

BMFTR-Verbundprojekt: Großtechnische Erprobung neuer Entwicklungen bei der Sequentiellen Grundwasseranreicherung

Berichte aus der
Siedlungswasserwirtschaft
Technische Universität München
2025

Nr. 230





Abschlussbericht

Großtechnische Erprobung neuer Entwicklungen bei der Sequentiellen Grundwasseranreicherung

Das diesem Bericht zugrunde liegenden Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Forschung, Technologie und Raumfahrt unter dem Förderkennzeichen 02WAV1672A-D gefördert.



Bundesministerium
für Forschung, Technologie
und Raumfahrt

Die inhaltliche Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autor:innen

Prof. Dr.-Ing. Jörg E. Drewes¹⁾ Jonas Aniol¹⁾, Regina Gnirss²⁾, Dr.-Ing. Alexander Sperlich²⁾, Josefine Filter²⁾, Dr.-Ing. Anne König²⁾, Dr. Janek Greskowiak³⁾, Dr.-Ing. Heiko Gerdes⁴⁾, Martin Ergh⁴⁾, Dr.-Ing. Uwe Hübner^{1,5)}

- 1) Technische Universität München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Am Coulombwall 3, 85748 Garching
- 2) Berliner Wasserbetriebe, Neue Jüdenstraße 1, 10179 Berlin
- 3) Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften (IBU), Carl-von-Ossietzky-Straße 9-11, 26129 Oldenburg
- 4) Brandt Gerdes Sitzmann (BGS) Umweltplanung GmbH, An der Eschollmühle 28, 62297 Darmstadt
- 5) Xylem Water Solutions Herford GmbH, Boschstraße 4-14, 32051 Herford/Germany

Projektkoordination

Prof. Dr.-Ing. Jörg E. Drewes
Technische Universität München
Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft
jdrewes@tum.de

Verbundpartner



Laufzeit: 01.08.2022 – 31.12.2024

Zusammenfassung

Die künstliche Grundwasseranreicherung (engl. *Managed Aquifer Recharge*, MAR) ist ein bewährtes Verfahren zur Sicherung der Trinkwasserversorgung. Insbesondere in Deutschland wird die Uferfiltration als Form der künstlichen Grundwasseranreicherung zur Rohwassergewinnung eingesetzt. Jedoch sind konventionelle Verfahren nur begrenzt in der Lage, persistente organische Spurenstoffe (z. B. Arzneimittelrückstände, Industrie- oder Haushaltschemikalien) zu entfernen, insbesondere bei stark abwasserbeeinflussten Oberflächengewässern stellt dies eine Herausforderung für die Uferfiltration und Trinkwassergewinnung dar.

Das vom Bundesministerium für Forschung, Technologie und Raumfahrt (BMFTR) geförderte Verbundvorhaben „TrinkWave Transfer“ hatte zum Ziel, den Ansatz der sequentiellen Grundwasseranreicherung (engl. *Sequential Managed Aquifer Recharge Technology*, SMART) weiterzuentwickeln und im großtechnischen Maßstab zu erproben. Dabei sollte insbesondere der für bisherige, oberflächliche Infiltrationsorgane notwendige Flächenbedarf, der häufig in urbanen Gebieten nicht zur Verfügung steht, minimiert werden. Im Fokus stand die gezielte Etablierung einer oxischen Redoxzone in einem natürlichen heterogenen Aquifer, um den biologischen Abbau organischer Spurenstoffe während der Untergrundpassage signifikant zu verbessern.

Das ursprüngliche SMART-Konzept (SMART 1.0) kombiniert die Uferfiltration mit einer zweiten nachgeschalteten belüfteten Infiltration über Versickerungsbecken. Hierfür werden zusätzlich große Flächen für die Infiltrationsorgane benötigt. Die Weiterentwicklung SMART 2.0 ersetzt diese offenen Becken und kombiniert erstmalig die Sickerschlitgrabentechnologie mit dem SMART-Ansatz, wodurch der Flächenbedarf drastisch reduziert wird. Darüber hinaus ermöglicht die Sickerschlitgrabentechnologie die gezielte Anbindung hydraulisch gut leitender Schichten und somit die gezielte Steuerung der Fließpfade im Untergrund. Die Realisierung eines definierten Fließregimes ist die Voraussetzung für die gezielte Anpassung der Milieubedingungen im Aquifer.

Während der konventionellen Uferfiltration kommt es meist schon im Nahbereich der Infiltration zu einer starken Abnahme des gelösten Sauerstoffs. Ursächlich hierfür ist die rasche Umsetzung von leicht biologisch abbaubarem Kohlenstoff oder von Ammonium, wodurch ein anoxisches bis anaerobes Redoxmilieu entsteht. Die für den mikrobiologischen Abbau von vielen organischen Spurenstoffen nachweislich günstigeren oxischen Redoxbedingungen sind bei der konventionellen Uferfiltration kaum vorhanden, was das Abbaupotential organischer Spurenstoffe einschränkt. Darüber hinaus fördern oligotrophe (kohlenstofflimitierende) Bedingungen die Diversität der mikrobiologischen Gemeinschaft (mehr Spezialisten) und die Hochregulierung spezifischer Enzyme für den Spurenstoffabbau.

Das zentrale Element von TrinkWave Transfer war die Errichtung, Inbetriebnahme und Erforschung der Demonstrationsanlage SMART 2.0 auf dem Gelände des ehemaligen Wasserwerk Berlin-Johannisthal. Der Standort bot gute Bedingungen zur Untersuchung einer solchen Anlage. Einerseits steht am Standort, durch eine aktive Brunnengalerie, eine konventionelle Uferfiltration zur Verfügung andererseits weist der stark abwasserbeeinflusste Teltowkanal erhöhte Konzentrationen anthropogener organischer Spurenstoffe auf. Hierzu wurden bereits vor dem Projektbeginn umfangreiche Erkundungsarbeiten zur Standortauswahl durchgeführt. Die Eignung des Aquifers konnte schließlich bestätigt werden und durch eine hydraulisch numerische Modellierung die Dimensionen und Betriebsparameter der geplanten Anlage simuliert und festgelegt werden. Schließlich wurde der Sickerschlitgrabentechnologie mit einer Länge von 25 m, einer Breite von 1 m und 7 m tief realisiert und mit einer Infiltrationsrate von 10 m³/h betrieben. In einer Entfernung von 25 m dienen zwei Entnahmebrunnen der Etablierung eines definierten Strömungsregimes im Untergrund, ein zusätzlicher Sicherungsbrunnen (in rund 63 m Entfernung) gewährleistet die hydraulische Abschirmung der Anlage zum Schutz des umliegenden Aquifers. Die Ausstattung des Versuchsfeldes mit mehreren Grundwassermessstellen sowie online

Sensorik und der Möglichkeit zur Probenahme erlaubt eine intensive Untersuchung der Demonstrationsanlage

Die Etablierung einer oligotrophen und oxischen Redoxzone im heterogenen Grundwasserleiter wurde über einen Zeitraum von rund 420 Tagen überwacht. Während dieser Zeit konnte auch die Methodik zur Beprobung und Bestimmung des gelösten Sauerstoffs im Untergrund in mehreren Schritten weiterentwickelt werden. Die räumliche und zeitliche Ausbreitung dieser oxischen Redoxzone wird maßgeblich von den hydraulischen Betriebsbedingungen sowie von den chemisch-physikalischen Eigenschaften des Aquifers und des infiltrierten Wassers beeinflusst. Die Ausbreitung des Sauerstoffs im Untergrund ist wiederum abhängig von der Anwesenheit oxidierbarer organischer und anorganischer Bestandteile im Zulaufwasser und in den Aquifersedimenten. Die zeitliche und räumliche Entwicklung der oxischen Redoxzone wurde in einem Stofftransportmodell abgebildet, welches mit den erfassten Felddaten validiert wurde. So konnte die Etablierung einer ausgeprägten oxischen Redoxzone beschrieben werden, welche nach 200 Tagen bereits einen Großteil der Fließstrecke zwischen Infiltration und Entnahme erfasste.

Nach der Etablierung der oxischen Redoxzone wurde die Demonstrationsanlage während einer rund fünfmonatigen Monitoringphase regelmäßig hinsichtlich der Spurenstoffkonzentrationen beprobt. Rund 30 analysierte Spurenstoffe konnten an den relevanten Messstellen in Konzentrationen gemessen werden, welche eine Bewertung des Abbauverhaltens durch die Demonstrationsanlage erlauben. Dabei konnte die verbesserte mikrobiologische Abbaubarkeit redoxsensitiver Indikatorsubstanzen unter SMART-Bedingungen bestätigt werden. Überraschend konnte der schnelle und vollständige Abbau des Süßstoffs Acesulfam beobachtet werden – der während der konventionellen Uferfiltration nicht entfernt wird. Auch der teilweise Abbau (38 %) des eigentlich persistenten Transformationsprodukts Dihydroxy-Carbamazepin (CBZ-DiOH) ist ein unerwartet positives Ergebnis dieser Untersuchungen. Als besonders persistent bekannte Substanzen wie beispielsweise der Komplexbildner EDTA, das Arzneimittel Primidon oder das Transformationsprodukt AMDOPH konnten auch unter SMART 2.0-Bedingungen nicht wesentlich entfernt werden. Die Ergebnisse aus Berlin-Johannisthal zeigen, dass SMART 2.0 ein platzsparendes, energiearmes und naturnahes Aufbereitungsverfahren darstellt, das abhängig von der Gewässerbelastung das Potenzial hat, konventionelle oder hochtechnisierte Verfahren (z. B. Aktivkohle, Ozonierung oder Umkehrosmose) zu ergänzen oder zu ersetzen – insbesondere bei geplanten Wasserwiederverwendungsstrategien.

Für den Technologietransfer ist eine sorgfältige Vorerkundung eines potenziellen Standortes zwingend notwendig. Die Errichtung einer entsprechenden SMART 2.0-Anlage mit seinen hydraulischen Komponenten (Infiltrationsorgan und Entnahmebrunnen) setzt eine hydraulisch numerische Modellierung voraus, die schließlich die Grundlage für die Auslegung und Dimensionierung der Anlage darstellt. Ein wesentlicher Faktor für einen stabilen und erfolgreichen Anlagenbetrieb ist die Bestimmung und Bereitstellung einer geeigneten Wasserqualität, welche auf die standortspezifischen Gegebenheiten abgestimmt sein muss.

Das SMART 2.0-Verfahren ist ein vielversprechender Ansatz zur gezielten Entfernung organischer Spurenstoffe im Rahmen einer nachhaltigen Wasserwiederverwendung. Die erfolgreiche großtechnische Umsetzung im Verbundprojekt TrinkWave Transfer belegt das Potenzial dieser Technologie. Durch die Kombination aus optimierten Redoxbedingungen, technischer Skalierbarkeit und ökologischer Verträglichkeit stellt SMART 2.0 eine zukunftsfähige Ergänzung der verfügbaren Maßnahmen zur Trinkwassergewinnung dar – insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels, dem Bevölkerungswachstum, der voranschreitenden Urbanisierung und zunehmender Belastung von Rohwasserressourcen.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	II
Abbildungsverzeichnis	VI
Tabellenverzeichnis	XI
Abkürzungsverzeichnis	XII
Abkürzungen und Indizes	XII
Chemische Elemente, Verbindungen und Summenparameter	XIII
1. Einleitung	14
2. Uferfiltration und Grundwasseranreicherung	17
2.1. Konventionelle und neue Verfahren der künstlichen Grundwasseranreicherung.....	17
2.2. Weiterentwicklung der sequentiellen Grundwasseranreicherung.....	19
2.3. Potential für den Abbau anthropogener Spurenstoffe	21
3. Umsetzungskriterien, Standortbewertung und Erkundung für eine mögliche Implementierung der sequentiellen Grundwasseranreicherung	23
3.1. Auswahlkriterien und Erkundung möglicher Standorte.....	24
3.2. Charakterisierung und Bewertung potenzieller Standorte	26
3.2.1. Vorgehensweise	26
3.2.2. Einschätzung und Bewertung zur Etablierung einer oxischen Redoxzone im Aquifer ..	26
3.3. Erkundung und Charakterisierung am Standort Johannisthal	28
3.3.1. Erkundung	28
3.3.2. Hydrogeologische Schematisierung der Untergrundverhältnisse	31
4. Anforderungen an das zu infiltrierende Wasser und Vorbehandlung	34
4.1. Allgemeine Anforderungen an das zu infiltrierende Wasser für die künstliche Grundwasseranreicherung und Etablierung von SMART-Bedingungen	34
4.2. Verfahren zur Vorbehandlung entsprechend der Rohwasserqualität und den lokalen Gegebenheiten	37
5. Auslegung, Abstimmung und Inbetriebnahme der hydraulischen Komponenten (Infiltration / Extraktion) zur Realisierung definierter Fließbedingungen / abgestimmter Fließpfade in einem heterogenen Aquifer.....	41
5.1. Hydraulische Modellierung zur Dimensionierung und Positionierung der Anlagenkomponenten.....	42
5.2. Technische Umsetzung / Bohrverfahren / Brunnendesign / Dimensionierung des Sickerschlitzgrabens.....	47
5.3. Beschreibung und Inbetriebnahme des Versuchsfeldes Berlin-Johannisthal (SMART 2.0 Demonstrationsanlage)	49

5.4.	Hydraulische Charakterisierung (Tracer-Test) und Modellvalidierung	53
5.4.1.	Vorabmodellierung zur Planung des Tracer-Versuchs	53
5.4.2.	Durchführung des Tracer-Versuchs.....	54
5.4.3.	Modellaufbau und Kalibrierung	56
5.5.	Inbetriebnahme und Infiltrations-Leistungstest des Sickerschlitzgrabens	60
6.	Etablierung einer oxischen Redoxzone in einem heterogenen Aquifer und Monitoring der Sauerstoffausbreitung während der Grundwasserpassage.....	62
6.1.	Instrumentierung und Durchführung der Messungen (Monitoring).....	62
6.2.	Ergebnisse vom Versuchsfeld Berlin-Johannisthal	65
6.3.	Simulation der Sauerstoffausbreitung	69
6.4.	Bewertung möglicher Auswirkungen eines Redoxwechsels auf den Untergrund	72
7.	Bewertung der anthropogenen Spurenstoffumsätze während der sequentiellen Grundwasseranreicherung.....	75
7.1.	Simulation des Stoffumsatzes von Spurenstoffen (erwartbarer Abbau).....	75
7.2.	Art der Beprobung und Analyseverfahren	79
7.3.	Ergebnisse des Spurenstoffabbaus im Versuchsfeld Johannisthal (Indikatorverbindungen und Konservative Tracer)	80
7.4.	Charakterisierung der Veränderung, Anpassung und Abbauleistung der mikrobiologischen Biozönose	96
8.	Übertragbarkeit und Handlungsempfehlungen für den Technologie Transfer von SMART 2.0.....	98
8.1.	Übertragbarkeit und Anwendbarkeit des Konzeptes auf heterogene Aquifere.....	98
8.2.	Hochskalierbarkeit	99
8.3.	Alterungseffekte im Infiltrationsorgan sowie im Untergrund sowie Möglichkeiten der Regenerierung des Sickerschlitzgrabens und der Brunnen	101
8.4.	Genehmigungsrechtliche Aspekte.....	103
8.5.	Differenzierung zwischen reiner Grundwasseranreicherung und Grundwasseranreicherung mit Wiederentnahme	105
8.6.	Technisch/wissenschaftliche Erfahrungen und Empfehlungen aus dem Betrieb der Demonstrationsanlage SMART 2.0 Berlin-Johannisthal	106
9.	Kommunikation und Außendarstellung	109
9.1.	Beiträge und Teilnahme an Fachkonferenzen.....	109
9.2.	Geplante Veröffentlichungen	110
9.3.	Besucherzentrum Berlin-Johannisthal.....	110
10.	Quellenverzeichnis.....	113

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Schematische Darstellung des SMART-Konzeptes (SMART 1.0), bestehend aus einer klassischen Uferfiltration mit nachgeschalteter Sauerstoffanreicherung und zusätzlicher Grundwasseranreicherung über ein Versickerungsbecken mit nachfolgender Wiederentnahme.	18
Abb. 2	Schematische Darstellung von Versickerungsbrunnen (links) und Sickerschlitzen (rechts).....	19
Abb. 3	Entwicklung von Verfahren zur künstlichen Grundwasseranreicherung mit von Abwasser beeinflussten Oberflächengewässern. (1. von oben) konventionelle Uferfiltration, (2. von oben) sequentielle Grundwasseranreicherung – SMART 1.0, (3. von oben) SMART 2.0 mit Sickerschlitzeninfiltration. Technische Umsetzung (4. von oben) des SMART Konzeptes als Bioreaktor – <i>plus</i> – zur direkten Behandlung kommunaler Kläranlagenabläufe.....	20
Abb. 4	Ausdehnung der oxischen Zone in Fließrichtung in Abhängigkeit der O_2 -Entfernungzeit T_{ox} , sowie der Durchflussrate Q , Durchflussmächtigkeit B und effektiver Porosität n_e	27
Abb. 5	Standorterkundung und Lage der Erkundungsbohrungen [BWB, 2021].	29
Abb. 6	Verbreitung des Trennhorizontes am Wasserwerksstandort Berlin-Johannisthal [BWB, 2021].	30
Abb. 7	Siebanalysen und Kornsummenkurven der sechs Kernbohrungen in unterschiedlichen Tiefen [BWB, 2021].	31
Abb. 8	Hydrologische Schematisierung mit abgeleiteten k_f -Werten in unterschiedlichen Tiefen des Standortes [BWB, 2021].	32
Abb. 9	Abgeleitete hydrogeologische Modellschematisierung des Untergrundes am Versuchsstandort Berlin-Johannisthal mit Zonen unterschiedlicher hydraulischer Durchlässigkeiten.	33
Abb. 10	Beispiele für Verfahrenskombinationen einer Trinkwasseraufbereitung durch künstliche Grundwasseranreicherung (modifiziert nach [DVGW W 126, 2007]). Neben Vorbehandlungsverfahren sind auch an die Untergrundpassage anschließende Aufbereitungsverfahren dargestellt. Rot hervorgehoben ist die im Rahmen des Verbundvorhabens demonstrierte Verfahrensvariante (SMART).	38
Abb. 11	Verfahrensschema zur Aufbereitung des Uferfiltrats zur Enteisenung/Entmanganung vor der Infiltration in den Sickerschlitzen der Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal SMART 2.0.	39
Abb. 12	Übersicht des gesamten Grundwassermodells und Lage des in Bereichen des Gebietes vorherrschenden Trennhorizontes [BWB, 2021].	43
Abb. 13	Lage von Bohransatzpunkten, Sickerschlitzen und Entnahmehäfen, mit <i>Centerline</i> [BWB, 2021].	44
Abb. 14	Grundwasserstände im Betrieb [BWB, 2021].	45
Abb. 15	Vertikalschnitt, Grundwasserstände im Betrieb [BWB, 2021].	45
Abb. 16	Modelltechnischer Nachweis der hydraulischen Abschirmung [BWB, 2021].	46
Abb. 17	Isochronen im Anstrom [BWB, 2021].	47
Abb. 18	Baustelleneinrichtung zum Bau des Sickerschlitzen in Berlin-Johannisthal (Bildquelle: Sven Bock / Berliner Wasserbetriebe).	48

Abb. 19	Herstellung des Sickerschlitzgrabens und Einbringung des Filtermediums in Berlin-Johannisthal (Bildquelle der rechten Abbildung: Sven Bock / Berliner Wasserbetriebe).	48
Abb. 20	Offener Sickerschlitzgraben und Positionierung des Abschlussbauwerkes.	49
Abb. 21	Abschlussbauwerk des Sickerschlitzgrabens.	49
Abb. 22	Lage des Versuchsfeldes Berlin-Johannisthal und Position des Sickerschlitzgrabens, der Grundwassermessstellen und den Produktionsbrunnen.	50
Abb. 23	Brunnenausbau (Brunnen 3) nach Bohrdokumentation (links), nach Bohrlochgeophysikalischer Untersuchung (mittig) und Brunneschacht (rechts) [BLM, 2023b].	51
Abb. 24	Ausbau der Grundwassermessstelle 4 nach Bohrdokumentation (links), nach Bohrlochgeophysikalischer Untersuchung (mittig) und Schutzrohr mit Schutzkappe (rechts) [BLM, 2023a].	52
Abb. 25	Strompfade und Isochronen der Vormodellierung der BGS Umwelt. Die rote gestrichelte Linie ist die <i>Centerline</i> und stellt die Lokation des für die Tracer-Versuchsplanung und Vorabkalibrierung verwendeten 2D Vertikalmodells dar.	54
Abb. 26	Vergleich der Analyseergebnisse zweier Proben des lokalen Berliner Trinkwassers (TW) (von 2021 u. 2022) und dem Grundwasser (GW) bzw. Uferfiltrates am Versuchsstandort Berlin-Johannisthal bezüglich potenzieller Tracer-Substanzen.	55
Abb. 27	Gemessene (blau) und simulierte (rot) el. Leitfähigkeiten (EC), und die relativen Grundwasserstände (unten rechts) an den GWMs auf der <i>Centerline</i> . Für die Darstellung wurden gemessenen el. Leitfähigkeiten jeweils mit einem <i>Offset</i> versehen (+/- 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$), um für das unbeeinflusste Grundwasser eine einheitliche Leitfähigkeit von 950 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu erreichen. Der Ausschlag des gemessenen Signals an GWM 5 wurde darüber hinaus noch mit 30 % vergrößert um den EC-Kontrast von 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zwischen Trinkwasser und unbeeinflussten Grundwasser zu erreichen.	57
Abb. 28	Profilschnitt aus dem 3D-Model entlang der <i>Centerline</i> der Demonstrationsanlage (s. Abb. 25). Dargestellt sind der hydrogeologische Strukturaufbau, die simulierte stationäre hydraulische Situation und die simulierte Trinkwasserverteilung nach 90 Tagen Simulationszeit. Der Grundwasserleiter wurde in fünf durchlässige hydrogeologische Einheiten unterteilt (gestrichelte vertikale Linien). Dargestellt sind die kalibrierten horizontalen hydraulischen Leitfähigkeiten, Lage des Sickerschlitzes, sowie Lage und Filterstrecke der Förderbrunnen und Grundwassermessstellen. Die schwachen weißen Linien stellen die Linien gleichen hydraulischen Potentials in m NHN dar. Der Übergang der unterschiedlichen Grüntöne in Einheit 1 stellt Lage der freien Grundwasseroberfläche dar. Der dunkelblaue Bereich stellt einen lokalen Grundwasserhemmer dar.	58
Abb. 29	Beobachtete und simulierte el. Leitfähigkeit (EC) an den drei Förderbrunnen der Demonstrationsanlage.	59
Abb. 30	Simulierte Trinkwasserverteilung nach 90 Tagen Simulationszeit in 11 m Tiefe (hydrogeologische Einheit 2).	59
Abb. 31	Infiltrationsrate in $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ für die Beschickung des Sickerschlitzgrabens mit Trinkwasser und aufbereitetem Uferfiltrat im Untersuchungszeitraum 07/2023 – 11/2024.	60
Abb. 32	Erhöhung des Wasserstands im Sickerschlitzgraben bei kurzfristiger Erhöhung der Infiltrationsmenge um 80 % (von 10 auf 18 m^3/h).	61
Abb. 33	Entwicklung der Sauerstoffkonzentration in der GWM 2 in Berlin-Johannisthal während eines Pumpversuches, gemessen in der Pumpleitung ohne Atmosphäreneinfluss.	63

Abb. 34	Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen als Stundenmittelwerte im Sickerschlitzgraben als zusammengefasste Messwerte aus unterschiedlichen Messstellen und Tiefen, innerhalb der ersten 416 Tage nach Inbetriebnahme der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal. Rotmarkierte Bereiche kennzeichnen Zeiträume mit längeren Ausfällen der Infiltration.	66
Abb. 35	Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen als Stundenmittelwerte in der GWM 4 und in unterschiedlichen Tiefen (9,7/11 m uGOK zusammengefasst zu 10 m uGOK), innerhalb der ersten 416 Tage nach Inbetriebnahme der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal. Rotmarkierte Bereiche kennzeichnen Zeiträume mit längeren Ausfällen der Infiltration. Bekannte Artefakte, z. B. bedingt durch Störung der Messstelle, wurden entfernt.	66
Abb. 36	Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen als Stundenmittelwerte in der GWM 7 in einer Tiefe von 9,5 m uGOK (9,5/9,7 m uGOK zusammengefasst zu 9,5 m uGOK), innerhalb der ersten 416 Tage nach Inbetriebnahme der SMART 2.0 Pilotanlage in Berlin-Johannisthal. Rotmarkierte Bereiche kennzeichnen Zeiträume mit längeren Ausfällen der Infiltration. Bekannte Artefakte, z. B. bedingt durch Störung der Messstelle, wurden entfernt.	67
Abb. 37	Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen in der GWM 6, innerhalb der ersten 416 Tage nach Inbetriebnahme der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal. Rotmarkierte Bereiche kennzeichnen Zeiträume mit längeren Ausfällen der Infiltration. Alle Datenpunkte ohne Entfernung von Eingriffsbedingen Artefakten. Während der Zeitraum 217 – 300 Tage vermutlich durch eine intensive Störung der Messstelle geprägt war, zeigen sich ab Tag 300 die sprunghaftigen Konzentrationsanstiege während der Probenahmen.	68
Abb. 38	Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen in der GWM 1, innerhalb der ersten 416 Tage nach Inbetriebnahme der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal. Rotmarkierte Bereiche kennzeichnen Zeiträume mit längeren Ausfällen der Infiltration. Alle Datenpunkte ohne Entfernung von Eingriffsbedingen Artefakten. Kleine (< 1 mg DO/l), sprunghafte Anstiege ab Tag 245 bei 13 m uGOK (hellblaue Linie) deuten einströmendes frisches Wasser aus dem Aquifer an.	69
Abb. 39	Beobachtete und simulierte Sauerstoffkonzentrationen an den Grundwassermessstellen (GWM) im Versuchsfeld. Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen am Sickerschlitz (Trench) fungierten in der Modellierung als Quellterm.	70
Abb. 40	Modellierte zeitliche Entwicklung der relativen Sauerstoffzehrrate im Grundwasserleiter. Diese wurde zum Zeitpunkt $t = 0$ auf 4.3 mg/l/d geschätzt.	71
Abb. 41	Modellierte Sauerstoffverteilung entlang der <i>Centerline</i> , (a) nach 50 Tagen Simulationszeit und (b) nach 200 Tagen Simulationszeit.	72
Abb. 42	Tägliche Grundwasserentnahme an den drei Produktionsbrunnen in Berlin-Johannisthal über einen Zeitraum von ca. 540 Tagen seit Inbetriebnahme der Demonstrationsanlage mit Trinkwasserinfiltration im Juli 2023.	74
Abb. 43	Simulierte Konzentrationsverteilung der Modellsubstanz (blau-rot) und die 0.1 mg/l Sauerstoffkonturlinie (weiß gestrichelte Linie) nach drei Jahren Simulationszeit in 11 m Tiefe (hydrogeologische Einheit 2).	76
Abb. 44	Simulierte relative Konzentration der Modellsubstanz nach drei Jahren Simulationszeit an den Messstellen der <i>Centerline</i> und den Entnahmebrunnen.	77

Abb. 45	Simulierte relative Konzentration von Zielsubstanzen für Halbwertszeiten zwischen $T_{1/2} = 0.2$ (blau) und 10 (rot) Tagen an den Messstellen der <i>Centerline</i> und an Brunnen 1,2, und 3.....	78
Abb. 46	Konzentrationsveränderung physikalisch-chemischer Kenngrößen während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	81
Abb. 47	Konzentrationsveränderung von aromatischen Kohlenwasserstoffen während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	82
Abb. 48	Konzentrationsveränderung von Benzotriazolen während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	83
Abb. 49	Konzentrationsveränderung des Komplexbildners EDTA während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	83
Abb. 50	Konzentrationsveränderung von Industriechemikalien während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	84
Abb. 51	Konzentrationsveränderung von Pestizid-Transformationsprodukten während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	85
Abb. 52	Konzentrationsveränderung von gut biologisch abgebauten Arzneistoffen während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	86
Abb. 53	Konzentrationsveränderung von persistenten Arzneistoffen und einem Röntgenkontrastmittel während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen an der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	88
Abb. 54	Konzentrationsveränderung von gut biologisch abgebauten Arzneistoff-Transformationsprodukten während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und nach an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	89
Abb. 55	Konzentrationsveränderung von persistenten Arzneistoff-Transformationsprodukten während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und nach an den Entnahmebrunnen der	

	SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	90
Abb. 56	Konzentrationsveränderung dreier Phenazone während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	91
Abb. 57	Konzentrationsveränderung von Phenazon-Transformationsprodukten während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	92
Abb. 58	Konzentrationsveränderung des Süßungsmittels Acesulfam während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	93
Abb. 59	Konzentrationsveränderung von flüchtigen hogenierten organischen Substanzen während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].....	94
Abb. 60	Links: Erste Version der Aufwuchskörper bestehend aus einer 150 mm langen und 32 mm im Durchmesser großen perforierten Edelstahlhülse, gefüllt mit angerauten Glaskugeln als Aufwuchsmedium für autochtone Mikroorganismen im Aquifer der Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Rechts: Batch-Test zum Spurenstoffabbau mit der autochtone Biozönose mithilfe zuvor inkubierter und mit Biofilm bewachsener Glaskugeln unter unterschiedlichen, kontrollierten Milieubedingungen.....	97
Abb. 61	Visualisierung einer tiefendifferenzierten Probenahme in einer langverfilterten Grundwassermessstelle durch ein abgestimmtes Pumpregime.....	108
Abb. 62	Besucherzentrum Berlin-Johannisthal (Außenansicht).	111
Abb. 63	Besucherzentrum Berlin-Johannisthal (Innenansicht und Ausstattung).	112

Tabellenverzeichnis

Tab. 1	Ursachen und Mechanismen von <i>clogging</i> in Infiltrationsorganen wie Infiltrationsbrunnen oder Sickerschlitzzgräben (frei übersetzt und angepasst aus [MALIVA, 2020]).....	35
Tab. 2	Lage und Abstände des Sickerschlitzzgrabens und der Entnahmebrunnen zum Sickerschlitzzgraben bzw. zur <i>Centerline</i>	44
Tab. 3	Übersicht der Endteufen, Filterstrecken, Sensorausstattung und Probenahmemöglichkeit des Sickerschlitzzgrabens, der Produktionsbrunnen und Grundwassermessstellen (GWM). MID = magnetisch induktive Durchflussmessung, P = Druck (Grundwasserstand), LF = elektrische Leitfähigkeit, DOC = gelöster Sauerstoff.	51
Tab. 4	Übersicht der Ausstattung von Messstellen an der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal mit Online-Sauerstoffsensoren.	64
Tab. 5	Errechnete effektive hydraulische Aufenthaltszeiten und Filtratanteile an ausgewählten Grundwassermessstellen und den Produktionsbrunnen.	77
Tab. 6	Übersicht der Probenahmen für Spurenstoffe während der Monitoringphase 2024 und stabilem Anlagenbetriebs nach Messstelle.	79
Tab. 7	Übersicht des Abbaus ausgewählter Spurenstoffe während der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal während eines fünfmonatigen Betriebes. Die prozentuale Entfernung bezieht sich auf den Mediankonzentrationsunterschied zwischen dem Zulauf der Vorbehandlung und der letzten Grundwassermessstelle der GWM 1 entlang der <i>Centerline</i>	95
Tab. 8	Grobe Abschätzung der benötigten Sickerschlitzzgrabenlänge am Standort Berlin-Johannisthal	101

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzungen und Indizes

BG	Bestimmungsgrenze
BWB	Berliner Wasserbetriebe
CAS	CAS-Registrierungsnummer (engl.: <i>chemical abstracts service registry number</i>)
DW	Trinkwasser (engl.: <i>drinking water</i>)
GAK	Granulierte Aktivkohle
GOK	Geländeoberkante
GOW	Gesundheitlicher Orientierungswert
GW	Grundwasser
HRT	Hydraulische Aufenthaltszeit (engl.: <i>hydraulic retention time</i>)
LF	Elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]
MID	Magnetisch induktive Durchflussmessung
MFI	Modifizierter Fouling Index oder Membran Filtration Index
NHN	Normallhöhenull (Höhe über dem Meeresspiegel)
P	Druck
RSF	Schnellsandfilter (engl.: <i>rapid sand filtration</i>)
SMART	Sequentielle Grundwasseranreicherung (engl.: <i>sequential managed aquifer recharge technology</i>)
SOM	Sedimentäres organisches Material
TK	Teltowkanal
TUM	Technische Universität München
TW	Trinkwasser
uGOK	unter Geländeoberkante
UF	Uferfiltrat
UV	Ultraviolettstrahlung
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPG	Gesetz für die Umweltverträglichkeitsprüfung

Chemische Elemente, Verbindungen und Summenparameter

AAA	Acetylaminoantipyrin (4-Acetoamido-2,3-dimethyl -1-phenyl -5-pyrazolinon)
AMDOPH	1-Acetyl-1-methyl -2-dimethyl -oxamoyl -2-phenylhydrazid
AMPA	Aminomethylphosphonsäure
AMPH	Aminomethylphosphonsäure
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
ATP	Adenotriphosphat
BDOC	Biologisch abbaubarer gelöster organischer Kohlenstoff (engl.: <i>biodegradable dissolved organic carbon</i>)
CBZ – DiOH	Dihydroxy-Carbamazepin
CH₄	Methan
CO₂	Kohlenstoffdioxid
Cl	Chlor
Cl⁻	Chlorid
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DMAA	Dimethylaminophenazon(4-Dimethylamino-2,3-dimethyl -1-phenyl -5-pyrazolinon)
DNA	Desoxyribonukleinsäure (engl.: <i>Deoxyribonucleic acid</i>)
DO	Gelöster Sauerstoff (engl.: <i>dissolved oxygen</i>)
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff
DP	Dimethylpyrazolon (1,2-Dihydro-1,5-dimethylpyrazol -3-on)
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
FAA	Formylaminoantipyrin (4-Formylamido-2,3-dimethyl -1-phenyl-5-pyrazolinon)
Fe	Eisen
Fe³⁺	Eisen-Kation (3-wertig)
FeS₂	Pyrit
N	Stickstoff
NH₄⁺ – N	Ammoniumstickstoff
NO₃⁻ – N	Nitratstickstoff
O₂	Sauerstoff
P	Phosphor
PEMA	Phenylethylmalonamid
POC	Partikulärer organischer Kohlenstoff (engl.: <i>particulate organic carbon</i>)
p,p – DDA	2,2-Bis(p-chlorphenyl)essigsäure
p – TSA + o – TSA	p-Toluolsulfonsäure + o-Toluolsulfonsäure
PVC	Polyvinylchlorid
SO₄²⁻	Sulfat
TSS	Gesamt suspendierte Feststoffe (engl.: <i>total suspended solids, TSS</i>)

1. Einleitung

Die künstliche Grundwasseranreicherung zur Gewinnung von Trinkwasser wird seit vielen Jahrzehnten an vielen Orten der Welt praktiziert [DILLON et al., 2019]. Auch in Deutschland wird diese stellenweise zur Gewinnung von Trinkwasser eingesetzt. Am häufigsten kommt dabei die sogenannte Uferfiltration zum Einsatz, bei der Grundwasser in der Nähe eines Oberflächengewässers gefördert wird [STATISTISCHES BUNDESAMT, 2024]. Durch die Entnahme des Grundwassers wird eine verstärkte Infiltration des Oberflächenwassers in den Untergrund in Richtung der Produktionsbrunnen erzwungen. Während der Untergrundpassage wird das Wasser zusätzlich aufgereinigt; insbesondere leicht abbaubarer organischer Kohlenstoff, partikulärer organischer Kohlenstoff sowie Pathogene, wie Bakterien, Viren und Parasiten werden zurückgehalten oder abgebaut [RAUCH-WILLIAMS et al., 2023]. Andere Substanzen wie anthropogene Chemikalien, z. B. Pharmazeutika, Pestizide, Industrie-, Haushaltschemikalien und weitere synthetische Stoffe, sind teilweise nicht oder nur schwer biologisch abbaubar und werden bei der konventionellen Uferfiltration nicht oder nur unzureichend entfernt. Die Eintragspfade dieser organischen Schadstoffe in den Wasserkreislauf sind vielfältig und hängen neben dem Verhalten der Substanzen vor allem von dem Anwendungszweck und -ort ab [REGNERY et al., 2013]. Neben Oberflächenabflüssen und landwirtschaftlichen Einträgen gelangen organische Spurenstoffe vor allem über kommunale oder industrielle Kläranlagenabläufe (Klarwasser) in die Gewässer. Insbesondere bei stark abwasserbeeinflussten Oberflächengewässern, d. h. einem hohen Anteil an Klarwasser, können deutlich erhöhte Konzentrationen anthropogener Schadstoffe auftreten [MÜLLER et al., 2012, OULTON et al., 2010, WITTMER et al., 2014, LUO et al., 2014, LAPWORTH et al., 2012, DREWES et al., 2018]. Soll das Uferfiltrat zur Trinkwassergewinnung genutzt werden, so müssen organische Spurenstoffe (TOrcs, engl.: *trace organic chemicals*) – je nach Substanz und Konzentration – mithilfe weitergehender sowie teils energie- und chemikalienintensiver Aufbereitungstechnologien wie Membranfiltration, Umkehrosmose, Adsorptions- oder Oxidationsverfahren aufwendig entfernt werden [SCHEURER et al., 2010, SYNDER et al., 2007].

Während global gesehen nach wie vor der überwiegende Anteil an kommunalen und industriellen Abwässern ungeklärt in der Umwelt entsorgt wird und damit erheblich zur Verschmutzung von Meeren, Oberflächen- und Grundwässern beiträgt, erfolgt in Deutschland eine nahezu flächendeckende Abwasserbehandlung aller Haushalte und Industriebetriebe. Dennoch gelangt kontinuierlich eine Vielzahl an anorganischen (Schwermetall und Salze) und persistenten organischen Spurenstoffen über Kläranlagenabläufe in unsere Oberflächengewässer. Durch Gewinnung von Trinkwasser durch Uferfiltration im Abstrom dieser Einleitungen, kommt es zu einer unbeabsichtigten *de facto* Wasserwiederverwendung [COMMISSION et al., 2017]. Der Anteil an Klarwasser in einem Fließgewässer unterliegt einer gewissen Dynamik und hängt dabei vom Abschnitt des Fließgewässers, der Menge an eingeleitetem Klarwasser sowie den saisonal variierenden Abflüssen ab. Mit ihren Untersuchungen zur quantitativen Erhebung des Klarwasseranteils in Oberflächengewässern, konnten KARAKURT et al. (2019) zeigen, dass es an Standorten bzw. in Szenarien mit einem Uferfiltratanteil von < 20 % und Klarwasseranteilen im Oberflächengewässer von > 50 % oder einem Uferfiltratanteil von 50 – 100 % und einem Klarwasseranteil im Oberflächengewässer von 10 % zu Überschreitungen der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für ausgewählte Spurenstoffe kommen kann.

Neben der schon praktizierten, ungeplanten *de facto* Wasserwiederverwendung steigt weltweit – und auch in Deutschland – der Druck hin zu einer bewussten bzw. geplanten Wasserwiederverwendung. Der Klimawandel führt vielerorts zu einer Intensivierung des Wasserkreislaufes, steigende Temperaturen bedingen eine beschleunigte Verdunstung von Oberflächen- und Bodenwasser. Damit einhergehend verändern sich die Niederschlagsmuster und -intensitäten, deren Auswirkungen sich regional stark unterscheiden können. In Regionen mit überwiegend steigenden Temperaturen und beschleunigter Verdunstung ist zu erwarten, dass verstärkt Grundwasser zur Deckung des Bewässerungsbedarfs entnommen wird, um beispielsweise die bewässerungsabhängige Landwirtschaft zu versorgen [WBGU, 2024]. Auch

in Europa und in Deutschland ist durch den Klimawandel langfristig mit einer Abnahme der Wasserverfügbarkeit zu rechnen [SAMANIEGO et al., 2018, THOBER et al., 2018].

Gereinigtes kommunales Abwasser fällt i. d. R. ohne größere saisonale Schwankungen ganzjährig sowie in örtlicher Nähe zum Wasserbedarf an und stellt daher eine mögliche, trockenheitsresistente Alternative zu traditionellen Süßwasserressourcen dar. Damit kann die gezielte Wasserwiederverwendung von aufbereitetem kommunalem Abwasser eine wesentliche Rolle bei der Entlastung und Ergänzung bestehender Trinkwasserressourcen übernehmen. Dazu muss das konventionell gereinigte kommunale Abwasser weiter aufbereitet und gereinigt werden. Je nach angestrebter Anwendung und dem Einsatzort, wie dem industriellen Einsatz, der städtischen oder landwirtschaftlichen Bewässerung oder die Trinkwassergewinnung, sind unterschiedliche Wasserqualitäten zu erreichen. Dabei wird das Wasser mithilfe aufwendiger Verfahren (z. B. Membranfiltration, Umkehrosmose, Adsorptionsverfahren oder Oxidationsverfahren) aufbereitet, ehe es zunächst einem natürlichen Grundwasserleiter zugeführt wird (indirekte Wasserwiederverwendung) oder direkt in das Trinkwasserverteilungsnetz eingespeist wird (direkte Wasserwiederverwendung) [DREWES AND HORSTMAYER, 2016]. Die genannten und mittlerweile etablierten weitergehenden Aufbereitungsverfahren fordern einen hohen Grad an Technologisierung, hohe Betriebskosten durch Überwachung und Wartung sowie den Einsatz von Chemikalien und Energie. Weiterhin entstehen insbesondere bei der Membranfiltration konzentrierte Abwässer, die aufgrund ihres hohen Salzgehaltes nicht in oberflächliche Binnengewässer eingeleitet werden können.

Aus diesem Grund wurden im vom BMBF geförderten TrinkWave-Verbundvorhaben im Zeitraum 2016 – 2020 bereits, neue Multibarrieren-Aufbereitungsprozesse für eine Wasserwiederverwendung entwickelt, die ohne den Einsatz von Hochdruckmembranen eine einwandfreie Wasserqualität für die Stützung der Trinkwasserressourcen liefern können [TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN et al., 2020]. Die zentralen Technologieelemente dieses Konzeptes sind die sequentielle Grundwasseranreicherung (engl. *Sequential Managed Aquifer Recharge Technology*, SMART), eine hocheffiziente Infiltration über Sickerschlitzzgräben und der *in situ* Eintrag von Elektronenakzeptoren. Das SMART-Verfahren hat zum Ziel, kontrollierte Milieubedingungen zu schaffen, um so einen mikrobiologischen Umsatz schwer abbaubarer Substanzen in der Untergrundpassage zu ermöglichen bzw. diesen zu verbessern. Ein verbesserter biologischer Abbau (Biotransformation) von organischen Spurenstoffen, konnte bisher in einer Vielzahl von Laboruntersuchungen aber z. T. auch in Pilotuntersuchungen an realen Standorten gezeigt werden [HÜBNER et al., 2021, FILTER et al., 2021]. Auch im Rahmen des TrinkWave Projekts wurde dies von den Berliner Wasserbetrieben (BWB) im Demonstrationsmaßstab mit Uferfiltrat bei anschließender Versickerung über Infiltrationsbecken in der Grundwasseranreicherungsanlage auf der Insel Baumwerder (Berlin) untersucht [HELLAUER et al., 2018]. Die Technologieelemente der Infiltration über Sickerschlitzzgräben und der *in situ* Eintrag von Elektronenakzeptoren konnten im Maßstab einer technischen Pilotanlage an der Technischen Universität München (TUM) erfolgreich umgesetzt werden [KARAKURT-FISCHER et al., 2020b, KARAKURT-FISCHER et al., 2020a]. Eine Demonstration einer platzsparenden und optimierten künstlichen Grundwasseranreicherung unter SMART-Bedingungen zur verbesserten biologischen Entfernung von organischen Spurenstoffen fehlte bisher. Aufbauend auf den Erfahrungen sollte in diesem Verbundvorhaben das SMART-Verfahren als Rückgrat einer weitergehenden Abwasserbehandlung oder Behandlung von abwasserbeeinflussten Oberflächengewässern zur Trinkwasserproduktion weiterentwickelt werden. Dabei wird erstmalig die Kombination der Sickerschlitzzgrabentechnologie mit der sequentiellen Untergrundpassage großtechnisch gekoppelt, um den physischen Flächenbedarfs zu verkleinern und den baulichen Aufwand zu reduzieren. Weiterhin standen die dynamische Grundwasserbewirtschaftung zur Einstellung kontrollierter Redoxbedingungen, die betriebliche Optimierung, die Etablierung einer adäquaten Prozessüberwachung sowie eine mögliche Hochskalierung der Technologie im Vordergrund der Untersuchungen.

Eine großtechnische Verwertung des SMART-Verfahrens gerade in seiner optimierten Form mit integrierter Sickerschlitzgrabentechnologie und aktiver hydrologischer Steuerung im Untergrund sowie einer potenziell erfolgenden *in situ* Einbringung eines Elektronenakzeptors bedarf weiterer Untersuchungen in einem skalierbaren Maßstab und unter realen Betriebsbedingungen, um die Leistungsfähigkeit des Verfahrens zu belegen und zukünftige Investitionen potenzieller Anwender abzusichern. Die Berliner Wasserbetriebe haben das Potential des modifizierten SMART-Verfahrens erkannt und sind an einer möglichen Realisierung interessiert. Das wesentliche Ziel des Verbundvorhabens TrinkWave Transfer war daher die großtechnische Untersuchung der Kombination der Elemente des SMART-Konzeptes unter realen Betriebsbedingungen als Technologie-Option für die Wiederinbetriebnahme des stillgelegten Wasserwerks Berlin-Johannisthal. Gerade dieser Standort ist insofern interessant, da das gewonnene Uferfiltrat der Teltowkanalgalerien stark abwasserbeeinflusst ist. Damit sollten die Möglichkeiten und Grenzen dieser naturnahen Aufbereitungstechnologie getestet, demonstriert und mit verfügbaren technischen Lösungen nach dem Stand der Technik verglichen werden. Ein naturnahes Verfahren wie SMART kann eine Alternative oder ein ergänzendes Technologieelement in einem weitergehenden Aufbereitungskonzept mit Ozon oder Aktivkohle sein. Die großtechnischen Versuche dieses neuentwickelten Aufbereitungsverfahrens dienen dabei als eine direkte Vorstufe der Umsetzung.

2. Uferfiltration und Grundwasseranreicherung

Die Uferfiltration als ein Spezialfall der künstlichen Grundwasseranreicherung (engl.: *managed aquifer recharge, MAR*) wird seit vielen Jahrzehnten zur Stützung von Trinkwasserressourcen genutzt [DILLON et al., 2019, SPRENGER et al., 2017]. Die Nutzung als natürlichen Filter und mikrobiologischer Abbauprozesse (Biotransformation) während der Untergrundpassage führt zu einem Rückhalt oder zumindest einer Reduktion einer Vielzahl von partikulären Stoffen (Trübung), gelösten Schadstoffen (u. a. organischer Kohlenstoff (DOC) oder Nährstoffe) sowie von Krankheitserregern, wie Viren, Bakterien und Parasiten (*Protozoen*) [RAUCH-WILLIAMS et al., 2023, BETANCOURT et al., 2014, REGNERY et al., 2013].

Insbesondere mit Blick auf die Speicherung und Wiederverwendung von Wässern wie Regenabflüssen oder vorbehandelten Abwässern (Kläranlagenabläufen), bietet die künstliche Grundwasseranreicherung eine einfache, kostengünstige, energiearme, meist abfallstromfreie und z. T. besser akzeptierte Alternative gegenüber hoch technologisierten Aufbereitungstechnologien [SPRENGER et al., 2017]. Darüber hinaus kann die künstliche Grundwasseranreicherung als Barriere gegen das Eindringen von salzhaltigem Meerwasser in küstennahe Grundwasserleiter und einer damit verbundenen Beeinträchtigung der küstennahen Grundwasserressourcen eingesetzt werden [ORTUÑO et al., 2012, KIPARSKY et al., 2021].

Die zunehmende Verbreitung und Persistenz anthropogener Chemikalien, welche in die aquatische Umwelt gelangen, und dort nur schwer oder gar nicht abgebaut werden, verlangen eine Weiterentwicklung von MAR-System. Obwohl die genauen mikrobiologischen Abbauprozesse der Transformation TOrcs zum Großteil noch nicht bekannt sind, konnte durch eine Vielzahl von Laborexperimenten sowie einiger Anlagen im Realmaßstab ein verbesserter mikrobiologischer Abbau von TOrcs unter angepassten und optimierten Milieubedingungen gezeigt werden [HELLAUER et al., 2017, HELLAUER et al., 2018, HELLAUER et al., 2019, FILTER et al., 2021]. Die gezielte Anpassung und Etablierung von Bedingungen für einen verbesserten Schadstoffrückhalt und -abbau (Biotransformation) sind daher wesentlichen Ziele der derzeitigen MAR-Forschung [HÜBNER et al., 2022].

2.1. Konventionelle und neue Verfahren der künstlichen Grundwasseranreicherung

Unter der Bezeichnung künstliche Grundwasseranreicherung bzw. MAR sind unterschiedliche Systeme und Ansätze zur Infiltration, Extraktion, Speicherung und Behandlung von Wässern in Grundwasserleitern und Bodenschichten zusammengefasst. Diese lassen sich sowohl nach ihrer Art der Infiltration und Extraktion sowie nach dem beabsichtigten Zweck ihres Betriebes einteilen. Am häufigsten wird eine flächige und oberflächennahe Versickerung über Infiltrationsteiche bzw. -becken realisiert. Darüber hinaus können künstliche Dämme in Fließgewässern eine gezielte Aufstauung und damit erhöhte Infiltration als einfache Technik genutzt werden. Eine punktuelle und gezielte Infiltration in die Tiefe eines Aquifers ist durch Versickerungs- bzw. Schluckbrunnen oder durch Sickerschlitzgräben möglich. Während oberflächennahe Versickerungsorgane meist leicht und kostengünstig zu errichten sowie zu betreiben sind, sind sie jedoch auf eine ausreichend gute und durchgängige hydraulische Durchlässigkeit der oberen ungesättigten Zone (vadose Zone) aber auch in tieferen gesättigten Sedimentschichten bis zur angestrebten Tiefe angewiesen. Je nach Verfügbarkeit werden u. a. Oberflächenwässer, vorbehandelte Abwässer und Regenwasser für eine spätere Nutzung zur Bewässerung, für industrielle Anwendungen und Steigerung der Trinkwasserressourcen aber auch zur Wasserspeicherung, Verdrängung von eindringendem Meerwasser, Sicherung von Grundwasserständen und dem Schutz von Grundwassersystemen infiltriert. Aus dieser groben Auswahl an Infiltrations- und Extraktionsmöglichkeiten wird bereits eine Vielzahl von Verfahrenskombinationen und Anwendungsmöglichkeiten ersichtlich. Der Fokus des TrinkWave Transfer Projektes lag daher auf der Weiterentwicklung und Demonstration des SMART-Konzeptes, weshalb dieses im Nachfolgenden zusammenfassend erläutert wird.

Während der konventionellen Uferfiltration bzw. in MAR-Systemen kommt es meist bereits im Nahbereich der Infiltration zu einer starken Abnahme des gelösten Sauerstoffs (DO). Ursächlich hierfür ist die rasche mikrobiologische Verstoffwechslung von leicht biologisch abbaubarem Kohlenstoff (engl.: *biodegradable dissolved organic carbon*, BDOC) oder ammoniumbelasteten Wässern unter Zehrung des verfügbaren Sauerstoffs. Dies hat wiederum ein anoxisches bis anaerobes Redoxmilieu zur Folge, das sich i. d. R. bis zur Wasserwiederentnahme nicht mehr wesentlich verändert. Die für den mikrobiologischen Abbau von vielen TOCs nachweislich günstigeren oxidischen Redoxbedingungen sind bei der konventionellen Uferfiltration demnach kaum vorhanden. Dabei wurde gezeigt, dass eine mögliche Biotransformation von TOCs wesentlich von der mikrobiologischen Gemeinschaft und den Redoxbedingungen bestimmt wird [REGNERY et al., 2017, BURKE et al., 2014, WIESE et al., 2011]. Darüber hinaus fördern oligotrophe (kohlenstofflimitierende) Bedingungen die Diversität der mikrobiologischen Gemeinschaft (mehr Spezialisten) und die Hochregulierung spezifischer Enzyme und damit die Fähigkeit, TOCs vermehrt zu verstoffwechseln [DREWES et al., 2013].

Zur Realisierung dieser oligotrophen und oxidischen Redoxbedingungen wurde das SMART-Verfahren entwickelt [REGNERY et al., 2016]. Durch die Erweiterung der konventionellen Uferfiltrations- und MAR-Systeme mit einem zweiten, nachgeschalteten Infiltrationsschritt des Wassers wird die Etablierung eines oxidischen und oligotrophen Bereichs während der zweiten Untergrundpassage ermöglicht und dort die Biotransformation von TOCs begünstigt. Dazu wird das, nach der ersten Untergrundpassage entnommene Uferfiltrat in ausreichend Kontakt mit Luftsauerstoff gebracht (z. B. Verrieselung oder Belüftung) und anschließend erneut in den Grundwasserleiter infiltriert (vgl. Abb. 1). Durch die veränderten Milieubedingungen kommt es zu einer Anpassung der ursprünglichen Biozönose und verstärktem Abbau redoxsensitiver Indikatorchemikalien.

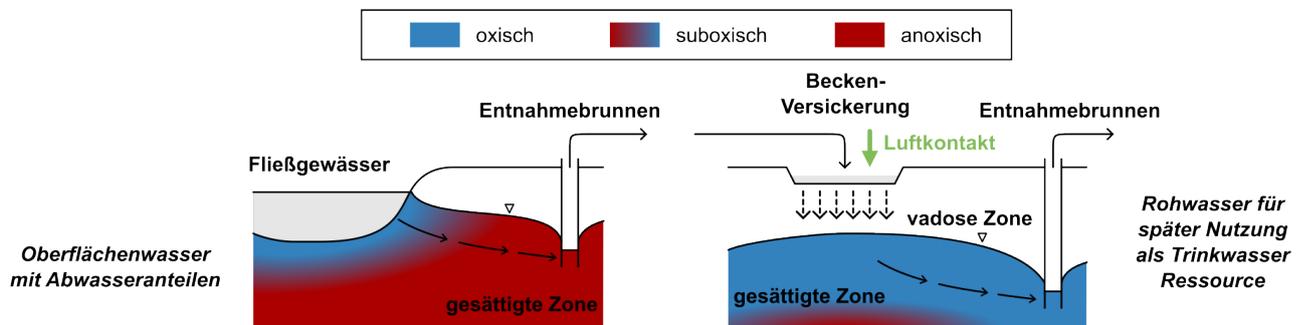


Abb. 1 Schematische Darstellung des SMART-Konzeptes (SMART 1.0), bestehend aus einer klassischen Uferfiltration mit nachgeschalteter Sauerstoffanreicherung und zusätzlicher Grundwasseranreicherung über ein Versickerungsbecken mit nachfolgender Wiederentnahme.

Das ursprüngliche SMART-Konzept (SMART 1.0) benötigt jedoch zusätzliche Flächen für die zusätzliche Infiltration und Untergrundpassage. Dieser große physikalische Fußabdruck kann nachteilig für eine Verbreitung und Umsetzung des Ansatzes sein, da die benötigten Flächen nicht immer – und vor allem im urbanen Raum – selten verfügbar sind oder beispielsweise einem Interessenkonflikt unterliegen. Weitere Nachteile der offenen, flächigen Infiltration in Becken sind der Wasserverlust durch Verdunstung und die Beeinträchtigung des Infiltrationsorganes durch den Eintrag von Fremdstoffen wie Sedimenten und Vegetation aber auch durch die Ansiedlung von Tieren, wodurch das Wasser erneut kontaminiert werden kann. Ein weiteres entscheidendes Defizit der Infiltration über Versickerungsbecken ist die schlechte, unspezifische oder zumindest wenig kontrollierbare Anbindung der Infiltration in den Grundwasserleiter.

Infiltrierendes Wasser durchdringt die ungesättigte Zone bis zum natürlichen Grundwasserstand, wo dieses entsprechend des hydraulischen Gefälles im oberen Bereich des Grundwassers abfließt. Eine gezielte Ausnutzung oder Steuerung der Fließbedingungen ist auf diese Weise nicht möglich.

2.2. Weiterentwicklung der sequentiellen Grundwasseranreicherung

Zur Überwindung der bestehenden Nachteile konventioneller MAR-Konzepte oder des SMART 1.0 wurde das SMART-Konzept in zwei Ausprägungen weiterentwickelt.

SMART 2.0 zielt weiterhin darauf ab, verbesserte Milieubedingungen für einen verbesserten Schadstoff- und Spurenstoffabbau in einem natürlichen Aquifer zu etablieren. Jedoch sollen die Fließ- und Milieubedingungen gezielt eingestellt und kontrolliert werden, um die Leistungsfähigkeit der Biotransformation zu verbessern. Damit soll die Untergrundpassage besser definierbar gemacht und der durchströmte Aquiferbereich gezielt als ein natürlicher Bioreaktor zum Schadstoffabbau genutzt werden. Ebenso soll der physikalische Flächenbedarf, wie er bei oberflächennahen und flächigen Versickerungsorganen besteht, reduziert werden.

