

Aktuelle Ergebnisse aus dem Untersuchungsprogramm 2022

Michael Fleig und Josef Klinger

TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe

Einleitung

Grundlegendes Element der fachlichen Arbeit der AWBR sind die eigenständigen Untersuchungen an den Entnahmestellen des Rohwassers der Mitgliedswerke. Erfasst wird so in 13 Proben je Kalenderjahr die Beschaffenheit des Wassers an Hoch- und Oberrhein sowie an Donau und Neckar. Des Weiteren findet einmal jährlich möglichst zum Zeitpunkt der Vollzirkulation die Beprobung in Bodensee, Zürichsee, Bielersee und Vierwaldstättersee statt. Die Probenahme wird dabei von Mitarbeitern der Mitgliedsunternehmen vorgenommen.

Untersucht werden die Proben auf einen innerhalb der IAWR und somit dem gesamten Einzugsgebiet abgestimmten Parameterumfang. Dabei handelt es sich um Industriechemikalien, Wirkstoffe in Pharmaka und Pestiziden sowie weitere allgemeine und anorganische Parameter. Langfristige Untersuchungen werden zudem auf einige ausgewählte mikrobiologische Kenngrößen durchgeführt. An den Analysen sind die Labore der Mitgliedswerke (Teil A) und das TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser in Karlsruhe (Teile B, C und D) beteiligt.

Die so ermittelten Analyseergebnisse liefern Aussagen zur qualitativen Beschaffenheit der Fließgewässer und Alpenseen. Die Einhaltung der Anforderungen, die im Europäischen Fließgewässer-Memorandum (ERM, Fassung 2020) in Form von Zielwerten festgelegt sind, kann so überprüft und gegebenenfalls erforderliche Schritte abgeleitet werden. Zudem sind sie die Grundlage für die wissenschaftliche Tätigkeit des Beirats, für politische Aktivitäten von Vorstand und Präsidium und die Zusammenarbeit mit den Arbeitsgemeinschaften ARW, RIWA und IAWR. Auf diese Weise trägt die AWBR zum Schutz unserer Gewässer und zur langfristigen Sicherstellung der Trinkwasserversorgung für künftige Generationen bei.

Den Mitgliedswerken und ihren Mitarbeitern sowie den Kollegen und Kolleginnen in den AWBR-Gremien, die bei Probenahme, Bestimmung, Dokumentation und Auswertung der Daten beteiligt waren, gilt ein herzlicher Dank für die aktive Unterstützung bei der Durchführung des AWBR-Untersuchungsprogramms.

Wasserführung und allgemeine physikalisch-chemische Parameter

Im Berichtsjahr 2022 zeigen die **Abflüsse** von Alpen-, Hoch- und Oberrhein deutliche Abweichungen zur langjährigen Beobachtungsreihe auf. In Bild 1 sind die Abflüsse für den Oberrhein bei Rheinfelden oberhalb von Basel für die Jahre 2019 - 2021 im Vergleich zu den langfristigen Daten dargestellt.

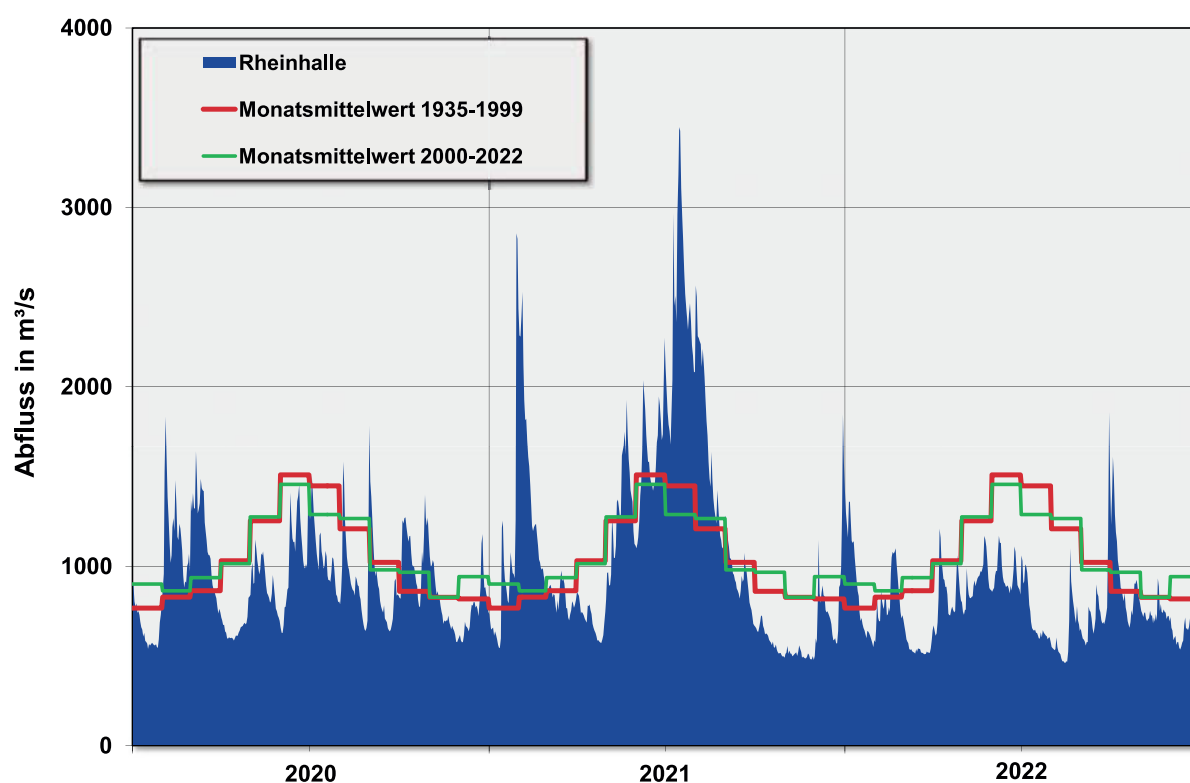


Bild 1: Wasserführung im Rhein bei Rheinhalle (2020 - 2022)
(Monatsmittelwerte von Pegel Rheinfelden, ca. 3 % zusätzlicher Abfluss)

Die langjährigen Monatsmittelwerte zeigen den am Rhein typischen Jahresgang mit Niedrigwasser in der Winterperiode und Hochwassersituationen gegen Jahresmitte. Jedoch zeigen die Mittelwerte 2000 - 2022

gerade im Juli (Abnahme) sowie einigen Wintermonaten (Zunahme) bereits Veränderungen gegenüber dem langjährige Mittel 1935 - 1999. Die Jahreswerte 2022 liegen meistens deutlich unter den langjährigen Referenzwerten.

In Bild 2 sind die relativen Abflüsse bezogen auf den Mittelwert der Jahre 1990 bis 2022 dargestellt. Sowohl für die Messstelle Basel als auch die Messstelle Karlsruhe sind die überwiegend niedrigeren Abflüsse gut zu erkennen. An beiden Messstellen werden 2022 weniger als 80 % der langjährigen Vergleichswerte erreicht.

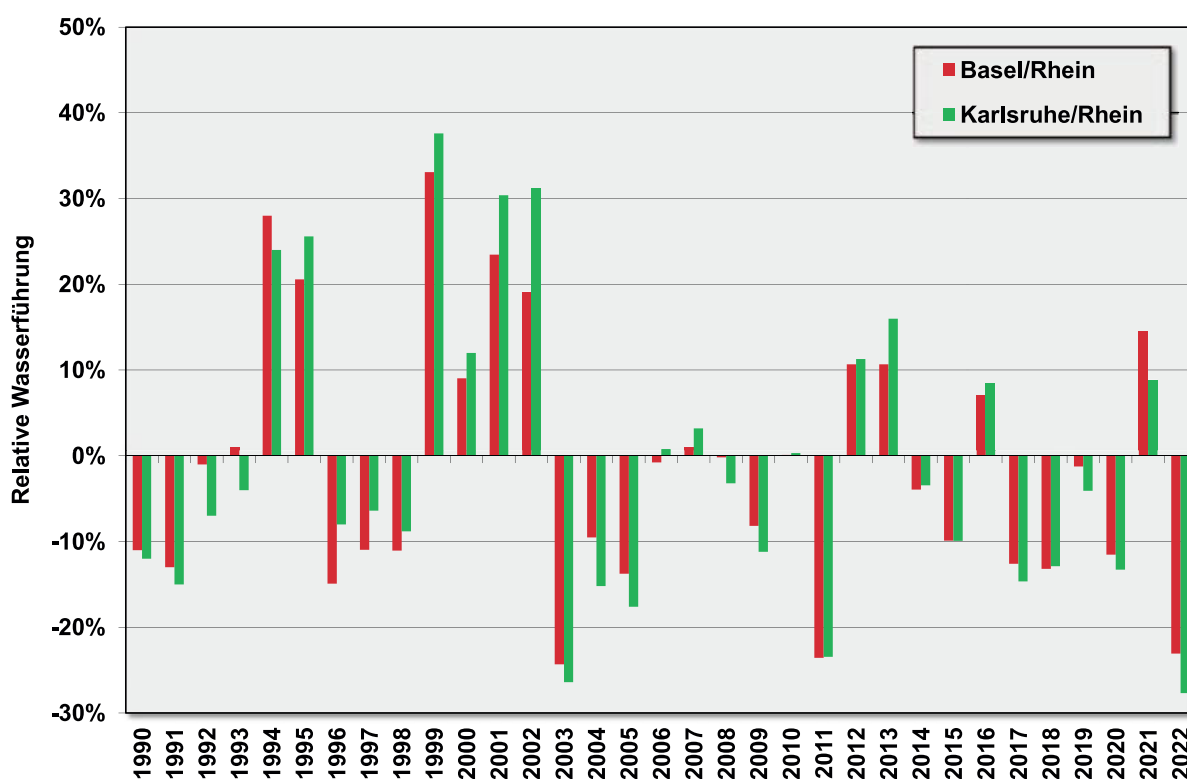


Bild 2: Relative Wasserführung im Rhein bezogen auf die langjährige Wasserführung (1990 – 2022)

Die Auswirkungen des immer weiter fortschreitenden Klimawandels zeigen sich an den kontinuierlich gestiegenen **Wassertemperaturen** im Rhein (Bild 3). Der mittlere Anstieg seit 1951 auf Grundlage der gemessenen Daten lässt sich auf ca. 0,05 Kelvin je Kalenderjahr abschätzen. Betrachtet man nur den Zeitraum ab 2000, so ist die Steigung der Temperaturmittelwerte bei etwa 0,07 Kelvin je Kalenderjahr abschätzbar. Der

Verlauf der Wassertemperaturen scheint dabei recht gut mit den gemessenen Lufttemperaturen einherzugehen.

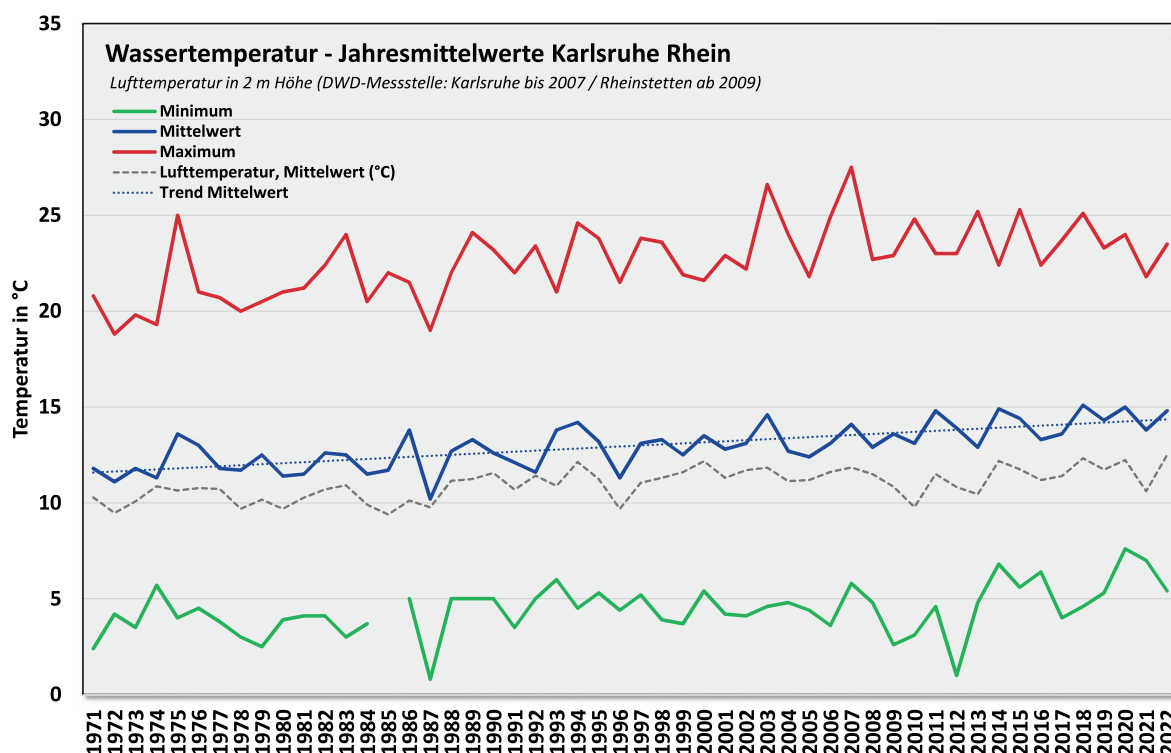


Bild 3: Langfristige Entwicklung der Wassertemperatur im Rhein bei Karlsruhe-Maxau (1971 - 2022)

Bei dem allgemeinen Qualitätsparameter **elektrische Leitfähigkeit** und den anorganischen Messgrößen **Chlorid**, **Sulfat** und **Ammonium** wurden 2022 an der Messstelle Karlsruhe RDK durchweg Werte unterhalb der Zielwerte des ERM ermittelt. Für den Qualitätsparameter **Sauerstoff** wurde die minimal zulässige Konzentration von 8 mg/L nicht mehr unterschritten. Die **Nitrat**-Konzentrationen liegen seit langem stabil auf einem niedrigen Niveau und deutlich unterhalb des ERM-Zielwertes. Überschreitungen der seitens des ERM vorgegebenen Zielwerte ergeben sich jedoch im Mündungsbereich des Neckar.

Summarische organische Messgrößen

Bei den organischen summarischen Messgrößen **DOC**, **TOC**, **SAK (254)** und **AOX** liegen die Befunde ebenfalls auf einem niedrigen Niveau (Karlsruhe: DOC 1,4 mg/L - 2,3 mg/L; TOC 1,5 mg/L - 2,7 mg/L; AOX <5 µg/L - 8 µg/L). Die Zielwerte des ERM werden allerdings am Neckar mit seinem hohen Abwasseranteil nicht eingehalten.

Organische Spurenstoffe

Die organischen Spurenstoffe aus den Bereichen Industrie, Landwirtschaft und Pharmazeutika sind die größte Stoffgruppe auf die von der AWBR untersucht wird. Seit einigen Jahren werden auch die daraus entstehenden Transformationsprodukte mit untersucht, sofern diese immer vollumfänglich bekannt sind. Die entscheidenden Kriterien sind dabei Persistenz (P), Mobilität (M) und ggf. Toxizität (T). Diese Stoffe können bis ins Rohwasser gelangen und sind bei der Aufbereitung meist schwierig zu entfernen. Aus diesem Grund wird gefordert, den Eintrag solcher Stoffe in die Gewässer oder das Grundwasser ganz zu vermeiden.

Pflanzenschutzmittel (PSM) und deren Metaboliten

Die Untersuchungen auf ausgewählte Pflanzenschutzmittel und deren Metaboliten (M) zeigte im Bereich der AWBR wenige Auffälligkeiten, weshalb ab 2020 der Parameterumfang in den Fließgewässern bis auf das Herbizid Glyphosat und dessen Metabolit AMPA (M) reduziert werden konnte.

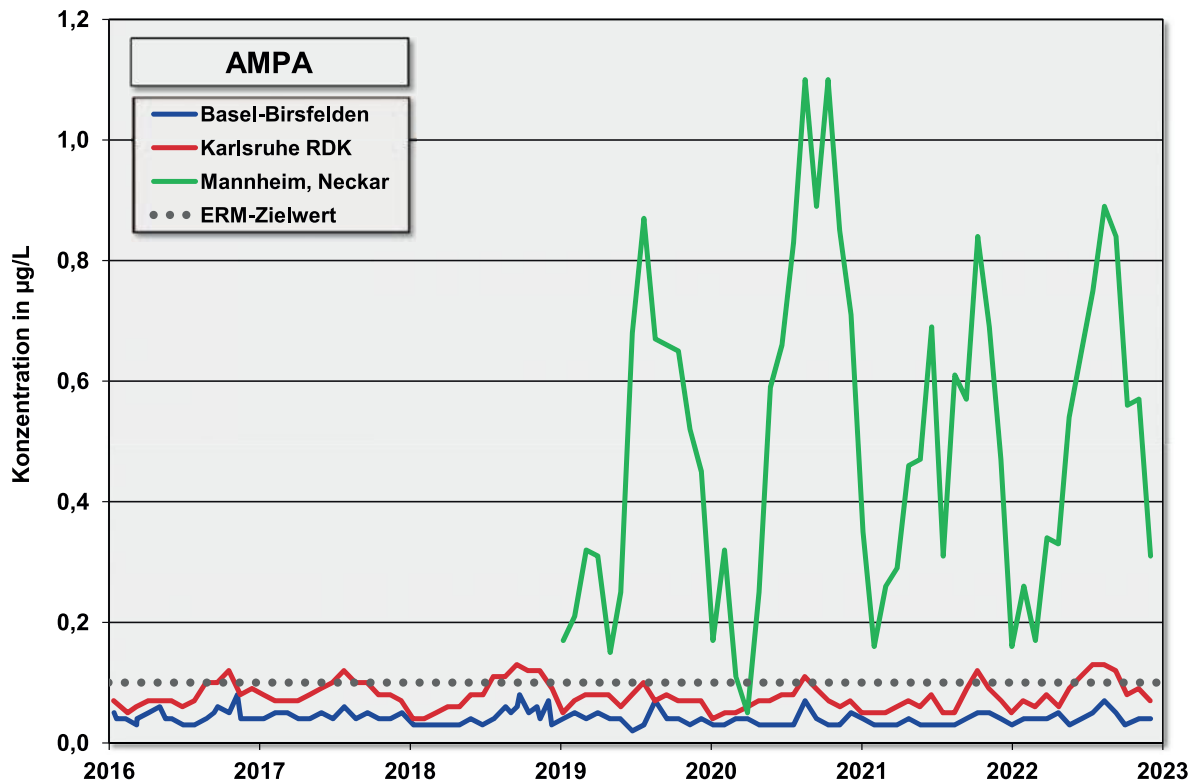


Bild 4: Konzentrationen von AMPA in Rhein und Neckar (2016 - 2022)

Die Untersuchungsergebnisse an den Messstellen im Oberrhein und oberhalb der Mündung des Neckars zeigten für Glyphosat keine Überschreitungen des ERM-Zielwertes. Hingegen lagen die Werte für dessen Metaboliten AMPA teilweise über dem Zielwert von 0,1 µg/L (Bild 4). Am Oberrhein wird die Zunahme mit der Fließstrecke im Vergleich der Befunde der Messstellen Basel und Karlsruhe deutlich. Die ermittelten Konzentrationen im Neckar liegen erheblich höher und überschritten mit wenigen Ausnahmen den ERM-Zielwert bei einer deutlich erkennbaren Saisonalität.

Arzneimittelwirkstoffe und Metaboliten/Transformationsprodukte

Eine bedeutende Stoffgruppe, die im Untersuchungsprogramm der AWBR erfasst wird, bilden die Wirkstoffe von Arzneimitteln sowie deren Metabolite bzw. Transformationsprodukte (TP). Die Auswertung der Untersuchungen im Jahr 2022 sind in Tabelle 1 aufgeführt. Kennzeichnend gemacht sind die Überschreitungen der Anforderungen nach dem ERM.

Tabelle 1: Mittel- und Maximalwerte von Pharmaka-Wirkstoffen und Metaboliten/Transformationsprodukten (TP) an den Messstellen Basel und Karlsruhe im Rhein sowie Mannheim im Neckar (2022) - Angaben in µg/L

Parameter	ERM	Basel		Karlsruhe		Mannheim	
	µg/L	Mw.	Max.	MW	Max.	Mw.	Max.
Atenolol	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Atenololsäure (M)	0,1	0,02	0,04	0,02	0,04	0,13	0,18
Bezafibrat	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Carbamazepin	0,1	<0,01	<0,01	0,02	0,02	0,08	0,11
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin (M)	0,1	0,02	0,03	0,03	0,04	0,18	0,27
Cetirizin	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,04
Diclofenac	0,1	0,02	0,04	0,03	0,07	0,08	0,20
Fexofenadin	0,1	0,01	0,03	0,01	0,03	0,03	0,05
Furosemid	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,02
Gabapentin	0,1	0,04	0,06	0,06	0,13	0,28	0,41
Hydrochlorothiazid	0,1	<0,01	0,02	0,02	0,04	0,07	0,16
Ibuprofen	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,03
Lamotrigin	0,1	0,03	0,05	0,05	0,07	0,23	0,37
Levitiracetam	0,1	<0,01	0,04	<0,01	0,02	0,02	0,04
Lidocain	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,03
Metformin	0,1	0,16	0,43	0,28	0,80	0,69	1,1
Guanylharnstoff (M)	0,1	0,66	1,1	0,58	0,89	2,1	3,3
Metoprolol	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,11	0,20
N-Acetyl-4-aminoantipyrin (AAA) (M)	0,1	0,05	0,08	0,06	0,09	0,31	0,43
N-Formyl-4-aminoantipyrin (FAA) (M)	0,1	0,05	0,08	0,05	0,10	0,52	0,76
Naproxen	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,02	0,05
Oxazepam	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01
Oxipurinol (M)	0,1	0,08	0,13	0,04	0,14	1,6	2,9
Phenazon	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,05
Primidon	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,05
Sitagliptin	0,1	0,02	0,04	0,04	0,06	0,27	0,40
Sotalol	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Sulfamethoxazol	0,1	0,01	0,02	0,02	0,02	0,09	0,12
Acetyl-Sulfamethoxazol	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02
Tramadol	0,1	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,03	0,05
Venlafaxin	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,04	0,08
Didesmethylvenlafaxin (M)	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,04
o-Desmethylvenlafaxin (M)	0,1	<0,01	0,02	0,02	0,03	0,08	0,15

Metformin, ein bereits seit langem verabreichtes Antidiabetikum, und dessen Metabolit **Guanylharnstoff** zeigen dabei die höchsten Werte. Zwar liegen in den letzten Jahren die Konzentrationen an der Messstelle Karlsruhe RDK etwas niedriger, jedoch ist kein rückläufiger Trend zu erkennen (Bild 6). Metformin gilt als Standard in der Therapie und wurde lange als Monopräparat mit einem Verbrauchsanteil über 40 % eingesetzt. In den letzten Jahren wurde das Monopräparat zunehmend durch metforminhaltige Wirkstoffkombinationen ersetzt, was diese leicht rückläufigen Werte erklären könnte. Vermutet wird zudem ein besserer Abbau und Rückhalt in den Kläranlagen. Die im Rhein nachgewiesenen Konzentrationen übersteigen weiterhin den ERM-Zielwert von jeweils 0,1 µg/L deutlich.

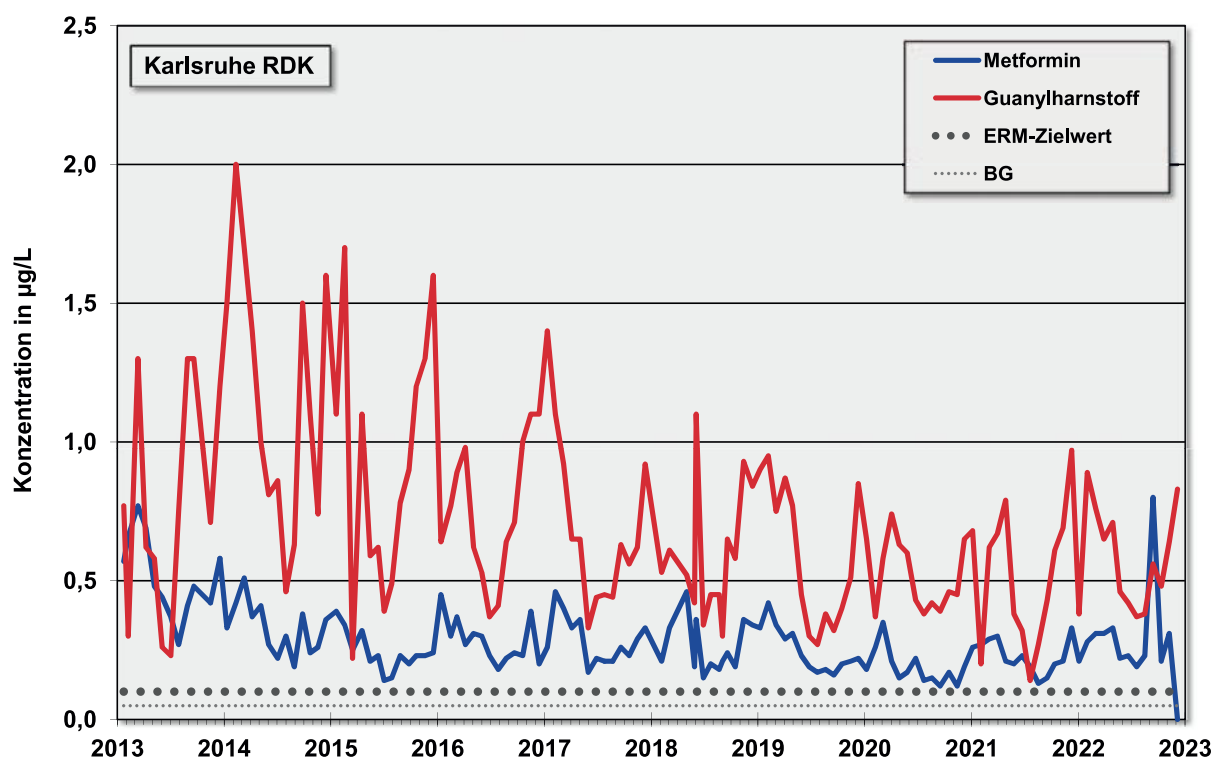


Bild 5: Metformin- und Guanylharnstoff-Konzentrationen an der Messstelle Karlsruhe (2013 - 2022)

Ebenfalls auf sehr hohem Niveau liegen die Konzentrationen von Oxipurinol im Neckar, während am Rhein der ERM-Zielwert weitestgehend eingehalten wird. Oxipurinol ist das im Körper entstehende wirksame Transformationsprodukt des Gichtmittels Allopurinol und wird als solches in die Gewässer eingetragen.

Tabelle 2: Mittel- und Maximalwerte der Pharmaka-Wirkstoffe aus der Gruppe der Sartane an den Messstellen Basel und Karlsruhe im Rhein sowie Mannheim im Neckar (2022) - Angaben in µg/L

Parameter	ERM	Basel		Karlsruhe		Mannheim	
	µg/L	Mw.	Max.	Mw.	Max.	Mw.	Max.
Candesartan	0,1	0,02	0,03	0,03	0,04	0,37	0,54
Irbesartan	0,1	0,01	0,02	0,03	0,05	0,03	0,06
Lorsartan	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Olmesartan	0,1	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	0,10
Telmisartan	0,1	<0,01	0,02	0,02	0,03	0,07	0,10
Valsartan	0,1	0,03	0,06	0,04	0,07	0,12	0,22
Valsartansäure (M)	0,1	0,09	0,12	0,12	0,19	0,67	1,2

Sartane werden als Blutdrucksenker meist in Kombination mit Herzinsuffizienz eingesetzt und als Wirkstoff oder Abbauprodukt Valsartansäure über den Abwasserpfad in die Gewässer eingetragen. Die Valsartansäure kann dabei auch aus anderen Sartanen gebildet werden. Mit Ausnahme des Transformationsproduktes Valsartansäure werden am Oberrhein die ERM-Zielwerte eingehalten. Nur am Neckar werden diese von Candesartan, Valsartan und Valsartansäure meistens überschritten.

Tabelle 3: Mittel- und Maximalwerte von Röntgenkontrastmitteln an den Messstellen Basel und Karlsruhe im Rhein sowie Mannheim im Neckar (2022) - Angaben in µg/L

Parameter	ERM	Basel		Karlsruhe		Mannheim	
	µg/L	Mw.	Max.	Mw.	Max.	Mw.	Max.
Amidotrizoesäure	0,1	0,02	0,04	0,03	0,05	0,33	0,48
Iohexol	0,1	0,03	0,11	0,06	0,16	0,49	0,82
Iomeprol	0,1	0,12	0,28	0,24	0,43	0,75	1,2
Iopamidol	0,1	0,08	0,20	0,12	0,18	0,09	0,20
Iopromid	0,1	0,11	0,21	0,19	0,32	0,35	0,78

Von den fünf wichtigsten Röntgenkontrastmitteln (RKM) überschreiten bis auf die Amidotrizoesäure alle die Vorgaben des ERM-Zielwertes von 0,1 µg/L am Oberrhein (Tabelle 3). Am Neckar überschreiten alle Röntgenkontrastmittel diesen Zielwert.

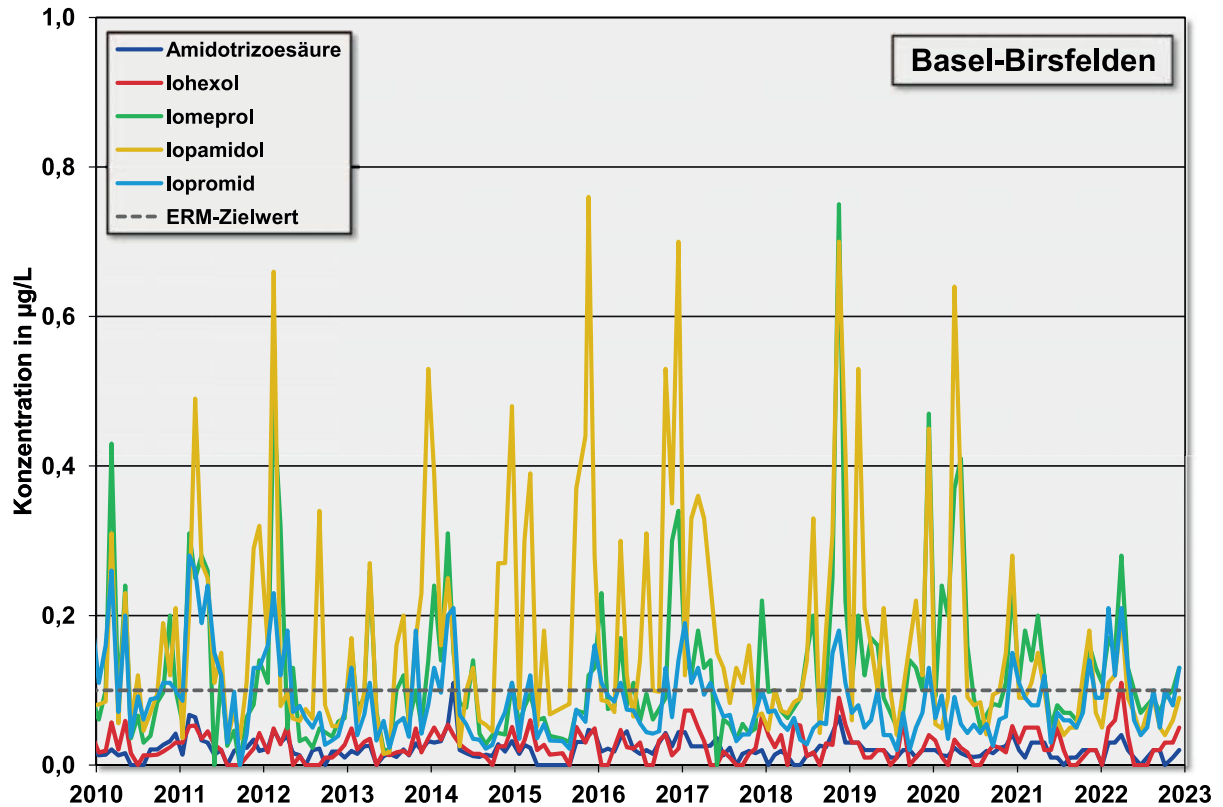


Bild 6: Konzentrationen verschiedener Röntgenkontrastmittel im Rhein bei Basel (2010 - 2022)

Die Befunde im Rhein bei Basel zeigen deutliche Unterschiede in den Konzentrationsniveaus (Bild 6). Die Einzelstoffkonzentrationen variieren dabei relativ stark. In den letzten beiden Jahren sind die Befunde von Iopamidol und Iomeprol deutlich zurückgegangen.

Industriechemikalien

Die Belastung der Fließgewässer erfolgt häufig durch die verschiedenen Industriechemikalien, die im Einzugsgebiet produziert oder verarbeitet werden und häufig punktuell eingetragen werden. Sie weisen meist hohe Produktions- und Verarbeitungsmengen auf. Verbindungen, die persistent, mobil und ggf. toxisch sind, haben besondere Bedeutung, da diese Verbindungen häufig nicht oder nur mit hohem Aufwand in der Trinkwasseraufbereitung entfernt werden können.

Seit rund 30 Jahren erfolgen Untersuchungen auf die synthetischen Komplexbildner (EDTA, DTPA, NTA u. a.). Für EDTA und DTPA konnten

bereits vor einigen Jahren erhebliche Verbesserungen hinsichtlich der Belastung des Rheins erreicht werden. Der seit 2013 geltende ERM-Zielwert von 1 µg/L wird für **EDTA** am Oberrhein bei Karlsruhe noch immer regelmäßig um z. T. mehr als das Doppelte und in Basel zumindest kurzzeitig überschritten (Bild 7). Am Neckar liegen die Befunde im Bereich von 3,1 µg/L bis 8,1 µg/L und damit dauerhaft oberhalb der Anforderung aus dem ERM. Eine weitere Reduktion der Befunde ist somit angezeigt.

