

WASSERGÜTEBERICHT

2021 & 2022



Wahnbachtalsperrenverband
Für die Region Bonn/Rhein-Sieg/Ahr

WASSERGÜTEBERICHT 2021 & 2022

VORWORT

Grußwort der Geschäftsführung	5
-------------------------------	---

1. WAHNBACHTALSPERRE

1.1 LIMNOLOGIE 2021	6
1.1.1 Einleitung	6
1.1.2 Untersuchungsprogramm, Material und Methoden	6
1.1.3 Hydrologie der Talsperre	9
1.1.4 Temperaturverteilung und Schichtung	10
1.1.5 Sauerstoffverteilung und Manganfreisetzung	11
1.1.6 Nährstoffe	13
1.1.7 Trübung und Sichttiefe	15
1.1.8 Chlorophyll a	18
1.1.9 Trophiestatus der Wahnachtalsperre	20
1.1.10 Plankton	22
1.2 FISCHEREIMANAGEMENT 2021	27
1.2.1 Fischereiliche Maßnahmen	27
1.2.2 Schlussfolgerungen für die weitere fischereiliche Bewirtschaftung der Wahnachtalsperre	30
1.3 ROHWASSER TALSPERRE 2021	30
1.3.1 Mikrobiologie	30
1.3.2 Biologie	33
1.4 LIMNOLOGIE 2022	36
1.4.1 Einleitung	36
1.4.2 Untersuchungsprogramm, Material und Methoden	36
1.4.3 Hydrologie der Talsperre	36
1.4.4 Temperaturverteilung und Schichtung	37
1.4.5 Sauerstoffverteilung und Manganfreisetzung	39
1.4.6 Nährstoffe	40
1.4.7 Trübung und Sichttiefe	42
1.4.8 Chlorophyll a	44
1.4.9 Trophiestatus der Wahnachtalsperre	46
1.4.10 Plankton	48

1.5 FISCHEREIMANAGEMENT 2022	51
1.5.1 Fischereiliche Maßnahmen 2022	51
1.6 ROHWASSER TALSPERRE 2022	53
1.6.1 Mikrobiologie	53
1.6.2 Biologie	54
1.7 LITERATUR	57

2. GEWÄSSERUNTERSUCHUNGEN IN DEN EINZUGSGEBIETEN

2.1 WAHNBACHTALSPERRE	58
2.1.1 Untersuchungsprogramm Zuflüsse	58
2.1.2 Mikrobiologie	59
2.1.3 Phosphor	61
2.1.4 Nitrat	63
2.1.5 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	66
2.1.6 Arzneimittel und Tierarzneimittel	71
2.1.7 Spurenstoffe	73
2.1.8 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	75
2.2 GRUNDWASSERGEWINNUNG UNTERE SIEG (MEINDORF)	76
2.2.1 Untersuchungsprogramm Grundwassermessstellen und Brunnen	76
2.2.2 Mikrobiologie Brunnen Meindorf	77
2.2.3 Nitrat	77
2.2.4 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	80
2.2.5 Arzneimittel und Tierarzneimittel	84
2.2.6 Spurenstoffe	85
2.2.7 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	87



INHALT

2.3	GRUNDWASSERGEWINNUNG HENNEFER SIEGBOGEN	88
2.3.1	Untersuchungsprogramm Grundwassermessstellen und Brunnen	88
2.3.2	Mikrobiologie Brunnen Hennef	89
2.3.3	Nitrat	89
2.3.4	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	91
2.3.5	Arzneimittel und Tierarzneimittel	94
2.3.6	Spurenstoffe	95
2.3.7	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	97
3.	WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION	
3.1	WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION 2021	98
3.1.1	Niederschlag im Einzugsgebiet, Starkregenereignis 2021	98
3.1.2	Trinkwasserproduktion	100
3.2	WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION 2022	106
3.2.1	Niederschlag im Einzugsgebiet	106
3.2.2	Trinkwasserproduktion	110
4.	TRINKWASSERBESCHAFFENHEIT	
4.1	TRINKWASSERBESCHAFFENHEIT 2021	112
4.1.1	Wasserchemische und bakteriologische Beschaffenheit, Spurenstoffe 2021	112
4.1.2	Mikrobiologische Beschaffenheit des Trinkwassers im Jahr 2021	114
4.2	TRINKWASSERBESCHAFFENHEIT 2022	120
4.2.1	Wasserchemische und bakteriologische Beschaffenheit, Spurenstoffe 2022	120
4.2.2	Mikrobiologische Beschaffenheit des Trinkwassers im Jahr 2022	122
5	Anhang	128





VORWORT WTV-GESCHÄFTSFÜHRERIN

Liebe Leserinnen und Leser,

gesundes, wohlschmeckendes und vor allem jederzeit verfügbares Trinkwasser ist für uns in Deutschland und in unserer Region eine Selbstverständlichkeit. Weltweit sieht die Situation anders aus. Nach aktuellen Zahlen der Vereinten Nationen (UN) haben ca. 26 Prozent der Weltbevölkerung (2 Milliarden Menschen) keinen Zugang zu sicherer Trinkwasserversorgung. Hinzu kommen Probleme bei der Wasserqualität. Dabei sind Bedarf, Verfügbarkeit und vor allem Qualität wichtige ineinandergreifende Schlüsselfaktoren.

Ein stärkerer Fokus und eine noch höhere Sensibilität für das Thema Wasser ist nicht nur weltweit dringend erforderlich. Dazu gehört neben einem ressourcenschonenden Umgang mit unserem wichtigsten Lebensmittel, auch das Verständnis für die Zusammenhänge bei der Trinkwassergewinnung. Dabei greifen viele Puzzleteile ineinander wie Qualitätssicherung, Umweltschutz oder nachhaltiges Wirtschaften.

Um unsere Bürgerinnen und Bürger wie gewohnt mit hochwertigem Trinkwasser zu versorgen setzen wir auf vielfältige Bausteine, die Versorgungssicherheit und hohen Qualitätsstandard verbinden. Dazu gehören vor allem die Expertise unserer Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter in unseren Anlagen wie der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) oder

der Wasseraufbereitung, unsere modernen Laborkontrollen, die permanent eine hohe Qualitätssicherung inhouse garantieren und alle Aktivitäten und Engagements rund um den Schutz des Wassers wie unsere naturnahe Forstwirtschaft, unser intensiver Gewässerschutz im Einzugsgebiet oder die Kooperation mit der Landwirtschaft. Aber auch Forschungsprojekte mit Universitäten und unsere tägliche Bildungsarbeit mit Schulen, interessierten Bürgerinnen und Bürgern und Fachgruppen tragen zum komplexen Verständnis für unsere Arbeit und die Wertigkeit unseres Wassers bei.

Diese gebündelten Maßnahmen tragen zur unseren hohen Trinkwasserqualität bei und setzen auf gemeinsames Engagement und Sensibilität für die Zukunftsfähigkeit des Wassers.

Alle aktuellen Entwicklungen rund um die Beschaffenheit und Güte unseres qualitativ hochwertigen Trinkwassers sind hier zusammengefasst.

LUDGERA DECKING

1 WAHNBACHTALSPERRE

1.1 LIMNOLOGIE 2021

1.1.1 EINLEITUNG

Der vorliegende Bericht ist eine Zusammenstellung und Bewertung der Daten, die im Rahmen der limnologischen Überwachung des Wahnbachstausees zur Sicherung der Rohwasserqualität für die Trinkwasseraufbereitung im Jahr 2021 erhoben wurden. Der limnologische Zustand der Talsperre wird anhand verschiedener

physikalischer, chemischer und biologischer Parameter dargestellt. Der trophische Zustand des Gewässers wird von dem Eintrag aus dem Einzugsgebiet, der Wirkung der Vorsperre und der Eliminationsleistung der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) bestimmt. Im Vordergrund des Berichtes steht allerdings der Stausee selbst.

1.1.2 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM, MATERIAL UND METHODEN

Eine ausführliche Beschreibung des Untersuchungsprogramms, der Probenahme sowie der Untersuchungsmethoden ist in den Wasser-

güteberichten 2006 bis 2009 enthalten und wird im Folgenden nur noch in verkürzter Form dargestellt.

Messboje	Wöchentlich Sondenmessungen • Multiparametersonde Sea & Sun CTD90M • bbe Fluoroprobe	Wöchentlich Probenahme/ Untersuchungsparameter	Monatlich Tiefenschnitt (Entnahmetiefen für den Tiefenschnitt siehe Tabelle 1-2)
A	an allen Bojen: Trübung, Temperatur, Sauerstoff, pH, el. Leitfähigkeit	Sichttiefe Integr. Mischprobe 0-10 m (Chlorophyll a, Gesamt-P) Integrierende Mischprobe Euphotische Zone (Chlorophyll a, Phytoplankton)	Chemische Parameter (siehe Tabelle 1-3) Phytoplankton/Zooplankton
B	an den Bojen A, C und E: Chlorophyll a (Algen-Fluoreszenz)	Sichttiefe	
C		Sichttiefe	
D	Vertikalverteilung von <i>Planktothrix rubescens</i> (Algen-Fluoreszenz)	Sichttiefe	
E		Sichttiefe Integrierende Mischprobe 0-10 m (Chlorophyll a, Gesamt-P)	Chemische Parameter Phytoplankton/Zooplankton
F		Sichttiefe	
G		Sichttiefe	
H		Sichttiefe	Chemische Parameter Phytoplankton/Zooplankton (Mischprobe)

Tabelle 1-1

Untersuchungsprogramm für die Wahnachtalsperre. Die Lage der Probestellen ist Abbildung 1-1 zu entnehmen. Im Fall von Hochwassersituationen werden die Häufigkeiten von Messungen (Trübung, Sichttiefe) ggf. intensiviert.

Abbildung 1-1
Vor- und Hauptbecken der Wahnbach-
talsperre und die Probenahmestellen
(Messbojen A-H).



Boje A	0 m	2 m	6 m	10 m	15 m	20 m	30 m	40 m	50 cm über Grund	Direkt über Grund
Boje E	0 m	2 m	6 m	10 m	Wenn Tiefe mögl.	50 cm über Grund	Direkt über Grund			
Boje H	0 m	2 m	Wenn Tiefe mögl.	50 cm über Grund	Direkt über Grund					

Tabella 1-2
Entnahmetiefen für die monatliche Beprobung („Tiefenschnitt“)
an den drei Probenahmestellen im Wahnbachstausee.

CHEMISCHE PARAMETER UND MESSMETHODEN

Tabelle 1-3 gibt eine Übersicht über die für diesen Bericht ausgewählten Parameter und Methoden. Die Messwerte der chemischen Parameter wurden mindestens monatlich aus

den Tiefenschnittproben bestimmt oder durch Differenzbildung aus anderen Messergebnissen errechnet.

Parameter	Einheit	Methode	Gerät	Verfahren
Silizium	mg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Ortho-Phosphat (SRP soluble reactive phosphorus)	µg/l	Photometrisch	CFA	EN ISO 15681 D46
Gesamtphosphat	µg/l	Photometrisch nach Aufschluss	CFA	EN ISO 15681 D46
Nitrat-N	mg/l	Photometrisch nach Reduktion mit Hydraziniumsulfat	CFA	EN ISO 13395 D28
Nitrit-N	µg/l	Photometrisch	CFA	EN ISO 13395 D28
Ammonium-N	µg/l	Photometrisch	CFA	DIN EN ISO 11732-E23
SON (suspended organic nitrogen)	µg/l	Wärmeleitfähigkeitsmesszelle für N nach Filtration über Glasfaserfilter (Whatman C) und Verbrennung	C/N-Analyser LECO	
Gelöstes Mangan	µg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Säurelösliches Mangan	µg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Gelöstes Eisen	µg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Chlorid	mg/l	Elektrometrisch	Titro-prozessor	DIN 38405 D1-3
Sulfat	mg/l		ICP	DIN EN ISO 11885-E22
TOC (total organic carbon)	mg/l	nach Ansäuern mit HCl	TOC-Analysator Dimatoc 100	DIN EN 1484 H3

Tabelle 1-3
Chemische Parameter und Messmethoden.

BIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN UND MESSMETHODEN

Parameter	Methode
Chlorophyll a	HPLC (modifiziert nach Hoyer & Clasen 1983), Extraktion mit Methanol
Phytoplankton	Utermöhl-Methode, 10 ml Teilprobe Planktothrix rubescens / fädige Blaualgen: Membranfiltration oder Utermöhl-Methode nach Ultraschallbehandlung (ab 2022) Auszählung der Trichome pro 10 ml Teilprobe. Dabei entspricht eine „Fadeneinheit“ einer Trichomlänge von 450 µm)
Zooplankton	Utermöhl-Methode, Auszählung Gesamtprobe

Tabelle 1-4
Biologische Untersuchungen und Methoden.

1.1.3 HYDROLOGIE DER TALSPERRE

Die Jahre 2018 bis 2020 waren durch eine außerordentliche Trockenheit geprägt. Anfang 2021 war der Füllstand der Talsperre mit knapp 60 Prozent noch sehr niedrig. Im Verlauf der Monate Januar und Februar stieg der Stauinhalt durch Zunahme der Niederschläge an. Ende Januar kam es zu einem Überlauf der Vorsperre mit insgesamt 1,4 Millionen Kubikmetern (Abbildung 1-2). Zu Beginn des wasserwirtschaftlichen Sommerhalbjahres (Mai) war die Talsperre allerdings mit 80 Prozent noch unterdurchschnittlich gefüllt. In der ersten Hälfte des Jahres wurde daher zur Schonung der Wasserressourcen der Wahnbachtalsperre vermehrt auf die Grundwasserressourcen zur Trinkwassergewinnung zurückgegriffen. Während des Sommerhalbjahres stieg der Füllstand der Talsperre stetig an, eine für diese Jahreszeit ungewöhnliche Entwicklung.

Die teilweise ergiebigen Niederschläge im Juni, aber vor allem das Starkregen- und Hochwasserereignis Mitte Juli führten zu einem für diese Jahreszeit ungewöhnlich starken Anstieg des Stauinhaltes auf etwas über 90 Prozent (Abbildung 1-3).

Der Starkregen Mitte Juli hatte das Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre nur randlich erfasst, die an den WTV-Messstationen erfassten Niederschlagsmengen lagen bei 66 bis 93 mm. Infolge des Anstiegs der Zuläufe kam es vom 14. bis 16. Juli auch zum Überlauf der Vorsperre von insgesamt 1,8 Millionen Kubikmetern. Durch den Anstieg der Hauptsperre wurde entsprechend den Vorgaben des Betriebsplanes Wasser an den Unterlauf des Wahnbachs abgegeben, um den Hochwasserschutzraum freizuhalten.

In den Folgemonaten ist der Füllstand der Talsperre kontinuierlich gefallen, der Tiefstand des Vorjahres wurde in 2021 allerdings nicht erreicht. Bereits bei etwas mehr als 70 Prozent Füllstand setzte im November wieder ein Anstieg des Talsperrenpegels ein.

Den Jahreshöchststand im Wasserwirtschaftsjahr 2021 hatte der Stauseeinhalt im Juli 2021 mit 38 Millionen Kubikmetern, den tiefsten Stand Anfang Dezember 2021 mit 23 Millionen Kubikmetern. Daraus ergab sich eine maximale Stauspiegelschwankung von 9 m.

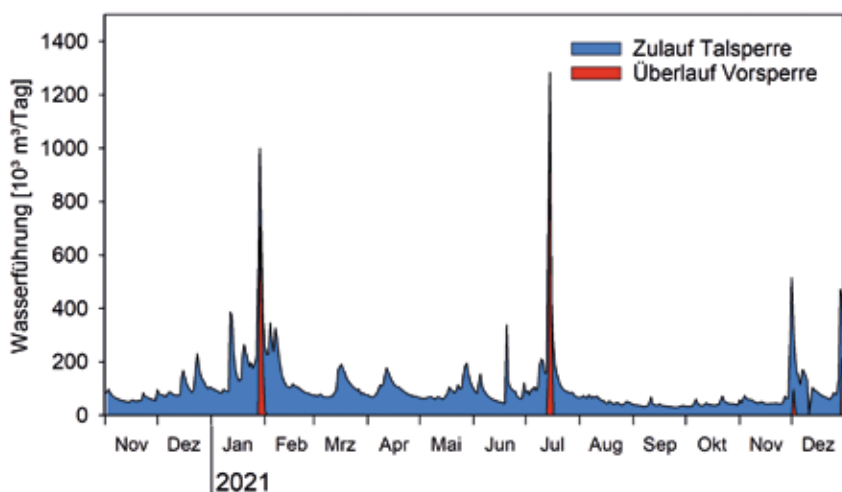


Abbildung 1-2
Zulauf zur Talsperre (Wahnbach und Wendbach) und Überlaufereignisse aus der Vorsperre im Jahr 2021.

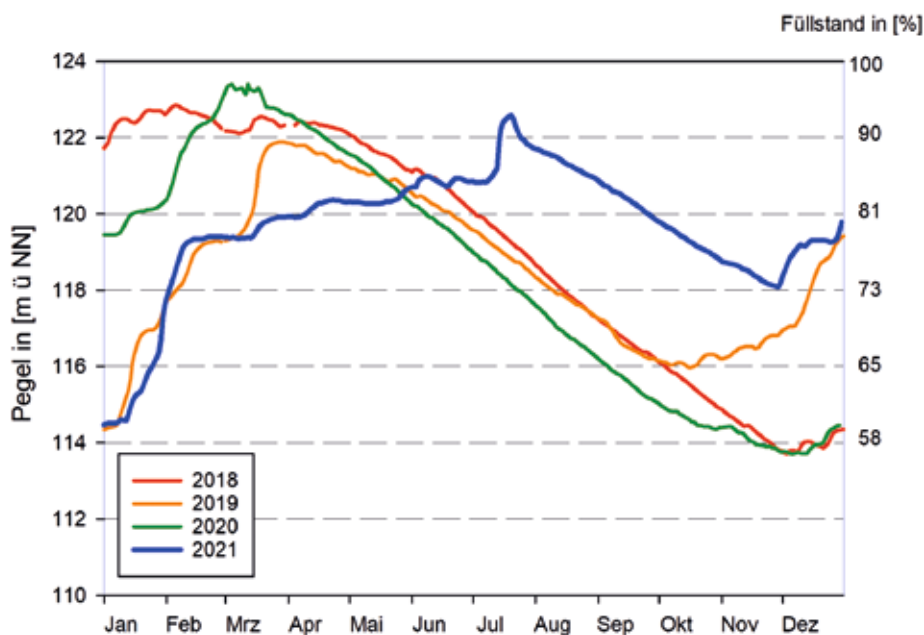


Abbildung 1-3
Pegel der Wahnbachtalsperre für die Jahre 2018 bis 2021.

1.1.4 TEMPERATURVERTEILUNG UND SCHICHTUNG

Die Temperaturverteilung und die daraus resultierenden Schichtungsverhältnisse sind in Abbildung 1-4 dargestellt.

Der Wahnbachstausee ist mit einer maximalen Tiefe von 46 m bei Vollstau und einer mittleren Tiefe von 21 m während der Sommermonate im staudammnahen Becken (Bereich der Messbojen A – C) thermisch stabil geschichtet. Die Ausbildung der thermischen Schichtung führt dazu, dass im Sommer eine Warmwasserschicht, das Epilimnion, über dem kalten Tiefenwasser, dem Hypolimnion, lagert. Beide Schichten sind durch eine Lamelle mit einem steilen Temperaturgradienten, der Sprungschicht getrennt.

Der Stausee war 2021 bis Ende März homotherm, dann setzte eine Erwärmung der oberflächlichen Wasserschichten ein.

Die Temperatur an der Wasseroberfläche überschritt ab der letzten Aprilwoche dauerhaft 10°C und stellte damit den Beginn der Sommerstagnation dar.

In Abbildung 1-5 ist erkennbar, dass sich etwa seit dem Jahrtausendwechsel der Beginn der Sommerstagnation nach vorne verlagert, also zu einem früheren Zeitpunkt im Jahr beginnt. Setzte die Sommerstagnation in den Jahren 1990 bis 2000 in der Zeit Mitte April bis Mitte Mai ein, hat sich die Startphase tendenziell Richtung

Anfang April bis Mitte April verschoben. Diese Entwicklung kann auch bei anderen Talsperren beobachtet werden und wird als eine Folge der Klimaveränderungen interpretiert. Als Folge einer länger andauernden Sommerstagnation werden Änderungen in der Planktongemeinschaft mit einem Trend zu einer Zunahme der Blaualgen, verstärkte Sauerstoffzehrung ebenso diskutiert wie mengenwirtschaftliche Probleme wie z.B. eine Erschöpfung des Hypolimnionvolumens (Willmitzer et al. 2015). Während in den letzten Jahren der Beginn der Sommerstagnation vor dem Tag 110 im Jahr lag, war im Jahr 2021 mit dem Tag 118 ein etwas späterer Beginn sommerlichen Schichtungsperiode zu verzeichnen.

In 2021 gab es nicht so ausgeprägte Hitzeperioden wie in den vorangegangenen Jahren. Im Juni und Juli gab es kurze Perioden mit hohen Lufttemperaturen. Dies führte zum Anstieg der Wassertemperaturen bis zu 22,9 °C an der Wasseroberfläche und den oberen Metern der Wassersäule (Abbildung 1-4).

Im September begann die allmähliche und stetige Abkühlung des Oberflächenwassers und zunehmende Durchmischung des Wasserkörpers. Ende Dezember war die Homothermie erreicht und die Volldurchmischung setzte ein.

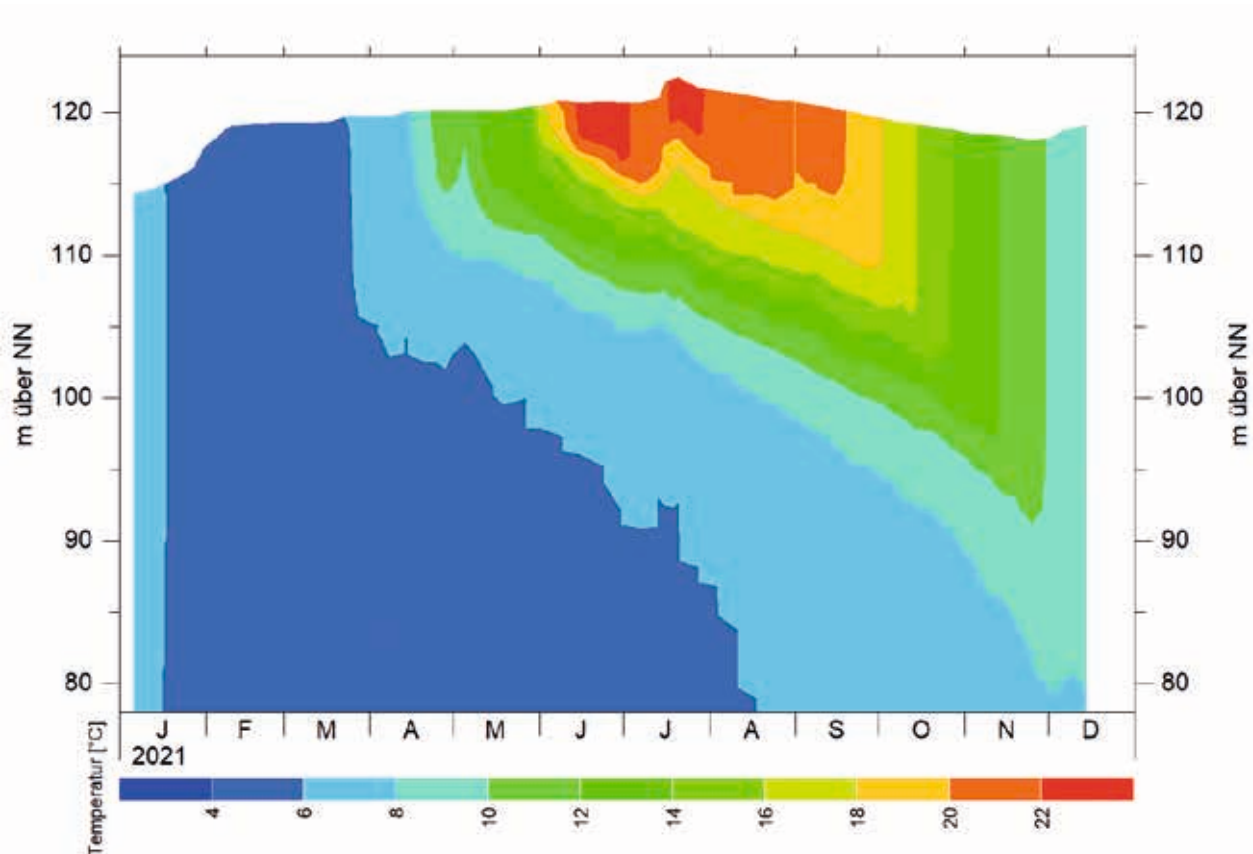


Abbildung 1-4
Isothermen im Wahnbachstausee, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an Messboje A im Jahr 2021.

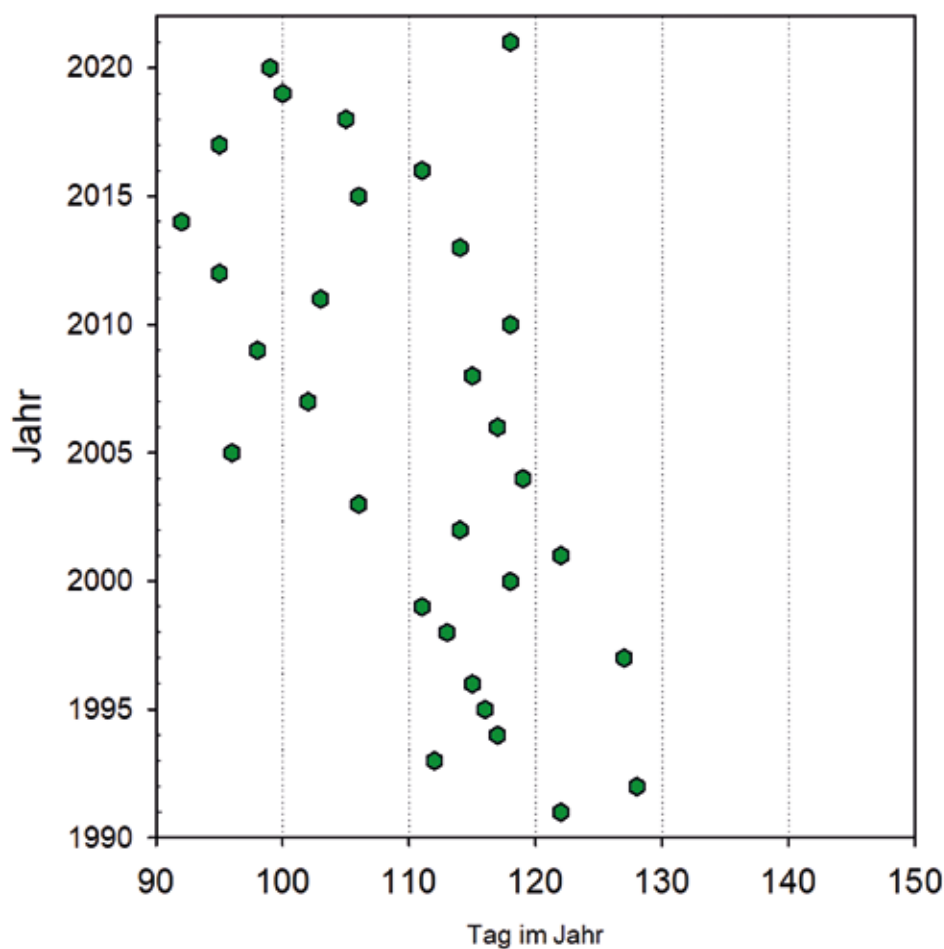


Abbildung 1-5

Beginn der Stagnationsphase im Wahnbachstausee 1990 bis 2021. Eingetragen ist für die Jahre ab 1990 der Tag im Jahr, an dem die Oberflächentemperatur dauerhaft $\geq 10^\circ\text{C}$ erreichte (basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an Boje A).

1.1.5 SAUERSTOFFVERTEILUNG UND MANGANFREISETZUNG

SAUERSTOFF

Die Sauerstoffverhältnisse im Stausee werden von den Schichtungsverhältnissen sowie der biologischen Produktion bzw. den Abbauprozessen bestimmt. In diesem Jahr spielten auch das Hochwasserereignis und die damit verbundenen Einträge eine Rolle.

In den ersten Monaten des Jahres war im Phytoplankton vor allem eine Zunahme der Kieselalgen zu beobachten. Die Sauerstoffkonzentrationen in der Wassersäule lagen bei 12 bis 14 Milligramm pro Liter, dies entsprach 95 bis 115 Prozent Sättigung.

Nach Ausbildung der thermischen Schichtung (Sommerstagnation) verlagerte sich der Schwerpunkt der Primär- und damit Sauerstoffproduktion in Tiefen zwischen 5 bis 15 Metern, in dieser Zone wurden die höchsten Sauerstoffkonzentrationen gemessen (Abbildung 1-6). Diese für die Wahnachtalsperre recht typische Verteilung der Sauerstoffkonzentration wurde durch das Hochwasserereignis im Juli stark beeinflusst bzw. verändert. Die durch den Überlauf der Vorsperre eingetragenen trübstoffhaltigen Wasser hatten sich im Bereich der Sprungschicht eingeschichtet und waren in Form einer relativ schmalen Lamelle bis zum Damm vorgedrungen. Die höchsten Trübungen wurden in Wassertiefen zwischen 6 bis 10 Meter gemessen. In den

Wochen nach dem Hochwasser nahm die Trübung rasch ab, allerdings setzte in diesen Wassertiefen und über die Zeit sich weiter nach unten verlagernd (bis 15 m Wassertiefe) eine deutliche Sauerstoffzehrung ein (gelbe Fläche im Isoplethen-Diagramm Abbildung 1-6). Die Sauerstoffkonzentrationen gingen im September kurzfristig und nur in einer schmalen Lamelle auf Werte um 4 Milligramm pro Liter zurück, dies entsprach 40 Prozent Sauerstoffsättigung. Durch die Verringerung der Zehrungsprozesse in diesem Tiefenbereich verbunden mit der in der Folgezeit zunehmenden Durchmischung des Wasserkörpers stiegen die Sauerstoffkonzentrationen auf 6 bis 7 Milligramm an (60 bis 70 Prozent Sättigung). Außerhalb dieser Zone, im Epilimnion und Hypolimnion, lagen die Sauerstoffkonzentrationen bei 8 bis 10 Milligramm pro Liter. Im Laufe des Monats Oktober löste sich dieser metalimnische Sauerstoffgradient immer weiter auf. Auch in den sedimentnahen Wasserschichten im Hypolimnion führten sauerstoffzehrende Abbauprozesse durch Mikroorganismen zu einem Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen. Diese waren im Jahr 2021 nicht sehr ausgeprägt, die Sauerstoffkonzentration über Grund lagen bei 5 bis 6 Milligramm pro Liter, nur selten mit 4 Milligramm pro Liter darunter.

MANGAN

Bedingt durch den geologischen Untergrund weisen die Zuläufe, die Sedimente der Vorsperre und der Hauptsperre ein erhebliches Freisetzungspotenzial für Mangan auf. Der Mangangehalt im Tal-sperrenwasser wird durch die Zirkulationsbedingungen bestimmt und unterliegt saisonalen Schwankungen.

Ab Juni nahm die Konzentration an Mangan in den sedimentnahen Wasserschichten deutlich zu. Während der Stagnationsphase waren die Konzentrationen an gelöstem Mangan im Wasserkörper des

Hypolimnions niedrig (< Bestimmungsgrenze von 5 Mikrogramm pro Liter oder nur wenig darüber). In den sedimentnahen Wasserschichten (1 bis 2 Meter über Grund) hingegen lagen die Gesamtkonzentrationen im Bereich von 0,1 bis 0,5 Milligramm pro Liter (Abbildung 1-7).

Die im Rohwasser vorhandenen Mangankonzentrationen waren durch die Dosierung von Kaliumpermanganat in das Rohwasser für die Trinkwasseraufbereitung unkritisch.

Abbildung 1-6
Isoplethen der Sauerstoffkonzentrationen im Wahnbachstausee, Daten der wöchentlichen Sondenmessungen an Messboje A im Jahr 2021.

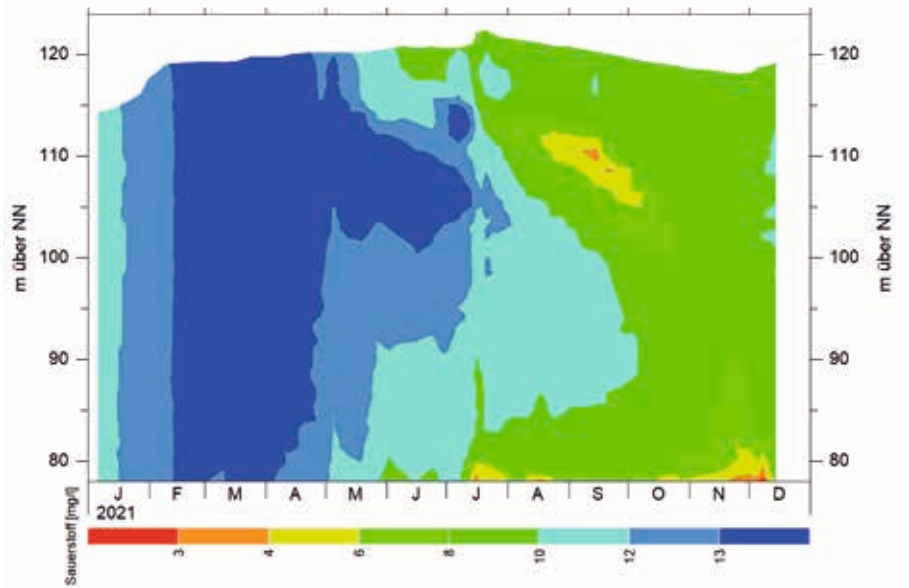
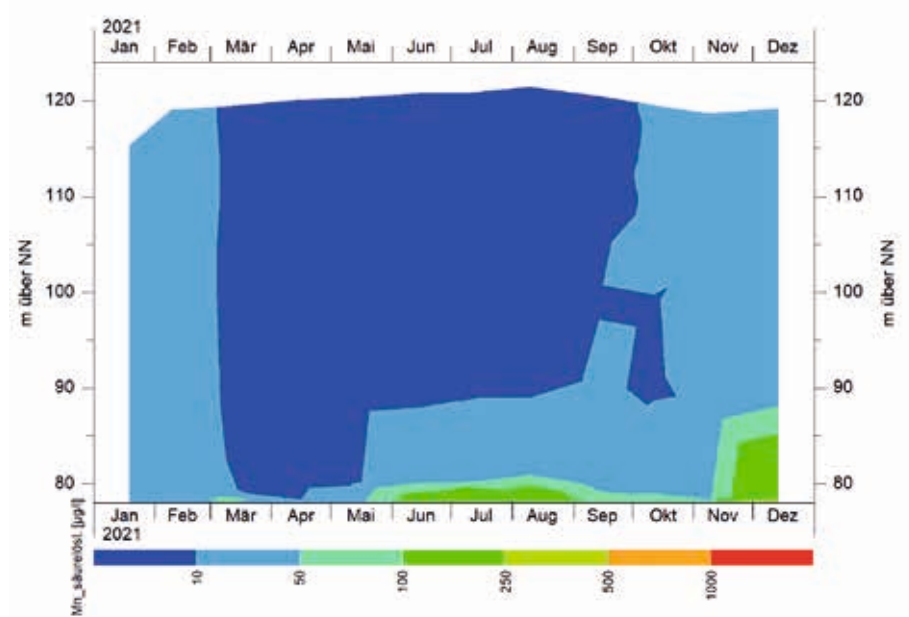


Abbildung 1-7
Isoplethen der Konzentrationen von Mangan(säurelöslich) im Wahnbachstausee an Messboje A im Jahr 2021 (monatliche Messungen Tiefenschnitt).



1.1.6 NÄHRSTOFFE

1.1.6.1 PHOSPHOR

Der gelöste, bioverfügbare Phosphor (SRP) lag überwiegend nur in geringen Konzentrationen von 1–5 Mikrogramm pro Liter (Werte unterhalb Bestimmungsgrenze) vor. Demnach ist das Wachstum der Algen weitgehend durch den Phosphorgehalt limitiert. Insbesondere während der Vegetationsperiode unterliegt der Phosphor im Epilimnion einem hohen Umsatz („turnover“). Das Zooplankton kann z.T. größere Mengen an gelöstem P ins Wasser abgeben, allerdings wird dieser freigesetzte Phosphor sofort (innerhalb von Minuten) wieder von Planktonalgen oder Bakterien aufgenommen (Schwoerbel, 1999). Aufgrund der hohen Umsatzraten werden diese SRP-Freisetzungen nicht in Wasserproben erfasst.

Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors (TP) waren während der Vollzirkulation im Frühjahr fast durchgängig < 10 Mikrogramm

pro Liter. In den epilimnischen Mischproben (0 bis 10 Meter) wurden nach dem Hochwasser im Juli P-Konzentrationen > 10 Mikrogramm pro Liter ermittelt (bis zu 16 Mikrogramm pro Liter, Abbildung 1-8). In den Tiefenschnittproben (Abbildung 1-9) wurden in den Monaten August und September im Bereich des Epilimnions (0 bis 6 m Wassertiefe) Gesamt-P-Konzentration von 10 bis 14 Mikrogramm pro Liter ermittelt. Diese höheren Konzentrationen korrelierten mit vom Vorkommen von Phytoplankton in diesen Wassertiefen.

Die Konzentrationen des Gesamtphosphors in den Mischproben 0 bis 10 Meter betragen an Boje A im Mittel 7, an Boje E 9 Mikrogramm pro Liter (Abbildung 1-8). Die im Mittel höheren P-Konzentrationen an Boje E zeigen den stärkeren Einfluss der Sedimente (Nährstoff-Rücklösungen) in diesem flacheren Abschnitt des Stausees.

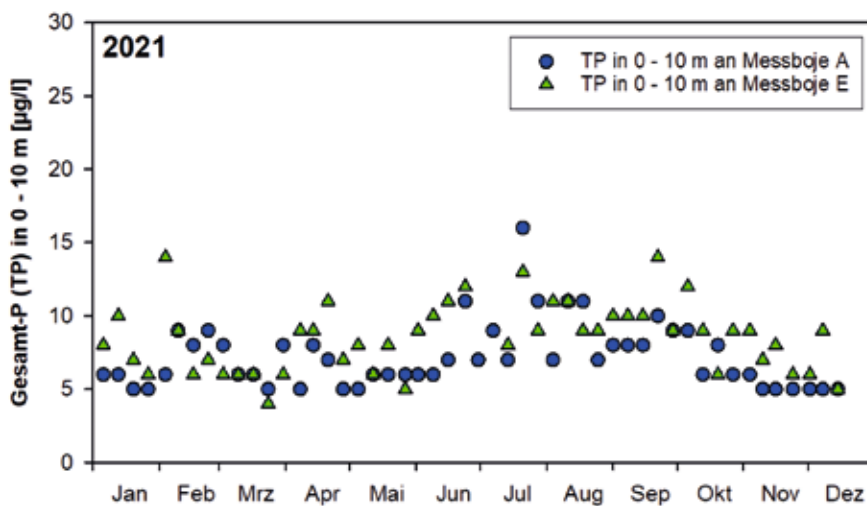


Abbildung 1-8

Vergleich der TP-Konzentrationen in den wöchentlichen Mischproben (0 – 10 m) an den Messbojen A und E im Jahresverlauf 2021.

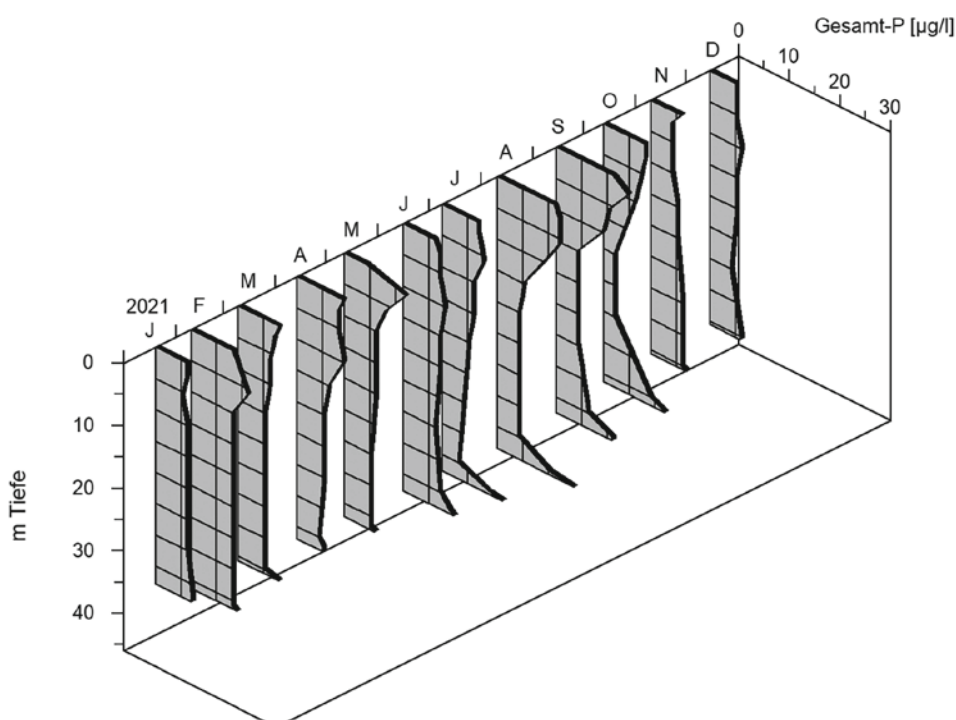


Abbildung 1-9

Vergleich der TP-Konzentrationen in den wöchentlichen Mischproben (0 – 10 m) an den Messbojen A und E im Jahresverlauf 2021.

1.1.6.2 STICKSTOFF

Der anorganische Stickstoff lag wie in den Vorjahren überwiegend als Nitrat-Stickstoff vor.

Nitrat war in der trophogenen Zone mit Konzentrationen von 7–12 Milligramm pro Liter stets im Überfluss vorhanden. Während der Vegetationsperiode war durch den Einbau in Algenbiomasse eine leichte Abnahme der Nitratgehalte im Epilimnion zu beobachten. Von einer Startkonzentration von 12 Milligramm pro Liter Anfang des Jahres verringerte sich bis zum Ende der Schichtungsperiode die Nitratkonzentration auf Werte von 10 Milligramm pro Liter.

Der Rückgang der Nitratkonzentrationen in den sedimentnahen Wasserschichten war im Berichtsjahr geringer als im Vorjahr. Die minimalen Werte über Grund lagen bis zum Ende der Schichtungsphase bei 8 bis 9 Milligramm pro Liter.

Durch die mikrobiellen Abbauprozesse von absedimentierter organischer Substanz am Gewässergrund wird dort Ammonium frei-

gesetzt. Anders als in den Vorjahren wurde im Berichtsjahr keine wesentliche Anreicherung von Ammonium in den sedimentnahen Wasserschichten nachgewiesen. Die Ammoniumkonzentrationen blieben unterhalb von 0,05 Milligramm pro Liter. Durch den Abbau von Biomasse war hingegen im August eine Zunahme der Ammoniumkonzentrationen im Bereich des Epi- und Metalimnions auf Werte von 0,05 bis 0,06 Milligramm pro Liter zu verzeichnen (Abbildung 1-10).

In den Monaten August und September wurden aufgrund der intensiven Abbauprozesse in den Wassertiefen mit den niedrigsten Sauerstoffkonzentrationen (oberes Metalimnion, siehe Abschnitt 1.1.5 Sauerstoffverteilung) erhöhte Nitritkonzentrationen (10 Meter Wassertiefe, 0,19 bzw. 0,29 Milligramm pro Liter) nachgewiesen (Abbildung 1-11).

Abbildung 1-10

Vertikalverteilung der Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) an Messboje A im Jahr 2021.

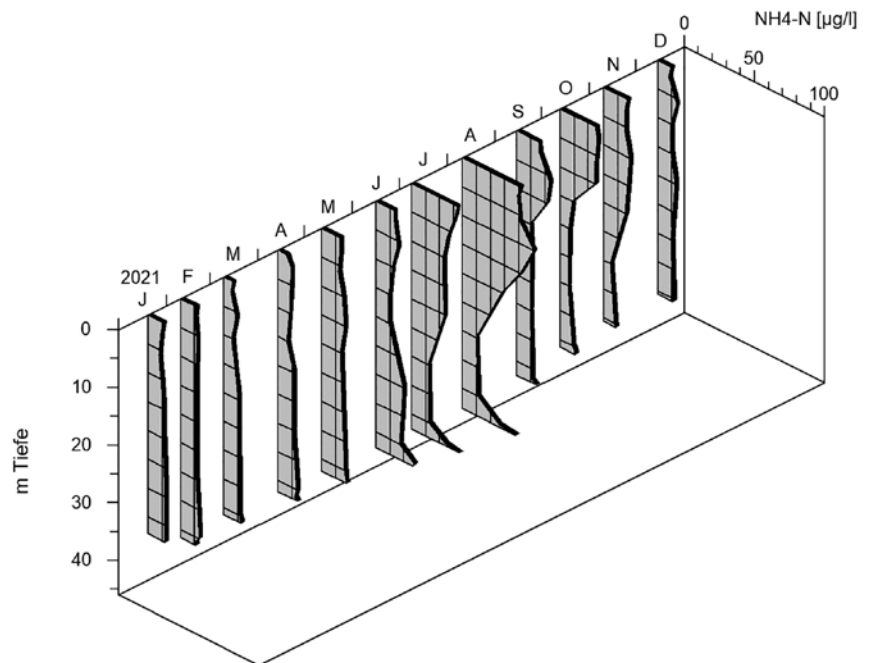
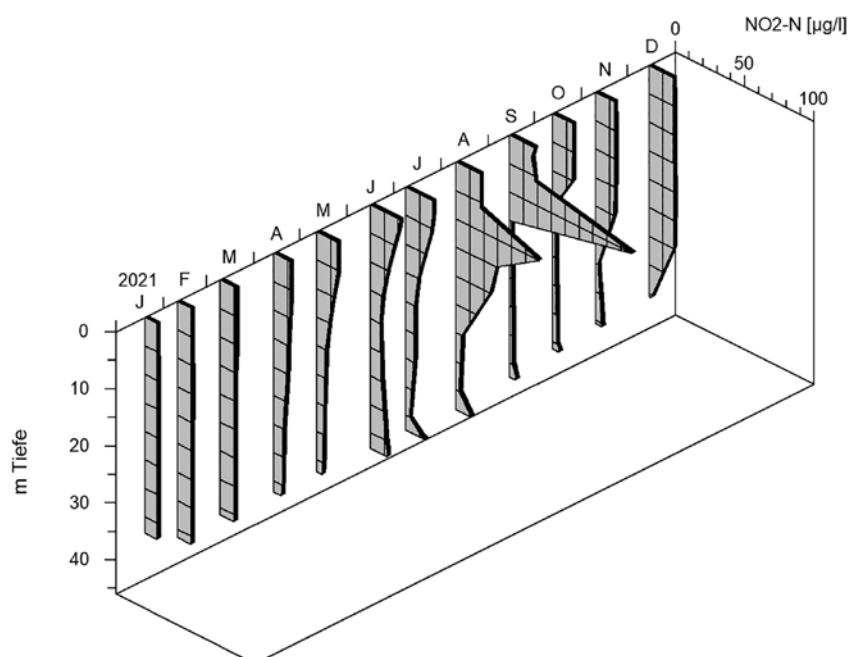


Abbildung 1-11

Vertikalverteilung der Konzentrationen von Nitrit-Stickstoff (NO₂-N) an Messboje A im Jahr 2021.



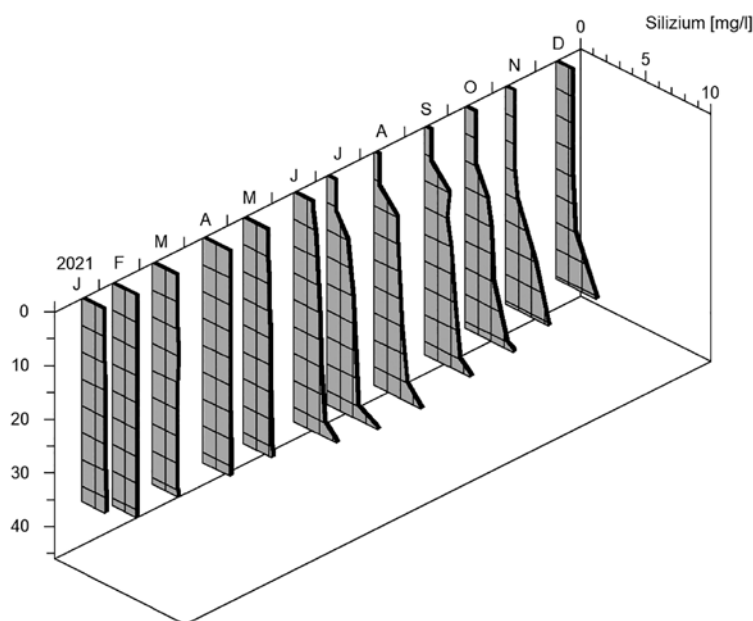
1.1.6.3 SILIZIUM

Silizium ist als Siliziumoxid ein essenzieller Bestandteil der Schale von Kieselalgen und daher auch mit der Populationsdynamik dieser Algengruppe verknüpft. Ein Teil des gelösten Siliziums wird in den Kieselalgenzellen gebunden und durch die Sedimentation der Algen wieder zum Sediment verfrachtet.

Zu Beginn des Jahres, im volldurchmischten Wasserkörper des Stausees, lagen die Konzentrationen des gelösten Siliziums bei 1,6 bis 2 Milligramm pro Liter. Während der Schichtungsperiode waren in den Monaten Juni bis November geringere Konzentrationen des gelösten Siliziums im Epilimnion zu beobachten. Dies korre-

lierte mit einer Zunahme der Zellzahlen der Kieselalgen. Der minimale Wert für Silizium betrug im August 0,3 Milligramm pro Liter (Wert < Bestimmungsgrenze von 1 Milligramm pro Liter). Als gegenläufiger Prozess ist aufgrund der absedimentierenden Kieselalgen eine Anreicherung von Silizium im Hypolimnion zu erkennen (Abbildung 1-12). Mit der voranschreitenden Durchmischung wurde dieser Gradient dann weitgehend aufgehoben. Die Konzentration des gelösten Siliziums in der Wassersäule betrug im Dezember 1,2 Milligramm pro Liter, nur unmittelbar über Grund waren die Konzentrationen mit 3 Milligramm pro Liter noch höher.

Abbildung 1-12
Vertikalverteilung der Siliziumkonzentration an Messboje A im Jahr 2021.



1.1.7 TRÜBUNG UND SICHTTIEFE

Die Parameter Trübung und Sichttiefe dienen als Summenparameter für im Wasser suspendierte Partikel. Bei geringen Einträgen von Trübstoffen aus dem Einzugsgebiet (anorganische, mineralische Partikel) besteht eine Beziehung zwischen Trübung bzw. Sichttiefe und dem Chlorophyll a-Gehalt als Summenparameter für das Phytoplankton, also Partikel organischer Herkunft.

Im Jahr 2021 war die Trübung im Wahnbachstausee verstärkt durch Einträge aus dem Einzugsgebiet, aber auch durch Partikel aus seeinternen Prozessen geprägt.

In Folge der Niederschläge und des erhöhten Zulaufes kam es Ende Januar zu einem Überlauf der Vorsperre (siehe auch Abschnitt 1.1.3 Hydrologie) und damit zu einem Eintrag von überwiegend anorganischen Trübstoffen. Das trübstoffhaltige Wasser hat sich aufgrund der Vollzirkulation fast gleichmäßig über die Wassersäule verteilt und war mit einer Zeitverzögerung von mehreren Tagen bis zum Damm vorgedrungen. Aufgrund der Sedimentation der Trübstoffpartikel war der Anstieg der Trübungswerte im Bereich von Messboje A deutlich geringer als z. B. an Messboje E (Abbildung 1-13, untere und mittlere Grafik).

Im Zusammenhang mit diesem Überlauf war auch ein Rückgang der Sichttiefen zu erkennen (Abbildung 1-15).

Im weiteren Verlauf wurde die Trübung überwiegend durch seeinterne Prozesse beeinflusst, durch die Entwicklung des Phytoplanktons sowie in den sedimentnahen Wasserschichten durch die Bil-

dung partikulären Mangans aufgrund von Rücklösungsprozessen. Einen sehr markanten Einfluss hatte dann das Starkregen- bzw. Hochwasserereignis vom 14./15. Juli. Das aus dem Überlauf der Vorsperre stammende, trübstoffhaltige Wasser breitete sich in dem thermisch geschichteten Wasserkörper der Hauptsperre in einer schmalen Lamelle unterhalb des Epilimnions, auf der Sprungschicht „fließend“, innerhalb kurzer Zeit (1 bis 2 Tage) bis zum Damm aus. An Messboje A wurden in einem Bereich zwischen 5 bis 7 Meter Wassertiefe Trübungswerte von 5 bis 33 FNU gemessen, unmittelbar darunter (8 m Wassertiefe) hingegen nur 2 FNU (Abbildung 1-14 unten)

Durch das Absedimentieren der Trübstoffpartikel verringerte sich die Trübung in der Folgezeit deutlich. Bereits Ende Juli/Anfang August lagen die Trübungswerte an Messboje A in dem Tiefenbereich 5 bis 10 Meter bei 1 bis 2 FNU. Durch die Stratifizierung des Gewässers und die Einschichtung des trübstoffhaltigen Wassers oberhalb des Hypolimnions blieb das Rohwasser, das aus dem Tiefenwasser gewonnen wurde, relativ unbeeinflusst. Hier war mit einer deutlichen zeitlichen Verzögerung im Nachgang zu dem Überlauf nur ein sehr geringer Anstieg der Trübung von 0,7 auf 1,25 FNU zu verzeichnen. In Abbildung 1-13 (untere Grafik) ist in dem Isoplethendiagramm der Trübungsmessungen an Messboje A die kleine Zone mit den sehr hohen Trübungswerten (Flächen mit orange-roter Färbung im Diagramm) zu erkennen. Die leichte Erhöhung der Trüblings-

werte an Messboje A Ende Oktober war auf eine für diese Zeit ungewöhnlich starke Entwicklung von Kieselalgen (*Asterionella formosa*) zurückzuführen.

Die Sichttiefen wurden im Juli nicht so sehr durch das Hochwasserereignis beeinflusst. Nach einer Phase hoher Sichttiefen von bis zu 12 Metern Ende Mai/Anfang Juni war die Sichttiefe aufgrund der Phytoplanktonentwicklung auf 5 bis 6 Meter zurückgegangen. Da

sich das Überlaufwasser aus der Vorsperre in einer Lamelle unterhalb von 5 Metern Wassertiefe einschichtete, blieb die Auswirkung auf die Sichttiefe gering.

Die mittlere Sichttiefe, die auch in die Trophiebewertung eingeht, war mit 7,8 Metern vergleichbar zum Vorjahr. Bei der Berechnung wurden die Sichttiefen, die unmittelbar nach dem Vorsperrenüberlauf gemessen wurden, nicht in die Mittelwertbildung aufgenommen.

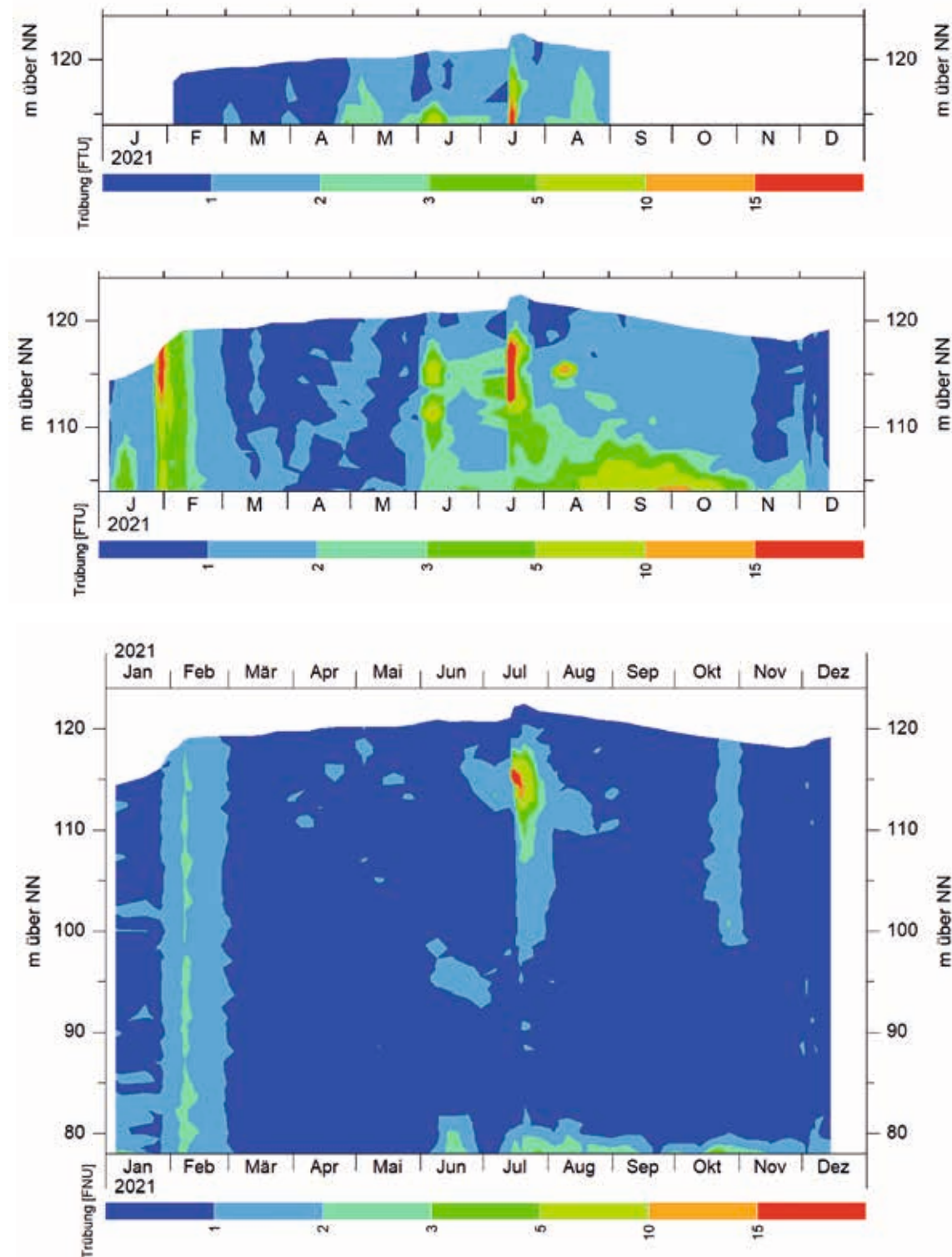


Abbildung 1-13

Isoplethen der Trübungswerte im Wahnbachstausee 2021, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an den Messbojen H (oben), E (Mitte) und A (unten). Aufgrund der geringen Wassertiefe konnten an Boje H im Januar 2021 keine Messungen durchgeführt werden.

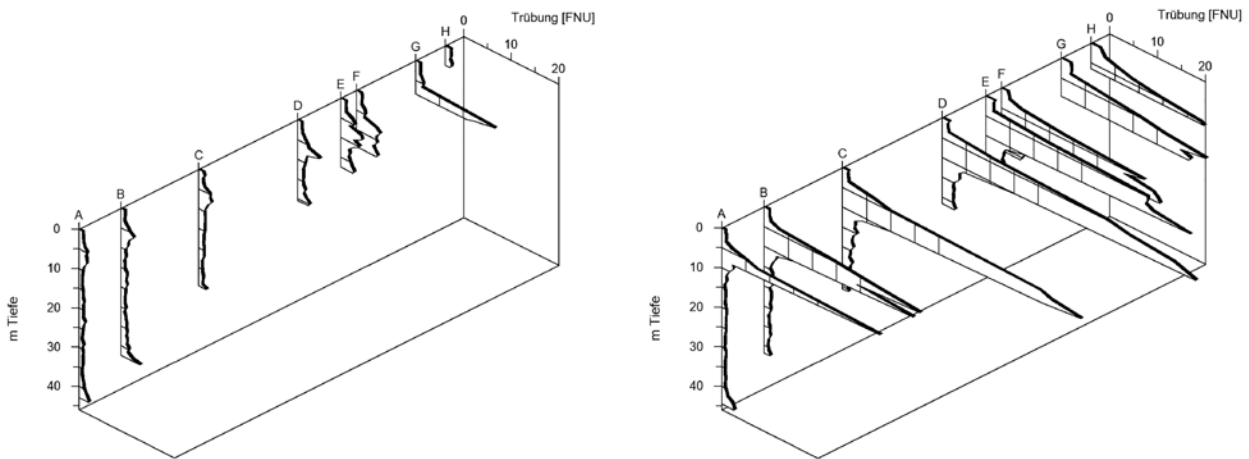


Abbildung 1-14
Vertikalverteilung der Trübung im Längsverlauf des Stausees (Messbojen A bis H) am 14.07.2021 (vor dem Überlauf der Vorsperre, links) und 16.07.2021 (nach dem Überlauf, rechts).

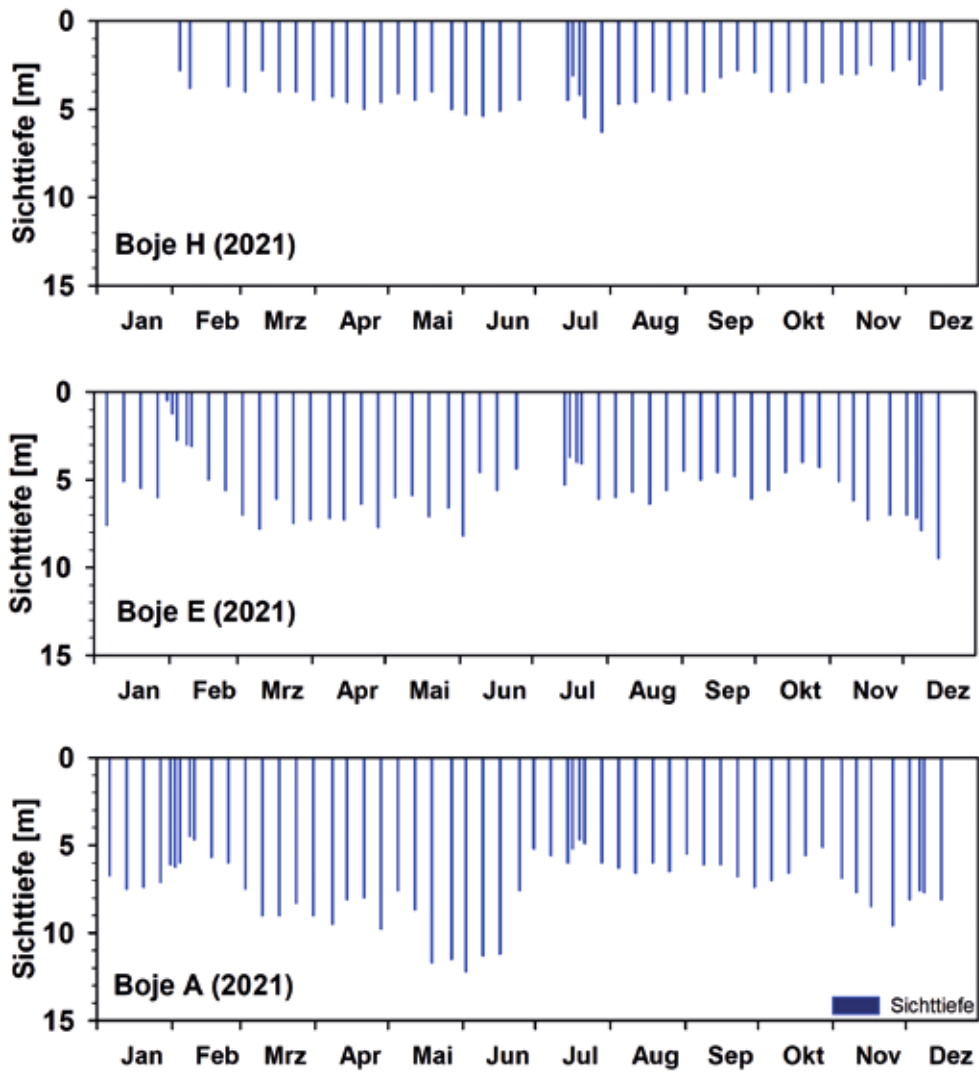


Abbildung 1-15
Secchi-Sichttiefen 2021 an den Messbojen H (oben), E (Mitte) und A (unten). An Boje H waren im Monat Januar wegen der niedrigen Wasserstände keine Messungen möglich.

1.1.8 CHLOROPHYLL A

Zu Beginn des Jahres lagen die Chlorophyll a-Konzentrationen zwischen 1,7 bis 2,5 Mikrogramm pro Liter. In dieser Zeit waren vor allem Kieselalgen bestandsbildend, aber auch *Planktothrix rubescens* aus der Gruppe der Cyanobakterien vorhanden. In dem volldurchmischten Gewässer waren Phytoplankton und damit Chlorophyll a gleichmäßig in der Wassersäule verteilt. Ab März und mit der beginnenden Schichtung des Gewässers bildete sich ein Gradient der Chlorophyll a-Verteilung heraus. Im Bereich des Epilimnions stiegen die Chlorophyll a-Konzentrationen auf 3 bis 4 Mikrogramm pro Liter an (Abbildung 1-16). Im Isoplethen-Diagramm der wöchentlichen Messungen mit der Fluoroprobe-Sonde (Abbildung 1-17) ist eine Verlagerung und Ausbildung eines tiefen Chlorophyll-Maximums im Juni zu erkennen, hervorgerufen durch die Einschichtung von *Planktothrix rubescens* in diesem Tiefenbereich. Oberhalb, im Bereich des Epilimnions, waren die Chlorophyll-Konzentrationen deutlich zurückgegangen. Gleichzeitig wurden in dieser Zeit (Ende Mai/Anfang Juni) erhöhte Sichttiefen gemessen, vermutlich eine Folge der verstärkten Grazing-Aktivität des Zooplanktons. Anfang Juli kam es zu einer deutlichen Zunahme der Chlorophyll-Konzentration im Epilimnion auf 4 bis 5 Mikrogramm pro Liter (in den Mischproben

bzw. den Tiefenschnittproben), hervorgerufen durch eine Zunahme der Kieselalgen. Mit der Fluoroprobe wurden im Peak bis zu 20 Mikrogramm pro Liter Chlorophyll-Äquivalente gemessen. Der tiefer liegende zweite Chlorophyll-Peak durch *Planktothrix rubescens* erreichte 5 Mikrogramm pro Liter Chlorophyll-Äquivalente.

Das Hochwasserereignis Mitte Juli und die daraus folgende Erhöhung der Trübung im Bereich der oberen Sprungschicht führte zu einer Konzentration des Phytoplanktons im Epilimnion oberhalb von 10 Meter Wassertiefe und Chlorophyll-Gehalten von 4 bis 5 Mikrogramm pro Liter. Unterhalb dieser produktiven Zone waren die Chlorophyll-Konzentrationen in der Folge sehr niedrig (1 Mikrogramm pro Liter und kleiner). Ende Oktober setzte erneut eine Kieselalgen-Entwicklung ein, die Zellen wurden mit zunehmender Durchmischungstiefe auch in etwas größere Tiefen eingetragen. Besonders gut war dies anhand der Fluoroprobe-Messungen nachzuverfolgen (Abbildung 1-17).

In den epilimnischen Mischproben (0 bis 10 Meter) waren die Chlorophyll a-Konzentrationen überwiegend < 5 Mikrogramm pro Liter. Für 2021 ergab sich ein Mittelwert von 2,5 Mikrogramm pro Liter, der in die Trophiebewertung eingeflossen ist.

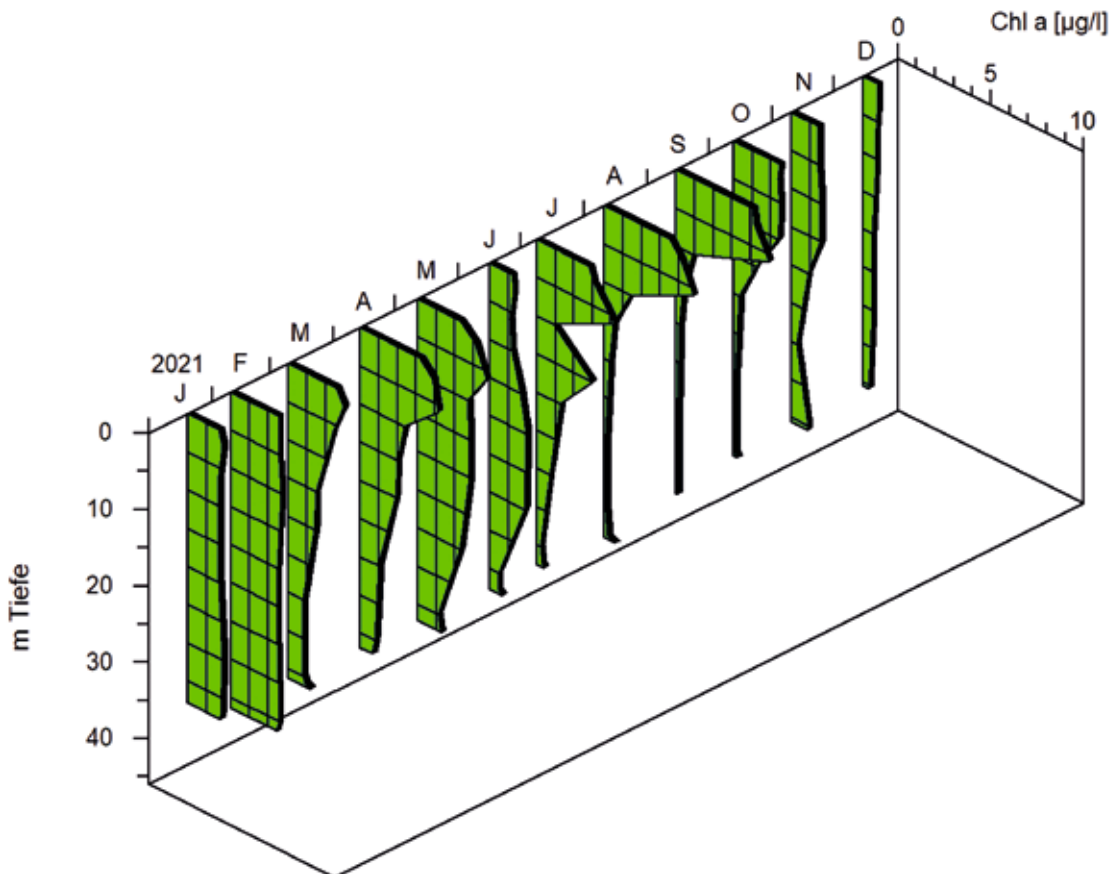


Abbildung 1-16

Vertikalprofile der Chlorophyll a-Konzentration im Wahnbachstausee an der Messboje A im Jahr 2021 (basierend auf HPLC-Messungen in den monatlichen Tiefenschnittproben).

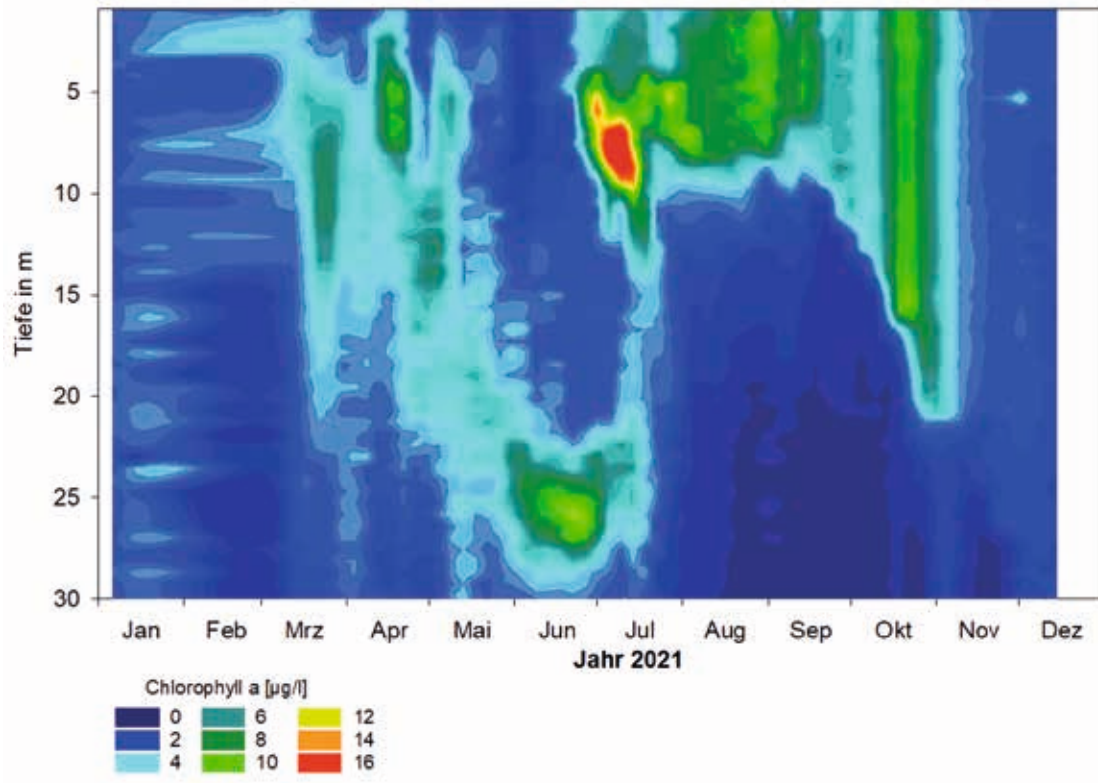


Abbildung 1-17

Isoplethen der Chlorophyll a-Konzentration (Chlorophyll-Äquivalente) im Wannbachstausee an der Messboje A im Jahr 2021 (basierend auf wöchentlichen Messungen mit der Fluoroprobe-Sonde, dargestellt sind Messergebnisse bis maximal 30 m Wassertiefe).

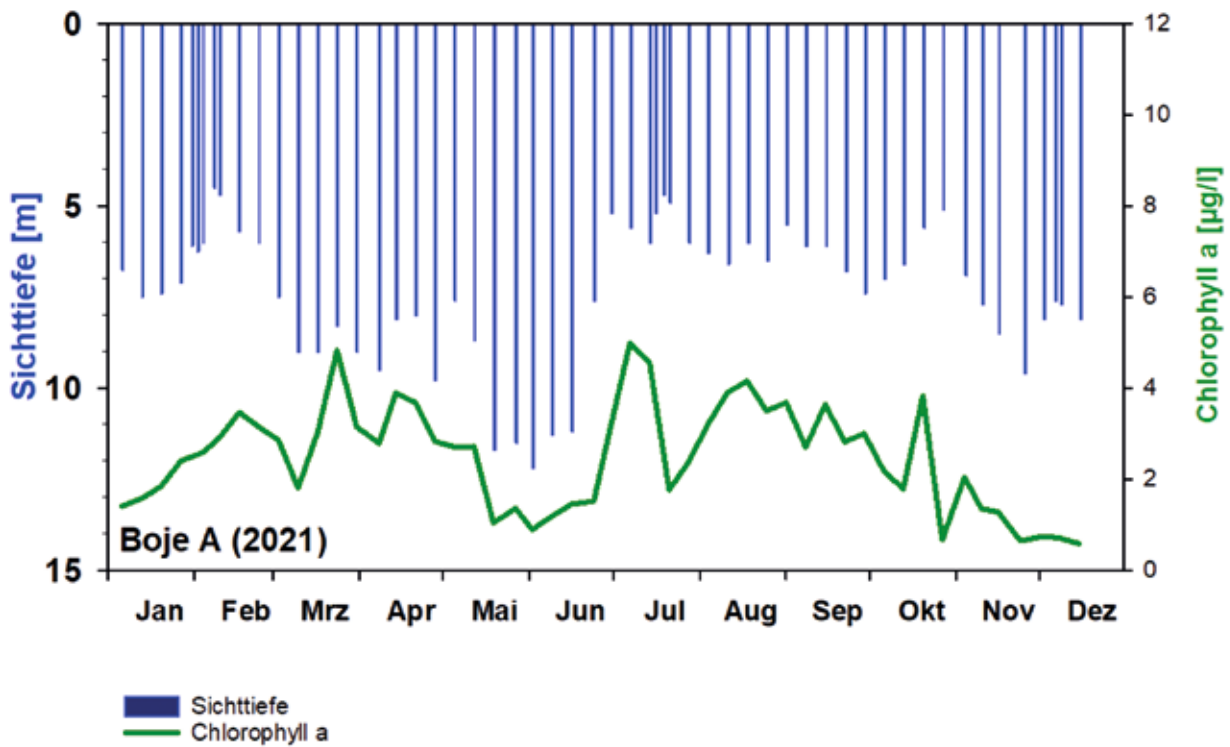


Abbildung 1-18

Saisonaler Verlauf der Chlorophyll a-Konzentrationen (basierend auf HPLC-Messungen) in integrierenden Wasserproben aus 0 – 10 m sowie der Sichttiefe an Messboje A im Jahr 2021.