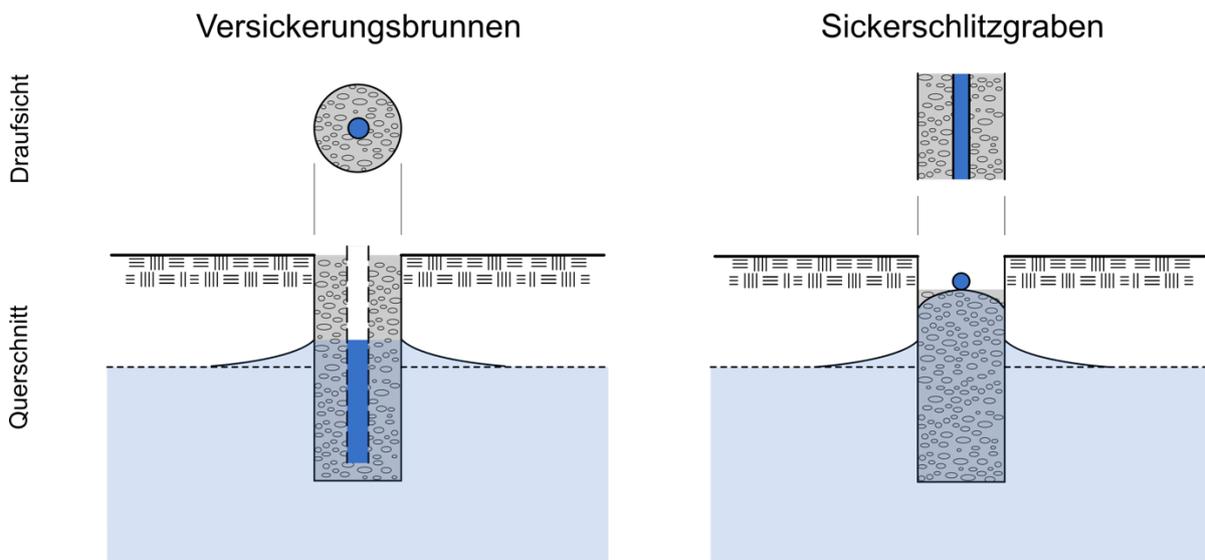


Abb. 2 Schematische Darstellung von Versickerungsbrunnen (links) und Sickerschlitzzgräben (rechts).

Möglich wird dies durch den Einsatz eines Sickerschlitzzgrabens oder mit Versickerungsbrunnen (vgl. Abb. 2). Diese können mit etablierten oder modernen Bauverfahren und Bohrtechniken schnell und gezielt bis in bestimmte Tiefenschichten des Aquifers errichtet werden (vgl. Kapitel 5.2). Dadurch kann individuell auf standortspezifische Gegebenheiten wie geologische und hydraulische Heterogenitäten reagiert werden. So können undurchlässige oder schlecht leitende Schichten durchstoßen und besser bzw. gut leitende Bereiche gezielt angeschlossen werden. Neben der hohen Infiltrationsleistung – trotz gleichzeitig sehr kleiner Fläche – können durch das eingebrachte durchlässige Filtermedium nicht nur große Mengen Wasser eingebracht, sondern gezielt in spezifische, hydraulisch gut leitende Schichten in den Untergrund infiltriert werden. Kombiniert mit auf die Infiltration abgestimmte Entnahmebrunnen, können so definierte hydraulische Bedingungen (Fließpfade und hydraulische Aufenthaltszeiten) auch in einem natürlichen, heterogenen Aquifer realisiert werden.

Die hohe Infiltrationsleistung muss jedoch durch eine zuverlässige Bereitstellung einer ausreichenden Wasserqualität gewährleistet werden. Das Zusetzen des Filtermediums oder des Aquifers, durch den Eintrag von Schmutzstoffen oder durch chemisch, physikalisch sowie biologische Prozesse, muss aktiv minimiert werden. Primär bedeutet dies, dass sowohl partikuläre Bestandteile oder Wasserinhaltsstoffe, die oxidiert werden und ausfallen können, mithilfe einer entsprechenden Vorbehandlung entfernt werden müssen (vgl. Kapitel 4).

SMART_{plus} stellt eine technische Umsetzung des SMART Konzeptes in Form eines technischen Reaktors dar. Mit dem SMART_{plus} Reaktor sollen die zwei Behandlungsstufen 1) Reduktion des BDOC und 2) die Anreicherung mit Sauerstoff und Etablierung einer oxidischen Redoxzone mit verbessertem TORCs Abbau in einer ingenieurtechnischen Anlage vereint und der Platzbedarf weiter verringert werden. Neben der Behandlung von abwasserbeeinflussten Oberflächenwassern können hier auch gezielt vorbehandelte Abwässer aufbereitet werden.

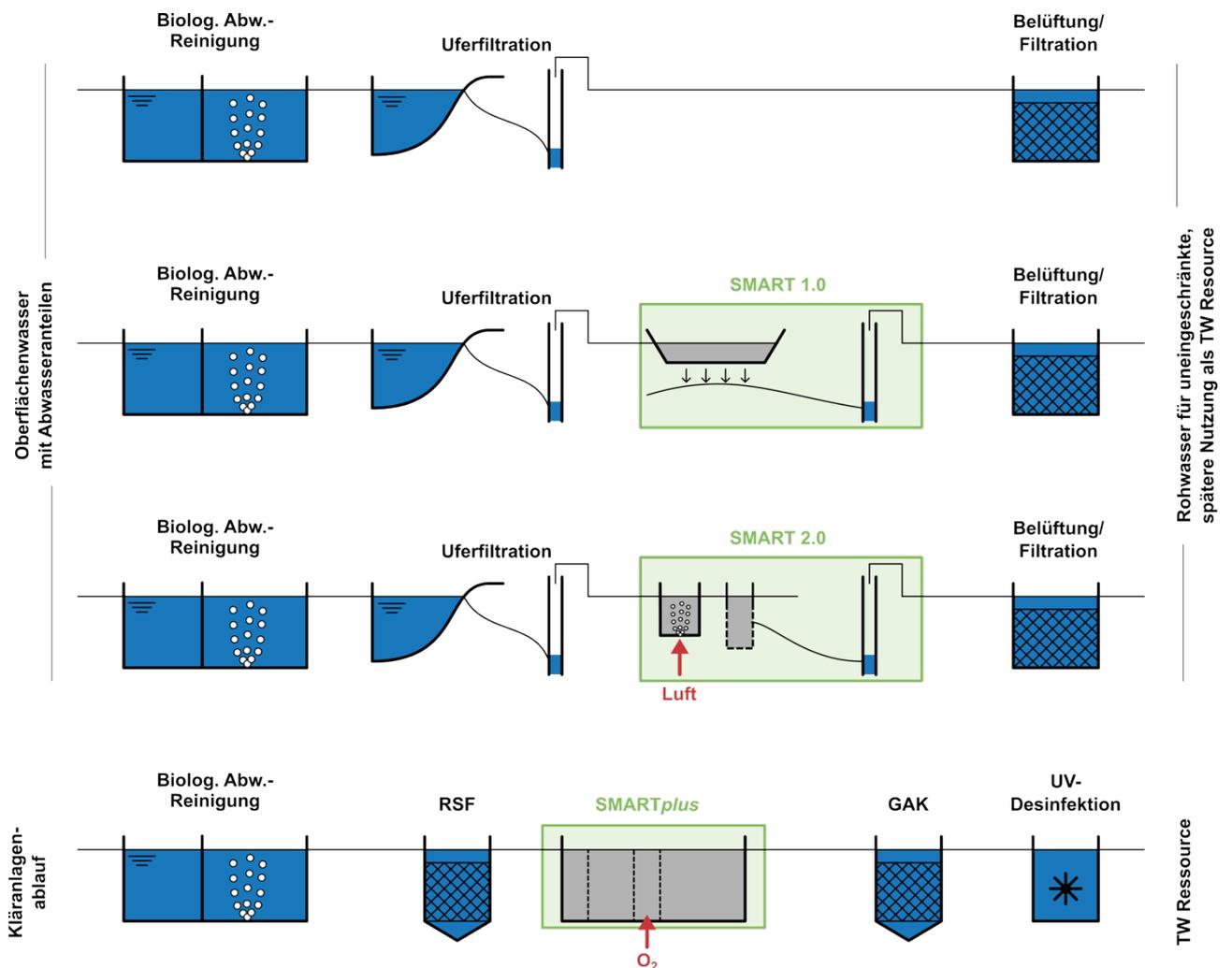


Abb. 3 Entwicklung von Verfahren zur künstlichen Grundwasseranreicherung mit von Abwasser beeinflussten Oberflächengewässern. (1. von oben) konventionelle Uferfiltration, (2. von oben) sequentielle Grundwasseranreicherung – SMART 1.0, (3. von oben) SMART 2.0 mit Sickerschlitzgrabeninfiltration. Technische Umsetzung (4. von oben) des SMART Konzeptes als Bioreaktor – plus – zur direkten Behandlung kommunaler Kläranlagenabläufe.

Ein SMART $plus$ System besteht aus einem horizontal durchflossenen Reaktor, gefüllt mit homogenem Filtermaterial (technischer Sand). Die Infiltration erfolgt ähnlich wie bei SMART 2.0 über ein Infiltrationskompartiment, das mit größerem, hydraulisch besser leitendem Material (Filterkies) gefüllt ist. Daran schließt sich die erste Zone, in der die BDOC-Fraktion entfernt wird, an. Anders als bei den bisherigen SMART Konzepten erfolgt jedoch keine Entnahme und Sauerstoffanreicherung außerhalb des Systems, sondern eine direkte *in situ* Anreicherung des Wassers mit technischem Sauerstoff. Der Sauerstoffeintrag erfolgt hier mithilfe gasdurchlässiger Membranen, welche in den Reaktor eingebracht und vom vorbeiströmenden Wasser umflossen werden. Das Sauerstoffgas diffundiert durch das PDMS-Membranmaterial und wird an der Außenwand der Membran direkt als gelöster Sauerstoff (DO) an das Wasser abgegeben. Aufgrund des homogenen Filtermaterials und dem definierten Reaktordesign sind sehr kontrollierte Verweilzeiten (HRTs, engl.: *hydraulic retention time*) und Strömungsverhältnisse ohne Kurzschlussströmungen möglich. Das System kann leicht mit umfangreicher Messtechnik ausgestattet und daher intensiv online überwacht und gesteuert werden. So können beispielsweise die Durchflussgeschwindigkeiten oder der Sauerstoffeintrag über den Transmembrandruck in Abhängigkeit der Zulaufwasserqualität angepasst werden, um stets die nötigen Verweilzeiten des Wassers und ausreichen hohe DO-Konzentrationen zu gewährleisten.

Eine Übersicht und Entwicklung der SMART-Konzepte ist in Abb. 3 dargestellt. Bisher wurde das SMART $plus$ Konzept als Pilotanlage am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft der TU München mit einer Reaktorlänge von 6 m, einer Höhe von 1,4 m und einer Breite von 0,9 m, zur Behandlung von aufbereitetem kommunalem Abwasser, umgesetzt [KARAKURT-FISCHER et al., 2020a, KARAKURT-FISCHER et al., 2020b]. Ein weiteres System – jedoch ohne *in situ* Sauerstoffeintrag – wurde im Rahmen des Water-Hub-Projektes in Franschoek, West-Kap (Südafrika), in einem 8 x 3 x 1,2 m großen Betonbecken zur Behandlung von stark beeinflusstem, vorbehandeltem Oberflächenwasser aus einer informellen Siedlung für landwirtschaftliche Bewässerungszwecke realisiert [TUM, 2025]. Ein *in situ* Sauerstoffeintrag ist hier nicht notwendig, da das zu behandelnde Wasser zuvor bereits in einem separaten Biofilter vorbehandelt wird (erste Stufe) und vor der Infiltration in den SMART Reaktor über eine Verrieselung mit Sauerstoff angereichert wird.

Es sind also auch Mischformen der bisherigen SMART-Konzepte entsprechend den lokalen Gegebenheiten und angestrebten Wasserqualität möglich. So könnte beispielsweise durch die Installation von Sauerstoffpflanzen (Brunnenrohre zum Eintrag von DO) oder einer reaktiven Wand (zweiter Sickerschlitzgraben zum Eintrag von DO) im Abstrombereich eines SMART-Systems im natürlichen Aquifer darauf reagiert werden, falls sich die örtliche natürliche Sauerstoffzehrung als zu groß darstellt und die anfängliche Infiltration DO-angereicherten Wassers nicht ausreicht. Auch ein „Auskoffern“ des natürlichen Aquifers und die Verfüllung mit homogenem Filtermaterial wäre denkbar, wenn sich ein Aquifer aufgrund ausgeprägter Heterogenität oder mangelnder hydraulischer Leitfähigkeit als ungeeignet herausstellt.

2.3. Potential für den Abbau anthropogener Spurenstoffe

In zahlreichen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass sowohl einige organische Spurenstoffe durch die konventionelle Uferfiltration als auch durch SMART-Systeme entfernt bzw. zurückgehalten werden können [SANZ-PRAT et al., 2020, HELLAUER et al., 2018, REGNERY et al., 2016, REGNERY et al., 2017]. Insbesondere für die Entfernung von organischen Spurenstoffen konnten teils große Schwankungen bezüglich der Abbauraten bzw. Entfernungseffizienz festgestellt werden [FILTER et al., 2021]. Der Rückhalt von organischen Spurenstoffen wird durch eine Vielzahl von stoff- und standortspezifischen Faktoren und den vorherrschenden chemisch-physikalischen Bedingungen beeinflusst. Während sich für einige

Stoffe ein weitestgehend einheitliches Verhalten beschreiben lässt, existiert für viele Substanzen ein inkonsistentes Abbau- bzw. Rückhalteverhalten [FILTER et al., 2021]. Durch die Einführung des SMART-Verfahrens konnte demonstriert werden, dass sich der mikrobiologische Abbau einiger Substanzen durch die gezielte Beeinflussung der Milieubedingungen – insbesondere der Verfügbarkeit von leicht abbaubarem organischem Kohlenstoff und der Redoxbedingungen – verbessern oder für andere Stoffe überhaupt erst ermöglicht werden kann [HEBERER et al., 2008].

So werden z. B. (hier nur eine unspezifische kleine Auswahl) Ibuprofen und Valsartan auch während der konventionellen Uferfiltration gut entfernt. Andere Stoffe wie beispielsweise Phenazon, Phenazon-Derivate und die meisten zugehörigen Transformationsprodukte, Acesulfam und Gabapentin werden unter den Bedingungen der konventionellen Uferfiltration nicht oder nur unzureichend entfernt. Unter oxidischen Bedingungen (SMART-Bedingungen) konnte der Abbau dieser Stoffe jedoch signifikant verbessert werden [MASSMANN et al., 2008, BURKE et al., 2013, HELLAUER et al., 2018]. Für einige wenige Substanzen wurde jedoch ein verbesserter mikrobiologischer Abbau unter anoxischen Bedingungen festgestellt– z. B. für das Arzneimittel Clarithromycin [MASSMANN et al., 2008, BURKE et al., 2013]. Andere Substanzen wie Primidon oder EDTA weisen wiederum eine generelle Persistenz auf und werden unabhängig von den Umgebungsbedingungen kaum transformiert.

Um das Abbaupotential organischer Spurenstoffe in naturnahen Aufbereitungssystemen der künstlichen Grundwasseranreicherung gezielt und zuverlässig zu steigern, ist es zunächst notwendig die jeweiligen Systeme intensiv zu charakterisieren und zu verstehen – insbesondere das vorliegende Fließregime und dessen Kontrolle müssen sehr gut verstanden werden. Dies ist die Voraussetzung, um die Milieubedingungen entsprechend anpassen zu können und dauerhaft stabil zu kontrollieren.

3. Umsetzungskriterien, Standortbewertung und Erkundung für eine mögliche Implementierung der sequentiellen Grundwasseranreicherung

Die sequentielle Anreicherung von Grundwasser stellt eine bedeutende technische Erweiterung der künstlichen Grundwasseranreicherung dar. Die erfolgreiche Implementierung einer sequentiellen Grundwasseranreicherung und deren nachhaltiger Betrieb erfordern ein interdisziplinäres Prozessverständnis und setzen eine differenzierte, objektive Planung und Bewertung (mit detaillierter Standorterkundung) voraus [ASCE, 2020]. Potenzielle Standorte können nur durch eine fundierte Standortanalyse identifiziert und bewertet werden. Das Ziel ist es, einen Standort auszuwählen, an welchem:

- die angestrebte Infiltrationsrate im Betrieb möglich ist,
- die Einstellung eines definierten hydraulischen Fließschemas/Strömungsprofils umgesetzt werden kann (d. h. möglichst gleichmäßige und parallele Fließpfade; keine Kurzschlussströmungen),
- ausreichend lange hydraulische Aufenthaltszeiten (HRT) im Untergrund realisiert werden können,
- eine geochemische Kompatibilität des zu infiltrierenden Wassers mit dem nativen Grundwasser und den Aquifersedimenten (Mineralien) besteht,
- die Etablierung einer ausreichend großen oxischen Redoxzone im Abstrom zum Infiltrationsorgan zum Abbau unerwünschter Wasserinhaltsstoffe (u. a. von organischen Spurenstoffen) absehbar ist,
- eine ausreichende und konstante Menge an Zulaufwasser verfügbar ist und diese rechtlich genutzt werden darf,
- die für den Standort (Infiltrationsorgan und Aquifer) notwendige Zulaufqualität vorliegt oder durch eine entsprechende Vorbehandlung, unter betrieblich und wirtschaftlich vertretbarem Aufwand, bereitgestellt werden kann,
- die örtliche Trinkwasserproduktion zuverlässig gestützt bzw. gesteigert werden kann (Stichwort: Bedarf und Infrastruktur),
- je nach lokalen und wasserrechtlichen Vorgaben die Möglichkeit einer hydraulischen Abschirmung zum nativen Grundwasserleiter besteht,
- keine Gefahr einer Kontamination des aufzubereitenden Wassers durch lokale Altlasten besteht,
- ein Zugang zu den Anlagen besteht oder geschaffen werden kann sowie ein angemessener Schutz der Anlagen gewährleistet werden kann (Abschirmung und Überwachung),
- Aspekte der Landnutzung und des Naturschutzes eine Errichtung zulassen,
- eine Akzeptanz in der Bevölkerung vorhanden ist oder hergestellt werden kann,
- idealerweise bereits eine gewisse Datengrundlage, z. B. durch frühere Erkundung oder durch Dokumentation zu bisherigen Nutzungen, vorliegen,
- der Bau und Betrieb einer künstlichen Grundwasseranreicherung und -entnahme kein Risiko für den Standort bergen.

Diese Auswahl an Projektzielen orientiert sich vorwiegend am Versuchsstandort Berlin-Johannisthal im TrinkWave Transfer Projekt mit einer Sickerschlitzzugabeninfiltration. Für andere Standorte sind ggf. andere oder weitere Ziele zu definieren. So sind u. a. und insbesondere im urbanen Raum potenzielle Nutzungskonflikte (z. B. eine Vernässungsgefahr in Siedlungen durch Anhebung des lokalen Grundwasser-

spiegels) zu erkennen und durch raumbezogene Datenanalysen zu bewerten. Für die projekt- und standortspezifischen Ziele sind anschließend Umsetzungskriterien zu definieren und nach Möglichkeit zu quantifizieren [MCCURRY AND PYNE, 2022]. Anhand dieser können die für eine Standortrecherche und Erkundung notwendigen Daten und Informationen identifiziert und anschließend bewertet werden. Die definierten und wenn möglich quantifizierten Standortkriterien sollten anschließend nach einem objektiven und klar definierten Bewertungsschema mit Punkteskala bewertet werden. Des Weiteren sollte eine Gewichtung der Kriterien vorgenommen werden, um deren Bedeutung für die Standortauswahl bzw. Umsetzung in die Bewertung mit einfließen zu lassen. Zudem können in einem ersten Schritt Ausschlusskriterien definiert werden, bei deren Nicht-Erfüllung ein möglicher Standort von der Auswahl frühzeitig ausgeschlossen werden kann [MCCURRY et al., 2014].

Die Vorgehensweise – von einer ersten Groberkundung bis zur detaillierten Standortcharakterisierung des gesamten Umfelds – zur Minimierung potenzieller Risiken, soll nachfolgend aufgezeigt werden. Die Erfolgsaussichten der Maßnahme werden so signifikant erhöht.

3.1. Auswahlkriterien und Erkundung möglicher Standorte

Die Eignung eines Standortes hängt von einer Vielzahl geowissenschaftlicher, technischer, rechtlicher und sozioökonomischer Faktoren ab. Die Erkundung soll die Dimensionierung des Infiltrationsorgans (Auswahl des Anlagentyps, Abmessungen der charakteristischen Parameter) bei geplanter Infiltrationsrate sowie die Abgrenzung des Abstroms ermöglichen. Sie deckt somit den Nahbereich des Infiltrationsorgans als auch den ferneren Bereich des Abstroms und dessen Kontrolle ab. Die Infiltration ist immer mit einer Anhebung des Grundwasserspiegels im Nahbereich des Infiltrationsorgans verbunden, um den erforderlichen Gradienten für das Abströmen des Infiltrats herzustellen. Ein „tiefes“ Infiltrationsorgan, wie ein Schluckbrunnen mit tief gelegener Filterstrecke (und diese möglicherweise in einem unteren Grundwasserstockwerk), wird i. d. R. bei gleicher Infiltrationsrate einen geringeren Aufstau benötigen, als ein „flaches“ oberflächennahes Infiltrationsorgan, wie z. B. ein Infiltrationsgraben. Es gibt eine Vielzahl unterschiedlicher Typen von Infiltrationsorganen, die unter verschiedenen Rahmenbedingungen jeweils optimal sind. Die Erkundung des Standortes bildet die Grundlage für die Wahl des Anlagentyps und dessen Dimensionierung. Die Bedeutung einer wirksamen Kontrolle des weiteren Abstrombereichs hängt i. d. R. von der Landnutzung und der Nutzung des Grundwassers im Abstrom ab. Aus den Anforderungen ergibt sich zumeist die Bevorzugung von Standorten mit Lockergesteinsaquiferen, die sehr viel leichter belastbare grundwasserhydraulische Quantifizierungen ermöglichen, als es bei Kluft- und Karstaquiferen mit vielfach schlecht determinierten Fließwegen möglich ist. Mit der Bevorzugung von Lockergesteinsaquiferen ist zumeist auch die Auswahl von Flächen mit geringer Reliefenergie verbunden. Im flachen Gelände ist es wesentlich einfacher, Infiltrationsorgane und zugeordnete Brunnen und Grundwassermessstellen einzurichten als in Gelände mit steilem Gefälle und bereichsweise großen Flurabständen.

Zu den wesentlichen **hydrogeologischen und grundwasserhydraulischen Rahmenbedingungen** gehört die Ausprägung des Aquifers, die durch Stockwerksgliederung, Mächtigkeit, Durchlässigkeit und Porosität sowie das vorhandene Fließgefälle charakterisiert wird. Die genannten Parameter sind maßgeblich für die Dimensionierung der Infiltrationsorgane und Entnahmebrunnen und entsprechend zu erkunden. Auf Grundlage der ersten Dimensionierung ergeben sich die Größe der oxischen Redoxzone zum Stoffabbau und die Aufenthaltszeiten im Reaktionsraum zwischen Infiltration und Entnahme. Weiterhin lässt sich prüfen, ob die Verfügbarkeit von Infiltrationswasser mit geeigneter Qualität in ausreichender Menge gegeben ist. Der Grundwasserflurabstand mit dem damit verbundenen Spielraum für eine lokale

Aufhöhung des Grundwasserspiegels im Nahbereich des Infiltrationsorgans ist maßgeblich für die Infiltrationskapazität und potenzielle Konflikte mit der Landnutzung (Vernässungsgefahr von Kellern, ökologische Konflikte mit Trockenstandorten usw.).

Die **raumplanerischen Rahmenbedingungen** mit ihren rechtlichen Ausprägungen und den vorhandenen ökologischen Verhältnissen können entscheidend für die Auswahl eines Standortes der Grundwasseranreicherung sein. Flächen innerhalb von Wasserschutzgebieten von Brunnen der Trinkwasserversorgung unterliegen z. B. besonderen Vorgaben der Risikobewertung und des vorsorgenden Grundwasserschutzes. Die Genehmigungsfähigkeit hängt davon ab, ob z. B. den wasserrechtlichen und naturschutzfachlichen Vorgaben, insbesondere dem Verbesserungsgebot und Verschlechterungsverbot Rechnung getragen wird. Dies kann dazu führen, dass der Reaktionsraum im Abstrom der Infiltrationsorgane vollständig durch zugeordnete Entnahmebrunnen vom umgebenden Grundwasser abgeschirmt werden muss und eine Wechselwirkung des Infiltrats mit dem Aquifer nur innerhalb einer definierten Abstromzone erfolgt. Zur Auswahl eines Standortes gehört entsprechend auch die Möglichkeit, ein lückenloses Monitoring des Infiltrationsbetriebs und des Abstroms z. B. durch geeignete Grundwassermessstellen sicherzustellen. Die frühzeitige Klärung der Eigentumsverhältnisse kann entscheidend für die Umsetzung des Projektes und die sachgerechte Anordnung der technischen Elemente der Grundwasseranreicherung sein. Eine dauerhafte Zugänglichkeit und Schutz der Anlagen sind zu gewährleisten.

Als Auswahlkriterium für einen Standort der sequentiellen Grundwasseranreicherung sind weiterhin **die sozioökonomischen Rahmenbedingungen** von entscheidender Bedeutung und daher in die Betrachtung einzubeziehen. Je nach den vorhandenen Landnutzungen können verschiedene Stakeholder von einem Projekt betroffen sein. Eine transparente Kommunikation und Abwägung der jeweiligen Interessenlage sind unerlässlich.

Die o. g. Einflussfaktoren zur Charakterisierung der verschiedenen Rahmenbedingungen erfordern neben der Analyse vorhandener Standortdaten i. d. R. zusätzliche gezielte Felderkundungen, die nachfolgend aufgeführt sind.

- Bohrungen und Sondierungen
Erkundung des geologischen Aufbaus, Identifikation und Nachweis von Aquiferen und Stauhorizonten, vorzugsweise durch Kernbohrungen und deren Profilaufnahmen
- Infiltrationstests
Ermittlung der Infiltrationsrate in Abhängigkeit vom Aufstau, Beurteilung der Kolmationsneigung
- Pumpversuche
Bestimmung der wichtigsten hydraulischen Parameter (k_r -Wert, Speicherkoeffizient)
- Errichtung und Betrieb von Grundwassermessstellen
Monitoring der saisonalen Entwicklung von Grundwasserständen
- Wasserchemische und -mikrobiologische Analysen
Biologisch-chemische Charakterisierung des Aquifers sowie der hydrochemischen Bedingungen (z. B. pH, DOC, Ionen, Spurenstoffe)
- Geophysikalische Verfahren
Ergänzende Erkundung des Untergrundaufbaus und der lateralen Ausdehnung von Leitfähigkeitsanomalien (z. B. Seismik, geoelektrische Tomographie)

Sämtliche Erkundungen sollten in ein erstes Konzept aller Anlagenteile münden, deren Betrieb dann mit einer numerischen Modellierung simuliert wird. Als Ergebnis der Modellrechnungen werden quantitative Aspekte der Grundwasserstandsanhhebung ebenso wie qualitative Aspekte der Stoffausbreitung behandelt. Je nach Art des Infiltrationsorgans kann es sich z. B. wie beim Sickerschlitze um eine gekoppelte Innen- und Außenströmung handeln, die die Verteilung im Sickerschlitze wie auch den Übergang in den abstromigen Aquiferbereich als gekoppelten Vorgang zutreffend simuliert. Auf diese Weise wird die Bedeutung unterschiedlicher Korngrößen der Sand-/Kiesfüllung im Infiltrationsorgan aufgezeigt.

3.2. Charakterisierung und Bewertung potenzieller Standorte

3.2.1. Vorgehensweise

Eine umfassende Beurteilung der Standorttauglichkeit erfordert zunächst die Durchführung und Auswertung spezifischer Felduntersuchungen und Analysen zur Ergänzung und Vervollständigung bereits vorhandener Standortdaten. Die Bewertung der gewonnenen Ergebnisse für eine endgültige Standortwahl erfolgt anschließend idealerweise anhand einer gewichteten Bewertungsmatrix. Notwendige Untersuchungen zur Standortcharakterisierung können dabei vielfältig sein:

- Numerische Modellierung:
Simulation des Infiltrationsverhaltens und der Transportprozesse und der Betriebsszenarien.
- Risikobewertung:
Ermittlung möglicher negativer Auswirkungen (z. B. Grundwasseranhebung, Schadstoffausbreitung)
- Rechtlich-planerische Prüfung:
Klärung von Genehmigungserfordernissen, Berücksichtigung naturschutzfachlicher und raumplanerischer Vorgaben

3.2.2. Einschätzung und Bewertung zur Etablierung einer oxischen Redoxzone im Aquifer

Potenzielle Standorte zur sequentiellen Grundwasseranreicherung können, wie beschrieben, nur durch ein gewisses Maß an Vorerkundungen ausgemacht und bewertet werden. Das Ziel ist es, einen Standort zu finden der im operationellen Betrieb (i) die geplante Infiltrationsrate erlaubt und (ii) eine ausreichend groß dimensionierte oxische Zone im Abstrom des Sickerschlitzes zum optimalen Spurenstoffabbau auf dem Fließweg gewährleisten kann. Wie weit sich die oxische Zone maximal in den Untergrund ausbreiten kann, ergibt sich aus der mittleren Abstandsgeschwindigkeit gegenüber der intrinsischen Sauerstoffzehrrate r_{ox} [% O₂-Sättigung/h] des Grundwasserleiters (welche wiederum eine Funktion der Reaktivität von reduzierten Mineralen und sedimentärem organischen Material als Elektronendonatoren darstellt). Der Zeitraum in welchem also gelöster Sauerstoff zur Verfügung steht, ist die O₂-Entfernungszeit

$$T_{ox} = \frac{100 \%}{r_{ox}} \quad (1)$$

In einer angestrebten 2D Vertikal-Horizontalströmung von Sickerschlitze zu Entnahmebrunnen ist die Abstandsgeschwindigkeit im Reaktorraum eine Funktion der flächenspezifischen Infiltrationsrate Q_s [m³/h pro Meter Sickerschlitze], der Mächtigkeit B , die durch das Infiltrat im Aquifer horizontal durchflossen wird,

und der effektiven Porosität n_e . In der Regel ist der Aquifer nicht homogen, sondern unterliegt einer heterogenen Wechselfolge von besser und schlechter wasserleitenden Schichten. Durch diese Realsituation ist die Bewertung eines potenziellen Standortes ohne eine Grundwasserströmungsmodellierung nicht möglich. Daher müssen der Strukturaufbau des Grundwasserleiters und belastbare Daten zur hydraulischen Leitfähigkeit und zur effektiven Porosität aus der Erkundung hervorgehen. Gleichzeitig ist es unumgänglich die Sauerstoffzehrrate des Aquifermaterials zu quantifizieren, z. B. über Batch oder Säulenversuche mit dem aus den Erkundungsbohrungen gewonnenen Sediment, idealerweise schichtenspezifisch. Die maximal benötigte laterale Größe L_{ox} der oxischen Zone hängt von den aeroben Abbauratenkonstanten k [1/h] bzw. Halbwertszeiten $T_{1/2}$ [h] der Zielsubstanzen und der ihrer Aufenthaltszeit in der oxischen Zone ab. Für eine angestrebte Entfernungseffizienz von E ($0 < E < 1$) ergibt sich mit einer Halbwertszeit $T_{1/2}$ eine mindestens benötigte Aufenthaltszeit von

$$T_{min} = - \frac{\ln(E)}{\ln(2)} * T_{1/2} \quad (2)$$

Zur Erlangung der gewünschten Abbauleistung gilt: $T_{ox} \geq T_{min}$.

Die laterale Sauerstoffausdehnung und damit auch die minimale Entfernung der Entnahmebrunnen zum Sickerschlitze ist demnach:

$$L_{ox} = \frac{Q_s}{B * n_e} * T_{ox} \quad (3)$$

Gleichung (3) ist in Abb. 4 für Werte von $Q_s / (B * n_e)$ von 1 m/d bis 8 m/d und O_2 -Entfernungszeiten zwischen $T_{ox} = 1$ d bis $T_{ox} = 5$ d dargestellt.

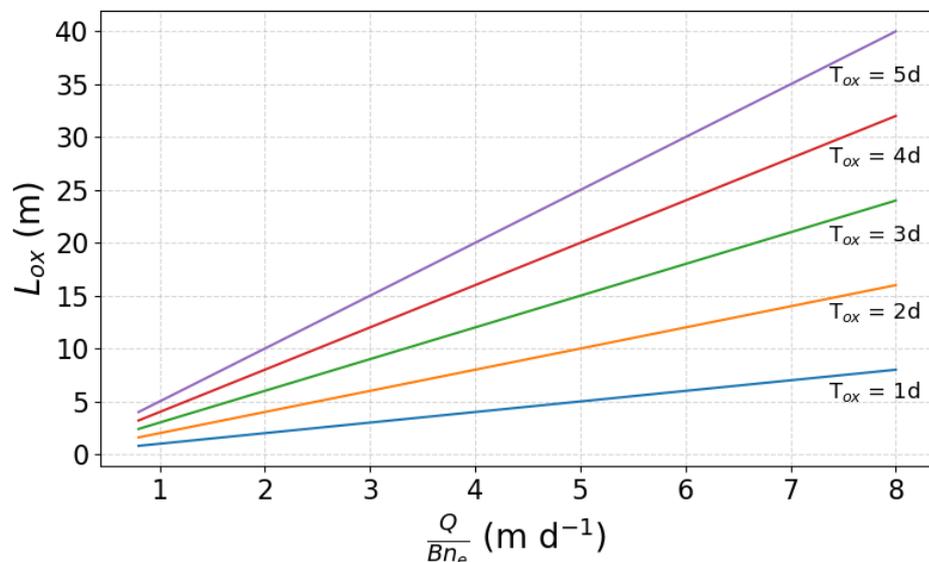


Abb. 4 Ausdehnung der oxischen Zone in Fließrichtung in Abhängigkeit der O_2 -Entfernungszeit T_{ox} , sowie der Durchflussrate Q , Durchflussmächtigkeit B und effektiver Porosität n_e .

In einem stark geschichteten Grundwasserleiter wird die Schicht i mit dem höchsten spezifischen Durchfluss für die Berechnung von L_{ox} herangezogen. In Gleichung (3) wird dann B als Schichtmächtigkeit B_i und Q_s als Durchflussrate Q_i gesetzt, mit der anteilig diese Schicht durchflossen wird.

3.3. Erkundung und Charakterisierung am Standort Johannisthal

Die großtechnische Erprobung der sequentiellen Grundwasseranreicherung wurde bzgl. ihrer technischen Ausgestaltung bereits im BMFTR-Forschungsverbundprojekt TrinkWave für den Standort Johannisthal der Berliner Wasserbetriebe konzeptionell konkretisiert. Der Bau des Sickerschlitzgrabens und des Versuchsfelds (Voraufbereitung und Grundwassermessstellen) erfolgte eigenfinanziert durch die Berliner Wasserbetriebe und wurde durch das Verbundvorhaben TrinkWave Transfer begleitet. Die notwendigen Erkundungsarbeiten wurden von den Berliner Wasserbetrieben beauftragt. Hier wurden verschiedene Standorte auf dem Gelände des ehemaligen Wasserwerks Johannisthal sowie unterschiedliche Infiltrationsorgane (Errichtung eines Sickerschlitzgrabens, Errichtung bzw. Reaktivierung und Umbau alter Versickerungsbecken) untersucht und gegeneinander abgewogen. Die Wahl fiel schlussendlich auf den Bau eines 25 m langen Sickerschlitzgrabens im Süden des Geländes. Diese Variante wurde vordimensioniert und durch erste Grundwassermodellrechnungen unterlegt. Der Betrieb wurde über einen Sickerschlitz und eine zugeordnete Entnahme über drei im Abstrom des Sickerschlitzes angeordnete Brunnen geplant.

Durch Grundwassermodellrechnungen wurden der Standort und die Entnahmemengen der Brunnen so optimiert, dass eine möglichst parallele Strömung (*plug-flow*) im zentralen Abstrombereich des Sickerschlitzes als Reaktionsbereich (*in situ*-Reaktor) entsteht. Die Entnahmemenge der ersten beiden Brunnen entspricht dabei in Summe dem Infiltrationsvolumenstrom. Ein zusätzlicher, weiter entfernter Brunnen entnimmt zusätzliches Wasser, wodurch die gesamte Entnahmemenge signifikant größer vorgesehen wurde als die Infiltrationsmenge, so dass ein grundwasserhydraulisch abgeschirmter Strömungsbereich entsteht, der hydraulisch komplett von der natürlichen Grundwasserströmung entkoppelt ist und somit eine hydraulische Abschirmung des Versuchsfeldes gewährleistet. Hierdurch konnten im Rahmen dieses Forschungsvorhabens nach Vorgaben der Wasserbehörde der Schutz des lokalen Grundwassers gewährleistet und negative Auswirkungen des Infiltrationsbetriebes ausgeschlossen werden.

3.3.1. Erkundung

Bei der Erkundung zur Standortwahl auf dem Wasserwerksgelände Johannisthal spielten insbesondere die hydrogeologischen Merkmale des lokalen Grundwasserleiters, die naturschutzfachlichen Gegebenheiten sowie der Abstand zum Teltowkanal und die Nähe zur Autobahn BAB 113 eine bedeutsame Rolle. Im Rahmen einer vergleichenden Bewertung potenzieller Standorte wurde schließlich ein Areal festgelegt, das sich im Einflussbereich dreier bestehender Sanierungsbrunnen befindet. Diese drei Sanierungsbrunnen fördern kontinuierlich Uferfiltrat. Hiervon kann ein Teilstrom von ca. 10 m³/h über den Sickerschlitz infiltriert werden. Aufgrund der reduzierten Redoxbedingungen sowie der hohen Eisen- und Mangankonzentrationen muss das Wasser vor der Infiltration über eine Enteisung und Entmanganung vorbehandelt werden. Das gesamte Areal wurde naturschutzfachlich untersucht und gesichert, so dass im Frühjahr 2021 schließlich das hydrogeologische Erkundungsprogramm durchgeführt werden konnte.

Bei der hydrogeologischen Erkundung ging es vor allem darum, für das vorgesehene Areal die Verbreitung eines Trennhorizontes auszuschließen, der im weiteren Umfeld, u. a. auch im Bereich der vorhandenen Sanierungsbrunnen, ab etwa 6 m Tiefe nachgewiesen wurde und die hydraulische Leistungsfähigkeit des Sickerschlitzes beeinträchtigen würde. Durchgeführt wurden sechs Kernbohrungen (bis in eine Tiefe von 25 m) im Bereich der geplanten Entnahmebrunnen, der geplanten Grundwassermessstellen (GWMs) und des geplanten Sickerschlitzes. Eine Übersicht der Lage der Bohrkernkerne für den vorgesehenen Versuchsstandort zeigt Abb. 5. Die hydrogeologische Charakterisierung erfolgte in Vorbereitung auf das Antragsverfahren für die wasserbehördliche und naturschutzfachliche Genehmigung der Demonstrationsanlage, welches durch den Projektpartner BWB durchgeführt wurde.



Abb. 5 Standorterkundung und Lage der Erkundungsbohrungen [BWB, 2021].

Grundsätzlich ergaben die Ergebnisse der Kernbohrungen, dass am geplanten Standort der Demonstrationsanlage kein Trennhorizont ansteht, der eine Verlegung der Anlage erforderlich machen würde Abb. 6. Die Bohrergebnisse zeigten jedoch sehr unterschiedliche hydraulische Durchlässigkeitsbereiche an, die die Aufenthaltszeiten des Infiltrationswassers vom Sickerschlitze bis zu den Entnahmebrunnen bestimmen. Die Durchlässigkeiten der unterschiedlichen Bohrungen und Bohrtiefen wurden anhand von Siebanalysen abgeschätzt, wobei für jede der sechs Bohrungen entsprechend tiefendifferenzierten Kornsummenkurven erstellt wurden.

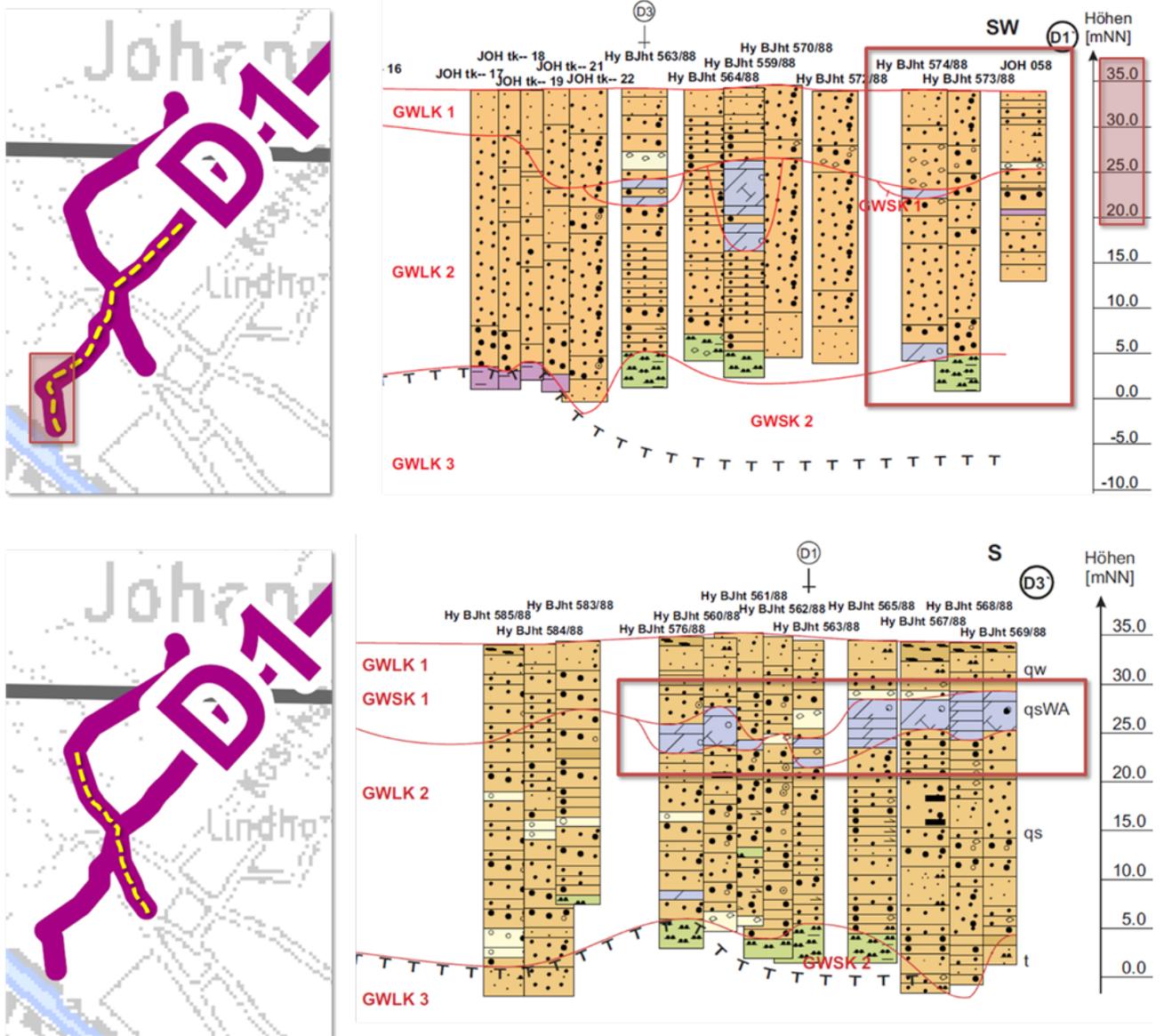


Abb. 6 Verbreitung des Trennhorizontes am Wasserwerksstandort Berlin-Johannisthal [BWB, 2021].

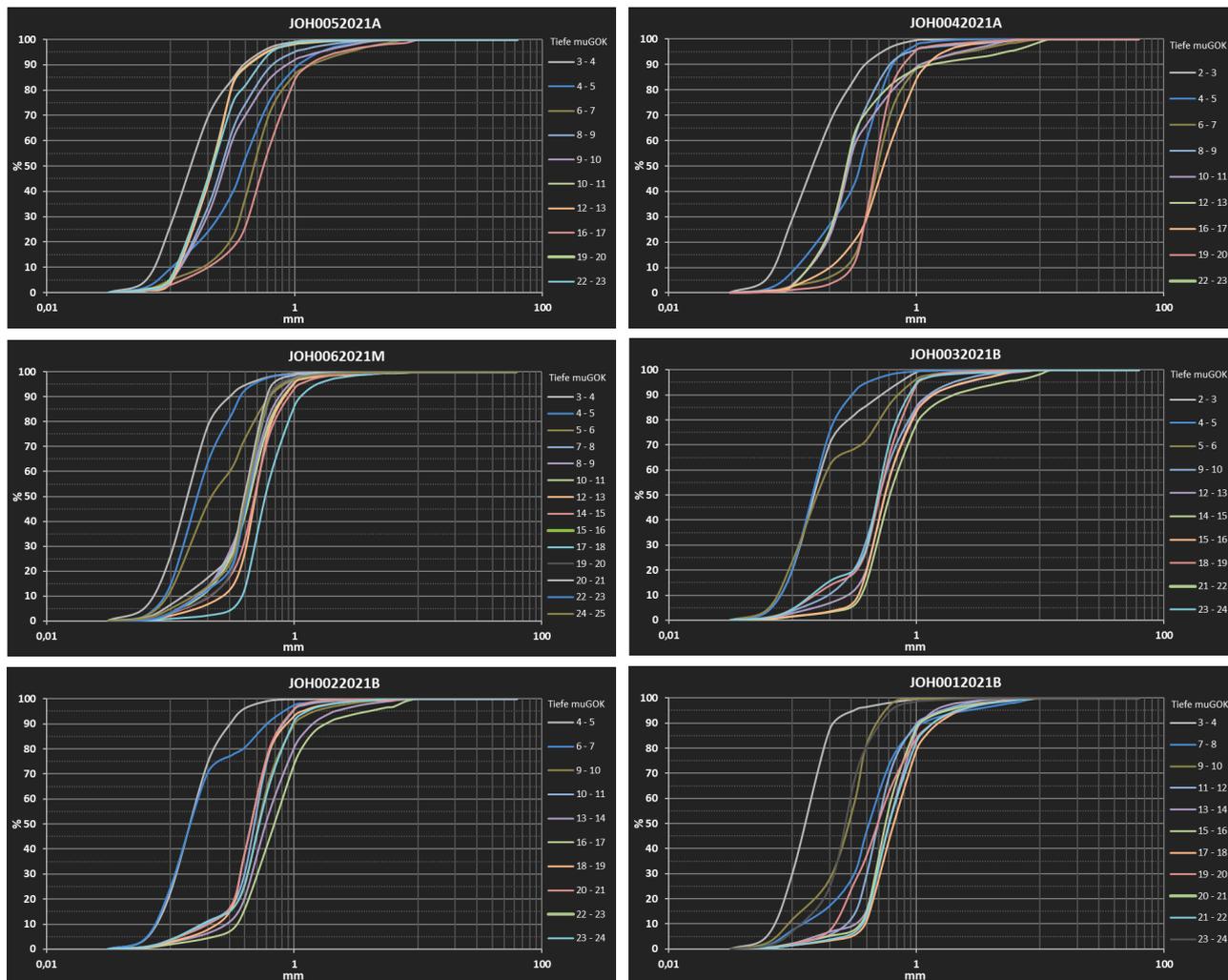


Abb. 7 Siebanalysen und Kornsummenkurven der sechs Kernbohrungen in unterschiedlichen Tiefen [BWB, 2021].

Als Grundlage der weiteren Planung wurden die Informationen der neu gewonnenen Bohrprofile in die hydrogeologische Schematisierung der Untergrundverhältnisse mit ihrer 3-dimensionalen Charakteristik in das Grundwassermodell implementiert. Mit den neuen Erkenntnissen wurden die Bemessungsgrößen überprüft bzw. neu ermittelt.

3.3.2. Hydrogeologische Schematisierung der Untergrundverhältnisse

Anhand der Kornsummenkurven wurde die hydraulische Durchlässigkeitsverteilung (k_f -Werte) über eine Abschätzung nach HAZEN tiefendifferenziert für jede Erkundungsbohrung einzeln bestimmt und daraus eine drei-dimensionale hydrogeologische Schematisierung der Untergrundverhältnisse im Erkundungsbereich abgeleitet (vgl. Abb. 8).

Tiefe		Abgeleitete hydraulische Durchlässigkeiten [m/s]						Mittelwert
von	bis	JOH0012021B	JOH0022021B	JOH0032021B	JOH0062021M	JOH0042021A	JOH0052021A	
0	1							
1	2							
2	3					5,8E-05		5,8E-05
3	4	6,0E-05			6,2E-05		6,2E-05	6,1E-05
4	5		7,1E-05	7,4E-05	9,4E-05	1,3E-04	1,2E-04	9,8E-05
5	6			6,5E-05	1,0E-04			8,5E-05
6	7		6,7E-05			8,3E-04	3,7E-04	4,2E-04
7	8	1,7E-04			3,2E-04			2,5E-04
8	9				3,1E-04	2,1E-04	1,6E-04	2,3E-04
9	10	9,8E-05	4,5E-04	4,4E-04			1,6E-04	2,9E-04
10	11		4,1E-04		3,6E-04	2,2E-04	1,4E-04	2,8E-04
11	12	8,7E-04						8,7E-04
12	13			9,0E-04	8,1E-04	2,1E-04	1,5E-04	5,2E-04
13	14	1,2E-03	9,5E-04					1,1E-03
14	15			1,5E-03	5,1E-04			1,0E-03
15	16	1,4E-03		1,3E-03				1,4E-03
16	17		1,4E-03			4,6E-04	4,6E-04	7,7E-04
17	18	1,7E-03			1,7E-03			1,7E-03
18	19		6,7E-04	2,6E-04				4,7E-04
19	20	5,7E-04			4,9E-04	1,1E-03		7,1E-04
20	21		4,8E-04		1,9E-04			3,3E-04
21	22	1,6E-03						1,6E-03
22	23				3,3E-04		1,4E-04	2,4E-04
23	24	1,6E-04	3,8E-04	2,3E-04				2,6E-04
24	25				2,7E-04			2,7E-04

Abb. 8 Hydrologische Schematisierung mit abgeleiteten k_f -Werten in unterschiedlichen Tiefen des Standortes [BWB, 2021].

In Tiefen zwischen etwa 6 m bis 11 m und unterhalb von etwa 2 m liegen die abgeschätzten hydraulischen durchlässigen Schichten großteils in einem Bereich von etwa $k_f = 2,5 \times 10^{-4}$ m/s und entsprechen damit gut den bisher vorliegenden Auswertungen, die eine großräumige hydraulische Durchlässigkeit im Bereich um $k_f = 2 \times 10^{-4}$ m/s im Untersuchungsgebiet nahelegten. Zwischen 11 m und bis zu etwa 20 m Tiefe erstreckt sich ein höher durchlässiger Bereich mit hydraulischen Durchlässigkeiten um etwa $k_f = 1 \times 10^{-3}$ m/s. Ein Trennhorizont, wie er im weiteren Projektgebiet teilweise ansteht, wurde im Erkundungsbereich nicht nachgewiesen. Allerdings weisen die oberflächennahen Schichten (bis ca. 6 m Tiefe) mit etwa $k_f = 5 \times 10^{-4}$ m/s bis $k_f = 1 \times 10^{-4}$ m/s deutlich geringere hydraulische Durchlässigkeiten auf als tieferliegende Bereiche. Die flächenhafte Verbreitung des Trennhorizontes wurde aus den vorliegenden Aufschlüssen und geologischen Schnitten im Modellgebiet abgeleitet und im Grundwassermodell implementiert.

Die Ergebnisse der Durchlässigkeitsabschätzung sind sehr plausibel auch direkt aus den Bohrprofilen der Erkundungsbohrungen ableitbar. Aufgrund der neuen Erkenntnisse aus den Erkundungsbohrungen – insbesondere bzgl. der geringer durchlässigen oberen Bodenschichten – wurde die Tiefe des geplanten Sickerschlitzes nicht wie bisher mit 5 m angesetzt, sondern planerisch auf 7 m erhöht, um mit dem Infiltrationsorgan einen direkten Anschluss auch an die tiefer liegenden und durchlässigeren Bodenschichten

sicherzustellen (vgl. Abb. 9). Die Länge des Sickerschlitzes von 25 m wurde bereits im Vorfeld der Planungen anhand der geplanten Infiltrationsleistung von 10 m³/h festgelegt und im Rahmen der Modellrechnungen im Hinblick auf die sich während des Betriebs einstellenden Flurabstände als hinreichend dimensioniert bestätigt. Eine Änderung der Sickerschlitzlänge wurde aufgrund der neu gewonnenen hydrogeologischen Erkenntnisse nicht erforderlich.

Die drei Entnahmebrunnen wurden bis 16 m unter Geländeoberkante (uGOK) abgeteuft, deren Filterrohre sind mit einer Länge von 5 m bis in eine Tiefe von etwa 14 m uGOK ausgestattet. Die Grundwassermessstellen wurden mit ihrem Ausbau auf die Anforderungen des beantragten Forschungsvorhabens ausgerichtet. Eine detaillierte Beschreibung des Versuchsfeldes und seiner hydraulischen Komponenten findet sich in Kap. 5).

Tiefe		Hydraulische Durchlässigkeiten im Modell [m/s]						
von	bis	JOH0012021B	JOH0022021B	JOH0032021B	JOH0062021M	JOH0042021A	JOH0052021A	Sickerschlitz
0	1	8,00E-05						1,00E-02
1	2							
2	3							
3	4							
4	5							
5	6	1,00E-04						2,00E-04
6	7							
7	8							
8	9							
9	10							
10	11	1,00E-03						
11	12							
12	13							
13	14							
14	15							
15	16	5,00E-04						
16	17							
17	18							
18	19							
19	20							
20	21	2,00E-04						
21	22							
22	23							
23	24							
24	25							
25	Basis							

Abb. 9 Abgeleitete hydrogeologische Modellschematisierung des Untergrundes am Versuchsstandort Berlin-Johannisthal mit Zonen unterschiedlicher hydraulischer Durchlässigkeiten.

4. Anforderungen an das zu infiltrierende Wasser und Vorbehandlung

Eine der zentralen Herausforderungen bei der Grundwasseranreicherung liegt bei der Verstopfung des Infiltrationsbereichs bzw. des Infiltrationsorganes, dem sogenannten *clogging* (engl.). Meist entsteht dieses durch die Ansammlung von Ablagerungen im Bereich der Grenzschicht Wasser-Sediment oder durch das Zusetzen des Porenraums im Sediment, wodurch es zu einer Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeit kommt und damit zu einer Verringerung der Infiltrationsleistung. Dies kann bis zum Erliegen der Infiltration führen. Die Ursachen für das *clogging* sind vielfältig und müssen durch entsprechende vorge-schaltete und betriebliche Maßnahmen möglichst weitgehend minimiert werden. Je nach Auslegung des Infiltrationsorgans können entsprechende Regenerationsverfahren eingesetzt werden, um die Leistungs-fähigkeit wiederherzustellen. So können z. B. Versickerungsbecken oder -teiche mit relativ geringem Auf-wand abgelassen oder trockengelegt werden, um angesammelte Schmutzschichten oberflächennah ab-zutragen oder eine zugesetzte Grenzschicht mechanisch aufzulockern [BOUWER, 2002]. Ein solches Vor-gehen ist beim Einsatz von Sickerschlitzzgräben oder Versickerungsbrunnen i. d. R. nicht möglich. Denn *clogging* tritt hier hauptsächlich an der Grenzfläche zwischen Sickerschlitzzmedium (Filterkies) bzw. im Ringraum von Versickerungsbrunnen und dem Aquifermedium auf. Da dieser Bereich mehrere Meter tief im Boden liegt und nicht ohne Weiteres zugänglich ist, ist die Vermeidung von *clogging* für Sickerschlitzz-gräben oder Versickerungsbrunnen essenziell. Insbesondere bei Sickerschlitzzgräben oder Versicke-rungsbrunnen werden deutlich höhere Volumenströme durch eine kleinere Grenzfläche infiltriert. Vor al-lem die Bereiche mit angrenzenden besonders durchlässigen Aquiferschichten sind betroffen. Dies ver-stärkt das Risiko von *clogging* in diesem Bereich zusätzlich und kann somit auch zu einer Verschiebung der Infiltrationspfade führen. Neben dem Bereich des Infiltrationsorganes kann *clogging* auch im Aquifer auftreten. Häufige Ursachen sind hier Ausfällungen zuvor gelöster anorganischer Bestandteile, ein ver-stärktes Biomassewachstum, die Mobilisierung und Verlagerung von Aquifermaterial. Aus diesem Grund ist die Kompatibilität des zu infiltrierenden Wassers mit dem Aquifersedimenten zu prüfen und wenn not-wendig aufeinander abzustimmen [MALIVA, 2020].

Für die Etablierung von SMART-Bedingungen mit einer ausgeprägten oxischen Redoxzone ist i. d. R. eine zusätzliche Anreicherung des Wassers mit Sauerstoff notwendig. Zudem sollte das zu infiltrierende Wasser selbst ein geringes Zehrungspotential gegenüber gelöstem Sauerstoff aufweisen, weshalb die Konzentration sauerstoffzehrender Bestandteile, wie z. B. biologisch abbaubare Kohlenstofffrachten möglichst geringgehalten werden sollten.

Zur Aufrechterhaltung der Infiltrationsleistung und der geplanten Infiltrationspfade sowie zur Etablierung einer oxischen Redoxzone, ist daher – besonders bei der Nutzung von Infiltrationsbrunnen und Sicker-schlitzzgräben – die Bereitstellung einer entsprechenden Wasserqualität essenziell. Aus diesem Grund ist vor der Inbetriebnahme stets standort- und fallspezifische Bewertung des *clogging*-Potentials des Was-sers durchzuführen und die Anforderungen an das jeweilige Infiltrationsorgan und den Grundwasserleiter anzupassen. Darüber hinaus ist gegebenenfalls eine Vorbehandlung entsprechend auszulegen und de-ren Ablaufwerte während des Betriebes kontinuierlich zu überwachen, um stets eine einwandfreie Was-serqualität zu sicherzustellen und einem *clogging* damit soweit wie möglich vorzubeugen.

4.1. Allgemeine Anforderungen an das zu infiltrierende Wasser für die künstliche Grundwasseranreicherung und Etablierung von SMART-Bedingungen

Im Gegensatz zu offenen Infiltrationsbecken lassen sich verstopfte oder gealterte Sickerschlitzzgräben i. d. R. nicht oder nur sehr schwer regenerieren. Dies trifft bedingt auch für Infiltrationsbrunnen zu. Daher muss der Fokus bei diesen Infiltrationssystemen auf der Ursachenerkennung und effektiven Vermeidung

des *clogging* liegen. Die Ursachen für *clogging* können sowohl chemischen, physikalischen oder biologischen Mechanismen unterliegen (vgl. Tab. 1).