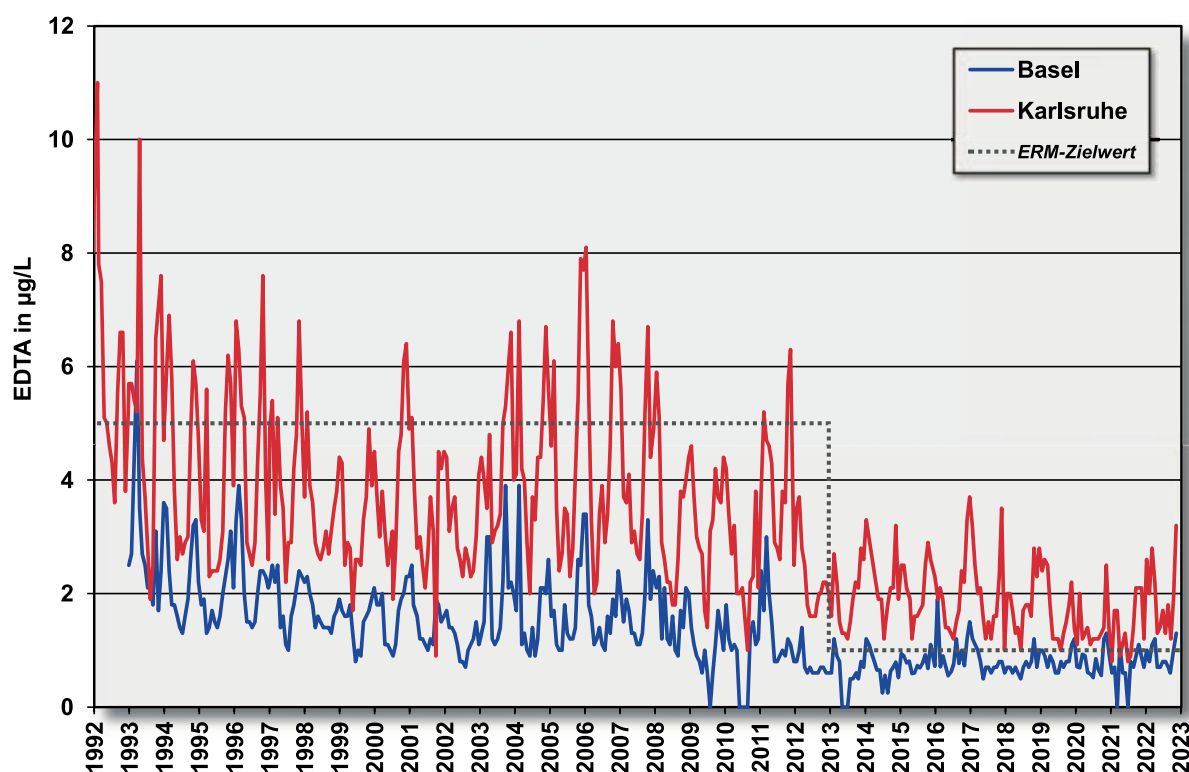


Bild 7: EDTA-Konzentrationen im Rhein bei Basel und Karlsruhe (1992 - 2022)

Der Komplexbildner **MGDA** (Methylglycindiessigsäure) wurde erst vor kurzem im Untersuchungsumfang ergänzt und eignet sich als Ersatzstoff für andere Komplexbildner. Er findet Verwendung in Wasserenthärtung (Wasch-, Reinigungsmittel), Galvanik, Kosmetik sowie bei der Papier- und Textilherstellung und gilt als leichter abbaubar. Am Oberrhein bei Karlsruhe zeigen sich einzelne Überschreitungen der Anforderungen aus dem ERM 2020, während diese in Basel bis auf eine Probe eingehalten werden (Bild 8). MGDA und die anderen Komplexbildner wurden

im Jahr 2022 zusätzlich an der Messstelle Mannheim (Neckar) untersucht und für MGDA mehrfach eine Überschreitung des ERM-Zielwertes festgestellt.

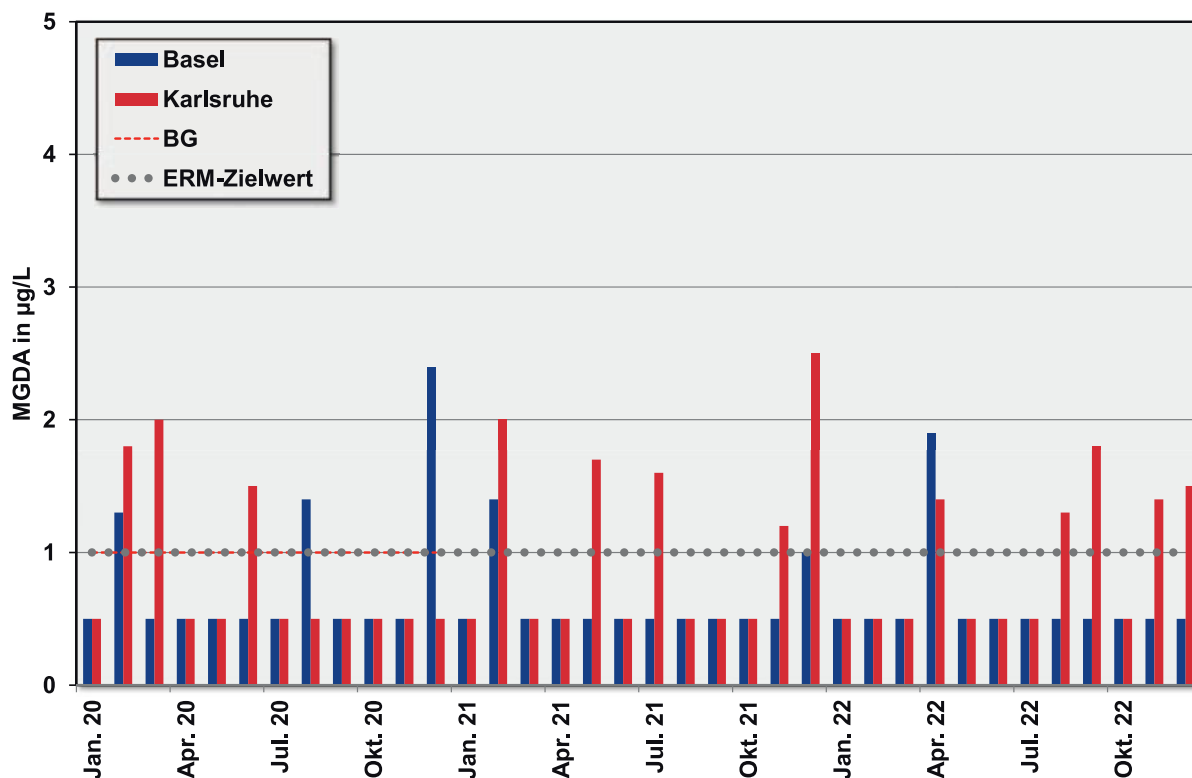


Bild 8: MGDA-Konzentrationen im Rhein bei Basel und Karlsruhe (2020 - 2022)

Die untersuchten Komplexbildner NTA und DTPA stellen an Neckar und Rhein derzeit keine Probleme dar.

Die Konzentrationen des Korrosionsinhibitors **1H-Benzotriazol** und dessen zwei Methylderivate **4-Methyl-Benzotriazol** und **5-Methyl-Benzotriazol** werden seit einigen Jahren in den Proben der AWBR analysiert. Die Stoffe werden bei der Abwasserreinigung nur unzureichend entfernt, gelten als persistent und mobil und sind somit für die Wasserversorgung von Bedeutung. Der ERM-Zielwert von 0,1 µg/L wird von 1H-Benzotriazol im Rhein bei Karlsruhe dauerhaft überschritten. Für die beiden Derivate 4- und 5-Methylbenzotriazol wird der ERM-Zielwert dagegen meist eingehalten (Bild 9). In Mannheim, Neckar, liegt das Maximum für 1H-Benzotriazol bei 2 µg/L, für 4-Methyl-Benzotriazol bei 0,65 µg/L und für 5-Methyl-Benzotriazol bei 0,25 µg/L.

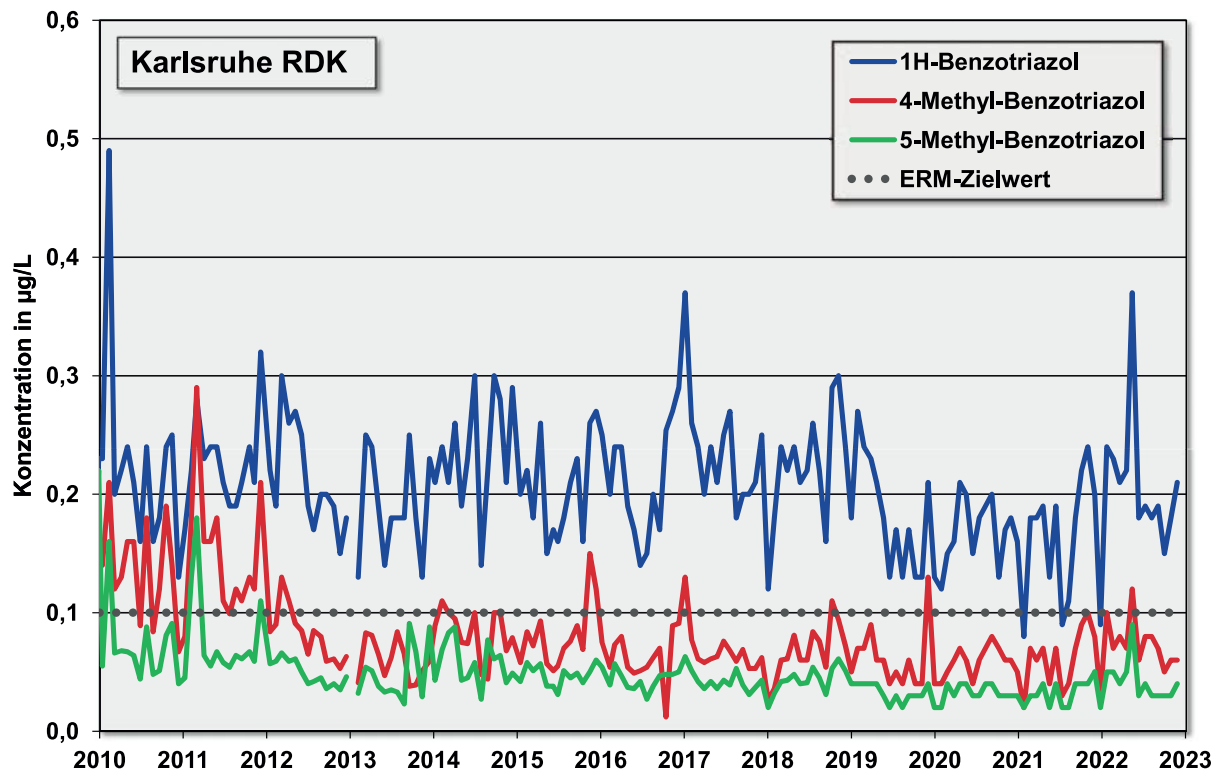


Bild 9: Konzentrationen von 1H-Benzotriazol und seiner Derivate im Rhein bei Karlsruhe (2010 - 2022)

In Tabelle 4 sind die Mittel- und Maximalwerte von wichtigen Industriechemikalien an den Rhein-Messstellen Basel-Birsfelden und Karlsruhe RDK sowie im Neckar bei Mannheim für das Untersuchungsjahr 2022 aufgeführt. Überschreitungen der ERM-Anforderungen sind dabei hervorgehoben.

Deutliche Überschreitungen der Anforderungen nach dem ERM werden für 1,4-Dioxan, Melamin und 1H-Benzotriazol festgestellt, wobei hier auch die Mittelwerte diese Anforderung verletzen.

Für den Komplexbildner **EDTA** werden an Oberrhein und Neckar die Anforderungen nach dem ERM überschritten. Dies gilt auch für den 2022 in den Untersuchungsumfang aufgenommenen Komplexbildner MGDA wie oben dargelegt.

Tabelle 4: Mittel- und Maximalwerte von Industriechemikalien (2022) - Angaben in µg/L

Parameter	ERM-Zielwert	Basel Rhein		Karlsruhe Rhein		Mannheim Neckar	
		Mw.	Max.	Mw.	Max.	Mw.	Max.
NTA	1 µg/L	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
EDTA	1 µg/L	0,9	1,3	1,9	3,2	6,2	8,1
DTPA	1 µg/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1
MGDA	1 µg/L	<1	1,9	<1	1,8	<1	1,7
1H-Benzotriazol	0,1 µg/L	0,13	0,26	0,20	0,37	1,3	2,0
4-Methylbenzotriazol	0,1 µg/L	0,04	0,08	0,07	0,12	0,41	0,65
5-Methylbenzotriazol	0,1 µg/L	0,03	0,05	0,04	0,09	0,16	0,25
1,4-Dioxan	0,1 µg/L	0,19	0,35	0,20	0,30	0,42	0,76
Melamin	0,1 µg/L	0,27	0,67	0,27	0,50	1,4	4,3
Trifluoracetat (TFA)	1 µg/L	0,58	0,84	0,67	0,97	4,6	6,9
Amidosulfonat (ASA)	1 µg/L	25	40	26	34	114	180

Für **Amidosulfonat (ASA)** ist derzeit noch kein ERM-Zielwert festgelegt, da es sich um eine anorganische Substanz handelt, die als Entkalkungsmittel in Industrie, Gewerbe und vielen Haushaltsprodukten eingesetzt wird. Zudem ist Amidosulfonat sehr gut in Wasser löslich. Die nachgewiesenen Konzentrationen liegen mit bis zu 180 µg/L im Neckar sowie bis zu 40 µg/L im Oberrhein in einem sehr hohen Bereich.

Das Lösungsmittel **1,4-Dioxan** ist mit Wasser gut mischbar und wird als gesundheitsschädlich eingestuft. Die Befunde am Oberrhein und im Neckar (mündungsnah, seit 2019) überschreiten den ERM-Zielwert von 0,1 µg/L fast durchgängig (Bild 10). Die deutlich höheren 1,4-Dioxan-Gehalte im Neckar sind auf den im Verhältnis zum Abfluss höheren Abwasseranteil zurückzuführen.

Melamin (Bild 11) gehört zu den Stoffen mit Produktionsmengen oberhalb von 100.000 t/a und wird über kommunale und industrielle Kläranlagen in die Gewässer eingetragen. Es findet in den verschiedensten Werk- und Gebrauchsstoffen Verwendung. Am Rhein wird der ERM-Zielwert von 1 µg/L an den Messstellen Basel und Karlsruhe mit wenigen Ausnahmen eingehalten. Die Untersuchungen im Neckar (seit 2019) ergaben Maximalkonzentration von bis zu 4,3 µg/L, wobei die starken

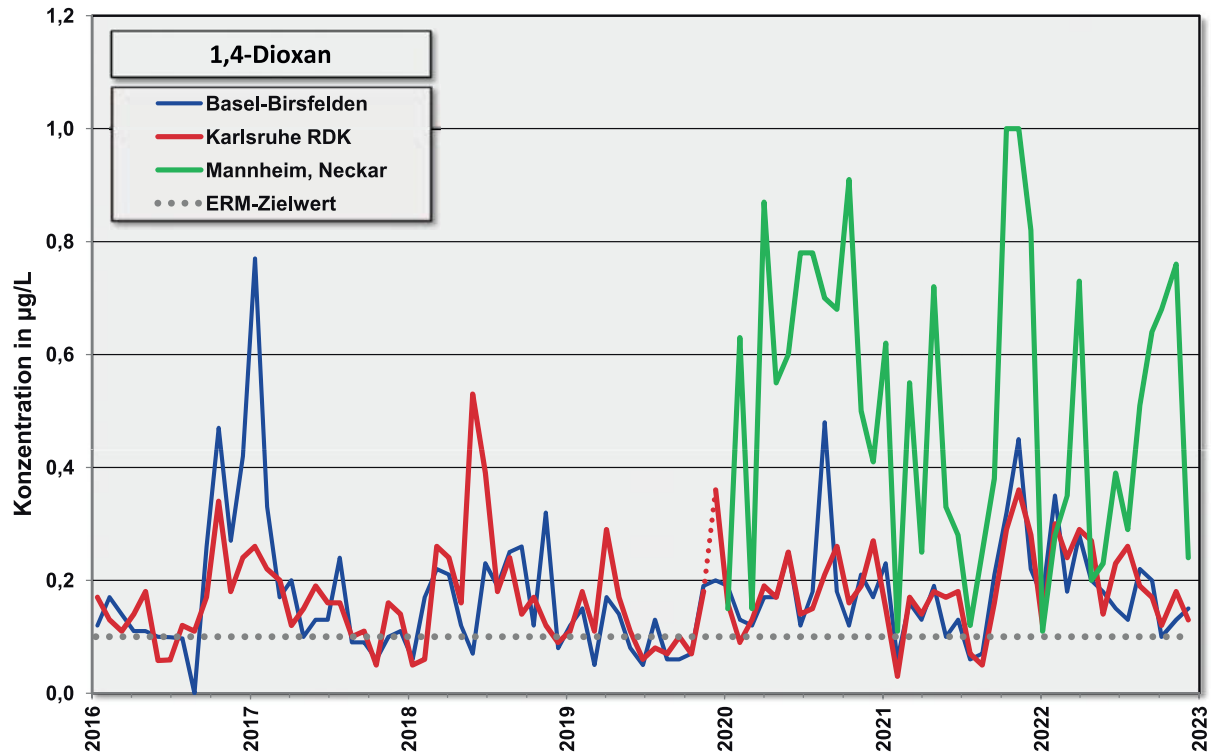


Bild 10: 1,4-Dioxan-Konzentrationen im Rhein bei Basel und Karlsruhe (2016 - 2022) und im Neckar bei Mannheim (2020 - 2022)

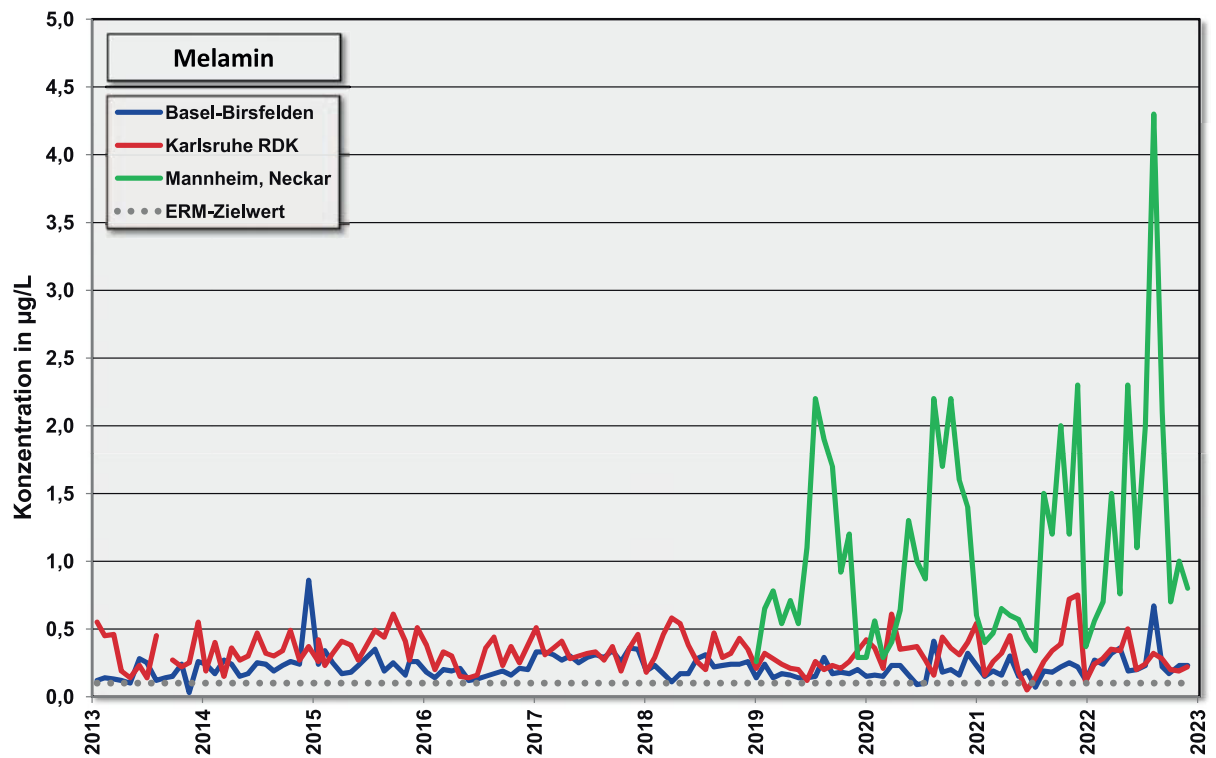


Bild 11: Melamin-Konzentrationen in Rhein (2013 - 2022) und Neckar (2019 - 2022)

Schwankungen der ermittelten Melamin-Konzentrationen mit Höchstwerten meist in der zweiten Jahreshälfte als auffällig einzustufen sind. Anhand der Transporte kann jedoch vermutet werden, dass diese Werte bei niedriger Wasserführung gemessen werden und nicht auf zusätzlich Einträge zurückzuführen sind.

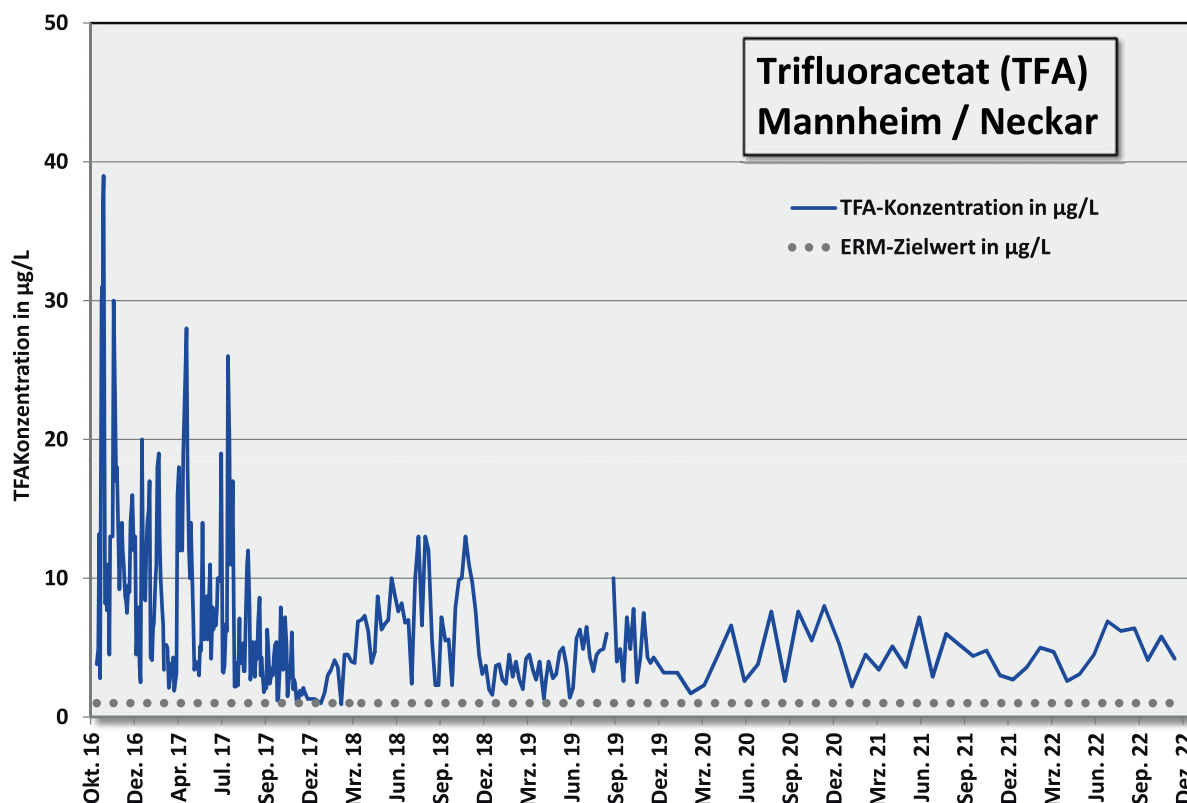


Bild 12: TFA-Konzentrationen im Neckar bei Mannheim (10/2016 – 12/2022)

Trifluoracetat (TFA) ist weltweit nachweisbar und stammt aus Kühlmitteln, Pflanzenschutzmitteln und pharmazeutischen Wirkstoffen. TFA ist mobil und persistent und somit als wasserwerks- und trinkwasserrelevant eingestuft. Im Wasserwerk ist eine Entfernung derzeit nur mit Ionentauschern oder Umkehrosmose möglich. TFA wird überwiegend diffus eingetragen. Am Neckar wurden Mitte 2016 sehr hohe Belastungen durch das TZW nachgewiesen, die auf eine industrielle Einleitung zurückgeführt werden konnten (Bild 12). Mittlerweile sind die Konzentrationen im Neckar deutlich geringer, überschreiten jedoch weiterhin den ERM-Zielwert von 1 µg/L, so dass weiterer Verbesserungsbedarf besteht. Die dadurch bedingten hohen Werte in den Uferfiltraten der Wasserwerke am unteren Neckar werden erst längerfristig zurückgehen.

Künstliche Süßstoffe

Seit mehr als 10 Jahren werden vier der elf in der EU zugelassenen künstlichen Süßstoffe entlang des Rheins an den Hauptmessstellen der Wasserwerke untersucht. Sie werden über die kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet eingetragen und sind auf den weitverbreiteten Konsum der Stoffe zurückzuführen (Bild 13).

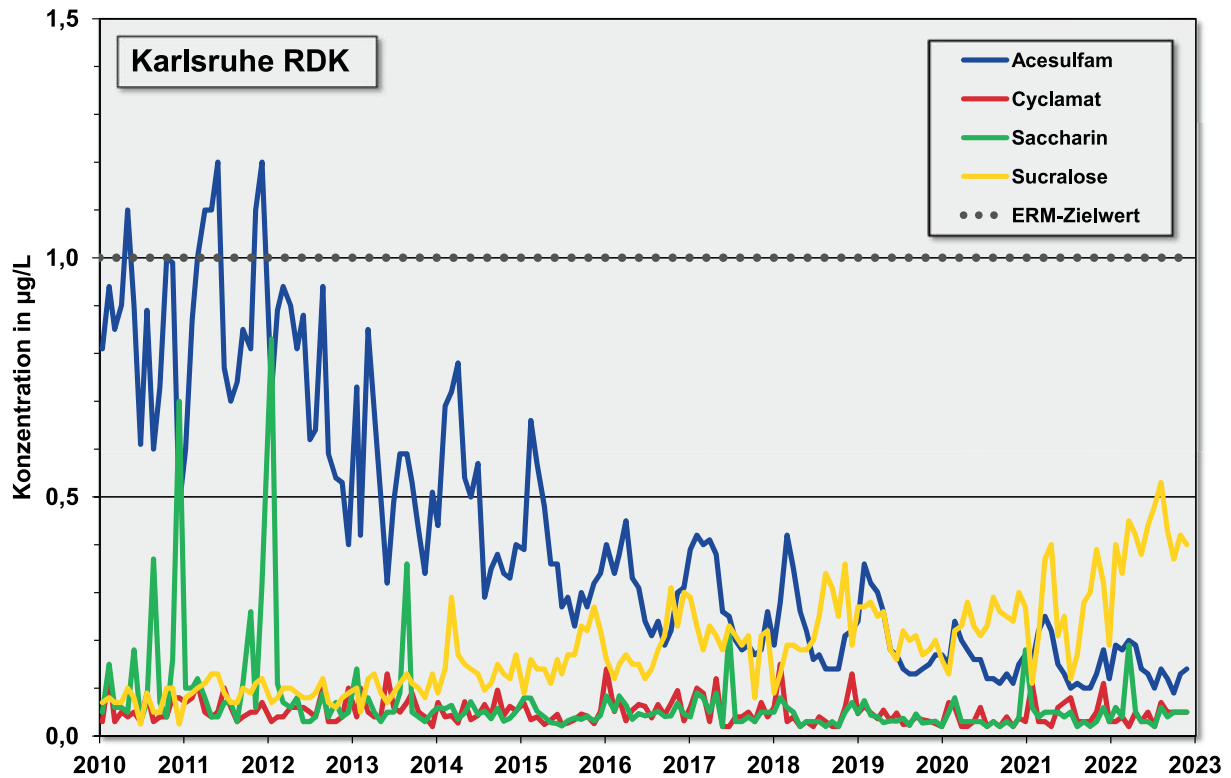


Bild 13: Süßstoff-Konzentrationen im Rhein bei Karlsruhe (2010 - 2022)

Die Konzentrationen von Acesulfam liegen weiterhin auf einem deutlich niedrigeren Niveau wie noch vor wenigen Jahren, was vorrangig auf eine Anpassung der abbauenden Mikroorganismen in den Kläranlagen zurückgeführt wird. Für Sucralose hat sich eine stetige Zunahme der Konzentrationen in den letzten Jahren bestätigt. Im Untersuchungsjahr 2022 wurde erstmals die Schwelle von 0,5 µg/L im Rhein bei Karlsruhe überschritten. Die Gehalte der beiden Süßstoffe Saccharin und Cyclamat liegen weit unterhalb des ERM-Zielwertes von 1,0 µg/L.

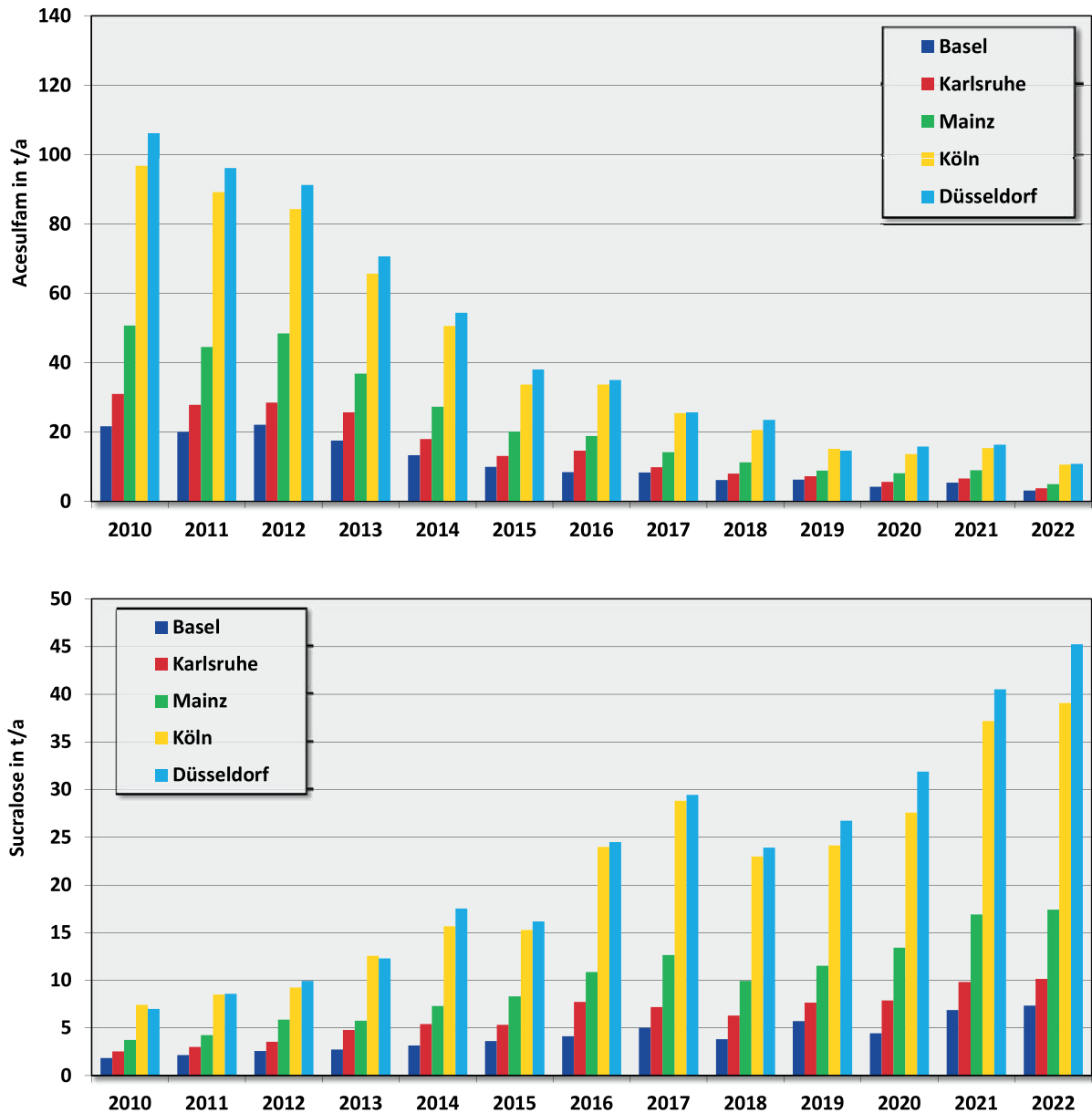


Bild 14: Frachten von Acesulfam (oben) und Sucralose (unten) im Rhein (2010 – 2022)

Die Entwicklung der beiden Süßstoffe mit den größten Veränderungen lässt sich anhand der Frachten im Rheinverlauf an deutlichsten aufzeigen (Bild 14). Für Acesulfam zeigt sich weiter ein stetiger Rückgang der Frachten seit Beginn der Messungen 2010 wobei nach einer Stagnation 2019 - 2021 im Jahr 2022 wieder ein deutlicher Rückgang zu verzeichnen war. Für Sucralose konnte besonders am Niederrhein wiederum eine Zunahme ermittelt werden. Die Jahresfrachten für Sucralose in Basel (2022: 7,3 t) und Karlsruhe (2022: 10,1 t) haben sich im Zeitraum 2010 bis 2022 in etwa vervierfacht.

Organische Spurenstoffe in den Alpenseen

Einmal jährlich zum Zeitpunkt der möglichen Durchmischung finden Untersuchungen in den Alpenseen statt, da dann davon ausgegangen werden kann, dass die Konzentrationen in allen Tiefenstufen gleich hoch sind. Die im März 2023 gemeinsam für alle Seemessstellen ermittelten Mittel- und Maximalkonzentrationen an Bodensee und Zürichsee sind in Tabelle 5 zusammengestellt.

Tabelle 5: Mittel- und Maximalwerte von ausgewählten organischen Spurenstoffen im Bodensee und Zürichsee (März 2023)

Parameter in µg/L	Bodensee (N=12)			Zürichsee (N=7)	
	ERM	MW	Max.	MW	Max.
Röntgenkontrastmittel					
Amidotrizoesäure	0,1	<,01	<0,01	<0,01	0,01
Iohexol	0,1	0,01	0,02	<0,01	<0,01
Iomeprol	0,1	0,05	0,07	0,03	0,06
Iopamidol	0,1	0,05	0,06	0,06	0,07
Iopromid	0,1	<0,01	0,02	0,03	0,03
Weitere Einzelstoffe					
N,N-Dimethylsulfamid (DMS)	0,1	0,02	0,02	<0,01	<0,01
Trifluoracetat (TFA)	1	0,37	0,67	0,35	0,40
1,4-Dioxan	0,1	0,02	0,03	0,08	0,09
Melamin	0,1*	0,20	0,22	0,10	0,12
1H-Benzotriazol	0,1	0,10	0,10	0,07	0,07
Metformin	0,1	0,12	0,12	0,10	0,11

*Gültig seit 01.01.2021

In den Alpenseen überschreitet derzeit nur noch Metformin den für Fließgewässer angewendeten ERM-Zielwerte geringfügig.

Die Konzentrationen an **Trifluoracetat (TFA)** in allen Alpenseen sind in den letzten Jahren spürbar angestiegen (Bild 15) und liegen oberhalb des ERM-Zielwertes von 0,1 µg/L für Fließgewässer. Im Bielersee werden mit Konzentrationen um 0,5 µg/L seit einigen Jahren die höchsten Werte festgestellt. Im Vierwaldstättersee wurde wiederum der Wert von 0,2 µg/L leicht überschritten.

Die Konzentrationen von **DMS (N,N-Dimethylsulfamid)** zeigen weiterhin einen geringen Rückgang der Befunde und liegen an allen Seemessstellen unterhalb von 0,02 mg/L (Bild 16). In den anderen Alpensee liegen die Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/L.

