

WASSERGÜTEBERICHT

2023



Wahnbachtalsperrenverband
Für die Region Bonn/Rhein-Sieg/Ahr



INHALT

VORWORT

Grußwort der Geschäftsführung 5

1. WAHNBACHTALSPERRE

1.1 Limnologie	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	17
1.1.9 Trophiestatus der Wahnbachtalsperre	19
1.1.10 Plankton	21
1.2 Fischereimanagement	26
1.2.1 Hegebefischungen	26
1.2.2 Untersuchungen des Fischbestandes	27
1.2.3 Besatz- und weitere Bewirtschaftungsmaßnahmen	28
1.2.4 Schlussfolgerungen	28
1.3 Gewässer und Rohwassergüte	29
1.3.1 Zuläufe	29
1.3.2 Talsperre Rohwasser	32

2. GEWÄSSERUNTERSUCHUNGEN IN DEN EINZUGSGEBIETEN

2.1 Wahnbachtalsperre	37
2.1.1 Untersuchungsprogramm Zuflüsse	33
2.1.2 Mikrobiologie	35
2.1.3 Phosphor	36
2.1.4 Nitrat	38
2.1.5 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	40
2.1.6 Arzneimittel und Tierarzneimittel	44
2.1.7 Spurenstoffe	46
2.1.8 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	48
2.2 Grundwassergewinnung Untere Sieg	49
2.2.1 Untersuchungsprogramm Grundwassermessstellen und Brunnen	49
2.2.2 Mikrobiologie	50
2.2.3 Nitrat	50
2.2.4 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	53
2.2.5 Arzneimittel und Tierarzneimittel	56
2.2.6 Spurenstoffe	57
2.2.7 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	59
2.3 Grundwassergewinnung Hennefer Siegbogen	59
2.3.1 Untersuchungsprogramm Grundwassermessstellen und Brunnen	59
2.3.2 Mikrobiologie	60
2.3.3 Nitrat	61
2.3.4 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	62
2.3.5 Arzneimittel und Tierarzneimittel	65
2.3.6 Spurenstoffe	66
2.3.7 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	68

WASSERGÜTEBERICHT 2023

3. WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION

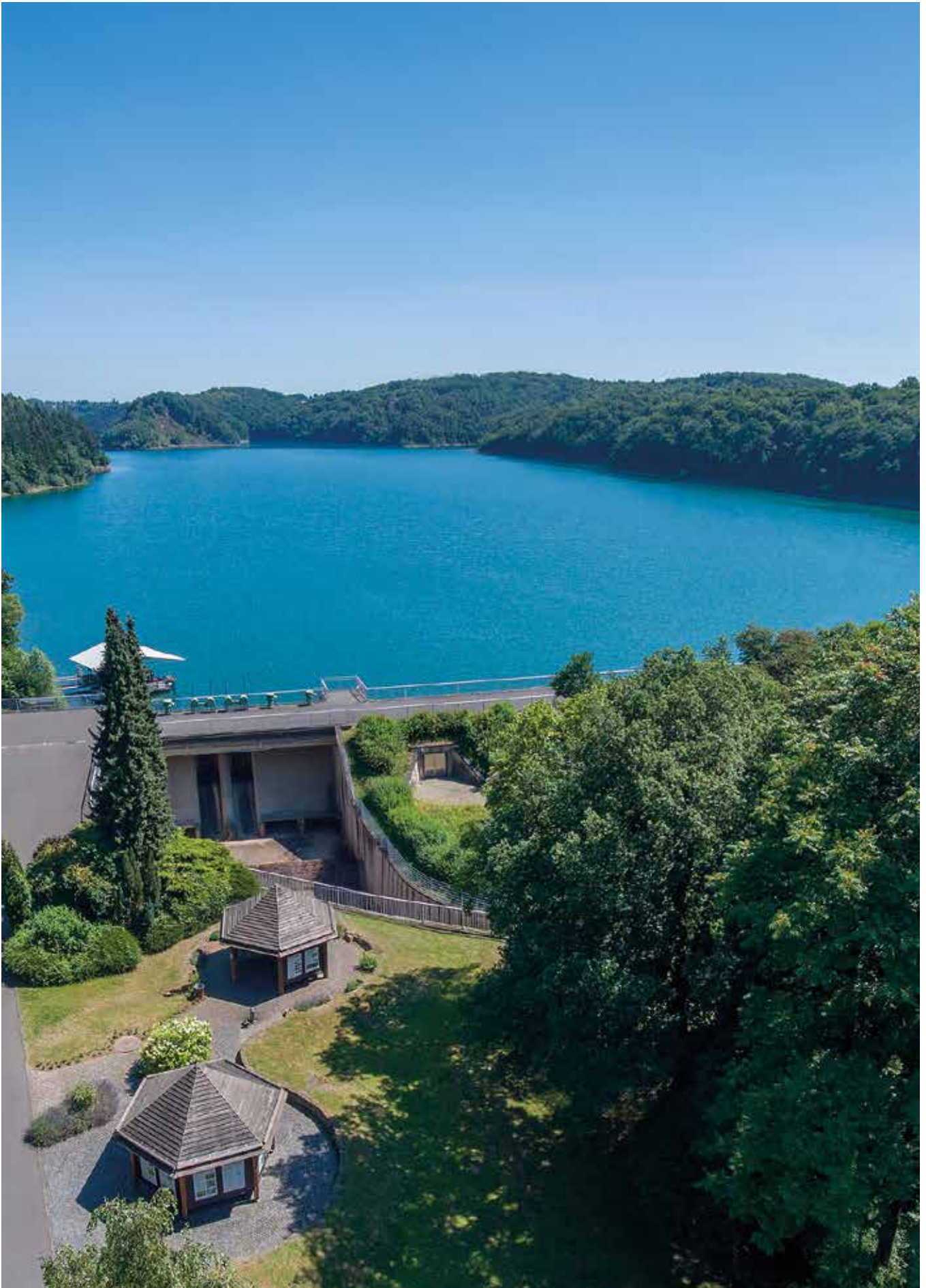
3.1 Niederschlag im Einzugsgebiet	70
3.1.1 Zufluss zum Stausee	70
3.1.2 Talsperreninhalt	71
3.2 Trinkwasserproduktion	72
3.2.1 Trinkwasserproduktion und -abgabe	73
3.2.3 Trinkwasserbeschaffenheit	78

4. TRINKWASSER

4.1 Wasserchemische und bakteriologische Beschaffenheit, Spurenstoffe	79
4.2 Mikrobiologische Beschaffenheit	
4.2.1 Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen	79
4.2.2 Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf	80
4.2.3 Versorgungsnetz	81
4.2.4 Sonder- oder Zusatzuntersuchungen	82
- Spül- und Untersuchungsprogramm DN 1600-Leitung (zwischen Ausgang Mischer SN1 und Ausgang Hochbehälter SN3)	82
- Sedimentuntersuchungen im Hochbehälter Siegelsknippen sowie in den Hochbehältern im Versorgungsnetz (Reinigungsperiode 2020/2021)	82
- Sonderuntersuchung „Anreicherungsproben mit dem System MicroSens“ in Zusammenarbeit mit dem DVGW Technologiezentrum Wasser	83

5. ANHANG

Trophietabelle der Wahnbachtalsperre von 1964-2023	88
----------------------------------------------------	----





VORWORT

WTV-GESCHÄFTSFÜHRERIN

Liebe Leserinnen und Leser,
die deutsche Trinkwasserverordnung ist Richtschnur und verbindliche Regularie für unsere tägliche Arbeit. Sie regelt die Qualität des Wassers und untermauert unseren Anspruch, ein qualitativ hochwertiges und sicheres Produkt an die Stadt- und Gemeindewerke und damit an unsere rund 800.000 Bürgerinnen und Bürger in der Region zu verteilen.

Dafür arbeiten rund 240 Mitarbeitende täglich in vielfältigen Bereichen, die alle das gleiche Ziel verfolgen. Für gutes und sicheres Trinkwasser kann sich jedoch auch jeder einzelne engagieren. Wie wichtig die Zusammenhänge von Ökosystem und Trinkwasser sind und was genau man tun kann, vermitteln wir unter anderem im Rahmen unserer Bildungsarbeit bereits den Kleinsten in Kindergärten und Schulen – von Wasserver- und -entsorgung über den Lebensraum Wasser bis zur Wassernutzung. Wir schärfen den Blick aber auch bei Erwachsenen und verdeutlichen bei Führungen und in Fachgesprächen, welche Expertise und welcher Aufwand für die Aufbereitung von Trinkwasser nötig sind. Das Bewusstsein dafür schärft auch vor allem unser Team vom Ressourcenschutz mit intensivem Gewässerschutz in den Einzugsgebieten, einer naturnahen Forstwirtschaft oder der Kooperation mit der Landwirtschaft.

Auch Sie als Bürgerinnen und Bürger können mitwirken zum Beispiel durch Wassersparen, durch Achtsamkeit, was in den Abfluss gelangt, mit scharfem Blick im Wald, ob es illegale Müllkippen gibt oder durch Beachtung der Verhaltensregeln in den Wasserschutzgebieten.

Denn für gutes Wasser sind wir alle, als Gesellschaft, verantwortlich.

Ich freue mich daher, dass sehr viele Menschen in unserem Versorgungsgebiet unser hochwertiges Trinkwasser zu schätzen wissen und den Schutz zum Beispiel unserer Wahnbachtalsperre oder des Grundwassers als gemeinschaftliche Aufgabe verstehen.

Alle aktuellen Entwicklungen rund um die Beschaffenheit und Güte unseres qualitativ hochwertigen Trinkwassers haben wir hier für Sie aus den verschiedenen Fachbereichen zusammengestellt.

Ihre

LUDGERA DECKING

1 WAHNBACHTALSPERRE

1.1 LIMNOLOGIE

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 2023 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 Berichts 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 2006–2009 enthalten und wird im Folgenden nur noch in verkürzter Form dargestellt (siehe Tabelle 1-1 bis 1-4).

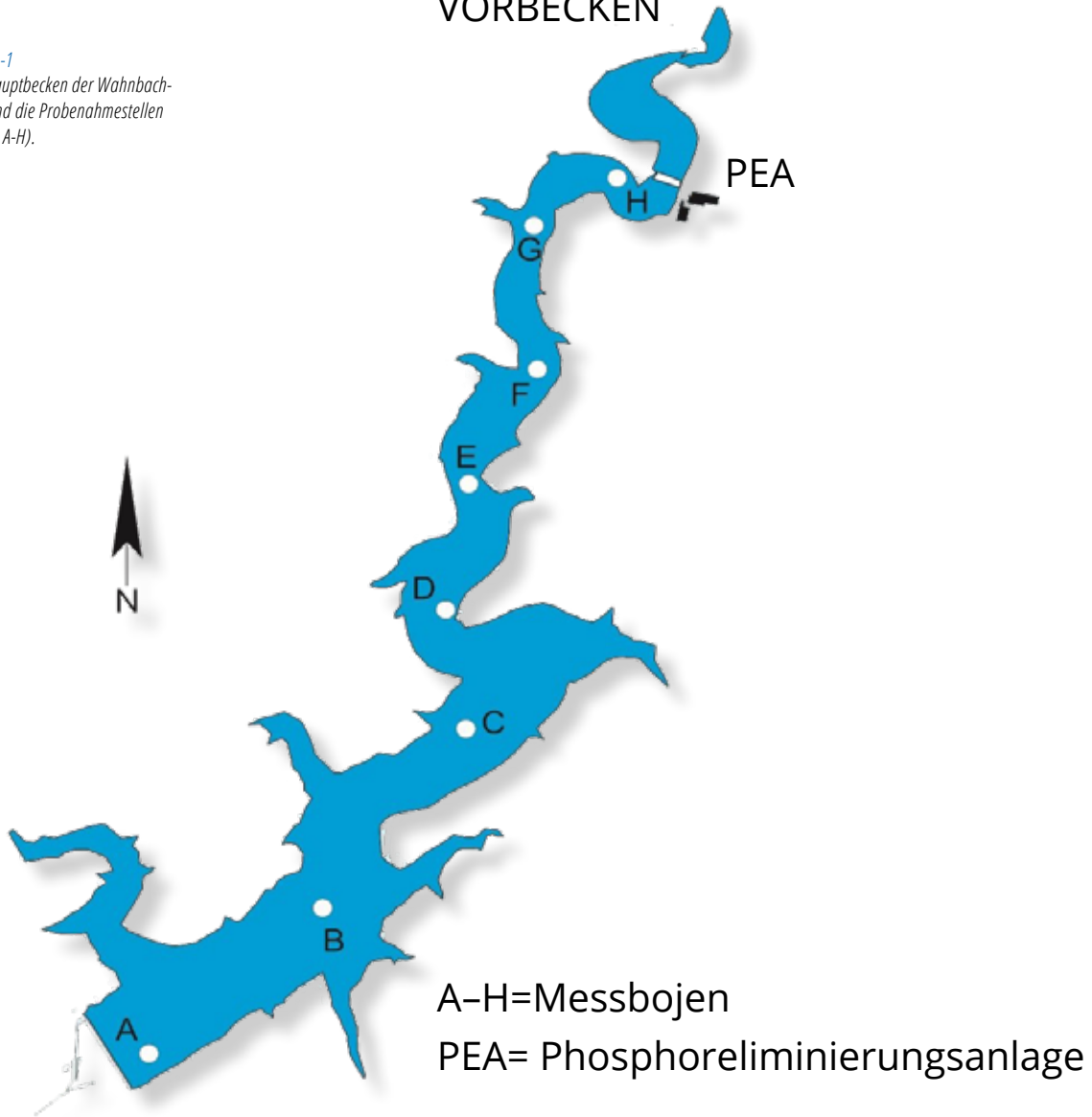
Messboje	Wöchentlich Sondennmessungen • Multiparametersonde Sea & Sun CTD90M • bbe Fluoroprobe	Wöchentlich Probenahme/ Untersuchungsparameter	Monatlich Tiefenschnitt (Entnahmetiefen für den Tiefenschnitt siehe Tabelle 1-2)
A	an allen Bojen: Trübung Temperatur, Sauerstoff, pH, el. Leitfähigkeit an den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

VORBECKEN

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					

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

CHEMISCHE PARAMETER UND MESSMETHODEN

Tabelle 1-3 und Tabelle 1-4 geben 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 <i>(SRP soluble reactive phosphorus)</i>	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 <i>(suspended organic nitrogen)</i>	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 <i>(total organic carbon)</i>	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 Milliliter Teilprobe <i>Planktothrix rubescens</i> / fädige Blaualgen: Membranfiltration oder Utermöhl-Methode nach Ultraschallbehandlung Auszählung der Trichome pro 10 Milliliter Teilprobe. Dabei entspricht eine „Fadeneinheit“ oder Trichomeinheit“ einer Trichomlänge von 450 µm.
Zooplankton	Utermöhl-Methode, Auszählung Gesamtprobe

Tabelle 1-4
Biologische Untersuchungen und Methoden

1.1.3 HYDROLOGIE DER TALSPERRE

2023 war laut Jahresrückblick des Deutschen Wetterdienstes nach der Reihe von trockenen Jahren das Jahr mit der sechsthöchsten Niederschlagssumme seit Beginn der Messungen (DWD 2024). Zu Beginn des Wasserwirtschaftsjahres (WWJ) 2023 setzte nach einem relativ niederschlagsarmen November und Dezember erst zum Jahreswechsel ein leichter Anstieg des Talsperrenpegels ein (Abbildung 1-3). Zu Beginn des Kalenderjahres 2023 war die Wahnachtalsperre mit 65 Prozent Füllstand unterdurchschnittlich gefüllt. Im ersten Quartal führten die ergiebigen Niederschläge zu einem deutlichen Anstieg des Pegels auf 80 Prozent Füllstand. Im Januar 2023 kam es zum Überlauf der Vorsperre von 1,85 Millionen Kubikmetern Volumen, siehe Abbildung 1-2. Ein weiterer Anstieg des Talsperreninhaltes war durch die im Frühjahr (März bis Mai) anhaltend ergiebigen Niederschläge zu verzeichnen. Im April und Mai war es erforderlich, Wasser an den Unterlauf abzugeben, um dem Betriebsplan zu entsprechen und den Hochwasserschutzraum freizuhalten. Ab Mai fiel Pegel der Talsperre bis Oktober ab, mit einem durch die Niederschläge im August verursachten kleinen Zwischenanstieg.

Auch im August 2023 musste Wasser an den Unterlauf des Wahnbaches abgegeben werden. Der minimale Füllstand von etwa 80 Prozent im Oktober war auf einem deutlich höheren Niveau als in den Jahren zuvor. Bereits ab Mitte Oktober und damit früher als in den Vorjahren, stieg der Stauspiegel wieder an, so dass die Talsperre zum Ende des Kalenderjahres 2023 mit annähernd 95 Prozent Füllungsgrad bereits wieder sehr gut gefüllt war. Von Mitte November an wurden aufgrund der Niederschläge und den entsprechenden Zuflüssen zur Talsperre kontinuierlich Wassermengen an den Unterlauf des Wahnbachs abgegeben. Zum Ende des Kalenderjahres traten zwei Überläufe der Vorsperre auf. Im November liefen nur 0,26 Millionen Kubikmeter über, während im Dezember der über neun Tage andauernde Vorsperrenüberlauf einen Eintrag von 5,3 Millionen Kubikmeter ergab. Den Jahreshöchststand im WWJ 2023 hatte der Stauseehalt im Mai 2023 mit 39,8 Millionen Kubikmetern, den tiefsten Stand Mitte November 2023 mit 24,5 Millionen Kubikmetern. Daraus ergab sich eine maximale Stauspiegelschwankung von 8,9 Metern.

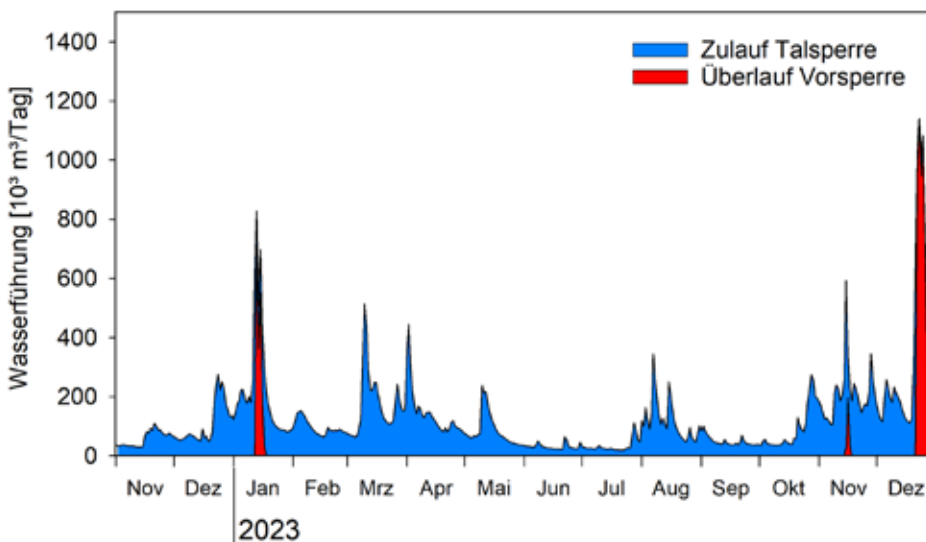


Abbildung 1-2
Zulauf zur Talsperre (Wahnbach und Wendbach) und Überlaufereignisse aus der Vorsperre im Jahr 2023.

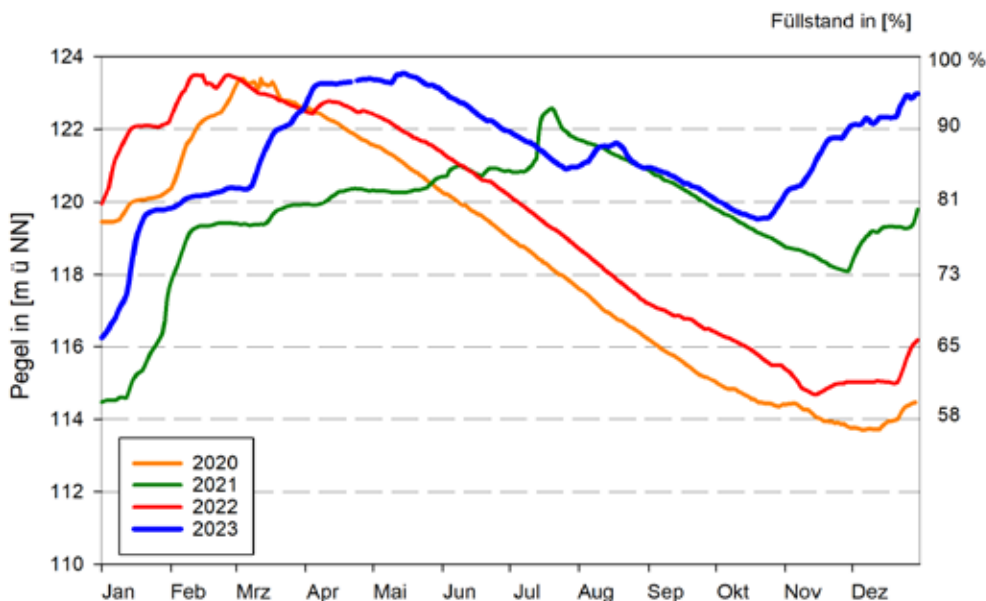


Abbildung 1-3
Pegel der Wahnachtalsperre für die Jahre 2020 bis 2023.

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 Metern bei Vollstau und einer mittleren Tiefe von 21 Metern 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 Mitte März homotherm, dann setzte allmählich die Erwärmung der oberflächennahen Wasserschichten ein. Dauerhaft überschritt die Wassertemperatur an der Oberfläche die 10 °C-Marke ab Mitte April. Dies markierte dann auch den Beginn der stabilen thermischen Schichtung, der Sommerstagnation. Im Juni führte eine Phase mit hohen Lufttemperaturen zu einer raschen Erwärmung der oberflächlichen Wasserschichten auf bis zu 24 °C. Ende Juli/Anfang August gab es eine merkliche Abkühlung der Wassertemperatur im Epilimnion um 4 bis 5 °C. Nach einer weiteren kurzen Periode mit höheren Temperaturen setzte die Abküh-

lung des Oberflächenwassers und zunehmende Einmischung ein. Ende Dezember war der Temperaturgradient vollständig ausgeglichen, es war Homothermie erreicht.

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 ab 2001 tendenziell Richtung Anfang April bis Mitte April verschoben. Im Mittel hat sich der Termin für den Beginn der Sommerstagnation um 11 Tage nach vorne 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 2023 setzte die Sommerstagnation Mitte April ein, zu einem vergleichbaren Zeitpunkt wie im Vorjahr.

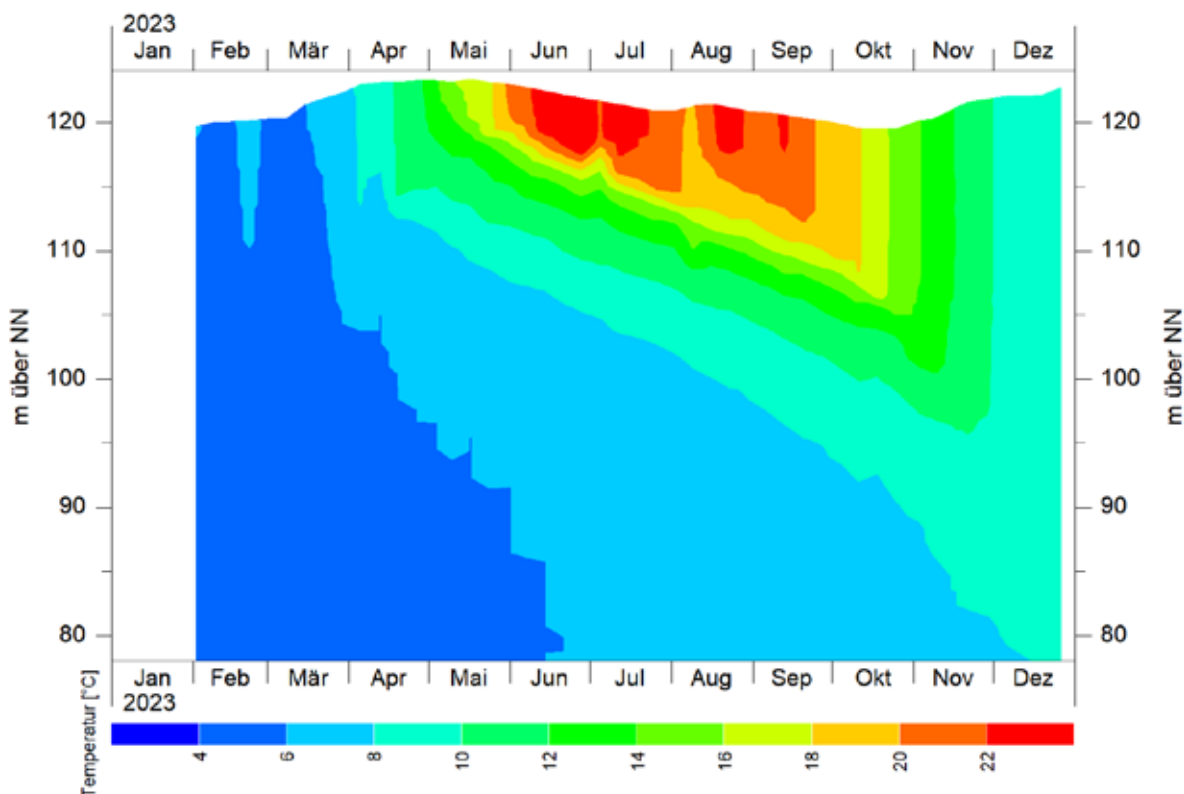


Abbildung 1-4
Isothermen im Wahnbachstausee, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an Messboje A im Jahr 2023.

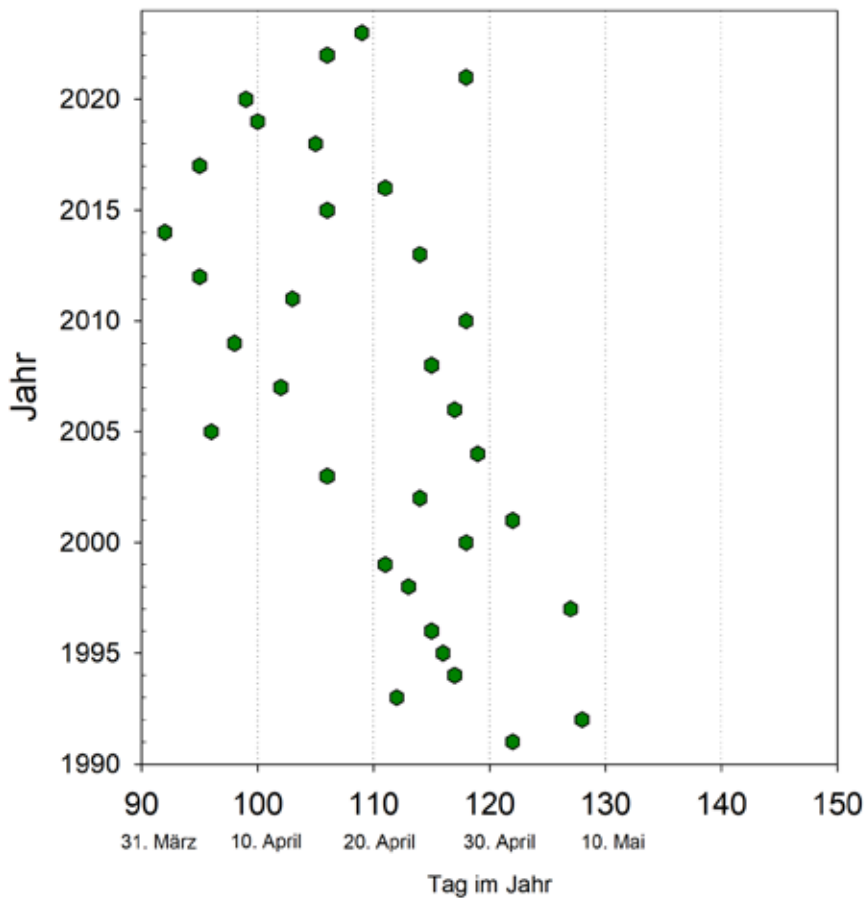


Abbildung 1-5
 Beginn der Stagnationsphase im Wahnbachstausee 1990 bis 2023. Eingetragen ist für die Jahre ab 1990 der Tag im Jahr, an dem die Oberflächentemperatur dauerhaft $\geq 10\text{ }^{\circ}\text{C}$ erreichte (basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an Boje A).

1.1.5 SAUERSTOFFVERTEILUNG UND MANGANFREISETZUNG

SAUERSTOFF

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

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen lagen zu Anfang des Jahres bei 10 bis 11 Milligramm pro Liter, dies entsprach 85 bis 95 Prozent Sättigung. Die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons führte nicht zu einer deutlichen Änderung der Sauerstoffkonzentrationen (Abbildung 1-6). In den Monaten März und April kam es in den oberen 10 Metern zu einer leichten Sauerstoffübersättigung von 105 bis 115 Prozent. Im Mai stiegen dann die Sauerstoffkonzentrationen in einem Tiefenbereich 3 bis 8 Meter kurzfristig auf 12 Milligramm pro Liter an, dies entsprach 115 bis 120 Prozent Sättigung. In dieser Phase traten vermehrt Goldalgen (vor allem *Uroglena* sp.) auf, auch war eine leichte Zunahme der Kieselalgen auszumachen. Die Einschichtung des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens* in

15 bis 20 Metern Wassertiefe, die ab Mai in den Trübungsmessungen (Abbildung 1-12), insbesondere auch in den Vertikalprofilen der Algenfluoreszenz (Abbildung 1-15) sichtbar wurde, bildete sich in den Sauerstoffmessungen nicht ab. Eine Zone mit höheren Sauerstoffkonzentrationen, wie sie im Vorjahr zu beobachten war, trat in 2023 nicht auf.

In den Monaten Juni und Juli blieb es bei den leicht erhöhten Sauerstoffkonzentrationen von 11 bis 12 Milligramm pro Liter im mittleren bis unteren Epilimnion. Bei Zunahme der Wassertemperatur erreichte die Sättigung bis zu 130 Prozent. Ab Ende Juli nahm die Sauerstoffkonzentration auf Werte um 9 Milligramm pro Liter ab. Im Laufe des August / September bildete sich zwischen 8 bis 11 Meter Wassertiefe eine schmale Zone mit leicht erniedrigten Sauerstoffkonzentrationen von 7 bis 8 Milligramm pro Liter, vermutlich bedingt durch Abbauprozesse einer vorangegangenen Entwicklung von zentrischen Kieselalgen. Im weiteren Verlauf lagen die Sauerstoffkonzentrationen

MANGAN

im sich vertiefenden Epilimnion bei 8 bis 9 Milligramm pro Liter, im Hypolimnion bei 6 bis 7 Milligramm pro Liter.

Als gegenläufiger Prozess zum Sauerstoffeintrag durch das Phytoplankton finden 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. Im Tiefenbereich 0,5 bis 1 Meter 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.

Bedingt durch den geologischen Untergrund weisen die Zuflüsse, die Sedimente der Vorsperre und der Hauptsperre ein erhebliches Freisetzungspotenzial für Mangan auf. Der Mangangehalt im Talsperrenwasser wird durch die Zirkulationsbedingungen bestimmt und unterliegt saisonalen Schwankungen. Während der Stagnationsphase waren die Konzentrationen an gelöstem Mangan im Hypolimnion sehr niedrig (< Bestimmungsgrenze von 5 Mikrogramm pro Liter). Ab Juni/Juli nahmen die Konzentration an Mangan in den sedimentnahen Wasserschichten zu (Abbildung 1-7). In diesen Wasserschichten (1 bis 2 Meter über Grund) lagen die Gesamtkonzentrationen zum Ende der Stagnationsphase im Bereich von 0,1 bis 0,2 Milligramm pro Liter.