Tab. 1 Ursachen und Mechanismen von *clogging* in Infiltrationsorganen wie Infiltrationsbrunnen oder Sickerschlitzzraben (frei übersetzt und angepasst aus [MALIVA, 2020]).

Kategorie	Ursache
physikalisch	<ul style="list-style-type: none"> • Einschluss und Filtration von suspendierten Schwebstoffen im Anreicherungswasser • Gaseinschluss (Gasblasen) von Luft, die im Anreicherungswasser mitgeführt werden oder von Gasen, die im Aquifer entstehen. Z. B. Ausgasung durch Änderung der Fließ- und Druckbedingungen, Temperaturänderung, oder die Bildung von Gasen wie CO₂, N₂, CH₄) durch mikrobiologische Prozesse.
chemisch	<ul style="list-style-type: none"> • Chemische Reaktionen zwischen Grundwasser und Anreicherungswasser, die zur Ausfällung unlöslicher Produkte führen. • Ausfällung von Eisen im zu infiltrierenden Wasser und im Grundwasserleiter infolge von Luft-/Sauerstoffeintrag. • Tonquellung • Tondispersion; Mobilisierung von Tonmineralien durch Ionenaustauschreaktionen (durch Änderung der Salinität/Ionenstärke des Wassers), welche zu Porenverblockung im Aquifer führen können.
biologisch	<ul style="list-style-type: none"> • Mikrobiologisches <i>clogging</i> durch Biomassewachstum und extrazelluläre Polymere (Biofilmbildung), verursacht entweder durch bakterielle Verunreinigung eines Aquifers durch das Anreicherungswasser oder durch verstärktes Wachstum indigener Bakterien. • <i>Clogging</i> durch eisenoxidierende Bakterien.

Das zu infiltrierende Wasser ist entsprechend seiner Zusammensetzung und chemisch-physikalischen Eigenschaften (u. a.: pH-Wert, Redoxpotential, DO) hin zu analysieren und mögliche Effekte während der Infiltration sowie während der Untergrundpassage zu evaluieren. Suspendierte Feststoffe/Schwebstoffe (engl. *total suspended solids*, TSS), werden je nach Partikelgröße im Sickerschlitzzraben, an der Wandung eines Infiltrationsbrunnes, an der Grenzschicht zum Aquifersediment zurückgehalten oder dringen in den Porenraum der Aquifersedimente ein, wo diese die hydraulische Durchgängigkeit verringern. Hohe Konzentrationen an organischem Kohlenstoff und Nährstoffen führen i. d. R. zu einem verstärktem Biomassewachstum und sind daher zu vermeiden. Mögliche geochemische Reaktionen zwischen dem zu infiltrierendem Wasser, dem nativen Grundwasser (z. B. während der Inbetriebnahme oder an den Rändern/Mischzonen der Infiltrationsfahne) oder mit den Aquifersedimenten, sind Ausfällungsreaktionen oder Tonquellung. Ausfällungsreaktionen von Eisen, Mangan, Calciumcarbonat oder anderer Substanzen können je nach dem durch Oxidation, pH-Wert Änderungen, Ausgasungen oder einer Überschreitung des Löslichkeitsprodukts hervorgerufen werden. Potenzielle Reaktionen sollten idealerweise mithilfe eines Modells zur chemischen Wechselwirkung (Mischungs- und Gleichgewichtsmodells), wie PHREEQC bewertet werden [MCCURRY AND PYNE, 2022, PARKHURST AND APPELO, 2013].

Zusätzlich können weitere Laborversuche herangezogen werden, um das Verhalten des zu betrachtenden Wassers unter spezifischen Bedingungen zu charakterisieren. Hierzu zählen Experimente zum Ausfällungsverhalten, Sauerstoffzehrung, Filtrationsversuche, Ausgasung oder zum Biofilmwachstum. Zur Quantifizierung des *clogging*-Potentials können teils Qualitätsindizes abgeleitet werden (z. B. der Modifizierte Fouling Index, MFI) [DILLON et al., 2001]. Eine Übersicht geeigneter Qualitätsindizes, Versuchsmethoden und zu bewertender Wasserqualitätsparameter ist in [MALIVA, 2020] zusammengefasst. Aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren ist die Übertragbarkeit der Einschätzungen zum *clogging*-Potential aus Laborversuchen jedoch eingeschränkt und muss entsprechend kritisch berücksichtigt werden [MALIVA, 2020].

Da sowohl das zu infiltrierende Wasser aber auch die Kombination Wasser-Filter- und Aquifermaterial standort- und fallspezifisch betrachtet werden müssen, können kontrollierte Vorversuche mit standort-eigenen Medien und Betriebsbedingungen nützlich sein. Solche Vorversuche lassen sich beispielsweise in Form von Säulenversuchen realisieren. Dabei ist sicherzustellen, dass die relevanten Bedingungen im späteren Infiltrationsorgan sowie an der Grenzfläche Filtermedium-Aquifer möglichst realistisch abgebildet werden. Entsprechend sollte das geplanten Filtermedien und wenn möglich Probenmaterial des betroffenen Aquifers eingesetzt werden. Das zu infiltrierende Wasser sollte dabei bereits der im ersten Schritt bewerteten Zielqualität entsprechen. Darüber hinaus muss die Infiltrationsfläche der Versuchssäulen (d. h. der Säulenquerschnitt) an die Korngröße der eingesetzten Medien angepasst werden, um potenzielle Randeffekte gering zu halten. Die Möglichkeiten Alterungseffekte im Säulenversuch hinreichend analysieren zu können, sind bei der Versuchsplanung entsprechend zu berücksichtigen – etwa durch Druckmessungen in unterschiedlichen Tiefenschichten oder durch die Probenahmemöglichkeiten des Filtermaterials. Trotz eines möglichst realitätsnahen Versuchsaufbaus sind derartige simulierten Säulenversuche (kleinskalig und kurzfristig) nur bedingt auf reale Anlagen mit deutlich längeren Betriebszeiten übertragbar [MALIVA, 2020].

Die Ableitung spezifischer Grenzwerte für Wasserparameter oder Qualitätsindizes zur Vermeidung von *clogging* ist aufgrund der vielen Einflussfaktoren sowie unterschiedlicher lokaler und betrieblicher Gegebenheiten schwierig. Basierend auf Säulenversuchen mit unterschiedlich vorbehandeltem Flusswasser empfehlen PAGE et al. (2014) folgende Zielwerte für Versickerungsbrunnen:

- Biologisch abbaubarer gelöster organischer Kohlenstoff (BDOC): < 0,2 mg/l
- Trübung: < 0,6 NTU
- MFI: < 2s/l²
- Gesamtstickstoff: < 0,3 mg/l

Bereits während der Vorplanung dieses Forschungsprojektes wurden die Aufbereitungsziele für das zu infiltrierende Wasser diskutiert. Aufgrund bisheriger Erfahrungen und gewohnter Aufbereitungsleistungen, wie sie aus Trinkwasseraufbereitung der BWB bekannt sind, wurden für die am Versuchsstandort Berlin-Johannisthal relevanten Parameter Aufbereitungsziele festgelegt. Diese sind für gelöstes Eisen < 0,2 mg/l, für gelöstes Mangan < 0,05 mg/l, DO > 6,5 mg/l, und Abfiltrierbare Stoffe < 1 mg/l. Während dem Betrieb wurde zur kontinuierlichen Überwachung ein Trübungswert < 0,5 NTU angestrebt.

Für die Etablierung einer stabilen oxischen Redoxzone im Aquifer sollten alle sauerstoffzehrenden Bestandteile im Infiltrationswasser grundsätzlich so gering wie möglich gehalten werden. Unter Umständen kann jedoch eine geringe Restzehrung toleriert werden, sofern die verantwortlichen chemischen Bestandteile nicht zum *clogging* beitragen, das Zehrungspotential insgesamt niedrig ist oder die Entfernung dieser Stoffe einen unverhältnismäßig hohen Aufwand bedeutet. Grundsätzlich richtet sich die maximal tolerierbare Restzehrung im Infiltrationswasser, nach dem Zehrungspotential des Aquifermaterials, der hydraulischen Aufenthaltszeit (HRT) sowie dem räumlichen Ausbreitungsziel der oxischen Redoxzone. Parameter, die wesentlich zur Zehrung von gelöstem Sauerstoff in natürlichen Wässern beitragen, sind Ammonium, biologisch abbaubarer Kohlenstoff sowie reduziertes Eisen und Mangan. Niedrige Ammoniumkonzentrationen sind eine Voraussetzung für die Etablierung einer oxischen Redoxzone, da die Oxidation/Nitrifikation von 1 mg N/l im Wasser bis zu einer Zehrung von 4,6 mg O₂/l führen kann. Reduziertes Eisen und Mangan, muss nicht nur aus Gründen der Sauerstoffzehrung, sondern insbesondere wegen der zu erwarteten Ausfällung und dem damit verbundenen *clogging*-Risiko, entfernt werden.

4.2. Verfahren zur Vorbehandlung entsprechend der Rohwasserqualität und den lokalen Gegebenheiten

Die notwendigen Verfahren zur Vorbehandlung müssen auf die verwendete Anreicherungstechnik bzw. das Infiltrationsorgan abgestimmt sein. Während die oberirdische Infiltration über Versickerungsbecken, Gräben oder naturnahe Systeme nur geringe Vorbehandlung erfordert, sind für die unterirdische Infiltration mittels Sickerschlitzzgräben und Schluckbrunnen deutlich höhere Qualitätsanforderungen zu stellen [SCHULTE-EBBERT, 2004].

Die Auswahl der Vorbehandlungsverfahren ist zudem abhängig von der Qualität des zu versickernden Wassers und der nachfolgenden Nutzung. Soll das Wasser nach Wiederentnahme zu Trinkwasser aufbereitet werden oder ist eine geringere Qualität ausreichend? Welche Aufbereitung erfolgt nach Wiederentnahme des Wassers und können damit die nutzungsabhängigen Zielwerte erreicht werden? Die Voraufbereitung des zu infiltrierenden Wassers bis zur Trinkwasserqualität kann zudem das *clogging*-Potential deutlich verringern. In diesem Zusammenhang muss der konstruktive und betriebliche Aufwand für die Vorbehandlung zur Minimierung von *clogging* abgewogen werden – gegen Kosten, Aufwand und Wirksamkeit regelmäßiger Reinigung bzw. Rehabilitierung des Infiltrationsorgans [MALIVA, 2020].

Eine Vorbehandlung vor der Infiltration verfolgt i. d. R. folgende Ziele [MALIVA, 2020]:

- Verringerung der Konzentration suspendierte Feststoffe (Trübung) und des *clogging*-Potentials,
- Verringerung der Konzentration partikulärer organischer Stoffe (POC), gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und von Nährstoffen,
- Entfernung von Pathogenen,
- Einhaltung gesetzlicher Anforderungen für die Grundwasseranreicherung,
- Anpassung der wasserchemischen Eigenschaften, um nachteilige Wechselwirkungen im Untergrund zu vermeiden,
- Entfernung von organischen Spurenstoffen und ggf. von anderen Schadstoffen, die relevant für die Wiederverwendung sind.

Die meisten zur Vorbehandlung eingesetzten Verfahren sind Stand der Technik in der Trinkwasseraufbereitung oder (weitergehenden) Abwasserreinigung und weit verbreitet. Für Details zu Planung und Betrieb wird daher auf die existierenden technischen Regelwerke verwiesen. In Abhängigkeit des Ziels der Vorbehandlung können folgende Verfahren vor der Infiltration zum Einsatz kommen:

- Flockung,
- Filtration (Kiesvorfilter, Schnellsandfilter, Langsamsandfilter),
- Mikrosiebung und Tuchfiltration,
- Membranfiltration,
- Ionenaustausch,
- Ozonung,
- Aktivkohleadsorption,
- Desinfektion,
- Pflanzenkläranlagen,

- Chemische Vorbehandlung (pH-Einstellung, Entfernung/Anreicherung von DO, Enteisenung/Entmanganung).

In Abb. 10 sind typische Verfahrenskombinationen einer künstlichen Grundwasseranreicherung zur Trinkwasseraufbereitung nach dem DVGW-Regelwerk dargestellt.

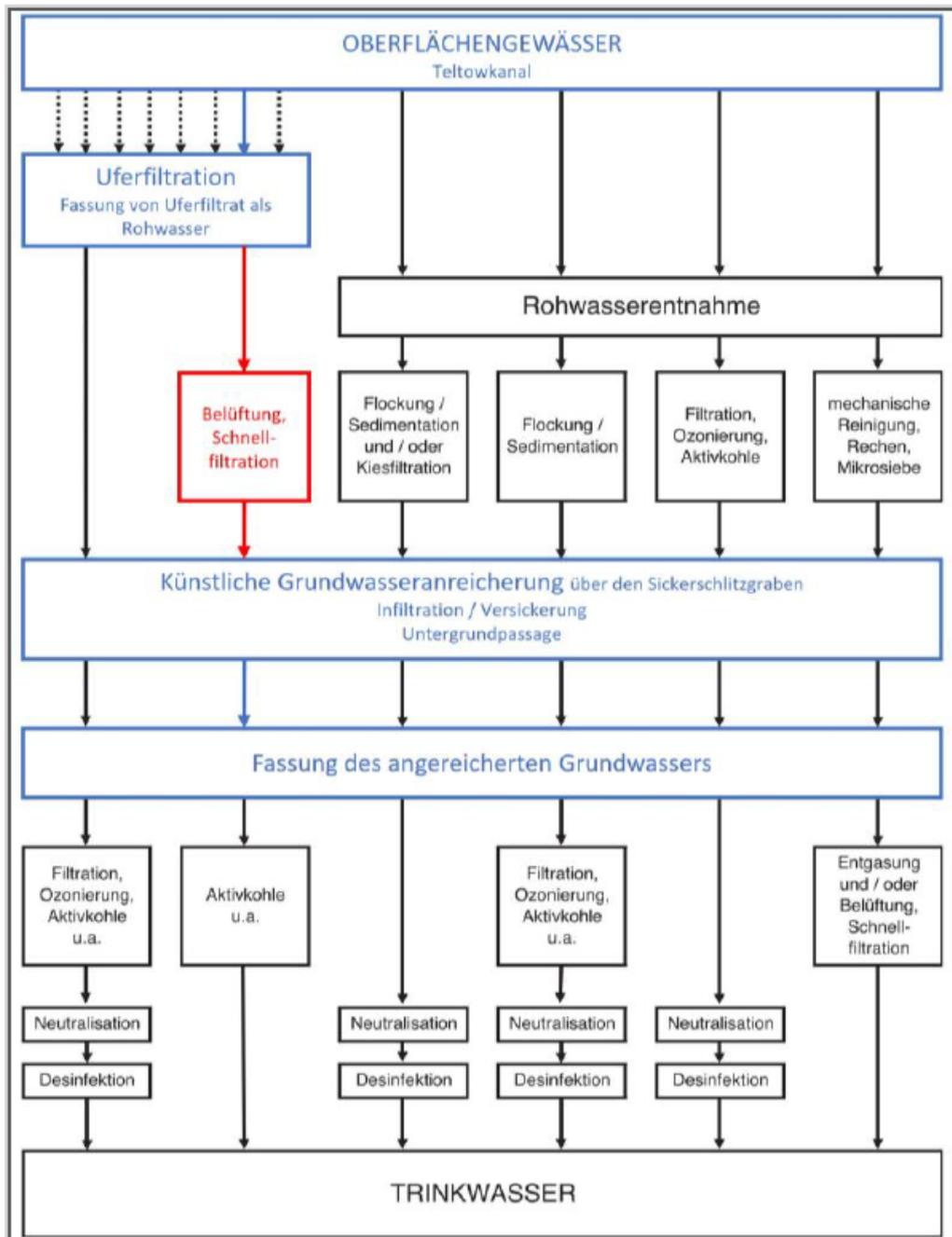


Abb. 10 Beispiele für Verfahrenskombinationen einer Trinkwasseraufbereitung durch künstliche Grundwasseranreicherung (modifiziert nach [DVGW W 126, 2007]). Neben Vorbehandlungsverfahren sind auch an die Untergrundpassage anschließende Aufbereitungsverfahren dargestellt. Rot hervorgehoben ist die im Rahmen des Verbundvorhabens demonstrierte Verfahrensvariante (SMART).

Bei der im Rahmen des Verbundvorhabens TrinkWave Transfer demonstrierten Variante der sequentiellen Grundwasseranreicherung (SMART 2.0) wird Uferfiltrat als Rohwasser verwendet, d. h. das Wasser wird bereits durch Uferfiltration vorbehandelt, die sehr effektiv wesentliche der o. g. Aufbereitungsziele erreicht. Insbesondere wird die Konzentration suspendierter Feststoffe, die Konzentration POC und des BDOC verringert. Außerdem stellt die Uferfiltration eine wirksame Barriere für Pathogene dar. Durch die bei der sequentiellen Grundwasseranreicherung gezielt erfolgende Anhebung des Redoxpotenzials zur Verbesserung des Abbaus von TOCs entsteht eine oxische Zone und eine Mischzone zum Übergang in den ursprünglichen anoxischen Aquifer. Durch die Verschiebung des Redoxpotenzials kann es zur Mobilisierung von Metallen kommen, wie z. B. Uran, Antimon oder Molybdän [RIEDEL AND KÜBECK, 2018, FILTER et al., 2024]. MALIVA (2020) beschreibt deshalb die Vorbehandlung zur Entfernung von gelöstem Sauerstoff als verfahrenstechnische Option, die an einigen Aquifer storage and recovery-Standorten angewendet wird, um die Mobilisierung von Arsen zu verhindern. Daher sollte die mögliche Mobilisierung von Metallen beim Wechsel des Redoxregimes mit untersucht werden.

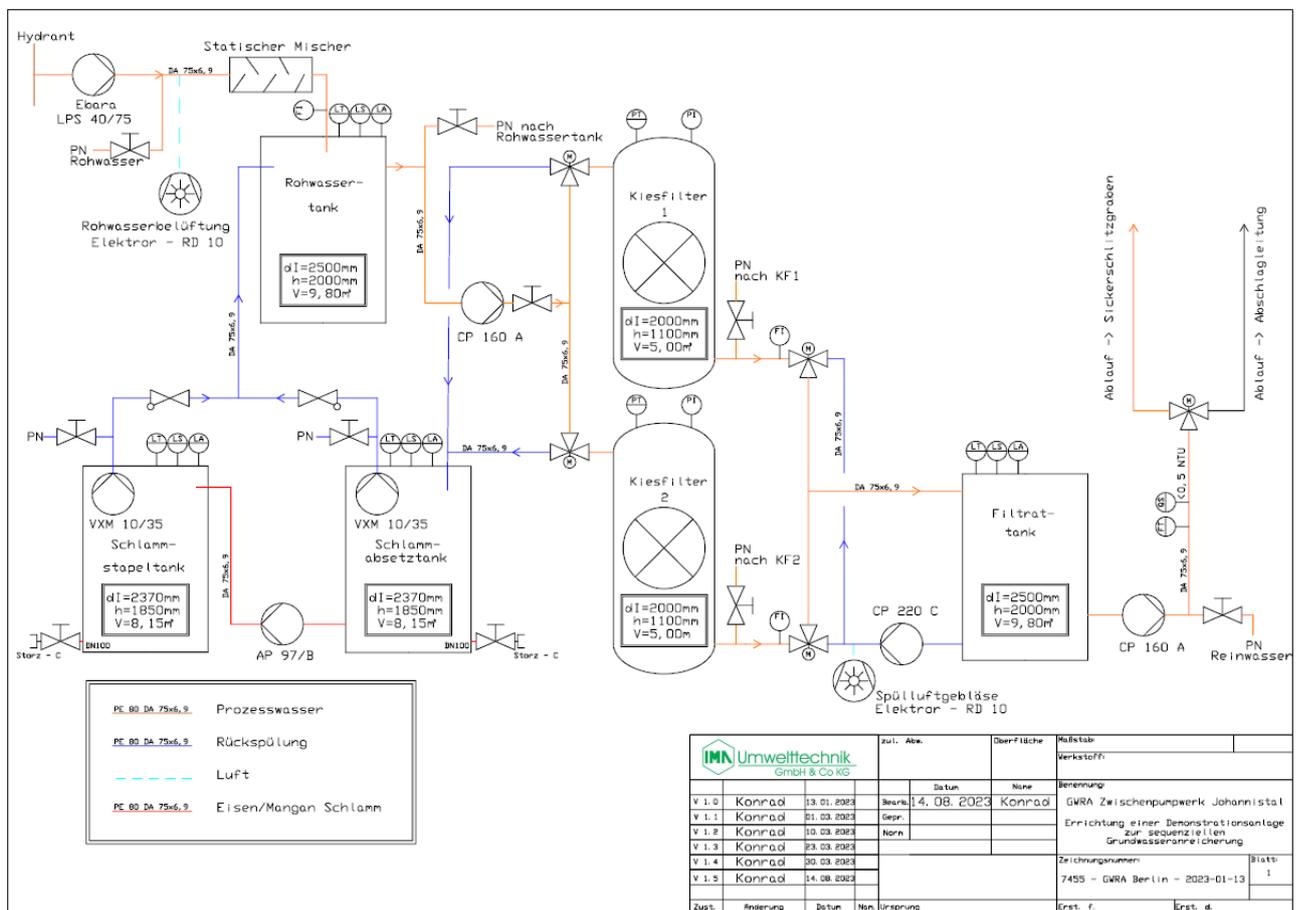


Abb. 11 Verfahrensschema zur Aufbereitung des Uferfiltrats zur Enteisung/Entmanganung vor der Infiltration in den Sickerschlitzgraben der Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal SMART 2.0.

Für die Realisierung am Standort Berlin-Johannisthal wurde die Aufbereitung des eisen- und manganhaltigen Uferfiltrats auf Trinkwasserqualität mittels Belüftung und nachfolgender Schnellfiltration ausgewählt. Neben der Entfernung des gelösten Eisens und Mangans sollte das Infiltrat weitgehend partikelfrei sein. Der Zielwert für die Trübung wurde auf 0,5 NTU festgelegt. Abb. 11 zeigt den schematischen Aufbau der Vorbehandlung. Das Rohwasser, das von Produktionsbrunnen der BWB stammt, wird über eine Druckerhöhungspumpe zum statischen Mischer gefördert, vor dem die Einmischung von Luft über einen

Kompressor erfolgt. Das belüftete Rohwasser wird im Rohwassertank gesammelt und anschließend über zwei parallele Schnellfilter gepumpt. Das Filtrat wird im Filtrattank gesammelt und anschließend zum Sickerschlitzengraben gefördert. Im Ablauf des Filtrattanks ist eine kontinuierliche Trübungssonde installiert. Bei Überschreiten des Zielwerts von 0,5 NTU wird der Ablauf des Filtrattanks abgeschlagen und die Beschickung des Sickerschlitzengrabens automatisch gestoppt, um das Infiltrationsorgan zu schützen. Die Schnellfilter werden in regelmäßigen Abständen zeit- oder differenzdruckgesteuert gespült. Das anfallende Filterspülwasser wird im Schlammabsetztank bzw. im Schlammstapeltank gesammelt.

5. Auslegung, Abstimmung und Inbetriebnahme der hydraulischen Komponenten (Infiltration / Extraktion) zur Realisierung definierter Fließbedingungen / abgestimmter Fließpfade in einem heterogenen Aquifer

Die Auslegung, Abstimmung und Inbetriebnahme der hydraulischen Komponenten (Sickerschlitzgraben, Grundwassermessstellen und Entnahmebrunnen) zur sequentiellen Anreicherung von Grundwasser erfordert eine interdisziplinäre Herangehensweise, die hydrogeologische, grundwasserhydraulische und wasserwirtschaftliche Aspekte integriert. Ziel ist die gezielte Steuerung der Fließbedingungen in einem heterogenen Aquifer, insbesondere im Hinblick auf Förder- und Infiltrationsraten, Ausbreitungsrichtungen und räumlich verteilte Verweilzeiten, um eine nachhaltige und kontrollierte Grundwassernutzung zu gewährleisten.

Auslegung der hydraulischen Komponenten

Der Sickerschlitzgraben dient der gezielten und gleichmäßigen Einleitung des Infiltrationswassers in den durchlässigen Aquiferbereich. Die Dimensionierung erfolgt auf Grundlage von Modellrechnungen unter Berücksichtigung der hydraulischen Leitfähigkeit des gesättigten und ungesättigten Untergrundes. Die Geometrie des Schlitzes ist so zu gestalten, dass sowohl eine weitgehend gleichmäßige Versickerung über die gesamte Sickerschlitzfläche gewährleistet wird als auch die resultierende Aufhöhung des Grundwasserstandes im Nahbereich des Sickerschlitzes auf ein verträgliches Maß begrenzt bleibt. Die Füllung des Sickerschlitzes mit Kies und die Beschickung mit Wasser von oben ist so auszugestalten, dass bei Inbetriebnahme Lufteinschlüsse weitgehend vermieden werden.

Zur Kontrolle der Fließbedingungen, zur Überwachung der hydraulischen Wirksamkeit und zum Monitoring sind Grundwassermessstellen entlang des erwarteten Fließweges zwischen Infiltrations- und Entnahmebauwerken zu installieren. Teufen und Filterstrecken sind anhand der Ergebnisse der geologischen Erkundung so auszulegen, dass möglichst alle von der Infiltration angesprochenen Bereiche des Aquifers erfasst werden. Die Messstellen können auch mit dem Ziel eingerichtet werden, die Abgrenzung des Abstrombereichs vom nicht durchströmten Bereich zu kontrollieren. Dichte und räumliche Anordnung der Messstellen richten sich sowohl nach der Heterogenität des Aquifers als auch nach der erforderlichen Auflösung der zu erfassenden Daten (Grundwasserstände, Temperaturen, Konzentrationen von Wasserbestandteilen etc.).

Mit der Dimensionierung der Entnahmebrunnen wird die Relation der Absenkung zur Entnahmemenge festgelegt. Damit wird das Strömungsgefälle im Reaktionsraum und die Aufenthaltszeit des Infiltrats eingestellt. Die Anzahl der Brunnen und die Brunnenparameter (Bohrtiefe, Bohrdurchmesser, Ringraumfüllung usw., Ausbau mit Anordnung der Filterstrecken) sind auf die Aquiferparameter (k_f -Werte, Korngrößenverteilung usw.) auszulegen. Die räumliche Anordnung der Brunnen erfolgt in ausreichendem Abstand zur Infiltration, so dass einerseits ein definierter Fließweg mit kontrollierten Bedingungen entsteht und andererseits standortspezifische Vorgaben erfüllt werden. So kann z. B. ein Standort eine grundwasserhydraulische Abschirmung des Abstroms der Infiltrationsanlage gegenüber dem umgebenden Strömungsfeld als betriebliche Vorgabe beinhalten, welche die Dimensionierung und Lage der Brunnen signifikant beeinflusst. Das Zusammenspiel von Infiltrationsorgan und Entnahmebrunnen ist zwingend durch numerische Modellrechnungen zu simulieren.

Abstimmung der Komponenten

Die Abstimmung der Anlagenkomponenten erfolgt iterativ im Rahmen der Entwicklung eines wasserwirtschaftlichen Gesamtkonzepts. Mittels numerischer Modellierung werden unterschiedliche Szenarien zur Fließpfadentwicklung, zu den Aufenthaltszeiten und Entnahmeraten simuliert. Ziel ist die Erreichung eines quasi-stationären Betriebes mit definierten hydraulischen und hydrochemischen Bedingungen. Zur Kalibrierung der Strömungsmodelle können künstliche oder natürliche Tracer eingesetzt werden. Sie ermöglichen die quantitative Bewertung der hydraulischen Modellannahmen sowie der realen Fließpfade und -zeiten und geben Hinweise auf unerwünschte Kurzschlussströmungen. In heterogenen Aquiferen ist die Steuerung von Fließbedingungen besonders anspruchsvoll, da inhomogene Permeabilitätsverteilungen zu anisotropen Fließverhältnissen und unvorhersehbaren Pfadverteilungen führen können. Geostatistische Auswertungen und numerische 3D-Modellierungen helfen, die räumliche Variabilität der hydraulischen Eigenschaften adäquat abzubilden. Darüber hinaus können über Unsicherheitsanalysen (z. B. Monte-Carlo-Simulationen) eine Bewertung der Robustheit des Systems gegenüber Parameterunsicherheiten durchgeführt werden. Unter Umständen ist eine adaptive Betriebsstrategie notwendig, um flexibel auf sich verändernde hydraulische Bedingungen reagieren zu können. So besteht je nach der Höhe der lokalen, witterungsbedingten Schwankungen des Grundwasserstandes evtl. das Erfordernis, Infiltrations- und Entnahmeraten im Betrieb dynamisch anzupassen (z. B. über regelbare Pumpeinrichtungen bzw. Wasserstandsregelungen).

Inbetriebnahme

Die Inbetriebnahme umfasst eine gestufte hydraulische Belastung der Anlage mit begleitendem Monitoring. Initiale Infiltrations- und Entnahmeversuche im Rahmen eines Testbetriebes dienen der Validierung des Anlagendesigns und der Überprüfung der hydraulischen Parameter. In einer anschließenden Monitoringphase erfolgt die Überwachung der sich während des Betriebs einstellenden Grundwasserstände, Fließrichtungen und Wasserqualitätsparameter. Die Auswertung erfolgt idealerweise unter Zuhilfenahme von Zeitreihenanalysen aus Echtzeit-Datenübertragung bzw., zeitlich hinreichend aufgelöster Telemetry. Auf Basis der Monitoringdaten werden Rückschlüsse auf die Effizienz der Wasserpfadführung gezogen und im Rahmen einer Betriebsoptimierung gegebenenfalls Anpassungen an den Betriebsvorgaben vorgenommen (z. B. Pumpzeiten, Infiltrationsraten, Wartungszyklen).

5.1. Hydraulische Modellierung zur Dimensionierung und Positionierung der Anlagenkomponenten

Zur Auslegung der Dimensionierung und der Positionierung der Anlagenkomponenten wurde zunächst ein hydraulisches Modell entwickelt. Diesem lagen die zuvor gesammelten hydrogeologischen Informationen in einem weiten Bereich um den angestrebten Versuchsstandort zugrunde.

Die hydraulische Modellierung erfolgte mit dem Softwarepaket *SPRING* (delta-h GmbH, Witten Deutschland) und der FEM-Methode anhand eines echt-dreidimensionalen Grundwassermodells. Das abgebildete Modellgebiet umfasst ein Areal von etwa 750 m auf 850 m mit dem Teltowkanal als südwestlichen Modellrand. Der nordöstliche und der südwestliche Modellrand werden jeweils durch eine Potentialrandbedingung abgebildet, der südöstliche sowie nordwestliche Modellrand bestehen aus Stromlinien. Das Finite-Elemente-Netz besteht pro Modellschicht aus 21.843 Netzknoten und 43.154 Elementen. Die vertikale Diskretisierung des Grundwassermodells beträgt 1 m, die Modellbasis wurde auf 34 m unter GOK festgelegt. Das Grundwassermodell wurde anhand der Erkenntnisse aus den Erkundungsbohrungen aktualisiert. Die hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwerte wurden der hydrogeologischen Schematisierung

entsprechend im gesamten Modellgebiet tiefendifferenziert und (mit Ausnahme im Nahbereich der Erkundungsbohrungen) in der Fläche homogen angesetzt. Die flächenhafte Grundwasserneubildung wurde zu 100 mm/a angenommen.

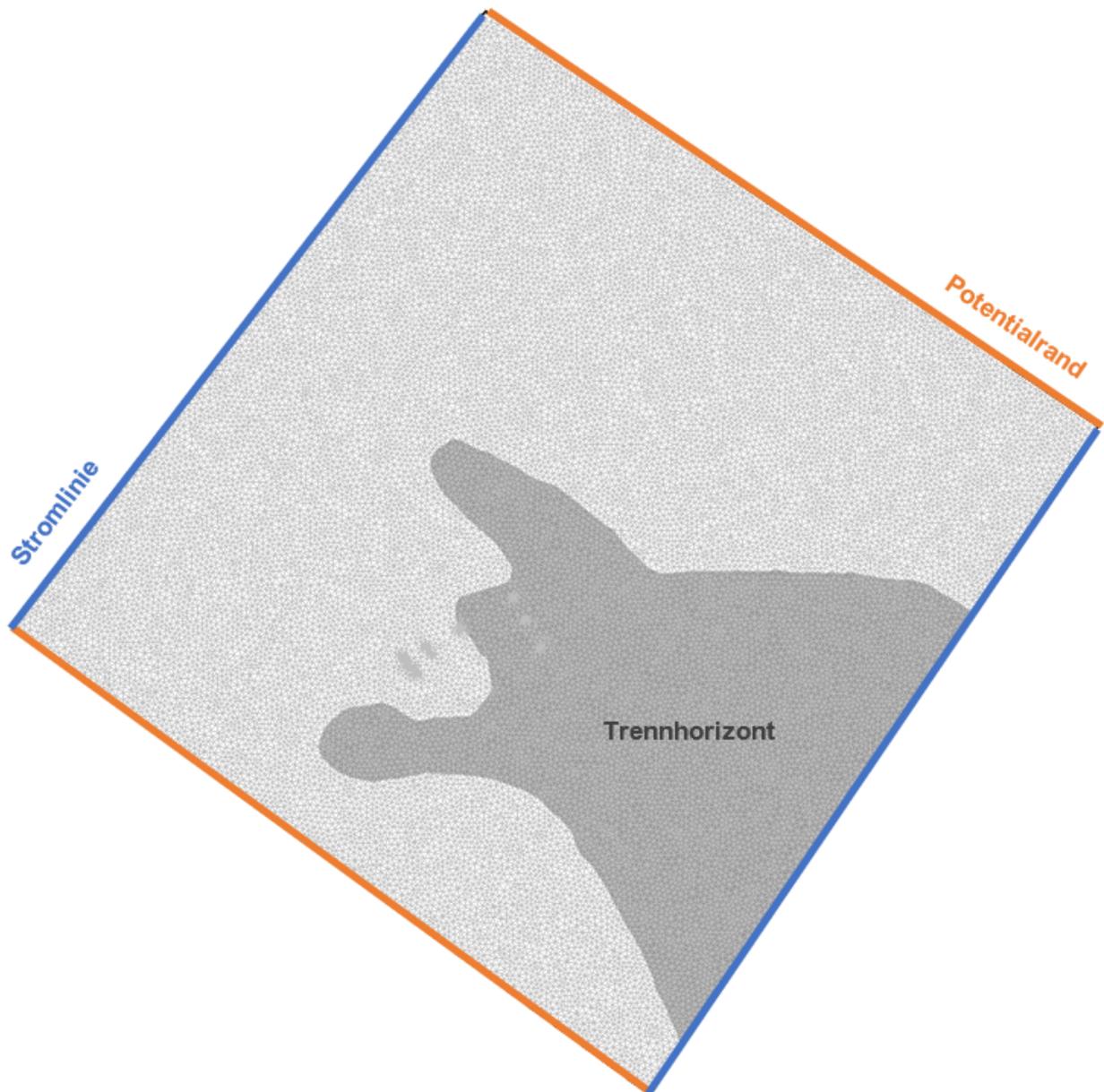


Abb. 12 Übersicht des gesamten Grundwassermodells und Lage des in Bereichen des Gebietes vorherrschenden Trennhorizontes [BWB, 2021].

Die Dimensionierung des Sickerschlitzes erfolgte über die gekoppelte Modellierung der Innen- und Außenströmung. So konnten die hydraulischen Vorgänge im Sickerschlitze, wie die Verteilung des Infiltrationswassers durch eine Nahbereichsmodellierung sachgerecht abgebildet werden.

Im Rahmen stationärer Grundwasserströmungssimulationen wurden sowohl die Standorte der Entnahmehäuser als auch die Entnahmemengen im Hinblick auf eine sichere Betriebsführung bei einer konstanten Infiltrationsrate von 10 m³/h über den Sickerschlitze iterativ optimiert. Die Lage des Sickerschlitze

grabens und der Entnahmebrunnen orientierten sich zunächst an den Bohransatzpunkten der Erkundung, wurden im Rahmen der Modellrechnungen im Hinblick auf die übergeordnete Strömungsgeometrie und die für eine hydraulische Entkopplung notwendig umzusetzende Wassermenge iterativ optimiert.

Die endgültige modelltechnische Lage des Sickerschlitgrabens und der Entnahmebrunnen ist im Vergleich zur Lage der Erkundungsbohrungen in Abb. 13 dargestellt, die Koordinaten von Sickerschlitz und Entnahmebrunnen in Tab. 2.

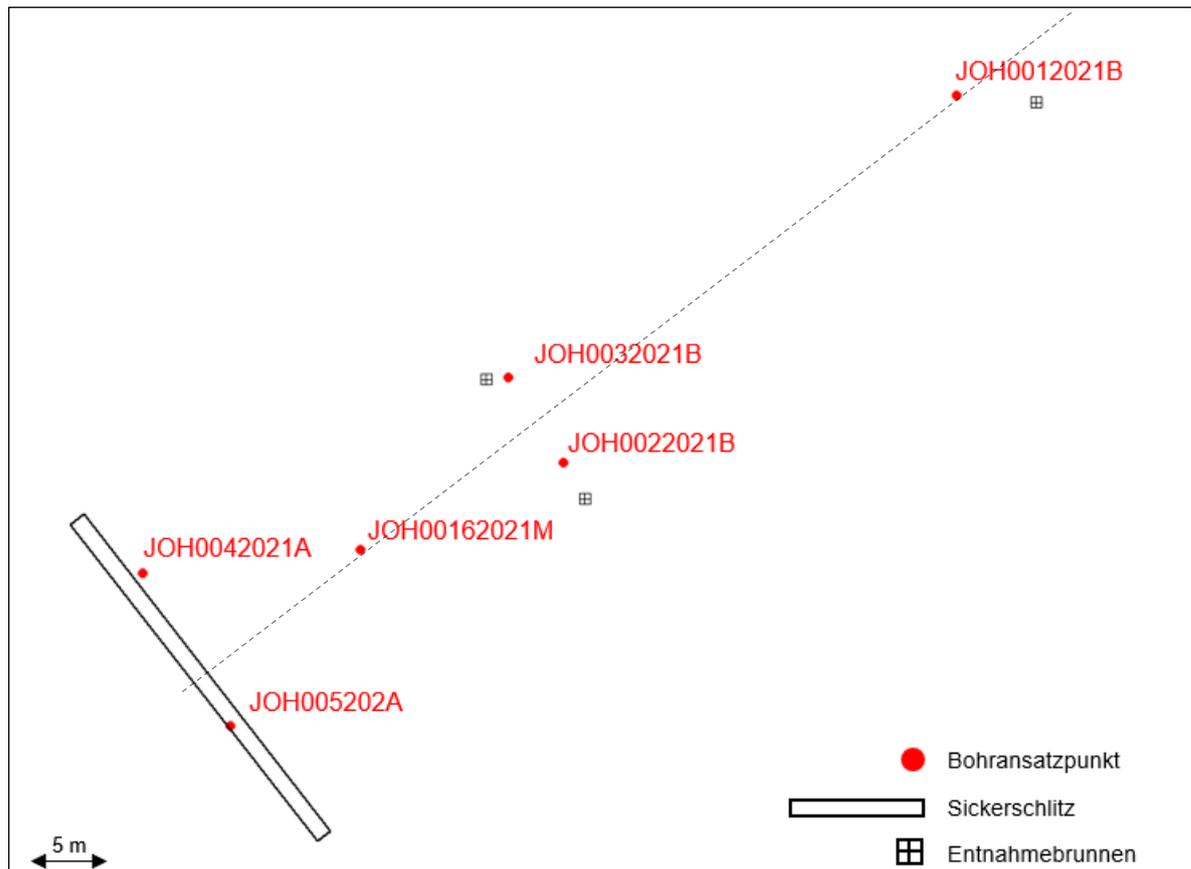


Abb. 13 Lage von Bohransatzpunkten, Sickerschlitzgraben und Entnahmebrunnen, mit *Centerline* [BWB, 2021].

Tab. 2 Lage und Abstände des Sickerschlitzgrabens und der Entnahmebrunnen zum Sickerschlitzgraben bzw. zur *Centerline*.

Kategorie	Ursache	x-Wert [m]	y-Wert [m]
Sickerschlitzgraben	Eckpunkt 1	12,5	0
	Eckpunkt 2	-12,5	0
	Eckpunkt 3	12,5	1
	Eckpunkt 4	-12,5	1
Entnahmebrunnen	Brunnen 1	63,50	3,50
	Brunnen 2	26,00	5,80
	Brunnen 3	26,00	-3,85

Die modelltechnisch notwendigen Entnahmemengen zur sicheren hydraulischen Abschirmung der Infiltration von $10 \text{ m}^3/\text{h}$ ($87.600 \text{ m}^3/\text{a}$) betragen $2 \times 4,56 \text{ m}^3/\text{h}$ ($2 \times \text{ca. } 40.000 \text{ m}^3/\text{a}$) für die vorderen zwei Brunnen und $13,70 \text{ m}^3/\text{h}$ ($\text{ca. } 120.000 \text{ m}^3/\text{a}$) für den hinteren Fangbrunnen.

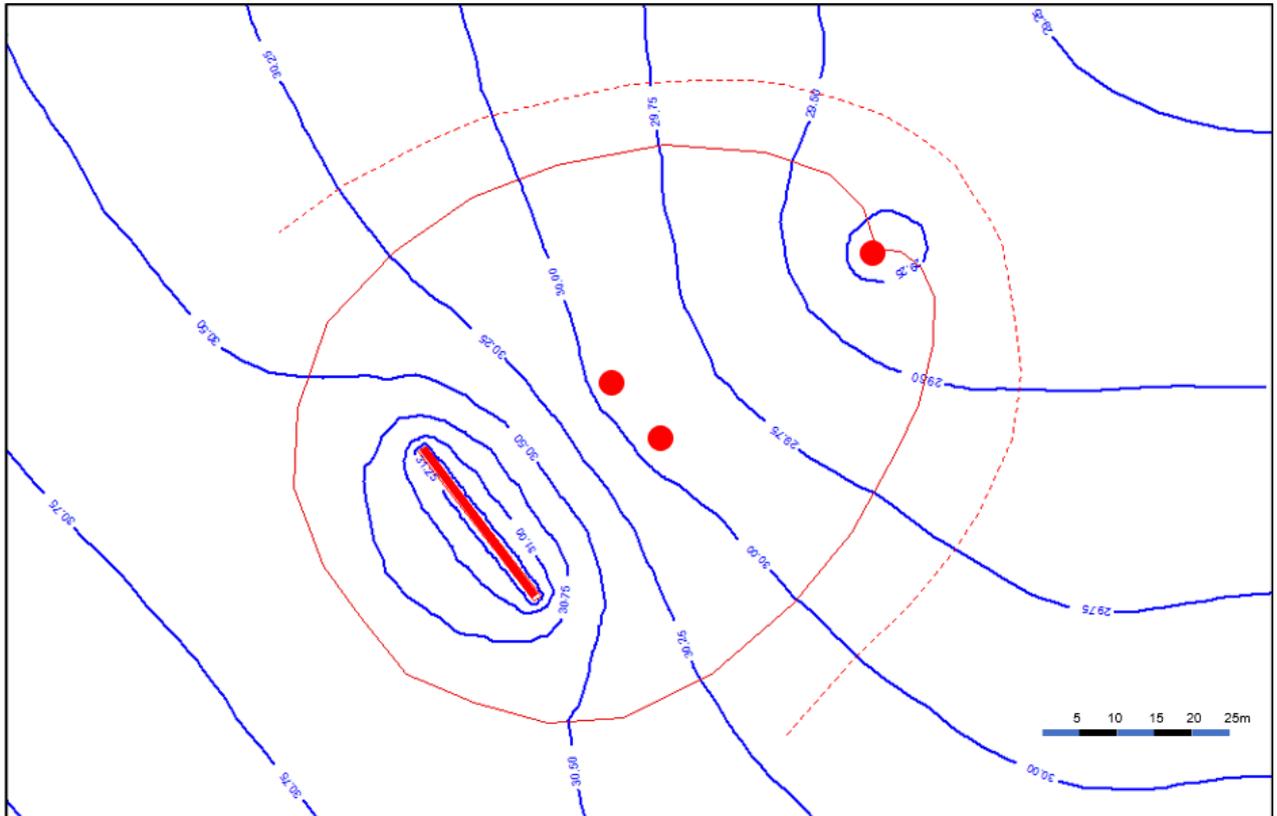


Abb. 14 Grundwasserstände im Betrieb [BWB, 2021].

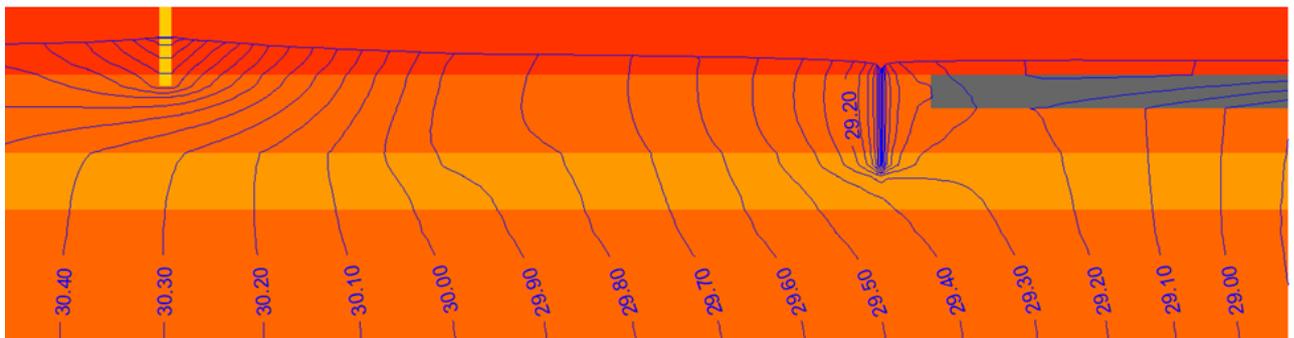


Abb. 15 Vertikalschnitt, Grundwasserstände im Betrieb [BWB, 2021].

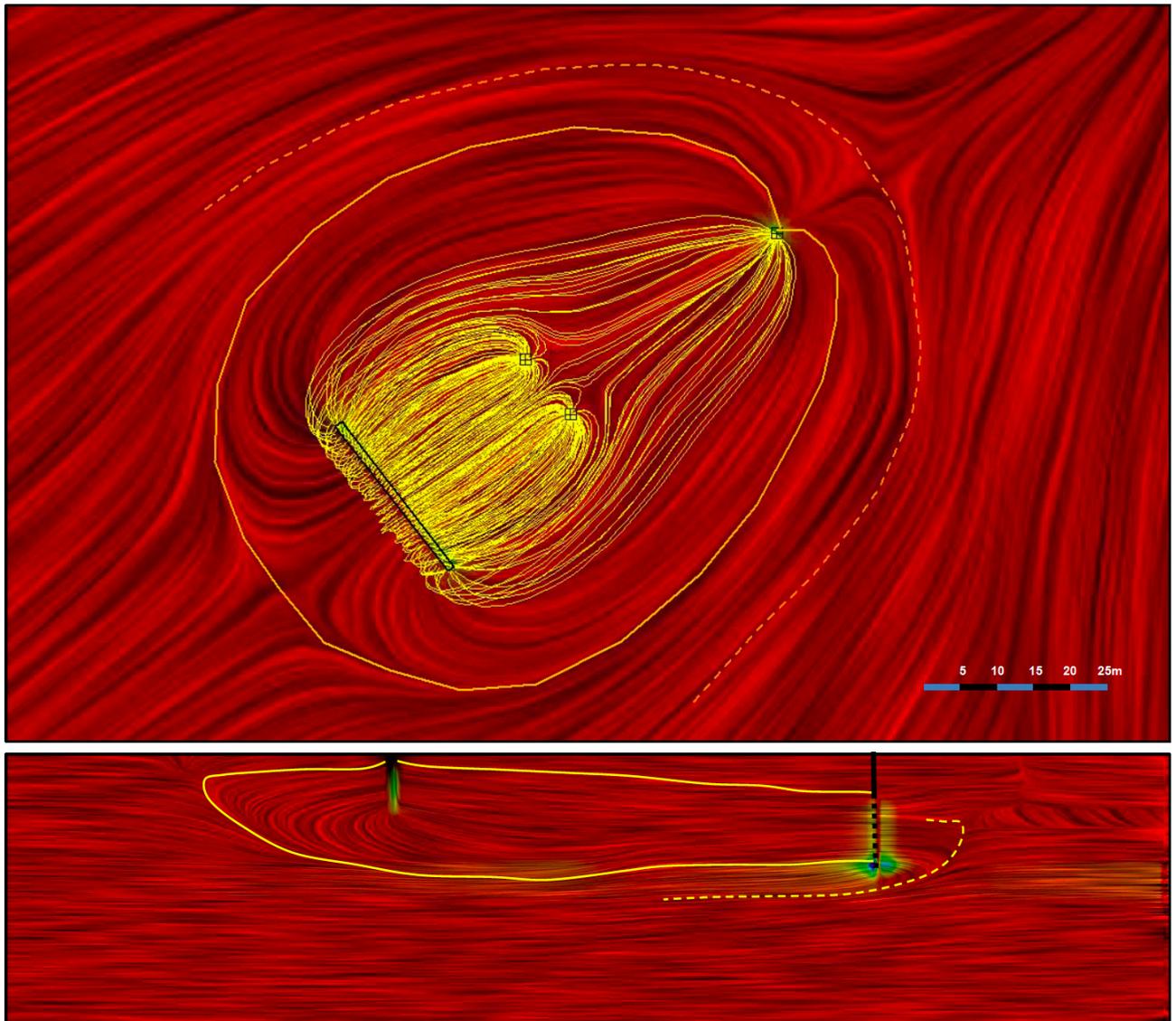


Abb. 16 Modelltechnischer Nachweis der hydraulischen Abschirmung [BWB, 2021].

Die Mindestaufenthaltszeit beträgt im zentralen Anstrom der zwei vorderen Entnahmebrunnen etwas weniger als 20 Tage, bis zum hinteren Fangbrunnen sind es um die 50 Tage. Abb. 17 zeigt die Fließzeiten des Infiltrationswassers anhand von Isochronen.

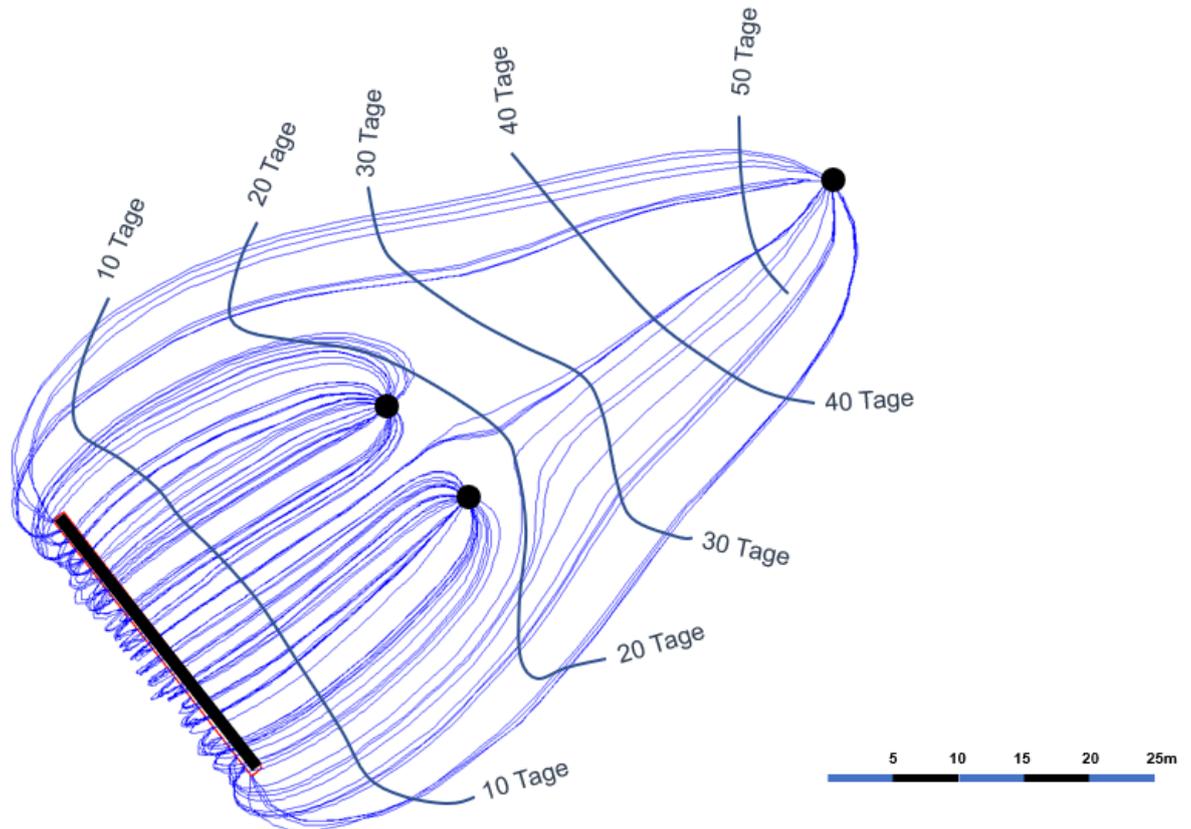


Abb. 17 Isochronen im Anstrom [BWB, 2021].

5.2. Technische Umsetzung / Bohrverfahren / Brunnendesign / Dimensionierung des Sickerschlitzzgrabens

Die Herstellung des Sickerschlitzes erfolgte durch überschneitene Bohrungen (DN 1000) bis 7 m Tiefe mit einer Überschneidung von 20 cm. Dabei erfolgten zunächst mehrere Bohrungen ohne Überschneidung, d. h. mit Zwischenstücken von rund 60 cm zwischen den Bohrungen. In einem zweiten Schritt wurden die Zwischenstücke durch überlappende Bohrungen entfernt und so der in Längsrichtung durchgängige Sickerschlitzzgraben erstellt. Als Filtermaterial wurde ein enggestufter, gewaschener Sand/Kies gewählt (Korngrößenverteilung gemäß DIN 4924 (2014) bzw. DIN EN 12904 (2005), Körnung 2,0 – 3,15 mm). Um die Infiltrationsleistung nicht zu beeinträchtigen, musste bei der Herstellung eine Verdichtung des anstehenden Untergrundes und beim Einbringen des Filtermaterials eine Vermischung mit dem anstehenden Boden vermieden werden. Das Filtermaterial wurde nach dem Einbau nicht nachverdichtet.

Das Abschlussbauwerk besteht aus Betonfertigteilen und hat den Zweck, den Sickerschlitzzgraben vom umgebenden Gelände abzutrennen und den Eintrag von Fremdstoffen oder Oberflächenabflüssen (z. B. bei Starkregenereignissen) zu verhindern. Es besteht aus fünf kastenförmigen Betonfertigteilen mit L-Profil (Gesamtbreite = 2,5 m und jeweils 5,0 m Länge). Diese wurden rund 0,5 m unterhalb der Geländeoberkante auf den Sickerschlitzzgrabenaufgesetzt. Durch die Kastenbauweise (die Einzelelemente sind in sich stabil) ist einerseits eine leichte und schnelle Positionierung des Abschlussbauwerkes vor Ort mithilfe eines Kranes möglich, andererseits verhindern die Querwände ein Absinken (Weg-Knicken) der Seitenwände aufgrund des höheren Gewichtes und des weniger tragfähigen Untergrundes im Bereich des Filterkies im Sickerschlitzzgraben. Durch einen Durchlass ($\varnothing = 30$ cm) jeweils am Kopf- und Fußende

sind die Einzelemente für die Sickerleitung verbunden. Die Zuleitung des zum Sickerschlitzen grabens befindet sich mittig, wo ein T-Stück das Uferfiltrat in ein Verteilerrohr in beide Richtungen (links und rechts) leitet. Das Verteilerrohr besteht aus einem geschlitzten Kunststoffrohr, wobei der Bodenbereich des Rohres (30°) nicht geschlitzt ist, sodass sich das Wasser entlang des gesamten Sickerschlitzen grabens in den Rohren verteilen kann. Nach oben hin ist das Abschlussbauwerk mit überstehenden Siebdruckplatten abgedeckt.



Abb. 18 Baustelleneinrichtung zum Bau des Sickerschlitzen grabens in Berlin-Johannisthal (Bildquelle: Sven Bock / Berliner Wasserbetriebe).



Abb. 19 Herstellung des Sickerschlitzen grabens und Einbringung des Filtermediums in Berlin-Johannisthal (Bildquelle der rechten Abbildung: Sven Bock / Berliner Wasserbetriebe).



Abb. 20 Offener Sickerschlitzgraben und Positionierung des Abschlussbauwerkes.

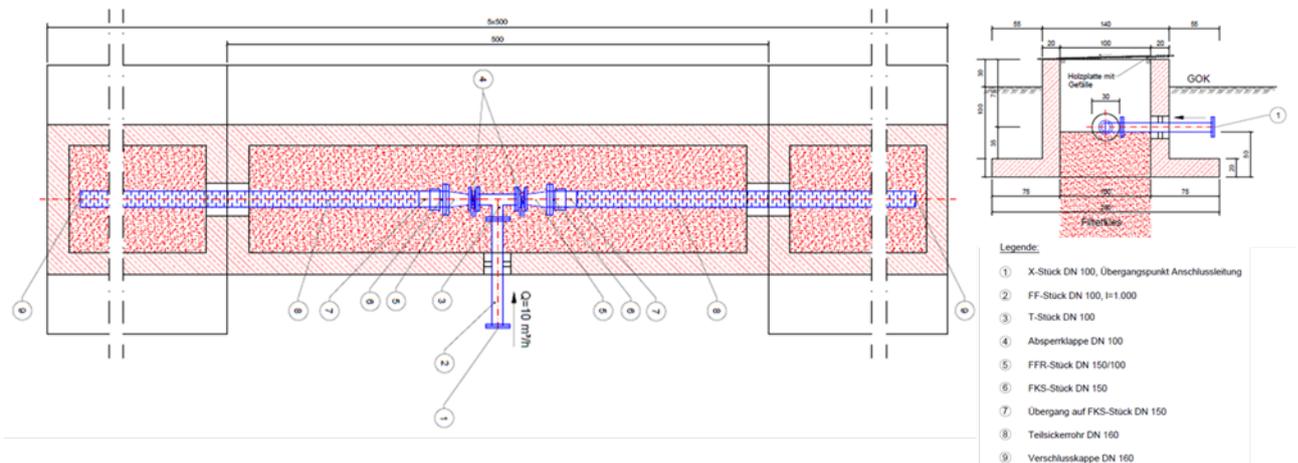


Abb. 21 Abschlussbauwerk des Sickerschlitzgrabens.