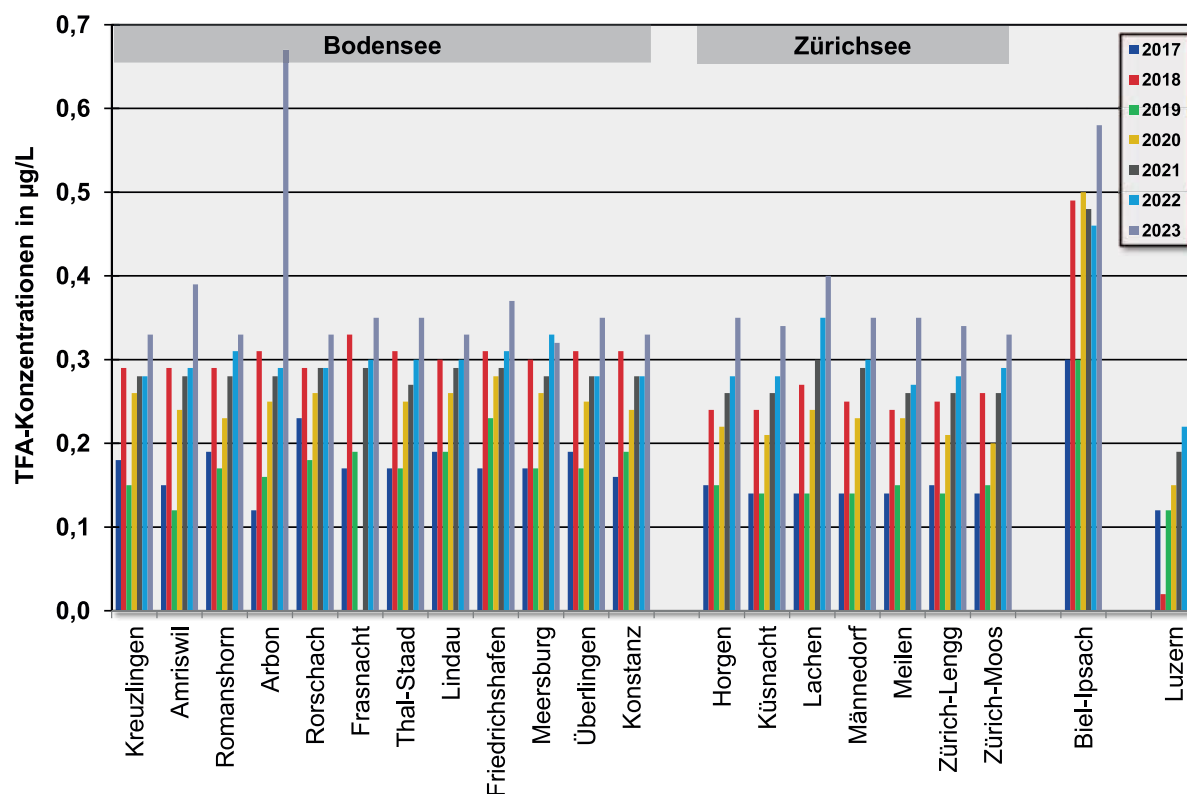


Bild 15: TFA-Konzentrationen in den Alpenseen (2017 - 2023)

Die Melamin-Konzentrationen im Bodensee haben sich im Bereich von 0,2 µg/L stabilisiert und liegen damit weiterhin oberhalb der Anforderungen des ERM (Bild 17). An Zürichsee und Bielersee werden durchweg ca. 0,1 µg/L Melamin nachgewiesen. Die Befunde im Vierwaldstättersee liegen seit einigen Jahren deutlich darunter.

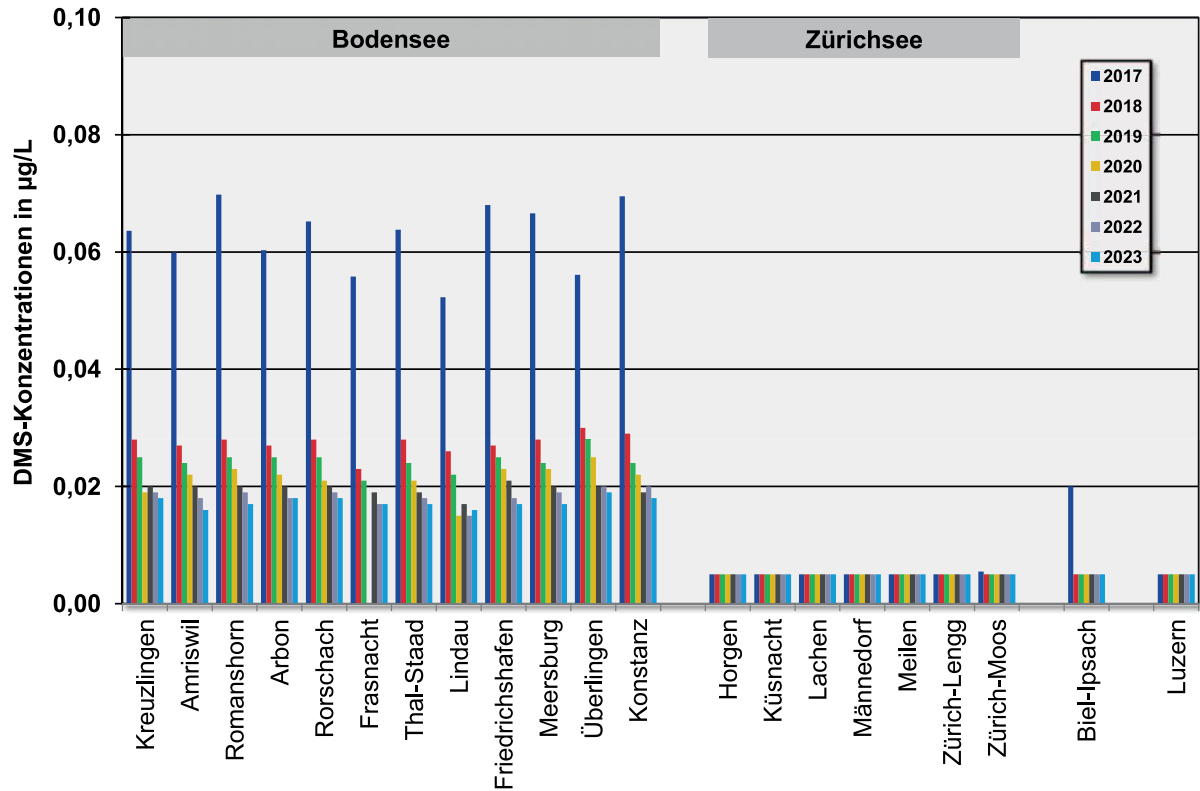


Bild 16: N,N-Dimethylsulfamid-Konzentrationen in den Alpenseen (2017 - 2023)

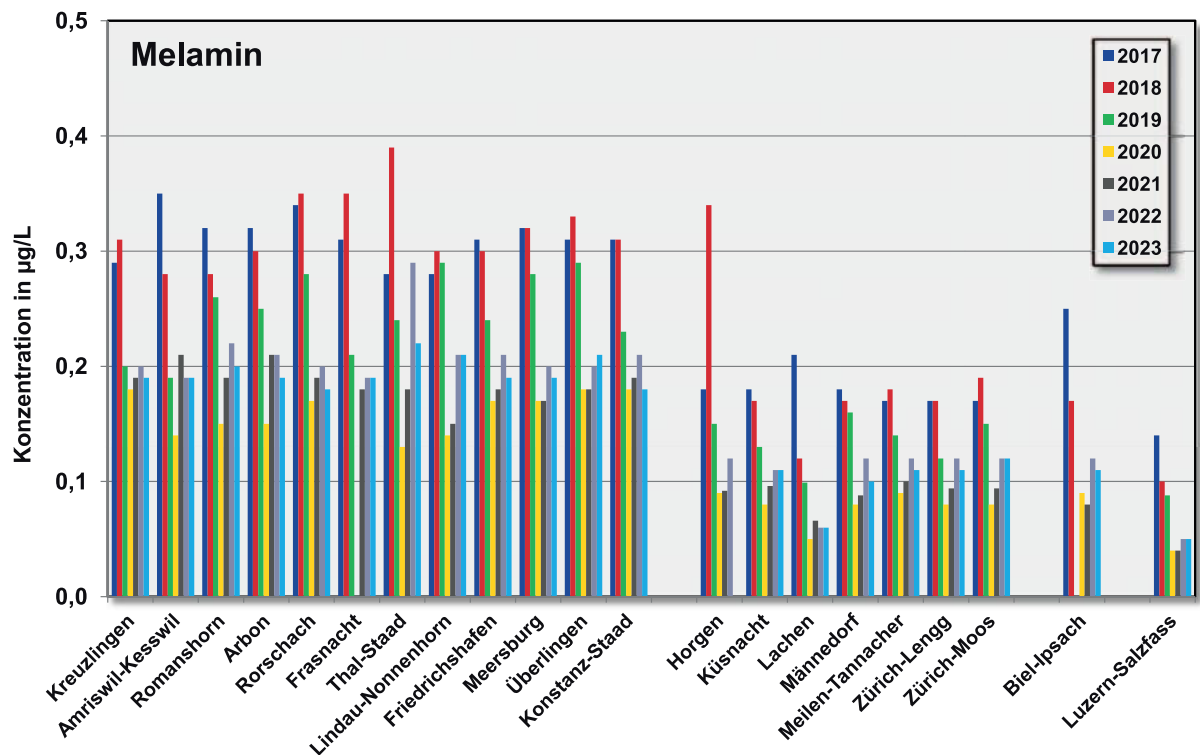


Bild 17: Melamin-Konzentrationen in den Alpenseen (2017 – 2023)

Von den vier in Bild 18 dargestellten Verbindungen liegen die Konzentrationen an **Metformin** an den meisten Messstellen in Bodensee und Zürichsee im Bereich des ERM-Zielwertes von 0,1 µg/L. **Guanylharnstoff** liegt im Zürichsee in ähnlicher Höhe und ist am Bodensee aktuell nur noch in Lindau nachzuweisen. Im Bielersee überschreiten sowohl Metformin als auch Guanylharnstoff den Zielwert deutlich während der Vierwaldstättersee hier unauffällig ist. Die beiden Verbindungen **Gabapentin** und **Lamotrigin** hingegen sind an allen Messstellen deutlich unterhalb der Anforderungen.

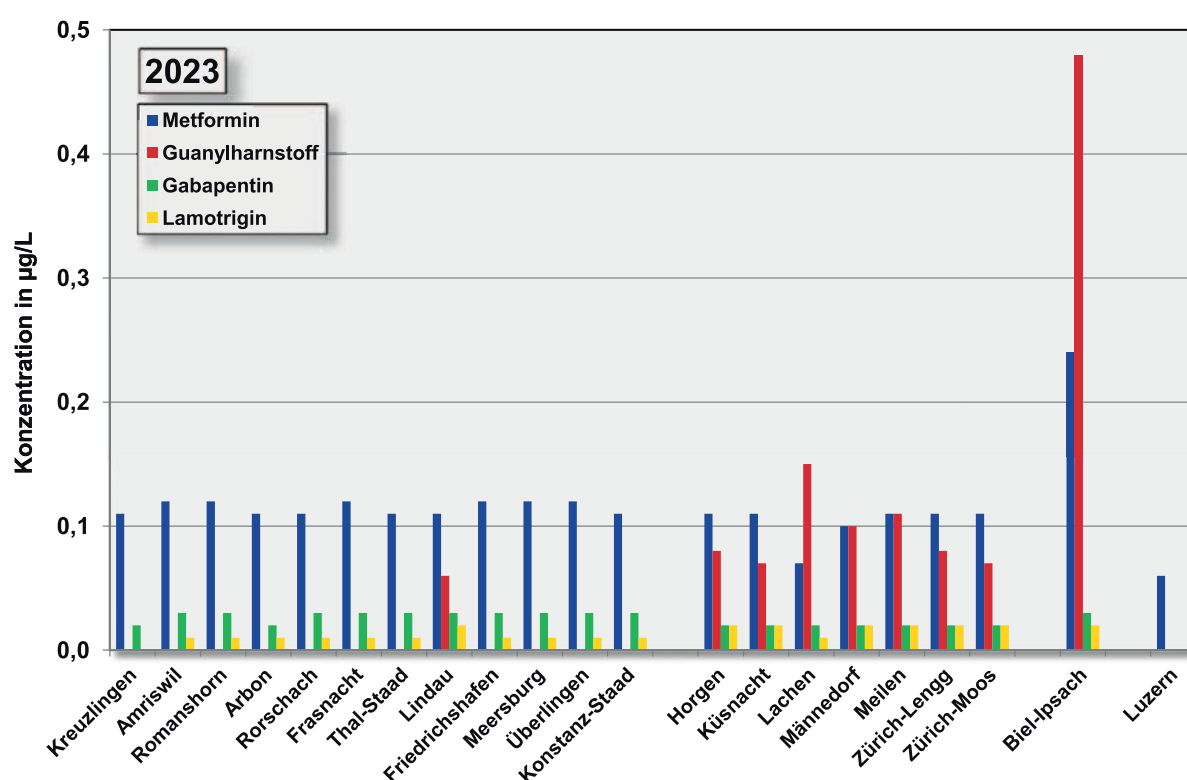


Bild 18: Konzentrationen von Metformin, Guanylharnstoff, Gabapentin und Lamotrigin (2023)

Bei der Gruppe der Süßstoffe weisen in den Alpensee Acesulfam und Sucralose die höchsten Konzentrationen auf während Cyclamat und Saccharin weit unter den im ERM geforderten Wert von 0,1 µg/L liegen (Bild 19). Während am Bodensee die beiden erstgenannten Verbindungen in etwa das gleiche Konzentrationsniveau aufweisen liegen die Konzentrationen von Sucralose in den Schweizer Seen deutlich über denen von Acesulfam. Der Vierwaldstättersee fällt – mit Ausnahme von Acesulfam - durch sehr geringe Befunde auf.

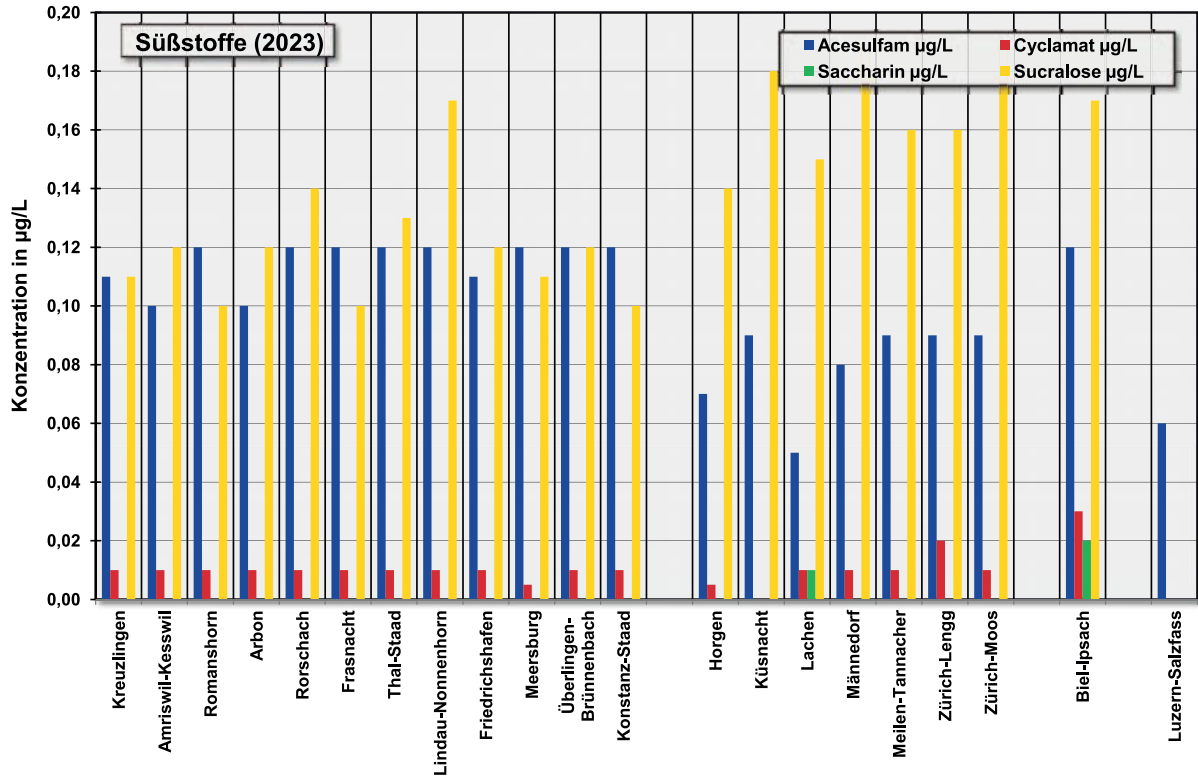


Bild 19: Konzentrationen von künstlichen Süßstoffen in den Alpenseen (2023)

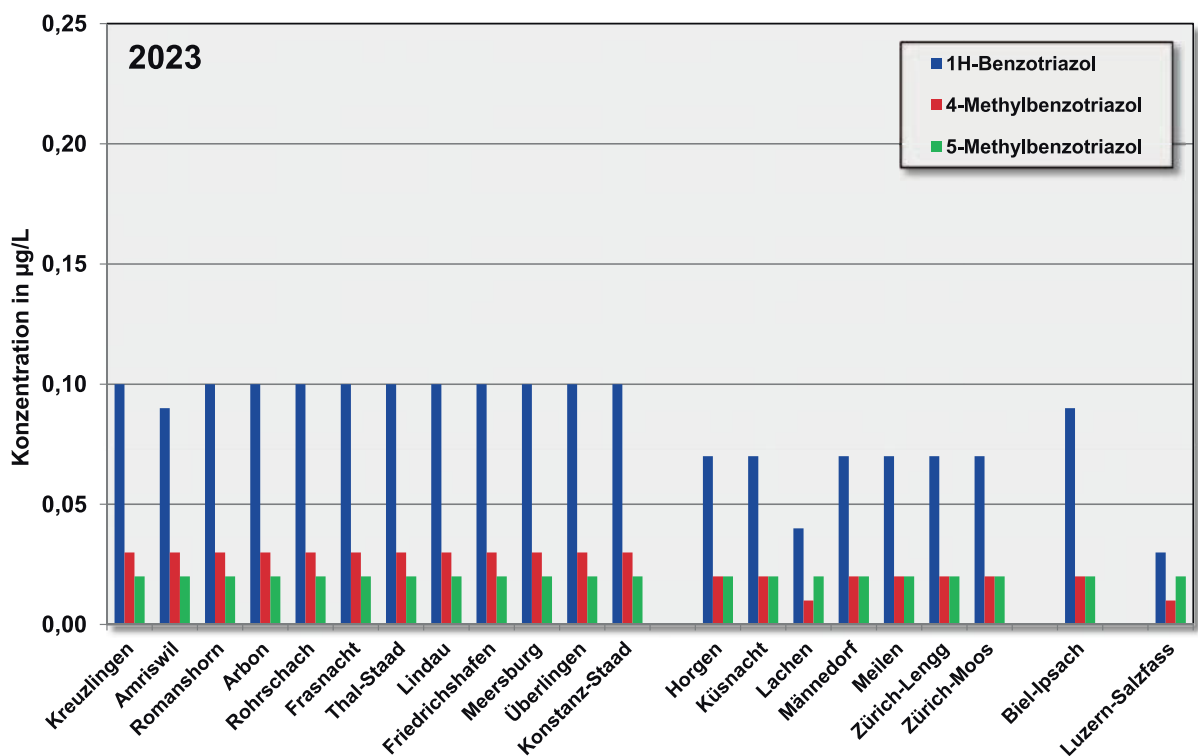


Bild 20: Konzentrationen von 1H-Benzotriazol und dessen Derivaten in den Alpenseen (2023)

Mit **1H-Benzotriazol** (Bild 20) wird ein Korrosionsinhibitor und Enteisungsmittel in die Oberflächengewässer eingetragen. Die Konzentrationen von 1H-Benzotriazol liegen im Bodensee weiterhin bei ca. 0,1 µg/L und haben sich in den vergangenen Jahren nur geringfügig verändert. Im Zürichsee und Bielersee waren die Werte rückläufig und stagnieren seit wenigen Jahren. In diesen Alpenseen wird der ERM-Zielwert von 0,1 µg/L deutlich unterschritten. Die beiden Verbindungen 4-Methyl-Benzotriazol und 5-Methyl-Benzotriazol weisen in allen Fällen ein niedrigeres Konzentrationsniveau auf.

Im Dezember 2020 und im Januar 2021 wurden bei zwei Schadensvorkommnissen insgesamt 2760 kg Löschschaum mit ca. 28 kg PFOS durch die dort ansässige Firma AMCOR über die Goldach in den Bodensee eingetragen, was erst sehr verspätet bekannt wurde. Eine direkte zeitnahe Information der Wasserwerke rund um den Bodensee ist nicht erfolgt. Die AWBR hat sich daraufhin mit der Firma in Verbindung gesetzt und sich die danach getroffenen Sicherheitsmaßnahmen erläutern lassen. Zur Schadensabwehr der IGKB wurde ebenfalls Kontakt aufgenommen, um zukünftig eine zeitnahe Alarmierung bei Vorkommnissen mit Auswirkungen auf die Trinkwasserversorgung zu erreichen.

Im Rahmen der jährlichen Seeuntersuchung wurde 2022 auch auf die PFAS-Verbindungen untersucht und 2023 die Goldach nochmals beprobt. Festgestellt wurde, dass rund um den Bodensee ca. 0,002 µg/L PFOS im Seewasser enthalten sind. In der Goldach konnten eine Reihe von PFAS nachgewiesen werden, die vermutlich auf eine oberhalb gelegene Altlast zurückzuführen sind. Da 2022 im Mündungsbereich mit 0,018 µg/L eine deutlich höhere Konzentration an PFOS nachgewiesen werden konnte, wurde 2023 ein ca. 1 km langer Abschnitt abgegrenzt. Erst auf diesem Abschnitt kommt es nach den Befunden zum Eintrag von PFOS. Die Befunde lagen 2023 mit 0,026 µg/L noch deutlich über den Vorjahreswerten (Bild 21).

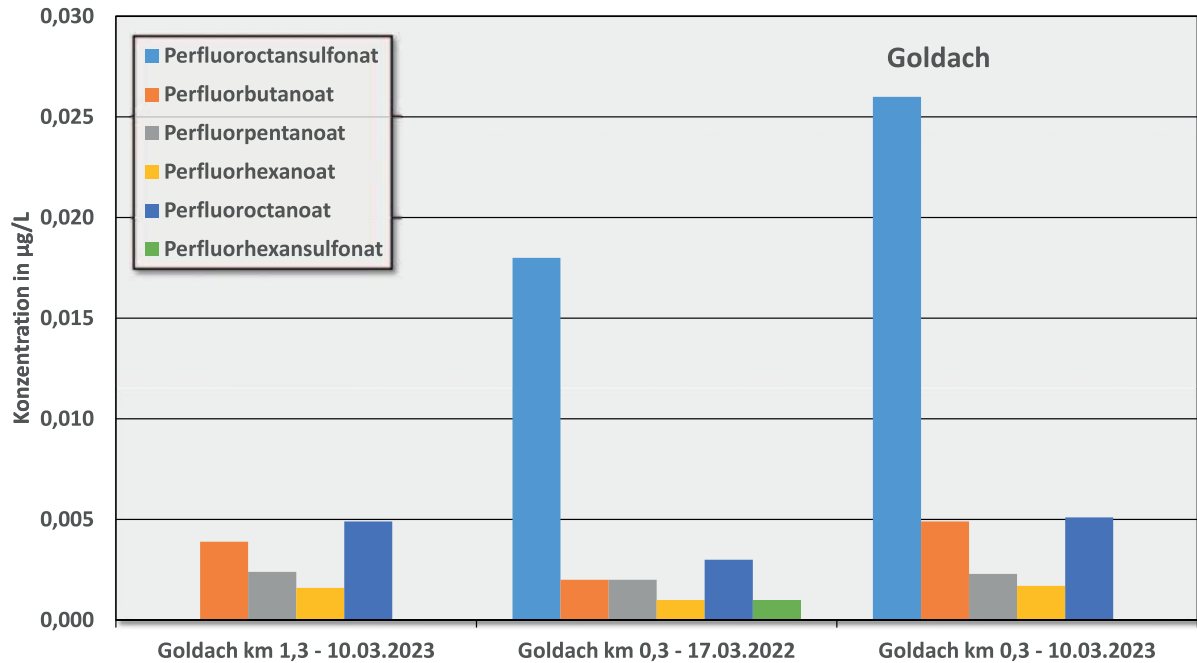


Bild 21: Sonderuntersuchung auf PFAS in der Goldach (17.03.2022 und 10.03.2023)

Mikrobiologische Untersuchungen

Im Jahr 2022 wurden mikrobiologische Untersuchungen auf die Parameter Koloniezahl (R2A, 20 °C, 7 d); Coliforme Bakterien (Colilert®); E. coli (Colilert®); Enterokokken (DIN EN ISO 7899-2)) an einigen Messstellen der AWBR weitergeführt. Optional konnten die somatischen Coliphagen sowie Clostridium Perfringens im Rahmen der Eigenanalysen nach Teil A des Untersuchungsprogramms mitbestimmt werden. Die Befunde liegen im Bereich der in den Vorjahren festgestellten Werte. Die Auswertung über längere Zeiträume hinweg erfolgt in regelmäßigen Abständen im Auftrag der IAWR für den gesamten Rhein. Auf die entsprechenden Berichte wird hier verwiesen.

Auswertung nach den Zielwerten des Europäischen Fließgewässermemorandums

Zentrales Dokument hinsichtlich der Anforderungen der Trinkwasserversorger an Fließgewässer ist das Europäische Fließgewässermemorandum (ERM), das 2020 neu aufgelegt wurde. Überschreitungen der dort

festgelegten Zielwerte zeigen Handlungsbedarf an. Unterschieden werden die Befunde dabei in vier Kategorien:

- ERM-Zielwert von Mittelwert und Maximum überschritten
- ERM-Zielwert vom Maximum überschritten
- ERM-Zielwert wird von allen Werten eingehalten
- Alle Befunde liegen unterhalb 50% des ERM-Zielwertes

In den nachfolgenden Abbildungen wird jeweils der prozentuale Anteil der Befunde, der auf diese vier Kategorien entfällt, dargestellt. Dabei kann bei Überschreitung eine Zuordnung nur zu Anzahl Überschreitungen hinsichtlich Maximum (gelb) oder Maximum und Mittelwert (rot) erfolgen. Somit wird verdeutlicht, für welche Parameter weiterer Handlungsbedarf (gelb) oder dringender Handlungsbedarf (rot) besteht. Für Sauerstoff und den pH-Wert ist diese Art der Klassifizierung nicht geeignet.

Bei den allgemeinen und summarischen Parametern am Oberrhein werden die Zielwerte des ERM an den Rhein-Messstellen eingehalten. Im Neckar bei Mannheim liegen die DOC-Werte noch häufig deutlich oberhalb des Zielwertes, während dieser von TOC und AOX eingehalten wird.

Die umfangreichste Stoffgruppe bei den Untersuchungen der AWBR stellen weiterhin die pharmazeutischen Wirkstoffe dar. Auf diese wird an den beiden Hauptmessstellen Basel und Karlsruhe untersucht. In Bild 22 sind der Übersichtlichkeit wegen nur die Verbindungen dargestellt, für die mindestens ein Befund oberhalb 50 % des ERM-Zielwertes nachgewiesen werden konnte. Hierbei überschreiten Metformin und dessen Transformationsprodukt Guanylharnstoff sowie einige Röntgenkontrastmittel sogar im Mittel den ERM-Zielwert. Bei Oxipurinol, Gabapentin, Iohexol und Valsartansäure liegen nur einige Maximalwerte über dem ERM-Zielwert von 0,1 µg/L.

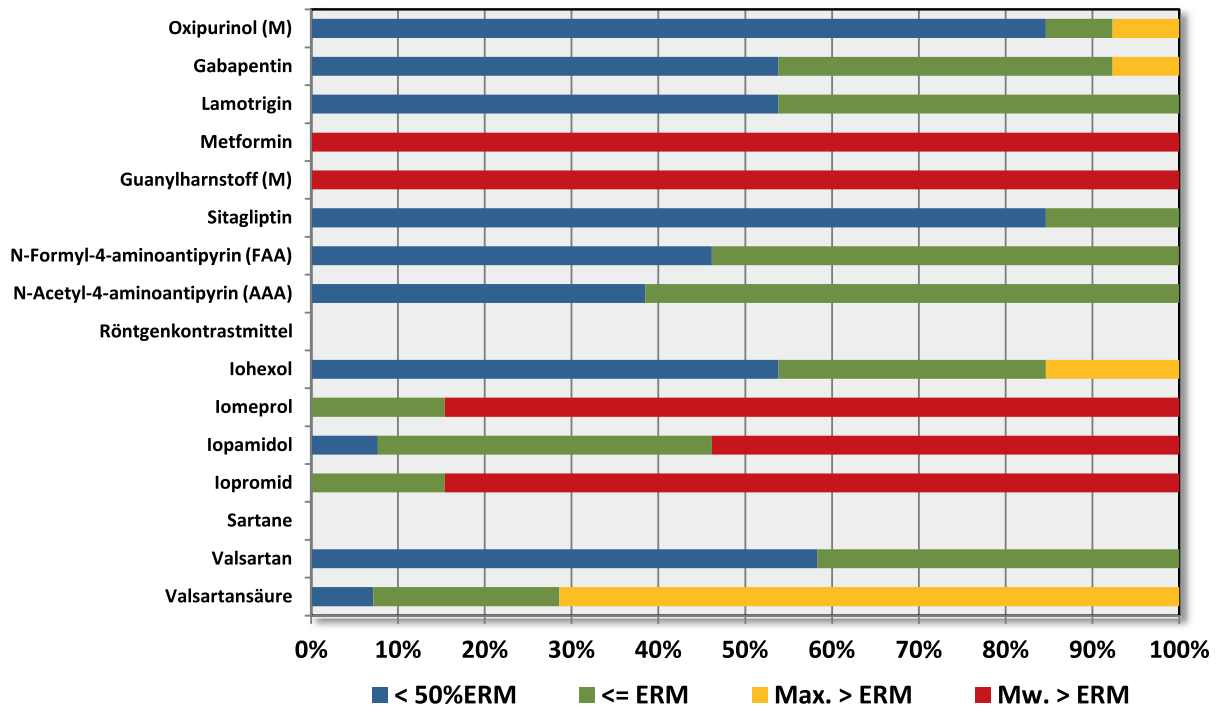


Bild 22: Ausgewählte Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten/Transformationsprodukte – Auswertung nach den Zielwerten des ERM für die Messstelle Karlsruhe RDK (2023)

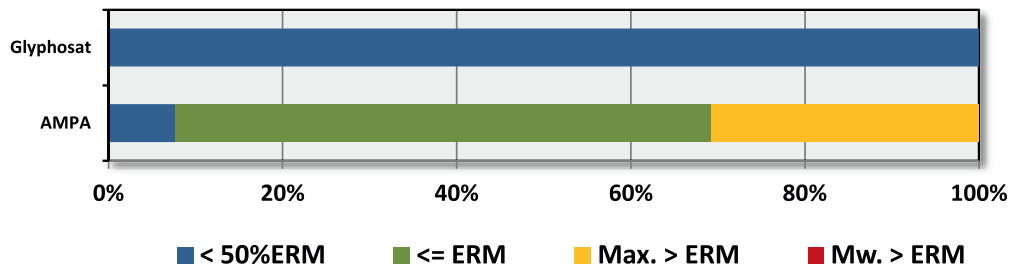


Bild 23: PSM-Wirkstoff Glyphosat und dessen Metabolit AMPA – Auswertung nach den Zielwerten des ERM für die Messstelle Karlsruhe RDK (2022)

In der AWBR werden mit Glyphosat und dessen Metabolit AMPA nur ein deutlich reduzierter Umfang an PSM-Wirkstoffen und deren Metaboliten untersucht. Die Werte sind weitestgehend unauffällig und zeigen nur für AMPA Überschreitungen beim Maximalwert (Bild 23). Am Neckar hingegen überschreiten die Werte für AMPA den Zielwert dauerhaft.

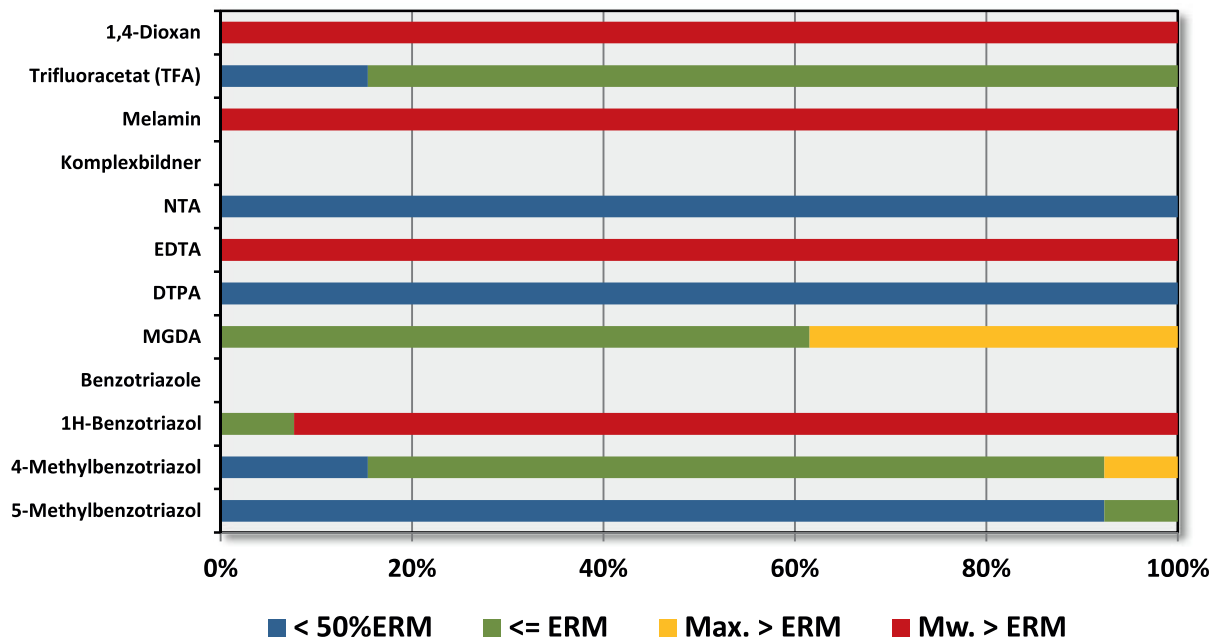


Bild 24: Industriechemikalien - Auswertung nach den Zielwerten des ERM für die Messstelle Karlsruhe RDK (2022)

Bei den Industriechemikalien (Bild 24) zeigen 1,4-Dioxan, Melamin, EDTA und 1H-Benzotriazol meistens Konzentrationen oberhalb des ERM-Zielwertes. Relevant sind diese Stoffe insbesondere wegen den ungünstigen Stoffeigenschaften Persistenz (P) und Mobilität (M). Am Neckar sind besonders EDTA und teilweise MGDA auffällig. Hier überschreiten die Benzotriazole durchgängig die Anforderungen nach dem ERM. Für die künstlichen Süßstoffe werden hingegen die Zielwerte eingehalten.

Das 2021 in den Untersuchungsumfang aufgenommene MGDA zeigt einige Überschreitungen an Rhein und Neckar. Zudem liegen die Werte von EDTA in Basel noch teilweise über den Anforderungen des ERM.