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 2023.

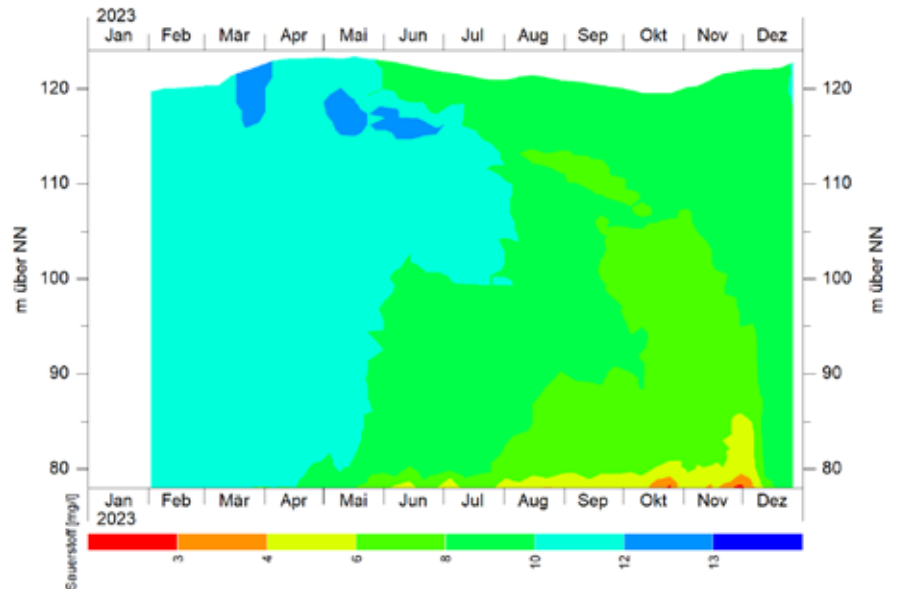
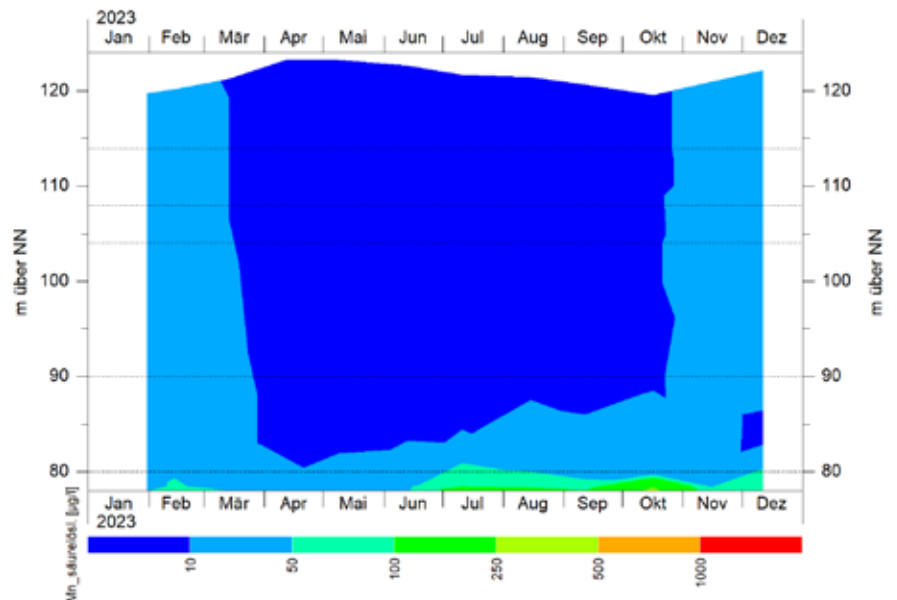


Abbildung 1-7
Isoplethen der Konzentrationen von Mangan (säurelöslich) im Wahnbachstausee an Messboje A im Jahr 2023 (monatliche Messungen Tiefenschnitt).



1.1.6 NÄHRSTOFFE

1.1.6.1 PHOSPHOR

Der gelöste, bioverfügbare Phosphor (SRP) lag in den Proben aus den monatlichen Tiefenschnitten überwiegend nur in geringen Konzentrationen von 1 bis 5 Mikrogramm pro Liter (Werte unterhalb Bestimmungsgrenze) vor. Vereinzelt Werte aus Wassertiefen im Epilimnion lagen zwischen 6 bis 11 Mikrogramm pro Liter. Insgesamt war das Wachstum der Algen doch 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-Freisetzung nicht in Wasserproben erfasst.

Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors (TP) waren in den wöchentlichen Mischproben (0 bis 10 Meter, Abbildung 1-8) und in den monatlichen Tiefenschnittproben an Messboje A (Abbildung 1-9) höher als in den Vorjahren, insbesondere im Vergleich zu den Jahren 2017 bis 2020. Ein Grund dürfte im unterschiedlichen Zulaufgeschehen, den daraus resultierenden Phosphorfrachten und Einträgen in den Stausee liegen. 2023 wurden im Wasserwirtschaftsjahr geschätzt

rund 200 bis 300 Kilogramm mehr Phosphor in die Talsperre eingetragen als jeweils in den Jahren 2017 bis 2020.

Die volumengewichteten Mittelwerte aus den Tiefenschnittproben lagen während der Frühjahrszirkulation 2023 (Januar bis März) bei 7 bis 9 Mikrogramm pro Liter, in den Mischproben (0 bis 10 Meter) im Mittel bei 7 Mikrogramm pro Liter. Im Vergleichszeitraum 2017 bis 2020 waren die TP-Konzentrationen mit 4 bis 7 beziehungsweise 5 bis 6 Mikrogramm pro Liter niedriger.

Nach dem Einsetzen der thermischen Schichtung und während der Sommermonate wurden wiederholt im Epilimnion Gesamtphosphorkonzentrationen von 10 bis 18 Mikrogramm gemessen, im Juli bis zu 23 Mikrogramm pro Liter in den oberflächennahen Wasserschichten (siehe Abbildung 1-9). Die höheren TP-Werte korrelierten mit der saisonalen Entwicklung des Phytoplanktons, es wurde der in den Phytoplanktonzellen gespeicherte Phosphor miterfasst.

Höhere Phosphor-Konzentrationen in den sedimentnahen Wasserschichten, die auf Rücklösungsprozesse zurückzuführen wären, wurden während der Stagnationsphase nur in sehr geringem Umfang beobachtet (TP-Konzentrationen zwischen 10 bis maximal 15 Mikrogramm pro Liter).

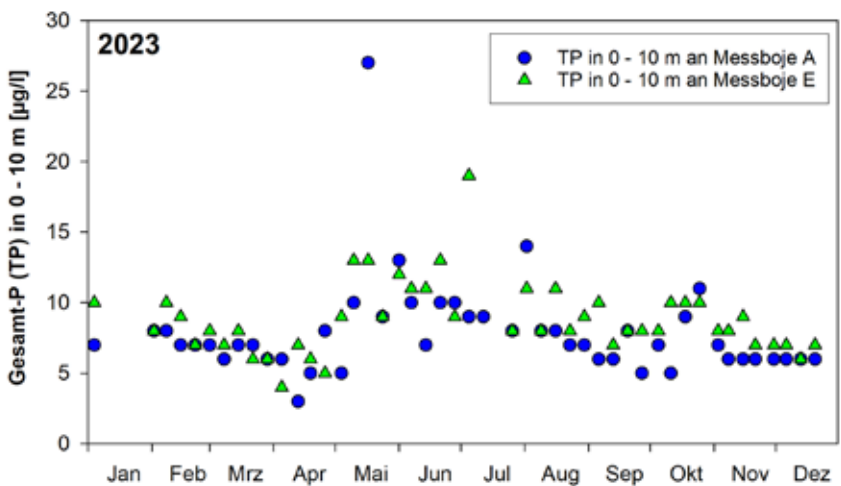


Abbildung 1-8
Vergleich der TP-Konzentrationen in den wöchentlichen Mischproben (0 – 10 m) an den Messbojen A und E im Jahresverlauf 2023.

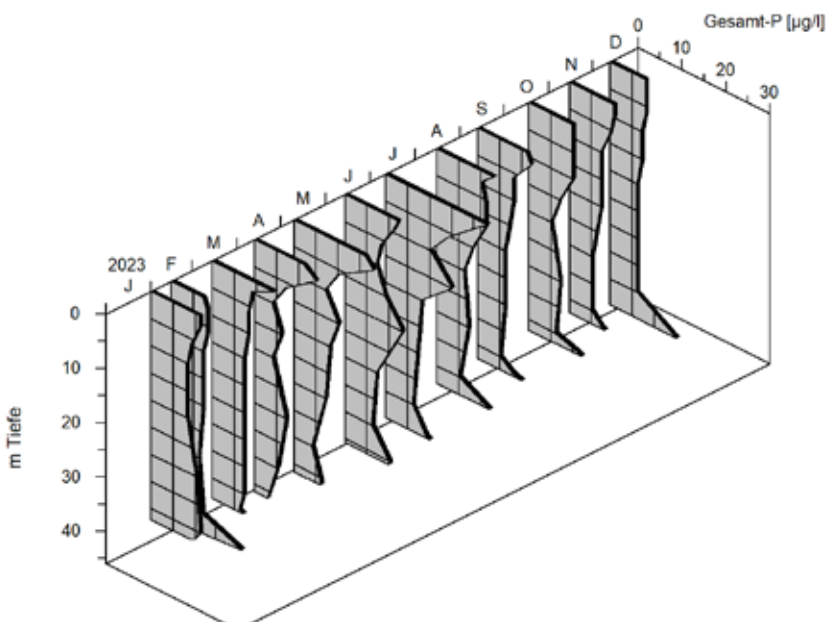


Abbildung 1-9
Vertikalverteilung der Gesamtphosphorkonzentration (TP) an der Messboje A im Jahr 2023.

1.1.6.2 STICKSTOFF

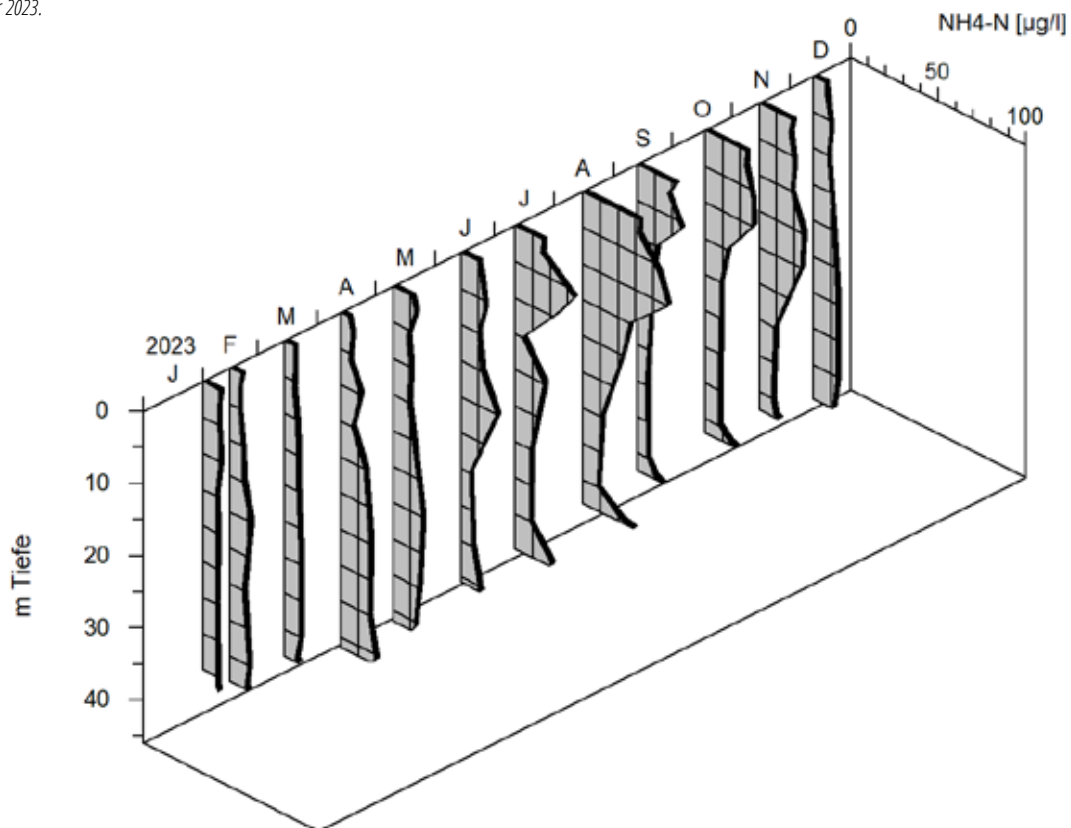
Der anorganische Stickstoff lag wie in den Vorjahren überwiegend als Nitrat-Stickstoff vor.

Nitrat war in der trophogenen Zone mit Konzentrationen von 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 feststellbar. 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 2,1 Milligramm pro Liter.

Ein Rückgang der Nitratkonzentrationen in den sedimentnahen Wasserschichten war ab Mai zu beobachten, war jedoch im Berichtsjahr weniger ausgeprägt als in den Vorjahren.

Durch die mikrobiellen Abbauprozesse von absedimentierter organischer Substanz am Gewässergrund wird dort Ammonium freigesetzt. In den sedimentnahen Wasserschichten stiegen die Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff im Berichtsjahr nur auf knapp 20 bis 30 Mikrogramm pro Liter an und lagen damit deutlich unter den Werten des Vorjahres. Durch den Abbau von Biomasse war in den Sommermonaten eine Zunahme der Ammonium-Stickstoffkonzentrationen im Bereich des Epi- und Metalimnions auf Werte von 20 bis 48 Mikrogramm pro Liter zu verzeichnen (Abbildung 1-10). Im Epilimnion, bei hohen Sauerstoff- und Nitratkonzentrationen, wurden während der Vegetations- und Stagnationsperiode Nitrit-Stickstoffkonzentrationen von 10 bis 40 Mikrogramm pro Liter gemessen. Dies kann ein Zeichen für die intensiven Auf- und Abbauprozesse in diesem Teil des Wasserkörpers sein.

Abbildung 1-10
Vertikalverteilung der Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)
an Messboje A im Jahr 2023.



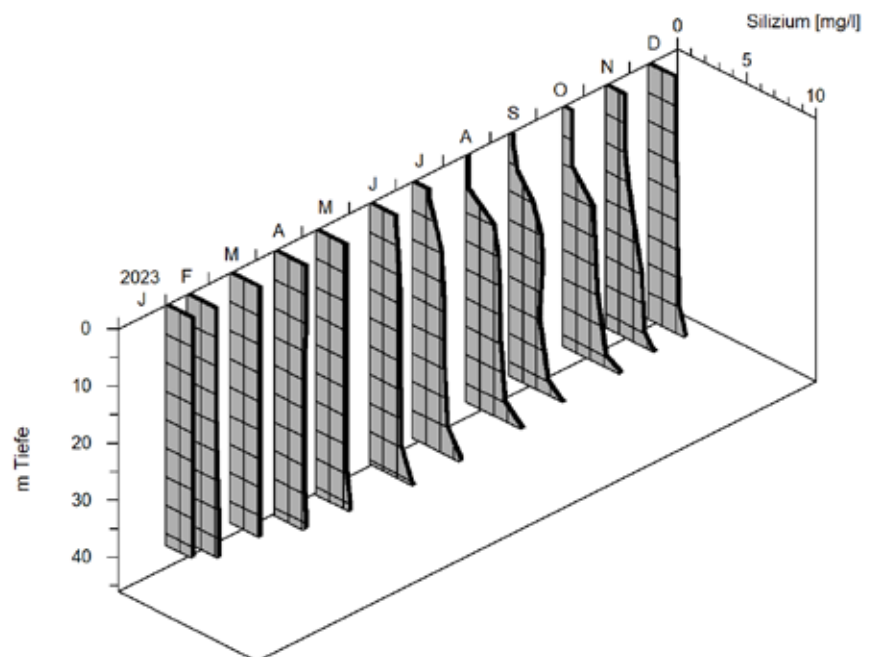
1.1.6.3 SILIZIUM

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, wurden Konzentrationen des gelösten Siliziums von 1,9 bis 2,1 Milligramm pro Liter gemessen (Abbildung 1-11). Die nur schwach ausgeprägte Frühjahrsentwicklung der Kieselalgen in Zusammenhang mit den noch vorherrschenden thermischen Bedingungen für die Vollzirkulation führte in den ersten Monaten des Jahres (Januar bis April) nicht zu einer erkennbaren Abnahme der Siliziumgehalte. Erst ab Juni 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 August bis Oktober 0,1 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 1-11). Ab Oktober wurde durch die zunehmende Durchmischung des Wasserkörpers der Gradient ausgeglichen. Beim Probennahmetermin im Dezember war die Volldurchmischung bis auf einen kleinen Restwasserkörper fast vollständig. Im durchmischten Teil des Wasserkörpers (0 bis 40 Meter) lag die Silizium-Konzentration bei 1,9 Milligramm pro Liter. In dem noch nicht durchmischten Restwasserkörper wurden über Grund noch Konzentrationen bis 2,6 Milligramm pro Liter gemessen.

Abbildung 1-11
Vertikalverteilung der Siliziumkonzentration
an Messboje A im Jahr 2023.



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 beziehungsweise Sichttiefe und dem Chlorophyll a-Gehalt als Summenparameter für das Phytoplankton, also Partikel organischer Herkunft.

Im Jahr 2023 war die Trübung im Wahnbachstausee zu Beginn des Jahres stärker durch Einträge aus dem Einzugsgebiet, später dann durch seeinterne Prozessen geprägt.

Die Niederschläge führten zu Anfang des Jahres (Januar) zu einem Überlauf der Vorsperre. Leider konnten im Januar aus technischen Gründen nicht im gewohnten Umfang Trübungsmessungen durchgeführt werden, daher fehlen in Abbildung 1-12 die Daten in diesem Zeitraum. Die Einmischung der Einträge aus der Vorsperre, aber auch Trübstoffe aus den Nebenbächen oder oberflächlichem Ablauf führten im Februar im Bereich des Hauptbeckens (Messboje A) zu einem geringen Anstieg der Trübung von 1 bis 1,2 FNU auf 1,5 bis 1,9 FNU.

Die Frühjahrsentwicklung des Phytoplankton hat in diesem Jahr nur gering zur Trübung beigetragen, was auch an der im Februar und

März wieder zunehmenden Sichttiefe von 5 Meter auf 7,5 Meter zu erkennen war (Abbildung 1-13).

Im weiteren Verlauf, in den Monaten April bis September, ist im Isoplethendiagramm der Trübungswerte an Messboje A (Abbildung 1-12, untere Grafik) die Einschichtung von fädigen Cyanobakterien in 15 bis 20 Metern Wassertiefe anhand der erhöhten Trübungen von 2 bis 4 FNU zu erkennen. In den flacheren stauwurzelnahen Abschnitten des Stausees, repräsentiert durch die Messungen an Boje E (Abbildung 1-12, mittlere Grafik) wurde in den Monaten August bis November die Trübung stärker durch Rücklösungsprozesse aus dem Sediment (Mangan) beeinflusst. Der relativ langandauernde Überlauf der Vorsperre im Dezember führte im Bereich der Messbojen E und H zu deutlich erhöhten Trübungswerten von 10 bis 20 FNU und entsprechend geringen Sichttiefen.

Die Sichttiefe an Messboje A lag im Mittel bei 7,4 Metern und war damit höher als im Vorjahr. Die maximale Sichttiefe wurde Mitte Juni gemessen und war mit 10,6 Metern um einen Meter höher als im Jahr 2022 (max. Sichttiefe: 9,6 Meter). Ein sehr markanter Rückgang der Sichttiefe im Juli/August von 8 Metern auf 4 bis 5 Meter wurde durch eine starke Zunahme des Phytoplanktons, vor allem aus der Gruppe der Kieselalgen, verursacht.

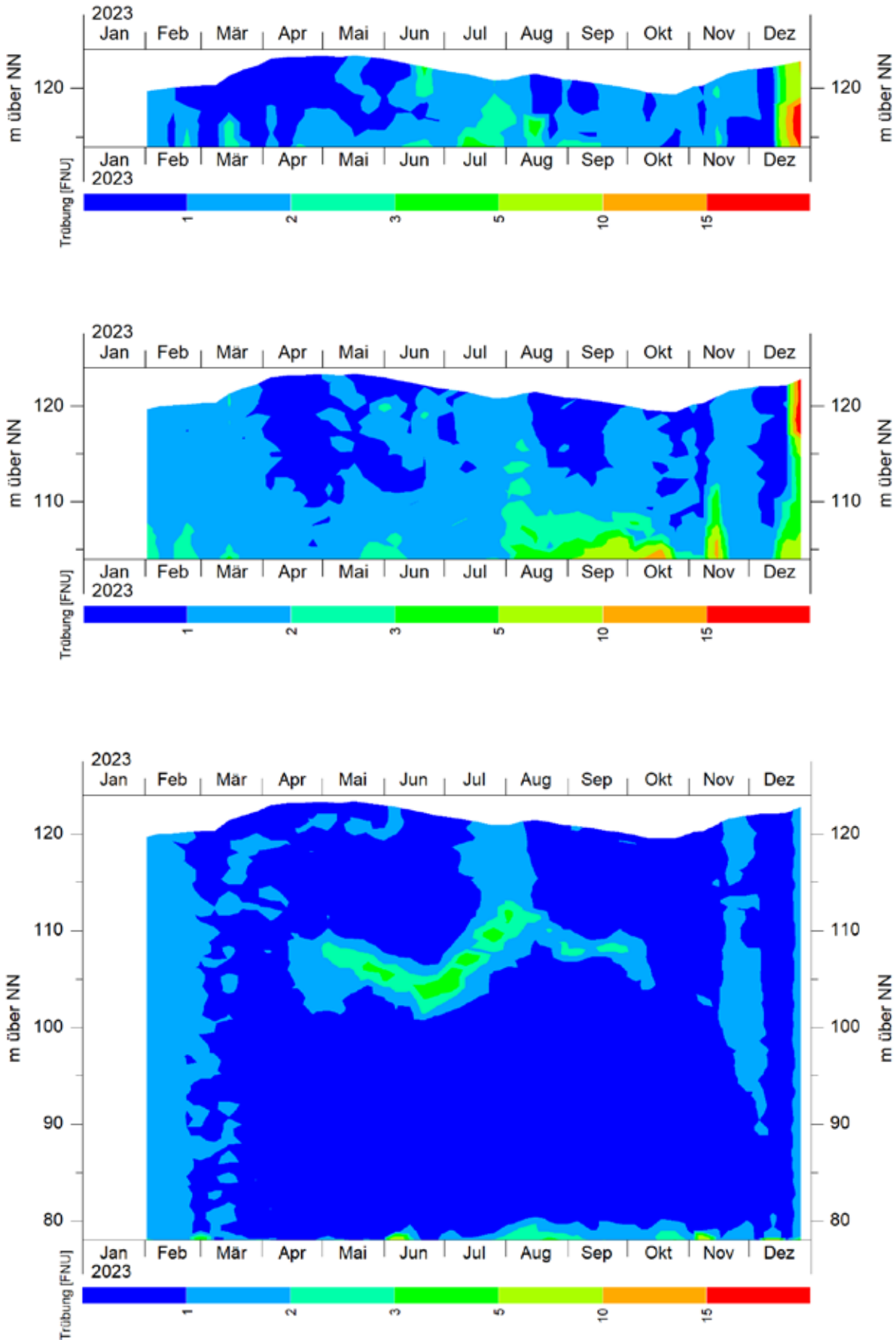


Abbildung 1-12

Isoplethen der Trübungswerte im Wannbachstausee 2023, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an den Messbojen H (oben), E (Mitte) und A (unten). Aus technischen Gründen waren im Januar keine Messungen möglich.

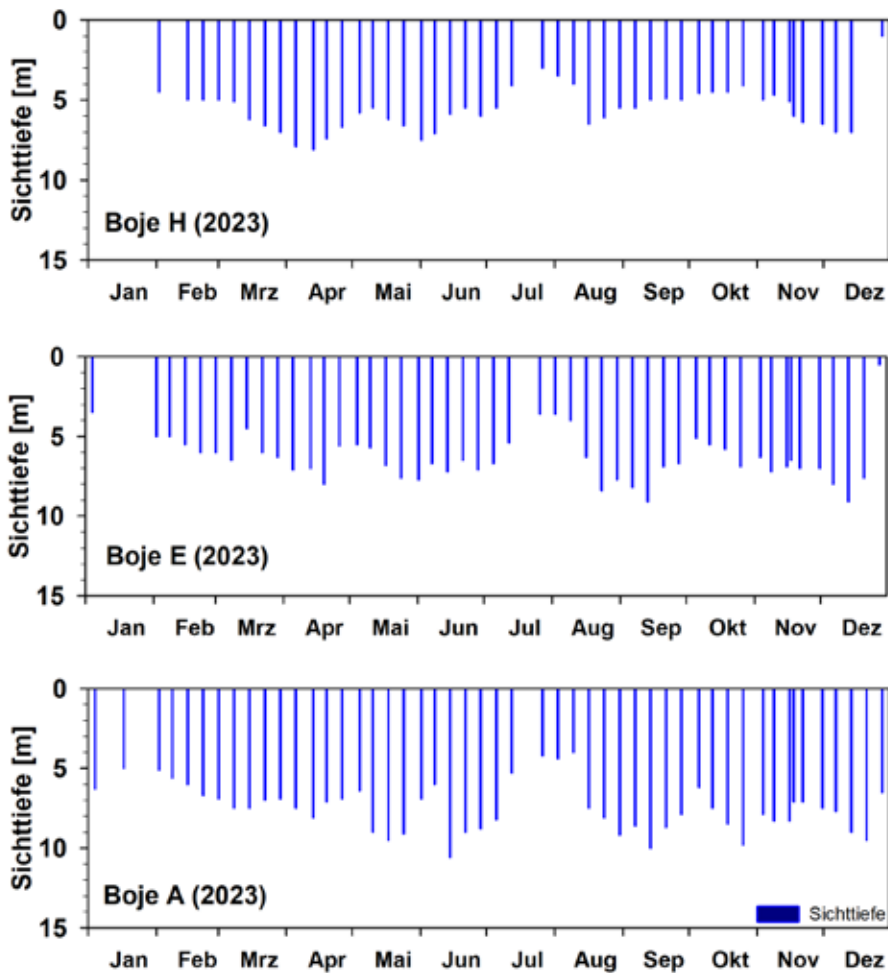


Abbildung 1-13
 Secchi-Sichttiefen 2023 an den
 Messbojen H (oben), E (Mitte)
 und A (unten).

1.1.8 CHLOROPHYLL A

Zu Beginn des Jahres waren die Chlorophyll a-Konzentrationen (Messung mit HPLC) an Messboje A mit Werten zwischen 1,5 und 2 Mikrogramm pro Liter entsprechend des geringen Phytoplanktonaufkommens niedrig. Mit dem Beginn der Phytoplankton-Entwicklung im Februar/März stiegen die Werte auf 2,5 bis 4 Mikrogramm pro Liter an. Im April begannen sich die fädigen Cyanobakterien in einer Wassertiefe von 15 Metern einzuschichten, in den Proben des monatlichen Tiefenschnitts an Boje A wurde in dieser Tiefe eine Chlorophyll-a-Konzentration von 4,7 Mikrogramm pro Liter gemessen. Die mit der Algenfluoreszenz gemessenen Chlorophyll-Konzentrationen (Fluoroprobe-Sonde) lagen in einer vergleichbaren Größenordnung. Eine sehr deutliche Zunahme der Chlorophyll-Konzentrationen setzte im Mai ein. In den Tiefenschnittproben war eine zweigipfelige Vertikalverteilung zu erkennen, die durch die unterschiedliche Einschichtung der Phytoplanktonorganismen verursacht wurde (Abbildung 1-14). Im Epilimnion waren die Grünalgen, aber vor allem Goldalgen (Chrysophyceen, *Uroglena* sp.) vertreten, sowie zentrische Kieselalgen. Dort wurden Chlorophyll-Konzentrationen von 9 bis 10 Mikrogramm pro Liter erreicht. Unterhalb in etwa 15 bis 20 Meter Wassertiefe hatte die Population der fädigen Cyanobakterien (überwiegend *Planktothrix rubescens*) deutlich zugenommen, dort wurden 11 Mikrogramm pro Liter Chlorophyll a gemessen. Auch im Isoplethendiagramm der Chlorophyll-Messungen über die Algen-Fluoreszenz (Fluoroprobe-Sonde) ist diese Zweiteilung über die Tiefe zu erkennen (Abbildung 1-15).

Die Chlorophyll-Konzentrationen im Epilimnion nahmen im Juni etwas ab, allerdings stieg die mit der Fluoroprobe gemessene Chlorophyll-Konzentration in dem Planktothrix-Peak in fast 20 Metern Wassertiefe auf 20 Mikrogramm pro Liter an.

Im Juli bildete sich die Zweiteilung im Vertikalprofil erneut aus, diesmal dominierten Kieselalgen im Epilimnion. Im Tiefenschnitt wurden 4 bis 5 Mikrogramm pro Liter Chlorophyll a gemessen, die Fluoroprobe-Sonde zeigte in 3 bis 7 Metern Wassertiefe 7 bis 11 Mikrogramm pro Liter Chlorophyll a an. In dieser Zeit war auch ein deutlicher Rückgang der Sichttiefe zu verzeichnen (Abbildung 1-13 und Abbildung 1-16). Die *Planktothrix*-Population bewegte sich im Juli und August in der Wassersäule nach oben, so dass im Bereich des unteren Epilimnions durch die Kieselalgen und im Bereich des Metalimnions durch *Planktothrix rubescens* Chlorophyll a-Konzentrationen zwischen 5 bis 10 Mikrogramm pro Liter auftraten. Dabei stimmten die Werte der HPLC- wie der Fluoroprobe-Messungen überein.

Im September nahmen die Chlorophyll-Konzentrationen auf 3 bis 4 Mikrogramm pro Liter beziehungsweise 5 bis 8 Mikrogramm pro Liter im *Planktothrix*-Peak ab, verbunden mit einem Rückgang von *Planktothrix* sowie der zentrischen Kieselalgen. Mitte Oktober war Chlorophyll a relativ gleichmäßig im sich vergrößernden Epilimnion verteilt, die Konzentrationen lagen bei 3 bis 4 Mikrogramm pro Liter und nahmen bis Ende des Jahres weiter ab.

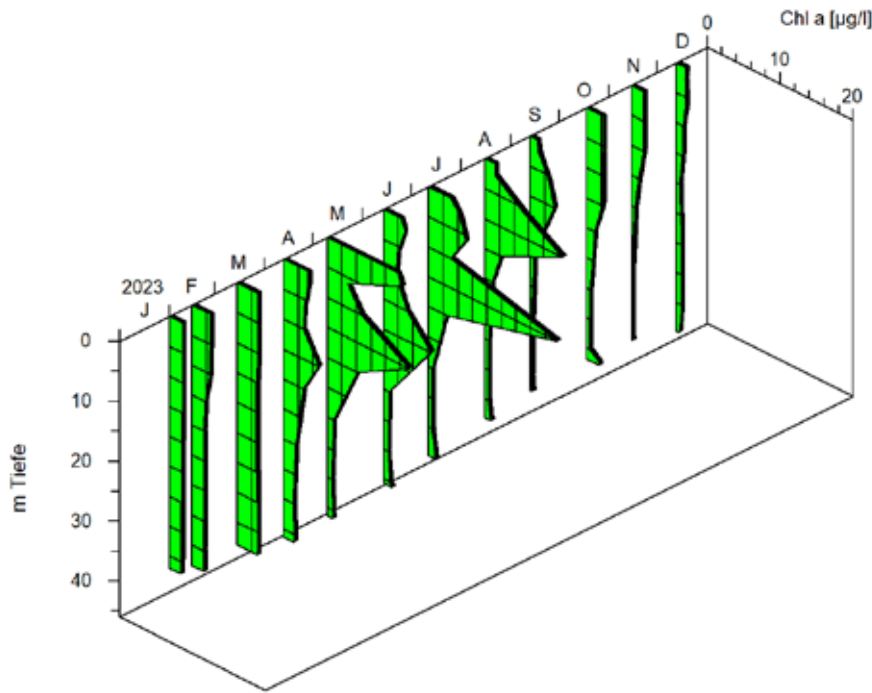


Abbildung 1-14
Vertikalprofile der Chlorophyll a-Konzentration im Wahnbachstausee an der Messboje A im Jahr 2023 (basierend auf HPLC-Messungen in den monatlichen Tiefenschnittproben).