1.1.9 TROPHIESTATUS DER WAHNBACHTALSPERRE

1.1.9.1 EINTRÄGE VON PHOSPHOR (ABSCHÄTZUNG)

Die Abschätzungen der Phosphorfrachten basieren auf den hydrologischen Daten zum Zufluss (Wahnbach/Wendbach) in die Talsperre, der Aufbereitungsleistung (Durchsatz) der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) sowie Messungen der Gesamt-P-Konzentrationen der verschiedenen Wässer. Die Wasserfracht der Nebenbäche, die direkt in die Talsperre münden, sowie deren P-Fracht, wird mit Hilfe von Regressionsgleichungen aus dem Abfluss des Wahnbaches abgeleitet. Vom WWJ 2018 an haben sich die Berechnungsgrundlagen geändert. Für den Zufluss zur Wahnachtalsperre wird jetzt der Abfluss des Wahnbach- bzw. Wendbaches, basierend auf Pegelmessungen und daraus ermittelten Pegel-Abfluss-Kurven, herangezogen. In den Vorjahren wurde der Zufluss über Inhaltsbilanzen der Talsperre errechnet. Daraus ergeben sich gewisse Abweichungen zu den Vorjahren. Daher sei hier nochmals der Hinweis erlaubt, dass es sich bei den folgenden Betrachtungen „nur“ um Abschätzungen der P-Belastung der Wahnachtalsperre handelt.

Im Wasserwirtschaftsjahr 2021 betrug die abgeschätzte Phosphorfracht aus dem Einzugsgebiet in die Vorsperre 2271 Kilogramm Phosphor (P) pro Jahr. Für den Zulauf zur PEA wurde eine P-Fracht von 1379 Kilogramm pro Jahr ermittelt, damit ergab sich rein rechnerisch ein Rückhalt von 892 Kilogramm oder 39 Prozent der P-Fracht in der Vorsperre.

Die durchschnittliche Gesamtposphorkonzentration des Wassers, welches der Phosphoreliminierungsanlage (Einlauf PEA) zugeführt wurde, betrug 54 Mikrogramm pro Liter, die Konzentration des Gesamtposphors im PEA-Auslauf im Durchschnitt 4,6 Mikrogramm pro Liter.

Die Nebenbäche, die direkt in die Talsperre einmünden, hatten einen

Anteil an der Gesamtfracht von 119 Kilogramm P pro Jahr, dies entsprach 14 Prozent.

Der Überlauf der Vorsperre führte der Hauptsperre 405 Kilogramm P pro Jahr zu, dies entsprach 46 Prozent der Gesamtfracht.

Die Jahresfracht des Phosphors für die Wahnachtalsperre lag 2021 mit 880 Kilogramm pro Jahr über dem langjährigen Mittel (1978 – 2020 = 656 kg/Jahr).

Die berechnete P-Grenzkonzentration für den Bereich meso/oligotroph nach Vollenweider (1982) ergab für das Jahr 2021 mit einer Zuflussmenge von 34,1 Millionen Kubikmetern und einem (mittleren) Talsperrenvolumen von 31,3 Millionen Kubikmetern 14 Mikrogramm pro Liter Gesamt-P.

Die P-Einträge aus PEA-Ablauf, den Nebenbächen und Niederschlägen entsprachen einer durchschnittlichen P-Konzentration von 26 Mikrogramm pro Liter und lagen damit oberhalb der berechneten P-Grenzkonzentration für den oligotrophen Zustand (14 Mikrogramm pro Liter) (Abbildung 1-19).

Ohne die Eliminationsleistung der PEA hätte die Konzentration der Phosphor-Einträge in die Talsperre 62 Mikrogramm pro Liter betragen. Die Grenzkonzentration nach Vollenweider für den mesotrophen Zustand von 58 Mikrogramm pro Liter würde damit überschritten. Demnach wäre ohne den Betrieb der PEA weiterhin mit einer Eutrophierung der Wahnachtalsperre mit den entsprechenden negativen Auswirkungen (z. B. Verkürzung von Filterlaufzeiten durch Algenmassenentwicklungen, Probleme durch Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigungen) zu rechnen.

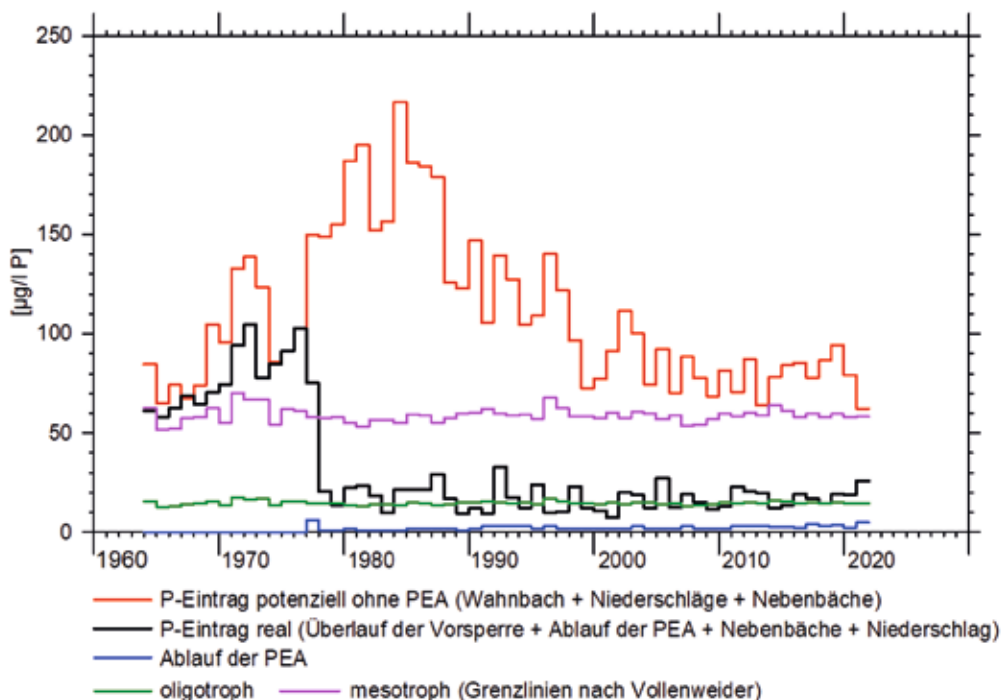


Abbildung 1-19

Langzeitentwicklung der Trophie in der Wahnachtalsperre 1964 – 2021.

		TP [kg/Jahr]	in % der Gesamtfracht
1	Gesamtfracht	880	100
2	Überläufe	405	46
3 a-c	PEA, Nebenbäche, Niederschläge	475	54
	<i>Position 3 aufgeschlüsselt:</i>		
3 a	Nur PEA	117	13
3 b	Nebenbäche (in das Hauptbecken)	119	14
3 c	Niederschläge	239	27

Tabelle 1-5

Gegenüberstellung der Anteile der Überläufe, des Ablaufs der Phosphoreliminierungsanlage und der Nebenbäche an der Phosphor-Gesamtfracht für die Talsperre (Werte bezogen auf das Wasserwirtschaftsjahr 2021).

1.1.9.1 BEWERTUNG DES TROPHISCHEN ZUSTANDES

Die Einstufung und Bewertung des Trophiegrades erfolgte nach dem OECD-Modell (Vollenweider 1982) und nach der Richtlinie für die Trophieklassifikation von Seen der LAWA (LAWA 2014). In beiden Modellen werden die Parameter Gesamt-Phosphor, Sichttiefe und Chlorophyll a-Gehalt einbezogen.

In Tabelle 1-6 wurden die für die Wahnbachtalsperre ermittelten Jahresmittelwerte für die verschiedenen Parameter den nach dem OECD-Modell vorgegebenen Mittelwerten und Bereichen für die Einstufungen „oligotroph“ und „mesotroph“ gegenübergestellt. Der

Gesamtstickstoff wurde nur der Vollständigkeit halber als Größenbereich angegeben und in der weiteren Bewertung nicht berücksichtigt. In Tabelle 1-7 ist die Trophieklassifikation nach LAWA-Richtlinie aufgeführt. Für beide Trophiebewertungen wurden bei der Mittelwertbildung des Parameters Sichttiefe die Messwerte, die durch den Überlauf der Vorsperre beeinflusst waren (niedrige Sichttiefen durch Trübstoffeinträge), nicht einbezogen.

Die Wahnbachtalsperre war 2021 nach der Trophieklassifikation entsprechend LAWA-Richtlinie als oligotroph einzuordnen.

	TP [µg/l]	Chlorophyll a [µg/l]	Sichttiefe [m]	TN [µg/l]
Wahnbachtalsperre	6,6	2,5	7,3	> 2500
OECD Mittelwert für oligotroph	6,3	1,7	9,9	661
Bereich OECD oligotroph	3,0 – 17,7	0,3 – 4,5	5,4 – 28,3	307 – 1630
OECD Mittelwert für mesotroph	26,7	4,7	4,2	753
Bereich OECD mesotroph	10,9 – 95,6	3,0 – 11	1,5 – 8,1	361 – 1387

Tabelle 1-6

Jahresmittelwerte 2021 von Gesamt-Phosphor (TP, volumengewichtet 0 - Grund), Chlorophyll a-Konzentration (0 - 10 m), Sichttiefe und Gesamtstickstoff (TN, nur Bereich) in der Wahnbachtalsperre, verglichen mit den nach OECD (1982) angegebenen Mittelwerten und Wertebereichen für die Einstufung „oligotroph“ und „mesotroph“.

Trophieparameter	Messwert	Einzelindex	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll a [µg/l]	2,8	1,44	10	14,4
Sichttiefe [m]	7,8	0,71	6	4,3
TP _F (Zirkulation) [µg/l]	7,0	1,21	7	8,4
TP _S (Saison) [µg/l]	7,8	1,25	7	8,8
Trophie-Gesamtindex				1,20
Bewertung				Oligotroph

Tabelle 1-7

Trophieklassifikation der Wahnbachtalsperre für das Jahr 2021 nach LAWA-Richtlinie (2014).

Trophie-Gesamtindex	Trophieklasse
≤ 1,5	Oligotroph
> 1,5 – 2,0	Mesotroph 1
> 2,0 – 2,5	Mesotroph 2
> 2,5 – 3,0	Eutroph 1
> 3,0 – 3,5	Eutroph 2
> 3,5 – 4,0	Polytroph 1

Tabelle 1-8

Zuordnung der Trophieklasse zum Trophie-Gesamtindex in der Gruppe der geschichteten Talsperren aller Ökoregionen (LAWA-Richtlinie 2014).

1.1.10 PLANKTON

1.1.10.1 PHYTOPLANKTON

In den Abbildungen 1-20 und 1-21 sind Ergebnisse aus Untersuchungen der euphotischen Zone dargestellt. Abbildung 20 zeigt die Gesamt-Phytoplanktondichte sowie das -biovolumen, Abbildung 21 die Biovolumina der wichtigsten Phytoplanktongruppen. In Abbildung 1-22 sind die Biomassen der wichtigsten Phytoplanktongruppen in verschiedenen Wassertiefen dargestellt, die Ergebnisse stammen aus den monatlichen Tiefenschnitten.

Die saisonale Entwicklung des Phytoplanktons war in 2021 durch zwei ausgeprägte Spitzen, beide dominiert von Kieselalgen, geprägt. Zu Beginn des Jahres war ein erster kleinerer Anstieg des Phytoplankton-Biovolumens zu verzeichnen, hervorgerufen durch eine schon im Herbst 2020 begonnene Zunahme der Zellzahlen der Kieselalgen *Asterionella formosa*. Verstärkt wurde diese Entwicklung durch das Vorkommen weiterer Kieselalgen wie *Aulacoseira italica*, *Fragilaria crotonensis* und kleiner zentrischer Kieselalgen. Bedingt durch die Vollzirkulation waren die Phytoplankton-Organismen mehr oder weniger gleichmäßig in der Wassersäule verteilt. In dieser Phase waren auch bereits wieder Trichome von Cyanobakterien (v.a. *Planktothrix rubescens*, aber auch *Aphanizomenon spp.*) vertreten. Mit Beginn der thermischen Schichtung gingen die Zellzahlen der Kieselalgen, insbesondere *A. formosa*, deutlich zurück. Die Anzahl von Cyanobakterien-Trichomen nahm zu, dabei verlagerte sich bei *Planktothrix* der Schwerpunkt des Vorkommens in größere Wassertiefen (20 m). Im April gewannen die Goldalgen (Chrysophyceen) an Bedeutung, vor allem *Uroglena sp.* erreichte hohe Zellzahlen. Nach dieser Frühjahrsentwicklung nahmen Zellzahlen und Biovolumen ab, in Zusammenhang mit den hohen Sichttiefen erklärbar mit der verstärkten Grazing-Aktivität des Zooplanktons.

Ende Juni setzte eine Zunahme der Zellzahlen der Kieselalgen ein, insbesondere von *Asterionella formosa* sowie der kleinen zentrischen Kieselalgen. Die zentrischen Kieselalgen waren im oberen Epilimnion vertreten und erreichten Zellzahlen bis 4000 Zellen pro Milliliter, *A. formosa* bildete mit bis zu 1400 Zellen pro Milliliter einen Peak im oberen Bereich des Metalimnions aus (Abbildung 1-20 und Abbildung 1-22). Unterhalb hatte sich *Planktothrix* zwischen 20 bis 30 Meter Wassertiefe eingeschichtet. Dann breitete sich Mitte Juli das

durch das Hochwasser und den Überlauf der Vorsperre eingetragene trübstoffhaltige Wasser in der Lamelle aus, in der *A. formosa* das Populationsmaximum hatte. Die hohe Trübung und damit verbundene Abschwächung des für die Photosynthese erforderlichen Lichteinfalls führte zu einer deutlichen Abnahme der Zellzahlen von *A. formosa* und der tiefer eingeschichteten *P. rubescens* (Abbildung 1-23). Die kleinen zentrischen Kieselalgen erreichten in der zweiten Juli-Hälfte noch Zellzahlen bis 2000 Zellen pro Milliliter (Mischprobe euphotische Zone), dann gingen Anfang August die Zellzahlen auf unter Tausend und im weiteren Verlauf sogar unter Hundert Zellen pro Milliliter zurück.

In den Folgemonaten August und September konzentrierte sich das Vorkommen des Phytoplanktons auf den Bereich des Epilimnions. Im August war eine Zunahme von Grünalgen (*Chlorella sp.*) zu verzeichnen, insgesamt umfasste das Spätsommerplankton verschiedene eher kleinzellige Taxa, die keine ausgeprägten Maxima ausbildeten.

Ende September begann wieder eine Zunahme der Kieselalgen, erneut dominiert von *Asterionella formosa*, zeitweise auch begleitet von *Fragilaria crotonensis*. Das Vorkommen dieser relativ großzelliger Taxa führte zu einer deutlichen Zunahme des Phytoplankton-Biovolumens. Die maximalen Zellzahlen wurden Ende Oktober in der Mischprobe aus der euphotischen Zone mit fast 5000 Zellen pro Milliliter nachgewiesen, daraus resultierte ein Biovolumen von 3,3 Kubikmillimetern pro Liter (Abbildung 1-20 und Abbildung 1-21). In den monatlichen Tiefenschnittproben wurde Mitte Oktober der Beginn dieser „*Asterionella*-Blüte“ erfasst, deren Höhepunkt bei der nächsten Beprobung am 09. November bereits überschritten war und die Zellzahlen bereits abgenommen hatten. Dies erklärt auch den Unterschied in der Höhe des Biovolumens zwischen den Abbildungen 1-20, 1-21 und 1-22. Mit den wöchentlichen Mischproben können solche relativ kurzfristigen Entwicklungen beim Phytoplankton besser erfasst werden.

Nach dem Zusammenbruch dieser herbstlichen Diatomeen-Blüte blieben Zellzahlen und Biovolumen des Phytoplanktons auf einem sehr niedrigen Niveau.

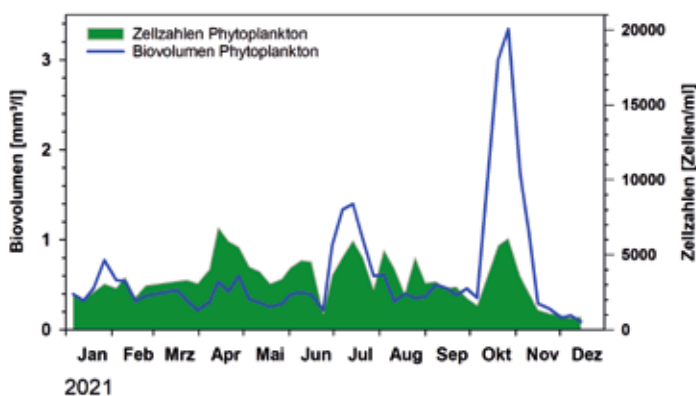


Abbildung 1-20

Saisonale Entwicklung des Phytoplanktons (Zellzahlen und Biovolumen) an Messboje A im Jahr 2021 (Integrierende Proben euphotische Zone).

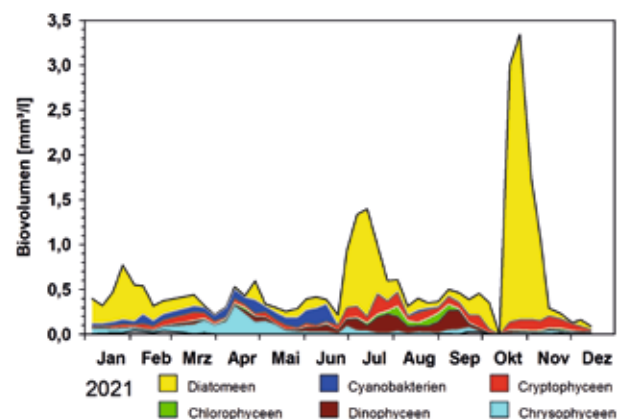


Abbildung 1-21

Saisonale Entwicklung der wichtigsten Algenklassen (Biovolumen) an Messboje A im Jahr 2021 (Integrierende Proben euphotische Zone).

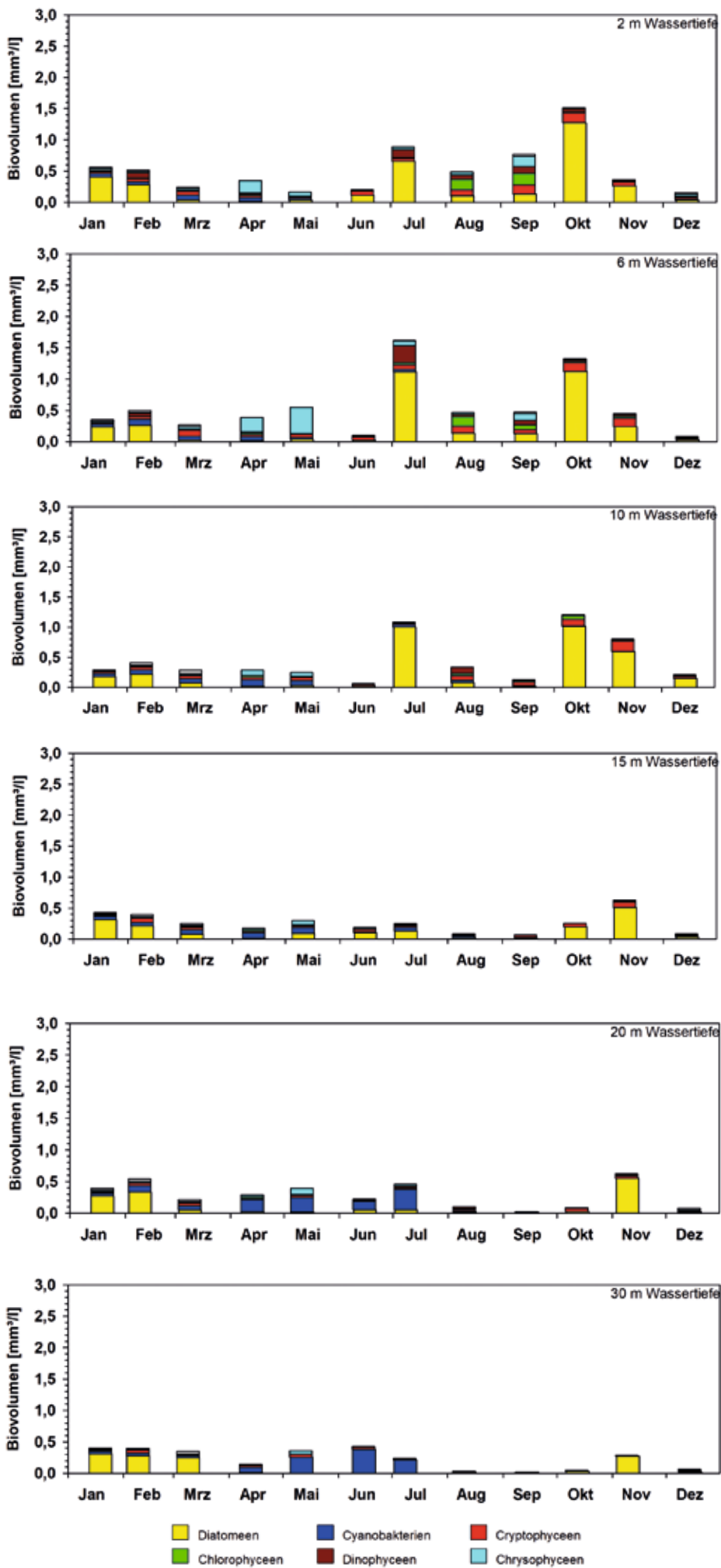
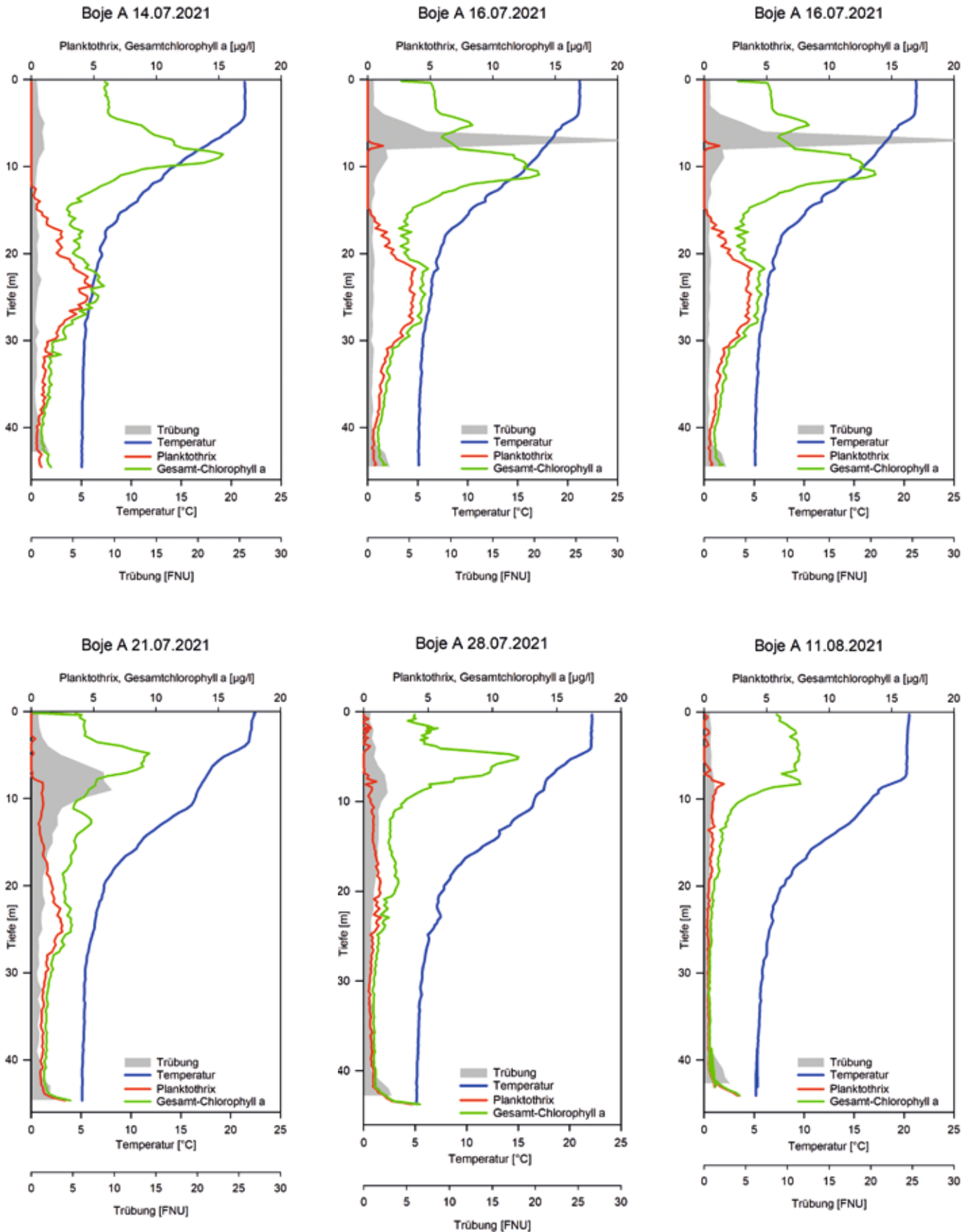


Abbildung 1-22
Biomassen der wichtigsten Algenklassen in den verschiedenen Tiefenstufen an Boje A.

Abbildung 1-23

Vertikalverteilung des Phytoplanktons an Messboje A, ermittelt an verschiedenen Untersuchungsterminen im Juli und August 2021, über die *in vivo* Messung der Algenfluoreszenz mit der Fluoroprobe-Sonde. Dargestellt sind die Vertikalprofile der Chlorophyll *a*-Anteile von *Planktothrix rubescens* (rote Linie) sowie die Gesamtchlorophyll *a*-Konzentrationen (als Chlorophyll-Äquivalente, grüne Linie). Die blaue Linie zeigt die Wassertemperatur, die graue Fläche die Trübung.



1.1.10.2 ZOOPLANKTON

1.1.10.2.1 SAISONALE ENTWICKLUNG

Die saisonale Zooplankton-Entwicklung ist in Abbildung 1-24 in Form von volumengewichteten Mittelwerten aus verschiedenen Tiefenstufen (0 bis Grund) dargestellt.

Beim Zooplankton sind die Individuenzahlen aufgetragen, nicht die Biovolumina. Bei einem Vergleich der Zooplanktonorganismen muss man berücksichtigen, dass die zahlenmäßig dominanten Rädertierchen (Rotatorien) in den meisten Fällen sehr viel kleiner sind als die Vertreter der Planktonkrebse (Cladoceren und Copepoden) und damit pro Individuum geringere Biovolumina aufweisen.

Die Zooplanktondichten waren in den Monaten Januar, Februar und April niedrig. Zahlenmäßig bestandsbildend waren die Rotatorien, überwiegend mit den Taxa *Synchaeta sp.*, *Polyarthra sp.* sowie *Notholca caudata*. Im März wurde höhere Individuendichten von *Synchaeta sp.* sowie der kaltstenothermen Art *Notholca caudata* nachgewiesen. Ab April nahm die Abundanz der Zooplanktonorganismen stetig zu. In der Gruppe der Rotatorien traten neben steigenden Individuenzahlen auch weitere Taxa in Erscheinung (z.B. *Keratella cochlearis*, *Gastropus stylifera*). Cladoceren traten ab Mai ebenfalls verstärkt auf.

Die Individuenzahlen der Cladoceren waren in der Fröhsommerphase (Mai/Juni) vergleichbar zum Vorjahr. In den Tiefenschnittproben wurden im Mai maximal 28 Daphnien pro Liter, im Juni mit 63 Daphnien pro Liter etwas höhere Dichten ermittelt. Vertreter der Gattung *Bosmina* erreichten nur deutlich geringere Abundanzen (56 Individuen pro Liter im Vergleich zu 115 im Vorjahr).

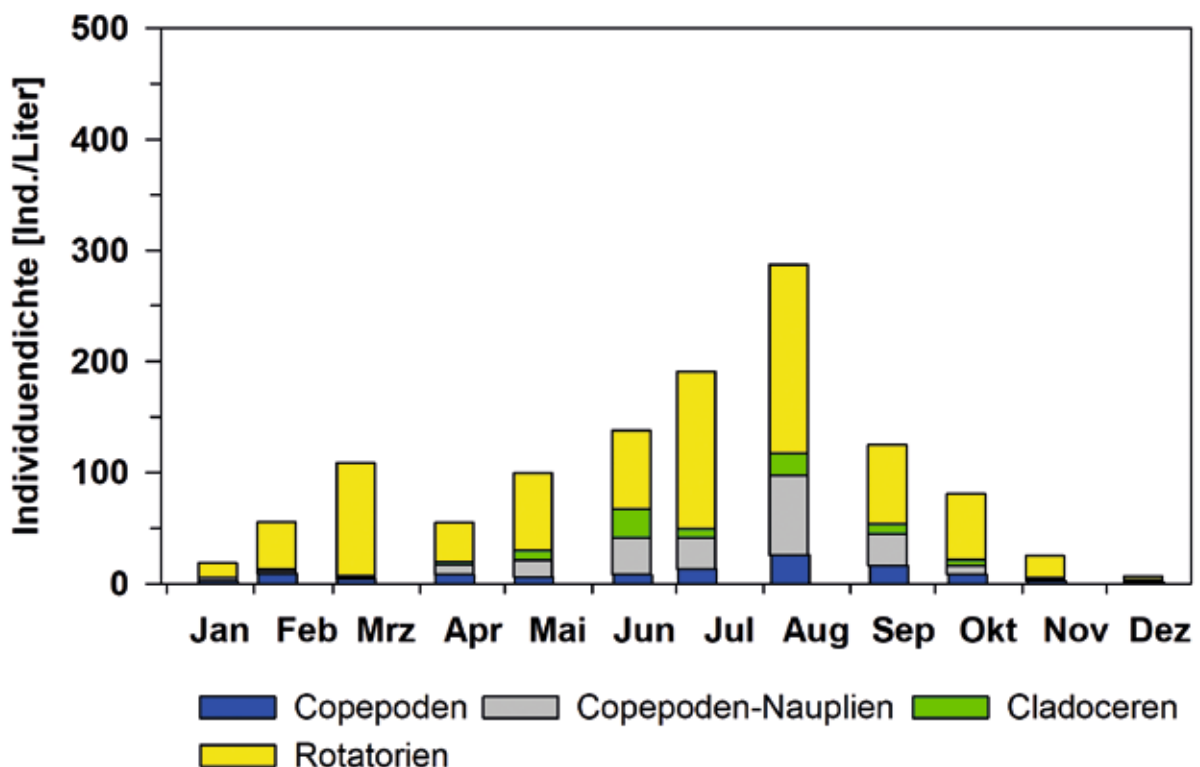
Die cyclopiden Copepoden waren in den Monaten Juni bis Oktober relativ stetig vor allem im Epilimnion vertreten (10 bis 40 Individuen pro Liter). Mit etwas geringeren Dichten (10 bis 18 Individuen) wurden auch die calanoiden Copepoden nachgewiesen. Nauplien der Copepoden wurden vor allem in den Monaten Juni bis August in den Proben erfasst, dabei lag der Schwerpunkt im Epi- bis Metalimnion. Später im Jahr (Oktober bis Dezember) wurden Nauplien vorwiegend in Proben aus sedimentnahen Wassertiefen angetroffen.

Die Zooplanktonzahlen gingen im Herbst wieder zurück bis auf wenige Individuen pro Liter im Dezember.

Seit der gezielten Entnahme von planktonfressenden Fischen (Blaufelchen) in den Jahren 2007/2008 gilt der Populationsentwicklung

Abbildung 1-24

Saisonale Entwicklung der Zooplankton-Großgruppen an Messboje A im Jahr 2021. Dargestellt sind die volumengewichteten Mittelwerte der Individuenzahlen über die Wassertiefe von 0 bis Grund.



der Cladoceren (Blattfußkrebse), insbesondere der Daphnien (Wasserflöhe), besondere Aufmerksamkeit. Daphnien sind wichtige Stellglieder im Nahrungsnetz, da sie zum einen mit ihrer Ernährungsweise, der Filtration von Phytoplankton, zur natürlichen Verbesserung der Wassergüte beitragen. Zum anderen unterliegen Wasserflöhe einem hohen Fraßdruck, wenn zu viele planktonfressende Fische im Gewässer vorhanden sind. Dabei ist nicht die Populationsgröße (Anzahl Wasserflöhe pro Liter) ein Anzeiger für den Fraßdruck, sondern vielmehr die Körpergröße der einzelnen Individuen. Große Daphnien werden bevorzugt von den planktivoren Fischen gefressen, eine Population unter starkem Fraßdruck besteht daher überwiegend aus kleinen Wasserflöhen, die ihrerseits mit einer geringeren Filtrationsleistung keinen großen Einfluss auf das Phytoplankton haben. Nach der gezielten Überfischung der Felchen hatte sich in den Jahren 2008–2011 das Größenspektrum der Daphnien in Richtung

größerer Individuen verschoben. Die Individuenzahlen der Daphnien schwankten hingegen relativ stark von Jahr zu Jahr.

Die Hauptentwicklungszeit der Daphnien liegt typischerweise in den Monaten Mai–September, die Individuenzahlen waren 2021 mit bis zu 63 Daphnien pro Liter höher als im Vorjahr. Das Größenspektrum (Abbildung 1-25) zeigt aber, dass der Anteil der großen Daphnien (> 1 Millimeter Körperlänge) in 2021 gegenüber dem vorigen Jahr annähernd gleich geblieben ist. Mit einem Anteil von rund 90 Prozent wurde die Daphnienpopulation weiterhin von kleinen Individuen (weniger als 1 Millimeter Körperlänge) dominiert. Die Auswertung der Zooplanktonanalysen lässt einen noch immer zu hohen Fraßdruck der planktivoren Fische (vor allem Felchen) auf das filtrierende Zooplankton erkennen (siehe auch Abschnitt 1.2 Fischereimanagement 2021).

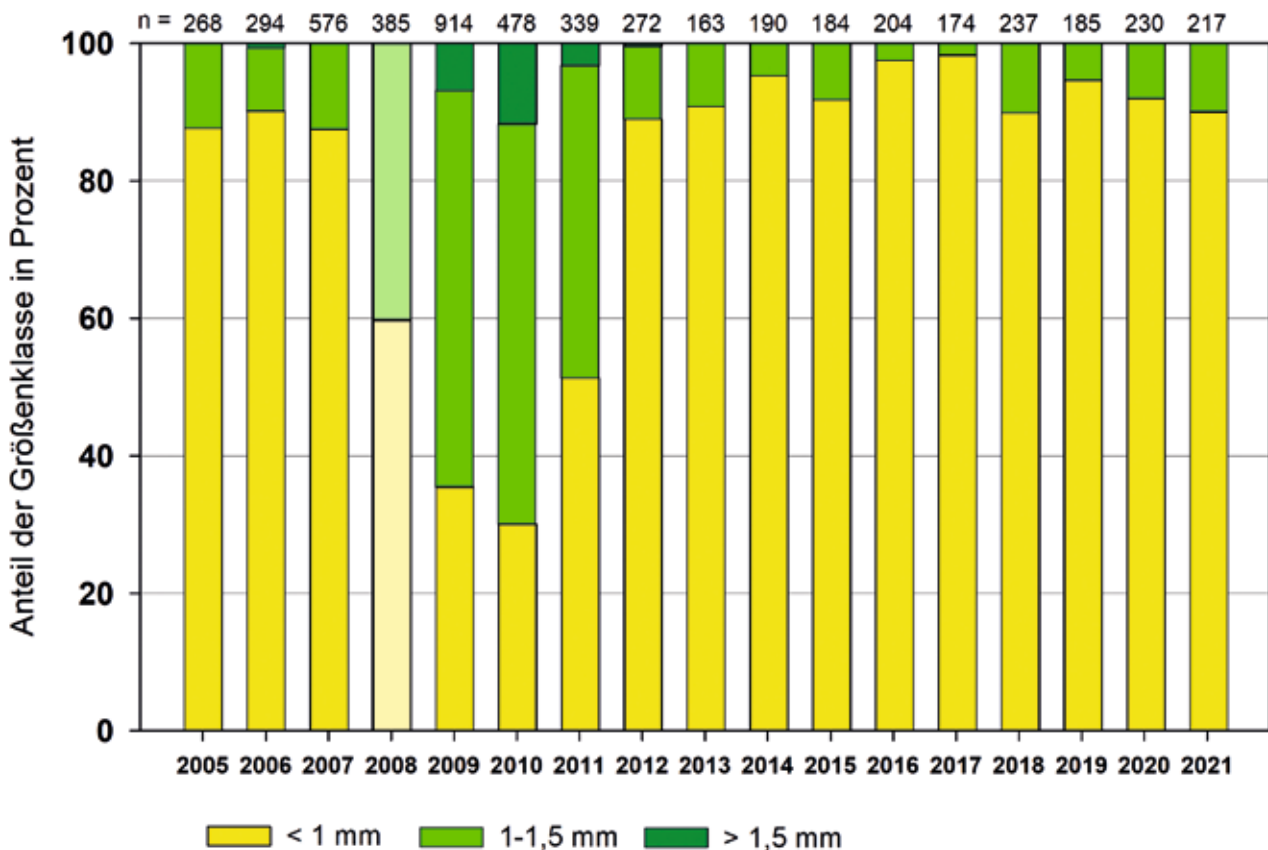


Abbildung 1-25

Größenspektrum der Daphnien (Anteile der Größenklassen in Prozent). Die Anzahl gemessener Daphnien ist als n oberhalb der Balken angegeben.

1.2 FISCHEREIMANAGEMENT

1.2.1 FISCHEREILICHE MASSNAHMEN 2021

1.2.1.1 HEGEBEFISCHUNGEN

Die Hegebefischungen auf Blaufelchen durch einen Berufsfischer wurden 2021 weitergeführt. Bei insgesamt 54 Befischungsaktionen, davon 6 Terminen während der Laichzeit der Felchen, wurden insgesamt 1.668 Kilogramm bzw. 21.738 Stück Felchen entnommen.

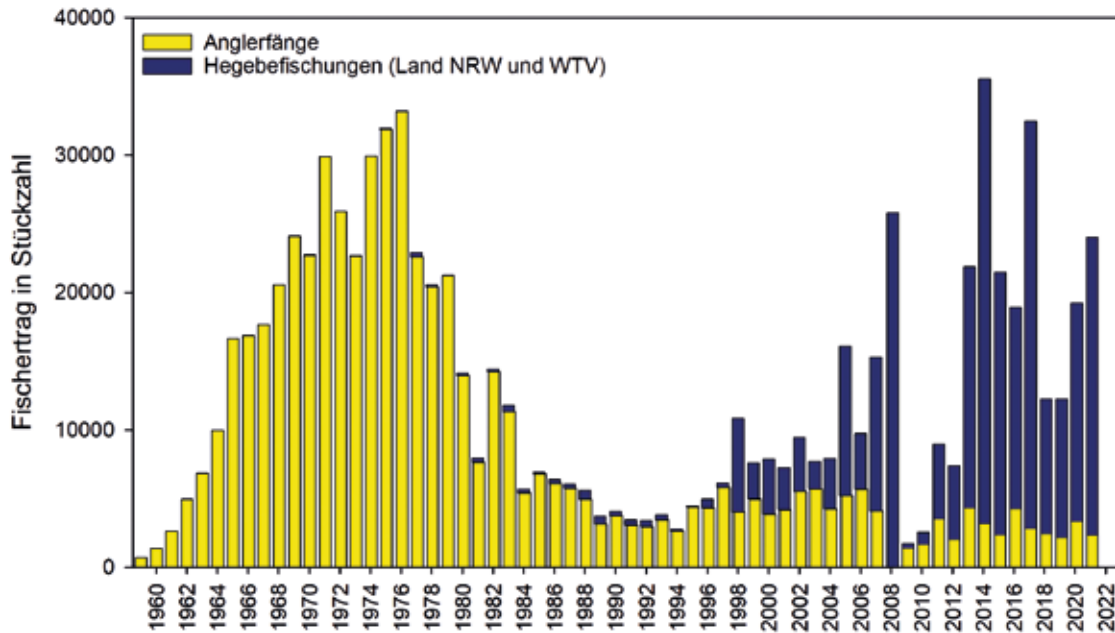


Abbildung 1-26

Anglerfänge sowie Fangergebnisse der Hegebefischungen (Land NRW und WTV) in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Hegebefischungen werden seit 1975 durchgeführt.

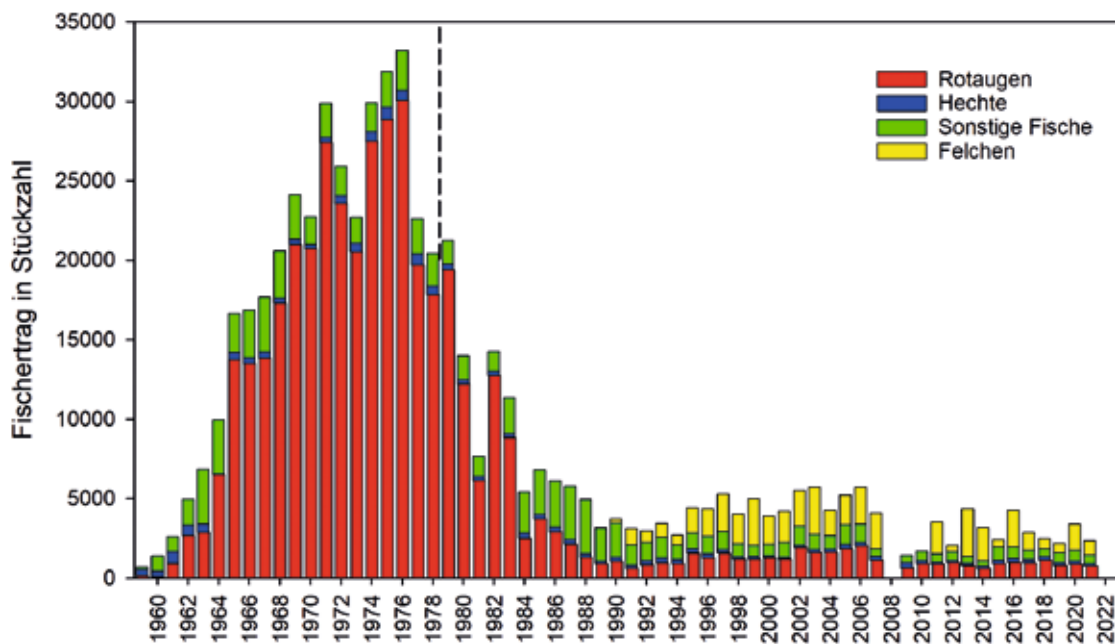


Abbildung 1-27

Anglerfänge seit 1959 in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Die gestrichelte Linie markiert die Inbetriebnahme der PEA.

1.2.1.2 UNTERSUCHUNG DES FISCHBESTANDES IM JULI 2021

Im Jahr 2021 wurde wieder eine Erfassung und Quantifizierung aller Fischarten in der Wahnbachtalsperre durchgeführt (Multimaschennetze, hydroakustische Messungen, Elektrobefischung ufernaher Litoralbereiche). In den Vorjahren fanden die Bestandsuntersuchungen in Phasen mit abnehmenden Stauinhalt statt. Im Berichtsjahr wurde mit der Untersuchung kurz nach Erreichen des höchsten Talsperrenstandes (Hochwasser Juli 2021) begonnen, daraus resultierte eine andere Fischverteilung im Stausee. Die wichtigsten Ergebnisse werden im Folgenden zusammengefasst.

Mit der Stellnetzfischerei wurden elf Fischarten nachgewiesen, im pelagischen Bereich vorwiegend Felchen, gefolgt von Rotaugen (Epipelagial). Ein Hasel wurde vermutlich durch den Überlauf eingetragen, ein Kurznasenstör vermutlich eingesetzt. In 14 Meter Tiefe über Grund wurde eine juvenile Quappe (Gesamtlänge 14,7 Zentimeter) nachgewiesen.

Die Ergebnisse der Elektrobefischung zeigten eine Dominanz vom Hecht (bezogen auf die Biomasse), gefolgt von der Schleie. Welse waren nicht nachweisbar, ebenso wenig juvenile Quappen. Vermutlich wurde durch den hochwasserbedingten raschen Anstieg des Stauspiegels eine veränderte Verteilung der Quappen (Aufenthalt in größeren Tiefen) verursacht.

Die hydroakustischen Untersuchungen zeigten, dass die Felchen hauptsächlich im Hauptbecken vertreten sind, die Stauwurzel ist nur gering besiedelt. Felchen sind weiterhin die dominante Hauptfischart (5,6 Tonnen Biomasse, Abbildung 1-28 untere Grafik). Im Vergleich

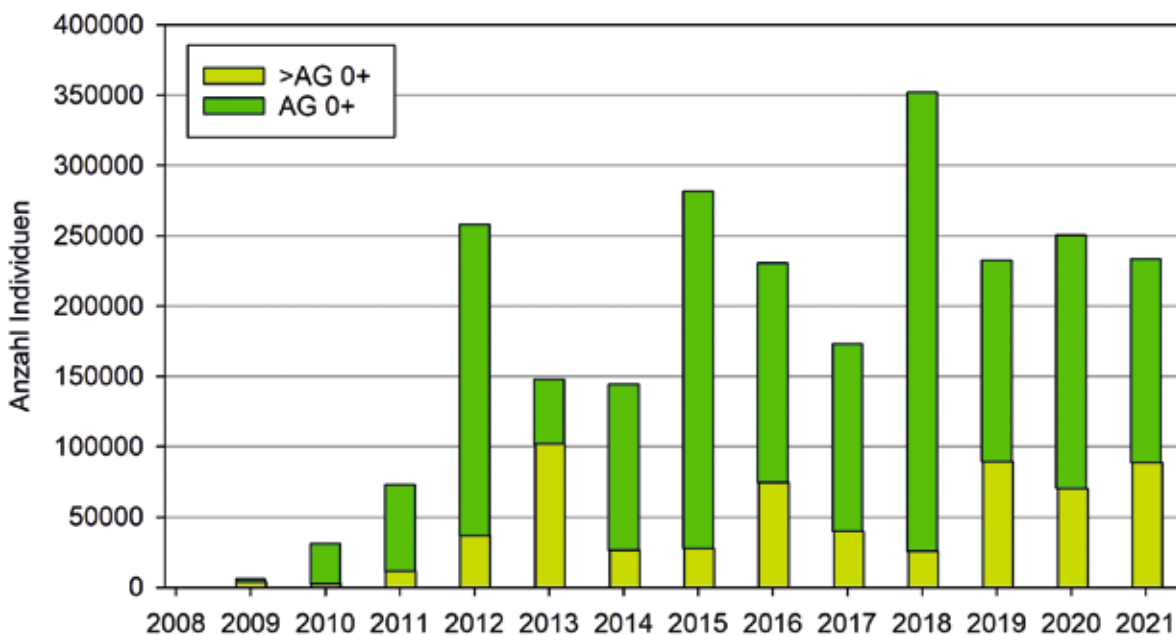
zu 2018 hat die Felchenbiomasse um 1,1 Tonnen zugenommen, bei gleichzeitigem Absinken der Individuenzahl um ca. 120.000.

Der Rekrutierungserfolg war deutlich geringer als 2018, mit einem mäßig starken 0+-Jahrgang, vergleichbar zu den beiden Vorjahren. Insgesamt betrachtet (Jahre 2009-2021) wurde eine regelmäßige Rekrutierung der Felchen beobachtet. Das Längenwachstum stagniert ab der AG 3+/4+, obwohl die Felchen aus der Wahnbachtalsperre genetisch über das gleiche Wachstumspotenzial wie die Laacher-See-Felchen verfügen. Der Fangdruck durch die Befischungen konzentriert sich auf die genannten Altersgruppen. Der Korpulenzfaktor zeigt eine noch immer hohe intraspezifische Konkurrenz der Felchen.

Die Gesamtbiomasse der Barsche sank von 1 Tonne (2018) auf 0,69 Tonnen (2021), sie zeigten ein gutes Längenwachstum bei durchschnittlicher Korpulenz und einen frühen Übergang zur Piscivorie. Die Zunahme der potenziell piscivoren Barsche (>15 cm) ist positiv zu bewerten. Der Bestand der Plötzen hat im Vergleich zu 2018 leicht zugenommen, dominierend sind die Jahrgänge 2017/2018.

Im Jahr 2021 war die Individuendichte juveniler Hechte mit 40 Individuen pro Hektar ähnlich gering wie im Vorjahr. Damit ist erneut eine schwache natürliche Rekrutierung des Hechts zu verzeichnen. Die starken Stauspiegelschwankungen in den Jahren 2018 bis 2020 führten zu einem Verlust litoraler Habitatstrukturen und damit vermutlich zu einer geringeren Rekrutierung und zudem verstärkten Kannibalisierung der juvenilen Hechte.

In dem Zusammenhang ist es wichtig, dass große Hechte nach dem Fang nicht zurückgesetzt (Catch and Release), sondern entnommen werden.



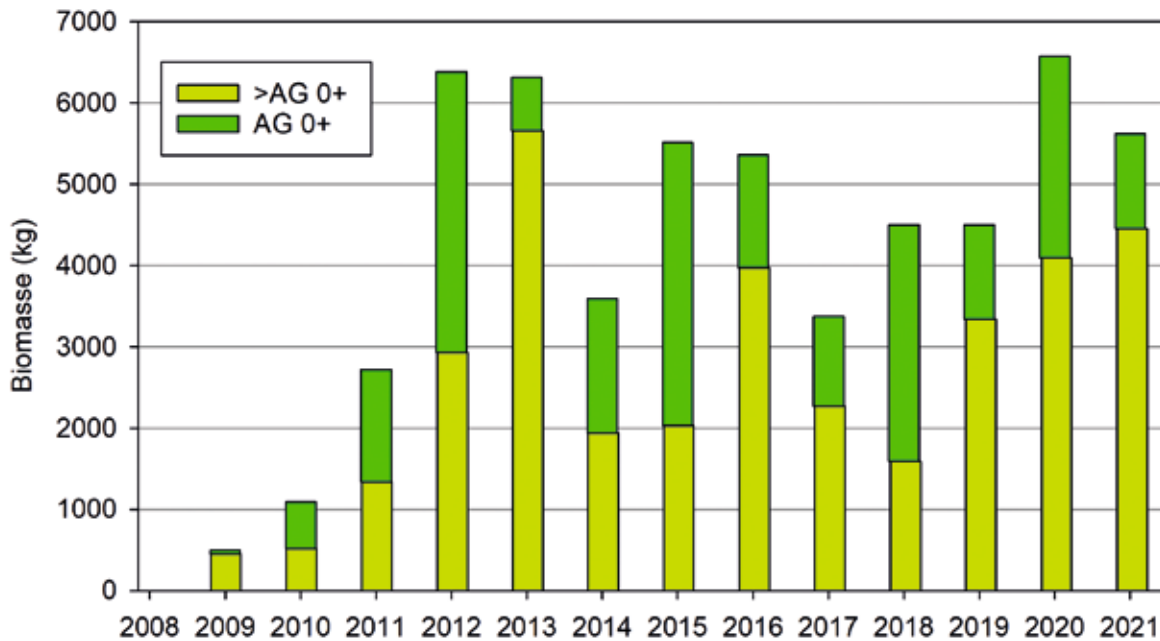


Abbildung 1-28

Bestandsentwicklung der Felchen von 2009–2021 unten links (Seite 28) nach der Abundanz, oben rechts nach der Biomasse.
(Daten: M.-G. Werner, Labor für Fisch- und Gewässerökologie).

1.2.3 BESATZ- UND WEITERE BEWIRTSCHAFTUNGSMASSNAHMEN

Nach dem Erstbesatz mit Quappen (*Lota lota*) wurde 2021 vorläufig zum letzten Mal ein Besatz mit Quappenbrütlingen durchgeführt.

In den nächsten Jahren soll beobachtet werden, ob sich die Quappe erfolgreich etabliert und eine Eigenrekutierung stattfindet.



Bild 3

Die nur knapp einen Zentimeter großen Brütlinge der Quappe (*Lota lota*) kurz vor dem Besatz in die Wahnbachtalsperre (März 2017).



Bild 4

Nachweis von Quappen im Litoral der Wahnbachtalsperre durch Elektrofischung im Rahmen der Fischbestandsuntersuchung August 2017 (Foto: M.-G. Werner, Limnofisch).

1.2.4 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE WEITERE FISCHEREILICHE BEWIRTSCHAFTUNG DER WAHNBACHTALSPERRE

Die berufsfischereilichen Hegebefischungen haben die Schlüsselrolle bei der Regulierung des Felchenbestandes. Die Hege zielt vor allem auf den optimalen Zugriff auf die Altersgruppen 1+ bis 3+ (ab 20 cm Totallänge) und damit auf Individuen, die erstmalig die Geschlechtsreife erreichen.

Eine spürbare Reduzierung der Felchenbiomasse (bzw. des Laicherbestandes) konnte zeitweilig im Zeitraum 2013 - 2014 bei einer jährlichen Entnahme von 2,3 Tonnen sowie 2017 - 2018 bei einer Entnahme von 1,7 Tonnen beobachtet werden. In den übrigen Jahren lagen die Hegeentnahmen zwischen 0,7 und 1,4 Tonnen, im Jahr 2021 bei 1,6 Tonnen. Insgesamt wurde die jährlich entnommene Felchenbiomasse durch erfolgreiche Rekrutierung und kompensatorisches Wachstum ausgeglichen. Insbesondere die Entnahmen zwischen 0,7 und 1,4 Tonnen waren zu niedrig, um eine Absenkung der intraspezifischen Konkurrenz und eine Wachstumsverbesserung zu erzielen.

Die anhaltend hohe Biomasse der Felchen und der damit verbun-

dene Fraßdruck war auch in 2021 an der Größenstruktur der Cladoceren zu erkennen (siehe Abschnitt 1.1 Limnologie 2021). Bedingt durch das Fehlen der großen Daphnien (< 1 mm) ist von einem schwachen Biofiltrationspotenzial auszugehen.

Daher ist eine scharfe Befischung der Felchenpopulation mit einer Entnahme von 2,0 - 2,5 Tonnen weiterhin erforderlich. Diese Befischungsintensität muss erreicht und mittelfristig auf einem Niveau von 2 Tonnen aufrechterhalten werden, um eine Strukturveränderung herbeiführen zu können.

Im direkten Vergleich der letzten Untersuchungsjahre zeigte sich eine rückläufige Tendenz des Rekrutierungserfolges des Hechtes. Dies kann auf den weitgehenden Verlust litoraler Strukturen aufgrund der starken Stauspiegelschwankungen zurückzuführen sein. Die fehlenden Laich- und Jungfischhabitate wirkten vermutlich limitierend auf Reproduktion und Rekrutierung des Hechtes. Hier ist die Situation weiter zu beobachten.

Bei Ausfall weiterer Jahrgänge wäre gegebenenfalls ein Besatz mit einjährigen Hechten im Frühjahr angebracht.

1.3 ROHWASSER TALSPERRE

1.3.1 MIKROBIOLOGIE

Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser Talsperre (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2021).

Jahr 2021	KBE20/36	Coliforme/E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Rohwasser Talsperre	251	202	103	105
Rohwasser Talsperre (nach Dosierung KMnO4)	365	215	---	---

Tabelle 1-9

Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser Talsperre (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2021).

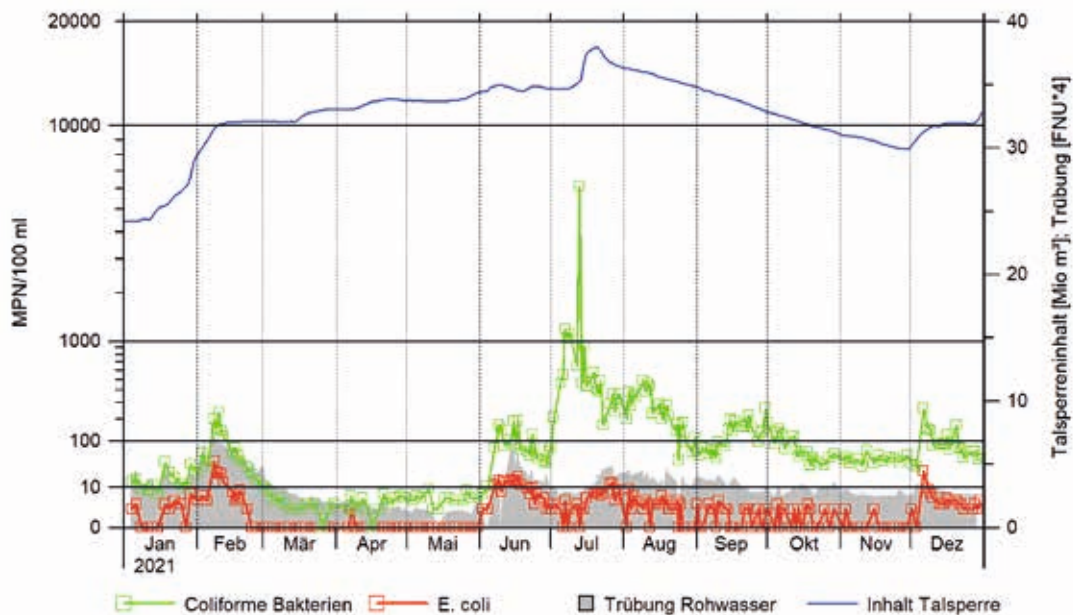


Abbildung 1-29

Coliforme Bakterien und *Escherichia coli*, ermittelt mit dem Colilert-Verfahren, im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2021 (Trübung vierfach überhöht).

Im Rohwasser der Talsperre zeigten die mikrobiologischen Daten im Berichtsjahr vor allem Einflüsse durch das Zuflussgeschehen, aber auch autochthone Entwicklungen im Wasser des Stausees.

In den Monaten Januar und Februar 2021 führten Niederschläge und der daraus resultierende Zufluss zur Talsperre zum Anstieg des Stauinhaltes. Ende Januar kam es zu einem Überlauf der Vorsperre (siehe auch Abschnitt 1.1.3 Hydrologie der Talsperre).

Bei allen untersuchten mikrobiologischen Indikatoren im Rohwasser war in dieser Phase ein Anstieg zu verzeichnen, verbunden mit einer Zunahme der Trübung von < 1 FNU auf 2 FNU (Abbildung 1-29 bis Abbildung 1-31). Gleichlaufend zum Rückgang der Trübung im Rohwasser auf < 1 FNU sanken auch die Werte der mikrobiologischen Indikatoren wieder ab und blieben in den folgenden Monaten zunächst auf niedrigem Niveau.

Im Juni gab es einige Tage mit starken Niederschlägen, die auch eine Zunahme des Zuflusses mit sich brachten. Die Trübung im Rohwasser stieg erneut leicht an, ebenso die Werte der Koloniezahlen bei 20°C und 36°C, der coliformen Bakterien, *E. coli*, den Enterokokken und Clostridien. Anfang Juli stiegen die Werte der coliformen Bakterien im Rohwasser stark an, z.T. war von einem Tag auf den anderen eine Verdoppelung feststellbar. Die Werte erreichten 1.200 pro 100 Milliliter, ein einzelner Wert 6.100 pro 100 Milliliter. Parallel zu diesem Anstieg war keine Zunahme von *E. coli* oder Enterokokken zu verzeichnen. Zusammen mit der API 20 E-Identifikation eines Isolates aus dem Rohwasser als „*Enterobacter amnigenus*2“ (1305553) deutete dies auf den Beginn einer autochthonen Entwicklung von coliformen Bakterien im Stausee hin.

Unmittelbar nach Auftreten der maximalen Coliformen-Werte ereigneten sich der Starkregen und das Hochwasser vom 14./15. Juli 2021 mit dem daraus resultierenden Überlauf der Vorsperre. Wie im Abschnitt 1.1.7 beschrieben, schichtete sich das trübstoffhaltige Wasser aus dem Überlauf in dem thermisch geschichteten Stausee oberflächennah ein und erreichte innerhalb von 1 bis 2 Tagen den Damm. Die Werte der coliformen Bakterien im Rohwasser waren nach den Maximalwerten und nach dem Hochwasserereignis auf mehrere Hundert (300 bis 900 pro 100 Milliliter) abgesunken und blieben mit leichten Schwankungen in dieser Größenordnung. Durch die stabile thermische Schichtung war das Hypolimnion und damit das Rohwasser gegenüber den Einträgen durch das Hochwasser relativ geschützt. Nach dem 14./15. Juli stiegen die Werte für *E. coli* und Enterokokken etwas verzögert und in geringerem Maße an (Abbildung 1-29 bis 1-31), verglichen mit der Situation während der Vollzirkulation im Winter (Januar/Februar).

In den folgenden Wochen gingen die Werte für *E. coli*, Enterokokken und Clostridien auf < 5 Koloniebildende Einheiten pro 100 Milliliter zurück. Die Koloniezahlen (20°C und 36°C) sowie die coliformen Bakterien blieben auf einem höheren Niveau (100 bis 200 pro 1 Milliliter bzw. 100 Milliliter). Ab Oktober sanken dann die Werte auf unter Hundert Koloniebildende Einheiten pro 1 bzw. pro 100 Milliliter ab. Im Dezember war bei steigendem Zufluss und fast vollständiger Durchmischung des Stausees ein erneuter Anstieg der mikrobiologischen Kenngrößen zu verzeichnen.

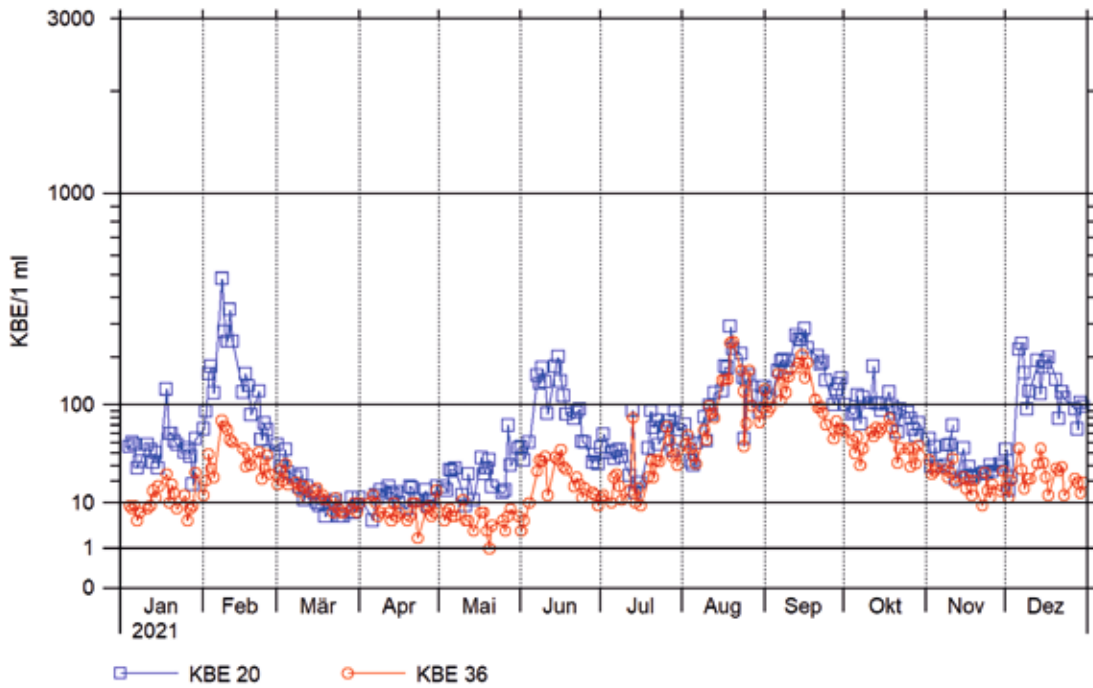


Abbildung 1-30

Koloniebildende Einheiten bei 20°C (KBE 20) sowie 36 °C (KBE 36) Bebrütungstemperatur im Rohwasser der Wahnachtalsperre 2021.

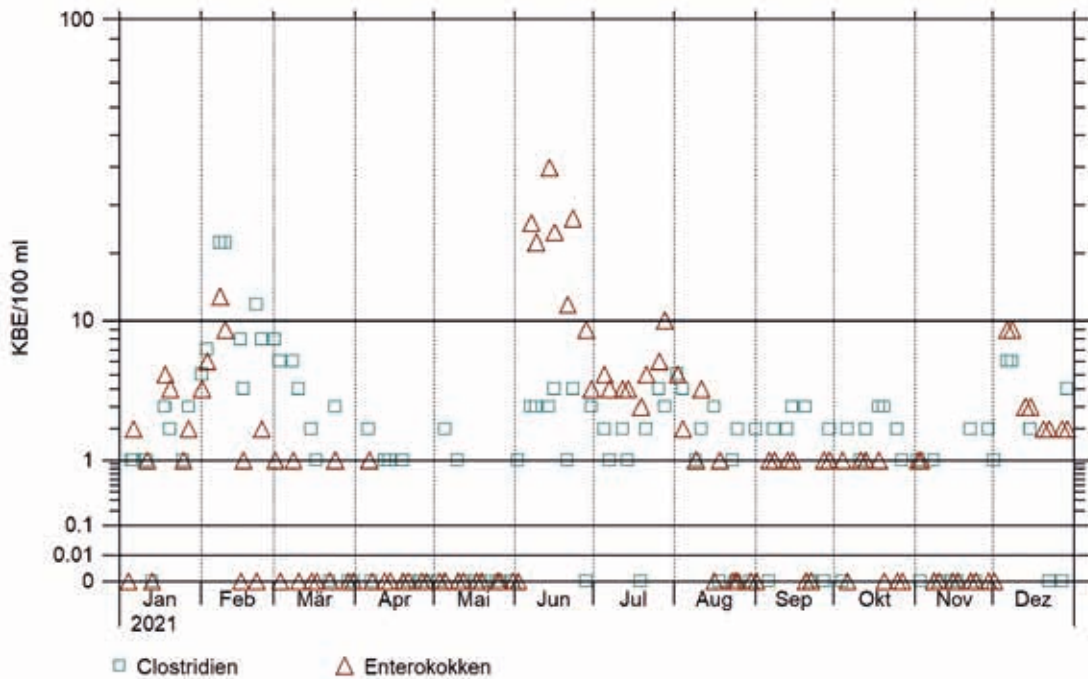


Abbildung 1-31

Clostridien und Enterokokken im Rohwasser der Wahnachtalsperre 2021.

1.3.2 BIOLOGIE

Jahr 2021	Summenparameter: Chlorophyll a, SON	Phytoplankton, Zooplankton
Rohwasser Talsperre	102	152 Phytoplankton 152 Zooplankton

Tabelle 1-10

Biologisches Untersuchungsprogramm (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2021).

Bei der Trinkwasseraufbereitung aus Oberflächenwasser spielt die Entfernung von suspendierten Feststoffen eine wichtige Rolle. In der Regel sind die partikulären Bestandteile organischer Herkunft (Planktonorganismen, Bakterien, Pilze, Detritus). Eine Ausnahme bilden Hochwasserereignisse, die zu hohen mineralischen Trübstoffgehalten führen können. Zur Überwachung des partikelabscheidenden Prozesses bei der Aufbereitung des Rohwassers aus der Wahnbachtalsperre werden neben kontinuierlichen Trübungsmessungen auch Bestimmungen der Summenparameter Chlorophyll a und Suspensierter Organischer Stickstoff (SON) sowie Planktonzählungen durchgeführt.

Die Zusammensetzung und Menge der Planktonorganismen im Rohwasser wird dabei nicht nur durch die saisonale Dynamik im Gewässer bestimmt, sondern auch durch das Rohwassermanagement, also z.B. den Wechsel der Entnahnehöhe, beeinflusst.

Das Vorkommen von Phytoplankton im Rohwasser wies im Jahr 2021 einen mehrgipfeligen Verlauf auf und war durch die Dominanz von Cyanobakterien (basierend auf der Zellzahl) gekennzeichnet (Abbildung 1-32).

Ein erster Peak in den Zellzahlen war bereits in den Monaten Januar/Februar zu erkennen. Es waren verschiedene Algengruppen vertreten, Diatomeen (koloniebildende Taxa wie *Aulacoseira italica*, *Asterionella formosa*), *Chrysophyceen* (*Chrysochromulina* sp.) und *Cryptophyceen* (*Rhodomonas* spp.). In dieser Zeit waren bereits fädige Cyanobakterien vertreten, hauptsächlich *Planktothrix rubescens* und *Aphanizomenon* spp.. Die Zellzahlen des Phytoplanktons waren fast doppelt so hoch wie im Vorjahr. Im Mai/Juni nahm die Anzahl der Trichome von *Planktothrix rubescens* im Rohwasser zu, da sich der Populationsschwerpunkt von *P. rubescens* im Laufe dieser Monate in tiefere Wasserschichten verlagerte. Letztlich bildete sich bei ca. 25 Meter Wassertiefe ein Maximum aus. In dieser Zeit waren auch vermehrt *Planktothrix*-Trichome im Rohwasser nachweisbar. Nach dem Hochwasserereignis vom 14./15. Juli 2021 ging die Population von *P. rubescens* im Tiefenwasser der Talsperre deutlich zurück, dementsprechend reduzierten sich auch die Zellzahlen der Cyanobakterien im Rohwasser. Ab August bis in den Oktober hinein waren dann nur noch sehr geringe *Phytoplankton-Zellzahlen* nachweisbar, von 1000 bis 2000 Zellen pro Milliliter im Frühsommer sanken die Zellzahlen auf < 100 bis 200 Zellen pro Milliliter ab.

Im November stiegen die Zellzahlen kurzfristig erneut an, vor allem die der Diatomeen, in geringerem Maße auch der Cyanobakterien. Durch die zunehmende Durchmischung des Wasserkörpers wurden die Algenzellen auch in größere Wassertiefen transportiert und so im Rohwasser erfasst. Mit dem Wechsel der Entnahnehöhe von 80 mNN auf 90 mNN wurde im Dezember das Rohwasser aus dem bereits durchmischten Wasserkörper entnommen, dies führte zu

einem neuerlichen Anstieg der Phytoplankton-Zellzahlen im Rohwasser.

Insgesamt waren die Zellzahlen des Phytoplanktons im Rohwasser durchgängig höher als im Vorjahr und deutlich geprägt durch die Cyanobakterien.

Der Verlauf der Phytoplanktonentwicklung im Rohwasser bildete sich nur teilweise anhand des Summenparameters Chlorophyll a ab (Abbildung 1-35). Die höheren Chlorophyll-Konzentrationen zum Anfang des Jahres spiegelte die Zunahme des Phytoplanktons in diesem Zeitraum wieder. Allerdings blieben die Chlorophyll a-Konzentrationen in den Monaten Mai bis Juli trotz der Cyanobakterien auf vergleichsweise niedrigem Niveau. Gut erkennbar anhand der Chlorophyll-Konzentrationen war dann wieder die Zunahme des Phytoplanktons im November sowie nach dem Wechsel der Entnahnehöhe im Dezember.

Bei beiden Summenparametern, Chlorophyll a und SON (Suspensierter organischer Stickstoff, Abbildung 1-34) wurde der jeweilige interne Richtwert nicht überschritten.

Die Individuenzahlen des Zooplanktons waren über das Berichtsjahr betrachtet etwas höher als im Vorjahr, aber insgesamt als niedrig zu bewerten (Abbildung 1-33). Es waren vor allem Rotatorien im Rohwasser nachweisbar. Crustaceen machten zahlenmäßig nur einen sehr geringen Anteil aus, es waren überwiegend die Larven der Copepoden (Nauplien) im Rohwasser vertreten.

ÜBERWACHUNG DER ALGENTOXIN-GEHALTE IM ROHWASSER

Planktothrix rubescens war 2021 zumindest bis zum Hochwasserereignis erneut stärker vertreten. Da die Gattung zu den potenziell toxinbildenden Cyanobakterien gehört, wurden in dem Zeitraum mit den höheren Zellzahlen im Rohwasser vorsorglich Toxin-Untersuchungen in Auftrag gegeben.

Die Cyanotoxine, die bei *Planktothrix* am häufigsten nachgewiesen werden, sind die Microcystine. Es sind inzwischen mehr als 200 Strukturvarianten (Kongeneren) des Microcystins bekannt. In der EU-Trinkwasser-Richtlinie, die 2020 in Kraft getreten ist, wurde ein Grenzwert für Microcystin-LR von 1 Mikrogramm pro Liter festgelegt. Dieser Grenzwert wird nach Umsetzung in nationales Recht (Trinkwasserverordnung) auch in Deutschland gelten.

Die Analysen auf Algentoxine (8 Strukturvarianten des Microcystins) wurden durch ein externes, akkreditiertes Untersuchungslabor durchgeführt. In den beiden Proben des Rohwassers lagen die Konzentrationen des Microcystins (alle 8 Strukturvarianten) unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 Mikrogramm pro Liter (Tabelle 1-11).

Probenahmedatum	Konzentration an Microcystin-Gesamt in [$\mu\text{g/l}$]
09.06.2021	< 0,05
14.07.2021	< 0,05

Tabelle 1-11
 Probenahmetermine und Ergebnisse der Alginosinuntersuchungen (Microcystine) im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2021.

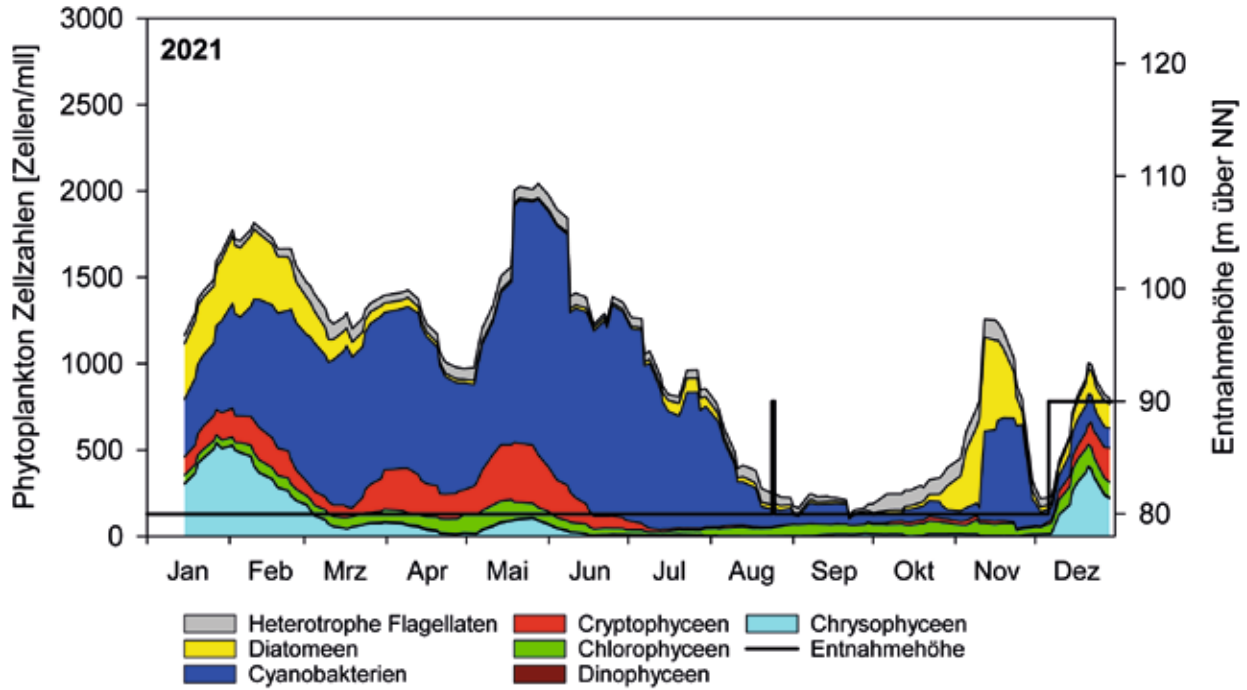


Abbildung 1-32
 Vorkommen der wichtigsten Phytoplanktongruppen im Rohwasser im Jahr 2021. Die Zellzahlen pro ml sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

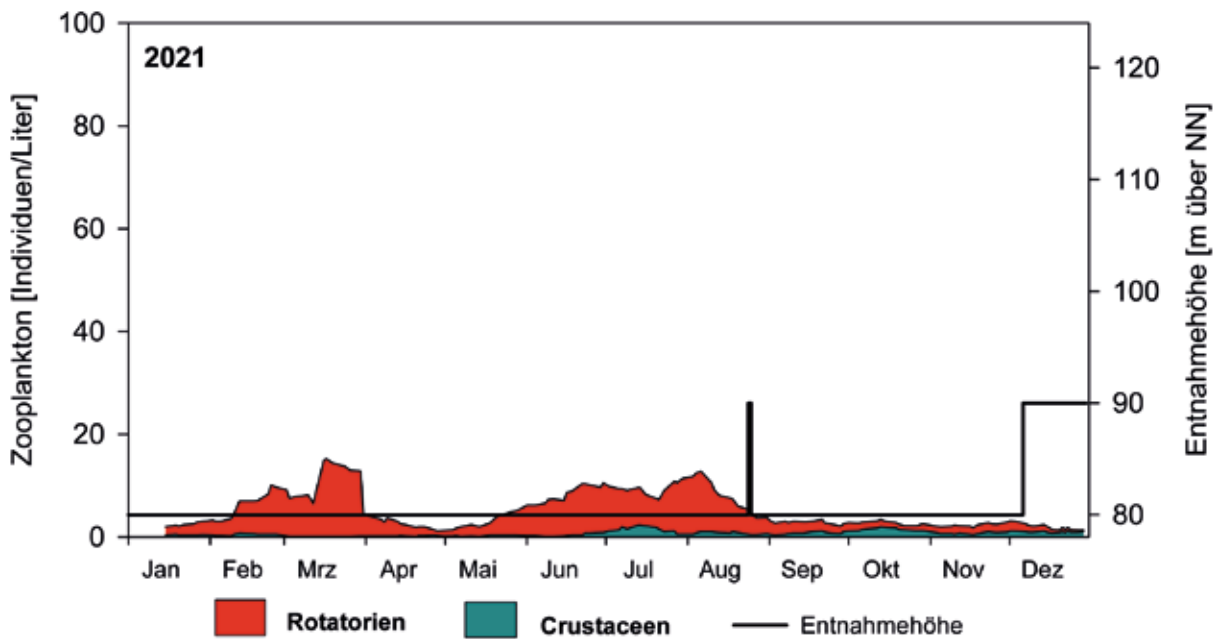


Abbildung 1-33
 Vorkommen der wichtigsten Zooplanktongruppen im Rohwasser im Jahr 2021. Die Individuenzahlen pro L sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

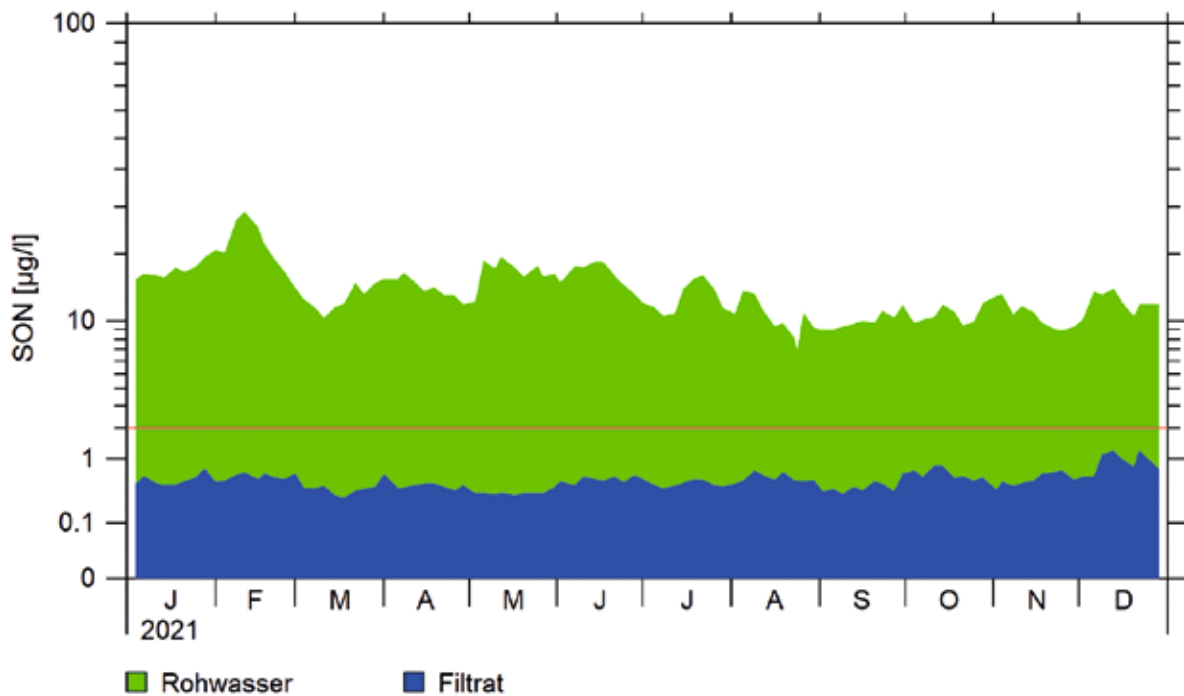


Abbildung 1-34
 Suspensierter organischer Stickstoff (SON) im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2021. Die rote Linie markiert den WTV-internen Richtwert von 2 µg/l SON im Filtrat.