Zusammenfassend kann für die Befunde im deutlich zu trockenen Jahr 2022 festgehalten werden, dass eine ganze Reihe an pharmazeutischen Wirkstoffen Konzentrationen oberhalb der Anforderungen des ERM von 0,1 µg/L aufweisen. Besonders hervorzuheben sind dabei Metformin mit dem Metabolit Guanylharnstoff sowie Oxipurinol. Des Weiteren liegen höhere Werte bei Candesarten und Valsartan einschließlich des Metaboliten Valsartansäure vor. Im Neckar sind die Befunde wegen des höheren

Abwasseranteils z. T. deutlich darüber und weitere Verbindungen überschreiten die Zielwerte. Bei den iodierten Röntgenkontrastmitteln werden fast durchweg Überschreitungen an Rhein und Neckar festgestellt.

Bei den Industriechemikalien liegen Messdaten von 1,4-Dioxan, Melamin, Trifluoracetat (TFA), EDTA, MGDA und 1H-Benzotriazol über den ERM-Zielwerten. Für Amidosulfonat gibt es derzeit noch keine Einstufung obwohl die Konzentrationen hier sehr hohe Werte erreichen.

Bewertung von Spurenstoffen in Deutschland, Frankreich und der Schweiz

Josef Klinger

TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe

Kurzfassung

Am 6. Oktober 2022 haben die AWBR und die Stadt Mulhouse zum El-sässer Trinkwassertag eingeladen. Ein Themenschwerpunkt widmete sich hierbei den Spurenstoffen, ihrem Vorkommen und ihrer Bewertung aus Sicht der Trinkwasserversorgung. Dabei wurde deutlich, dass im Oberrheingebiet das Spurenstoffspektrum identisch ist, aber die nationale Bewertung insbesondere von Pestizidmetaboliten zu deutlich unterschiedlichen Ergebnissen führt. Dies zeigt, dass zwar Gewässer nicht an Grenzen haltmachen, eine einheitliche grenzüberschreitende Bewertung aber nicht etabliert ist. Dies führt dazu, dass die Mitgliedswerke der AWBR bei identischer Befundlage deutlich unterschiedliche Maßnahmen treffen bzw. Auflagen erfüllen müssen. Hier gilt es, zukünftig Transparenz und Einheitlichkeit zu etablieren. Der vorliegende Beitrag zeigt die Ansätze und Unterschiede auf.

Einleitung

In der Arbeitsgemeinschaft Wasserwerk Bodensee Rhein (AWBR) sind 60 Wasserversorgungsunternehmen im Einzugsgebiet der Aare und des Rheins von den Alpenseen über den Bodensee vereint. Die AWBR setzt sich für einen umfassenden und vorsorgenden Schutz der Oberflächen- und Grundwasserressourcen ein, um langfristig und für kommende Generationen die Trinkwasserversorgung zu sichern. Das Untersuchungsprogramm der AWBR liefert zur Bewertung der Wasserressourcen aus Sicht der Trinkwasserversorgung Zahlen, Daten und Fakten. Das Messprogramm umfasst insbesondere auch Spurenstoffe. Details zum Messprogramm finden sich im allgemeinen Berichtsteil. Die Flussgebiete mit ihren Grundwasserkörpern und der Seen im Bereich der AWBR sind von ihrer Internationalität gekennzeichnet. In der AWBR zeigt sich sehr deut-

lich, dass Wasser keine Grenzen kennt. Die Befundlage von Spurenstoffen in Oberflächengewässern einerseits und Grundwässern andererseits ist zwar auch regional geprägt aber das Spurenstoffspektrum, das z. B. Industriechemikalien, pharmazeutische Wirkstoffe, iodierte Röntgenkontrastmittel und Pflanzenschutzmittel inklusive ihrer Metabolite umfasst, ist im AWBR-Einzugsgebiet vergleichbar. Ein Aspekt, der im Rahmen des Elsässer Trinkwassertage am 06.10.2023 in Mulhouse diskutiert wurde, ist, ob die Bewertung von Spurenstoffen und hier insbesondere von Pestizidmetaboliten im Hinblick auf Trinkwasser vergleichbar bzw. identisch ist. Hierzu gibt es europäische Vorgaben gemäß der Trinkwasserrichtlinie und bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln durch die Pflanzenschutzmittelverordnung. Gerade aber bei der Bewertung von Metaboliten von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln gibt es durchaus nationale Unterschiede. Dies hat u. a. die Bewertung der Chlorothalonil-Metabolite in der Schweiz und in Deutschland gezeigt. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, die unterschiedlichen nationalen Vorgehensweisen bei der Bewertung von Pestizidmetaboliten in den nachfolgenden Abschnitten kurz darzulegen.

Bewertung und Vorgehen in Deutschland

Gemäß der Trinkwasserverordnung 2011 in der aktuellen Fassung gilt für relevante Metabolite, also Metabolite, die eine pestizide Wirksamkeit aufweisen, der Trinkwassergrenzwert von 0,1 µg/L. In der novellierten Trinkwasserverordnung, die 2023 in Kraft tritt, wird jetzt weitergehend differenziert. So werden zukünftig auch Metabolite als relevant für Trinkwasser eingestuft, wenn Grund zu der Annahme besteht, dass sie in Bezug auf die pestizide Zielwirkung mit dem Ausgangsstoff vergleichbare inhärente Eigenschaften aufweisen, und wenn sie für Verbraucher eine Schädigung der menschlichen Gesundheit besorgen lassen oder die Transformationsprodukte auf Grund der in der jeweiligen Wasserversorgungsanlage angewendeten Aufbereitungsverfahren eine Schädigung der menschlichen Gesundheit besorgen lassen [1].

Insbesondere für nicht relevante Metabolite wurde in Deutschland das sogenannte GOW-Konzept etabliert, d. h. die trinkwasserhygienische

Bewertung von stoffrechtlich „nicht relevanten“ Metaboliten von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln im Trinkwasser [2].

Das Konzept der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) leitet lebenslang duldbare gesundheitliche Höchstwerte ab. Ein GOW für einen Stoff fällt umso niedriger aus, je weniger aussagekräftig und/oder je unvollständig er seine experimentell-toxikologische Datenbasis ist. Er wird auch nur vorläufig vergeben. Sein Austausch gegen einen höheren, auf vollständiger Datenbasis und für denselben Stoff abgeleiteten, lebenslang gesundheitlich duldbaren Leitwert (LWTW) ist nur möglich, wenn die Datenbasis zuvor vervollständigt und toxikologisch als entsprechend aussagekräftig neu bewertet wurde. Im GOW-Konzept werden die Bezeichnungen Vorsorgewert, Orientierungswert, Leitwert und Maßnahmewert aufgeführt. Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass es sich lediglich bei dem Maßnahmewert um einen wissenschaftlich abgeleiteten Höchstwert handelt, bei dessen Überschreitung mit hinreichender Wahrscheinlichkeit eine gesundheitliche Besorgnis besteht [3]. Ein guter Überblick über diese Systematik ist in Tabelle 1 gegeben.

Tabelle 1: Übersicht zu den gesundheitsbasierten Werten bei der wissenschaftlichen Risikobewertung und im politischen Risikomanagement [3]

Bereich der Risikobewertung	Motivation zur Begründung eines Höchstwertes		Bereich des Risikomanagements
	nach Art der Belastung (B.) und der möglichen Abhilfe	nach zulässiger Höhe der betreffenden Belastung	
Höchstwerte werden von 2.1 → 2.4 wissenschaftlich zunehmend verbindlicher			Höchstwerte werden von 2.1 → 2.4 politisch zunehmend verbindlicher ¹⁾
2.4 Gefahrenwert (GefW)	B. war einst unvermeidbar; nachsorgende Gefahrenabwehr	Stoffspezifisch je nach toxischem Potenzial und mögl. Abwehrmaßnahmen	2.4 Prüf-/Maßnahmewert (MW)
2.3 Besorgniswert (BW)	B. ist jetzt und künftig bis zur Höhe des BW unvermeidbar; vorsorgliche Gefahrenabwehr auf sicherer Datengrundlage	Stoff- und stoffsummenspezifisch je nach toxischem Potenzial bei vollständiger Bewertbarkeit	2.4 Leitwert/Eingreifwert (LW)
2.2 spezifischer ²⁾ Vorsorgewert = Warnwert/ Indikatorwert (WW)	B. ist bis zur Höhe des WW unvermeidbar; vorsorgliche Gefährdungsabwehr auf unsicherer Datengrundlage	Stoff- und Stoffsummenspezifisch je nach toxischem Potenzial bei unvollständiger bis fehlender Bewertbarkeit	2.2 spezifischer Orientierungswert, z. B. gesundheitlich (GOW)
2.1 allgemeiner Vorsorgewert (VW) oder Hintergrundwert (HW)	B. ist oberhalb des VW _a bzw. des HW vermeidbar, <i>gesundheitliche Bewertung entfällt mangels Bedarf</i>		2.1 allgemeiner Vorsorgewert (VW _a) oder Hintergrundwert (HW)

Hierbei ist zu betonen, dass der GOW so niedrig angesetzt ist, dass auch bei einer späteren vollständigen humantoxikologischen Bewertung bei lebenslanger täglicher Aufnahme des betreffenden Stoffes über das Trinkwasser ausreichend sicher keine Gesundheitsschädigungen beim Menschen zu erwarten sind. Dieser Vorsorgeaspekt stellt sicher, dass eine zunehmende Vervollständigung der toxikologischen Daten in der Regel zu demselben oder zu einem höheren, aber nicht zu einem niedrigeren Wert führt.

Das GOW-Konzept wird mittlerweile nicht nur für nicht relevante Metabolite von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln, sondern auch für nicht bewertete Stoffe angewendet. Die Liste wird vom Umweltbundesamt geführt und kann unter [4] eingesehen werden.

Regulatorischer Ansatz in Frankreich/Elsass

Mit der Instruction DGS/EA4/2020/177 des Ministère de la Santé et de la Prévention Direction Générale de la Santé (DGS) wurden ebenfalls die Begriffe relevant und nicht relevant für die Bewertung von Pestizidmetaboliten eingeführt. So gilt ein Pestizidmetabolit als relevant für Wasser für den menschlichen Gebrauch, wenn davon auszugehen ist, dass er (selbst oder seine Umwandlungsprodukte) ein gesundheitsschädliches Risiko hervorrufen könnte. Im Trinkwasser gilt hierfür ein Höchstwert von 0,1 µg/L. In der Ausführungsnote der Agence Régionale de Santé Grand Est (ARS) heißt es weiter: Wird eine Konzentration gemessen, die über der Qualitätsgrenze von 0,1 µg/L liegt, aber unterhalb von VMax, sieht die neue Anweisung keine Einschränkung des Wasserverbrauchs vor, sondern nur eine Information der Bevölkerung und die Möglichkeit, unter bestimmten Bedingungen eine Ausnahmegenehmigung zu beantragen. Der VMax-Wert wird für jeden Metaboliten einzeln festgelegt [5].

Für nicht relevante Pestizidmetaboliten gilt die gesetzliche Qualitätsgrenze von 0,1 µg/L nicht, sondern sie werden mit einem von der Agence Nationale des Sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du

travail (ANSES) festgelegten gesundheitlichen und individuellen Wert belegt. Liegt ein solcher Wert nicht vor, wird der sogenannte „Vigilanzwert“ von 0,9 µg/L angesetzt. Dieser von ANSES festgelegte „Vigilanzwert“ ist ein allgemein anwendbarer, sicherheitsrelevanter Wert, der standardmäßig für alle nicht relevanten Pestizidmetaboliten gilt. Die Wahl des Wertes beruht auf einem Ansatz, der als „Schwellenwert für toxikologische Besorgnis“ bezeichnet wird.

Entscheidend ist also die Bewertung, ob ein Metabolit relevant ist oder als nicht-relevant eingestuft wird. Dass sich diese Bewertung ändern kann, zeigen die Vorgaben für die Metaboliten von S-Metolachlor. So wurden bis zum 30.09.2022 die Metaboliten Metolachlor ESA und Metolachlor NOA als relevant bewertet, womit ein Höchstwert im Trinkwasser von 0,1 µg/l anzuwenden war. Mit der ANSES-AVIS vom 30. September 2022 wurden jetzt beide Metabolite neu bewertet und in der Folge als nicht relevant eingestuft [6].

Vorgehen und Handlungsansätze in der Schweiz

In der Verordnung des Eidgenössischen Departement des Inneren (EDI) über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen (TBDV) ist unter anderem für Pestizide festgelegt, dass der Höchstwert für Pestizide für die Wirkstoffe sowie die für das Trinkwasser relevanten Metabolite gilt [7]. Im Zusammenspiel des Bundesamtes für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen (BLV) und dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) wird eine Substanzliste geführt, aus der hervorgeht, welche Metabolite als relevant bzw. nicht relevant bewertet werden [8].

Für nicht relevante Metabolite gibt es keine weitere Differenzierung im Hinblick auf die Bewertung im Trinkwasser. Somit gilt ein allgemeiner Höchstwert von 10 µg/L, der aus dem Pflanzenschutzrecht resultiert.

Konsequenzen der unterschiedlichen Vorgehensweise anhand ausgewählter Beispiele

Aufgrund der nationalen Herangehensweisen kann es somit vorkommen, dass in einem grenzüberschreitenden Gewässer eine identische Befundlage unterschiedlich bewertet wird und in der Folge unterschiedliche Vorgaben für die jeweils betroffenen Wasserversorgungen resultieren. Dies soll anhand ausgewählter Beispiele nachfolgend dargestellt werden.

Metabolite von Chlorthalonil

In Deutschland werden insgesamt sechs Metabolite als nicht relevante Metabolite bewertet. Darunter ist auch der Metabolit M4 (R 471811). Es gilt ein gesundheitlicher Orientierungswert von 3,0 µg/L [4].

In Frankreich wird der Metabolit R 471811 als relevant bewertet [9]. Es gilt also ein Grenzwert von 0,1 µg/L. Ein VMax-Wert ist nicht ausgewiesen. Mit der Instruction DGS/EA4/2022/127 wurde dann ein VST (valeur sanitaires transitoires), der sich an dem Wert des UBA von 3,0 µg/L orientiert, festgelegt [10].

In der Schweiz hat die Bewertung der Metabolite von Chlorthalonil eine längere Historie. So wurden am 16.07.2019 sechs Metabolite als relevant bewertet. Einen Monat später wurden weitere drei Metabolite ebenfalls als relevant eingestuft. Damit gilt für diese ein Höchstwert von 0,1 µg/L. Wiederum einen Monat später wurde der Metabolit R 471811 als nicht relevant zurückgestuft. Im Jahr 2021 ist ein Zwischenentscheid zu einem Klageverfahren zur Einstufung der Metabolite ergangen. Dies führte dazu, dass bis zu einem rechtsgültigen Gerichtsentscheid die Anwendbarkeit des Höchstwertes von 0,1 µg/L im Streit steht und der kantonale Vollzug unklar ist.

Metolachlor ESA als Metabolit von S-Metolachlor

In Deutschland wird der Metabolit als nicht relevant betrachtet und es wird ein GOW von 3,0 µg/L angesetzt [4].

In Frankreich wurde dieser Metabolit bis zur Neubewertung als relevant ausgewiesen. Es galt also ein Höchstwert von 0,1 µg/L. Erst mit Erscheinen der neuen Bewertung am 30.09.2022 wurde dieser Metabolit als nicht relevant betrachtet. Darüber hinaus ist zu erwähnen, dass am 20. Januar 2023 eine neu AVIS erschienen ist. In dieser wird ausgeführt, dass die ANSES einen Antrag auf Überprüfung der Zulassungen von Pflanzenschutzmitteln mit S-Metolachlor durchführt und die ANSES das Verfahren zur Rücknahme der wichtigsten Verwendungszwecke von Pflanzenschutzmitteln mit S-Metolachlor eingeleitet hat [11].

In der Schweiz wird der Metabolit ebenfalls als nicht relevant bewertet [8]. Hier gilt dann ein Höchstwert von 10 µg/L.

N,N-Dimethylsulfamid (DMS) als Metabolit von Tolyfluanid

In Deutschland wird hierfür ein GOW von 1,0 µg/L ausgewiesen [4].

In Frankreich wird DMS als relevanter Metabolit bewertet. Es gilt also ein Höchstwert von 0,1 µg/L. Mit der Instruction DGS/EA4/2022/127 wurde dann ein VST (valeur sanitaires transitoires), der sich an dem Wert des UBA von 1,0 µg/L orientiert, festgelegt [10].

In der Schweiz wird der Metabolit ebenfalls als nicht relevant bewertet [8]. Damit gilt hier der Höchstwert von 10 µg/L.

Schlussfolgerung

In dem Beitrag wird deutlich, dass sich die Bewertung von Pestizidmetaboliten und damit die national gültigen Höchstwerte im Trinkwasser teilweise deutlich unterscheiden. Dies zeigt, dass Gewässer keine Grenzen kennen, die Bewertungen von insbesondere Pestizidmetaboliten sich aber direkt an der Grenze ändern, auch wenn erste Schritte der Annäherung in der Bewertung zu erkennen sind. Den Mitgliedern der AWBR, die als internationale Arbeitsgemeinschaft tätig ist, zeigt dies, wie wichtig ein gemeinsamer Erfahrungsaustausch und der Einsatz für saubere Gewässer sind. Dies ist die satzungsgemäße Aufgabe der AWBR und

spiegelt sich sowohl im Fließgewässermemorandum als auch im Grundwassermemorandum wider, die beide von der AWBR maßgeblich vorangebracht wurden. Vor dem Hintergrund der unterschiedlichen nationalen Bewertungsergebnisse hat insbesondere die Forderungen des Grundwassermemorandums (ESM, 2022) oberste Priorität: Für das Schutzziel Grundwasser gilt Zero Pollution!

Literatur

- [1] Bundesratsdrucksache 68/23 über die Zweite Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung.
- [2] *Trinkwasserhygienische Bewertung von stoffrechtlich „nicht relevanten“ Metaboliten von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln im Trinkwasser. Bundesgesundheitsbl-Gesundheitsforsch-Gesundheitsschutz 2008 31: 797-801.*
- [3] *Dieter, H. H.: Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte – Aktuelle Definitionen und Höchstwerte, aktualisierte Fassung, Bundesgesundheitsbl. 52 (2009) 1202-1206.*
- [4] <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/trinkwasser/trinkwasserqualitaet/toxikologie-des-trinkwassers/gesundheitslicher-orientierungswert-gow>
- [5] *Note Technique, Agence Régionale de Santé Grand Est, 12. Mai 2021.*
- [6] *AVIS ANSES relativ au réexamen du classement de la pertinence pour le métabolite ESA et NOA du S-metolachlor dans les eaux destinées a la consommation humaine, 30 September 2022.*
- [7] *Verordnung des Eidgenössischen Departement des Inneren (EDI) über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen.*
- [8] <https://www.blv.admin.ch/dam/blv/de/dokumente/zulassung...> • PDF Datei
- [9] [https://www.anses.fr/fr/content/pesticides-dans-l%E2%80%99eau-du-robinet/.](https://www.anses.fr/fr/content/pesticides-dans-l%E2%80%99eau-du-robinet/)
- [10] *Instruction DGS/EA4/2022/127 du 24 mai 2022 relative à la gestion des risques sanitaires en cas de présence de pesticides et métabolites des pesticides dans les eaux destinées à la consommation humaine.*
- [11] *AVIS ANSES reativ a la demande de réexamen des autorisation de mise sur le marche des prdouits phytopharmaceutiques contenant du S-metolachlore. 20 Januar 2023.*

Neubau des Wasserwerkes Mörscher Wald der Stadtwerke Karlsruhe

*Ulrike Erdrich, Markus Gruber, Dirk Kühlers, Bernd Hofmann,
Matthias Maier
Stadtwerke Karlsruhe GmbH*



Zusammenfassung

Auf der Grundlage der Wasserbedarfsprognose (bis zum Jahr 2040), einer Analyse und Risikobetrachtung des Dargebots und der technischen Ausstattung der Bestandswasserwerke wurde ein „Zukunftskonzept Trinkwassergewinnung“ für die Stadt Karlsruhe entwickelt. Im Ergebnis sollte die Aufbereitungskapazität des über 70 Jahre alten Wasserwerkes Mörscher Wald von ca. 24.000 m³/d auf 60.000 m³/d erhöht werden. Für die Umsetzung wurde ein interdisziplinäres Projektteam unter Leitung des Fachbereichs etabliert und ein Generalplaner beauftragt.

Nach vier Jahren Bauzeit ging das neue Werk Mörscher Wald im Juli 2022 in Betrieb. Das Einfahren der Filter zur Enteisung/Entmanganung wurde vom Fachbereich durchgeführt und vom DVGW-Technolo-

giezentrum Wasser (TZW) begleitet. Der vom Aufsichtsrat der Stadtwerke Karlsruhe bewilligte Zeit und Kostenrahmen wurde eingehalten.

Veranlassung

Die Stadtwerke Karlsruhe versorgen Karlsruhe mit seinen etwa 300.000 Einwohnern mit etwa 19 Mio. m³ Trinkwasser pro Jahr. Hinzu kommt eine Trinkwasserabgabe an mitversorgte Gemeinden im Umland von Karlsruhe in Höhe von etwa 2 Mio. m³ pro Jahr und eine Trinkwasserab-

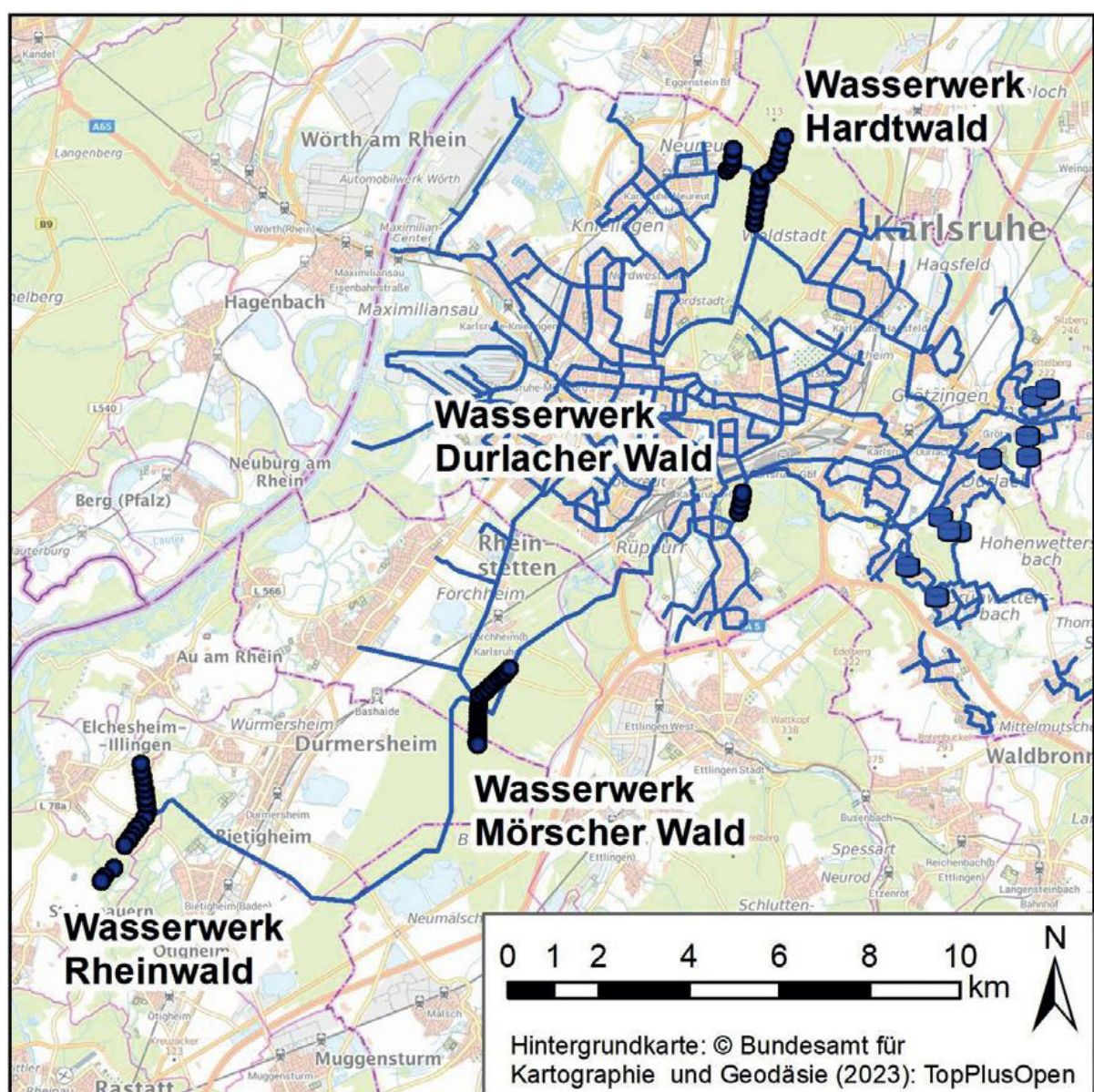


Abb. 1: Trinkwasserversorgung Karlsruhe: Wasserwerke und Hauptleitungen

gabe an den benachbarten Zweckverband Wasserversorgung Albgau in Höhe von etwa 4 Mio. m³ pro Jahr aus dem gemeinsamen Wasserwerk Rheinwald.

Die Grundwasserentnahme zur Trinkwasserversorgung von Karlsruhe erfolgt an vier Standorten rund um Karlsruhe aus dem rechtsrheinischen Porengrundwasserleiter des Oberrheingrabens.

Um die Sicherheit der Trinkwasserversorgung langfristig gewährleisten zu können, wurde auf der Grundlage von Wasserbedarfsprognose, Analyse des Dargebots hinsichtlich Menge und Qualität, und Analyse der technischen Ausstattung der Wasserwerke ein **Zukunftskonzept Trinkwassergewinnung** entwickelt. Auf diesem Gesamtkonzept basieren seitdem die Neubeantragungen der Wasserrechte und die Arbeiten an den Anlagen der Trinkwassergewinnung.

- Die **Wasserbedarfsprognose** geht für die absehbare Zukunft von einem voraussichtlich etwa gleichbleibenden Wasserbedarf aus, wobei aufgrund des Klimawandels und weitere Faktoren auch ein Anstieg um bis zu etwa 15 % möglich wäre, der bei weiteren Planungen damit unbedingt zu berücksichtigen ist. Der seit langem bestehende Tagesspitzenfaktor von ca. 1,5 wird sich dagegen voraussichtlich nicht maßgeblich ändern.
- Das älteste Karlsruher Wasserwerk Durlacher Wald (1871) ist aufgrund der Stadtentwicklung in den vergangenen 150 Jahren immer näher an die Stadt Karlsruhe gelangt und wird mittlerweile auf zwei Seiten von bebautem Gebiet eingeschlossen. Das Risikomanagement zeigt daher für diesen Standort gegenüber den anderen Standorten deutlich erhöhte Risiken für das **Grundwasserdargebot**. Das Wasserwerk Durlacher Wald wird daher im Zukunftskonzept nicht mehr berücksichtigt und soll mittelfristig für die Trinkwassernotversorgung verwendet werden. An den anderen drei Wasserwerksstandorten wird das Grundwasserdargebot in Menge und Qualität voraussichtlich auch langfristig unverändert zur Verfügung stehen.
- Die Analyse **der technischen Ausstattung** der Wasserwerke ergab, dass vor allem die Leistungsfähigkeit des zweitältesten Karlsruher Wasserwerkes Mörscher Wald (1952) insbesondere bezüglich der Trinkwasseraufbereitung bei weitem nicht ausreichte, um das dort vorhandene und wasserrechtlich gesicherte Grundwasserdargebot vollständig zu nutzen.

- Um insgesamt die **Resilienz** der Karlsruher Trinkwasserversorgung zu stärken, wird angestrebt, dass zukünftig die Trinkwasserversorgung Karlsruhe jederzeit auch bei Ausfall eines Wasserwerkes, d.h. mit zwei von drei Wasserwerken, uneingeschränkt erfolgen kann. Zum Zeitpunkt der Konzepterstellung war dies für Tage mit erhöhtem Trinkwasserbedarf nicht gegeben.

Für die Umsetzung des Zukunftskonzepts war der erste und wichtigste Schritt, die Leistungsfähigkeit des bestehenden Wasserwerkes Mörscher Wald auf eine maximale Tagesabgabe von 60.000 m³ zu erhöhen (Faktor 2,5). Dabei war die bisherige Trinkwasseraufbereitung der Enteisenung/Entmanganung durch Belüftung und Schnellfiltration unverändert beizubehalten.

Vorbereitung und Projektorganisation

Vorplanung durch den Fachbereich

Die Aufbereitungskapazität am Standort Mörscher Wald konnte mit einem Umbau des Bestandswerkes oder mit einem Neubau auf einer stadtwereeigenen Fläche unmittelbar neben dem Bestandswerk realisiert werden. Die bewaldete Fläche des unbebauten Grundstückes wurde bis dahin zur Versickerung des Klarwassers der Filterrückspülung genutzt. Beide Varianten wurden konzeptionell entlang der gesamten Aufbereitungskette durchdacht. Von den Mitarbeitern des Fachbereichs wurde ein detailliertes planerisches Konzept zur Umsetzung beider Varianten inkl. eines Raum- und Flächenprogramms erarbeitet. Auf Basis dieser Vorplanung wurde eine erste Kostenschätzung für beide Varianten erstellt, die von einem externen Gutachter bestätigt wurde.

Eine innerhalb des Fachbereichs „Trinkwasser“ durchgeführte Nutzwertanalyse, die den Betrieb der Trinkwassergewinnung Mörscher Wald während der Bauphase, den Betrieb nach Fertigstellung, die Umweltauswirkungen, die Bauausführung selbst und den Aufwand der Projektleitung und Steuerung bewertete (insgesamt 53 Einzelkriterien), ergab eine Empfehlung für die Variante „Neubau“.

Für den Neubau sprachen vor allem die „höhere Versorgungssicherheit während der Bauphase“ (das Bestandswerk konnte parallel zum Baubetrieb betrieben werden), die große Unsicherheit im Hinblick auf die Kosten bei einem „Umbau im Bestand“, sowie die erwartbaren höheren Betriebskosten des angepassten Bestandswerkes gegenüber einem Neubau in den kommenden Jahrzehnten.

Raum und Flächenplanung

Im neuen Wasserwerk wurden acht geschlossene Zweischichtfilter (Betonfilter) mit einer Filterfläche von jeweils 30 m², zwei Trinkwasserbehälterkammern mit einem Speichervolumen von jeweils 3.000 m³, Raum für eine später ggf. notwendige zusätzlich erforderliche Aufbereitung und eine Versuchsanlage vorgesehen. Sämtliche Anlagenkomponenten (u.a. Aufbereitung, Trinkwasserbehälter, Netzpumpenhalle, Notstromversorgung) sollten innerhalb eines Gebäudes untergebracht werden.

Steuerung des Werkes vor Ort soll weiter möglich sein (hohes Maß an Sicherheit)

Neben der Steuerung des Werkes durch die Prozessleitstelle Trinkwasser der Stadtwerke Karlsruhe sollte das neue Wasserwerk zusätzlich komplett vor Ort gesteuert werden können (Handsteuerung vor Ort). Zur Sicherstellung der Spannungsversorgung bei einem flächendeckenden Stromausfall wurde das im alten Werk vorhandene Netzersatzstromaggregat planerisch eingebunden. Weiterhin sollte, wie in den anderen Wasserwerken, eine Not-SPS im Werk die Steuerung vor Ort bei einem Netzwerkausfall übernehmen.

In der weiteren fachbereichsinternen Vorplanung wurden folgende bislang noch nicht betriebenen Anlagen näher betrachtet:

Statische Mischer zur Belüftung des reduzierten Grundwassers

Hierzu wurde vom Fachbereich ein Versuchstand im Bestandswerk errichtet und die Funktionalität des platzsparenden statischen Mixers erfolgreich getestet.

Verzicht auf Trockenbeete, Versickerungsbecken statt freie Versickerungsflächen

Ein neues Konzept zur Behandlung des Fe/Mn-Dünnschlammes im Filtrückspülwasser wurde vom zuständigen Fachingenieur entwickelt. Ziel war eine Alternative zu den in den Bestandwasserwerken betriebenen Trockenbeeten und zur bisherigen Versickerung des Klarwasser auf dem umliegenden Waldgelände zu etablieren. Der Schlammabzug aus den Trockenbeeten war personell aufwändig und störanfällig. Eine „Schlammeindickung“ versprach eine platzsparende und pragmatische Alternative (Abb. 2).

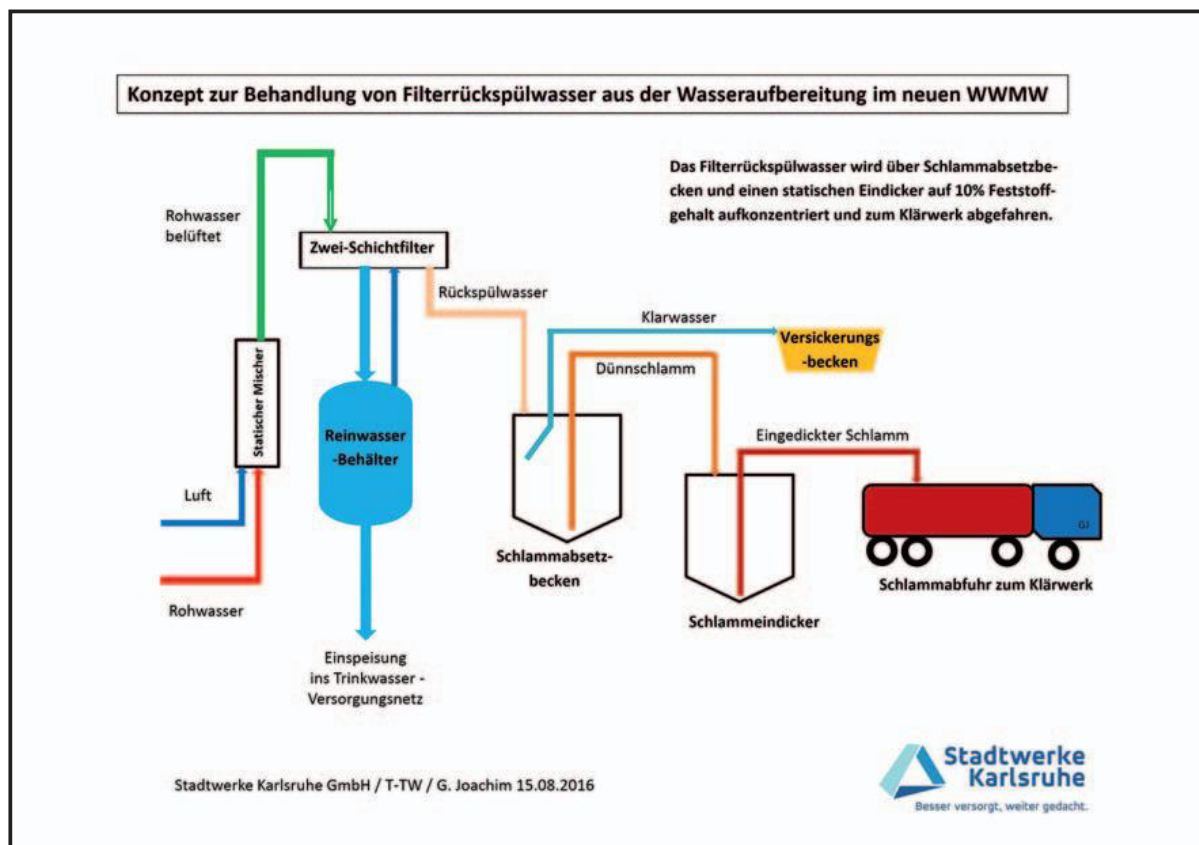


Abb. 2: Erstes Konzept des Fachingenieurs zur Filtrückspülbehandlung

Ein alternatives Konzept sah vor, das Klarwasser wieder in den Aufbereitungsprozess zurückzuführen. Die Bewertung im Rahmen einer studentischen Arbeit ergab ökonomische und betriebliche Nachteile gegenüber der konzipierten naturnahen Versickerung. Sie wurde in den weiteren Planungen nicht weiter betrachtet.