5.3. Beschreibung und Inbetriebnahme des Versuchsfeldes Berlin-Johannisthal (SMART 2.0 Demonstrationsanlage)

Die eigentliche Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal besteht aus dem 25 m langen, 1 m breiten und 7 m tiefen Sickerschlitzgraben, zwei Entnahmebrunnen zur Etablierung des Strömungsregimes im Untergrund, einem zusätzlichen Sicherungsbrunnen zur Gewährleistung der hydraulischen Abschirmung und mehreren Grundwassermessstellen.

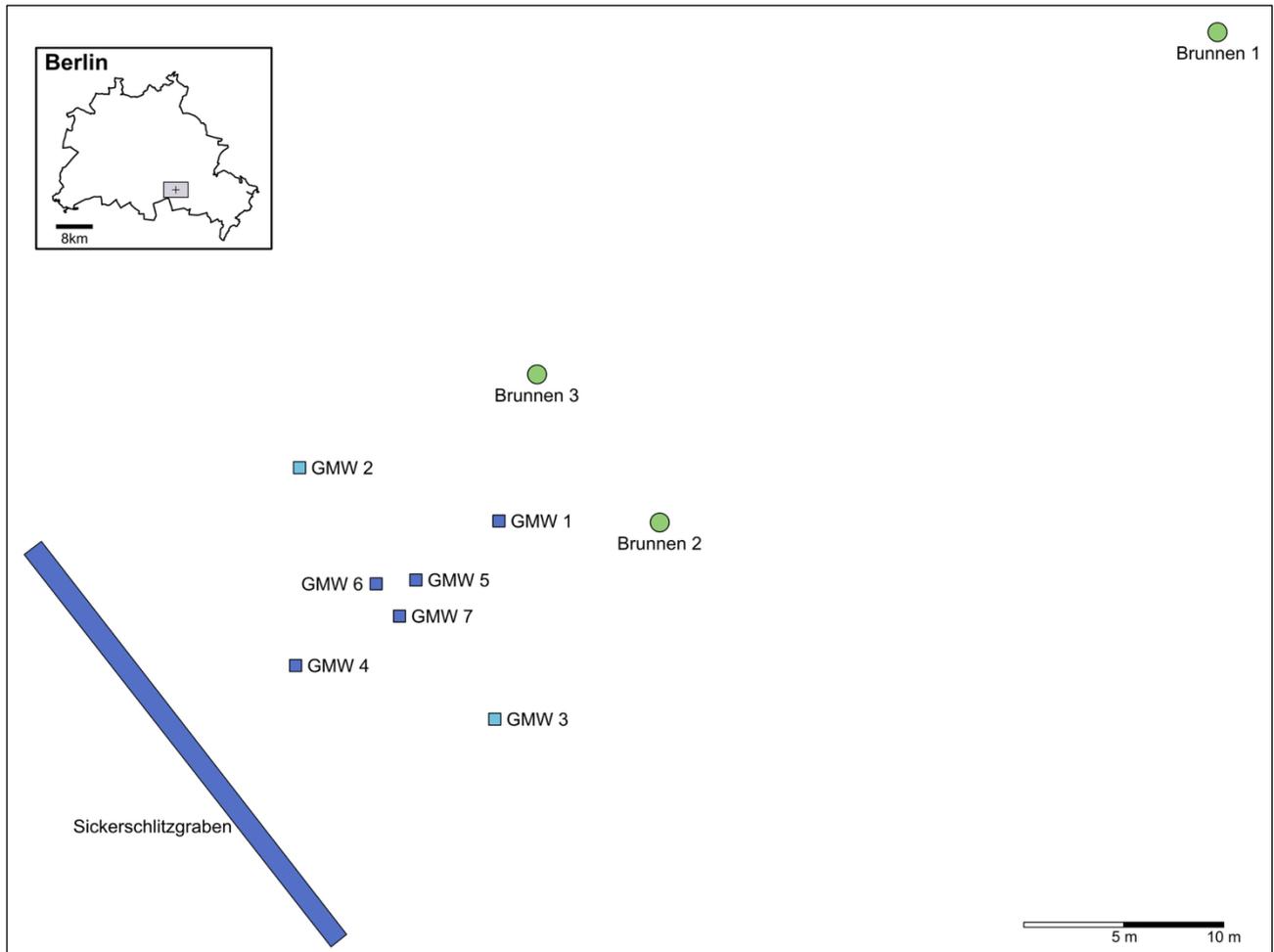


Abb. 22 Lage des Versuchsfeldes Berlin-Johannisthal und Position des Sickerschlitzgrabens, der Grundwassermessstellen und den Produktionsbrunnen.

In einer Entfernung von 25 m zum Sickerschlitzgraben befinden sich die beiden Entnahmebrunnen (2 und 3). Wie beschrieben, dienen diese der Entnahme des infiltrierten Wassers nach der Untergrundpassage sowie der Realisierung eines möglichst parallelen Fließschemas im Untergrund. 62 m entfernt vom Sickerschlitzgraben liegt der Brunnen 1, welcher mit einer höheren Förderrate von $13 \text{ m}^3/\text{h}$ die hydraulische Abschirmung des Versuchsfeldes sicherstellt. Die Tiefen der Brunnen (Bohrteufen), der Filterstrecke und der Ringraumschüttung sind in Tab. 3 zusammengefasst. Oberhalb der Ringraumschüttung mit Filterkies sind die Brunnen mit einer Tonsperre abgedichtet. Neben dem eigentlichen Brunnenrohr wurde parallel ein Peilrohr zur Vermessung und Überwachung der Brunnen- bzw. Aquiferhydraulik installiert. Die Brunnen sind jeweils mit einem Abschlussbauwerk, einem begehbaren Brunnenschacht (Brunnenstube) abgesperrt. Abb. 23 zeigt exemplarisch den Ausbau des Brunnen 3. Vor Inbetriebnahme der Brunnen erfolgte jeweils eine Brunnencharakterisierung sowie Klarpumpversuche nach DVGW W 111 (2015). Zudem wurde jeder Brunnen einer geophysikalischen Untersuchung unterzogen, auf welche an dieser Stelle nicht weiter eingegangen wird. Alle drei Brunnen sind mit magnetisch induktiven Durchflussmessgeräten (MID) (KROHNE Messtechnik GmbH, Duisburg/Deutschland) ausgestattet, welche online an das Steuerungs- und Regelungssystem der Aufbereitungsanlage angeschlossen sind. Es erfolgt eine sekundliche Erfassung der Entnahmemengen.

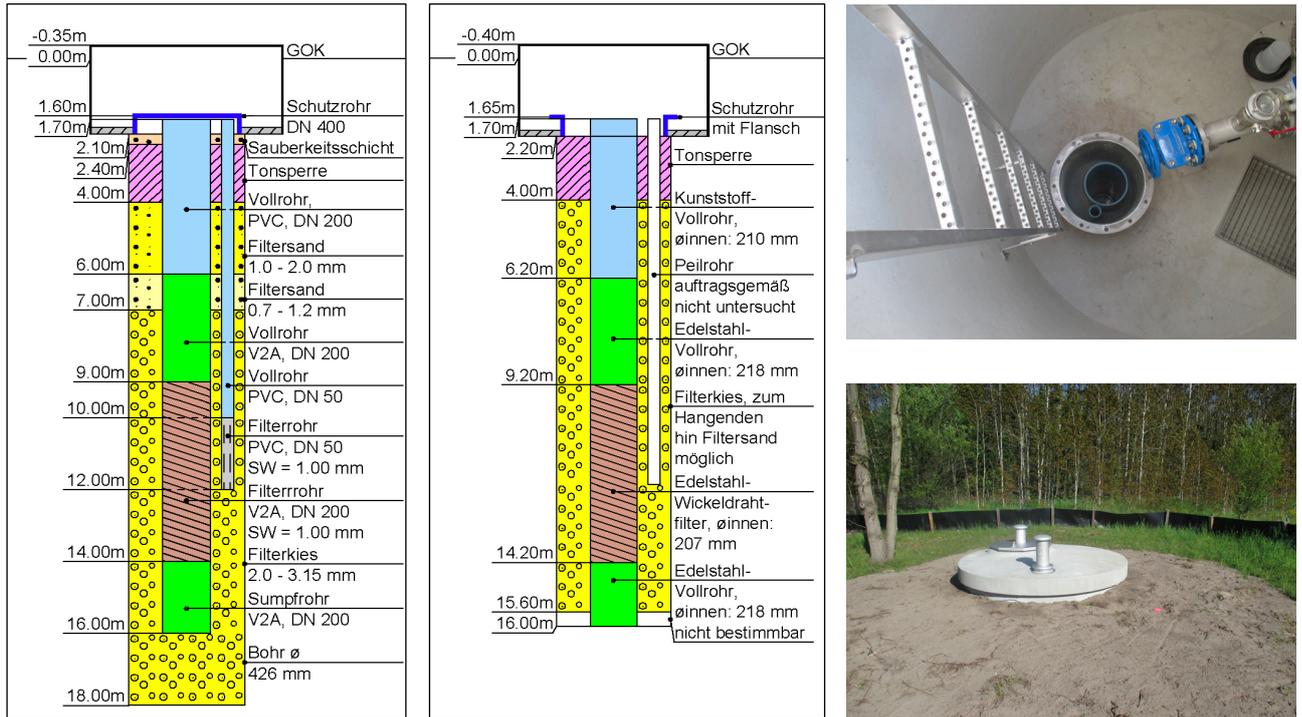


Abb. 23 Brunnenbau (Brunnen 3) nach Bohrdokumentation (links), nach Bohrlochgeophysikalischer Untersuchung (mittig) und Brunneschacht (rechts) [BLM, 2023b].

Tab. 3 Übersicht der Endteufen, Filterstrecken, Sensorausstattung und Probenahmemöglichkeit des Sickerschlitgrabens, der Produktionsbrunnen und Grundwassermessstellen (GWM). MID = magnetisch induktive Durchflussmessung, P = Druck (Grundwasserstand), LF = elektrische Leitfähigkeit, DOC = gelöster Sauerstoff.

Bezeichnung	Bohrteufe [m uGOK]	Filterstrecke [m uGOK]	Filterkies [m uGOK]	Ø Bohrung [mm]	Verrohrung	Sensorik	Probenahme
Sickerschlitzgraben	7	-	-	-	-	P, LF, DOC	Pumpe
Brunnen 1	16,1	9,2 – 14,2	4,3 – 15,8	426	DN 200	MID	Hahn
Brunnen 2	16,0	9,1 – 14,1	4,0 – 15,7	426	DN 200	MID	Hahn
Brunnen 3	16,0	9,0 – 14,0	4,0 – 15,6	426	DN 200	MID	Hahn
GWM 1	16	5,7 – 13,7	2,9 – 14,2	273	DN 125	P, DO	Pumpe (3x)
GWM 2	15,5	5,4 – 13,4	3,6 – 13,9	273	DN 125	P, DO	Pumpe (3x)
GWM 3	15,5	5,5 – 13,5	3,6 – 14,0	273	DN 125	P, DO	Pumpe (3x)
GWM 4	15,3	5,0 – 13,0	3,0 – 13,4	273	DN 125	P, DO	Pumpe (3x)
GWM 5	16,0	13,0 – 14,0	11,0 – 14,5	273	DN 125	P, LF, DO	Pumpe
GWM 6	8,0	5,0 – 6,0	3,2 – 6,5	273	DN 125	P, LF, DO	Pumpe
GWM 7	12,0	9,0 – 10,0	7,0 – 10,5	273	DN 125	P, LF, DO	Pumpe

Von den sieben Grundwassermessstellen liegen fünf im zentralen Abstrombereich des Sickerschlitzgrabens, zwei weitere wurden an den Flanken des Strömungsregimes installiert. Die Grundwassermessstellen haben eine Tiefe von 8,0 – 16 m unter GOK und sind in unterschiedlichen Tiefen verfiltert (vgl. Tab. 3). Die Filterstrecken der Messstellen GWM 1 bis 4 sind jeweils rund 8 m lang und erfassen so einen großen Tiefenbereich des Grundwasserleiters integral. Um die Bedingungen im Untergrund des Versuchsfeldes tiefendiskret zu bewerten, wurden drei der Messstellen (GWM 5 bis 7) als kurzverfilterte

Messstellen (je 1 m) ausgelegt. Diese Grundwassermessstellen liegen sehr nahe beieinander und können so auch als eine Dreifachmessstelle betrachtet werden. Ähnlich den Brunnen besitzen auch die Grundwassermessstellen eine Ringraumschüttung mit Filterkies (1,0 – 2,0 mm), welche oberhalb mit einer Tonsperre abgedichtet ist. Abb. 24 zeigt exemplarisch den geplanten und den real umgesetzten Aufbau der GWM 4. Vor Inbetriebnahme der Grundwassermessstellen erfolgten jeweils eine Charakterisierung der Messstellen sowie Klarpumpversuche nach DVGW W 111 (2015). Zudem wurde jeder Brunnen einer geophysikalischen Untersuchung unterzogen, auf welche an dieser Stelle nicht weiter eingegangen wird.

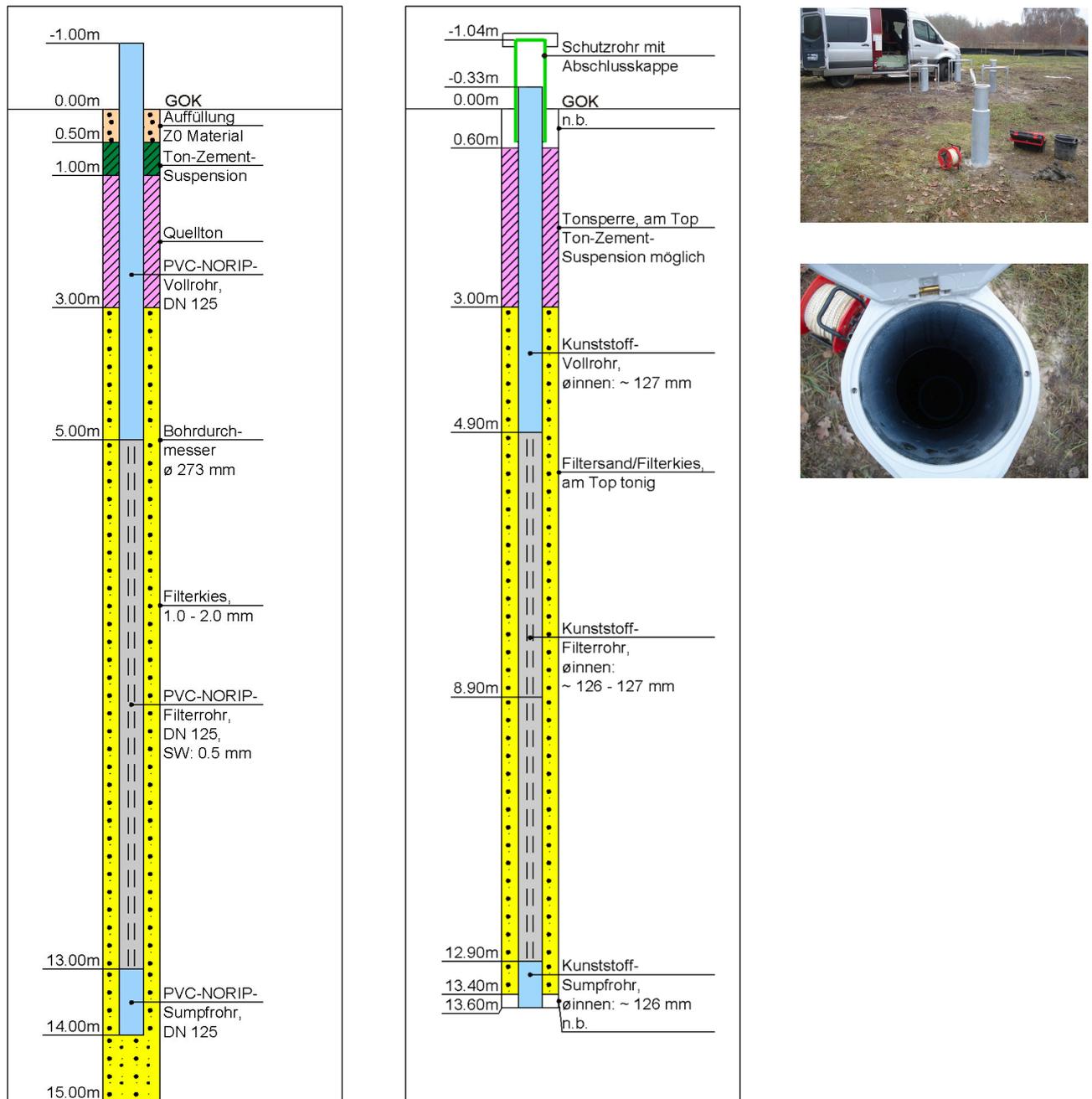


Abb. 24 Ausbau der Grundwassermessstelle 4 nach Bohrdokumentation (links), nach Bohrlochgeophysikalischer Untersuchung (mittig) und Schutzrohr mit Schutzkappe (rechts) [BLM, 2023a].

Zu den Grundwassermessstellen im Versuchsfeld gibt es insgesamt sechs weitere Messstellen im Sickerschlitzgraben in den Tiefen 4, 5 und 6 m. Diese sind als DN 50 Rohre ausgelegt und befinden sich jeweils in den beiden Flügeln des Sickerschlitzgrabens.

Alle Grundwassermessstellen (nur eine im Sickerschlitzgraben) sind mit Online-Drucksensoren zur Erfassung des Grundwasserstandes ausgestattet (WPS05, Ackermann). Zudem wurde die Dreifachmessstelle (GWM 5/6/7) mit Sensoren zur Messung der elektrischen Leitfähigkeit ausgestattet (Ackermann). Die stündlich aufgezeichneten Messwerte werden automatisiert in die Datenbank der BWB weitergeleitet. Während zweier Untersuchungskampagnen zur hydraulischen Charakterisierung wurde das Messintervall auf jeweils 1 min verkürzt. Zur Erfassung des gelösten Sauerstoffs im Untergrund wurden im ersten Halbjahr des Infiltrationsbetriebes händische Messungen durchgeführt, bevor die Grundwassermessstellen mit Online-DO-Sensoren ausgestattet wurden. Die Konfiguration der DO-Messtechnik ist ein an den Versuchsstandort eigens angepasstes Messsystem und wird daher in Kapitel 6.1 näher beschrieben.

5.4. Hydraulische Charakterisierung (Tracer-Test) und Modellvalidierung

Eine belastbare hydraulische Charakterisierung, d. h. Information über Fließzeiten und dispersive Mischung, einer SMART-Anlage kann nur durch eine Kombination aus Grundwasserströmungs- und Transportmodellierung und angepassten Markierungsversuchen („Tracer-Versuch“) erlangt werden. Eine Vorerkundung wie sie in Kapitel 3.3 dargelegt wurde ist dabei Voraussetzung. Das Vorgehen wird im Folgenden am Beispiel der SMART 2.0 Demonstrationsanlage am Wasserwerksstandort Berlin-Johannisthal dargestellt.

5.4.1. Vorabmodellierung zur Planung des Tracer-Versuchs

Am Versuchsstandort wurde durch den Projektpartner BGS Umwelt eine umfassende Vorerkundung mit anschließender dreidimensionaler hydraulischer Vorabmodellierung zur Dimensionierung der Anlage durchgeführt (s. Kapitel 5.1). Die resultierenden Strömungsverhältnisse zeigten im zentralen Abstrombereich vom Sickerschlitzgraben eine überwiegend vertikal-ebene Parallelströmung (vgl. Abb. 25). Diese kann in guter Näherung auch durch ein 2D-Vertikalmodell abgebildet werden.

Zur besseren Planung des Tracer-Versuchs in Bezug auf Dauer und Probenahmeintervallen an den Grundwassermessstellen (GWM 1 – 7) wurde entlang der Centerline (s. Abb. 25) ein 2D vertikales Strömungs- und Transportmodell erstellt (s. Kapitel 5.4.3), basierend auf dem Vorab-3D-Modell von BGS Umwelt. Dieses 2D-Modell wurde dann später auch für eine erste Auswertung des Tracer-Versuchs bzw. Vorkalibrierung der Modellparameter herangezogen. Die Modellergebnisse zeigten, dass bis in einer Tiefe von 6 m unter Flur eine weniger gut durchlässige Schicht zu Wasseraufenthaltszeiten von ca. 20 Tagen zu den Entnahmebrunnen führen (s. Abb. 25). In den tieferen und permeableren Schichten, in denen auch der Großteil der Grundwassermessstellen und die Entnahmebrunnen verfiltert sind, zeigten sich Aufenthaltszeiten kleiner als 10 Tage. Dementsprechend wurde der Probenahmeplan für den Tracer-Versuch festgelegt.

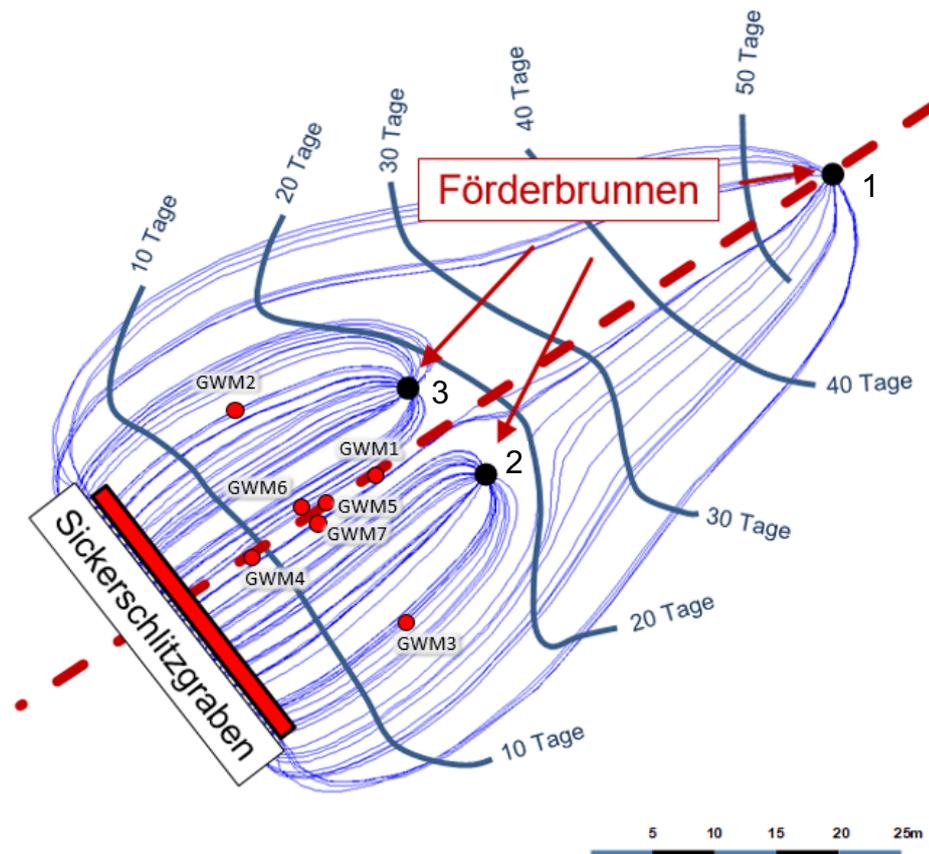


Abb. 25 Strompfade und Isochronen der Vormodellierung der BGS Umwelt. Die rote gestrichelte Linie ist die *Centerline* und stellt die Lokation des für die Tracer-Versuchsplanung und Vorabkalibrierung verwendeten 2D Vertikalmodells dar.

5.4.2. Durchführung des Tracer-Versuchs

Zur Durchführung des Tracer-Versuchs mit dem Ziel Fließwege, hydraulische Retentionszeiten (HRT) an unterschiedlichen Positionen im Versuchsfeld, die hydraulischen Eigenschaften des Aquifers zu bestimmen und das 3D-Modell zu validieren, wurde zunächst geprüft, welche Substanzen als Tracer genutzt werden können. Die Tracer-Substanz sollte möglichst inert sein (konservativer Tracer), also wenig bzw. keine Wechselwirkungen mit dem Aquifer eingehen. Zudem muss die analytische Erfassung des Tracers leicht und in hoher zeitlicher Auflösung möglich sein. Der Einsatz künstlicher Tracer in Form von Salzen oder Farbstoffen erfordert jedoch eine aufwändige Genehmigung durch die Wasserbehörden, und angesichts der Infiltrationsrate von $10 \text{ m}^3/\text{h}$ wäre eine erhebliche Menge des Tracers notwendig gewesen.

Daher wurde geprüft, ob Trinkwasser aus dem Verteilernetz der BWB als natürlicher Tracer genutzt werden kann. Hierfür wurden die Konzentrationen potenzieller Wasserinhaltsstoffe im Trinkwasser mit denen im Grundwasser (Uferfiltrat) verglichen. Abb. 26 zeigt einen Ausschnitt potenzieller Tracer-Substanzen für den Standort. Ausreichend große Konzentrationsdifferenzen bestanden für die Parameter Chlorid, Kalium, Natrium, die elektrische Leitfähigkeit und in gewissem Maße für Sulfat. Da Natrium und Kalium mit den Aquifermineralien wechselwirken können, wurden diese als Tracer-Substanzen ausgeschlossen und Chlorid, Sulfat und primär die elektrische Leitfähigkeit ausgewählt. Die Nutzung von inerten Spurenstoffen mit ausreichend großen Konzentrationsdifferenzen wäre grundsätzlich eine Alternative zu den gewählten Parametern gewesen, hätte jedoch wegen aufwändigerer Analytik deutlich höhere Kosten verursacht.

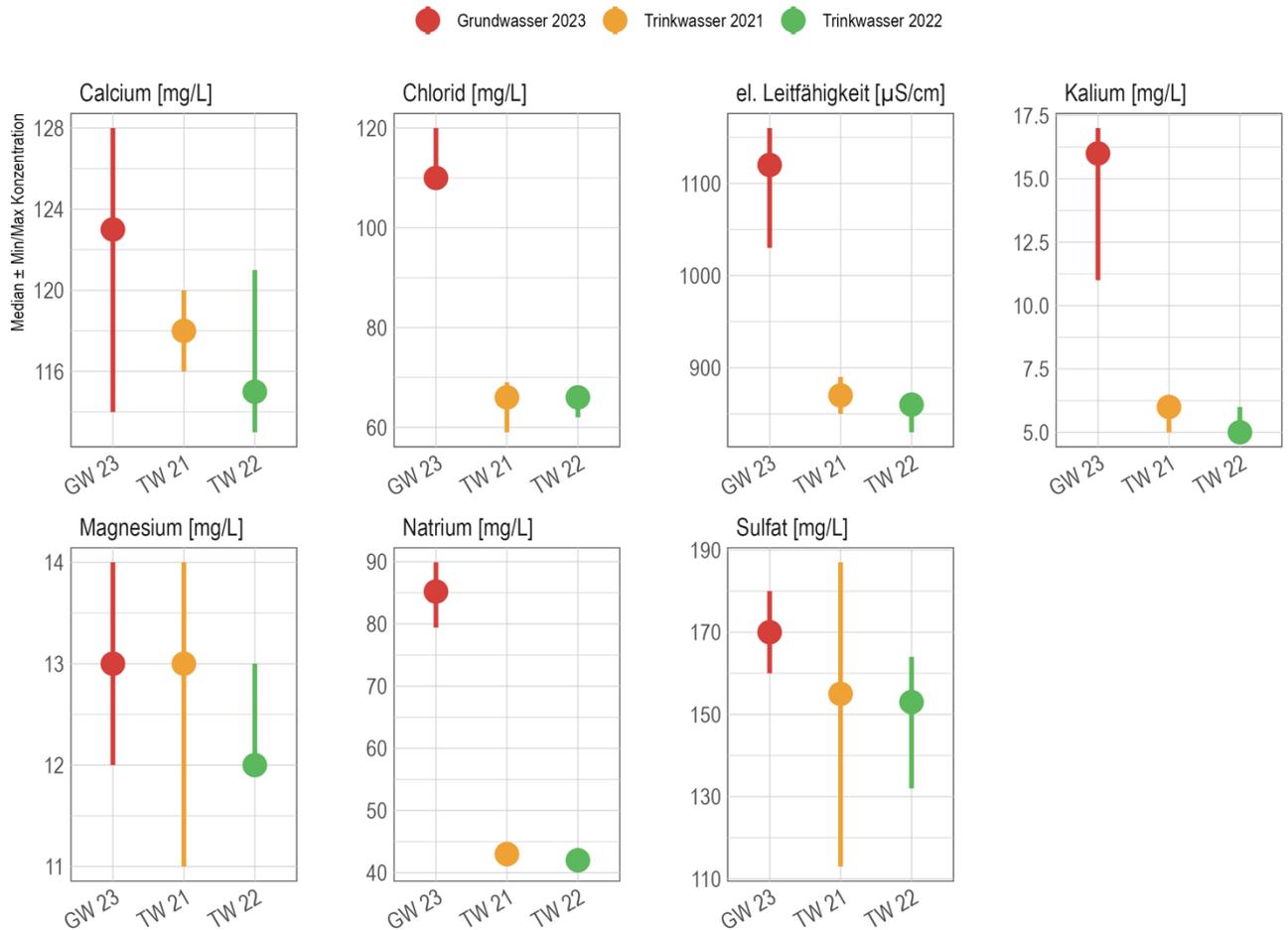


Abb. 26 Vergleich der Analyseergebnisse zweier Proben des lokalen Berliner Trinkwassers (TW) (von 2021 u. 2022) und dem Grundwasser (GW) bzw. Uferfiltrates am Versuchsstandort Berlin-Johannisthal bezüglich potenzieller Tracer-Substanzen.

Für den Tracer-Versuch wurde am 11.07.2023 mit der Infiltration von Trinkwasser in den Sickerschlitzgraben begonnen. Hierzu wurde in der Nähe der Vorbehandlungsanlage eine temporäre Trinkwasserleitung an die Zuleitung zum Sickerschlitzgraben angeschlossen, gleichzeitig wurden die Entnahmebrunnen in Betrieb genommen. Damit wurde erstmals Trinkwassers (ein Wasser welches sich in seiner chemischen Zusammensetzung vom Grundwasser/Uferfiltrat unterscheidet) in den Aquifer infiltriert und auch zum ersten Mal die Fließbedingungen im Untergrund durch die Inbetriebnahme der Infiltration und Entnahme aktiv beeinflusst. Dies ist relevant, da sich die Fließbedingungen, die lokalen Grundwasserstände – eine Erhöhung im Bereich der Infiltration und eine Absenkung im Bereich der Entnahmebrunnen – erst über einen gewissen Zeitraum dynamisch einstellen. Zu Beginn lagen also noch keine stationären Strömungsverhältnisse vor. Dies wurde besonders an den variierenden Förderströmen der Entnahmebrunnen deutlich, die über mehrere Tage regelmäßig nachjustiert werden mussten. Ein dynamisches Verhalten beim Einfahren von Grundwasserbrunnen ist bekannt und lässt sich über die zeitliche Entwicklung des Absenktrichters rund um den Brunnen erklären.

Zur Erfassung der Tracer-Front wurden die im Sickerschlitzgraben und den GWM 5/6/7 installierten Online-Leitfähigkeitssensoren genutzt. Zusätzlich wurden weitere mobile Leitfähigkeitssensoren (Multi-messsonden: Elektrische Leitfähigkeit, Druck, Temperatur) in unterschiedliche Tiefen in den Sickerschlitzgraben und die Messstellen entlang der *Centerline* (GWM 1 und 4) eingebracht. Die Datenerfassung erfolgte mit einer Messfrequenz von einer Minute. Zusätzlich wurden die Infiltrationsleitung, der

Sickerschlitzgraben sowie die Grundwassermessstellen entlang der *Centerline* mehrmals täglich und entsprechend der erwartbaren Fließfront beprobt. Dabei wurde ca. das dreifache Totvolumen der jeweiligen Grundwassermessstellen entnommen, ehe die Probe abgefüllt und auf die Ionenkonzentrationen von Chlorid und Sulfat untersucht wurde.

Im Februar 2024 wurde die Umstellung von Trinkwasserinfiltration auf Uferfiltrat genutzt, um den ersten Tracer-Test in leicht angepasster Durchführung zu wiederholen. Abweichend zur ersten Durchführung wurden zusätzliche Sensoren für die elektrische Leitfähigkeit (auch in die äußeren Messstellen GWM 2 und GWM 3) eingesetzt und die entnommenen Probenahmevolumina deutlich verringert. Aufgrund der im Juli 2023 gewonnenen Erkenntnisse, wurde nach wie vor von einer guten Durchströmung aller Grundwassermessstellen ausgegangen. Daher sollten die reduzierten Probenahmevolumina die Tracer-Front dennoch gut erfassen und eine Vermischung durch die große radiale Wasserentnahme um die Messstelle bei großen Probenahmevolumina verhindert werden.

Einerseits konnten die bisherigen Ergebnisse durch den zweiten Tracer-Test bestätigt werden, andererseits wurden auch neue wichtige Erkenntnisse gewonnen. Die hier lediglich kurz beschrieben werden sollen. So konnte u. a. festgestellt werden, dass einige Grundwassermessstellen seit dem Bau bzw. seit Inbetriebnahme der Anlage nicht mehr gut durchströmt werden. Dies betrifft insbesondere die GWM 2 und GWM 3. Ein wichtiges Ergebnis des zweiten Tracer-Test war, dass an der tiefen Messstelle GWM 5 (Teil der Dreifachmessstelle) kein Tracer-Signal verzeichnet werden konnte. Beim ersten Tracer-Test konnte der Tracer-Durchfluss hier jedoch deutlich erfasst werden. Nach intensiver Bewertung lassen diese Ergebnisse die Einschätzung zu, dass die tiefe GWM 5 gerade nicht mehr im Abstrombereich des Sickerschlitzgrabens liegt und diese ggf. durch eine dünne und weniger durchlässige Bodenschicht oberhalb der Filterstrecke abgetrennt ist. Durch die großen Probenahmevolumina im ersten Tracer-Test wurde vermutlich umliegendes Wasser um die Messstelle aus einem weiten Bereich und eben auch aus dem oberhalb liegenden Abstrombereich des Sickerschlitzgrabens gezogen. Diese Einschätzung wird auch durch die Ausbreitung der oxischen Redoxzone gestützt, die zeigt, dass an der GWM 5 kein gelöster Sauerstoff auftritt.

5.4.3. Modellaufbau und Kalibrierung

In einem ersten Schritt der Modellierung wurde ein 2D-Vertikalmodell aufgebaut, um die Strömungs- und Stofftransportprozesse an der *Centerline* abzubilden. Hierzu wurde aus dem größeren 3D-Modell von BGS Umwelt ein Ausschnitt von ca. 40 m an- und abströmig des zentralen Reaktorraums zwischen Sickerschlitz und Förderbrunnen (Abb. 25) gewählt. Die entsprechenden Randbedingungen wurden aus dem 3D-Modell abgeleitet und die vertikale Abfolge der aus den Vorerkundungen abgeleiteten hydrogeologischen Einheiten übernommen. Zur Planung des Tracer-Versuchs wurden die aus den Vorerkundungen abgeschätzten hydraulischen Leitfähigkeiten übernommen. Diese wurden auch als Startparameter für die anschließende Kalibrierung verwendet. Für die Modellierung wurde die Software *MODFLOW-2005* und *MT3DMS* verwendet.

Ziel der Kalibrierung war es, die gemessenen Tracer-Durchbrüche, d. h. die Durchbrüche des infiltrierten Trinkwassers mit der entsprechenden spezifischen elektrischen Leitfähigkeit während der Anfahrphase an den Messstellen der *Centerline* (GWMs 1/4/5/6/7) sowie den hydraulischen Gradienten so gut wie möglich abzubilden. Hierzu wurden die Modellparameter – hydraulische Leitfähigkeit der hydrogeologischen Einheiten, vertikale Anisotropie, effektive Porosität sowie longitudinale und transversale Dispersivität – unter Zuhilfenahme eines automatischen Kalibrierungstools abgeschätzt.

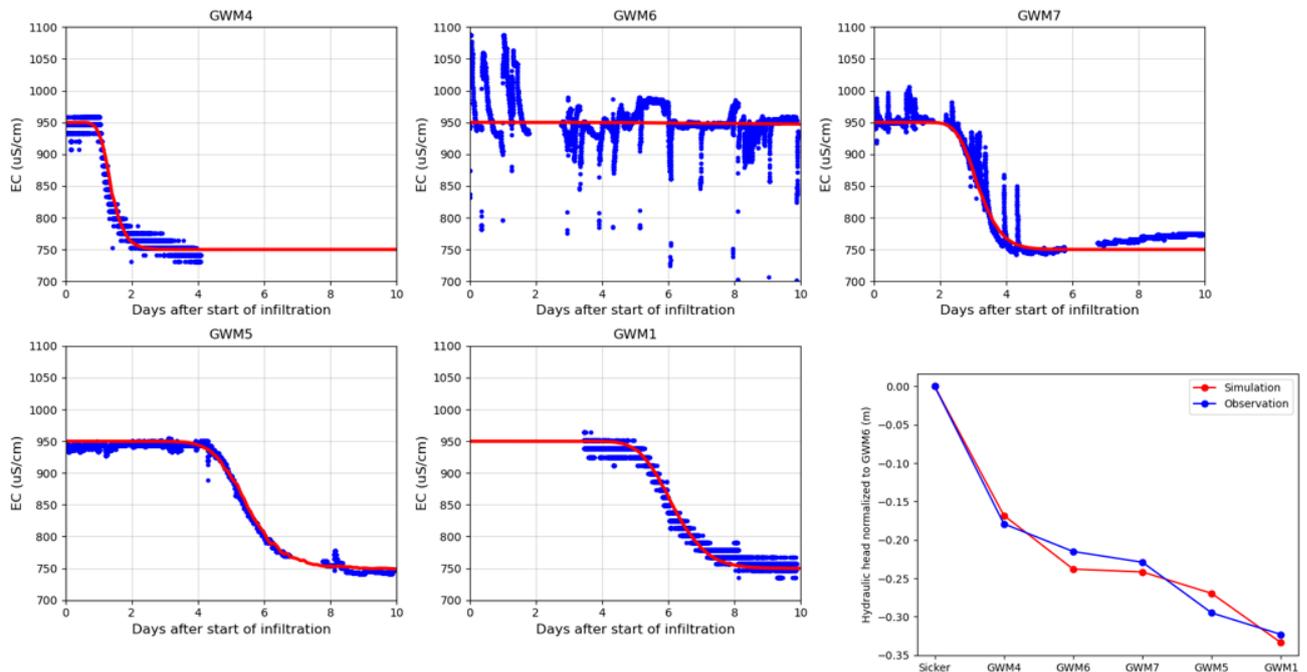


Abb. 27 Gemessene (blau) und simulierte (rot) el. Leitfähigkeiten (EC), und die relativen Grundwasserstände (unten rechts) an den GWMs auf der *Centerline*. Für die Darstellung wurden gemessene el. Leitfähigkeiten jeweils mit einem *Offset* versehen ($\pm 150 \mu\text{S}/\text{cm}$), um für das unbeeinflusste Grundwasser eine einheitliche Leitfähigkeit von $950 \mu\text{S}/\text{cm}$ zu erreichen. Der Ausschlag des gemessenen Signals an GWM 5 wurde darüber hinaus noch mit 30 % vergrößert um den EC-Kontrast von $200 \mu\text{S}/\text{cm}$ zwischen Trinkwasser und unbeeinflussten Grundwasser zu erreichen.

Anschließend wurde ein 3D-Strömungs- und Transportmodell für den Standort aufgebaut und mit einer leichten Nachkalibrierung die Grundlage für die spätere reaktive Stofftransportmodellierung der Sauerstoffausbreitung im Abstrom des Sickerschlitzes dargestellt (s. Kapitel 6.3). Das kalibrierte Modell gibt die gemessenen Tracer-Durchbrüche und den hydraulischen Gradienten über das Versuchsfeld sehr gut wieder (vgl. Abb. 27).

Die kalibrierten horizontalen hydraulischen Leitfähigkeiten der hydrogeologischen Einheiten 1 – 5 liegen im Bereich $7 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ bis $1.2 \times 10^{-3} \text{ m/s}$ (Abb. 28), mit einer vertikalen Anisotropie von 1.6. Der hauptsächlich Grundwasserabstrom passiert in den etwas durchlässigeren Einheiten 2,3 und 4. Für die effektiven Porositäten ergaben sich Werte zwischen 0.21 und 0.27, mit $n_e = 0.25$ für die Einheiten 1, 4 und 5, $n_e = 0.27$ für Einheit 2 und $n_e = 0.21$ für Einheit 3. Die longitudinale, horizontal-transversale und vertikal-transversale Dispersivitäten wurden homogen auf 0.18 m, 0.018 m und 0.0011 m geschätzt. Die kalibrierten Parameterwerte sind im hohen Maße plausibel.

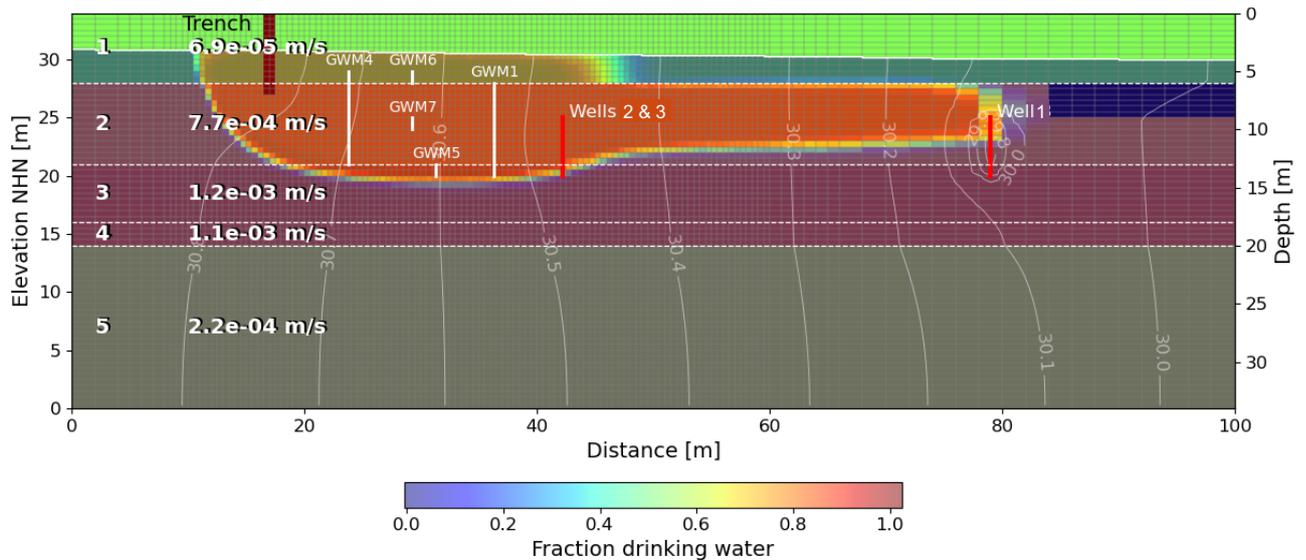


Abb. 28 Profilschnitt aus dem 3D-Model entlang der *Centerline* der Demonstrationsanlage (s. Abb. 25). Dargestellt sind der hydrogeologische Strukturaufbau, die simulierte stationäre hydraulische Situation und die simulierte Trinkwasserverteilung nach 90 Tagen Simulationszeit. Der Grundwasserleiter wurde in fünf durchlässige hydrogeologische Einheiten unterteilt (gestrichelte vertikale Linien). Dargestellt sind die kalibrierten horizontalen hydraulischen Leitfähigkeiten, Lage des Sickerschlitzes, sowie Lage und Filterstrecke der Förderbrunnen und Grundwassermessstellen. Die schwachen weißen Linien stellen die Linien gleichen hydraulischen Potentials in m NHN dar. Der Übergang der unterschiedlichen Grüntöne in Einheit 1 stellt Lage der freien Grundwasseroberfläche dar. Der dunkelblaue Bereich stellt einen lokalen Grundwasserhemmer dar.

Der Hauptabstrom des infiltrierenden Wassers passiert hauptsächlich in der hydrogeologischen Einheit 2 (Abb. 28), obwohl Einheit 3 und 4 höhere hydraulische Leitfähigkeiten aufweisen. Dies ist ein Effekt des hydraulischen Gradienten der bereits im Hintergrund durch die Randbedingung am Teltowkanal südwestlich und der drei Sanierungsbrunnen der TK-Galerie östlich der Demonstrationsanlage anliegt.

Der modellierte Trinkwasserdurchbruch an Brunnen 2 und 3 findet nach ca. sieben Tagen statt (Abb. 29). Hier wird im stationären Zustand nur ca. 70 % des Trinkwassers wiedergefunden. D. h. Einmischungen von unbeeinflusstem Grundwasser aus den lateralen und vertikalen Randbereichen (s. auch Abb. 30) machen also 30 % an den beiden Brunnen aus. Diese Information ist später für die Berechnung der Effektivität des Stoffabbaus von Bedeutung. An Brunnen 1 kommt das Trinkwasser nach ca. 25 Tagen, allerdings mit einem Anteil von ca. 30 % an. In der Bilanz ergibt sich, dass 100 % des Infiltrats an den drei Brunnen aufgefangen wird.

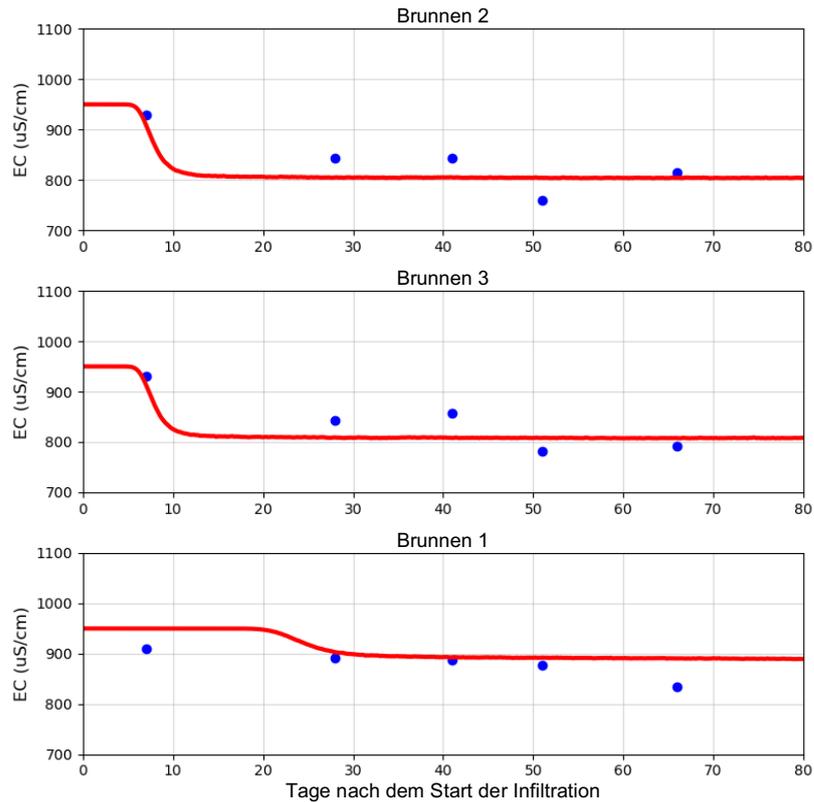


Abb. 29 Beobachtete und simulierte el. Leitfähigkeit (EC) an den drei Förderbrunnen der Demonstrationsanlage.

Die laterale Verteilung des infiltrierenden Wassers erreicht dadurch im Reaktorraum einen stationären Zustand (Abb. 28 und Abb. 30). Das kalibrierte Strömungs- und Transportmodell wird im Weiteren für die Abschätzung der Sauerstoffverteilung im Reaktorraum herangezogen (s. Kapitel 6.3).

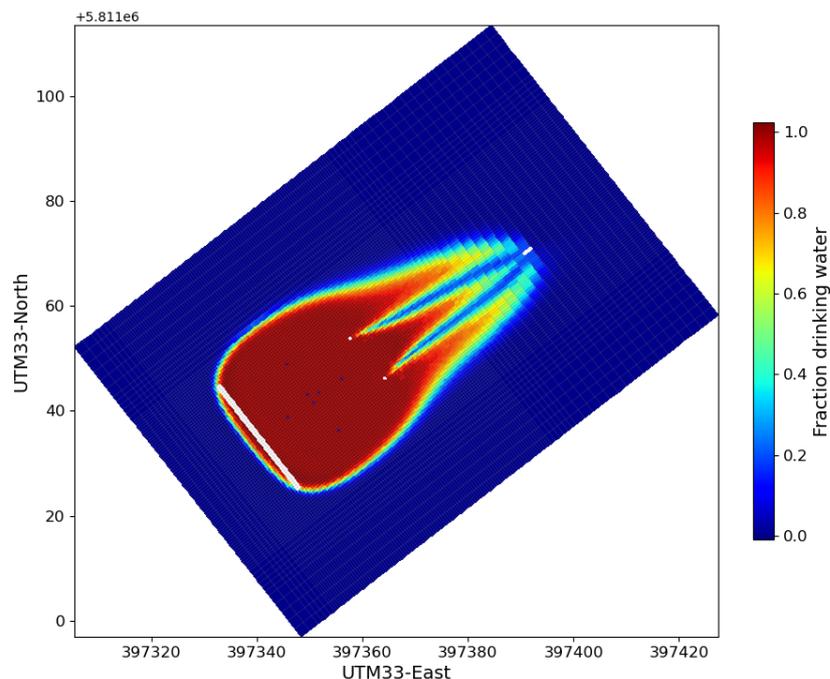


Abb. 30 Simulierte Trinkwasserverteilung nach 90 Tagen Simulationszeit in 11 m Tiefe (hydrogeologische Einheit 2).

Die laterale Verteilung des infiltrierenden Wassers erreicht dadurch im Reaktorraum einen stationären Zustand (Abb. 28 und Abb. 30). Das kalibrierte Strömungs- und Transportmodell wird im Weiteren für die Abschätzung der Sauerstoffverteilung im Reaktorraum herangezogen (s. Kapitel 6.3).

5.5. Inbetriebnahme und Infiltrations-Leistungstest des Sickerschlitzzgrabens

Der Sickerschlitzzgrabens wurde im Juli 2023 in Betrieb genommen und zunächst mit Trinkwasser beschickt ($10 \text{ m}^3/\text{h}$). Ende Februar 2024 wurde die Beschickung auf aufbereitetes Uferfiltrat umgestellt. Ab August 2024 wurde wieder Trinkwasser infiltriert, da keine dauerhaft stabile Aufbereitung des Uferfiltrates gewährleistet werden konnte. Die Infiltrationsrate ist in Abb. 31 dargestellt.

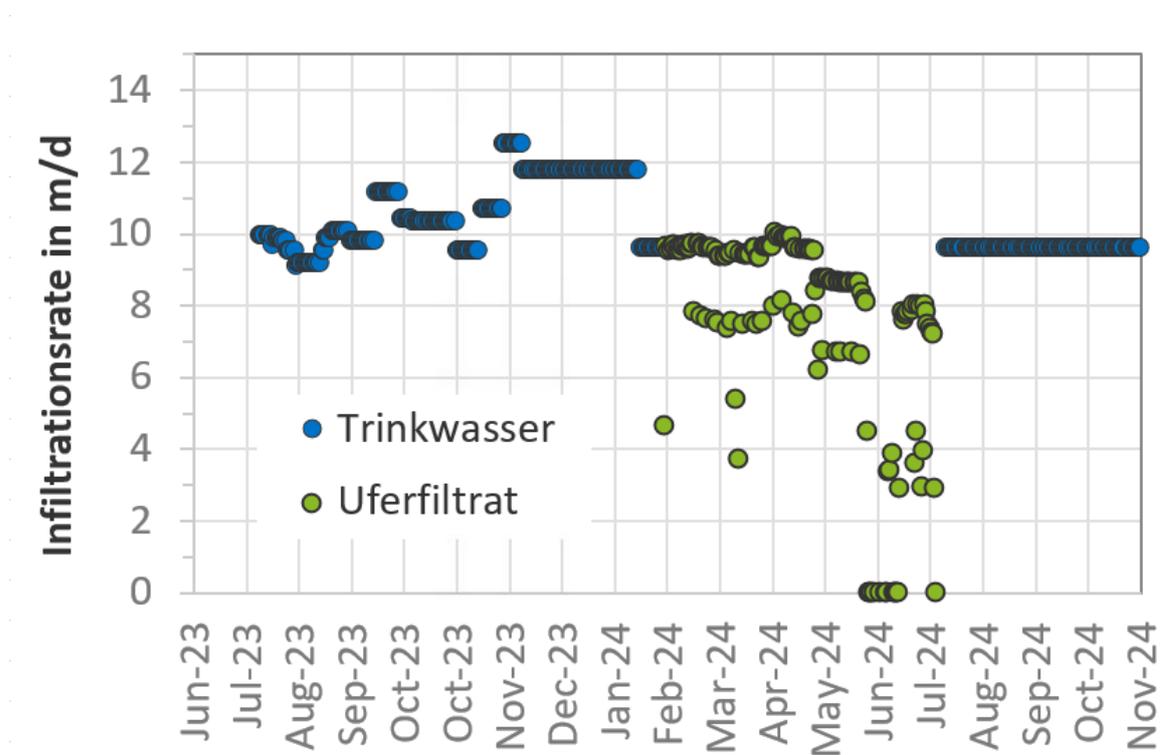


Abb. 31 Infiltrationsrate in $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ für die Beschickung des Sickerschlitzzgrabens mit Trinkwasser und aufbereitetem Uferfiltrat im Untersuchungszeitraum 07/2023 – 11/2024.

Der geplante Zielwert für die Infiltrationsmenge war $10 \text{ m}^3/\text{h}$, sie wurde mit einer Aufhöhung des Wasserstandes im Sickerschlitzzgrabens von 25 cm erreicht. Dies entsprach den Erwartungen und den zuvor mit numerischen Modellierungen ermittelten Werten. Damit ist die Leistungsfähigkeit des Infiltrationsorgans bei weitem noch nicht ausgeschöpft worden, da auch höhere Aufstau und Versickerungsmengen am Standort möglich sind. Zum Beleg dieser Einschätzung wurde im November 2023 ein hydraulischer Leistungstest durchgeführt, bei dem die Menge des infiltrierten Trinkwassers auf $18 \text{ m}^3/\text{h}$ erhöht wurde. Eine hydraulische Begrenzung der Infiltration wurde bei dieser moderaten Erhöhung der Infiltrationsmenge nicht festgestellt, jedoch erhöhte sich der Grundwasserstand im Sickerschlitzzgrabens um etwa 25 cm (vgl. Abb. 32).

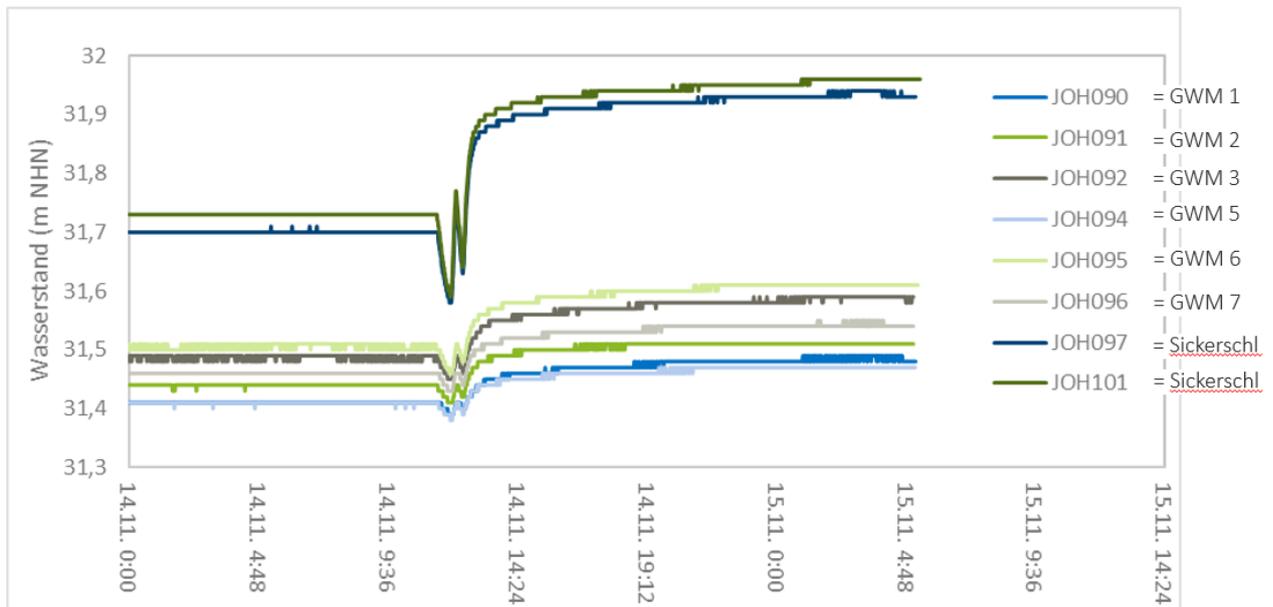


Abb. 32 Erhöhung des Wasserstands im Sickerschlitzgraben bei kurzfristiger Erhöhung der Infiltrationsmenge um 80 % (von 10 auf 18 m³/h).