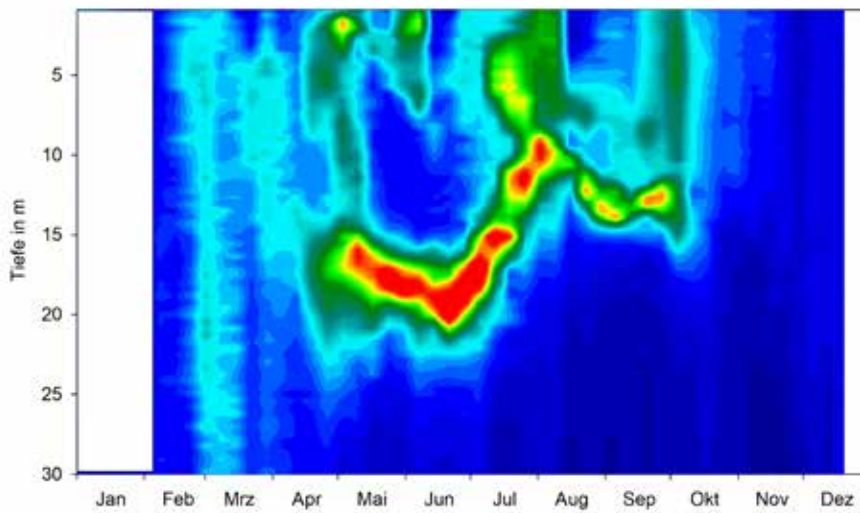


Abbildung 1-15
Isoplethen der Chlorophyll a-Konzentration (Chlorophyll-Äquivalente) im Wahnbachstausee an der Messboje A im Jahr 2023, basierend auf wöchentlichen Messungen mit der Fluoroprobe-Sonde. Dargestellt sind Messergebnisse bis maximal 30 m Wassertiefe.

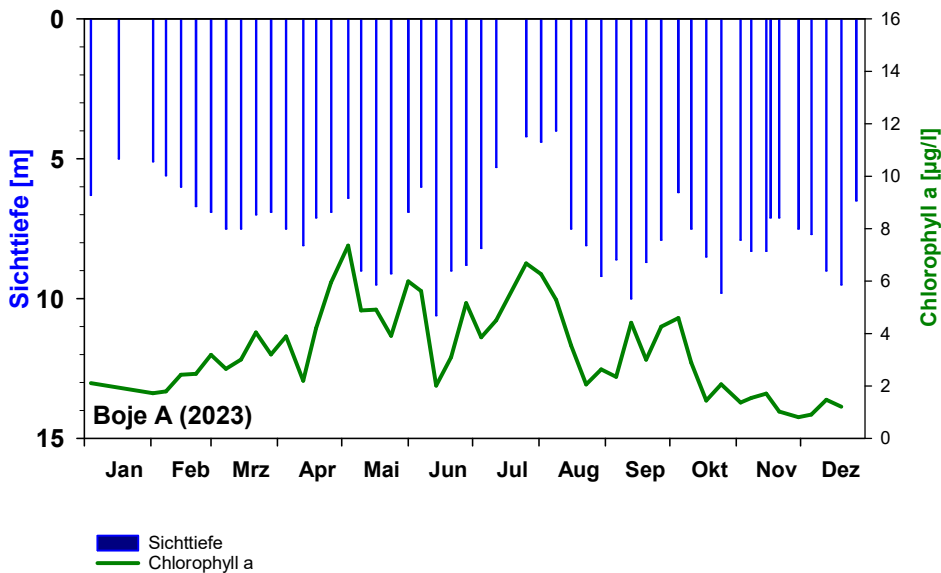


Abbildung 1-16
Saisonaler Verlauf der Chlorophyll a-Konzentrationen in integrierenden Wasserproben aus 0 – 10 m sowie der Sichttiefe an Messboje A im Jahr 2023.

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 durch Wahnbach und 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- beziehungsweise 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 2023 betrug die abgeschätzte Phosphorfracht aus dem Einzugsgebiet in die Vorsperre 2528 Kilogramm Phosphor (P) pro Jahr. Für den Zulauf zur PEA wurde eine P-Fracht von 1837 Kilogramm pro Jahr ermittelt, damit ergab sich rein rechnerisch ein Rückhalt von 691 Kilogramm oder 27 Prozent der P-Fracht in der Vorsperre.

Die durchschnittliche Phosphorkonzentration (Gesamt-P, TP) des Wassers, welches der Phosphoreliminierungsanlage (Einlauf PEA) zugeführt wurde, betrug 55 Mikrogramm pro Liter, die Konzentration des Gesamtphosphors im PEA-Auslauf im Durchschnitt 4,2

Mikrogramm pro Liter.

Die Nebenbäche, die direkt in die Talsperre einmünden, hatten einen Anteil an der Gesamtfracht von 190 Kilogramm P pro Jahr, dies entspricht 22 Prozent (Tabelle 1-5).

Der Überlauf der Vorsperre führte der Hauptsperre 163 Kilogramm P pro Jahr zu, dies entsprach 19 Prozent der Gesamtfracht.

Die Jahresfracht an Phosphor für die Wahnbachtalsperre lag 2023 mit 849 Kilogramm pro Jahr deutlich über dem langjährigen Mittel (1978 – 2022 = 660 kg/Jahr).

Die berechnete P-Grenzkonzentration für den Bereich meso/oligotroph nach Vollenweider (1982) ergab für das Jahr 2023 mit einer Zuflussmenge von 40 Millionen Kubikmetern und einem (mittleren) Talsperrenvolumen von 33,5 Millionen Kubikmetern 14 Mikrogramm pro Liter Gesamt-P.

Die P-Einträge aus PEA-Ablauf, den Nebenbächen und Niederschlägen entsprachen einer durchschnittlichen P-Konzentration von 21 Mikrogramm pro Liter und lagen damit oberhalb der berechneten P-Grenzkonzentration für den oligotrophen Zustand (Abbildung 1-17). 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 57 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.

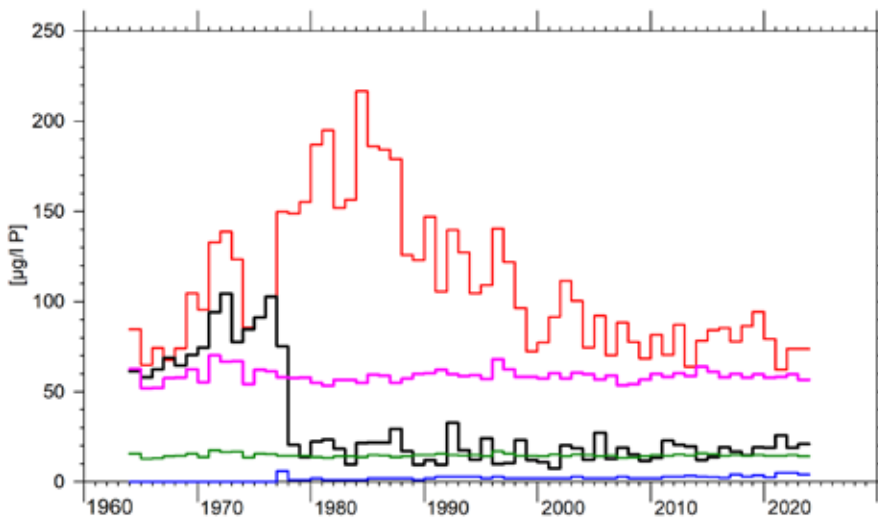


Abbildung 1-17

Langzeitentwicklung der Trophie in der Wahnbachtalsperre 1964 – 2023

- P-Eintrag potenziell ohne PEA (Wahnbach + Niederschläge + Nebenbäche)
- P-Eintrag real (Überlauf der Vorsperre + Ablauf der PEA + Nebenbäche + Niederschlag)
- Ablauf der PEA
- oligotroph
- mesotroph (Grenzl意思 nach Vollenweider)

		TP [kg/Jahr]	in % der Gesamtfracht
1	Gesamtfracht	849	100
2	Überläufe	163	19
3 a-c	PEA, Nebenbäche, Niederschläge	686	80
	<i>Position 3 aufgeschlüsselt:</i>		
3 a	Nur PEA	138	16
3 b	Nebenbäche (in das Hauptbecken)	190	22
3 c	Niederschläge	358	42

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 2023)

1.1.9.1 BEWERTUNG DES TROPHISCHEN ZUSTANDES

	TP [µg/l]	Chlorophyll a [µg/l]	Sichttiefe [m]	TN [µg/l]
Wahnbachtalsperre	8,6	3,6	7,2	> 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 2023 von Gesamt-Phosphor (TP, volumengewichtet 0 - Grund), Chlorophyll a-Konzentration (0 - 10 m), Sichttiefe und Gesamtstickstoff (TN, nur Be-eich) 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]	4,2	1,79	10	17,9
Sichttiefe [m]	7,7	0,73	6	4,4
TP _F (Zirkulation) [µg/l]	7,0	1,21	7	8,4
TP _S (Saison) [µg/l]	9,1	1,42	7	9,9
Trophie-Gesamtindex				1,35
Bewertung				Oligotroph

*Tabelle 1-7
Trophieklassifikation der Wahnbachtalsperre für das Jahr 2023 nach LAWA-Richtlinie (2014).*

Die Einstufung und Bewertung des Trophiegrads 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.

Die Wahnbachtalsperre war 2023 nach der Trophieklassifikation entsprechend der LAWA-Richtlinie als oligotroph einzuordnen.

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 1-18 und 1-19 sind Ergebnisse aus Untersuchungen der euphotischen Zone dargestellt.

Abbildung 1-18 zeigt die Gesamt-Phytoplanktondichte sowie das Gesamt-Biovolumen, Abbildung 1-19 die Biovolumina der wichtigsten Phytoplanktongruppen. In Abbildung 1-20 sind die Biomassen der wichtigsten Phytoplanktongruppen in verschiedenen Wassertiefen dargestellt, diese Ergebnisse stammen aus den monatlichen Tiefenschnitten.

Die Phytoplankton-Gemeinschaft, die in den Proben aus der euphotischen Zone erfasst wurde, war im Jahr 2023 von Jahresbeginn bis Ende Oktober durch das Vorkommen von fädigen Cyanobakterien, vor allem *Planktothrix rubescens*, geprägt (Abbildung 1-19).

Ein deutlicher Anstieg des Phytoplankton-Biovolumens setzte Ende März ein. Die Anzahl der *Planktothrix*-Trichome, die im noch nicht thermisch geschichteten Stausee gleichmäßig in der Wassersäule verteilt waren, nahm von < 10 Trichomeinheiten auf 20 bis 30 Trichomeinheiten pro Milliliter zu. Aus der Gruppe der Kieselalgen erreichte *Asterionella formosa* etwas höhere Zellzahlen, insgesamt spielten die Kieselalgen allerdings in dieser Phase, anders als in den Vorjahren, keine größere Rolle.

Mit der beginnenden thermischen Schichtung des Stausees im April nahm der Anteil der Goldalgen (Chrysophyceen) zu. Hier wurde z. B. *Uroglena sp.* bis Anfang Juni in den integrierenden Mischproben mit Zellzahlen zwischen 2.000 bis 3.000 Zellen pro Milliliter nachgewiesen. Die maximalen Zellzahlen wurden Anfang Mai in den Tiefenschnittproben von der Oberfläche und in 2 Meter Wassertiefe mit zirka 8.000 Zellen pro Milliliter ermittelt. Im April und Mai trat wie im Vorjahr die Kieselalge *Rhizosolenia longiseta* verstärkt auf, im Mai wurden Zellzahlen bis zu 500 Zellen pro Milliliter ermittelt.

Im Juli setzte dann eine sehr deutliche Zunahme der kleinen zentrischen Kieselalgen ein, erkennbar an dem Peak in Abbildung 1-9. Die (maximalen) Zellzahlen der zentrischen Diatomeen lagen bei 7.000 bis 8.000 Zellen pro Milliliter. In den Tiefenschnittproben wurden die höchsten Zellzahlen im Juli zunächst in den oberflächennahen Was-

terschichten (0 bis 2 Meter) nachgewiesen, im August dann in 6 Meter Wassertiefe. In dieser Phase war auch ein etwas höherer Anteil der Dinoflagellaten am Phytoplankton-Biovolumen zu beobachten. Ende August gingen die Kieselalgen deutlich zurück. Eine erneute Zunahme der Zellzahlen, aber auf wesentlich niedrigeren Niveau (500 bis 900 Zellen pro Milliliter), wurde im Oktober beobachtet.

Planktothrix rubescens bildete im April ein Populationsmaximum zunächst in 15 Metern Wassertiefe aus (siehe auch Abschnitt 1.1.8). Aufgrund der Sichttiefen, und der daraus abgeleiteten Ausdehnung der euphotischen Zone wurde *Planktothrix* in den Sommermonaten bis in den Herbst hinein in den Mischproben aus der euphotischen Zone erfasst. Die Populationsentwicklung, vor allem die vertikale Verlagerung, war in den Sondenmessungen (Fluoroprobe, Abbildung 15) sowie in den tiefenaufgelösten monatlichen Tiefenschnitten zu verfolgen.

Der Populationsschwerpunkt von *Planktothrix rubescens* verlagerte sich im Mai/Juni weiter nach unten, auf zirka 20 Meter Wassertiefe. In den Monaten Juli und August war *Planktothrix*, bei zunehmender Zellzahl vor allem in 10 bis 15 Meter Wassertiefe anzutreffen (siehe Abbildung 1-20). In den Monaten September und Oktober blieb die Einschichtung von *Planktothrix* in diesen Tiefen erhalten, die Zellzahlen gingen um den Faktor 10 zurück.

Als weitere Vertreter der fadenbildenden Cyanobakterien war die Gattung *Aphanizomenon* bis zum Herbst durchgängig im Phytoplankton vertreten. Die saisonale Entwicklung verlief parallel zu *Planktothrix rubescens*, allerdings mit deutlich geringeren Zellzahlen (Anzahl der Trichomeinheiten meist < 10 pro Milliliter). *Aphanizomenon spp.* bildete während der Sommermonate auch ein (deutlich schwächeres) Populationsmaximum in 10 Metern Wassertiefe aus.

Mit zunehmender Durchmischung des Wasserkörpers gingen bei beiden Vertretern der fädigen Cyanobakterien die Zellzahlen zurück, im November waren *Planktothrix* und *Aphanizomenon* weitgehend aus der Wassersäule verschwunden, ebenso ging das Phytoplankton insgesamt auf einen sehr niedrigen Biovolumenwert zurück.

Abbildung 1-18

Saisonale Entwicklung des Phytoplanktons (Zellzahlen und Biovolumen) an Messboje A im Jahr 2023, integrierende Proben euphotische Zone.

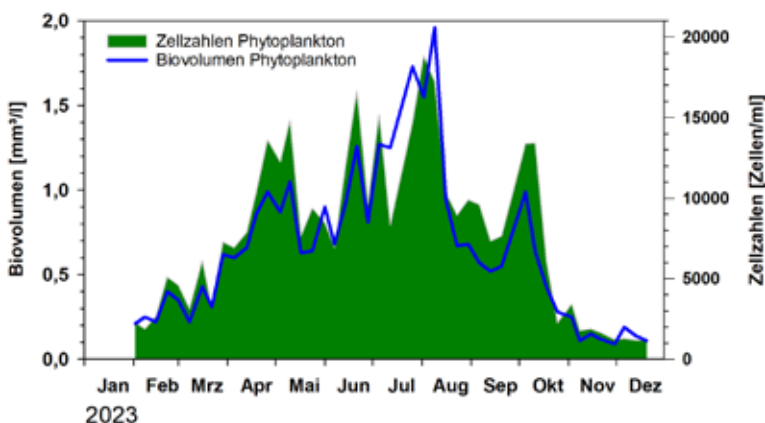


Abbildung 1-19

Saisonale Entwicklung der wichtigsten Algenklassen dargestellt als Biovolumen an Messboje A im Jahr 2023.

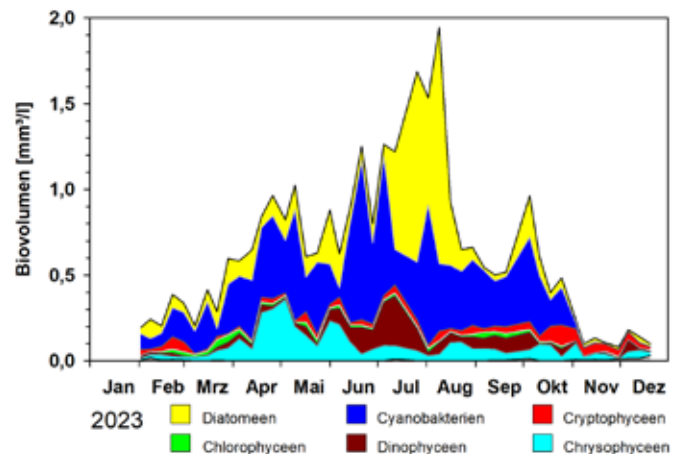
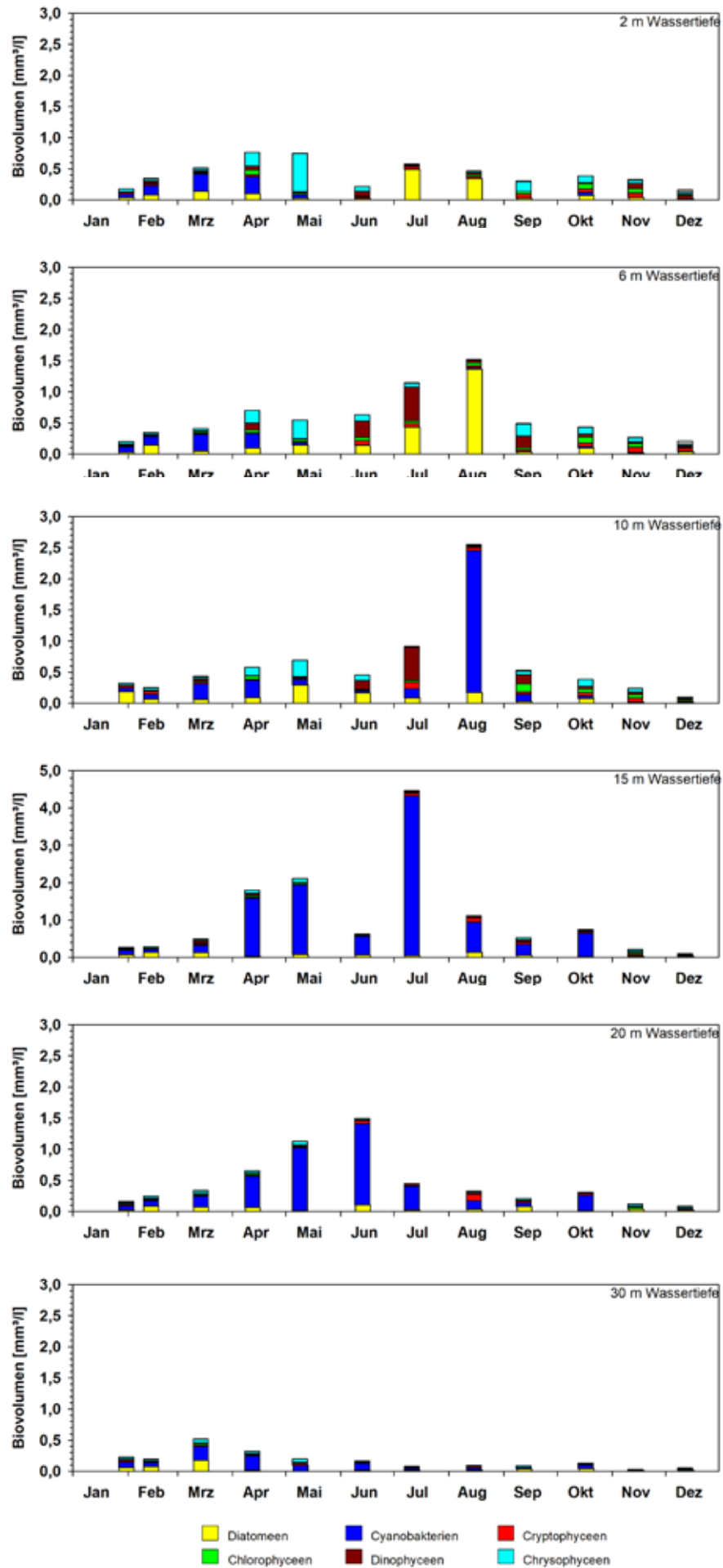


Abbildung 1-20
 Biomassen der wichtigsten
 Algenklassen in den verschie-
 denen Tiefenstufen an Boje A
 im Jahr 2023. Abweichende
 Skalierung für die Grafik
 „15 m Wassertiefe“ beachten!



1.1.10.2 ZOOPLANKTON – SAISONALE ENTWICKLUNG

Die saisonale Zooplankton-Entwicklung ist in Abbildung 1-21 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 Abundanz der Zooplanktonorganismen stieg nach den Wintermonaten mit den üblicherweise geringen Individuendichten ab April an, vor allem durch eine Zunahme der Anzahl der Rotatorien. Bestandsbildend wurden *Synchaeta sp.*, *Keratella cochlearis* und *Co-nochilus spp.*. Die kaltstenotherme Art *Notholca caudata* wurden in den Proben unterhalb des Epilimnions (ab 10 Meter Wassertiefe) nachgewiesen.

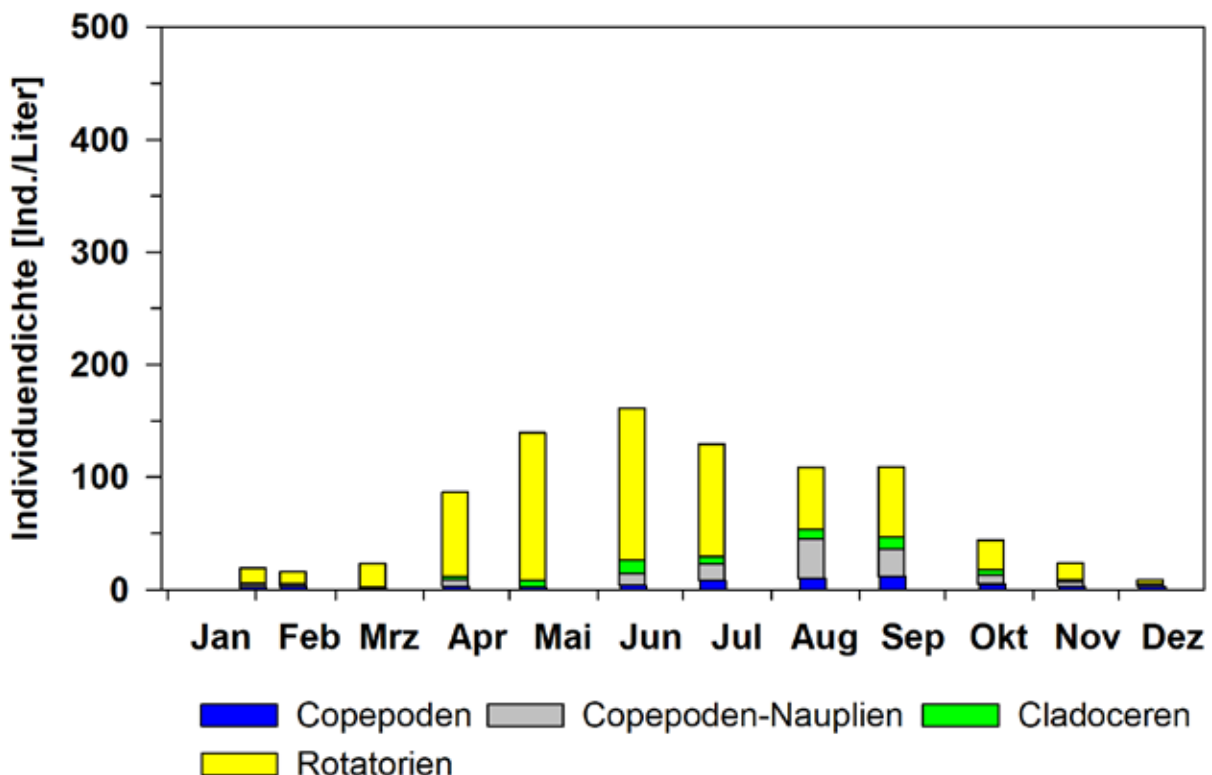
Die Individuenzahlen der Cladoceren waren in der Fröhsommerphase (Mai/Juni) im Mittel etwas höher als im Vorjahr. In den Tiefenschnittproben wurden im Mai maximal 13 Daphnien pro Liter, im Juni 19 Daphnien pro Liter ermittelt. Im Juni wurden in zwei Wochen höhere Sichttiefen ermittelt (9 beziehungsweise 10,6 Meter), die vermutlich durch die erhöhte Filtriertätigkeit des Zooplanktons, insbesondere der Cladoceren, verursacht wurden. Die maximale Anzahl an Daphnien (37 pro Liter) wurde beim Tiefenschnitt im September angetroffen, ebenfalls in Verbindung mit einer kurzfristigen Erhöhung der Sichttiefe.

Die Copepoden waren in den Monaten Juli bis September häufiger vertreten, in dieser Zeit wurden auch verstärkt die Larvenstadien (Nauplien) im Plankton nachgewiesen

Die Zooplanktonzahlen gingen im Verlauf des Herbsts wieder zurück bis auf wenige Individuen pro Liter im Dezember.

Abbildung 1-21

Saisonale Entwicklung der Zooplankton-Großgruppen an Messboje A im Jahr 2023 Dargestellt sind die volumengewichteten Mittelwerte der Individuenzahlen über die Wassertiefe von 0 bis Grund.



1.1.10.3 GRÖSSENVERTEILUNG DER DAPHNIEN

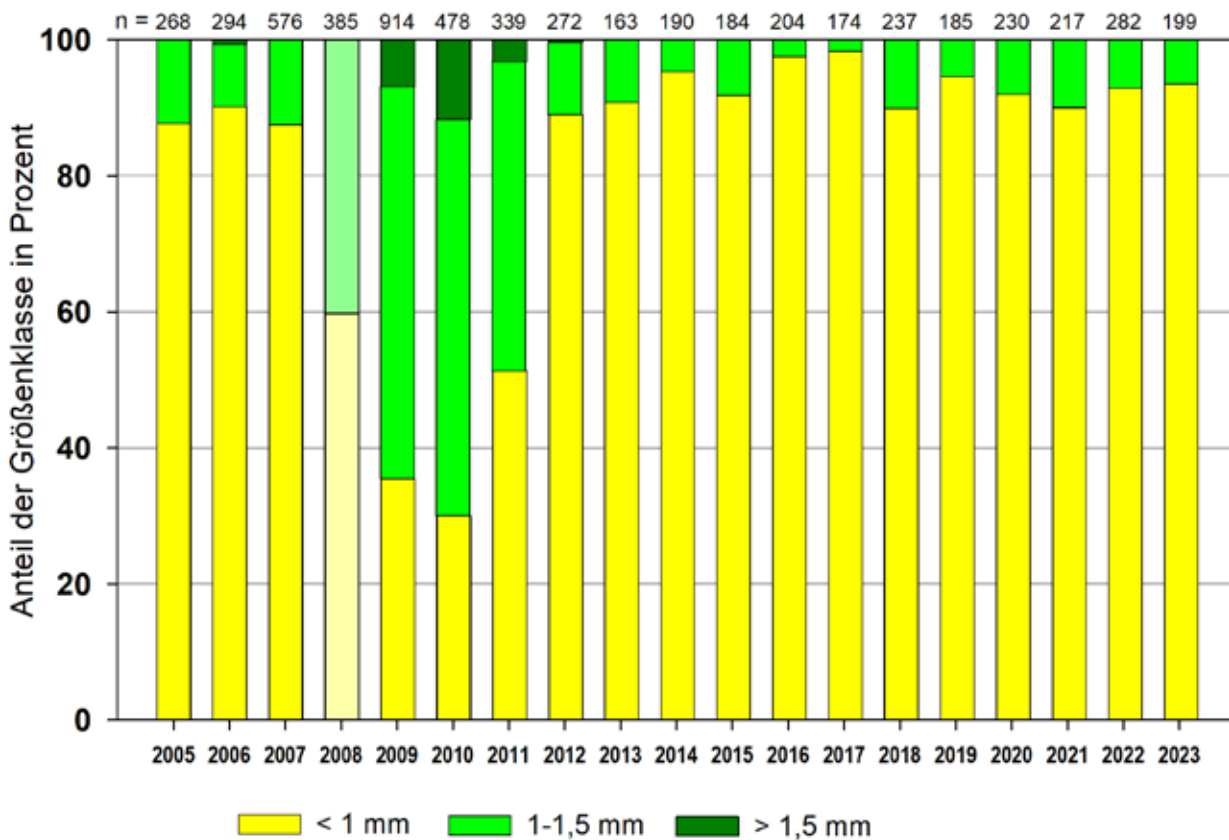
Seit der gezielten Entnahme von planktonfressenden Fischen (Blaufelchen) in den Jahren 2007 / 2008 gilt der Populationsentwicklung der Cladoceren (Blattfußkrebse), insbesondere der Daphnien („Wasserflöhe“), besondere Aufmerksamkeit. Daphnien sind wichtige Stellglieder im Nahrungsnetz, da sie zum einen 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 bis September, die Individuenzahlen waren 2023 im Mittel mit 4 bis 6 Daphnien pro Liter etwas höher als im Vorjahr. Das Größenspektrum (Abbildung 1-22) zeigt, dass der Anteil der großen Daphnien (> 1 Millimeter Körperlänge) in 2023 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 1.2 Fischereimanagement).

Abbildung 1-22

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

1.2.1.1 HEGEBEFISCHUNGEN

Die Hegebefischungen auf Felchen (*Coregonus lavaretus*) durch einen Berufsfischer wurden nach Ausschreibung und Beauftragung ab Juni 2022 weitergeführt. Im Jahr 2023 wurden in insgesamt

46 Einsatztagen zur Hegebefischung, davon 7 Terminen während der Laichzeit der Felchen, insgesamt 1.226 Kilogramm beziehungsweise 24.425 Stück Felchen entnommen.