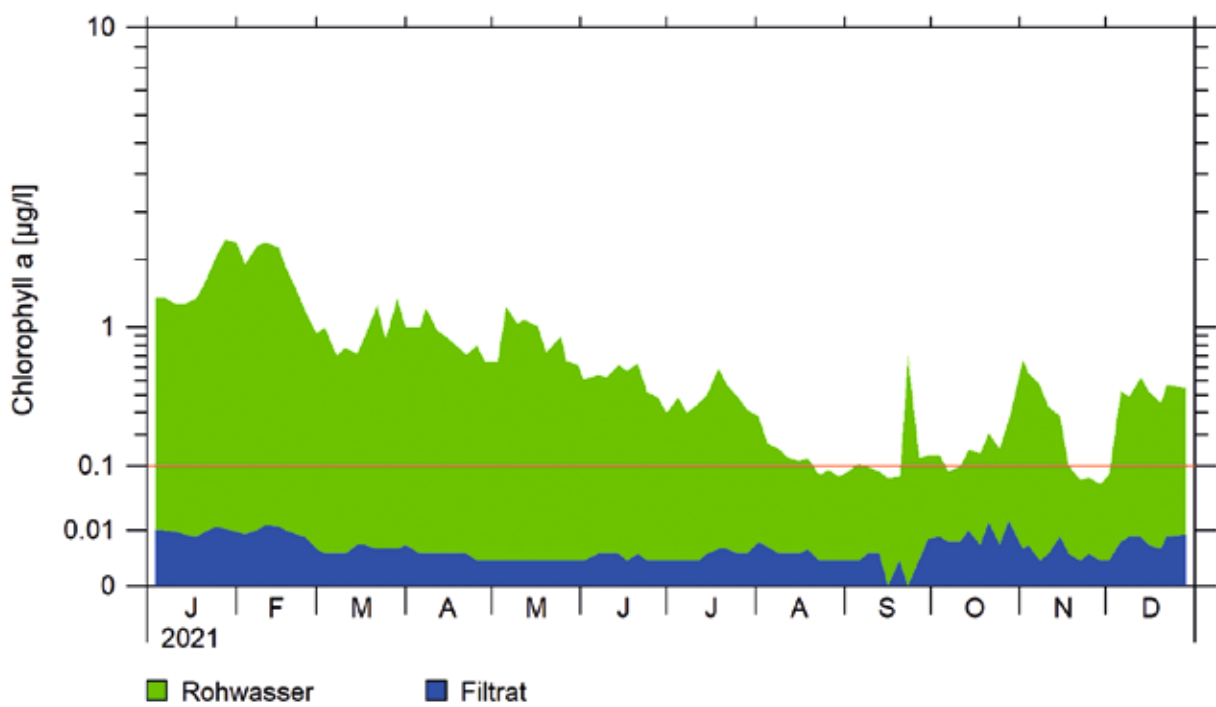


Abbildung 1-35
 Chlorophyll a im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2021. Die rote Linie markiert den ATT-internen Richtwert von 0,1 µg/l Chlorophyll a im Filtrat.

1.4 LIMNOLOGIE 2022

1.4.1 EINLEITUNG

Der vorliegende Bericht ist eine Zusammenstellung und Bewertung der Daten, die im Rahmen der limnologischen Überwachung des Wahnbachstausees zur Sicherung der Rohwasserqualität für die Trinkwasseraufbereitung im Jahr 2022 erhoben wurden.

Der limnologische Zustand der Talsperre wird anhand verschiedener physikalischer, chemischer und biologischer Parameter dargestellt. Der trophische Zustand des Gewässers wird von dem Eintrag aus dem Einzugsgebiet, der Wirkung der Vorsperre und der Eliminationsleistung der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) bestimmt. Im Vordergrund des Berichtes steht allerdings der Stausee selbst.

1.4.2 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM, MATERIAL UND METHODEN

Eine ausführliche Beschreibung des Untersuchungsprogramms, der Probenahme sowie der Untersuchungsmethoden ist in den Wasser-güteberichten 2006 – 2009 enthalten und wird im aktuellen Bericht nur noch in verkürzter Form dargestellt (siehe Abschnitt 1.1.2).

1.4.3 HYDROLOGIE DER TALSPERRE

Das Jahr 2022 war laut Jahresrückblick des Deutschen Wetterdienstes DWD (2023) das sonnenscheinreichste und gemeinsam mit 2018 eines der beiden wärmsten Jahre in Deutschland seit Beginn der systematischen Wetteraufzeichnungen, einhergehend mit einem

deutlichen Niederschlagsdefizit. Die Sommermonate waren durch Hitzewellen und sehr trockene Bedingungen gekennzeichnet.

Zu Beginn des Wasserwirtschaftsjahres (WWJ) 2022 setzte nach einem relativ trockenen November aufgrund von Niederschlägen im Dezember ein erster Anstieg des Talsperrenpegels ein. Anfang Dezember lief die Vorsperre geringfügig über (0,11 Millionen Kubikmeter). In der Folgezeit führten die Niederschläge im Januar und vor allem Februar zu einem weiteren Anstieg des Talsperreninhaltes. In dieser Phase waren 4 Vorsperrenüberläufe zu verzeichnen, die 2,3 Millionen Kubikmeter umfassten (Abbildung 1-36). Im Laufe des Februars war ein Füllstand von 97 Prozent erreicht, zeitweise wurde Wasser an den Unterlauf abgegeben, um dem Betriebsplan zu entsprechen. Der März war bereits sehr trocken und führte zu einem Absinken des Füllstandes, der niederschlagreichere April noch mal zu einem kleinen Anstieg. Danach setzte eine sehr ausgeprägte und langandauernde Trockenphase ein, die bis zum Ende des WWJ 2022 zu einem kontinuierlichen Absinken des Füllstandes führte (Abbildung 1-37). Der Tiefstand wurde im November 2022 mit ca. 60 Prozent Füllung erreicht.

Den Jahreshöchststand im WWJ 2022 hatte der Stauseeinhalt im Februar 2022 mit 39,7 Millionen Kubikmetern, den tiefsten Stand Ende Oktober 2022 mit 25,7 Millionen Kubikmetern. Daraus ergab sich eine maximale Stauspiegelschwankung von 8 Metern.

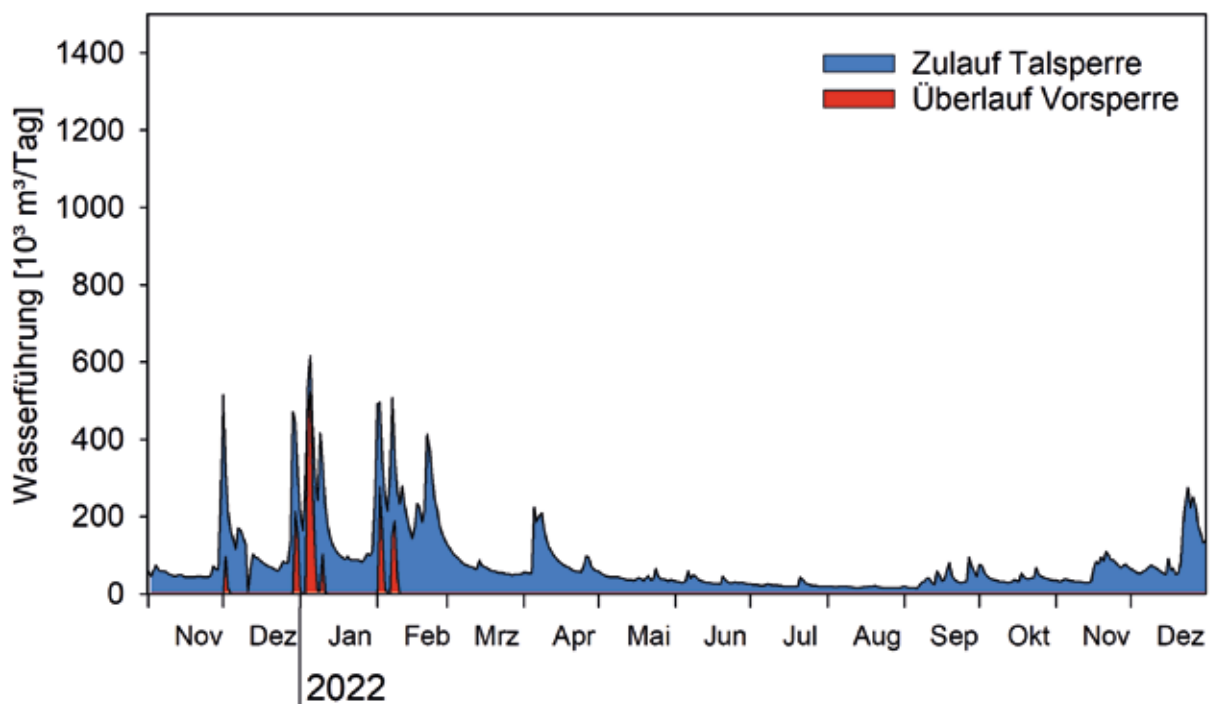


Abbildung 1-36
Zulauf zur Talsperre (Wahnbach und Wendbach) und Überlaufereignisse aus der Vorsperre im Jahr 2022.

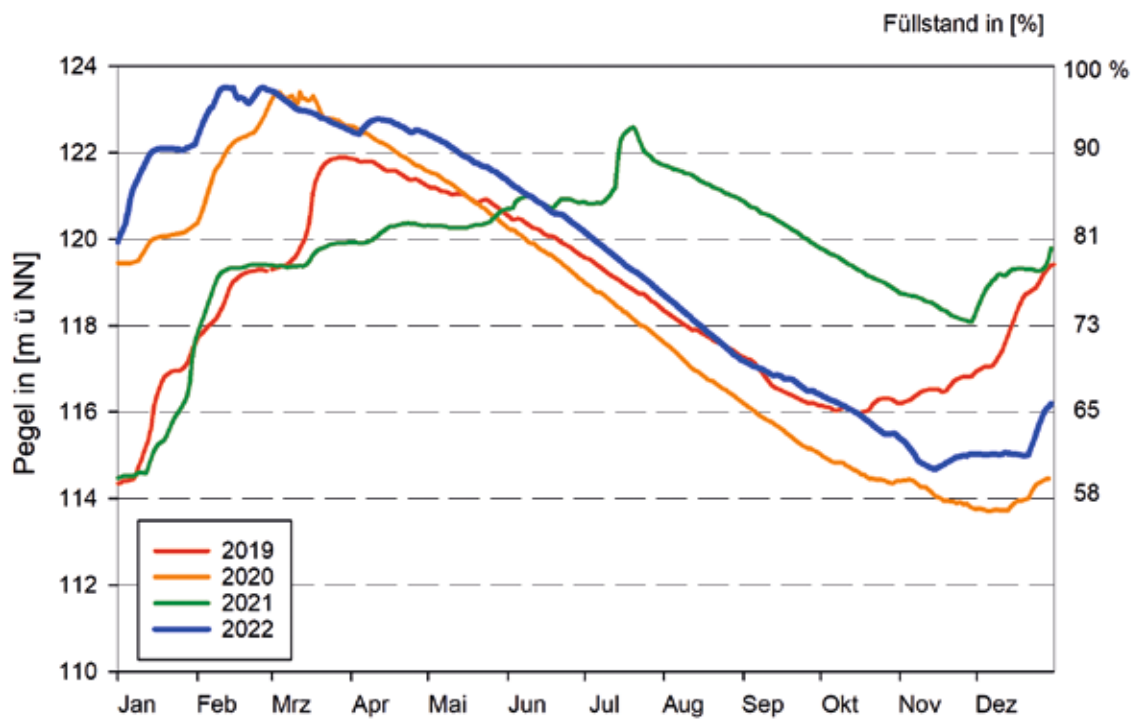


Abbildung 1-37
 Pegel der Wahnachtalsperre für die Jahre 2018 bis 2022.

1.4.4 TEMPERATURVERTEILUNG UND SCHICHTUNG

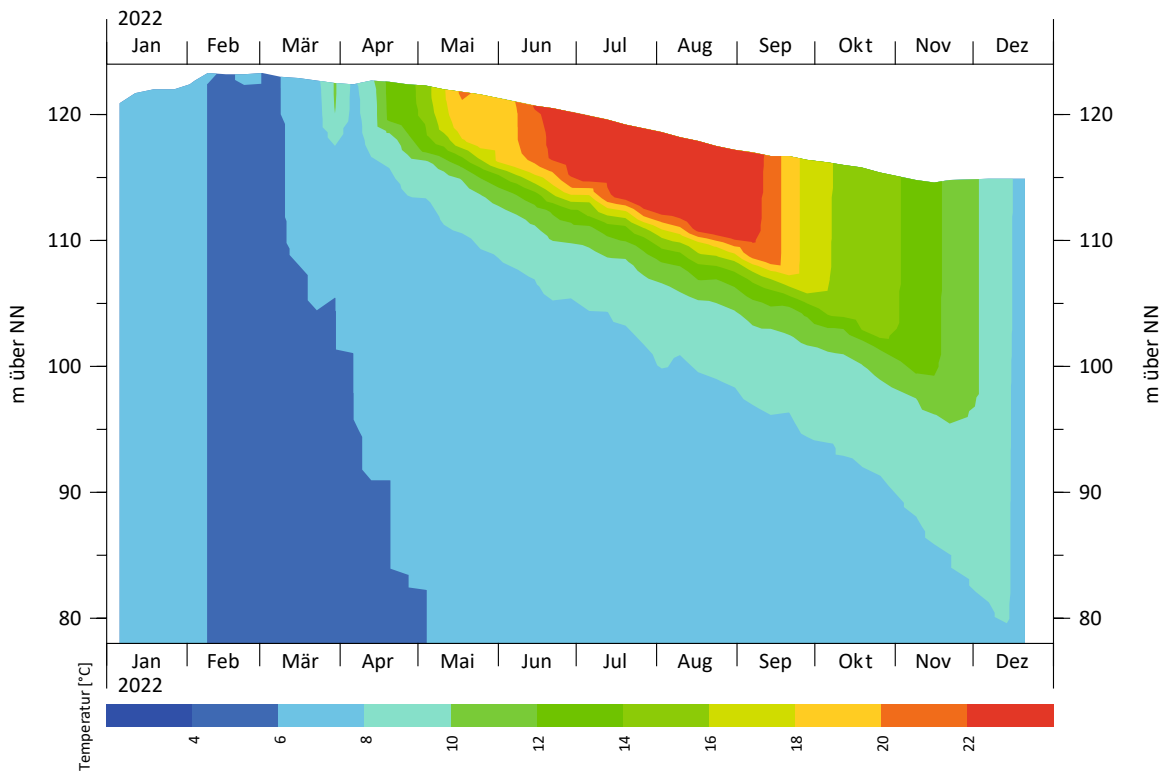


Abbildung 1-38
 Isothermen im Wahnachtalsee, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an Messboje A im Jahr 2022.

Die Temperaturverteilung und die daraus resultierenden Schichtungsverhältnisse sind in Abbildung 1-38 dargestellt.

Der Wahnbachstausee ist mit einer maximalen Tiefe von 46 m bei Vollstau und einer mittleren Tiefe von 21 m während der Sommermonate im staudammnahen Becken (Bereich der Messbojen A – C) thermisch stabil geschichtet. Die Ausbildung der thermischen Schichtung führt dazu, dass im Sommer eine Warmwasserschicht, das Epilimnion, über dem kalten Tiefenwasser, dem Hypolimnion, lagert. Beide Schichten sind durch eine Lamelle mit einem steilen Temperaturgradienten, der Sprungschicht getrennt.

Der Stausee war bis Anfang März homotherm. Eine Wärmephase Ende März führte zu einem kurzfristigen Anstieg der Wassertemperatur an der Oberfläche auf 10°C, bevor eine erneute Abkühlung eintrat. Dauerhaft überschritt die Wassertemperatur an der Oberfläche die 10°C-Marke ab der dritten Aprilwoche. Dies stellte dann auch den Beginn der stabilen thermischen Schichtung, der Sommerstagnation, dar.

Ab Juni begann eine lang anhaltende Phase mit hohen Lufttemperaturen und verschiedenen „Hitzewellen“, die zu einer Erwärmung der oberflächlichen Wasserschichten auf bis zu 24 °C führte (Abbildung 1-38). Die Entnahme des Rohwassers für die Trinkwasseraufberei-

tung verringerte während der Sommerstagnation das Hypolimnion-Volumen, erkennbar am Absinken bzw. der Vergrößerung des Epilimnions. Im September begann die Abkühlung des Oberflächenwassers und zunehmende Einmischung des kühleren Wassers in die Tiefe. Ende Dezember war der Temperaturgradient vollständig ausgeglichen, es war Homothermie erreicht.

In Abbildung 1-39 ist erkennbar, dass sich etwa seit dem Jahrtausendwechsel der Beginn der Sommerstagnation nach vorne verlagert, also zu einem früheren Zeitpunkt im Jahr beginnt. Setzte die Sommerstagnation in den Jahren 1990 bis 2000 in der Zeit Mitte April bis Mitte Mai ein, hat sich die Startphase tendenziell Richtung Anfang April bis Mitte April verschoben. Diese Entwicklung kann auch bei anderen Talsperren beobachtet werden und wird als eine Folge der Klimaveränderungen interpretiert. Als Folge einer länger andauernden Sommerstagnation werden Änderungen in der Planktongemeinschaft mit einem Trend zu einer Zunahme der Blaualgen, verstärkte Sauerstoffzehrung ebenso diskutiert wie mengenwirtschaftliche Probleme wie z.B. eine Erschöpfung des Hypolimnionvolumens (Willmitzer et al. 2015).

Im Jahr 2022 setzte die Sommerstagnation um fast zwei Wochen früher ein als im Vorjahr.

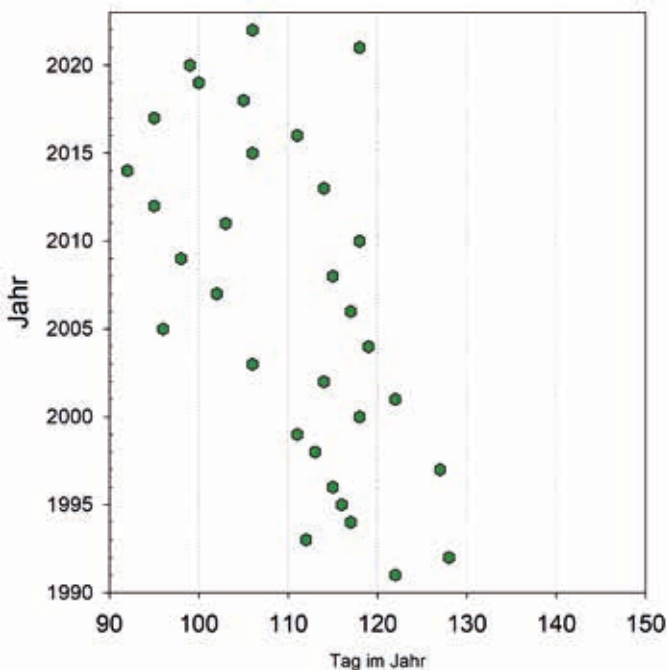


Abbildung 1-39

Beginn der Stagnationsphase im Wahnbachstausee 1990 bis 2022. Eingetragen ist für die Jahre ab 1990 der Tag im Jahr, an dem die Oberflächentemperatur ≥ 10 °C erreichte (basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an Boje A).

1.4.5 SAUERSTOFFVERTEILUNG UND MANGANFREISETZUNG

SAUERSTOFF

Die Sauerstoffverhältnisse im Stausee wurden von der Primärproduktion des Phytoplanktons, den mikrobiologischen Abbauprozessen sowie den Schichtungsverhältnissen bestimmt.

Die Sauerstoffkonzentrationen lagen zu Anfang des Jahres bei 10 bis 11 Milligramm pro Liter, dies entsprach 85 bis 95 Prozent Sättigung. Im März setzte die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons ein. Die Sauerstoffkonzentrationen stiegen auf 12 bis 14 Milligramm pro Liter an, vor allem in den oberen 10 bis 20 Metern der Wassersäule. An dieser Verteilung der Sauerstoffkonzentrationen veränderte sich

auch in den Folgemonaten wenig, die höchsten Sauerstoffkonzentrationen wurden in Wassertiefen zwischen 5 bis 15 Metern gemessen (Abbildung 1-40). Dies entsprach der Ausdehnung des Metalimnions (Sprungschicht) und korrelierte mit dem Vorkommen von zentralen Kieselalgen in dieser Schicht. Die Sauerstoffkonzentrationen erreichten 14 bis 15 Milligramm pro Liter, daraus resultierten Sättigungen von 150 bis 160 Prozent. Die Einschichtung des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* in 20 bis 25 Metern Wassertiefe, die sich ab Mai manifestierte, bildete sich in den Sauerstoffmessungen nicht ab.

Die Zone mit den hohen Sauerstoffkonzentrationen im Bereich der Sprungschicht blieb bis in den September stabil. In der Endphase wurden die bis dahin in dieser Lamelle dominierenden Kieselalgen durch die „aufgestiegene“ *Planktothrix rubescens* ergänzt bzw. abgelöst. Ende September nahmen die Sauerstoffkonzentrationen auf 9 bis 11 Milligramm ab, es ergab sich eine weitgehend homogene Verteilung über die Tiefe.

Als gegenläufiger Prozess zum Sauerstoffeintrag durch das Phytoplankton fanden im Tiefenwasser (Hypolimnion) sauerstoffzehrende Abbauprozesse durch Mikroorganismen statt. Dadurch kam es während und zum Ende der Stagnationsphase vor allem in den sedimentnahen Wasserschichten zu einer Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen. Nur in den sedimentangrenzenden Wasserschichten (0,5 bis 1 m über Grund) sanken die Sauerstoffkonzentrationen unter 4 Milligramm pro Liter ab. Der Großteil des Hypolimnions war mit 6 bis 8 Milligramm pro Liter gut mit Sauerstoff versorgt.

MANGAN

Bedingt durch den geologischen Untergrund weisen die Zuläufe, die Sedimente der Vorsperre und der Hauptsperre ein erhebliches Freisetzungspotenzial für Mangan auf. Der Mangangehalt im Tal-sperrenwasser wird durch die Zirkulationsbedingungen bestimmt und unterliegt saisonalen Schwankungen.

Ab Mai nahm die Konzentration an Mangan in den sedimentnahen Wasserschichten zu. Während der Stagnationsphase waren die Konzentrationen an gelöstem Mangan im Hypolimnion sehr niedrig (< Bestimmungsgrenze von 5 Mikrogramm pro Liter). In den sedimentnahen Wasserschichten (1 bis 2 m über Grund) lagen die Gesamtkonzentrationen im Bereich von 0,1 bis 0,4 Milligramm pro Liter (Abbildung 1-41).

Die im Rohwasser vorhandenen Mangankonzentrationen waren durch die Dosierung von Kaliumpermanganat in das Rohwasser für die Trinkwasseraufbereitung unkritisch.

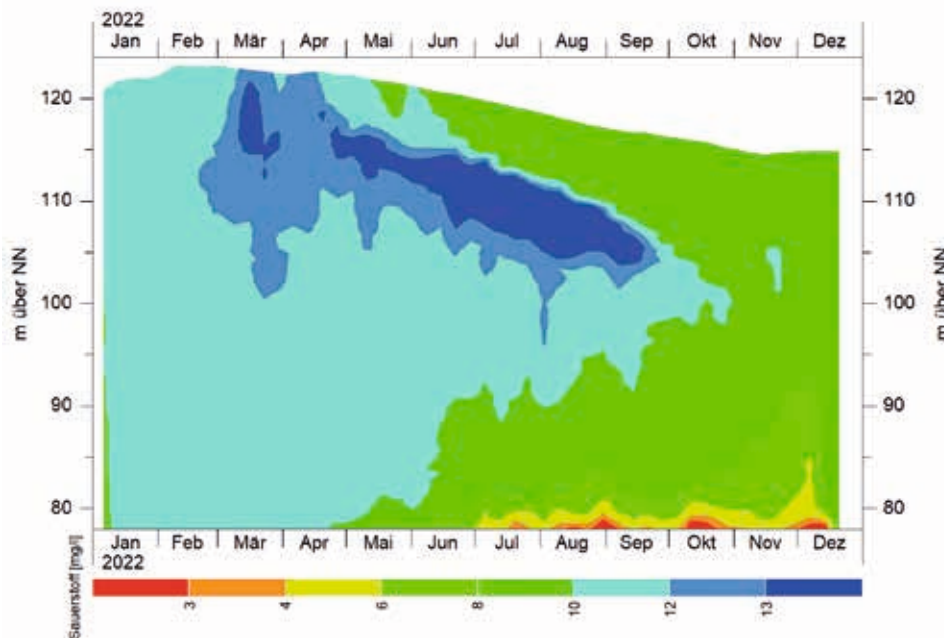


Abbildung 1-40
Isolethen der Sauerstoffkonzentrationen im Wahn-bachstausee, Daten der wöchentlichen Sondenmessungen an Messboje A im Jahr 2022.

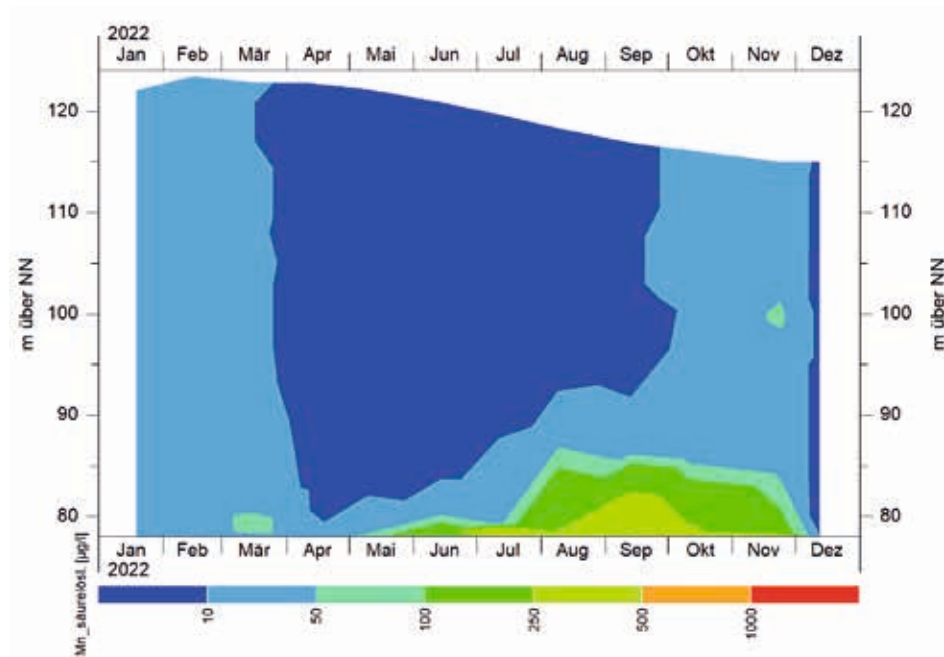


Abbildung 1-41
Isolethen der Konzentrationen von Mangan (säurelöslich) im Wahn-bachstausee an Messboje A im Jahr 2022 (monatliche Messungen Tiefenschnitt).

1.4.6 NÄHRSTOFFE

1.4.6.1 PHOSPHOR

Der gelöste, bioverfügbare Phosphor (SRP) lag überwiegend nur in geringen Konzentrationen von 1–5 Mikrogramm pro Liter (Werte unterhalb Bestimmungsgrenze) vor. Demnach ist das Wachstum der Algen weitgehend durch den Phosphorgehalt limitiert. Insbesondere während der Vegetationsperiode unterliegt der Phosphor im Epilimnion einem hohen Umsatz („turnover“). Das Zooplankton kann z.T. größere Mengen an gelöstem P ins Wasser abgeben, allerdings wird dieser freigesetzte Phosphor sofort (innerhalb von Minuten) wieder von Planktonalgen oder Bakterien aufgenommen (Schwoerbel, 1999). Aufgrund der hohen Umsatzraten werden diese SRP-Freisetzungen nicht in Wasserproben erfasst.

Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors (TP) waren sowohl den wöchentlichen Mischproben (0 bis 10 Meter, Abbildung 1-42) wie in den monatlichen Tiefenschnittproben (Abbildung 1-43) während der Vollzirkulation im Frühjahr fast durchgängig < 10 Mikrogramm pro Liter. Im Februar wurden an zwei Terminen in den Mischproben P-Konzentrationen > 10 Mikrogramm pro Liter ermittelt (10 bis 16 Mikrogramm pro Liter), wohl im Zusammenhang mit den Einträgen

durch den erhöhten Zufluss, vor allem die Überläufe aus der Vorperrre (siehe auch 1.4.3).

In den Tiefenschnittproben aus den Monaten Juni bis September wurden in den Wassertiefen bis 10 Meter höhere P-Konzentrationen von 10 bis 14 Mikrogramm gemessen. Hier bestand vermutlich ein Zusammenhang mit der Phytoplanktonentwicklung und der Erfassung des in den Zellen gespeicherten Phosphors. Durch Rücklösungsprozesse wurden auch in den Proben aus den sedimentnahen Wasserschichten Gesamt-P-Konzentrationen von 10 bis 12 Mikrogramm pro Liter erfasst, im November bis 29 Mikrogramm pro Liter. Die Konzentrationen des Gesamtphosphors in den Mischproben 0 bis 10 Meter betragen an Boje A im Mittel 7, an Boje E 9 Mikrogramm pro Liter. Die im Mittel höheren P-Konzentrationen an Boje E zeigten den stärkeren Einfluss der Sedimente (Nährstoff-Rücklösungen) in diesem flacheren Abschnitt des Stausees. Dies war besonders während der Sommer- und Herbstmonate bei abnehmendem Stauspiegel, damit abnehmender Wassertiefe und zunehmend schwächer ausgeprägten Schichtung zu beobachten.

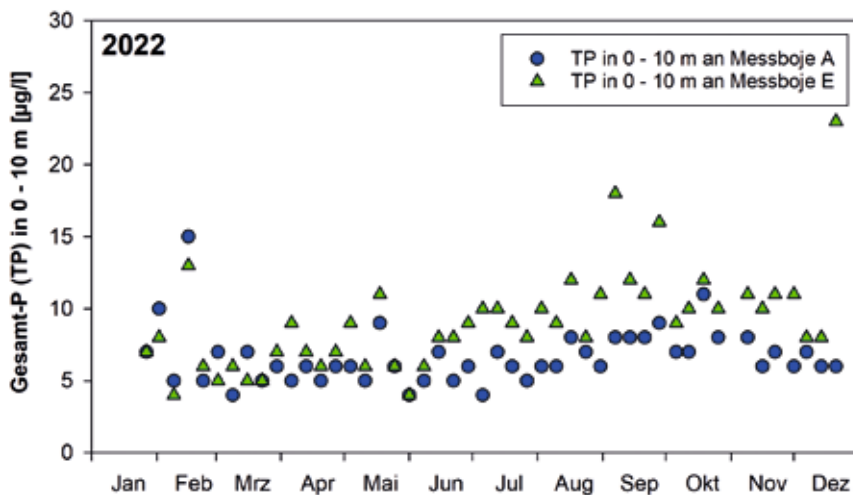


Abbildung 1-42
Vergleich der TP-Konzentrationen in den wöchentlichen Mischproben (0–10 m) an den Messbojen A und E im Jahresverlauf 2022.

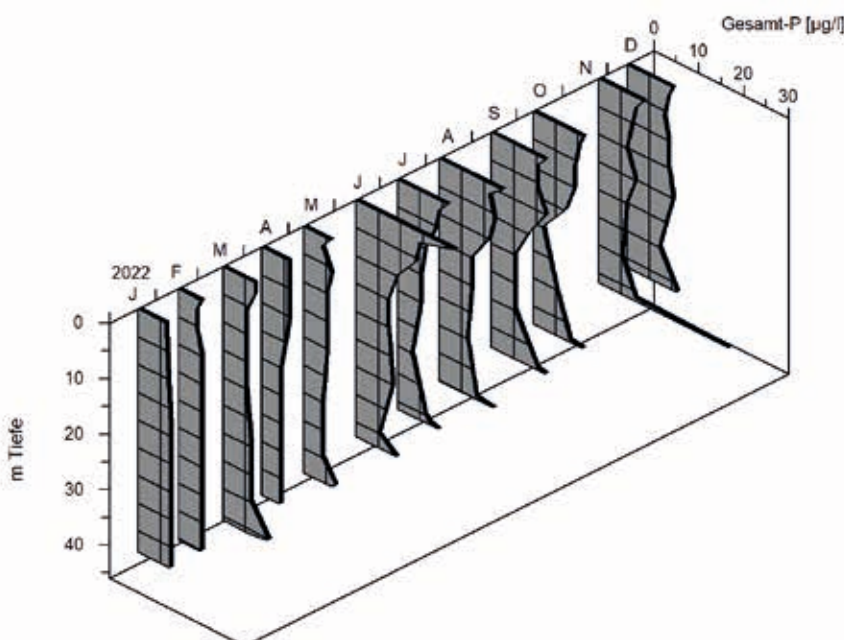


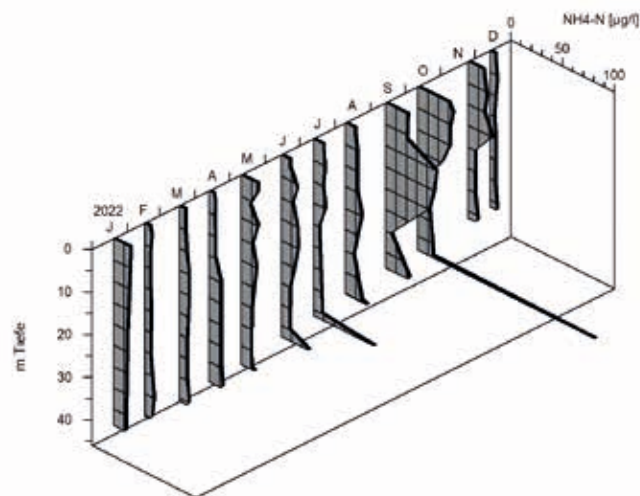
Abbildung 1-43
Vertikalverteilung der Gesamtphosphor-Konzentration (TP) an der Messboje A im Jahr 2022.

1.4.6.2 STICKSTOFF

Der anorganische Stickstoff lag wie in den Vorjahren überwiegend als Nitrat-Stickstoff vor.

Nitrat war in der trophogenen Zone mit Konzentrationen von 2 bis 3 Milligramm Nitrat-Stickstoff pro Liter im Jahresverlauf stets im Überfluss vorhanden. Während der Vegetationsperiode war durch den Einbau in Algenbiomasse eine leichte Abnahme der Nitratgehalte im Epilimnion zu beobachten. Von einer Startkonzentration von 2,7 bis 3 Milligramm pro Liter Anfang des Jahres verringerte sich ab Juni bis zum Ende der Schichtungsperiode die Nitrat-Stickstoffkonzentration auf bis zu 1,8 Milligramm pro Liter.

Der Rückgang der Nitratkonzentrationen in den sedimentnahen Wasserschichten war ab Mai zu beobachten, war jedoch im Berichtsjahr weniger ausgeprägt als in den Vorjahren. Die minimalen Werte über Grund lagen im Oktober bei 1,7 Milligramm pro Liter.



Durch die mikrobiellen Abbauprozesse von absedimentierter organischer Substanz am Gewässergrund wurde dort Ammonium freigesetzt. In den sedimentnahen Wasserschichten stiegen die Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff zeitweise auf knapp 60 Mikrogramm pro Liter an. Der höchste Wert wurde zum Ende der Stagnationsperiode direkt über Grund mit 0,17 Milligramm pro Liter gemessen. Durch den Abbau von Biomasse war in den Monaten September und Oktober eine Zunahme der Ammonium-Stickstoffkonzentrationen im Bereich des Epi- und Metalimnions auf Werte von 0,03 bis 0,048 Milligramm pro Liter zu verzeichnen (Abbildung 1-44). Im Epilimnion, bei hohen Sauerstoff- und Nitratkonzentrationen, wurden während der Vegetations- und Stagnationsperiode Nitrit-Stickstoffkonzentrationen von 0,01 bis 0,027 Milligramm pro Liter gemessen. Dies kann ein Zeichen für die intensiven Auf- und Abbauprozesse in diesem Teil des Wasserkörpers sein.

Abbildung 1-44

Vertikalverteilung der Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) an Messboje A im Jahr 2022.

1.4.6.3 SILIZIUM

Silizium ist als Siliziumoxid ein essenzieller Bestandteil der Schale von Kieselalgen und daher auch mit der Populationsdynamik dieser Algengruppe verknüpft. Ein Teil des gelösten Siliziums wird in den Kieselalgenzellen gebunden und durch die Sedimentation der Algen wieder zum Sediment verfrachtet.

Zu Beginn des Jahres, im volldurchmischten Wasserkörper des Stausees, wurden Konzentrationen des gelösten Siliziums von 1,9 bis 2,2 Milligramm pro Liter gemessen (Abbildung 1-45). Die Frühjahrsentwicklung der Kieselalgen führte in den ersten Monaten des Jahres (Januar bis April) nicht zu einer Abnahme der Siliziumgehalte. Erst ab Mai war während der Schichtungsperiode eine Abnahme des

gelösten Siliziums im Epilimnion zu beobachten. Dies korrelierte mit einer Zunahme der Zellzahlen der Kieselalgen in der trophogenen Zone. Der minimale Wert für Silizium betrug in den Monaten Juli bis September 0,2 Milligramm pro Liter (Wert < Bestimmungsgrenze von 1 Milligramm pro Liter). Als gegenläufiger Prozess ist aufgrund der absedimentierenden Kieselalgen eine Anreicherung von Silizium im Hypolimnion zu erkennen. Beim Probennahmetermin im Dezember war die Volldurchmischung noch nicht vollständig. Im durchmischten Teil des Wasserkörpers (0 bis 20 Meter) lag die Silizium-Konzentration bei 1,3 Milligramm pro Liter. In dem noch nicht durchmischten Restwasserkörper wurden vor allem über Grund noch Konzentrationen bis 4,3 Milligramm pro Liter erreicht.

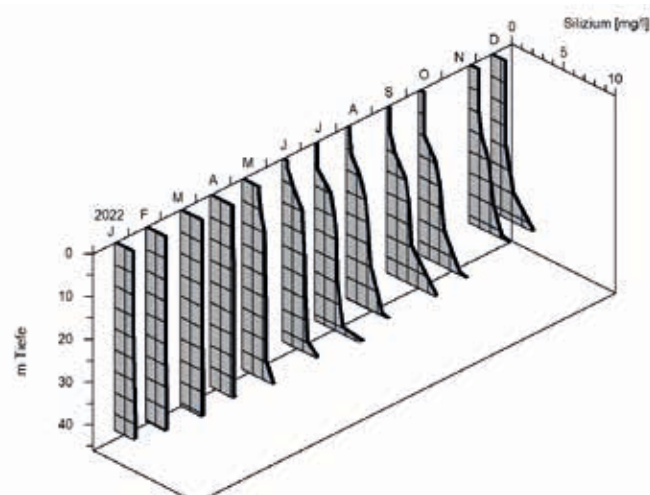


Abbildung 1-45

Vertikalverteilung der Siliziumkonzentration an Messboje A im Jahr 2022.

1.4.7 TRÜBUNG UND SICHTTIEFE

Die Parameter Trübung und Sichttiefe dienen als Summenparameter für im Wasser suspendierte Partikel. Bei geringen Einträgen von Trübstoffen aus dem Einzugsgebiet (anorganische, mineralische Partikel) besteht eine Beziehung zwischen Trübung bzw. Sichttiefe und dem Chlorophyll a-Gehalt als Summenparameter für das Phytoplankton, also Partikel organischer Herkunft.

Im Jahr 2022 war die Trübung im Wahnbachstausee zu Beginn des Jahres stärker durch durch Einträge aus dem Einzugsgebiet, später dann durch Partikel aus seeinternen Prozessen geprägt.

Die verstärkten Niederschläge führten insbesondere zu Anfang des

Jahres (Januar/Februar) zu Überläufen der Vorsperre. Die Einträge trübstoffhaltigen Wassers führten vor allem im Stauwurzelbereich zu höheren Trübungswerten (Abbildung 1-46, obere Grafik Messboje H). Die Einmischung der Einträge aus der Vorsperre, aber auch Trübstoffe aus den Nebenbächen oder oberflächlichem Ablauf führte im Bereich des Hauptbeckens (Messboje A) nur zu einem geringen Anstieg der Trübung von < 1 FNU auf 1 bis 1,7 FNU. Ab März hat dann vermutlich auch die Entwicklung des Phytoplanktons zur Trübung beigetragen. Die Sichttiefen (Abbildung 1-47) schwankten in dieser Zeit zwischen 5,5 bis 7 Metern.

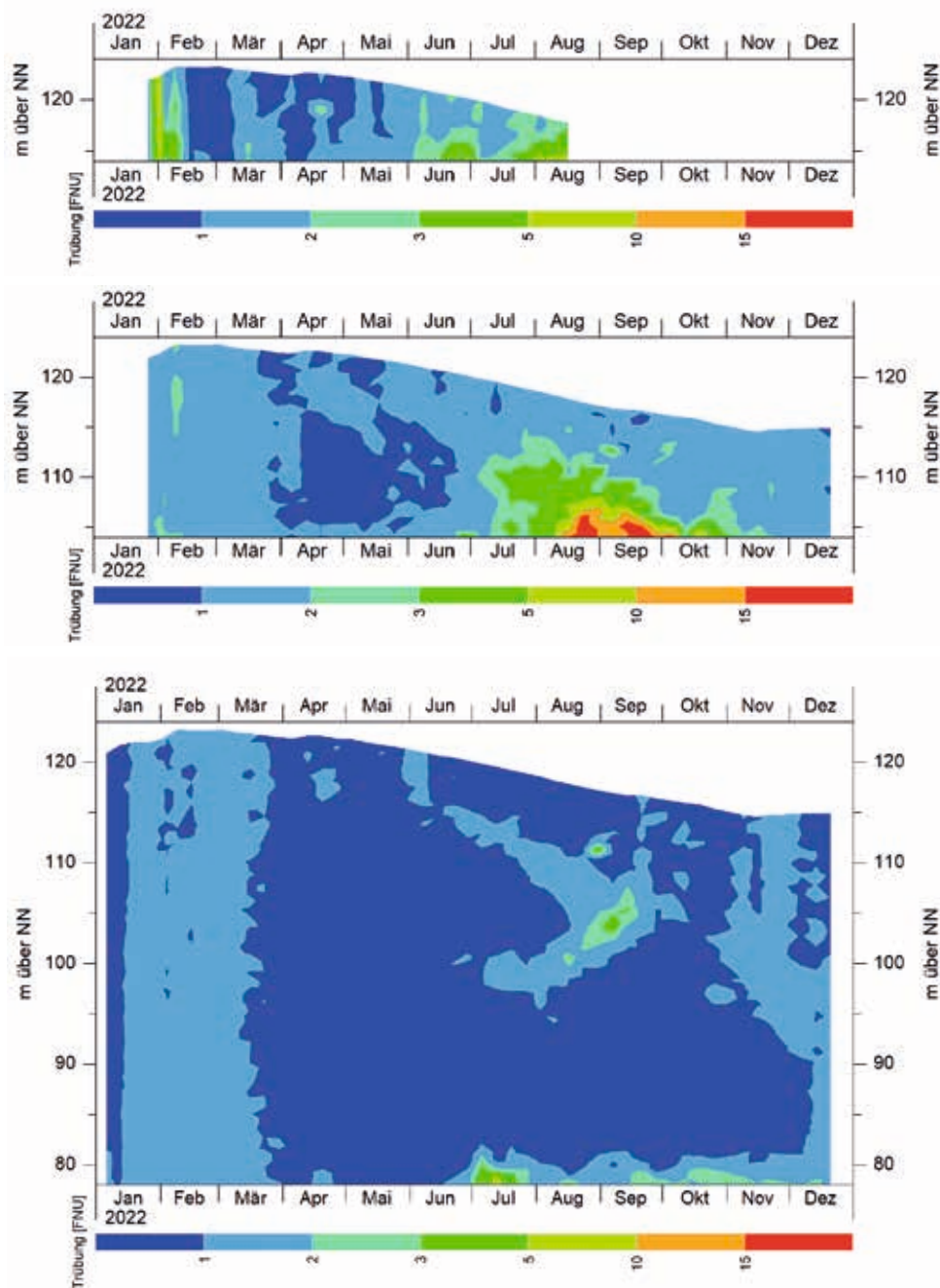


Abbildung 1-46

Isoplethen der Trübungswerte im Wahnbachstausee 2022, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an den Messbojen H (oben), E (Mitte) und A (unten). An Boje H waren in den Monaten August bis Dezember wegen der niedrigen Wasserstände keine Messungen möglich. An den Boje E und H waren aus technischen Gründen im Januar keine Messungen möglich.

Im weiteren Verlauf wurde die Trübung überwiegend durch seeinterne Prozesse beeinflusst, durch die Entwicklung des Phytoplanktons sowie in den sedimentnahen Wasserschichten durch die Bildung partikulären Mangans aufgrund von Rücklösungsprozessen.

In Abbildung 1-46 (untere Grafik) sind an Messboje A ab Ende Mai bis September leicht erhöhte Trübungswerte unterhalb von 5 Metern Wassertiefe zu erkennen. Die Werte korrelierten mit dem Vorkommen von Kieselalgen bzw. vor allem im August/September auch von Cyanobakterien (*Planktothrix rubescens*). In einer Zone zwischen 10

bis 14 Metern Wassertiefen wurden Trübungen bis zu 3 FNU gemessen. Nach dem Zusammenbruch dieser Population kam es im Oktober/November erneut zu einer Zunahme der Kieselalgen und einem leichten Anstieg der Trübung.

Die Sichttiefe (Messboje A) lag im Mittel bei 6,9 Metern und war damit etwas niedriger als in den Vorjahren. Die maximalen Sichttiefen wurden Ende August gemessen und waren mit 9 bis 9,6 Metern deutlich geringer als im Vorjahr (max. Sichttiefe: 12 Meter).

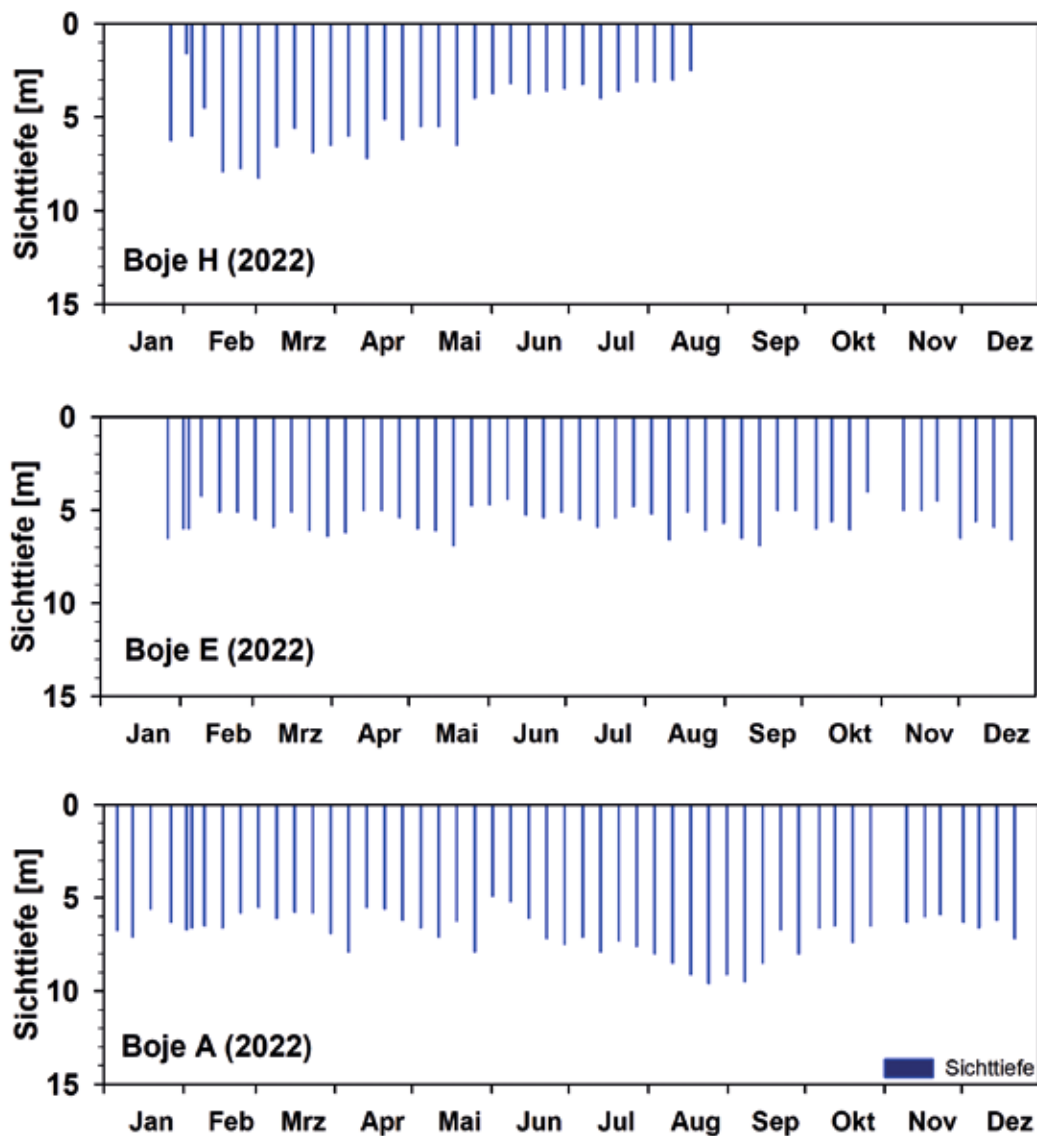


Abbildung 1-47

Secchi-Sichttiefen 2022 an den Messbojen H (oben), E (Mitte) und A (unten). An Boje H waren in den Monaten August bis Dezember wegen der niedrigen Wasserstände keine Messungen möglich. An den Boje E und H waren aus technischen Gründen im Januar keine Messungen möglich.

1.4.8 CHLOROPHYLL A

Zu Beginn des Jahres waren die Chlorophyll a-Konzentrationen an Messboje A mit Werten < 1 Mikrogramm pro Liter sehr niedrig. Mit dem Beginn der Phytoplankton-Entwicklung im März stiegen die Werte bis April auf 1 bis 3 Mikrogramm pro Liter an.

Eine sehr deutliche Zunahme der Chlorophyll-Konzentrationen war ab Juni feststellbar. In den Tiefenschnittproben war eine zweigipfelige Vertikalverteilung zu erkennen, die durch die unterschiedliche Einschichtung der Phytoplanktonorganismen verursacht wurde (Abbildung 1-48).

Im Epilimnion und oberen Bereich des Metalimnions waren die Kieselalgen vertreten, unterhalb in etwa 20 Meter Wassertiefe die fädigen Cyanobakterien (*Planktothrix rubescens*). Auch im Isopletendiagramm der Chlorophyll-Messungen über die Algen-Fluoreszenz (Fluoroprobe) ist diese Zweiteilung über die Tiefe zu erkennen (Abbildung 1-49). Im Laufe der Monate August und September stieg die *Planktothrix*-Population in Wassertiefen um 10 Meter auf.

In dieser Zeit wurden Chlorophyll-Konzentrationen in den Tiefenschnittproben zwischen 10 bis 12 Mikrogramm pro Liter gemessen, in den integrierenden Proben bis zu 14 Mikrogramm pro Liter.

In den integrierenden Mischproben (0 bis 10 Meter) wurden Ende August/Anfang September die höchsten Chlorophyll-Konzentrationen an den Terminen mit die größten Sichttiefen gemessen (Abbildung 1-50). Auf den ersten Blick ein widersprüchliches Ergebnis. Die Sichttiefen von 9 Metern kamen durch die Einschichtung des Phytoplanktons unterhalb dieser Wassertiefe zustande. Vermutlich wurde bei der Entnahme der integrierenden Wasserproben die Lamelle mit dem Populationsmaximum und damit auch die hohen Chlorophyll-Konzentrationen miterfasst.

Im Oktober lagen die Chlorophyll-Konzentrationen durch die erneute Zunahme der Kieselalgen-Zellzahlen bei 5 bis 6 Mikrogramm pro Liter, um danach auf Werte < 3 Mikrogramm zurückzugehen.

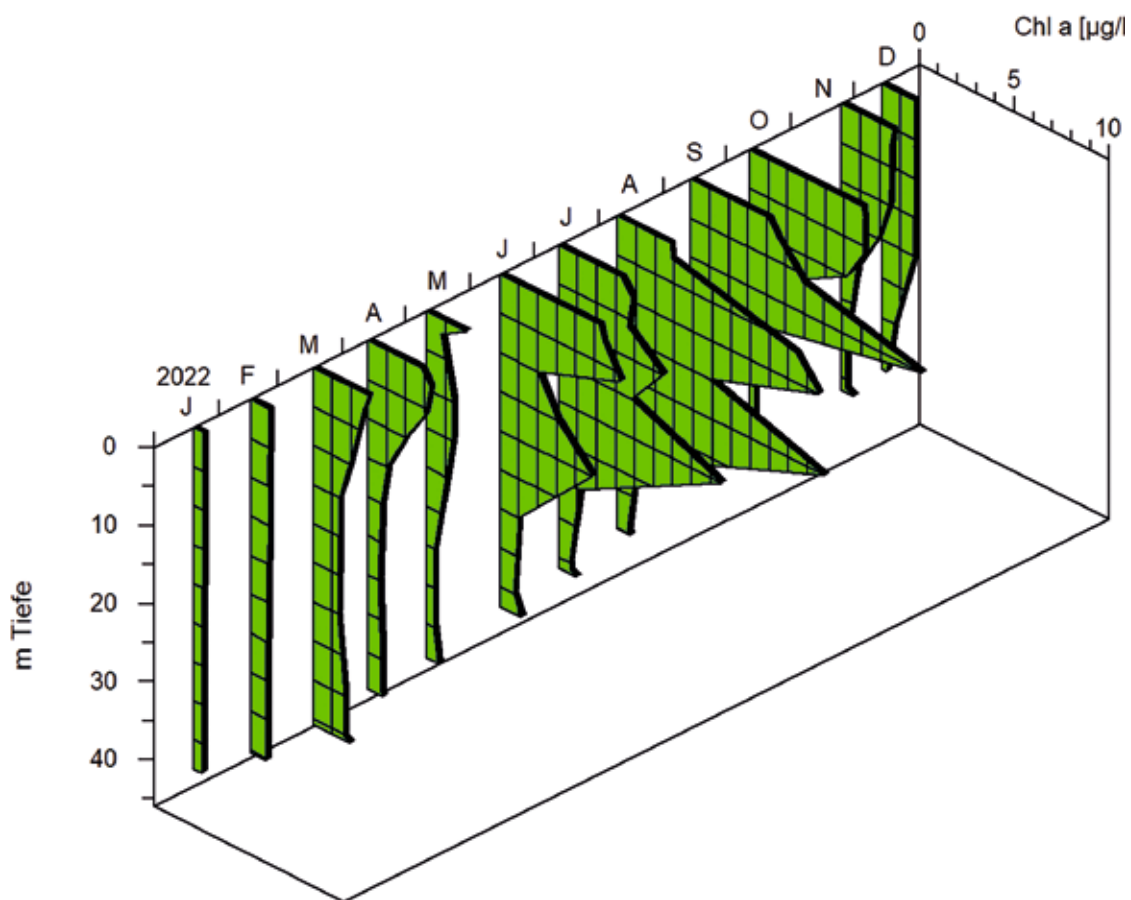


Abbildung 1-48
Vertikalprofile der Chlorophyll a-Konzentration im Wahnbachstausee an der Messboje A im Jahr 2022 (basierend auf HPLC-Messungen in den monatlichen Tiefenschnittproben).

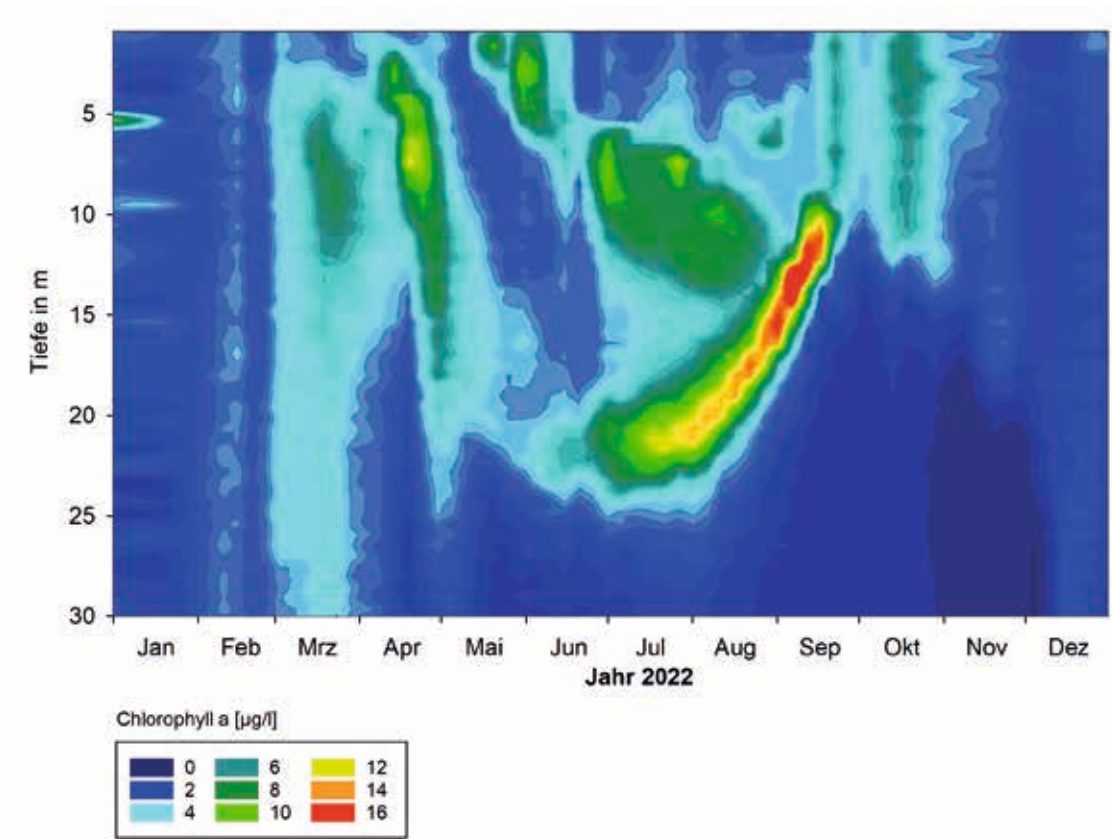


Abbildung 1-49

Isoplethen der Chlorophyll a-Konzentration (Chlorophyll-Äquivalente) im Wahnbachstausee an der Messboje A im Jahr 2022 (basierend auf wöchentlichen Messungen mit der Fluoroprobe-Sonde, dargestellt sind Messergebnisse bis maximal 30 m Wassertiefe).

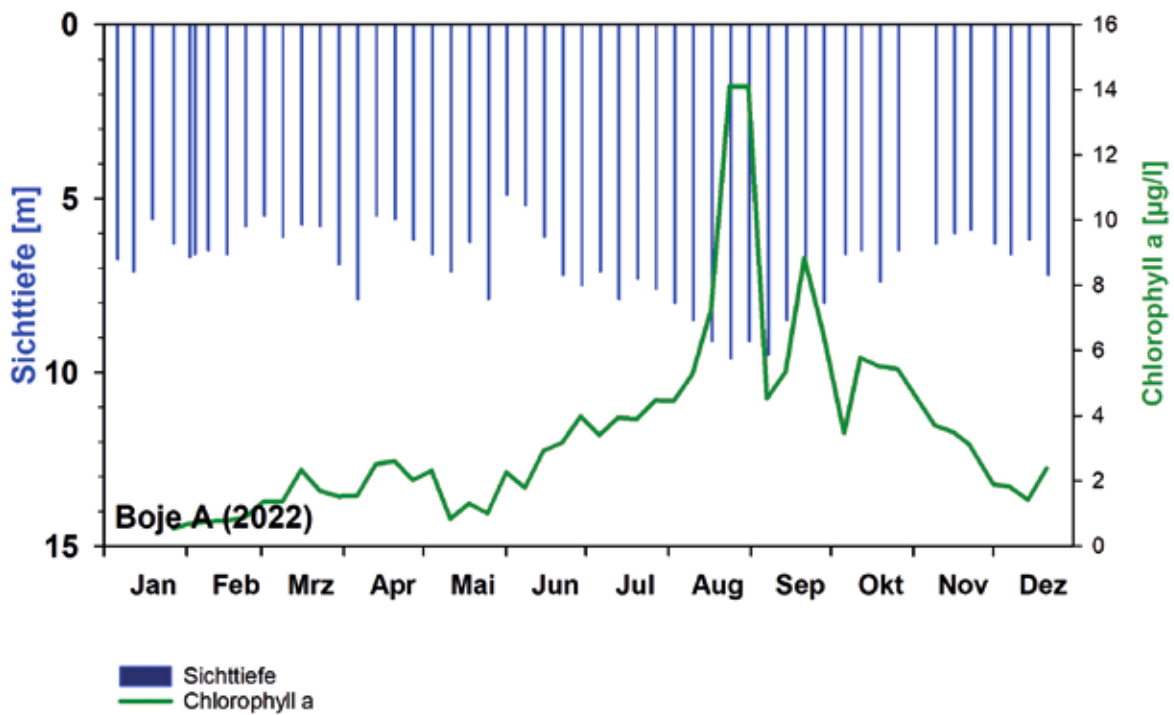


Abbildung 1-50

Saisonaler Verlauf der Chlorophyll a-Konzentrationen in integrierenden Wasserproben aus 0 – 10 m sowie der Sichttiefe an Messboje A im Jahr 2022.

1.4.9 TROPHIESTATUS DER WAHNBACHTALSPERRE

1.4.9.1 EINTRÄGE VON PHOSPHOR (ABSCHÄTZUNG)

Die Abschätzungen der Phosphorfrachten basieren auf den hydrologischen Daten zum Zufluss (Wahnbach/Wendbach) in die Talsperre, der Aufbereitungsleistung (Durchsatz) der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) sowie Messungen der Gesamt-P-Konzentrationen der verschiedenen Wässer. Die Wasserfracht der Nebenbäche, die direkt in die Talsperre münden, sowie deren P-Fracht, wird mit Hilfe von Regressionsgleichungen aus dem Abfluss des Wahnbaches abgeleitet. Vom WWJ 2018 an haben sich die Berechnungsgrundlagen geändert. Für den Zufluss zur Wahnbachtalsperre wird jetzt der Abfluss des Wahnbach- bzw. Wendbaches, basierend auf Pegelmessungen und daraus ermittelten Pegel-Abfluss-Kurven, herangezogen. In den Vorjahren wurde der Zufluss über Inhaltsbilanzen der Talsperre errechnet. Daraus ergeben sich gewisse Abweichungen zu den Vorjahren. Daher sei hier nochmals der Hinweis erlaubt, dass es sich bei den folgenden Betrachtungen „nur“ um Abschätzungen der P-Belastung der Wahnbachtalsperre handelt.

Im Wasserwirtschaftsjahr 2022 betrug die abgeschätzte Phosphorfracht aus dem Einzugsgebiet in die Vorsperre 2556 Kilogramm Phosphor (P) pro Jahr. Für den Zulauf zur PEA wurde eine P-Fracht von 1352 Kilogramm pro Jahr ermittelt, damit ergab sich rein rechnerisch ein Rückhalt von 1204 Kilogramm oder 47 Prozent der P-Fracht in der Vorsperre.

Die durchschnittliche Phosphorkonzentration (Gesamt-P, TP) des Wassers, welches der Phosphoreliminierungsanlage (Einlauf PEA) zugeführt wurde, betrug 53 Mikrogramm pro Liter, die Konzentration des Gesamtphosphors im PEA-Auslauf im Durchschnitt 4,8 Mikrogramm pro Liter.

Die Nebenbäche, die direkt in die Talsperre einmünden, hatten einen Anteil an der Gesamtfracht von 120 Kilogramm P pro Jahr, dies entspricht 19 Prozent (Tabelle 1-12).

Der Überlauf der Vorsperre führte der Hauptsperre 215 Kilogramm P pro Jahr zu, dies entsprach 35 Prozent der Gesamtfracht.

Die Jahresfracht des Phosphors für die Wahnbachtalsperre lag 2022 mit 623 Kilogramm pro Jahr im Bereich des langjährigen Mittels (1978–2021 = 661 kg/Jahr).

Die berechnete P-Grenzkonzentration für den Bereich meso-/oligotroph nach Vollenweider (1982) ergab für das Jahr 2022 mit einer Zuflussmenge von 33 Millionen Kubikmetern und einem (mittleren) Talsperrenvolumen von 33,4 Millionen Kubikmetern 15 Mikrogramm pro Liter Gesamt-P (Abbildung 1-51).

Die P-Einträge aus PEA-Ablauf, den Nebenbächen und Niederschlägen entsprachen einer durchschnittlichen P-Konzentration von 20 Mikrogramm pro Liter und lagen damit oberhalb der berechneten P-Grenzkonzentration für den oligotrophen Zustand.

Ohne die Eliminationsleistung der PEA hätte die Konzentration der Phosphor-Einträge in die Talsperre 74 Mikrogramm pro Liter betragen. Die Grenzkonzentration nach Vollenweider für den mesotrophen Zustand von 60 Mikrogramm pro Liter würde damit überschritten. Demnach wäre ohne den Betrieb der PEA von einer Eutrophierung der Wahnbachtalsperre mit den entsprechenden negativen Auswirkungen (z. B. Verkürzung von Filterlaufzeiten durch Algenmassenentwicklungen, Probleme durch Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigungen) zu rechnen.

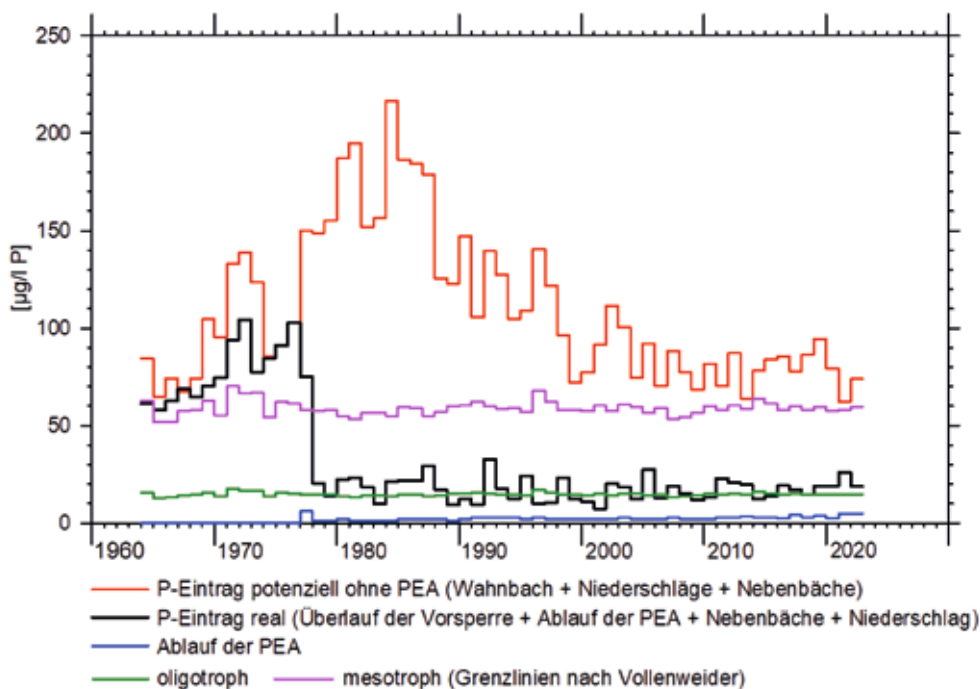


Abbildung 1-51
Langzeitentwicklung der Trophie in der
Wahnbachtalsperre 1964–2022.

		TP [kg/Jahr]	in % der Gesamtfracht
1	Gesamtfracht	623	100
2	Überläufe	215	35
3 a-c	PEA, Nebenbäche, Niederschläge	408	65
	<i>Position 3 aufgeschlüsselt:</i>		
3 a	Nur PEA	124	20
3 b	Nebenbäche (in das Hauptbecken)	120	19
3 c	Niederschläge	164	26

Tabelle 1-12

Gegenüberstellung der Anteile der Überläufe, des Ablaufs der Phosphoreliminierungsanlage und der Nebenbäche an der Phosphor-Gesamtfracht für die Talsperre (Werte bezogen auf das Wasserwirtschaftsjahr 2022).

1.4.9.2 BEWERTUNG DES TROPHISCHEN ZUSTANDES

Die Einstufung und Bewertung des Trophiegrades erfolgte nach dem OECD-Modell (Vollenweider 1982) und nach der Richtlinie für die Trophieklassifikation von Seen der LAWA (LAWA 2014). In beiden Modellen werden die Parameter Gesamt-Phosphor, Sichttiefe und Chlorophyll a-Gehalt einbezogen.

In Tabelle 1-13 wurden die für die Wahnbachtalsperre ermittelten Jahresmittelwerte für die verschiedenen Parameter den nach dem OECD-Modell vorgegebenen Mittelwerten und Bereichen für die

Einstufungen „oligotroph“ und „mesotroph“ gegenübergestellt. Der Gesamtstickstoff wurde nur der Vollständigkeit halber als Größenbereich angegeben und in der weiteren Bewertung nicht berücksichtigt. In Tabelle 1-14 ist die Trophieklassifikation nach LAWA-Richtlinie aufgeführt.

Die Wahnbachtalsperre war 2022 nach der Trophieklassifikation entsprechend LAWA-Richtlinie als **oligotroph** einzuordnen.

	TP [µg/l]	Chlorophyll a [µg/l]	Sichttiefe [m]	TN [µg/l]
Wahnbachtalsperre	7,2	3,5	6,9	> 2500
OECD Mittelwert für oligotroph	6,3	1,7	9,9	661
Bereich OECD oligotroph	3,0-17,7	0,3-4,5	5,4-28,3	307-1630
OECD Mittelwert für mesotroph	26,7	4,7	4,2	753
Bereich OECD mesotroph	10,9-95,6	3,0-11	1,5 - 8,1	361-1387

Tabelle 1-13

Jahresmittelwerte 2022 von Gesamt-Phosphor (TP, volumengewichtet 0 - Grund), Chlorophyll a-Konzentration (0 - 10 m), Sichttiefe und Gesamtstickstoff (TN, nur Bereich) in der Wahnbachtalsperre, verglichen mit den nach OECD (1982) angegebenen Mittelwerten und Wertebereichen für die Einstufung „oligotroph“ und „mesotroph“.

Trophieparameter	Messwert	Einzelindex	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll a [µg/l]	4,7	1,88	10	18,8
Sichttiefe [m]	7,3	0,81	6	4,9
TPF (Zirkulation) [µg/l]	7,1	1,24	7	8,7
TPS (Saison) [µg/l]	6,7	1,09	7	7,6
Trophie-Gesamtindex				1,33
Bewertung				Oligotroph

Tabelle 1-14

Trophieklassifikation der Wahnbachtalsperre für das Jahr 2022 nach LAWA-Richtlinie (2014).

Trophie-Gesamtindex	Trophieklasse
≤ 1,5	Oligotroph
> 1,5 - 2,0	Mesotroph 1
> 2,0 - 2,5	Mesotroph 2
> 2,5 - 3,0	Eutroph 1
> 3,0 - 3,5	Eutroph 2
> 3,5 - 4,0	Polytroph 1

Tabelle 1-15

Zuordnung der Trophieklasse zum Trophie-Gesamtindex in der Gruppe der geschichteten Talsperren aller Ökoregionen (LAWA-Richtlinie 2014).

1.4.10 PLANKTON

1.4.10.1 PHYTOPLANKTON

In den Abbildungen Abbildung 1-52 und 1-53 sind Ergebnisse aus Untersuchungen der euphotischen Zone dargestellt. Abbildung 1-52 zeigt die Gesamt-Phytoplanktondichte sowie das -biovolumen, Abbildung 1-53 die Biovolumina der wichtigsten Phytoplanktongruppen. In Abbildung 1-54 sind die Biomassen der wichtigsten Phytoplanktongruppen in verschiedenen Wassertiefen dargestellt, die Ergebnisse stammen aus den monatlichen Tiefenschnitten.