Die Installation einer PV-Anlage wurde bei der zu planenden Dachkonstruktion statisch berücksichtigt.

Fußend auf den im Fachbereich durchgeführten Analysen, Vorplanungen und der darauf aktualisierten Kostenabschätzung genehmigte der Aufsichtsrat im Frühjahr 2016 den Bau eines neuen Wasserwerkes Mörscher Wald und die Einbindung eines Generalplaners. Für das Gesamtprojekt stand ein Budget von 38 Mio. Euro zur Verfügung.

Aufstellung einer Projektorganisation

Für die anstehenden Arbeiten wurde bereits vor der Auswahl des Generalplaners ein über den Fachbereich hinaus interdisziplinäres Projektteam (Abb. 3) aufgestellt.

Erste Vorbereitungen für die technische, kaufmännische und organisatorische Begleitung des anstehenden Bauprojektes wurden getroffen. Darüber hinaus wurden Ressourcen für das Projektcontrolling und für die Projektkommunikation bereitgestellt. Ziel war, jederzeit eine maximale Transparenz über die eingesetzten Mittel und den Projektfortschritt zu schaffen.

Regelmäßige Jour Fixe wurden etabliert, das Projektteam legte sich auf gemeinsame Ziele und Prozessabläufe fest (u.a. Vergabe, Rechnungsstellung, Nachtrags- und Umweltmanagement). Die Ziele, Spielregeln, Prozessabläufe und Verantwortlichkeiten wurden in einem Projekthandbuch dokumentiert.

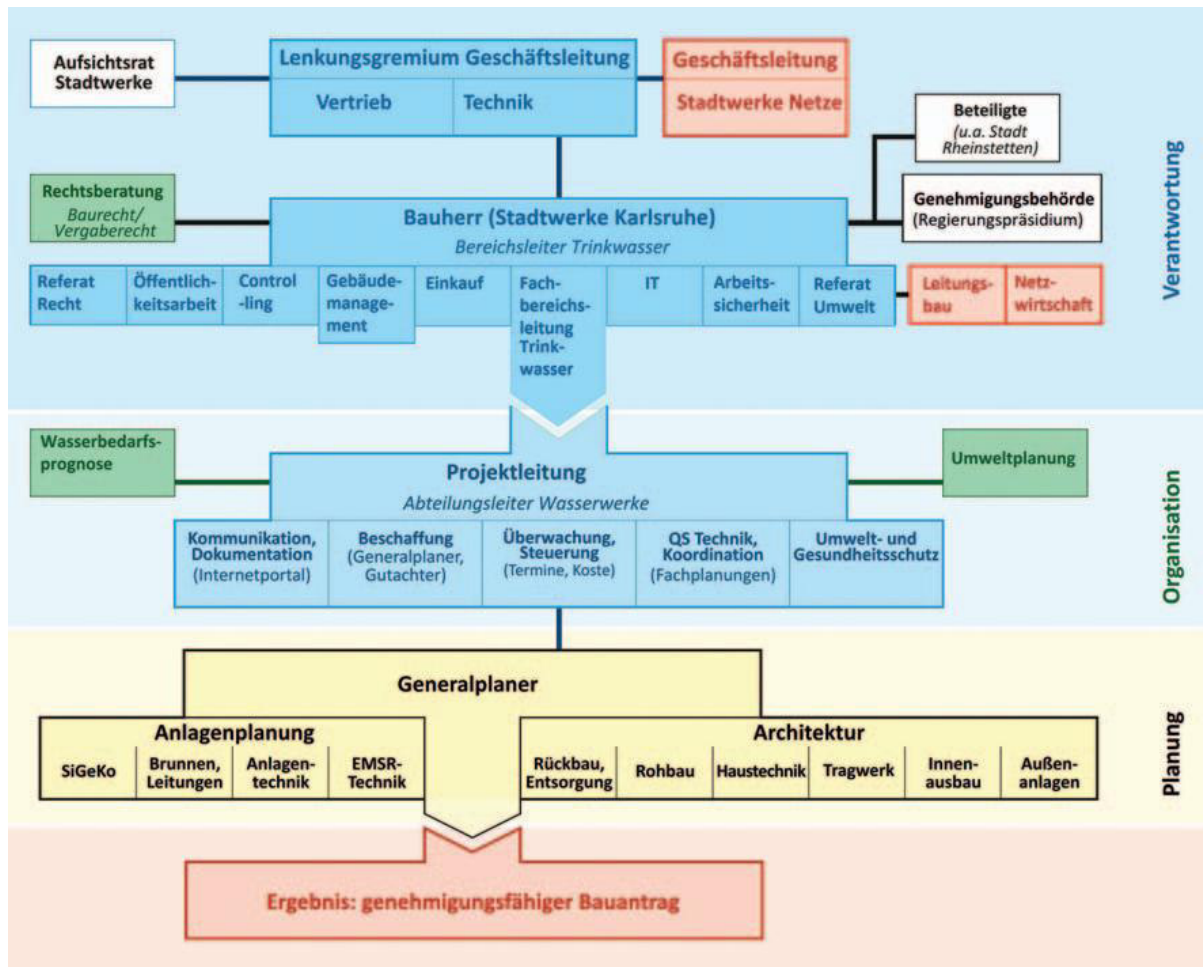


Abb. 3: Interdisziplinäres Projektteam mit dem Ziel „genehmigungsfähiger Bauantrag“

Auswahl eines Generalplaners, Vergabe der Bauleistungen

Für die zu vergebende HOAI-Leistung „Generalplanung“ wurde eine europaweite Ausschreibung im Verhandlungsverfahren nach Sektorenrichtlinie durchgeführt. Das Verfahren wurde durch den Einkauf der Stadtwerke Karlsruhe in enger Abstimmung mit dem Projektauftraggeber und der Projektleitung abgewickelt. Als hilfreich erwies sich die Begleitung des Projektteams durch eine Anwältin mit dem Schwerpunkt Vergaberecht.

Zur Auswahl des technisch und wirtschaftlich besten Angebots wurden Kriterien herangezogen und gewichtet, die neben dem Gesamtpreis auch die von den Bewerbern im weiteren Auswahlverfahren präsentierte Auftragsanalyse, konzeptionelle Vorschläge, Projektstruktur und Projek-

tabwicklung enthielten. Der Zuschlag an den Generalplaner wurde im **Juli 2016** erteilt.

Im Rahmen der Konzentrationswirkung (§ 84, Abs. 3 WG) wurde die Baugenehmigung zusammen mit dem Wasserrecht beantragt. Auf Basis der umfangreichen bereichsinternen Vorplanungen erstellte der Generalplaner mit der inzwischen etablierten Projektgruppe, den betriebseigenen Fachingenieuren und Betriebsmeistern die Genehmigungsplanung. Die wasserrechtliche Zulassung auf Basis der über 2.500 Seiten umfassenden Antragsunterlagen (Wasser-, Baurecht und Umweltplanung) wurde im **Februar 2018** rechtzeitig zum Beginn der Bauarbeiten durch das Regierungspräsidium Karlsruhe erteilt. Eine erhebliche Betroffenheit des naturschutzfachlich hochwertigen Gebietes wurde dabei nicht festgestellt, sämtliche Eingriffe konnten durch geeignete Maßnahmen minimiert werden.

Die gesamte Baumaßnahme umfasste 18 Lose. Davon wurden die Lose „Rohbau- und Rohrleitungsarbeiten“, „Anlagen der Aufbereitung“, „Elektrische Mess-, Steuer- und Regelungstechnik“ und „Rückbau und Entsorgung des Bestandswerkes“ **europaweit** ausgeschrieben. Die umfassenden Werksverträge wurden mit Unterstützung eines Juristen für Baurecht erstellt. Das erste Gewerk „Bauvorbereitende Maßnahmen“ wurde bereits **Ende 2017**, das letzte Gewerk „Rückbau des Bestandswerkes“ wurde **Ende 2021** vergeben.

Bauliche Umsetzung

Im Frühjahr 2018 begann die Umsetzung „Neubau Wasserwerk Mörscher Wald“ mit der Freimachung des Baufeldes. Die behördliche Auflage „nur Fahrzeuge, die mit reinem Biodiesel betrieben werden, sind in der Wasserschutzzone I erlaubt“ erwies sich bereits bei der Vergabe der Rodungsarbeiten als Stolperstein. Die Firmen gaben auf Nachfrage an, dass die Gewährleistung des Maschinenlieferanten durch den Einsatz des Biodiesels entfielen und eine Angebotsabgabe so nicht möglich sei.

Diese Auflagen aus der Baugenehmigung wurde in Abstimmung mit den Behörden an die Realität der technischen Bauausführung angepasst.

Dieselmotoren wurden auf dem Baufeld erlaubt, eine zum Grundwasser hin dichte Baustelleneinrichtungsfläche mit geeigneter Abscheideanlage für mögliche Undichtigkeiten an den Baufahrzeugen oder der Tankanlage minimierte die Gefährdung des Eintrags von Schadstoffen in das Grundwasser. Für die Fällungs- und Rodungsarbeiten kam vorerst noch ein Elektrobagger zum Einsatz.

Mit der Baustelleneinrichtungsfläche und den Versickerungsbecken, die das Klarwasser der Filtrerrückspülung des Bestandswerkes während der Bauarbeiten zum Neuen Werk aufnahmen, starteten die Bauarbeiten.



Abb. 4: *Juli 2018: Die Netzpumpenhalle und die Halle der Notstromersatzanlage (rote Dacheindeckung) des Bestandswerkes links im Bild, in der Bildmitte die Baustelleneinrichtungsfläche und die Baucontainer, dahinter die bereits ausgehobenen Versickerungsbecken.*

Hygienekonzept

Mit dem Beginn der Rohrleitungs- und Rohbauarbeiten wurde gemeinsam mit den Gesundheitsbehörden und der beauftragten Arbeitsgemeinschaft das vom Fachbereich erstellte Hygienekonzept und der Hygieneplan weiterentwickelt. Entsprechend dem nun vorliegenden Baustelleneinrichtungsplan wurden Hygienezonen definiert (A bis D), wobei die Hygienezone A (Wasserwerksbehälter, Filter) die höchsten Anforderungen an den Bauablauf stellte. Im Eingangsbereich zur Hygienezone A stand ein sogenannter „Schwarz/Weiß-Container als „Hygiene- Schleuse“ für Material und Personal. Im Container wurde gereinigte Wechselkleidung zur Begehung der Hygienezone A bereitgestellt. Vor und nach der Schleuse standen Desinfektionswannen, in denen das Schuhwerk gereinigt werden konnte. Die Hygienekoordination, die Unterweisungen und Kontrolle wurde während der gesamten Bauzeit des Werkes vom Personal des Fachbereichs Trinkwasser wahrgenommen.

Wöchentliche Baubesprechungen bildeten die Basis für die Koordination der zum Teil mit über zehn unterschiedlichen Firmen parallellaufenden Gewerke auf der Baustelle. Etwaige Änderungen der zuvor vertraglich vereinbarten Bauabläufe oder Bauausführung wurden in den Protokollen festgehalten und galten durch die Vertragsparteien (Bauausführende Firmen, Stadtwerke Karlsruhe) als damit „eilvernehmlich geändert“.

Die Innenwände der Filterkammern und der Reinwasserkammern wurden auf Vorschlag des ausführenden Rohbauers mit „wasserabführenden Schalungsbahnen“ (Zemdrain) betoniert. Die somit porenarme Oberfläche erforderte keine weitere Beschichtung der Wände und versprach Vorteile in der späteren Wartung und Instandhaltung der Kammern und bei der mikrobiologischen Stabilität des aufzubereitenden Roh- und zu speichernden Trinkwassers. Die Bodenplatte des Reinwasserbehälters wurde in einem Stück gegossen und die Oberfläche mittels Flügelglättung mit gleicher Zielrichtung (porenarm, mikrobiologische Stabilität) unter strengster Einhaltung der hygienischen Auflagen hergestellt.



Abb. 5: Ende 2019 waren die Rohrleitungs- und Rohbauarbeiten nahezu fertiggestellt.

Während der laufenden Rohbauarbeiten wurden die Netzpumpen auf der Basis von hydraulischen Rohrnetzrechnungen für maßgebende Versorgungsszenarien (u.a. mittlerer und Spitzentag aus den Verbrauchsdaten zurückliegender Jahre, mittlerer und Spitzentag aus der Wasserbedarfsprognose für das Jahr 2040) final ausgelegt. Die Modellrechnungen (stationär und instationär) wurden in Zusammenarbeit mit dem zuständigen Fachbereich der Stadtwerke Netzservice GmbH durchgeführt. Ausgewählt wurden schließlich drei Netzpumpen mit einer abgestuften Förderleistung von 2.000 m³/h, 1.600 m³/h, 1.000 m³/h und eine drehzahlgeregelte Netzpumpe mit einer Förderleistung von 400 – 800 m³/h (Abb. 6). Sämtliche Rohrleitungen wurden in Edelstahl ausgeführt.



Abb. 6: Blick in die Netzpumpenhalle, im Vordergrund die drei Rückspülpumpen der Aufbereitungsfilter, im hinteren Bild die Netzpumpen und Druckstoßkessel

Die Montage der „Anlagen der Aufbereitung, Heizung/Lüftung/Sanitär und Elektrotechnik“ wurden im **Herbst 2021** abgeschlossen.

Parallel zu den laufenden Arbeiten wurde in Zusammenarbeit mit der Steinbeis Stiftung der Hochschule Karlsruhe und Studierenden des Studiengangs Informationsdesign eine multimediale Ausstellung zum Thema Trinkwasser gestaltet (Abb. 7). Den Studierenden standen Mitarbeiter aus den Fachbereichen als Paten zur Verfügung.



Abb. 7: Blick in den Vortragsraum mit 14 unterschiedlichen Themenstationen (weitere Infos unter www.stadtwerke-karlsruhe.de/de/pk/wasserwerk-moerscherwald.php)

Inbetriebnahme

Die Inbetriebnahme des Wasserwerkes, die in enger Abstimmung mit dem Gesundheitsamt stattfand, begann mit der Befüllung der Rohrleitungen mit Trinkwasser. Dies erfolgte schrittweise rückwärts aus dem Versorgungsnetz. Dabei wurden die einzelnen Rohrleitungsabschnitte für jeweils ca. 2 Wochen mit geringem Durchfluss mit Trinkwasser gespült. Der jeweils nächste Abschnitt wurde immer erst dann in Betrieb genommen, wenn die mikrobiologische Freigabeuntersuchung ohne Befund war. Im Anschluss wurden Dauerläufer zur Frischhaltung eingerichtet. Das Wasser, mit dem die Rohrleitungen gespült wurden, wurde in die bereits vorhandenen Versickerungsbecken abgeleitet und dort versickert.

Diese Vorgehensweise in Kombination mit den strengen hygienischen Auflagen bei der Montage ermöglichte die Inbetriebnahme aller Rohrlei-

tungen ohne Desinfektionsmaßnahmen. Das sporadische Auftreten von mikrobiologischen Befunden bei den Freigabeuntersuchungen konnte in allen Fällen durch weiteres Spülen der Leitungen behoben werden.

Eine große Herausforderung bei der Inbetriebnahme des Wasserwerkes war das Einfahren der 8 Filter zur Enteisung/Entmanganung des Rohwassers. Vor allem für den Entmanganungsprozess ist die Besiedelung der Filter mit den entsprechenden Bakterien unabdingbar. Um diese Besiedelung zu initiieren, wurde auf die neuen Filter eine etwa 10 – 20 cm hohe Schicht Filtermaterial aus den Filtern des alten Wasserwerkes aufgebracht.

Das Einfahren der Filter erfolgte mit dem Rohwasser aus den vorhandenen Grundwasserbrunnen. Nach dem Durchströmen der Filter musste das Filtrat versickert werden, da es über längere Zeit noch deutliche Mangangehalte aufwies und insbesondere am Anfang auch mikrobiologisch z.T. stark belastet war. Die Versickerung erfolgte über einen zu diesem Zweck außer Betrieb genommenen Wasserwerksbrunnen. Die ursprüngliche Überlegung, das Filtrat während des Einfahrvorgangs dem Rohwasser des alten Wasserwerkes beizumischen, konnte aus hydraulischen Gründen und anfänglich auch aufgrund der mikrobiologischen Belastung des Filtrates nicht realisiert werden.

Das Einfahren der Filter zur Enteisung/Entmanganung wurde wissenschaftlich und fachlich eng vom DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) begleitet. Für den Einarbeitungsprozess wurde ein Untersuchungsprogramm festgelegt, um sowohl die mikrobiologische Qualität als auch die Eisen- und Mangangehalte des Filtrats engmaschig zu kontrollieren. Das Filtrat wurde dabei regelmäßig während verschiedener Betriebszuständen beprobt: unmittelbar nach der Rückspülung, nach kurzer und nach längerer Laufzeit.

Tabelle 1: Parameter des Untersuchungsprogrammes

Mikrobiologische Parameter	Chemische Parameter
Escherichia coli	Eisen (im Labor und als Schnelltest)
Coliforme Bakterien	Mangan (im Labor und als Schnelltest)
Enterokokken	Trübung (vor Ort)
Koloniezahl bei 36 °C	Sauerstoff (vor Ort)
Koloniezahl bei 22 °C	Ammonium (einmalig)
Pseudomonas aeruginosa	Methan + Sulfid (einmalig)

Die ersten mikrobiologischen Untersuchungen des Filtrats unmittelbar nach Beginn der Einfahrphase zeigten eine deutliche mikrobiologische Belastung des Filtermaterials. Die höchsten Gehalte traten dabei jeweils unmittelbar nach der Rückspülung auf. Neben stark erhöhten Koloniezahlen wurden auch coliforme Bakterien, Enterokokken und Pseudomonas, z.T. im zweistelligen Bereich, nachgewiesen. Da es praktisch nicht möglich ist, eingebautes Filtermaterial zu desinfizieren, blieb nur die Möglichkeit, den Einarbeitungsprozess weiter fortzuführen, bis die „unerwünschten“ hygienisch relevanten Bakterien von der späteren „gewünschten“ Bakterienpopulation verdrängt sind. Dieser Vorgang hat mehrere Monate in Anspruch genommen und zum gewünschten Erfolg geführt.

Der limitierende Faktor beim Einfahren der Filter war die geringe Versickerungsleistung des Brunnens im Verhältnis zur möglichen Aufbereitungsleistung aller 8 Filter, so dass nur ein Rohwasser-Volumenstrom von ca. 120 m³/h zur Verfügung stand. Die Filter wurden deshalb tagsüber abwechselnd stundenweise mit einer Filtergeschwindigkeit von maximal 4 m/h betrieben.

Die Enteisung war bereits nach wenigen Tagen so weit eingearbeitet, dass im Filtrat kein Eisen mehr nachgewiesen werden konnte. Die Einarbeitung der Entmanganung dauerte erwartungsgemäß sehr viel länger und zeigte ein sehr stark differenziertes Bild. So waren zwischen den einzelnen Filtern im Verlauf der Einarbeitung deutliche Unterschiede bei

der Entmanganungsleistung zu erkennen. Des Weiteren musste bei der Beurteilung der Entmanganung auch der Effekt, dass der Mangangehalt im Filtrat mit zunehmender Laufzeit – bei gleicher Filtergeschwindigkeit und konstanter Rohwasserzusammensetzung – deutlich anstieg, berücksichtigt werden.

Der Mangangehalt im Rohwasser spielt bei der Beurteilung der Entmanganung ebenfalls eine wichtige Rolle. Die Mangangehalte in den 24 Grundwasserbrunnen unterscheiden sich z.T. erheblich voneinander, die Bandbreite reicht von ca. 0,05 mg/l bis zu 0,25 mg/l Mangan. Es zeigte sich, dass die bei mittleren Mangangehalten im Rohwasser bereits gut funktionierende Entmanganung bei hohen Mangangehalten sich so weit verschlechterte, dass das im Rohwasser vorhandene Mangan bereits nach kurzer Zeit komplett durchgebrochen ist.

Bei der Beurteilung, wie weit die Einarbeitung der Entmanganung fortgeschritten war, musste die Tatsache, dass der Mangangehalt im Filtrat immer auch sehr stark von den erwähnten Randbedingungen beeinflusst wird, stets mitberücksichtigt werden. Nach ca. 5 Monaten war die Entmanganung so weit eingearbeitet, dass das Gesundheitsamt die Genehmigung zur Einspeisung des Trinkwassers in das Verteilungsnetz erteilt hat.



Abb. 8: *Blick in die Filterkammer eines beladenen Filters*

Abschließende Bewertung

Die Einweihung des Werkes wurde im Juli 2022 gefeiert. Im Herbst 2022 startete der Rückbau des Bestandswerkes, der zusammen mit der Rekultivierung der ehemaligen Wasserwerksfläche im Jahr 2023 abgeschlossen wird.

Die intensive Vorbereitung und Vorplanung des Bauprojektes durch die Mitarbeiter des Fachbereichs Trinkwasser zeigt sich im Rückblick als einer der entscheidenden Erfolgsfaktoren. Auch während der Bauausführung blieben die Mitarbeiter der Stadtwerke Karlsruhe eng an der Seite des Generalplaners. So verfügte die Projektleitung der Stadtwerke über einen umfangreichen Entscheidungsspielraum, um notwendige, schnelle und pragmatische Entscheidungen gleich auf der Baustelle zu treffen. Entscheidende Funktionen der Bauüberwachung, u.a. auch die Einhaltung des Hygienekonzeptes und die Arbeiten zur Inbetriebnahme blieben in den Händen der Mitarbeiter des Fachbereichs. Im Hinblick auf den Baufortschritt und die Kostenentwicklung blieb das Bauprojekt gegenüber den Lenkungsgremien jederzeit transparent. Der für das Gesamtprojekt bewilligte Zeit- und Kostenrahmen konnte mit vier Jahren Bauzeit und Investitionskosten in Höhe von 35,5 Mio. Euro eingehalten werden.

Erneuerung Seewasserwerk Ipsach – Trinkwasser für 70.000 Personen

Hanna Schiff

Energieservice Biel/Bienne



Abb. 1: Drohnenansicht der Baustelle des Seewasserwerks Ipsach. Datum: 01.10.2022

Das bestehende Seewasserwerk in Ipsach

Die Wasserversorgung der Gemeinden Biel und Nidau wird hauptsächlich durch das Seewasserwerk (SWW) in Ipsach gewährleistet. Dieses ist seit 1974 in Betrieb und im Besitz des Energie Service Biel/Bienne (ESB).

Das Werk war in den 1970er Jahren lediglich teilredundant konzipiert worden, da geplant war, einige Jahre später eine zweite Werkhälfte zu errichten, um die Redundanz zu garantieren. Dieses Werk wurde allerdings nie realisiert, da sich Bevölkerungszahl und Wasserkonsum der Stadt Biel nicht gemäss den damaligen Prognosen entwickelten und, anders als ursprünglich angenommen, deutlich weniger Wasser benötigt

wurde. Somit weist das Werk zahlreiche kritische Komponenten auf, deren Ausfall eine Gefährdung der Wasserversorgung bedeuten.

Das bestehende Werk hat seine technische Lebensdauer erreicht, weshalb der ESB bereits frühzeitig eine umfangreiche Prüfung der Alternativen durchgeführt hat. Diese ergab, dass zur Sicherstellung der Wasserversorgung der Ersatz des Seewasserwerkes am bestehenden Ort bezüglich Betriebs- und Versorgungssicherheit, Umsetzbarkeit und Wirtschaftlichkeit die optimale Variante ist.

Zur Sicherstellung der Trink- und Löschwasserversorgung steht neben dem Seewasserwerk noch ein weiterer Bezugsort zur Verfügung: Die Wasserverbund Seeland AG kann das Versorgungsgebiet des ESB als einen Verbundpartner mit ausreichend Grundwasser versorgen. Jedoch haben jüngere hydrogeologische Untersuchungen ergeben, dass dies in Trockenperioden nur für wenige Wochen möglich ist, ohne dass der Grundwasserspiegel zu stark abgesenkt wird. Aus diesem Grund wurde beschlossen, dass das Seewasserwerk Ipsach in zwei Etappen gebaut wird und das bestehende Werk bis zur vollständigen Inbetriebnahme der ersten Hälfte durchgehend in Betrieb bleibt.

Die Konzession des bestehenden Werkes war noch bis 2029 gültig. Für das neue SWW wurde eine neue Konzession beantragt, welche ab dem 01. Januar 2023 gültig ist und bereits an das neue Werk angepasst ist, bzgl. der Entnahmemengen aus dem See und des Aufbereitungsverfahrens.

Das Aufbereitungsverfahren des bestehenden Werkes

Das Verfahren des bestehenden SWWs ist aus folgenden Aufbereitungsschritten zusammengesetzt:

- Vorchlorierung (Chlordioxid) als erste Desinfektion und zum Schutz vor Muschelbewuchs in der Leitung
- Flockungsmitteldosierung (Aluminiumsulfat),
- Vorfiltration (Bims und Sand)
- Ozonierung

- Hauptfiltration (Aktivkohle und Sand)
- Enddesinfektion (Chlordioxid)

Das Verfahren ist resilient gegenüber den Trübungsschwankungen im Bielersee, jedoch zeigt es Schwächen bei Reduktion von Spurenstoffen aus dem Wasser. Insbesondere polare Spurenstoffe werden nur entfernt, wenn die Aktivkohle ein Alter von weniger als 3-6 Monaten aufweist. Ein häufiger Wechsel der Aktivkohle ist aus ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten nicht ideal.

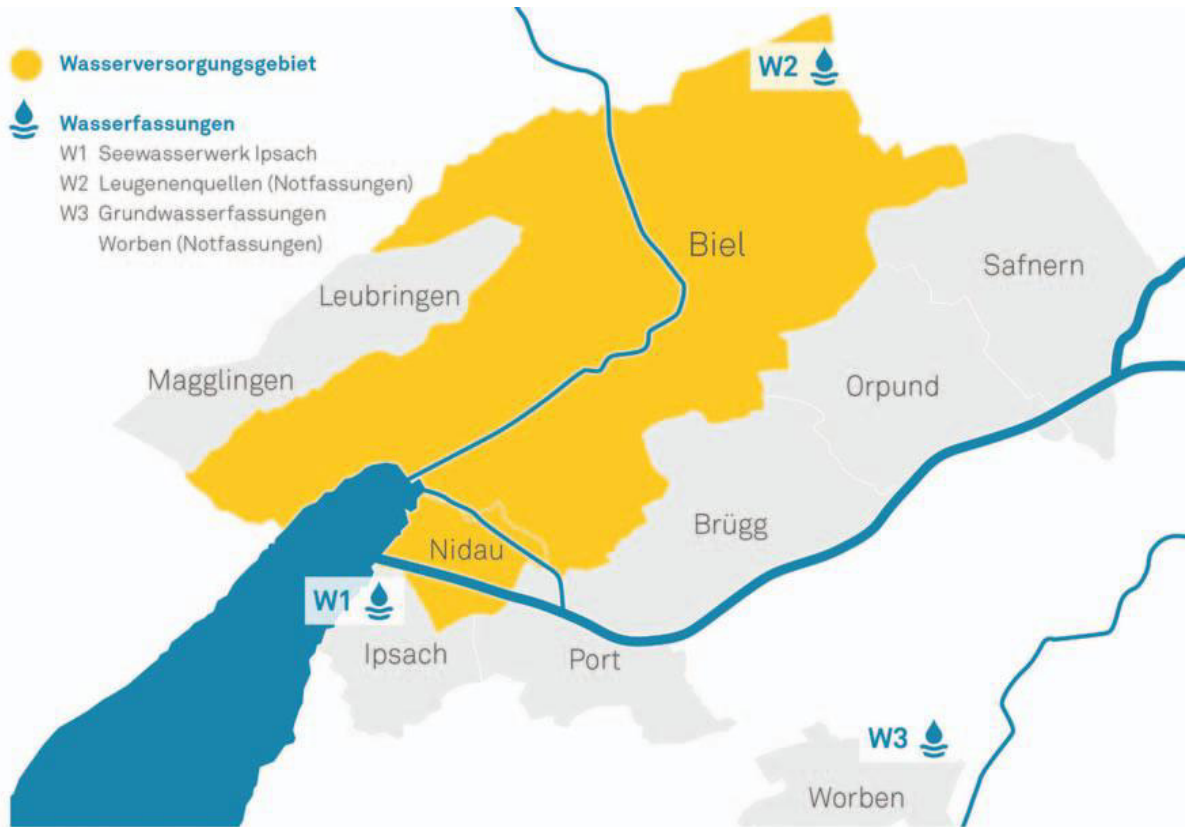
Der Einsatz von Flockungsmittel vor der Sandfiltration bedeutet eine Abhängigkeit von Lieferketten. Die Vorchlorierung im See darf künftig gemäss der neu vergebenen Konzession nicht mehr zum Einsatz kommen.

Die grösste Problematik des bestehenden SWW stellen allerdings die zahlreichen single-points-of-failure dar, welche beim Ausfall verschiedener kritischer Komponenten zur Folge haben, dass das gesamte Werk ausser Betrieb genommen werden muss.

Das bestehende Werk verfügt über keine Schwemmwasseraufbereitung. Das Spülwasser von Sand- und Aktivkohlefiltern wird aktuell in Schwemmwasserbecken gesammelt und danach direkt in die Kanalisation abgeführt. Aufgrund mengenbegrenzender Auflagen in der neuen Konzession, ist dies im neuen SWW so nicht mehr möglich.

Der Bielersee und seine Herausforderungen für die Wasseraufbereitung

Der Bielersee hat eine Oberfläche von 39,8 km², er enthält ca. 1,24 km³ Wasser. Der Bielersee hat eine rechnerische Verweildauer des Wassers von rund 60 Tagen und ca. 20 % der Fläche der Schweiz werden durch den Bielersee entwässert. Die Abwässer der Städte aufwärts der Aare sowie die intensive Landwirtschaft im Seeland belasten das zulaufende Wasser. Bereits heute stellt das Rohwasser des Bielersees Herausforderungen an das Aufbereitungsverfahren.



Total 5'900'000 m³ = 5'900'000'000 Liter pro Jahr

Abb. 2: Wasserversorgungsgebiet und Wasserfassungen des ESB. Als zusätzliche Wasserquelle stehen noch die Grundwasserfassungen des Wasserverbund Seeland AG zur Verfügung. Diese reichen allerdings aus hydrogeologischer Sicht in Trockenperioden nur kurzzeitig für die Versorgung der Endkund*innen des ESB aus.

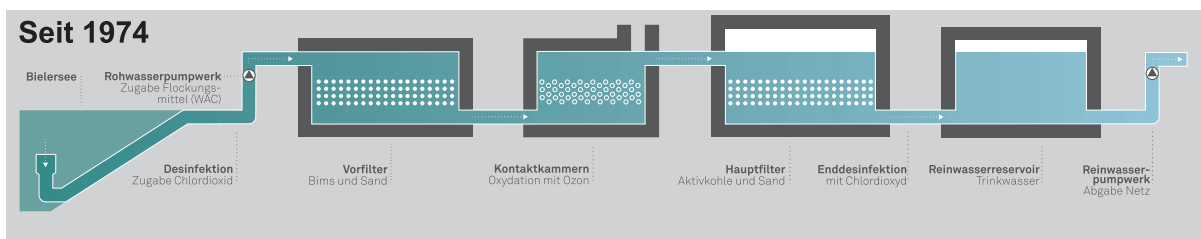


Abb. 3: Verfahren des bestehenden Seewasserwerks des ESB in Ipsach. Das Werk verfügt über eine Rohwasserfassung, vier Sandfilter, zwei Ozonkontaktkammern, vier Hauptfilter und zwei Reinwasserreservoir.

Aufgrund der kurzen Verweildauer des Wassers im See schwankt die Rohwasserqualität stark und ist witterungsabhängig. Trübungswerte von >20 NTU über mehrere Tage sind dabei keine Seltenheit.

In Zukunft wird sich diese Situation tendenziell aufgrund der Klimaerwärmung und der damit verbundenen Verschiebungen der Niederschläge sowie dem Bevölkerungswachstum und damit dem erhöhten Abwasseraufkommen in der Schweiz verstärken.

Ein weiterer Faktor, der die Wasserproduktion potentiell gefährdet, ist die invasive Quaggamuschel (*Dreissena bugensis*), welche sich seit ca. 2016 in Schweizer Seen und Flüssen und seit ca. 2018 auch im Bielersee massiv ausbreitet. Die Muschel besiedelt Hart- und Weichsubstrate in allen Wassertiefen und kann innerhalb weniger Jahre den kompletten Grund eines Gewässers besiedeln. Neben den katastrophalen ökologischen Konsequenzen der Ausbreitung, stellen die Muscheln auch eine Gefahr für Oberflächenwassernutzungen an Gewässern dar, da sie Leitungen und Anlagen innerhalb kurzer Zeit be- oder sogar zuwachsen können. Die Muscheln vermehren sich ganzjährig und ihre Larven finden sich das ganze Jahr über im Rohwasser. Die Larven sind ca. 50-200 µm gross und bilden im Alter von ca. vier Wochen eine Schale aus, nachdem sie sich an einem Ort festgesetzt haben. Bekämpft werden können die Muscheln entweder durch Dosierung von Chemikalien (bspw. Chlordioxid) in die betroffenen Rohrleitungen und Anlagen oder mechanisch, wobei Larven weitaus empfindlicher sind gegenüber Einwirkungen von aussen als die adulten Muscheln, welche vom Schutz der Schale profitieren.

Das neue Seewasserwerk Ipsach

Zur Optimierung der Wasseraufbereitung wurde das Verfahren vorab zweieinhalb Jahre lang pilotiert, um eine möglichst ideale Anpassung der Aufbereitungskette an das Bielerseewasser zu erreichen. Oberstes Ziel dabei war ein resilientes Aufbereitungsverfahren mit höchster Verfügbarkeit, welches Trinkwasser in hoher Qualität auch bei schwankender Rohwasserqualität liefert, dabei jedoch den Chemieeinsatz und Energieaufwand soweit wie möglich reduziert. Zusätzlich wurde festgelegt, dass das neue Verfahren insbesondere polare Spurenstoffe im Vergleich zum heutigen Werk um mindestens 50 % reduzieren soll. Polare Spurenstoffe

wie bspw. Röntgenkontrastmittel oder einige Metaboliten des Fungizids Chlorothalonil werden im bestehenden Werk kaum entfernt.