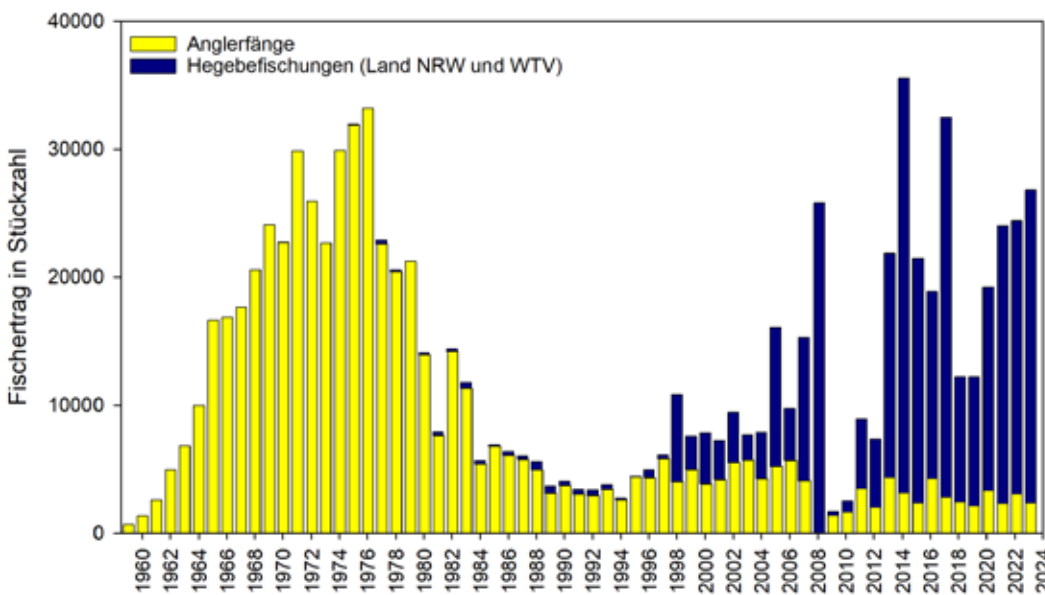


Abbildung 1-23
Anglerfänge sowie Fangergebnisse der Hegebefischungen (Land NRW und WTV) in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Hegebefischungen wurden seit 1975 durchgeführt.

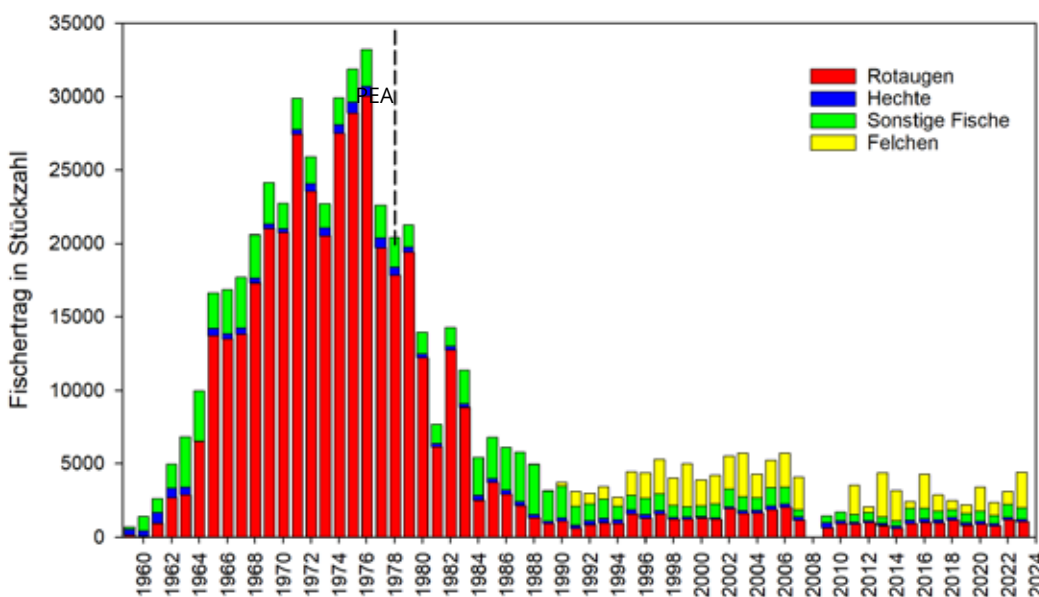


Abbildung 1-24
Anglerfänge seit 1959 in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Die gestrichelte Linie markiert die Inbetriebnahme der Phosphoreliminierungsanlage (PEA).

1.2.1.2 UNTERSUCHUNG DES FISCHBESTANDS IM JULI 2023

Im Juli 2023 wurde wieder eine Erfassung des Fischbestands durchgeführt, dabei lag der Schwerpunkt auf der Quantifizierung des Felchenbestands. Ergänzend wurde mit Elektrobefischungen im ufernahen Litoral das Jungfischaufkommen, insbesondere des Hechts, sowie die Populationsentwicklung der Quappe, erfasst.

Neben einer auf die Zielart angepassten wissenschaftlichen Fischerei mit Multimassennetzen im Pelagial wurden auch testweise kommerzielle Maränennetze, Schwebenetze mit 18 Millimeter Maschenweite, eingesetzt, um deren Fangwirkung auf die Felchen zu ermitteln und Vorschläge zur Optimierung der Hegebefischungen zu erarbeiten. Für die Quantifizierung des Felchenbestandes wurden hydroakustische Messungen mit einem Fischereiforschungssechlot während der Nacht durchgeführt.

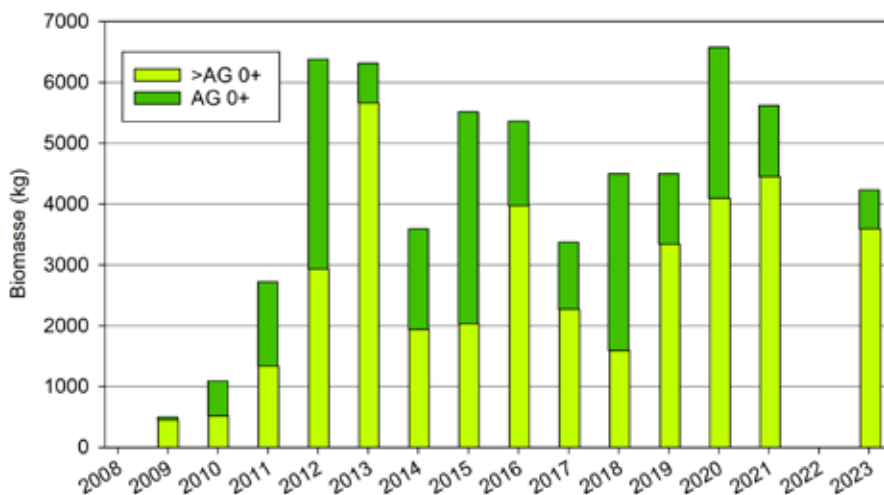
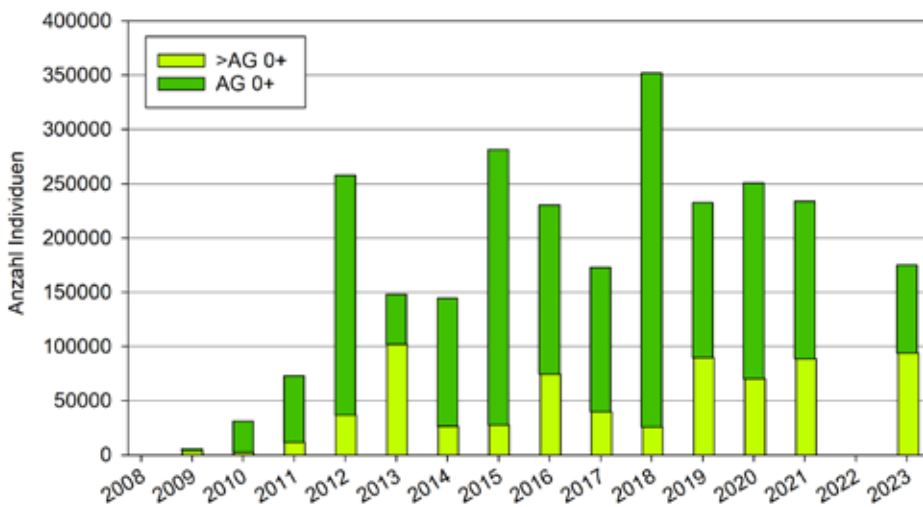
Im Folgenden werden die Ergebnisse aus dem Abschlussbericht des Labors für Fisch- und Gewässerökologie (Werner & Jähnichen 2024) zusammengefasst.

Die Ergebnisse der Elektrobefischung im Uferbereich zeigten für den Hecht (Längenbereich 80 bis 740 Millimeter) einen Biomasseanteil von 36 Prozent. Die Individuendichte der juvenilen Hechte (AG 0+) war mit einer mittleren Abundanz von 56 Individuen pro Hektar nur wenig höher als bei der Untersuchung im Jahr 2021. Wie in den Vorjahren, wurden juvenile Welse (Längenbereich 60 bis 91 Millimeter) an verschiedenen Fangpositionen nachgewiesen. Der Fang von fünf adulten Aalen ergab einen Anteil von 54 Prozent an der Biomasse. Ein Nachweis der Quappe erfolgte im Untersuchungsjahr 2023 nicht. Die hydroakustischen Untersuchungen in Verbindung mit den Multimassenfängen ergaben, dass die Felchen mit 4,2 Tonnen Gesamtbiomasse (175.000 Stück) weiterhin die dominante Hauptfischart im Pelagial sind (Abbildung 1-25). Mit einer Schätzung der 0+-Felchen von 81.000 Individuen zählt das Jahr 2023 zu den schwachen Rekrutierungsjahrgängen.

Die Altersgruppe 1+ (Jahrgang 2022) war mit 2,6 Tonnen Biomasse, entsprechend 61 Prozent der Felchenpopulation, bestandstragend. Im Vergleich zum Jahr 2021 war die Felchenbiomasse um 1,4 Tonnen geringer. Die anhaltend hohe intraspezifische Konkurrenz zeigte sich in der geringen mittleren Korpulenz, dem reduzierten Längenwachstum sowie den niedrigen Eingeweidefettwerten. Die Hegebefischungen seit 2021 führten nicht zu einer wirksamen Reduzierung der adulten Felchen und damit auch nicht zu einer Schwächung des Laicherpotenzials.

Die Hegebefischungen seit 2021 führten nicht zu einer wirksamen Reduzierung der adulten Felchen und damit auch nicht zu einer Schwächung des Laicherpotenzials.

Die Hegebefischungen seit 2021 führten nicht zu einer wirksamen Reduzierung der adulten Felchen und damit auch nicht zu einer Schwächung des Laicherpotenzials.



Abbildungen 1-25
oben Bestandsentwicklung der Felchen von 2009 bis 2023 nach der Abundanz,

unten nach der Biomasse (Daten: M.-G. Werner, Labor für Fisch- und Gewässerökologie).

1.2.3 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.

1.2.4 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE WEITERE FISCHEREILICHE BEWIRTSCHAFTUNG DER WAHNBACHTALSPERRE

Nach der Einschätzung von Werner & Jähnichen (2024) kommt den berufsfischereilichen Hegebefischungen weiterhin eine Schlüsselrolle bei der Regulierung des Felchenbestands zu.

Das Hauptziel ist ein möglichst früher Eingriff in den reproduktionsfähigen Teil der Population. Ein Ergebnis der Bestandsuntersuchungen 2023 war die Empfehlung, beim Einsatz der Schwebnetze mit gestaffelten Maschenweiten den Schwerpunkt auf den Einsatz der 18er Maschenweite zu legen. Damit würden Felchen ab der AG1+, der ersten vermehrungsfähigen Altersklasse, entnommen werden. Die bisherigen Hegebefischungen konnten keine wirksame Reduzierung des Laicherbestandes im Sinne einer Rekrutierungsbefischung erreichen. Die Entnahmen zwischen 0,7 bis 1,4 Tonnen in den Jahren seit 2013 waren zu niedrig, um eine Absenkung der intraspezifischen Konkurrenz und eine Wachstumsverbesserung herbeizuführen.

Eine spürbare Reduzierung der Felchenbiomasse war bei einer Entnahme von 2,3 Tonnen (2013/14) und 1,7 Tonnen (2017/18) zu beobachten.

Nach der Bestandsuntersuchung der Felchen im Juli 2023 wurde die Hegebefischung angepasst (Einsatz von Netzen mit 18er Maschenweite ab September) und intensiv weitergeführt. Bis Ende des Jahres wurden 30 Prozent der befischbaren Felchenbiomasse (zirka 1.200 Kilogramm) entnommen. Die Befischung sollte so weitergeführt werden, dass bis zum Sommer 2024 mindestens 2.000 Kilogramm Felchen entnommen werden, dabei wäre eine Fokussierung

v.a. auf die Längengruppe von 17 bis 25 Zentimeter notwendig. Eine kontinuierliche jährliche Entnahme in der Größenordnung 2 bis 2,5 Tonnen ist durch die berufsfischereiliche Hege aufrecht zu erhalten (Werner & Jähnichen, 2024).

Ein weiteres Ziel der fischereilichen Bewirtschaftung ist die Hege der Raubfischpopulation. Beim Hecht war seit 2019 ein deutlicher Rückgang der natürlichen Rekrutierung zu beobachten. Einen Anteil hieran könnte die hydrologische Situation der Jahre 2018 bis 2020 mit den ausgeprägten Trockenphasen und dadurch bedingten sehr starken Pegelschwankungen in der Vegetationsperiode haben. Dies hatte einen Verlust litoraler Strukturen (Makrophytenbestände beziehungsweise überstaute terrestrische Vegetation) zur Folge. Die hydrologische Situation in 2023 führte zu einem höheren Anteil von potenziellen Laich- und Jungfischhabitaten und könnte sich positiv auf Reproduktion und Rekrutierung des Hechts auswirken. Zur Kompensation der geringen Rekrutierung wäre ein Besatz mit einjährigen Hechten in 2024 denkbar.

Die natürliche Reproduktion und Rekrutierung der Quappe wird nach dem Abschluss der Besatzmaßnahmen 2021 durch die Elektrobefischungen im Rahmen der Fischbestandserhebungen und auch als Teil des Quappenprojekts der Stiftung Wasserlauf untersucht. Im Untersuchungsjahr 2023 ist kein Nachweis von Quappen erfolgt.



1.3 ROHWASSER TALSPERRE

1.3.1 MIKROBIOLOGIE

Jahr 2023	KBE20/36	Coliforme/E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Rohwasser Talsperre	249	189	101	102
Rohwasser Talsperre (nach Dosierung KMnO ₄)	364	230	-	-

Tabella 1-9

Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser Talsperre (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2023).

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

In den ersten Monaten des Jahres 2023 kam es aufgrund der Niederschläge zum verstärkten Zufluss zur Talsperre, verbunden mit einem Überlauf der Vorsperre im Januar.

In Abbildung 1-26 ist im Januar als Folge des Zuflussgeschehens ein Anstieg der coliformen Bakterien, von *E. coli* und der Trübung im Rohwasser zu erkennen. Ebenso waren die Koloniezahlen sowie die Werte für Clostridien und Enterokokken auf einem höheren Niveau. Im Februar/März gingen die Werte für alle mikrobiologischen Indikatoren zurück und blieben das Frühjahr über bis in den Juni hinein niedrig. Die Koloniezahlen lagen ab März bei 10 bis 40 Kolonien pro Milliliter, die coliformen Bakterien im Bereich < 10 bis 20 pro 100 Milliliter. *E. coli*, Enterokokken und Clostridien waren nicht nachweisbar oder die Werte bewegten sich im niedrigen einstelligen Bereich (Abbildung 1-26 bis Abbildung 1-28).

Im Juni setzte dann ein markanter Anstieg der coliformen Bakterien ein. Innerhalb von zehn Tagen nahm die Anzahl der coliformen Bakterien über zwei Zehnerpotenzen zu (von 20 pro 100 Milliliter auf über 3.000 pro 100 Milliliter). Der Maximalwert wurde Ende Juni mit

4.600 Coliformen pro 100 Milliliter nachgewiesen. In dieser Phase war keine Zunahme von *E. coli* oder der Trübung im Rohwasser zu beobachten. 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). In einer Rohwasserprobe von Anfang Juli wurden 6 Isolate mittels MALDI-TOF als „*Lelliottia nimipressuralis*“ identifiziert.

Nach dem Absinken der Werte für die coliformen Bakterien im Verlauf der Monate Juli und August auf Werte < 100 pro Milliliter kam es im September zu einer erneuten Zunahme der Coliformen. Mit Spitzenwerten zwischen 500 und 600 pro 100 Milliliter war die Entwicklung allerdings nicht so ausgeprägt wie im Frühsommer. Erneut gab es keine signifikante Zunahme der Fäkalindikatoren wie *E. coli* oder Enterokokken, demnach handelte es sich um eine zweite autochthone Entwicklung von coliformen Bakterien.

In der Zeit Juli bis Ende Oktober zeigten auch die Koloniezahlen bei 20 °C und 36 °C Anstiege bis annähernd 300 KBE pro Milliliter, die Schwankungen waren allerdings nicht synchron mit der Entwicklung der coliformen Bakterien.

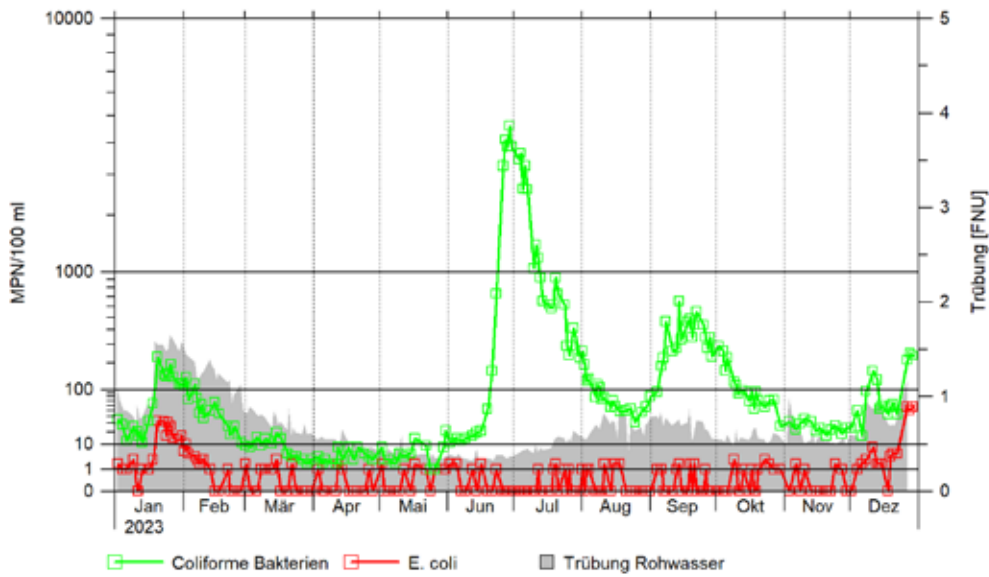


Abbildung 1-26
Coliforme Bakterien und Escherichia coli, ermittelt mit dem Collert-Verfahren, sowie Trübung im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2023.

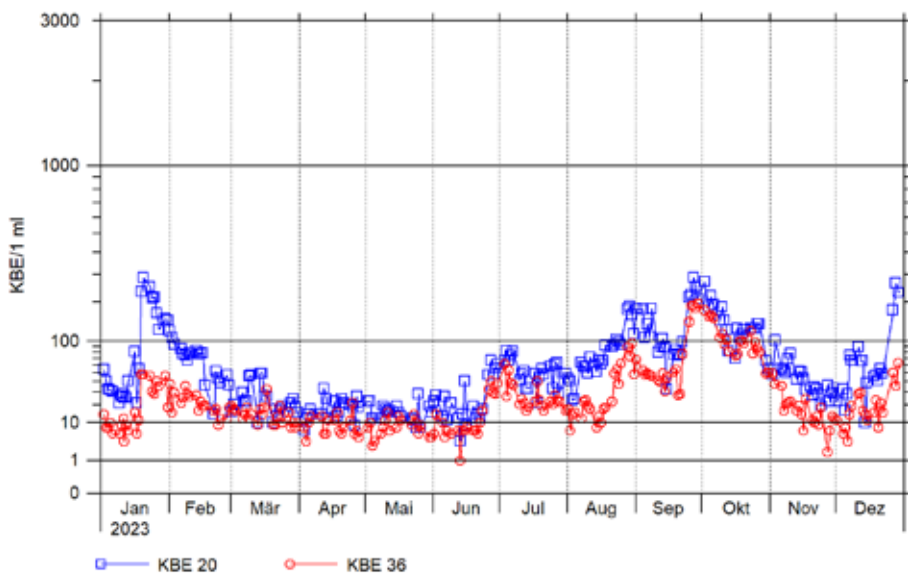


Abbildung 1-27
Koloniebildende Einheiten bei 20 °C (KBE 20) sowie 36 °C (KBE 36) Bebrütungstemperatur im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2023.

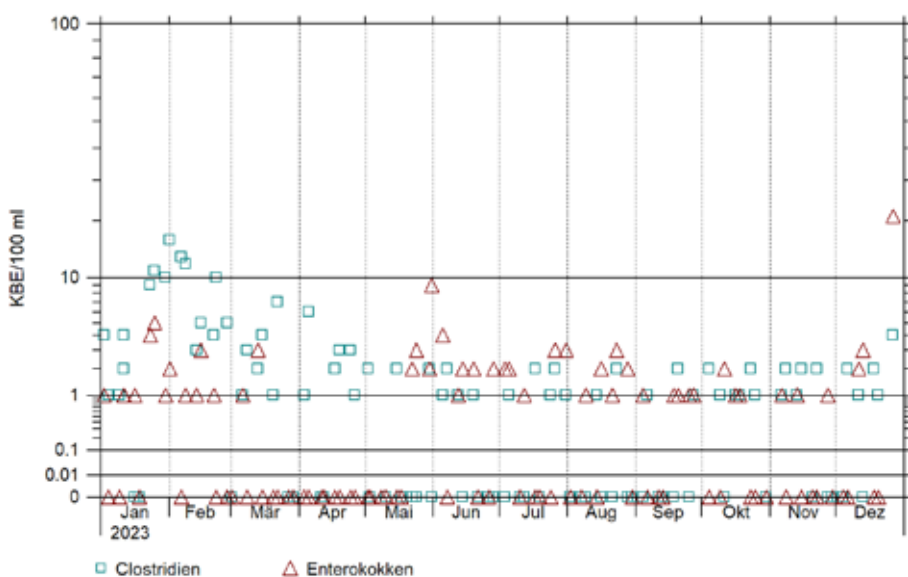


Abbildung 1-28
Clostridien und Enterokokken im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2023.

1.3.2 BIOLOGIE

Jahr 2023	Summenparameter: Chlorophyll a, SON	Phytoplankton, Zooplankton
Rohwasser Talsperre	96 (Chlorophyll a) 102 (SON)	152 Phytoplankton 152 Zooplankton

Tabelle 1-10

Biologisches Untersuchungsprogramm (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2023)

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 Wahnachtalsperre 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.

Im Jahr 2023 wurde das Rohwasser durchgängig aus dem untersten Entnahmehorizont (80 Meter über NN) entnommen. Die Schwankungen im Vorkommen von Phytoplankton im Rohwasser waren daher primär auf saisonale Entwicklungen im Phytoplankton, aber auch auf die physikalischen Bedingungen wie Schichtung oder Zirkulation des Wasserkörpers, zurückzuführen.

Im Phytoplankton des Wahnbachstausees waren Cyanobakterien, vor allem *Planktothrix rubescens*, zu einem deutlich kleineren Anteil auch *Aphanizomenon spp.*, von Jahresbeginn an bis in den Herbst hinein vertreten.

In den ersten Monaten des Jahres war der Stausee noch homotherm und das Phytoplankton relativ gleichmäßig in der Wassersäule verteilt. Mit der Zunahme des Phytoplanktons im Stausee Ende März kam es daher auch im Rohwasser zu einem deutlichen Anstieg der Zellzahlen von zirka 1.500 auf 5.500 Zellen pro Milliliter, neben den dominierenden Cyanobakterien waren auch Goldalgen (Chrysophyceen), Grünalgen (Chlorophyceen) und Cryptophyceen vertreten (Abbildung 1-29).

Mit der Ausbildung der thermischen Schichtung ab Mitte April verlagerte sich die Population von *Planktothrix* in den oberen Bereich des Hypolimnions, die weiteren Phytoplanktongruppen waren hauptsächlich im Epilimnion vertreten. Im Rohwasser gingen die Zellzahlen stark zurück und lagen während der Sommermonate im Bereich 1.000 bis 1.500 Zellen pro Milliliter. Ein kleinerer Anstieg der Phytoplankton-Zellzahlen war im Oktober/November aufgrund der zunehmenden Durchmischung des Wasserkörpers zu verzeichnen. Nach Einsetzen der Vollzirkulation waren die Zellzahlen des Phytoplanktons im Rohwasser niedrig, zum Ende des Jahres war ein leichter Anstieg erkennbar.

Die Individuenzahlen des Zooplanktons waren im Berichtsjahr wie in den Vorjahren insgesamt gesehen niedrig (Abbildung 1-30), im

Jahresmittel 5 Individuen pro Liter. Es waren vor allem Rädertierchen (Rotatoria) nachweisbar, die im Juni und Juli auch höhere Individuenzahlen erreichten (bis zu 40 Individuen pro Liter). Hier dominierten *Keratella quadrata* und *K. cochlearis* und zu einem geringeren Anteil *Gastropus stylifera*. Crustaceen (Krebstierchen) machten zahlenmäßig nur einen sehr geringen Anteil aus, es waren überwiegend Nauplien, die Larven der Copepoden vertreten.

Der Verlauf des Auftretens von Phytoplankton im Rohwasser ist auch anhand der Summenparameter SON (Suspendierter organischer Stickstoff) und Chlorophyll a erkennbar (Abbildung 1-31 und Abbildung 1-32). Allerdings bildete sich der bei den Zellzahlen sehr markante Peak in den Summenparametern nicht so deutlich ab, auch der Anstieg der Individuenzahlen beim Zooplankton während der Sommermonate war beim Parameter SON nicht klar erkennbar. Bei beiden Summenparametern war zum Ende des Jahres ein Anstieg der Werte zu verzeichnen, der mit dem leichten Anstieg der Zellzahlen im Phytoplankton übereinstimmte.

Bei beiden Summenparametern, Chlorophyll a und SON wurde der jeweilige interne Richtwert nicht überschritten, allerdings erreichten die Chlorophyll-Werte im Filtrat zum Ende des Jahres kurzfristig den internen Richtwert.

ÜBERWACHUNG DER ALGENTOXIN-GEHALTE IM ROHWASSER

Da die Gattung *Planktothrix* zu den potenziell toxinbildenden Cyanobakterien gehört und im Rohwasser nachweisbar war, wurden auch 2023 vorsorglich Toxin-Untersuchungen in Auftrag gegeben. Mit Inkrafttreten der neuen Trinkwasserverordnung im Juni 2023 gilt in Deutschland für Trinkwasser ein Grenzwert von Microcystin-LR von 1 Mikrogramm pro Liter.

Von Microcystin sind inzwischen mehr als 200 Strukturvarianten (Kongenere) bekannt. Die Microcystin-Varianten, die bei *Planktothrix* am häufigsten auftreten, sind die demethylierten Strukturvarianten, die als Desmethylmicrocystin-LR und -RR bezeichnet werden. Bisher wurden in Proben aus der Wahnachtalsperre oder dem Rohwasser auch nur die beiden o.g. demethylierten Strukturvarianten, und nicht Microcystin-LR nachgewiesen.

Die Analysen auf Algentoxine (8 Strukturvarianten des Microcystins) wurden durch ein externes, akkreditiertes Untersuchungslabor durchgeführt.

In der Probe von Mitte März (Anstieg der Zellzahlen von *Planktothrix* im Rohwasser) lagen die Konzentrationen des Microcystin unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 Mikrogramm pro Liter (Tabelle 1-11). Eine erneute Messung erfolgte im Juli 2023, es wurden 0,16

Mikrogramm pro Liter Microcystin (als Summe aller 8 Strukturvarianten) gemessen. Bei beiden Proben wurde selbst unter der „worst-case“-Betrachtung, der Summenbildung über alle gemessenen

Microcystin-Varianten, der für Trinkwasser und die Strukturvariante Microcystin-LR geltende Grenzwert von 1 Mikrogramm pro Liter nicht erreicht.

Probenahmedatum	Konzentration an Microcystin Gesamt in [µg/l]
13.03.2023	< 0,05
24.07.2023	0,16

Tabella 1-11
 Probenahmetermine und Ergebnisse der Algentoxinuntersuchungen (Microcystine) im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2023.

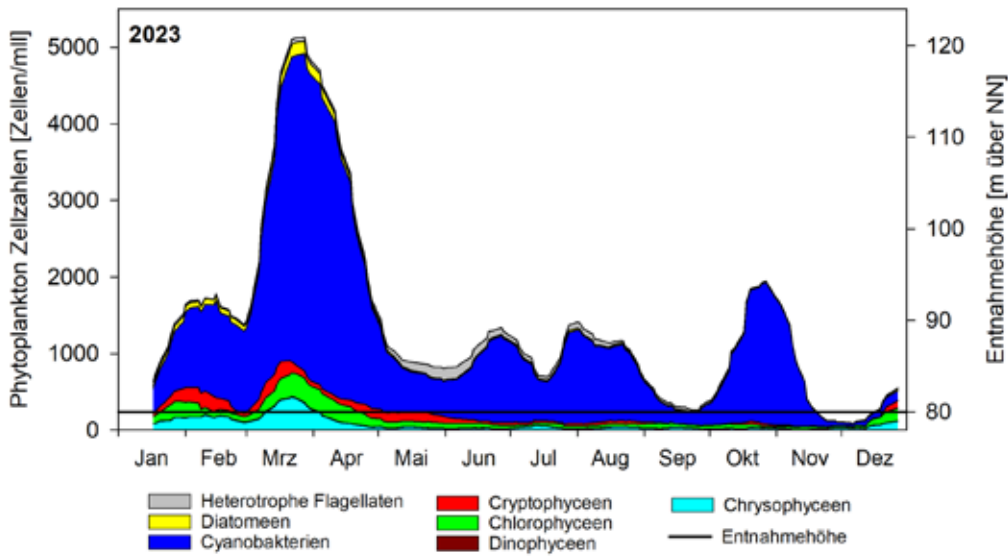


Abbildung 1-29
 Vorkommen der wichtigsten Phytoplanktongruppen im Rohwasser im Jahr 2023. Die Zellzahlen pro Milliliter sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

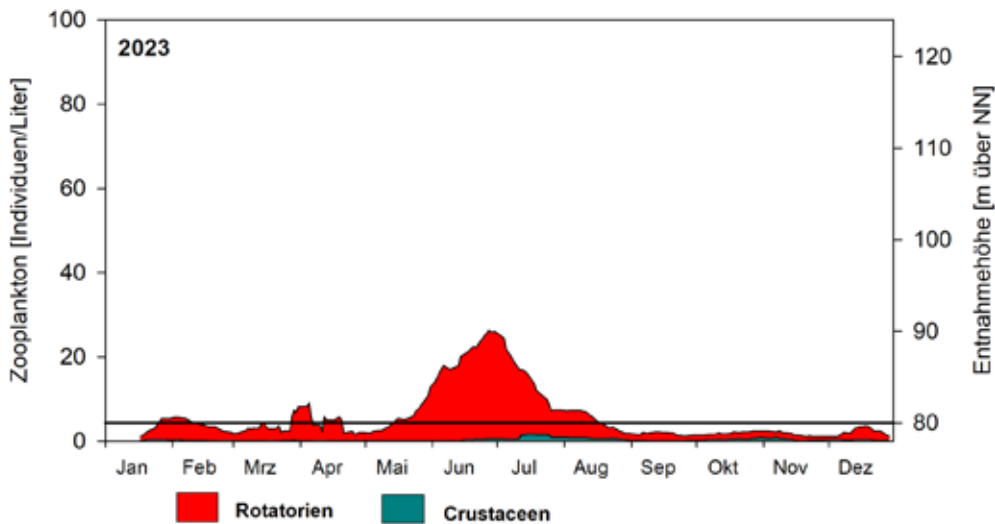


Abbildung 1-30
 Vorkommen der wichtigsten Zooplanktongruppen im Rohwasser im Jahr 2023. Die Individuenzahlen pro Liter sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

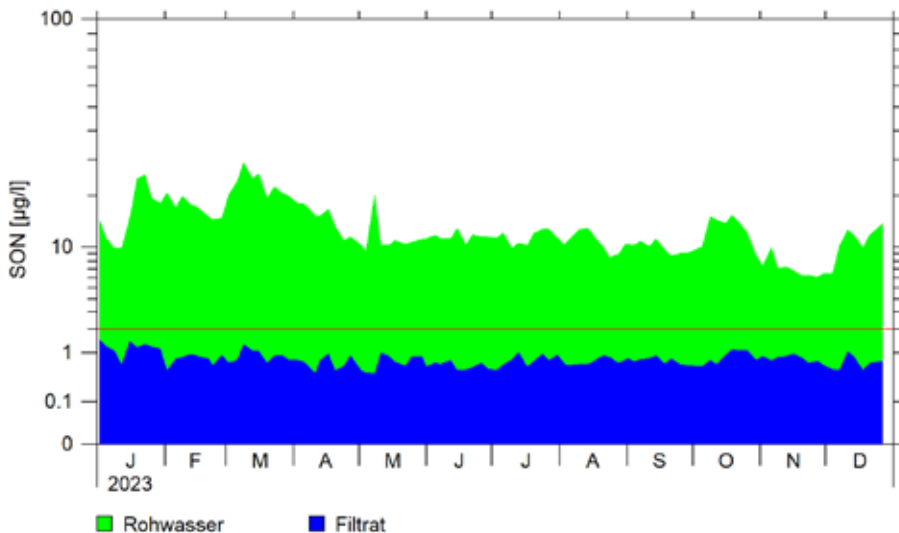


Abbildung 1-31
Suspendierter organischer Stickstoff (SON) im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2023. Die rote Linie markiert den WTV-internen Richtwert von 2 µg/l SON im Filtrat.