6. Etablierung einer oxischen Redoxzone in einem heterogenen Aquifer und Monitoring der Sauerstoffausbreitung während der Grundwasserpassage

Das zentrale Element des SMART-Konzeptes ist die Etablierung einer oligotrophen und oxischen Redoxzone im Grundwasserleiter, in der ein verbesserter Abbau von TOCs erreicht werden soll. Die räumliche und zeitliche Ausbreitung dieser Zone wird maßgeblich von den hydraulischen Betriebsbedingungen (Fließwege und Fließgeschwindigkeit) sowie von den chemisch-physikalischen Eigenschaften des Aquifers und des infiltrierten Wassers beeinflusst. Der Masseneintrag von Sauerstoff in den Grundwasserleiter wird durch die DO-Konzentration und den Volumenstrom des Zulaufwassers bestimmt. Die Ausbreitung des Sauerstoffs im Untergrund ist wiederum abhängig von der Anwesenheit oxidierbarer organischer und anorganischer Bestandteile im Zulaufwasser und in den Aquifersedimenten sowie von Milieubedingungen wie Temperatur und mikrobiologischer Aktivität. Die zeitliche Entwicklung der oxischen Redoxzone im Untergrund kann auf Basis von Voruntersuchungen zum Zehrungspotential der Bodenschichten und mithilfe von Modellrechnungen abgeschätzt werden. Im laufenden Betrieb erfolgt die Überprüfung durch Messungen der DO-Konzentrationen an den Grundwassermessstellen und durch Validierung des Modells.

6.1. Instrumentierung und Durchführung der Messungen (Monitoring)

Zur Erfassung der oxischen Redoxzone am Standort Berlin-Johannisthal erfolgte die Datenerhebung durch händische, kontinuierliche und durch automatisierte Messungen bzw. Probenahmen der DO-Konzentrationen. Das finale Messsystem wurde dabei in zwei Schritten – basierend auf Betriebserfahrungen und der Überprüfung der Daten – weiterentwickelt. Da die repräsentative Bestimmung der DO-Konzentrationen am Standort Berlin-Johannisthal (und vermutlich auch an anderen Standorten) durchaus fehleranfällig ist, sollen die gewonnenen Erkenntnisse sowie die Entwicklung des Messsystems im Folgenden kurz dargestellt werden. Für die Messungen kam überwiegend ein optisches und zehrungsfreies Messverfahren und Messtechnik der Firma *PreSens Precision Sensing GmbH* (Regensburg, Deutschland) zum Einsatz. An einzelnen Probenahmetagen wurde die DO-Konzentration des gefördert Grundwassers mithilfe einer 2-Kanal-Multimeter-sonde HQ40d von *HACH Lange GmbH* (Düsseldorf, Deutschland) bestimmt.

In der ersten Phase nach Inbetriebnahme der Demonstrationsanlage und mit Beginn der Infiltration von sauerstoffreichem Trinkwasser wurde die DO-Konzentration zu ausgewählten Zeitpunkten händisch bestimmt. Hierzu wurden Lichtwellenleiter mit endseitig angebrachten Sensorfolien SP-PSt3 (*PreSens Precision Sensing GmbH*, Regensburg, Deutschland) in die Messstellen im Sickerschlitzzgraben und im Versuchsfeld eingetaucht. Die Messwerte in verschiedenen Tiefen wurden händisch erfasst und dokumentiert. Dieses Vorgehen erwies sich als zeitlich aufwendig, konnte nur mit personeller Besetzung vor Ort durchgeführt werden und wurde durch zusätzliche Installationen in den Messstellen erschwert. Daher wurden die Grundwassermessstellen und der Sickerschlitzzgraben im November 2023 mit Online-Sensoren ausgestattet.

Hierzu wurden Sauerstoffsensoren OXYBase WR-RS485 & WR-RS485M (*PreSens Precision Sensing GmbH*, Regensburg, Deutschland) im Sickerschlitzzgraben und in den GWMs 1/2/5/6/7 entlang der *Centerline* installiert. Für die Messstellen im Sickerschlitzzgraben und die GWM 5/6/7 (jeweils 1 m Filterstrecke) wurden die Sensoren mittig in der Tiefe der Filterstrecken eingehängt. Für die beiden langverfilterten GWMs 1/4 wurden die Sensoren wie folgt positioniert: GWM 4 bei 10 m uGOK und GWM 1 bei 13 m uGOK. Die Datenweiterleitung erfolgte über eine RS485/Modbus-Schnittstelle, die Datenerfassung

erfolgte zentral an einem eigens angefertigten Schaltschrank/Datenlogger. Die Sensoren erfassten automatisch alle 20 s einen aktuellen Messwert, der wiederum einmal pro Minute vom Datenlogger ausgelesen und lokal auf einer SD-Karte gespeichert wurde. Dieses System wurde bis November 2024 in dieser Form betrieben und ermöglicht eine personenunabhängige und zeitlich hochaufgelöste Erfassung der Sauerstoffkonzentrationen in den Grundwassermessstellen.

Anhand der Zeitreihen 2023/24 wurde jedoch deutlich, dass nicht alle Daten aller Messstellen die Redoxbedingungen (DO-Konzentrationen) realitätsgetreu widerspiegeln. Die Zeitreihen einiger Grundwassermessstellen zeigten dauerhaft niedrige DO-Konzentrationen, die jedoch mit oder nach einer Probenahme (d. h. der Entnahme von Wasser aus den Messstellen) anstiegen und nach kürzer oder längerer Zeit wieder abfielen. Ein Grund dafür ist, dass nicht alle Messstellen von der Grundwasserströmung gut angeströmt bzw. durchströmt werden und stattdessen das Wasser in den Messstellen stagniert. Einige Grundwassermessstellen werden nach wie vor gut durchströmt andere hingegen nicht. Hierdurch wurde ersichtlich, dass ein bloßes Einhängen von Sauerstoffsensoren (passiver Betrieb) nur dann repräsentative Messwerte liefert, wenn die Grundwassermessstellen gut durchströmt sind und kontinuierlich frisches Wasser aus dem umgebenden Aquifer zufließt.

Aufgrund dieser Beobachtungen wurden zunächst während der regelmäßigen Probenahmekampagnen zur TO_rCs Bestimmung die DO-Konzentrationen im abgepumpten Wasser manuell in einem Becherglas gemessen. Dieses Vorgehen ist jedoch problematisch, da die Probe hierbei in einem direkten Austausch mit der Umgebungsluft steht. Gerade bei nahezu sauerstofffreiem Wasser – wie es im nativen Grundwasser/Uferfiltrat in Berlin-Johannisthal der Fall ist – besteht durch den großen Konzentrationsunterschied (Wasser-Luft) eine starke Tendenz, dass der Luftsauerstoff schnell in die Wasserprobe diffundiert. Es kommt so leicht zu einer Überschätzung der tatsächlichen Konzentration. Dies wurde in einem Pumpversuch bei gleichzeitiger DO-Messung in der Probenahmeleitung (kein Austausch mit der Atmosphäre) nachgewiesen. Abb. 33 zeigt hierzu exemplarisch die Entwicklung der Sauerstoffkonzentration in der Probenahmeleitung in der GWM 2 während eines Pumpversuches. Die anfänglich hohe DO-Konzentration, bedingt durch die leere Leitung zu Beginn, fällt schnell ab und stagniert für rund 5 min, bis das Totvolumen der Grundwassermessstelle abgepumpt wurde. Danach beginnt frisches Wasser aus dem Aquifer in die Messstelle zu strömen. Die gemessene DO-Konzentration stabilisiert sich nach ca. 15 – 20 min und steigt ab diesem Zeitpunkt nur noch geringfügig an.

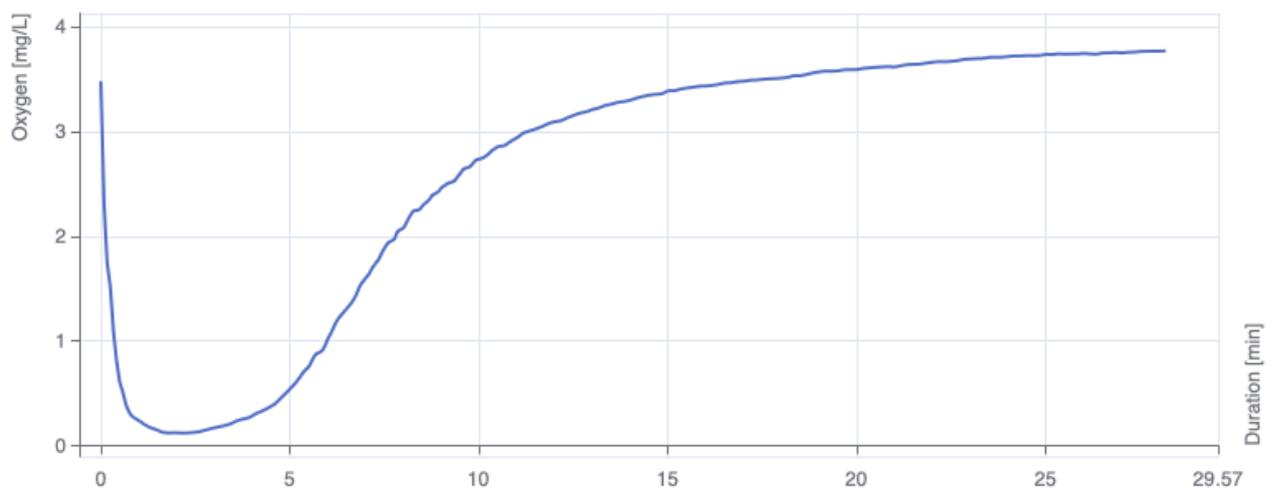


Abb. 33 Entwicklung der Sauerstoffkonzentration in der GWM 2 in Berlin-Johannisthal während eines Pumpversuches, gemessen in der Pumpleitung ohne Atmosphäreneinfluss.

Basierend auf den gewonnenen Erfahrungen und Beobachtungen wurde das DO-Messsystem für die SMART2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal Ende Sommer 2024 neu konzipiert und im November 2024 installiert. Dabei wurde der bisher passive Messaufbau um eine aktive bzw. automatisierte Probenahme erweitert. Zudem wurde die Anzahl der Sensoren von sechs auf 16 erhöht (vgl. Tab. 4).

Tab. 4 Übersicht der Ausstattung von Messstellen an der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal mit Online-Sauerstoffsensoren.

Bezeichnung	Tiefe [m uGOK]	passive Messung seit 11/2023	aktive Messung seit 11/2024
Sickerschlitzgraben	6	X	X
GWM 1	8,0		X
GWM 1	10,0		X
GWM 1	13,0	X	X
GWM 2	8,0		X
GWM 2	10,0		X
GWM 2	12,0		X
GWM 3	8,0		X
GWM 3	10,0		X
GWM 3	12,0		X
GWM 4	8,0		X
GWM 4	10,0	X	X
GWM 4	12,0		X
GWM 5	13,5	X	X
GWM 6	5,5	X	X
GWM 7	9,5	X	X

Die neue Messanordnung besteht aus einer Probenahmepumpe welche Wasser durch eine Schlauch-/Steigleitung aus der Grundwassermessstelle nach oben fördert. Ca. 20 cm oberhalb der Pumpe ist eine eigens entworfene Durchflusszelle in die Schlauchleitung integriert. Die Durchflusszelle besteht aus einem PVC-Rohr (Innendurchmesser = 27 mm, Länge = 250 mm), einer Lochplatte, die den direkten Anprallstrom auf den Sensor abschwächt, und dem zentriert fixierten Online-Sauerstoffsensor. Das Kabel des Sauerstoffsensors wird durch die Steigleitung nach oben und zum Datenlogger geführt. Die Pumpen wurden an einen separaten Schaltschrank angeschlossen und können sowohl manuell als auch automatisch an- und ausgeschaltet werden. Die Pumpen wurden zunächst so eingestellt, dass sie alle zwei Tage automatisch für 15 min angehen. Dadurch erhalten die Sensoren regelmäßig frisches Wasser und die Sauerstoffwerte können rückwirkend aus den kontinuierlichen Zeitreihen zu den Zeitpunkten der Probenahmen herausgerechnet werden. Die Messstellen sind in zwei Gruppen unterteilt und werden an abwechselnden Tagen automatisch beprobt. Damit ist eine ausreichend hohe zeitliche Auflösung der DO-Messung gegeben; andererseits soll das Fließregime des Versuchsfeldes durch eine zu hohe Wasserentnahme nicht zu sehr beeinträchtigt werden.

Es gilt zu beachten, dass bei großen Probenvolumina/Wasserentnahmen aus einer Grundwassermessstelle nicht nur Wasser aus der direkten Umgebung der Messstelle, sondern auch aus einem weiteren Bereich oder aus angrenzenden, besser leitenden Schichten gefördert wird – was die Messergebnisse ebenfalls verfälschen kann. Des Weiteren ist zu beachten, dass die über dem Sensor bzw. dem Probenahmepunkt anstehende Wassersäule im Austausch mit der Atmosphäre steht. Gerade bei kleinvolumi-

gen bzw. besonders flachen Grundwassermessstellen wird so schnell Wasser gefördert, das im Austausch mit der Luftatmosphäre oder der Bodenluft steht und daher deutlich höhere DO-Konzentrationen aufweisen kann. Dies wurde in Berlin-Johannisthal an der GWM 6 (Endteufe 8,0 m uGOK, Filterstrecke 5,0 – 6,0 m uGOK) deutlich (vgl. Abb. 37).

6.2. Ergebnisse vom Versuchsfeld Berlin-Johannisthal

Der Eintrag von Sauerstoff in den Grundwasserleiter in Berlin-Johannisthal startete am 11.07.2023 mit der Infiltration von sauerstoffhaltigem Trinkwasser in den Sickerschlitzzgraben. Nachfolgend sind die Ergebnisse des Sauerstoffmonitorings an ausgewählten Grundwassermessstellen als Stundenmittelwerte für bestimmte, abgestufte Tiefenbereiche dargestellt. Ausreißer bzw. Artefakte in den Zeitreihen, die beispielsweise auf bekannte äußere Einflüsse wie Probenahme, Arbeiten an den Messstellen zurückzuführen sind, wurden entfernt. Wie bereits in Kapitel 6.1 beschrieben, ist die Erfassung repräsentativer DO-Konzentrationen in schlecht durchflossenen Messstellen schwierig, da eingehängte Sauerstoffsensoren kein frisches Aquiferwasser erhalten. Durch manuelle Messungen unter Einfluss von Umgebungsluft kann es – insbesondere bei Messstellen mit eigentlich niedrigen oder keinen DO-Gehalten – zu einer Überschätzung der tatsächlichen Konzentrationen kommen. Ebenso können Überschätzungen aufgrund intensiver Wasserentnahme und dem Zufluss von Wasser aus besserleitenden Schichten kommen. Die dargestellten Ergebnisse entsprechen dem Kenntnisstand Herbst 2024 und wurden wie dargestellt auch zur Validierung des Sauerstoffausbreitungsmodells herangezogen. Trotz möglicher Über- oder Unterschätzungen in einzelnen Messstellen, werden – abgesehen von geringen Abweichungen – keine wesentlichen Änderungen des bisherigen Gesamtbildes zur Sauerstoffausbreitung im Versuchsfeld erwartet. Dennoch sollen die bisherigen Daten anhand des neuen Kenntnisstandes und auch mit neuen Daten – gewonnen mit dem erweiterten aktiven Messsystem – im Rahmen des Folgeprojektes MASUREⁱ überprüft und ggf. korrigiert werden.

Die DO-Konzentrationen im Sickerschlitzzgraben wurden erstmals sechs Tage nach Inbetriebnahme der Anlage gemessen. Da das ursprünglich im Sickerschlitzzgraben anstehende Grundwasser/Uferfiltrat schnell vom Trinkwasser verdrängt und im Sickerschlitzzgraben keine nennenswerte Sauerstoffzehrung zu erwarten ist, ist von einer Einstellung einer hohen DO-Konzentration innerhalb weniger Stunden nach Inbetriebnahme auszugehen. Abb. 34 zeigt die zusammengefassten Messwerte aus insgesamt vier Messstellen im Sickerschlitzzgraben.

Oxische Bedingungen, d. h. $DO > 1 \text{ mg/l}$, konnten bereits innerhalb der ersten Woche an der ersten Grundwassermessstelle entlang der *Centerline* (GWM 4) nachgewiesen werden. Eine nahezu vollständige Durchdringung mit DO bis zur GWM 4 konnte nach weniger als 100 Tagen festgestellt werden. Dies entspricht der Zeit, die notwendig war, um die ersten 6 m des Aquifers in Berlin-Johannisthal im Abstrombereich des Sickerschlitzzgrabens zu oxidieren und das Sauerstoffzehrpotential in diesem Bereich zu eliminieren.

ⁱ MASURE – Hybride technische Grundwasseranreicherung als Adaptierungsstrategie für ein resilientes und nachhaltiges Grundwassermanagement; Finanziert durch: Water4All 2024 Joint Transnational Call.

TRENCH: Selected values - hourly means

● Trench (several depths)

NOTES: pooled all values from MWs JOH097, JOH098, JOH100, JOH101 / removed values when MWs were intentionally interrupted.

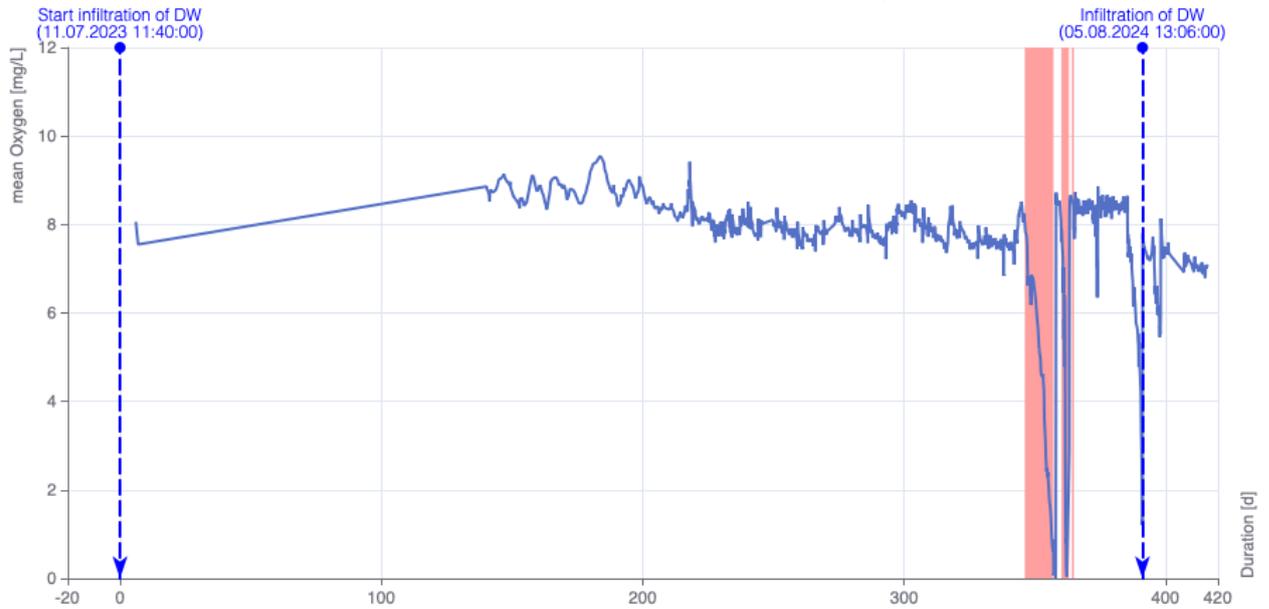


Abb. 34 Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen als Stundenmittelwerte im Sickerschlitzgraben als zusammengefasste Messwerte aus unterschiedlichen Messstellen und Tiefen, innerhalb der ersten 416 Tage nach Inbetriebnahme der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal. Rotmarkierte Bereiche kennzeichnen Zeiträume mit längeren Ausfällen der Infiltration.

JOH093: Selected values - hourly means

● 6 ● 8 ● 10 (9.7 - 11) ● 12

NOTES: removed values from online Sensor of depth 6 [m bgs] / removed values when MW was intentionally interrupted / pooled values at depths 9.7, 10, 11 [m bgs] as de



Abb. 35 Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen als Stundenmittelwerte in der GWM 4 und in unterschiedlichen Tiefen (9,7/11 m uGOK zusammengefasst zu 10 m uGOK), innerhalb der ersten 416 Tage nach Inbetriebnahme der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal. Rotmarkierte Bereiche kennzeichnen Zeiträume mit längeren Ausfällen der Infiltration. Bekannte Artefakte, z. B. bedingt durch Störung der Messstelle, wurden entfernt.

Die GWM 7 ist eine der drei Messstellen mit einer kurzen Filterstrecke und liegt zentral im Versuchsfeld. Mit einer Filterstrecke von 9 – 10 m uGOK liegt diese mitten im Abstrombereich des Sickerschlitzengrabens. Die horizontale Distanz zum Sickerschlitzengraben beträgt rund 12 m. DO-Konzentrationen > 1 mg/l konnten dort nach rund zwei bis drei Wochen gemessen werden. Die maximal mögliche DO-Konzentration, entsprechend der Zulaufkonzentration, stellte sich nach ungefähr 100 Tagen ein (vgl. Abb. 36).

JOH096: Selected values - hourly means

● 9.5. (9.5 - 9.7)

NOTES: pooled values at depths 9.5, 9.7 [m bgs] as depth 9.7 [m bgs] / removed values when MW was intentionally interrupted.

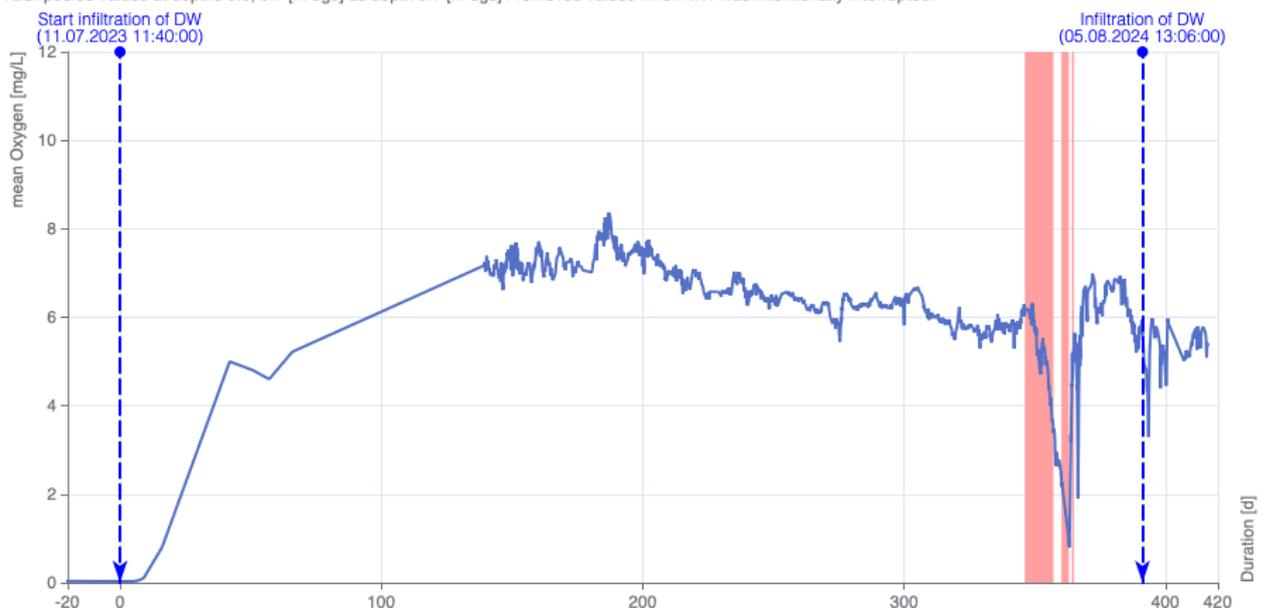


Abb. 36 Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen als Stundenmittelwerte in der GWM 7 in einer Tiefe von 9,5 m uGOK (9,5/9,7 m uGOK zusammengefasst zu 9,5 m uGOK), innerhalb der ersten 416 Tage nach Inbetriebnahme der SMART 2.0 Pilotanlage in Berlin-Johannisthal. Rotmarkierte Bereiche kennzeichnen Zeiträume mit längeren Ausfällen der Infiltration. Bekannte Artefakte, z. B. bedingt durch Störung der Messstelle, wurden entfernt.

Die GWM 5 liegt ebenfalls zentral im Versuchsfeld und bildet mit ihrer kurzen, jedoch tiefen Filterstrecke von 13 – 14 m uGOK den tieferen Bereich der Demonstrationsanlage ab. Mithilfe der passiven Online-Messung konnte in der GWM 5 kein DO festgestellt werden. Die manuelle Messung an der Oberfläche zeigte eine DO-Konzentration von 0,39 mg/l nach 328 Tagen und von 0,78 mg/l nach 341 Tagen. Diese manuell erfassten Sauerstoffgehalte sind vermutlich überschätzt; tatsächlich trat bis zum Ende der Projektlaufzeit kein DO an der GWM 5 auf. Da diese Messstelle vermutlich außerhalb des Einflussbereichs des infiltrierten Uferfiltrates durch den Sickerschlitzengraben liegt – und in einer tieferen besser leitenden Schicht, die von umgebendem Grundwasser durchflossen wird – ist davon auszugehen, dass die GWM 5 unterhalb der Sauerstofffahne liegt.

Die GWM 6 ist mit 8 m uGOK Bohrteufe und 5 – 6 m uGOK Filterstrecke die flachste der drei zentralen Messstellen. Eine repräsentative Erfassung der DO-Konzentrationen ist hier nicht möglich. Die Messwerte des Online-Sensors (passive Messung) zeigen meist geringe Konzentrationen nahe Null an. Durch die Probenahmen steigen die Werte sprunghaft an und fallen schnell wieder ab. Dies deutet auf ein schnelles Abpumpen des Totvolumens und den Einfluss des oben in der Messstelle befindlichen, durch Luftsauerstoff angereichertes Wasser hin. Dieser Effekt beeinträchtigt an dieser Messstelle auch die manuellen Messungen. Die GWM 6 reicht nicht in den gut durchlässigen Bereich des Aquifers und damit auch nicht in den Einflussbereich der Infiltrationszone bzw. der Sauerstofffahne. Eine nicht repräsentative Erfassung der DO-Konzentrationen in der GWM 6 ist demnach unerheblich. Die DO-Zeitreihe und das

Verhalten bei Wasserentnahme bestätigen lediglich die geringe Tiefe der Messstelle. Abb. 37 zeigt die Zeitreihe der DO-Konzentration in der GWM 6 – hier nicht als Stundenmittelwerte, sondern als minütliche Werte (grüne Linie).

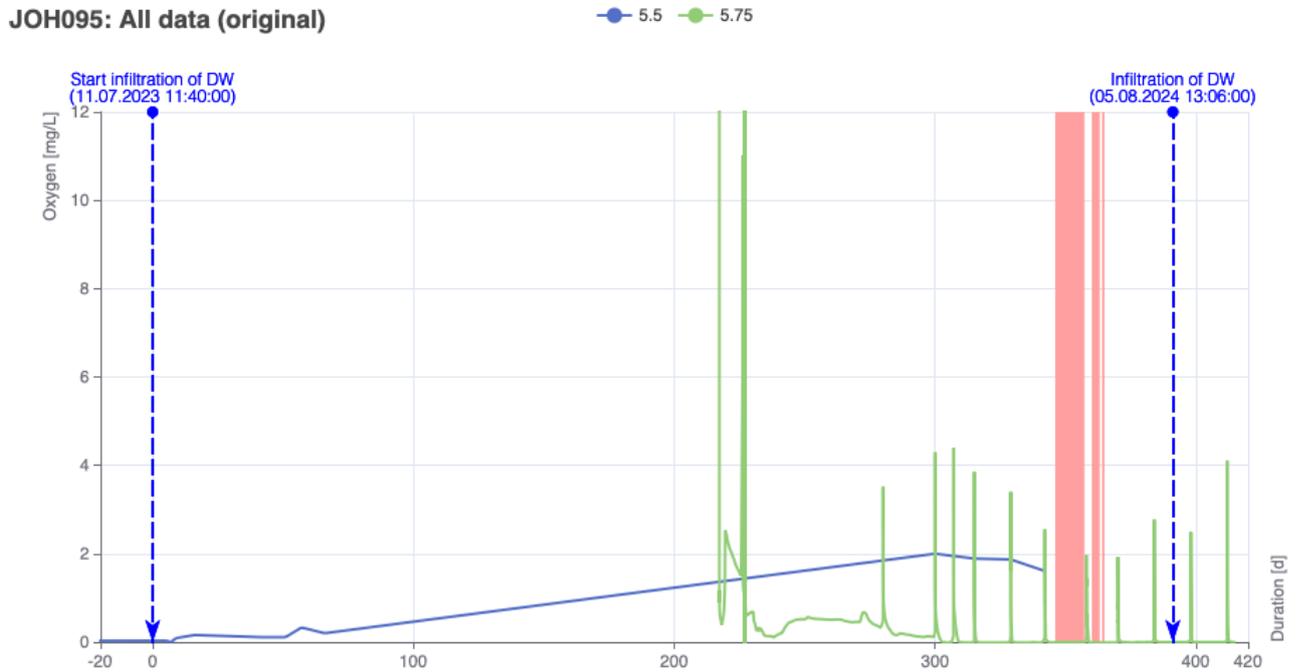


Abb. 37 Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen in der GWM 6, innerhalb der ersten 416 Tage nach Inbetriebnahme der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal. Rotmarkierte Bereiche kennzeichnen Zeiträume mit längeren Ausfällen der Infiltration. Alle Datenpunkte ohne Entfernung von Eingriffsbedingten Artefakten. Während der Zeitraum 217 – 300 Tage vermutlich durch eine intensive Störung der Messstelle geprägt war, zeigen sich ab Tag 300 die sprunghaftigen Konzentrationsanstiege während der Probenahmen.

Die letzte und langverfilterte Grundwassermessstelle entlang der *Centerline*, die GWM 1, wird vermutlich nicht oder kaum vom umgebenden Aquifer angeströmt. Die händischen *in situ* Messungen in unterschiedlichen Tiefen deuten einen minimalen Anstieg der DO-Konzentration innerhalb der ersten 66 Tage an – von ~0 mg/l auf 0,1 – 0,22 mg/l. Möglicherweise war die GWM 1 anfänglich gut durchströmt, auch gefördert durch eine verstärkte Probenahme in den ersten 10 Tagen nach Inbetriebnahme (Tracer-Test). Die passive Online-Messung ab Tag 139 erfasste fast durchgängig DO-Konzentrationen von ~0 mg/l. Während der Probenahmen steigen die gemessenen DO-Konzentrationen am Online-Sensor sprunghaft geringfügig an (< 1 mg/l), dies deutet auf einströmendes frisches Wasser aus dem Aquifer hin. Abb. 38 zeigt die Zeitreihe der DO-Konzentrationen in der GWM 1 als Rohdaten, ohne die Entfernung von eingriffsbedingten Artefakten. Die Ausschläge (hellblaue Linie) bei Tag 233 – 238 und 315 sind jedoch auf Eingriffe in die Messstelle zurückzuführen. Die manuellen Messungen unter Einfluss der Umgebungsluft (gelbe Linie) wurden zur Validierung des Modells zur Sauerstoffausbreitung verwendet. Diese Werte sind möglicherweise eine leichte Überschätzung der tatsächlichen DO-Konzentrationen im Bereich der GWM 1.

JOH090: All data (original)

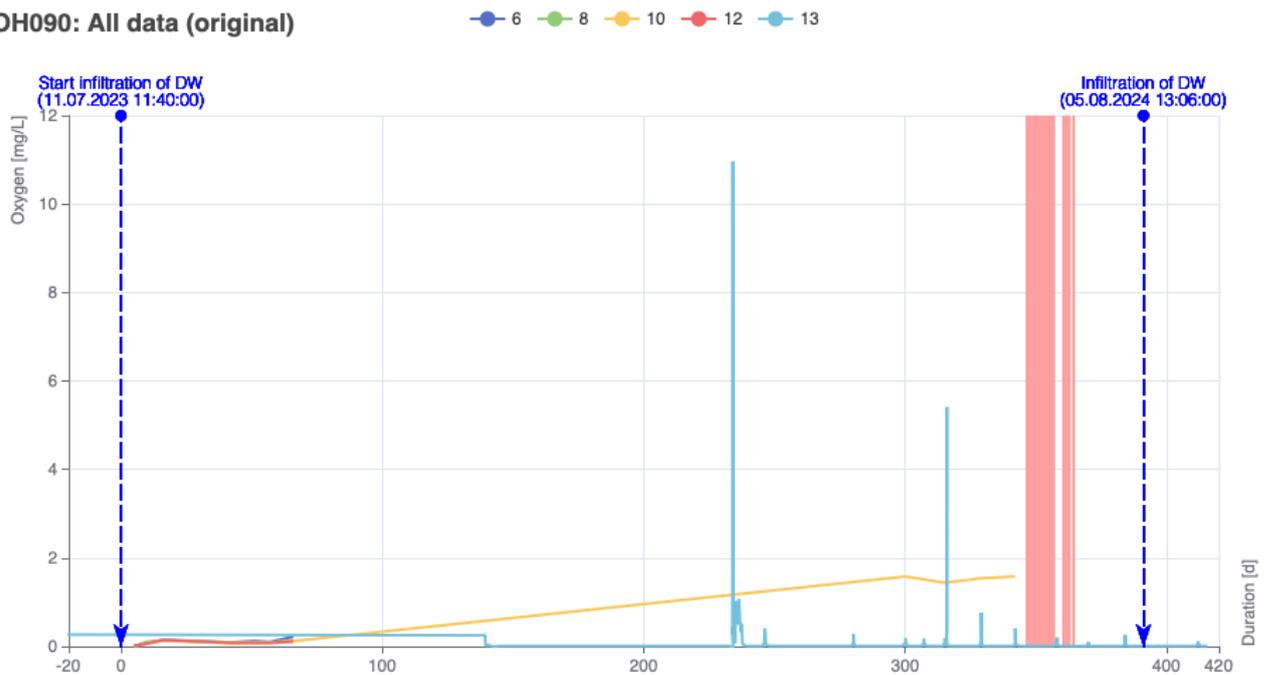


Abb. 38 Entwicklung der gelösten Sauerstoffkonzentrationen in der GWM 1, innerhalb der ersten 416 Tage nach Inbetriebnahme der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal. Rotmarkierte Bereiche kennzeichnen Zeiträume mit längeren Ausfällen der Infiltration. Alle Datenpunkte ohne Entfernung von Eingriffsbedingungen Artefakten. Kleine (< 1 mg DO/l), sprunghafte Anstiege ab Tag 245 bei 13 m uGOK (hellblaue Linie) deuten einströmendes frisches Wasser aus dem Aquifer an.

Die beiden Grundwassermessstellen links und rechts der *Centerline*, die GWM 2 und GWM 3, waren bis zum November 2024 nicht mit Online-Sensoren ausgestattet und wurden weniger häufig beprobt. Dennoch breitete sich die oxische Zone mit rund 4 mg DO/l und 6 mg DO/l bis Tag 300 auch bis dorthin aus (vgl. Abb. 39).

6.3. Simulation der Sauerstoffausbreitung

Im Zuge der Auswertung der Messdaten zeigte sich ein relativ schneller Sauerstoffdurchbruch entlang der *Centerline* an den GWMs 3 und 7 (Abb. 39). An GWM 1 konnte ca. 70 Tage nach Start der Infiltration immer noch keine nennenswerte Erhöhung der Sauerstoffkonzentration festgestellt werden. Desgleichen galt für die seitliche Messstelle GWM 2, sowie die niedrigsten und höchsten Messstellen GWM 5 und GWM 6 im Zentrum des Versuchsfelds. Im Gegensatz zu GWM 2 konnte in GWM 3, auf der anderen Seite des Versuchsfelds, bereits nach 60 Tagen eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentration festgestellt werden. Das unterschiedliche Verhalten kann in einem (vorher nicht erwarteten) asymmetrischen Strömungsregime und/oder heterogenen Sauerstoffzehrpotentials des Grundwasserleiters begründet liegen. Die Messdaten zeigen einen weiteren Anstieg an GWM 4 und 7 bis ca. 200 Tage nach Start der Infiltration, gefolgt von einer leichten Abnahme. Sauerstoffdaten an den Messstellen GWM 1/2/3/5/6 lagen erst wieder nach 300 Tagen vor. Außer in GWM 5 konnte in allen Messstellen eine deutliche Erhöhung der Sauerstoffkonzentration verzeichnet werden.

Zur Erfassung der gesamten oxischen Zone im Kontinuum, ihrer Etablierung und Entwicklung im Reaktorraum wurde eine reaktive Stofftransportmodellierung durchgeführt, basierend auf dem kalibrierten 3D-

Strömungs- und Transportmodell. Da keine Daten zur Sauerstoffzehrrate des Aquifers vorlagen, wurde sie als Kalibrierparameter herangezogen. Diese wurde als homogen für den gesamten Aquifer angenommen. Als Simulationswerkzeug wurde die Software PHT3D verwendet. Der Simulationszeitraum betrug 325 Tage. Der Zeitraum danach war von Komplikationen im Anlagenbetrieb gekennzeichnet und daher für eine modelbasierte Analyse verworfen.

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen und ihre zeitliche Variation konnten nur über eine langsame Abnahme der Sauerstoffzehrrate (Abb. 40) in Überlagerung mit der zeitlichen Dynamik der Sauerstoffkonzentration im Infiltrat (Abb. 39 – Trench) erklärt werden. Das so kalibrierte Modell kann im Wesentlichen die gemessene Sauerstoffverteilung wiedergeben (Abb. 39). Deutliche Unterschiede zwischen Beobachtung und Simulation gab es jedoch für GWM 5 und 6. In GWM 5 wurde ein Sauerstoffdurchbruch prognostiziert, der jedoch in der Realität nicht stattfand, sowie in GWM 6 kein Durchbruch vorhergesagt, wohl aber verzeichnet wurde. An den beiden am Rande liegenden Messstellen GWM 2 und 3 konnte der gemessene Durchbruch im Modell nachvollzogen werden. Zur Vermeidung der Überparameterisierung und Nicht-Eindeutigkeit gegenüber den Strömungsgeschwindigkeiten wurde davon abgesehen eine inhomogene Verteilung des Sauerstoffzehrpotentials in das Modell zu implementieren, mit welchem zweifelsohne eine deutlich bessere Replikation der gemessenen Daten möglich gewesen wäre.

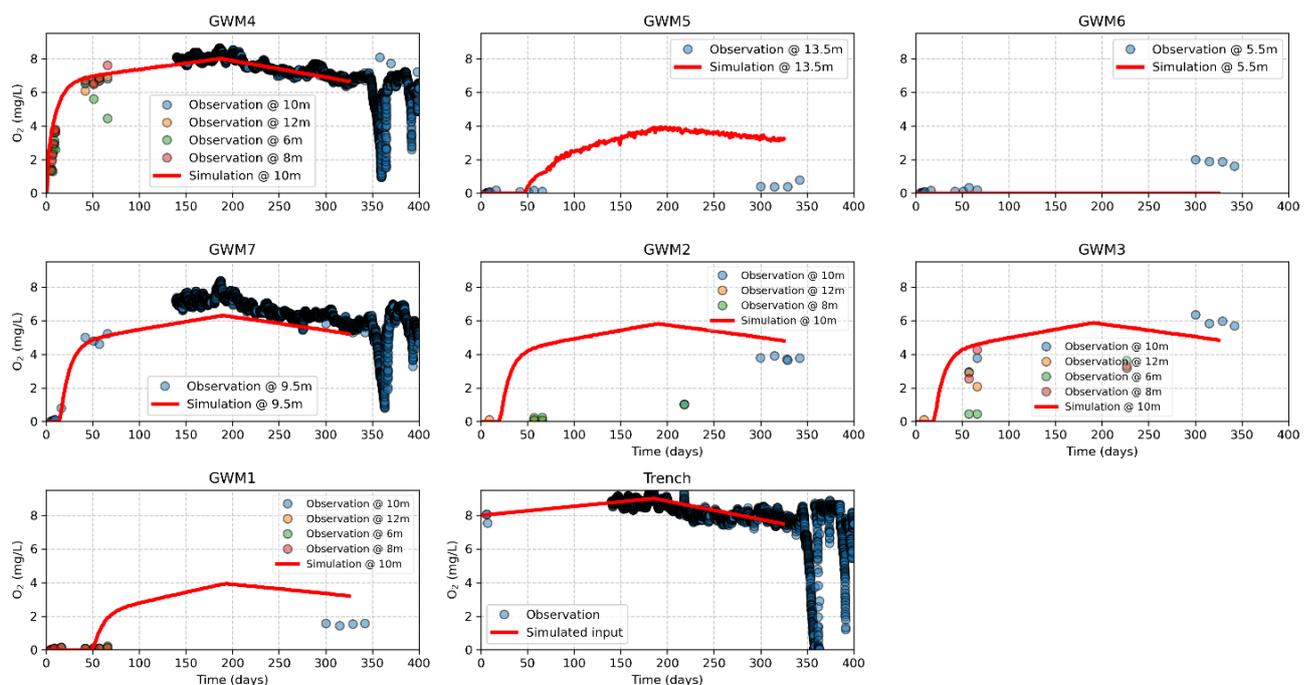


Abb. 39 Beobachtete und simulierte Sauerstoffkonzentrationen an den Grundwassermessstellen (GWM) im Versuchsfeld. Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen am Sickerschlitze (Trench) fungierten in der Modellierung als Quellterm.

Die für die Sauerstoffanpassung benötigte zeitliche Änderung der Sauerstoffzehrrate startete zum Zeitpunkt $t = 0$ mit einer maximalen Zehrrate von 4.3 mg/l/d . Die beste Anpassung konnte nur realisiert werden in dem die mittlere Zehrrate im Reaktorraum über den gesamten Simulationszeitraum auf ca. 70 % abnahm (Abb. 40). In den ersten 15 Tagen wurde eine etwas schnellere Abnahme benötigt als im restlichen Zeitraum. Der Einfachheit halber wurde eine exponentielle Abnahme angenommen und eine Halbwertszeit von 1.6 Jahren kalibriert. Ob dieses Verhalten in Zukunft bestehen bleibt ist jedoch ungewiss. Eine prinzipielle Abnahme der Aquiferreaktivität bezgl. der Sauerstoffzehrung ist jedoch plausibel. Der

anfängliche kurze und schnelle Abfall könnte mit der initial erhöhten Konzentration von gelöstem, sauerstoffzehrenden zweiwertigen Eisen erklärt werden, welche vor Beginn des Versuchs im Grundwasser der Demonstrationsanlage gemessen, und durch die Trinkwasserinfiltration aus dem Reaktorraum nach einigen Tagen ausgetragen wurde. Im weiteren Verlauf wird die Sauerstoffzehrung dann durch immobile Elektronendonatoren übernommen worden sein. Die in allen Messstellen und Brunnen beobachteten starken Verockerungserscheinungen während des Versuchszeitraums lassen vermuten, dass reduzierte Eisenminerale, z. B. Siderite und Pyrite hier als wesentliche Elektronendonatoren fungieren. Es lässt sich allerdings nicht ausschließen, dass auch sedimentäres organische Material (SOM) hier einen Anteil hat. Die Abnahme der Zehrrate lässt sich durch die Abnahme der Mineral- und/oder SOM-Konzentration und/oder der Reaktivität durch einen abschirmenden Überzug an ausgefallenem Eisenhydroxid (*iron coating*) erklären.

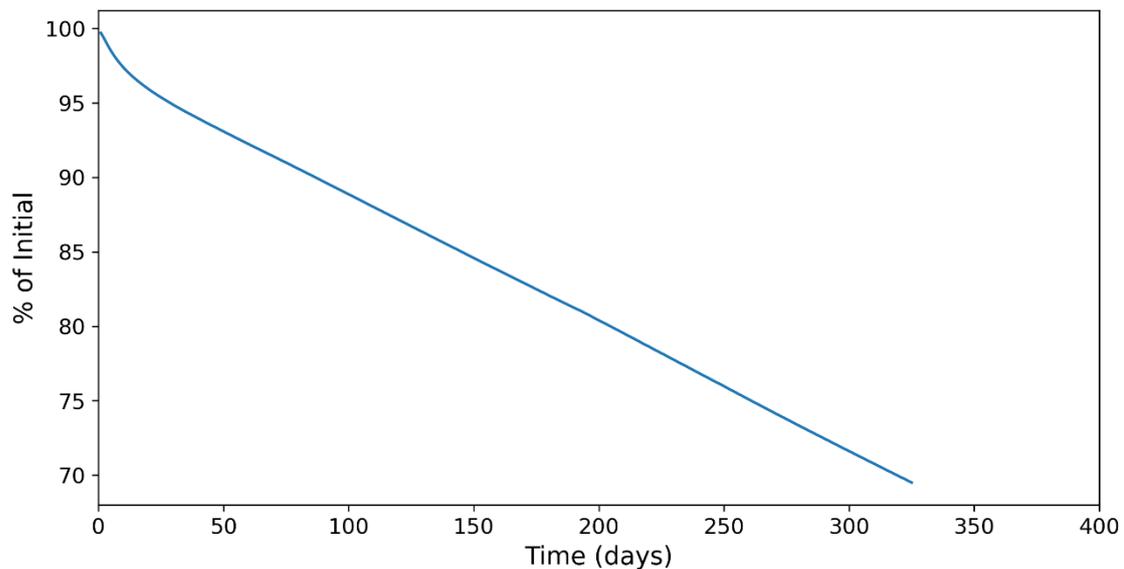


Abb. 40 Modellierter zeitliche Entwicklung der relativen Sauerstoffzehrung im Grundwasserleiter. Diese wurde zum Zeitpunkt $t = 0$ auf 4.3 mg/l/d geschätzt.

Die Abnahme der Zehrrate vergrößerte die sauerstoffreiche Zone. Während nach ca. 50 Tagen noch kein Sauerstoff an GWM 1 zu verzeichnen war (Abb. 41 a), reicht die Sauerstoffzehrung nach 200 Tagen bereits in die Brunnen 2 und 3 hinein (Abb. 41 b). D. h. mit der langsamen Ausdehnung der aeroben Zone vergrößert sich auch der Reaktorraum und damit der Abbau der Zielsubstanzen.

Inwieweit in Zukunft eine weitere Abnahme der Sauerstoffzehrung den Bereich der oxischen Zone noch weiter vergrößert und wie stark sich dies auf den aeroben Abbau der Zielsubstanzen auswirkt kann nur über weiteres Monitoring und/oder weiterführende Modellsimulationen erfasst werden. Letztere wurden durchgeführt und die Ergebnisse in Kapitel 7.1 dargestellt und diskutiert.

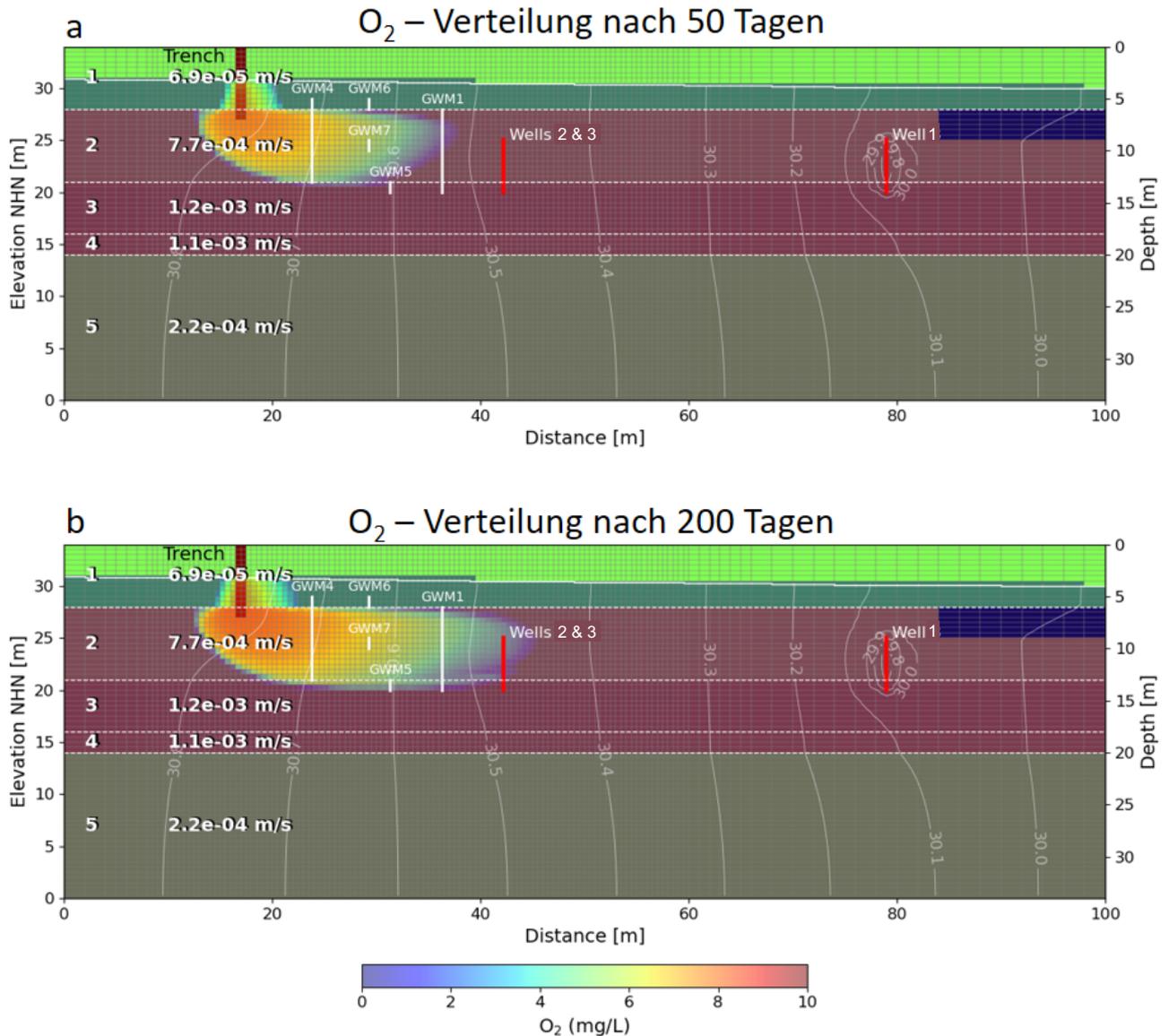


Abb. 41 Modellierte Sauerstoffverteilung entlang der *Centerline*, (a) nach 50 Tagen Simulationszeit und (b) nach 200 Tagen Simulationszeit.

An dieser Stelle wird nochmal auf die vermutlich geringe Überschätzung der Sauerstoffkonzentrationen an einigen Messstellen, darunter auch an den Brunnen, hingewiesen (vgl. Kapitel 6.2). Da zum Zeitpunkt der Modellvalidierung noch kein Verdacht zur möglichen Überschätzung bestand, ist vermutlich die zeitliche und räumliche Ausbreitung der oxischen Redoxzone im Modell geringfügig überschätzt. Die Ergebnisse werden rückwirkend noch einmal überprüft und das Modell entsprechend validiert. Grundsätzlich ist jedoch keine große Abweichung vom hier dargestellten Modell zu erwarten.

6.4. Bewertung möglicher Auswirkungen eines Redoxwechsels auf den Untergrund

Mit Beginn der Infiltration von sauerstoffreichem Wasser kommt es in der Mischzone an der Trinkwasserfront kurzfristig zur Oxidation von gelöstem Fe^{2+} . Ob dies zu einer relevanten Verockerung im Aquifer führt oder ob das Fe^{2+} -haltige Grundwasser hauptsächlich verdrängt und ausgespült wird, lässt sich

schwer abschätzen. Auch nach vollständigem Austausch des Porenwassers, findet eine kontinuierliche Oxidation von Pyrit (FeS_2) durch das nachströmende Infiltrat statt, die aber im Reaktionsraum langsam abnimmt (s. Abb. 40).

Anders stellt sich die Situation an und in den Entnahmekunnen dar: Sobald die Sauerstoffzahn den Brunnen erreicht, vermischen sich hier das lokale Fe^{2+} -haltige Grundwasser und das sauerstoffhaltige Infiltrat. Selbst geringe DO-Konzentrationen sind hier ausreichend, um bei kontinuierlicher Vermischung mit reduziertem Fe^{2+} -haltigem Grundwasser zu lokalen Verockerungen im Bereich der Mischzone zu führen. Da sich diese Zone bei einem Betrieb wie in Berlin-Johannisthal (Infiltration = Extraktion) zwangsläufig im Bereich der Entnahmekunnen befindet, kommt es dort zu rapiden Alterungserscheinungen an den Entnahmekunnen. Etwa 200 Tage nach Infiltrationsbeginn sank die Entnahmemenge am Brunnen 2 kontinuierlich – verursacht durch Eisenoxidablagerungen an der Brunnenpumpe, der Steigleitung, der Brunnenanschlussleitung und im Ringraum. Nach rund 300 Tagen war keine weitere Grundwasserförderung aus diesem Brunnen mehr möglich und die Brunnenpumpe musste außer Betrieb genommen werden. Die Pumpe wurde ausgetauscht und die Steigleitung gereinigt; eine Regeneration des Ringraums wurde nicht durchgeführt. Nachdem die ursprüngliche Fördermenge wiederhergestellt wurde, setzte umgehend ein erneuter Rückgang der Fördermenge ein, vermutlich bedingt durch erneute starke Verockerung. Zeitgleich waren deutliche Abnahmen der Fördermenge auch am benachbarten Brunnen 3 zu beobachten, was darauf hinwies, dass sich die Zone sauerstoffhaltigen Infiltrats auch bis dorthin ausgebreitet hatte. Im Gegensatz dazu blieb die Fördermenge des weiter entfernt gelegenen Brunnen 1 weitgehend konstant. Die an den Brunnen 2/3 beobachteten Alterungserscheinungen durch Verockerung werden langfristig auch am Brunnen 1 erwartet. Aufgrund der größeren Entfernung und der Entnahme bzw. Zehrung des sauerstoffhaltigen Wassers an/bis zu den ersten beiden Brunnen dürfte dies an Brunnen 1 deutlich später eintreten. Wie stark sich die Verockerung auf die Permeabilität des Aquifers insgesamt auswirkt, ist nicht klar und lässt sich nur mit Modellen – d. h. ohne weitere Experimente – nicht belastbar quantifizieren.

Im Hinblick auf die Übertragbarkeit der Ergebnisse und die Umsetzung des Verfahrens an einem anderen Standort ist festzuhalten, dass es immer einen Misch bzw. Übergangsbereich zwischen infiltriertem Wasser und lokalem Grundwasser geben wird. Dabei können chemisch-physikalisch unterschiedliche bzw. inkompatible Eigenschaften der beiden Wässer zu unerwünschten Ausfällungen führen. An Standorte mit geologisch bedingtem Vorkommen gelöster und oxidierbarer Metalle, wie im Beispiel Berlin-Johannisthal, kann es zu Ausfällungen dieser Metalle an den Randzonen der oxischen Redoxzone kommen. Auch Ausfällungen, etwa von Carbonaten infolge von pH-Wert-Unterschieden, sind möglich. Ob und in welchem Ausmaß solche Effekte auftreten, hängt von den spezifischen Eigenschaften der vermischten Wässer ab. Im Falle solcher Effekte, hängt es wesentlich vom Ort des Auftretens der Effekte ab, ob diese den Anlagenbetrieb stören. Mögliche Ausfällungen an den Randbereichen der Infiltrationszone führen vermutlich nicht zu einer Beeinträchtigung des Anlagenbetriebes. Befinden sich die Mischzonen jedoch im Bereich der Produktionsbrunnen, so können dort verstärkt und nachhaltig Alterungserscheinungen im Bereich der Brunnenrohre, in der Ringrauschüttung oder an den Pumpen auftreten.

Zur Minimierung des *clogging*-Potentials im Bereich der Entnahmekunnen können diese in ausreichend großer Entfernung zum Infiltrationsorgan bzw. zur oxischen Redoxzone positioniert werden. Die Ergebnisse zur Entwicklung des Zehrungspotentials legen jedoch nahe, dass sich bei kontinuierlichem Betrieb die sauerstoffreiche Zone weiter ausdehnt und langfristig auch entferntere Brunnen von Verockerungserscheinungen betroffen sein werden. Bei der Positionierung der Entnahmekunnen ist auch zu berücksichtigen, ob das Kriterium einer minimalen Verweilzeit von 50 Tagen, das zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten (Schutzzone 2) angewendet wird, zu beachten ist (sogenannte 50-Tage-Linie bzw. 50-Tage-Isochrone).

Ein alternativer Ansatz könnte darin bestehen, die Entnahmemengen nahe an der Infiltration gelegener Produktionsbrunnen geringer als Infiltrationsmenge zu halten. Durch entsprechende Abstimmung der Infiltrations- und Entnahmevermögenströme könnte sichergestellt werden, dass die Brunnen vollständig im Einflussbereich des infiltrierten Wassers (bzw. der oxischen Redox-Zone) liegen, während die Mischzone mit dem umgebenden Grundwasser außerhalb liegt. Soll dennoch eine hydraulische Abschirmung umgesetzt werden, muss dies verstärkt durch die nachgeschalteten bzw. entfernteren Abfangbrunnen sichergestellt werden. In diesem Fall müsste eine geringere Ausbeute – d. h. Produktionsvolumenstrom $<$ Infiltrationsvolumenstrom – in Kauf genommen werden.

Wie in Kapitel 4.2 beschrieben, kann es durch den Wechsel des Redoxregimes zur Mobilisierung von Metallen kommen, wie z. B. Uran, Antimon oder Molybdän [RIEDEL AND KÜBECK, 2018, FILTER et al., 2024]. Im Untersuchungszeitraum konnte das am Projektstandort Berlin-Johannisthal nicht beobachtet werden. Dennoch wird empfohlen, die Mobilisierung von Metallen bei Etablierung einer oxischen Zone zu prüfen. Aus diesem Grund wäre eine weiter entfernte Positionierung der Entnahmebrunnen außerhalb der oxischen Zone ggf. sinnvoll.