Konzeptionell wurde das neue Seewasserwerk so geplant, dass bei nahezu allen Störfällen und Unterhaltsarbeiten nur 25 % der gesamten Anlagekapazität abgeschaltet werden muss. Dies steigert die Sicherheit, eine durchgängige Trinkwasserversorgung zu gewährleisten, enorm. Um dies zu realisieren ist das neue Werk aus vier weitestgehend unabhängigen Teilwerken, auch Strassen genannt, aufgebaut. Die einzelnen Strassen sind bzgl. der Aufbereitungskette identisch und die Unabhängigkeit erstreckt sich von der Hydraulik bis zur Stromversorgung.

Die Aufbereitungskapazität wurde so dimensioniert, dass drei der vier Strassen, also 75 % des Werkes, ausreichen, um den mittleren, antizipierten Wasserbedarf in 50 Jahren zu decken. Dieser Bedarf wurde mit 21.000 m³/Tag geschätzt und steht der heutigen mittleren Produktion von ca. 16.000 m³/Tag gegenüber.

Der Aufbereitungsprozess wurde so gestaltet, dass der Einsatz von Chemie auf ein Minimum reduziert wurde. Der Energieeinsatz wurde durch verschiedene Massnahmen reduziert wie durch eine hydraulische Energierückgewinnung auf der Umkehrosmose, dem Einsatz energieeffizienter Pumpen und dem Einsatz eines sensiblen Wärmespeichers, der die Energieautarkie bzgl. der benötigten Wärme im Gebäude und im Prozess ermöglicht.

Um die Betriebssicherheit jederzeit zu gewährleisten, wurden zwei Notstromgruppen (NSG) im Werk vorgesehen, deren Leistung den Strombedarf von drei der vier Strassen decken können. Die Prozesssteuerung ist an eine unterbruchsfreie Stromversorgung angeschlossen. Die NSG sind wassergekühlt und die Abwärme wird im Notfall wie auch im Probetrieb (ca. 1h/Monat) in werksinterne sensible Wasserspeicher eingebracht und für die im Prozess und im Gebäude benötigte Wärme verwendet.

Zum Schutz vor der invasiven Quaggamuschel wurde für das ganze Werk ein umfassendes Konzept entwickelt, von der Rohwasserentnahme im See über die Anordnung der Aufbereitungsstufen bis hin zur Schwemm-

wasseraufbereitung. Die Rohwasserleitungen und der Entnahmekorb werden mechanisch durch ein Reinigungsgerät in beide Richtungen gereinigt. Für die Verrohrung und die Pumpen zwischen Rohwasserleitung und Ultrafiltration sind periodische Spülungen mit Natriumhypochlorit (Javel) vorgesehen. Die Ultrafiltration stellt aufgrund der nominalen Porengrösse von 20nm eine absolute Barriere für Muschellarven dar und schützt so die nachfolgenden Aufbereitungsstufen vor dem Bewuchs der Muscheln. Die Schwemmwasseraufbereitung wird ebenfalls durch periodische Dosierungen von Natriumhypochlorit geschützt.

Die Quaggamuschellarven bilden im Alter von ca. vier Wochen eine Schale aus und setzen sich an einer Oberfläche fest. Ab diesem Zeitpunkt werden die Muscheln zunehmend resistenter gegen chemische und mechanische Einwirkung von aussen. Anders als bei konventionellen Konzepten zur Reinigung der Rohwasserleitungen werden im neuen SWW die Leitungen alle vier Wochen gereinigt. Bei so häufigen Reinigungen, werden die Larven entfernt, bevor sie zu Muscheln heranwachsen. Dadurch fällt bei der Reinigung kein Muschelgut an, dass entweder im See oder im Werk entsorgt werden muss.

Herausforderungen beim Bau

Da das bestehende Seewasserwerk zentral für die Wasserversorgung der Städte Biel und Nidau ist, kann es während der Bauzeit des neuen Seewasserwerkes nicht abgeschaltet werden. Die eine Hälfte des neuen Seewasserwerks wird weitgehend neben das bestehende Seewasserwerk gebaut (Phase 1). Die andere Hälfte wird auf das bestehende Werk gebaut (Phase 2). Oberirdische Teile des alten Werkes werden in Phase 2 rückgebaut. Während der gesamten Phase 1 bis zum Abschluss der Inbetriebnahme der ersten Werkshälfte bleibt das bestehende SWW in Betrieb. Es mussten mehrere Provisorien an den Schnittstellen zwischen altem und neuem Werk realisiert werden, um den Betrieb weiter aufrecht zu erhalten und trotzdem mit dem Neubau voranzuschreiten.

Eine weitere Herausforderung stellt das Bauen in Ufernähe dar. Das Untergeschoss des bestehenden sowie des neuen SWW befindet sich unterhalb des Seespiegels. Bei Hochwasser kann es deshalb passie-

ren, dass das Gebäude aufschwimmt. Das Gebäude musste so dimensioniert werden, dass die Auflast gross genug ist, um dem Auftrieb des Grundwassers zu widerstehen. Dies muss sowohl in der Planung der Baumaterialstärke wie auch bei der Bewirtschaftung der Becken berücksichtigt werden: Bei Hochwasser müssen die Becken im Werk gefüllt werden, um das Gebäude zu beschweren. Gerade in Phase 1, während der teilweise Bestandteile des bestehenden Werkes bereits umgebaut werden (bspw. eine der zwei Schwemmwasserkammern), ist dies kritisch, da sich das Lastengleichgewicht durch die Bauarbeiten verändert.

Das neue Werk ist auf eine Hochwasserquote von 432,6 müM ausgelegt, was einem Pegelstand von gut drei Metern über Normalpegel entspricht.

Das Aufbereitungsverfahren

Vor Baubeginn wurde das Verfahren zweieinhalb Jahre lang pilotiert. Dafür wurde eine gemietete Pilotanlage in einer Leichtbauhalle neben dem bestehenden Werk aufgebaut, die alle Aufbereitungsschritte des neuen Werkes repräsentierte. Im Rahmen der Pilotierung wurden drei verschiedene Ultrafiltrationsmembrananlagen, zwei Umkehrosmoseanlagen, drei Aktivkohlefilter, eine Ozonstufe mit optionaler H_2O_2 -Dosierung und eine UV-Anlage getestet. Neben betrieblichen Parametern stand insbesondere die Reduktionsleistung des Werkes der im Wasser vorhandenen Spurenstoffe im Vordergrund.

Unter Einbezug der Pilotierungsergebnisse sowie unter Berücksichtigung des künftigen Gebäudeperimeters wurde das künftige Verfahren festgelegt, welches die folgenden Aufbereitungsschritte umfasst:

- Grobfiltration (Schutz der nachfolgenden Ultrafiltrations-Membranstufe)
- Ultrafiltration mittels Membrananlage (physikalische Entfernung von partikulären Stoffen und Mikroorganismen sowie Viren)
- Teilstrombehandlung durch Umkehrosmose (Reduktion von Spurenstoffen und Enthärtung des Wassers)
- Ozonierung (Oxidation von unerwünschten gelösten Stoffen und Desinfektion)

- Optionaler Advanced Oxidation Process (AOP) durch Zugabe von Wasserstoffperoxid in die Ozonkontaktkammern (Oxidation von unerwünschten gelösten Stoffen)
- Aktivkohlefiltration (Entfernung des Restozons, Entfernung von Spurenstoffen, Reduktion organischer Verbindungen (AOC) und dadurch biologische Stabilisierung des Wassers)
- pH-Anpassung durch regulierte Sodadosierung
- Enddesinfektion durch ultraviolettes Licht (UV)

Das Aufbereitungsverfahren ist in Abbildung 4 schematisch dargestellt.

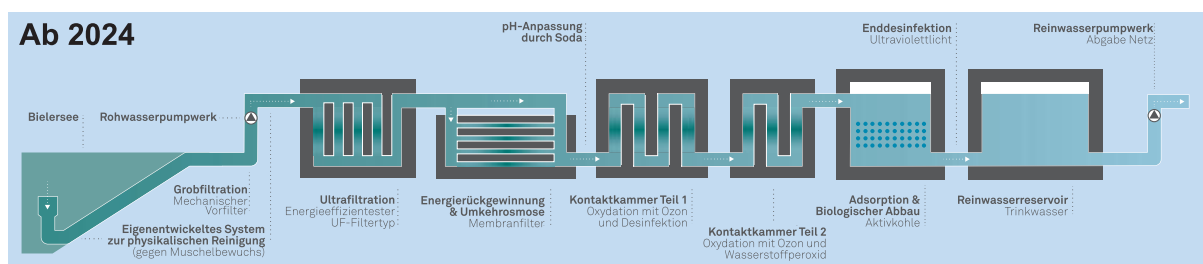


Abb. 4: Verfahren des neuen Seewasserwerks des ESB in Ipsach. Das neue SWW verfügt über zwei Rohwasserleitungen, vier redundanten Aufbereitungsstraßen, zwei Reinwasserreservoirs und einem Reinwasserpumpwerk. Jede Straße enthält die abgebildeten Aufbereitungsstufen: Ultrafiltration, Umkehrosmose, Sodadosierung, Ozonierung mit optionaler Wasserstoffperoxidodosierung, Aktivkohlefiltration und UV-Desinfektion.

Ultrafiltration

Die erste Aufbereitungsstufe im Werk ist eine getauchte Ultrafiltration (UF). Pro Strasse sind drei UF-Anlagen installiert. So ist garantiert, dass die Versorgung der nachfolgenden Aufbereitungsschritte auch während der Rückspülung einer der drei Anlagen gewährleistet ist. Die Ultrafiltrationsmembranen haben eine Porengrösse von 20 nm und entfernen partikuläre Stoffe, Bakterien und die meisten Viren aus dem Rohwasser. Damit liefert die UF eine sehr konstante Wasserqualität für die nachfolgenden Aufbereitungsschritte. Ausserdem ist die UF eine absolute Barriere für die Larven der Quaggamuschel und schützt so das Werk vor der Besiedelung der Larven. Die der UF vorgeschalteten Grobfilter mit einer Porengrösse von 300 µm dienen dem Schutz der Membranen gegen gröbere Verunreinigungen im Rohwasser.

Der Entscheid für eine getauchte statt einer gedrückten Membran wurde aufgrund der Pilotierungsergebnisse gefällt. Hier zeigte sich, dass die getauchte Membran widerstandsfähiger gegenüber grossen Trübungen ist und der Chemieeinsatz bei den Rückspülungen etwas geringer ausfällt. Ausserdem ist der spezifische Energieverbrauch bei getauchten Ultrafiltrationsmembranen etwas tiefer als bei gedrückten.

Teilstrombehandlung mit Umkehrosmose

In der Pilotierungsphase wurde die Entfernung ausgewählter Spurenstoffe durch regelmässige Beprobungen überwacht. Es zeigte sich, dass die Umkehrosmose alle der untersuchten Stoffe entfernt, mit Ausnahme von Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel), das jedoch durch die Ozonstufe entfernt wird.

Im neuen Seewasserwerk wird ein Teilstrom des Wassers über eine Niederdruck-Umkehrosmose (RO von Englisch «reverse osmosis») behandelt. Der Rest wird über einen Bypass an dieser Stufe vorbeigeführt. Das UF- und das RO-Permeat werden dann zusammengemischt und diese Mischung in die weiteren Aufbereitungsstufen geführt. Im Normalbetrieb beträgt das Verhältnis von UF- und RO-Permeat 50:50, kann aber beinahe beliebig zu Gunsten beider Wasserqualitäten hin verschoben werden. Ein Mischverhältnis von je 50% bedeutet eine Spurenstoffreduktion um die Hälfte im Vergleich zum UF-Permeat und gleichzeitig eine Halbierung der Wasserhärte von ca. 18°fH auf 9°fH.

Normalerweise werden Umkehrosmoseanlagen mit dem Einsatz von sogenannten Antiscalant-Produkten betrieben, die Ablagerungen auf der Membran vermeiden sollen. Unter Einsatz dieser Phosphon- oder Polyacrylsäuren kann die Ausbeute der Anlagen erhöht werden, jedoch muss das Konzentrat über eine Kläranlage entsorgt werden, da die Verbindungen nicht in die Umwelt gelangen sollen.

In der Pilotierungsphase wurde der Einsatz der Umkehrosmose mit und ohne Antiscalant getestet. Es stellte sich heraus, dass ein Betrieb ohne Antiscalant möglich ist, jedoch zu Ungunsten der Ausbeute. Da der Bieersee allerdings ein quasi unerschöpfliches Reservoir darstellt, ist dies

für das neue SWW kein Problem. In der Praxis bedeutet das, dass im neuen SWW statt 15 % Konzentrat mit Antiscalant, künftig 50 % Konzentrat anfallen, die jedoch ohne weitere Aufbereitung direkt in den See zurückgeführt werden können.

Bei einem Mischungsverhältnis von 50:50 und einer Ausbeute von 50 % bedeutet das, dass etwa 2/3 des UF-Permeats über die Umkehrosmose und 1/3 über den Bypass geführt werden. Aufgrund der grossen Menge des anfallenden Konzentrats kann eine hydraulische Energierückgewinnung eingesetzt werden, die den Druck des Konzentrats auf den Feed der Umkehrosmose überträgt und so etwa die Hälfte der eingesetzten Energie einsparen kann. Der Energieverbrauch der Umkehrosmose wird durch Einsparungen beim Kunden durch weicherer Wasser sogar überkompensiert.

Das Mischwasser, jeweils hälftig aus RO- und UF-Permeat bestehend, weist nur noch die Hälfte der Carbonathärte des Seewassers auf. Damit besteht die Gefahr, dass das Wasser sich nicht mehr im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht befindet. Untersuchungen und Berechnungen vorab haben ergeben, dass möglicherweise eine geringe Dosierung von Natriumhydrogencarbonat (Soda) zur Anhebung des pH-Werts nötig ist, um zu verhindern, dass das Wasser im Leitungsnetz korrosiv wirkt.

Ob und in welcher Menge schlussendlich Soda zur pH-Korrektur dosiert werden muss, wird sich im Laufe des Betriebs zeigen.

Die Umkehrosmosemembranen müssen periodisch gespült werden, gegebenenfalls unter Einsatz von Chemie (Zitronensäure oder Natronlauge). Um die Effizienz dieser chemieunterstützten Spülungen zu erhöhen, kann die Spüllösung erwärmt werden. Hierzu wird Wärme aus dem werksinternen sensiblen Wärmespeicher verwendet.

Ozonierung

Zur weitergehenden Reduktion von Spuren-, Geruchs- und Geschmacksstoffen im Wasser und als Desinfektionsstufe kommt eine Ozonierung zum Einsatz. Diese ist aufgrund des geringen Bromidgehaltes im Was-

ser unproblematisch bzgl. unerwünschter Nebenprodukte. Das Ozon wird vor Ort aus Luftsauerstoff hergestellt und über einen Bypass in das Wasser eingetragen. Um auf potentielle, künftige Veränderungen reagieren zu können, wurde eine Wasserstoffperoxid-Dosierung als Option vorgesehen, die den Einsatz eines Advanced Oxidation Process (AOP) ermöglicht. In der Pilotierung wurden die oxidativen Effekte der Ozonierung mit denen des AOP verglichen. Es zeigte sich keine Überlegenheit des AOP bei der Spurenstoffreduktion gegenüber der Ozonierung. Die Option wurde jedoch vorgesehen, um künftig auf eine sich möglicherweise ändernde Wassermatrix reagieren zu können.

Die Abwärme der Kompressoren der Ozongeneratoren wird in den sensiblen Wärmespeicher geführt und kann im Reinigungsprozess der Umkehrosmose und im Gebäude verwendet werden.

Aktivkohlefiltration

Zur Reduktion der in der Ozonierung freigewordenen organischen Verbindungen (AOC) und für den adsorptiven sowie biologischen Abbau von Spurenstoffen kommt eine 2,5 m dicke Schicht aus granulierter Aktivkohle zum Einsatz. Durch den auf der Aktivkohle vorhandenen Biofilm wird das Nährstoffangebot im Wasser soweit reduziert, dass das Wasser biologisch stabil und ein Aufkeimen im Netz unwahrscheinlich ist.

Während der Pilotierung wurde die Adsorptionsleistung verschiedener Kohlesorten untersucht, unter anderem Kohle aus dem nachwachsenden Rohstoff Kokosnussschalen. Die beste Adsorptionsleistung erzielte jedoch eine Kohlesorte aus Steinkohle, weshalb für die Erstbestückung des Werks ebenfalls Aktivkohle aus Steinkohle ausgewählt wird.

Pro Straße kommen zwei Aktivkohlefilter zum Einsatz, die hydraulisch und luftraumtechnisch voneinander getrennt werden können. So ist es möglich, in einem Filter die Kohle zu wechseln, während der zweite Filter weiterhin in Betrieb bleiben kann.

Durch die vorgeschaltete Umkehrosmosestufe, wird die Beladung der Kohle durch organische Fracht und durch Spurenstoffe um rund 50% reduziert, was die Standzeit der Kohle voraussichtlich etwa verdoppelt.

Enddesinfektion mit UV-Licht

Da sich potentiell aus dem Biofilm auf der Aktivkohle Wasserkeime lösen können, ist eine finale Desinfektion empfohlen. Da im neuen Werk nach Möglichkeit auf den Einsatz von Chemikalien im Betrieb verzichtet werden soll, wird die Desinfektion über zwei UV-Anlagen auf jeder Strasse realisiert. Aufgrund der flexiblen Leistungsregelung, des breiteren Emissionsspektrums und des geringeren Platzbedarfs werden im neuen Werk Mitteldruckstrahler eingesetzt. Der Auslauf der Aktivkohle soll im neuen Werk mit einem online-Durchflusszytometer überwacht werden. Es ist geplant, mittels der Messung die Desinfektionsstufe zu steuern. Ist der Auslauf der Kohle bakteriologisch stabil, können die Strahler abgeschaltet und damit Energie und Verschleiss der Strahler reduziert werden.



Abb. 5: Baustelle des neuen Seewasserwerks am 20.12.2022. In grün ist das bestehende Werk markiert. In gelb die Bauphase 1. Ein Teil des bestehenden Werkes musste in der Bauphase 1 bereits stillgelegt werden, damit dort die Schwemmwasseraufbereitung des neuen Werks realisiert werden konnte. Der oberirdische Teil des bestehenden Werkes wird in der Bauphase 2 rückgebaut und die zweite Hälfte des neuen Werks an dieser Stelle errichtet. Blau markiert ist der Korridor der zwei neuen 750 m langen Rohwasserleitungen.

Die Schwemmwasseraufbereitung

Aufgrund von Auflagen in der neuen Konzession darf in Zukunft nur noch ein Bruchteil der bislang zulässigen Menge an Abwasser in die Kanalisation abgegeben werden. Aus diesem Grund musste im Werk eine umfassende Aufbereitung des anfallenden Spülwassers geplant werden. In den Schwemmwasseraufbereitungen wird das Spülwasser in zwei Aufbereitungsstränge getrennt, je nachdem, ob es chemische Reinigungsmittel enthält oder nicht.

Die Spülwässer ohne Chemie (Rückspülungen der UF und der Aktivkohlefilter) werden über eine getauchte Ultrafiltration geführt. Das Permeat dieser Schwemmwasser-UF wird in die Rohwasserleitung zurückgegeben und landet so wieder im Aufbereitungskreislauf. Das Schwemmwasser mit Chemie wird neutralisiert und dann in die Kläranlage gegeben. Die chemiefreien Spülwässer der Schwemmwasser-UF werden ebenfalls direkt in die Kanalisation abgeführt. Chemische Rückspülungen der Schwemmwasser-UF werden neutralisiert und ebenfalls in die Kanalisation abgegeben.

Das Konzentrat der RO ist chemie- und trübungsfreies Ultrafiltrationspermeat und darf direkt in den See zurückgegeben werden. Das zurückgegebene Wasser ist damit sauberer als das Rohwasser, lediglich gelöste (Spuren-)Stoffe werden in erhöhter Konzentration (Faktor 2) in den See zurückgegeben.

Die Schwemmwasseraufbereitung wird in zwei Strassen realisiert. Eine der zwei Strassen reicht aus, um die Spülwässer von drei der vier Produktionsstrassen aufzunehmen.

In Bauphase 1 wird die erste Hälfte der Schwemmwasseraufbereitung in einer der Schwemmwasserkammern des bestehenden Werkes realisiert (siehe Abbildung 5).

Die Rohwasserentnahme

Das bestehende SWW wird durch eine Entnahmeleitung (DN700) versorgt. Die Leitung verfügt über keine Redundanz. Entsprechend dem

Werk selbst, war ursprünglich eine zweite Leitung als Redundanz geplant, jedoch wurde diese aufgrund des geringen Anstiegs im Bedarf nie realisiert.

Für das neue Werk sind zwei neue Leitungen verlegt worden. Das werkeigene Konzept zur Bekämpfung der Quaggamuschel umfasst die vollautomatische, regelmässige Reinigung beider Leitungen inklusive der zugehörigen Entnahmekörbe (Seiher). Die 750 m langen Leitungen wurden aus HDPE gefertigt und verschweisst. Die Leitungen werden durch Betonelemente beschwert. Die Wandstärke beträgt 6cm und die Leitung ist für Betriebsdrücke bis zehn bar, der Seiher bis 6 bar ausgelegt.

Die Leitungen können durch ein eigens dafür entwickeltes Reinigungsgerät in beide Richtungen gesäubert werden. Das Gerät wird vom Werk aus in Richtung Entnahmekorb ausgestossen und reinigt dabei die Leitung und das innere des Entnahmekorbes. Dafür wird der Entnahmekorb, der den gleichen Durchmesser wie die Leitung aufweist, teilweise eingefahren. Für die Rückfahrt des Reinigungsgerätes wird der Seiher komplett geschlossen. Durch eine zweite, kleinere (DN250) Leitung kann das Gerät mit Wasserdruck zurückgestossen werden. Ist das Reinigungsgerät wieder im Werk angekommen, wird der Entnahmekorb wieder geöffnet und ist bereit für den Produktionsbetrieb. Die kleine Rückstossleitung wird mit Umkehrosmosepermeat ausgestossen, damit keine Quaggamuschellarven in der Leitung überleben und sich ansiedeln können. Das Permeat der Umkehrosmose ist frei von Nährstoffen und Calcium. Beides wird von den Muscheln für das Wachstum benötigt. Der Seiher ist eine Eigenentwicklung des ESB und wurde zum Patent angemeldet.

Renaturierungsmassnahmen

Als Ausgleich für den Bau der neuen Rohwasserleitungen wurde dem ESB die Auflage erteilt, den Uferbereich zu renaturieren. Lokal wird die bestehende Verbauung aufgebrochen und durch eine naturnahe Gestaltung ersetzt.

Dafür wurden Buhnen als Wellenbrecher und zur Verlangsamung des Wasserflusses im Uferbereich platziert und Baumstämme und weiteres

Material so installiert, dass Fische in dem Bereich Laichplätze finden können. Als Erosionsschutz wird Kies aufgeschüttet.

Nach Abschluss der Bauarbeiten wird die Liegewiese für Besuchende des Bielerseeufers wiederhergestellt. Der ESB stellt ausserdem eine öffentliche Toilette und eine Duschanlage zur Verfügung.

Die bestehende Rohwasserleitung wird bis auf den in Ufernähe vergrabenen Teil zurückgebaut.

Zutrittssicherheit, Cybersecurity und Einbruchschutz

Im neuen SWW wurde ein umfangreiches Konzept realisiert, um das Werk vor Angriffen von aussen zu schützen. Dies umfasst neben einem mehrstufigen Sicherheitskonzept bei der Zutrittskontrolle auch eine Redundanz auf Seiten der kritischen IT-Infrastruktur.

Das Werk selbst wird in drei Sicherheitszonen unterteilt, die unterschiedlich strenge Zutrittsanforderungen aufweisen. So können bspw. die Aufbereitungsstrassen ausschliesslich durch speziell instruiertes Personal betreten werden. Besuchenden ist nur der Zutritt in weiter aussen gelegene Zonen möglich.

Schaltungen auf dem Prozessleitsystem können lediglich von der werksinternen Leitstelle vorgenommen werden. Der Lesezugriff ist jedoch von Endgeräten des Betriebspersonals via GSM möglich.

Im Endausbau wird das Werk von einem Zaun umgeben sein, der den unbefugten Zutritt von aussen erschwert und gleichzeitig einen Schutz der Fassade vor Vandalismus sicherstellt.

Innovationen im Werk

Im neuen SWW werden zahlreiche innovative Konzepte realisiert und getestet. So werden beispielsweise zwei Aktivkohlefilter des bestehenden Werkes gedämmt, mit Wasser gefüllt und als sensibler Wärmespeicher genutzt, in den die Abwärme aus dem Prozess, bspw. der Kompressoren der Ozonanlage oder die Abwärme der Notstromdieselaggregate im

(Probe-)Betrieb eingespeist wird. Diese Wärme kann dann im Prozess und im Gebäude genutzt werden, bspw. für das Brauchwarmwasser im Gebäude und die Reinigungen der Umkehrosmosemembran. Dadurch wird das Werk in Bezug auf die genutzte Wärme energieautark.

Ausserdem werden auf der Umkehrosmose zwei Betriebsmittel getestet, um die Reinigungszyklen der Membran zu erhöhen. Einerseits wird dafür auf einer Straße ein chemiefreier Katalysator installiert, der die Löslichkeit von Salzen erhöhen und damit Ablagerungen auf der Membran reduzieren soll. Ausserdem wird auf einer Strasse getestet, ob sich die Umkehrosmosemembranen mit CO₂-übersättigtem Wasser reinigen lassen. Dieses weist einen tiefen pH-Wert auf und das Ausgasen des CO₂ auf der Membran hat zusätzlich einen mechanischen Reinigungseffekt. Beide Methoden werden auf jeweils einer Strasse installiert und nach erfolgreicher Testung auf allen vier Strassen nachgerüstet werden.

Zum Schutz vor Auswirkungen bei Havarien sind im Werk bei spezifischen Anlageteilen sogenannte double-block-and-bleed-Ventile verbaut, die auch im Havariefall sicher schliessen bzw. trennen. Das Quagga-Muschel-Management umfasst auch Anlagedesign-Lösungen und eine Vakuumanlage die Muschellarven in seewasserberührten Wärmetauschern entfernt.

Inbetriebnahme und Ausblick

Die Rohbauphase der Bauphase 1 wurde im Frühjahr 2023 abgeschlossen. Die Inbetriebnahme der Strassen 1 und 2 beginnt im 2. Quartal 2023. Die Nassinbetriebnahme ist so geplant, dass das Wasser im neuen Werk zirkulieren kann und deshalb nicht verworfen werden muss. So wird die Belastung der Aktivkohle minimiert.

Sobald die Inbetriebnahme der ersten zwei Strassen erfolgreich abgeschlossen ist, kann das alte Seewasserwerk vom Netz gehen und die Wasserversorgung wird vom neuen Werk übernommen. Dann können die Verrohrungen und Installationen sowie die oberirdischen Gebäudeteile des alten SWW zurückgebaut werden. An der Stelle des alten Werkes werden dann die beiden Strassen 3 und 4, die zweite Schwemmwasser-

aufbereitung sowie die Notstromversorgung realisiert. Die Inbetriebnahme der zweiten zwei Strassen ist für das Jahr 2025 geplant. Sobald diese erfolgreich vollzogen ist, geht die zweite Werkshälfte ebenfalls ans Netz und das Projekt kann abgeschlossen werden.

Pilotversuche zu einer möglichen Aufbereitung von Grundwässern mit Aktivkohlefiltration am Beispiel der Heidelberger Wasserwerke Rauschen und Schlierbach

Jonas Ullmann, Engler-Bunte-Institut, Karlsruhe

Sven Lippert, Stadtwerke Heidelberg Netze GmbH

Dr. Therese Weißbach, Stadtwerke Heidelberg Netze GmbH

Markus Morlock, Stadtwerke Heidelberg Netze GmbH

Die Stadtwerke Heidelberg Netze (SWH-N) sind als Betriebsführer im Auftrag der Stadtbetriebe Heidelberg (SBH, Eigentümer der Wasserversorgung) mit der Trinkwasserversorgung betraut. Die SWH-N versorgen die Kunden in Heidelberg, Dossenheim und Eppelheim. Die jährliche Trinkwasserabgabe bewegt sich derzeit im Bereich von durchschnittlich 11,1 Mio. m³/a.

Zur Bedarfsdeckung stehen drei eigene Grundwassergewinnungsanlagen sowie sieben eigene Quelfassungen zur Verfügung. Des Weiteren bestehen genutzte Bezugsmöglichkeiten vom Zweckverband Wasserversorgung Kurpfalz und vom Wasserversorgungsverband Neckargruppe. Der aus eigenen Anlagen geförderte Anteil beträgt rund 2/3 des zu deckenden Gesamtbedarfs.

Die drei genutzten Heidelberger Grundwassergewinnungsanlagen sind das Wasserwerk Entensee, das Wasserwerk Rauschen und das Wasserwerk Schlierbach. Während ersteres spurenstoffreies Wasser aus einem Tiefbrunnen fördert, gewinnen die Wasserwerke Rauschen und Schlierbach das Wasser aus Grundwasservorkommen, welche auch Uferfiltrat des Neckars in unterschiedlichen Anteilen enthalten [1,2].

Die Brunnen der Wasserwerke Rauschen und Schlierbach haben entsprechend grundsätzlich ein erhöhtes Gefährdungspotential für unerwünschte Stoffe im Trinkwasser [1]. In deren Rohwässern können vereinzelt Spurenstoffe nachgewiesen werden, die sich aus dem Einfluss des Neckar-Uferfiltrats ergeben.

Ein Beispiel ist der Stoff Trifluoracetat (TFA), der 2016 nachgewiesen wurde [1]. Aufgrund des seitherigen stufenweisen Rückganges der in-

dustriellen Einleitung von TFA in den Neckar liegen die Messwerte in den betroffenen Brunnen mittlerweile wieder unter dem Vorsorgewert des Umweltbundesamtes (10 µg/l, GOW 60 µg/l).

Insgesamt liegen die Konzentrationen aller gemessenen Spurenstoffe in beiden Wasserwerken deutlich unter den aktuell gültigen Gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW) und den derzeit absehbaren zukünftigen Grenzwerten der Trinkwasserverordnung. Aus toxikologischer Sicht sind die Befunde entsprechend als unkritisch zu bewerten [2]. Dessen ungeachtet bestehen Reinheitsansprüche an das Trinkwasser gemäß des Minimierungsgebotes [1].

Strukturgutachten

Das DVGW-Technologiezentrum Wasser in Karlsruhe (TZW) wurde beauftragt, ein Strukturgutachten (Strukturkonzept [4]) zu erstellen und denkbare zukünftige Ressourcennutzungen und u.a. mögliche Aufbereitungstechnologien für einen Schutz der Trinkwassergewinnung in den Wasserwerken Rauschen und Schlierbach zu untersuchen. Hierauf aufbauend wurde aufgrund veränderter Rahmenbedingungen und mit erweiterten Bewertungskriterien ein Vertiefungsgutachten [5] zum Strukturkonzept beim TZW in Auftrag gegeben. Dieses hatte unter anderem zum Ziel, zukünftig auch weiterhin eine möglichst ortsnahe Ressourcennutzung zu gewährleisten und mögliche Aufbereitungstechnologien zum vorsorglichen Schutz der Trinkwassergewinnung in Rauschen und Schlierbach zu bewerten.

Hierbei erwies sich die Aufbereitung mit Aktivkohle in den Wasserwerken Rauschen und Schlierbach als eine erstrebenswerte und empfohlene Variante.

Pilotversuche Aktivkohlefiltration

Die SWH-N haben daraufhin im Rahmen einer Masterarbeit [3] untersuchen lassen, welche Randbedingungen im konkreten Fall der Gewinnungen Rauschen und Schlierbach bei Planung, Bau und Betrieb einer

Aktivkohleaufbereitungsstufe jeweils zu berücksichtigen sind. Diese Masterarbeit wurde in Kooperation mit dem Engler-Bunte-Institut, Bereich Wasserchemie und Wassertechnologie am KIT sowie dem TZW durchgeführt.

Im Rahmen der Masterarbeit wurden verschiedene Aktivkohle-Produkte für die Aufbereitung der jeweiligen Rohwässer untersucht und eine Auswahl der Geeignetsten vorgenommen. Des Weiteren wurde untersucht, inwiefern sich aufgrund Sauerstoffzehrung und CO_2 -Bildung in den Aktivkohlefiltern weitere Aufbereitungsnotwendigkeiten ergeben könnten. Hierbei wurden verschiedene zukünftige Betriebszustände simuliert.

Im Folgenden werden die Pilotversuche sowie eine Auswahl der gewonnenen Erkenntnisse aus dieser Masterarbeit näher beschrieben. Abschließend wird kurz auf die wichtigsten daraus folgenden praktischen Konsequenzen für Planung, Bau und Betrieb einer Aktivkohleaufbereitung eingegangen.

Auswahl von Aktivkohlen für die Versuche

Aufbauend auf der Wasserbeschaffenheit der geförderten Wässer der Gewinnungen Rauschen und Schlierbach wurde in Zusammenarbeit mit dem TZW eine Vorauswahl von 4 Aktivkohle-Produkten (AK) u.a. anhand ihrer Porengrößenverteilung getroffen.

Bei Aktivkohlen zur Trinkwasseraufbereitung erfolgt die Aktivierung bei hohen Temperaturen mit Wasserdampf, um eine Porenstruktur zu erzeugen. Die Klassifizierung der Porengrößen erfolgt in der Regel nach Empfehlung der IUPAC in Makro- ($d > 50 \text{ nm}$), Meso- ($2 \leq d \leq 50 \text{ nm}$) und Mikroporen ($d < 2 \text{ nm}$). Studien deuten darauf hin, dass die Adsorptionsleistung einer AK durch die Abstimmung der Porengrößenverteilung auf die Molekülgrößen des Spurenstoffprofils verbessert werden kann.

Mikrobiologische Aktivität im Aktivkohlefilter

Auf dem porösen Medium einer AK-Filtrationsstufe entwickelt sich nach einiger Zeit eine Besiedlung durch Mikroorganismen aus der Rohwasserquelle. Damit einhergehend wird die Wasserqualität, insbesondere der O₂- und der CO₂-Gehalt bzw. das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht (KKG), durch Stoffwechselfvorgänge der Mikroorganismen beeinflusst. Aufgrund des vergleichsweise niedrigen Sauerstoffgehalts von durchschnittlich 3,8 mg/L im Rohwasser des WW Rauschen ist das Verständnis der Auswirkungen der Adsorptionsstufe auf O₂-Konzentration, Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht und darüber hinaus mögliche Nitritbildung entscheidend für den späteren Betrieb. Diese Auswirkungen wurden mit einem Aktivkohlefilter im Pilotmaßstab unter Berücksichtigung praxisnaher Betriebszustände der geplanten Großanlage untersucht.

Im Folgenden werden die Versuchsaufbauten und die Versuchsdurchführungen kurz beschrieben.

Beschreibung der Versuche

Die weitere Auswahl der am besten für den großtechnischen Einsatz geeigneten AK erfolgte für die beiden Wasserwerke Rauschen und Schlierbach durch Versuche mit der vom TZW entwickelten und validierten Kleinfiltertestanlage „Granular Carbon Selection Test“ (GCST).