Ein erster Anstieg des Phytoplankton-Biovolumens setzte im März durch die Zunahme der Zellzahlen verschiedener Kieselalgen-Taxa wie *Aulacoseira italica*, *Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis* ein. Mit der beginnenden thermischen Schichtung des Stausees spielten im Monat April die Goldalgen (Chrysophyceen) eine größere Rolle. Hier erreichte z.B. *Uroglena sp.* über mehrere Wochen höhere Zellzahlen, bis zu 3500 Zellen pro Milliliter. Die vorher dominanten koloniebildenden Kieselalgen verschwanden fast völlig aus der Wassersäule, dafür nahmen die Zellzahlen der zentrischen Kieselalgen zu. Diese Entwicklung hielt die nächsten Monate an. In den Tiefenschnittproben wurden die höchsten Zellzahlen der zentrischen Diatomeen erst in 6 Meter, dann 10 Meter Wassertiefe ermittelt. Die maximalen Zellzahlen lagen bei 6000 Zellen pro Milliliter (August 2022). In den Monaten April und Mai erreichte auch die Kieselalge *Rhizosolenia longiseta* höhere Zellzahlen (bis 366 Zellen pro Milliliter). Das Vorkommen des fädigen Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* konzentrierte sich ab Mai, nach Einsetzen der

Sommerstagnation, unterhalb der Sprungschicht bei etwa 20 bis 23 Meter Wassertiefe. Im Verlauf des Monats August verlagerte sich das Populationsmaximum von *P. rubescens* bei gleichzeitiger Zunahme der Zellzahl in höhere Wasserschichten, bis etwa 10 Meter Wassertiefe Mitte September (Abbildung 1-54). Dementsprechend nahm auch der Chlorophyll-Anteil, der *P. rubescens* zuzurechnen war, zu (siehe auch die Ergebnisse der Chlorophyll-Fluoreszenzmessungen in Abbildung 1-49). Ab der zweiten Augusthälfte gingen dagegen die Zellzahlen der zentrischen Diatomeen sukzessive zurück. Durch das Aufsteigen von *P. rubescens* wurden diese zunehmend in den Mischproben der euphotischen Zone erfasst, daraus resultierte auch der größere Anteil der Cyanobakterien am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons (Abbildung 1-53). Innerhalb einer Woche verringerte sich dann der *Planktothrix*-Peak um fast die Hälfte und hatte sich Ende September fast vollständig aufgelöst, bzw. die Population war innerhalb des Epilimnions eingemischt und gleichmäßig verteilt. Anfang Oktober waren nur noch geringe Restbestände dieser Cyanobakterien nachgewiesen.

Im Oktober und November kam es erneut zu einer Zunahme der Kieselalgen-Zellzahlen. Zunächst von *Fragilaria crotonensis*, dann von *Asterionella formosa*. Da es sich um relativ großzellige Taxa handelt, führten die Zellzahlen von 100 bis 750 Zellen zu einem deutlichen Anstieg des Biovolumens.

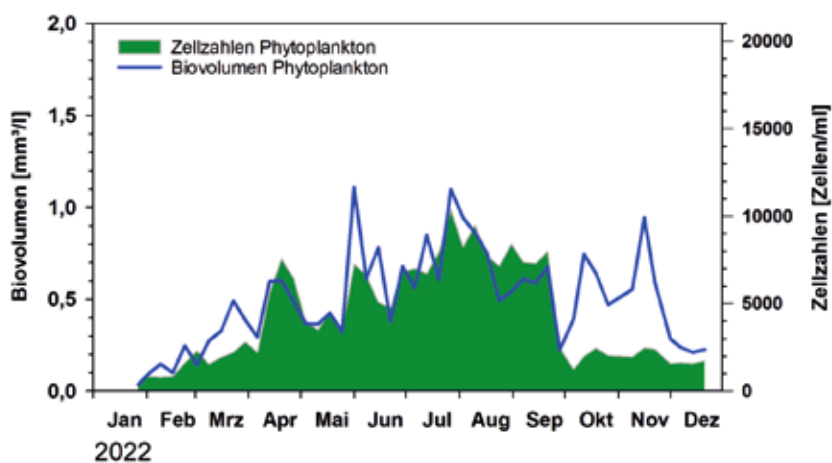


Abbildung 1-52
Saisonale Entwicklung des Phytoplanktons (Zellzahlen und Biovolumen) an Messboje A im Jahr 2022 (Integrierende Proben euphotische Zone).

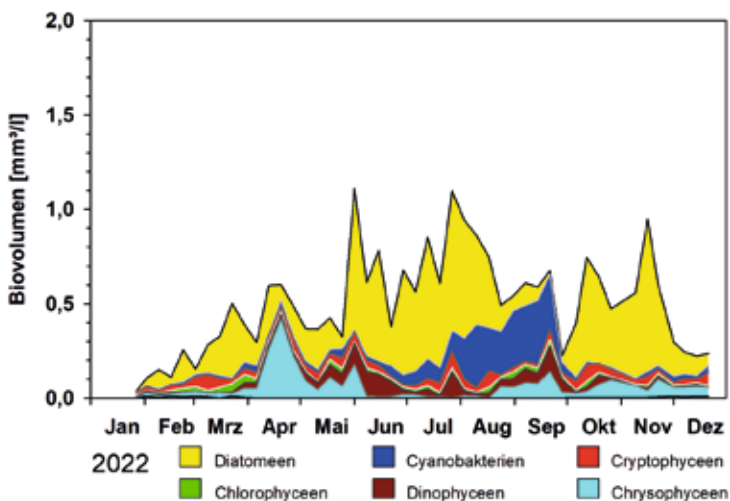


Abbildung 1-53
Saisonale Entwicklung des wichtigsten Algenklassen (Biovolumen) an Messboje A im Jahr 2022 (Integrierende Proben euphotische Zone).

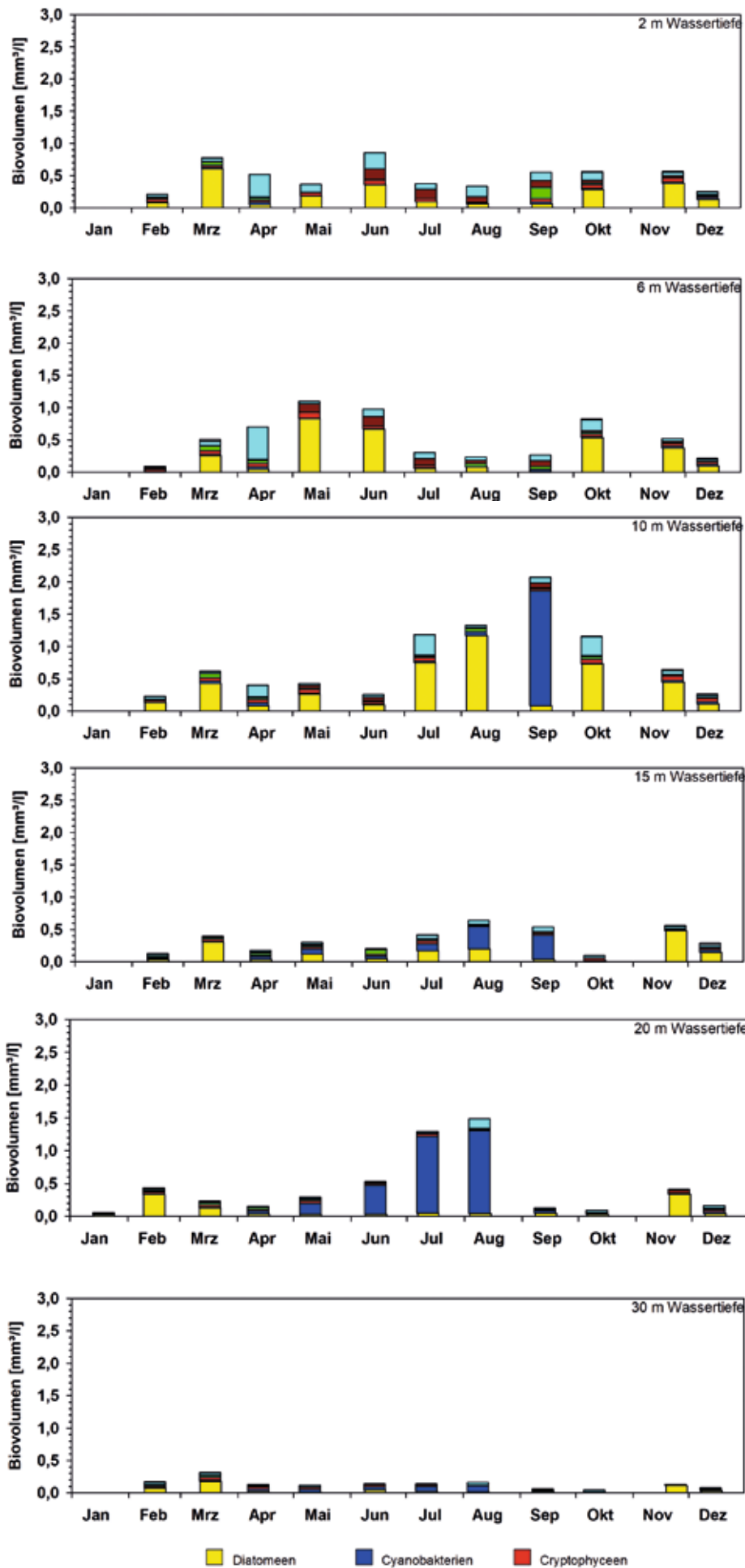


Abbildung 1-54
Biomassen der wichtigsten Algenklassen in den verschiedenen Tiefenstufen an Boje A im Jahr 2022.

1.4.10.2 ZOOPLANKTON

1.4.10.2.1 SAISONALE ENTWICKLUNG

Die saisonale Zooplankton-Entwicklung ist in Abbildung 1-55 in Form von volumengewichteten Mittelwerten aus verschiedenen Tiefenstufen (0 bis Grund) dargestellt.

Beim Zooplankton sind die Individuenzahlen aufgetragen, nicht die Biovolumina. Bei einem Vergleich der Zooplanktonorganismen muss man berücksichtigen, dass die zahlenmäßig dominanten Rädertierchen (Rotatorien) in den meisten Fällen sehr viel kleiner sind als die Vertreter der Planktonkrebse (Cladoceren und Copepoden) und damit pro Individuum geringere Biovolumina aufweisen.

Die Zooplanktondichten waren im Berichtsjahr in den Monaten Januar bis April niedriger als im Vorjahr 2021. Die Rädertierchen erreichten in den Monaten Januar bis März nur niedrige zweistellige Individuenzahlen (max. 11 Rotatorien pro Liter), bestandsbildend war *Synchaeta sp.*, andere Taxa waren nur in Abundanzen von 1 bis 2 Individuen nachweisbar. Im März waren hingegen die Copepoden etwas häufiger vertreten, im Mittel 10 Individuen pro Liter.

Im Monat Mai nahm die Abundanz der Zooplanktonorganismen zu. In der Gruppe der Rotatorien traten neben *Synchaeta sp.* auch weitere Taxa in Erscheinung, vor allem *Gastropus stylifera* und *Conochilus sp.* Die kaltstenotheurme Art *Notholca caudata* wurden in den Proben

unterhalb des Epilimnions (ab 10 Meter Wassertiefe) nachgewiesen. Die Individuenzahlen der Cladoceren hingegen waren in der Frühlingsphase (Mai/Juni) niedriger als im Vorjahr. In den Tiefenschnittproben wurden im Mai maximal 19 Daphnien pro Liter, im Juni nur 3 Daphnien pro Liter ermittelt. Vertreter der Gattung *Bosmina* erreichten im Mai/Juni Abundanzen bis 7 Individuen pro Liter. Die geringen Cladoceren-, insbesondere Daphnien-Dichten, würden auch zu dem Ergebnis der Sichttiefe-Messungen in dieser Phase passen. Durch die geringe Filtrieraktivität des Zooplanktons ist es nicht zu einer Erhöhung der Sichttiefe gekommen.

Eine deutliche Bestandszunahme der Rotatorien war im Juli und August zu verzeichnen. Hier fielen die erhöhten Individuenzahlen von *Polyarthra sp.* und *Keratella cochlearis* auf. Im August stieg die Anzahl der Daphnien noch mal auf 11 Individuen pro Liter an, während in den Monaten September und Oktober im Vergleich zum Frühjahr etwas höhere Abundanzen von *Bosmina sp.* ermittelt wurden. Der Anteil der Nauplien war im Mittel in den Monaten Juli und August am höchsten.

Die Zooplanktonzahlen gingen im Herbst wieder zurück bis auf wenige Individuen pro Liter im Dezember. Insgesamt gesehen war die Zooplanktonabundanz im Berichtsjahr auf einem im Vergleich zum Vorjahr niedrigeren Niveau.

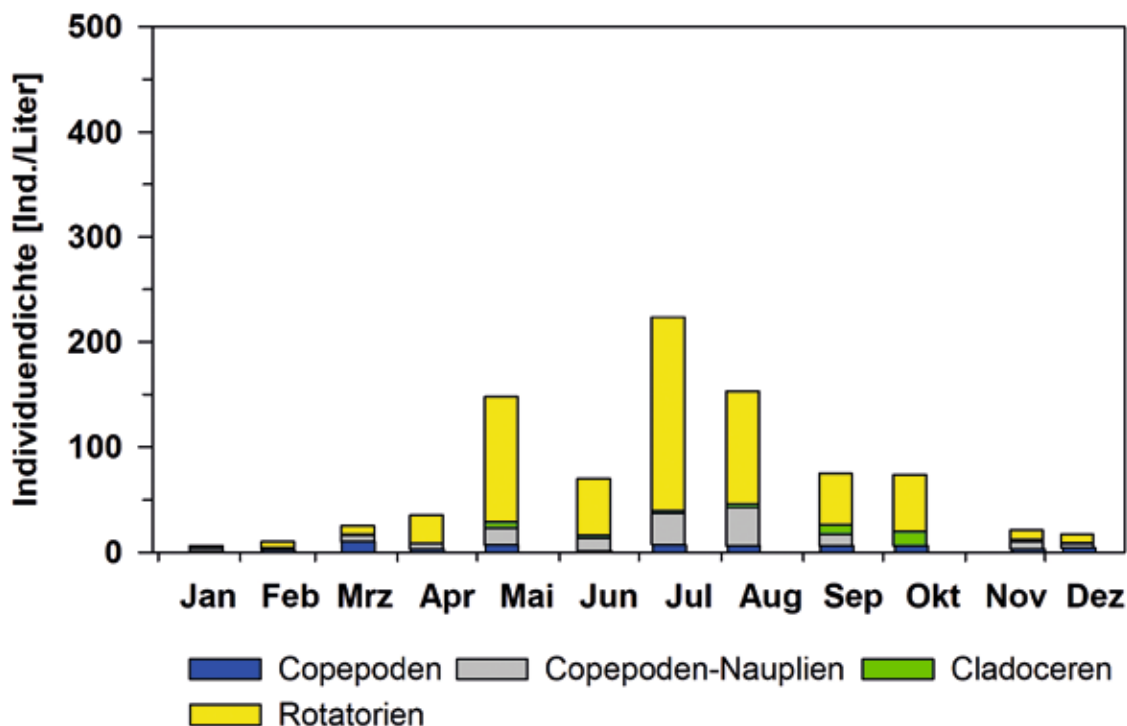


Abbildung 1-55

Saisonale Entwicklung der Zooplankton-Großgruppen an Messboje A im Jahr 2022. Dargestellt sind die volumengewichteten Mittelwerte der Individuenzahlen über die Wassertiefe von 0 bis Grund.

Seit der gezielten Entnahme von planktonfressenden Fischen (Blaufelchen) in den Jahren 2007/2008 gilt der Populationsentwicklung der *Cladoceren* (Blattfußkrebse), insbesondere der Daphnien („Wasserflöhe“), besondere Aufmerksamkeit. Daphnien sind wichtige Stellglieder im Nahrungsnetz, da sie zum einen mit ihrer Ernährungsweise, der Filtration von Phytoplankton, zur natürlichen Verbesserung der Wassergüte beitragen. Zum anderen unterliegen Wasserflöhe einem hohen Fraßdruck, wenn zu viele planktonfressende Fische im Gewässer vorhanden sind. Dabei ist nicht die Populationsgröße (Anzahl Wasserflöhe pro Liter) ein Anzeiger für den Fraßdruck, sondern vielmehr die Körpergröße der einzelnen Individuen. Große Daphnien werden bevorzugt von den planktivoren Fischen gefressen, eine Population unter starkem Fraßdruck besteht daher überwiegend aus kleinen Wasserflöhen, die ihrerseits mit einer geringeren Filtrationsleistung keinen großen Einfluss auf das Phytoplankton haben.

Nach der gezielten Überfischung der Felchen hatte sich in den Jahren 2008 bis 2011 das Größenspektrum der Daphnien in Richtung größerer Individuen verschoben. Die Individuenzahlen der Daphnien schwankten hingegen relativ stark von Jahr zu Jahr.

Die Hauptentwicklungszeit der Daphnien liegt typischerweise in den Monaten Mai–September, die Individuenzahlen waren 2022 mit 1 bis 19 Daphnien pro Liter niedriger als im Vorjahr. Das Größenspektrum (Abbildung 1-56) zeigt, dass der Anteil der großen Daphnien (> 1 Millimeter Körperlänge) in 2020 gegenüber dem vorigen Jahr annähernd gleich geblieben ist. Mit einem Anteil von rund 90 Prozent wurde die Daphnienpopulation weiterhin von kleinen Individuen (weniger als 1 Millimeter Körperlänge) dominiert. Die Auswertung der Zooplanktonanalysen lässt einen noch immer zu hohen Fraßdruck der planktivoren Fische (vor allem Felchen) auf das filtrierende Zooplankton erkennen (siehe auch Abschnitt 1.5 Fischereimanagement 2022).

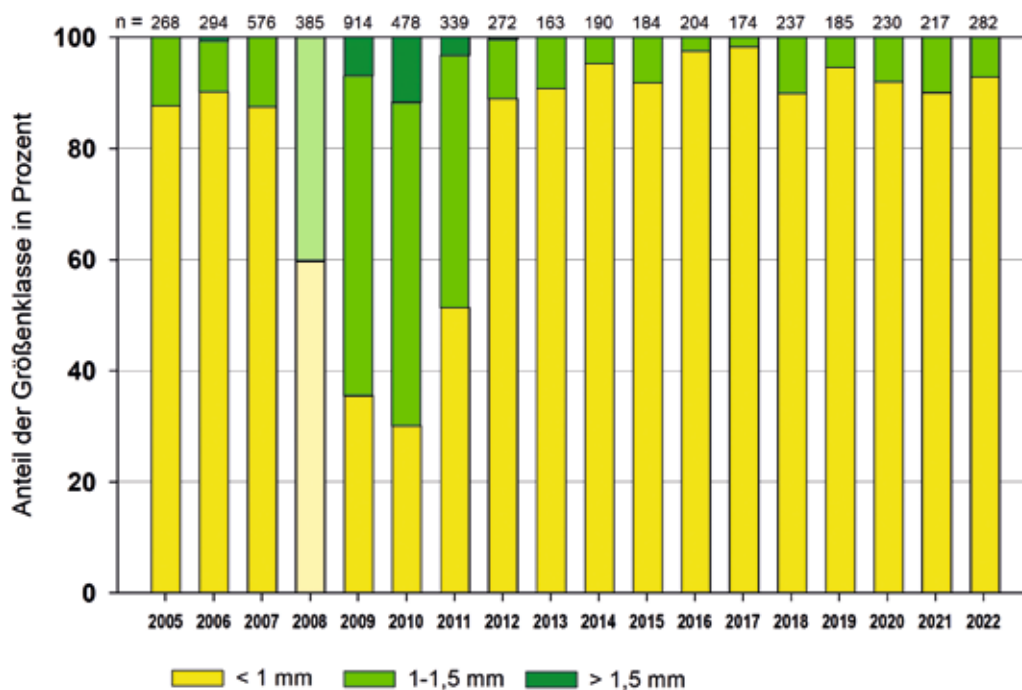


Abbildung 1-56

Größenspektrum der Daphnien (Anteile der Größenklassen in Prozent). Die Anzahl gemessener Daphnien ist als „n“ oberhalb der Balken angegeben.

1.5 FISCHEREIMANAGEMENT 2022

1.5.1 FISCHEREILICHE MASSNAHMEN 2022

1.5.1.1 HEGEBEFISCHUNGEN

Die Hegebefischungen auf Blaufelchen durch einen Berufsfischer wurden nach Ausschreibung und Beauftragung ab Juni 2022 weitergeführt. Bei insgesamt 50 Befischungskaktionen, davon 8 Terminen

während der Laichzeit der Felchen, wurden insgesamt 1.253,5 Kilogramm bzw. 21.310 Stück Felchen entnommen.

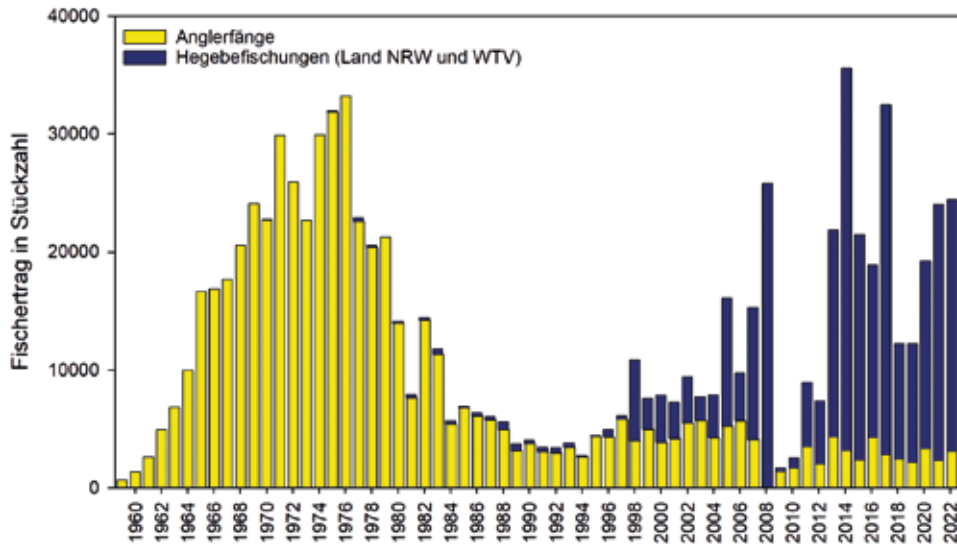


Abbildung 1-57

Anglerfänge sowie Fangergebnisse der Hegebefischungen (Land NRW und WTV) in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Hegebefischungen werden seit 1975 durchgeführt.

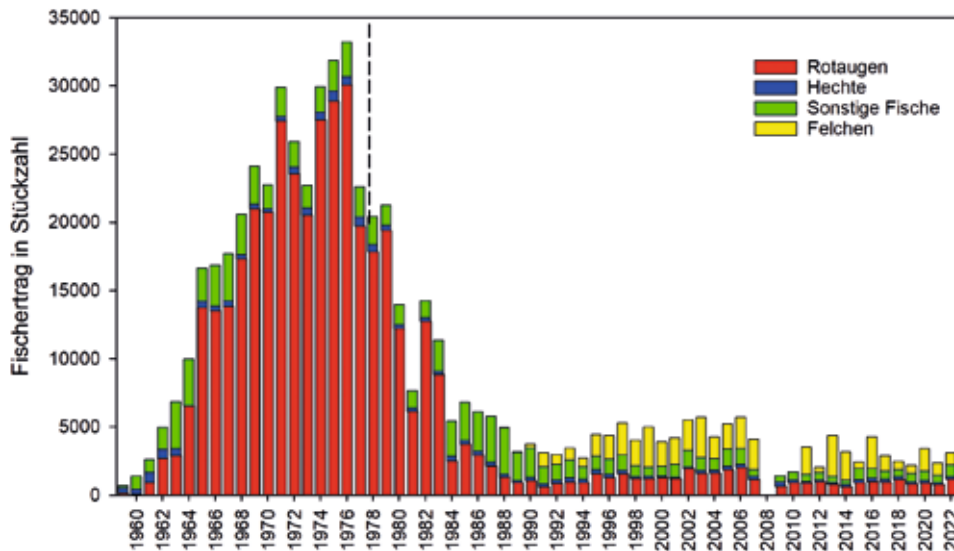


Abbildung 1-58

Anglerfänge seit 1959 in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Die gestrichelte Linie markiert die Inbetriebnahme der PEA.

1.5.1.2 BESATZ- UND WEITERE BEWIRTSCHAFTUNGSMASSNAHMEN

Es wurden keine Besatzmaßnahmen durchgeführt. Der Besatz mit Quappen wurde nach 5 Jahren (2017 bis 2021) zunächst ausgesetzt. Für die nächsten Jahre soll untersucht werden, ob durch Nachweis von Quappen der Altersgruppe 0+ eine natürliche Reproduktion nachgewiesen werden kann.

Im Rahmen eines von der Bundesanstalt für Naturschutz (BfN) geförderten Projektes „Die Quappe im Rheingebiet – ein verborgener Fisch kehrt in Fluss und Stillwasser zurück“ wurde dazu an der Wahnbachtalsperre eine Elektrofischung auf Quappen durch die Stiftung Wasserlauf durchgeführt. Auf der Befischungsstrecke von 2.500 Metern wurden elf Quappen von 12 bis 23 Zentimeter Länge gefangen. Eine erfasste Quappe mit einer Länge von 8 Zentimetern

könnte der Altersgruppe 0+ zugehören, also nicht mehr aus dem letzten Besatz von 2021 stammen. Allerdings war ein Einzelnachweis kein belastbarer Hinweis auf eine natürliche Reproduktion. Dies wäre erst mit dem Nachweis von Kohorten der Altersgruppe 0+ gegeben. Es ist davon auszugehen, dass mit den Untersuchungen zum Fischbestand, die 2023 weitergeführt werden und auch wieder Elektrofischungen beinhalten, weitere Daten erhoben werden, die Rückschlüsse auf eine natürliche Reproduktion der Quappen in der Wahnbachtalsperre erlauben

Im Jahr 2022 wurde keine Untersuchung des Fisch- bzw. Felchenbestandes durchgeführt. Die Untersuchungen werden 2023 wieder aufgenommen.

1.6 ROHWASSER TALSPERRE 2022

1.6.1 MIKROBIOLOGIE

Tabelle 1-16

Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser Talsperre (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2022).

Jahr 2022	KBE20/36	Colif./E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Rohwasser Talsperre	250	163	102	102
Rohwasser Talsperre (nach Dosierung KMnO4)	364	173	-	-

Die Daten der mikrobiologischen Kenngrößen oder Indikatorbakterien zeigten vor allem zu Anfang des Jahres Einflüsse durch das Zuflussgeschehen an, im zweiten Halbjahr auch autochthone Entwicklungen im Wasser des Stausees.

In den ersten Monaten des Jahres 2022 kam es aufgrund der Niederschläge zum verstärkten Zufluss zur Talsperre, verbunden mit mehreren Überläufen der Vorsperre.

In Abbildung 1-59 ist im Rohwasser der Talsperre im Januar ein Anstieg der coliformen Bakterien, von *E. coli* und der Trübung zu erkennen. Ebenso waren die Koloniezahlen sowie die Werte für Clostridien und Enterokokken auf einem höheren Niveau. Ab Februar gingen die Werte für alle mikrobiologischen Indikatoren kontinuierlich zurück und blieben das Frühjahr über bis in den Sommer hinein niedrig. Die Koloniezahlen lagen ab April bei 10 bis 30 Kolonien pro Milliliter, die coliformen Bakterien im Bereich < 10 bis 50 pro 100 Milliliter. Die Werte für *E. coli*, Enterokokken und Clostridien bewegten sich im niedrigen einstelligen Bereich (Abbildung 1-59 bis Abbildung 1-61). Der leichte Anstieg der coliformen Bakterien (von ≤ 10 auf 50 pro 100 Milliliter) sowie Nachweise von *E. coli* und Enterokokken (4 bis

5 pro 100 Milliliter) könnten im Zusammenhang mit Niederschlägen im Juni stehen, die sich zwar nur unwesentlich im Zufluss bemerkbar machten, aber möglicherweise über die Nebenbäche oder die freiliegenden Uferflächen Einträge zur Folge hatten.

Im September nahm die Zahl der coliformen Bakterien deutlich zu, auf 100 bis 460 pro 100 Milliliter. In dieser Phase waren auch die Koloniezahlen (20°C und 36°C) leicht erhöht, ebenso waren etwas höhere Trübungswerte von 1 bis 1,3 FNU zu beobachten. Gleichzeitig war keine Zunahme von *E. coli*, Enterokokken oder Clostridien zu verzeichnen. Damit deutete alles auf eine autochthone Entwicklung von coliformen Bakterien im Talsperrenwasser hin. Derartige Entwicklungen wurden schon in den vergangenen Jahren in unterschiedlichen Ausprägungen im Wahnbachstausee beobachtet (Packroff & Clasen 2005) und sind auch in anderen Trinkwassertalsperren aufgetreten (Hügler et al. 2022, Reitter et al. 2021). Nach dem Maximum der Entwicklung (Mitte bis Ende September) sank die Anzahl der coliformen Bakterien ab bis im November wieder Werte von 20 bis 50 Coliforme pro 100 Milliliter erreicht waren.

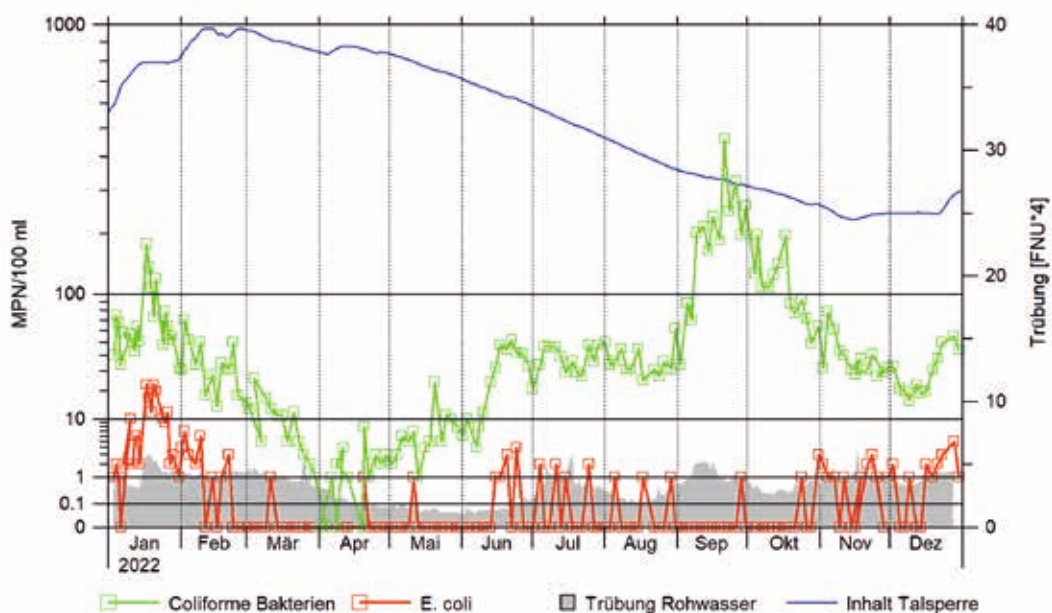


Abbildung 1-59

Coliforme Bakterien und *Escherichia coli*, ermittelt mit dem Colilert-Verfahren, im Rohwasser der Wahnachtalsperre 2022 (Trübung vierfach überhöht).

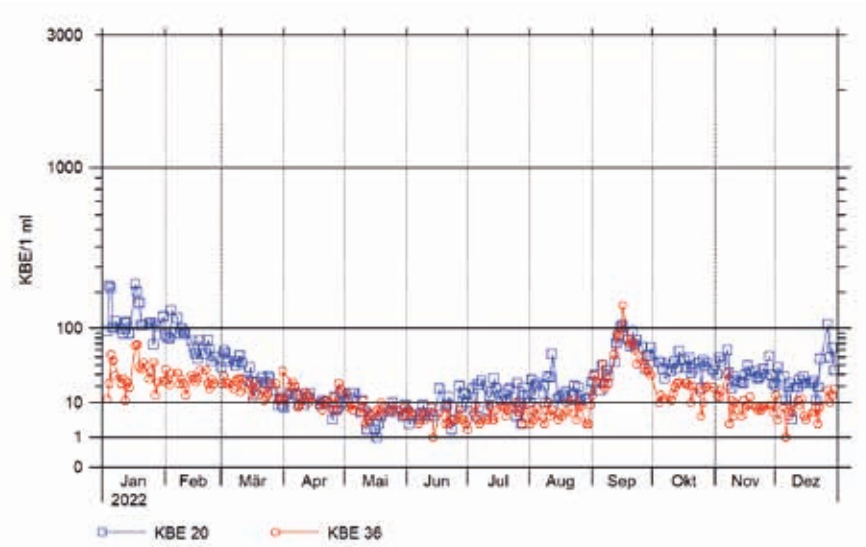


Abbildung 1-60
Koloniebildende Einheiten bei 20°C (KBE 20) sowie 36 °C (KBE 36) Bebrütungstemperatur im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2022.

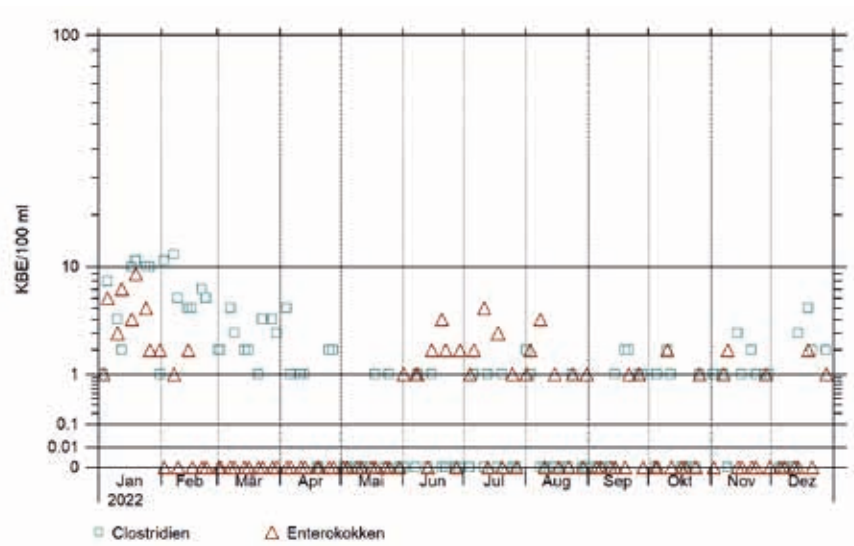


Abbildung 1-61
Clostridien und Enterokokken im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2022.

1.6.2 BIOLOGIE

Jahr 2022	Summenparameter: Chlorophyll a, SON	Phytoplankton, Zooplankton
Rohwasser Talsperre	105	152 Phytoplankton 152 Zooplankton

Tabelle 1-17
Biologisches Untersuchungsprogramm (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2022)

Bei der Trinkwasseraufbereitung aus Oberflächenwasser spielt die Entfernung von suspendierten Feststoffen eine wichtige Rolle. In der Regel sind die partikulären Bestandteile organischer Herkunft (Planktonorganismen, Bakterien, Pilze, Detritus). Eine Ausnahme bilden Hochwasserereignisse, die zu hohen mineralischen Trübstoffgehalten führen können. Zur Überwachung des partikelabschei-

denden Prozesses bei der Aufbereitung des Rohwassers aus der Wahnbachtalsperre werden neben kontinuierlichen Trübungsmessungen auch Bestimmungen der Summenparameter Chlorophyll a und Suspendierter Organischer Stickstoff (SON) sowie Planktonzählungen durchgeführt.

Die Zusammensetzung und Menge der Planktonorganismen im Rohwasser wird dabei nicht nur durch die saisonale Dynamik im Gewässer bestimmt, sondern auch durch das Rohwassermanagement, also z. B. den Wechsel der Entnahmehöhe, beeinflusst.

Die Phytoplanktonentwicklung im Rohwasser war im Jahr 2022 wieder durch einen mehrpfeiligen Verlauf gekennzeichnet (Abbildung 1-62).

Ein erster Peak in den Zellzahlen (1.500 Zellen pro Milliliter) war im Zusammenhang mit der Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons im März zu beobachten. Es waren Vertreter verschiedener Algengruppen, wie der Goldalgen (Chrysophyceen), Grünalgen (Chlorophyceen), Schlundflagellaten (Cryptophyceen), Kieselalgen (Bacillariophyceen) sowie Cyanobakterien beteiligt. Danach sanken die Zellzahlen etwas ab (auf etwa 1.000 Zellen pro Milliliter), besonderes durch den Rückgang der Goldalgen.

Ein weiterer Peak trat im Juli/August auf, dominiert durch das verstärkte Auftreten von Cyanobakterien, insbesondere der fädigen Formen *Planktothrix rubescens* und *Aphanizomenon spp.*. Eine Ursache war die Verlagerung des Populationsschwerpunktes von *Planktothrix rubescens* seit Beginn der thermischen Schichtung in das Hypolimnion. Es bildete sich im Juli und August ein tiefes, relativ scharf abgegrenztes Maximum bei etwa 20 Metern Wassertiefe aus. In dieser Zeit sind vermehrt Cyanobakterien mit der Entnahme des Rohwassers erfasst worden. Im Laufe des August war eine Aufwärtsbewegung der *Planktothrix*-Population in der Wassersäule zu beobachten und damit eine zunehmende Entfernung von der Rohwasserentnahme. Dementsprechend nahmen die Zellzahlen der Cyanobakterien im Rohwasser deutlich ab. Die Gesamtzellzahlen blieben bis in den Dezember in einem sehr niedrigen Bereich (< 500 Zellen pro Milliliter). Erst ganz am Ende des Jahres stiegen die Zellzahlen durch die einsetzende Volldurchmischung nochmals an.

Im Vergleich zum Vorjahr waren die Zellzahlen im Rohwasser niedriger, allerdings erforderte der zunehmende Anteil an Cyanobakterien insbesondere in den Sommermonaten eine gewisse Aufmerksamkeit. Der Verlauf der Phytoplanktonentwicklung im Rohwasser ist auch anhand des Summenparameters Chlorophyll a erkennbar (Abbil-

dung 1-65). Bei beiden Summenparametern, Chlorophyll a und SON (Suspendierter organischer Stickstoff, Abbildung 1-64) wurde der jeweilige interne Richtwert nicht überschritten, allerdings erreichten die Chlorophyll-Werte im Filtrat zum Ende des Jahres kurzfristig den internen Richtwert.

Die Individuenzahlen des Zooplanktons waren über das Berichtsjahr betrachtet sehr niedrig (Abbildung 1-63). Es waren fast nur Rotatorien im Rohwasser nachweisbar. Crustaceen spielten zahlenmäßig keine Rolle und waren überwiegend durch die Larven der Copepoden (Nauplien) im Rohwasser vertreten.

ÜBERWACHUNG DER ARGENTOXIN-GEHALTE IM ROHWASSER

Planktothrix rubescens war 2022 – neben anderen Cyanobakterien – im Rohwasser nachweisbar. Da die Gattung zu den potenziell toxinbildenden Cyanobakterien gehört, wurden in dem Zeitraum mit den höheren Zellzahlen im Rohwasser vorsorglich Toxin-Untersuchungen in Auftrag gegeben.

Die Cyanotoxine, die bei *Planktothrix* am häufigsten nachgewiesen werden, sind die Microcystine. Es sind inzwischen mehr als 200 Strukturvarianten (Kongenere) des Microcystins bekannt. In der EU-Trinkwasser-Richtlinie, die 2020 in Kraft getreten ist, wurde ein Grenzwert für Microcystin-LR von 1 Mikrogramm pro Liter festgelegt. Dieser Grenzwert wird nach Umsetzung in nationales Recht (Trinkwasserverordnung) auch in Deutschland gelten.

Die Analysen auf Argentoxine (8 Strukturvarianten des Microcystins) wurden durch ein externes, akkreditiertes Untersuchungslabor durchgeführt. In der Probe vom Juli wurden 0,097 Mikrogramm pro Liter Microcystin (als Summe aller 8 Strukturvarianten) im Rohwasser gemessen. In der Probe vom 17. August lagen die Konzentrationen des Microcystins unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 Mikrogramm pro Liter (Tabelle 1-18).

Tabelle 1-18

Probenahmetermine und Ergebnisse der Argentoxinuntersuchungen (Microcystine) im Rohwasser der Wahnachtalsperre 2022.

Probenahmedatum	Konzentration an Microcystin-Gesamt in [µg/l]
06.07.2022	0,097
17.08.2022	< 0,05

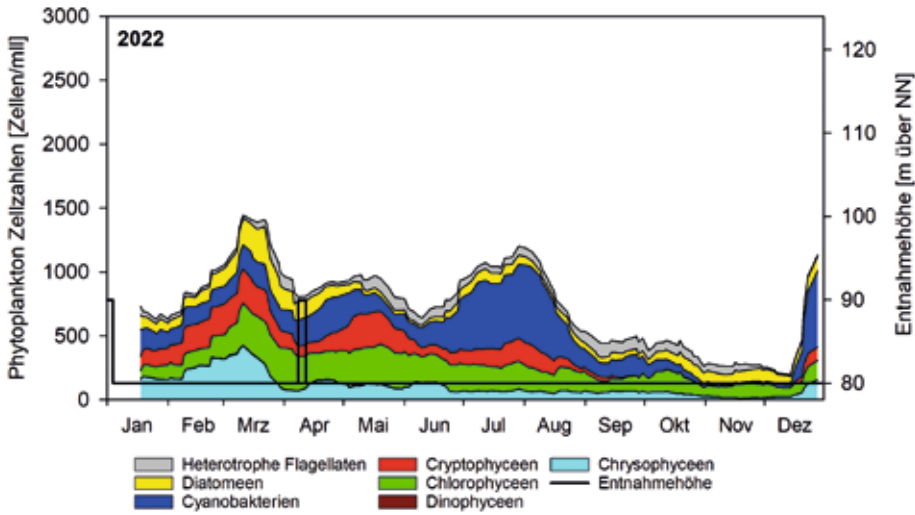


Abbildung 1-62
Vorkommen der wichtigsten Phytoplanktongruppen im Rohwasser im Jahr 2022. Die Zellzahlen pro ml sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

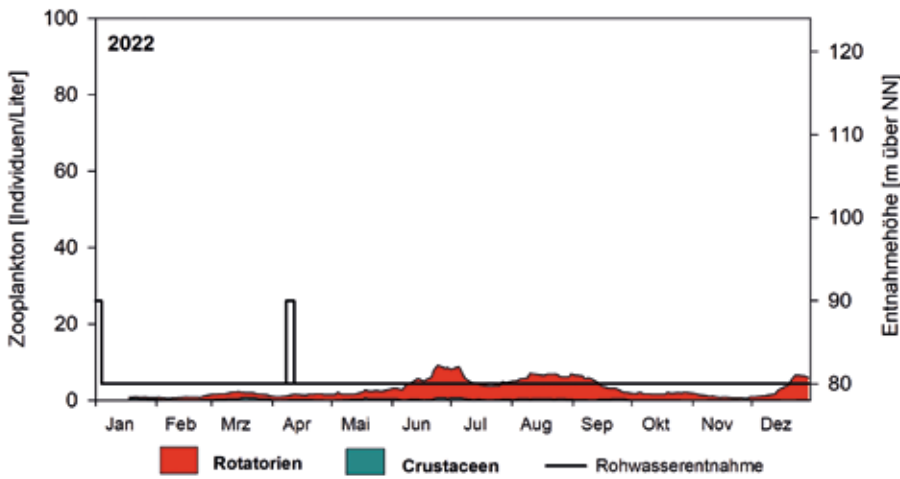


Abbildung 1-63
Vorkommen der wichtigsten Zooplanktongruppen im Rohwasser im Jahr 2022. Die Individuenzahlen pro L sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

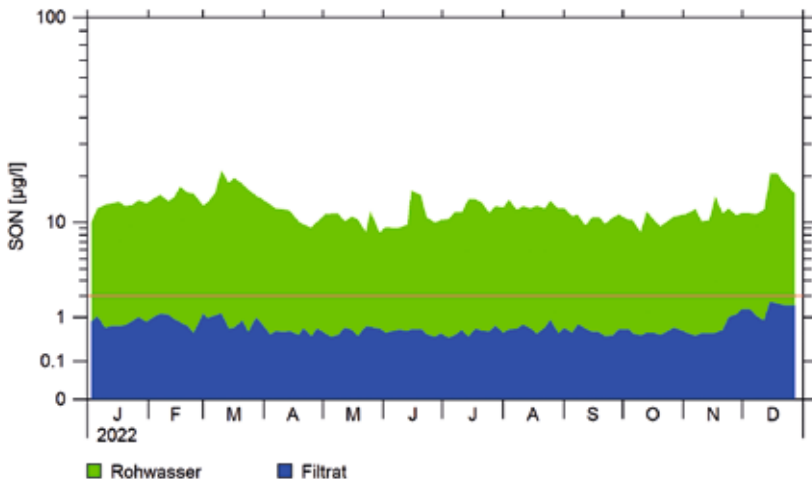


Abbildung 1-64
Suspendierter organischer Stickstoff (SON) im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelknippen (SN1) im Jahr 2022. Die rote Linie markiert den WTV-internen Richtwert von $2 \mu\text{g/l}$ SON im Filtrat.

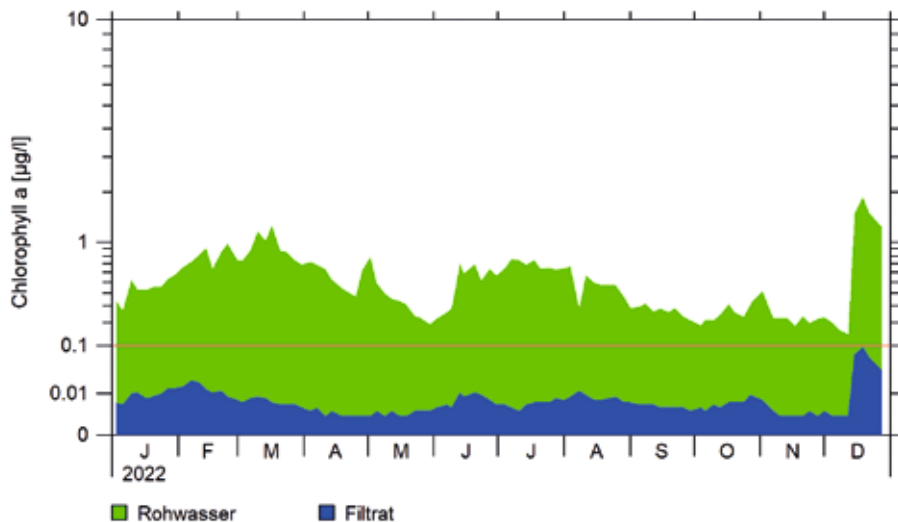


Abbildung 1-65

Chlorophyll a im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2022. Die rote Linie markiert den ATT-internen Richtwert von 0,1 µg/l Chlorophyll a im Filtrat. Abbildung 1-65: Chlorophyll a im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2022. Die rote Linie markiert den ATT-internen Richtwert von 0,1 µg/l Chlorophyll a im Filtrat.

1.7 LITERATUR

Deutscher Wetterdienst

2023 DWD-Jahresrückblick 2022 Wetter und Klima – Deutscher Wetterdienst - Aktuelles - Klimatologischer Rückblick auf 2022 (dwd.de) (Datum Download 16.05.2023)

Hoyer, O.; Clasen, J.

1983 Ein Verfahren zur schnellen Routinebestimmung von Chlorophyll a in Gewässerproben mittels HPLC.

Gewässerschutz Wasser Abwasser 67 (Technische Hochschule Aachen): 209-228.

Hügler, M.; Leister, C.; Petzold, H.; Rybicki, M.; Korth, A.

2022 DVGW Forschungsprojekt untersucht Massenentwicklung von coliformen Bakterien in Talsperren, Teil 1. DVGW energie | wasserpraxis (EWP), 01/2022: 58–67.

Hügler, M.; Leister, C.; Petzold, H.; Rybicki, M.; Korth, A.

2022 DVGW Forschungsprojekt untersucht Massenentwicklung von coliformen Bakterien in Talsperren, Teil 2. DVGW energie | wasserpraxis (EWP), 02/2022: 42–49.

LAWA 2014

Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen.

Packroff, G.; Clasen, J.

2005 Eine Massenentwicklung von *Enterobacter asburiae* im Wasser der Wahnbachtalsperre im September 2003. ATT-Schriftenreihe Band 5, Oldenbourg-Industrieverlag München, S. 37-54.

Reitter C., Petzoldt H., Korth A., Schwab F., Stange C., Hamsch B., Tiehm, A., Lagkouvardos I., Gescher J., Hügler M.

2021 Seasonal dynamics in the number and composition of coliform bacteria in drinking water reservoirs. *Science of The Total Environment* 787:147539, ISSN 0048-9697 (2021) DOI:10.1016/j.scitotenv.2021.147539

Schwoerbel, Jürgen Vollenweider, R. (ed.)

1999 Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, 8. Auflage
1982 Eutrophication of waters, OECD, Paris.

Werner, M.-G., Jähnichen, D.

2022 Struktur, Größe und Struktur des Felchenbestandes der Wahnbachtalsperre im Juli 2021. Abschlussbericht für das Untersuchungsjahr 2021.

Willmitzer, H., Jäschke, K.,

2015 Einfluss von Klimaänderungen auf die Wasserqualität von Talsperren und Strategien zur Berendonk, T., Paul, L. Minimierung der Auswirkungen. *Energie Wasser Praxis* 12/2015.

2 GEWÄSSERUNTERSUCHUNGEN IN DEN EINZUGSGEBIETEN

2.1 WAHNBACHTALSPERRE

2.1.1 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM ZUFLÜSSE

Die qualitative Untersuchung der oberirdischen Gewässer im Einzugsgebiet bildet eine wesentliche Grundlage, um

- die Gewässergüte der Zuflüsse zur Talsperre zu beurteilen,
- Veränderungen der Gewässergüte zu identifizieren,
- die Notwendigkeit von Gewässerschutzmaßnahmen zu erkennen,
- die Wirksamkeit von Gewässerschutzmaßnahmen zu prüfen,
- Argumente für Diskussionen mit Verursachern von Stoffeinträgen zu erhalten,
- die Bewirtschaftung von Vorsperre und Stausee zu planen.

Im Einzugsgebiet wurden in den Jahren 2021 und 2022 jeweils die folgende Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 2-1 und Tabelle 2-2).

Tabelle 2-1

Entnahmestellen und chemische Untersuchungen im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.

Untersuchungen auf:						
Entnahmezyklus	Anorganische Hauptionen, gesamter organischer Kohlenstoff	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	Nicht relevante Metabolite Untersuchung auf	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)
Werktags	Wahnbach					
Monatlich	12 Zuflüsse	Wahnbach, Auslauf Phosphoreliminierungsanlage, Rohwasser Talsperre				
Juni		2022: Quelle Wahnbach	2022: Quelle Wahnbach	2022: Quelle Wahnbach	2022: Quelle Wahnbach	2022: Quelle Wahnbach
Juni und November			Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Auslauf Phosphoreliminierungsanlage, Rohwasser Talsperre	Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Auslauf Phosphoreliminierungsanlage, Rohwasser Talsperre	Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Auslauf Phosphoreliminierungsanlage, Rohwasser Talsperre	Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Auslauf Phosphoreliminierungsanlage, Rohwasser Talsperre

Tabelle 2-2

Mikrobiologisches Untersuchungsprogramm Zuläufe inkl. PEA (Anzahl der Untersuchungen in den WW-Jahren 2021 und 2022).

WW-Jahr 2021	KBE20/36	Coliforme/E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Nebenbäche	12	12 4*	12	12
Wahnbach	285	61	61	59
PEA				
Zufluss	237	51	52	50
Ablauf	206	50	51	50
WW-Jahr 2022	KBE20/36	Coliforme/E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Nebenbäche	12	12 4*	12	12
Wahnbach	283	61	60	60
PEA				
Zulauf	234	51	47	47
Ablauf	156	47	46	46

* betrifft Walkersbach und Lehnbach

2.1.2 MIKROBIOLOGIE

Die bakteriologischen Daten der Zuflüsse (Abbildung 2-1 und 2-2) wurden durch Stichproben aus der fließenden Welle ermittelt und geben daher einen Momentanzustand der Wasserqualität wieder. Wegen der relativ großen Schwankungsbreite, die z.B. durch Abschwemmungen bei Regen und Sedimentaufwirbelungen bei Hochwasserereignissen oder auch durch jahreszeitliche Unterschiede entstehen, wurden von den Ergebnissen eines Untersuchungszeitraum (hier: Wasserwirtschaftsjahr) keine Mittelwerte gebildet. Vielmehr wurde aus den Koloniezahlen bzw. MPN-Werten beim Colilert-Verfahren der 50 %-Perzentil-Wert (=Median) ermittelt, d. h. die Grenze, die von 50 % der Proben nicht überschritten wurde. Mit der Darstellung des 80 %-Perzents wird die Abweichung nach oben dargestellt, extrem hohe Werte gehen allerdings nicht in die Darstellung ein. Für die Nebenbäche, die – mit Ausnahme des Wolkersbaches – direkt in die Talsperre einmünden, wurden im Wasserwirtschaftsjahr 2021 Gesamtabflüsse zwischen 187 und 555 Tausend Kubikmeter berechnet, im Wasserwirtschaftsjahr 2022 zwischen 155 und 513 Tausend Kubikmeter.

Die Medianwerte der Koloniezahlen waren – unter Berücksichtigung der Schwankungen durch das Abflussgeschehen – bei den Koloniebildenden Einheiten bei 20°C mit denen der Vorjahre vergleichbar. Das Hochwasserereignis vom Juli 2021 führte kurzfristig zu sehr hohen Bakterienkonzentrationen, die, wie oben bereits erläutert, durch die Darstellung des 80 %-Perzents in Abbildung 2-1 nicht wiedergegeben wurden.

Der Wahnbach als Hauptzulauf der Wahnbachtalsperre weist im Vergleich mit den kleinen Nebenbächen einen um Größenordnungen höheren Gesamtabfluss auf. Spitzenbelastungen durch Regen/Hochwasser-Ereignisse führten hier ebenso wie bei den kleinen Nebenbächen kurzfristig zu erhöhten Werten der Koloniezahlen bei 20°C sowie von E. coli und Enterokokken (Kläranlagenausläufe und Landwirtschaft im Einzugsgebiet).

Der Hauptzulauf zur Talsperre, der Wahnbach, mündet nicht direkt in die Hauptsperre, sondern fließt zunächst in die Vorsperre. Zusätzlich zu der in der Vorsperre stattfindenden Sedimentation von Mikroorganismen wird das Zulaufwasser in die Hauptsperre durch die Phosphoreliminierungsanlage (PEA) gereinigt.

Die bakteriologischen Untersuchungen vom Zulaufwasser zur PEA und dem Filtrat (Ablauf PEA-Zulauf Hauptsperre) belegen, dass durch den Betrieb der PEA im Mittel auch eine Elimination der Mikroorganismen im Bereich von 1,5–2 log-Stufen erreicht wurde (siehe Abbildung 2-3).

Abbildung 2-1
Gesamtabfluss und Koloniezahlen bei 20°C, Enterokokken und E. coli. Dargestellt sind die 50%- und 80%-Perzentile im Wasserwirtschaftsjahr 2021.

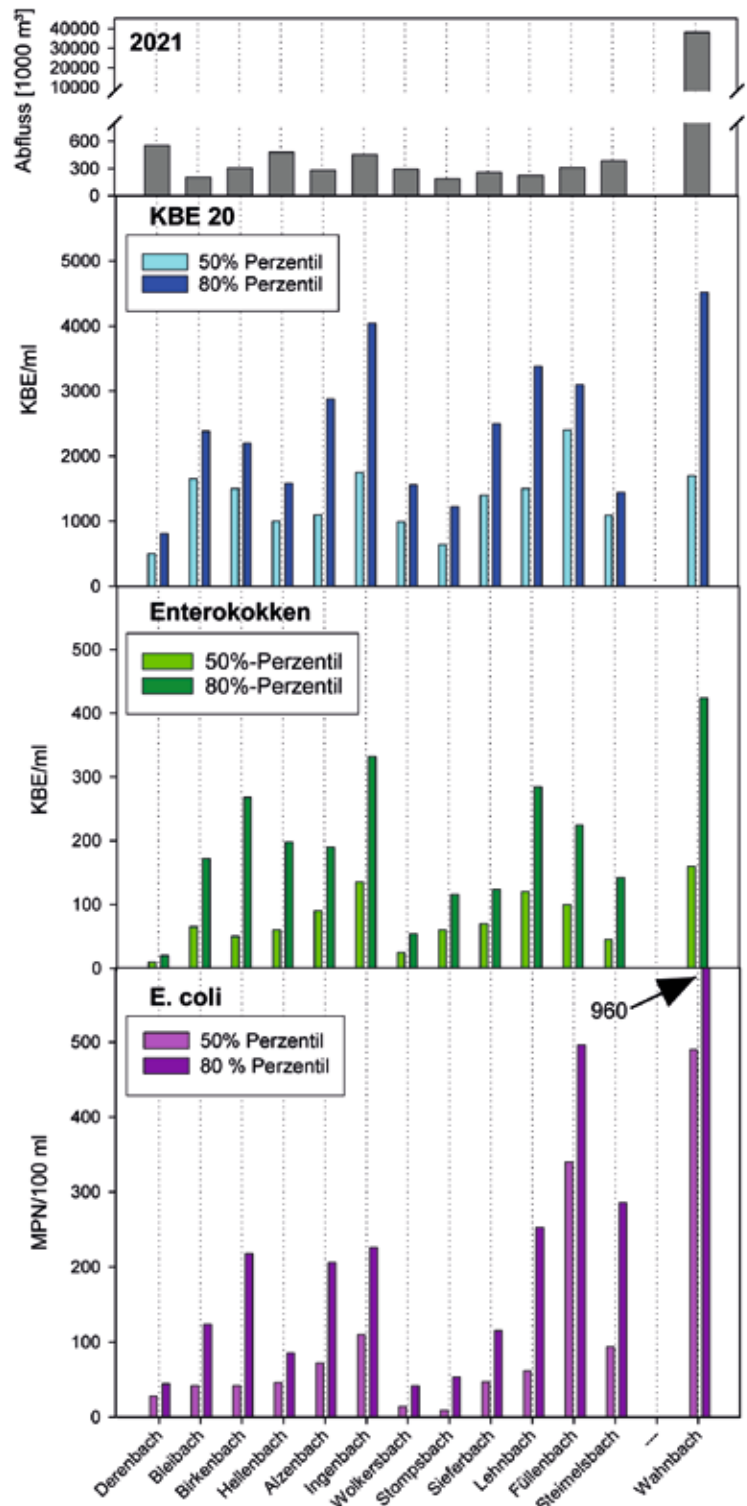


Abbildung 2-2
Gesamtabfluss und Koloniezahlen bei 20° C, Enterokokken und E. coli.
Dargestellt sind die 50%- und 80%-Perzentile im Wasserwirtschafts-
jahr 2022.

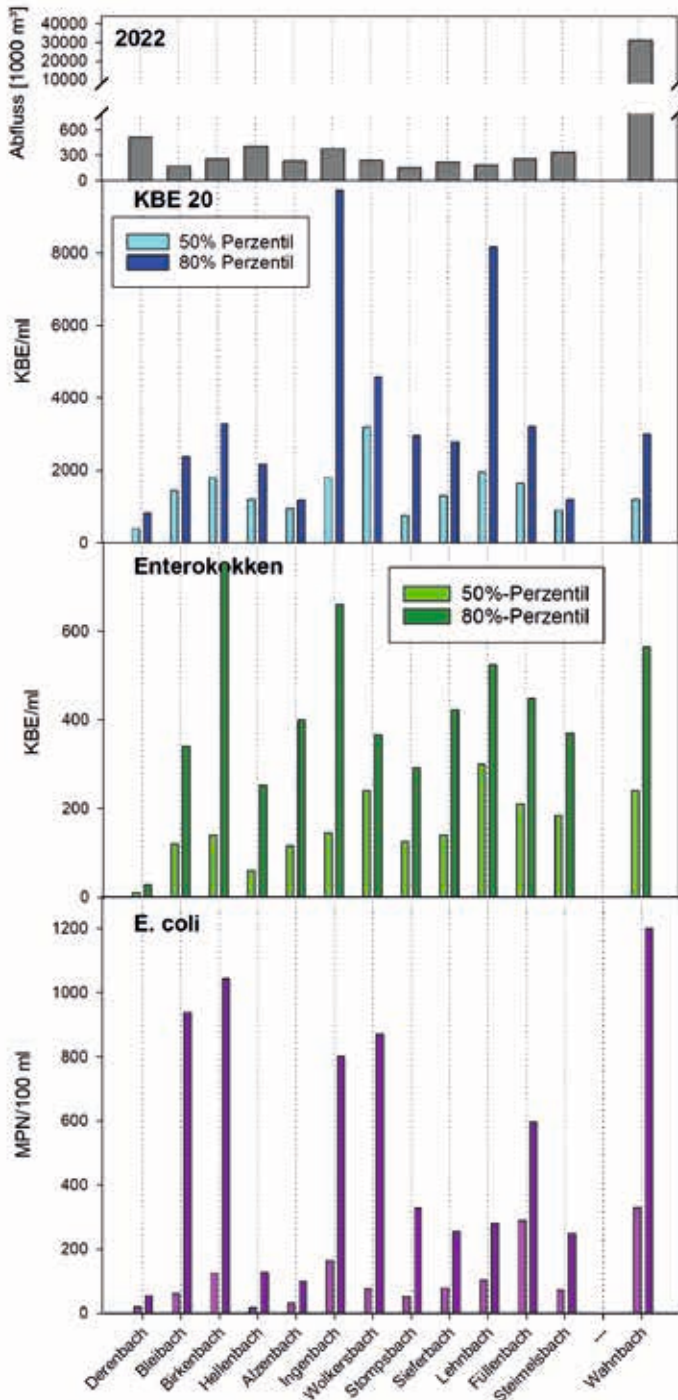
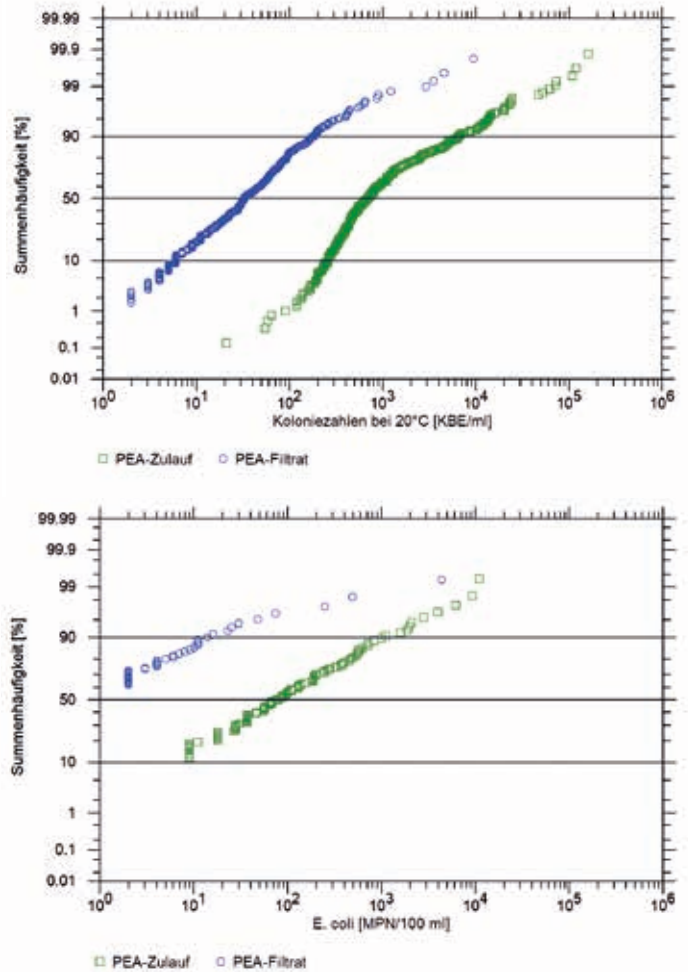


Abbildung 2-3

Koloniezahlen bei 20° C sowie E. coli (Colilert-Verfahren) im Zulauf zur PEA sowie Filtrat der PEA. Dargestellt sind die Summenhäufigkeiten in Prozent für die Wasserwirtschaftsjahre 2021 und 2022.



2.1.3 PHOSPHOR

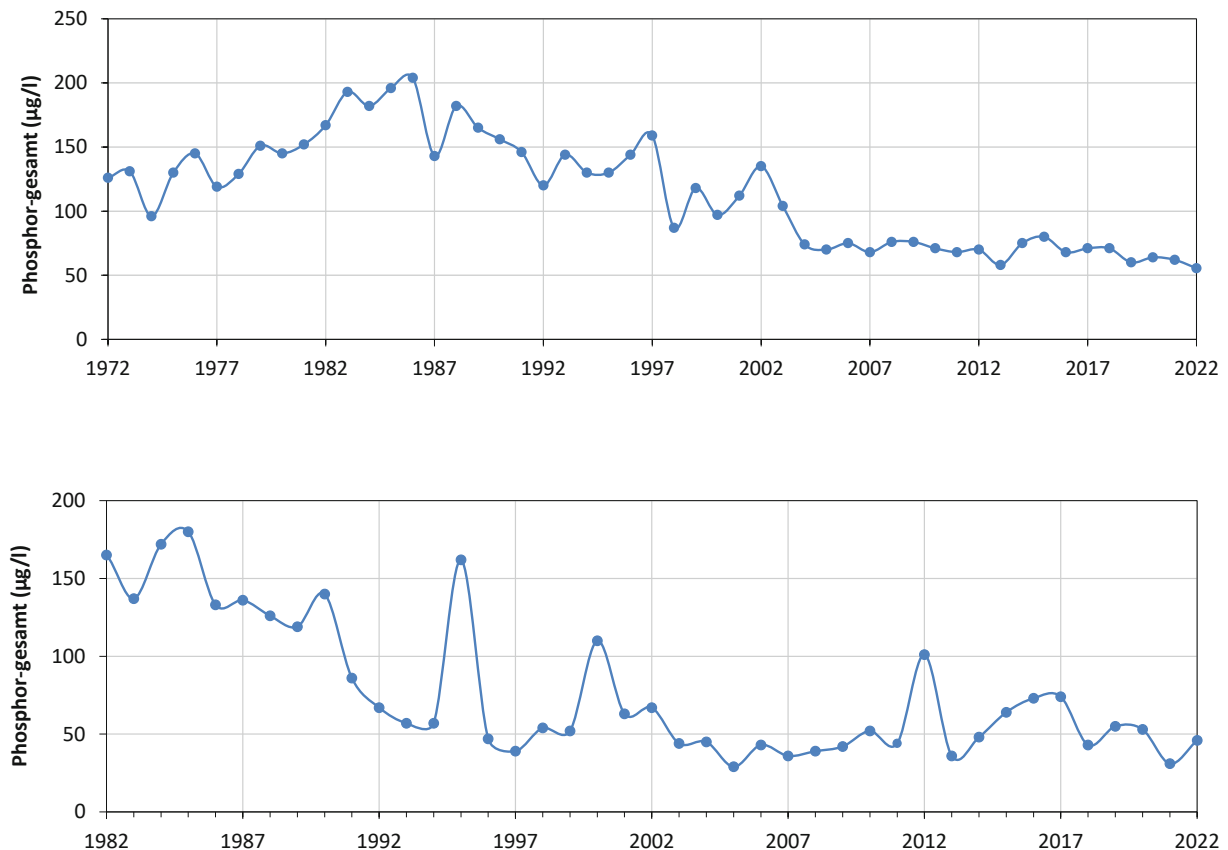
Ein wesentlicher anorganischer Parameter für die Gewässergüte ist die Phosphorkonzentration in den Zuflüssen, da sie die Entwicklung von Algen im Stausee in starkem Maße beeinflusst. Die Phosphoreliminierungsanlage (PEA) reduziert die Phosphorkonzentration des über die Vorsperre in den Stausee abgegebenen Wassers auf $< 10 \mu\text{g/l}$, um den Stausee in einem oligotrophen (nährstoffarmen) Zustand zu halten. In Abbildung 2-4 sind die Jahresmittelwerte der Phosphorkonzentration (von 1980 bis 2022) für den Wahnbach und den Sieferbach dargestellt. Am Wahnbach, der 80 % des Zuflusses in Richtung Talsperre führt, ist zu erkennen, dass die mittleren Phosphorkonzentrationen seit 1985 kontinuierlich stark gesunken sind und sich seit 2003 auf einem Konzentrationsniveau von ca. 50 bis $70 \mu\text{g/l}$ befinden. 2014 und 2015 ist im Mittelwert des Wahnbaches ein leichter Anstieg zu erkennen, der auf Phosphoreinträge durch Erosionsereignisse nach einzelnen starken Niederschlagsereignissen (z.B. am 31. März 2015 von $697 \mu\text{g/l}$ (Abbildung 2-6)) zurückgeführt wird. Dies zeigt, dass hohe Einträge in Einzelfällen trotz der umfangreichen Maßnahmen zum Erosionsschutz auftreten können.

Es ist aber wahrscheinlich, dass das Konzentrationsniveau ohne die durchgeführten Erosionsschutzmaßnahmen deutlich höher liegen würde. Anschließend sinken die Jahresmittelwerte wieder auf ein geringeres Niveau ab.

Der Sieferbach zeigt exemplarisch für einige Zuflüsse, die unmittelbar in den Stausee münden, eine entsprechende Tendenz, wobei die Jahresmittelwerte eine etwas größere Schwankungsbreite aufweisen (Abbildung 2-4). Sie liegen in den letzten Jahren zwischen 35 und $75 \mu\text{g/l}$.

Der auffällige Anstieg des Mittelwertes von 2012 ist auf ein besonders starkes Niederschlagsereignis zurückzuführen, das Erosion und damit einen starken Phosphoreintrag zur Folge hatte. Die niedrige Jahresmittelkonzentration von $36 \mu\text{g/l}$ in 2013 wird von einem leicht steigenden Trend bis 2017 abgelöst. Anschließend ist wieder ein sinkender Trend zu erkennen. Im Jahr 2021 lag die Phosphatkonzentration mit durchschnittlich $31 \mu\text{g/l}$ auf einem sehr geringen Niveau und ist in 2022 mit einer Durchschnittskonzentration von $46 \mu\text{g/l}$ nur leicht gestiegen.

Abbildung 2-4
Entwicklung der Phosphatkonzentrationen in Jahresmittelwerten im Wahnbach (oben) und im Sieferbach (unten).

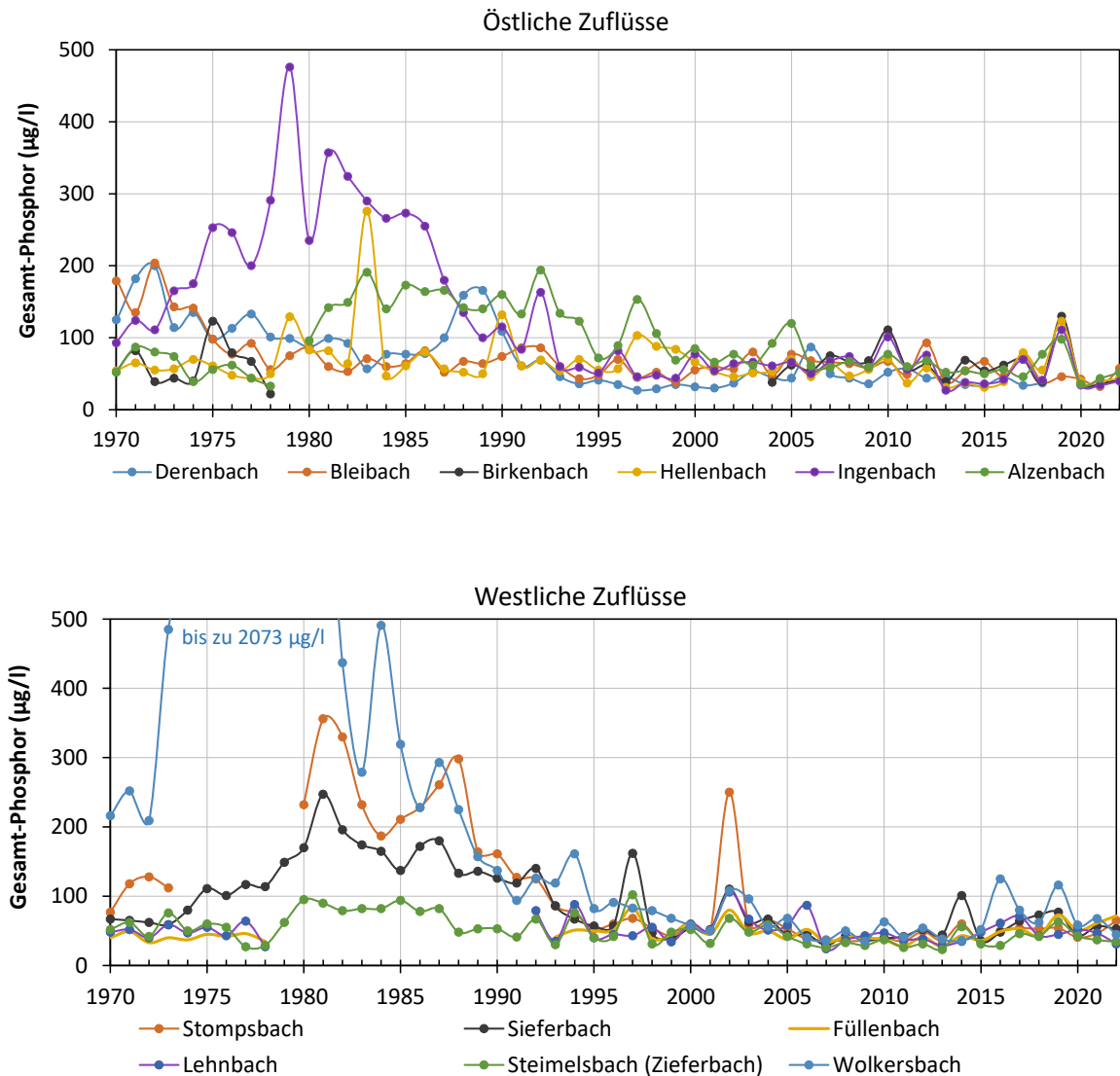


In Abbildung 2-5 sind die Jahresmittelwerte von 1970 bis 2022 für weitere Zuflüsse, die unmittelbar in den Stausee münden, dargestellt. Es ist deutlich erkennbar, dass die Konzentrationen nach hohen Werten in den 1970er Jahren (teilweise auch 1980er) zunächst abgesunken sind und sich anschließend auf einem Niveau von

ca. 50 µg/l stabilisiert haben. Es treten aber auch immer wieder einzelne Jahre mit höheren Jahresmittelwerten auf, die auf Einzelereignisse im Jahresverlauf mit besonders hohen Phosphoreinträgen zurückzuführen sind.

Abbildung 2-5

Entwicklung der Phosphatkonzentration (Jahresmittelwerte) in den direkten Zuläufen der Talsperre von 1970 bis 2022.



Die Darstellung der einzelnen Messwerte im Wahnbach für den Zeitraum 2013 bis 2022 (Abbildung 2-6) zeigt, dass Konzentrationsspitzen von bis zu über 400 µg/l (2015: 697 µg/l; 2020: 505 µg/l) erreicht werden, die in der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) ebenfalls auf unter 10 µg/l reduziert werden. Entsprechende Konzentrationsspitzen treten ebenfalls in Zuflüssen auf, die unmittelbar in den Stausee münden.

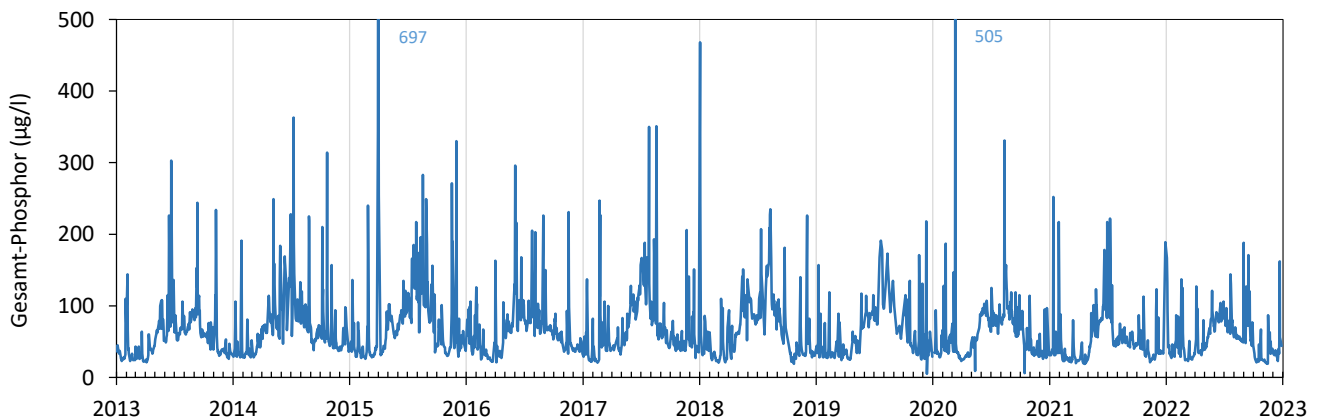
Eine deutliche jahreszeitliche Tendenz ist in der Konzentrationsverteilung erkennbar. Etwa von April/Mai – Sept./Okt. liegt die Konzen-

tration auf einem höheren Niveau als im Zeitraum Sept./Okt.–April/Mai. Folglich tritt das Verteilungshoch im Sommer auf. Phosphor wird vor allem durch oberflächige Erosion und Abschwemmung oder durch Direkteinträge in die oberirdischen Gewässer eingetragen. Die erhöhten Werte in der Sommerperiode werden daher auf die landwirtschaftliche Flächennutzung mit Beweidung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie Einträge aus den Abläufen der Kläranlagen bei gleichzeitig geringer Wasserführung in den oberirdischen Gewässern zurückgeführt. Die höheren Abflussmengen

im Zeitraum von Oktober bis April führen zu einer Verdünnung und somit zu einer Absenkung des Konzentrationsniveaus. Unabhängig von dieser Grundtendenz können auch im Winterhalbjahr nach starken Niederschlägen deutliche Konzentrationsspitzen auftreten, wie

z.B. im Winterhalbjahr 2017 sehr gut zu erkennen war (Abbildung 2-6). Nach dem 2019 die Konzentrationen in manchen der östlichen Zuflüsse etwas gestiegen ist, sind die Konzentrationen ab 2020 vergleichsweise wieder auf einem geringen Niveau.