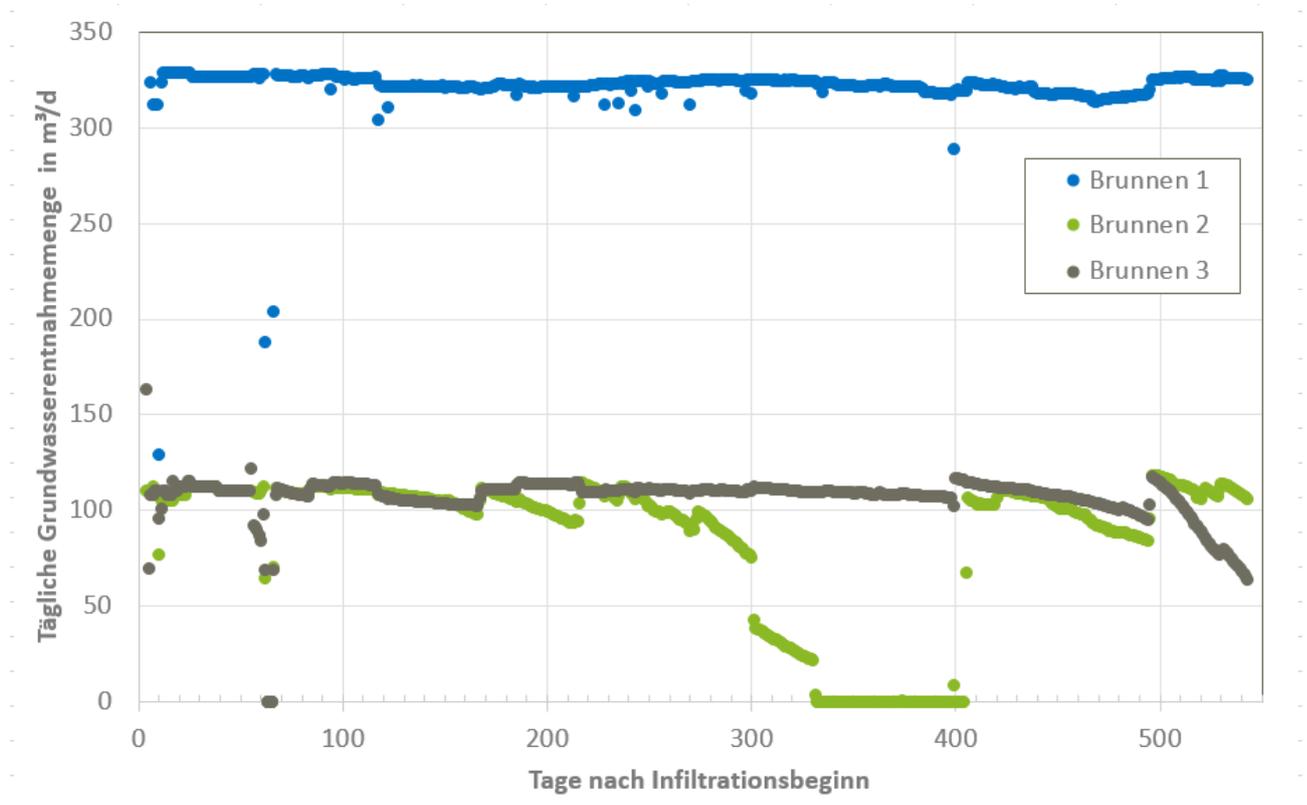


Abb. 42 Tägliche Grundwasserentnahme an den drei Produktionsbrunnen in Berlin-Johannisthal über einen Zeitraum von ca. 540 Tagen seit Inbetriebnahme der Demonstrationsanlage mit Trinkwasserinfiltration im Juli 2023.

7. Bewertung der anthropogenen Spurenstoffumsätze während der sequentiellen Grundwasseranreicherung

Nach der Etablierung der oxischen Redoxzone wurde die Demonstrationsanlage während einer rund fünfmonatigen Monitoringphase regelmäßig hinsichtlich der Spurenstoffkonzentrationen beprobt. Rund 30 analysierte Spurenstoffe konnten an den relevanten Messstellen in Konzentrationen gemessen werden, welche eine Bewertung des Abbauverhaltens durch die Demonstrationsanlage erlauben. Das Abbauverhalten dieser Stoffe wird in diesem Kapitel dargestellt und diskutiert. Zusätzlich wird eingangs das Vorgehen zur Simulation des Spurenstoffabbaus in Modell beschrieben. Da die Ergebnisse des Spurenstoffmonitorings zum Zeitpunkt einer möglichen Modellvalidierung noch nicht vorlagen, können diese Ergebnisse in diesem Bericht nicht dargestellt werden.

7.1. Simulation des Stoffumsatzes von Spurenstoffen (erwartbarer Abbau)

In einem weiteren Schritt wurde eine Langzeitsimulation mit dem 3D-Modell über einen Zeitraum von drei Jahren durchgeführt. Das Ziel war es die weitere Ausbreitung der oxischen Zone und des damit verbundenen aeroben Abbaus von Zielsubstanzen in Abhängigkeit der Abnahme der Sauerstoffkonzentration des Aquifers zu untersuchen. Dazu wurde eine Modellspezies M implementiert, die einem Abbau erster Ordnung mit einer Halbwertszeit von $T_{0.5}^M = 5 \text{ d}$ unterliegt. Der Abbau fand selbstredend nur unter aeroben Bedingungen statt, d. h. für eine Sauerstoffkonzentration $> 0.1 \text{ mg/l}$.

Die Modellergebnisse lassen darauf schließen, dass sich die oxische Zone über einen Zeitraum von drei Jahren nicht wesentlich weiter als bis zu den Brunnen 1/2 ausbreitet (Abb. 43). D. h. die Ausdehnung verlangsamt sich drastisch sobald Sauerstoff die beiden Brunnen erreicht. Der Grund dieser Stagnation liegt in der scharfen Abgrenzung von sehr jungem Infiltrat und sehr altem Grundwasser, welche sich in den Entnahmekäufen mischen. Dies zeigt sich auch in den recht scharfen Tracer-Durchbrüchen an den Brunnen mit sehr wenig sogenanntem *Tailing* bzw. *late time behavior*. Der Tracer fällt relativ schnell auf den finalen Wert ab (Abb. 29). D. h. junges sauerstoffreiches Wasser hat (a) relativ uniforme Aufenthaltszeiten zu den Entnahmekäufen und (b) kann durch die geringe Dispersion praktisch auch nicht in die wesentlich älteren, umliegenden Fließpfade vordringen, welche um den Reaktorraum aufgrund der Infiltration herumgeleitet werden.

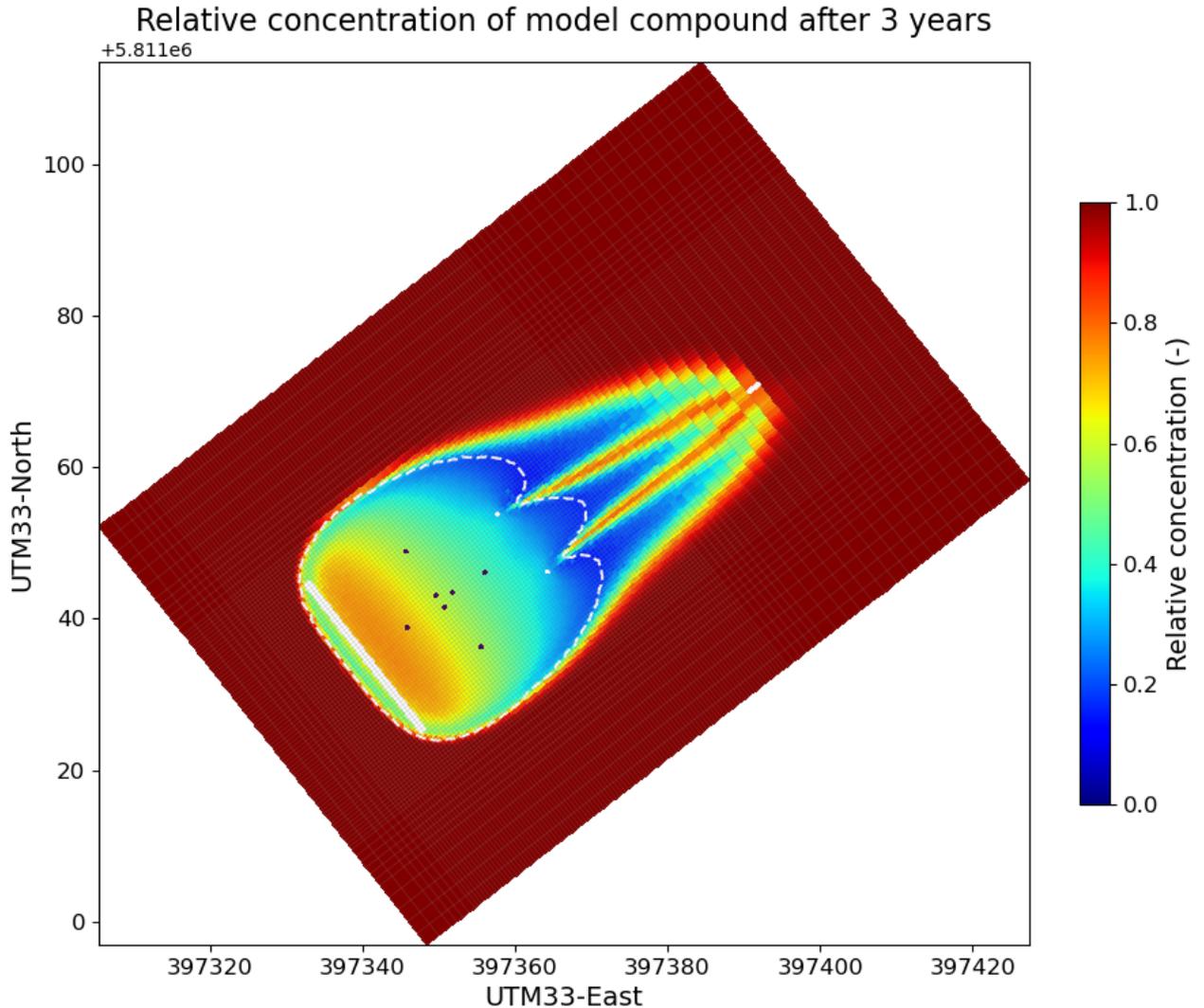


Abb. 43 Simulierte Konzentrationsverteilung der Modellsubstanz (blau-rot) und die 0.1 mg/l Sauerstoffkonturlinie (weiß gestrichelte Linie) nach drei Jahren Simulationszeit in 11 m Tiefe (hydrogeologische Einheit 2).

Als Konsequenz stagniert die Abbauleistung bzgl. der Zielsubstanzen. D. h. nach Etablierung der oxidischen Redoxzone zwischen Sickerschlitze und Brunnen 2/3 nehmen die Konzentrationen der Modellsubstanz sowohl in den Grundwassermessstellen und den Entnahmebrunnen nur noch geringfügig weiter ab (Abb. 44). Die vorgesehnte Stagnation der Abbauleistung bezieht sich ausschließlich auf die Ausdehnung der oxidischen Redoxzone. Andere Effekte, z. B. mikrobielle Adaptation, können die Abbauleistung über die Zeit natürlich verbessern. Dieser Effekt wurde nicht in dem Modell berücksichtigt.

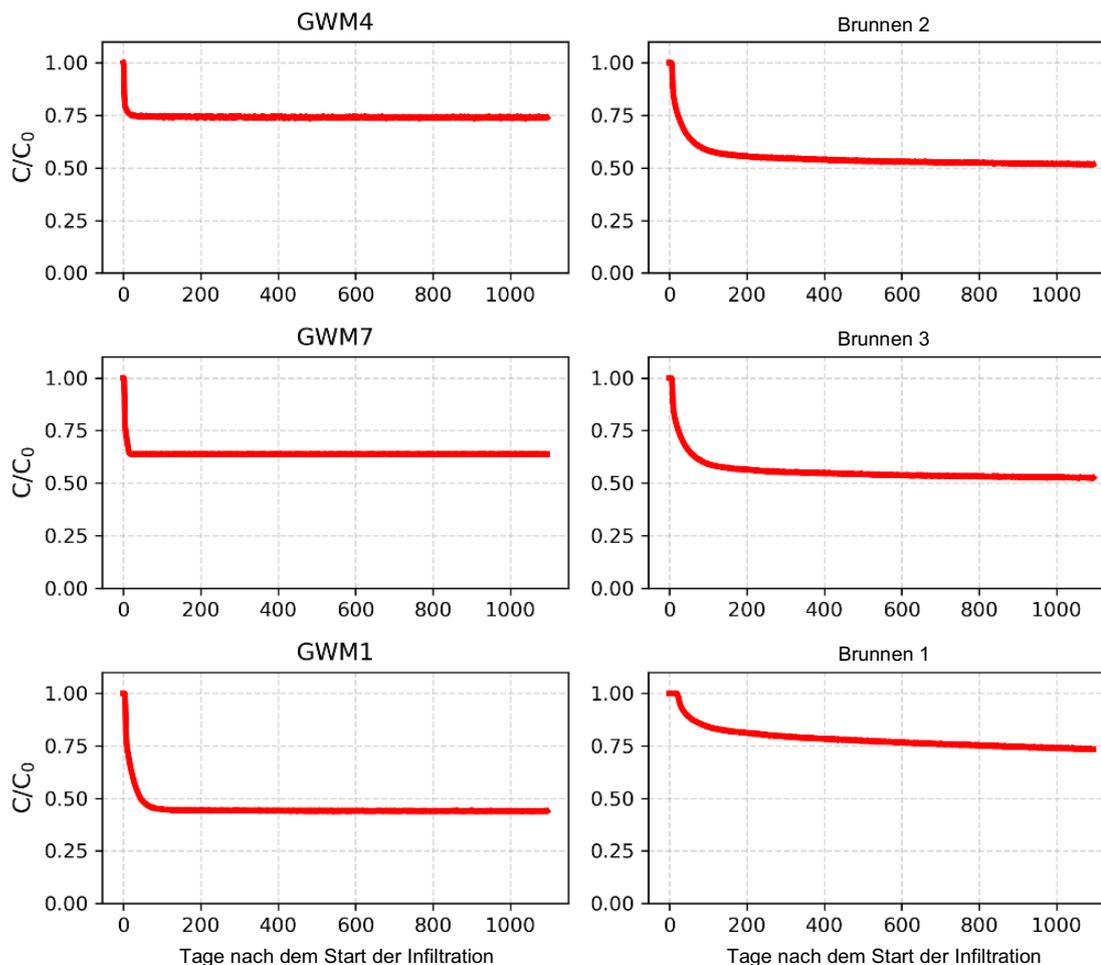


Abb. 44 Simulierte relative Konzentration der Modells substanz nach drei Jahren Simulationszeit an den Messstellen der *Centerline* und den Entnahmehrunnen.

Aus den Simulationsergebnissen bzgl. der Modells substanz lassen sich für die Grundwassermessstellen und Entnahmehrunnen effektive Aufenthaltszeiten ausrechnen (Tab. 5), mit denen dann die Konzentrationen von anderen Zielsubstanzen mit anderen Halbwertszeiten vorausgesagt werden können. Die effektive Aufenthaltszeit ist dabei die Zeit, die die Substanz in der oxischen Zone verweilt und Degradation unterliegt. Sie berücksichtigt dabei auch den Einfluss der hydrodynamischen Dispersion auf den Abbau.

Tab. 5 Errechnete effektive hydraulische Aufenthaltszeiten und Filtratanteile an ausgewählten Grundwassermessstellen und den Produktionsbrunnen.

Bezeichnung	Effektive Aufenthaltszeit [d]	Anteil Infiltration
GWM 4	2	100 %
GWM 7	3	100 %
GWM 1	6	100 %
Brunnen 2/3	9	70 %
Brunnen 1	13	30 %

Mit diesen wurden die stationären relativen Konzentrationen an den Messstellen der *Centerline*, GWM 4/7/1, und den Entnahmebrunnen 1/2 und 3 für Halbwertszeiten zwischen $T_{1/2} = 0,2$ und 10 d berechnet (Abb. 45).

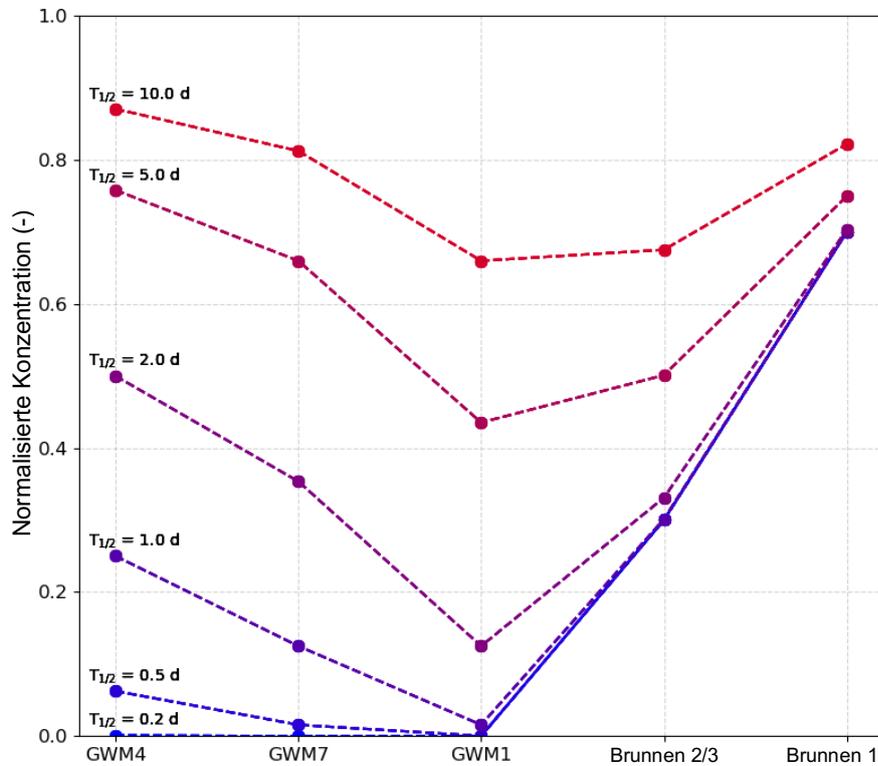


Abb. 45 Simulierte relative Konzentration von Zielsubstanzen für Halbwertszeiten zwischen $T_{1/2} = 0.2$ (blau) und 10 (rot) Tagen an den Messstellen der *Centerline* und an Brunnen 1, 2, und 3.

7.2. Art der Beprobung und Analysemethode

Im Anschluss an die Umstellung von Trinkwasser auf aufbereitetes Uferfiltrat im Februar 2024 erfolgte anschließend eine intensive Messkampagne zur Charakterisierung des Abbaus anthropogener Spurenstoffe (TOrcs) in der Aufbereitungsanlage, den Grundwassermessstellen und den Brunnen (Messkampagne: Mitte April bis Ende Juli 2024). Dabei wurden zweiwöchentlich die Grundwassermessstellen und die Brunnen beprobt. Es wurden insgesamt acht Probenahmen durchgeführt, wobei zwei Probenahme am Ende einer mehr-tägigen Infiltrationsunterbrechung stattfand – welche nicht in die Auswertung mitaufgenommen wurden. Zusätzlich wurde in diesem Zeitraum auch die Aufbereitungsanlage beprobt.

Tab. 6 Übersicht der Probenahmen für Spurenstoffe während der Monitoringphase 2024 und stabilem Anlagenbetriebs nach Messstelle.

Bezeichnung	Probenahmetiefe [m uGOK]	Anzahl	HRT [d]
Zulauf Vorbehandlung Ablauf Vorbehandlung		4 + 3 ⁽¹⁾ 4 - 13	
Sickerschlitzgraben	5,5	8	0
Brunnen 1	9,2 – 14,2 ⁽²⁾	8	~ 25
Brunnen 2	9,1 – 14,1 ⁽²⁾	7	~ 7
Brunnen 3	9,0 – 14,0 ⁽²⁾	8	~ 7
GWM 1	10	8 - 2 ⁽³⁾	5,35
GWM 2	10	8 - 2 ⁽³⁾	3,50
GWM 3	10	8 - 2 ⁽³⁾	3,47
GWM 4	10	8 - 2 ⁽³⁾	1,73
GWM 5	13,5	8 - 2 ⁽³⁾	5,46
GWM 6	5,5	8 - 2 ⁽³⁾	⁽⁴⁾
GWM 7	10,5	8 - 2 ⁽³⁾	3,18

⁽¹⁾ vier Probenahmen an der Vorbehandlungsanlage plus drei Messungen aus den drei Brunnen der jährlichen Beprobung der Teltowkanal-Galerie für 2024 (13.05.2024), welche dem Zulauf der Vorbehandlung entspricht.

⁽²⁾ entspricht der Filterstrecke des Brunnens

⁽³⁾ Ergebnisse zweier Probenahmen wurden für die weitere Auswertung ausgeschlossen, da diese nach längeren Unterbrechungen der Vorbehandlungsanlage bzw. Infiltration erfolgten.

⁽⁴⁾ nicht bestimmbar, da außerhalb des Abstombereichs des Sickerschlitzgrabens

Bei den Beprobungen der Grundwassermessstellen wurde das Grundwasser zunächst stets 15 min abgepumpt, bevor die Probe genommen wurde. Die Mehrzahl der Grundwassermessstellen war während des Messzeitraums mit fest installierten Probenahmepumpen ausgestattet (*COMET-Pumpen Systemtechnik GmbH & Co. KG*, Pfaffenschwende, Deutschland). Lediglich die Proben aus dem Sickerschlitz und der GWM 4 wurden mittels einer mobilen Probenahmepumpe (Typ IBO Jetsub 2“) beprobt.

Die Analytik der genommenen Proben erfolgte im akkreditierten Labor der BWB. Die Analyse der TOrcs erfolgte mittels Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung (LC-MS/MS) gemäß [DIN EN ISO 21676, 2022] bzw. [DIN 38407-42, 2011], sowie mit Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung (GC-MS) gemäß [DIN EN ISO 16588, 2004] bzw. [DIN EN ISO 16588, 2004].

7.3. Ergebnisse des Spurenstoffabbaus im Versuchsfeld Johannisthal (Indikatorverbindungen und Konservative Tracer)

Im Folgenden werden die Ergebnisse des Spurenstoffmonitorings während des rund fünfmonatigen stabilen Betriebes der Demonstrationsanlage dargestellt und diskutiert. Berücksichtigt wurden dabei ausgewählte Spurenstoffe, die an relevanten Messstellen – d. h. an der Vorbehandlungsanlage sowie während der SMART-Passage im Versuchsfeld – in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze detektiert wurden. Substanzen die lediglich an der Vorbehandlungsanlage beprobt wurden oder an allen Messstellen unter der Bestimmungsgrenze lagen und somit keine Rückschlüsse auf deren Abbaupotential zulassen, wurden nicht weiter betrachtet. Viele der analysierten Substanzen wurden häufig in Konzentrationen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Für die Auswertung wurden solche Messwerte ($< BG$) durch die Hälfte der Bestimmungsgrenze ersetzt – sofern, die jeweilige Substanz mindestens einmal an einer Messstelle in Konzentrationen oberhalb der BG detektiert wurde. Dies betrifft Messpunkte im Zulauf und Ablauf der Vorbehandlungsanlage, im Sickerschlitzengraben, in den Grundwassermessstellen (entlang der *Centerline*) sowie an den drei Produktionsbrunnen der Demonstrationsanlage.

Die im Folgenden dargestellten Grafiken zeigen ergänzend die während der Monitoringphase an den einzelnen Messstellen vorherrschende DO-Konzentration als Indikator für die Redoxbedingungen an (vgl. Kapitel 6.2 und 6.3). Die GWMs 5/6/7 haben nahezu dieselbe Entfernung zum Sickerschlitzengraben, erfassen jedoch explizit unterschiedliche Tiefenbereiche. Die flache GWM 6 und die tiefe GWM 5 befinden sich nicht im Abstrombereich des Sickerschlitzengrabens und somit außerhalb der SMART-Einflusszone (vgl. Kapitel 5.4). Zur Abgrenzung zum umgebenden Grundwasser und zur Verdeutlichung der Wirkung der oxischen Redoxzone, sind die Ergebnisse der Messungen an der GWM 6 und 7 bewusst nur angedeutet (transparent dargestellt.).

Viele der im Versuchszeitraum untersuchten Substanzen, u. a. Arzneistoffe, Industriechemikalien, Pestizide sowie Metabolite der betrachteten Stoffe besitzen gesundheitsrelevante oder ökotoxikologische Eigenschaften. Für einige Stoffe existieren Grenzwerte z. B. durch die Trinkwasserverordnung, Gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) oder anderweitig abgeleitete toxikologisch Beurteilungswerte. Eine Bewertung der Höhe der zulaufenden oder verbleibenden Konzentrationen, zu Beginn und am Ende der Demonstrationsanlage, wird in diesem Bericht nicht vorgenommen. Der Fokus lag hier in der Umsetzung, dem Betrieb der SMART 2.0 Demonstrationsanlage, der Etablierung der oxischen Redoxzone und schließlich der Untersuchung eines zu erwarteten verbesserten Spurenstoffabbaus.

Physikalische-chemische Kenngrößen

Allgemeine physikalisch-chemische Kenngrößen wie die Ammoniumkonzentration (hier als Ammoniumstickstoff, NH_4^+ -N), verdeutlichen den Einfluss der Belüftung der Vorbehandlungsstufe (vgl. Abb. 46). So sinkt die NH_4^+ -N Mediankonzentration infolge des Sauerstoffeintrages und der einsetzenden Nitrifikation innerhalb der Vorbehandlungsstufe deutlich von 0,71 mg/l auf 0,02 mg/l. Diese geringen Konzentrationen bleiben auch während der Untergrundpassage des Versuchsfeldes weitgehend stabil. Obwohl die Messstellen GWM 5 und 6 außerhalb des Einflussbereichs der SMART-Zone befinden, weisen diese – im Gegensatz zum umliegenden Grundwasser – ebenfalls geringe NH_4^+ -N Konzentrationen auf. Dies wird durch den möglichen Einfluss von Sauerstoff während der Probenahme erklärt: Aufgrund des entnommenen Probenvolumens kann bereits sauerstoffhaltiges Wasser aus der SMART-Zone oder im Fall der GWM 6 auch aus oberflächennahen Grundwasser in die beiden Messstellen gelangt sein. Zudem kann Luftsauerstoff während der Probenahme zu Unterbefunden der NH_4^+ -N Konzentrationen führen. Es ist anzunehmen, dass das Eindringen von sauerstoffhaltigem Wasser aus der SMART-Zone (tiefe Messstelle: GWM 5) sowie oberflächennahes, sauerstoffhaltiges Wasser (flache Messstelle: GWM 6) ursächlich für die niedrigen Konzentrationen ist. Im Gegensatz dazu zeigen die Produktionsbrunnen erhöhte

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ Konzentrationen, was – bei gleichzeitig geringen bzw. fehlenden Sauerstoffgehalten in deren Nähe – darauf hindeutet, dass hier vor allem Mischwasser aus Teilen der SMART-Zone und umliegendem Grundwasser bzw. Uferfiltrat gefördert wird.

Die Mediankonzentrationen von Nitrat (hier als Nitratstickstoff, $\text{NO}_3^-\text{-N}$) zeigen ein ähnliches Verhalten. Infolge der Nitrifikation des Ammoniums während der Vorbehandlung steigen die $\text{NO}_3^-\text{-N}$ Konzentrationen parallel zur Ammoniumabnahme. Die $\text{NO}_3^-\text{-N}$ Konzentrationen verändern sich entlang des Fließpfades der *Centerline* zunächst nicht, bevor sie im Bereich der GWM 1 merklich abnehmen. Dies weist darauf hin, dass die oxische Redoxzone während der Monitoringphase diesen Bereich noch nicht erreicht hat und hier stattdessen $\text{NO}_3^-\text{-N}$ von den Mikroorganismen als Elektronenakzeptor reduziert wird.

Die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) bleiben innerhalb eines gewissen Schwankungsbereichs weitestgehend unverändert, was darauf hindeutet, dass der Anteil an BDOC während der konventionellen Uferfiltratpassage bereits weitestgehend eliminiert wurde. Lediglich die GWM 1 weist mit 6,81 mg DOC/l leicht höhere Konzentrationen auf, was vermutlich geogene Gründe hat. Hier könnte die Sedimentzusammensetzung bzw. der Anteil an partikulärem Kohlenstoff im Untergrund generell etwas höher sein als im Bereich der anderen Messstellen. Die Ergebnisse der UV-Absorptionsmessungen bei 254 nm zeigen ein ähnliches Bild wie die DOC-Analysen.

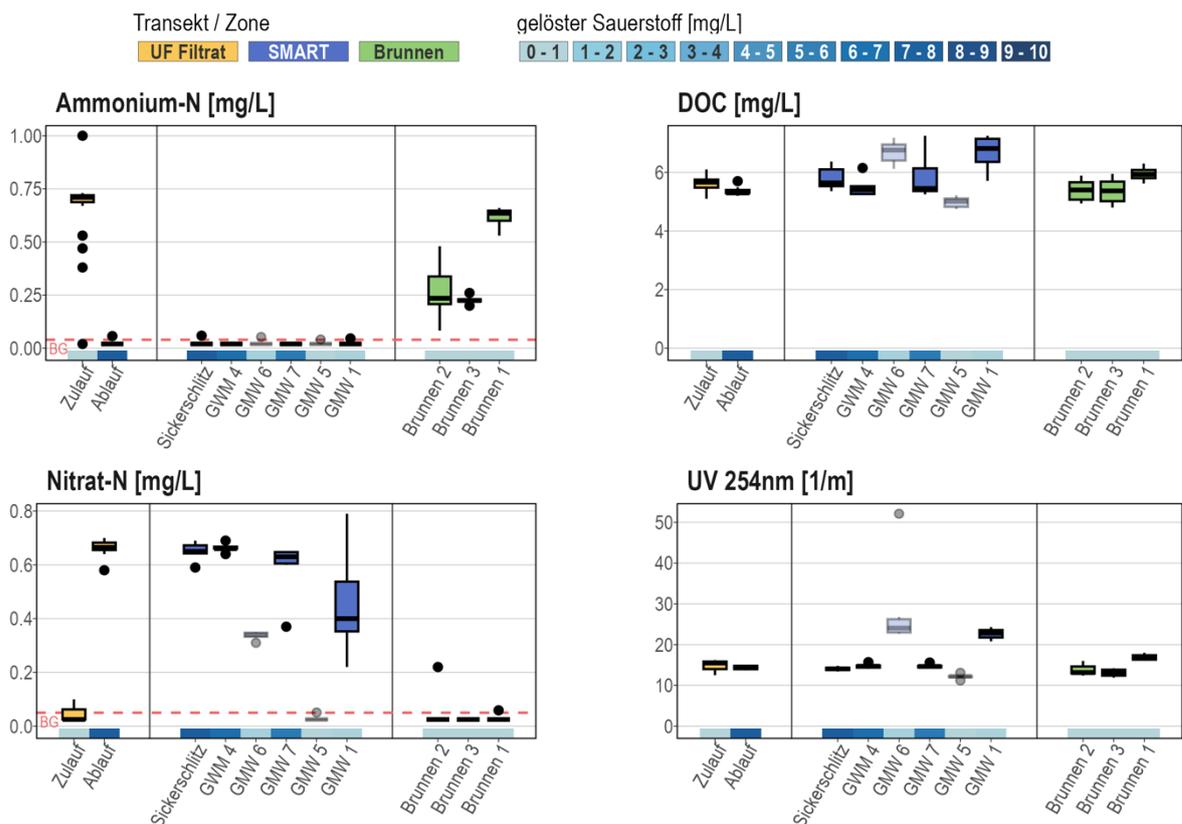


Abb. 46 Konzentrationsveränderung physikalisch-chemischer Kenngrößen während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Aromatische Kohlenwasserstoffe

Unter den insgesamt elf analysierten aromatischen Kohlenwasserstoffen wurde das Lösungsmittel Chlorbenzen (auch Chlorbenzol) im Uferfiltrat in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von

0,1 mg/l in Konzentrationen von 0,05 – 0,6 mg/l gefunden. Das Chlorbenzen wird innerhalb der Vorbehandlungsstufe nahezu vollständig entfernt. Die Entfernung des eigentlich schwer bzw. nur langsam biologisch abbaubaren halogenierten Aromaten erfolgt hier primär durch die Belüftung, welche zur Ausgasung des Chlorbenzens aus dem Wasser führt (vgl. Abb. 47).

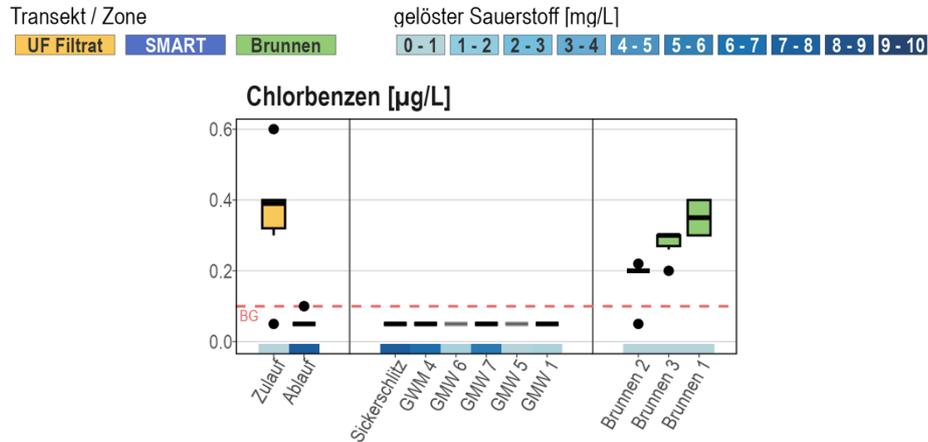


Abb. 47 Konzentrationsveränderung von aromatischen Kohlenwasserstoffen während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Benzotriazole

Benzotriazol (auch 1H-Benzotriazol; CAS-Nr. 95-14-7) und Tolyltriazol (auch Methyl-1H-benzotriazol; CAS-Nr. 29385-43-1) werden in großen Mengen als Korrosionsschutzmittel in technischen Anlagen wie Kühlanlagen, Spülmaschinen oder in der Metallverarbeitung eingesetzt. Benzotriazol wird dabei aufgrund seiner Persistenz bzw. schlechten biologischen Abbaubarkeit, Mobilität sowie seiner Human- und Ökotoxizität als relevanter Spurenstoff eingestuft [KULLICK et al., 2023, UBA, HÜBNER et al., 2012].

Die ausgeprägte Persistenz der beiden Substanzen zeigt sich auch über einen weiten Bereich der Untergrundpassage der Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal. Eine Abnahme der Konzentrationen auf rund 45 % (Benzotriazol) und 67 % (Tolyltriazol) konnte an der GWM 1 festgestellt werden. Zunächst wurde vermutet, dass der Rückgang der beiden Stoffe auf dem Weg zur GWM 1 durch Mischwassereinfluss aus tieferen oder flacheren Aquiferschichten beeinflusst worden sein könnte. Die in Abb. 48 ebenfalls gezeigten Konzentrationen an der tiefen GWM 5 und flachen GWM 6 stützen diese Vermutung jedoch nicht, da diese (bis auf GWM 6 und Benzotriazol) höhere oder ähnliche Konzentrationen wie die mitteltiefe GWM 7 aufzeigen. Daher und aufgrund der hohen Mobilität/geringen Adsorptionsfähigkeit (Benzotriazol) ist von einem tatsächlichen mikrobiologischen Abbau von Benzotriazol in diesem Bereich auszugehen. Möglicherweise wird der Abbau durch eine höhere mikrobiologische Aktivität im Bereich der GWM 1 (höhere DOC-Gehalt) begünstigt. Weitere Erkenntnisse hierzu werden durch die noch ausstehenden mikrobiologischen Analysen erwartet.

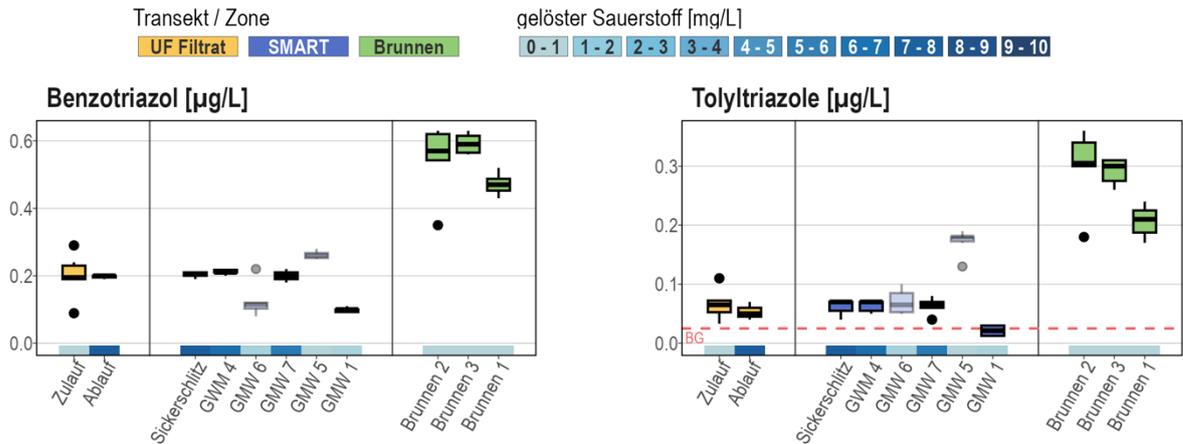


Abb. 48 Konzentrationsveränderung von Benzotriazolen während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Komplexbildner

Der Komplexbildner Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA), der häufig in Alltagsprodukten wie Reinigungsmitteln und Kosmetika eingesetzt wird, ist für seine hohe Persistenz bekannt. Auch während der SMART-Passage in Berlin-Johannisthal konnte keine wesentliche Reduktion der Substanz festgestellt werden. Diese Ergebnisse decken sich mit den Beobachtungen anderer MAR-Studien, in denen EDTA ebenfalls kaum oder gar nicht entfernt wurde [SANZ-PRAT et al., 2020, HAMANN et al., 2016].

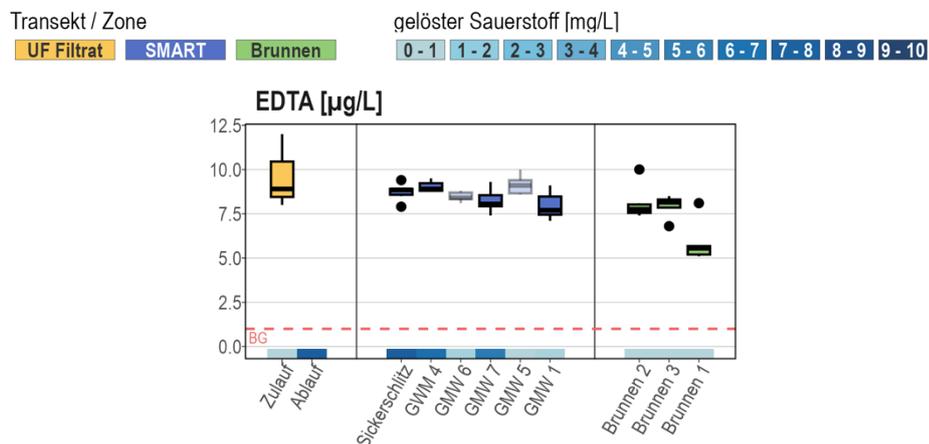


Abb. 49 Konzentrationsveränderung des Komplexbildners EDTA während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Industriechemikalien

Von den insgesamt sechs Industriechemikalien, die mindestens im Zulauf der Vorbehandlungsanlage sowie im Versuchsfeld untersucht wurden, konnten lediglich die abwasserbürtigen Sulfonamide (Toluolsulfonsäuren), p-Toluolsulfonsäure (p-TSA) und o-Toluolsulfonsäure (o-TSA) in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Die beiden Isomere der Toluolsulfonsäuren, p-TSA

und o-TSA, werden als saure Katalysatoren in chemischen Syntheseprozessen eingesetzt und sind ubiquitär in den Oberflächengewässern Berlins zu finden [RICHTER et al., 2008]. Aufgrund natürlicher und menschen-induzierter Uferfiltration aber auch als Folge der über Jahrzehnte betriebenen Abwassererrieselung in Berlin, wurden p-TSA und o-TSA flächendeckend im Berliner Grundwasser nachgewiesen [RICHTER et al., 2009]. Beide Substanzen sind unter anoxischen Redoxbedingungen persistent und werden kaum biologisch abgebaut. Infolgedessen verbleiben diese über längere Zeiträume im urbanen Wasserkreislauf und treten schließlich an den Trinkwasserfassungen auf. In einigen Studien konnte jedoch ein redoxsensitiver Abbau für p-TSA und o-TSA beschrieben werden. Dieses Verhalten konnte durch die Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal bestätigt werden. Nach der Zufuhr von Sauerstoff erfolgt der Abbau von p-TSA und o-TSA (Summenparameter) sehr rasch, sodass der Großteil der beiden Stoffe bereits während der Vorbehandlung entfernt wird.

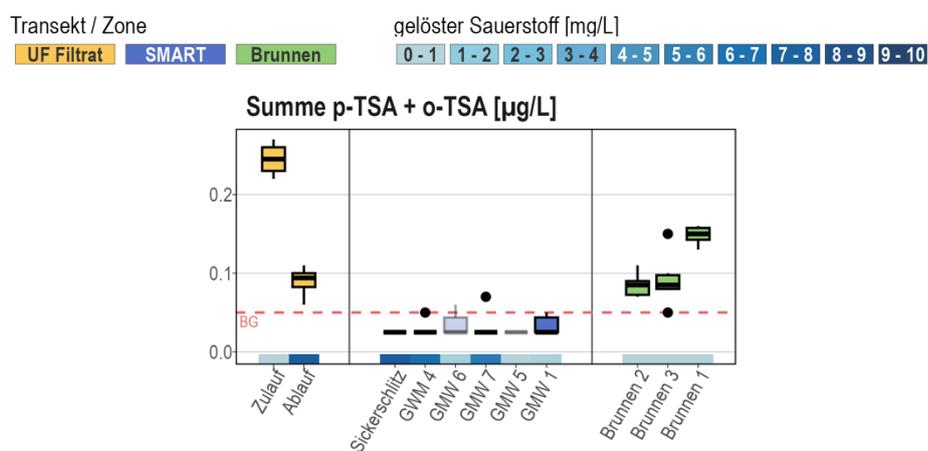


Abb. 50 Konzentrationsveränderung von Industriechemikalien während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Pestizide und Transformationsprodukte

Von den 30 im Versuchsfeld untersuchten Pestiziden konnten lediglich an den Entnahmebrunnen vereinzelt die Substanzen Glyphosat und Mecoprop in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Eine Bewertung des Abbauverhaltes entlang der SMART-Untergrundpassage ist für die beiden Stoffe aufgrund der geringen Nachweisdichte nicht möglich. Von den 17 analysierten Pestizid-Transformationsprodukten wurden drei Substanzen – 2,2-Bis(p-chlorphenyl)essigsäure (p,p-DDA), Aminomethylphosphonsäure (AMPA) und Metazachlor ESA – in relevanten Konzentrationen detektiert (vgl. Abb. 51).

Das Insektizid Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) wurde zwischen 1949 und 1984 durch *Berlin-Chemie* hergestellt. Produktionsabflüsse in den Teltowkanal, führten zu einer direkten Kontamination des Oberflächenwassers und der Sohlensedimente. p,p-DDA ist einer von mehr als 30 unterschiedlichen DDT-Metaboliten, wobei p,p-DDA zusätzlich aus mehreren Vorläufer Metaboliten des DDT gebildet werden kann. Aufgrund seiner Polarität ist p,p-DDA vergleichsweise mobil und gelangt so leichter vom Oberflächenwasser ins Grundwasser – anders als andere DDT-Metabolite welche verstärkt an Sedimenten immobilisiert werden [HEBERER AND DÜNNBIER, 1999, SCHULZE et al., 2003, RICKING, 2021]. Die Mediankonzentrationen von p,p-DDA lagen im Untersuchungszeitraums zwischen 0,17 – 0,075 µg/l im Zulauf der Vorbehandlungsanlage sowie zwischen 0,13 – 0,1 µg/l im Sickerschlitze. In diesem Abschnitt fand demnach keine nennenswerte Entfernung statt. Erst im weiteren Verlauf der SMART-Passage fand ein,

über die Fließstrecke, stetiger Abbau des p,p-DDA bis schließlich unterhalb der Bestimmungsgrenze statt, was auf einen mikrobiellen Abbauprozess schließen lässt.

AMPA ist der Hauptmetabolit des Herbizids Glyphosat. Zusätzlich kann AMPA jedoch auch aus Phosphonsäuren, das u. a. in Wasch- und Reinigungsmitteln enthalten ist, gebildet werden [LAWA, 2024]. Im Zulauf der Vorbehandlungsanlage trat AMPA lediglich in sehr geringen Konzentrationen knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l auf. Nach der Infiltration in den Sickerschlitzzgraben erfolgte ein schneller Abbau bis unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Das Transformationsprodukt Metazachlor ESA des Herbizids Metazachlor wurde im Zulauf der Vorbehandlung in sehr geringer Mediankonzentration von 0,05 µg/l gefunden und verhielt sich weitestgehend persistent. Lediglich im Abschnitt zwischen GWM 7 und GWM 1 konnte ein geringer Abbau hin zu einer Mediankonzentration von 0,038 µg/l beobachtet werden.

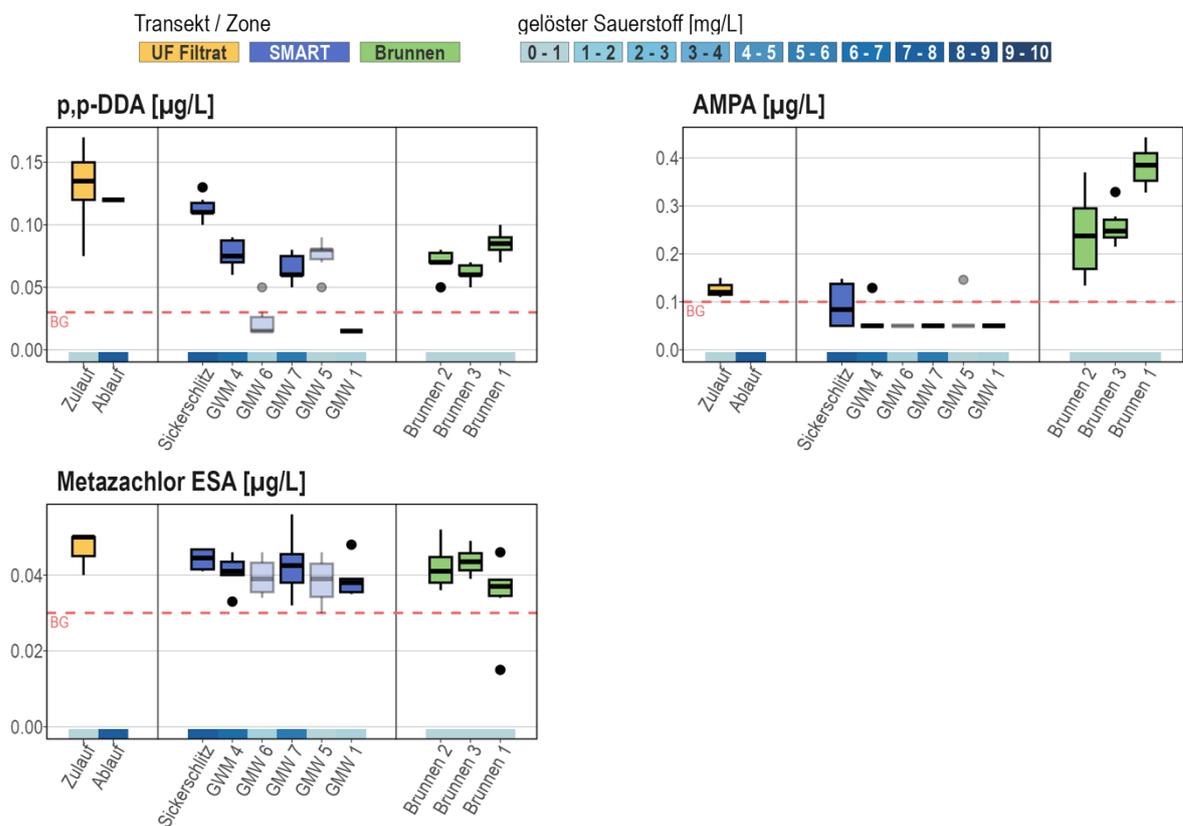


Abb. 51 Konzentrationsveränderung von Pestizid-Transformationsprodukten während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel

Insgesamt wurden 35 Arzneistoffe sowie vier Röntgenkontrastmittel untersucht. Davon konnten neunⁱⁱ Arzneistoffe und ein Röntgenkontrastmittel im Uferfiltrat in relevanten Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden.

Gut biologisch abbaubare Arzneistoffe

Fünf der Substanzen in ausreichend hohen Konzentrationen wurden während der SMART-Untergrundpassage bis zur GWM 1 mit einem Anteil von 30 % und mehr gut abgebaut. Dazu zählen Bezafibrat (> 75 %)ⁱⁱⁱ, Diclofenac (85,7 %), Valsartan (> 85,7 %)ⁱⁱⁱ sowie Gabapentin (35,2 %) (vgl. Abb. 52).

Der lipidsenkende Wirkstoff Bezafibrat trat bereits im Zulauf nur in geringen Konzentrationen knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,1 µg/l) auf und wurde während der Infiltration nahezu vollständig entfernt.

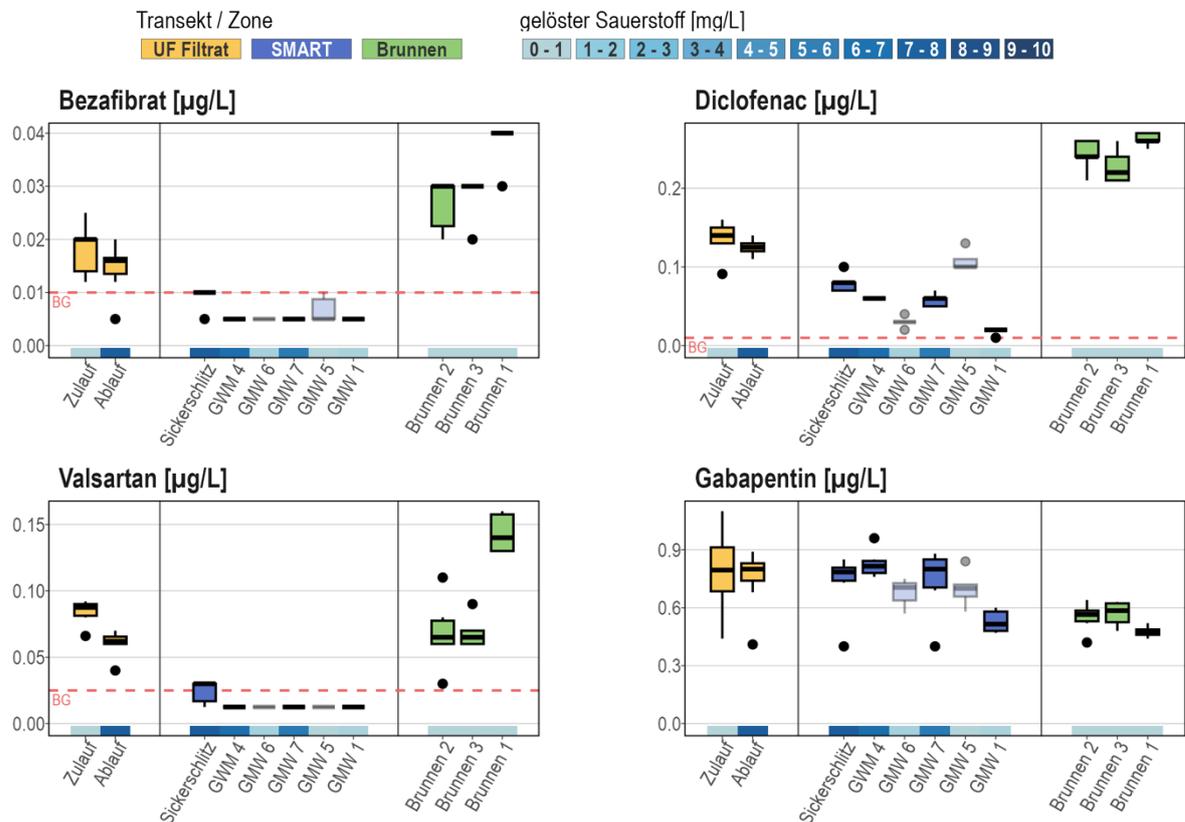


Abb. 52 Konzentrationsveränderung von gut biologisch abgebauten Arzneistoffen während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

ⁱⁱ Chlofibrinsäure, ein Metabolit lipidsenkender Arzneimittel, wurde einmalig in einer Konzentration knapp oberhalb der BG im Zulauf der Vorbehandlung detektiert, ansonsten überschreitet die Konzentration an keiner anderen Messstelle die zugehörige Bestimmungsgrenze von 0,02 µg/l. Daher wurde Chlofibrinsäure nicht weiter betrachtet.

ⁱⁱⁱ Entfernungsanteil ggf. noch höher (vollständig). Eine genaue Berechnung des Entfernungsanteils ist nicht möglich, da die Konzentration am Ende der SMART-Passage unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Das Analgetikum und Antirheumatikum Diclofenac wird während der biologischen Abwasserreinigung nur unzureichend entfernt; die berichtete Entfernungsrateschwankt stark zwischen 0 – 80 % [KONDOR et al., 2023, JEKEL AND DOTT, 2013, VERLICCHI et al., 2012, LUO et al., 2014]. In Oberflächengewässern kann Diclofenac bei entsprechender Sonneneinstrahlung photolytisch zersetzt werden. Zahlreiche Studien untersuchten den Abbau von Diclofenac mit naturnahen Verfahren – mit dem Ergebnis: Dass auch in diesen Systemen eine hohe Variabilität der Entfernungsrates zu beobachten ist [FILTER et al., 2021]. Es wird angenommen, dass Diclofenac moderat und vergleichsweise langsam biologisch abgebaut wird und dass in vielen Fällen der untersuchten Systeme die hydraulische Verweilzeit zu gering gewesen sein könnte [FILTER et al., 2021, MÜLLER et al., 2017]. Im Einklang mit bisherigen Untersuchungen, wurde, während der SMART-Passage in Berlin-Johannisthal ein stetiger Abbau von Diclofenac über die Fließstrecke beobachtet. Die anfängliche Mediankonzentration von 0,14 µg/l wurde schließlich bis zur GWM 1 auf 0,02 µg/l (nahe der Bestimmungsgrenze) reduziert, was einer mittleren Entfernung von 85,7 %, entspricht.

Valsartan gilt eigentlich als persistent und weitverbreitet in der aquatischen Umwelt. Der beobachtete Abbau von Valsartan während der Vorbehandlung und anschließende vollständige Abbau im Bereich der Infiltration der Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal ist daher als besonders positiv zu bewerten [NÖDLER et al., 2014]

Persistente Arzneistoffe

Für fünf untersuchte Verbindungen – Iopamidol (3,1 %), Candesartan (15,2 %), Olmesartan (14,8 %), Primidon (14,3 %) sowie Carbamazepin (-107 %) – konnte während der SMART-Untergrundpassage ein Abbau von weniger als 30 % festgestellt werden (vgl. Abb. 53).

Das Röntgenkontrastmittel Iopamidol zeigt, wie andere Kontrastmittel auch, eine sehr hohe Persistenz, geringe Adsorptionsneigung an Sedimenten und eine gute Wasserlöslichkeit. Während der Uferfiltration wird es weder unter oxidischen noch anoxischen Bedingungen abgebaut [HEMBROCK-HEGER AND BERGMANN, 2007, TERNES AND HIRSCH, 2000].

Auch die Konzentrationen der Sartane Candesartan und Olmesartan bleiben während der SMART-Passage weitestgehend unverändert und ein Abbau fand nicht statt. Auch in früheren Studien wurden die beiden Stoffe nicht biologisch abgebaut [HELLAUER et al., 2018, HELLAUER et al., 2017, SANZ-PRAT et al., 2020].

HASS (2021) konnte zeigen, dass Primidon (Antiepileptikum) in allen aquatischen Bereichen Berlins vorzufinden ist. Dies gilt auch für PEMA einem Metaboliten von Primidon (vgl. Abb. 55). Beide Substanzen wurden auf ihr Abbauverhalten unter oxidischen und anoxischen Redoxbedingungen hin untersucht und dabei eine „Redoxmilieu unabhängige Persistenz“ festgestellt [HASS, 2021]. Dieses Verhalten konnte in Berlin-Johannisthal bestätigt werden (vgl. Abb. 53 und Abb. 55).

Das Antiepileptika Carbamazepin ist ein in der Umwelt ubiquitär auftretender Stoff, gilt als weitestgehend persistent und biologisch schwer abbaubar. Im Zulauf der Vorbehandlungsanlage wurde eine geringe Mediankonzentration von 0,015 µg/l gemessen. Überraschenderweise kam es entlang der *Centerline* zu einem Anstieg der Konzentration auf 0,03 µg/l an der GWM 1. Wie von HEMBROCK-HEGER AND BERGMANN (2007) zusammengefasst, werden in der Literatur teils widersprüchliche Angaben zum Verhalten von Carbamazepin im Wasser-Sediment-System (Sorptionsneigung vs. Mobilität) beschrieben. MERSMANN (2003) beobachtete sowohl Adsorptions- und Desorptionsprozesse von Carbamazepin an Sedimenten, welche vom organischen Gehalt der Böden abhängen. Ein unerwarteter Konzentrationsanstieg gegenüber der Zulaufkonzentration wurde auch während einer Uferfiltration am Tegeler See in Berlin beobachtet, eine temperaturbedingte Desorption wurde dort als mögliche Ursache betrachtet [SANZ-PRAT et al., 2020]. Auch für den Standort Berlin-Johannisthal ist eine Desorption vormals sorbierter Carbamazepin-

Frachten nicht auszuschließen [LÖFFLER et al., 2005]. Die genaue Ursache für den Anstieg der Carbamazepinkonzentration kann jedoch nicht abschließend beantwortet werden.