Die Kleinfiltertestanlage GCST wird mit geringerem Bettvolumen (Innendurchmesser 4,5 cm, Schütthöhe ca. 80 cm) als ein halbtechnischer Versuch und einer Filtergeschwindigkeit von 25 m/h betrieben. Die hohe Filtergeschwindigkeit und das kleine Filterbettvolumen gehen mit einer kurzen Filterlaufzeit bis zum Durchbruch einher. Die vergleichende Beurteilung der AK erfolgte dann anhand deren Durchbruchkurven. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es sich bei dem GCST um einen zeitlich beschleunigten, vergleichenden Test mit einer Versuchsdauer weniger Monate handelt. Eine direkte Ableitung der im praktischen Betrieb erreichbaren Filterlaufzeiten ist nicht möglich, hierfür sind Langzeitversuche unter regulären Betriebsbedingungen erforderlich.

Für den GCST wurden AK auf Rohstoffbasis Kokosnussschalen (*Hydriffin CC* [„CC“]) mit größerem Mikroporenanteil und Steinkohle (*Aquasorb 6300* [„A6300“], *Filtrisorb 300* [„F300“], *Hydriffin XC 30* [„XC30“]) mit vergleichsweise größerem Mesoporenanteil sowie eine hochaktivierte kokosnussschalenbasierte AK (*Hydriffin CC plus* [„CC+“]) als Hybrid ausgewählt. Diese 4 AK wurden jeweils in eine der GCST-Filtersäulen eingebracht und parallel unter identischen Betriebsbedingungen getestet. Hierbei wurden dem Rohwasser des jeweiligen Wasserwerkes ausgewählte Leitsubstanzen mittels Dosierpumpe in die Zulaufleitung dotiert: Die Leitsubstanzen Oxipurinol und 4-MBTZ wurden auf eine Ausgangskonzentration von 5,0 µg/L in den Zulauf zum GCST dotiert, die vier PFAS (PFBA, PFOA, PFHxS, PFOS) jeweils auf 0,2 µg/L; Amido-trizoesäure diente mit der Rohwasserkonzentration von etwa 0,16 µg/L (GOW 1,0 µg/l) als zusätzliche Leitsubstanz.

Für die Untersuchung der Auswirkungen der Porenvolumenverteilung auf das Adsorptionsverhalten wurden zunächst von den 4 AK CC, CC+, A6300 und F300 Daten über Porenweiten und -volumen mittels Gasadsorptionsanalyse (Firma 3P Instruments, Gerät: 3 P micro 300) ermittelt. Ergänzend wurden für den späteren Größenvergleich die Molekülgrößen ausgewählter Leitsubstanzen auf Basis der Van-der-Waals-Radien bestimmt.

Die Pilotanlage zur Untersuchung der Auswirkungen mikrobiologischer Aktivität besteht aus einer 3 m hohen Filtersäule mit einem Innendurchmesser von 27 cm und wurde mit Rohwasser aus dem WW Rauschen betrieben. Aus den Planungsgrundlagen für die großtechnische Aktivkohlefilterstufe wurde ein Versuchsplan erstellt, der relevante zukünftige Betriebsbedingungen abbildete. Die Versuche umfassten in der ersten Phase die Einstellung der Filtergeschwindigkeiten 10, 8, 6 und 4 m/h für je 2 Wochen. In der zweiten Versuchsphase wurde der Betriebszustand ‚Nachtabsenkung‘ mit den Filtergeschwindigkeiten 3 und 4 m/h über eine Dauer von 6 h sowie Betriebsstillstände von 1, 2 und 6 h simuliert.

Eine Auswahl der umfangreichen Versuchsergebnisse ist in den folgenden Abschnitten beispielhaft dargestellt.

Versuchsergebnisse GCST – Aktivkohleauswahl

Aus den Durchbruchkurven der Leitsubstanzen in der jeweils vorliegenden Rohwassermatrix wurde die geeignete AK für die großtechnische Anlage abgeleitet. Im WW Rauschen wurde der GCST mit den vier AK-Produkten A6300, F300, CC und CC+ durchgeführt, während im WW Schlierbach CC durch XC30 ersetzt wurde, da CC sich im ersten Versuch im Wasserwerk Rauschen bereits als weniger geeignet herausgestellt hat.

In Abbildung 1 ist der durchgebrochene Anteil c/c_0 (c_0 : Zulaufkonzentration, c : Ablaufkonzentration; c/c_0 : Durchbruch bzw. relative Ablaufkonzentration) für den Messpunkt bei einem Durchsatz von 10.000 Bettvolumina im Wasserwerk Rauschen dargestellt.

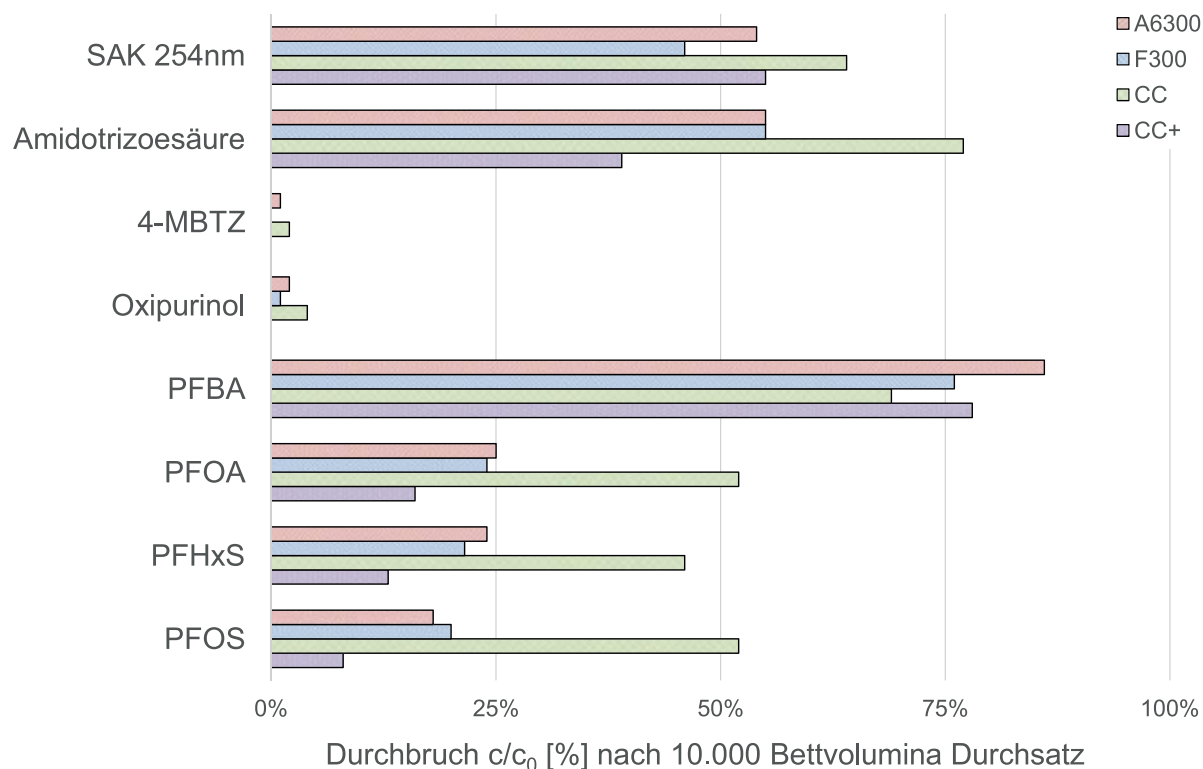


Abb. 1: Durchbruch des SAK254 und der Leitsubstanzen nach 10.000 Bettvolumina, WW Rauschen

Diese Zwischenergebnisse des GCST im Wasserwerk Rauschen deuten bereits darauf hin, dass das AK-Produkt CC+ insgesamt die besten Adsorptionseigenschaften für die Leitsubstanzen in der vorliegenden Wassermatrix aufweist. Mit Ausnahme von PFBA war der Durchbruch der Spurenstoffe bei CC+ durchschnittlich am geringsten. Die beiden nachfolgenden Aktivkohlen A6300 und F300 besitzen ähnliches Durchbruchverhalten. Die AK CC wies bei der gegebenen Wassermatrix die schlechtesten Adsorptionseigenschaften auf, der Rückhalt war für alle Leitsubstanzen außer PFBA deutlich geringer. Die Endergebnisse nach insgesamt 25.000 Bettvolumina wiesen ein vergleichbares Bild auf.

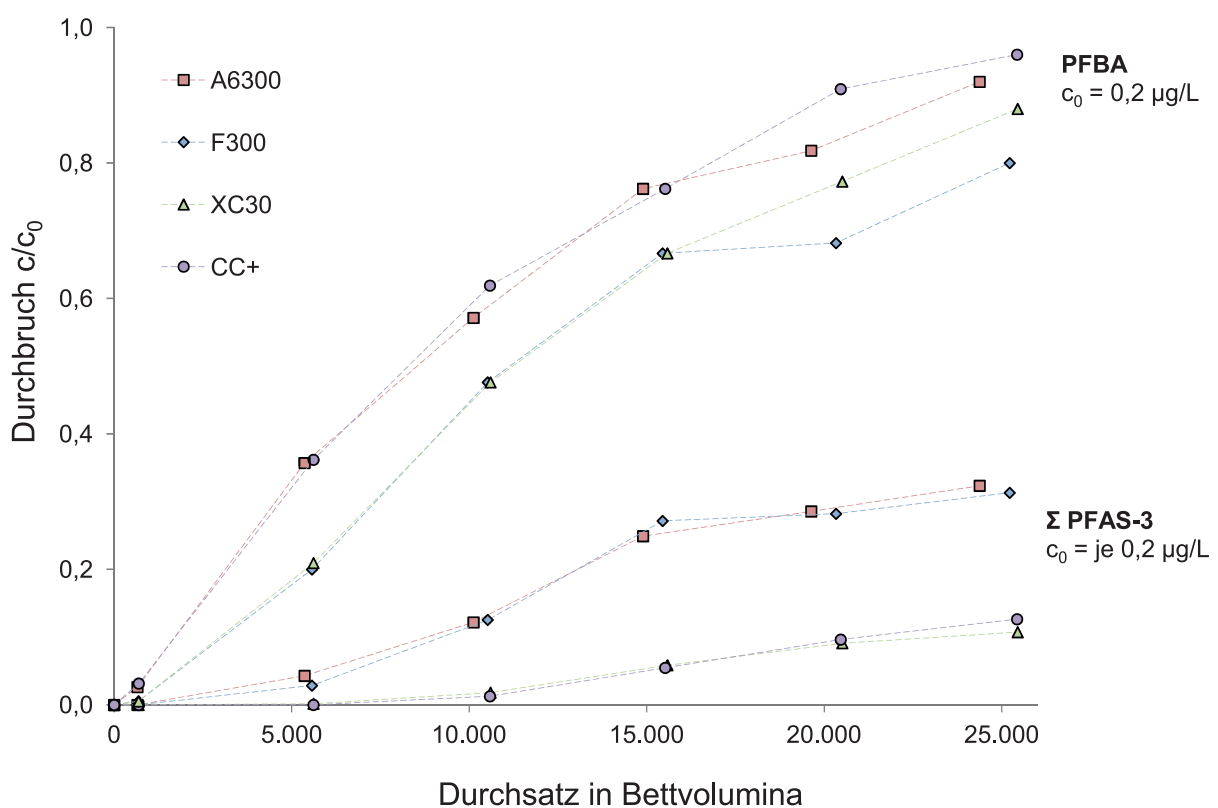


Abb. 2: Durchbruchkurven von PFBA und der PFAS-3 im GCST im WW Schlierbach

In Abbildung 2 sind in anderer Darstellung – Durchbruchverhalten c/c_0 in Abhängigkeit des Durchsatzes in Bettvolumina – die GCST-Ergebnisse mit dem Wasser des Wasserwerkes Schlierbach als Wassermatrix enthalten. Abgebildet sind hier die Ergebnisse für die PFAS-Leitsubstanzen. Die Durchbruchkurven der drei Substanzen PFOA, PFHxS und PFOS waren sehr ähnlich zueinander, weshalb diese in der Grafik als sog. Σ

„PFAS-3“ zusammengefasst wurden. Ein anfangender Durchbruch ist messtechnisch erfassbar, wenn die gemessene Ablaufkonzentration über der Bestimmungsgrenze des jeweiligen stoffspezifischen Analyseverfahrens liegt. Mit steigendem Durchbruch wächst der Quotient c/c_0 . Die Durchbruchkurve von PFBA verlief steiler als die der PFAS-3. Gegenüber den PFAS-3 ist die kurzkettigere Substanz PFBA vergleichsweise gering adsorbierbar und war bereits nach im Vergleich geringen spezifischen Durchsätzen weitgehend durchgebrochen. Zwischen den hinsichtlich PFAS-3 vergleichbaren CC+ und XC30 und den hier ebenfalls vergleichbaren A6300 und F300 ist ein deutlicher Unterschied im Rückhaltevermögen der PFAS-3 zu erkennen.

Insgesamt erwies sich in beiden untersuchten Wasserwerken die AK CC+ (bzw. die nur im Wasserwerk Schlierbach untersuchte XC30) bei allen Leitsubstanzen mit Ausnahme des vergleichsweise schlecht rückhaltbaren PFBA als am besten geeignet, gefolgt von den steinkohle-basierten AK F300 und A6300. Beide Aktivkohlen verhielten sich ähnlich zueinander.

Die im Rohwasser des Wasserwerkes Schlierbach gegenüber dem Rohwasser des Wasserwerkes Rauschen geringeren TOC-Werte (Total Organic Carbon) führen zu geringerer konkurrierender Adsorption zwischen Huminsäuren und Leitsubstanzen, dies ist für PFAS-3 in Abbildung 3 dargestellt. In Schlierbach sind daher bezogen auf diese Leitsubstanzen im späteren Wasserwerksbetrieb längere Filterlaufzeiten als im Wasserwerk Rauschen zu erwarten.

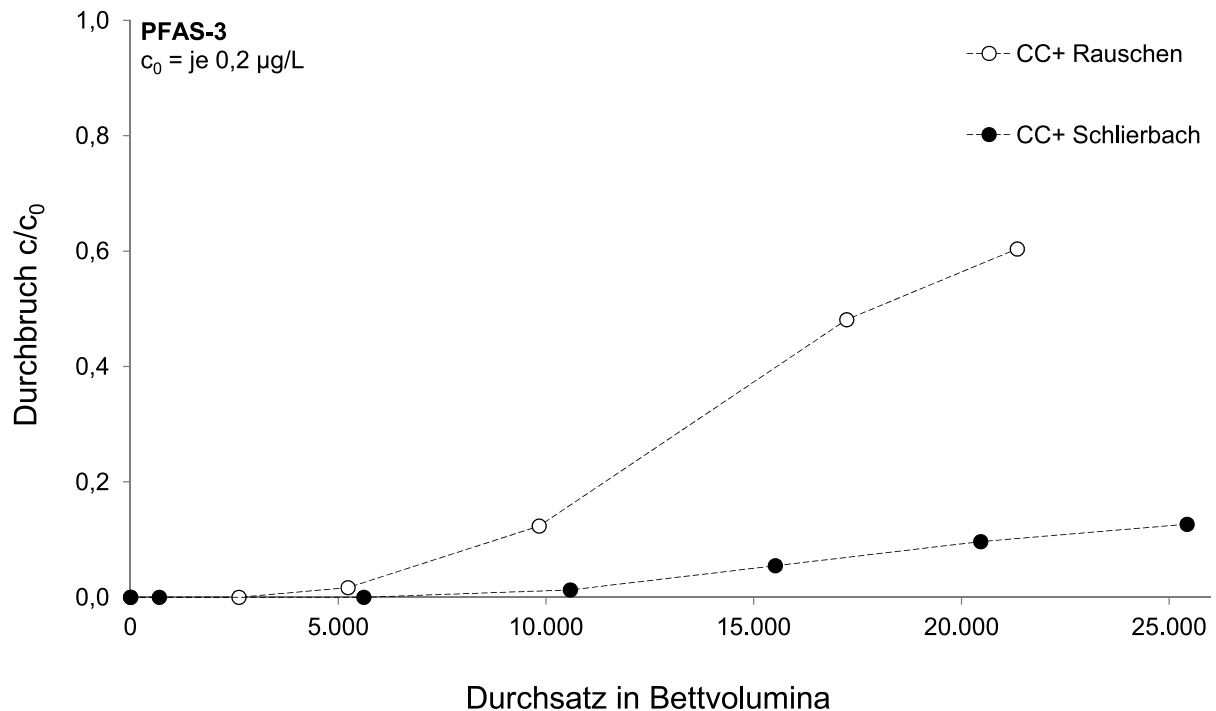


Abb. 3: Vergleich des Durchbruchsverhaltens für PFAS-3 im WW Rauschen und WW Schlierbach

Versuchsergebnisse – Einfluss der Porenstruktur auf die Adsorption

In der Literatur wird ein positiver Zusammenhang zwischen Adsorptionsaffinität und einander vergleichbarer Molekül- und Porengrößen beschrieben. Die Ergebnisse der Porenstrukturanalyse ermöglichen es, jeder Porenweite eine Häufigkeit in Form eines Porenvolumens zuzuordnen. Für jede Molekülgröße lässt sich das Volumen der übereinstimmenden Porengröße für jede AK ermitteln. Die Durchbruchdaten des GCST im WW Rauschen wurde im Vergleich zu den Porenstrukturdaten untersucht. Im Vergleich des Rückhaltevermögens der AK in Abhängigkeit von ihrem jeweiligen Porenvolumen für die entsprechende Molekülgröße ergab sich keine klare Korrelation zwischen Rückhaltevermögen und dem Porenvolumen bei mit der Molekülgröße jeweilig übereinstimmender Porenweite. Stattdessen wurde ein Zusammenhang zwischen Rückhaltevermögen und Gesamtmesoporenvolumen festgestellt (Abbildung 4).

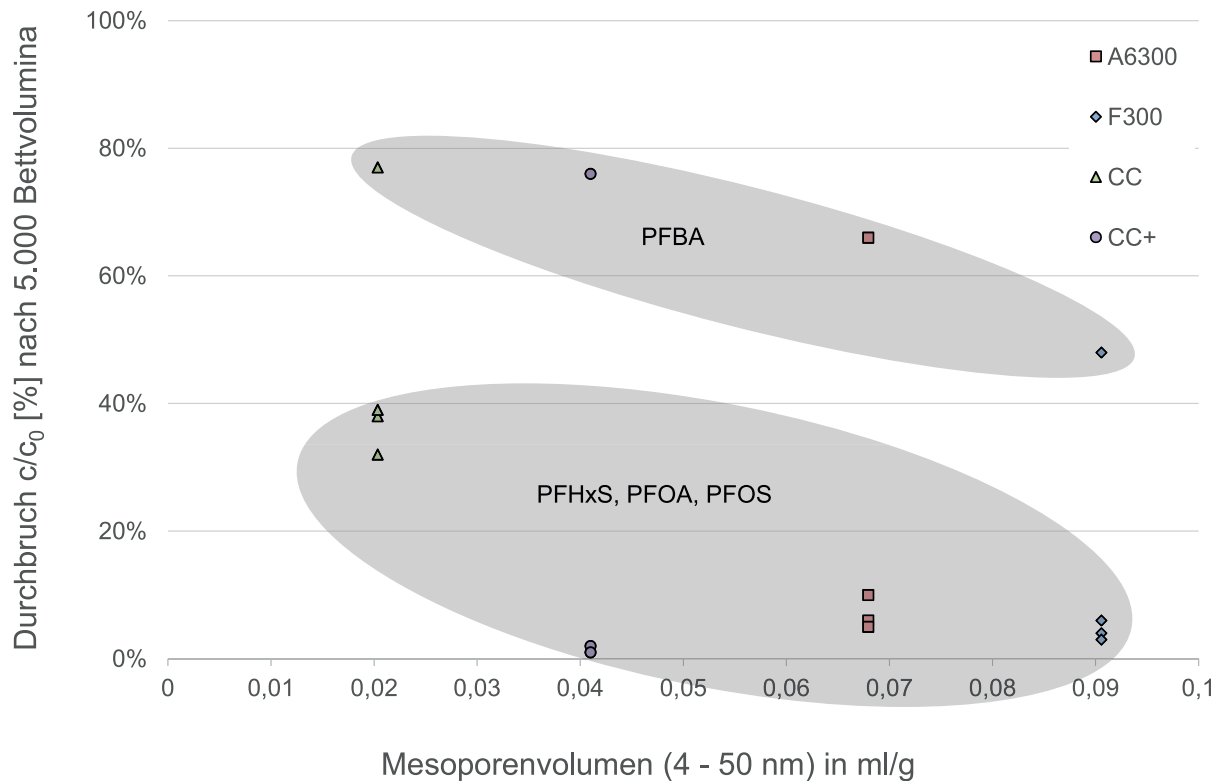


Abb. 4: Korrelation zwischen dem Rückhalt der PFAS und dem Mesoporenvolumen der AK

Deutlich wird, dass der Rückhalt für PFBA mit steigendem Mesoporenvolumen zunimmt, erkennbar an dem hiermit abnehmenden Durchbruchs-Quotienten c/c_0 . Für die anderen drei PFAS-Verbindungen ist der Zusammenhang etwas weniger ausgeprägt erkennbar. Das Mikroporenvolumen allein scheint keine entscheidende Größe für die Adsorption der betrachteten Spurenstoffe in der vorliegenden Wassermatrix zu sein, obwohl sich die Molekülgrößen ausschließlich im Größenbereich der Mikroporen befinden. Aus den Beobachtungen geht hervor, dass ein höheres Mesoporenvolumen für die adsorptive Aufbereitung wichtig zu sein scheint. Ob der positive Effekt auf die Adsorption innerhalb der Mesoporen oder auf einen beschleunigten diffusiven Stofftransport durch diese zu den Mikroporen zurückzuführen ist, bedarf weiterer Untersuchungen und konnte nicht abschließend geklärt werden.

V Versuchsergebnisse – Einfluss der späteren Betriebszustände auf O₂ und KKG

Während der ersten Versuchsphase stieg die Sauerstoffzehrungsrate über 107 Tage bzw. 9.900 BV von 2 mg/(L·h) - das heißt pro Stunde Kontaktzeit wurde aus einem Liter Wasser 2 mg Sauerstoff entzogen - auf einen Wert von durchschnittlich 4,6 mg/(L·h) an und blieb bis zum Ende der Versuche annähernd konstant. Eine wahrscheinliche Erklärung für den Anstieg ist eine steigende Besiedlungsdichte mit Mikroorganismen in dem Filterbett. Die Sauerstoffzehrungsrate bildet die Aktivität der biologischen Filterbesiedlung ab und ist unter anderem von der Wassertemperatur abhängig. Bei höherer Wassertemperatur wurden höhere Zehrungsraten beobachtet. In der vergleichenden Literatur finden sich ähnliche Betriebszeiten bis zur Erreichung einer konstanten Sauerstoffzehrungsrate.

Von den im obigen Abschnitt „Mikrobiologische Aktivität im Aktivkohlefilter“ beschriebenen umfangreichen Simulationen verschiedenster Betriebszustände ist im Folgenden beispielhaft die Simulation einer sog. Nachtabsenkung, d.h. Minderförderung im Wasserwerk Rauschen dargestellt.

Die Nachtabsenkung der Wasserförderung im WW Rauschen dauert etwa 6 h. Während der Nachtabsenkungsphase soll mindestens eine Brunnenpumpe Wasser fördern. Dies entspricht Filtergeschwindigkeiten von rund 3 m/h (6 aktive AK-Filter) bzw. rund 4 m/h (5 aktive AK-Filter). Ein derartiger Betrieb wurde in Versuchen mit der Pilotanlage nachgestellt. Dazu wurde die Filtergeschwindigkeit zwischenzeitlich für jeweils 6 h von 10 m/h auf 3 bzw. 4 m/h reduziert. Nach der Dauer von 6 h erfolgte jeweils zunächst eine Probenahme für die Analyse von Nitrit und den KKG-Parametern, anschließend erfolgte zunächst erneut die Einstellung von 10 m/h. Messungen des Sauerstoffgehalts erfolgten während der Versuche in Abständen von 20 bis 60 min.

Abbildung 5 zeigt den Verlauf der O₂-Konzentration im Ablauf des Aktivkohlefilters bei der Einstellung von 3 m/h bzw. 4 m/h für 6 h und einem anschließenden erneuten Hochfahren auf 10 m/h. Deutlich wird der

starke Rückgang der O₂-Konzentration im Ablauf bei niedriger Filtergeschwindigkeit aufgrund der Sauerstoffzehrung im Filter.

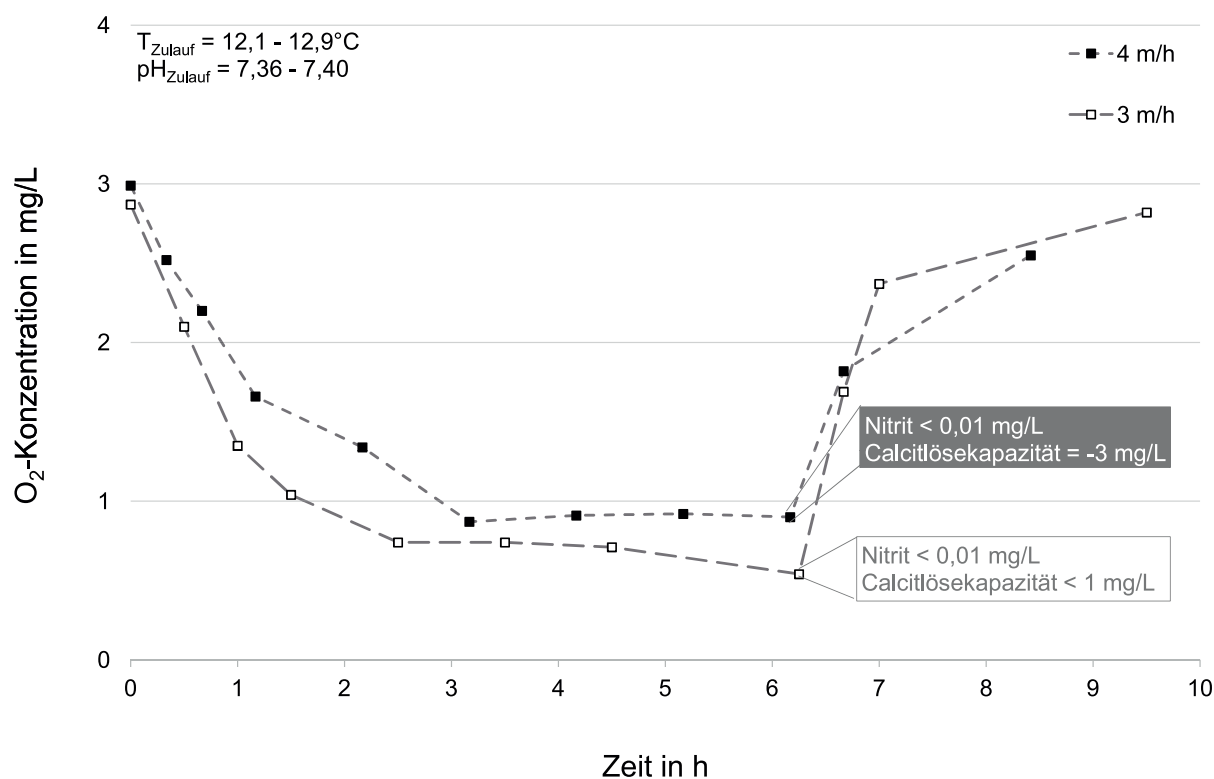


Abb. 5: Vergleich des Verlaufs der Sauerstoffkonzentration im Filtrat zwischen den Filtergeschwindigkeiten 3 und 4 m/h

Selbst bei Filtergeschwindigkeiten von 10 bis 12 m/h betrug die absolute O₂-Zehrung 1 mg/L. Bei dem im WW Rauschen vorliegenden Durchschnittswert von 3,8 mg/L O₂ im Rohwasser ist zu erwarten, dass die aufgrund von Korrosionsschutz in der DIN EN 12502 geforderte O₂-Konzentration von 3 mg/L im Filtrat dauerhaft unterschritten wird.

Nitritbildung war in den in Abbildung 5 dargestellten Simulationen nicht nachweisbar und wurde in den insgesamt durchgeführten Versuchen erst nach einem kompletten Betriebsstillstand des Filters von 6 h mit einem Messwert von 0,01 mg/L (Grenzwert TrinkwV 0,2 mg/l) nachgewiesen.

Die Ergebnisse für die Calcitlösekapazität liegen in Abbildung 5 zwar unter den Anforderungen der Trinkwasserverordnung (Grenzwert

+ 5 mg/l). Nach 6 h bei der Filtergeschwindigkeit 3 m/h betrug die absolute Differenz der Calcitlösekapazität zwischen Zu- und Ablauf jedoch +11 mg/L, d.h. es kommt zu einer deutlichen Erhöhung der Calcitlösekapazität.

Aufgrund des Mess-Unsicherheitsbereiches der Ergebnisse der KKG-Parameter und natürlicher Schwankungen im Rohwasser wurden die Versuche wiederholt; hier zeigte sich ein Anstieg der Calcitlösekapazität bei 3 m/h bis auf +4 mg/l. Es kann nicht sicher ausgeschlossen werden, dass es zukünftig im Betrieb zeitweise zu einer Überschreitung der Anforderungen der Trinkwasserverordnung hinsichtlich Calcitlösekapazität kommen könnte.

Schlussfolgerungen für die Praxis

Zusammenfassend zeichnet sich aus den Ergebnissen des GCST das Produkt CC+ (bzw. im Wasserwerk Schlierbach auch XC30) als beste Wahl für die großtechnischen Anlagen bei den vorhandenen Rohwassermatrizes ab. Für die endgültige Auswahl der Aktivkohle sind darüber hinaus ökonomische und anlagentechnische Aspekte zu berücksichtigen. Für eine vollständige ökonomische Bewertung der Aktivkohlen zählt neben der langfristigen Marktverfügbarkeit und den Materialkosten auch der erreichbare spezifische Durchsatz bei Einsatz der einzelnen Produkte, der aus dem GCST selbst nicht hervorgeht. Wichtige verfahrenstechnische Aspekte, wie Spülverhalten und Benetzbarkeit, sollten für die finale Auswahl der AK zusätzlich herangezogen werden.

Im Rahmen der weiteren Planungen für eine Aktivkohleaufbereitungsstufe im Wasserwerk Rauschen wird vor dieser Stufe eine Druckbelüftung mit Luftsauerstoff vorgesehen, um den vergleichsweise niedrigen natürlichen Sauerstoffgehalt im Rohwasser anzuheben. Des Weiteren sollen im Betrieb der Anlage Stillstände von Filtern vermieden werden und die Filter auch nachts bei Minimalbedarf im Versorgungsgebiet mit einem Mindestdurchsatz betrieben werden. Dies ist insofern herausfordernd, da im Versorgungsnetz selbst derzeit nur ein vergleichsweise geringes Speichervolumen zur Verfügung steht. Es soll der Platzbedarf

für eine etwaig im späteren Großbetrieb erforderliche NaOH-Dosierung zur pH-Wert-Korrektur vorgehalten werden, um bei derzeit nicht mit hundertprozentiger Sicherheit auszuschließender zeitweiser Überschreitung des Grenzwertes der Calcitlösekapazität im Ablauf der Aktivkohlestufe bei Bedarf entgegenwirken zu können. Zur Abschätzung der im späteren Anlagenbetrieb erreichbaren Filterstandzeiten im Wasserwerk Rauschen wird die Versuchsanlage zur Untersuchung der Sauerstoffzehrung weiterbetrieben.

Literatur

- [1] *Ries, Jochen und Morlock, Markus: Grund- und Trinkwasserbelastungen durch Trifluoressigsäure im Großraum Mannheim/Heidelberg. AWBR-Jahresbericht 2017*
- [2] *Ries, Jochen und Morlock, Markus: Grundwassersituation im Großraum Mannheim/Heidelberg. AWBR-Jahresbericht 2019*
- [3] *Ullmann, Jonas: Aufbereitung von Grundwässern mit Aktivkohlefiltration am Beispiel der Wasserwerke Rauschen und Schlierbach, Masterarbeit, KIT, 2022*
- [4] *Sebastian Egner, Stefan Stauder, Marcel Riegel und Frank Sacher: Strukturkonzept zur langfristigen Sicherstellung der Trinkwasserversorgung in Heidelberg, TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, 2022*
- [5] *Sebastian Egner und Marcel Riegel: Vertiefungsgutachten zum Strukturkonzept zur langfristigen Sicherstellung der Trinkwasserversorgung in Heidelberg, TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, 2022*

Bedeutung der neuen mikrobiologischen Parameter der EU-Trinkwasserrichtlinie für die deutsche Wasserversorgung

Dr. Beate Hambsch, Dr. Johannes Ho
TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe

Anlass und Zielsetzung

In die neue EU-Trinkwasserrichtlinie (EU-DWD), die am 16.12.2020 verabschiedet wurde, wurde ein risikobasierter Ansatz (*risk based approach*) aufgenommen. Unter anderem ist vorgesehen, das Rohwasser und bei Überschreiten des Referenzwertes auch das Wasser innerhalb der Aufbereitung auf „somatische Coliphagen“ als betrieblichem Überwachungsparameter für die Erfassung des mikrobiellen Risikos insbesondere durch fäkale virale Krankheitserreger zu untersuchen. In einer JRC-Studie aus dem Jahr 2020 zu mikrobiologischen Parametern in der EU-Trinkwasserrichtlinie wird der Parameter „somatische Coliphagen“ zur Verifizierung der Entfernungswirksamkeit der Aufbereitung für Viren bzw. Partikel im Größenbereich von Viren empfohlen. Diese Risikobewertung dient als Grundlage für eine sinnvolle und angemessene Umsetzung der mikrobiologischen Anforderungen der neuen EU-Trinkwasserrichtlinie in nationales Recht.

Das Ziel dieses DVGW-Forschungsvorhabens war es deshalb, vorliegende Daten auszuwerten, neue Daten zu sammeln und spezifische Untersuchungen durchzuführen. Verschiedene exemplarische Rohwässer von Wasserversorgungsunternehmen (WVU), die die weite Spanne der in Deutschland üblichen Wasseraufbereitungsverfahren umfassen, wurden untersucht.

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden Rohwässer mit unterschiedlich starkem Einfluss von Oberflächenwasser in Form von Flusswasser ausgewählt (direkte Aufbereitung, kurze künstliche Grundwasseranreicherung, lange und sehr lange Uferfiltration), in denen spezifische Untersuchungen auf bakterielle und virale Krankheitserreger mit kulturellen und

PCR-Verfahren sowie Indikatoren durchgeführt wurden. Dabei wurde der Fokus auf die aufgrund der hohen Infektiosität besonders relevanten Krankheitserreger *Campylobacter* (bakteriell) und enteropathogene Viren (Adeno-, Entero- und Noroviren) gelegt. Als Oberflächenwasser wurden jeweils Flusswässer gewählt, da nur diese eine ausreichend hohe mikrobiologische Ausgangsbelastung enthalten, um einen Log-Rückhalt durch Partikelentfernung berechnen zu können.

Zusätzlich wurden die bei den WVU vorliegenden mikrobiologischen Daten der Indikatoren in den Flusswässern und Rohwässern nach der ersten Partikelentfernung zusammengestellt und ausgewertet. Um im Rahmen der Messprogramme einen empfindlicheren Nachweis der Krankheitserreger und Indikatoren zu ermöglichen, wurden zusätzlich innovative Anreicherungsverfahren angewendet.