Abbildung 2-6
Entwicklung der Phosphorkonzentration im Wahnbach (Einzelwerte).



Die Gründe für den insgesamt geringeren Phosphoreintrag liegen in durchgeführten Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung, in den Maßnahmen zum Erosions- und Abschwemmungsschutz auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und zum Teil in geänderten

Nutzungen von Teichanlagen, die im Hauptzufluss der Gewässer liegen. Es ist aber auch erkennbar, dass die abgesenkten Konzentrationen immer noch zu hoch sind, um den Stausee ohne technische Maßnahmen in einem oligotrophen Zustand (dauerhaft < 10 µg/l) zu halten.

2.1.4 NITRAT

Die Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration im Wahnbach liegen seit Beginn der Beobachtung unter 25 mg/l. Sie befinden sich damit im Vergleich zum Grenzwert der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l auf einem sehr niedrigen Niveau. Seit 1998 ist ein sinkender Trend mit Konzentrationen unter 15 mg/l zu beobachten (Abbildung 2-7). Mit einer Konzentration von 12,4 mg/l lag der Jahresmittelwert in 2021 etwas höher als in den Vorjahren. In 2022 ist der Jahresmittelwert jedoch wieder gesunken. Die Ganglinien der Jahresmittelwerte von Nitrat und Phosphor zeigen einen vergleichbaren Trend. Die Werte steigen von 1968 – 1984/85 auf ein Maximum an und folgen anschließend einem deutlich abfallenden Trend. Dies bedeutet, dass die Stoffeinträge beider Inhaltsstoffe auf die gleichen Quellen zurückzuführen sind. Die Verlagerungsmechanismen sind allerdings sehr unterschiedlich. Dies wird an der gegenläufigen Konzentration im Jahresverlauf deutlich. Die Nitratkonzentration zeigt im Sommerhalbjahr (ca. April – Oktober) ein deutliches Verteilungsminimum und im Winterhalbjahr

(ca. Oktober – April) ein deutliches Verteilungsmaximum. Nitrat wird nicht wie Phosphor im Oberboden sorbiert und vor allem durch Erosions- und Abschwemmungsprozesse in die oberirdischen Gewässer eingetragen, sondern wird nach Niederschlägen gelöst mit dem Sickerwasser durch die Bodenzone transportiert und anschließend über Zwischenabfluss und Grundwasser in die oberirdischen Gewässer verlagert. Der Stoffaustrag ist daher im Sommerhalbjahr deutlich geringer und setzt erst im Winterhalbjahr mit Beginn der Grundwasserneubildungsphase ein. Unabhängig von dieser Grundtendenz können auch im Sommerhalbjahr Konzentrationsspitzen auftreten, die nach Starkregenereignissen vor allem durch oberflächigen Abtrag verursacht werden. Dies ist besonders gut im jahreszeitlichen Konzentrationsverlauf in 2021 zu erkennen. Die vergleichsweise hohen Niederschlagsmengen in Juni, Juli und August führen in den Sommermonaten zu höheren Konzentrationen. Mit den im Dezember einsetzenden Niederschlägen folgt das Konzentrationsniveau dann wieder dem jahrestypischen Verlauf.

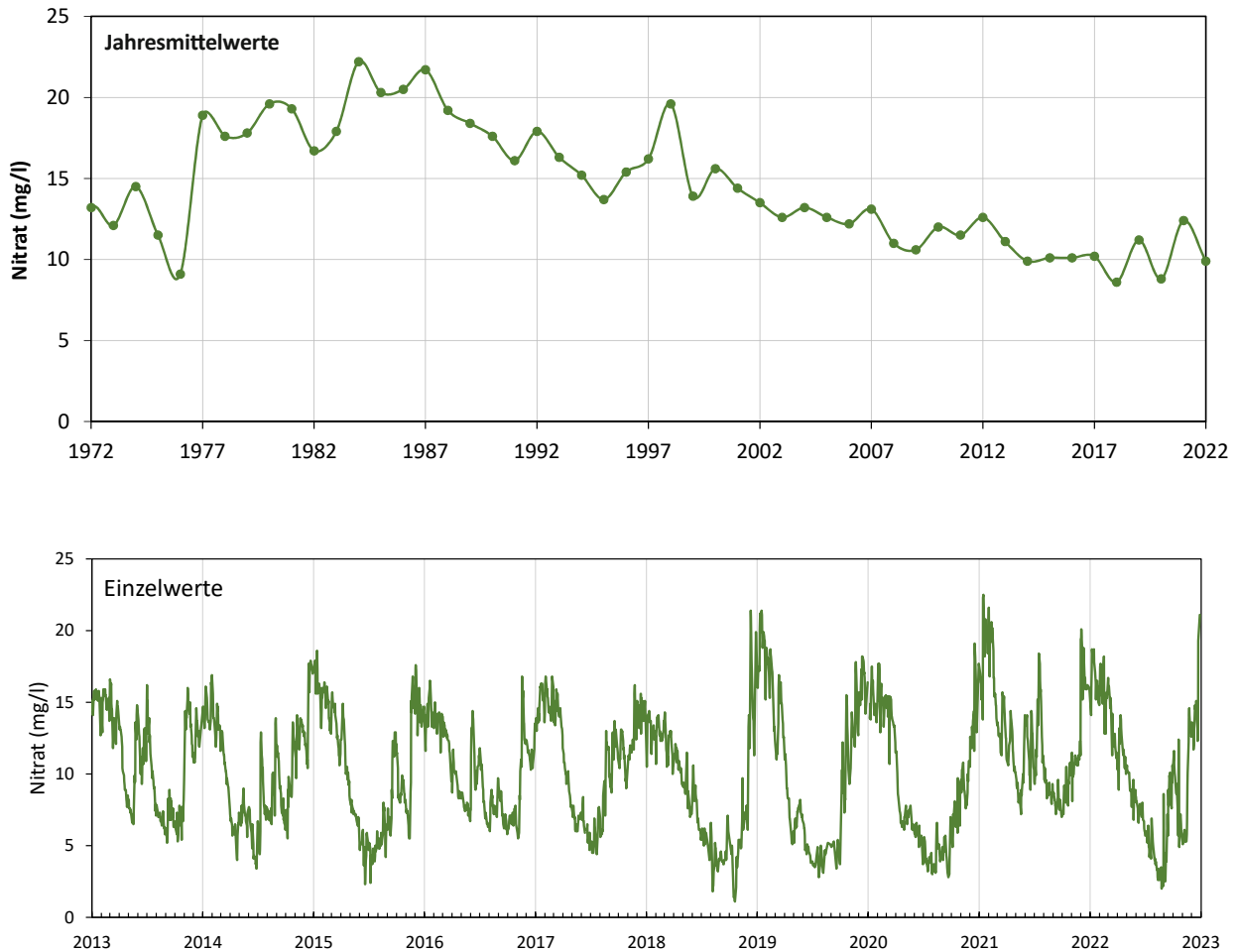


Abbildung 2-7
Entwicklung der Nitratkonzentration im Wahnbach.

Im Januar 2021 und Dezember 2022 liegen die Konzentrationsspitzen im Vergleich zu den Vorjahren auf einem höheren Niveau ($> 20 \text{ mg/l}$) (Abbildung 2-7). Nichtsdestotrotz sind diese Konzentrationen im Hinblick auf den Grenzwert der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung (50 mg/l) und die Talsperrenbewirtschaftung als außerordentlich günstig zu bewerten.

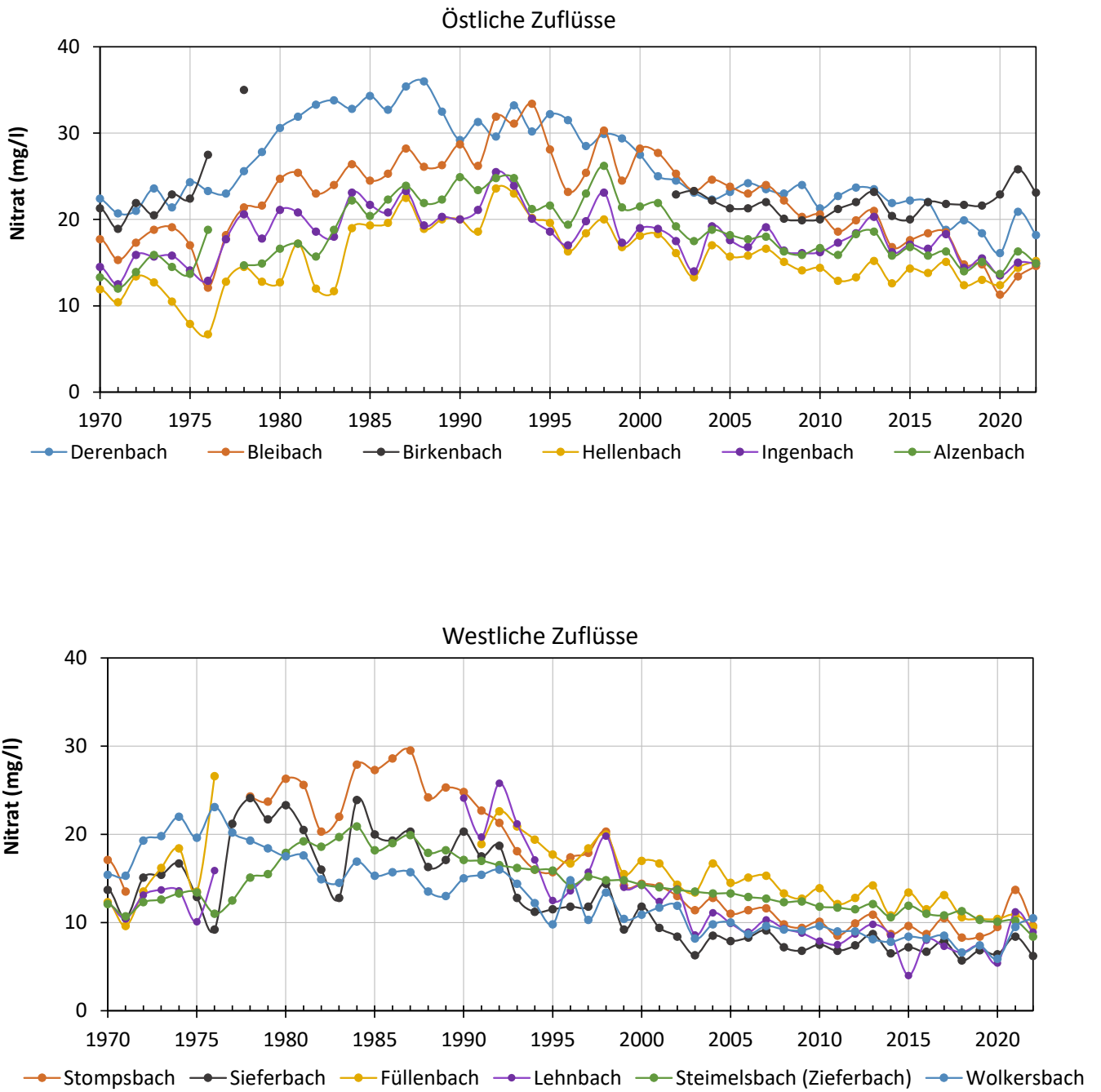
Die Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration sind in einzelnen Zuflüssen etwas höher als im Wahnbach, liegen aber 2021 und 2022 immer unter 30 mg/l (Abbildung 2-8). Weiterhin ist erkennbar, dass

die östlichen Zuflüsse auf einem höheren Konzentrationsniveau liegen als die westlichen. 2021 ist die Nitratkonzentration in den meisten Zuflüssen im Vergleich zu 2020 leicht gestiegen, jedoch in 2022 wieder gesunken.

In der langjährigen Betrachtung sind in allen Zuflüssen durchgehend fallende Tendenzen zu beobachten. In einigen Zuflüssen werden sogar 10 mg/l unterschritten (Wolkersbach, Stombsbach, Sieferbach, Lehnbach). Bezogen auf die letzten Jahre ist teilweise eine Stabilisierung der Konzentrationen auf niedrigem Niveau festzustellen.

Abbildung 2-8

Entwicklung der Nitratkonzentration (Jahresmittelwerte) in den direkten Zuläufen der Talsperre von 1970 bis 2022.



2.1.5 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

Die Entnahmestellen für die Untersuchungen auf Pflanzenschutzmittel sind auf einer Karte in Abbildung 2-9 dargestellt und die Untersuchungsergebnisse in Tabelle 2-3 zusammengefasst. Diese Tabelle zeigt nicht alle untersuchten Wirkstoffe und deren Abbauprodukte

(Metabolite), sondern nur die schon einmal nachgewiesen wurden. Das Beprobungsintervall und Analysespektrum der Entnahmestellen können ebenfalls Tabelle 2-3 und Abbildung 2-9 entnommen werden.

Entnahmestellen zur PBSM-Analytik	2021	2022
0 Quelle Wahnbach	Keine Beprobung	Juni
1 Kläranlagen Much und Hillesheim	Juni und November	Juni und November
2 Wahnbach	Apr.-Sep.: wöchentlich Okt.-Mrz.: monatlich	Apr.-Sep.: wöchentlich Okt.-Mrz.: monatlich
3 Auslauf Phosphoreliminierungsanlage (PEA)	Monatlich	Monatlich
4 Zuläufe	April und Oktober	April und Oktober
5 Rohwasser Talsperre	Monatlich	Monatlich

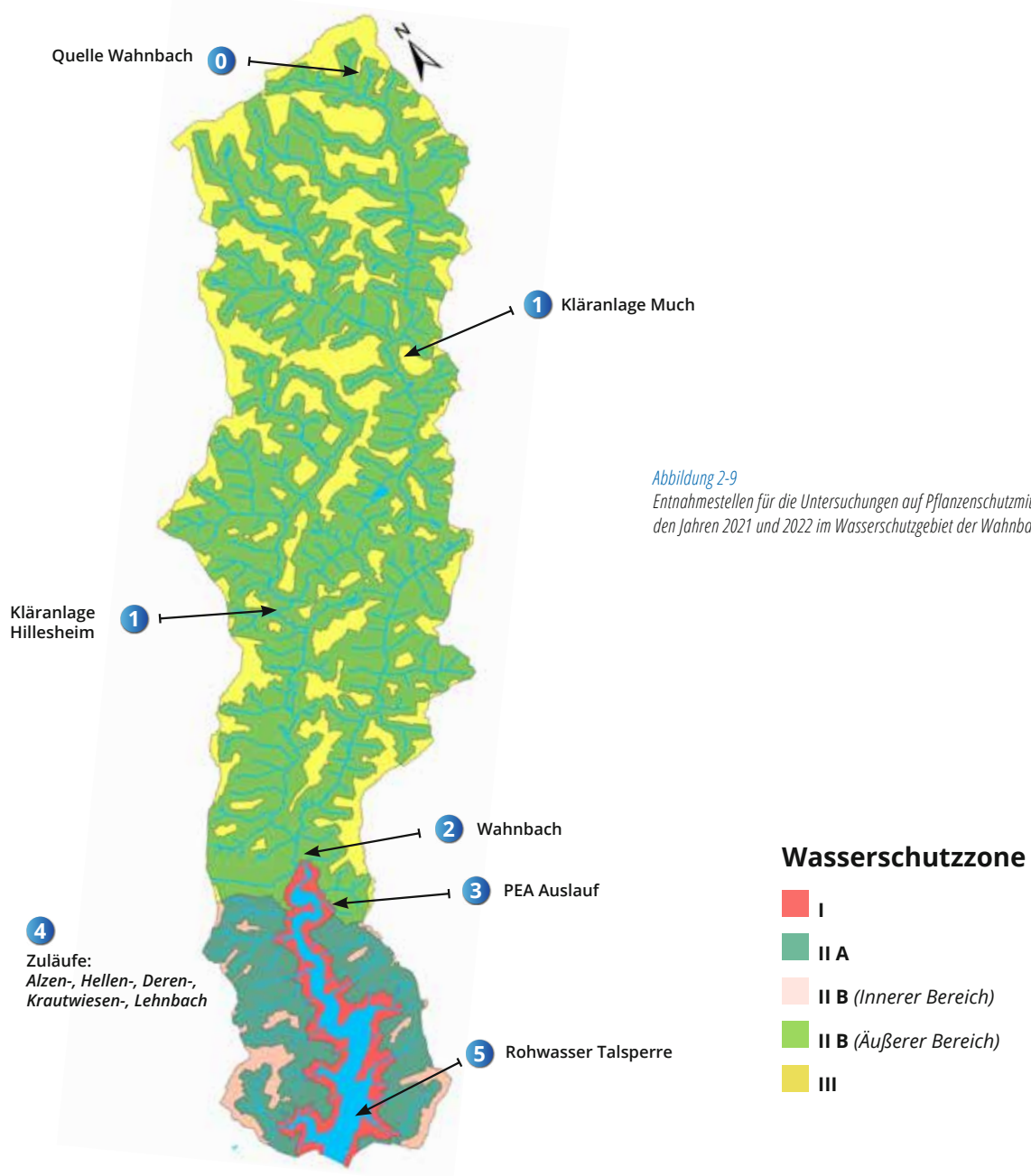


Abbildung 2-9
Entnahmestellen für die Untersuchungen auf Pflanzenschutzmittel (PBSM) in den Jahren 2021 und 2022 im Wasserschutzgebiet der Wahnbach-Talsperre.

Tabelle 2-3

Nachweise von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.

	Quelle Wahnbach ⁴⁾		Auslauf KA Much ¹⁾		Auslauf KA Hillesheim ¹⁾		Wahnbach ²⁾		Auslauf PEA ¹⁾		Zuflüsse Stausee ³⁾		Rohwasser Talsperre ¹⁾	
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
Diuron	n.a.	0	0	Nov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glyphosat	n.a.	0	0	0	0	Nov	0	0	0	0	0	0	0	0
AMPA	n.a.	Juni	Juni, Nov	Juni, Nov	Juni, Nov	Juni, Nov	0	0	0	0	0	0	0	0
Simazin	n.a.	0	0	0	0	Juni	0	Juni	0	0	0	0	0	0
Terbutryn	n.a.	0	0	Nov	0	Juni, Nov	0	0	0	0	0	0	0	0
Terbuthylazin	n.a.	0	Juni	Juni	Juni, Nov	0	Juni, Juli	Juni	0	0	0	0	0	Juni, Nov
Desethylterbuthylazin	n.a.	0	0	0	0	0	Juli	0	0	0	0	0	0	0
Metolachlor	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mecoprop	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MCPA	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicamba	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Prometryn	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sebuthylazin	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichlorprop	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bentazon	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Metribuzin	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Atrazin	n.a.	0	Juni	0	Juni	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Desisopropylatrazin	n.a.	0	Juni, Nov	Juni	Nov	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bromacil	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bromoxynil	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fluroxypyr	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2,4-D	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Propoxur	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Triclosan	n.a.	0	Nov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clopyralid	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Propicanazol	n.a.	0	0	0	0	Juni	0	0	0	0	0	0	0	0
Isoproturon	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2,6 Dichlorbenzamid	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MCPB	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2,4,5-T	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2,4-DB	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ioxynil	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tebuconazol	n.a.	0	Juni	Juni, Nov	Juni, Nov	Juni, Nov	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitrosodimethylamin (NDMA)	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pethoxamid	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cybutryn	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Imidacloprid	n.a.	0	Juni	Juni, Nov	Juni	Juni, Nov	0	0	0	0	0	0	0	0
Aminopyralid	n.a.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Erläuterung

0 = kein Nachweis

rote Markierung = Überschreitung des Grenzwertes der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung

n.a. = nicht analysiert

KA = Kläranlagen

PEA = Phosphoreliminierungsanlage

1) Untersuchung Juni, Nov

2) Untersuchung monatlich

3) Untersuchung April, Okt

4) Untersuchung Juni

Das Untersuchungsspektrum auf Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte umfasst 44 Stoffe, die im hauseigenen Labor untersucht werden. Zusätzlich zu diesen Analysen wurden 2021 und 2022 im Juni und November zirka 120 weitere Wirkstoffe

aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte durch ein externes Institut analysiert. Diese Beprobungen wurden jeweils zu Phasen mit Niedrigwasserabfluss durchgeführt (Abbildung 2-10).

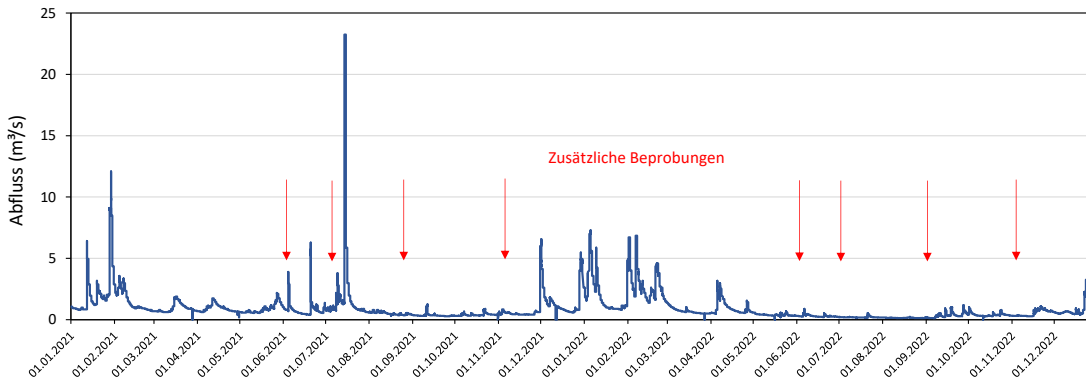


Abbildung 2-10
Abflussmengen des Wahnbachs
in den Jahren 2021 und 2022.

Im Jahr 2022 wurde an der Quelle des Wahnbachs AMPA, das Abbauprodukt von Glyphosat, nachgewiesen. Glyphosat wird unter anderem als Unkrautvernichter im Hausgartenbereich eingesetzt. In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden 2021 und 2022 am häufigsten AMPA, Terbutryn, Terbutylazin, Desisopropylatrazin, Imidacloprid und Tebuconazol nachgewiesen. Vereinzelt wurden auch Glyphosat, Atrazin, Triclosan, Simazin und N, N-Dimethylsulfamid (DMS) nachgewiesen. Teilweise lagen die Konzentrationen über dem Grenzwert von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung (Tabelle 2-3). Dieser Grenzwert gilt nicht für den Metabolit AMPA. Wohingegen die Stoffe Terbutylazin, Imidacloprid und Tebuconazol als Herbizide, Fungizide bzw. Insektizide angewendet werden, kann Terbutryn auch in Fassadenmaterialien enthalten sein. Eine Anwendung der nicht mehr zugelassenen Wirkstoffe Glyphosat (Abbildung 2-11) und Atrazin im Wasserschutzgebiet wird nicht angenommen. Es wird davon ausgegangen, dass Restkonzentrationen aus früheren Anwendungen immer noch im Boden vorhanden sind und sukzessive ausgetragen werden.

Im Wahnbach, vor der Mündung in die Vorsperre, wurden 2021 und 2022 die in den Ausläufen der Kläranlagen nachgewiesene Substanz Terbutylazin gefunden. Die Häufigkeit der Nachweise und die Konzentrationshöhen sind allerdings geringer geworden. Zusätzlich wurden Desethylterbutylazin und Simazin nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen, mit Ausnahme von Terbutylazin im Juli, alle unter dem Grenzwert der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz. Insgesamt wurde die Belastung des Wahnbachs mit Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukten (Metabolite) seit 1989 stark verringert.

Im Auslauf, also dem Filtrat der Phosphoreliminierungsanlage (PEA), wurde keiner dieser Stoffe nachgewiesen. Diese Beobachtung lässt vermuten, dass die Aufbereitung in der Phosphoreliminierung zu einer Elimination der Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln oder deren Abbauprodukte führt. Aus vorangegangenen Untersuchungen ist jedoch bekannt, dass diese Aufbereitungsverfahren keinen oder nur einen geringfügigen Einfluss haben. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass es sich bei den beobachteten Konzentrationen um einen Verdünnungseffekt handelt.

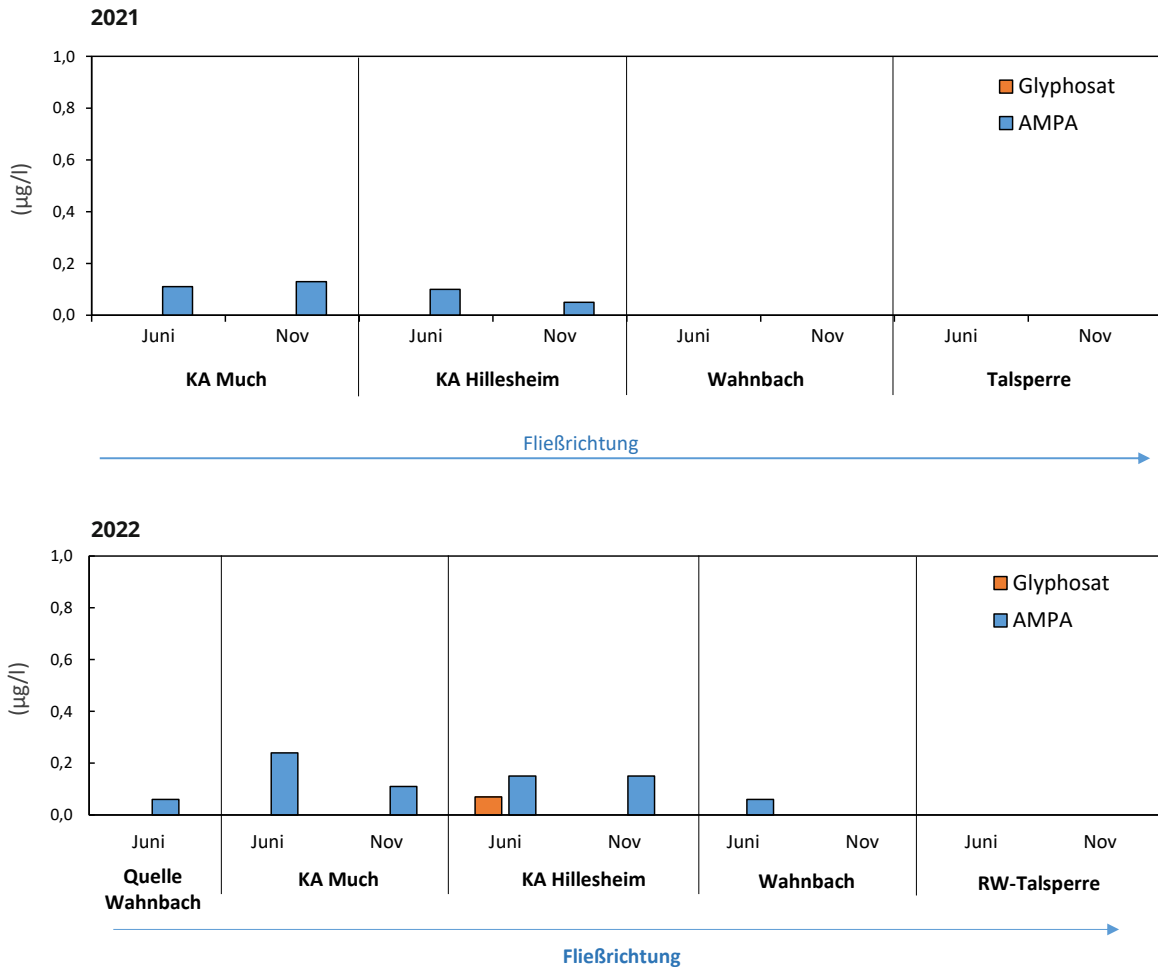
In sechs Zuflüssen, die unmittelbar in den Stausee münden, wurden keine Wirkstoffe oder deren Metabolite nachgewiesen. Im Rohwasser der Talsperre wurde nach wie vor Terbutylazin nachgewiesen.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass Einträge aus dem Siedlungsbereich (Ausläufe der Kläranlagen) und aus dem landwirtschaftlichen Bereich erfolgen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Zahl der nachgewiesenen Stoffe und deren Konzentration auf der Transportstrecke von den Ausläufen der Kläranlagen bis hin zur Rohwasserentnahme deutlich abnehmen (Tabelle 2-3).

Das in der Öffentlichkeit intensiv diskutierte Glyphosat (mit seinem Abbauprodukt AMPA) wurde als Totalherbizid zur Unkrautbekämpfung auf befestigten Flächen und im Rahmen des Direktsaatverfahrens auf landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt. AMPA kann auch aus den Phosphorverbindungen gebildet werden, die zum Beispiel in Waschmitteln enthalten sind. Eine eindeutige Zuordnung zu einer Belastungsquelle ist nicht möglich. Es erscheint allerdings unwahrscheinlich, dass die Einträge aus früheren Anwendungen im Zuge des Direktsaatverfahrens stammen, da dieses gerade die Erosion und den damit verbundenen Eintrag in die oberirdischen Gewässer vermindert. Dafür sprechen auch die höheren Konzentrationen in den Abläufen der Kläranlagen und die deutliche Konzentrationsabnahme auf der Fließstrecke des Wahnbachs (Abbildung 2-11). Nach Inkrafttreten der novellierten Pflanzenschutzanwendungsverordnung vom 2. September 2021 ist die Anwendung von Glyphosat in Wasserschutzgebieten verboten. Das Direktsaatverfahren kann daher nicht mehr in der bisherigen Form durchgeführt werden. Einige Landwirte haben daher ihre Ackerflächen wieder gepflügt, wodurch die Gefahr der Bodenerosion mit den damit verbundenen Einträgen von Stoffen und Krankheitserregern in die oberirdischen Gewässer verstärkt wird. Alternative Möglichkeiten über flache Bodenbearbeitungen (zum Beispiel mit der Kurzscheibenegge) mit anschließender Aussaat durch Direktsaatgeräte wurden geprüft und anschließend für die Landwirte im Rahmen der Wasserschutzkooperation als Fördermaßnahme angeboten. Die Wasserschutzkooperation muss aber auch überlegen, ob die Ackerbauanbaufläche im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre zukünftig reduziert und durch Grünlandnutzung ersetzt werden kann.

Abbildung 2-11

Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in den Jahren 2021 (oben) und 2022 (unten).



Weiterhin wurden in 2021 und 2022 jeweils im Juni und November Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt (Tabelle 2-4). Nicht relevante Metabolite sind Abbauprodukte von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, die weder eine definierte pestizide Restaktivität, noch ein pflanzenschutzrechtlich relevantes human-toxisches oder ökotoxisches Potenzial besitzen. Die Bewertung ihrer Anwesenheit im Trinkwasser folgt deshalb dem Vorsorge-Konzept der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für „nicht bewertbare“ Stoffe des Umweltbundesamtes (UBA). In Tabelle 2-4 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 42 untersuchten nrM wurden 2021 drei und 2022 vier nachgewiesen. Zu keinem Zeitpunkt wurde der GOW überschritten.

In 2022 wurde an der Quelle des Wahnbachs S-Metolachlor-Sulfonsäure (CGA 380168/CGA 354743) und N, N-Dimethylsulfamid (DMS) nachgewiesen. Letzteres wurde ebenfalls im Auslauf der Kläranlage Much nachgewiesen. Der nrM S-Metolachlor (S-Metabolit CGA 380168 ESA-Sulfonsäure) wurde im Unterlauf des Wahnbachs, im Auslauf der PEA sowie 2021 einmalig im Rohwasser der Talsperre nachgewiesen. Ein ähnliches Verteilungsmuster zeigt Desphenyl-Chloridazon (Metabolit-B). Dieser Stoff wurde ebenfalls im Unterlauf

des Wahnbachs und 2021 einmalig im Auslauf der PEA nachgewiesen. Dort wurde weiterhin S-Metolachlor-Sulfonsäure (CGA 380168/CGA 354743) nachgewiesen. Die nachgewiesenen Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die z.B. bei Mais (S-Metolachlor) und Zuckerrüben (Desphenyl-Chloridazon-Metabolit B) eingesetzt werden.

Eine zeitliche Darstellung für Desphenyl-Chloridazon-Metabolit B zeigt, dass seit 2013 der gesundheitliche Orientierungswert von 3,0 µg/l dauerhaft unterschritten ist (Abbildung 2-12). 2019 wurde dieser nrM an keiner der Entnahmestellen nachgewiesen. Ab 2020 wurde er wieder vereinzelt im Unterlauf des Wahnbachs und im Auslauf der PEA nachgewiesen.

Die Konzentrationsverteilung an den verschiedenen Entnahmestellen ist ein weiterer Hinweis, dass Einträge in die oberirdischen Gewässer auch aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in der Landwirtschaft erfolgen. Die Abbildung 2-12 zeigt auch, dass Einträge über die Kläranlagen erfolgen, dass auf der Fließstrecke des Wahnbachs eine Verdünnung erfolgt und dass keine Reduktion durch die Aufbereitung in der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) und den Aufenthalt im Stausee auftritt.

Tabelle 2-4

Nachweise von nicht relevanten Metaboliten (Häufigkeit und Konzentrationsbereich) im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.

Entnahmestelle	Quelle Wahnbach	KA Much		KA Hillesheim		Wahnbach		Auslauf PEA		Rohwasser Talsperre		
		2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022	
Häufigkeit der Untersuchung	0	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2
Nicht relevanter Metabolit	GOW											
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3	n.a.	/	/	/	/	/	2 0,08	1 0,06	2 0,06-0,07	1 0,06	1 0,06
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 368208	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168/CGA 354743	3	n.a.	1 0,06	/	/	/	/	/	/	/	1 0,06	/
Metazachlor- Sulfonsäure BH 479-9	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Desphenyl-Chloridazon-Met. B	3	n.a.	/	/	/	/	/	2 0,05-0,09	1 0,06	1 0,01	/	/
Methyl-desphenylchloridazon Met. B 1	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethylsulfamid (DMS)	1	n.a.	1 0,06	1 0,84	2 0,1-0,47	/	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor CGA 369873	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Flufenacet OA	/	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 5	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl GA 108906	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1	n.a.	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/

Erläuterung

Konzentrationen in µg/l; GOW = Gesundheitlicher Orientierungswert gemäß Bundesumweltamt (31. Januar 2012); KA = Kläranlage; PEA = Phosphoreliminierungsanlage

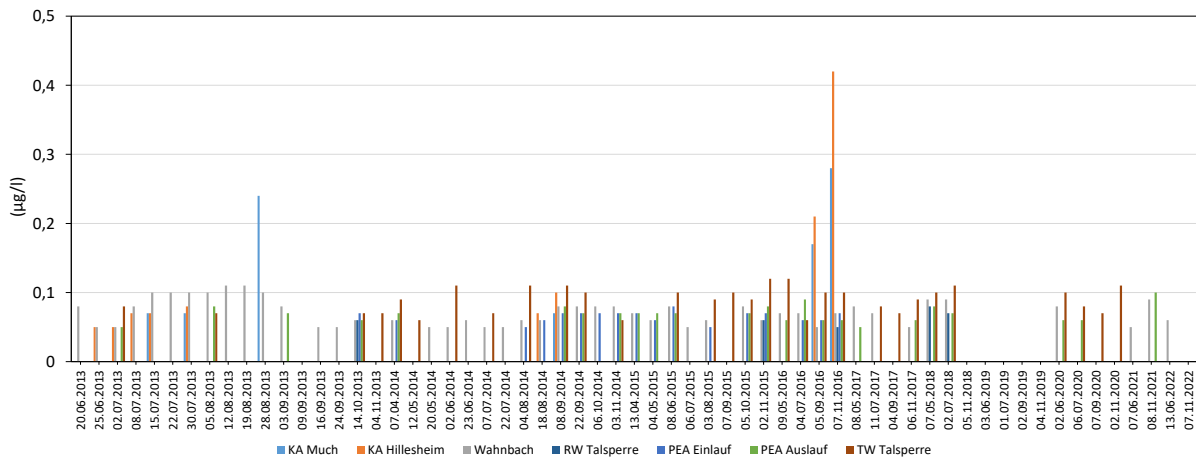


Abbildung 2-12
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre von 2013 bis 2022.

2.1.6 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden ebenfalls orientierende Untersuchungen auf 21 Wirkstoffe aus Arzneimitteln bzw. deren Metabolite sowie auf fünf Röntgenkontrastmittel durchgeführt (Abbildung 2-13). In der Quelle des Wahnbachs wurden 2022 Diclofenac, Valsartansäure und Oxipurinol nachgewiesen. In den Ausläufen der Kläran-

lagen in Much und Hillesheim wurden sowohl 2021 als auch 2022 alle Stoffe mindestens einmal nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen teilweise deutlich über dem jeweiligen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser. Dies wird besonders bei dem Antidiabetikum

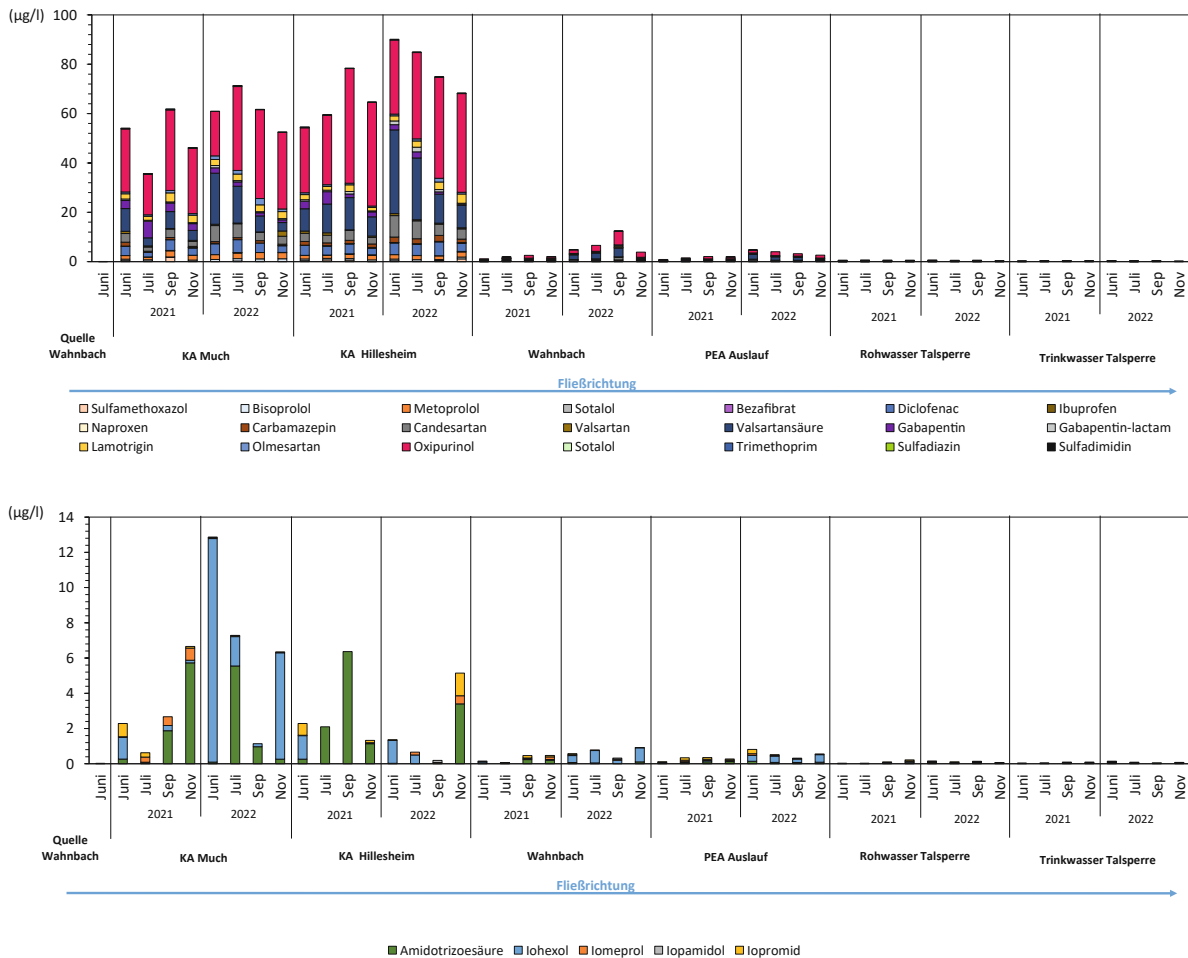


Abbildung 2-13
Arzneimittel (oben) und Röntgenkontrastmittel (unten) im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.

Metformin und seinem Abbauprodukt Guanylharnstoff deutlich, die den GOW von 1,0 µg/l deutlich überschreiten (Abbildung 2-14 und Abbildung 2-15). Im Wahnbach, vor der Mündung in die Vorsperre, wurden 21 dieser Stoffe mindestens einmal nachgewiesen. Die Konzentrationen sind an dieser Stelle deutlich niedriger und Überschreitungen des GOW treten nur noch vereinzelt auf. Im Auslauf der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) wurden 16 dieser Stoffe nachgewiesen. Im Rohwasser der Talsperre und im Trinkwasser wurden 21 bzw. nur noch 16 Stoffe nachgewiesen.

Die Konzentrationen im Trinkwasser lagen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW. Darüber hinaus wurden ebenfalls Untersuchungen

auf zwei Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt. Dabei wurde Sulfadiazin nur in den Ausläufen der Kläranlagen nachgewiesen und die Konzentrationen lagen unterhalb des vom Umweltbundesamt empfohlenen Orientierungswertes von 0,1 µg/l. Sulfadiazin ist Bestandteil antibakterieller Salben und kann daher auch Anwendung in der Humanmedizin finden.

Wie bei den bereits erwähnten Wasserinhaltsstoffen ist auch bei den Arznei- und Tierarzneimitteln ein starker Einfluss der Kläranlagen in Much und Hillesheim nachzuweisen. Weiterhin ist eine deutliche Reduzierung der Konzentrationen auf der Fließstrecke des Wahnbachs bis hin zur Rohwasserentnahme zu erkennen.

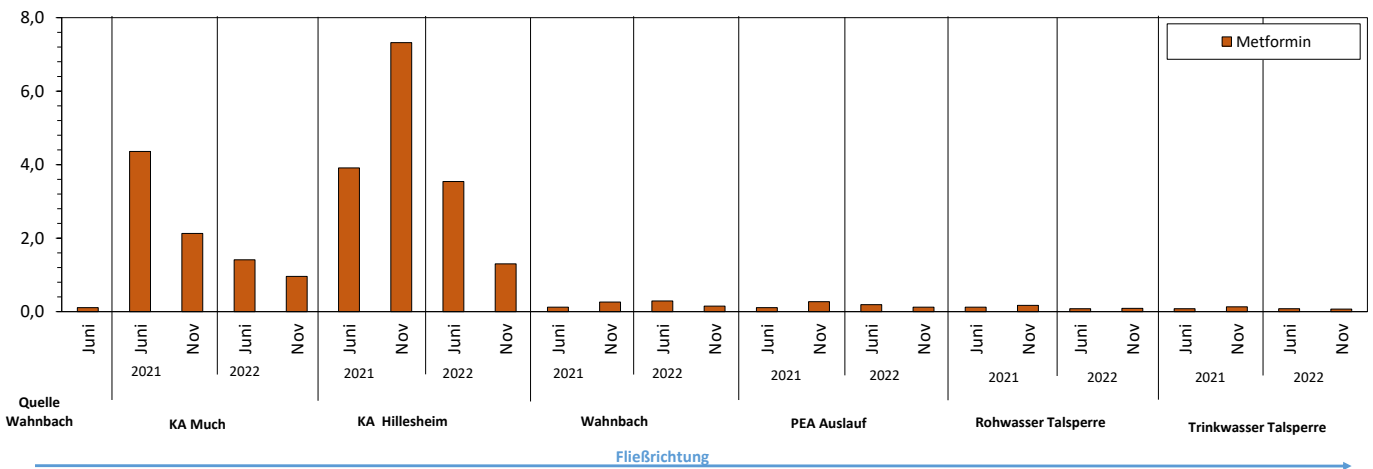


Abbildung 2-14 Metformin im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.

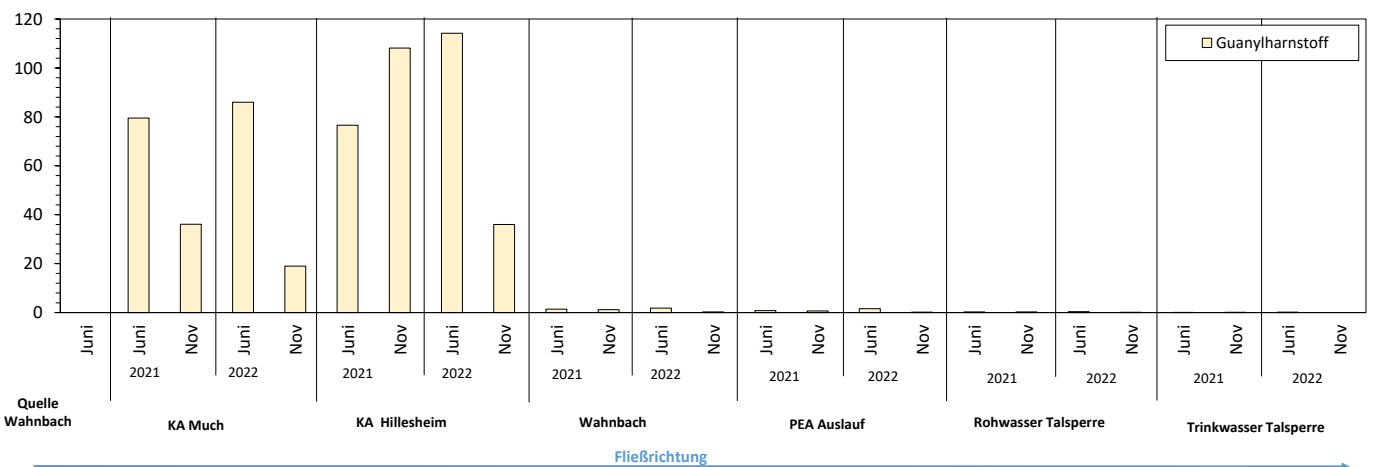


Abbildung 2-15 Guanylharnstoff, der Metabolit von Metformin, im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.

2.1.7 SPURENSTOFFE

Es wurden auch orientierende Untersuchungen auf 11 weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (Trifluoressigsäure (TFA), Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammenschutzmittel).

In der Quelle des Wahnbachs wurden die meisten dieser Stoffe mit geringen Konzentrationen nachgewiesen. In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden alle Stoffe nachgewiesen. Bei den Triazolen, den Flammenschutzmitteln und den Komplexbildnern treten dabei teils

erhebliche Überschreitungen der gesundheitlichen Orientierungswerte für Trinkwasser auf (Abbildung 2-16 bis Abbildung 2-18).

Im Unterlauf des Wahnbaches, im Auslauf der Phosphoreliminierungsanlage (PEA), im Rohwasser der Talsperre sowie im Trinkwasser wurden einige dieser Stoffe ebenfalls nachgewiesen.

Die Konzentrationen liegen aber weit unterhalb der jeweiligen GOW.

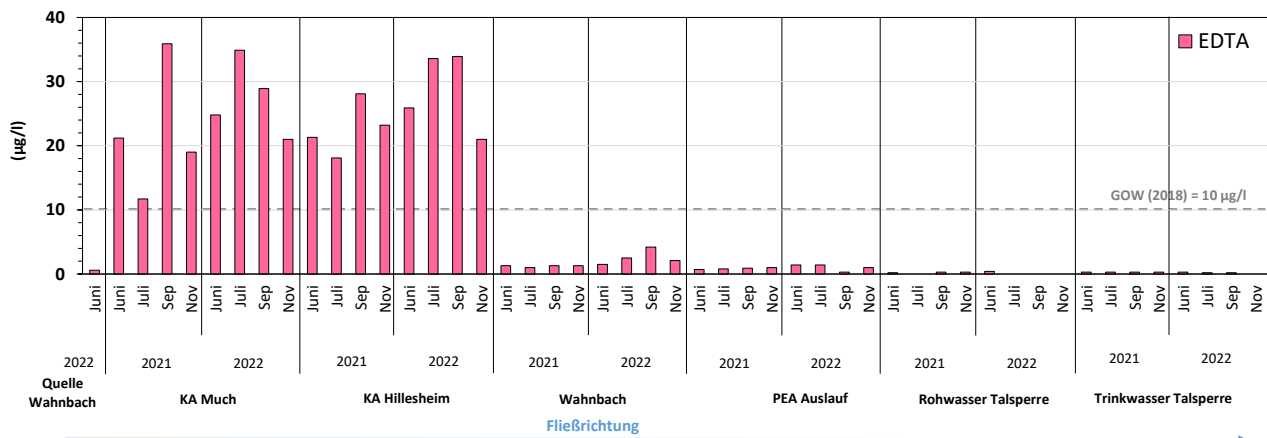


Abbildung 2-16

Nachweise des Komplexbildners EDTA (Ethylendinitrilotetraessigsäure) im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.

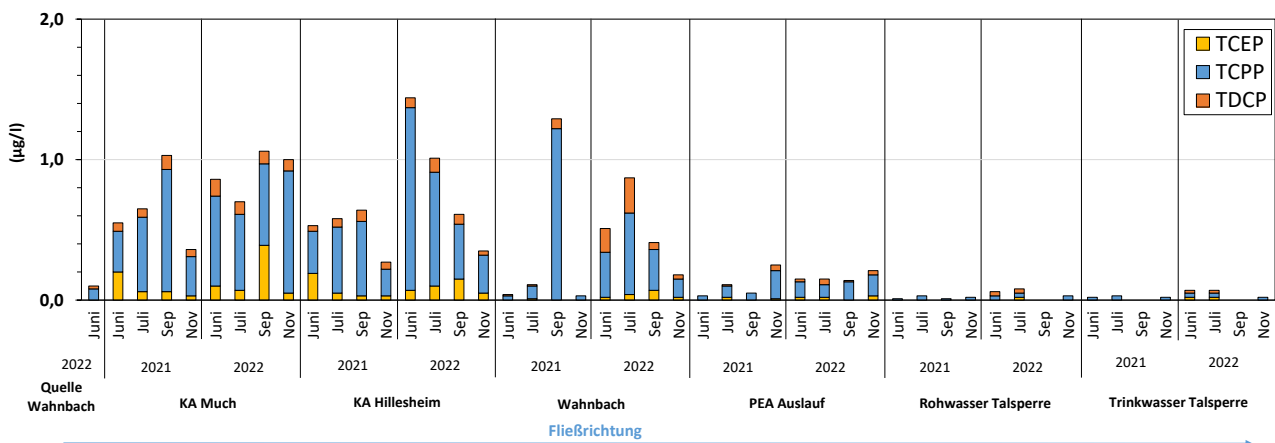


Abbildung 2-17

Nachweise von Flammenschutzmitteln im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.

Insgesamt ist eine Abnahme in den Konzentrationen der Spurenstoffe in Fließrichtung festzustellen. Die Ausläufe der Kläranlagen in Much und Hillesheim zeigen starke Einflüsse mit einer anschließend deutlichen Reduzierung entlang der Fließstrecke des Wahnbachs. Dies wird besonders am Süßstoff Acesulfam (Abbildung 2-19) und an TFA (Abbildung 2-20) deutlich. Acesulfam gilt in sauerstoffhaltigem Milieu als persistent.

Die Verringerung der Konzentrationen auf dem Transportweg bis zum Einlauf in die Vorsperre wird daher, auch wegen der kurzen Fließzeiten, auf einen Verdünnungseffekt im Wahnbach zurückgeführt. Auf dem weiteren Transportweg bis in das Rohwasser können zusätzlich Abbauprozesse in der Vorsperre und im Stausee wirksam werden (längere Verweilzeiten).

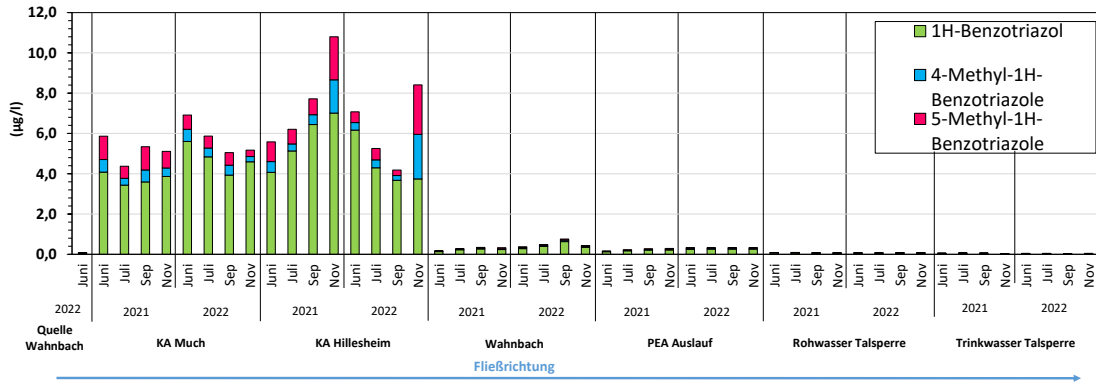


Abbildung 2-18
Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Wasserschutzgebiet der WAhnbachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.

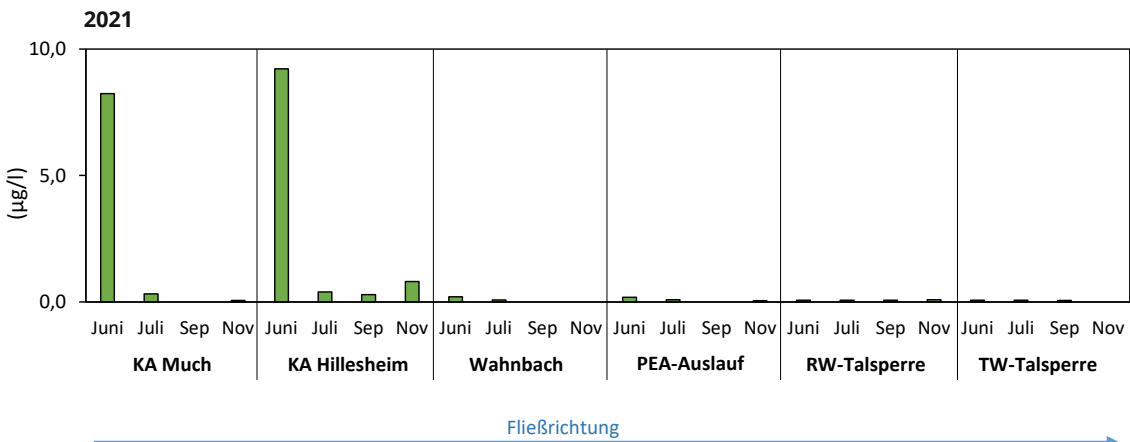


Abbildung 2-19
Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Wasserschutzgebiet der WAhnbachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.

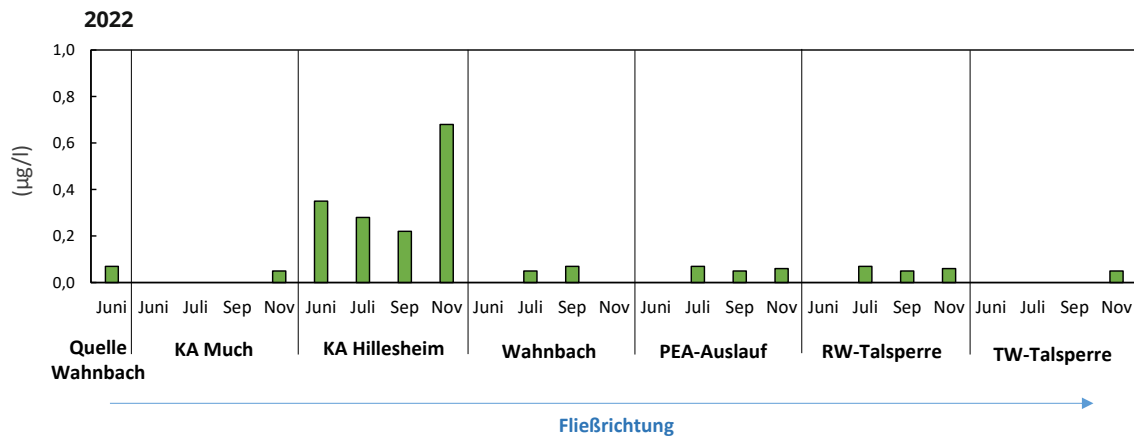
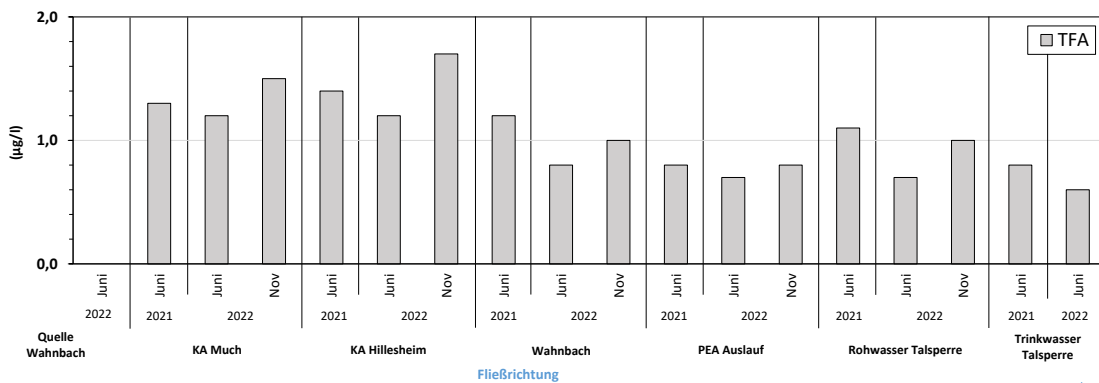


Abbildung 2-20
Nachweise der Industriechemikalie Trifluoressigsäure (TFA) im Wasserschutzgebiet der WAhnbachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022.



2.1.8 PER- UND POLYFLUORIERTER ALKYLSTOFFE (PFAS)

PFAS ist eine Abkürzung für die Stoffgruppe der per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen. Dabei handelt es sich um organische Verbindungen, die fluorierte Kohlenstoffketten enthalten. PFAS haben wasser- und fettabweisende Eigenschaften und sind daher in diversen Produkten des täglichen Bedarfs enthalten. So z. B. in Kosmetika, Lebensmittelverpackungen, Auto- und Fußbodenpolitur, Klarspülern, Regenbekleidung oder Pfannen. Ebenso werden PFAS in der Industrie, insbesondere in Feuerlöschschäumen, verarbeitet. Aufgrund dieser vielfältigen Verwendungen existieren verschiedenste Eintragspfade in die Umwelt. In der Umwelt verbleiben PFAS aufgrund ihrer Persistenz über einen sehr langen Zeitraum und können daher weiträumig verbreitet sein.

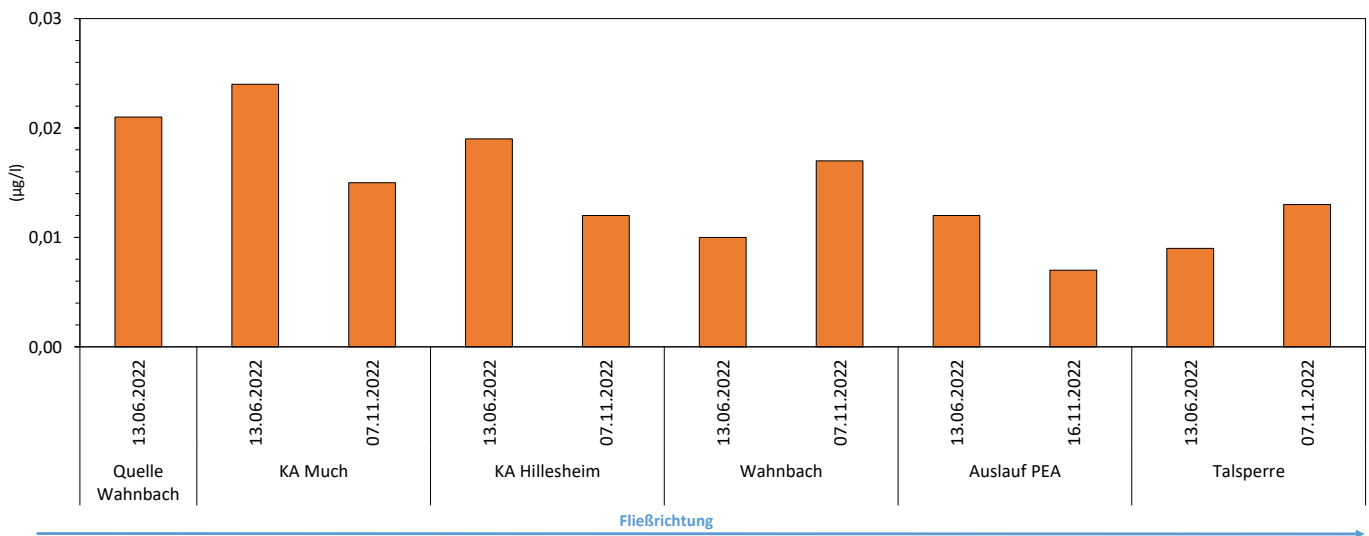
In der EU-Trinkwasserrichtlinie wurde der Parameter „Summe PFAS-20“ für 20 Einzelsubstanzen, die von besonderer Relevanz für Trinkwasser sind, eingeführt. Weiterhin wurde für vier PFAS (PFOA, PFOS, PFNA und PFHxS) der Parameter „Summe PFAS-4“ eingeführt.

Mit in Kraft treten der neuen Trinkwasserverordnung am 24. Juni 2023 wird ab dem 12. Januar 2026 für die Summe PFAS-20 ein Grenzwert von 0,1 µg/l und ab dem 12. Januar 2028 für die Summe PFAS-4 ein Grenzwert von 0,02 µg/l gelten.

Bereits 2020 wurde damit begonnen den Parameterumfang an den verschiedenen Probenahmestellen innerhalb des Wasserschutzgebiets zu erhöhen. 2022 wurde das Messnetz erneut sowohl räumlich als auch zeitlich verdichtet. Die Ergebnisse der Untersuchungen von 2022 sind in Abbildung 2-21 in Form der Summe PFAS-20 dargestellt. An allen Probenahmestellen wurde mindestens eine Einzelsubstanz der Summe PFAS-20 nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen dabei deutlich unter dem Grenzwert von 0,1 µg/l. Es wurde keine der Einzelsubstanzen der Summe-4 PFAS nachgewiesen. Um eine Aussage über mögliche Eintragspfade treffen zu können, sind weitere Untersuchungen notwendig.

Abbildung 2-21

Nachweise der Summe PFAS-20 im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2022. Die PFAS Grenzwerte für Trinkwasser werden ab dem 12. Januar 2026 und 2028 gelten.



2.2 GRUNDWASSERGEWINNUNG UNTERE SIEG (MEINDORF)

2.2.1 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM GRUNDWASSERMESSTELLEN UND BRUNNEN

Die qualitative Untersuchung des Grundwassers im Einzugsgebiet ist eine wesentliche Grundlage, um

- die Güte des Grundwassers im gesamten Einzugsgebiet zu beurteilen,
- Belastungsschwerpunkte innerhalb des Einzugsgebietes zu erkennen,
- Veränderungen der Gewässergüte zu identifizieren,
- die Notwendigkeit von Gewässerschutzmaßnahmen zu erkennen,
- frühzeitig akute Gefährdungen der Trinkwassergewinnung zu erkennen und Schutz- oder Sanierungsmaßnahmen einleiten zu können,
- die Förderung aus einzelnen Brunnen zu steuern,
- Argumente für Diskussionen mit Verursachern von Stoffeinträgen zu erhalten.

Tabelle 2-5

Entnahmestellen und Untersuchung von Grundwasserproben im Wasserschutzgebiet Meindorf an der unteren Sieg in den Jahren 2021 und 2022.

Untersuchungen auf:						
Entnahmezyklus	Anorganische Hauptionen, gesamter organischer Kohlenstoff	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	Nicht relevante Metabolite	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)
Monatlich	11 Grundwasser-messstellen					
Halbjährlich	42 Grundwasser-messstellen					
4 x pro Jahr	11 Grundwasser-messstellen	14 Grundwasser-messstellen				
Juni, November			6 Grundwasser-messstellen, Rohwasser der Brunnen	6 Grundwasser-messstellen, Rohwasser der Brunnen	6 Grundwasser-messstellen, Rohwasser der Brunnen	5 Grundwasser-messstellen, Rohwasser der Brunnen

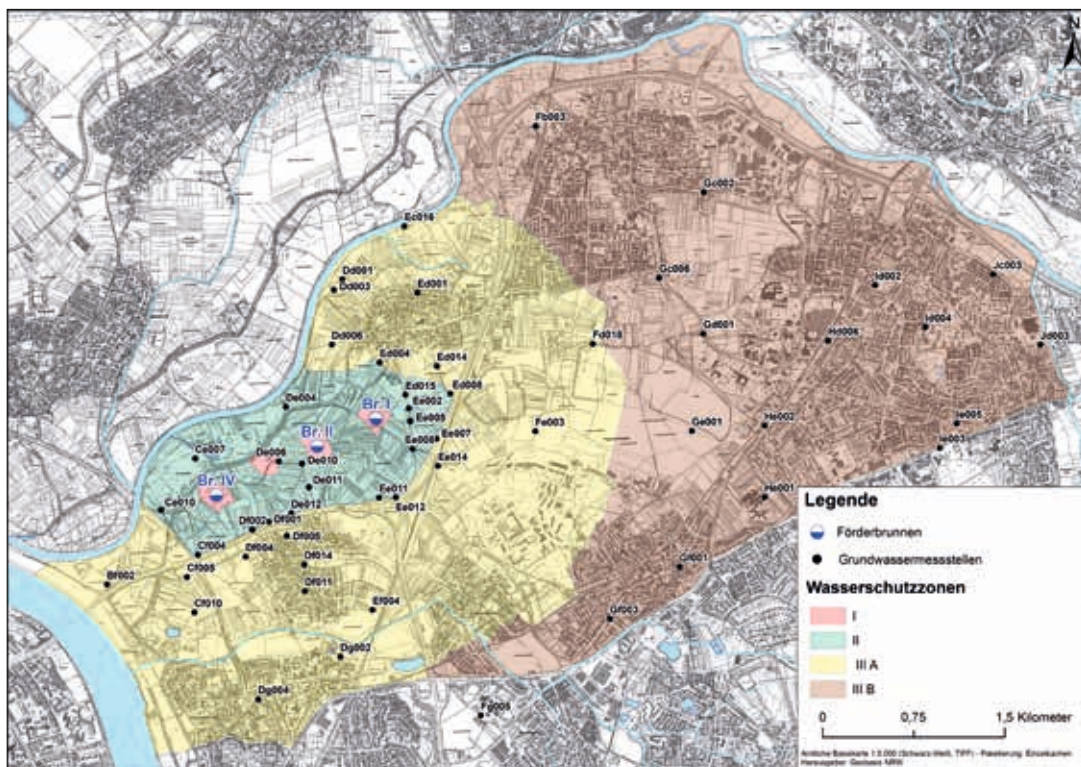


Abbildung 2-22
Probenahmestellen im Wasserschutzgebiet Meindorf an der unteren Sieg in den Jahren 2021 und 2022.

Tabelle 2-6

Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser (Brunnen) Meindorf

Jahr 2021	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen 1	147	147 (CCA)	11	98
Brunnen 2	148	148 (CCA)	11	99
Brunnen 4	149	149 (CCA)	11	99
Jahr 2022	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen 1	144	144 (CCA)	7	97
Brunnen 2	142	142 (CCA)	7	97
Brunnen 4	139	139 (CCA)	7	97

2.2.2 MIKROBIOLOGIE BRUNNEN MEINDORF

Im Rohwasser der Grundwasserbrunnen der TA Meindorf lagen in den Berichtsjahren 2021 und 2022 die Koloniezahlen bei 20°C und 36°C bei 0 bis 3 Koloniebildenden Einheiten (KBE) pro Milliliter, in einem Einzelfall bei 6 KBE/ml. Für alle Brunnen zusammen betrachtet lag im Jahr 2021 der Anteil der Proben, in denen Koloniezahlen > 0 nachgewiesen wurden, bei 1,1 Prozent (KBE 20°C) bzw. 3,1 Prozent (KBE 36°C), im Jahr 2022 bei 4,9% (KBE 20°C) bzw. 5,8% (KBE 36°C). *E.coli*, Clostridien und Enterokokken wurden im Berichtszeitraum in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen.

Im Jahr 2021 wurden an zwei Probenahmeterminen in Proben vom Brunnen 2 je ein Coliformer pro 100 Milliliter (Membranfiltration auf CC-Agar) nachgewiesen. Die Identifikation mit API 20 E ergab *Serratia fonticola* (API-Profil 5304753).

An insgesamt acht Probenahmeterminen wurden in Proben vom Brunnen 4 coliforme Bakterien (1 bis 3 pro 100 Milliliter) nachgewiesen:

- Februar (12.02./16.02./22.02.): Identifikation mit API 20 E ergab *Kluyvera intermedia* (1104553), drei der Isolate waren nicht zu identifizieren (API-Profile 1205573 und zweimal 1004153)
- März (01.03./03.03.): Identifikation mit API 20 E ergab *Citrobacter sp.* (1604713), ein Isolat war nicht zu identifizieren (API-Profil 1004113)
- Juli (12.07./19.07./21.07.): Identifikation mit API 20 ergab *Enterobacter aerogenes* (5105753) und *Citrobacter sp.* (1604553), 3 Isolate waren nicht zu identifizieren (1104153, 1004553, 0205573).

Im Jahr 2022 wurden keine coliformen Bakterien im Rohwasser der Brunnen nachgewiesen.

2.2.3 NITRAT

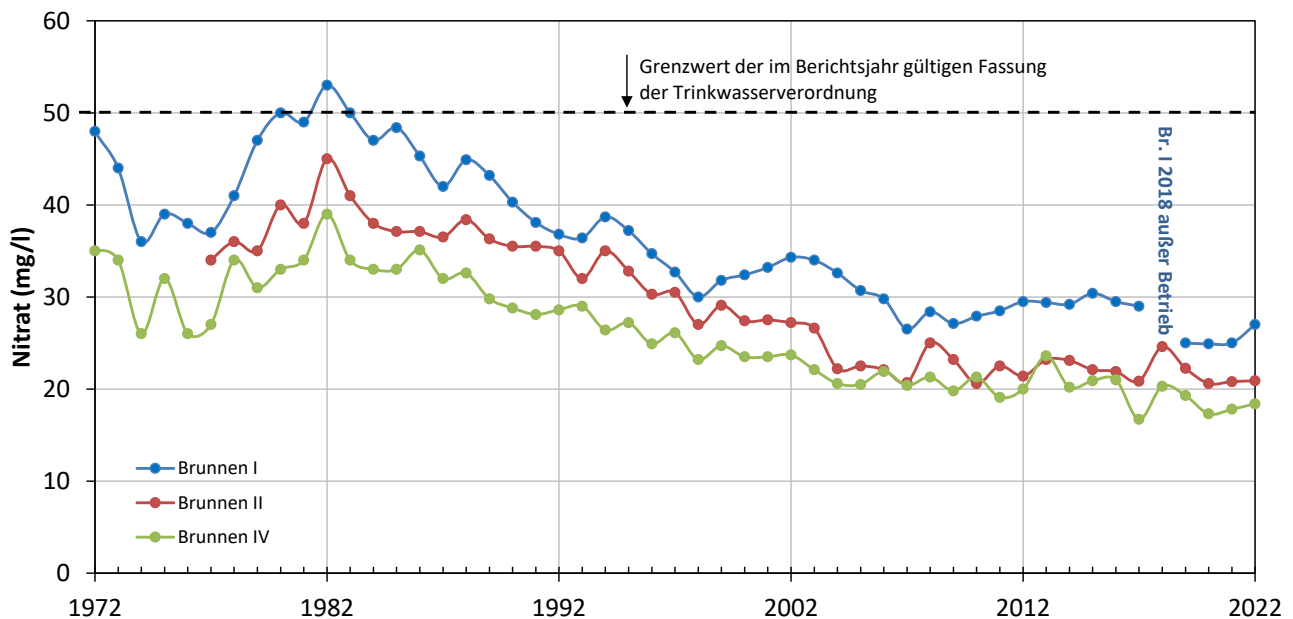
Die Ionenkonzentrationen in den 3 Förderbrunnen zeigen seit ihrer Inbetriebnahme einen vergleichbaren Verlauf. Dies ist am Beispiel der Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration dargestellt (Abbildung 2-23). Aus dieser Darstellung gehen eindeutig die Lage der einzelnen Brunnen und die damit verbundene Beeinflussung durch Uferfiltrat der Sieg hervor. Der am weitesten von der Sieg entfernte Horizontalfilterbrunnen I unterliegt am stärksten den Einflüssen des „landseitigen Grundwassers“ und zeigt daher die höchsten Nitratwerte. Mit weiterer Annäherung an die Sieg über den Horizontalfilterbrunnen II zum Horizontalfilterbrunnen IV nehmen die Gehalte deutlich ab. Die höchsten Konzentrationen traten in den ersten Jahren nach Inbetriebnahme der Horizontalbrunnen I und IV auf. Dies wird auf die hydraulische Situation bei Beginn der Förderung zurückgeführt, als infolge der noch geringeren Grundwasserförderung die Sieg bei niedrigen und mittleren Wasserständen stetig Vorfluter war. Ohne

eine ständige Infiltration von Siegwasser wurde der Chemismus des Grundwassers in erster Linie durch die Neubildung über das Sickerwasser geprägt.

Die Wassergewinnung führte mit steigender Entnahme durch die Absenkung des Grundwasserspiegels zu einer dauerhaften Infiltration aus der Sieg. Der dadurch wegen des geringen Gesamtlösungs- und Nitratgehaltes des Siegwassers bedingte Verdünnungseffekt ließ die Konzentration im Grundwasser zunächst deutlich absinken. In den Jahren 1977–1982 war dann wieder ein Konzentrationsanstieg zu beobachten, der auf eine gestiegene Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung zurückgeführt wird. Anschließend war bis 2007 ein deutlich sinkender Trend der Jahresmittelwerte in den Förderbrunnen erkennbar. Ab 2008 stabilisieren sich die Werte bei 20–25 mg/l in den Brunnen II und IV sowie 25–30 mg/l im Brunnen I. In Brunnen I war bis 2015 ein leicht steigender Trend zu beobachten, der seit 2016

Abbildung 2-23

Entwicklung der Nitratkonzentration (Jahresmittelwerte) in den drei Förderbrunnen des Grundwasserwerkes Meindorf an der unteren Sieg.



von einem sinkenden Trend abgelöst wurde. 2008 trat vor allem am Brunnen II ein Anstieg um bis zu 5 mg/l auf (Abbildung 2-23), der auf die hohe Förderrate bei niedrigen Siegwasserständen mit einer verstärkten Nutzung des landseitigen Grundwasservorrates zurückzuführen ist. In den Brunnen II und IV liegen die Konzentrationen auf einem vergleichbaren Niveau wie 2020. In Brunnen I ist in 2022 ein leichter Anstieg der Jahresdurchschnittskonzentration zu erkennen. Die Jahresdurchschnittskonzentrationen in 2022 von 20,9 mg/l in Brunnen II und 18,4 mg/l in Brunnen IV liegen deutlich unter dem Grenzwert der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l.

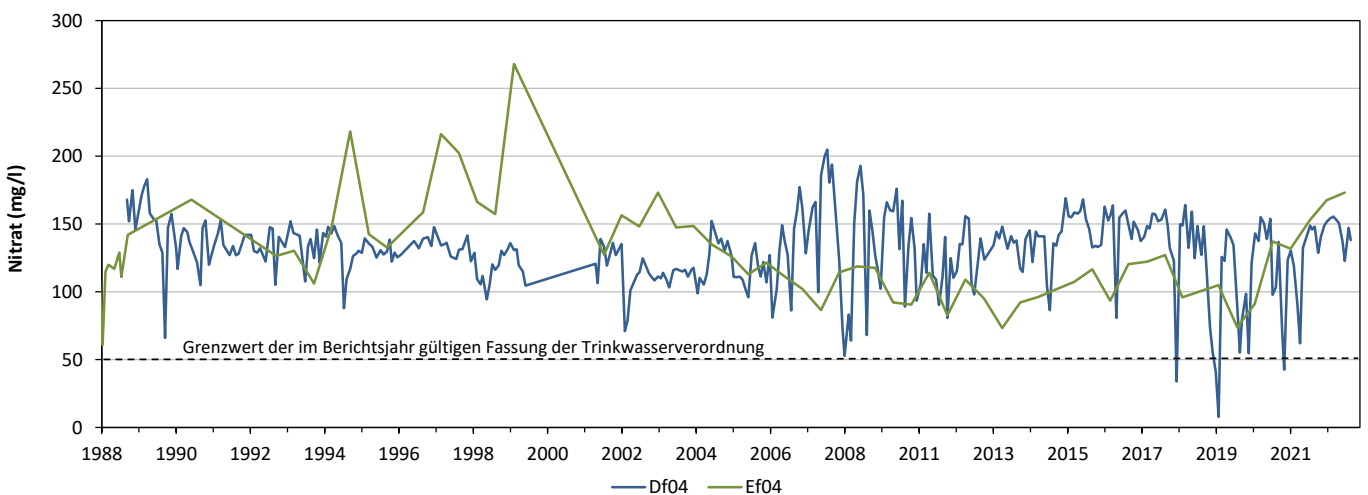
Die in 2022 nachgewiesene maximale Konzentrationen aller drei

Horizontalfilterbrunnen liegt mit 28,2 mg/l in Brunnen I ebenfalls deutlich unter diesem Grenzwert.