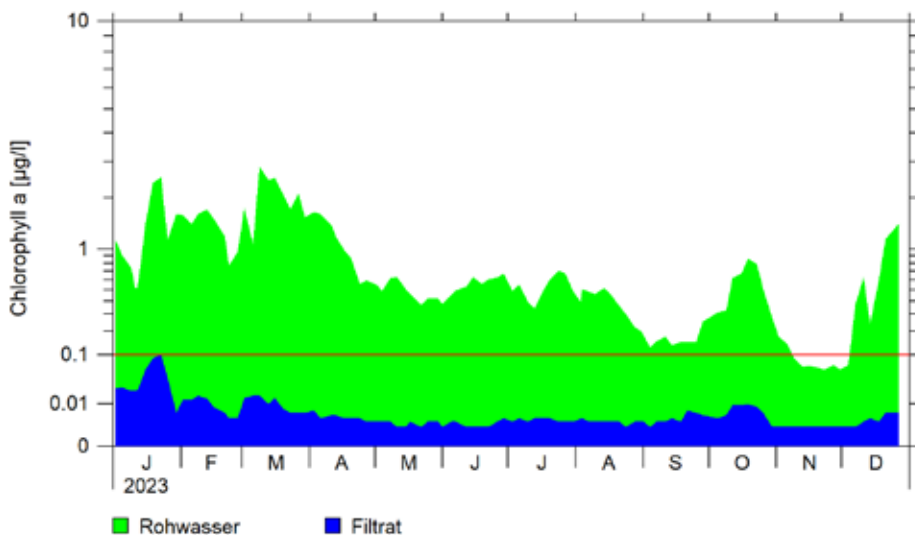


Abbildung 1-32
Chlorophyll a im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2023. Die rote Linie markiert den ATT-internen Richtwert von 0,1 µg/l Chlorophyll a im Filtrat.

1.4 LITERATUR

- Deutscher Wetterdienst (dwd.de)
- Hoyer, O., Clasen, J.
- Hügler, M., Leister, C., Petzold, H., Rybicki, M., Korth, A.
- Hügler, M., Leister, C., Petzold, H., Rybicki, M., Korth, A.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)
- Packroff, G., Clasen, J.
- Reitter C., Petzoldt H., Korth A., Schwab F., Stange C., Hamsch B., Tiehm, A., Lagkouvardos I., Gescher J., Hügler M.
- Vollenweider, R. (ed.)
- Werner, M.-G., Jähnichen, D.
- Willmitzer, H., Jäschke, K., Berendonk, T., Paul, L.
- 2024 DWD-Jahresrückblick 2024 Wetter und Klima - Deutscher Wetterdienst - Aktuelles - Klimatologischer Rückblick auf 2023: (Datum Download 02.07.2024)
- 1983 Ein Verfahren zur schnellen Routinebestimmung von Chlorophyll a in Gewässerproben mittels HPLC. Gewässerschutz Wasser Abwasser 67 (Technische Hochschule Aachen): 209-228.
- 2022 DVGW Forschungsprojekt untersucht Massenentwicklung von coliformen Bakterien in Talsperren, Teil 1. DVGW energie | wasser-praxis (EWP), 01/2022: 58-67.
- 2022 DVGW Forschungsprojekt untersucht Massenentwicklung von coliformen Bakterien in Talsperren, Teil 2. DVGW energie | wasser-praxis (EWP), 02/2022: 42-49.
- 2014 Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophieindex nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen.
- 2005 Eine Massenentwicklung von *Enterobacter asburiae* im Wasser der Wahnbachtalsperre im September 2003. ATT-Schriftenreihe Band 5, Oldenbourg-Industrieverlag München, S. 37-54.
- 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.
- 1982 *Eutrophication of waters*, OECD, Paris
- 2024 Struktur, Größe und Struktur des Felchenbestandes der Wahnbachtalsperre im Juli 2023. Abschlussbericht für das Untersuchungsjahr 2023.
- 2015 Einfluss von Klimaänderungen auf die Wasserqualität von Talsperren und Strategien zur 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 2023 die folgende Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 2-1).

Tabelle 2-1

Entnahmestellen und chemische Untersuchungen im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2023.

Untersuchungen auf						
Entnahmezyklus	Anorganische Kationen, gesamten organischen Kohlenstoff	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	Nicht relevante Metabolite	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)
Werktags	Wahnbach					
Monatlich	12 Zuflüsse	Wahnbach (ausgewählte Stoffe) (April-August wöchentlich)				Wahnbach (Juni-Nov)
Juni und November		Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Rohwasser Talsperre	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
November	Quelle Wahnbach	Quelle Wahnbach	Quelle Wahnbach	Quelle Wahnbach	Quelle Wahnbach	Quelle Wahnbach

Tabelle 2-2

Mikrobiologisches Untersuchungsprogramm Zuläufe inklusive Phosphoreliminierungsanlage (PEA), Anzahl der Untersuchungen im Wasserwirtschaftsjahr 2023.

WW-Jahr 2023		KBE20/36	Coliforme/E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Nebenbäche		12	12 4*	12	12
Wahnbach		282	61	57	51
PEA	Zulauf	230	53	49	48
	Ablauf	184	50	45	46

* betrifft Wolkersbach und Lehnbach

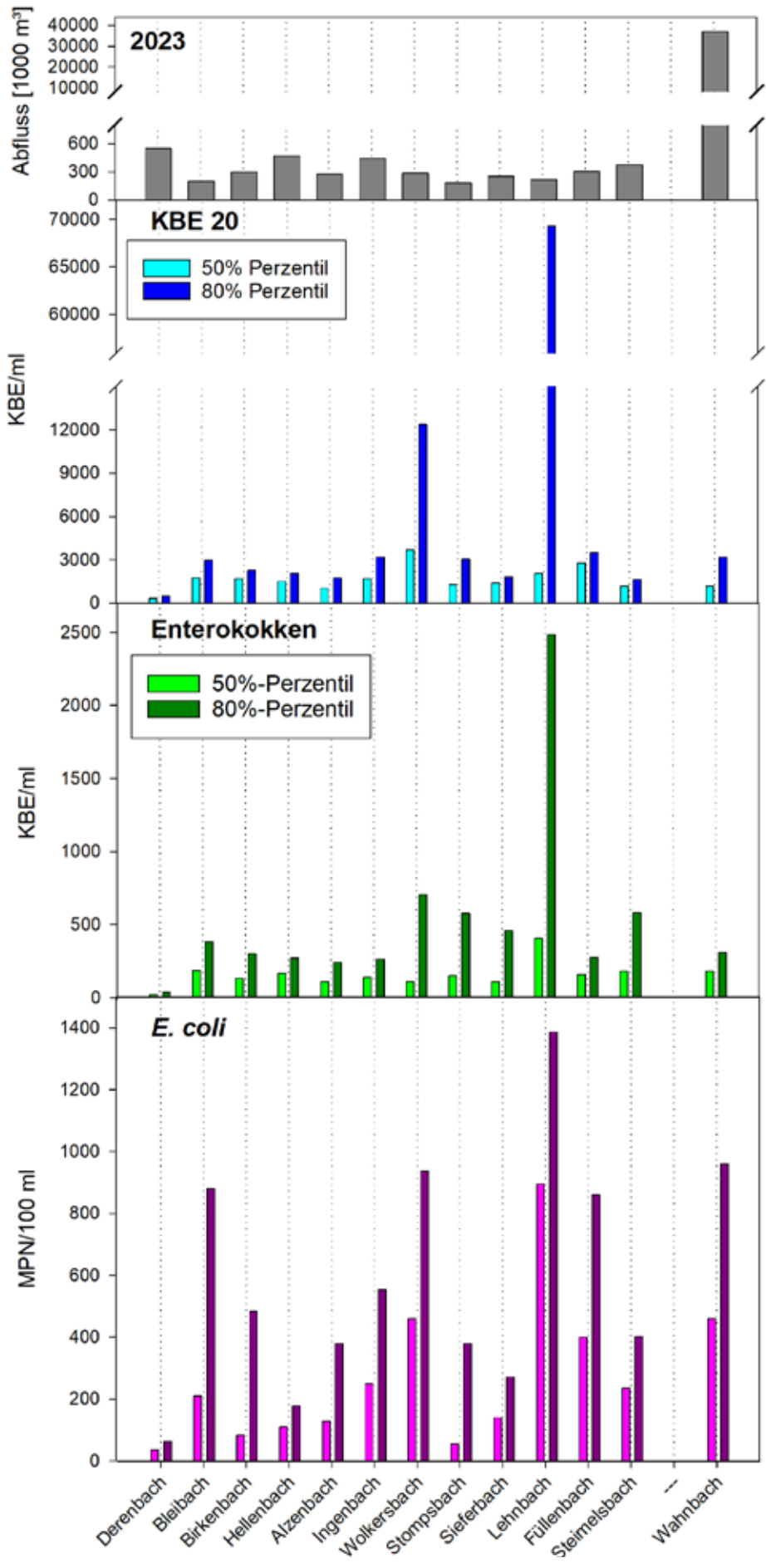


Abbildung 2-1
Gesamtabfluss und Koloniezahlen bei 20 °C, Enterokokken und E. coli. Dargestellt sind die 50 Prozent- und 80 Prozent-Perzentile im Wasserwirtschaftsjahr 2023.

2.1.2 MIKROBIOLOGIE

Die bakteriologischen Daten der Zuflüsse (Abbildung 2-1) 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 Untersuchungszeitraumes (hier: Wasserwirtschaftsjahr) keine Mittelwerte gebildet. Vielmehr wurde aus den Koloniezahlen beziehungsweise MPN-Werten beim Colilert-Verfahren der 50 Prozent-Perzentil-Wert (=Median) ermittelt, d.h. die Grenze, die von 50 Prozent der Proben nicht überschritten wurde. Mit der Darstellung des 80 Prozent-Perzentsils 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 2023 Gesamtabflüsse zwischen 0,18 und 0,55 Millionen Kubikmeter berechnet.

Die Medianwerte der Koloniezahlen waren – unter Berücksichtigung der Schwankungen durch das Abflussgeschehen – bei den kolonie-

bildenden Einheiten bei 20 °C mit denen der Vorjahre vergleichbar. Der Wahnbach als Hauptzulauf der Wahnachtalsperre weist im Vergleich mit den kleinen Nebenbächen einen um Größenordnungen höheren Gesamtabfluss auf, im Jahr 2023 betrug dieser 37,1 Millionen Kubikmeter. 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, das der Hauptsperre zugeführt wird, 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 2-2).

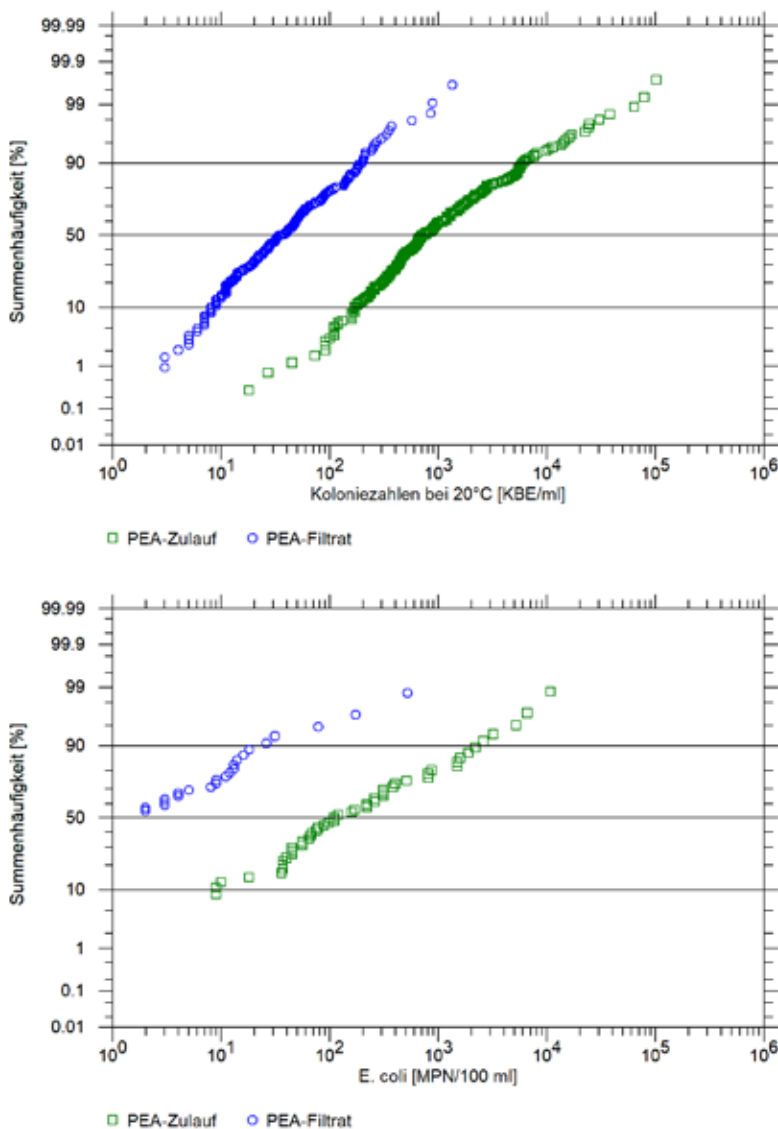


Abbildung 2-2

Koloniezahlen bei 20 °C sowie *E. coli* (Colilert-Verfahren) im Zulauf PEA sowie Filtrat PEA. Dargestellt sind die Summenhäufigkeiten (%) für das WW-Jahr 2023.

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 Mikrogramm pro Liter, um den Stausee in einem oligotrophen (nährstoffarmen) Zustand zu halten. In Abbildung 2-3 sind die Jahresmittelwerte der Phosphorkonzentration (von 1973 bis 2023) für den Wahnbach und den Sieferbach dargestellt. Am Wahnbach, der 80 Prozent 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 zirka 50 bis 70 Mikrogramm pro Liter 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 Mikrogramm pro Liter oder am 11.03.2020 von 505 Mikrogramm pro Liter (Abbildung 1-3) zurückgeführt wird. Im Vergleich zum Vorjahr ist die Jahresmittelkonzentration etwas höher. Dies kann unter anderem ebenfalls an den relativ hohen Niederschlagsmengen, die teilweise über das gesamte Jahr auftraten, liegen.

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.

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 2-3). Sie liegen in den letzten Jahren zwischen 35 und 75 Mikrogramm pro Liter. 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 Mikrogramm pro Liter 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 Mikrogramm pro Liter auf einem sehr geringen Niveau. Die Durchschnittskonzentration von 2022 (46 Mikrogramm pro Liter) und 2023 (59,3 Mikrogramm pro Liter) zeigen einen leicht steigenden Trend.

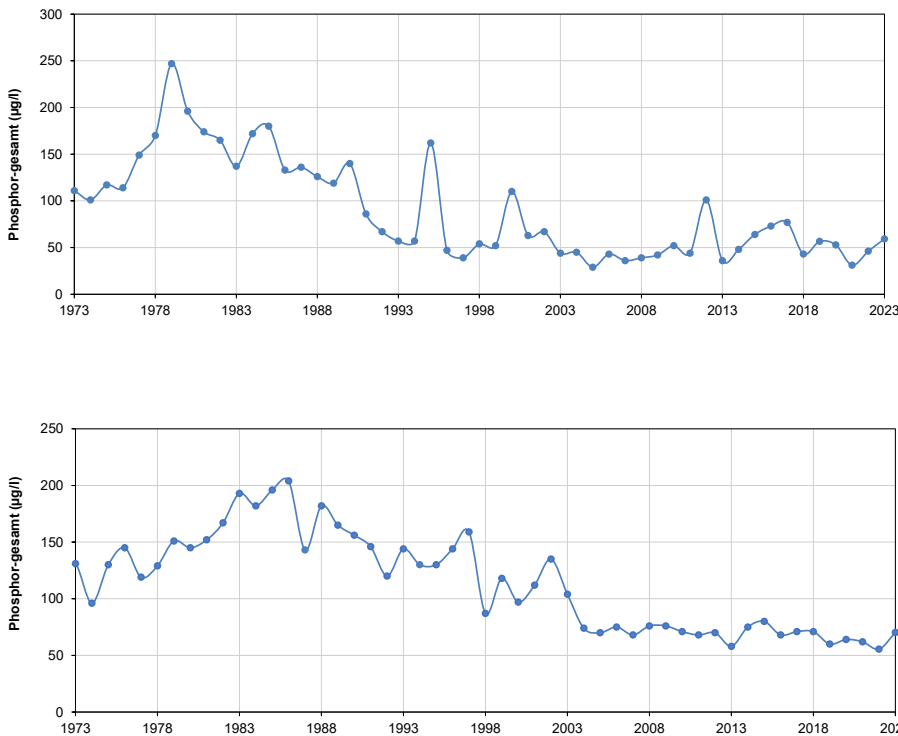


Abbildung 2-3
Entwicklung der Phosphatkonzentrationen
in Jahresmittelwerten im Wahnbach (oben)
und im Sieferbach (unten).

In Abbildung 2-4 sind die Jahresmittelwerte von 1970 bis 2023 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 zirka 50 Mikrogramm pro Liter 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. Im Vergleich zum Vorjahr liegen die Jahresmittelkonzentrationen in den östlichen Zuflüssen auf einem vergleichbaren Niveau. In den meisten westlichen Zuflüssen ist die Durchschnittskonzentration hingegen leicht gestiegen. Im Lehnbach und im Wolkersbach liegen die Durchschnittskonzentrationen auf einem deutlich höheren Niveau als in den Vorjahren.

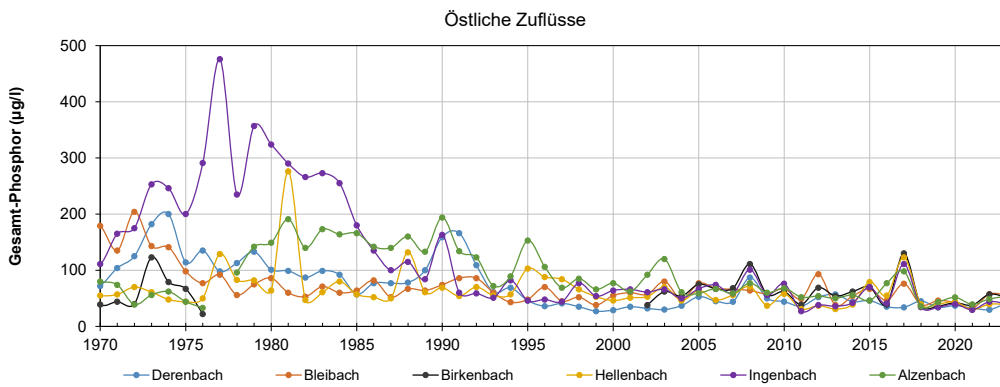
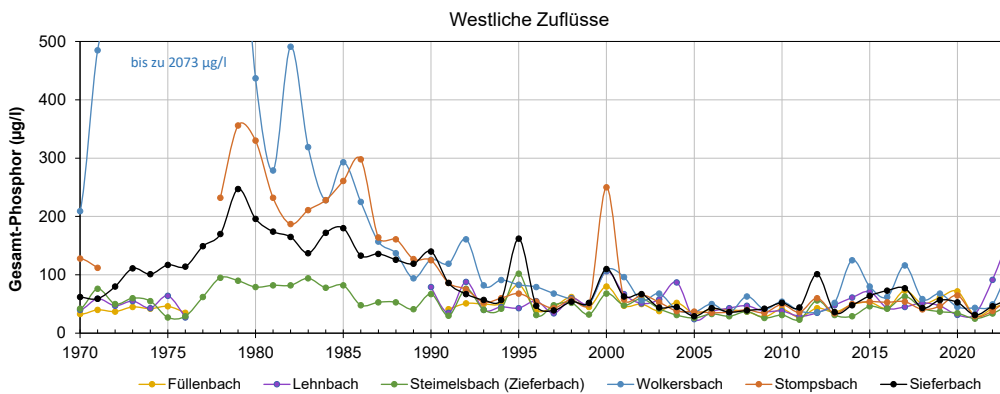


Abbildung 2-4
Entwicklung der Phosphatkonzentration (Jahresmittelwerte) in den direkten Zuläufen der Talsperre von 1970 bis 2023.



Die Darstellung der einzelnen Messwerte im Wahnbach für den Zeitraum 2013 bis 2023 (Abbildung 2-5) zeigt, dass Konzentrationspitzen von bis zu über 400 Mikrogramm pro Liter (2015: 697 Mikrogramm pro Liter; 2020: 505 Mikrogramm pro Liter) erreicht werden, die in der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) ebenfalls auf unter 10 Mikrogramm pro Liter reduziert werden. Entsprechende Konzentrationspitzen treten ebenfalls in Zuflüssen auf, die unmittelbar in den Stausee münden. Es ist eine deutliche jahreszeitliche Tendenz in der Konzentrationsverteilung erkennbar. Etwa von April/Mai-Sept./Okt. liegt die Konzentration 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 Konzentrationspitzen auftreten, wie z. B. in den Winterhalbjahren 2017 und 2020 sehr gut zu erkennen war (Abbildung 2-5).

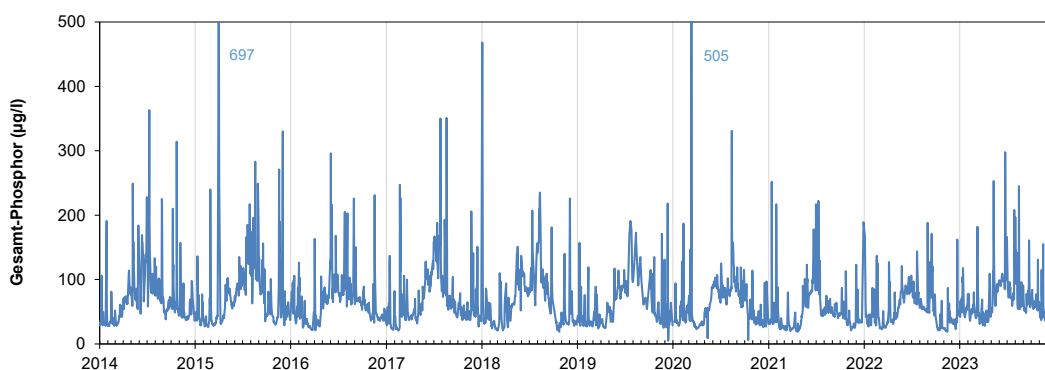


Abbildung 2-5
Entwicklung der Phosphorkonzentration im Wahnbach (Einzelwerte).

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 Mikrogramm pro Liter) zu halten.

2.1.4 NITRAT

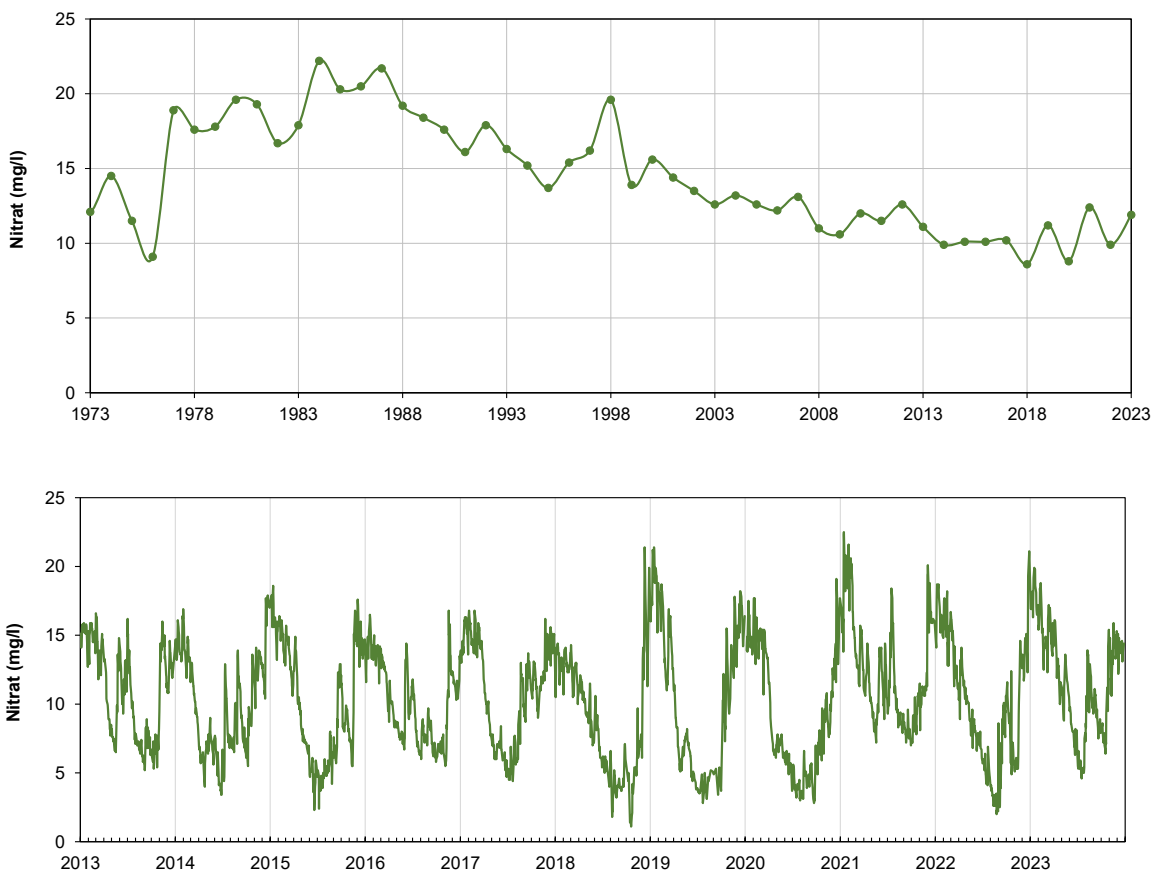
Die Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration im Wahnbach liegen seit Beginn der Beobachtung unter 25 Milligramm pro Liter. Sie befinden sich damit im Vergleich zum Grenzwert der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung von 50 Milligramm pro Liter auf einem sehr niedrigen Niveau. Seit 1998 ist ein sinkender Trend mit Konzentrationen unter 15 Milligramm pro Liter zu beobachten (Abbildung 2-6). Seit 2018 schwanken die Jahresmittelkonzentrationen im Vergleich zu den Vorjahren mit Konzentrationen zwischen 8,6 und 12,4 Milligramm pro Liter wieder etwas mehr. Gegenüber dem Vorjahr ist die Jahresmittelkonzentration in 2023 mit 11,9 Milligramm pro Liter etwas höher als in 2022.

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 (zirka April–Oktober) ein deutliches Verteilungsminimum und im Winterhalbjahr (zirka 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 in 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. Die niederschlagsarmen Sommermonate führten in 2022 zu niedrigeren Konzentrationen. Im Jahr 2023 wurde ein vergleichbarer Trend wie in 2021 festgestellt. Die Konzentrationen liegen jedoch auf einem geringeren Niveau. In Abbildung 2-6 ist zu erkennen, dass aufgrund der hohen Niederschlagsmengen im August die Konzentrationen steigen, in den niederschlagsärmeren Monaten September und Oktober wieder sinken und dann mit den einsetzenden Niederschlägen im Dezember wieder steigen.

Die beobachteten Konzentrationen sind in Hinblick auf den Grenzwert der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung (50 Milligramm pro Liter) und die Talsperrenbewirtschaftung als außerordentlich günstig zu bewerten.

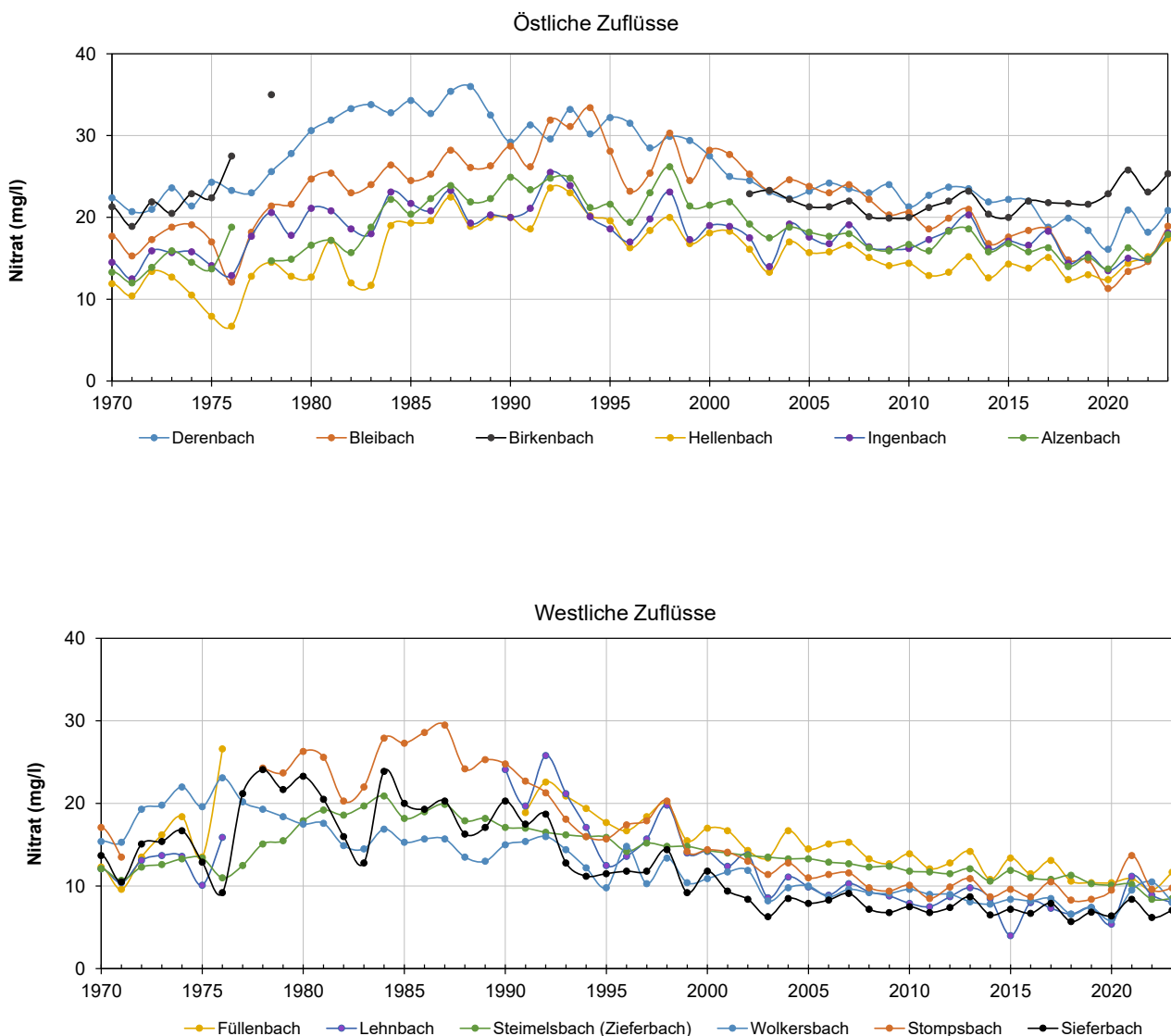
Abbildung 2-6
Entwicklung der Nitratkonzentration im Wahnbach (oben Jahresmittelwerte, unten Einzelwerte).