Es beteiligten sich Wasserversorgungen mit einem sehr breiten Spektrum an Wässern, die zwar alle im weitesten Sinne „oberflächenwasserbeeinflusst“ sind, allerdings in Bezug auf den Nachweis von Fäkalindikatoren von „immer“ über „manchmal“ bis zu „selten“ oder „nie“ reichen. Die Rohwasserarten nach erster Partikelentfernung als Teilaufbereitung umfassen ein Flusswasser nach Flockung und Sedimentation, ein Bodenfiltrat von Flusswasser und zwei Uferfiltrate an zwei verschiedenen Flüssen und geben somit einen guten Querschnitt durch die übliche Aufbereitungstechnik für Wasserwerke mit Oberflächenwassereinfluss in Deutschland.

Mit den in diesem Projekt gewonnenen bzw. zusammengetragenen Daten sollte eine mikrobielle Risikobewertung für die verschiedenen Rohwässer und betrachteten Aufbereitungsprozesse in Bezug auf die potentielle Anwesenheit von Krankheitserregern ermöglicht werden, um so eine Grundlage für eine sinnvolle und angemessene Umsetzung der mikrobiologischen Anforderungen der neuen EU-Trinkwasserrichtlinie in nationales Recht zu schaffen.

Um die Zielsetzung des Projektes zu erreichen, musste eine ausreichende Datenlage für eine weite Spanne der in Deutschland vorkommenden Rohwässer in Wasserwerken bzw. Aufbereitungsverfahren geschaffen

werden, um so eine gute Grundlage für eine sinnvolle Umsetzung der Anforderung der neuen EU-Trinkwasserrichtlinie in Bezug auf den speziellen Indikatorparameter „somatische Coliphagen“ für das Auftreten bestimmter mikrobieller Gefährdungen zu schaffen.

Folgende Auflistung zeigt die im Projekt bearbeiteten Arbeitspakete.

AP 1: Bestandsaufnahme und Ausarbeitung der Messprogramme

Bei jedem WVU wurde im Rahmen einer Bestandsaufnahme die Logistik der Messprogramme festgelegt: Auswahl der Messstellen, Anreicherungsverfahren, Untersuchungsvolumina (Ultrafiltration), zu untersuchende Parameter, Nachweisverfahren (Indikatoren, Krankheitserreger (PCR, Kultur), Häufigkeit, Verteilung der Durchführung der Probenahme und Analytik.

AP 2 Auswertung der vorliegenden mikrobiologischen Daten der beteiligten WVU

Die bakteriellen Indikatoren werden z. T. schon über viele Jahre im Oberflächenwasser (Flusswasser) und im Rohwasser nach der Partikelentfernung bei den beteiligten WVU bestimmt, in einigen auch somatische Coliphagen als virale Indikatoren. Diese historischen Daten wurden zusammengestellt und ausgewertet.

AP 3 Messprogramm Krankheitserreger und Indikatoren (direkt)

Im Rahmen des AP 3 wurden direkte Wasserproben in den Flusswässern und den Rohwässern nach der Partikelentfernung entnommen.

Die Untersuchungsparameter umfassten bei den Flusswässern die Bestimmung der Indikatoren coliforme Bakterien und somatische Coliphagen, sowie die Bestimmung der bakteriellen Krankheitserreger *Campylobacter* (kulturell) und der enteropathogenen Viren Adeno-, Noro- und Enteroviren (digitale PCR).

Rohwässer wurden in der Regel nur auf die Indikatoren untersucht und lediglich exemplarisch auf bakterielle und virale Krankheitserreger.

Das Messprogramm umfasste einen Zeitraum von 12 Monaten mit monatlichen Untersuchungen. Die Wasserproben wurden durch die beteiligten WVU entnommen.

AP 4 *Messprogramm in angereicherten Proben*

Durch die Anwendung der im Rahmen des DVGW-Projektes MikroSens entwickelten Anreicherungs-methode einer Dead-End-Ultrafiltration von 100 bis 1.000 L Wasser wurden die Nachweisgrenzen in den Ufer- und Bodenfiltraten soweit herabgesetzt, dass eine Bestimmung von geringeren Konzentrationen der untersuchten Parameter möglich war und die genauere Berechnung der Entfernungswirksamkeit bei der Bodenpassage möglich wurde.

Die angereicherten Proben im Flusswasser und in den Rohwässern nach Partikelentfernung wurden ca. 1x monatlich über 12 Monate entnommen, um damit einen guten Jahresüberblick zu gewinnen. Die Konzentrate nach der Anreicherung sollten v.a. auf Indikatoren untersucht werden und z. T. auf Krankheitserreger. Die Anreicherung der großen Volumina (100 - 1.000 L) wurde bei den WVU vor Ort durchgeführt.

AP 5 *Auswertung der Messprogramme*

Nach Vorliegen der Daten aus den Messprogrammen sollten diese nach WVU zusammengestellt und daraus die Berechnungen zum Rückhalt der jeweiligen partikelabtrennenden Stufen für Bakterien und Viren durchgeführt werden. Zusätzlich sollte für die Rohwässer nach der partikelentfernenden Stufe eine quantitative mikrobielle Risikobewertung (QMR) für die im Oberflächenwasser nachgewiesenen Krankheitserreger vorgenommen werden. Die Ergebnisse der Messprogramme wurden den Ergebnissen der langjährigen Untersuchungen auf Fäkalindikatoren gegenübergestellt, um daraus Schlussfolgerungen für die verschiedenen Rohwasserarten ziehen zu können. Damit konnte insbesondere die

Notwendigkeit der Untersuchung auf den Parameter somatische Coliphagen abgeschätzt werden.

AP 6 Erarbeitung von Empfehlungen zur nationalen Umsetzung der EU-Richtlinie

Aus dem Erkenntnisgewinn der AP 1 - 5 sollte abgeleitet werden, wie eine angemessene Umsetzung der Anforderungen der EU-Trinkwasser-richtlinie unter den Bedingungen der Wasserversorgung in Deutschland aussehen sollte, um damit die in der EU-DWD geforderte Risikobewertung zu ermöglichen. Dabei sollten die in Bezug auf die Oberflächenwasserbeeinflussung sich unterscheidenden Arten von WVU unterschieden werden.

Für die Untersuchungen im Rahmen des Projektes wurden WVU ausgewählt, bei denen die zur Wasseraufbereitung genutzten Wässer möglichst hohe Konzentrationen an Mikroorganismen aufwiesen, damit die Berechnung eines maximalen Rückhaltes in der Aufbereitung gelingen konnte. Da in Deutschland durch das Multibarrierensystem die genutzten Wässer überwiegend nur eine geringe mikrobielle Belastung aufweisen, wurden für die Untersuchungen Flusswässer als Ausgangspunkt gewählt. Für die Untersuchungen wurden jeweils Wasserproben des Rohwassers nach der ersten partikelentfernenden Stufe entnommen. Bei dem Flusswasserwerk WVU A mit kurzer Aufenthaltszeit in der partikelentfernenden Stufe der Aufbereitung wurde nach Flockung und Sedimentation, bei dem WVU B das Bodenfiltrat nach ca. 5 Tagen Fließzeit, bei dem WVU C das Uferfiltrat nach 50 Tagen Fließzeit und bei dem WVU D das Uferfiltrat nach mehr als 100 Tagen Fließzeit entnommen.

Alle vier WVU bereiten das Rohwasser nach der ersten partikelentfernenden Stufe (Probenahmestelle) noch mit weiteren Prozessschritten auf.

Ergebnisse

Historische Daten

Für die festgelegten Probenahmestellen, an denen planmäßig die Messprogramme AP 3 und AP 4 durchgeführt wurden, liegen zum Großteil auch historische mikrobiologische Untersuchungen auf bakterielle Indikatorparameter vor, zum Teil schon über viele Jahre. Bei einem Teil der Probenahmestellen werden seit einigen Jahren auch somatische Coliphagen untersucht.

Für die Auswertung im Rahmen des Projekts wurden die coliformen Bakterien als bakterielle Indikatoren und die somatischen Coliphagen als virale Indikatoren herangezogen, sodass diese Parameter auch bei den historischen Daten betrachtet wurden.

In der Tabelle 1 sind die vorhandenen mikrobiologischen Daten über den gesamten Zeitraum für die Flusswässer und die Rohwässer mit dem Anteil an Positivbefunden für die coliformen Bakterien aufgeführt. Der Positivanteil für coliforme Bakterien in den Flusswässern lag wie zu erwarten immer bei 100 %. In den Rohwässern nach erster Partikelentfernung nimmt der Positivanteil mit der Fließzeit ab. In den Rohwässern Fluss 1 nach Flockung und Sedimentation und Fluss 2-Bodenfiltrat-5 d, d.h. mit sehr kurzer Fließzeit, beträgt der Anteil der Positivbefunde annähernd 100 %, während er bei den beiden Uferfiltraten mit langer Fließzeit (-50 d und >100 d) unter 1 % liegt. Bei dem Fluss 4-Uferfiltrat >100 d traten keine Positivbefunde > 0,1 KBE/100 mL auf. Wenn keine Positivbefunde auftreten, ist die Angabe der prozentualen Häufigkeit von der Anzahl der Messungen abhängig, sodass der Positivanteil hier als < 0,96 % angegeben werden kann.

Die Auswertung dieser historischen Daten zeigt, dass eine Klassifizierung von Rohwässern nach Partikelentfernung möglich ist, da sich die Häufigkeit von Positivbefunden für bakterielle und virale Indikatoren je nach Fließzeit deutlich unterscheidet.

Tabella 1: *Tabella 1: Historische Daten der vier WVU für coliforme Bakterien mit dem prozentualen Anteil an Positivbefunden*

WVU	Fluss	Anzahl Messungen		Positiv Anteil	Rohwasser (n. Partikelentfernung)	Fließzeit	Anzahl Messungen		Positiv Anteil
		gesamt	positiv				gesamt	positiv	
WVU A	Fluss 1	1919	1919	100%	Fluss 1-FS	< 1 h	2135	2133	99,9%
WVU B	Fluss 2	1213	1213	100%	Fluss 2-Bodenfiltrat-5d	5 d	220	212	96,4%
WVU C	Fluss 3	-	-	-	Fluss 3-Uferfiltrat-50 d	50 d	430	3	0,70%
WVU D	Fluss 4	441	441	100%	Fluss 4-Uferfiltrat>100 d	> 100 d	104	0	<0,96%

Die Häufigkeit von Positivbefunden für coliforme Bakterien in den historischen Daten liegt in den Rohwässern nach Partikelentfernung bei den kurzen Fließzeiten (1 h, 5 d) bei > 95 %, bei den langen Fließzeiten der Uferfiltrate von 50 d und > 100 d dagegen < 1%. Für somatische Coliphagen lagen historische Daten von zwei WVU vor, jeweils eines mit der kürzesten Fließzeit von 1 h und mit der längsten Fließzeit von > 100 d. Auch hier lag die Häufigkeit bei 1 h bei 100 %, bei > 100 d dagegen < 5 %. Vermutlich liegt der Prozentsatz an Positivbefunden bei letzterem sogar noch niedriger, allerdings wurde bisher noch nicht häufig genug gemessen.

Als WVU mit starker Oberflächenwasserbeeinflussung sind daher die WVU A und B einzustufen, mit geringer oder kaum vorhandener Oberflächenwasserbeeinflussung die WVU C und D.

Messprogramme

In allen vier Flusswässern waren bei allen Untersuchungen somatische Coliphagen nachweisbar. Die Konzentrationen lagen dabei etwa eine Logstufe niedriger als die der coliformen Bakterien.

In drei der vier Flüsse lagen die Messwerte dabei regelmäßig über dem Referenzwert von 50 PFU/100 mL. In den Rohwässern nach Boden- bzw. Uferfiltration waren bei den direkten Untersuchungen (AP 3) dagegen keine somatischen Coliphagen nachweisbar, d. h. die Werte lagen jeweils unterhalb der NWG vor 1 PFU/100 mL.

Durch die Anreicherungsverfahren (AP 4) konnte die NWG um etwa 3 Logstufen verringert werden. Dadurch waren nach der kurzen Bodenfiltration (5 d) immer somatische Coliphagen nachweisbar, bei den langen Uferfiltrationen (≥ 50 d) traten dagegen nur vereinzelt Positivbefunde auf.

Bakterielle Krankheitserreger (*Campylobacter*) waren in den Flusswässern fast immer nachweisbar, virale Krankheitserreger dagegen nur manchmal. Von den viralen Krankheitserregern wurden Adenoviren mit maximal 67 % der Untersuchungen am häufigsten nachgewiesen.

Exemplarisch wurde auch in den Rohwässern nach Anreicherung auf Krankheitserreger untersucht. Diese wurden in den Rohwässern mit kurzen Fließzeiten (1 h, 5 d) nachgewiesen, in den Uferfiltraten mit langen Fließzeiten dagegen nicht.

Auswertungen zum Rückhalt

Nach Abschluss der Messprogramme wurden die Berechnungen zum Rückhalt der Aufbereitung durch die partikelentfernende Stufe für die vier verschiedenen WVU durchgeführt.

Wie bereits erwähnt, werden hierzu die Rückhalte der Indikatoren betrachtet, die coliformen Bakterien für den Bakterienrückhalt, die somatischen Coliphagen für den Virenrückhalt. Für die Berechnungen der Logstufenrückhalte werden hierbei die Mittelwerte der jeweiligen Messungen verwendet, wobei zur Berechnung die Nullwerte durch die halbe NWG ersetzt werden. Dies stellt eine konservative Abschätzung, also eine worst-case-Betrachtung, dar.

Die Abhängigkeit der Rückhalte von den Fließzeiten ist in Abbildung 1 zusammengefasst: Bei der direkten Aufbereitung ergibt sich maximal 1 Logstufe Rückhalt, sowohl für Bakterien als auch für Viren. Bereits durch eine kurze Bodenpassage von 5 d im Untergrund erhöht sich der Rückhalt auf 2 bis 3 Logstufen. Bei den Uferfiltraten mit den langen Fließzeiten ergeben sich dann Bakterienrückhalte von > 5 Logstufen (50 d) und von > 6 Logstufen (> 100 d). Der Virenrückhalt liegt jeweils etwa eine Logstufe niedriger, ist damit aber immer noch mit > 4 Logstufen (50 d) bzw. > 5 Logstufen (> 100 d) als sehr gut einzuschätzen.

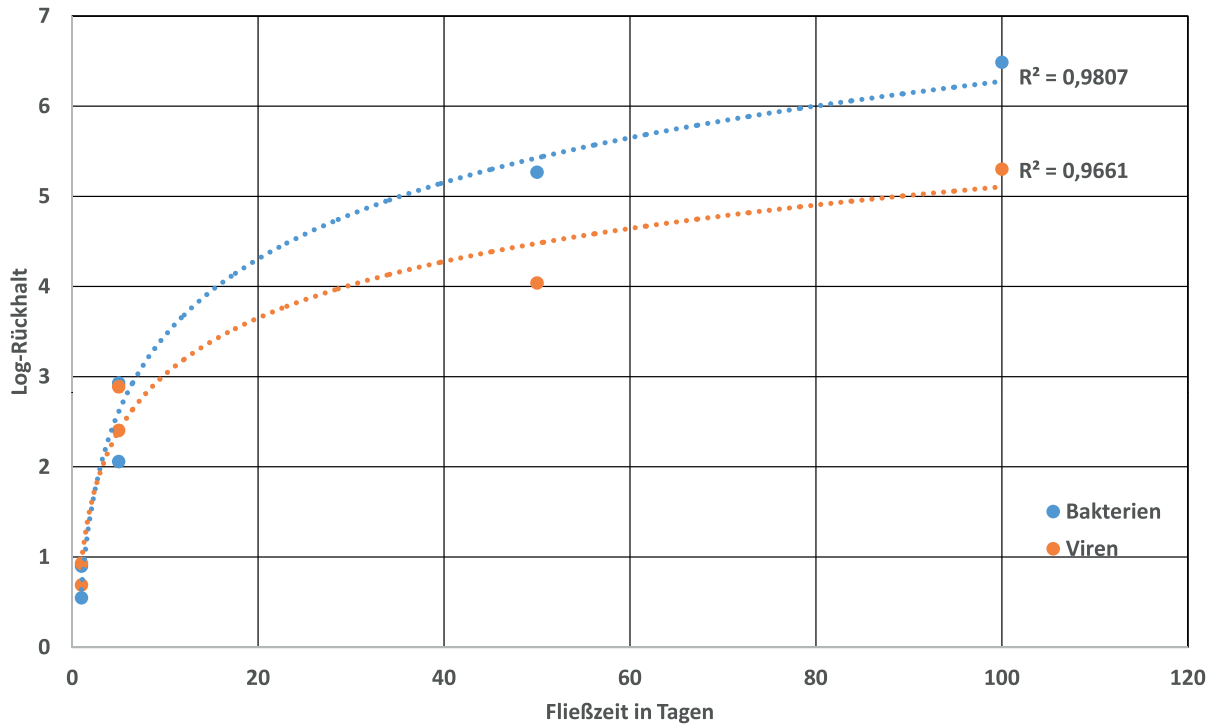


Abb. 1: Rückhalte in Abhängigkeit von den Fließzeiten im Untergrund

Durch die Untersuchungen der Indikatoren konnte sowohl der Bakterien- als auch der Virenrückhalt für die jeweils betrachtete partikelentfernende Stufe bestimmt werden. Bei dem Messprogramm im Rahmen des AP 3 (direkte Untersuchung ohne Anreicherung) zeigte sich bei den Rohwässern mit sehr langer Fließzeit die Begrenzung durch die Nichtnachweisbarkeit der Indikatoren. Durch die Anwendung der Anreicherungsverfahren im Rahmen des AP 4 gelang es, diese Rückhalte um etwa 3 Logstufen genauer zu bestimmen, sodass sich annähernd 6 Logstufen Bakterienrückhalt und 5 Logstufen Virenrückhalt bei den Uferfiltraten nachweisen ließen.

Quantitative mikrobielle Risikobewertung

Die WHO schlägt vor, eine quantitative mikrobielle Risikobewertung (englisch: quantitative microbial risk assessment, QMRA) vorzunehmen, um damit das Risiko des Vorkommens von Krankheitserregern im Trinkwasser und damit die gesundheitliche Gefährdung der Konsumenten

durch das Trinken eines Wassers / einer Wasserart quantitativ zu charakterisieren.

Grundlage für die quantitative mikrobielle Risikobewertung ist die Festlegung eines Gesundheitszieles in Form eines maximal vertretbaren Bezugsrisikos. Dieses Gesundheitsziel sollte möglichst gesellschaftlich akzeptiert sein. Die beiden hierfür vorliegenden Vorschläge zur Festlegung eines vertretbaren Bezugsrisikos sind entweder ein maximal tolerierbares trinkwasserbedingtes Infektionsrisiko oder eine maximal tolerierbare trinkwasserbedingte Krankheitslast (DALY: Disability Adjusted Life Year).

In den Niederlanden wird seit 2001 die erste Variante eines maximal tolerierbaren Infektionsrisikos angewendet: Dort ist gesetzlich ein Grenzwert für ein theoretisches Infektionsrisiko von 10^{-4} pro Person und Jahr festgelegt, d. h. dass maximal 1 Person von 10.000 Personen pro Jahr eine trinkwasserbedingte Infektion bekommt, bei fäkal-oralen Krankheitserregern wäre die entsprechende Erkrankung eine Durchfallerkrankung.

Die quantitative mikrobielle Risikobewertung wurde für die Rohwässer bei allen vier WVU für die Krankheitserreger *Campylobacter* und Adenoviren durchgeführt.

Für die Betrachtung des Risikos durch Krankheitserreger durch das aufgenommene Wasser muss für die ausgewählten Erreger die Ausgangskonzentration im Flusswasser bestimmt werden. Darüber berechnet sich über den für die betrachteten Stufen der ersten Partikelentfernung durch Indikatoren berechneten Rückhalt eine Erregerkonzentration in den Rohwässern.

Es ist zu beachten, dass es sich bei diesen Berechnungen **nicht** um Trinkwässer handelt, sondern bei allen vier WVU noch weitergehende Aufbereitungen erfolgen.

Aus der Erregerkonzentration im Rohwasser berechnet sich das Infektionsrisiko pro Tag unter Berücksichtigung des Wasservolumens, das pro Tag aufgenommen wird und der erregerspezifischen Infektionswahrscheinlichkeit. Daraus erfolgt die Berechnung des jährlichen Infektions-

risikos (365 Tage). Dieses berechnete bzw. modellierte Infektionsrisiko wird mit dem gewünschten Wasserqualitätsziel verglichen.

Als maximal vertretbares Bezugsrisiko (health based target) einigte man sich darauf, das Konzept des maximal tolerierbaren trinkwasserbedingten Infektionsrisikos von 10^{-4} Infektionen (1 Person pro 10.000 Personen) pro Jahr anzuwenden.

Das aufgenommene Volumen pro Tag sollte mit der Annahme von 1 L ungekochten Trinkwassers angesetzt werden, wie es auch in WHO 2011 und 2016 angenommen wird.

Bei den anderen Parametern, die zur Berechnung erforderlich sind, wurde i. d. R. jeweils ein Worst-Case-Szenario angesetzt: Der Anteil der empfänglichen Bevölkerung wurde jeweils mit 100 % angenommen und auch das Erkrankungsrisiko nach Infektion wurde jeweils mit 100 % angesetzt, auch wenn häufig nur ein geringer Anteil der Infizierten (z. B. 25 %) auch Krankheitssymptome zeigt. Teilimmunität sowie verschiedene Altersprofile der Bevölkerung wurden ebenfalls nicht einbezogen.

Für die erregerspezifische Infektionswahrscheinlichkeit wurden die Werte aus Literaturdaten (WHO 2016) entnommen (Expositionsversuche bzw. epidemiologische Studien). Für Noro- und Adenoviren liegen demnach die höchsten Werte für die Infektionswahrscheinlichkeit vor, während für Enterovirus und *Cryptosporidium* um den Faktor 100 geringere Werte bekannt sind. Hier wurden *Campylobacter* und Adenovirus betrachtet.

Der Bakterien- und der Virenrückhalt ließ sich durch die Messprogramme anhand des Rückhalts der Indikatoren coliforme Bakterien und somatische Coliphagen bestimmen. Durch die Anreicherungen und damit durch die Absenkung der Nachweisgrenze gelang es auch für die geringen Konzentrationen der betrachteten Mikroorganismen in den Uferfiltraten bis zu 6 bzw. 5 Logstufen Rückhalt nachzuweisen.

Krankheitserreger wurden in den Flusswässern regelmäßig nachgewiesen, am häufigsten *Campylobacter* und Adenoviren. Für diese beiden Krankheitserreger wurde eine quantitative mikrobielle Risikobewertung für die betrachteten Rohwässer vorgenommen. Die Berechnung zeigte,

dass für *Campylobacter* das Gesundheitsziel von $< 1 \cdot 10^{-4}$ Infektionen pro Jahr in den beiden Uferfiltraten erreicht wird, für den hier betrachteten Teil der Aufbereitung mit sehr kurzer Aufenthaltszeit in der ersten partikelentfernenden Stufe von 1 h und kurzer Bodenfiltration (5 d) dagegen nicht.

Für den Krankheitserreger Adenoviren ist das Gesundheitsziel von $1,0 \cdot 10^{-4}$ bei dem Uferfiltrat > 100 d mit $2,3 \cdot 10^{-4}$ fast erreicht, bei den anderen drei Rohwässern dagegen nicht. Alle Rohwässer werden noch mit mehreren folgenden Aufbereitungsschritten weitergehend zu Trinkwasser aufbereitet.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis

Erkenntnisse und Schlussfolgerungen

In der neuen EU-Trinkwasserrichtlinie (EU-DWD) wurde ein risikobasierter Ansatz (risk based approach) aufgenommen, in dem u. a. vorgesehen ist, das Rohwasser und bei Überschreiten des Referenzwertes auch das Wasser innerhalb der Aufbereitung auf „somatische Coliphagen“ zur Erfassung des mikrobiellen Risikos insbesondere durch fäkale virale Krankheitserreger zu untersuchen. Der Parameter „somatische Coliphagen“ dient zur Verifizierung der Entfernungswirksamkeit der Aufbereitung für Viren bzw. Partikel im Größenbereich von Viren.

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden Rohwässer mit unterschiedlich starkem Einfluss von Oberflächenwasser in Form von Flusswasser ausgewählt (direkte Aufbereitung (1 h), kurze Bodenpassage (5 d), lange Uferfiltration (50 d) und sehr lange Uferfiltration (> 100 d)), in denen spezifische Untersuchungen auf bakterielle und virale Krankheitserreger mit kulturellen und PCR-Verfahren sowie Indikatoren durchgeführt wurden. Als Oberflächenwasser wurden jeweils Flusswässer gewählt, da nur diese eine ausreichend hohe mikrobiologische Ausgangsbelastung enthalten, um einen Log-Rückhalt durch Partikelentfernung berechnen zu können.

Durch die Untersuchungen der vier WVU A, B, C und D, die Flusswasser zur Trinkwasseraufbereitung nutzen, konnten Rohwässer mit unterschiedlichen Aufenthaltszeiten in der ersten partikelentfernenden Stufe (in der Wasseraufbereitung bei direkter Flusswasseraufbereitung und im Untergrund bei Bodenfiltraten und Uferfiltraten) betrachtet werden.

In drei der vier Flusswässer lagen die Mittelwerte der Konzentrationen der somatischen Coliphagen oberhalb des Referenzwertes von 50 PFU / 100 mL, die gemäß EU-DWD eine Bewertung der Wirksamkeit der Aufbereitungsverfahren erforderlich machen.

Eine starke Oberflächenwasserbeeinflussung wurde bei den WVU mit den kurzen Fließzeiten (1 h, direkte Aufbereitung, und 5 d Bodenpassage) festgestellt, eine sehr geringe bzw. kaum nachweisbare Oberflächenwasserbeeinflussung bei den Uferfiltraten mit langer Fließzeit (50 d, > 100 d).

Diese Beeinflussung ließ sich einerseits aus den historischen Daten erkennen, da hier bei den stark beeinflussten Wässern die Häufigkeit von Positivbefunden coliformer Bakterien in den Rohwässern noch fast 100 % beträgt, während bei den kaum beeinflussten Rohwässern mit den langen Bodenpassagen die Häufigkeit < 1 % lag. Andererseits zeigten auch die erreichbaren Rückhalte und auch die quantitative mikrobielle Risikobewertung, dass diese für die langen Aufenthaltszeiten im Untergrund ein mögliches Gesundheitsziel von 10^{-4} pro Person und Jahr erreichen.

Eine Untersuchung auf somatische Coliphagen zur Risikobewertung ist bei den hochbelasteten Flusswässern auf jeden Fall sinnvoll, bei den Boden- oder Uferfiltraten dagegen nur bei kurzen Fließzeiten im Untergrund.

Insofern lassen die Ergebnisse eine Klassifizierung zu, die auch der Klassifizierung im DVGW-Arbeitsblatt W 254 (Grundsätze für Rohwasseruntersuchungen, 05/2021) weitgehend entspricht. In diesem Arbeitsblatt wird unterschieden zwischen

- Oberflächenwässern (Flüsse, Seen, Talsperren),
- anthropogen beeinflussten Grundwässern
Stoffeinträge durch Sickerwasserzustrom (oberflächennahe Grundwasserleiter oder Karstgrundwasserleiter) oder durch hydraulischen Kontakt mit Oberflächengewässern (Uferfiltrate oder künstlich angereicherte Grundwässer) und
- anthropogen unbeeinflussten Grundwässern (Tiefengrundwässer).

Allerdings sollte nach den hier vorgestellten Ergebnissen bei den Uferfiltraten und angereicherten Grundwässern zusätzlich die Fließzeit im Untergrund berücksichtigt werden.

Für die Anforderung der Untersuchung auf somatische Coliphagen nach EU-DWD ist folgende Klassifizierung von WVU zu treffen:

- In WVU, die direkt Flusswässer als Rohwasser nutzen, ist die Untersuchung auf somatische Coliphagen sinnvoll und notwendig und erlaubt die in der EU-DWD gewünschte Risikobewertung.
- In anderen Oberflächenwässern oder oberflächenwasserbeeinflussten Rohwässern (z. B. Talsperren oder Bodenfiltraten), in denen gelegentlich oder häufig Positivbefunde coliformer Bakterien auftreten, ist die Untersuchung somatischer Coliphagen ebenfalls nach EU-DWD notwendig, um die Risikobewertung durchzuführen.
- In oberflächenwasserbeeinflussten Rohwässern (z. B. Uferfiltraten) mit langer Fließzeit im Untergrund (> 50 d) ist die Häufigkeit von Positivbefunden coliformer Bakterien meist < 1 % und damit die Untersuchung somatischer Coliphagen nach EU-DWD nicht notwendig, da hier vermutlich kein entsprechendes Risiko besteht.
- In reinen Grundwässern (Tiefengrundwässern) ohne Oberflächenwasserbeeinflussung treten i. d. R. keine Positivbefunde coliformer Bakterien auf. Eine Untersuchung auf somatische Coliphagen ist daher nach EU-DWD nicht notwendig.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass in Rohwässern ohne jegliche fäkalen Verunreinigung auch eine Untersuchung des Indikatorparameters somatische Coliphagen nicht sinnvoll und notwendig wäre. Allerdings muss hierbei eine ausreichende Untersuchungshäufigkeit zur Feststellung der fäkalen Verunreinigung zugrunde gelegt werden. Für mikrobiologische Untersuchungen ist gemäß DVGW-Arbeitsblatt W 254 die empfohlene

Untersuchungshäufigkeit bei anthropogen beeinflussten Grundwässern bei regelmäßigen Untersuchungen 12x jährlich.

Handlungsempfehlungen für WVU zur Risikobewertung

WVU sollten ihr Rohwasser regelmäßig nach DVGW-Arbeitsblatt W 254 mikrobiologisch untersuchen. Sofern diese Untersuchungen regelmäßig mikrobiologische Verunreinigungen z. B. in Form von coliformen Bakterien anzeigen, sollte für diese Rohwässer auch eine Risikobewertung für somatische Coliphagen nach EU-DWD durchgeführt werden.

Bei Überschreitung des Referenzwertes von 50 PFU / 100 mL muss der Rückhalt für die somatischen Coliphagen in den Aufbereitungsstufen nachgewiesen werden.

Eine Überschreitung dieses Referenzwertes ist bei WVU mit Flusswasser als Rohwasser sehr wahrscheinlich, sodass diese auch nach den Aufbereitungsschritten Untersuchungen durchführen müssen, um damit den Rückhalt für virale Krankheitserreger nachzuweisen.

Bei WVU mit anderen Rohwässern wird dieser Referenzwert wahrscheinlich nicht überschritten, allerdings sollten auch andere Oberflächenwässer wie z. B. Talsperren- und Seewässer und auch oberflächenwasserbeeinflusste Wässer mit gelegentlichen mikrobiologischen Belastungen zur Risikobewertung ein Messprogramm zu somatischen Coliphagen im Rohwasser durchführen.

Als Häufigkeit wäre ein einjähriges Messprogramm mit monatlichen Messungen sinnvoll.

Bei Oberflächenwasserbeeinflussungen durch direkten hydraulischen Kontakt und kurzen Fließzeiten, wie z. B. bei Boden- oder Uferfiltraten, sollte das zugehörige Oberflächenwasser auch auf die Krankheitserreger *Campylobacter* und Adenoviren untersucht werden, um damit eine quantitative mikrobielle Risikobewertung zu ermöglichen. Für das entsprechende Boden- oder Uferfiltrat kann durch die Berücksichtigung der Eliminationsleistung für die Indikatoren coliforme Bakterien und somatische Coliphagen für diese Krankheitserreger die Einhaltung eines

theoretischen Gesundheitszieles von maximal 10^{-4} pro Person und Jahr geprüft werden, das dann mit den weiteren Aufbereitungsschritten in der Wasseraufbereitung abgeglichen werden muss.

Zusammenfassung

In der neuen EU-Trinkwasserrichtlinie (EU-DWD) wurde ein risikobasierter Ansatz (risk based approach) aufgenommen, in dem u. a. vorgesehen ist, das Rohwasser und bei Überschreiten des Referenzwertes von 50 PFU / 100 mL auch das Wasser innerhalb der Aufbereitung auf „somatische Coliphagen“ zur Erfassung des mikrobiellen Risikos insbesondere durch fäkale virale Krankheitserreger zu untersuchen. Der Parameter „somatische Coliphagen“ dient zur Verifizierung der Entfernungswirksamkeit der Aufbereitung für Viren bzw. Partikeln im Größenbereich von Viren.

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden Rohwässer mit unterschiedlich starkem Einfluss von Oberflächenwasser in Form von Flusswasser ausgewählt (direkte Aufbereitung (1 h), kurze Bodenpassage (5 d), lange Uferfiltration (50 d) und sehr lange Uferfiltration (> 100 d), in denen spezifische Untersuchungen auf bakterielle und virale Krankheitserreger mit kulturellen und PCR-Verfahren sowie Indikatoren durchgeführt wurden. Als Oberflächenwasser wurden jeweils Flusswässer gewählt, da nur diese eine ausreichend hohe mikrobiologische Ausgangsbelastung enthalten, um einen Log-Rückhalt durch Partikelentfernung berechnen zu können.

Durch die Untersuchungen von vier Wasserversorgungen, die Flusswasser zur Trinkwasseraufbereitung nutzen, konnten Rohwässer mit unterschiedlichen Aufenthaltszeiten in der ersten partikelentfernenden Stufe (in der Wasseraufbereitung bei direkter Flusswasseraufbereitung und im Untergrund bei Bodenfiltraten und Uferfiltraten) betrachtet werden.

In drei der vier Flusswässer lagen die Mittelwerte der Konzentrationen der somatischen Coliphagen oberhalb des Referenzwertes von 50 PFU / 100 mL, die gemäß EU-DWD eine Bewertung der Wirksamkeit der Aufbereitungsverfahren erforderlich machen.

Eine starke Oberflächenwasserbeeinflussung wurde bei den Wasserversorgungsunternehmen mit den kurzen Fließzeiten (1 h, direkte Aufbereitung, und 5 d Bodenpassage) festgestellt, eine sehr geringe bzw. kaum nachweisbare Oberflächenwasserbeeinflussung bei den Uferfiltraten mit langer Fließzeit (50 d, > 100 d).

Diese Beeinflussung ließ sich einerseits aus den historischen Daten erkennen, da hier bei den stark beeinflussten Wässern die Häufigkeit von Positivbefunden coliformer Bakterien in den Rohwässern noch fast 100 % beträgt, während bei den kaum beeinflussten Rohwässern mit den langen Bodenpassagen die Häufigkeit unter 1 % lag. Andererseits zeigten auch die erreichbaren Rückhalte und auch die quantitative mikrobielle Risikobewertung, dass diese für die langen Aufenthaltszeiten im Untergrund ein mögliches Gesundheitsziel von 10^{-4} Infektionen pro Person und Jahr erreichen.

Eine Untersuchung auf somatische Coliphagen zur Risikobewertung ist bei den hochbelasteten Flusswässern auf jeden Fall sinnvoll, bei den Boden- oder Uferfiltraten dagegen nur bei solchen mit kurzen Fließzeiten im Untergrund.

[Kurzfassung zu: DVGW-Förderkennzeichen W 202012]