Dieser Trend ist ebenfalls durch Beprobungen von Grundwassermessstellen festzustellen. Dabei sind Nitratkonzentrationen im landseitigen Grundwasser höher als im Infiltrationsbereich der Sieg. Dies wird im Vergleich mit den Grundwassermessstellen Df 4 und Ef 4 (Abbildung 2-24) deutlich. Die Nitratkonzentrationen liegen bei beiden Messstellen in 2021 und 2022 zwischen 42,6 und 173,2 mg/l. Beide Grundwassermessstellen sind im Vergleich zu den Horizontalfilterbrunnen weiter von der Sieg entfernt und dadurch von landseitigem Grundwasser mit höheren Nitratkonzentrationen beeinflusst.

Abbildung 2-24

Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) in den Grundwassermessstellen Df 4 und Ef 4 im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg.



Diese räumliche Differenzierung wird durch Betrachtung von Grundwassermessstellen im gesamten Wasserschutzgebiet weiter deutlich. Die Infiltration des gering mineralisierten Siegwassers hat im Grundwasser einen Verdünnungseffekt zur Folge, sodass die Stoffkonzentrationen in diesem Bereich sehr gering sind. Die Einflussgrenze reicht bis etwa an die Brunnenstandorte heran. Im Süden der Ortslage Sankt Augustin-Meindorf und nördlich bzw. westlich des Flughafens Hangelar tritt jeweils ein großer Bereich mit erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf. In diesem Gebiet wird auf flachgründigen und gut durchlässigen Böden intensive Landwirtschaft betrieben. Da hier der Verdünnungseffekt durch die Sieginfiltration fehlt, führt dies trotz der großen Flurabstände von 9–13 m zu einer deutlichen Nitratbelastung des Grundwassers. Auffällig sind auch die Nitratkonzentrationen im Südwesten des Einzugsgebietes, da hier tiefgründige und schluffig bis lehmige Böden mit hohem Sorptionsvermögen und hoher Wasserspeicherkapazität auftreten. Die hydraulischen Verhältnisse bei Infiltration des Rheines führen hier allerdings dazu, dass das Grundwasser zeitweilig bis in den Bereich der Bodenhorizonte ansteigt und in diesen Zeiträumen zu einer besonderen Austragsgefahr von Nitrat führt. Hinzu kommt, dass in diesem Bereich mit lokalen Einflüssen aus Altstandorten und urbanen Gebieten zu rechnen ist.

Die Ganglinien der Nitratkonzentration sind für einige Grundwassermessstellen aus repräsentativen Bereichen des Einzugsgebietes in Abbildung 2-25 dargestellt. Die Nitratkonzentration im Grundwasser liegt dabei teilweise über dem Grenzwert der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung. Im Allgemeinen ist die Entwicklung der Nitratkonzentration innerhalb des Wasser-

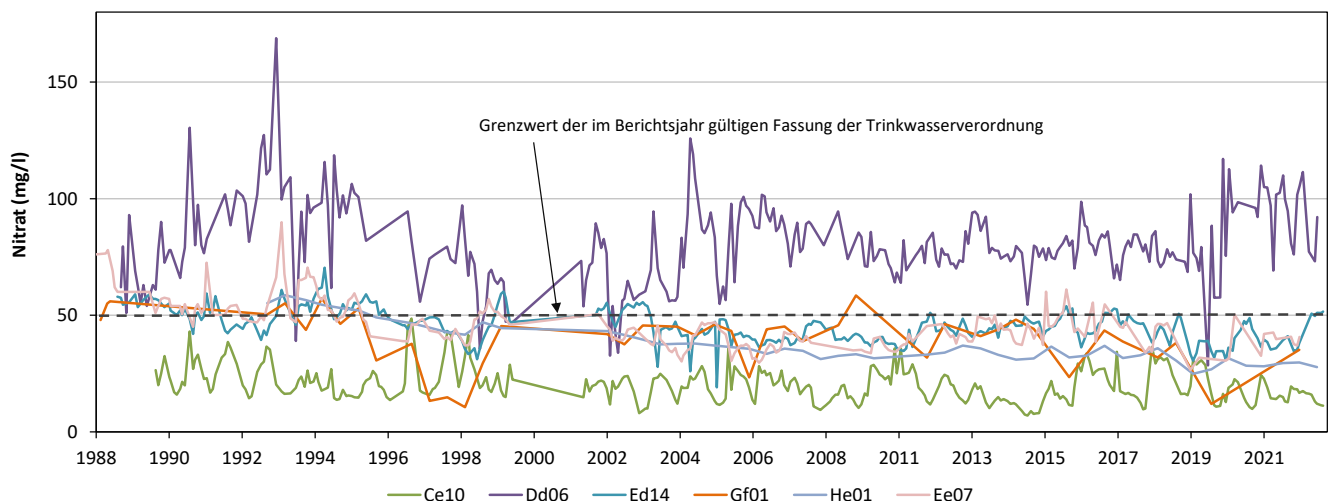
schutzgebietes sehr unterschiedlich. Bei einzelnen Messstellen, wie z.B. Ee 7 und Ed 14, ist, wie in den Förderbrunnen, über die letzten 30 Jahre eine deutliche Konzentrationsabnahme erkennbar. Innerhalb dieses sinkenden Trends waren von 2010 bis 2015 allerdings bei Ee 7 und Ed14 wieder steigende Tendenzen zu beobachten. Seit 2016 wurde wiederum eine sinkende Tendenz beobachtet. In 2022 traten an der Grundwassermessstelle Ed 14 vergleichsweise wieder höhere Konzentrationen auf. Die Messstellen Ce 10 und He 1 zeigen eine dauerhaft geringe Konzentration. An anderen Messstellen, wie z.B. Df 4, Ef 4 und Dd 6, liegen die Konzentrationen dauerhaft auf hohem Niveau (Abbildung 2-24 und Abbildung 2-25).

Setzt man die beobachteten Konzentrationen in Bezug auf die räumliche Verteilung und/oder Landnutzung lassen sich folgende Aussagen treffen. Die Grundwassermessstelle Ce10 liegt im Infiltrationsbereich der Sieg und zeigt deutlich die dadurch bedingten geringen Konzentrationen. Konzentrationsspitzen sind in den letzten Jahren von über 30 mg/l im Winter erkennbar. Dies deutet auf die Auswaschung von „Reststickstoff“ aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen hin.

Die Grundwassermessstellen Df 4, Ef 4 und Dd 6 sind Beispiele für hohe Nitratkonzentrationen, die auf Einflüsse aus der Landwirtschaft zurückgeführt werden. Auch die Messstellen Ed 14 und Ee 7 zeigen landwirtschaftliche Einflüsse, allerdings auf geringerem Konzentrationsniveau. Die Grundwassermessstellen Gf 1 und He 1 zeigen, dass bereits am Ostrand des quartären Grundwasserleiters erhöhte Nitratkonzentrationen von über 30 mg/l auftreten können. In den letzten 10–15 Jahren ist hier keine Tendenz einer deutlichen Änderung des Konzentrationsniveaus erkennbar.

Abbildung 2-25

Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) an ausgewählten Grundwassermessstellen im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg.



Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Infiltration aus der Sieg nicht nur für die gewinnbaren Wassermengen, sondern auch für den Chemismus und damit für die Qualität des Grundwassers von besonderer Bedeutung ist. Im landseitigen Grundwasser können durch verschiedene Einflüsse erhöhte Stoffkonzentrationen auftreten. Dies wird besonders an den Nitratgehalten deutlich, die im Wasserschutzgebiet den Grenzwert der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l teilweise gravierend überschreiten. Mit Annäherung an die

Brunnenstandorte und damit stärker werdendem Siegeinfluss sinken die Konzentrationen jedoch stark ab. Das Rohwasser der 3 Förderbrunnen besitzt schließlich eine ausgezeichnete Qualität, da durch die sternförmige Anordnung der Filterstränge ein großer Teil des geförderten Wassers aus dem Infiltrationsbereich der Sieg stammt. Zukünftig ist eine weitere Verbesserung zu erwarten, da durch eine intensive Kooperation mit der Landwirtschaft sowie Sanierungsmaßnahmen in urbanen und Gewerbebereichen eine Reduzierung der Stoffeinträge angestrebt wird.

2.2.4 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

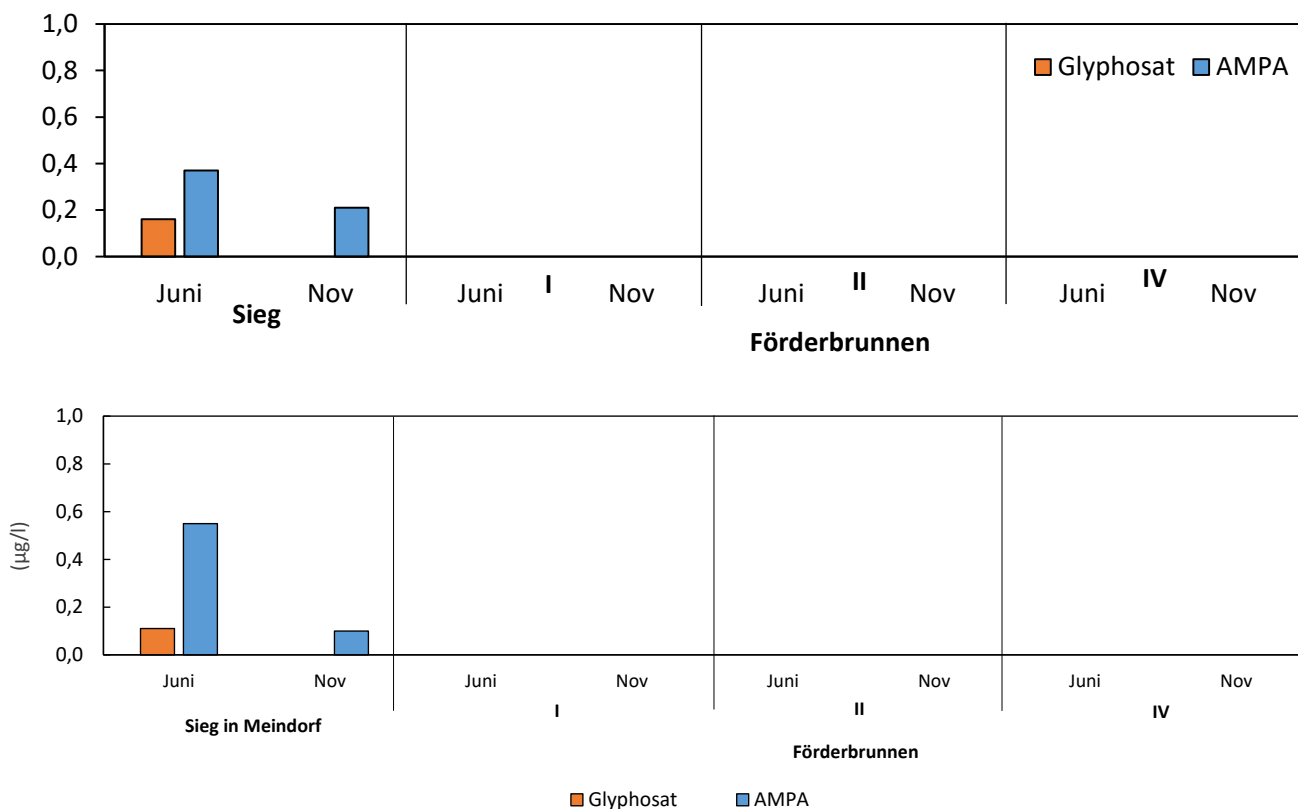
In der Vergangenheit wurden innerhalb des Einzugsgebietes an verschiedenen Grundwassermessstellen Wirkstoffe aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln oder deren Abbauprodukte (Metabolite) nachgewiesen. Die beobachteten Konzentrationen übertrafen dabei teilweise deutlich die Grenzwerte der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung (Stand 22. September 2021). Bei Untersuchungen der Sieg wurden 2021 und 2022 Mecoprop, Terbutylazin, Glyphosat und sein Metabolit AMPA nachgewiesen (Abbildung 2-26). In den beobachteten Grundwassermessstellen wurde weiterhin vereinzelt Atrazin mit Konzentrationen deutlich

unterhalb des Grenzwerts der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung nachgewiesen. In den Förderbrunnen wurde keiner dieser Stoffe gefunden.

Eine Anwendung des nicht mehr zugelassenen Wirkstoffes Atrazin im Wasserschutzgebiet wird nicht angenommen. Es wird davon ausgegangen, dass Atrazin aus früheren Anwendungen immer noch im Boden vorhanden ist und sukzessive ausgetragen wird. Die bereits durchgeführten Maßnahmen zur Verringerung der Einträge werden fortgeführt und als ausreichend betrachtet. Eine Gefährdung der Trinkwassergewinnung ist nicht erkennbar.

Abbildung 2-26

Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in den Jahren 2021 (oben) und 2022 (unten).



Darüber hinaus wurden in 2021 und 2022 jeweils im Juni und November Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt. Nicht relevante Metabolite sind Abbauprodukte von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, die weder eine definierte pestizide Restaktivität, noch ein pflanzenschutzrechtlich relevantes human-toxisches oder ökotoxisches Potenzial besitzen. Die Bewertung ihrer Anwesenheit im Trinkwasser folgt deshalb dem Vorsorge-Konzept der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für „nicht bewertbare“ Stoffe des Umweltbundesamtes (UBA). In Tabelle 2-7 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 42 untersuchten nicht relevanter Metabolite wurden 14 nachgewiesen. Im Vergleich zu 2020 ist die Anzahl der nachgewiesenen nicht relevanten

Metabolite leicht gestiegen. In der Grundwassermessstelle Df 4 wurde der GOW von Desphenylchloridazon (Metabolit B) überschritten (Abbildung 2-27). In den Grundwassermessstellen Ed 8, Ec 11, Cg 24, Dg 1 und Ee 11 wurde er ebenfalls nachgewiesen, jedoch mit Konzentrationen unterhalb des GOW.

In den Grundwassermessstellen Ec 16, He 1, Ef 4 und Dd 3 wurde er nicht nachgewiesen. 2013 und 2014 lagen die Konzentrationen an anderen Grundwassermessstellen deutlich unter dem GOW (Abbildung 2-28). Die Konzentrationen in der Sieg und in den Brunnen I und II liegen auf einem vergleichbaren Niveau zu 2020. In Brunnen IV hingegen sind die Konzentrationen im Vergleich zu 2020 gestiegen. Nichtsdestotrotz liegen alle deutlich unter den GOW (Abbildung 2-29).

Entnahmestelle	Sieg (Meindorf)		GWMST		Brunnen I		Brunnen II		Brunnen IV		
	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022	
Häufigkeit der Untersuchung	2	2	2 an je 6 GMST	2 an je 5 GMST	2	2	2	2	2	2	
Nicht relevanter Metabolit	GOW										
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1	/	/	3 0,07- 0,24	4 0,06- 0,15	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3	/	/	3 0,07- 0,28	4 0,09- 0,19	/	1 0,05	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168/CGA 354743	3	/	/	/	4	/	1 0,05	/	/	/	/
Metazachlor- Sulfonsäure BH479-9	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3	/	/	/	2 0,08- 0,24	/	/	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3	/	/	4 0,07- 0,52	3 0,6- 0,69	2 0,05- 0,06	2 0,07- 0,09	/	/	/	/
Desphenylchloridazon Met. B	3	1 0,07	/	8 0,12- 3,01	6 0,13- 3,68	2 0,59- 0,67	2 0,61- 0,64	2 0,25- 0,29	2 0,2- 0,25	2 0,08- 0,11	2 0,08- 0,09
Methyldeshenylchloridazon Met. B 1	3	/	/	6 0,06- 0,99	4 0,55- 1,0	2 0,07- 0,08	2 0,07- 0,08	/	1 0,06	/	/
Dimethylsulfamid (DMS)	1	/	/	1 0,06	/	/	1 0,09	/	1 0,06	/	/
Dimethachlor CGA 369873	3	/	/	4 0,13- 0,16	4 0,08- 0,23	/	1 0,06	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1	/	/	/	1 0,1	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1	/	/	2 0,06	1 0,09	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/

Flufenacet M 2 ESA	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Flufenacet OA	ohne	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 5	3	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3	/	/	/	2	/	/	/	/	/	/
					0,05-0,07						
Metalaxyl CGA 108906	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Nicosulfuron-Met. ASDM		/	/	/	3	/	/	/	/	/	/
					0,06-0,47						
Nicosulfuron-Met. AUSN		/	/	/	2	/	/	/	/	/	/
					0,1-0,16						
2,6-Dichlorbenzamid	3	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/

Erläuterung

Konzentrationen in µg/l; GOW = Gesundheitlicher Orientierungswert gemäß Bundesumweltamt (31. Januar 2012)

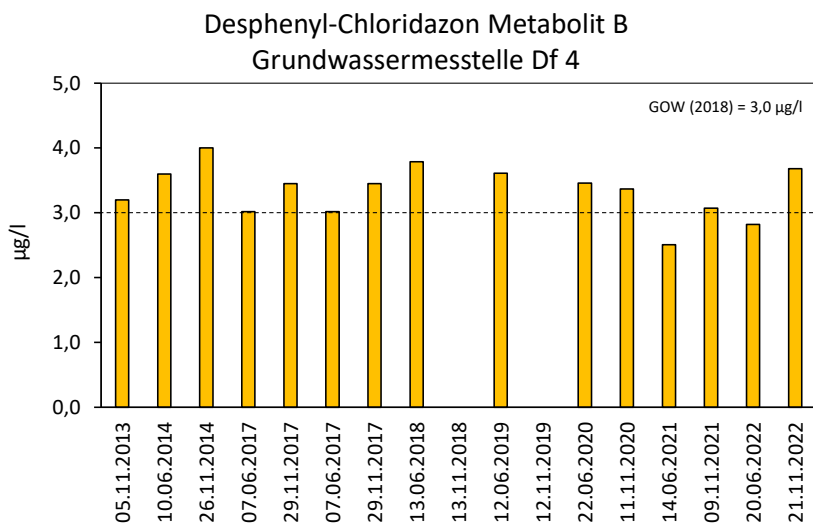
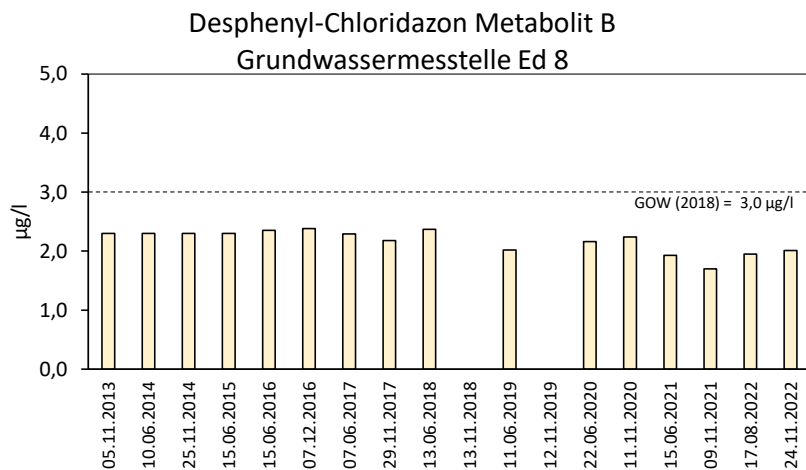


Abbildung 2-27

Desphenyl-Chloridazon (Metabolit B) Nachweise in den Grundwassermesstellen Df 4 und Ed 8 im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg.



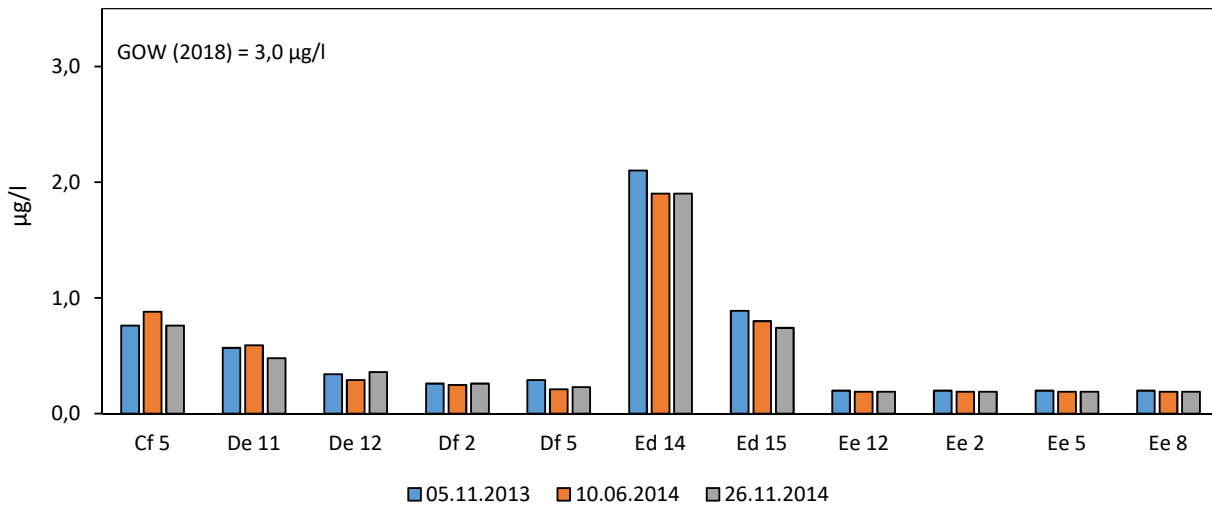


Abbildung 2-28
Desphenyl-Chloridazon (Metabolit B) Nachweise in verschiedenen Grundwassermessstellen im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg.

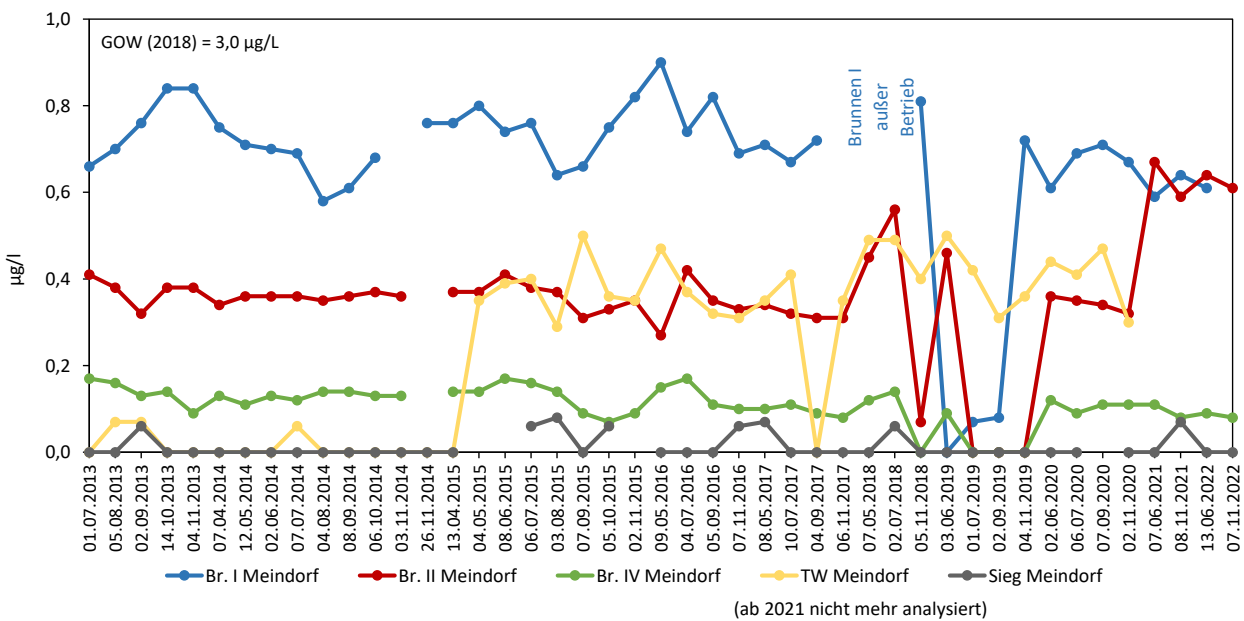


Abbildung 2-29
Desphenyl-Chloridazon (Metabolit B) Nachweise in der Sieg, den drei Förderbrunnen sowie im Trinkwasser im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg.

Eine Gefahr für die Trinkwasserversorgung ist derzeit nicht erkennbar. Die Beobachtungen zeigen aber deutlich, dass Einträge in das Grundwasser aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen erfolgen.

Es ist auch erkennbar, dass diese Einträge nicht über die Uferfiltration aus der Sieg, sondern über die Grundwasserneubildung aus der Flächen-

nutzung erfolgen. Die Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die u.a. bei Zuckerrüben (Chloridazon) und Gemüse bzw. Zierpflanzen (Metazachlor, Tolyfluanid-DMS) angewendet werden. Neben den bereits laufenden Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge und Gesprächen mit den Landwirten sind weitere Untersuchungen sinnvoll, um die Belastungssituation und ihre Entwicklung besser einschätzen zu können.

2.2.5 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden weiterhin orientierende Untersuchungen auf 21 Wirkstoffe aus Arzneimitteln und auf fünf Röntgenkontrastmittel durchgeführt (Abbildung 2-30). In der Sieg wurden 19 dieser Wirkstoffe und alle Röntgenkontrastmittel nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen dabei teilweise über dem jeweiligen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser. Im Grundwasser wurden 15 dieser Wirkstoffe und alle Röntgenkontrastmittel mindestens einmal nachgewiesen. Dabei wurde an der Grundwassermessstelle

Ec 16 der GOW von drei Wirkstoffen überschritten. Sowohl im Rohwasser der Förderbrunnen als auch im Trinkwasser wurden acht dieser Stoffe beobachtet. Die Konzentrationen lagen jedoch weitestgehend unterhalb der jeweiligen GOW. In Brunnen IV wurde jedoch eine Überschreitung des GOW von Oxipurinol festgestellt. Im Trinkwasser lagen die Konzentrationen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW. Darüber hinaus wurden ebenfalls Untersuchungen auf zwei Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt, die an keiner der Probenahmestelle nachgewiesen wurden.

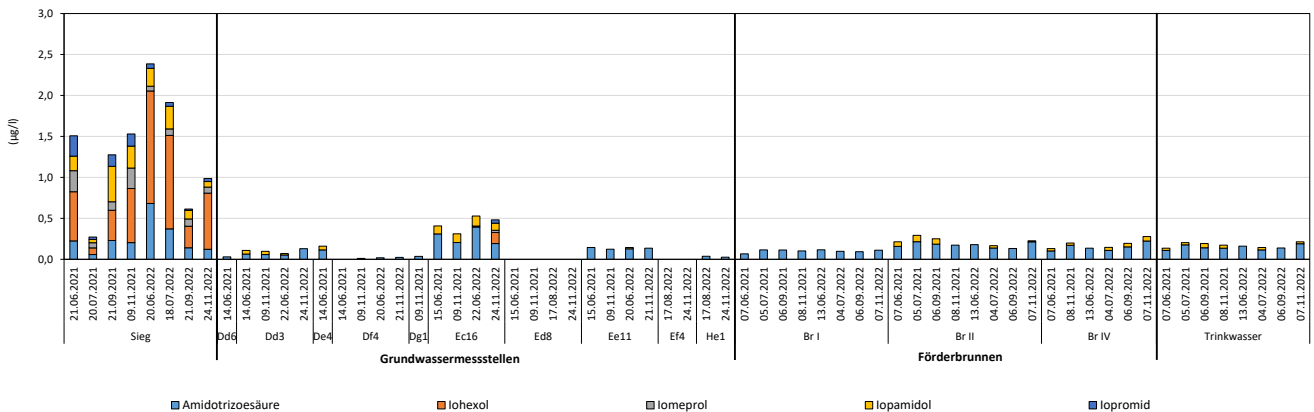
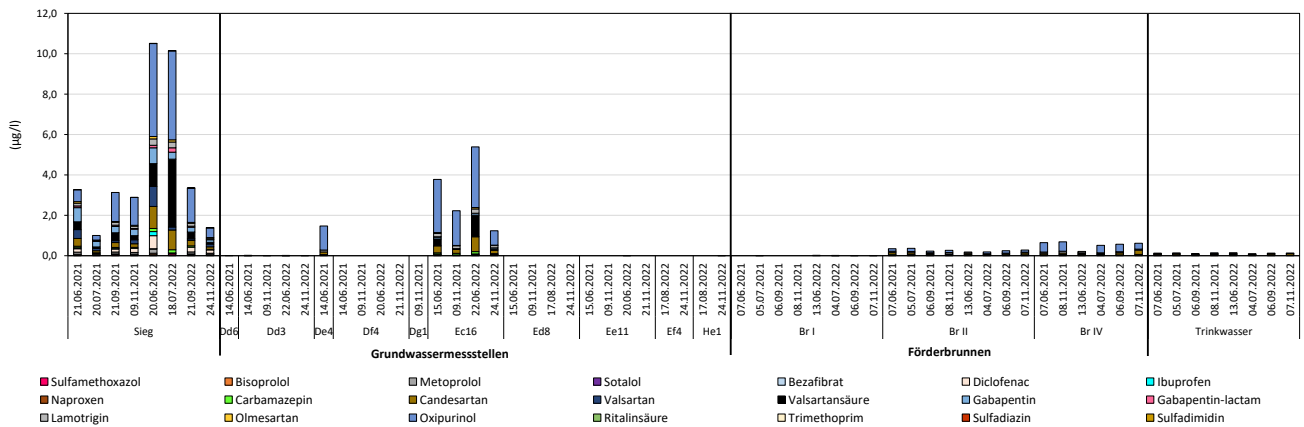


Abbildung 2-30
Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel im Grundwassergewinnungsgebiet in Meindorf an der unteren Sieg in den Jahren 2021 und 2022.

2.2.6 SPURENSTOFFE

Darüber hinaus wurden auch orientierende Untersuchungen auf 11 weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (Trifluoressigsäure (TFA), Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel) (Abbildung 2-31 bis Abbildung 2-35). In der Sieg wurden 7 Stoffe mit mehrheitlich Konzentrationen unter dem gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW) nachgewiesen. Bei je zwei Untersuchungen an fünf Grundwassermessstellen wurden sechs Stoffe in Konzentrationen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW beobachtet. Im Juli 2022 wurde in der Sieg der GOW des Komplexbildners Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA) überschritten (Abbildung 2-31). Die Grundwassermessstelle Ec 16 zeigt im Vergleich zu den anderen beobachteten Grundwassermessstellen höhere Konzentrationen. Dies ist auf die räumliche Lage der Grundwassermessstelle Ec 16

zurückzuführen. Bedingt durch die relative Nähe zur Sieg ist das Grundwasser in diesem Bereich durch Infiltrationsprozesse des höher konzentrierten Siegwassers beeinflusst. Im Rohwasser der Brunnen sowie im Trinkwasser wurden diese Stoffe nur noch vereinzelt nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen auch hier deutlich unterhalb der jeweiligen GOW.

Die Konzentrationsverteilung der analysierten Spurenstoffe zeigt erneut, dass der Eintrag weitgehend über Infiltration aus der Sieg erfolgt und nicht über landseitiges Grundwasser. Die höheren Konzentrationen von Trifluoressigsäure (TFA) an den Grundwassermessstellen (Abbildung 2-35) deuten dagegen darauf hin, dass TFA auch als Abbauprodukt aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) eingetragen werden kann.

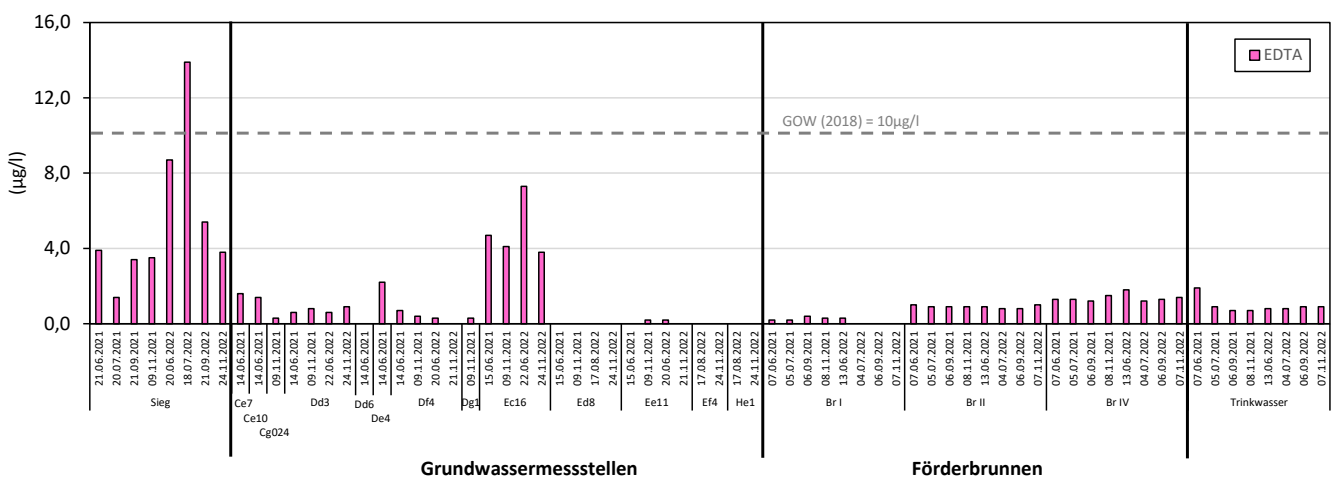


Abbildung 2-31

Nachweise des Komplexbildners EDTA (Ethylendinitrilotetraessigsäure) im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in den Jahren 2021 und 2022.

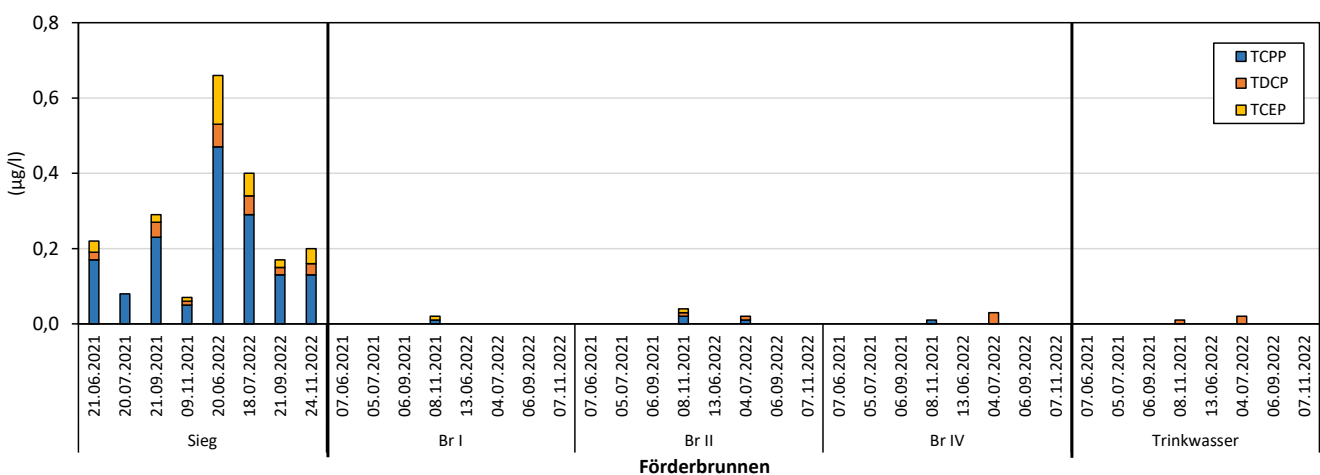


Abbildung 2-32

Nachweise von Flammschutzmitteln im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in den Jahren 2021 und 2022.

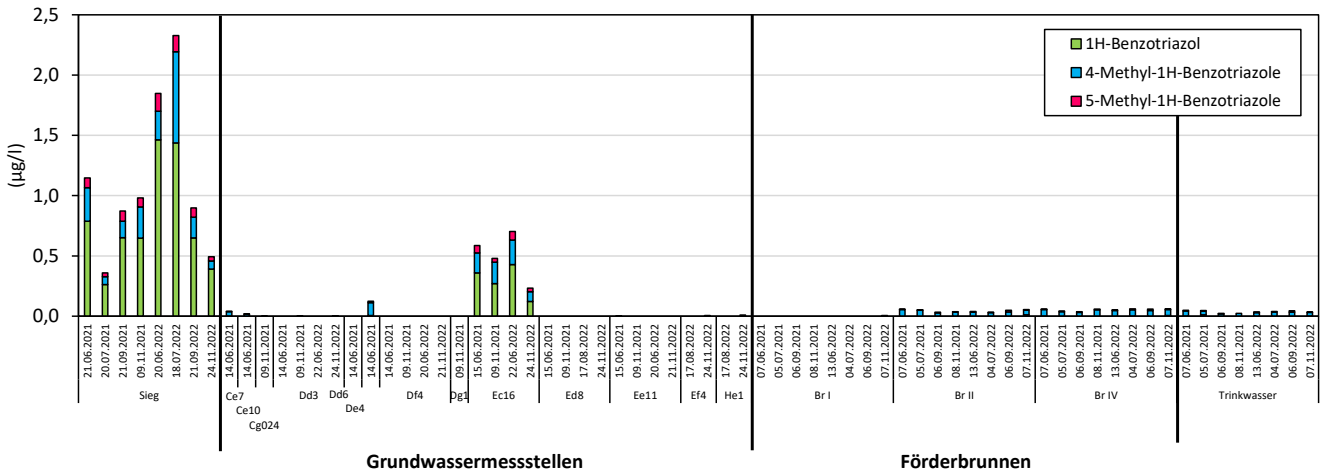


Abbildung 2-33
Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in den Jahren 2021 und 2022.

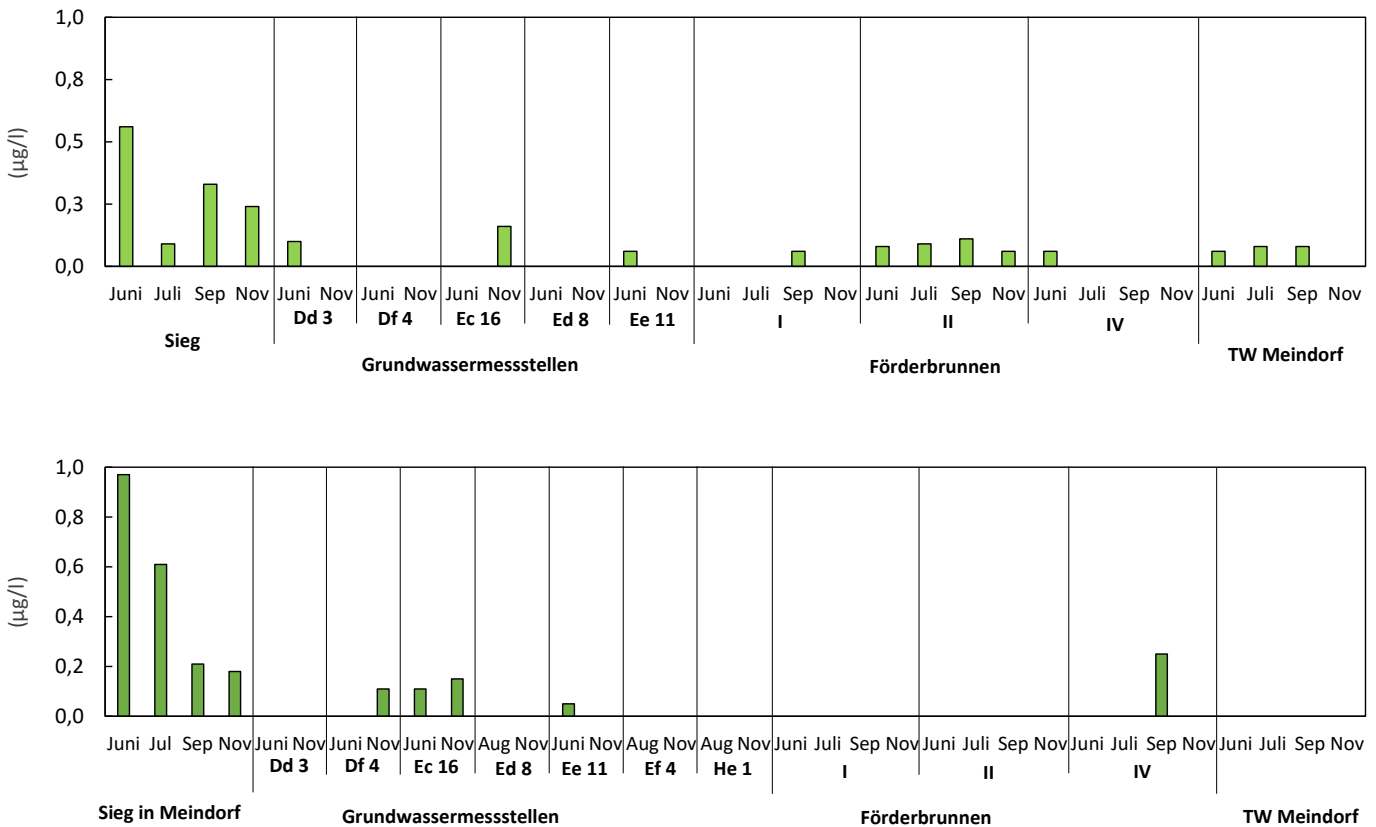


Abbildung 2-34
Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in den Jahren 2021 (oben) und 2022 (unten).

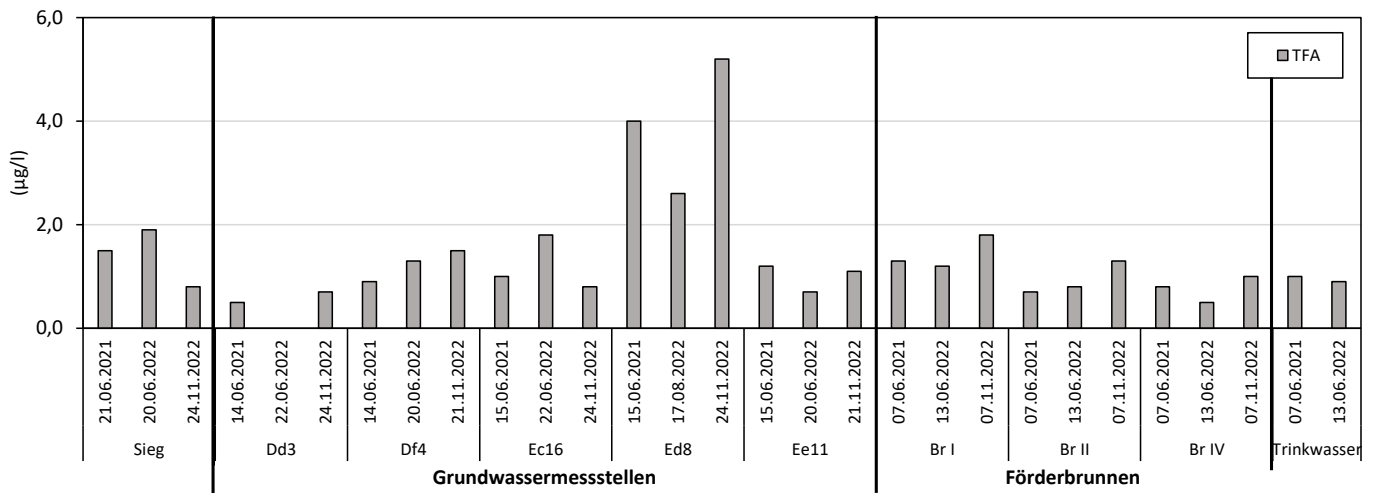


Abbildung 2-35
Nachweise der Industriechemikalie Trifluoressigsäure (TFA) im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in den Jahren 2021 und 2022.

2.2.7 PER- UND POLYFLUORIERTER ALKYLSTOFFE (PFAS)

2022 wurden in der Sieg, an 5 Grundwassermessstellen und in den drei Förderbrunnen Untersuchungen auf PFAS (Siehe Abschnitt 2.1.8) durchgeführt. Die Konzentrationen zeigen, dass an allen Probenahmestellen mindestens eine Einzelsubstanz der Parametergruppe Summe PFAS-20 nachgewiesen wurde. Dabei waren die Konzentrationen im Rohwasser der Förderbrunnen höher als in den beprobten Grundwassermessstellen (Abbildung 2-36). Alle Konzentrationen lagen jedoch unter dem aktuell diskutierten Grenzwert der Summe

PFAS-20 von 0,1 µg/l. An drei der beprobten Grundwassermessstellen wurde im November 2022 mindestens eine Einzelsubstanz der Parametergruppe Summe PFAS-4 nachgewiesen. Dabei wurde der ab dem 12. Januar 2026 geltende Summengrenzwert von 0,02 µg/l teilweise überschritten. Die Konzentrationsverteilung lässt vermuten, dass der Eintrag aus diffusen Pfaden stammt. Es sind jedoch weitere Untersuchungen notwendig, um das Verteilungsmuster und mögliche Eintragungspfade identifizieren zu können.

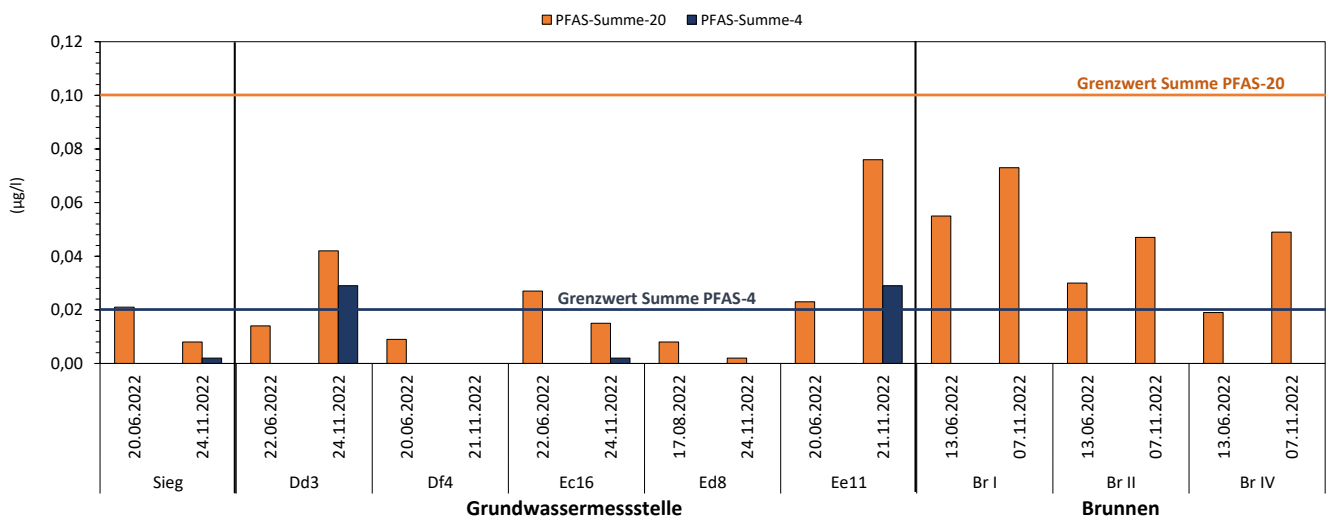


Abbildung 2-36
Nachweise von PFAS im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf in 2022. Die PFAS Grenzwerte für Trinkwasser werden ab dem 12. Januar 2026 und 2028 gelten.

2.3 GRUNDWASSERGEWINNUNG HENNEFER SIEGBOGEN

2.3.1 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM GRUNDWASSERMESSTELLEN UND BRUNNEN

Die qualitative Untersuchung des Grundwassers im Einzugsgebiet dient den gleichen Zielen wie bei der Grundwassergewinnung im Wasserschutzgebiet Meindorf an der unteren Sieg (Kapitel 2.2.1).

Im Einzugsgebiet wurden 2021 und 2022 folgende chemische und mikrobiologische Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 2-8, Tabelle 2-9 und Abbildung 2-37):

Untersuchungen auf:						
Entnahmezyklus	Anorganische Hauptionen, gesamten organischen Kohlenstoff	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	Nicht relevante Metabolite	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)
Monatlich	25 Grundwassermessstellen					
Halbjährlich	35 Grundwassermessstellen					
2 x pro Jahr		5 Grundwassermessstellen	5 Grundwassermessstellen			
Juni, November		5 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	5 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	5 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	5 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	5 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen

Tabelle 2-8 Entnahmestellen und chemische Untersuchung von Grundwasserproben im Hennefer Siegbogen in den Jahren 2021 und 2022.

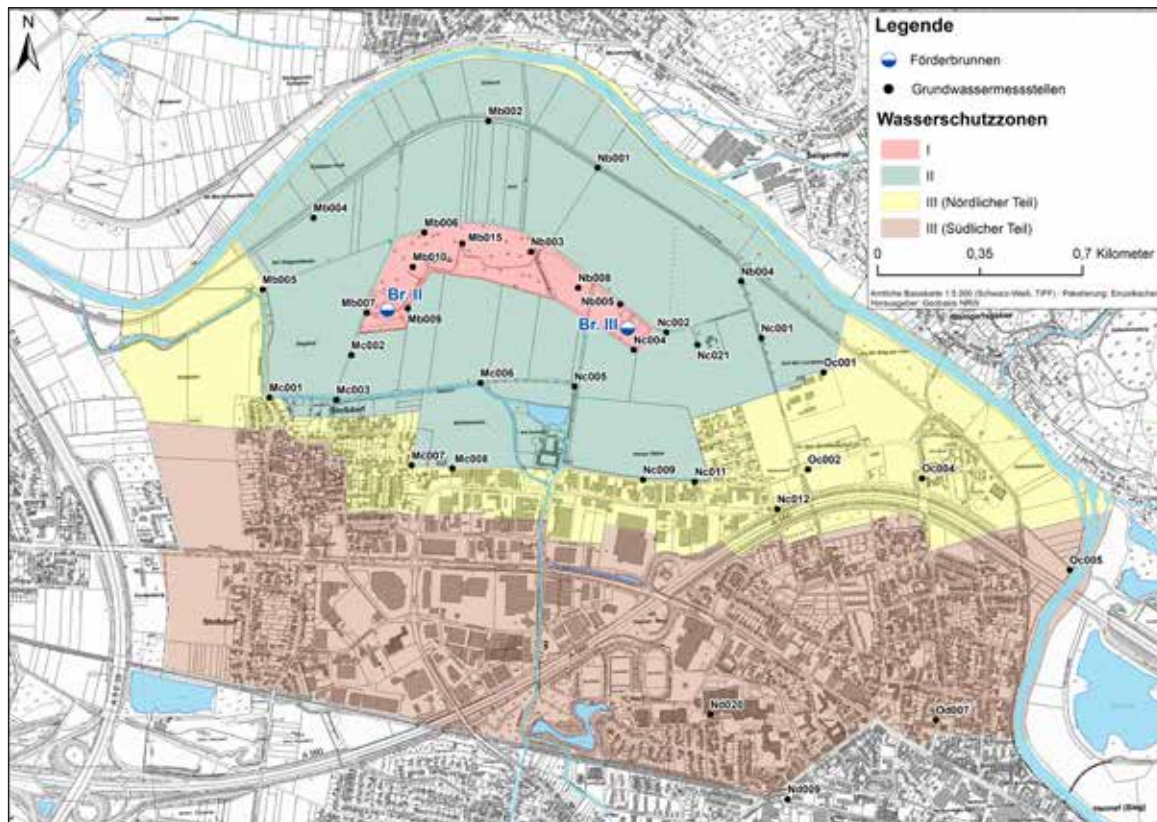


Abbildung 2-37 Probenahmestellen im Wasserschutzgebiet im Hennefer Siegbogen in Jahren 2021 und 2022.

Tabelle 2-9

Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Grundwasser Hennef (Anzahl der Untersuchungen).

Jahr 2021	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen Hennef (Br. 2 / Br. 3)*	9/11	9/11 (Colilert) 9/11 (CCA)	8/10	9/11
Rohwasser Hennef (Eingang Wasserwerk)	92	92 (Colilert) 92 (CCA)	---	60
	---	60		
Jahr 2022	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen Hennef (Br. 2 / Br. 3)*	8/13	8/13 (Colilert) 8/13 (CCA)	8/13	8/13
Rohwasser Hennef (Eingang Wasserwerk)	139	139 (Colilert) 139 (CCA)	---	91

*Brunnen 2 war in den Monaten Oktober 2021 bis April 2022 nicht in Betrieb. Brunnen 3 war im Januar 2021 nicht in Betrieb.

2.3.2 MIKROBIOLOGIE BRUNNEN HENNEF

Bei den bakteriologischen Untersuchungen der Grundwasserbrunnen Hennef wurden niedrige Koloniezahlen (0, 1 oder max. 2 KBE/ml) ermittelt. Im Jahr 2022 wurden in drei Proben vom Brunnen 3 im 1. Quartal des Jahres leicht erhöhte Koloniezahlen nachgewiesen (5 bis max. 11 KBE 20° C/ml). Es gab im Untersuchungszeitraum keine Nachweise von *E. coli*, Clostridien und Enterokokken. In einer Rohwasserprobe vom Brunnen 2 wurde im Jahr 2022 ein Coliformer/100 ml nachgewiesen, das Isolat war mit API 20 E nicht zu identifizieren (1105573). Im Jahr 2021 wurden keine coliforme Bakterien im Rohwasser der Brunnen nachgewiesen.

In Proben des Rohwassers (Eingang Wasserwerk) wurden an insgesamt vier Terminen im Juli 2021 jeweils 1 coliformes Bakterium pro 100 Milliliter nachgewiesen. Drei der Isolate wurde mit API 20 E als *Enterobacter amnigenus* 2 (1305553) identifiziert. Ein Isolat wurde als *Plesiomonas shigelloides* identifiziert, ein gramnegatives, oxidase-positives Bakterium, das nicht zur Gruppe der coliformen Bakterien

gehört (falsch-positiver Nachweis im Colilert-Verfahren).

In Proben des Rohwassers (Eingang Wasserwerk) wurden im Jahr 2022 an insgesamt 11 Terminen coliforme Bakterien nachgewiesen, in der Regel 1 Coliformer/100 ml. Im Oktober wurden auch 2 – 3 Coliforme/100 ml, in einer Probe 8 Coliforme/100 ml nachgewiesen. Die Isolate waren in der Mehrzahl mit API 20 E nicht zu identifizieren, die Profile wiesen auch keine Übereinstimmungen auf, daher wird an dieser Stelle auf eine Auflistung verzichtet.

Eine Ausnahme bildeten die Isolate, die aus den Proben im Oktober mit den höheren Coliformen-Nachweisen gewonnen wurden. Hier wurde mit API 20 E durchgängig *Enterobacter amnigenus* 2 (1305553) identifiziert.

Eine mögliche Ursache für die Nachweise von coliformen Bakterien im Oktober könnte eine unter bestimmten Umständen nicht komplett dicht schließende Klappe sein, und die dadurch verursachte Einmischung von Talsperrenwasser in die Rohwasserleitung für das Hennefer Grundwasser.

2.3.3 NITRAT

Die Nitratkonzentrationen in den beiden Förderbrunnen zeigen seit den letzten 20 Jahren einen sehr ähnlichen Verlauf und liegen deutlich unterhalb des Grenzwertes der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l (Abbildung 2-38). Die erhöhte Grundwasserneubildung zu Beginn des Jahres führt grundsätzlich in diesem Zeitraum zu einem verstärkten Nitrataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und damit auch zu einem leichten Anstieg der Nitratkonzentration im geförderten Rohwasser. Von Frühjahr bis Herbst sinken die Konzentrationen dann wieder deutlich ab. Neben dem Einfluss der in diesem Zeitraum geringen

oder fehlenden Grundwasserneubildung wird durch die erhöhte Förderung zunächst auch im stärkerem Maße Sieguferfiltrat gefördert, das eine geringere Nitratkonzentration besitzt als das landseitige Grundwasser. Das Konzentrationsniveau bleibt insgesamt sehr niedrig. Langjährig ist eine leicht fallende Tendenz erkennbar. Seit 2014 werden, mit einzelnen Ausnahmen, Konzentrationen von 20 mg/l unterschritten. Im Vergleich zu den Vorjahren sind 2021 und 2022 in den beiden Förderbrunnen die Nitratkonzentrationen in etwa gleichgeblieben. Die Nitratgehalte der Sieg sind sehr gering und liegen zumeist deutlich unter 20 mg/l. Der hohe Anteil an Sieg-

infiltrat führt im Grundwasser zu einem Verdünnungseffekt, sodass insbesondere im siegnahen Bereich ebenfalls sehr geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser auftreten. Dies wird bei Betrachtung der Messstellen Mb 2, Mb 5, Nc 1 und Nb 3 deutlich (Abbildung 2-39). Diese Messstellen zeigen über die gesamte Beobachtungsdauer eine deutlich sinkende Tendenz, die in starkem Maße auf den durch die Gewinnung erhöhten Anteil an Siegfiltat zurückzuführen ist. Bezogen auf die letzten 10-15 Jahre ist eine Stabilisierung mit vereinzelt Konzentrationsspitzen zu beobachten. Lediglich bei

einzelnen Grundwassermessstellen, wie z.B. Nc 2, an der mit Einsetzen der verstärkten Grundwasserförderung der Wasserspiegel soweit abgesunken ist, dass eine Probenahme häufig nicht mehr möglich ist, treten zeitweise erhöhte Konzentrationen auf (Abbildung 2-39). An einzelnen Messstellen, z.B. Nc 4 und Nc 5 (Abbildung 2-39), liegt die Nitratkonzentration, mit wenigen Konzentrationsspitzen, weitgehend auf sehr niedrigem Niveau. Am Beispiel der Messstelle Nd 8 (Abbildung 2-39) zeigt sich, dass auch im Stadtgebiet Hennefer erhöhte Nitratkonzentrationen auftreten können.

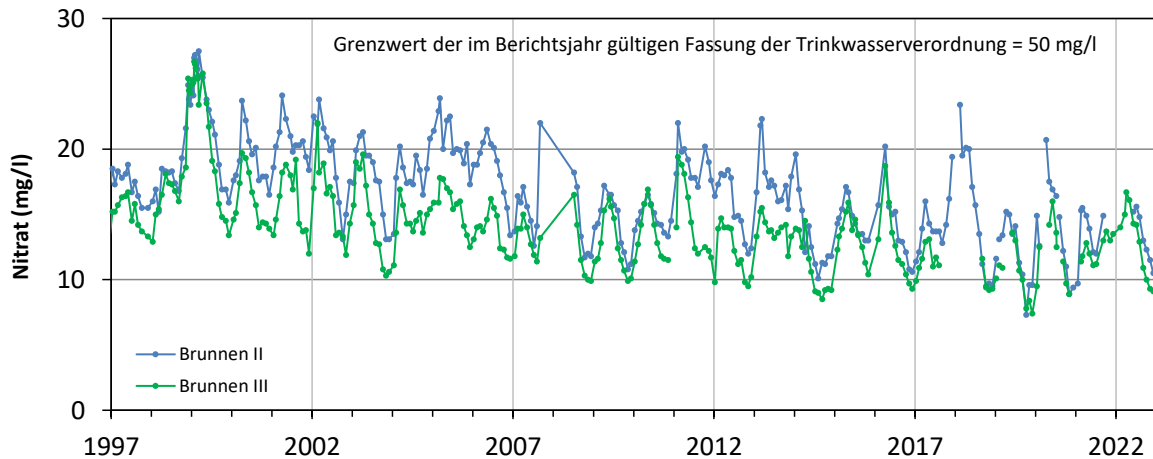


Abbildung 2-38 Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) der beiden Förderbrunnen im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.

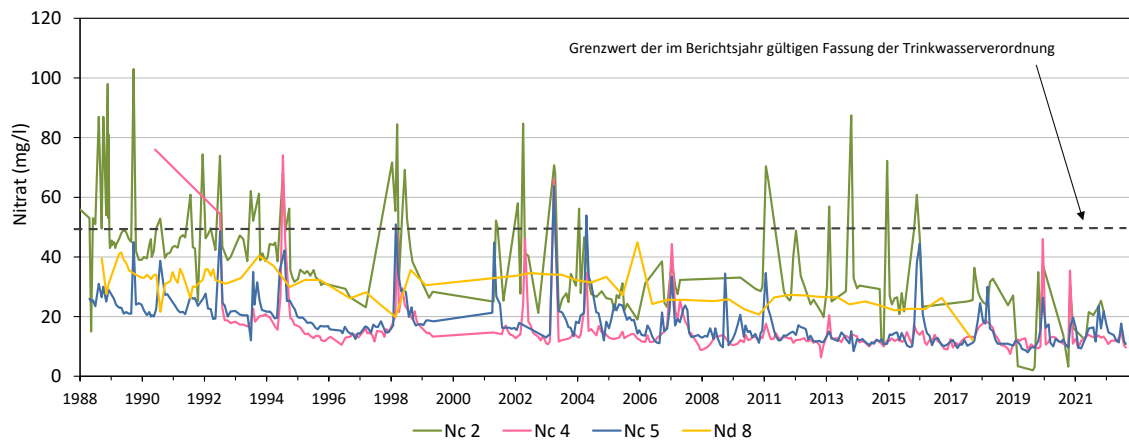
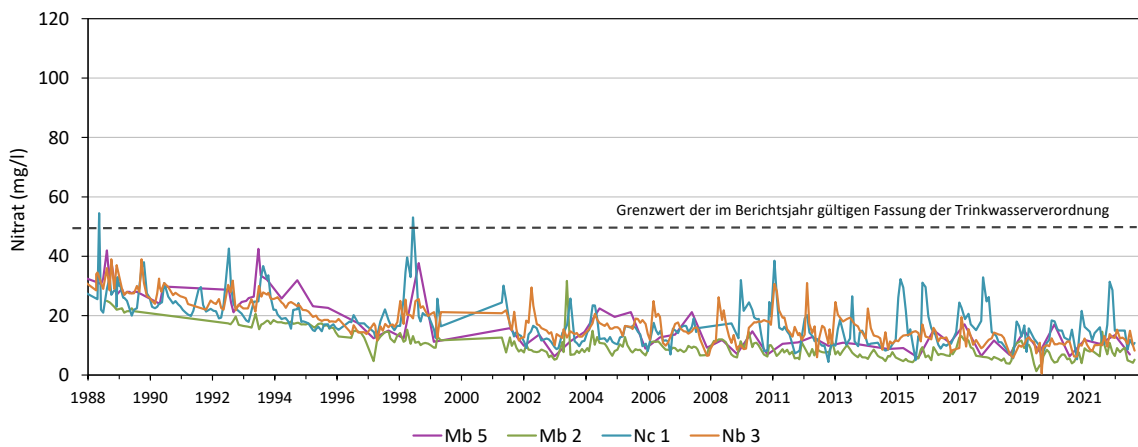


Abbildung 2-39 Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) in ausgewählten Grundwassermessstellen im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.

2.3.4 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

In der Vergangenheit wurden an einzelnen Grundwassermessstellen innerhalb des Einzugsgebietes verschiedene Wirkstoffe aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln oder deren Abbauprodukte (Metabolite) nachgewiesen. Es handelte sich vor allem um die Stoffe Atrazin, Desthylatrazin, Simazin, Terbutylazin, Propazin und Sebutylazin. Von 1999-2010 wurden keine positiven Befunde beobachtet. 2011 wurden an einzelnen Grundwassermessstellen Atrazin, Desethylatrazin, Simazin und Diuron nachgewiesen. 2012 und 2013 sind hier keine positiven Befunde aufgetreten. 2014 wurden an 2 Grundwassermessstellen Terbutryn, Glyphosat und AMPA erneut nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen meist über dem Grenzwert

der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung von 0,1 µg/l je Einzelwirkstoff. 2015, 2016 und 2017 sind an den Grundwassermessstellen keine positiven Nachweise aufgetreten (1 Ausnahme). An einer Messstelle wurde einmalig Bentazon deutlich unterhalb des Grenzwertes der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung beobachtet.

Bei Untersuchungen der Sieg wurden 2021 und 2022 Mecoprop, Terbutylazin, Glyphosat und sein Metabolit AMPA nachgewiesen (Abbildung 2-40). In den beobachteten Grundwassermessstellen und in den Förderbrunnen wurde keiner dieser Stoffe nachgewiesen.

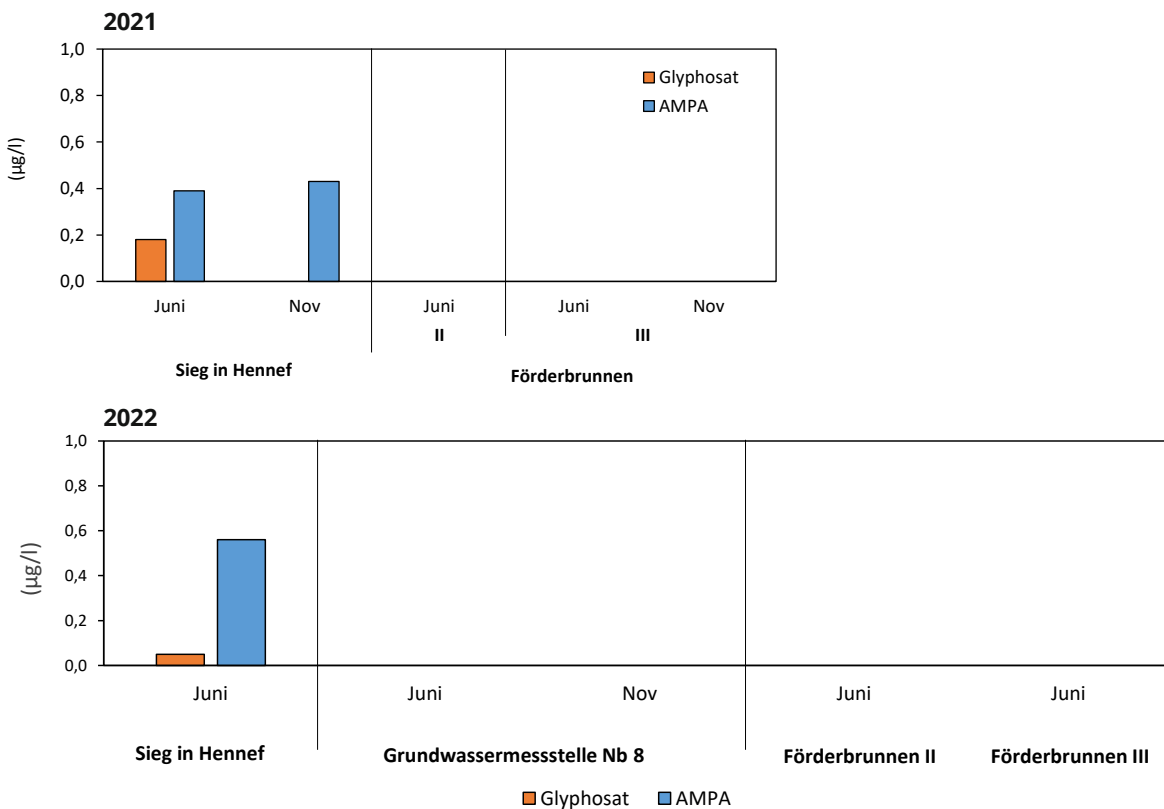


Abbildung 2-40
Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in den Jahren 2021 (oben) und 2022 (unten).

2021 und 2022 wurden jeweils im Juni und November Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt. Nicht relevante Metaboliten sind Abbauprodukte von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, die weder eine definierte pestizide Restaktivität, noch ein pflanzenschutzrechtlich relevantes humantoxisches oder ökotoxisches Potenzial besitzen. Die Bewertung ihrer Anwesenheit im Trinkwasser folgt deshalb dem Vorsorge-Konzept der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für „nicht bewertbare“ Stoffe des Umweltbundesamtes (UBA). In Tabelle 2-10 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Bei Untersuchungen in der Sieg wurden 2021 und 2022 Glyphosat und sein Metabolit AMPA,

Mecoprop, Desethylterbuzin, Terbutylazin und Desphenylchloridazon (Metabolit B) nachgewiesen. Im Juni 2021 lag die Konzentration von Glyphosat über dem GOW. In den beprobten Grundwassermessstellen wurde Desphenylchloridazon (Metabolit B), Methyl-desphenylchloridazon (Metabolit-B1), DMS und Metolachlor nachgewiesen. Dabei lagen alle Konzentrationen unter dem jeweiligen GOW. Im Rohwasser der beiden Förderbrunnen wurden, ebenfalls mit Konzentrationen unterhalb des GOW, Desphenylchloridazon (Metabolit B) (Abbildung 2-42), Methyl-desphenylchloridazon (Metabolit-B1), Metazachlor und Metolachlor nachgewiesen. Die nachgewiesenen Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die bei Zuckerrüben (Chloridazon) angewendet werden.

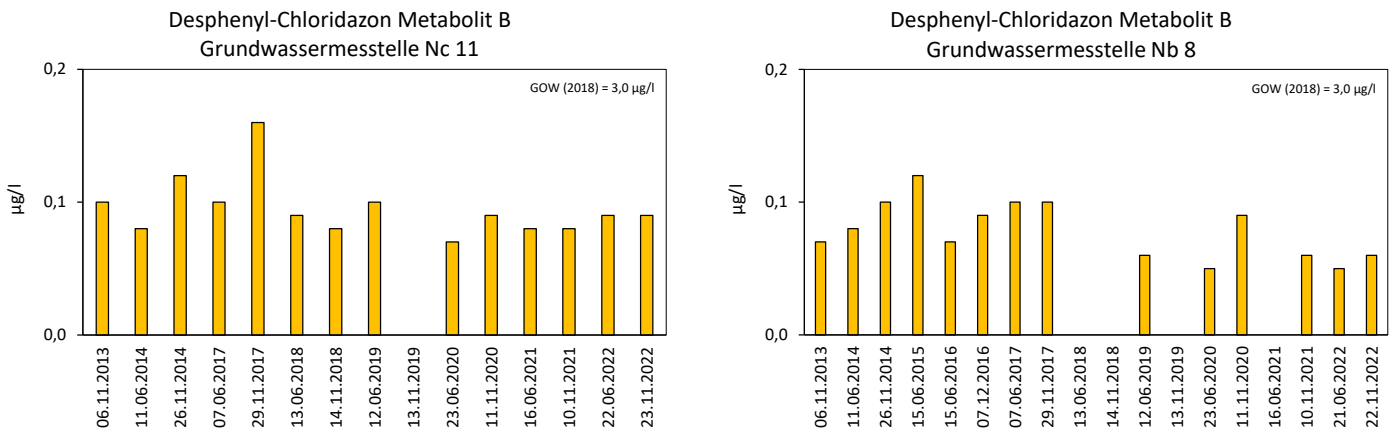


Abbildung 2-41 Entwicklung der Desphenyl-Chloridazon (Metabolit B) Nachweise in ausgewählten Grundwassermesstellen im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.

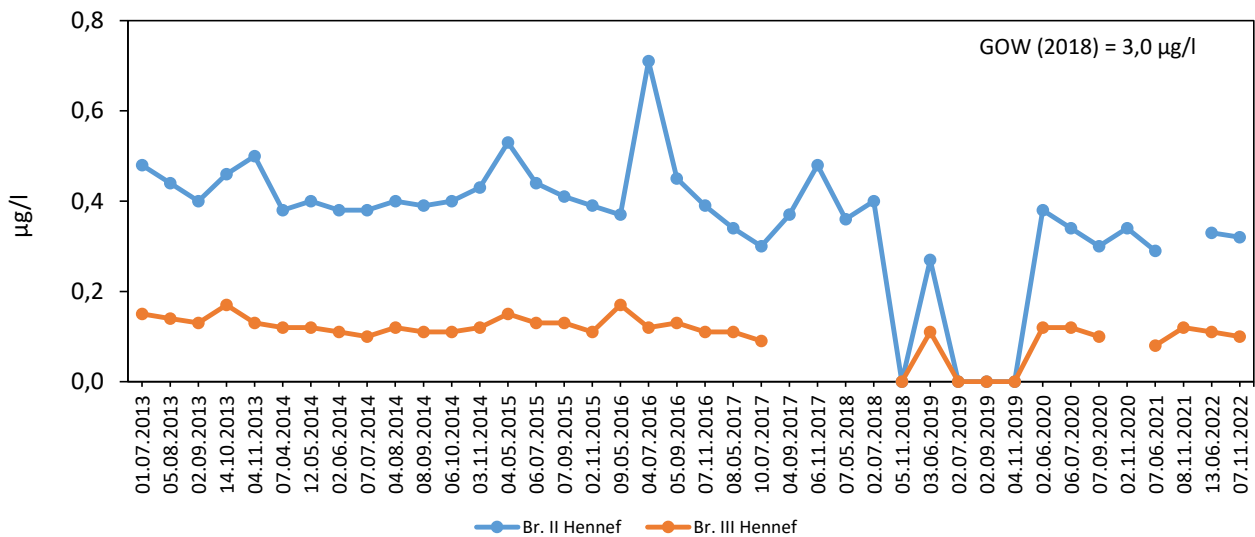


Abbildung 2-42 Entwicklung der Desphenyl-Chloridazon (Metabolit B) Konzentration im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.

Eine Gefahr für die Trinkwasserversorgung ist derzeit nicht erkennbar. Die Beobachtungen zeigen aber deutlich, dass Einträge in das Grundwasser aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen erfolgen. Es ist auch erkennbar, dass diese Einträge nicht über die Uferfiltration aus der Sieg, sondern über die Grundwasserneubildung aus der

Flächennutzung erfolgen. Neben den bereits laufenden Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge und Gesprächen mit den Landwirten sind weitere Untersuchungen sinnvoll, um die Belastungssituation und ihre Entwicklung besser einschätzen zu können.

Tabelle 2-10

Nachweise von nicht relevanten Metaboliten (Häufigkeit und Konzentrationsbereich) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in den Jahren 2021 und 2022.

Entnahmestelle		Sieg		GWMST		Brunnen II		Brunnen III	
		2021	2022	2021	2022	2021	2022	2021	2022
Häufigkeit der Untersuchung	2	1	2	2 an je 5 GWMST	2 an je 5 GWMST	1	2	2	2
Nicht relevanter Metabolit	GOW								
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3	/	/	1 0,2	1 0,17	/	2 0,05-0,08	/	1 0,07
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168/CGA 354743	3	/	/	/	1 0,17	/	1 0,08	/	1 0,07
Metazachlor-Sulfonsäure BH 479-9	1	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3	/	/	/	/	/	/	/	1 0,06
Metazachlor BH 479-11	1	/	/	1 0,72	2 0,06-0,34	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3	/	/	/	/	/	/	/	/
Desphenylchloridazon Met. B	3	1 0,09	/	7 0,06-0,25	8 0,05-0,24	1 0,29	2 0,32-0,33	2 0,08-0,12	2 0,10-0,11
Methyldeshenylchloridazon Met. B 1	3	/	/	1 0,06	/	1 0,09	2 0,11-0,12	/	/
Dimethylsulfamid (DMS)	1	/	/	2 0,05	1 0,05	/	/	/	/
Dimethachlor CGA 369873	3	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1	/	/	/	/	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1	/	/	/	/	/	/	/	/
Flufenacet OA	ohne	/	/	/	/	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3	/	/	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 5	3	/	/	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3	/	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 108906	1	/	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1	/	/	/	/	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1	/	/	/	/	/	/	/	/
2,6-Dichlorbenzamid	3	/	/	/	/	/	/	/	/

Erläuterungen

Konzentrationen in µg/l, / = kein Nachweis, GOW = Gesundheitlicher Orientierungswert gemäß Bundes Umwelt Amt (31. Januar 2012).

2.3.5 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden auch orientierende Untersuchungen auf 21 Wirkstoffe aus Arzneimitteln durchgeführt. In der Sieg wurden 19 dieser Stoffe mindestens einmal beobachtet. Die Konzentrationen lagen bei acht Stoffen über dem gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser. Deutlich weniger Nachweise verbunden mit geringeren Konzentrationen wurden in je zwei Untersuchungen an sechs

Grundwassermessstellen festgestellt. Dabei lag die Konzentration von Candesartan an den Grundwassermessstelle Nb 1 und Nb 4 teilweise über dem GOW. Die Konzentration von Oxipurinol lag an der Grundwassermessstelle Nb 4 ebenfalls teilweise über dem GOW. Im Rohwasser der Brunnen wurden jeweils neun dieser Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen hier jeweils sehr deutlich unterhalb des jeweiligen GOW (Abbildung 2-43).