Die Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration sind in einzelnen Zuflüssen etwas höher als im Wahnbach, liegen aber 2023 immer unter 30 Milligramm pro Liter (Abbildung 2-7). Weiterhin ist erkennbar, dass die östlichen Zuflüsse auf einem höheren Konzentrationsniveau liegen als die westlichen. 2023 sind die Nitratkonzentrationen in den meisten Zuflüssen im Vergleich zu 2022 leicht gestiegen. In der langjährigen Betrachtung sind in allen Zuflüssen durchgehend fallende Tendenzen zu beobachten. In einigen Zuflüssen werden sogar 10 Milligramm pro Liter unterschritten (Wolkersbach, Stompsbach, Sieferbach, Lehnbach).

Wie oben beschrieben, wird bezogen auf die letzten 5 bis 6 Jahre im Wahnbach und in vielen direkten Zuflüssen eine leicht steigende Konzentration beobachtet. Dies kann eine Folge der abgestorbenen Fichtenbestände sein, da diese den Stickstoff aus dem Boden nicht mehr aufnehmen. Diese Beobachtung kann auch eine Folge der vorangegangenen Trockenjahre sein. Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen konnten aufgebrauchte Nährstoffe wegen des fehlenden Wasserangebotes in den Sommermonaten nicht vollständig aufgenommen werden, sodass bei einsetzenden Niederschlägen und Grundwasserneubildung ein Austrag erfolgen konnte.

Abbildung 2-7
Entwicklung der Nitratkonzentration (Jahresmittelwerte) in den direkten Zuläufen der Talsperre von 1970 bis 2023.



2.1.5 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

Die Entnahmestellen für die Untersuchungen auf Pflanzenschutzmittel sind auf einer Karte in Abbildung 2-8 dargestellt und die Untersuchungsergebnisse in Tabelle 2-2 zusammengefasst. Diese Tabelle zeigt nicht alle untersuchten Wirkstoffe und deren Abbau-

produkte (Metabolite), sondern nur die, die schon einmal nachgewiesen wurden. Das Beprobungsintervall und Analysespektrum der Entnahmestellen können ebenfalls Tabelle 1-2 und Abbildung 2-8 entnommen werden.

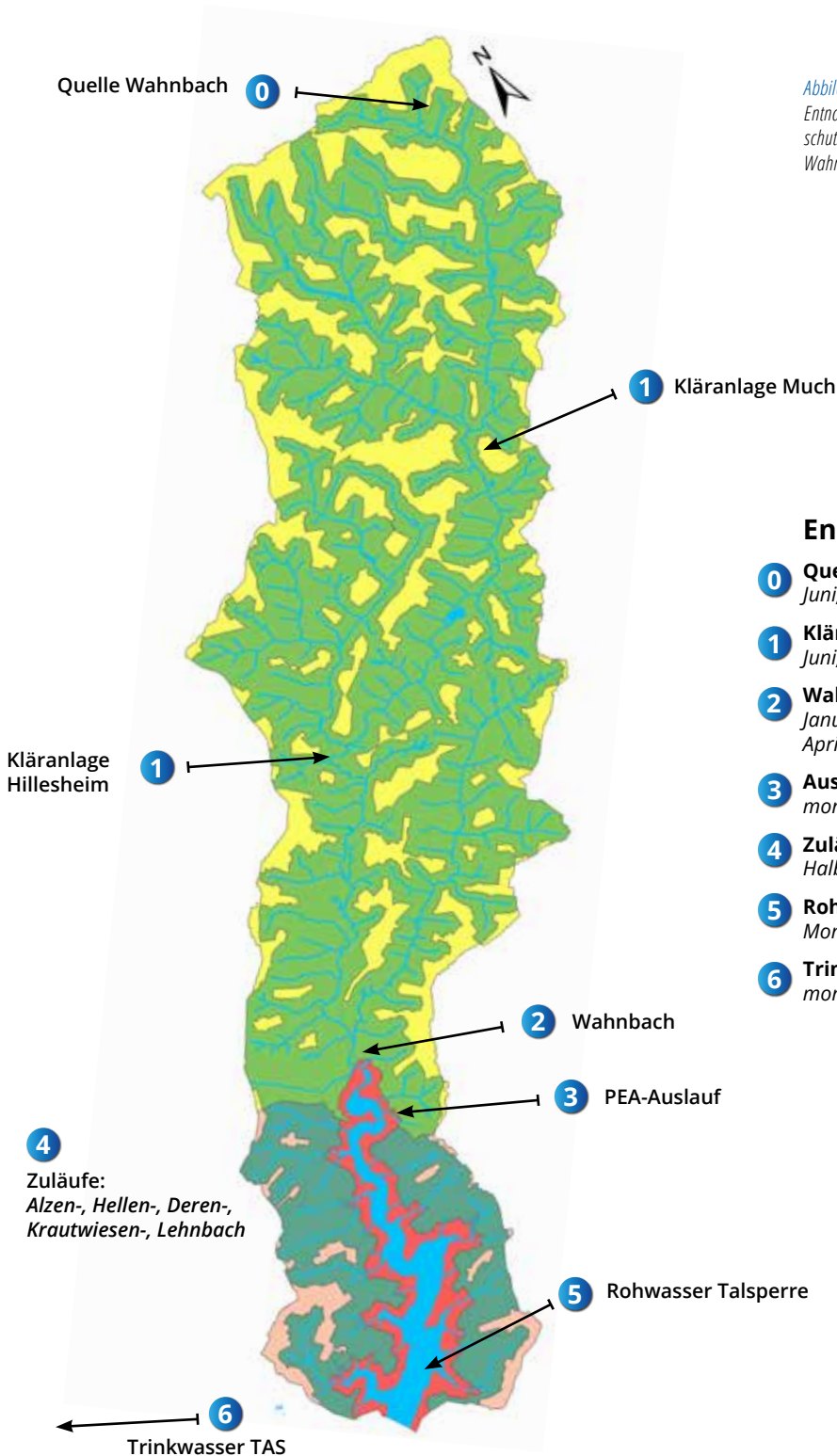


Abbildung 2-8

Entnahmestellen für die Untersuchungen auf Pflanzenschutzmittel (PBSM) in 2023 im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre.

Entnahmestellen zur PBSM-Analytik

- 0 Quelle Wahnbach**
Juni, November
- 1 Kläranlage Much und Hillesheim**
Juni, November
- 2 Wahnbach**
Januar–März, Oktober–Dezember: monatlich
April–September: wöchentlich
- 3 Auslauf Phosphoreliminierungsanlage (PEA)**
monatlich (geringes Analysespektrum)
- 4 Zuläufe**
Halbjährlich im April und Oktober
- 5 Rohwasser Talsperre**
Monatlich
- 6 Trinkwasser TAS**
monatlich (geringes Analysespektrum)

Wasserschutzzone

- I
- II A
- II B (Innerer Bereich)
- IIB (Äußerer Bereich)
- III

Das Untersuchungsspektrum auf Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte umfasst 44 Stoffe, die im haus-eigenen Labor untersucht werden. Zusätzlich zu diesen Analysen wurden 2023 im Juni und November zirka 160 weitere Wirkstoffe aus

Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte durch ein externes Institut analysiert. Diese Beprobungen wurden jeweils zu Phasen mit Niedrigwasserabfluss durchgeführt (Abbildung 1-7).

Tabelle 2-2

Nachweise von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2023.

	Quelle Wahnbach ⁰⁾	Auslauf KA Much ¹⁾	Auslauf KA Hillesheim ³⁾	Wahn-bach ²⁾	Auslauf PEA ²⁾	Zuflüsse Stausee ⁴⁾	Rohwasser Talsperre ²⁾
Glyphosat¹⁾	0	Juni	Juni	0	0	0	0
AMPA¹⁾	0	Juni, Nov	Juni, Nov	0	0	n. a.	0
Terbutryn	0	Juni	Juni	0	0	0	0
MCPA	0	0	Juni	0	0	0	0
Clopyralid	0	Nov.	0	0	0	0	0
Imidacloprid ¹⁾	0	Juni	Juni	0	0	0	0

Bemerkung

0 = kein Nachweis

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

KA = Kläranlage

PEA = Phosphoreliminierungsanlage

n.a. = nicht analysiert

1) Untersuchung Juni, Nov.; monatlich auf 44 Einzelsubstanzen

2) Untersuchung monatlich auf 44 Einzelsubstanzen

3) Untersuchung April, Okt. auf 44 Einzelsubstanzen

4) Untersuchung Nov.

In den Vorjahren nachgewiesene Stoffe: Diuron, Simazin, Terbutylazin, Desethylterbutylazin, Metolachlor, Mecoprop, Dicamba, Prometryn, Sebutylazin, Dichlorprop, Bentazon, Metribuzin, Atrazin, Desisopropylatrazin, Bromacil, Bromoxynil, Fluroxypyr, 2,4-D, Propoxur, Triclosan, Propiconazol, Isoproturon, 2,6 Dichlorbenzamid, MCPB, 2,4,5-T, 2,4-DB, Ioxynil, Tebuconazol, Pethoxamid, Cybutryn, Aminopyralid

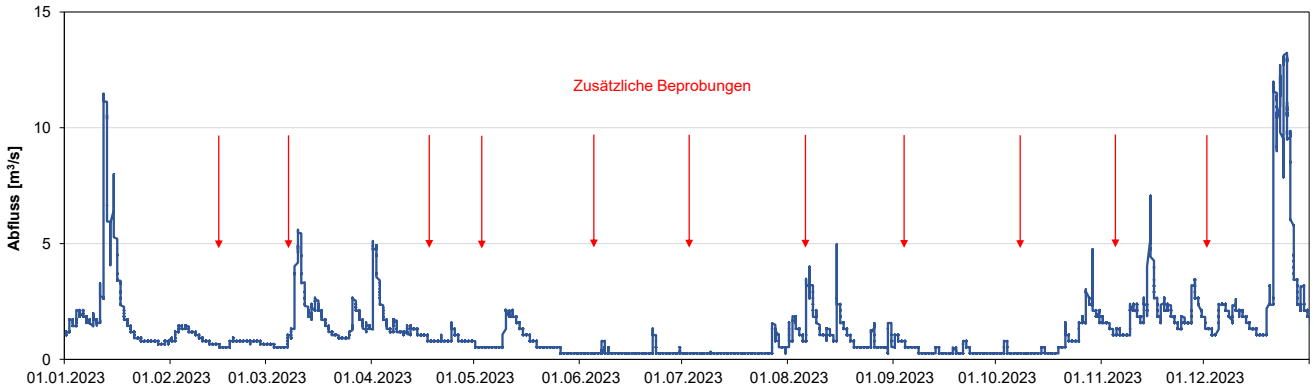
In 2023 wurden an der Quelle des Wahnbachs keine Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln nachgewiesen. In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden 2023 Glyphosat, sein Abbauprodukt AMPA, Terbutryn, MCPA, Clopyralid und Imidacloprid nachgewiesen. Im Juni wurde dabei der Grenzwert der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung von 0,1 Mikrogramm pro Liter für Glyphosat überschritten (Tabelle 2-2).

Wohingegen die Stoffe Imidacloprid und MCPA als Herbizid, Fungizide beziehungsweise Insektizide angewendet werden, kann Terbutryn auch in Fassadenmaterialien enthalten sein. Im Wahnbach, vor der Mündung in die Vorsperre, im Filtrat der PEA, in sechs Zuflüssen, die unmittelbar in den Stausee münden, sowie im Rohwasser der Talsperre wurden 2023 keine Wirkstoffe oder deren Metabolite nachgewiesen.

Seit Inkrafttreten der novellierten Pflanzenschutzanwendungsverordnung vom 2. September 2021 ist die Anwendung von Glyphosat in Wasserschutzgebieten verboten. Es 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. Aufgrund der Nachweise in den Kläranlagen, scheint ein Eintrag aus Siedlungsgebieten wahrscheinlich.

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 2-2 und Abb. 2-8).

Abbildung 2-7
Abflussmengen des Wahnbachs in 2023.



Weiterhin wurden im Juni und November in 2023 Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt (Tabelle 1-3). Nicht relevante Metabolite 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 1-3 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 42 untersuchten nrM wurden 2023 sechs nachgewiesen. Die Konzentrationen waren sehr gering, sodass zu keinem Zeitpunkt der jeweilige GOW überschritten wurde. In 2023 wurde an der Quelle des Wahnbachs keiner dieser Stoffe nachgewiesen. In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden Chlorthalonil-Met-M5 und AMPA, der Metabolit von Glyphosat, nachgewiesen. Im Wahnbach wurden im Juli Desphenyl-Chloridazon (Metabolit-B), Nicosulfuron-Met. AUSN, S-Metolachlor (S-Metabolit CGA 380168 ESA – Sulfonsäure) und S-Metolachlor-Sulfonsäure (CGA 380168/CGA 354743) gefunden. Diese Stoffe wurden ebenfalls im Auslauf der PEA nachgewiesen. Im Rohwasser der

Talsperre wurden nur noch die letzteren drei Stoffe gefunden. Die nachgewiesenen Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die z. B. bei Mais (S-Metolachlor und Nicosulfuron-Met.) 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 Mikrogramm pro Liter dauerhaft unterschritten ist (Abbildung 2-9). 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. Es ist auch feststellbar, dass Einträge über die Kläranlagen erfolgen, dass auf der Fließstrecke des Wahnbachs eine Verdünnung und keine Reduktion durch die Aufbereitung in der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) erfolgt. Die geringeren Nachweise im Rohwasser der Talsperre sind auf einen Verdünnungseffekt aufgrund des hohen Stauvolumens zurückzuführen.

Abbildung 2-8
Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in 2023.

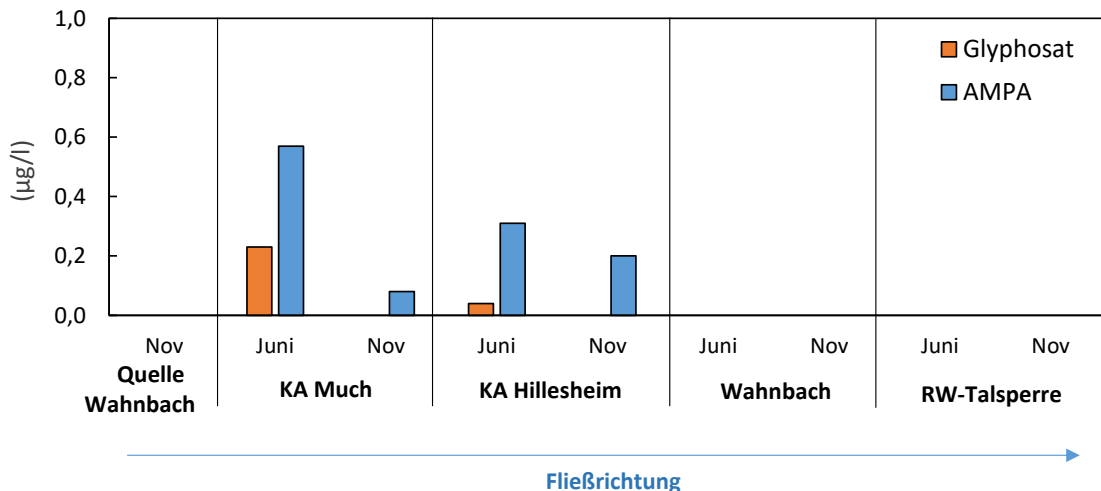


Tabelle 2-3

Nachweise von nicht relevanten Metaboliten (Häufigkeit und Konzentrationsbereich) im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2023.

Entnahmestelle		Quelle Wahnbach	KA Much	KA Hillesheim	Wahnbach	Auslauf PEA	Rohwasser Talsperre
Häufigkeit der Untersuchung		1	2	2	2	2	2
Nicht relevanter Metabolit		GOW Mikrogramm pro Liter)					
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	/	/	/	2 0,06- 0,08	2 0,08	1 0,07
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 368208	3	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168/CGA 354743	3	/	/	/	2 0,06- 0,08	2 0,08	1 0,07
S-Metolachlor-Met CGA50267	1	/	/	1 0,37	/	/	/
Metazachlor- Sulfonsäure BH 479-9	3	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1	/	/	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3	/	/	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3	/	/	/	/	/	/
Desphenylchloridazon (Metabolit B)	3	/	/	/	1 0,1	1 0,06	/
Methyl-desphenylchloridazon Met. B 1	3	/	/	/	/	/	/
Dimethylsulfamid (DMS)	1	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor CGA 369873	3	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1	/	/	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1	/	/	/	/	/	/
Flufenacet OA	/	/	/	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 5	3	/	1 0,06	1 0,1	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl GA 108906	1	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl/CGA 62826	1	/	/	/	/	/	/
Nicosulfuron-Met. AUSN	?	/	/	/	1 0,06	1 0,06	1 0,05
AMPA	10	/	2 0,08- 0,57	2 0,02- 0,31	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1	/	/	/	/	/	/

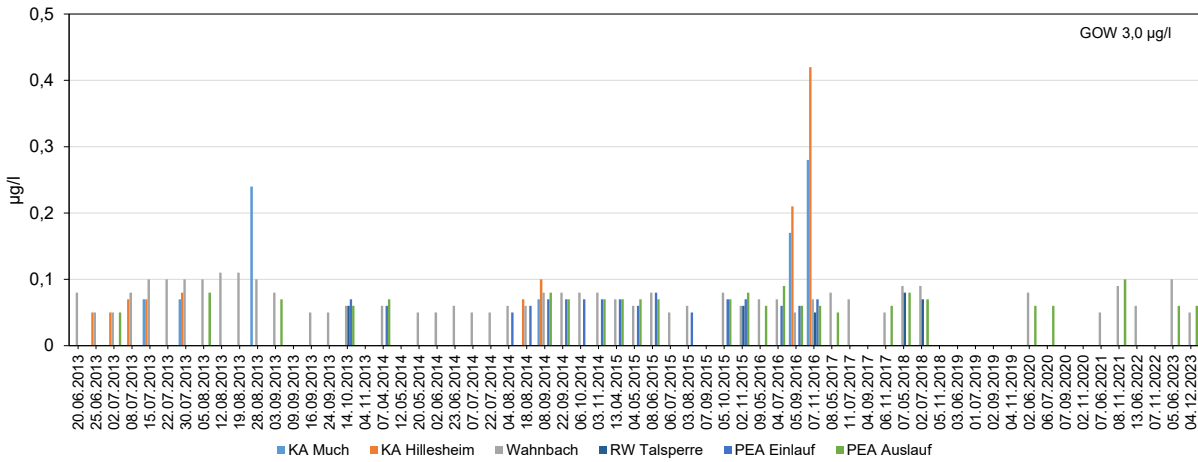


Abbildung 2-9
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre von 2013 bis 2023.

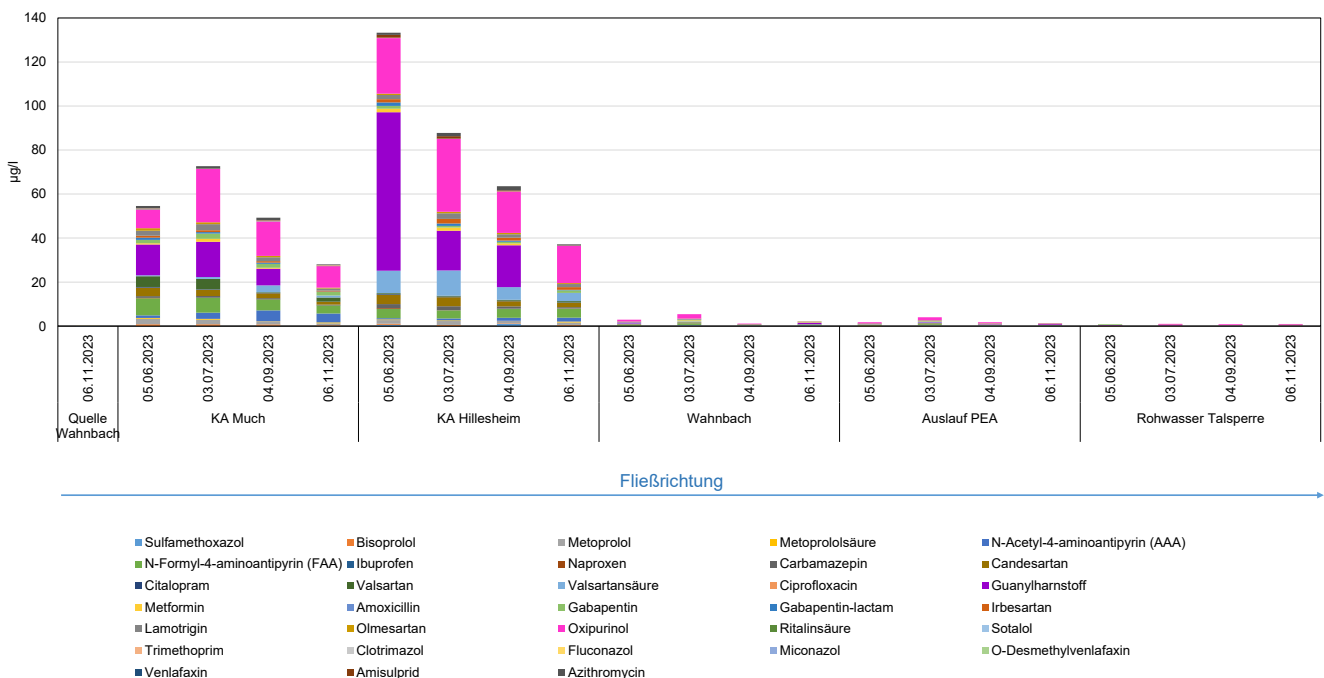
2.1.6 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden ebenfalls orientierende Untersuchungen auf 28 Wirkstoffe aus Arzneimitteln beziehungsweise deren Metabolite sowie auf fünf Röntgenkontrastmittel durchgeführt (Abbildung 2-10). Zusätzlich wurden im Juni im Rohwasser der Talsperre sieben weitere Arzneimittel untersucht.

In der Quelle des Wahnbachs wurden 2023 Sulfamethoxazol, N-Acetyl-4-aminoantipyrin (AAA) und Metformin in geringen Konzentrationen nachgewiesen. In den Ausläufen der Kläranlagen in Much und Hillesheim wurden 2023 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 Metformin und seinem Abbauprodukt Guanylarnstoff deutlich, die den GOW von 1,0 Mikrogramm

pro Liter deutlich überschreiten (Abbildung 2-11 und Abbildung 2-12). 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 20 dieser Stoffe nachgewiesen. Im Rohwasser der Talsperre wurden nur noch 18 Stoffe beobachtet. Dabei lagen die meisten Konzentrationen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW. Eine Ausnahme bildet jedoch Oxipurinol. Die hier gemessenen Konzentrationen von bis zu 0,4 Mikrogramm pro Liter lagen etwas über dem GOW von 0,3 Mikrogramm pro Liter. Darüber hinaus wurden ebenfalls Untersuchungen auf zwei Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt, die jedoch nicht nachgewiesen wurden.

Abbildung 2-10 unten und oben Seite 45
Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in 2023.



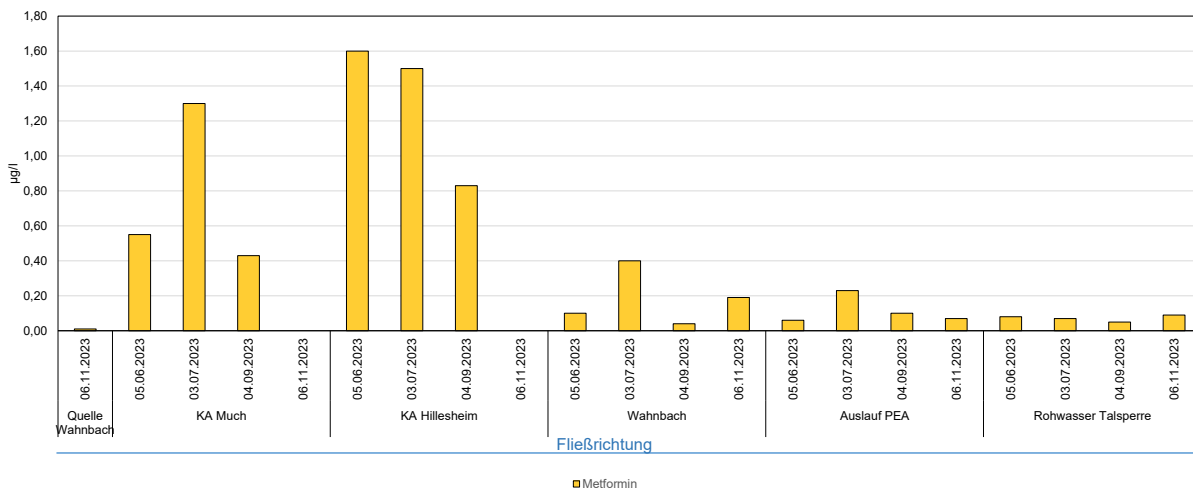
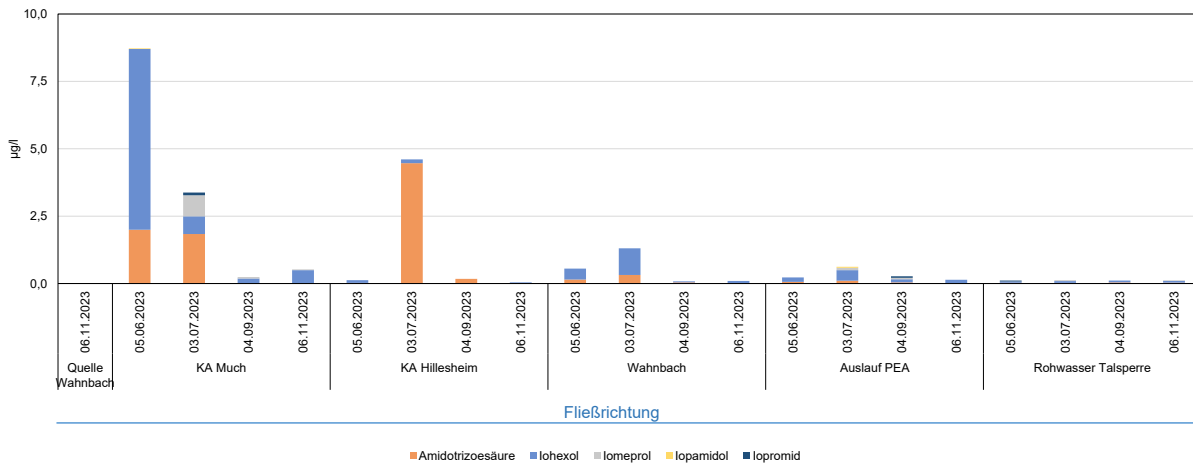


Abbildung 2-11
Metformin im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2023.

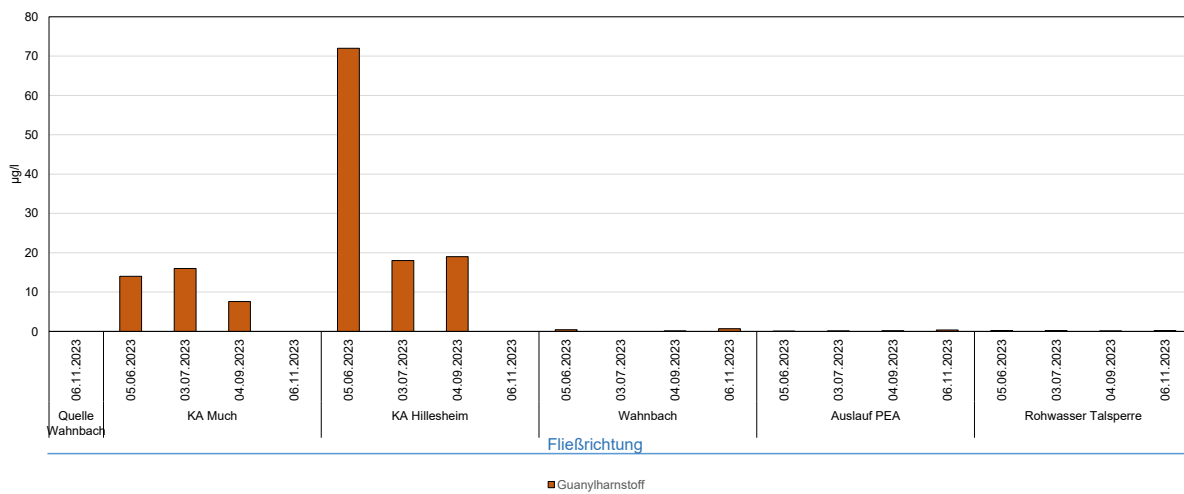


Abbildung 2-12
Guanylarnstoff, der Metabolit von Metformin, im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2023.

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.

2.1.7 SPURENSTOFFE

Es wurden auch orientierende Untersuchungen auf 11 weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (Trifluoressigsäure (TFA), Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel). In der Quelle des Wahnbachs wurden die meisten dieser Stoffe in geringen Konzentrationen nachgewiesen. In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden alle Stoffe nachgewiesen. Lediglich Acesulfam wurde im Auslauf der Kläranlage Much nicht nachgewiesen. Bei den Triazolen, den Flammschutzmitteln und den Komplexbildnern treten dabei teils erhebliche Überschreitungen der gesundheitlichen Orientierungswerte für Trinkwasser auf (Abbildung 2-13 bis Abbildung 2-15). Im Unterlauf des Wahnbaches, im Auslauf der Phosphorliminierungsanlage (PEA) sowie im Rohwasser der Talsperre wurden einige dieser Stoffe ebenfalls nachgewiesen. Die Konzentrationen liegen weit unterhalb der jeweiligen GOW.

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 2-16) und an TFA (Abbildung 2-17) 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. Dadurch, dass die verschiedenen Stoffe in der Umwelt nur schwer abbaubar sind, können auf dem Transportweg, in der Vorsperre sowie im Stausee Abbauprozesse aufgrund der langen Verweilzeit nur geringfügig wirksam werden.

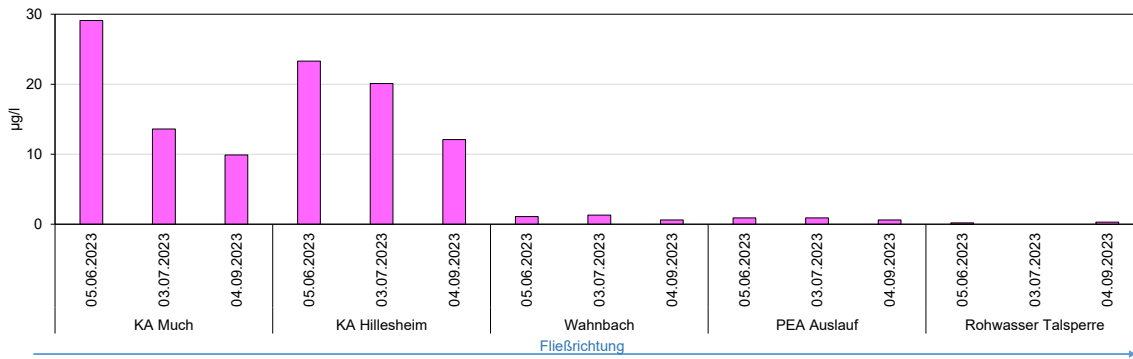


Abbildung 2-13
Nachweise des Komplexbildners EDTA (Ethyldinitrilotetraessigsäure) im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in 2023.