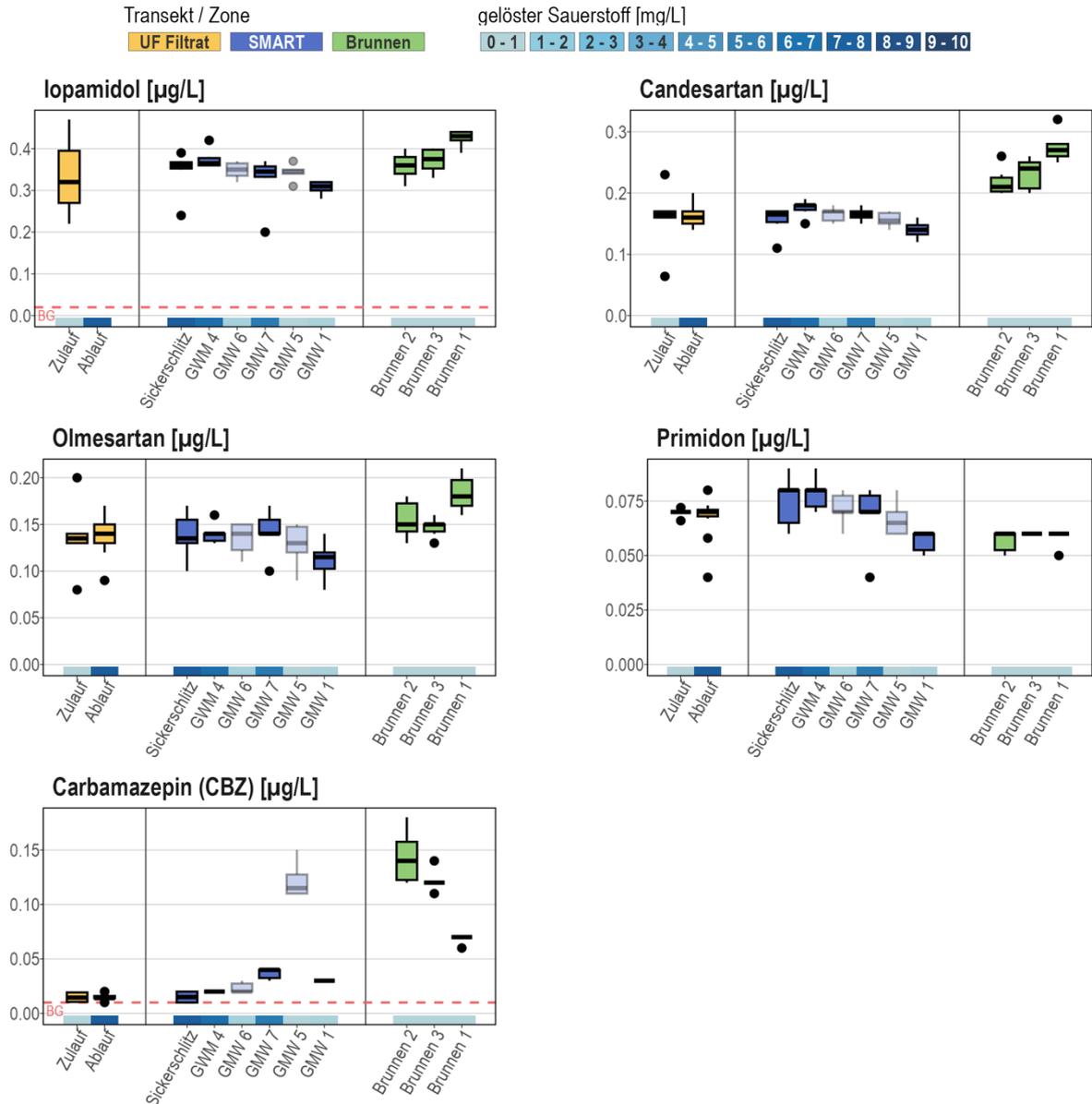


Abb. 53 Konzentrationsveränderung von persistenten Arzneistoffen und einem Röntgenkontrastmittel während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen an der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Arzneistoffe – Transformationsprodukte

Insgesamt wurden 14 Transformationsprodukte von Arzneistoffen an den relevanten Messstellen gemessen, von denen neun^{iv} Substanzen in ausreichend hoher Konzentration bestimmt werden konnten.

^{iv} Losartansäure wurde lediglich im Zulauf der Vorbehandlung in sehr geringen Konzentrationen knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze und in den Entnahmebrunnen gemessen. 4-Hydroxydiclofenac wurde nur an den Entnahmebrunnen in Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze gemessen. Beide Stoffe werden daher hier nicht weiter betrachtet.

Gut biologisch abbaubare Transformationsprodukte von Arzneistoffen

Acridinsäure (Acridin-9-carbonsäure) und Dihydroxy-Carbamazepin (CBZ-DiOH) sind zwei Metabolite von Carbamazepin. Acridinsäure wurde sehr schnell – bereits im Infiltrationsbereich und bereits bis zur zweiten Messstelle entlang der *Centerline* (GWM 4) – vollständig abgebaut. CBZ-DiOH wurde überwiegend im Bereich zwischen GWM 7 und GWM 1 entfernt – eine Reduktion von 37,5 % gegenüber dem Zulauf der Vorbehandlungsanlage (vgl. Abb. 54). Gaba-Lactam (Transformationsprodukt von Gabapentin) wurde stetig entlang der SMART-Passage abgebaut und konnte um 71,4 % reduziert werden. Eine ähnlich hohe prozentuale Entfernung konnte für Methylphenacetin von 67,7 % festgestellt werden.

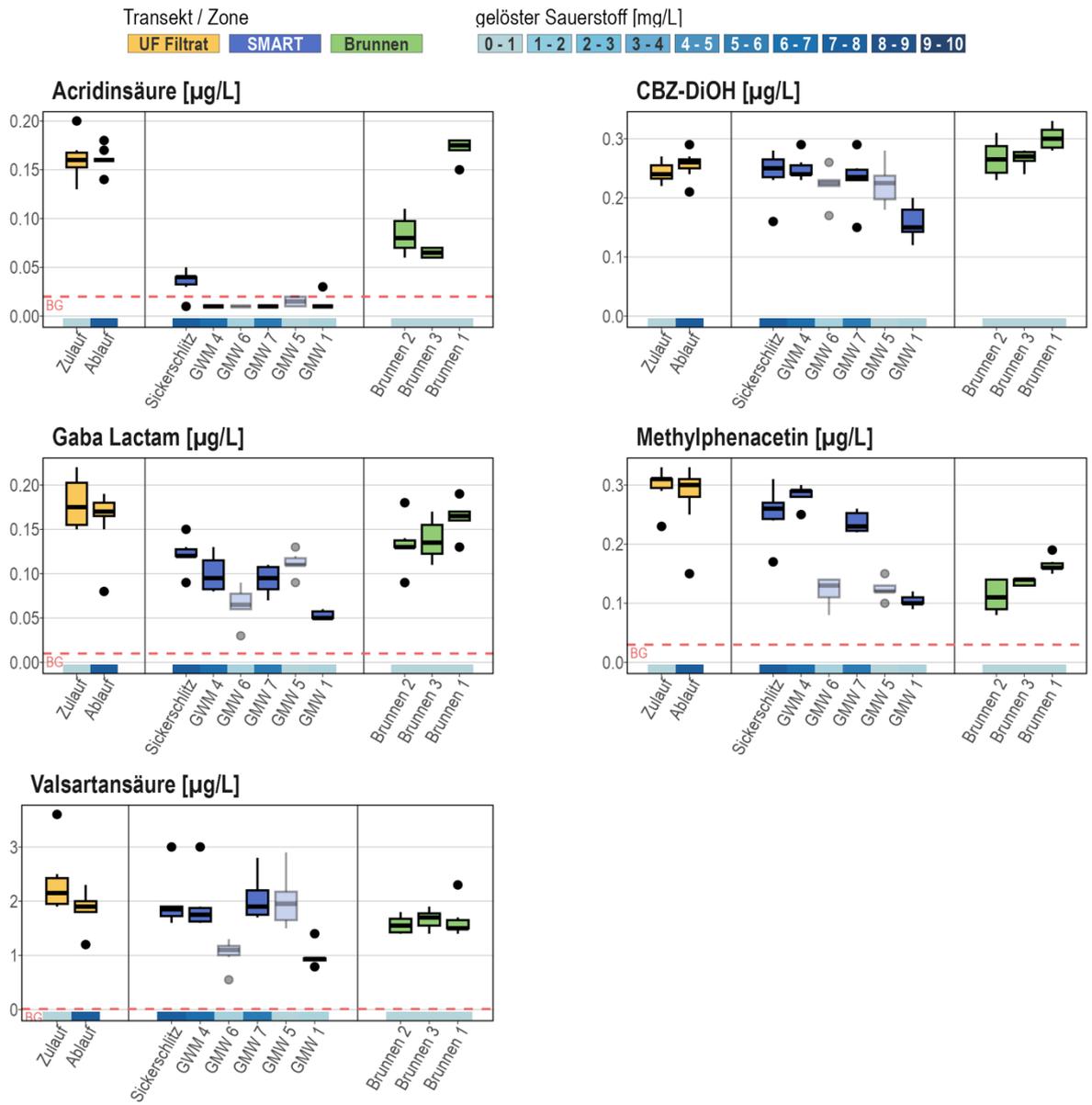


Abb. 54 Konzentrationsveränderung von gut biologisch abgebauten Arzneistoff-Transformationsprodukten während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und nach an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Die Valsartansäure ist ein Transformationsprodukt verschiedener Sartane wie Valsartan, Irbesartan, Candesartan und Olmesartan. Valsartansäure gilt als sehr persistent während der konventionellen Abwasseraufbereitung. Während des Versuchszeitraums in Berlin-Johannisthal wurde diese in hohen Konzentrationen von 2,15 µg/l im Zulauf der Vorbehandlungsanlage nachgewiesen. Der überwiegende Abbau erfolgte hier ebenfalls im Bereich zwischen der GWM 7 und GWM 1.

Persistente Transformationsprodukte von Arzneistoffen

PEMA (Phenylethylmalonamid) ist ein Abbauprodukt des Antiepileptikums Primidon und ist, wie beschrieben (vgl. Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel), weder unter oxidischen noch unter anoxischen Bedingungen biologisch abbaubar [HASS, 2021]. Auch in Berlin-Johannisthal konnte kein substanzieller Abbau festgestellt werden (vgl. Abb. 55).

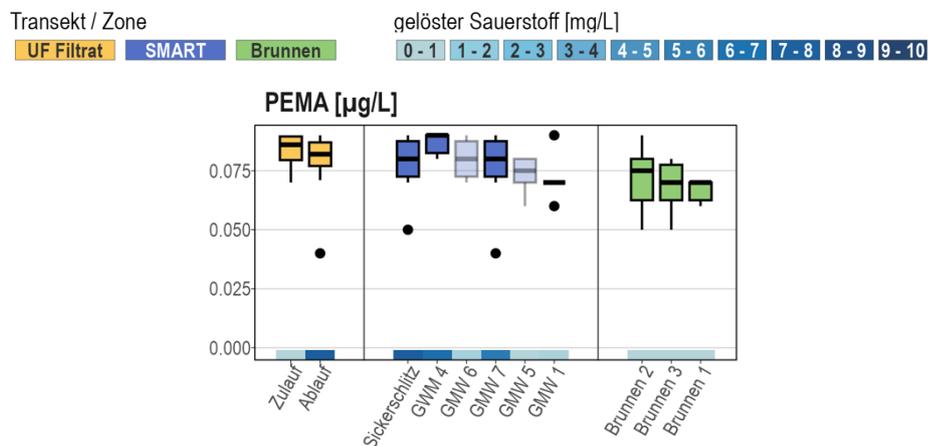


Abb. 55 Konzentrationsveränderung von persistenten Arzneistoff-Transformationsprodukten während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und nach an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Phenazone

Die Phenazone Phenazon, Propyphenazon, Metamazol und Dimethylaminophenazon (DMAA) werden bzw. wurden als Schmerzmittel (Analgetika) und fiebersenkende Mittel (Antipyretika) eingesetzt. Die Substanzen AAA, AMDOPH, AMPH, DP und FAA zählen zu den häufig gebildeten Transformationsprodukten der eingesetzten Phenazone.

Im Einklang mit den Untersuchungen von ZÜHLKE (2004) werden auch an der Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal sowohl die drei Ursprungssubstanzen als auch die entstehenden Transformationsprodukte (mit Ausnahme AMDOPH) sehr gut biologisch abgebaut. Für DP konnte zudem eine abiotische Entfernung nachgewiesen werden. Der zwischenzeitliche Konzentrationsanstieg während der Vorbehandlung ist auf die Bildung durch den Abbau von Phenazon zurückzuführen. Die Untersuchungen von MASSMANN et al. (2008) und BURKE et al. (2013) zeigten jedoch das hier betrachteten Phenazone (außer AMDOPH) nur unter oxidischen Bedingungen gut abgebaut werden. AMDOPH ist ein persistentes Abbauprodukt und wird auch während der SMART-Passage nicht entfernt. Die Adsorption an Klärschlamm, Boden- oder Filtermaterial konnte für alle Substanzen in Batchversuchen ausgeschlossen werden [ZÜHLKE, 2004].

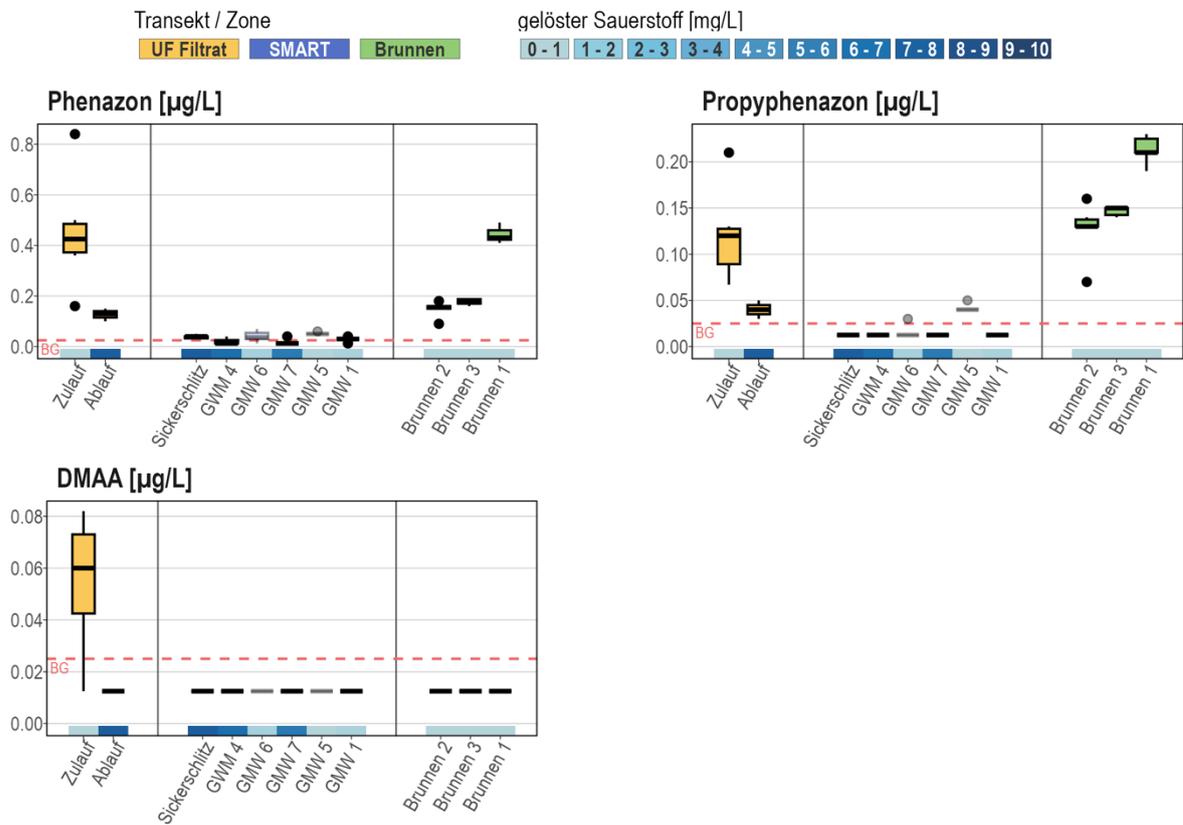


Abb. 56 Konzentrationsveränderung dreier Phenazone während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

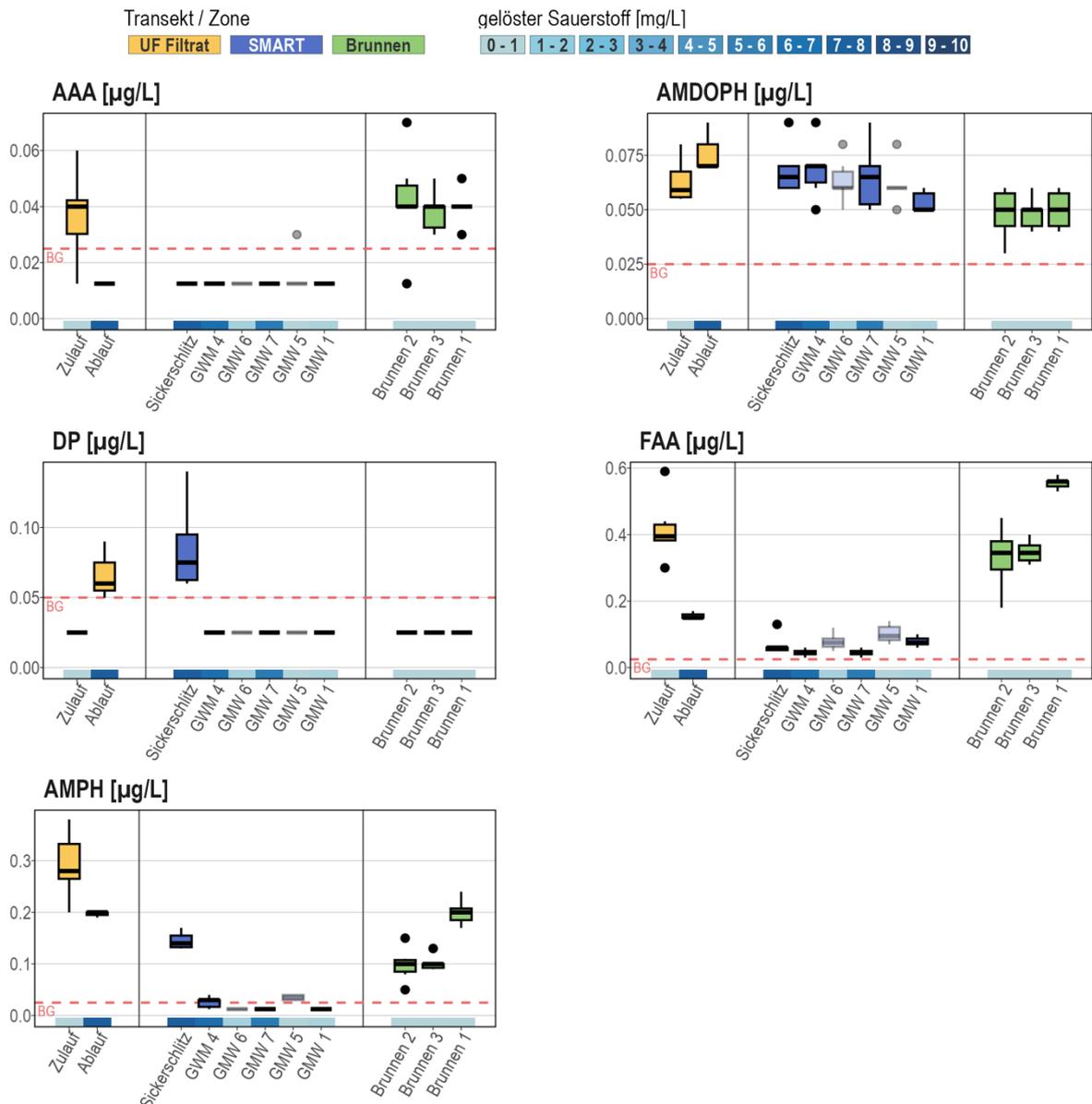


Abb. 57 Konzentrationsveränderung von Phenazon-Transformationsprodukten während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< \text{BG}$) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Süßungsmittel

Acesulfam wird in Getränken, Lebensmitteln und Kosmetikprodukten als Süßstoff verwendet und unverstoffwechselt vom Menschen wieder ausgeschieden. Auch während der biologischen Abwasserreinigung wird Acesulfam nur in sehr geringem Maße ($< 10\%$) abgebaut und gilt als sehr persistent und sehr mobil. Daher ist Acesulfam in der aquatischen Umwelt weit verbreitet und gilt als Abwassermarker in Oberflächen- und Grundwässern [JEKEL AND DOTT, 2013].

An der Demonstrationsanlage SMART 2.0 Berlin-Johannisthal konnte Acesulfam mit einer Konzentration von $0,33 \mu\text{g/l}$ im Zulauf nachgewiesen werden. Während der Vorbehandlung fand – wie erwartet – keine Entfernung statt. Überraschenderweise kam es jedoch bereits im Sickerschlitze zu einer nahezu vollständigen Entfernung.

In jüngeren Studien konnte die Entwicklung hin zu einer verstärkten biologischen Abbaubarkeit von Acesulfam während der Abwasserreinigung und Trinkwasseraufbereitung beobachtet werden. Es wird angenommen, dass sich infolge der anhaltenden Exposition, während der letzte ein bis zwei Jahrzehnte ein allmählicher globaler Adaptionsprozess der Umweltmikroorganismen vollzogen und sich ein katabolischer Stoffwechselfad entwickelt hat [CASTRONOVO et al., 2017, KAHL et al., 2018, BONATELLI et al., 2023, LIU et al., 2024]. Auch in Berlin-Johannesthal scheint sich dieses Phänomen zu bestätigen. Hierzu muss angemerkt werden, dass die beide Kiesfilter der Vorbehandlungsanlage im Winter 2023 mit Filterschlamm aus einem Wasserwerk der Berliner Wasserbetriebe angeimpft wurden, um die Entfernungsleistung hinsichtlich des gelösten Mangans zu beschleunigen. Es wäre daher denkbar, dass die Fähigkeit zum Acesulfam-Abbau durch den externen Schlamm importiert wurde. Allerdings erfolgte der Abbau ausschließlich während der Infiltration im SMART-System und nicht in der Vorbehandlung, was darauf hindeutet, dass das natürliche Abbaupotenzial der Mikroorganismen im Untergrund bereits vorhanden war und erst durch Etablierung oxidischer Bedingungen aktiviert wurde.

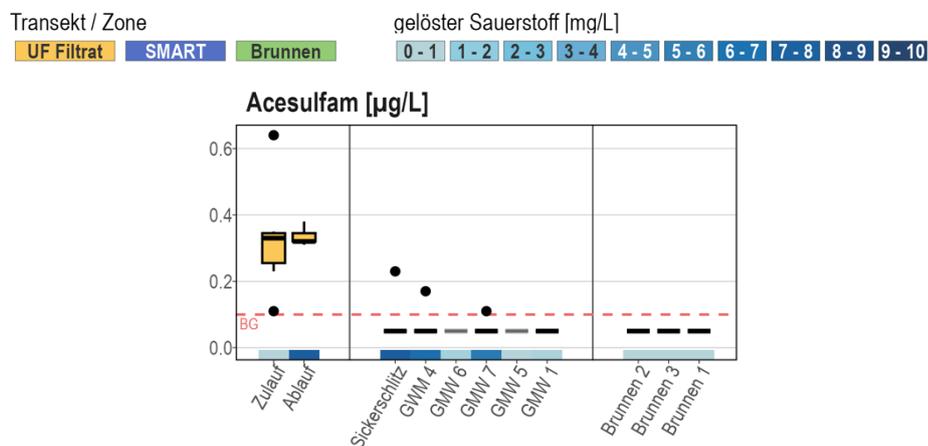


Abb. 58 Konzentrationsveränderung des Süßungsmittels Acesulfam während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (< BG) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Flüchtige halogenierte organische Substanzen

Vinylchlorid ist ein flüchtiges Gas, das in der chemischen Industrie, z. B. als Ausgangsstoff zur Herstellung von Polyvinylchlorid (PVC), eingesetzt wird. Eine Kontamination der aquatischen Umwelt kann durch Abwässer von Produktionsstandorten erfolgen. Vinylchlorid wird regelmäßig in Grundwässern nachgewiesen, da es als Abbauprodukt ungesättigter halogenhaltiger Lösungsmittel entsteht, die in reduzierten Grundwasserleitern mikrobiologisch abgebaut werden. Die Entfernung aus kontaminierten Grundwässern mittels Belüftung ist eine gängige Praxis zur Elimination von Vinylchlorid. Auch an der Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal konnte gezeigt werden, dass Vinylchlorid durch die Belüftung der Vorbehandlung effektiv entfernt werden kann (vgl. Abb. 59).

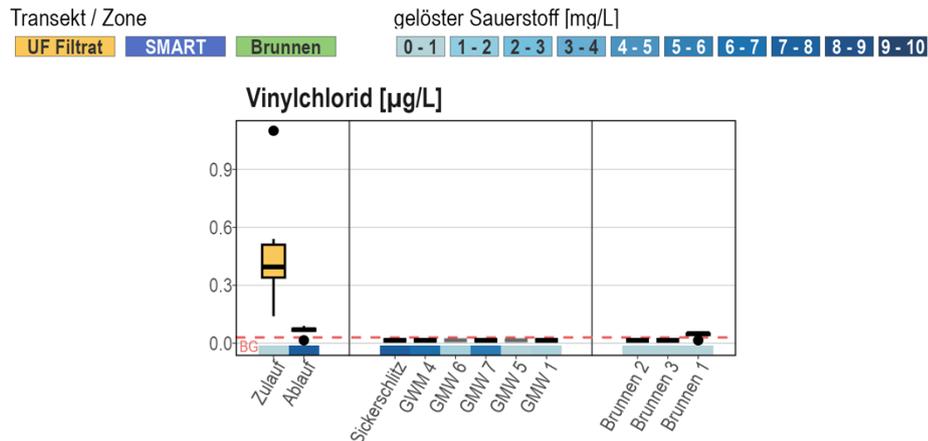


Abb. 59 Konzentrationsveränderung von flüchtigen hogenierten organischen Substanzen während der Vorbehandlung, Untergrundpassage und an den Entnahmebrunnen der SMART 2.0 Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< \text{BG}$) wurden durch Werte 50 % der BG ersetzt. In Anlehnung an [ANIOL et al., 2025].

Das Spurenstoffmonitoring während einer rund fünfmonatigen stabilen Betriebsphase der SMART 2.0-Demonstrationsanlage im Sommer 2024 bestätigt die verbesserte mikrobiologische Abbaubarkeit redoxsensitiver Indikatormoleküle unter SMART-Bedingungen (vgl. Tab. 7). Überraschend war der schnelle und vollständige Abbau des Süßstoffs Acesulfam, der während der konventionellen Uferfiltration nicht entfernt wird. Auch der teilweise Abbau (38 %) des eigentlich persistenten Transformationsprodukts Dihydroxy-Carbamazepin (CBZ-DiOH) ist ein unerwartet positives Ergebnis dieser Untersuchungen. Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen im Wesentlichen den verbesserten Spurenstoffabbau unter SMART-Bedingungen und zeigen, dass das naturnahe Aufbereitungsverfahren SMART auch in Kombination mit einem Sickerschleitzgraben und geringem Flächenbedarf betrieben werden kann.

Es ist darauf hinzuweisen, dass das SMART-System zunächst etwa acht Monate lang mit Trinkwasser beschickt wurde, bevor dieses wie geplant aufbereitetes Uferfiltrat erhielt. Die Monitoringphase für Spurenstoffe deckt zudem einen Zeitraum ab, der verhältnismäßig kurz (49 Tage) nach dem Beginn der Beschickung mit Uferfiltrat anschluss. Während der gesamten Monitoringphase kam es regelmäßig zu kurzen Unterbrechungen der Infiltration. Ursache hierfür war die störanfällige Vorbehandlungsanlage, die sowohl technische, steuerungsbezogene und betriebliche Schwächen aufwies. Nur durch erheblichen zusätzlichen personellen Aufwand konnte der Anlagenbetrieb zwischen Februar und August 2024 weitgehend stabil aufrechterhalten werden. Aufgrund der wiederkehrenden, wenn auch kurzen Infiltrationsunterbrechungen konnte das SMART-System nicht wie vorgesehen durchgehend beschickt werden. Dennoch ist während des Erhebungszeitraums der Spurenstoffdaten nicht von einer relevanten Beeinträchtigung der Hydraulik bzw. des Fließregimes im Untergrund auszugehen. Eine Optimierung und Stabilisierung des Anlagenbetriebs der Vorbehandlung ist dringend erforderlich. Nur unter diesen Voraussetzungen lässt sich die SMART 2.0-Demonstrationsanlage über einen längeren Zeitraum wie vorgesehen ausreichend eingefahren und stabil betreiben und nur so kann das volle Potenzial der Spurenstoffentfernung untersucht und beurteilt werden.

Tab. 7 Übersicht des Abbaus ausgewählter Spurenstoffe während der SMART 2.0 Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal während eines fünfmonatigen Betriebes. Die prozentuale Entfernung bezieht sich auf den Mediankonzentrationsunterschied zwischen dem Zulauf der Vorbehandlung und der letzten Grundwassermessstelle der GWM 1 entlang der Centerline.

Spurenstoff	Entfernung [%]
Leicht entfernbar unter aeroben Bedingungen	
Vinylchlorid	> 96
Phenazon	93
Propyphenazon	> 90
Summe p-TSA + o-TSA	> 90
Chlorobenzen	> 87
FAA	81
DMAA	> 79
AAA	> 69
Gut/kontinuierlich entfernbar unter SMART-Bedingungen	
AMPH	> 96
Acridinsäure	> 94
p,p-DDA	> 89
Valsartan	> 86
Diclofenac	86
Acesulfam	> 85
Bezafibrat	75
Gaba Lactam	71
Methylphenacetin	68
Valsartansäure	57
Benzotriazole	49
CBZ-DiOH	38
Gabapentin	35
Persistente Stoffe	
Metazachlor ESA	24
PEMA	19
Olmesartan	15
Candesartan	15
AMDOPH	15
EDTA	14
Primidon	14
Iopamidol	3
Carbamazepin (CBZ)	-107 ⁽¹⁾

> Zeigt die Stoffe an für die die Bestimmungsgrenzen unterschritten wurden. Die angegebene Entfernung bezieht sich also auf die Konzentration, welche 50 % der Bestimmungsgrenze entspricht. Die tatsächliche Entfernung diese Substanzen während des Spurenstoffmonitorings liegt vermutlich höher.

⁽¹⁾ Zunahme der Konzentration.

7.4. Charakterisierung der Veränderung, Anpassung und Abbauleistung der mikrobiologischen Biozönose

Die mikrobiologische Gemeinschaft (Biozönose) im Aquifer des Standortes Berlin-Johannisthal hat sich, über einen langen Zeitraum etabliert und an die dort vorherrschenden chemisch-physikalischen und biologischen Bedingungen angepasst. Die standortspezifische Zusammensetzung der Mikroorganismen ist ein Produkt der vorherrschenden physikalischen Faktoren wie Temperatur, Fließgeschwindigkeit oder Korngefüge im Untergrund sowie der chemischen Bedingungen, wie der Nährstoffverfügbarkeit, pH-Wert, Redoxbedingungen, Kohlenstoffverfügbarkeit und Exposition von organischen Spurenstoffen.

Die Verfügbarkeit von Nährstoffen und Kohlenstoff bestimmen die Biosynthese von Zellmaterial, wie u. a. Zellwände, DNA und Enzymen (Anabolismus). Grundwassermikroben bauen für ihren Energiehaushalt biologisch abbaubare, organische Substanzen ab (Katabolismus). Für den Abbau der organischen Substanzen, ist wiederum die Anwesenheit entsprechender Reaktionspartner (Redoxpartner) notwendig. Das Vorliegen entsprechender Redoxpartner bestimmt das Redoxmilieu und somit welche Reaktionen stattfinden können und welche nicht. Dies wiederum bedingt die Selektion der sich ansiedelnden und vorherrschenden Organismen und damit eine charakteristische mikrobiologische Zusammensetzung.

Bisherige Untersuchungen zeigen, dass einige organische Spurenstoffe unter den richtigen Umweltbedingungen generell abgebaut werden können, andere Ergebnisse deuten eine notwendige Adaption der Biozönose an, bevor bestimmte Spurenstoffe mikrobiologisch abgebaut werden können.

Mikroorganismen können im Aquifer sowohl freischwimmend in der Wasserphase vorliegen und werden entsprechend der Grundwasserströmung weitertransportiert oder sie sind immobilisiert, d. h. anhaftend auf den Sedimentpartikeln im Untergrund. Eine vollständige und repräsentative Bestimmung aller Mikroorganismen an einem Punkt im Aquifer ist schwierig bzw. ohne Entnahme von Bodenproben nicht möglich [VOISIN et al., 2016]. Um die mikrobiologische Gemeinschaft dennoch möglichst repräsentativ abbilden zu können, wurden für das Verbundprojekt sogenannte Aufwuchskörper angefertigt. Diese bestehen aus einer gelochten Edeldstahlhülse (erste Variante) oder aus einem Drahtkorb aus Edeldstahl (zweite Variante), die mit angerauten Glaskugeln gefüllt sind (vgl. Abb. 60). Diese Aufwuchskörper wurden anschließend an einem Edeldstahlseil in die Messstellen der Demonstrationsanlage aber auch in umliegende Grundwassermessstellen eingehängt und über mehrere Wochen bis Monate inkubiert. Die Mikroorganismen können sich auf der rauen Oberfläche der Glaskugeln ansiedeln und aufwachsen – ähnlich wie auf den Sedimentkörnern des Aquifers. Hierdurch soll ein möglichst repräsentativer Biofilm etabliert werden. Nach einer ausreichend langen Inkubationsphase können die bewachsenen Glaskugeln geborgen werden und für isolierte Batch-Tests genutzt oder der Biofilm für weitere mikrobiologische und genetische Analysen extrahiert werden.

Für die Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal wurden alle Messstellen sowie Grundwassermessstellen außerhalb des Versuchsfeldes mit solchen Aufwuchskörpern ausgestattet und so entsprechend beprobt. Von jeder Probe wurde ein Teil der Glaskugeln für die Extraktion und Analyse des Biofilms konserviert und der andere Teil wurde für Batch-Experimente zum Spurenstoffabbau unter spezifischen Bedingungen herangezogen. Zur Bestimmung und Vergleich der Aktivität des Biofilms wurde eine ATP-Messung (Adenosintriphosphat) durchgeführt und zur Charakterisierung der mikrobiologischen Zusammensetzung wurde die DNA des Biofilms für eine 16S-Sequenzierung extrahiert.

Für die 16S-Analyse waren zunächst eine Überprüfung und Anpassung eines entsprechenden Extraktions- und Aufbereitungsprotokolls nötig – d. h. Zellaufschluss, Extraktion und Aufreinigen der DNA. Hier muss insbesondere sichergestellt werden, dass die bakterielle DNA in ausreichend großer Menge und Reinheit von den Glaskugeln abgelöst werden kann, bevor die 16S-Sequenzierung durchgeführt werden kann. Die Extraktion und Aufbereitung der Biofilmproben wurden getestet und in mehreren Durchgängen

so optimiert, dass schließlich Proben mit ausreichend DNA und wenig Verunreinigungen (UV-Spektrometrie Messung $A_{260/280} = 1.8 - 2.0$), wie extrazellulärer Polymere, Huminsäuren oder Proteine, für die weiteren Analysen gewonnen werden konnte. Die Ergebnisse der 16S-Sequenzierung stehen noch aus und werden zusammen mit weiteren Untersuchungen im Forschungsprojekt MASURE bewertet und anschließend veröffentlicht (s. Kapitel 9.2).



Abb. 60 Links: Erste Version der Aufwuchskörper bestehend aus einer 150 mm langen und 32 mm im Durchmesser großen perforierten Edelhstahlhülse, gefüllt mit angerauten Glaskugeln als Aufwuchsmedium für autochtone Mikroorganismen im Aquifer der Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal. Rechts: Batch-Test zum Spurenstoffabbau mit der autochtone Biozönose mithilfe zuvor inkubierter und mit Biofilm bewachsener Glaskugeln unter unterschiedlichen, kontrollierten Milieubedingungen.

Die Batch-Experimente zum Spurenstoffabbau unter spezifischen Bedingungen mit dem gewonnenen Biofilm und der Vergleich mit den Felddaten (vgl. Kapitel 7.3), sollen zeigen, inwieweit mithilfe solcher Aufwuchskörper repräsentative Umweltproben gewonnen und das tatsächliche Abbaupotential eines Aquifers hinsichtlich Spurenstoffe beurteilt werden kann. Damit wäre eine bessere Abschätzung der erwartbaren Entfernungsleistung einer SMART-Anlage bzw. eine Standortbewertung möglich. Eine definierte Menge an Glaskugeln (bzw. Kugeloberfläche) wurde in 100 ml Fläschchen mit drei unterschiedlichen Wässern gegeben. Die Wässer stammen vom Versuchsstandort (Uferfiltrat, vorbehandeltes Uferfiltrat und Wasser aus der GWM 1) und waren mit 31 organischen Spurenstoffen versetzt worden. Allen Batches wurden eine zusätzliche Spurenstoffkonzentration von $1 \mu\text{g/l}$ je Ansatz zudosiert, d. h. zusätzlich zu der ursprünglich unbekanntem Konzentration ohnehin vorliegender Spurenstoffe. Oxische Batches wurden lediglich lose mit Alufolie abgedeckt, anoxische Batches gasdicht verschlossen und anfänglich mit technischem Stickstoff begast bis eine Sauerstoffkonzentration von $< 0,05 \text{ mg DO/l}$ erreicht werden konnte. Insgesamt wurden 72 Batches angesetzt und für rund 100 Tage inkubiert. Die Inkubation erfolgte in Anlehnung an die realen Aquiferbedingungen im Dunkeln bei $10 \text{ }^\circ\text{C}$. An den Tagen 0, 1, 2, 4, 11, 25, 57 und 98 wurden Proben für die Spurenstoffanalysen entnommen, filtriert und für die späteren Probenvorbereitung und Messungen kühlgestellt. Die Ergebnisse der Spurenstoffmessungen lagen zum Zeitpunkt der Berichtserstellung noch nicht vollständig vor und werden mit weiteren Untersuchungen im Forschungsprojekt MASURE bewertet und anschließend veröffentlicht (s. Kapitel 9.2).

8. Übertragbarkeit und Handlungsempfehlungen für den Technologie Transfer von SMART 2.0

Zur Etablierung neuartiger Verfahren zur Wiederverwendung von Wasser ist die Vermittlung von Wissen und Erfahrungen aus Projekten wie TrinkWave Transfer von großer Bedeutung. Deshalb werden nachfolgend Aspekte der Übertragbarkeit, Hochskalierung, genehmigungsrechtliche Rahmenbedingungen sowie Erfahrungen und Empfehlungen vom Betrieb der Demonstrationsanlage in Berlin-Johannisthal dargestellt.

8.1. Übertragbarkeit und Anwendbarkeit des Konzeptes auf heterogene Aquifere

Die wesentlichen **baulichen** Merkmale des Konzeptes sind folgende Elemente:

- Infiltrationsorgane,
- Grundwassermessstellen,
- Brunnen,
- Aufbereitungsanlage zur Vorbehandlung des Infiltrationswassers,
- Leitungen (Stromversorgung, Leittechnik usw.)

Die Übertragbarkeit des Konzepts hängt zum einen davon ab, dass die bauliche Umsetzung am Standort mit ihren Eingriffen unter Einhaltung der Vorgaben des Wasserrechts, des Naturschutzrechts, des Forstrechts, des Denkmalschutzes usw. möglich ist. Das betrifft sowohl die Bauphase mit den Zuwegungen für Geräte als auch den späteren **Betrieb** und die sich anschließenden Wartungsarbeiten. Unter diesem Aspekt sind die Anforderungen an den Standort der Realisierung eines Brunnenbaus vergleichbar. Zum anderen geht es darum, dass die mit SMART angestrebten Prozesse im Aquifer unter kontrollierten Bedingungen auch tatsächlich ablaufen können. Dies bedingt als hydrogeologische Voraussetzungen einen ausreichend großen und gut durchströmten Aquiferbereich (k_F -Werte, Heterogenität) als Oxidationsraum für das Infiltrat. Die grundwasserhydraulische Zuordnung von Infiltrationsorgan und Entnahmebrunnen muss so ausgestaltet werden können, dass durch Einstellung unterschiedlicher Gradienten die Aufenthaltszeiten des Infiltrats steuerbar sind. Das Konzept ist also an einen zusammenhängend bewirtschafteten Aquiferbereich gebunden. Die Entnahmebrunnen müssen denselben Aquiferbereich erschließen, wie die Infiltrationsorgane und müssen bei Stockwerksgliederung dasselbe Stockwerk ansprechen.

Gegenüber der Grundwasseroberfläche vor Umsetzung des Konzeptes ist mit bereichsweisen Aufhöhungen des Grundwasserstandes und veränderten Flurabständen zu rechnen. Diese müssen mit der vorhandenen Nutzung verträglich sein und dürfen keine Vernässungsschäden (z. B. Kellernässungen in Siedlungsbereichen, Vernässung landwirtschaftlicher Nutzflächen) verursachen (siehe Kapitel 3).

Wenn die vorhandenen geochemischen Verhältnisse (Redoxbedingungen, Pufferkapazität, Ionenaustauschvermögen etc.) im Hinblick auf das SMART-Konzept vom Wertebereich her bzw. bezüglich ihrer Variabilität ungünstig sind, kann der Aquifer auch bezüglich seiner Geochemie aktiv bewirtschaftet werden, indem z. B. eine zonierte Belüftung durchgeführt wird. Hierbei kann die Abschirmung des Projektgebiets vom grundwasserhydraulischen Umfeld eine bedeutende Rolle für die Genehmigungsfähigkeit des Projekts spielen. Die Abschirmung kann durch geotechnische Maßnahmen (z. B. Dichtwände) erreicht werden; sie kann auch grundwasserhydraulisch durch geschickte räumliche Zuordnung von Entnahmebrunnen und gesteuerte Nettoentnahme (Entnahme größer als Infiltration) erfolgen. Häufig zeigt die Kombination geotechnischer und grundwasserhydraulischer Maßnahmen einen Weg auf, den Standort für das Konzept zu ertüchtigen. Das kann so weit führen, dass durch Auskoffern größerer Volumina

und Wiederverfüllung mit einem geeigneten homogenen Material ein „künstlicher“ Aquifer hergestellt wird, der ggfs. noch durch Folien geotechnisch abgegrenzt wird.

Die Übertragbarkeit der sequentiellen Grundwasseranreicherung auf andere Standorte ist jeweils in einer detaillierten standortbezogenen Machbarkeitsstudie zu untersuchen. Diese hat die o. g. natürlichen und anthropogen geprägten Standortfaktoren unter dem Aspekt der technischen Machbarkeit sowie der genehmigungsrelevanten und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen zu prüfen.

8.2. Hochskalierbarkeit

Die Hochskalierung des Verfahrens zur sequentiellen Grundwasseranreicherung ist ein komplexer technischer, ökologischer und rechtlicher Prozess. Er stellt die zentrale Herausforderung für eine Überführung innovativer Wasserbehandlungs- und -infiltrationstechnologien vom Demonstrationsmaßstab in die großtechnische Anwendung dar. Demonstrationsanlagen liefern hierfür wichtige Erkenntnisse, können aber auf einen realen Maßstab nur bedingt übertragen werden. Insbesondere aufgrund der komplexen Wechselwirkungen zwischen Hydraulik, Geochemie und Biologie im Untergrund muss eine Hochskalierung durch integrierte Planung, interdisziplinäre Zusammenarbeit und laufende Validierung begleitet werden. Um die systematische Übertragbarkeit der Ergebnisse eines kleinskaligen Pilotbetriebes auf einen realen Betrieb und die notwendige Betriebssicherheit auch im großen Maßstab zu gewährleisten, sind neben technischen Parametern auch hydrogeologische, chemisch-biologische sowie betriebs- und genehmigungsrechtliche Aspekte zu berücksichtigen.

Jeder Standort weist dabei spezifische **hydrogeologische, klimatische und hydrologische Bedingungen** auf, die das Verhalten des Systems maßgeblich beeinflussen. Dies sind u. a. Boden- und Substratbeschaffenheit (Körnung, Porosität, hydraulische Durchlässigkeit), Grundwasserflurabstand und Fließrichtung, Interaktion mit bestehenden Wassernutzungen und Schutzgebieten, Saisonalität von Zuflüssen und klimatische Extremereignisse. In der Praxis ist jeder neue Standort vorab einer umfassenden hydrogeologischen Schematisierung und Charakterisierung zu unterziehen. Dies umfasst neben umfassenden Erkundungen auch Pumpversuche, Tracertests, geophysikalische Messungen etc. sowie numerische Modellierungen.

Die Hochskalierung in den großtechnischen Maßstab erfordert eine anwendungsspezifische Dimensionierung der gesamten Infrastruktur (z. B. Becken, Gräben, Rigolen, Brunnen, Leitungen, Messstellen etc.). Die Dimensionierung der Infiltration und die zugehörigen Pump- und Filtrationssysteme müssen auf der Grundlage von detaillierten hydrogeologischen Simulationsrechnungen erfolgen. Dabei ist die Skalierung von Flächen und Volumina nicht nur eine Frage der Vergrößerung der Flächen, sondern auch der Anpassung der Anlagentechnik an die spezifischen hydrologischen Gegebenheiten des größeren Systems.

Ebenso stellt die **Langfristigkeit des Betriebs** im Vollmaßstab eine erhebliche Herausforderung dar. Die Infrastruktur muss im Gegensatz zur Demonstrationsphase dauerhaft betrieben und gewartet werden können. Hierfür sind geeignete Konzepte zur Überwachung der Effizienz und Verfügbarkeit sowie zur langfristigen Wartung der Anlagen erforderlich. Dazu gehören neben einer kontinuierlichen Erfassung und Bilanzierung der Wasserströme (Zufluss, Infiltration, Entnahme, Grundwasserneubildung) mittels einer den Anforderungen entsprechenden, örtlich und zeitlich hinreichend hoch aufgelösten Sensorik im Rahmen eines **umfassenden automatisierten Monitorings** auch **regelmäßige Wartungsintervalle** und die Integration frühzeitiger Fehlererkennungssysteme sowie eine möglichst hohe **Modularität** und **Redundanz wichtiger Anlagenelemente** zur Gewährleistung eines dauerhaften Betriebes. In diesem

Zusammenhang sind auch logistische Aspekte, wie z. B. die Erreichbarkeit (Zu- und Abfahrtswege) für schwere Fahrzeuge in die Planungen mit einzubeziehen.

Die Effektivität der sequentiellen Grundwasseranreicherung beruht auf der kontrollierten Kombination physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse im Untergrund. Im Demonstrationsmaßstab beobachtete Transport- und Reaktionsprozesse wie Adsorption, Ionenaustausch, Transformationsprozesse können durch Skalenvergrößerung, geochemische Inhomogenitäten oder veränderte Redoxverhältnisse beeinflusst werden. Insbesondere bei längerer Verweilzeit oder unter reduzierenden Bedingungen kann es zur Mobilisierung sekundärer Stoffe wie z. B. Metallen, Auflösung von Karbonaten oder zur Methanbildung kommen. Die Gefahr von Infiltrations- bzw. Entnahmemehmnissen, z. B. durch Biofilmwachstum, organische Auflandung oder Verockerung, steigt mit dem Wasserumsatz, der Betriebsdauer und der Flächeninanspruchnahme. Neben einem dichten Monitoring sind insbesondere für den großtechnischen Maßstab geeignete **Regenerierungskonzepte** erforderlich.

Im Demonstrationsmaßstab werden typischerweise kontrollierte Bedingungen geschaffen, um sehr gezielt einzelne Prozessparameter (z. B. Infiltrationsraten, Aufenthaltszeiten, Stoffrückhalt etc.) zu bestimmen. Diese lassen sich i. d. R. nicht direkt auf größere Systeme übertragen, da insbesondere Bodenheterogenitäten, Skaleneffekte und sättigungsabhängige Permeabilitäten eine im Vergleich mit dem Demonstrationsmaßstab wesentlich höhere Variabilität aufweisen. Die Aufenthaltsdauer des infiltrierten Wassers im ungesättigten und gesättigten Aquifer ist entscheidend für die mikrobielle und geochemische Umwandlung von Verunreinigungen. In der großtechnischen Anwendung sind daher präzise numerische Fließ- und Transportmodelle notwendig, um diese Parameter realitätsnah zu simulieren und zu optimieren. Voraussetzung hierfür ist wiederum die maßstabsgerechte Erkundung der hydrogeologischen Verhältnisse am Standort.

Eine wesentliche Rolle bei der Hochskalierung des Verfahrens spielt die erzielbare Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen (TOrcs) durch SMART. Wie im vorangegangenen Kapitel gezeigt wurde, sind für einige redox-sensitive Spurenstoffe signifikante Konzentrationsreduktionen erreichbar. Für die Integration der sequentiellen Grundwasseranreicherung in die Planung einer Trinkwasseraufbereitung ist zu beachten, dass das infiltrierte Wasser zunächst über Entnahmebrunnen gefördert werden muss, in denen es zwangsläufig zur Mischung mit lokalem Grundwasser kommt. Die Qualität des geförderten Rohwassers ist daher immer auch von der des lokalen Grundwassers und seinem Anteil am geförderten Rohwasser abhängig. Dieser hängt von der Position der Infiltrationsorgane und Entnahmebrunnen, der Betriebsweise und den hydrogeologischen Gegebenheiten ab. Für eine Prognose der Rohwasserqualität muss der Anteil des Infiltrats am geförderten Rohwasser bekannt sein. Dann gilt vereinfacht:

$$c_{K,RW} = \alpha \cdot c_{K,SMART} + (1 - \alpha) \cdot c_{K,GW_{lokal}}$$

Dabei lässt sich für jede Kontaminante K die Konzentration im geförderten Rohwasser $c_{K,RW}$ berechnen, wenn der Anteil des Infiltrats am geförderten Rohwassers (α), die durch sequentielle Grundwasseranreicherung erzielbare Konzentration ($c_{K,SMART}$) und die Konzentration im lokalen Grundwasser ($c_{K,GW_{lokal}}$) bekannt sind. Für einen Anteil von 50 % Infiltrat am geförderten Rohwasser und der vollständigen Entfernung eines Zielstoffs während der sequentiellen Grundwasseranreicherung ergäbe sich beispielsweise eine Rohwasserkonzentration, die halb so groß ist wie im lokalen Grundwasser. Für eine Hochskalierung des Verfahrens muss eine analoge Abschätzung für alle geplanten Entnahmebrunnen durchgeführt werden. Auf dieser Basis kann entschieden werden, ob ggf. noch weitergehende Aufbereitungsschritte zur Entfernung anthropogener Spurenstoffe notwendig sind.

Darüber hinaus erfordert der Hochskalierungsprozess die Einhaltung der gültigen **gesetzlichen und umweltrechtlichen** Vorschriften. Dies betrifft insbesondere die Wasserqualität und die Einhaltung von Umweltauflagen, wie sie im Wasserhaushaltsgesetz (WHG), in der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) etc. geregelt sind. Die Genehmigungsverfahren müssen präzise und umfassend dokumentiert werden, um den rechtlichen Anforderungen gerecht zu werden und Risiken für die Grundwasserqualität sowie für Ökosysteme zu minimieren.

Aufgrund der heterogenen hydrogeologischen Verhältnisse sind standortspezifische Detailuntersuchungen im Rahmen einer Vorplanung unbedingt notwendig. Insbesondere sind zur Positionierung von Sickerschlitzen und Entnahmekanälen am Standort Modellrechnungen notwendig. Neben der oben dargestellten Abschätzung der erzielbaren Wasserqualität im entnommenen Rohwasser, muss durch Modellrechnungen nachgewiesen werden, dass eine hinreichende Infiltrationskapazität und ein ausreichender Flurabstand (Siedlungsverträglichkeit) gewährleistet sind. Auch die Barrierewirkung zu Uferfiltrat aus dem Teltowkanal und die Einhaltung einer Mindestverweilzeit im Untergrund kann nur lokal spezifisch durch Modellrechnungen ermittelt werden. Als ersten Schritt einer Untersuchung zur Hochskalierbarkeit des Verfahrens am Standort Berlin-Johannisthal wurden im Rahmen von TrinkWave Transfer die perspektivisch benötigten Sickerschlitzen für zwei Szenarien abgeschätzt (Infiltration von 3 bzw. 12 Millionen m³/Jahr am Standort). Das Ergebnis ist in Tab. 8 dargestellt. Die angenommenen Infiltrationsleistungen beruhen auf der Auslegung der Demonstrationsanlage (10 m³/m²/d) und Literaturangaben [WEBER AND MIKAT, 2011]. Die angesetzten Kosten beruhen auf den Baukosten der Demonstrationsanlage und enthalten Kosten für Baustelleneinrichtung, Erdarbeiten, Bodenaushub für Sickerschlitzen, Filtermaterial und Abschlussbauwerk. Die große Spannweite der Ergebnisse verdeutlicht, dass genauere Abschätzungen der Infiltrationsleistung nur durch eine detaillierte Erkundung und begleitende Modellrechnungen zu gewinnen sind.

Tab. 8 Grobe Abschätzung der benötigten Sickerschlitzenlänge am Standort Berlin-Johannisthal

Infiltrationsleistung	<i>Szenario 1</i> <u>Infiltration von 3 Mio. m³/Jahr am Standort</u>		<i>Szenario 2</i> <u>Infiltration von 10 Mio. m³/Jahr am Standort</u>	
	benötigte Länge Sickerschlitzen	Kosten in €	benötigte Länge Sickerschlitzen	Kosten in €
10 m ³ /m ² /d	822 m	~ 9,0 Mio.	3.592 m	~ 39,2 Mio.
20 m ³ /m ² /d	411 m	~ 4,5 Mio.	1.780 m	~ 19,6 Mio.
45 m ³ /m ² /d	183 m	~ 2,0 Mio.	792 m	~ 8,7 Mio.

8.3. Alterungseffekte im Infiltrationsorgan sowie im Untergrund sowie Möglichkeiten der Regenerierung des Sickerschlitzengrabens und der Brunnen

In der Grundwasserbewirtschaftung spielen Alterungsvorgänge von Brunnen und Grundwassermessstellen schon immer eine große Rolle. Dementsprechend gibt es zahlreiche bewährte Verfahren der Regenerierung, die auf die jeweiligen Ursachen der Alterung abgestimmt werden. Grundsätzlich bedeutet die Alterung von Brunnen und Messstellen immer eine Verringerung der Brunnenleistung bzw. Verschlechterung der Funktion von Messstellen durch Verkleinerung des effektiven Porenraums im Filterkies und im Nahbereich der Organe bzw. eine Verkleinerung der Filteröffnungen von Filterstrecken durch Anlagerungen. Grundsätzlich werden Verockerungen, Versinterungen, Verschleimungen, Sandführung bzw. Versandung und Korrosion als maßgebliche Prozesse der Alterung unterschieden. Die häufigste Art der

Brunnenalterung ist die Verockerung, die in chemische und biologische Verockerung unterschieden wird. Die chemische Verockerung ist die Oxidation zweiwertiger Eisen- und Manganverbindungen zu schwerlöslichen vierwertigen Verbindungen. Die biologische Verockerung ist durch bakterielle Aktivität begründet, die bevorzugt in Bereichen großer Durchflüsse mit dadurch bedingt hohem Nahrungsangebot stattfindet.

Die Regenerierung ist darauf ausgerichtet, die Ablagerungen und entstandenen Beläge von den Filterrohren bzw. aus dem Filtersand/-kies zu entfernen. Durch mechanische und/oder chemische Verfahren erfolgt zunächst eine Lösung und Trennung der entstandenen Ablagerungen und Beläge, um diese z. B. im Lufthebeverfahren oder durch Intensiventnahme aus dem Brunnen bzw. der Messstelle auszupumpen.

Eine Übertragung der Regenerierungsverfahren von Brunnen und Grundwassermessstellen auf Infiltrationsorgane und insbesondere auf die hoch wirksamen Sickerschlitze ist nur bedingt möglich, da die Organe ein wesentliches Merkmal der Regenerierung, den Austrag der Ablagerungen und Beläge durch Abpumpen, i. d. R. nicht möglich machen: Je nach Tiefe des Organs würde z. B. der Sickerschlitze bei dem Versuch des Abpumpens durch das Absenken des Grundwasserstandes trocken fallen bzw. nur aus dem unteren, ggfs. noch grundwassererfüllten Bereich einen Zustrom auch bei Absenkung des Grundwasserstandes erfahren.

Mit Ausnahme von Schluckbrunnen zur Infiltration, die bei tiefliegender Filterstrecke auch den umgekehrten Betrieb der Entnahme von Grundwasser zum Transport der abgetrennten Ablagerungen bei der Regenerierung ermöglichen, sind somit wesentlich Arbeitsschritte der Regenerierung von Brunnen nur eingeschränkt auf z. B. Sickerschlitze übertragbar.

Besser übertragbare Erfahrungen können jedoch aus dem Anwendungsbereich der Versickerung von z. B. Niederschlagswasser oder Wasser aus Oberflächengewässern, aber auch Grundwasser aus Wasserhaltungen über Versickerungsbecken gewonnen werden. Kennzeichnend ist eine Beschickung der Becken von oben, so dass die Ablagerung z. B. von eingetragenen Schwebstoffen Kolmationseffekte an der Oberfläche der zumeist vorhandenen Sand-/Kiesfüllung der Versickerungsbecken auslöst, bevor das Infiltrat in den tieferen Untergrund versickert. Neben der eindeutig von oben nach unten gerichteten Strömung ist das Merkmal des Betriebs eine zumeist entstehende geringmächtige Kolmationsschicht, die die Alterung der Becken verursacht. Eine Regenerierung erfolgt hierbei durch „Abschälen“ der zumeist dünnen Kolmationsschicht, die z. B. durch Waschen regeneriert werden kann.

Auch aus der Beckeninfiltration ist neben der chemischen und physikalischen Alterung die biologische Alterung, die häufig als Verschleimung sichtbar wird, bekannt. Diese kann durch Bakterien oder auch durch Algenbildung bei Sonneneinstrahlung verursacht werden.

Im Hessischen Ried wurden ebenfalls umfangreiche Erfahrungen mit Alterung und Regenerierung auch von Infiltrationsorganen gemacht. So werden großkalibrige Kiesbohrungen vor Alterung geschützt, indem sie von oben beschickt werden und im oberen Bereich eine Feinsandschicht aufweisen. Diese Feinsandschicht wird im Sinne einer Regenerierung und „Wartung“ turnusmäßig entnommen und ersetzt. Die im Hessischen Ried u. a. als Standardorgan zum Einsatz kommenden Sickerschlitze sind durchgängig groß dimensioniert und weisen sowohl in der Innenströmung als auch beim Übergang in das Anstehende nur geringe Fließgeschwindigkeiten auf. Es wird davon ausgegangen, dass die äußerst geringe Alterungsneigung der Sickerschlitze im Hessischen Ried auf die vergleichsweise geringen Fließgeschwindigkeiten zurückzuführen ist.