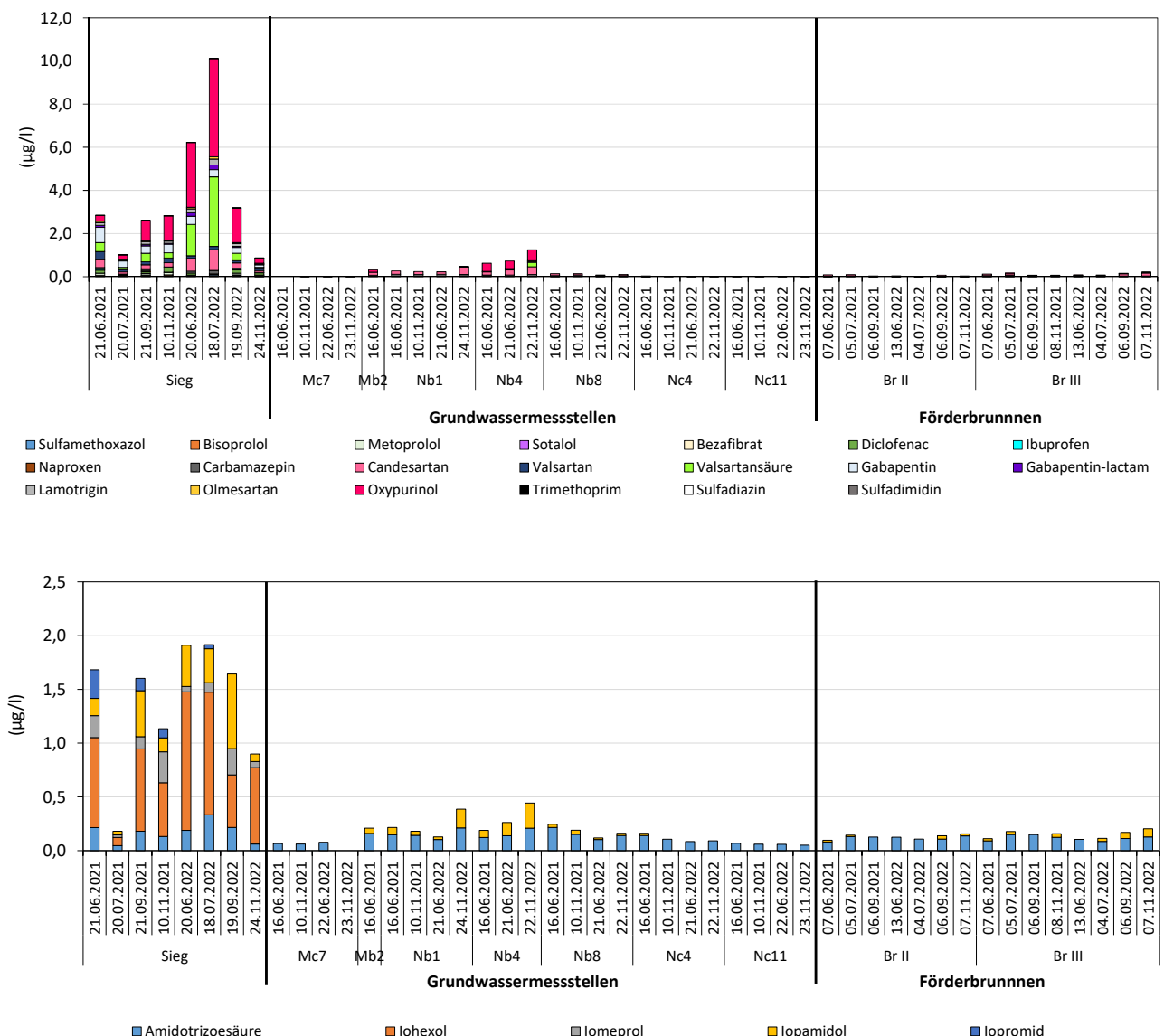


Abbildung 2-43 Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in den Jahren 2021 und 2022.

Darüber hinaus wurden ebenfalls Untersuchungen auf zwei Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt. Dabei wurde einmalig

Sulfadimidin, ein Antibiotikum, im Juli 2021 in der Sieg in einer sehr geringen Konzentration nachgewiesen.

2.3.6 SPURENSTOFFE

Es wurden auch orientierende Untersuchungen auf 11 weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (Trifluoressigsäure (TFA), Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel) (Abbildung 2-44 bis Abbildung 2-48). In der Sieg wurden die meisten Stoffe mit Konzentrationen unter dem jeweiligen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) nachgewiesen. Im Juli 2022 lag die Konzentration von ETDA über dem GOW (Abbildung 2-44). Bei je zwei Untersuchungen an sechs Grundwassermessstellen wurden neun dieser Stoffe mindestens einmal beobachtet. Die Konzentrationen lagen deutlich

unterhalb der jeweiligen GOW. Im Rohwasser der Brunnen wurden ebenfalls neun Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen auch hier in allen Fällen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW.

Der Eintrag dieser Spurenstoffe in das Grundwasser erfolgt vor allem durch die Infiltration aus der Sieg. Die höheren Konzentrationen von TFA an den Grundwassermessstellen (Abbildung 2-48) deuten allerdings darauf hin, dass TFA auch als Abbauprodukt aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) eingetragen werden kann.

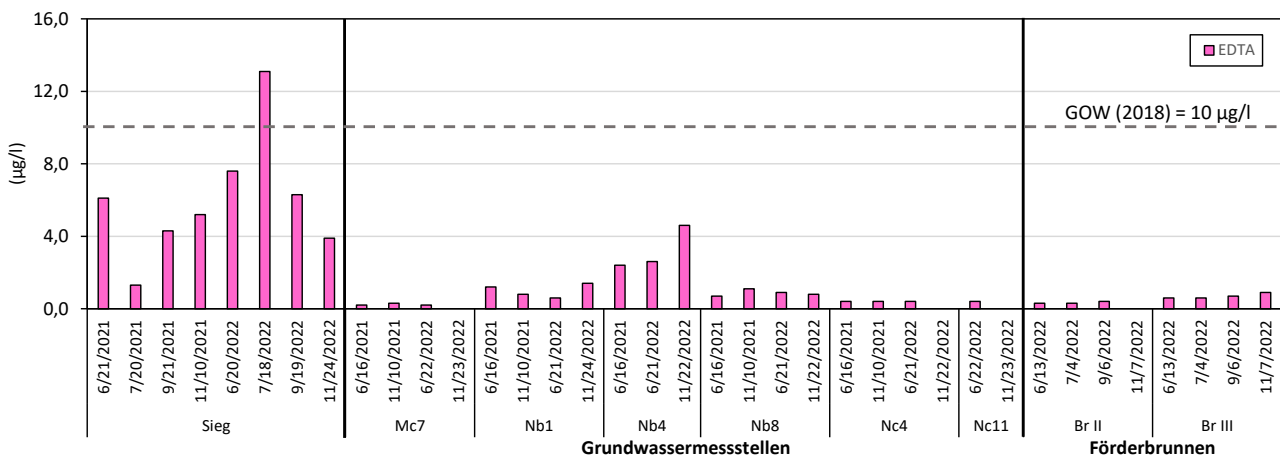


Abbildung 2-44
Nachweise des Komplexbildners EDTA (Ethylendinitrilotetraessigsäure) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in den Jahren 2021 und 2022.

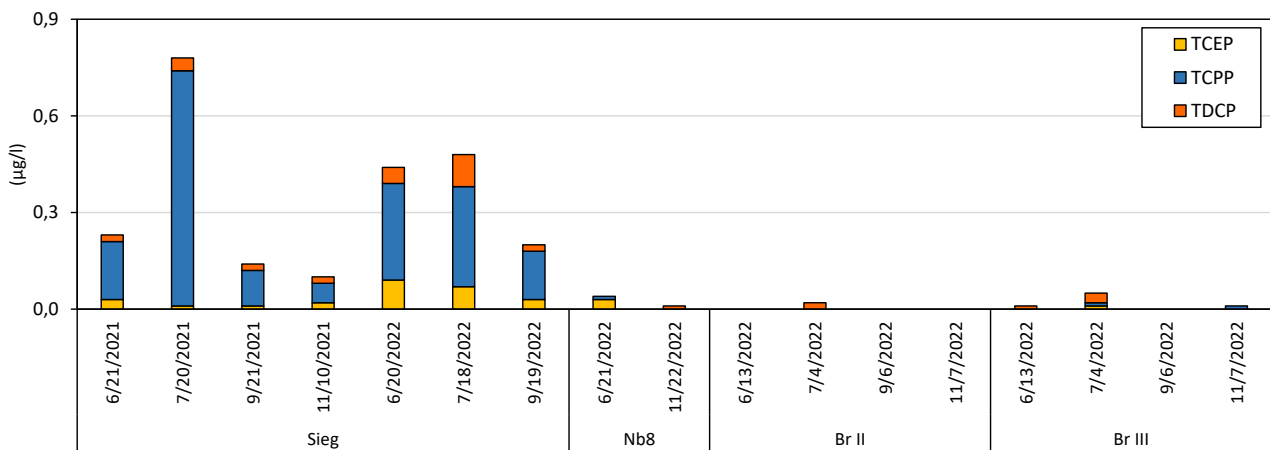


Abbildung 2-45
Nachweise von Flammschutzmitteln im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in den Jahren 2021 und 2022.

Abbildung 2-46
 Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in Jahren 2021 und 2022.

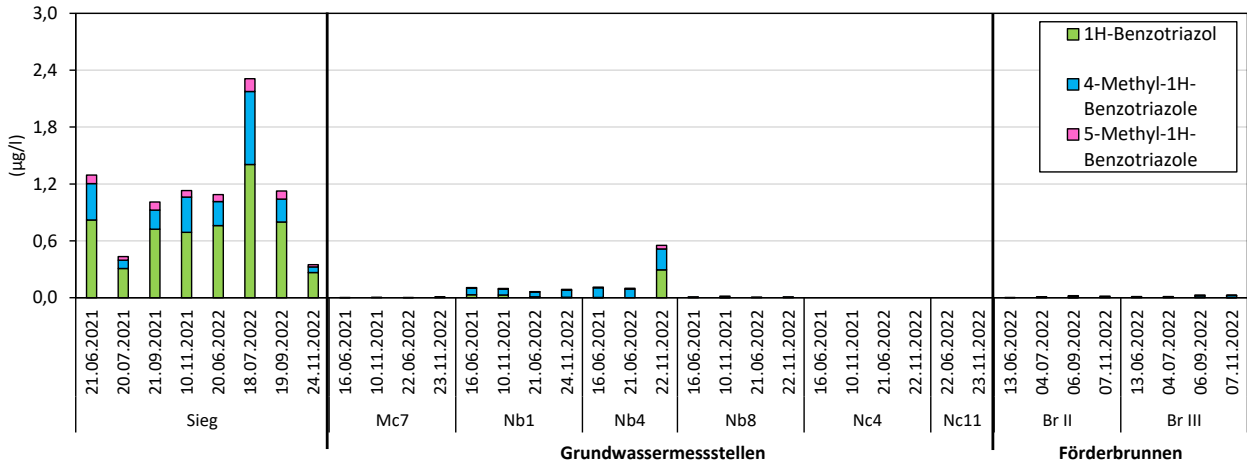


Abbildung 2-47
 Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in den Jahren 2021 (oben) und 2022 (unten).

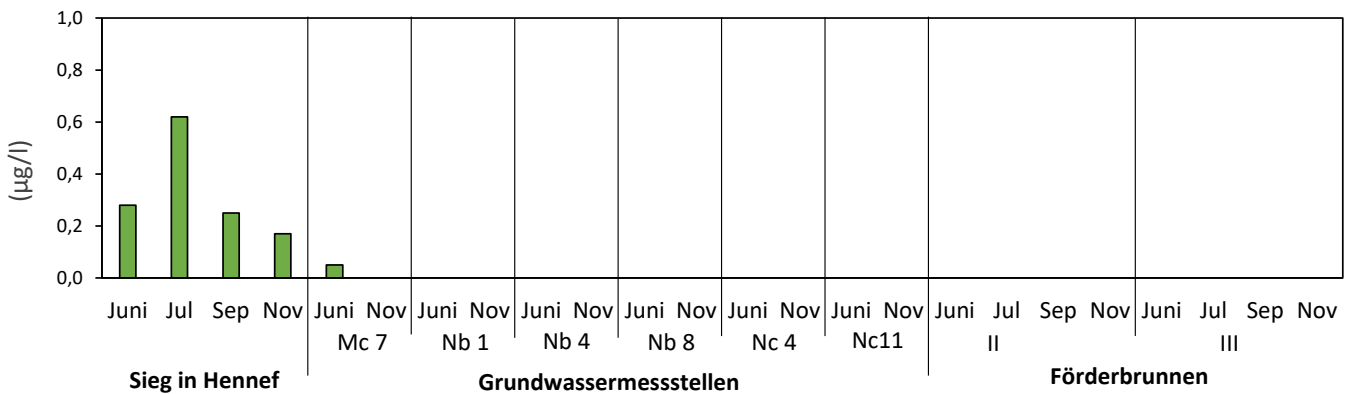
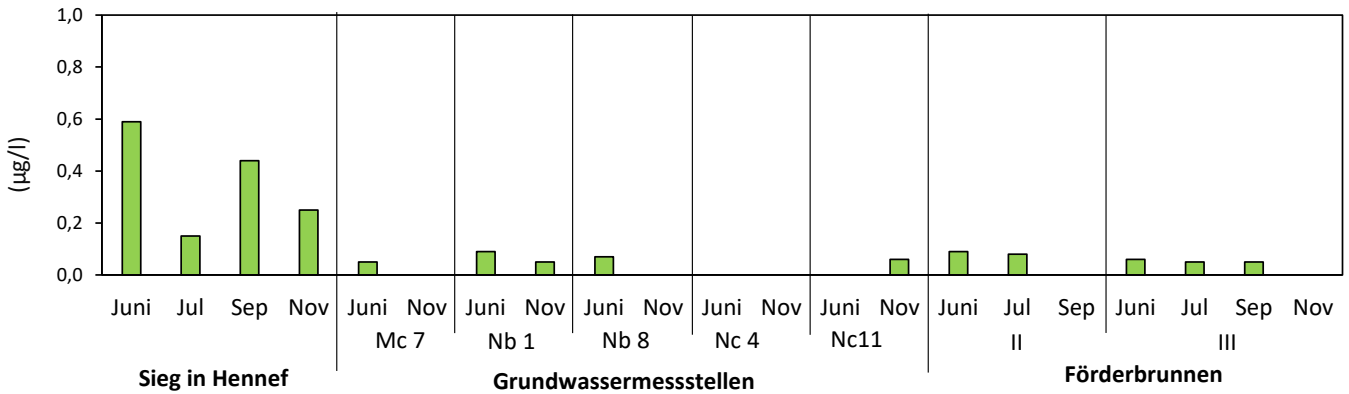
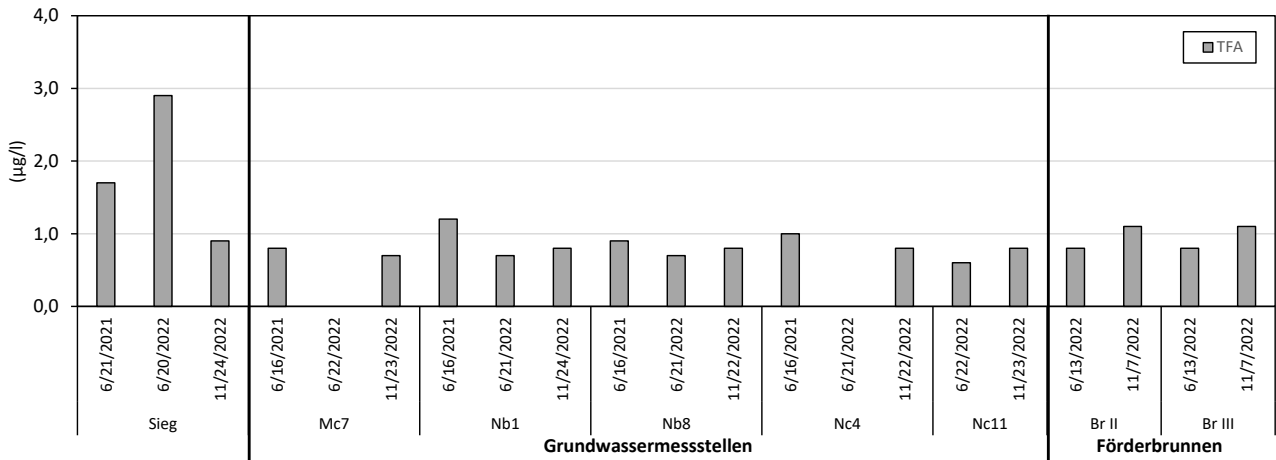


Abbildung 2-48

Nachweise der Industriechemikalie (Trifluoressigsäure) TFA im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in den Jahren 2021 und 2022.



2.3.7 PER- UND POLYFLUORIERTER ALKYLSTOFFEN (PFAS)

Die Ergebnisse der Untersuchungen auf PFAS (Siehe Abschnitt 2.1.8) zeigen, dass in allen Probenahmestellen mindestens eine Einzelsubstanz der Parametergruppe Summe PFAS-20 nachgewiesen wurde (Abbildung 2-49). An der Grundwassermessstelle Nb 1 wurde im September der ab dem 12. Januar 2026 geltende Grenzwert von 0,1 µg/l der Summe PFAS-20 überschritten. Weiterhin wurde im November 2022 in der Sieg und an allen Grundwassermessstellen

mindestens eine der Einzelsubstanzen der Parametergruppe Summe PFAS-4 nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen unterhalb des ab dem 12. Januar 2026 geltenden Grenzwertes von 0,02 µg/l. Die Konzentrationsverteilung lässt vermuten, dass der Eintrag aus diffusen Pfaden stammt. Es sind jedoch weitere Untersuchungen notwendig, um das Verteilungsmuster und mögliche Eintragspfade identifizieren zu können.

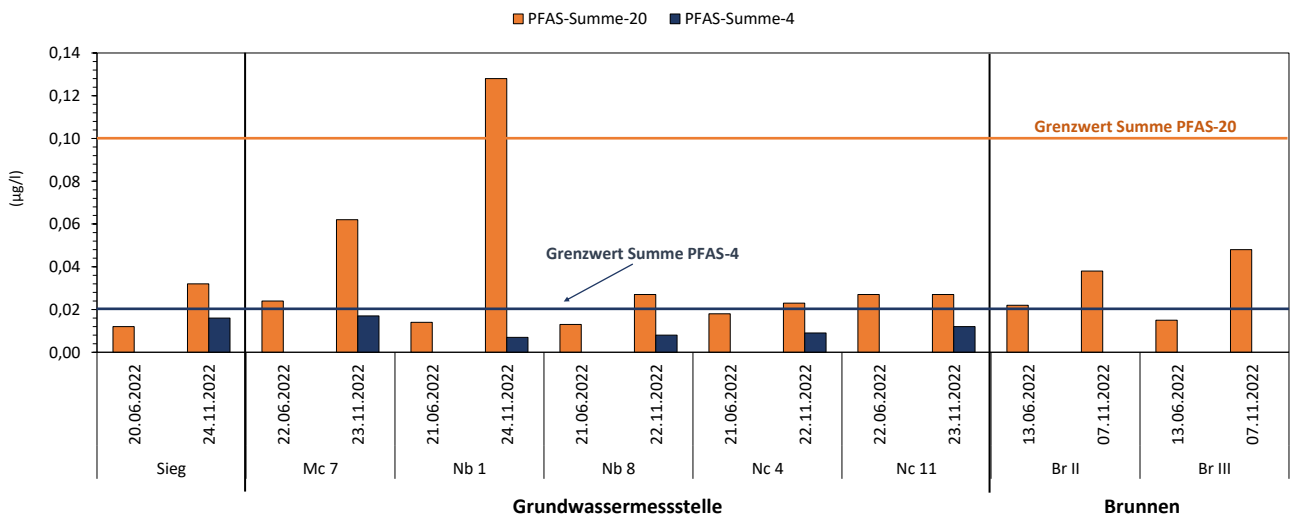
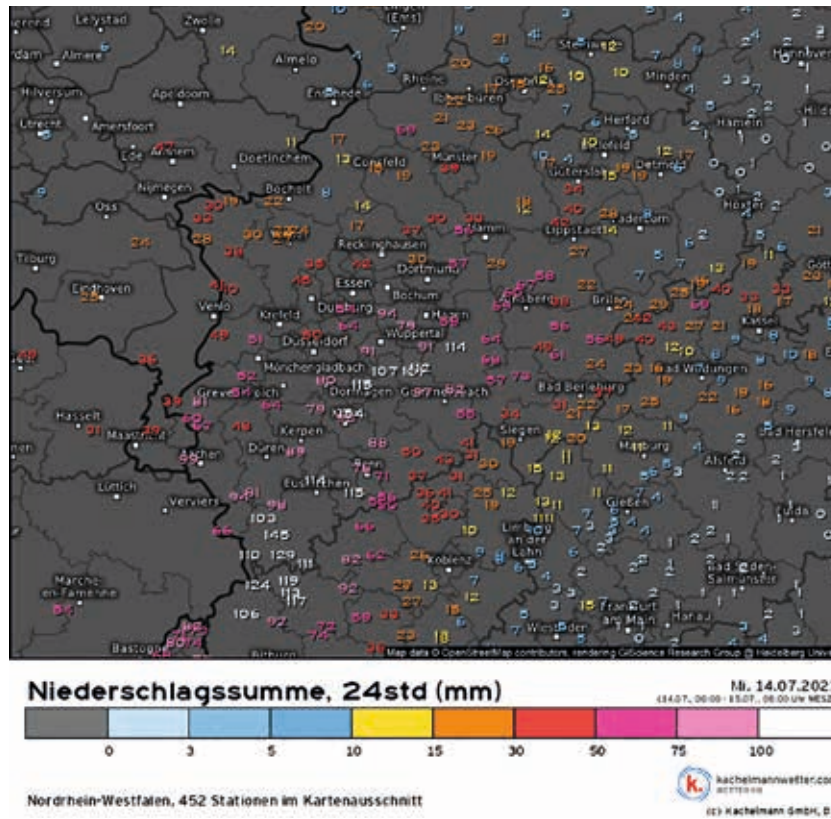


Abbildung 2-49

Nachweise von PFAS im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in 2022. Die PFAS Grenzwerte für Trinkwasser werden ab dem 12. Januar 2026 und 2028 gelten.

3 WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION



3.1 WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION 2021

3.1.1 NIEDERSCHLAG IM EINZUGSGEBIET, STARKREGENEREIGNIS 2021

Das Starkregenereignis im Sommer des vergangenen Jahres ist allen noch gut in Erinnerung und die schrecklichen Folgen, insbesondere im Ahrtal mit vielen Todesopfern, sorgen weiterhin für eine starke Betroffenheit in der Bevölkerung. Bereits als die ersten Anzeichen von bevorstehenden außergewöhnlich starken Niederschlägen in den Wettermodellen auftraten, begann der Wahnbachtalsperrenverband, die Lage mit hoher Aufmerksamkeit zu beobachten. Trotz aller wissenschaftlicher Entwicklungen der Meteorologie in den letzten Jahren ist es immer noch nicht möglich, frühzeitig und genau vorherzusagen, welche Regionen es wie stark betrifft. Umso wichtiger war es im Juli 2021, die Wetterlage in engen Zeitabständen zu verfolgen, um umgehend reagieren zu können, falls das Einzugsgebiet der Wahnbachtalsperre betroffen wäre. Klar war, dass es starke Niederschläge mit prognostizierten 200 mm/qm Regen geben würde. Wo, war allerdings erst kurz vor Eintritt des Niederschlages zu

erkennen. Der Wahnbachtalsperrenverband war vorbereitet und letztendlich zog das Band mit den stärksten Niederschlägen nördlich der Wahnbachtalsperre vorbei.

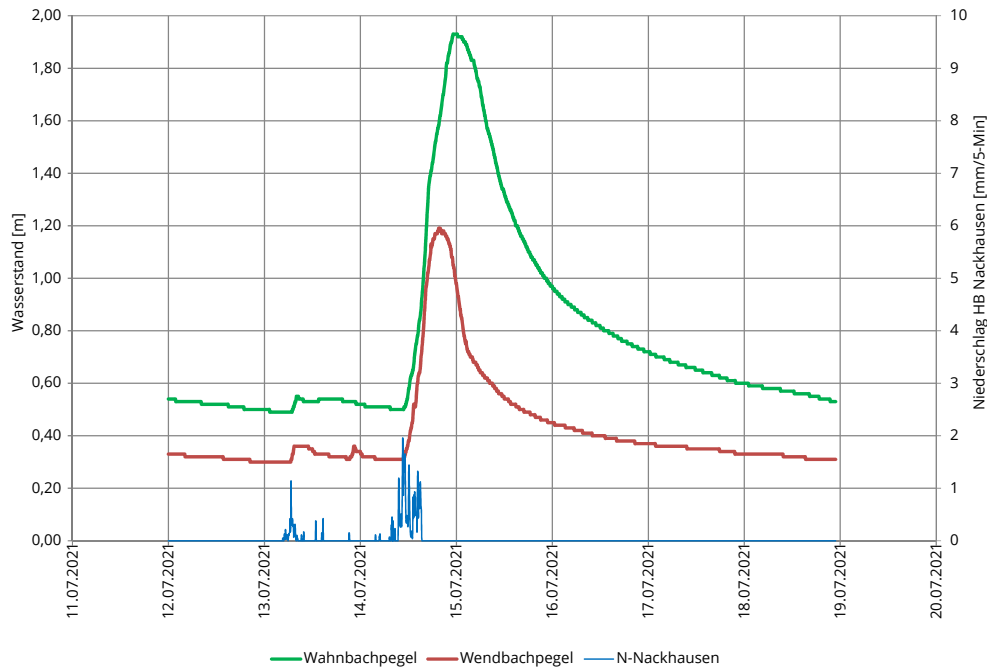
An den Niederschlagsstationen des Wahnbachtalsperrenverbandes wurden folgende Regenmengen gemessen:

Hochbehälter Nackhausen:	93,2 mm
PEA Neunkirchen:	66,7 mm
Siegelsknippen:	67,9 mm
Hennefer Siegbogen:	68,8 mm
Meindorf:	87,1 mm

Die Niederschläge führten dann in der Folge auch zu einem raschen Anstieg der beiden Hauptzuläufe der Talsperre, Wahn- und Wendbach, deren Wasserstände am 14. Juli 2021 stark anstiegen.

Grafik

Wahn- und Wendbachpegel Wasserstände 7 Tage.



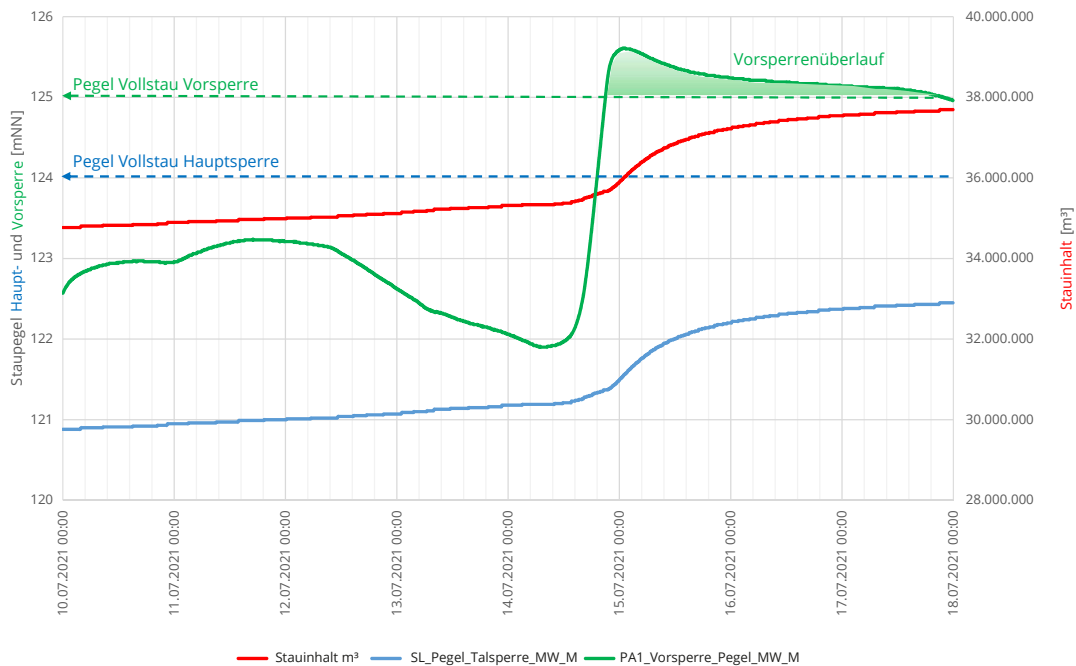
Vor dem Beginn des Starkregeneignisses wies die Wahnbach-talsperre am 14. Juli 2021 um 8 Uhr noch einen freien Stau-raum von 5,4 Millionen Kubikmetern auf. Was auf den ersten Blick wie eine große Reserve wirkt, relativiert sich allerdings im Hinblick darauf, dass 200 mm Regen auf das gesamte Einzugs-gebiet der Talsperre von 70 Quadratkilometern niederregnen: Hier stand plötzlich eine Zahl von 14 Millionen Kubikmetern als Ergebnis. Ganz so vereinfacht darf man es in der Praxis dann aber nicht betrachten, denn es spielen viele Faktoren eine Rolle.

Unter anderem:

- Der Niederschlag ist nie auf der gesamten Fläche gleich und verteilt sich über einen längeren Zeitraum.
- Das Regenwasser wird zum Teil von Pflanzen und dem Boden aufgenommen.
- Das Einzugsgebiet ist zirka 20 Kilometer lang, sodass Wasser eine geraume Fließzeit bis zur Talsperre benötigt.
- Während Wasser der Talsperre zuläuft, wird zeitgleich Wasser zur Trinkwasseraufbereitung entnommen und aufgrund des Betriebsplanes bereits Wasser an den Unterlauf abgegeben, was für entsprechende Freiräume sorgt.

Grafik

Ganglinie Pegel und Inhalt Wahnbachtalsperre



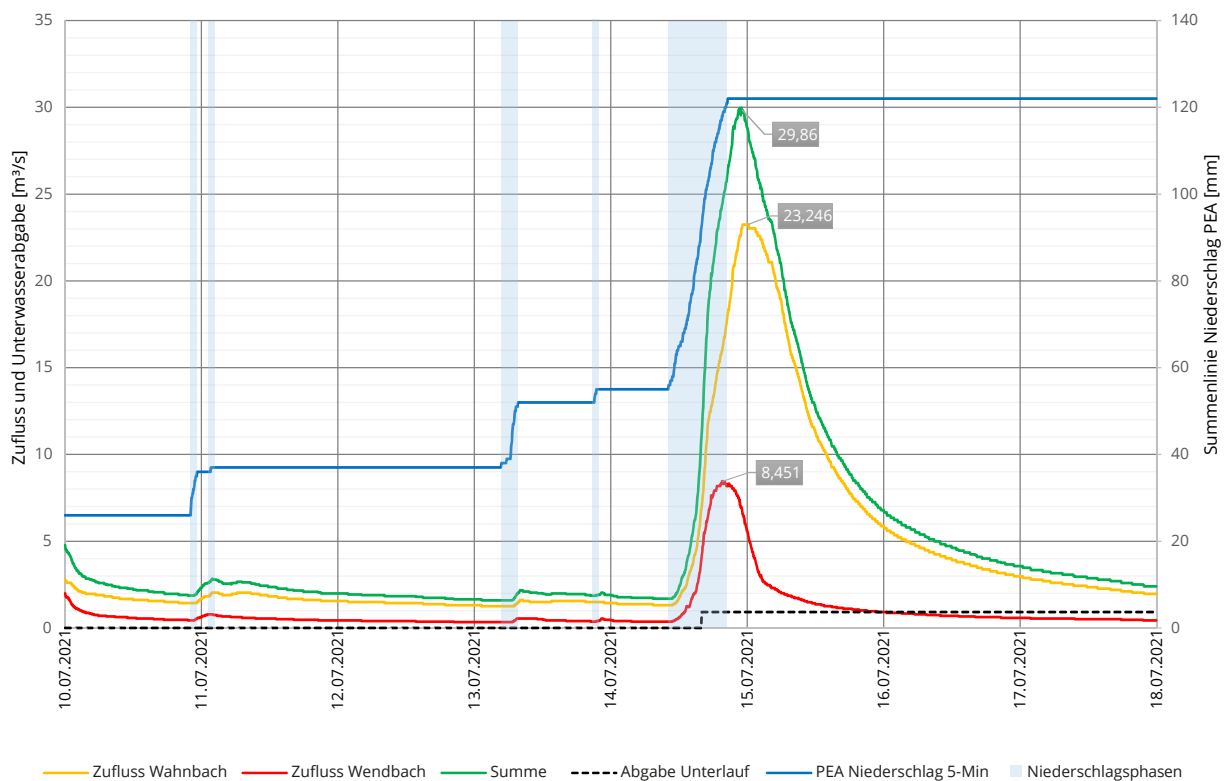
Mit dem Ansteigen der Zuläufe füllte sich die Vorsperre, die zuvor auf den betrieblich niedrigsten Pegelstand freigefahren wurde. Sobald die Leistungsfähigkeit der Phosphoreliminierungsanlage an der Vorsperre überschritten wurde, kam es wie erwartet zu einem Überlauf dort und in der Folge entsprechend zu einem Anstieg der Hauptsperre. Der Verlauf von Vor- und Hauptsperrenpegel vom 10. bis 17. Juli 2021 kann der nachfolgenden Grafik entnommen werden. Zur besseren Zuordnung der Ganglinien sind die linke und rechte Y-Achse entsprechend mit derselben Farbe beschriftet.

Aufgrund des Pegelanstiegs und der steigenden Zuläufe wurde gleichwohl erst am 14. Juli 2021 nach Beginn des Starkregens der reguläre Abgabebereich des Betriebsplanes erreicht, daraus folgend die Turbine an der Talsperre in Betrieb genommen und damit ein Kubikmeter Wasser pro Sekunde an den Unterlauf des Wahnbachs abgegeben. Eine weitere Erhöhung der Unterwasserabgabe auf drei Kubikmeter pro Sekunde war erst am 21. Juli 2021 erforderlich. Die

nachfolgende Grafik zeigt in einer Übersicht den Verlauf von Zu- und Ablauf der Talsperre.

In der Spitze flossen der Talsperre fast 30 Kubikmeter pro Sekunde zu, wogegen während des Hochwassers nur ein Kubikmeter pro Sekunde an den Unterlauf abgegeben wurde. Somit konnte die Talsperre die Hochwasserwelle im Unterlauf um etwa 97 Prozent reduzieren.

Wären im Einzugsgebiet der Wahnachtalsperre tatsächlich 200 Liter Regen gefallen, hätte dies mit hoher Sicherheit zu deutlich höheren Abgaben an den Unterlauf geführt. Aber auch Talsperren in NRW, die im Bereich der stärksten Niederschläge lagen, konnten eine signifikante Reduzierung der Abflüsse in deren Unterläufen erreichen, auch wenn die hohen Unterwasserabgaben durchaus zu Schäden führten. Ohne die Talsperren wären die Folgen sicherlich noch schwerwiegender gewesen.



Grafik
Zulufluss Wahn- und Wendbach 10.–17. Juli 2021.

3.1.2 TRINKWASSERPRODUKTION

Nach den drei sehr trockenen Jahren 2018 bis 2020 war die Talsperre Anfang 2021 und auch noch zu Beginn des wasserwirtschaftlichen Sommerhalbjahres (Mai bis Oktober) 2021 unterdurchschnittlich gefüllt. Infolge der teils ergiebigen Niederschläge in der ersten Hälfte des Sommerhalbjahres hat sich der Füllstand der Talsperre bis Ende Juli 2021 sehr gut erholt, sodass infolge des Starkregen-/Hochwasserereignisses Mitte Juli 2021 sogar Wasser an den Unterlauf

des Wahnbachs abgegeben werden musste, um den Hochwasserschutzraum frei zu halten.

Aufgrund dessen, dass der Füllstand der Talsperre bis zum Beginn des wasserwirtschaftlichen Sommerhalbjahres unterdurchschnittlich gefüllt war, wurde in der ersten Hälfte des Jahres 2021 zur Schonung der Wasserressourcen der Wahnachtalsperre vorsorg-

lich zunächst vermehrt auf die beiden Grundwasserressourcen im Hennefer Siegbogen und an der unteren Sieg bei Sankt Augustin-Meindorf zurückgegriffen (siehe Abb. 3). Die teils ergiebigen Niederschläge im Sommerhalbjahr, unter anderem das Starkregen-/Hochwasserereignis Mitte Juli, haben letztendlich dafür gesorgt, dass

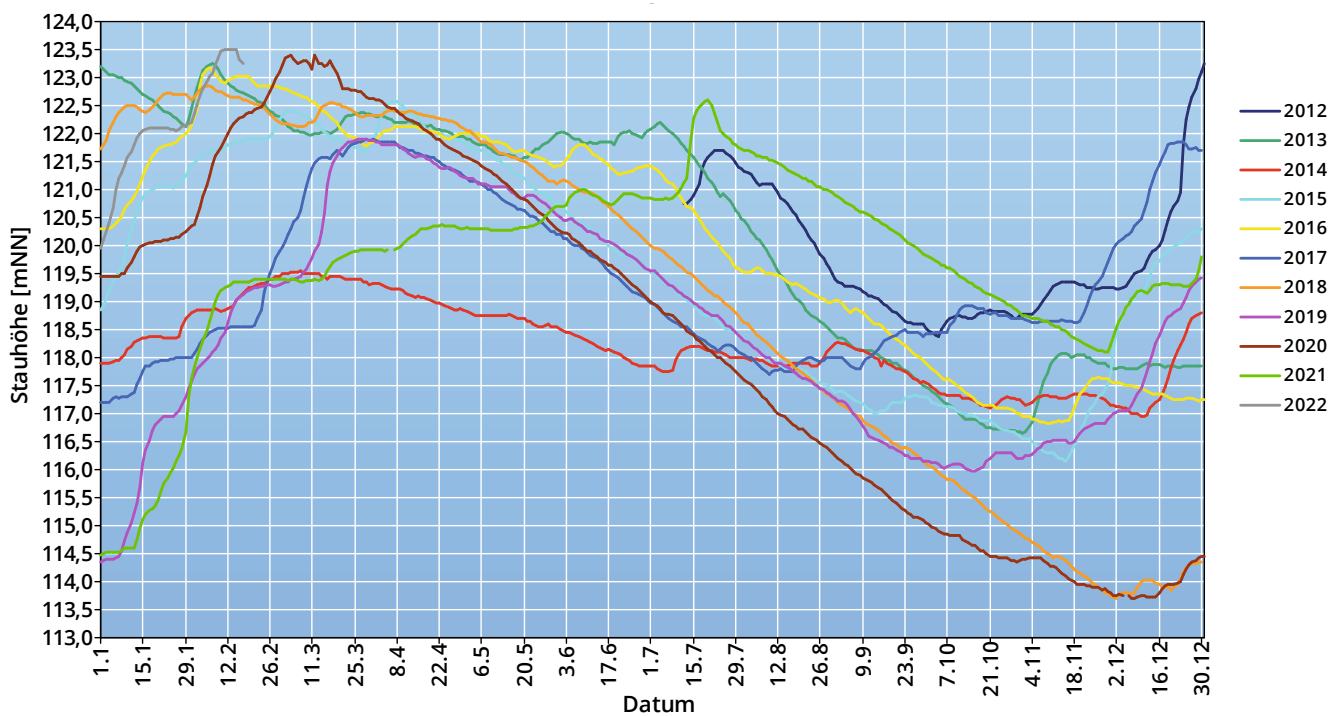
die Talsperre zu Beginn der zweiten Jahreshälfte vergleichsweise gut gefüllt war.

Über das Sommerhalbjahr 2021 ist der Füllstand der Talsperre zunächst bis Mitte Juli atypisch stetig gestiegen (siehe Abb. 2). Durch das Starkregenereignis Mitte Juli.

Abbildung 1

Verlauf des Füllstandes (der Stauhöhe) der Wahnbachtalsperre im Jahr 2021 (hellgrün) im Vergleich zu den Vorjahren.

Jahresvergleich Stauhöhe



Aufgrund dessen, dass der Füllstand der Talsperre bis zum Beginn des wasserwirtschaftlichen Sommerhalbjahres unterdurchschnittlich gefüllt war, wurde in der ersten Hälfte des Jahres 2021 zur Schonung der Wasserressourcen der Wahnbachtalsperre vorsorglich zunächst vermehrt auf die beiden Grundwasserressourcen im Hennefer Siegbogen und an der unteren Sieg bei Sankt Augustin-Meindorf zurückgegriffen (siehe Abb. 3). Die teils ergiebigen Niederschläge im Sommerhalbjahr, unter anderem das Starkregen-/Hochwasserereignis Mitte Juli, haben letztendlich dafür gesorgt, dass die Talsperre zu Beginn der zweiten Jahreshälfte vergleichsweise gut gefüllt war.

Über das Sommerhalbjahr 2021 ist der Füllstand der Talsperre zunächst bis Mitte Juli atypisch stetig gestiegen (siehe Abb. 2). Durch

das Starkregenereignis Mitte Juli (siehe hierzu gesonderten Bericht auf Seite 8) war noch einmal ein deutlicher Anstieg des Füllstandes der Talsperre zu verzeichnen, sodass sogar kurzzeitig Wasser an den Unterlauf des Wahnaches abgegeben werden musste, um den Hochwasserschutzraum freizuhalten. Erst danach ist die Talsperre bis Ende November kontinuierlich gefallen, sodass die Talsperre vergleichsweise gut gefüllt in das wasserwirtschaftliche Winterhalbjahr 2021/2022 gestartet ist. Der Tiefststand des Vorjahres (im Dezember 2020) wurde daher in 2021 bei Weitem nicht erreicht (siehe Abb. 2). Trotz der gegenüber dem Vorjahr deutlich gesunkenen Trinkwasserabgabe liegen die Entnahmemengen aus den beiden Grundwasserressourcen im Kalenderjahr 2021 höher als im Vorjahr. Dagegen wurde das Wasserrecht für die Wahnbachtalsperre im Jahr 2021 deutlich weniger ausgeschöpft (siehe Abb. 4).

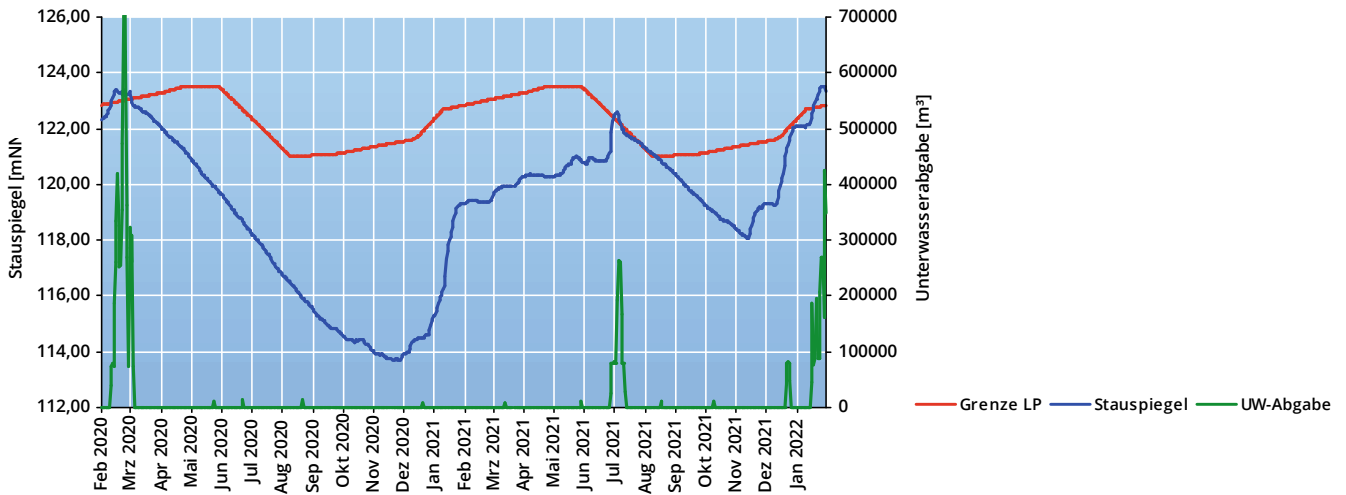


Abbildung 2
Verlauf des Füllstandes (des Stauspiegels) und der Unterwasserabgabe der Wahnbachtalsperre in den Jahren 2020 und 2021 (blau) mit Darstellung der (unteren) Grenze des Betriebsplanes/Lamellenplanes (Anwendung des geänderten Betriebsplanes/Lamellenplanes seit April 2018).

Entnahmemengen (in m³)

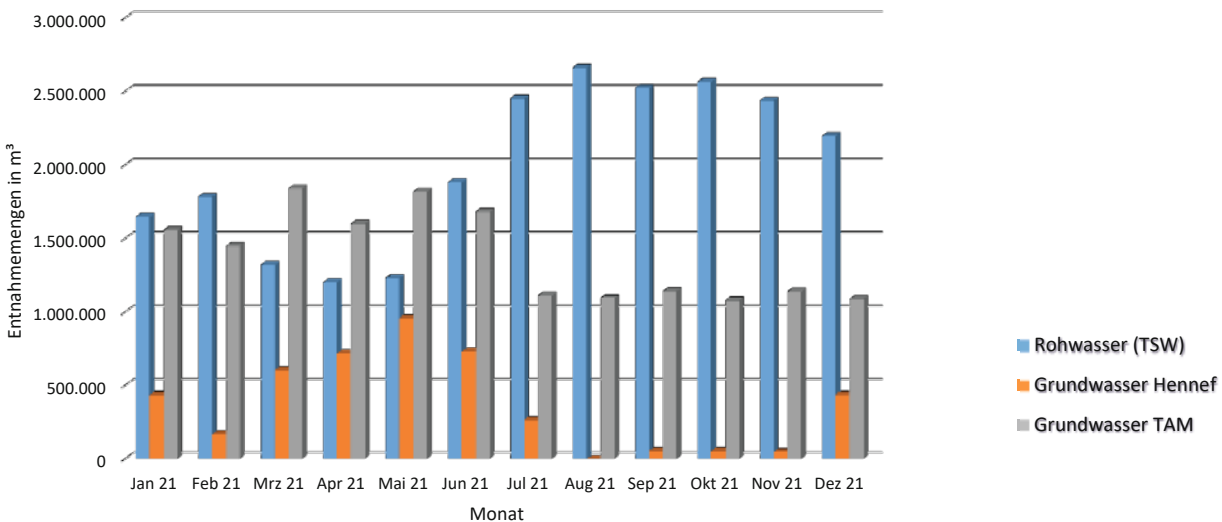


Abbildung 3
Monatliche Entnahmemengen der drei Rohwasserressourcen im Kalenderjahr 2021.

Entnahmemengen (in m³)

TSW: Talsperrenwasser
TAM: Trinkwasseraufbereitung Meindorf

■ Noch entnehmbare Menge
■ Bereits entnommene Menge

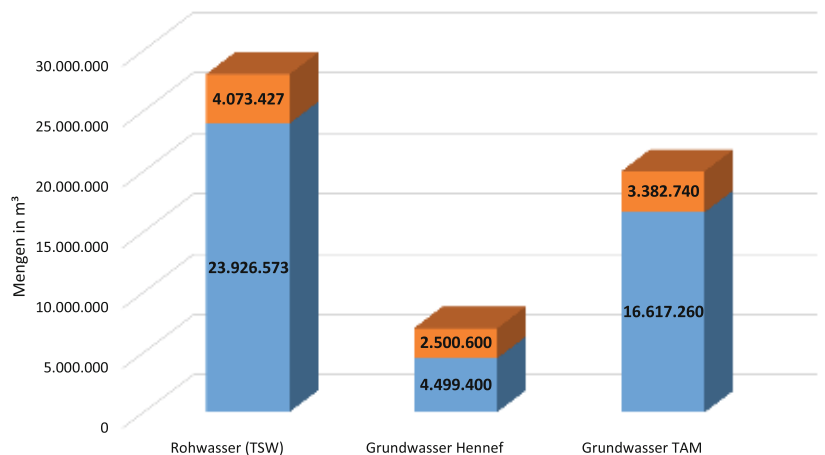
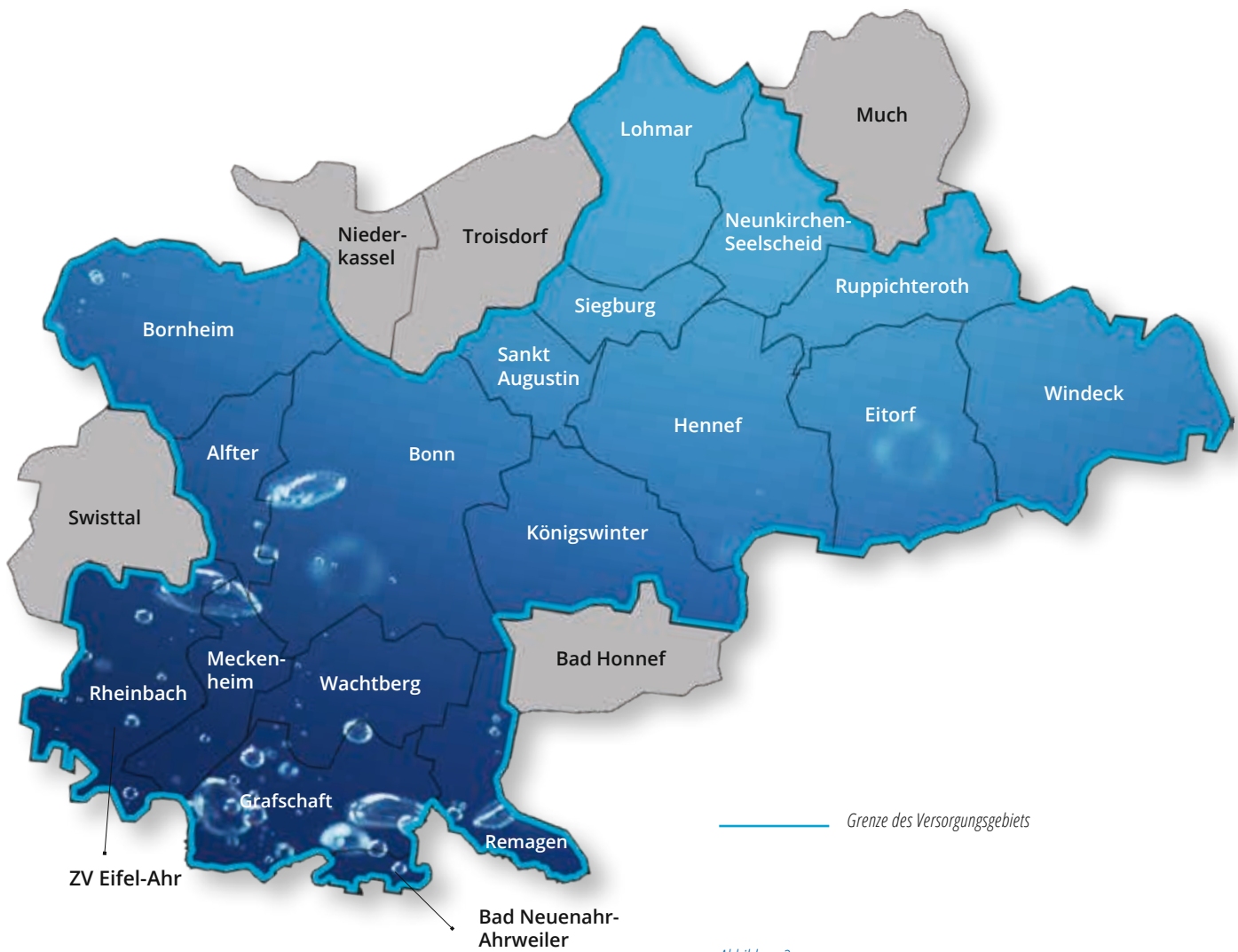


Abbildung 4
Entnahmemengen der drei Rohwasserressourcen im Kalenderjahr 2021.



— Grenze des Versorgungsgebiets

Abbildung 3
Trinkwasserabgabe an die Abnehmer des Wahnbachtalsperrenverbandes im Jahr 2021 im Vergleich zum Vorjahr.

Abbildung 2
Trinkwasserabgabe an die Abnehmer des Wahnbachtalsperrenverbandes im Jahr 2021 im Vergleich zum Vorjahr.

Abnehmer	2020	2021	Differenz zu 2020	
	m ³	m ³	m ³	%
Stadt Bonn	23.571.879	22.296.336	-1.275.543	-5,4
Rhein-Sieg-Kreis	20.555.299	18.851.235	-1.704.064	-8,3
Stadt Siegburg	2.384.592	2.237.899	-146.693	-6,2
Stadt Bad Neuenahr-Ahrweiler	1.120.041	937.850	-182.191	-16,3
Zweckverband Eifel-Ahr	248.362	304.489	56.127	22,6
Summe	47.880.173	44.627.809	-3.252.364	-6,8
Mittlere Tagesabgabe	130.820	122.268	-8.552	-6,5

Abnehmer im Rhein-Sieg-Kreis	2020	2021
Gemeinde Alfter	784.718	717.510
Gemeinde Eitorf	936.669	867.387
Gemeinde Much	1.423	1.130
Gemeinde Neunkirchen-Seelscheid	1.016.566	976.167
Gemeinde Ruppichteroth	788.661	749.284
Gemeinde Wachtberg	1.996.094	1.909.321
Gemeinde Windeck	476.068	452.883
Stadt Bornheim	1.336.817	1.265.828
Stadt Hennef	2.711.390	2.565.148
Stadt Königswinter	903.749	861.443
Stadt Lohmar	1.780.549	1.661.379
Stadt Meckenheim	1.663.695	1.468.432
Stadt Rheinbach	1.675.518	1.545.823
WVG Sankt Augustin	2.924.985	2.693.116
WBV Herchen	160.355	148.224
WBV Thomasberg	767.804	589.920
WBV Leuscheid	150.021	143.409
WBV Wachtberg	480.217	234.831

Die Trinkwasserabgabe lag im Jahr 2021 deutlich niedriger als in den Vorjahren 2018 bis 2020. Nachdem im Jahr 2020 mit rund 47,9 Mio. Kubikmetern die höchste jährliche Trinkwasserabgabe

seit der Gründung des Verbandes verzeichnet wurde, lag die Trinkwasserabgabe im Jahr 2021 nur noch bei 44,6 Mio. Kubikmetern.

GESAMTRINKWASSERABGABE

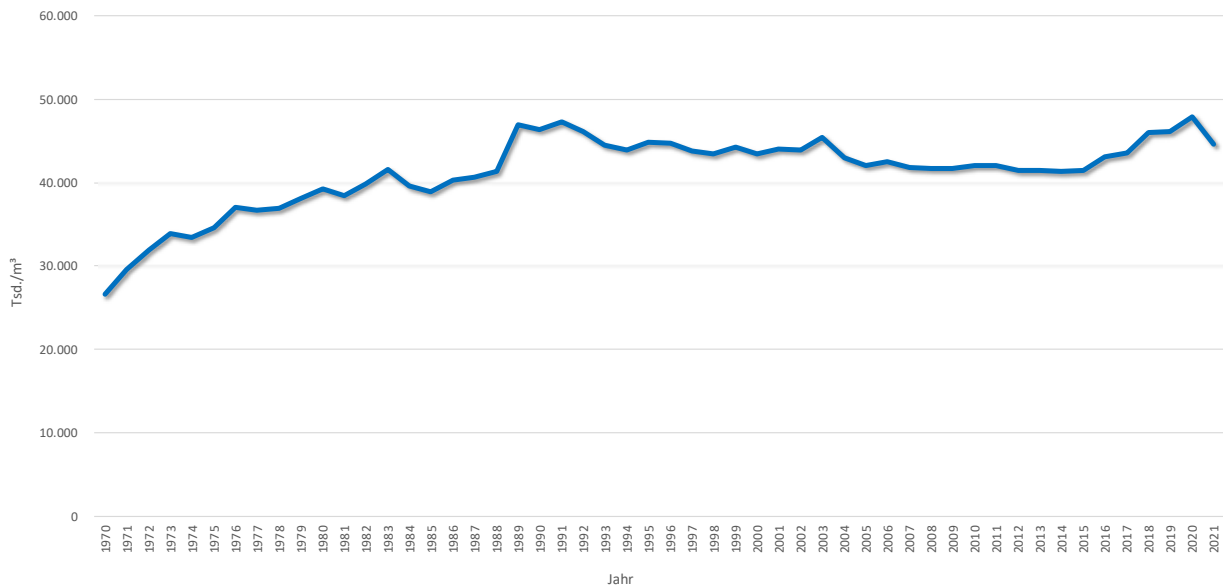


Abbildung 1

Entwicklung der Trinkwasserabgabe an die Abnehmer des Wahnbachtalsperrenverbandes seit dem Jahr 1970.

Die Trinkwasserabgabe des Wahnbachtalsperrenverbandes war zuletzt seit dem Jahr 2015 kontinuierlich gestiegen. Wurden in den Jahren 2012 bis 2015 jeweils noch rund 41,5 Mio. Kubikmeter an die Abnehmer geliefert, stieg die Trinkwasserabgabe in den Jahren 2016 und 2017 bereits auf über 43 Mio. Kubikmeter, in den beiden trockenen Jahren 2018 und 2019 weiter auf rund 46 Mio. Kubikmeter und im Jahr 2020 sogar auf rund 47,2 Mio. Kubikmeter im Jahr an. Die Trinkwasserabgabe an die Abnehmer des Wahnbachtalsperrenverbandes lag dagegen im Jahr 2021 mit rund 44,6 Mio. Kubikmetern wieder deutlich unter der Trinkwasserabgabe der Jahre 2018 bis 2020 (siehe Abb. 1).

Im Vergleich zum Vorjahr hat sich die Trinkwasserabgabe an die einzelnen Verbandsmitglieder (Bundesstadt Bonn, Rhein-Sieg-Kreis und Kreisstadt Siegburg) dementsprechend verändert. Der größte prozentuale Rückgang ist bei der Trinkwasserabgabe an den Rhein-Sieg-Kreis und an die Stadt Bad Neuenahr-Ahrweiler zu verzeichnen. Lediglich die Trinkwasserabgabe an den Zweckverband Eifel-Ahr ist gegenüber dem Vorjahr um knapp 23 Prozent deutlich gestiegen. Diese gegenläufige Entwicklung lässt sich in erster Linie damit erklären, dass dieser Abnehmer aufgrund der Folgen der Hochwasserkatastrophe im Juli 2021 vermehrt auf den Trinkwasserbezug vom Wahnbachtalsperrenverband zugegriffen hat, da die verbands-eigenen Ressourcen nicht mehr beziehungsweise nur eingeschränkt zur Verfügung standen/stehen. Der insgesamt deutliche Rückgang

der Trinkwasserabgabe lässt sich auf das im Vergleich zu den drei Vorjahren (2018 bis 2020) wesentlich nassere und kühlere Sommerhalbjahr 2021 zurückführen. Nichtsdestotrotz ist gegenüber den Jahren 2016 und 2017 (mit einer Trinkwasserabgabe von 43,1 bzw. 43,5 Mio. Kubikmetern im Jahr bei eher durchschnittlichen klimatischen Verhältnissen) aber erneut eine deutliche Steigerung festzustellen.

Mittelfristig wird seitens der angeschlossenen Abnehmer in den folgenden Jahren ein weiterer moderater Anstieg des jährlichen Trinkwasserbedarfs im Versorgungsbereich des Wahnbachtalsperrenverbandes erwartet.

Die höchsten (Tages-)Fördermengen im Jahr 2021 waren Mitte Juni zu verzeichnen. Die höchste (Tages-)Fördermenge aus den drei Rohwasserressourcen des Verbandes lag am 20.06.2021 mit insgesamt rund 178.888 m³ (siehe Abb. 5) unter der des Vorjahres (189.470 m³). Abbildung 4 gibt einen Überblick über die Häufigkeit der Trinkwasser-Tagesproduktionsmengen im Vergleich zum Vorjahr.

Abbildung 5 zeigt die Lastverteilung auf die drei Rohwasserressourcen/Trinkwasseraufbereitungsanlagen des Wahnbachtalsperrenverbandes. Daraus ist zu entnehmen, dass die Grundlast auch im Jahr 2021 wie gewohnt im Regelfall durch die Trinkwasserauf-

bereitungsanlagen am Standort Siegelsknippen (das heißt, durch die Rohwasserressourcen der Wahnbachtalsperre und im Hennefer Siegbogen) gedeckt wurden. Die Bedarfsspitzen wurden im Wesentlichen durch die Trinkwasseraufbereitungsanlage in Sankt Augustin-Meindorf bedient. Aufgrund dessen, dass der Füllstand der Talsperre bis zum Beginn des wasserwirtschaftlichen Sommer-

halbjahres unterdurchschnittlich gefüllt war, wurde in der ersten Hälfte des Jahres 2021 zur Schonung der Wasserressourcen der Wahnbachtalsperre vorsorglich zunächst vermehrt auf die beiden Grundwasserressourcen im Hennefer Siegbogen und an der unteren Sieg bei Sankt Augustin-Meindorf zurückgegriffen (siehe Abb. 5).

HÄUFIGKEIT DER TRINKWASSER-TAGESPRODUKTIONSMENGEN

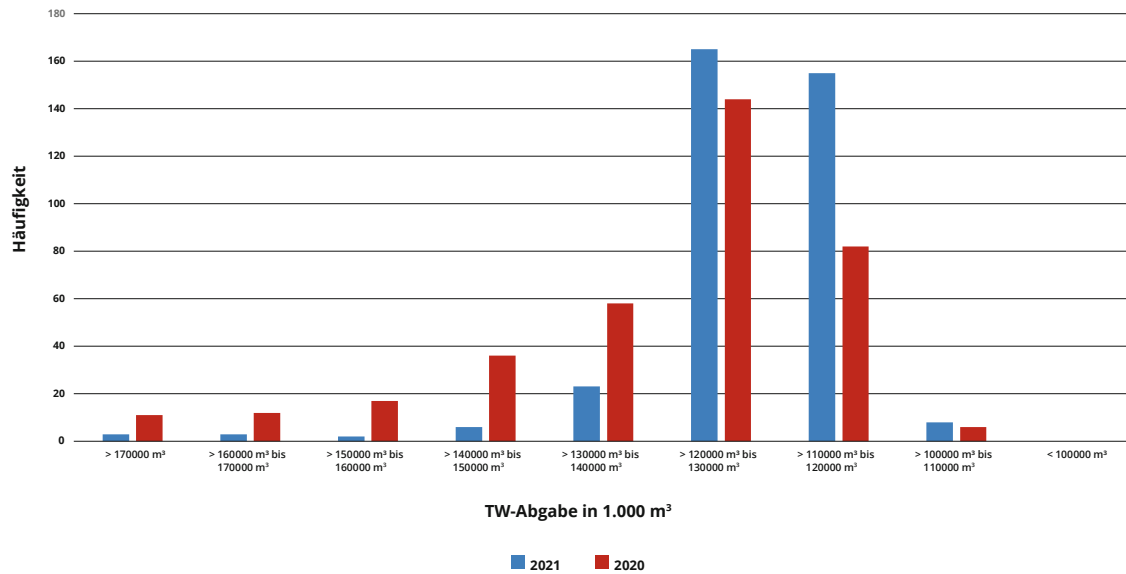


Abbildung 4
Häufigkeit der Trinkwasser-Tagesproduktionsmengen im Vergleich zum Vorjahr.

(TAGES-) FÖRDERMENGEN 2021

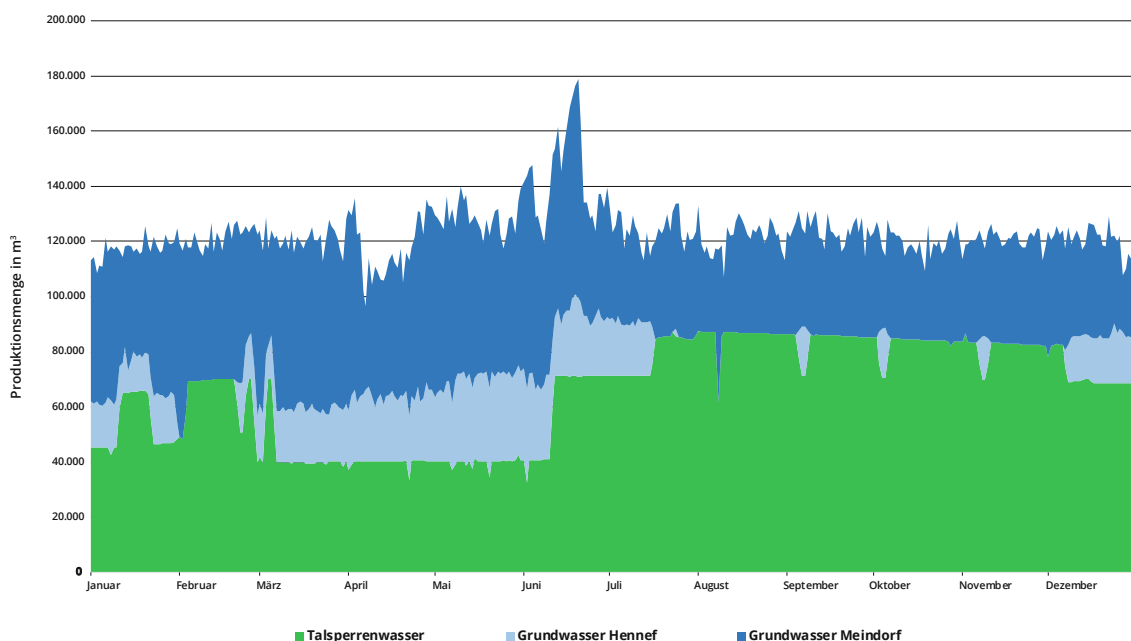


Abbildung 5
Auf die jeweilige Rohwasserressource bezogene (Tages-) Fördermengen/Produktionsmengen von Januar bis Dezember 2021.

3.2 WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION 2022

3.2.1 NIEDERSCHLAG IM EINZUGSGEBIET

Zu Beginn des Kalenderjahres 2022 war die Wahnbachtalsperre überdurchschnittlich gefüllt. Infolge der teils ergiebigen Niederschläge im ersten Quartal 2022 musste sogar Wasser an den Unterlauf des Wahnbaches abgegeben werden, um den Hochwasserschutzraum freizuhalten. Aufgrund der zu Beginn des wasserwirtschaftlichen Sommerhalbjahres (Anfang Mai bis Ende Oktober) sehr gut gefüllten Talsperre konnten die Grundwasserressourcen im Vergleich zum Vorjahr geschont und das Wasserrecht der Talsperre im Kalenderjahr 2022 nahezu ausgeschöpft werden.

Da die Talsperre zum Beginn des Kalenderjahres 2022 überdurchschnittlich gefüllt war und sich die Talsperre aufgrund der ergiebigen Niederschläge und daraus resultierenden Zuflüsse im ersten Quartal 2022 weiter gefüllt hat (siehe Abb. 2), konnte im gesamten Jahr 2022 vermehrt auf das Talsperrenwasser als Rohwasserressource für die Trinkwasseraufbereitung zurückgegriffen werden (siehe Abb. 3).

Das Wasserrecht der Talsperre in Höhe von 28,1 Mio. m³/Jahr konnte somit im Kalenderjahr 2022 nahezu ausgeschöpft werden (siehe Abb. 4). Die sehr ergiebigen Niederschläge im Januar/Februar 2022 mach-

Jahresvergleich Stauhöhe

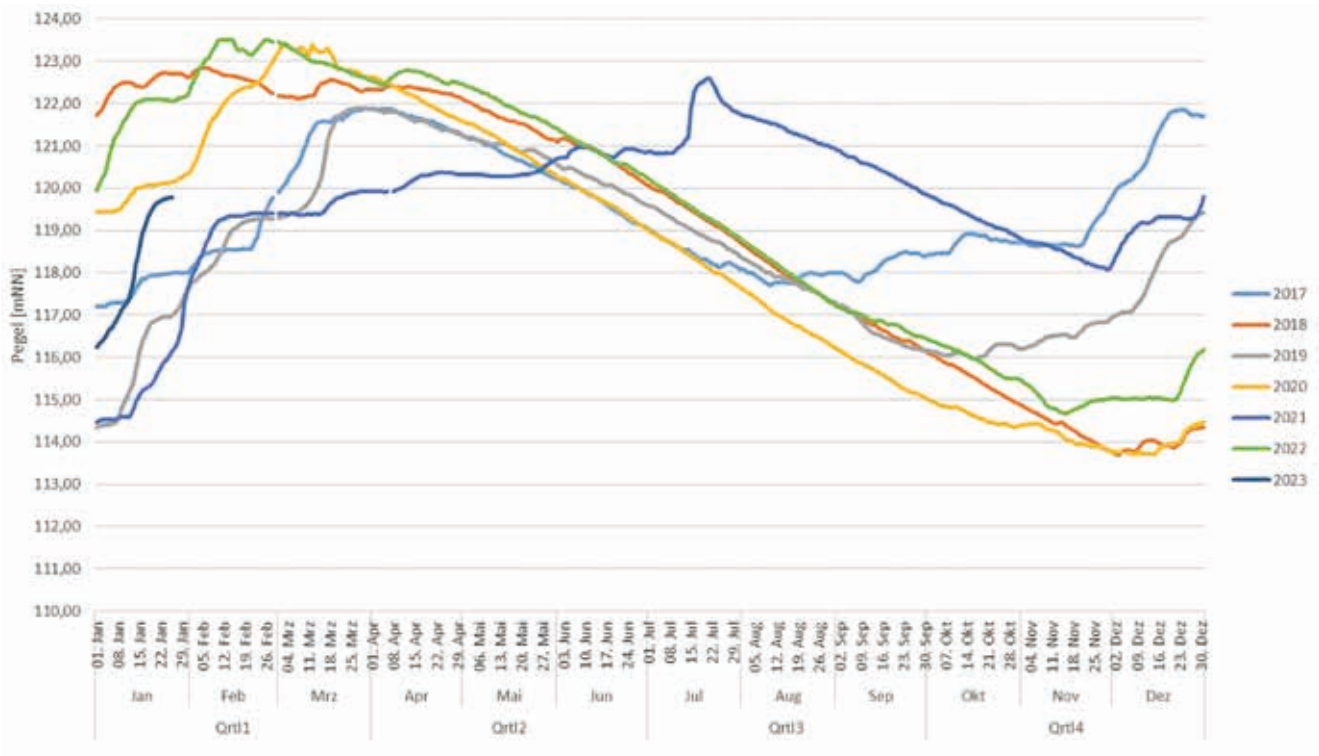


Abbildung 1 Verlauf des Staupegels der Wahnbachtalsperre im Jahr 2022 (grün) im Vergleich zu den Vorjahren (Stand Januar 2023).

ten es sogar erforderlich, den Hochwasserschutzraum der Talsperre durch eine Unterwasserabgabe an den Unterlauf des Wahnbaches freizuhalten (siehe Abb. 2).

Über das wasserwirtschaftliche Sommerhalbjahr 2022 ist der Pegel der Talsperre bis Ende Oktober 2022 stetig gefallen (siehe Abb. 2). Ab Anfang November 2022 ist der Stauspiegel mit Beginn des wasserwirtschaftlichen Winterhalbjahres wieder gestiegen, sodass die Talsperre relativ gut gefüllt in das Kalenderjahr 2023 gestartet ist.

Da das Wasserrecht der Talsperre im Jahr 2022 nahezu ausgeschöpft werden konnte und die Trinkwasserabgabe 2022 mit 44,9 Mio. m³ gegenüber dem Vorjahr (44,6 Mio. m³) nur leicht gestiegen ist, fallen die Entnahmemengen aus den beiden Grundwasserressourcen im Kalenderjahr 2022 geringer aus als im Vorjahr (siehe Abb. 4).

Stauspiegel und Unterwasserabgabe

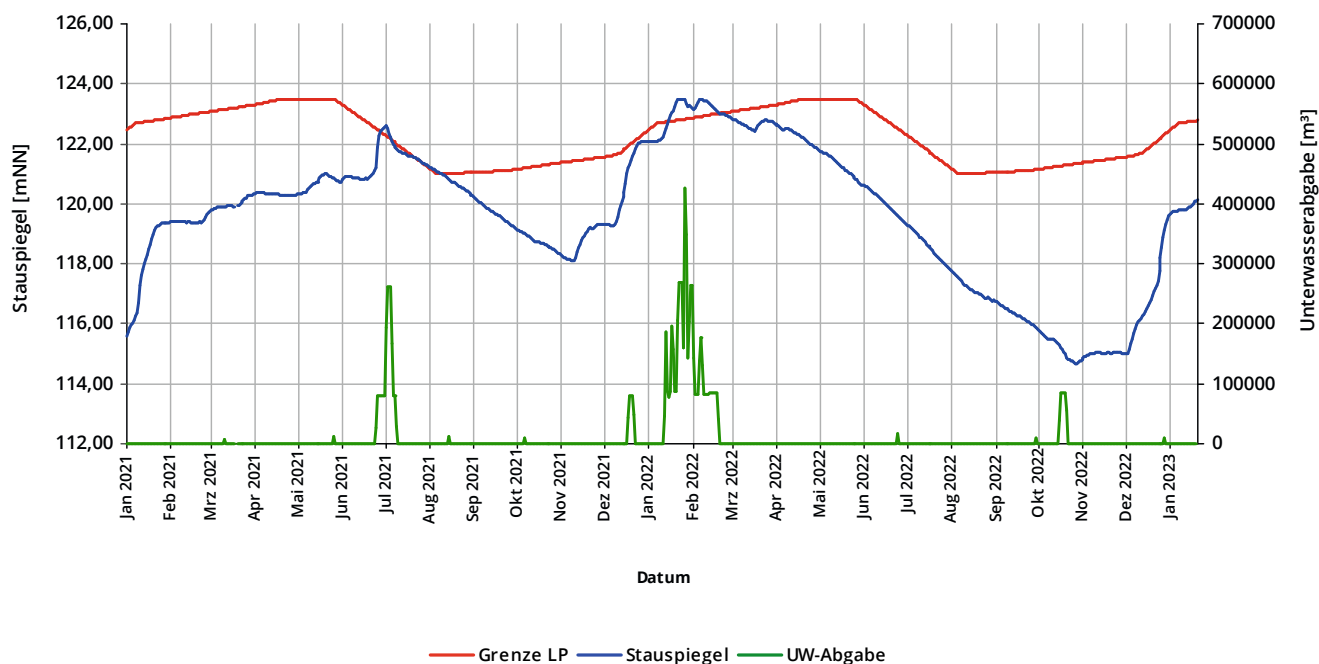


Abbildung 2

Verlauf des Stauspiegels (blau) und der Unterwasserabgabe (grün) der Wahnbachtalsperre in den Jahren 2021 und 2022 mit Darstellung der (unteren) Grenze des Betriebsplanes/Lamellenplanes (rot).

Entnahmemengen (in m³)

Abbildung 3
Monatliche Entnahmemengen aus den drei Rohwasserressourcen im Kalenderjahr 2022.

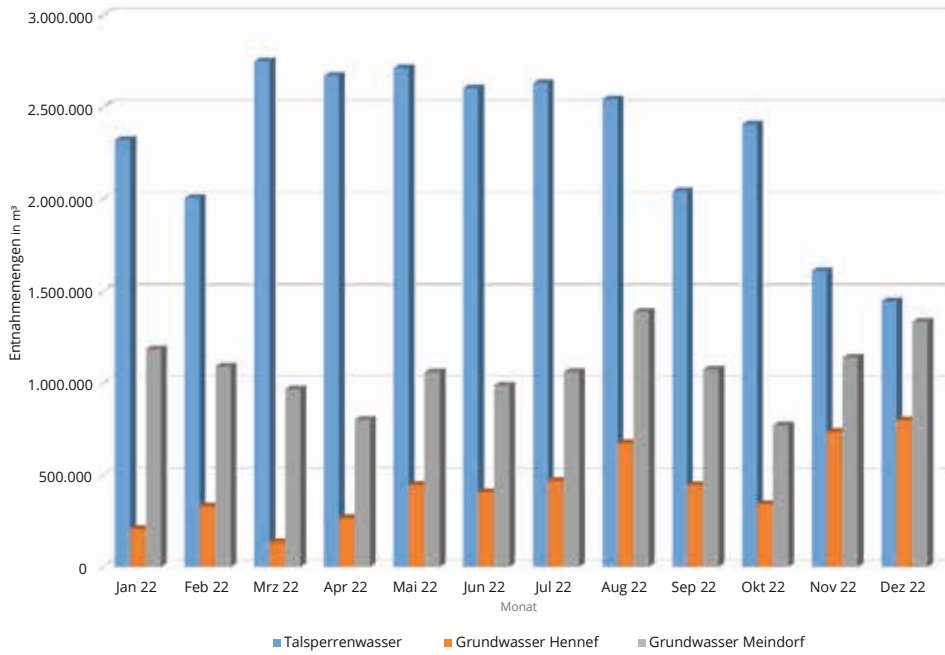
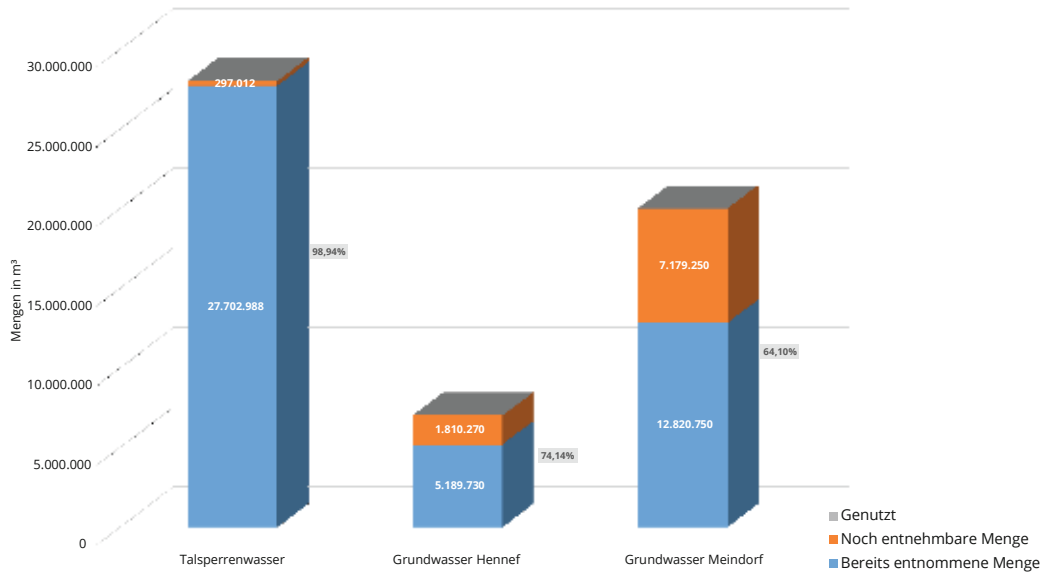


Abbildung 4
(Jahres-)Entnahmemengen aus den drei Rohwasserressourcen im Kalenderjahr 2022.