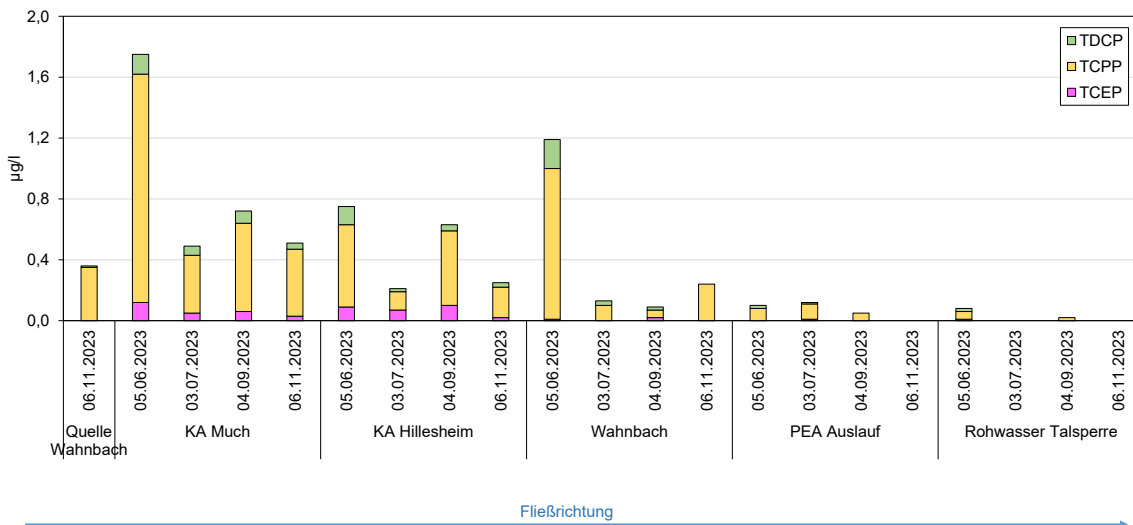


Abbildung 2-14
Nachweise von Flammschutzmitteln im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in 2023.

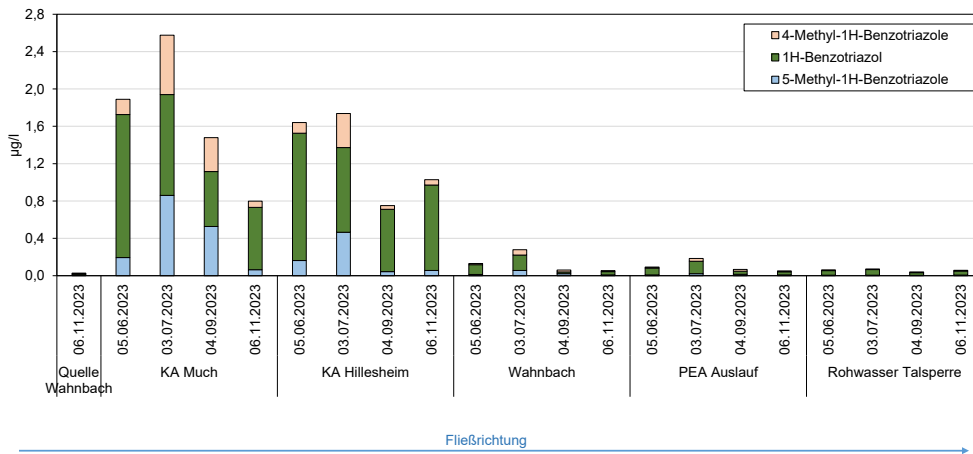


Abbildung 2-15
Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2023.

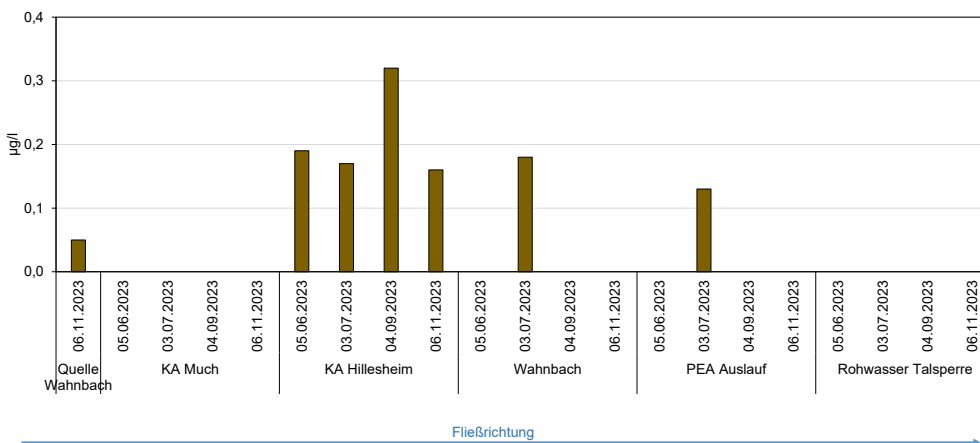


Abbildung 2-16
Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2023.

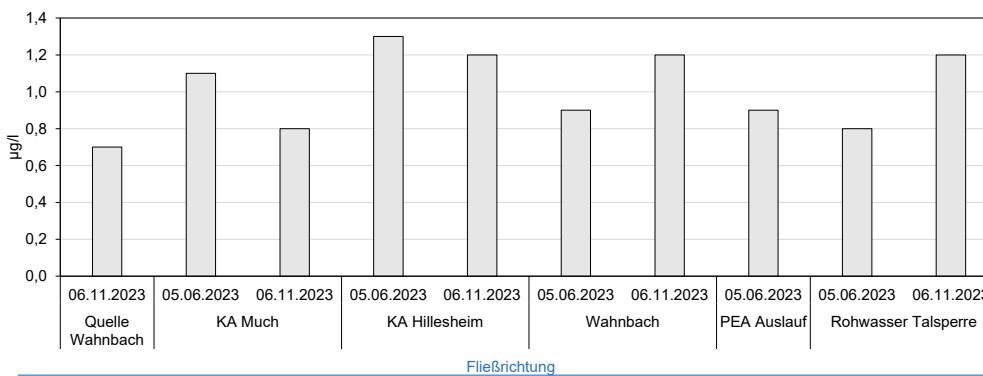


Abbildung 2-17
Nachweise der Industriechemikalie Trifluoressigsäure (TFA) im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre in 2023.

2.1.8 PER- UND POLYFLUORIERTE ALKYLSTANZEN (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 Mikrogramm pro Liter und ab dem 12. Januar 2028 für die Summe PFAS-4 ein Grenzwert von 0,02 Mikrogramm pro Liter gelten.

Bereits 2020 wurde damit begonnen, den Parameterumfang an den verschiedenen Probenahmestellen innerhalb des Wasserschutzgebiets zu erhöhen. 2023 wurde das Messnetz erneut sowohl räumlich als auch zeitlich verdichtet. Die Ergebnisse der Untersuchungen von 2023 sind in Abbildung 2-18 in Form der Summe PFAS-20 und der Summe PFAS-4 dargestellt. An allen Probenahmestellen wurde mindestens eine Einzelsubstanz nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen dabei unter den in Zukunft geltenden Grenzwerten für Trinkwasser. Um eine Aussage über mögliche Eintragspfade treffen zu können, sind weitere Untersuchungen notwendig.

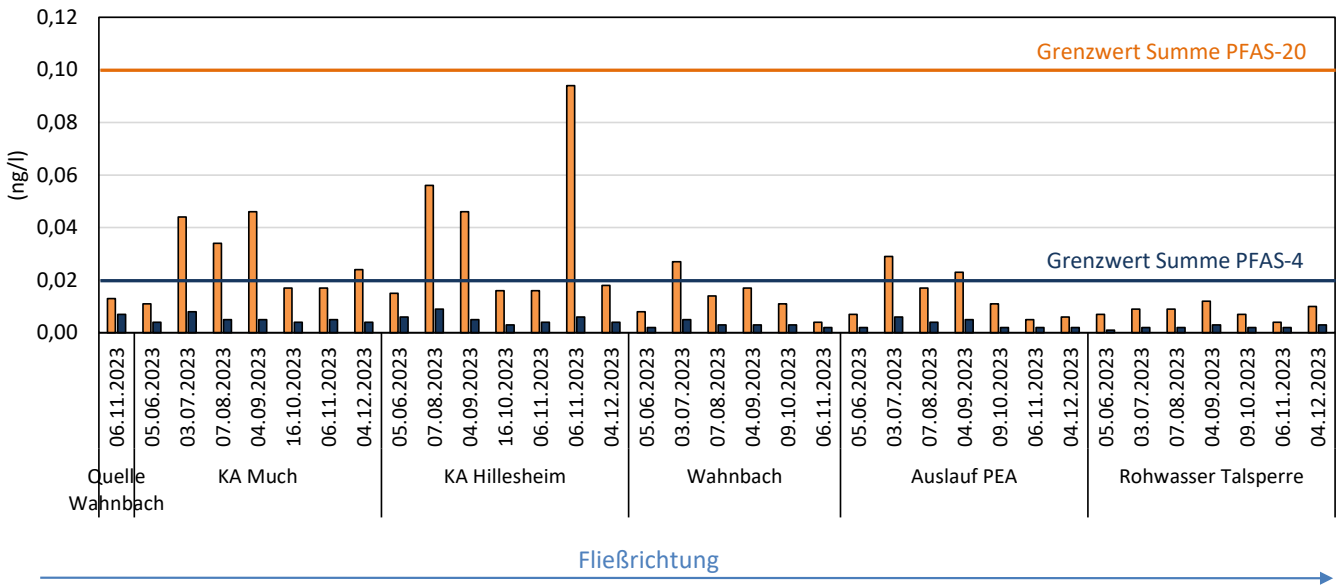


Abbildung 2-18
Nachweise der Summe PFAS-20 und PFAS-4 im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre in 2023.

2.2 GRUNDWASSERGEWINNUNG MEINDORF IM UNTEREN SIEGEBIET

1.2.1 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM GRUNDWASSERMESSTELLEN UND BRUNNEN

Die qualitative Untersuchung des Grundwassers im Wasserschutzgebiet 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.

Im Wasserschutzgebiet der Grundwassergewinnungsanlage wurden 2023 folgende chemische und mikrobiologische Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 2-4, 2-5 und Abbildung 2-19):

Untersuchungen auf						
Entnahmezyklus	Anorganische Haptionen, gesamter organischer Kohlenstoff	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln & relevante Metabolite	Nicht relevante Metabolite	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)
Monatlich	12 Grundwassermessstellen					
Halbjährlich	43 Grundwassermessstellen					
Juni, November		17 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	17 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	17 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	17 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	33 Grundwassermessstellen
Juni bis Dezember (monatlich)						Rohwasser der Brunnen

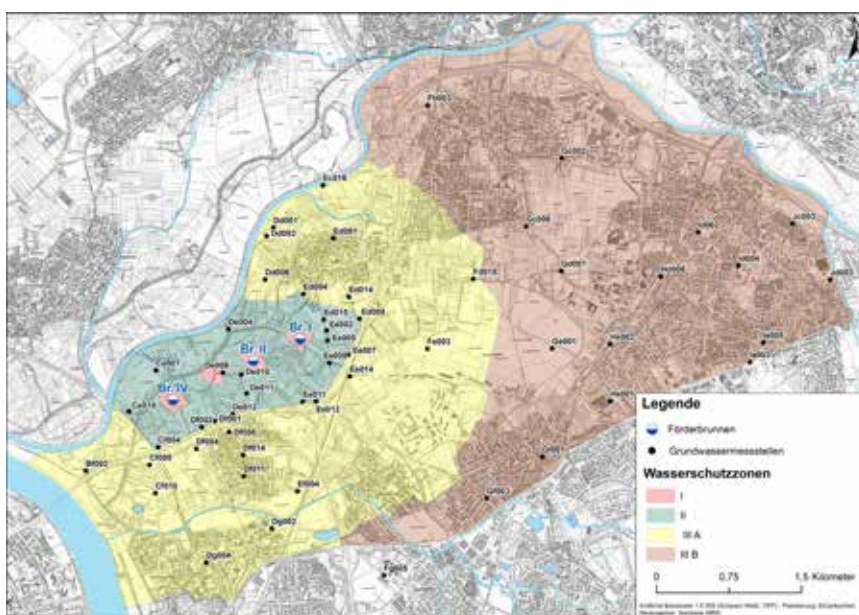


Abbildung 2-19
Probenmestellen im Wasserschutzgebiet Meindorf an der unteren Sieg.

2.2.2 MIKROBIOLOGIE BRUNNEN MEINDORF

Jahr 2023	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen 1	91	91 (CCA)	10	64
Brunnen 2	141	141 (CCA)	10	97
Brunnen 4	142	142 (CCA)	10	97

Tabelle 2-5

Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser (Brunnen) Meindorf.

Brunnen 1 war ab August 2023 bis Ende des Jahres außer Betrieb. In dieser Zeit erfolgte nur eine monatliche Probenahme.

Im Rohwasser der Grundwasserbrunnen der Trinkwasseraufbereitungsanlage (TA) Meindorf lagen die Koloniezahlen bei 20 °C und 36 °C bei 0 bis 2 Koloniebildenden Einheiten (KBE) pro Milliliter.

Für alle drei Brunnen zusammen lag der Anteil der Proben, in denen Koloniezahlen > 0 nachgewiesen wurden, bei 3,5 Prozent (KBE 20 °C) beziehungsweise 4,3 Prozent (KBE 36 °C). *E.coli*, Clostridien und En-

terokokken wurden im Berichtszeitraum in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen.

In einer Probe vom Brunnen 2 wurde im Dezember ein Coliformer pro 100 Milliliter (CCA-Verfahren) nachgewiesen, das Isolat war mit API 20E nicht zu identifizieren. Ebenfalls in einer Probe von Brunnen 3 wurde im Juni ein Coliformer pro 100 Milliliter (CCA-Verfahren) nachgewiesen, die Identifikation mittels API 20E ergab *Escherichia vulneris* (3004113).

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 2-20). 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. Dieser sinkende Trend ist u.a. auf die intensive Kooperation mit der Landwirtschaft und die damit verbundenen Maßnahmen zur Minimierung des Stickstoffeintrags zurückzuführen. Ab 2008 stabilisieren sich die Werte bei 20-25 Milligramm pro Liter in den Brunnen II und IV sowie 25-30 Milligramm pro Liter im Brunnen I. In Brunnen I war bis 2015 ein leicht steigender Trend zu beobachten, der seit 2016 von einem sinkenden Trend abgelöst wurde. 2008 trat vor allem am Brunnen II ein Anstieg um bis zu 5 Milligramm pro Liter auf (Abbildung 2-20), 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 2022. Mit einer Jahresdurchschnittskonzentration von 23,7 Milligramm pro Liter wurde in Brunnen I die bisher geringste Jahresdurchschnittskonzentration beobachtet. Wie bereits in den Vorjahren liegen die Jahresdurchschnittskonzentrationen deutlich unter dem Grenzwert der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung von 50 Milligramm pro Liter.

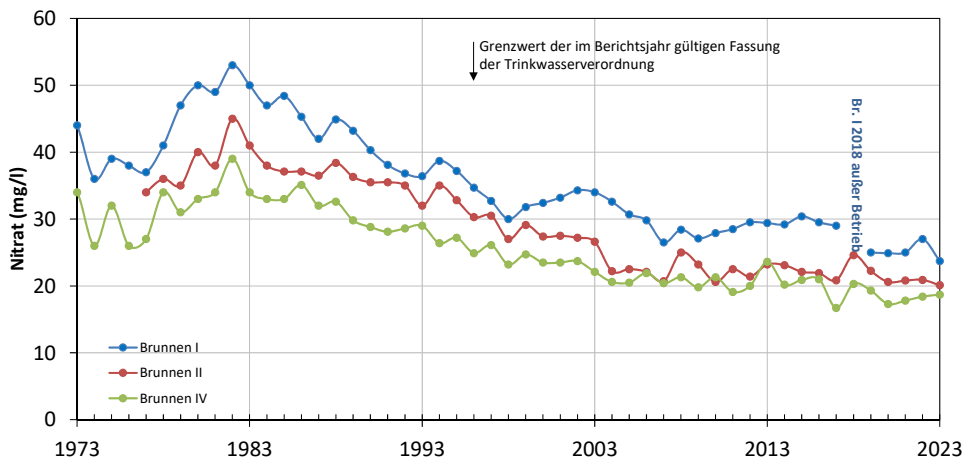


Abbildung 2-20
Entwicklung der Nitratkonzentration (Jahresmittelwerte) in den drei Förderbrunnen des Grundwasserwerkes Meindorf an der unteren Sieg.

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 der Grundwassermessstellen Df 4 und Ef 4 (Abbildung 2-21) deutlich. Die Nitratkonzentrationen liegen bei

beiden Messstellen in 2023 zwischen 88,8 und 173,8 Milligramm pro Liter. Beide Grundwassermessstellen sind im Vergleich zu den Horizontalfilterbrunnen weiter von der Sieg entfernt und dadurch von landseitigem Grundwasser mit höheren Nitratkonzentrationen beeinflusst.

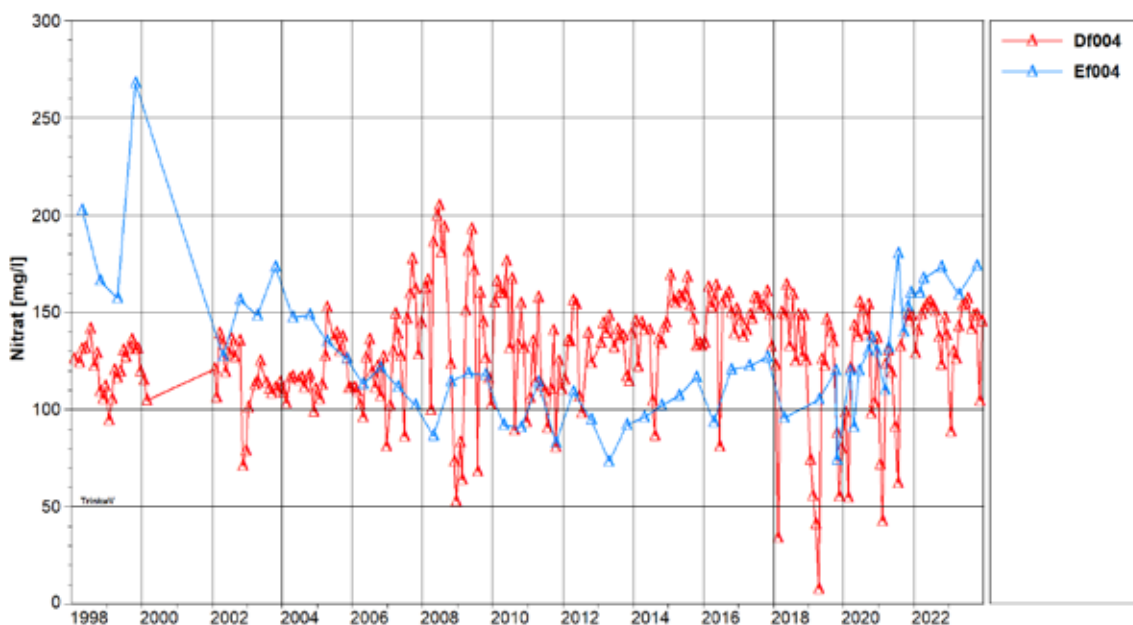


Abbildung 2-21
Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) in den Grundwassermessstellen Df 4 und Ef 4 im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg.

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 beziehungsweise 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 m bis 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 2-22 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 Wasserschutzgebietes sehr unterschiedlich. Bezogen auf die letzten 15-20 Jahre ist in einigen Grundwassermessstellen eine Stabilisierung mit vereinzelt Konzentrationsspitzen zu beobachten. Wohingegen in 2022 die Nitratkonzentration in der Grundwassermessstelle Ed 14 vergleichsweise etwas höher lagen, liegen 2023 die Konzentrationen wieder unterhalb des Grenzwerts der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung von 50 Milligramm pro Liter. 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 2-21 und Abbildung 2-22).

Setzt man die beobachteten Konzentrationen in Bezug auf die räumliche Verteilung und/oder Landnutzung lassen sich folgende

Aussagen treffen. Die Grundwassermessstelle Ce 10 liegt im Infiltrationsbereich der Sieg und zeigt deutlich die dadurch bedingten geringen Konzentrationen. Konzentrationsspitzen sind in den letzten Jahren von über 30 Milligramm pro Liter 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 Milligramm pro Liter auftreten können. In den letzten 10–15 Jahren ist hier keine Tendenz einer deutlichen Änderung des Konzentrationsniveaus erkennbar.

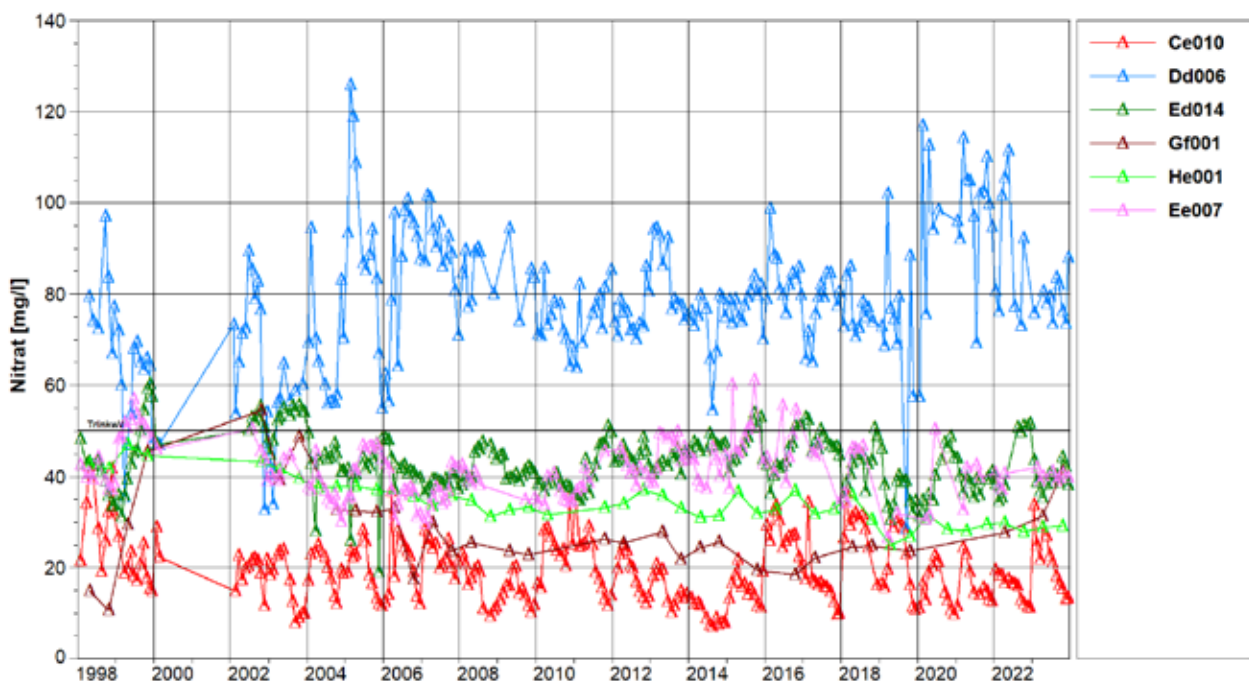


Abbildung 2-22

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 Milligramm pro Liter teilweise deutlich 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. In 2023 wurden Atrazin, sein Metabolit Desphenylatrazin sowie Desethyl-Terbuthylazin in Konzentrationen deutlich unter den Grenzwerten der im Berichtsjahr gültigen Fassung der Trinkwasserverordnung beobachtet. Bei Untersuchungen der Sieg und im Rohwasser der Förderbrunnen wurde keiner dieser Stoffe nachgewiesen.

Eine Anwendung des nicht mehr zugelassenen Wirkstoffes Atrazin 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.

Darüber hinaus 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 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 2-6 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 42 untersuchten nicht relevanter Metabolite wurden 16 nachgewiesen.

Im Vergleich zu 2022 ist die Anzahl der nachgewiesenen nicht relevanten Metabolite damit leicht gestiegen. Desphenylchloridazon (Metabolit B) wurde von 32 Proben insgesamt 24-mal nachgewiesen. In den Grundwassermessstellen Df 4 (Abbildung 2-23) und Ee 5 wurde dabei der GOW überschritten. Im Rohwasser der drei Förderbrunnen sowie in der Sieg wurde Desphenylchloridazon (Metabolit B) im Juni nicht nachgewiesen. In der Beprobung im November hingegen konnte Desphenylchloridazon (Metabolit B) im Rohwasser der Förderbrunnen II und IV beobachtet werden.

Auch hier lagen die Konzentrationen deutlich unterhalb des GOW (Abbildung 2-24). Wie bereits in Kapitel 2.2.3 beschrieben, lässt sich auch anhand der Verteilung von Desphenylchloridazon (Metabolit B) die Beeinflussung von landseitigem Grundwasser und uferfiltratbeeinflusstem Grundwasser erkennen. Brunnen IV, der im Vergleich zu den anderen beiden Förderbrunnen einen höheren Anteil an Uferfiltrat aufweist, zeigt die geringsten Konzentrationen, da in der Sieg kein Desphenylchloridazon (Metabolit B) nachgewiesen wurde. Brunnen I, der mehr von landseitigem Grundwasser beeinflusst ist, zeigt die höchsten Konzentrationen von Desphenylchloridazon (Metabolit B) (Abbildung 2-24). Methyl-desphenylchloridazon (Metabolit B1) wurde mit 19-mal ebenfalls relativ häufig in Grundwassermessstellen beobachtet. Die Konzentrationen lagen immer unterhalb des GOW. Ebenso wurden im Grundwasser drei verschiedene Metabolite von Terbuthylazin mit Konzentrationen unterhalb des jeweiligen GOW nachgewiesen (Tabelle 1-5).

Terbuthylazin-Met. SYN 545666 wurde insgesamt in 24 von 32 Proben und Terbuthylazin-Met. CGA 324007 in insgesamt 14 von 32 Proben beobachtet. Im Rohwasser der Förderbrunnen I und II wurden diese Stoffe ebenfalls mindestens einmal erfasst. Im Rohwasser von Förderbrunnen IV wurde Terbuthylazin-Met. CGA 324007 einmalig nachgewiesen. Weiterhin wurden drei Derivate von S-Metolachlor nachgewiesen (Tabelle 1-5). Die Metaboliten S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit) und S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168/CGA 354743 wurden in insgesamt 13 beziehungsweise 11 Grundwasserproben beobachtet. S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173 wurde in 3 Proben beobachtet. Die Konzentrationen lagen unterhalb der aktuellen GOW von 3 beziehungsweise 1 Mikrogramm pro Liter.

Im Rohwasser der Förderbrunnen wurden diese Stoffe nicht gefunden. In einer im Januar 2023 veröffentlichten Studie der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit wird darüber diskutiert, ob diese Metabolite zukünftig als „relevant“ einzustufen sind. Dies würde bedeuten, dass ggf. zukünftig eine Beurteilung nicht mehr anhand des GOW erfolgt, sondern ein Grenzwert von 0,1 Mikrogramm pro Liter pro Einzelsubstanz gilt.

Entnahmestelle		Sieg (Meindorf)	GWMST	Brunnen I	Brunnen II	Brunnen IV
Häufigkeit der Untersuchung		2	2 an je 16 GMST	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 0,05-0,11	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3	/	13 0,06-0,15	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168/CGA 354743	3	/	11 0,06-0,15	/	/	/
Metazachlor-Sulfonsäure BH479-9	1	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1	/	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3	/	1 0,06	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3	/	11 0,05-0,93	1 0,08	/	/
Desphenylchloridazon Met. B	3	1 0,07	24 0,2-3,75	1 0,76	1 0,31	1 0,12
Methyldeshenylchloridazon Met. B 1	3	/	19 0,05-1,15	1 0,08	2 0,05-0,06	/
Dimethylsulfamid (DMS)	1	/	3 0,05-0,07	/	1 0,08	/
Dimethachlor CGA 369873	3	/	9 0,11-0,32	1 0,08	/	/
Dimethachlor ESA	1	/	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1	/	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1	/	2 0,05-0,06	/	/	/
Dimethenamid OA	1	/	/	/	/	/
Flufenacet M 2 ESA	1	/	/	/	/	/
Flufenacet OA	ohne	/	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3	/	/	/	/	/
Chlothalonil Met. M 5	3	/	/	/	/	/
Chlorthalonil Met. M 12	3	/	5 0,07-0,15	/	/	/
Metalaxyl CGA 108906	1	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1	/	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1	/	/	/	/	/
Nicosulfuron-Met. ASDM	?	/	4 0,05-0,11	/	/	/
Nicosulfuron-Met. AUSN	?	/	4 0,07-0,15	/	/	/
Desethyl-Terbuthylazin	0,1	/	1 0,02	/	/	/
Terbuthylazin-Met. CGA 324007	-	/	14 0,05-0,09	1 0,06	1 0,05	1 0,05
Terbuthylazin-Met. SYN 545666	-	/	24 0,06-0,61	2 0,14-0,16	1 0,08	/
AMPA	10	2 0,05-0,29	/	/	/	/
Desphenyltriazin	0,1	/	/	/	/	/
2,6-Dichlorbenzamid	3	/	1 0,05	/	/	/

Erläuterung

Konzentrationen in Mikrogramm pro Liter

GOW = Gesundheitlicher Orientierungswert gemäß Bundes Umwelt Amt (31. Januar 2012), Konzentration in Mikrogramm pro Liter

Abbildung 2-23

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

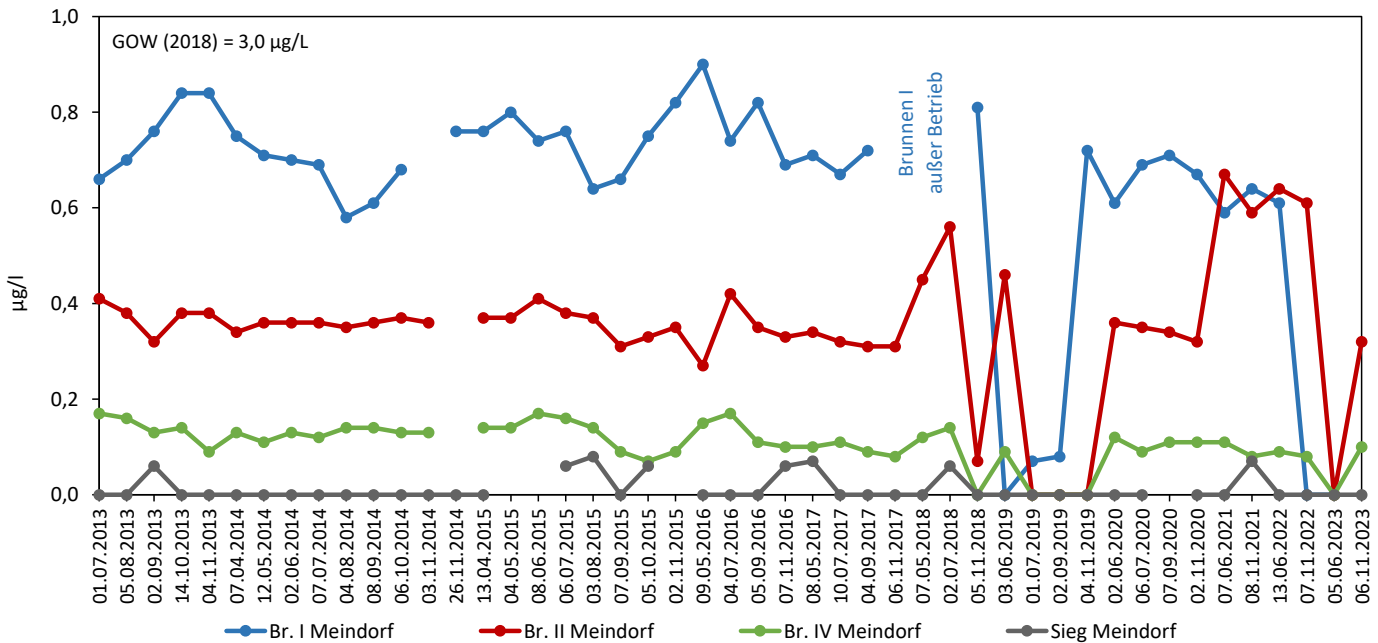
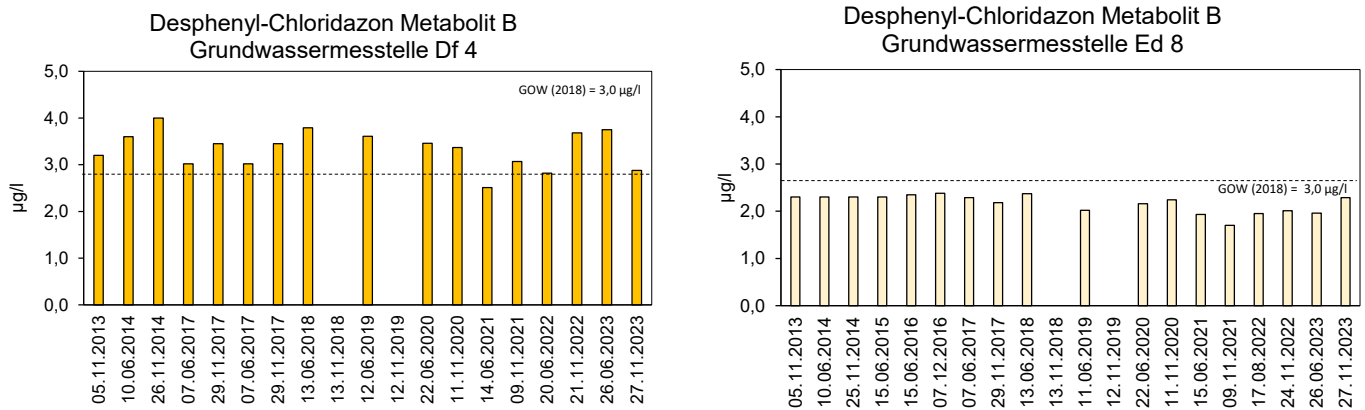


Abbildung 2-24

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

Die Beobachtungen zeigen, 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. Die Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die u. a. bei Zuckerrüben (Chloridazon), Mais (S-Metolachlor) und Gemüse beziehungsweise 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.