Während beim SMART-Verfahren die der Infiltration zugeordneten Brunnen durch Veränderungen des Chemismus immer auch Alterungstendenzen aufweisen können und die bekannten Fragen der Regenerierung in die Konzeption einzubeziehen sind, gibt es für die Sickerschlitze keine bekannten Regelwerke,

nach denen der Alterung begegnet werden kann. Nachfolgende Grundsätze sollten jedoch vor dem Hintergrund der gemachten Ausführungen beachtet werden:

Als allgemeiner Grundsatz zum Betrieb des Sickerschlitzes sind möglichst stationäre Verhältnisse mit geringen Grundwasserstandsschwankungen anzustreben. Die Sand-/Kiesfüllung sollte weitgehend frei von Feinkornmaterial und stabil gegenüber Abrieb bei Herstellung und Betrieb des Sickerschlitzes sein. Der Sickerschlitz sollte immer eine Abdeckung haben, um direkte Sonneneinstrahlung auszuschließen. Von besonderer Bedeutung ist bei grundwasserbürtigem Wasser die Alterungsgefahr durch Verockerung. Daher ist bei der Vorbehandlung des zur Infiltration kommenden Wassers (insbesondere bei Grundwasser) die weitgehende Reduzierung der Eisen- und Mangangehalte von besonderer Relevanz. Bei hohen Fließgeschwindigkeiten können auch vergleichsweise geringe Gehalte an Eisen und Mangan zu biologischer Verockerung führen. Durch eine möglichst gleichmäßige Beschickung des Sickerschlitzes wird u. a. der Zustrom von umliegendem, anoxischem Grundwasser verhindert, das sonst möglicherweise zu Verstopfungen des Infiltrationsorgans durch Verockerungserscheinungen führt.

Beim Betrieb des Sickerschlitzes in Johannisthal konnte bisher keine Alterung festgestellt werden. Grundsätzlich besteht die Möglichkeit eines bereichsweisen Austauschs von Sand/Kies im oberen Sickerschlitzbereich, sofern Kolmationseffekte sichtbar werden. Sämtliche Spültechniken bergen die Gefahr, dass Umlagerungen im Übergangsbereich des Schlitzes zum Anstehenden mit Kolmation verbunden sind und sollten vermieden werden.

Alterungserscheinungen durch Verockerungen traten jedoch an den beiden vorderen Entnahmebrunnen (Brunnen 2 und Brunnen 3) auf (vgl. Kapitel 6.4).

8.4. Genehmigungsrechtliche Aspekte

In den Bundesländern sind die rechtlichen Randbedingungen für wasserrechtliche Zulassungsverfahren von Anlagen der Grundwasserbewirtschaftung sehr unterschiedlich. So kann es sein, dass der Bau eines Brunnens auf der Grundlage eines Wasserrechtsbescheides zur Grundwasserentnahme (Erlaubnis, gehobene Erlaubnis, Bewilligung) ohne zusätzliches eigenständiges Zulassungsverfahren zum Bauwerk erfolgen kann. Z. B. kann eine wasserrechtliche Anzeige zum Neubau eines Brunnens ausreichend sein, wenn es sich um einen Ersatzbrunnen handelt und das schon früher erteilte Wasserrecht nicht verändert werden muss. Geht es um eine Neuanlage, die sämtliche Elemente des SMART-Konzeptes (Sickerschlitzgraben, Grundwassermessstellen, Brunnen) für die aktive Grundwasserbewirtschaftung umfasst, ist vom Erfordernis eines wasserrechtlichen Zulassungsverfahrens für die

- Infiltration in den Grundwasserleiter,
- die Grundwasserentnahme und ggf.
- die Einleitung/Abschlag von Wasser in ein Oberflächengewässer

auszugehen. In dem wasserrechtlichen Verfahren werden nicht nur Belange des Wasserrechts abgehandelt, vielmehr werden auch andere öffentlich-rechtliche Vorschriften (z. B. Naturschutz-, Forst- und Altlastenrecht) im Rahmen eines Beteiligungsprozesses abgeprüft, indem die Träger öffentlicher Belange (Naturschutzbehörde, Forstbehörde, Landwirtschaftsbehörde, Bodenschutzbehörde, Altlastenbehörde, Bergaufsicht, Denkmalschutz, Kampfmittelräumdienst, Bauaufsicht usw.) zur Stellungnahme aufgefordert werden. Je nach Infiltrations- und Entnahmemenge können etablierte Schwellenwerte überschritten werden, die eine

- Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) nach UVPG (Gesetz für die Umweltverträglichkeitsprüfung)

erfordern. Ggfs. ist eine UVP-Vorprüfung erforderlich.

Können auch die rechtlichen Randbedingungen für die Genehmigungsverfahren sehr unterschiedlich sein, sind die

- fachlichen Anforderungen an Planung und Genehmigung

durchgängig ähnlich, da die einschlägigen Gesetze, Vorschriften, Richtlinien und allgemein anerkannten Regeln der Technik (z. B. DVGW-Regelwerk) bundesweit verbreitet und einheitlich angewandt werden.

Zunächst sind die Anforderungen an die Fachplaner und deren Fachkunde zu benennen, die u. a. in der DVGW INFORMATION: WASSER NR. 98 (2021): „Anforderungen an die Planung von Anlagen zur Grundwassergewinnung und -überwachung“ dokumentiert sind. So sind Fachkenntnisse aus sehr unterschiedlichen Wissensbereichen erforderlich:

- Hydrogeologie/Geologie und Geohydraulik
- Bohrtechnik
- Wassergewinnungstechnik
- Bau, Betrieb, Regenerierung, Sanierung und Rückbau von Wassergewinnungsanlagen,
- Einbindung von Sonderfachleuten (Bohrlochgeophysik, Pumpentechnik, Messtechnik, Steuerung, Regelung (EMSR), Landschaftsgestaltung (Eingriffs-Ausgleichplanung), Tragwerk)
- Kenntnisse der regionalen Merkmale (z. B. Geologie, Umwelt, Naturschutz) usw.

Die Planungsabfolge ist weitgehend durch die Arbeitsphasen der Honorarordnung für Architekten und Ingenieure (HOAI) abgebildet. Folgende maßgebliche Belange sind i.d.R. abzuarbeiten [DVGW INFORMATION: WASSER NR. 98, 2021]:

- Bohranzeige beim Geologischen Landesamt,
- wasserwirtschaftliche Nutzungen Dritter, Wechselwirkung zu Oberflächengewässern,
- Bodenschutz, Altlasten,
- Kampfmittelfreiheit,
- Artenschutz,
- naturschutzrechtliche Eingriffsgenehmigung, Ausnahmegenehmigung von einer Natura-2000, Natur- oder Landschaftsschutzgebietsverordnung,
- Rodungsgenehmigungen,
- baurechtliche Vorgaben,
- Belange des Denkmalschutzes.

Von besonderer Bedeutung für Planung und Bau von Anlagen der Grundwasserbewirtschaftung ist eine möglichst digital verfügbare Dokumentation des Baus und der Inbetriebnahme der einzelnen Organe, da durch Alterung von einer Leistungsminderung auszugehen ist, die immer wieder Regenerierungsaufwand erforderlich macht. Eine Bewertung der jeweils aktuellen Situation ist nur durch die Betrachtung und Auswertung längerer Beobachtungszeiträume sachgerecht möglich.

Vorgehensweise bei der Genehmigung der Demonstrationsanlage Berlin-Johannisthal

Das Versuchsfeld für die Demonstrationsanlage befindet sich in einem Naturschutzgebiet und liegt in der Wasserschutzzone II des Wasserwerksstandortes Johannisthal. Weiterhin ist die Sickerschlitztechnologie im Berliner Raum bisher kaum verbreitet. Den Projektpartnern ist nur eine kleinere Anlage auf Berliner Stadtgebiet bekannt, die zwar in den 1980er Jahren zur Altlastensanierung errichtet, jedoch nie betrieben

worden ist. Entsprechend lagen bei den wasserwirtschaftlichen Akteuren in Berlin (Wasserversorger, Wasserbehörde, Naturschutzbehörden etc.) kaum Erfahrungswerte vor, was gerade im Genehmigungsverfahren zusätzlichen (Zeit-)Aufwand und Detailtiefe notwendig machte. Vor diesem Hintergrund ist die Errichtung und der Betrieb der Demonstrationsanlage zur Sickerschlitzinfiltration am Standort Johannisthal ein wertvoller Erkenntnisgewinn für alle Beteiligte im Rahmen des Genehmigungsprozesses.

Zu Beginn der Projektbearbeitung waren verfügbare hydrogeologische Informationen für das abgesteckte Versuchsfeld unzureichend und zu großskalig, um umfangreiche, detaillierte Grundwassermodellierungen durchzuführen. Daher erfolgten zunächst sechs Sondierungsbohrungen, die separat genehmigt werden mussten. Die Dauer des Antragsverfahrens für die Sondierungsbohrungen betrug von der Erstellung der Antragsunterlagen bis zum wasserbehördlichen und naturschutzfachlichen Bescheid insgesamt ca. 14 Monate (01/2020 – 03/2021).

Mithilfe der Erkenntnisse aus den Erkundungsbohrungen konnten nun hydrogeologische und hydraulische Modellierungen in Vorbereitung auf das wasserbehördliche und naturschutzfachliche Antragsverfahren für die Errichtung und den Betrieb der Demonstrationsanlage umgesetzt werden (vgl. Kapitel 3.3 und 5.2). Es wurde ein Gesamtkonzept erarbeitet, in dem neben den Hauptanlagenkomponenten (Rohwasserentnahme, Aufbereitung, Infiltration und Wiederentnahme) auch die jeweiligen Transportleitungen und das – für das Monitoring notwendige – Grundwassermessstellennetz dargestellt sind. Es wurden naturschutzfachliche Gutachten beauftragt, um Schutzkonzepte im Rahmen des Eingriffsgutachten zu entwickeln. Zusätzlich war eine UVP-Vorprüfung notwendig, so dass für die Erstellung der Antragsunterlage ca. acht Monate benötigt wurden. Das Genehmigungsverfahren für die Errichtung und den Betrieb der Demonstrationsanlage dauerte insgesamt 20 Monate, sodass im November 2022 die Bauarbeiten für die Errichtung der Anlageteile beginnen konnten.

Im Rahmen der Genehmigungen wurden umfangreiche Auflagen in Bezug auf den Grundwasser- und Naturschutz für die Errichtung und den Betrieb der Demonstrationsanlage durch die Behörden festgesetzt. Die regelmäßige betriebliche Berichtserstattung beinhaltet neben der Übergabe von Betriebsdaten auch die Auswertung von Grundwasserstandsdaten, Analysen zur Wasserqualität (Infiltration, Wiederentnahme und Abschlag/Einleitung in den Teltowkanal) und die Dokumentation von Betriebsergebnissen.

8.5. Differenzierung zwischen reiner Grundwasseranreicherung und Grundwasseranreicherung mit Wiederentnahme

Grundwasseranreicherung findet in unterschiedlichen wasserwirtschaftlichen Zusammenhängen statt. Im Rahmen des SMART-Konzeptes erfolgt eine Anreicherung von Grundwasser in Zuordnung zu Entnahmebrunnen, wobei der durchströmte Aquifer als Reaktionsraum vorgesehen ist. Die Voraussetzungen für eine Implementierung des Konzeptes sind ausführlich in Kapitel 3 beschrieben. Die Untergrundpassage als letzte Aufbereitungsstufe ermöglicht eine Verwendung des Wassers für den zuvor festgelegten Einsatzzweck (z. B. zur Trinkwasserversorgung, zur landwirtschaftlichen Bewässerung oder zur industriellen Nutzung).

Sie ist typischerweise in übergeordnete Wassermanagementstrategien integriert und erfordert je nach Einsatzzweck präzise gesteuerte Infiltrationssysteme in Kombination mit nachgeschalteten Entnahmebrunnen. Insbesondere für eine anschließende Trinkwassernutzung ist oftmals die Integration von Aufbereitungsanlagen zur Sicherstellung der Wasserqualität erforderlich. Die notwendige präzise Prozesssteuerung erhebt dabei hohe Anforderungen an die hydrogeologische Modellierung und die Bewirtschaftung des Retentionsraums, um Rückhaldedauer, Fließwege und Qualitätseffekte sicher zu planen und zu

kontrollieren und erfordert im Betrieb ein kontinuierliches Monitoring. Die Skalierung von Systemen mit anschließender Wiederentnahme ist i. d. R. mit erheblichen Investitionen verbunden. Der Aufwand für Infrastruktur, Betrieb, Wartung und Monitoring ist kostenintensiv und steigt mit der Anlagengröße. Der laufende Betrieb erfordert technisches Fachpersonal sowie dauerhafte institutionelle Unterstützung. Die Skalierbarkeit hängt stark von regionalen Gegebenheiten (hydrogeologische Eignung, Wasserverfügbarkeit, Bedarf) ab und geeignete Standorte sind auf die Nähe zu den Abnehmern beschränkt.

Demgegenüber dient die Grundwasseranreicherung ohne Wiederentnahme vorrangig ökologischen oder hydrologischen Zielen, wie etwa der Stabilisierung des regionalen Wasserhaushalts, der Reduktion von Grundwasserspiegelabsenkungen, der Schaffung bzw. des Erhalts von Feuchtgebieten oder auch der Eindämmung von Salzwasserintrusionen in Küstenregionen. Eine direkte Nutzung des infiltrierten Wassers über den gewünschten Effekt hinaus ist hierbei nicht vorgesehen, der Fokus der Maßnahme liegt auf der hydraulischen Gesamtwirkung. Die technischen Anforderungen sind daher oftmals weniger komplex. Vielfach werden oberflächennahe Infiltrationssysteme eingesetzt (z. B. Versickerungsgräben, Drainagen, naturnahe Retentionsräume). Im Vergleich mit einer Anreicherung zur Trinkwassernutzung oder landwirtschaftlicher Bewässerung sind die Anforderungen an Rückhaltezeit und Wasserqualität geringer, das Monitoring kann oftmals punktuell oder stichprobenartig erfolgen. Aufgrund der vergleichsweise geringeren infrastrukturellen und betrieblichen Anforderungen ist die Anreicherung ohne anschließende Wiederentnahme i. d. R. leichter skalierbar und auch für dezentrale, modulare Umsetzungen geeignet. Insbesondere in ländlichen Räumen oder in Regionen mit starkem Grundwasserdefizit können relativ kostengünstige Maßnahmen großflächig umgesetzt werden.

Ein anderer wasserwirtschaftlicher Zusammenhang ist mit der Versickerung von Niederschlagswasser, z. B. in Siedlungsbereichen, gegeben. Hier ist eine Schnittstelle zur Abwasserbehandlung gegeben, wobei i. d. R. oberflächennahe Infiltrationsorgane (Mulden, Rigolen) zur Anwendung kommen. Zum Schutz des Grundwassers gegenüber qualitativer Beeinträchtigung sind planerische Vorgaben bzgl. der Merkmale der versiegelten Flächen im wasserwirtschaftlichen Regelwerk hinterlegt. Kennzeichnend ist der hochgradig instationäre Betrieb ausschließlich bei Niederschlag. Der Fokus liegt hier nicht sehr auf der Grundwasserbewirtschaftung als vielmehr auf der Entlastung der Kanalisation.

8.6. Technisch/wissenschaftliche Erfahrungen und Empfehlungen aus dem Betrieb der Demonstrationsanlage SMART 2.0 Berlin-Johannisthal

Positionierung und Dimensionierung von Grundwassermessstellen

Die Auslegung der Grundwassermessstellen an der Demonstrationsanlage SMART 2.0 in Berlin-Johannisthal erfolgte mit dem Ziel möglichst alle von der Infiltration angesprochenen Tiefenbereiche des Aquifers zu erfassen. Aus diesem Grund wurden einige Messstellen tief und mit langen Filterstrecken von rund 8 m ausgelegt. Dies bietet einerseits den Vorteil, integral über einen großen vertikalen Abschnitt die Bedingungen im Untergrund erfassen zu können; andererseits ist dadurch eine tiefendifferenzierte Analyse des Untergrundes nur bedingt möglich. In einem heterogenen Aquifer erfolgt die Anströmung einer Messstelle durch die vorliegende Grundwasserströmung oder künstlich durch Wasserentnahme nicht gleichmäßig entlang der Tiefenschichten. Vielmehr fließt das Wasser bevorzugt aus besser leitenden Schichten und Bereichen zur Messstelle. Auch Kurzschlussströmungen innerhalb/durch die Messstelle sind möglich, das bedeutet, dass Wasser aus unterschiedlichen Tiefen in die Messstelle eintritt, jedoch nicht in derselben Tiefe, sondern in einer Tiefe besser leitender Bodenschichten wieder austritt. Dies kann einerseits bei Messungen mit integrierter Sensorik als auch bei Probenahmen zu verfälschten Ergebnissen führen.

Eine tiefendifferenzierte Beprobung ist über eine gezielt abgestufte Einbringung von Probenahmepumpen und abgestimmten Förderströmen in einem homogenen Aquifer möglich (vgl. Abb. 61). In heterogenen Aquiferen ist dieser Ansatz jedoch deutlich schwierig umzusetzen und erfordert eine präzise Kenntnis über Lage und Ausdehnung unterschiedlicher Bodenhorizonte sowie deren hydraulischer Leitfähigkeit.

Insgesamt muss berücksichtigt werden, dass sich der Erfassungsbereich einer Messstelle nicht nur über die Länge der Filterstrecke der Verrohrung erstreckt, sondern darüber hinaus durch die durchlässigere und häufig länger ausgelegte Ringraumschüttung zusätzlich erweitert wird. Am Versuchsstandort Berlin-Johannisthal wurden die Ringraumschüttungen je 2 m am oberen und unteren Ende der eigentlichen Filterstrecke länger ausgelegt. Dadurch besteht insbesondere bei größeren Wasserentnahmen die Möglichkeit, Wasser aus tieferen, besser durchlässigen Schichten zu fördern, welches möglicherweise nicht mehr im Bereich des infiltrierten Wassers (SMART-Bereich) liegt.

Der Durchmesser der Grundwassermessstellen wurde mit DN 125 bewusst groß gewählt, um ausreichend Platz für Instrumente und Sensorik bereitzustellen. Dies führt jedoch zu einem großen Totvolumen in den Messstellen, das bei Probenahmen zunächst abgepumpt werden muss. I. d. R. wird nicht nur das Totvolumen selbst, sondern ein Vielfaches davon abgepumpt (z. B. dreifaches Totvolumen), um auch den Ringraum der Messstelle mit frischem Aquiferwasser zu spülen. Dies erhöht nicht nur den Arbeits- und Zeitaufwand bei regulären Probenahmen oder außerordentlicher Messkampagnen, sondern führt auch zu einer erhöhten Störung des etablierten Fließregimes im Untergrund.

Aufgrund dieser Erfahrungen wird für den Bau von Grundwassermessstellen für gleiche oder vergleichbare Anwendungen empfohlen:

- Grundwassermessstellen und Ringraumschüttungen mit kleineren Durchmessern (z. B. DN 50) anzulegen.
- Filterstrecken kürzer auszulegen und die Ringraumschüttungen mit Filterkies auf den tatsächlichen Filterbereich zu begrenzen. Ober- und unterhalb der Filterstrecke, sollte die Ringraumschüttung mit Tonsperren abgedichtet werden.
- Anstelle von langverfilterten Grundwassermessstellen sollten mehrere individuelle Messstellen in unterschiedlichen Tiefen installiert werden.

Ausstattung von Grundwassermessstellen

Wie in diesem Verbundvorhaben zwischenzeitlich umgesetzt, können Grundwassermessstellen mit Online-Sensorik zur kontinuierlichen Erfassung unterschiedlicher Parameter ausgestattet werden. Eine kontinuierliche, zeitlich hochaufgelöste und unabhängige Datenerfassung ist für das reguläre Monitoring von Grundwasserinfiltrationsanlagen und Untergrundpassagen aber auch für die Standortcharakterisierung und wissenschaftliche Untersuchungen von zentraler Bedeutung. Abgesehen von dem Parameter Druck bzw. Grundwasserstand und ggf. Temperatur, setzt eine repräsentative Messwertaufnahme eine ausreichende An- und Durchströmung der Messstellen voraus. Ist eine solche Durchströmung nicht gegeben bzw. stagniert das Wasser in den Messstellen, können die Bedingungen im Aquifer nicht realitätsgetreu erfasst werden. Im vorliegenden Projekt wurde dies insbesondere an der Messung der DO-Konzentrationen deutlich. So zeigten einzelne Grundwassermessstellen über längere Zeiträume hinweg geringe DO-Konzentrationen, die jedoch sprunghaft anstiegen, sobald Wasser abgepumpt wurde und frisches Aquiferwasser in die Grundwassermessstelle nachströmte. Es wird daher empfohlen, in Kombination mit kleineren Messstellen, die notwendige Parameter wie DO, LF usw. in frisch abgepumptem Wasser zu bestimmen. Zu diesem Zweck können Sensoren in die Leitungen von Probenahmepumpen integriert und die Beprobung automatisiert durchgeführt werden (s. Kapitel 6.1).

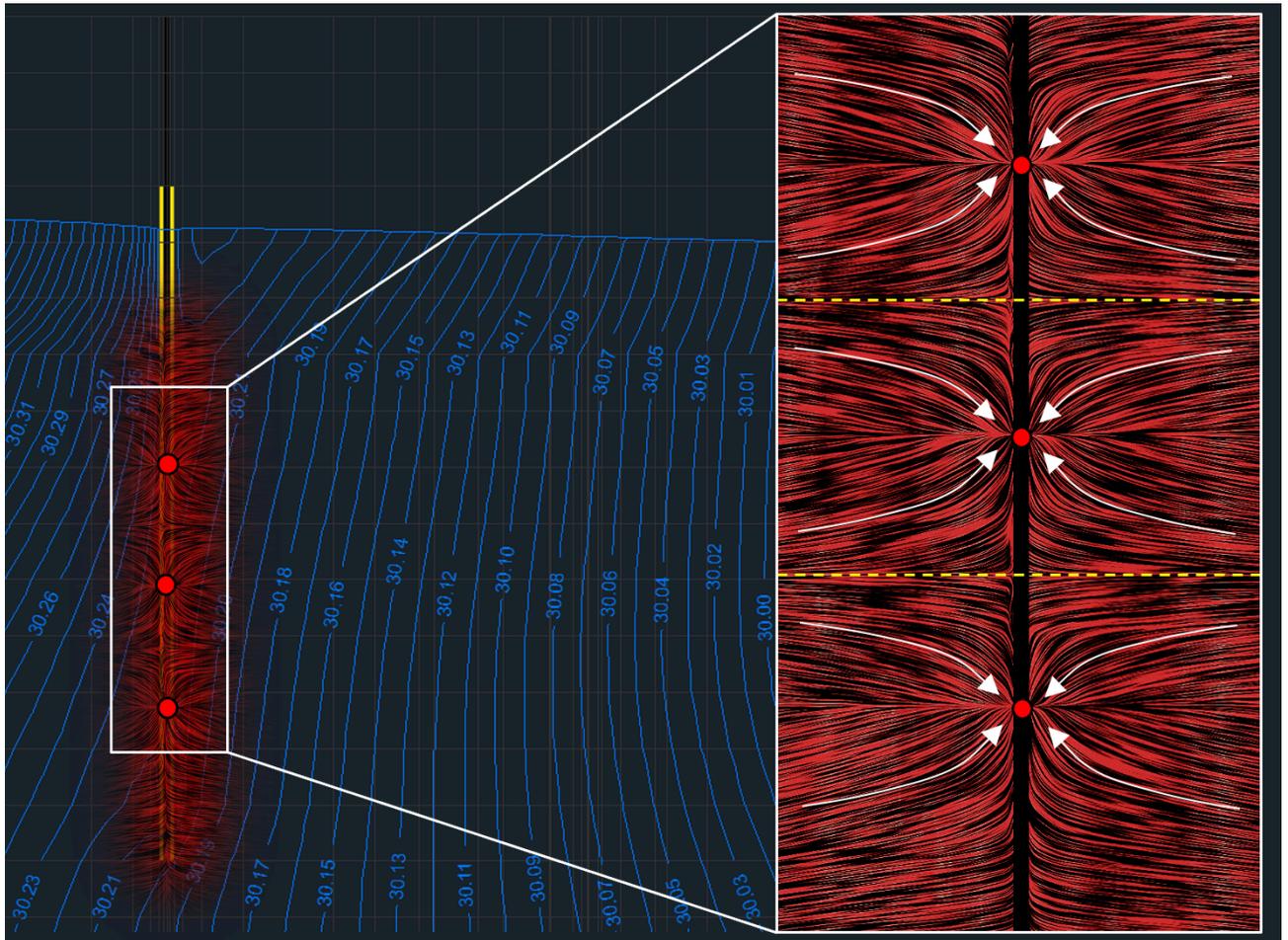


Abb. 61 Visualisierung einer tiefendifferenzierten Probenahme in einer langverfilterten Grundwasser-messstelle durch ein abgestimmtes Pumpregime.

9. Kommunikation und Außendarstellung

9.1. Beiträge und Teilnahme an Fachkonferenzen

Stadt-Land-Zukunft – Konferenz Zukunftsstadt 2024, 2024, Poster und Infostand, Berlin/Deutschland:

TrinkWave Transfer – Großtechnische Erprobung neuer Entwicklungen bei der Sequentiellen Grundwasseranreicherung

Jonas Aniol¹⁾, Felicia Linke¹⁾,

GDCh Wasser, 2024, Poser & Poster-pitch Präsentation, Limburg/Deutschland: **Employing rapid infiltration trench technology to establish controlled flow conditions in a heterogeneous aquifer**

Jonas Aniol¹⁾, Janek Greskowiak²⁾, Uwe Hübner³⁾, Alexander Sperlich⁴⁾, Josefine Filter⁴⁾, Jörg E. Drewes¹⁾

Woche der Umwelt, 2024, Infostand, Berlin/Deutschland: **Zusätzlichees Wasser für die Trinkwasserversorgung – WavE-Projekt TrinkWave Transfer**

Jörg E. Drewes¹⁾, Jonas Aniol¹⁾

2nd International Conference on Urban Water Interfaces, 2024, Vortrag, Berlin/Deutschland: **Building and operating an infiltration trench to establish stable redox conditions during sequential managed aquifer recharge**

Alexander Sperlich⁴⁾, Josefine Filter⁴⁾, Yuki Bartels⁴⁾, Anne König⁴⁾, Jonas Aniol¹⁾, Janek Greskowiak²⁾, Martin Ergh⁵⁾, Heiko Gerdes⁵⁾, Jörg E. Drewes¹⁾, Regina Gnirss⁴⁾

IWA 19th Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies, Vortrag, 2024, Essen/Deutschland: **Employing rapid infiltration trench technology to establish stable redox conditions in a heterogeneous aquifer for drinking water production**

Jonas Aniol¹⁾, Janek Greskowiak²⁾, Uwe Hübner³⁾, Alexander Sperlich⁴⁾, Josefine Filter⁴⁾, Yuki Bartels⁴⁾, Jörg E. Drewes¹⁾

Wasserwiederverwendung – Wie weit sind wir in Berlin-Brandenburg? Fachveranstaltung des Kompetenzzentrums Wasser Berlin und der Brandenburgischen Wasserakademie, 2024, Vortrag, Potsdam/Deutschland: **TrinkWave Transfer - Großtechnische Erprobung der sequentiellen Grundwasseranreicherung**

Alexander Sperlich⁴⁾, Regina Gnirss⁴⁾

14th IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse, 2025, Vortrag, Kapstadt/Südafrika: **Sequential managed aquifer recharge with rapid infiltration trench for trace organic chemical removal in a heterogeneous aquifer for potable reuse**

Jonas Aniol¹⁾, Janek Greskowiak²⁾, Uwe Hübner³⁾, Alexander Sperlich⁴⁾, Josefine Filter⁴⁾, Yuki Bartels⁴⁾, Heiko Gerdes⁵⁾, Martin Ergh⁵⁾, Felicia Linke¹⁾, Jörg E. Drewes¹⁾

58. Essener Tagung für Wasserwirtschaft, 2025, Vortrag, Aachen/Deutschland: **Entwicklungen der Wasserqualität bei der Sequentiellen Grundwasseranreicherung**

Alexander Sperlich⁴⁾, Josefine Filter⁴⁾, Jovanka Eberle⁴⁾, Sofiene Zerelli⁴⁾, Anne König⁴⁾, Regina Gnirss⁴⁾, Jonas Aniol¹⁾, Jörg E. Drewes¹⁾, Martin Ergh⁵⁾, Heiko Gerdes⁵⁾, Janek Greskowiak²⁾, Gudrun Massmann²⁾

¹⁾ Technical University of Munich, Chair of Urban Water Systems Engineering, Am Coulombwall 3, 85748 Garching/Germany

²⁾ Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften (IBU), Carl-von-Ossietzky-Straße 9-11, 26129 Oldenburg/Germany

³⁾ Xylem Services GmbH, Boschstraße 4-14, 32051 Herford/Germany

⁴⁾ Berliner Wasserbetriebe, Neue Judenstraße 1, 10179 Berlin/Germany

⁵⁾ Brandt Gerdes Sitzmann (BGS) Umweltplanung GmbH, An der Eschollmühle 28, 62297 Darmstadt/Germany

9.2. Geplante Veröffentlichungen

Es ist geplant Ergebnisse dieses Verbundprojektes in Form von drei Veröffentlichungen in entsprechenden Fachjournalen zu publizieren. Dazu befinden sich folgende Veröffentlichungen in der Vorbereitung:

Aniol J., Gerdes H., Ergh M., Greskowiak J., Hübner U., Sperlich A., König A., Filter J., Bartels Y., Gnirss R., Drewes J. E., 2025: Employing rapid infiltration trench technology to establish controlled and redox conditions in a heterogenous aquifer, *in Vorbereitung*.

Aniol J., Eberle J., Greskowiak J., Sperlich A., Filter J., Heiko G., Ergh M., Hübner U., A., König A., Gnirss R., Drewes J. E., 2025: Field-scale investigation of enhanced trace organic chemical attenuation under controlled redox conditions using a high-rate infiltration trench in a sequential managed aquifer recharge system, *in Vorbereitung*.

Aniol J., Knabl M., Wurzbacher C., Sperlich A., Hübner U., A., König A., Gnirss R., Drewes J. E., 2025, Investigation of representative microbiome sampling to characterize and evaluate the trace organic chemical removal potential of a sequential managed aquifer recharge system, *in Vorbereitung*.

9.3. Besucherzentrum Berlin-Johannisthal

Zur anschaulichen Vermittlung der Themenfelder Trinkwassergewinnung, Wasserwiederverwendung, Vorkommen anthropogener Spurenstoffe um urbanen Wasserkreislauf, künstliche Grundwasseranreicherung sowie der wesentlichen Technologieelemente des SMART-Verfahrens wurde am Versuchsstandort Berlin-Johannisthal ein Besucherzentrum errichtet für alle interessierten Besucher errichtet. Das Besucherzentrum befindet sich in unmittelbarer Nähe zum Versuchsfeld in Berlin-Johannisthal. Die räumliche Aufteilung und Innenausstattung wurde dabei so gewählt, dass den unterschiedlichen Besuchergruppen die genannten Themenfelder und das Forschungsprojekt TrinkWave Transfer sowie der Versuchsstandort über verschiedene Plattformen vermittelt werden kann. Das Besucherzentrum ist mit einem großen Hauptmonitor ausgestattet, auf welchem den unterschiedlichen Besuchergruppen Erklärvideos zum Thema der künstlichen Grundwasseranreicherung, dem SMART-Verfahren, Videos vom Versuchsfeld oder entsprechende Präsentationen gezeigt werden können. Auf einem zweiten Monitor können zudem Inhalte interaktiv bedient werden oder der Monitor als digitales Whiteboard genutzt werden. Ebenso befinden sich Poster zum SMART-Verfahren, zum Bau des Versuchsfeldes mit Sickerschlitzgraben und zur hydraulischen Modellierung des Versuchsstandortes an den Wänden. Zudem können zugehörige Info-Broschüren an einem Flyer-Ständer mitgenommen werden.

Die mittige und ringförmige Tischanordnung bietet darüber hinaus die Möglichkeit mit den Besuchergruppen vertieft in einen Austausch und Diskussionen zu gehen oder z. B. Workshops abzuhalten. Es besteht die Möglichkeit beide Monitore von allen Sitzpositionen anzusteuern was das Teilen von Präsentationen und sonstiger Bildschirminhalte erleichtert und den Austausch vereinfacht.



Abb. 62 Besucherzentrum Berlin-Johannisthal (Außenansicht).



Abb. 63 Besucherzentrum Berlin-Johannisthal (Innenansicht und Ausstattung).

10. Quellenverzeichnis

- Aniol, J., Eberle, J., Greskowiak, J., Sperlich, A., Filter, J., Gerdes, H., Ergh, M., Hübner, U., König, A., Gnirss, R. & Drewes, J. E. 2025. Field-scale investigation of enhanced trace organic chemical attenuation under controlled redox conditions using a high-rate infiltration trench in a sequential managed aquifer recharge system.
- ASCE, A. S. o. C. E. 2020. *Standard Guidelines for Managed Aquifer Recharge*, Reston, VA, American Society of Civil Engineers.
- Betancourt, W., Kitajima, M., Wing, A., Regnery, J., Drewes, J. & Pepper, I. 2014. Assessment of virus removal by managed aquifer recharge at three full-scale operations. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, <https://doi.org/10.1080/10934529.2014.951233>.
- Blm 2023a. Geophysikalische Untersuchung der Grundwassermessstelle Berlin, ZPW Johannisthal - JOH093 (JOHsickGWM04), BOHRLOCHMESSUNG- STORKOW GMBH (im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe (BWB)), (nicht öffentlich).
- Blm 2023b. Geophysikalische Untersuchung des Brunnens Berlin, ZPW Johannisthal JOH003 2022B, BOHRLOCHMESSUNG- STORKOW GMBH (im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe (BWB)).
- Bonatelli, M. L., Rohwerder, T., Popp, D., Liu, Y., Akay, C., Schultz, C., Liao, K.-P., Ding, C., Reemtsma, T., Adrian, L. & Kleinstuber, S. 2023. Recently evolved combination of unique sulfatase and amidase genes enables bacterial degradation of the wastewater micropollutant acesulfame worldwide. *Frontiers in Microbiology*, Volume 14 - 2023, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1223838>.
- Bouwer, H. 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, 10, 121-142, <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>.
- Burke, V., Duennbier, U. & Massmann, G. 2013. The effect of aeration on the removal of wastewater-derived pharmaceutical residues from groundwater – a laboratory study. *Water Science and Technology*, 67, 658-666, <https://doi.org/10.2166/wst.2012.613>.
- Burke, V., Richter, D., Hass, U., Duennbier, U., Greskowiak, J. & Massmann, G. 2014. Redox-dependent removal of 27 organic trace pollutants: compilation of results from tank aeration experiments. *Environmental Earth Sciences*, 71, 3685-3695, <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2762-8>.
- BWB 2021. Sequentielle Grundwasseranreicherung mittels eines Sickerschlitzgrabens am Standort Johannisthal in Berlin - Aktualisierung der Grundwassermodellierung -, Berliner Wasserbetriebe (BWB), bearbeitet durch Brandt Gerdes Sitzmann Umweltplanung GmbH (BGS UMWELT), (nicht öffentlich).
- Castronovo, S., Wick, A., Scheurer, M., Nödler, K., Schulz, M. & Ternes, T. A. 2017. Biodegradation of the artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment and sandfilters. *Water Research*, 110, 342-353, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.041>.
- Commission, E., Environment, D.-G. f., Munich, T. U. o., Karakurt, S., Zhiteneva, V., Drewes, J. E. & Hübner, U. 2017. *Characterization of unplanned water reuse in the EU – Final report*, Publications Office.
- Dillon, P., Pavelic, P., Massmann, G., Barry, K. & Correll, R. 2001. Enhancement of the membrane filtration index (MFI) method for determining the clogging potential of turbid urban stormwater and reclaimed water used for aquifer storage and recovery. *Desalination*, 140, 153-165, [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00365-4](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00365-4).
- Dillon, P., Stuyfzand, P., Grischek, T., Lluria, M., Pyne, R. D. G., Jain, R. C., Bear, J., Schwarz, J., Wang, W., Fernandez, E., Stefan, C., Pettenati, M., van der Gun, J., Sprenger, C., Massmann, G., Scanlon, B. R., Xanke, J., Jokela, P., Zheng, Y., Rossetto, R., Shamrukh, M., Pavelic, P., Murray, E., Ross, A., Bonilla Valverde, J. P., Palma Nava, A., Ansems, N., Posavec, K., Ha, K., Martin, R. & Sapiano, M. 2019. Sixty years of global progress in managed aquifer recharge. *Hydrogeology Journal*, 27, 1-30, <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1841-z>.
- DIN 4924 2014. Sande und Kiese für den Brunnenbau - Anforderungen und Prüfverfahren. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

- DIN 38407-42 2011. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 42: Bestimmung ausgewählter polyfluorierter Verbindungen (PFC) in Wasser - Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS) nach Fest- Flüssig-Extraktion (F 42). DIN Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN EN 12904 2005. Produkte zur Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch - Quarzsand und Quarzkies; Deutsche Fassung EN 12904:2005. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN EN ISO 16588 2004. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von sechs Komplexbildnern - Gaschromatographisches Verfahren (ISO 16588:2002); Deutsche Fassung EN ISO 16588:2003. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN EN ISO 21676 2022. Wasserbeschaffenheit - Bestimmung ausgewählter Arzneimittelwirkstoffe, Transformationsprodukte und weiterer organischer Stoffe gelöst in Wasser und behandeltem Abwasser - Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS oder -HRMS) nach Direktinjektion (ISO 21676:2018); Deutsche Fassung EN ISO 21676:2021. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.
- Drewes, J. E. & Horstmeyer, N. 2016. Recent Developments in Potable Water Reuse. In: Fatta-Kassinos, D., Dionysiou, D. D. & Kümmerer, K. (eds.) *Advanced Treatment Technologies for Urban Wastewater Reuse*. Cham: Springer International Publishing.
- Drewes, J. E., Karakurt, S., Schmid, L., Bachmaier, M., Hübner, U., Clausnitzer, V., Timmermann, R., Schätzl, P. & McCurdy, S. 2018. Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderung für die Trinkwassergewinnung in Deutschland, Technische Universität München - Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, Umweltbundesamt, <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/dynamik-der-klarwasseranteile-in> [Zugriff: 06.07.2025].
- Drewes, J. E., Li, D., Regnery, J., Alidina, M., Wing, A. & Hoppe-Jones, C. 2013. Tuning the performance of a natural treatment process using metagenomics for improved trace organic chemical attenuation. *Water Science and Technology*, 69, 628-633, <https://doi.org/10.2166/wst.2013.750>.
- DVGW Information: WASSER Nr. 98 2021. Anforderungen an die Planung von Anlagen zur Grundwassergewinnung und -überwachung. DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.
- DVGW W 111 2015. Pumpversuche bei der Wassererschließung. DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.
- DVGW W 126 2007. Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur künstlichen Grundwasseranreicherung für die Trinkwassergewinnung. DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.
- Filter, J., Schröder, C., El-Athman, F., Dippon-Deissler, U., Houben, G. J. & Mahringer, D. 2024. Nitrate-induced mobilization of trace elements in reduced groundwater environments. *Science of The Total Environment*, 927, 171961, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171961>.
- Filter, J., Zhiteneva, V., Vick, C., Ruhl, A. S., Jekel, M., Hübner, U. & Drewes, J. E. 2021. Varying attenuation of trace organic chemicals in natural treatment systems – A review of key influential factors. *Chemosphere*, 274, 129774, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129774>.
- Hamann, E., Stuyfzand, P. J., Greskowiak, J., Timmer, H. & Massmann, G. 2016. The fate of organic micropollutants during long-term/long-distance river bank filtration. *Science of The Total Environment*, 545-546, 629-640, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.057>.
- Hass, U. 2021. *Analysis, occurrence, and fate of psychoactive compounds in an urban water cycle*. Dissertation, Freien Universität Berlin, <https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/2034> [Zugriff: 06.07.2025].
- Heberer, T. & Dünnbier, U. 1999. DDT Metabolite Bis(Chlorophenyl)acetic Acid: The Neglected Environmental Contaminant. *Environmental Science & Technology*, 33, 2346-2351, <https://doi.org/10.1021/es9812711>.
- Heberer, T., Massmann, G., Fanck, B., Taute, T. & Dünnbier, U. 2008. Behaviour and redox sensitivity of antimicrobial residues during bank filtration. *Chemosphere*, 73, 451-460, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.056>.

- Hellauer, K., Karakurt, S., Sperlich, A., Burke, V., Massmann, G., Hübner, U. & Drewes, J. E. 2018. Establishing sequential managed aquifer recharge technology (SMART) for enhanced removal of trace organic chemicals: Experiences from field studies in Berlin, Germany. *Journal of Hydrology*, 563, 1161-1168, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.044>.
- Hellauer, K., Martínez Mayerlen, S., Drewes, J. E. & Hübner, U. 2019. Biotransformation of trace organic chemicals in the presence of highly refractory dissolved organic carbon. *Chemosphere*, 215, 33-39, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.166>.
- Hellauer, K., Mergel, D., Ruhl, A. S., Filter, J., Hübner, U., Jekel, M. & Drewes, J. E. 2017. Advancing Sequential Managed Aquifer Recharge Technology (SMART) Using Different Intermediate Oxidation Processes. *Water* [Online], 9.
- Hembrock-Heger, A. & Bergmann, A. 2007. Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt - Literaturstudie, https://www.lanuk.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/3_fachberichte/30002.pdf [Zugriff: 06.07.2025].
- Hübner, U., Miehe, U. & Jekel, M. 2012. Optimized removal of dissolved organic carbon and trace organic contaminants during combined ozonation and artificial groundwater recharge. *Water Research*, 46, 6059-6068, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.09.001>.
- Hübner, U., Wolff, D., Achermann, S., Drewes, J. E., Wick, A. & Fenner, K. 2021. Analyzing (Initial) Biotransformation Reactions as an Organizing Principle for Unraveling the Extent of Trace Organic Chemical Biotransformation in Biofiltration Systems. *ACS ES&T Water*, 1, 1921-1931, <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00145>.
- Hübner, U., Wurzbacher, C., Helbling, D. E. & Drewes, J. E. 2022. Engineering of managed aquifer recharge systems to optimize biotransformation of trace organic chemicals. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 27, 100343, <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100343>.
- Jekel, M. & Dott, W. 2013. Leitfaden: Polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf – Ergebnisse des Querschnittsthemas „Indikatorsubstanzen“, Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), e.V., D., https://riskwa.de/RiSKWa/ /RISKWA_Leitfaden_Indikatorsubstanzen_final.pdf [Zugriff: 30.06.2025].
- Kahl, S., Kleinstüber, S., Nivala, J., van Afferden, M. & Reemtsma, T. 2018. Emerging Biodegradation of the Previously Persistent Artificial Sweetener Acesulfame in Biological Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology*, 52, 2717-2725, <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05619>.
- Karakurt, S., Schmid, L., Hubner, U. & Drewes, J. E. 2019. Dynamics of Wastewater Effluent Contributions in Streams and Impacts on Drinking Water Supply via Riverbank Filtration in Germany-A National Reconnaissance. *Environ Sci Technol*, 53, 6154-6161, <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07216>.
- Karakurt-Fischer, S., Bein, E., Drewes, J. E. & Hubner, U. 2020a. Characterizing a novel in-situ oxygen delivery device for establishing controlled redox zonation within a high infiltration rate sequential biofilter. *Water Research*, 182, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116039>.
- Karakurt-Fischer, S., Sanz-Prat, A., Greskowiak, J., Ergh, M., Gerdes, H., Massmann, G., Ederer, J., Regnery, J., Hubner, U. & Drewes, J. E. 2020b. Developing a novel biofiltration treatment system by coupling high-rate infiltration trench technology with a plug-flow porous-media bioreactor. *Science of the Total Environment*, 722, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137890>.
- Kiparsky, M., Miller, K., Blomquist, W., Holtzapple, A. & Milman, A. 2021. Groundwater Recharge to Address Seawater Intrusion and Supply in an Urban Coastal Aquifer: Orange County Water District, Orange County, California. *Case Studies in the Environment*, 5, <https://doi.org/10.1525/cse.2021.1223118>.
- Kondor, A., Vancsik, A., Bauer, L., Szabo, L., Szalai, Z., Jakab, G., Maasz, G., Pedrosa, M., Sampaio, M. & Ribeiro, A. R. L. 2023. Efficiency of the bank filtration for removing organic priority substances and contaminants of emerging concern: A critical review. *Environmental Pollution*, 340, 122795, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122795>.
- Kullick, T., Will, R., Bergheim, M., Bernheim, T., Blank, L., Braks, D., Dünnebier, U., Zietzschmann, F., Sur, S., Kubelt, J., Geiler, N., Giersdorf, K., Neisser, A., Glassl, B., Hartmann, M., Hillenbrand, T., Konradt, N., Luther, S., Nitschke, L., Rauch, T., Bingel, G., Eckert, C., Zübert, K., Tümmers, N. & Kühn, T. 2023. Gemeinsame Abschlusserklärung des „Runden Tisches 1H-Benzotriazol“,

- https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/10596/dokumente/2023-06-19_abschlussdokument_rt_benzotriazol.pdf [Zugriff: 06.07.2025].
- Lapworth, D. J., Baran, N., Stuart, M. E. & Ward, R. S. 2012. Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. *Environmental Pollution*, 163, 287-303, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.034>.
- LAWA 2024. Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und Metaboliten. Funde und Tendenzen. Berichtszeitraum 2017 bis 2021, Bund / Länder - Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Bund / Länder - Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), https://www.lawa.de/documents/psm-bericht-2023-12-22-barrierearm-final_2_1728974845.pdf [Zugriff: 06.07.2025].
- Liu, Y., Rohwerder, T., Bonatelli, M. L., von Postel, T., Kleinstieber, S., Adrian, L. & Ding, C. 2024. A Novel Sulfatase for Acesulfame Degradation in Wastewater Treatment Plants as Evidenced from *Shinella* Strains. *Environmental Science & Technology*, 58, 18892-18902, <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c02283>.
- Löffler, D., Römbke, J., Meller, M. & Ternes, T. A. 2005. Environmental Fate of Pharmaceuticals in Water/Sediment Systems. *Environmental Science & Technology*, 39, 5209-5218, <https://doi.org/10.1021/es0484146>.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., Liang, S. & Wang, X. C. 2014. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 473-474, 619-641, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>.
- Maliva, R. G. 2020. Clogging. In: Maliva, R. G. (ed.) *Anthropogenic Aquifer Recharge: WSP Methods in Water Resources Evaluation Series No. 5*. Cham: Springer International Publishing.
- Massmann, G., Dünnebier, U., Heberer, T. & Taute, T. 2008. Behaviour and redox sensitivity of pharmaceutical residues during bank filtration – Investigation of residues of phenazone-type analgesics. *Chemosphere*, 71, 1476-1485, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.12.017>.
- McCurry, D. L., Bear, S. E., Bae, J., Sedlak, D. L., McCarty, P. L. & Mitch, W. A. 2014. Superior Removal of Disinfection Byproduct Precursors and Pharmaceuticals from Wastewater in a Staged Anaerobic Fluidized Membrane Bioreactor Compared to Activated Sludge. *Environmental Science & Technology Letters*, 1, 459-464, <https://doi.org/10.1021/ez500279a>.
- McCurry, G. & Pyne, D. 2022. Planning for Managed Aquifer Recharge Projects. *Groundwater*, 60, 583-590, <https://doi.org/10.1111/gwat.13226>.
- Mersmann, P. 2003. *Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der wassergesättigten und -ungesättigten Zone*. Dr. rer. nat. Dissertation, Technischen Universität Berlin, <https://depositonce.tu-berlin.de/items/31840870-bf64-4d52-9558-8f8f4d93904d> [Zugriff: 06.07.2025].
- Müller, B., Scheytt, T., Asbrand, M. & de Casas, A. M. 2012. Pharmaceuticals as indicators of sewage-influenced groundwater. *Hydrogeology Journal*, 20, 1117-1129, <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0852-4>.
- Müller, J., Drewes, J. E. & Hübner, U. 2017. Sequential biofiltration – A novel approach for enhanced biological removal of trace organic chemicals from wastewater treatment plant effluent. *Water Research*, 127, 127-138, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.009>.
- Nödler, K., Tsakiri, M. & Licha, T. 2014. The Impact of Different Proportions of a Treated Effluent on the Biotransformation of Selected Micro-Contaminants in River Water Microcosms. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11, 10390-10405, <https://www.mdpi.com/1660-4601/11/10/10390>
- Ortuño, F., Molinero, J., Garrido, T. & Custodio, E. 2012. Seawater injection barrier recharge with advanced reclaimed water at Llobregat delta aquifer (Spain). *Water Science and Technology*, 66, 2083-2089, <https://doi.org/10.2166/wst.2012.423>.
- Oulton, R. L., Kohn, T. & Cwiertny, D. M. 2010. Pharmaceuticals and personal care products in effluent matrices: A survey of transformation and removal during wastewater treatment and implications for

- wastewater management. *Journal of Environmental Monitoring*, 12, 1956-1978, <https://doi.org/10.1039/COEM00068J>.
- Page, D., Vanderzalm, J., Miotliński, K., Barry, K., Dillon, P., Lawrie, K. & Brodie, R. S. 2014. Determining treatment requirements for turbid river water to avoid clogging of aquifer storage and recovery wells in siliceous alluvium. *Water Research*, 66, 99-110, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.018>.
- Parkhurst, D. L. & Appelo, C. A. J. 2013. Description of input and examples for PHREEQC version 3: A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations, Reston, VA, Survey, U. S. G., <https://pubs.usgs.gov/publication/tm6A43> [Zugriff: 06.07.2025].
- Rauch-Williams, T., Mosher, J., Drewes, J. E., Zhiteneva, V. & Gerba, C. 2023. State-of-the-Science Review: Evidence for Pathogen Removal in Managed Aquifer Recharge Systems, Denver (CO), Board, T. W. R. F. C. S. W. R. C., <https://www.waterrf.org/serve-file/resource/DRPT-4957.pdf> [Zugriff: 06.07.2025].
- Regnery, J., Lee, J., Kitanidis, P., Illangasekare, T., Sharp, J. O. & Drewes, J. E. 2013. Integration of Artificial Recharge and Recovery Systems for Impaired Water Sources in Urban Settings: Overcoming Current Limitations and Engineering Challenges. *Environmental Engineering Science*, 30, 409-420, <https://doi.org/10.1089/ees.2012.0186>.
- Regnery, J., P., G. C., V., D. E. R. & and Drewes, J. E. 2017. The importance of key attenuation factors for microbial and chemical contaminants during managed aquifer recharge: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47, 1409-1452, <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1369234>.
- Regnery, J., Wing, A. D., Kautz, J. & Drewes, J. E. 2016. Introducing sequential managed aquifer recharge technology (SMART) - From laboratory to full-scale application. *Chemosphere*, 154, 8-16, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.097>.
- Richter, D., Massmann, G. & Dünnbier, U. 2008. Identification and significance of sulphonamides (p-TSA, o-TSA, BSA) in an urban water cycle (Berlin, Germany). *Water Research*, 42, 1369-1378, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.003>.
- Richter, D., Massmann, G., Taute, T. & Duennbier, U. 2009. Investigation of the fate of sulfonamides downgradient of a decommissioned sewage farm near Berlin, Germany. *Journal of Contaminant Hydrology*, 106, 183-194, <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2009.03.001>.
- Ricking, M. 2021. *Assessment of DDT and metabolites contamination of the Teltow Canal (Berlin) and polymer-induced desorption experiments*. Doctoral thesis, Freie Universität Berlin, <http://dx.doi.org/10.17169/refubium-33156> [Zugriff: 06.07.2025].
- Riedel, T. & Kübeck, C. 2018. Uranium in groundwater – A synopsis based on a large hydrogeochemical data set. *Water Research*, 129, 29-38, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.001>.
- Samaniego, L., Thober, S., Kumar, R., Wanders, N., Rakovec, O., Pan, M., Zink, M., Sheffield, J., Wood, E. F. & Marx, A. 2018. Anthropogenic warming exacerbates European soil moisture droughts. *Nature Climate Change*, 8, 421-426, <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0138-5>.
- Sanz-Prat, A., Greskowiak, J., Burke, V., Rivera Villarreyes, C. A., Krause, J., Monninkhoff, B., Sperlich, A., Schimmelpfennig, S., Duennbier, U. & Massmann, G. 2020. A model-based analysis of the reactive transport behaviour of 37 trace organic compounds during field-scale bank filtration. *Water Research*, 173, 115523, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115523>.
- Scheurer, M., Storck, F. R., Brauch, H.-J. & Lange, F. T. 2010. Performance of conventional multi-barrier drinking water treatment plants for the removal of four artificial sweeteners. *Water Research*, 44, 3573-3584, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.005>.
- Schulte-Ebbert, U. 2004. Künstliche Grundwasseranreicherung und Untergrundpassage,. In: Gimbel, R. & Jekel, M. (eds.) *Wasseraufbereitung - Grundlagen und Verfahren*. München, Wien : Oldenbourg Industrieverl: Hrsg. DVGW, Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V.
- Schulze, T., Wetterauer, B., Schwarzbauer, J., Hollert, H., Braunbeck, T. & Ricking, M. 2003. DDT und Metaboliten in Sedimenten Berliner Gewässer. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 15, 71-77, <https://doi.org/10.1065/uwsf2002.05.026>.

- Sprenger, C., Hartog, N., Hernández, M., Vilanova, E., Grützmaker, G., Scheibler, F. & Hannappel, S. 2017. Inventory of managed aquifer recharge sites in Europe: historical development, current situation and perspectives. *Hydrogeology Journal*, 25, 1909-1922, <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1554-8>.
- Statistisches Bundesamt 2024. Erhebung der öffentlichen Wasserversorgung 2022, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Wasserwirtschaft/Publikationen/Downloads-Wasserwirtschaft/statistischer-bericht-wasser-oeffentlich-2190211229005.xlsx?__blob=publicationFile&v=7 [Zugriff: 12.06.2025].
- Snyder, S. A., Wert, E. C., Dawn, H. & Westerhoff, P. 2007. Removal of EDCs and Pharmaceuticals in Drinking and Reuse Treatment Processes, Awwa Research Foundation, <https://www.waterrf.org/research/projects/removal-edcs-and-pharmaceuticals-drinking-and-reuse-treatment-processes> [Zugriff: 06.07.2025].
- Technische Universität München, L. f. S., Drewes, J. E., Hübner, U., Karakut-Fischer, S., Zhteneva, V., Ternes, T. & Wick, A. 2020. Planungsoptionen und Technologien der Wasserwiederverwendung zur Stützung der Trinkwasserversorgung in urbanen Wasserkreisläufen (TrinkWave) : Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts : Laufzeit: 01.09.2016–30.04.2020, Technische Universität München, [München], <https://www.tib.eu/de/suchen/id/TIBKAT%3A1751382125> [Zugriff: 06.07.2025].
- Ternes, T. A. & Hirsch, R. 2000. Occurrence and Behavior of X-ray Contrast Media in Sewage Facilities and the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 34, 2741-2748, <https://doi.org/10.1021/es991118m>.
- Thober, S., Marx, A. & Boeing, F. 2018. Auswirkungen der globalen Erwärmung auf hydrologische und agrarische Dürren und Hochwasser in Deutschland – Ergebnisse aus dem Projekt HOKLIM: Hochaufgelöste Klimaindikatoren bei einer Erderwärmung von 1.5 Grad, UFZ, H.-Z. f. U. G., https://www.ufz.de/export/data/2/207531_HOKLIM_Broschüre_final.pdf [Zugriff: 12.06.2025].
- TUM. 2025. *Water-Hub Projekt mit West-Kap, Südafrika* [Online]. Technische Universität München - Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft. Available: <https://www.cee.ed.tum.de/sww/forschung/urban-water-energy-food-ecosystem-wefe-nexus/water-hub/> [Accessed 16.06.2025].
- UBA Checkliste relevanter Spurenstoffe: 1H-Benzotriazol, Umwelt Bundesamt, <https://www.dialog-spurenstoffstrategie.de/spurenstoffe-wAssets/docs/Checkliste-Relevanzbewertung-1H-Benzotriazol.pdf> [Zugriff: 26.06.2025].
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M. & Zambello, E. 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment—A review. *Science of The Total Environment*, 429, 123-155, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.028>.
- Voisin, J., Cournoyer, B. & Mermillod-Blondin, F. 2016. Assessment of artificial substrates for evaluating groundwater microbial quality. *Ecological Indicators*, 71, 577-586, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.035>.
- WBGU 2024. Wasser in einer aufgeheizten Welt, WBGU – Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2024), Berlin, <https://www.wbgu.de/de/publikationen/publikation/wasser#sektion-downloads> [Zugriff: 12.06.2025].
- Weber, L. & Mikat, H. 2011. Grundwasseranreicherungsanlagen im Hessischen Ried. *brr Leitungsbau Brunnenbau Geothermie*, 01/2011, https://www.whr-infiltration.de/wp-content/uploads/2024/09/Grundwasseranreicherungsanlagen_im_Hessischen_Ried-Teil_1_bbr_01-2011.pdf
- Wiese, B., Massmann, G., Jekel, M., Heberer, T., Dünnbier, U., Orlikowski, D. & Grützmaker, G. 2011. Removal kinetics of organic compounds and sum parameters under field conditions for managed aquifer recharge. *Water Research*, 45, 4939-4950, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.040>.
- Wittmer, I., Junghans, M., Singer, H. & Stamm, C. 2014. Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für Mikroverunreinigungen aus diffusen Einträgen, Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf, https://www.oekotoxzentrum.ch/media/2224/2014_wittmer_beurteilungskonzept_mvdiffus.pdf [Zugriff: 06.07.2025].

Zühlke, S. 2004. *Verhalten von Phenazonderivaten, Carbamazepin und estrogenen Steroiden während verschiedener Verfahren der Wasseraufbereitung*. Dr. rer. nat., Technischen Universität Berlin, <https://depositonce.tu-berlin.de/items/a4d740cc-22d6-446d-a581-08379accce0c> [Zugriff: 06.07.2025].