Entnahmemengen (in m³)



Insgesamt wurden die Rechte zur Rohwasserentnahme aus den drei Ressourcen des Wahnbachtalsperrenverbandes im Jahr 2022 zu rund 83,2% (Vorjahr: 82%) ausgeschöpft.

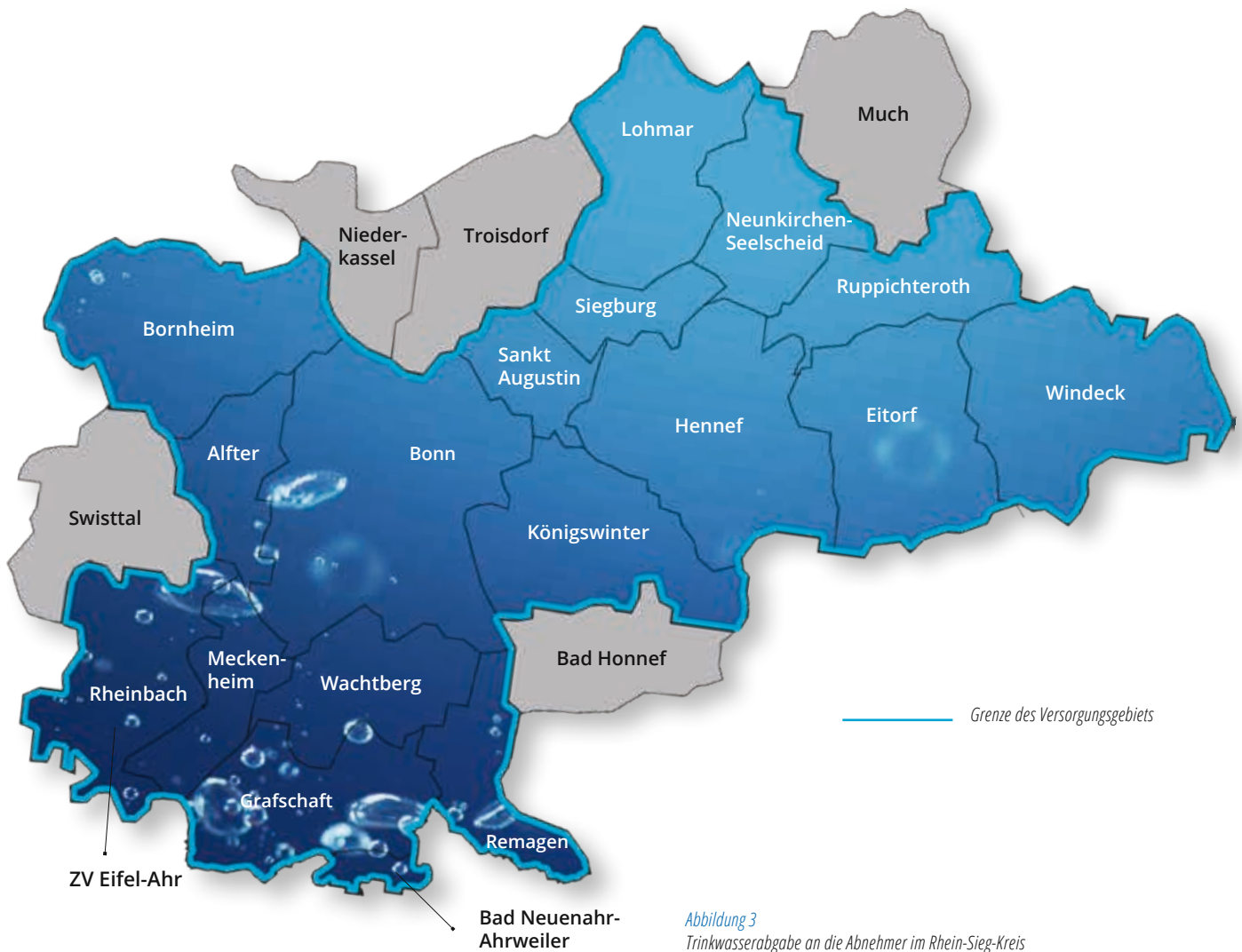


Abbildung 3
Trinkwasserabgabe an die Abnehmer im Rhein-Sieg-Kreis im Jahr 2022 im Vergleich zum Vorjahr.

Abbildung 2
Trinkwasserabgabe an die Abnehmer des Wahnbachtalsperrenverbandes im Jahr 2022 im Vergleich zum Vorjahr.

Abnehmer	2021 m ³	2022 m ³	Differenz zu 2021 m ³	%
Stadt Bonn	22.296.336	21.965.209	-331.127	-1,5
Rhein-Sieg-Kreis	18.851.235	19.365.379	514.144	2,7
Stadt Siegburg	2.237.899	2.288.272	50.373	2,3
Stadt Bad Neuenahr-Ahrweiler	937.850	855.276	-82.574	-8,8
Zweckverband Eifel-Ahr	304.489	451.094	146.605	48,2
Summe	44.627.809	44.925.230	297.421	0,7
Mittlere Tagesabgabe	122.268	123.083	815	0,7

Abnehmer im Rhein-Sieg-Kreis	2021	2022
Gemeinde Alfter	717.510	723.375
Gemeinde Eitorf	867.387	873.264
Gemeinde Much	1.130	1.016
Gemeinde Neunkirchen-Seelscheid	976.167	1.025.718
Gemeinde Ruppichteroth	749.284	724.988
Gemeinde Wachtberg	1.909.321	1.999.453
Gemeinde Windeck	452.883	446.014
Stadt Bornheim	1.265.828	1.291.897
Stadt Hennef	2.565.148	2.577.765
Stadt Königswinter	861.443	891.798
Stadt Lohmar	1.661.379	1.643.672
Stadt Meckenheim	1.468.432	1.498.205
Stadt Rheinbach	1.545.823	1.556.808
WWG Sankt Augustin	2.693.116	2.709.339
WBV Herchen	148.224	150.918
WBV Thomasberg	589.92	689.640
WBV Leuscheid	143.409	143.957
WBV Wachtberg	234.831	417.456

3.2.2 TRINKWASSERPRODUKTION

Nachdem im Jahr 2020 mit rund 47,9 Mio. Kubikmetern die höchste jährliche Trinkwasserabgabe seit der Gründung des Verbandes verzeichnet wurde, lag die Trinkwasserabgabe im Jahr 2021 nur noch bei 44,6 Mio. Kubikmetern. Im Jahr 2022 war gegenüber dem Vorjahr wieder ein leichter Anstieg der Trinkwasserabgabe auf insgesamt rund 44,9 Mio. Kubikmeter zu verzeichnen.

Im Vergleich zum Vorjahr hat sich die Trinkwasserabgabe an die Bundesstadt Bonn, den Rhein-Sieg-Kreis und die Kreisstadt Siegburg dementsprechend nur geringfügig verändert. Der größte prozentuale Rückgang ist bei der Trinkwasserabgabe an die Stadt Bad Neuenahr-Ahrweiler zu verzeichnen. Die Trinkwasserabgabe an den Zweckverband Eifel-Ahr ist gegenüber dem Vorjahr um rund 48% deutlich gestiegen. Diese Entwicklung lässt sich in erster Linie damit erklären, dass dieser Abnehmer aufgrund der Folgen der Hochwasserkatastrophe im Ahrtal im Juli 2021 auch im Jahr 2022 noch vermehrt auf den Trinkwasserbezug vom Wahnbachtalsperrenverband zugegriffen hat, da die verbandseigenen Ressourcen nur eingeschränkt zur Verfügung standen/stehten (siehe Abb. 2, Seite 33).

Im Vergleich zu den drei Jahren 2018 bis 2020 mit (insbesondere im Sommerhalbjahr) überwiegend trockener und warmer Witterung ist wie im Jahr 2021 auch im Jahr 2022 wieder ein deutlicher Rückgang der Trinkwasserabgabe festzustellen. Nichtsdestotrotz ist gegenüber den Jahren 2016 und 2017 (mit einer Trinkwasserabgabe von 43,1 beziehungsweise 43,5 Mio. Kubikmetern im Jahr bei eher durchschnittlichen klimatischen Verhältnissen) aber weiterhin eine steigende Tendenz bei der Trinkwasserabgabe zu erkennen.

Mittelfristig wird seitens der angeschlossenen Abnehmer in den folgenden Jahren ein weiterer, moderater Anstieg des jährlichen Trinkwasserbedarfs im Versorgungsbereich des Wahnbachtalsperrenverbandes erwartet.

Die höchsten (Tages-)Fördermengen im Jahr 2022 waren Mitte August zu verzeichnen. Die höchste (Tages-)Fördermenge aus den drei Rohwasserressourcen des Verbandes lag am 10.08.2022 mit insgesamt rund 163.649 m³ (siehe Abb. 5) deutlich unter der des Vorjahres (178.649 m³). Abbildung 4 gibt einen Überblick über die Häufigkeit der Trinkwasser-Tagesproduktionsmengen im Vergleich zum Vorjahr.

Abbildung 5 zeigt die Lastverteilung auf die drei Rohwasserressourcen/Trinkwasseraufbereitungsanlagen des Wahnbachtalsperrenverbandes. Daraus ist zu entnehmen, dass die Grundlast auch im Jahr 2022 wie gewohnt im Regelfall durch die Trinkwasseraufbereitungsanlagen am Standort Siegelsknippen (das heißt, durch die Rohwasserressourcen der Wahnbachtalsperre und im Hennefer Siegbogen) gedeckt wurden. Die Bedarfsspitzen wurden im Wesentlichen durch die Trinkwasseraufbereitungsanlage in Sankt Augustin-Meindorf bedient. Da die Talsperre zu Beginn des Kalenderjahres 2022 und auch zum Beginn des wasserwirtschaftlichen Sommerhalbjahres 2022 überdurchschnittlich gut gefüllt war, wurde im Jahr 2022 vermehrt auf die Wasserressourcen der Wahnbachtalsperre zurückgegriffen, sodass die beiden Grundwasserressourcen im Hennefer Siegbogen und an der unteren Sieg bei Sankt Augustin-Meindorf geschont werden konnten (siehe Abb. 5).

GESAMTTRINKWASSERABGABE

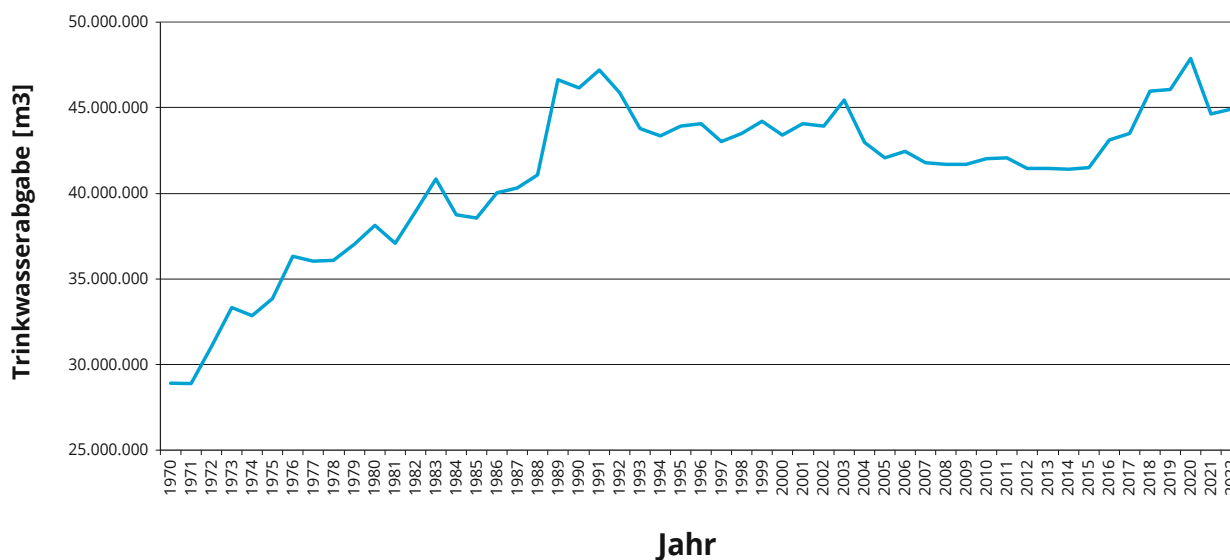


Abbildung 1

Entwicklung der Trinkwasserabgabe an die Abnehmer des Wahnbachtalsperrenverbandes seit dem Jahr 1970.

HÄUFIGKEIT DER TRINKWASSER-TAGESPRODUKTIONSMENGEN

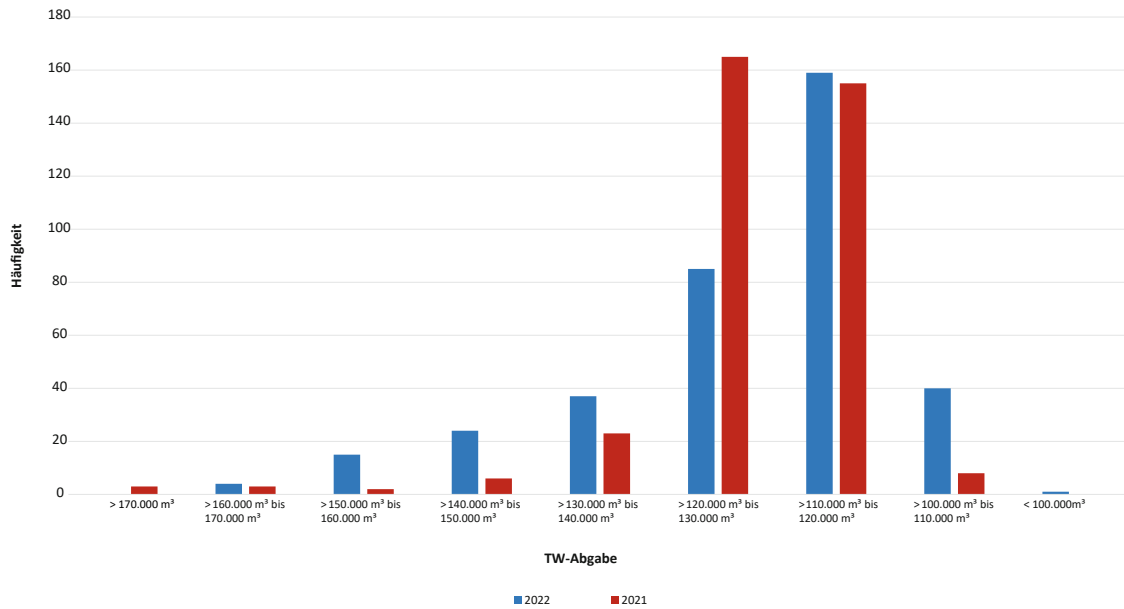


Abbildung 4
Häufigkeit der Trinkwasser-Tagesproduktionsmengen im Vergleich zum Vorjahr.

(TAGES-) FÖRDERMENGEN 2022

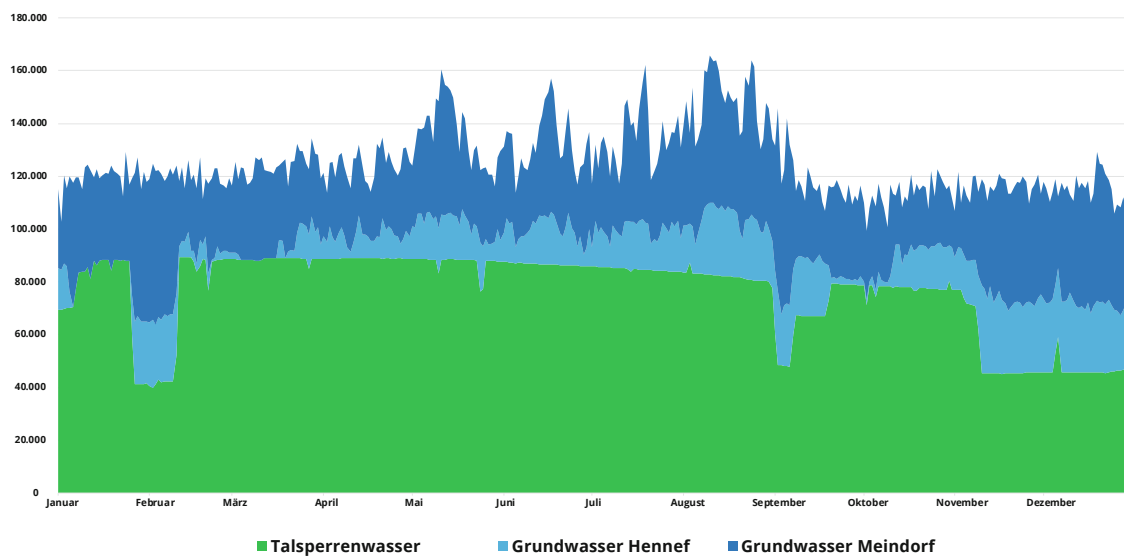


Abbildung 5
Auf die jeweilige Rohwasserressource bezogene (Tages-) Fördermengen/Produktionsmengen von Januar bis Dezember 2022. Talsperrenwasser (grün), Grundwasser Hennef (hellblau) und Grundwasser Meindorf (dunkelblau).

4 TRINKWASSERBESCHAFFENHEIT

4.1 TRINKWASSERBESCHAFFENHEIT 2021

4.1.1 WASSERCHEMISCHE UND BAKTERIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT, SPURENSTOFFE 2021

WASSERCHEMISCHE BESCHAFFENHEIT

Analysewerte von Januar bis Dezember 2021

Mittelwerte \pm Standardabweichungen aus den monatlichen Untersuchungen
(k. A.: keine Anforderung, n. n.: nicht nachweisbar, <: unterhalb des angegebenen Wertes)

Bezeichnung	Einheit	Param. n. Anl. TrinkwV *)	Anforderung bzw. Grenzwert TrinkwV **)	Versorgungsbereiche #)			Unters. häuf. (***)
				Ost + West II ~80% Talsp.w. ~20% Grundw.	Mitte ~35% Talsp.w. ~65% Grundw.	West I ~30% Talsp.w. ~70% Grundw.	
Sensorische Kenngrößen:							
Geruch (während der Corona-Pandemie in Absprache mit GA RSK nur Vor-Ort-Bestimmung)		8-3-l	3	ohne	ohne	ohne	w
Geschmack		9-3-l	annehmbar	erfüllt	erfüllt	erfüllt	w
Färbung (SAK-436nm)	m ⁻¹	7-3-l	0,5	0,02 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	wt
Trübung	FNU	18-3-l	1,0	< 0,1	< 0,1	< 0,1	f
Physikalische Kenngrößen:							
Temperatur	°C	k.A.	25	9,2 \pm 1,9	10,8 \pm 1,3	11 \pm 0,5	t
elektr. Leitfähigkeit (b. 25° C)	mS/m	12-3-l	279	27 \pm 5	34 \pm 5	34 \pm 4	f
pH-Wert		19/20-3-l	\geq 7,7	8,2 \pm 0,1	8,0 \pm 0,2	8,1 \pm 0,1	t
Calcitlösekapazität bei 10° C	mg/l	20-3-l	\leq 5	1,6 \pm 0,6	1,7 \pm 0,7	1,4 \pm 0,7	m
Sauerstoffsättigung	%	k.A.		93 \pm 4	96 \pm 3	96 \pm 3	m
Chemische Kenngrößen:							
Summenparameter f. organ. Stoffe							
Organ. Geb. Kohlenstoff (TOC)	mg/l	15-3-l	o. a. V.	0,8 \pm 0,2	0,6 \pm 0,2	0,7 \pm 0,2	wt
UV-Extinktion (SAK-254nm)	m ⁻¹	k.A.		1,3 \pm 0,3	1,0 \pm 0,3	1,0 \pm 0,2	wt
Anionen:							
Borat (als Bor)	mg/l	3-2-l	1,0	0,02 \pm 0,01	0,04 \pm 0,01	0,04 \pm 0,01	w
Bromat *)	mg/l	4-2-l	0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	h
Chlorid	mg/l	3-3-l	250	25 \pm 4	31 \pm 4	31 \pm 4	w
Fluorid	mg/l	8-2-l	1,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	m
Nitrat	mg/l	9-2-l	50	13 \pm 2	17 \pm 3	17 \pm 2	w
Nitrit	mg/l	9-2-ll	0,50 / 0,10	< 0,01	< 0,01	< 0,01	w
Phosphat (als Phosphor)	mg/l	k.A.		< 0,01	< 0,01	< 0,01	w
Sulfat	mg/l	17-3-l	250	29 \pm 1,7	31 \pm 2	32 \pm 1,4	w
Silikat (als Silizium)	mg/l	k.A.		2,9 \pm 0,8	4,0 \pm 0,9	4,2 \pm 0,6	w
Säurekapazität (Ks 4,3)	mmol/l	k.A.		1,0 \pm 0,3	1,4 \pm 0,3	1,5 \pm 0,3	w
Kationen:							
Ammonium	mg/l	2-3-l	0,50	< 0,01	< 0,01	< 0,01	wt
Natrium	mg/l	14-3-l	200	13,5 \pm 3,5	18,0 \pm 3,7	18,0 \pm 3,2	w
Kalium	mg/l	k.A.		2,5 \pm 0,5	3,3 \pm 0,5	3,3 \pm 0,4	w
Calcium	mg/l	k.A.		28,1 \pm 5,0	35,4 \pm 5,2	36,4 \pm 4,3	w
Magnesium	mg/l	k.A.		5,9 \pm 0,9	7,3 \pm 1,0	7,4 \pm 0,8	w
Carbonathärte	°dH	k.A.		2,7 \pm 0,8	3,8 \pm 0,8	3,9 \pm 0,7	w
Gesamthärte	mmol/l	k.A.		0,95 \pm 0,16	1,19 \pm 0,17	1,21 \pm 0,14	w
Grad deutscher Härte	°dH	k.A.		5,3 \pm 0,9	6,6 \pm 1,0	6,8 \pm 0,8	w
Härtebereich nach Wasch- und Reinigungsmittelgesetz		k.A.		weich	weich	weich	

Anmerkungen

Bestimmung durch die akkreditierten und in der Liste des LANUV NRW als „zugelassene Untersuchungsstelle“ aufgeführten Laboratorien des Wahnbachtal-Sperrenverbandes

*) Parameter Nr. gemäß 1. Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung vom 03.05.2011 (Ifd. Nr.-Anlage Teil).

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

***) Untersuchungshäufigkeit:
f = fortlaufend; t = täglich;
wt = werktätlich;
hw = halbwöchentlich;
w = wöchentlich;
m = monatlich; q = quartalsweise;
h = halbjährlich; j = jährlich

#) Versorgungsgebiete siehe nächste Seite

#) VERSORGUNGSBEREICHE UND MIT ZUSCHUSSWASSER BELIEFERTE GEBIETE:

Ost/West II: Windeck, Eitorf, Ruppichteroth, Neunkirchen-Seelscheid, Lohmar, Hennef, Siegburg, Sankt Augustin, Hochzone Königswinter (Thomasberg), Hochzone Bonn, Wachtberg, Grafschaft, Bad Neuenahr-Ahrweiler

Mitte: Bonn-Beuel, Talzone Bonn, Bonn Bad-Godesberg, Remagen, Bornheim, Alfter

West I: Hochzone Bonn, Meckenheim, Rheinbach, Eifel-Ahr

Zuschusswasser: Alfter, Bornheim, Grafschaft, Bad Neuenahr-Ahrweiler, Eifel-Ahr, Hochzone Königswinter (Thomasberg)

SPURENSTOFFGEHALTE UND BAKTERIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT

Analysewerte von Januar bis Dezember 2021

Mittelwerte \pm Standardabweichungen aus den regelmäßigen Untersuchungen (n.n.: nicht nachweisbar, <: unterhalb des angegebenen Wertes)

Anmerkungen

Bestimmung durch die akkreditierten und in der Liste des LANUV NRW als „zugelassene Untersuchungsstelle“ aufgeführten Laboratorien des Wahnbachtalsperrenverbandes

*) Parameter Nr. gemäß 1. Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung vom 03.05.2011 (Jfd. Nr.-Anlage Teil)

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

***) Untersuchungshäufigkeit:
f = fortlaufend; t = täglich;
wt = werktäglich;
hw = halbwochentlich;
w = wöchentlich; m = monatlich;
q = quartalsweise;
h = halbjährlich; j = jährlich

¹⁾ Die Analyse umfasst derzeit 44 Wirkstoffe entsprechend der Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes zum Vollzug der Trinkwasserverordnung, veröffentlicht im Bundesgesundheitsblatt 7/89 S. 290-295.

²⁾ Untersuchung durch akkreditiertes Fremdlabor.

³⁾ Summenparameter.

⁴⁾ Keine Summenbildung möglich, da alle untersuchten Einzelsubstanzen unterhalb der Bestimmungsgrenze des jeweiligen analytischen Verfahrens liegen.

Bezeichnung	Einheit	Param. TrinkwV *)	Grenzwert TrinkwV **)	Alle Versorgungsbe- reiche	Untersuchungshäu- figkeit ****)
Spurenelemente:					
Aluminium	mg/l	1-3.I	0,200	< 0,005	wt
Antimon	mg/l	1-2.II	0,0050	< 0,001	h
Arsen	mg/l	2-2.II	0,010	< 0,001	h
Blei	mg/l	4-2.II	0,010	< 0,001	h
Cadmium	mg/l	5-2.II	0,0030	< 0,0006	h
Chrom	mg/l	5-2.I	0,050	< 0,010	h
Eisen	mg/l	6-3.I	0,200	< 0,010	wt
Kupfer	mg/l	7-2.II	2,0	< 0,010	h
Mangan	mg/l	13-3.I	0,050	< 0,005	wt
Nickel	mg/l	8-2.II	0,020	< 0,005	h
Quecksilber	mg/l	12-2.I	0,0010	< 0,0001	h
Selen	mg/l	13-2.I	0,010	< 0,001	h
Uran ²⁾	mg/l	15-2.I	0,010	< 0,0001	q
Organische Spurenstoffe:					
Trihalogenmethane ³⁾	mg/l	11-2.II	0,050	0 ⁴⁾	m
Tri- und Tetrachlorethen ³⁾	mg/l	14-2.I	0,010	0 ⁴⁾	m
Pflanzenbehandlungsmittel ¹⁾	mg/l	10-2.I	0,00010	n.n.	m
Benzo(a)pyren	mg/l	3-2.II	0,000010	< 0,000005	h
Polyzyklische aromat. Kwst ³⁾	mg/l	10-2.II	0,00010	0 ⁴⁾	h
Benzol ²⁾	mg/l	2-2.I	0,0010	< 0,00025	h
Epichlorhydrin	mg/l	6-2.II	0,0001	< 0,00005	h
Vinylchlorid	mg/l	12-2-.II	0,0005	< 0,0005	h
Cyanid ²⁾	mg/l	6-2.I	0,050	< 0,005	h
Chlorit (bei Chlordioxid-Dos.)	mg/l	§11	0,20	0,10 \pm 0,04	hw
Bakteriologische Parameter:					
Koloniezahl 20 °C	/1ml	10-3.I	100	0 - 1	t/w
Koloniezahl 36 °C	/1ml	11-3.I	100	0 - 2	t/w
Coliforme-Bakterien	/100ml	5-3.I	0	0	t
Escherichia-coli	/100ml	1-1	0	0	t
Enterokokken	/100ml	2-1	0	0	m
Clostridium	/100ml	4-3.I	0	0	m

4.1.2 MIKROBIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT DES TRINKWASSERS IM JAHR 2021

4.1.2.1 TRINKWASSERAUFBEREITUNGSANLAGE SIEGELSKNIPPEN (SN)

Die 730 Proben vom Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen (SN, Tabelle 4-1) entsprachen im gesamten Berichtszeitraum (01.01.2021–31.12.2021) den Anforderungen der TrinkwV (gültige Fassung im Berichtsjahr). *E. coli*, coliforme Bakterien sowie Enterokokken und Clostridien wurden im Berichtszeitraum in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen.

Die Koloniezahlen in den Trinkwasserproben der Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen betragen überwiegend 0 Koloniebildende Einheiten (KBE) pro Milliliter (KBE 20°C: 98 % bzw. KBE 36°C: 96 % der untersuchten Proben). In wenigen Proben traten Koloniezahlen von 1 KBE pro Milliliter auf.

Tabelle 4-1

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlagen Siegelsknippen (SN) im Kalenderjahr 2021.

Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2021)						
Trinkwasser-aufbereitung Siegelsknippen (SN)	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser SN Abschluss der Aufbereitung (Einlauf HB, 23)	365	365	0	0	0	0
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	365	365	0	0	0	0
Trinkwasser SN (23/500)	730	730	0	0	0	0

Trinkwasser-aufbereitung Siegelsknippen (SN)	Koloniezahlen bei 20° C							Koloniezahlen bei 36° C					
	Anzahl Proben in 2021	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml
Trinkwasser SN Abschluss der Aufbereitung (Einlauf HB, 23)	365	357	8	0	0	0	1	351	14	0	0	0	1
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	365	361	4	0	0	0	1	352	13	0	0	0	1
Trinkwasser SN (23/500)	730	718	12	0	0	0	1	703	27	0	0	0	1

4.1.2.2 TRINKWASSERAUFBEREITUNGSANLAGE MEINDORF (MD)

Die Proben vom Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf (MD, Tabelle 4-2) ebenso wie die von dort abgegebenen Mischwässer nach Bonn-Nord und Bonn-Süd (Mischwasser aus TA Meindorf und TA Siegelsknippen) entsprachen im gesamten Berichtszeitraum der TrinkwV (gültige Fassung im Berichtsjahr). *E. coli*, coliforme Bakterien sowie Enterokokken und Clostridien

wurden im Berichtszeitraum in keiner untersuchten Probe nachgewiesen.

Die Koloniezahlen in den Trinkwasserproben der TA Meindorf lagen überwiegend bei 0 KBE pro Milliliter (KBE 20° C: 99 % bzw. KBE 36° C 97 % der Proben), vereinzelt traten Koloniezahlen von 1 KBE pro Milliliter auf.

Tabelle 4-2

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf (MD) im Kalenderjahr 2021

Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2021)						
Trinkwasser-aufbereitung Meindorf (MD)	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser MD (48)	150	149	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	48	149	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	48	149	0	0	0	0
Trinkwasser MD (48/47/49)	246	447	0	0	0	0

Trinkwasser-aufbereitung Meindorf (MD)	Koloniezahlen bei 20° C							Koloniezahlen bei 36° C					
	Anzahl Proben in 2021	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml
Trinkwasser MD (48)	150	147	3	0	0	0	1	144	6	0	0	0	1
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	149	146	3	0	0	0	1	144	5	0	0	0	1
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	149	149	1	0	0	0	1	147	2	0	0	0	1
Trinkwasser MD (48/47/49)	448	442	7	0	0	0	1	435	13	0	0	0	1

4.1.2.3 VERSORGUNGSNETZ (HOCHBEHÄLTER UND ÜBERGABESTELLEN)

Alle im Versorgungsnetz (Tabelle 4-3) entnommenen Trinkwasserproben entsprachen hinsichtlich der Parameter *E. coli*, Enterokokken und Clostridien den Anforderungen der TrinkwV (gültige Fassung im Berichtsjahr).

In 2 von insgesamt 2.170 routinemäßigen Proben im Versorgungsnetz, das entspricht 0,1 % der Proben, wurden coliforme Bakterien (1 pro 100 Milliliter) nachgewiesen.

Die Identifizierungen der coliformen Bakterien aus den zwei Proben ergaben:

- Hochbehälter Tomberg (Einlauf, 06.09.2021): *Citrobacter spp.* (API-Profil 1604553)
- Hochbehälter Tomberg (Auslauf, 11.10.2021): *Serratia fonticola* (API-Profil 5304753)

Im Berichtsjahr 2021 wurden erneut deutlich seltener coliforme Bakterien in Trinkwasserproben aus dem Versorgungsnetz nachgewiesen als im Vorjahr. Erstmals seit 2016 wurden keine coliformen Bakterien mit dem API-Profil 3304553 (*Lelliottia aquatilis*) nachgewiesen, ohne dass besondere Maßnahmen wie eine erhöhte Desinfektionskapazität durchgeführt wurden.

Bei 93 Prozent der untersuchten Proben von Hochbehältern und Übergabestellen betrug die Koloniezahlen 0 KBE pro Milliliter, in 6 Prozent (KBE 20) bzw. 7 Prozent (KBE 36) der Proben wurden Koloniezahlen zwischen 1–5 KBE pro Milliliter nachgewiesen. Höhere Koloniezahlen (> 5 bis 99 KBE pro Milliliter) traten bei 0,6 Prozent bzw. 0,4 Prozent der Proben auf.

Tabelle 4-3

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung im Versorgungsnetz (Hochbehälter, Übergabestationen) im Kalenderjahr 2021.

Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2021)						
Netz	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Versorgungsgebiet Ost 7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 7 Übergabestationen)	316	1076	0	0	0	0
Versorgungsgebiet West 6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 10 Übergabestationen)	242	1094	0	0	1*	1*

*Erläuterung der Coliformen-Befunde siehe Text

Netz	Koloniezahlen bei 20° C							Koloniezahlen bei 36° C					
	Anzahl Proben in 2021	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-5	Anzahl Proben KBE/ml 6 – 20	Anzahl Proben KBE/ml 21 – 99	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 100	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-5	Anzahl Proben KBE/ml 6 – 20	Anzahl Proben KBE/ml 21 – 99	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 100	Max. KBE/ml
Versorgungsgebiet Ost 7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 7 Übergabestationen)	1077	971	97	8	1	0	28	984	89	4	0	0	9
Versorgungsgebiet West 6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 10 Übergabestationen)	1094	1052	39	3	0	0	14	1029	61	4	0	0	11
Netz (Gesamtes Versorgungsgebiet)	2171	2023	136	11	1	0	28	2013	150	8	0	0	11

4.1.2.4 SONDER- ODER ZUSATZUNTERSUCHUNGEN

LITER-PROBEN AM AUSGANG HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN

Im Jahr 2021 wurde an der Probenstelle Ausgang Hochbehälter Siegelsknippen (500) an 53 Terminen eine 1-Liter-Sonderprobe entnommen und durch Membranfiltration auf einem Chromogenen Coliformen Agar (CC-Agar) auf Coliforme Bakterien und *E. coli* untersucht. Diese Sonderproben wurden ursprünglich zur Ursachenfindung während des Auftretens von „*Enterobacter amnigenus*“ (2006/2007) eingeführt und als eine Art Frühwarnsystem beibehalten. Durch die Untersuchung eines 10fach größeren Volumens als die regulären Trinkwasserproben wird die Nachweisempfindlichkeit erhöht und es lassen sich frühzeitig Hinweise auf sich entwickelnde coliforme Bakterien (z.B. durch Biofilmbildung) ableiten. Regulär wird diese Sonderprobe einmal pro Woche entnommen, bei Bedarf auch häufiger.

In den 53 untersuchten 1-Liter-Proben wurden im Berichtsjahr zu keinem Zeitpunkt coliforme Bakterien oder *E. coli* nachgewiesen.

SPÜL- UND UNTERSUCHUNGSPROGRAMM DN 1600-LEITUNG (ZWISCHEN AUSGANG MISCHER SN1 UND AUSGANG HOCHBEHÄLTER SN3)

Monatlich werden zwei Tiefpunkte der DN 1600-Leitung (Eingang Rohrkeller SN3 = Spülpunkt 15 und Ausgang zum Verteilerschacht = Spülpunkt 32) beprobt und bakteriologisch untersucht. Zusätzlich werden auch zwei Entlüfter auf der DN 1600-Leitung (Spülpunkt 8 und Spülpunkt 10) beprobt und bakteriologisch untersucht. In der Regel alle zwei Monate werden die Sumpfentleerungen der beiden Wasserkammern des Hochbehälters Siegelsknippen gespült und jeweils 2 bakteriologische Proben entnommen und untersucht.

In keiner der insgesamt 65 untersuchten Proben konnten coliforme Bakterien nachgewiesen werden.

Bei einigen Proben traten erhöhte Koloniezahlen auf, die aber primär auf nicht permanent durchflossene Leitungsabschnitte (z.B. Entleerungsleitungen) oder nicht optimale Probennahmeverrichtungen (Entlüfter) zurückzuführen sind.

SEDIMENTUNTERSUCHUNGEN IM HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN SOWIE IN DEN HOCHBEHÄLTERN IM VERSORGNUNGSNETZ (REINIGUNGSPERIODE 2021/2022)

In der Reinigungsperiode 2021/2022 (Oktober 2021 bis Mai 2022) wurden Sedimente aus 28 Hochbehälter-Wasserkammern (inklusive Hochbehälter Siegelknippen) untersucht. In den Ablagerungen auf den Behälterböden wurden in 15 HB-Kammern coliforme Bakterien nachgewiesen (siehe Abbildung 4-1). Vergleichbar zu den Trinkwasserproben aus dem Versorgungsnetz wurden erstmalig seit 2016 in keiner Sedimentprobe Isolate von coliformen Bakterien mit den API-Profilen nachgewiesen, die nach den bisherigen Erfahrungen *Lelliottia aquatilis* zuzuordnen waren. Es trat keine Dominanz eines Coliformen-Taxons auf, wie dies mit *L. aquatilis* in den Vorjahren der Fall war.

Die Sedimente waren im Gegenteil sehr divers mit coliformen Bakterien besiedelt. Beispiele für mittels API- identifizierbare Taxa waren *Serratia fonticola*, Vertreter der Gattung *Citrobacter* (*C. freundii*, *C. braakii*) oder *Enterobacter* (*E. amnigenus*, *E. aerogenes*). Bei einigen Hochbehältern wurde nur im Sediment einer der Wasserkammern coliforme Bakterien nachgewiesen, im Sediment der anderen Wasserkammer dagegen nicht (z.B. HB Röttgen, HB Wachtberg, HB Rankenhohn, siehe auch Abbildung 4-1).

Eine Ursache für die Veränderungen in der mikrobiellen Besiedlung der Hochbehälter-Sedimente (Rückgang von *L. aquatilis*) konnte nicht ermittelt werden.

Sedimentuntersuchungen 2021/2022

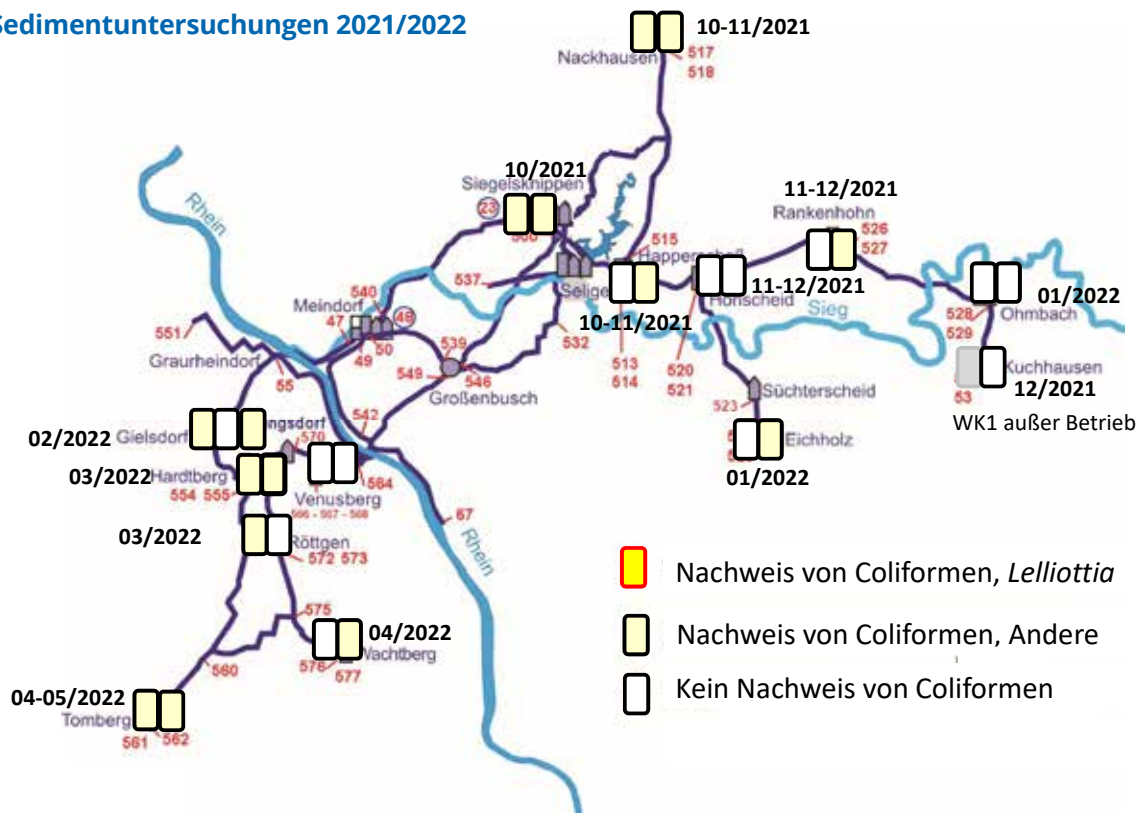


Abbildung 4-1

Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen in den Hochbehälter-Wasserkammern in der Reinigungsperiode 2021/2022. Die HB-Kammern sind durch die rechteckigen Symbole gekennzeichnet, Nachweise von *Lelliottia aquatilis* durch gelbe Füllung mit rotem Rand, Nachweise von anderen Coliformen durch gelbe Füllung mit schwarzem Rand. Nicht farbig gefüllte Rechtecke symbolisieren „keine Nachweise von Coliformen“ im Sediment. Der Zeitpunkt der Reinigung ist als Monat und Jahr angegeben.

SONDERUNTERSUCHUNGEN „ANREICHERUNGSPROBEN MIT DEM SYSTEM MICROSENS“ IN ZUSAMMENARBEIT MIT DEM DVGW TECHNOLOGIEZENTRUM WASSER

In den Vorjahren (2018 bis 2020) wurden zur Suche nach der Ursache für das Vorkommen von coliformen Bakterien im Versorgungsnetz des Wahnbachtalsperrenverbandes sogenannte „Anreicherungsproben“ entnommen. Dazu wurden mit dem vom DVGW Technologiezentrum Wasser (TZW) entwickelten Anreicherungssystem „MicroSens“ größere Wasservolumina an verschiedenen Messpunkten beprobt, um Hinweise auf eine mögliche Eintragsquelle zu erhalten. Das System MikroSens ermöglicht mit Hilfe einer Filterkartusche eine schnelle Anreicherung von Bakterien, die anschließend im TZW-Labor quantifiziert und identifiziert werden. Bei der üblichen Beprobung nach TrinkwV von 100 Milliliter wird erst ein Vorkommen von coliformen Bakterien von ≥ 10.000 Bakterien pro Kubikmeter (oder 1 Bakterium pro 100 Milliliter) erfasst. Durch die Anreicherung größerer Wasservolumina kann die Nachweisgrenze auf wenige Bakterien pro Kubikmeter abgesenkt werden. Die Identifizierung der Bakterien erfolgte im TZW mit MALDI-TOF. Die MALDI-TOF Datenbank des TZW wurde mit Hilfe von *L. aquatilis*-Isolaten aus WTV-Proben für den spezifischen Nachweis dieser neuen Art erweitert.

Die in 2020 begonnene monatliche Untersuchung des Auslaufs des Hochbehälters Siegelsknippen mit Anreicherungsproben wurde im Berichtsjahr fortgesetzt. Damit sollte die mögliche Rolle des HB Siegelsknippen als Ausgangspunkt der Verbreitung von *L. aquatilis* in das Versorgungsnetz weiter aufgeklärt werden. Das Filtrationsvolumen der insgesamt 12 Anreicherungsproben lag im Bereich 155 bis 218 Liter. In keiner der Proben wurden coliforme Bakterien, damit auch nicht *L. aquatilis*, nachgewiesen.

Im Versorgungsnetz wurden kurz nach der Reinigung und Entfernung der Sedimente im Mai 2021 Anreicherungsproben an den Ausläufen der Hochbehälter Wachtberg und Tomberg entnommen. Am Hochbehälter Wachtberg wurden auch zwei Anreicherungsproben am Einlauf genommen, davon eine Probe bei laufendem Pumpenbetrieb zur Füllung der Wasserkammern. Es wurden keine coliformen Bakterien nachgewiesen.

Eine weitere Beprobung erfolgte im September 2021 an den Ausläufen der Hochbehälter Nackhausen, Tomberg und Wachtberg. Es wurden coliforme Bakterien in den Anreicherungsproben (110 bis 125 Liter filtriert) nachgewiesen (Tabelle 4-4). Die Identifikation mittels MALDI-TOF ergab verschiedene Taxa, im HB Tomberg wurden von insgesamt 11 Isolaten zwei Isolate als *L. aquatilis* identifiziert. Die Anreicherungsproben zeigten, dass unmittelbar nach der Reinigung kein oder nur ein sehr geringer (unterhalb der Nachweisgrenze des Anreicherungsverfahrens) Austrag von coliformen Bakterien aus den Hochbehältern erfolgt. Nach mehreren Monaten Betriebszeit nach der Reinigung konnten in allen drei Hochbehälter-Ausläufen coliforme Bakterien nachgewiesen werden. Die Konzentrationen waren in den Ausläufen der HB Tomberg und Wachtberg um den Faktor 10 höher. Ursachen dafür konnten noch nicht ermittelt werden. Eine zusätzliche Entfernung der Hochbehälter-Sedimente in diesen beiden Behältern, wie es für Endbehälter im östlichen Versorgungsgebiet („Höhenversorgung“) bereits (zum Teil) praktiziert wird, ist in Planung.

Tabelle 4-4
Ergebnisse der Anreicherungsproben im Versorgungsnetz im September 2021..

Probenahmestelle	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 1 m ³
HB Nackhausen, Auslauf	0,0008	8
HB Tomberg, Auslauf	0,008	82
HB Wachtberg, Auslauf	0,003	27

4.2 TRINKWASSERBESCHAFFENHEIT 2022

4.2.1 WASSERCHEMISCHE UND BAKTERIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT, SPURENSTOFFE 2022

WASSERCHEMISCHE BESCHAFFENHEIT

Analysewerte von Januar bis Dezember 2022

Mittelwerte \pm Standardabweichungen aus den monatlichen Untersuchungen (k. A.: keine Anforderung, n. n.: nicht nachweisbar, <: unterhalb des angegebenen Wertes)

Bezeichnung	Einheit	Param. n. Anl. TrinkwV *)	Anforderung bzw. Grenzwert TrinkwV **)	Versorgungsbereiche #)			Unters. häuf. ***)
				Ost + West II ~80% Talsp.w. ~20% Grundw.	Mitte ~35% Talsp.w. ~65% Grundw.	West I ~30% Talsp.w. ~70% Grundw.	
Sensorische Kenngrößen:							
Geruch (während der Corona-Pandemie in Absprache mit GA RSK nur Vor-Ort-Bestimmung)		8-3-I	3	ohne	ohne	ohne	ww
Geschmack		9-3-I	annehmbar	erfüllt	erfüllt	erfüllt	w
Färbung (SAK-436nm)	m ^l	7-3-I	0,5	0,02 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0,02 \pm 0,01	wt
Trübung	FNU	18-3-I	1,0	< 0,1	< 0,1	< 0,1	f
Physikalische Kenngrößen:							
Temperatur	°C	k.A.	25	9,0 \pm 1,9	10,3 \pm 1,3	10,1 \pm 1,5	t
elektr. Leitfähigkeit (b. 25° C)	mS/m	12-3-I	279	24 \pm 2	31 \pm 5	28 \pm 2	f
pH-Wert		19/20-3-I	$\geq 7,7$	8,3 \pm 0,1	8,0 \pm 0,1	8,3 \pm 0,1	t
Calcitlösekapazität bei 10° C	mg/l	20-3-I	≤ 5	1,4 \pm 0,5	1,5 \pm 0,9	1,1 \pm 0,4	m
Sauerstoffsättigung	%	k.A.		92 \pm 4	95 \pm 2	95 \pm 4	m
Chemische Kenngrößen:							
Summenparameter f. organ. Stoffe							
Organ. Geb. Kohlenstoff (TOC)	mg/l	15-3-I	o. a. V.	0,9 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2	0,7 \pm 0,2	wt
UV-Extinktion (SAK-254nm)	m ^l	k.A.		1,6 \pm 0,2	1,1 \pm 0,3	1,4 \pm 0,2	wt
Anionen:							
Borat (als Bor)	mg/l	3-2-I	1,0	0,02 \pm 0,01	0,04 \pm 0,01	0,03 \pm 0,01	w
Bromat *)	mg/l	4-2-I	0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	h
Chlorid	mg/l	3-3-I	250	21 \pm 2	27 \pm 5	24 \pm 2	w
Fluorid	mg/l	8-2-I	1,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	m
Nitrat	mg/l	9-2-I	50	12 \pm 1	17 \pm 3	15 \pm 2	w
Nitrit	mg/l	9-2.II	0,50 / 0,10	< 0,01	< 0,01	< 0,01	w
Phosphat (als Phosphor)	mg/l	k.A.		< 0,01	< 0,01	< 0,01	w
Sulfat	mg/l	17-3-I	250	26 \pm 1,0	29 \pm 2	28 \pm 0,9	w
Silikat (als Silizium)	mg/l	k.A.		2,6 \pm 0,5	4,0 \pm 0,8	4,3 \pm 0,5	w
Säurekapazität (Ks 4,3)	mmol/l	k.A.		0,9 \pm 0,2	1,4 \pm 0,3	1,2 \pm 0,2	w
Kationen:							
Ammonium	mg/l	2-3-I	0,50	< 0,01	< 0,01	< 0,01	wt
Natrium	mg/l	14-3-I	200	10,5 \pm 1,6	16,0 \pm 3,4	13,50 \pm 1,8	w
Kalium	mg/l	k.A.		2,3 \pm 0,1	3,1 \pm 0,5	2,7 \pm 0,2	w
Calcium	mg/l	k.A.		24,9 \pm 2,0	33,1 \pm 5,5	29,6 \pm 2,9	w
Magnesium	mg/l	k.A.		5,3 \pm 0,4	7,0 \pm 1,0	6,2 \pm 0,5	w
Carbonathärte	°dH	k.A.		2,3 \pm 0,4	3,6 \pm 0,9	3,1 \pm 0,5	w
Gesamthärte	mmol/l	k.A.		0,84 \pm 0,07	1,11 \pm 0,18	0,99 \pm 0,09	w
Grad deutscher Härte	°dH	k.A.		4,7 \pm 0,4	6,2 \pm 1,0	5,6 \pm 0,5	
Härtebereich nach Wasch- und Reinigungsmittelgesetz		k.A.		weich	weich	weich	

Anmerkungen

Bestimmung durch die akkreditierten und in der Liste des LANUV NRW als „zugelassene Untersuchungsstelle“ aufgeführten Laboratorien des Wahnbachtalsperrenverbandes

*) Parameter Nr. gemäß 1. Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung vom 03.05.2011 (Jfd. Nr.-Anlage Teil).

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

***) Untersuchungshäufigkeit:
f = fortlaufend; t = täglich;
wt = werktäglich;
hw = halbwochentlich;
w = wöchentlich;
m = monatlich; q = quartalsweise;
h = halbjährlich; j = jährlich

#) VERSORGUNGSBEREICHE UND MIT ZUSCHUSSWASSER BELIEFERTE GEBIETE:

Ost/West II: Windeck, Eitorf, Ruppichteroth, Neunkirchen-Seelscheid, Lohmar, Hennef, Siegburg, Sankt Augustin, Hochzone Königswinter (Thomasberg), Hochzone Bonn, Wachtberg, Grafschaft, Bad Neuenahr-Ahrweiler

Mitte: Bonn-Beuel, Talzone Bonn, Bonn Bad-Godesberg, Remagen, Bornheim, Alfter

West I: Hochzone Bonn, Meckenheim, Rheinbach, Eifel-Ahr

Zuschusswasser: Alfter, Bornheim, Grafschaft, Bad Neuenahr-Ahrweiler, Eifel-Ahr, Hochzone Königswinter (Thomasberg)

SPURENSTOFFGEHALTE UND BAKTERIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT

Analysewerte von Januar bis Dezember 2022

Mittelwerte \pm Standardabweichungen aus den regelmäßigen Untersuchungen (n.n.: nicht nachweisbar, <: unterhalb des angegebenen Wertes)

Anmerkungen

Bestimmung durch die akkreditierten und in der Liste des LANUV NRW als „zugelassene Untersuchungsstelle“ aufgeführten Laboratorien des Wahnbachtalsperrenverbandes

*) Parameter Nr. gemäß 1. Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung vom 03.05.2011 (Ifd. Nr.-Anlage. Teil)

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

***) Untersuchungshäufigkeit:
f = fortlaufend; t = täglich;
wt = werktäglich;
hw = halbwöchentlich;
w = wöchentlich; m = monatlich;
q = quartalsweise;
h = halbjährlich; j = jährlich

¹⁾ Die Analyse umfasst derzeit 44 Wirkstoffe entsprechend der Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes zum Vollzug der Trinkwasserverordnung, veröffentlicht im Bundesgesundheitsblatt 7/89 S. 290-295.

²⁾ Untersuchung durch akkreditiertes Fremdlabor.

³⁾ Summenparameter.

⁴⁾ Keine Summenbildung möglich, da alle untersuchten Einzelsubstanzen unterhalb der Bestimmungsgrenze des jeweiligen analytischen Verfahrens liegen.

Bezeichnung	Einheit	Param. TrinkwV *)	Grenzwert TrinkwV **)	Alle Versorgungsbereiche	Untersuchungshäufigkeit ****)
Spurenelemente:					
Aluminium	mg/l	1-3.I	0,200	< 0,005	wt
Antimon	mg/l	1-2.II	0,0050	< 0,001	h
Arsen	mg/l	2-2.II	0,010	< 0,001	h
Blei	mg/l	4-2.II	0,010	< 0,001	h
Cadmium	mg/l	5-2.II	0,0030	< 0,0006	h
Chrom	mg/l	5-2.I	0,050	< 0,010	h
Eisen	mg/l	6-3.I	0,200	< 0,010	wt
Kupfer	mg/l	7-2.II	2,0	< 0,010	h
Mangan	mg/l	13-3.I	0,050	< 0,005	wt
Nickel	mg/l	8-2.II	0,020	< 0,005	h
Quecksilber	mg/l	12-2.I	0,0010	< 0,0001	h
Selen	mg/l	13-2.I	0,010	< 0,001	h
Uran ²⁾	mg/l	15-2.I	0,010	< 0,0001	q
Organische Spurenstoffe:					
Trihalogenmethane ³⁾	mg/l	11-2.II	0,050	0 x)	m
Tri- und Tetrachlorethen ³⁾	mg/l	14-2.I	0,010	0 x)	m
Pflanzenbehandlungsmittel 1)	mg/l	10-2.I	0,00010	n.n.	m
Benzo(a)pyren	mg/l	3-2.II	0,000010	< 0,000005	h
Polyzyklische arom. Kwst 3)	mg/l	10-2.II	0,00010	0 x)	h
Benzol 2)	mg/l	2-2.I	0,0010	< 0,00025	h
Epichlorhydrin 2)	mg/l	6-2.II	0,0001	< 0,00005	h
Vinylchlorid 2)	mg/l	12-2-.II	0,0005	< 0,0005	h
Cyanid 2)	mg/l	6-2.I	0,050	< 0,005	h
Chlorit (bei Chlordioxid-Dos.)	mg/l	§11	0,20	0,12 \pm 0,04	hw
Bakteriologische Parameter:					
Koloniezahl 20°C	/1ml	10-3.I	100	0 - 3	t/w
Koloniezahl 36°C	/1ml	11-3.I	100	0 - 1	t/w
Coliforme-Bakterien	/100ml	5-3.I	0	0	t
Escherichia-coli	/100ml	1-1	0	0	t
Enterokokken	/100ml	2-1	0	0	m
Clostridium	/100ml	4-3.I	0	0	m

4.2.2 MIKROBIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT DES TRINKWASSERS IM JAHR 2022

4.2.2.1 TRINKWASSERAUFBEREITUNGSANLAGE SIEGELSKNIPPEN (SN)

Die 730 Proben vom Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen (SN, Tabelle 4-5) entsprachen im gesamten Berichtszeitraum (01.01.2022 - 31.12.2022) den Anforderungen der TrinkwV (im Berichtsjahr gültige Fassung). *E. coli*, coliforme Bakterien sowie Enterokokken und Clostridien wurden im Berichtszeitraum in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen.

Die Koloniezahlen in den Trinkwasserproben der Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen betragen überwiegend 0 Koloniebildende Einheiten (KBE) pro Milliliter (KBE 20° C: 99 % bzw. KBE 36° C: 96 % der untersuchten Proben). In wenigen Proben traten Koloniezahlen von 1 KBE pro Milliliter auf.

Tabelle 4-5

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlagen Siegelsknippen (SN) im Kalenderjahr 2022.

Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2022)						
Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN)	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser SN Abschluss der Aufbereitung (Einlauf HB, 23)	364	365	0	0	0	0
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	364	365	0	0	0	0
Trinkwasser SN (23/500)	728	730	0	0	0	0

Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN)	Anzahl Proben in 2022	Koloniezahlen bei 20° C						Koloniezahlen bei 36° C					
		Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml
Trinkwasser SN Abschluss der Aufbereitung (Einlauf HB, 23)	364	361	3	0	0	0	1	349	14	1	0	0	3
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	364	362	2	0	0	0	1	349	15	0	0	0	2
Trinkwasser SN (23/500)	730	723	5	0	0	0	1	698	29	1	0	0	3

4.2.2.2 TRINKWASSERAUFBEREITUNGSANLAGE MEINDORF (MD)

Die Proben vom Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf (MD, Tabelle 4-6) ebenso wie die von dort abgegebenen Mischwässer nach Bonn-Nord und Bonn-Süd (Mischwasser aus TA Meindorf und TA Siegelsknippen) entsprachen im gesamten Berichtszeitraum der TrinkwV (im Berichtsjahr gültige Fassung). *E. coli*, coliforme Bakterien sowie Enterokokken und Clostridien

wurden im Berichtszeitraum in keiner untersuchten Probe nachgewiesen.

Die Koloniezahlen in den Trinkwasserproben der TA Meindorf lagen überwiegend bei 0 KBE pro Milliliter (KBE 20°C: 99 % bzw. KBE 36°C 98 % der Proben), vereinzelt traten Koloniezahlen von 1 KBE pro Milliliter auf

Tabelle 4-6

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf (MD) im Kalenderjahr 2022.

Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2022)						
Trinkwasseraufbereitung Meindorf (MD)	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser MD (48)	149	150	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	50	150	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	50	150	0	0	0	0
Trinkwasser MD (48/47/49)	249	450	0	0	0	0

Trinkwasseraufbereitung Meindorf (MD)	Anzahl Proben in 2022	Koloniezahlen bei 20° C						Koloniezahlen bei 36° C					
		Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml
Trinkwasser MD (48)	150	149	1	0	0	0	1	147	3	0	0	0	1
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	150	148	2	0	0	0	1	147	3	0	0	0	1
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	150	148	2	0	0	0	1	147	2	0	0	1	44
Trinkwasser MD (48/47/49)	450	445	5	0	0	0	1	441	8	0	0	1	44

4.2.2.3 VERSORGUNGSNETZ (HOCHBEHÄLTER UND ÜBERGABESTELLEN)

Alle im Versorgungsnetz (Tabelle 4-7) entnommenen Trinkwasserproben entsprachen hinsichtlich der Parameter *E. coli*, Enterokokken und Clostridien den Anforderungen der TrinkwV (im Berichtsjahr gültige Fassung).

In 5 von insgesamt 2.271 routinemäßigen Proben im Versorgungsnetz, das entspricht 0,2 % der Proben, wurden coliforme Bakterien (1 pro 100 Milliliter) nachgewiesen. Bei einer Probe wurden sowohl mit dem Colilert- wie mit dem Nachweisverfahren CCA coliforme Bakterien nachgewiesen.

Die Identifizierungen der Isolate ergaben folgende Ergebnisse:

- Hochbehälter Tomberg (Einlauf, 02.05.2022): nicht zu identifizieren (API-Profil 1104153)
- Hochbehälter Tomberg (Auslauf, 25.07.2022): *Serratia marcescens* (API-Profil 5316721)
- Hochbehälter Tomberg (Auslauf, 26.09.2022): *Enterobacter aerogenes* (API-Profil 5105753, Colilert), *Citrobacter braakii* (API-Profil 3704553, CCA)
- Hochbehälter Tomberg (Auslauf, 17.10.2022): nicht zu identifizieren (API-Profil 1004113)
- Hochbehälter Wachtberg (Auslauf, 10.10.2022): nicht zu identifizieren (API-Profil 5104513)

Im Berichtsjahr 2022 wurden wie im Vorjahr nur in einem sehr geringen Prozentsatz von Trinkwasserproben aus dem Versorgungsnetz coliforme Bakterien nachgewiesen, wenn auch etwas mehr als 2021 (nur zwei Nachweise von coliformen Bakterien). Auffällig war die Häufung der Befunde im Hochbehälter Tomberg.

Lelliottia aquatilis wurde in keiner Probe nachgewiesen (keine Isolate mit dem API-Profil 3304553).

Bei 96 Prozent bzw. 93 % der untersuchten Proben von Hochbehältern und Übergabestellen betrug die Koloniezahlen 0 KBE/ml, in 4 Prozent (KBE 20) bzw. 6 % (KBE 36) der Proben wurden Koloniezahlen zwischen 1–5 KBE pro Milliliter nachgewiesen. Höhere Koloniezahlen (> 5 bis 99 KBE pro Milliliter) traten bei 0,6 % bzw. 0,3 % der Proben auf.

Tabelle 4-7

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung im Versorgungsnetz (Hochbehälter, Übergabestationen) im Kalenderjahr 2022.

Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2022)						
Netz	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Versorgungsgebiet Ost 7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 7 Übergabestationen)	339	1148	0	0	0	0
Versorgungsgebiet West 6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 10 Übergabestationen)	263	1123	0	0	4*	2*

*Erläuterung der Coliformen-Befunde siehe Text

Netz	Anzahl Proben in 2022	Koloniezahlen bei 20° C						Koloniezahlen bei 36° C					
		Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-5	Anzahl Proben KBE/ml 6 - 20	Anzahl Proben KBE/ml 21 - 99	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 100	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-5	Anzahl Proben KBE/ml 6 - 20	Anzahl Proben KBE/ml 21 - 99	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 100	Max. KBE/ml
Versorgungsgebiet Ost 7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 7 Übergabestationen)	1148	1104	42	2	0	0	8	1052	89	0	2	0	41
Versorgungsgebiet West 6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 10 Übergabestationen)	1123	1073	38	7	5	0	63	1056	54	5	0	0	13
Netz (Gesamtes Versorgungsgebiet)	2271	2177	80	9	5	0	63	2108	143	5	2	0	41

SONDERUNTERSUCHUNGEN „ANREICHERUNGSPROBEN MIT DEM SYSTEM MICROSENS“ IN ZUSAMMENARBEIT MIT DEM DVGW TECHNOLOGIEZENTRUM WASSER

LITER-PROBEN AM AUSGANG HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN

Im Jahr 2022 wurden an der Probenstelle Ausgang Hochbehälter Siegelknippen (500) an 50 Terminen eine 1-Liter-Sonderprobe entnommen und durch Membranfiltration auf einem Chromogenen Coliformen Agar (CC-Agar) auf Coliforme Bakterien und *E. coli* untersucht. Diese Sonderproben wurden ursprünglich zur Ursachenfindung während des Auftretens des coliformen Bakteriums „*Enterobacter amnigenus*“ (2006/2007) eingeführt und als eine Art Frühwarnsystem beibehalten. Durch die Untersuchung eines 10fach größeren Volumens als die regulären Trinkwasserproben wird die Nachweisempfindlichkeit erhöht und es lassen sich frühzeitig Hinweise auf coliforme Bakterien (z.B. durch Biofilmbildung) ableiten. Regulär wird diese Sonderprobe einmal pro Woche entnommen, bei Bedarf auch häufiger.

In den 50 untersuchten 1-Liter-Proben wurden im Berichtsjahr zu keinem Zeitpunkt coliforme Bakterien oder *E. coli* nachgewiesen.

SPÜL- UND UNTERSUCHUNGSPROGRAMM DN 1600-LEITUNG (ZWISCHEN AUSGANG MISCHER SN1 UND AUSGANG HOCHBEHÄLTER SN3)

Monatlich werden zwei Tiefpunkte der DN 1600-Leitung (Eingang Rohrkeller SN3 = Spül-punkt 15 und Ausgang zum Verteilerschacht = Spül-punkt 32) beprobt und bakteriologisch untersucht. Zusätzlich werden auch zwei Entlüfter auf der DN 1600-Leitung (Spül-punkt 8 und Spül-punkt 10) beprobt und bakteriologisch untersucht. In der Regel alle zwei Monate werden die Sumpfentleerungen der beiden Wasserkammern des HB Siegelknippen gespült und jeweils 2 bakteriologische Proben entnommen und untersucht.

In keiner der insgesamt 51 untersuchten Proben konnten coliforme Bakterien nachgewiesen werden.

SEDIMENTUNTERSUCHUNGEN IM HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN SOWIE IN DEN HOCHBEHÄLTERN IM VERSORGNUNGSNETZ (REINIGUNGSPERIODE 2022/2023)

In der Reinigungsperiode 2022/2023 (Oktober 2022 bis Mai 2023) wurden Sedimente aus 27 Hochbehälter-Wasserkammern (inklusive Hochbehälter Siegelknippen) untersucht.

Sedimentuntersuchungen 2022/2023

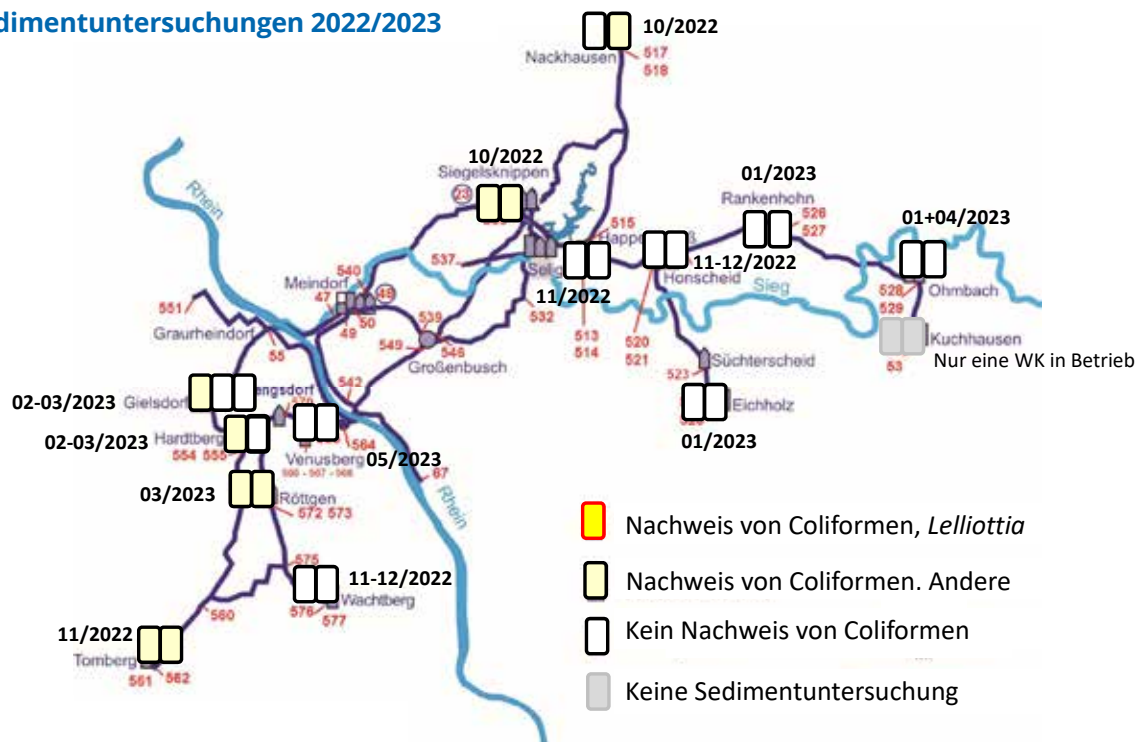


Abbildung 4-2

Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen in den Hochbehälter-Wasserkammern in der Reinigungsperiode 2022/2023. Die HB-Kammern sind durch die rechteckigen Symbole gekennzeichnet, Nachweise von *Lelliottia aquatilis* durch gelbe Füllung mit rotem Rand, Nachweise von anderen Coliformen durch gelbe Füllung mit schwarzem Rand. Nicht farbig gefüllte Rechtecke symbolisieren „keine Nachweise von Coliformen“ im Sediment.

In sieben Hochbehältern wurden bei den Sedimentuntersuchungen in beiden Wasserkammern keine coliformen Bakterien nachgewiesen. In drei Hochbehältern wurden nur im Sediment aus einer der Wasserkammern coliforme Bakterien nachgewiesen, im Sediment der anderen Kammer dagegen nicht (HB Hardtberg, Gielsdorf und Nackhausen)

In den Ablagerungen auf den Behälterböden wurden in 9 Behälter-Kammern coliforme Bakterien nachgewiesen (Abbildung 4-2). Wie im Vorjahr wurden in keiner der Sedimentproben Isolate von coliformen Bakterien mit den API-Profilen nachgewiesen, die nach den bisherigen Erfahrungen *Lelliottia aquatilis* zuzuordnen waren. Es trat auch keine Dominanz eines Coliformen-Taxons auf, wie dies in den Jahren 2016-2020 mit *L. aquatilis* der Fall war. Die Sedimente waren mit verschiedenen Coliformen besiedelt, wobei das Identifi-

zierungsergebnis „*Serratia fonticola*“ häufiger auftrat, allerdings z.T. mit unterschiedlichen Profilen: z. B. 1304753 oder 4304753. Weitere identifizierbare Taxa waren *Enterobacter amnigenus* (1305553) oder *Citrobacter freundii* (1604753). Diverse Isolate waren mit API 20E nicht identifizierbar. Dabei ist immer zu berücksichtigen, dass das Identifizierungssystem API 20E nicht für Umweltbakterien, sondern für medizinisch relevante Mikroorganismen entwickelt wurde. Dementsprechend ist die zugrunde liegende Datenbank auch primär auf Krankheitserreger ausgerichtet und nicht auf die Bakterienflora in der Umwelt. Allerdings haben die Erfahrungen der letzten Jahre gezeigt, dass Übereinstimmung in den API-Profilen ein gutes Indiz für das (dominante) Auftreten eines Taxons wie z. B. *Lelliottia aquatilis* war.

Tabelle 4-8

Ergebnisse der Anreicherungsproben im Versorgungsnetz im Oktober/November 2022.

	Probenahmestelle	Coliforme in 100 ml	Coliforme in 1 m ³
10.10.2022	HB Nackhausen, Auslauf	0	0
11.10.2022	HB Tomberg, Auslauf	0,03	297
	HB Wachtberg, Auslauf	0,014	142
25.10.2022	HB Tomberg, Einlauf	0	0
	HB Tomberg, Auslauf	0,01	116
15.11.2022	HB Wachtberg, Einlauf	0	0
	HB Wachtberg, Auslauf	0,002	18

SONDERUNTERSUCHUNGEN „ANREICHERUNGSPROBEN MIT DEM SYSTEM MICROSENS“ IN ZUSAMMENARBEIT MIT DEM DVGW TECHNOLOGIEZENTRUM WASSER

In den Vorjahren (2018 bis 2020) wurden zur Suche nach der Ursache für das Vorkommen von coliformen Bakterien im Versorgungsnetz des Wahnbachtalsperrenverbandes sogenannte „Anreicherungsproben“ entnommen. Dazu wurden mit dem vom DVGW Technologiezentrum Wasser (TZW) entwickelten Anreicherungssystem „MicroSens“ größere Wasservolumina an verschiedenen Messpunkten beprobt, um Hinweise auf eine mögliche Eintragsquelle zu erhalten. Das System MikroSens ermöglicht mit Hilfe einer Filterkartusche eine schnelle Anreicherung von Bakterien, die anschließend im TZW-Labor quantifiziert und identifiziert werden. Bei der üblichen Beprobung nach TrinkwV von 100 ml wird erst ein Vorkommen von coliformen Bakterien von ≥ 10.000 Bakterien pro Kubikmeter (oder 1 Bakterium pro 100 Milliliter) erfasst. Durch die Anreicherung größerer Wasservolumina kann die Nachweisgrenze auf wenige Bakterien pro Kubikmeter abgesenkt werden. Die Identifizierung der Bakterien erfolgte im TZW mit MALDI-TOF. Die MALDI-TOF Datenbank des TZW wurde mit Hilfe von *L. aquatilis*-Isolaten aus WTV-Proben für den spezifischen Nachweis dieser neuen Art erweitert. Im Versorgungsnetz wurden im Berichtsjahr im Herbst, kurz vor Beginn der jährlichen Reinigung, die Ausläufe der Hochbehälter Nack-

hausen, Tomberg und Wachtberg beprobt. Die filtrierten Volumina lagen zwischen 110 bis 127 Litern. In den Anreicherungsproben der Hochbehälter Tomberg und Wachtberg wurden coliforme Bakterien nachgewiesen, keine Nachweise dagegen im Auslauf des HB Nackhausen (siehe Tabelle 4-8). Eine weitere Beprobung Ende Oktober umfasste Ein- und Auslauf des Hochbehälters Tomberg sowie Ein- und Auslauf des Behälters Wachtberg (Mitte November, Tabelle 4-8). Bei beiden Behältern war die Einlaufprobe jeweils unauffällig, also ohne Nachweis von coliformen Bakterien. In beiden Auslaufproben wurden Coliforme nachgewiesen und bestätigten das Ergebnis der Untersuchung Anfang Oktober, wobei die Konzentrationen im HB Wachtberg bei der zweiten Beprobung deutlich geringer waren. Die Identifizierung mit MALDI-TOF ergab unterschiedliche Taxa der coliformen Bakterien, mithin keine Dominanz einer Spezies, auch keinen Nachweis von *L. aquatilis*.

Die Ergebnisse der Anreicherungsproben passten zu den Befunden der regulären Trinkwasserproben (100 ml). Im Berichtsjahr traten Grenzwertüberschreitungen durch Nachweise von coliformen Bakterien nur in Proben von den Hochbehältern Tomberg und Wachtberg auf.

Die Ergebnisse der Anreicherungsproben führten für beide Hochbehälter zu der Festlegung, nach der Reinigung im Herbst am Ende der Reinigungsperiode im folgenden Frühjahr eine erneute Entfernung der Sedimente aus den Wasserkammern durchzuführen.

5. ANHANG

TROPHIETABELLE DER WAHNBACHTALSPERRE VON 1964–2022

ERLÄUTERUNGEN ZU DEN SPALTEN 1 BIS 20

- 1 = Jahr
- 2 = Wasserfracht in 103 m³ (64-77 pauschal 3000 für Nebenbäche und Niederschlag)
- 3 = Volumen in 103 m³
- 4 = Pges-Fracht in kg/Jahr (64-77 pauschal 400 für Nebenbäche und Niederschlag)
- 5 = Rechnerische Aufenthaltszeit in Jahren
- 6 = Pges-Konzentration der PEA in µg/l (0=nicht vorhanden, in 77 nur ein Monat)
- 7 = Pges-Konzentration von Wahnbach + Nebenbächen + Niederschlag in µg/l
- 8 = Pges-Konzentration von Überlauf Vorsperre (+ Ablauf PEA) + Nebenbäche + Niederschlag in µg/l
- 9 = Normierte Pges-Konzentration der Zuflüsse
- 10 = nach Vollenweider berechnete Pges-Konzentration der Talsperre
- 11 = gemessene Pges-Konzentration der Talsperre (0=nicht vorhanden)
- 12 = nach Vollenweider berechnete mittlere Chlorophyll-Konzentration der Talsperre
- 13 = gemessene mittlere Chlorophyll-Konzentration der Talsperre
- 14 = nach Vollenweider berechnete maximale Chlorophyll-Konzentration der Talsperre
- 15 = gemessene maximale Chlorophyll-Konzentration der Talsperre
- 16 = Grenz-Konzentration für P nach Vollenweider: alte Berechnung
- 17 = Grenz-Konzentration für P nach Vollenweider: ultra-oligotroph
- 18 = Grenz-Konzentration für P nach Vollenweider: oligotroph
- 19 = Grenz-Konzentration für P nach Vollenweider: mesotroph
- 20 = Grenz-Konzentration für P nach Vollenweider: eutroph



2021 & 2022

WAHNBACHTAL- SPERRENVERBAND

Siegelsknippen
53721 Siegburg

Telefon

02241 - 128-0

E-Mail

info@wahnbach.de

Website

www.wahnbach.de