In Bezug auf die aktuell gültige Trinkwasserverordnung besteht derzeit keine Gefährdung der Trinkwasserressource. Mit Blick auf die möglicherweise in Zukunft wirksam werdende Einstufung von S-Metolachlor als „relevanter“ Metabolit, lägen im Grundwasser teilweise Konzentrationen über dem möglichen Grenzwert von 0,1 Mikrogramm pro Liter.

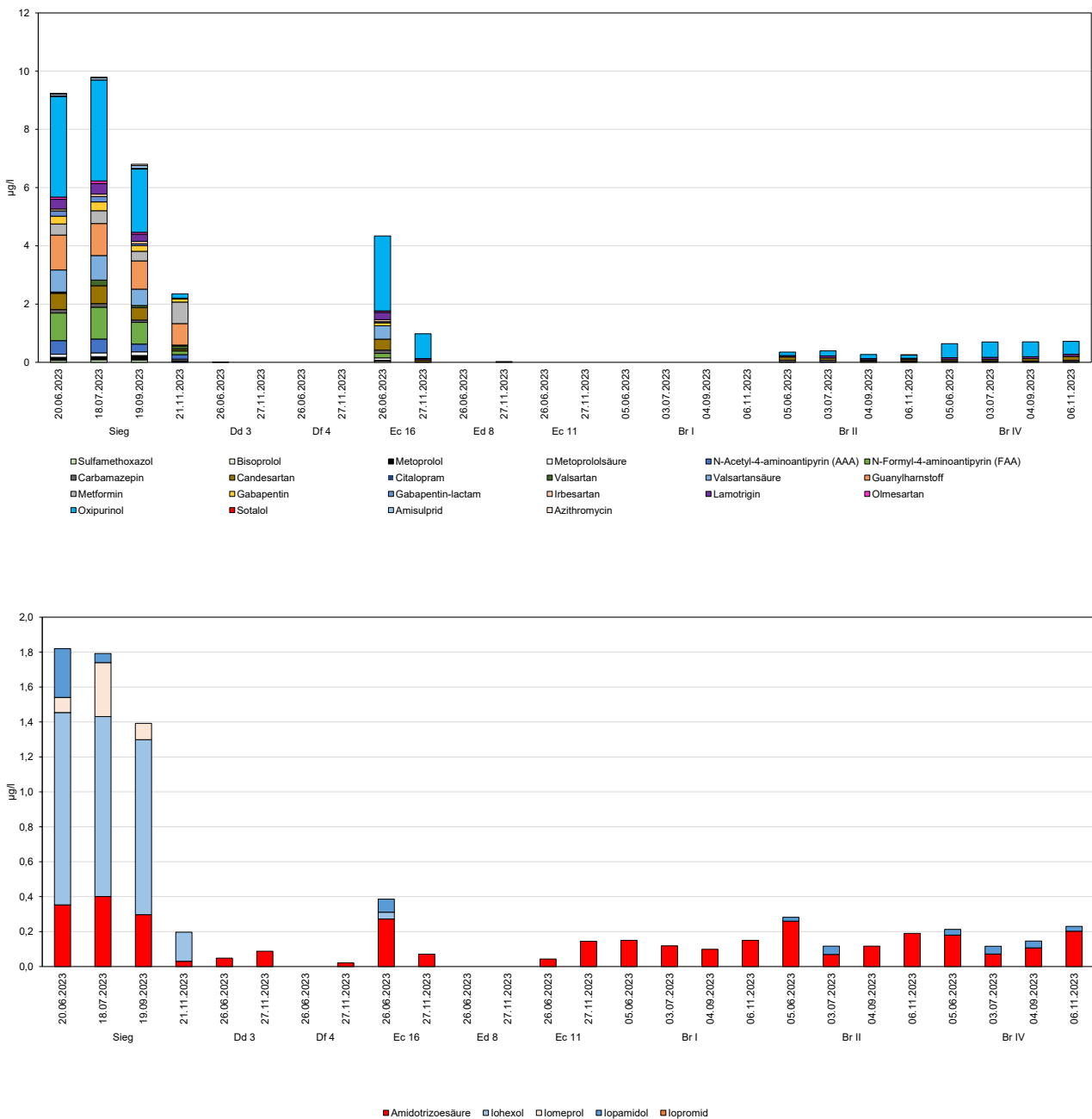
2.2.5 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden weiterhin orientierende Untersuchungen auf 21 Wirkstoffe aus Arzneimitteln und auf fünf Röntgenkontrastmittel durchgeführt (Abbildung 2-25).

In der Sieg wurden alle dieser Wirkstoffe und vier Röntgenkontrastmittel nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen dabei teilweise über dem jeweiligen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser. Im Grundwasser wurden 14 dieser Wirkstoffe und drei Röntgenkontrastmittel mindestens einmal nachgewiesen. Dabei wurde an der

Grundwassermessstelle Ec 16 der GOW von Valsartansäure überschritten. Im Rohwasser der Förderbrunnen wurden sechs Arzneimittel und zwei Röntgenkontrastmittel beobachtet. Die Konzentrationen lagen jedoch weitestgehend unterhalb der jeweiligen GOW. Im Rohwasser von Brunnen IV lag die Konzentration von Oxipurinol teilweise über dem GOW. Darüber hinaus wurden ebenfalls Untersuchungen auf zwei Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt, die an keiner der Probenahmestelle nachgewiesen wurden.

Abbildung 2-25
Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel im Grundwassergewinnungsgebiet in Meindorf an der unteren Sieg in 2023.



2.2.6 SPURENSTOFFE

Darüber hinaus wurden auch orientierende Untersuchungen auf 11 weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (Trifluoressigsäure (TFA), Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel) (Abbildung 2-26 bis Abbildung 2-30). In der Sieg und bei je zwei Untersuchungen an fünf Grundwassermessstellen wurden die meisten Stoffe mehrheitlich mit Konzentrationen unter den gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW) nachgewiesen. Dabei sind die Konzentrationen in den Grundwasserproben nochmals deutlich geringer als in der Sieg. 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 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 2-30) deuten dagegen darauf hin, dass TFA auch als Abbauprodukt aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) eingetragen werden kann.

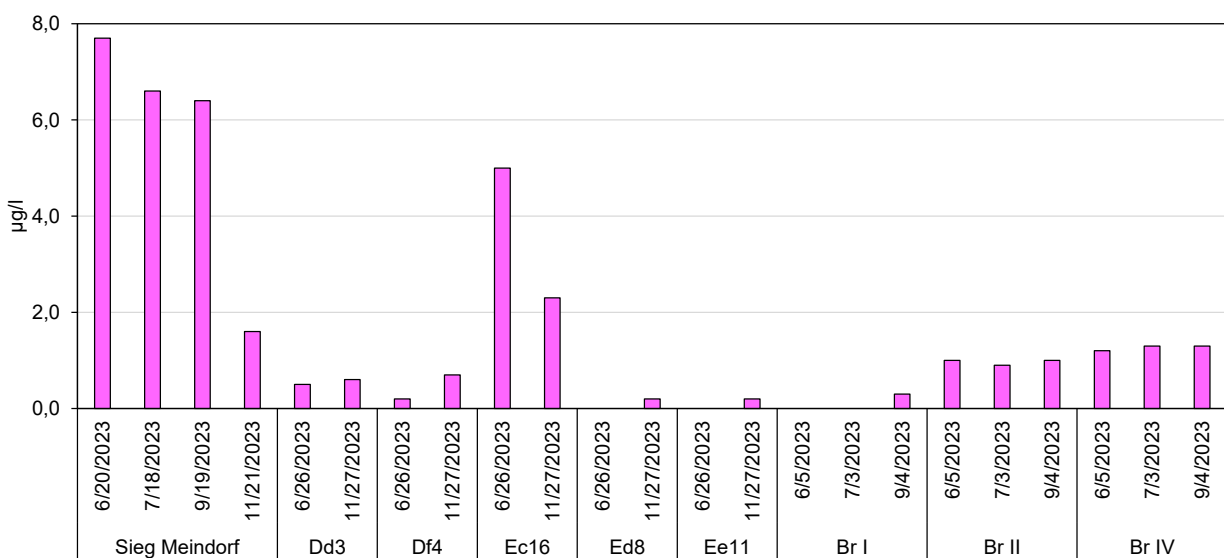


Abbildung 2-26

Nachweise des Komplexbildners EDTA (Ethylendinitrietetraessigsäure) im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in 2023.

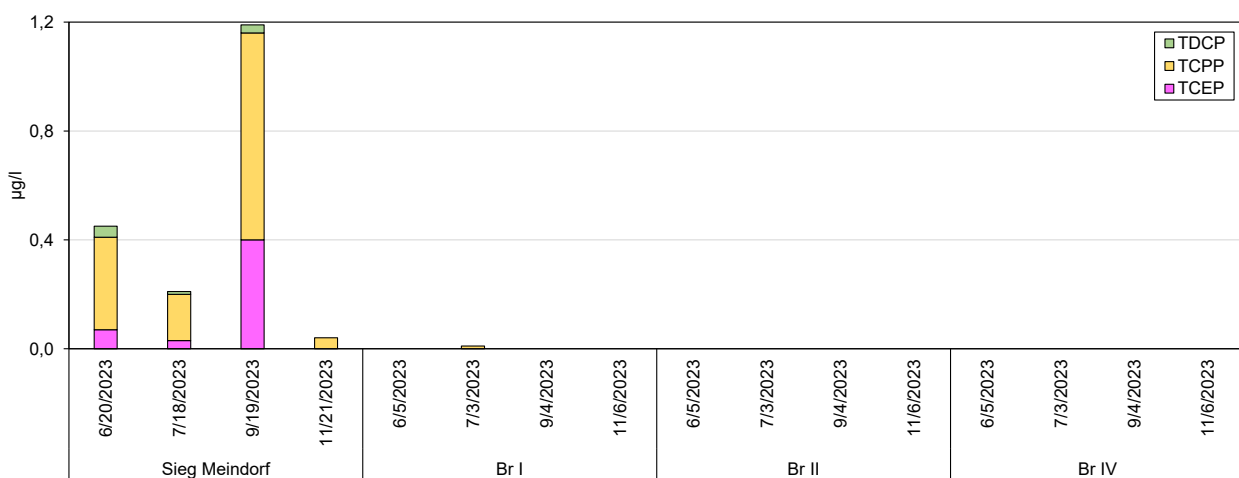


Abbildung 2-27

Nachweise von Flammschutzmitteln im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in 2023.

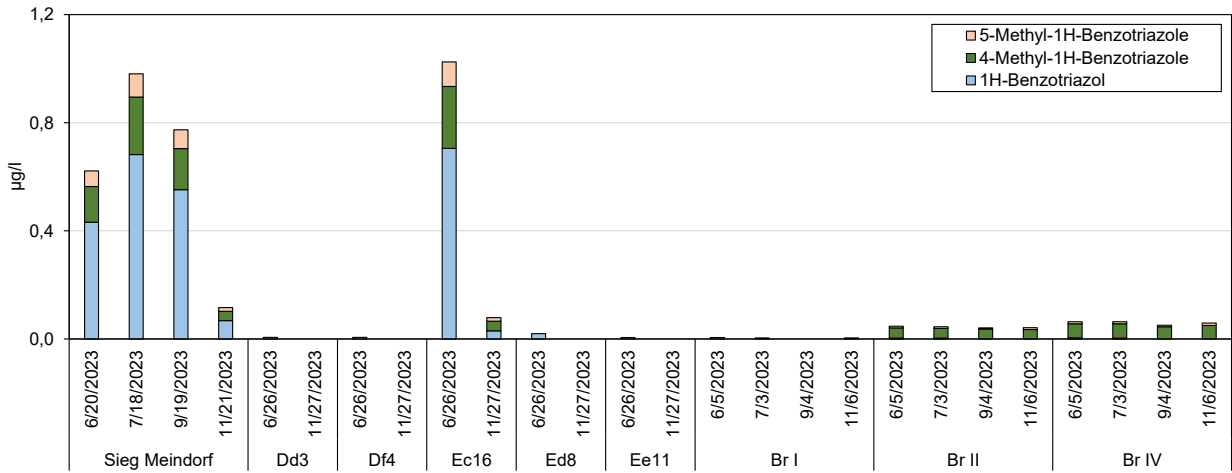


Abbildung 2-28
Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in 2023.

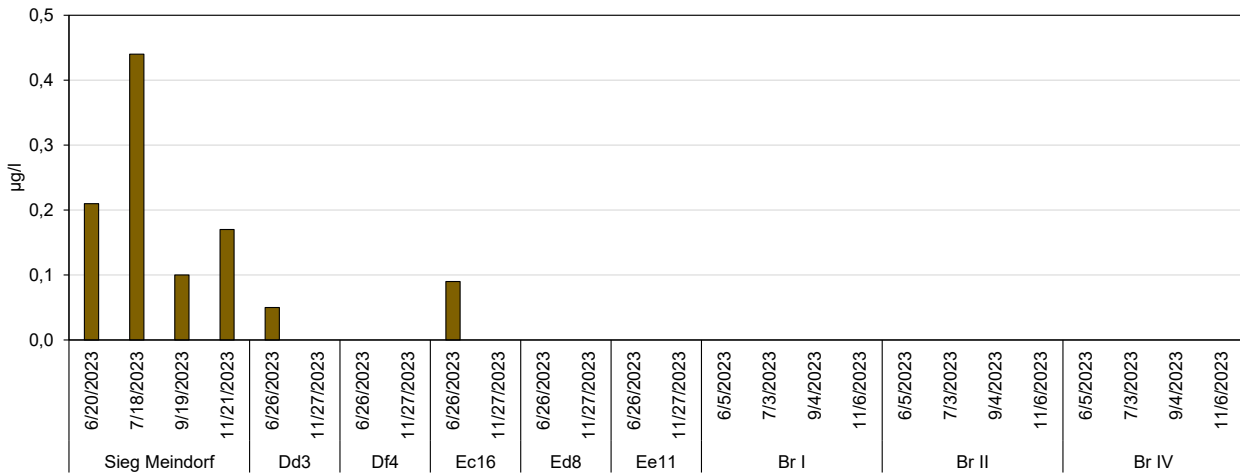


Abbildung 2-29
Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in 2023.

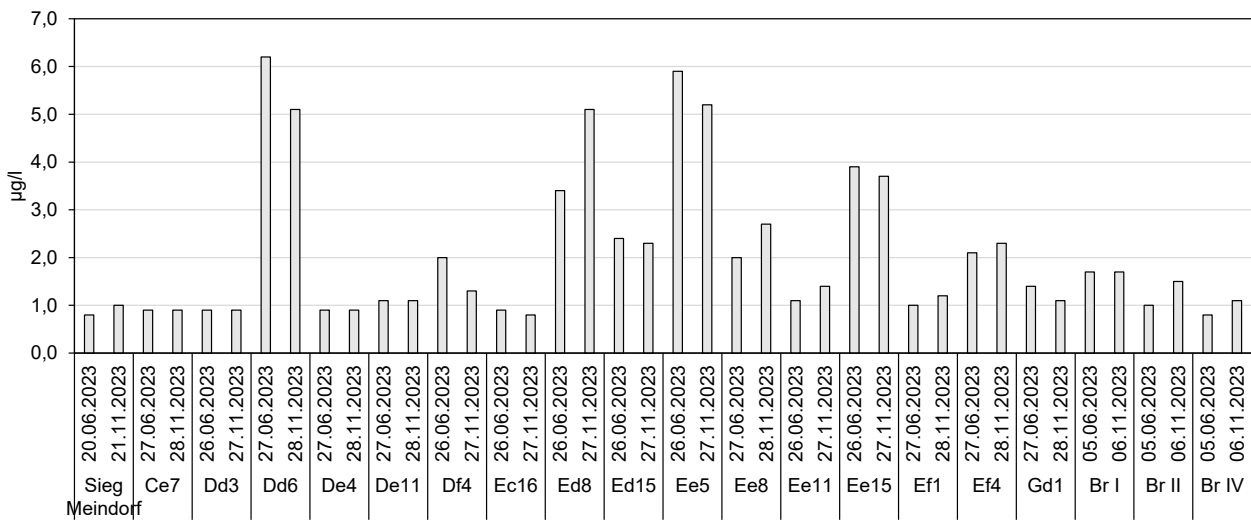


Abbildung 2-30
Nachweise der Industriechemikalie Trifluoressigsäure (TFA) im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg in 2023.

2.2.7 PER- UND POLYFLUORIerte ALKYLSubSTANZEN (PFAS)

2023 wurde in der Sieg, an 32 Grundwassermessstellen und in den drei Förderbrunnen Untersuchungen auf PFAS (siehe Abschnitt 1.1.8) durchgeführt. Mit Ausnahme von Grundwassermessstelle Fe 3 wurde an allen Grundmessstellen mindestens eine Einzelsubstanz nachgewiesen (Abbildung 2-31). Dabei kam es sowohl im Grundwasser als auch im Rohwasser der Förderbrunnen teilweise zu Überschreitungen der zukünftig geltenden Grenzwerte der Summe PFAS-20 und Summe PFAS-4.

Die Untersuchungen zeigen, dass im Bereich der Ortslagen Sankt Augustin-Menden, -Meindorf und teilweise in Niederpleis erhöhte Konzentrationen auftreten. In den Ortslagen Sankt Augustin-Handlar und Bonn Vilich-Müldorf treten ebenfalls erhöhte Konzentrationen auf, die jedoch in Bezug auf die Einzelsubstanzen ein anderes Verteilungsmuster aufweisen. Es sind weitere Untersuchungen notwendig, um das Verteilungsmuster und mögliche Eintragspfade identifizieren zu können.

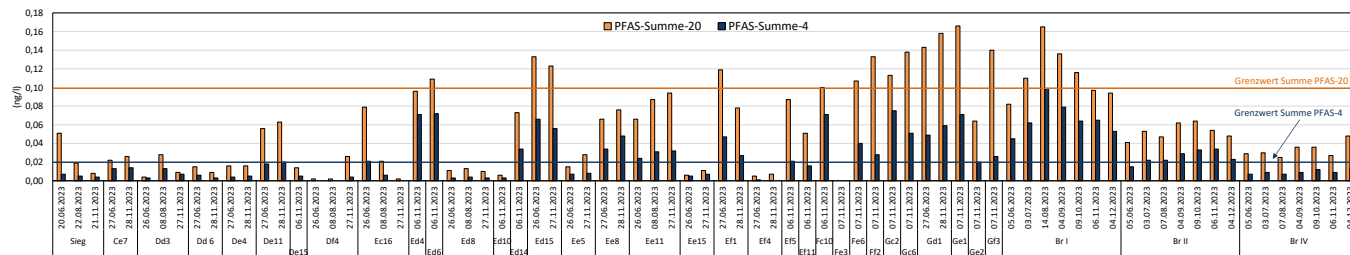


Abbildung 2-31
Nachweise von PFAS im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf in 2023.

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.

Im Wasserschutzgebiet wurden 2023 folgende chemische und mikrobiologische Untersuchungen durchgeführt Tabelle 2-8 und Abbildung 2-32):

Untersuchungen auf						
Entnahmezyklus	Anorganische Hauptionen, gesamter organischer Kohlenstoff	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	Nicht relevante Metabolite	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)
Monatlich	26 Grundwassermessstellen					
Halbjährlich	39 Grundwassermessstellen					
Juni, November		10 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	10 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	5 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	5 Grundwassermessstellen, Rohwasser der Brunnen	18 Grundwassermessstellen

Tabelle 2-7
Entnahmestellen und chemische Untersuchung von Grundwasserproben im Hennefer Siegbogen in 2023.

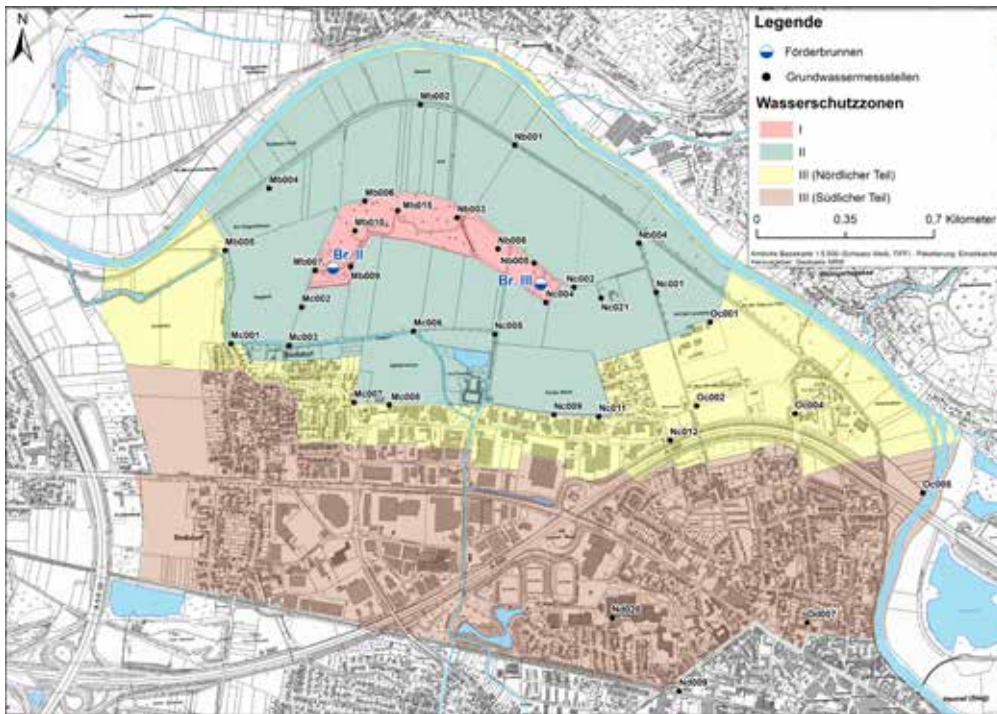


Abbildung 2-32
Probenahmestellen im Wasserschutzgebiet im Hennefer Siegbogen.

2.3.2 MIKROBIOLOGIE BRUNNEN HENNEF

Tabelle 2-8
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser (Brunnen) Hennef

Jahr 2023	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen Hennef	13	13 (Colilert) 13 (CCA)	13	13
Rohwasser Hennef (Eingang Wasserwerk)	109	109 (Colilert) 109 (CCA)	---	77

Bei den monatlichen bakteriologischen Untersuchungen der beiden Grundwasserbrunnen im Hennefer Siegbogen waren die Koloniezahlen sehr niedrig, überwiegend 0 oder 1 Koloniebildende Einheit (KBE) pro Milliliter. Im Untersuchungszeitraum gab es keine Nachweise von *E. coli*, Clostridien und Enterokokken.

In einer Rohwasserprobe im Februar vom Brunnen 2 wurden Coliforme Bakterien nachgewiesen, sowohl mit dem Colilert-Verfahren (1 Coliformer pro 100 Milliliter) wie mit der Membranfiltration auf CCA (2 Kolonien pro 100 Milliliter), die Identifizierung der Isolate mit API 20E ergab unterschiedliche Profile (*Serratia spp.*, 1207753, *Rahnella aquatilis*, 1005573), ein Isolat war mittels API 20 E nicht zu identifizieren (API-Profil 1205573). Bei der erneuten Beprobung des Brunnens eine Woche später wurden keine coliformen Bakterien mehr nachgewiesen.

Im September wurde in einer Probe vom Brunnen 3 ein Coliformer

pro 100 Milliliter mit dem Colilert-Verfahren nachgewiesen. Die Identifikation mit API 20 E ergab *Serratia spp.* (1207763).

In Proben des Rohwassers (Eingang Wasserwerk) wurden an insgesamt 9 Terminen coliforme Bakterien nachgewiesen, in der Regel 1 Coliformer pro 100 Milliliter. Eine Ausnahme bildete eine Probe von Ende Juni mit 10 (Colilert) beziehungsweise 13 Coliformen pro 100 Milliliter. Eine wahrscheinliche Ursache für die Coliformen-Befunde, insbesondere im Juni, war eine unter bestimmten Umständen nicht vollständig dicht schließende Klappe und die dadurch verursachte Einmischung von Talsperrenwasser in die Rohwasserleitung für das Hennefer Grundwasser. Im Frühsommer war im Talsperrenwasser ein zunehmende Anzahl coliformer Bakterien zu beobachten, die im Juni im Talsperrenwasser sowie im Rohwasser Hennef identifizierten Isolate wiesen ein übereinstimmendes API-Profil auf (1305553, Identifikation *Enterobacter amnigenus* 2).

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 Milligramm pro Liter (Abbildung 2-33). Die erhöhte Grundwasserneubildung zu Beginn des Jahres führt grundsätzlich in diesem Zeitraum zu einem verstärkten Nitrat-austrag 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 Milligramm pro Liter unterschritten.

Im Vergleich zum Vorjahr liegen die Konzentrationen auch in den Sommermonaten auf einem etwas höheren Niveau. Die Ursache hierfür liegt vermutlich an den höheren Niederschlagsmengen im Sommer. In 2022 lag die Niederschlagssumme (Juni bis August) der Wetterstation auf dem Brunnengelände in Meindorf bei zirka 110 Millimeter. Für den selben Zeitraum wurde in 2023 eine Niederschlagsmenge von zirka 210 Millimetern gemessen. Die Wetterstation des Deuten Wetterdienstes in Neunkirchen-Seelscheid Krawinkel

verzeichnete ab Ende Juli eine nutzbare Feldkapazität von über 100 Prozent. Diese Daten lassen vermuten, dass bedingt durch die hohen Niederschlagsmengen etwas Grundwasserneubildung in den Sommermonaten stattgefunden hat und dadurch die erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser verursacht wurden.

Die Nitratgehalte der Sieg sind sehr gering und liegen zumeist deutlich unter 20 Milligramm pro Liter. Der hohe Anteil an Sieginfiltrat 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 2-34). Diese Messstellen zeigen über die gesamte Beobachtungsdauer eine deutlich sinkende Tendenz, die in starkem Maße auf den durch die Gewinnung erhöhten Anteil an Sieginfiltrat zurückzuführen ist. Bezogen auf die letzten 10 bis 15 Jahre ist eine Stabilisierung mit vereinzelten 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 2-34). An einzelnen Messstellen, z. B. Nc 4 und Nc 5 (Abbildung 2-34), liegt die Nitratkonzentration, mit wenigen Konzentrationsspitzen, weitgehend auf sehr niedrigem Niveau. Am Beispiel der Messstellen Nd 8 und Nd 20 (Abbildung 2-34) zeigt sich, dass auch im Stadtgebiet Hennef erhöhte Nitratkonzentrationen auftreten

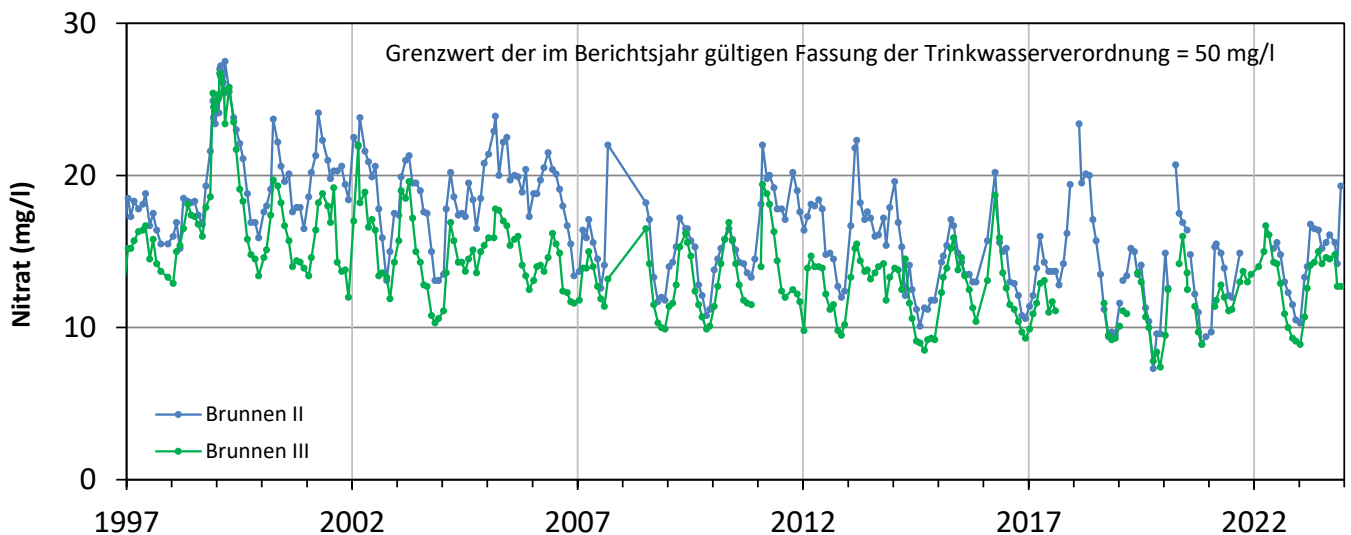


Abbildung 2-33

Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) der beiden Förderbrunnen im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.

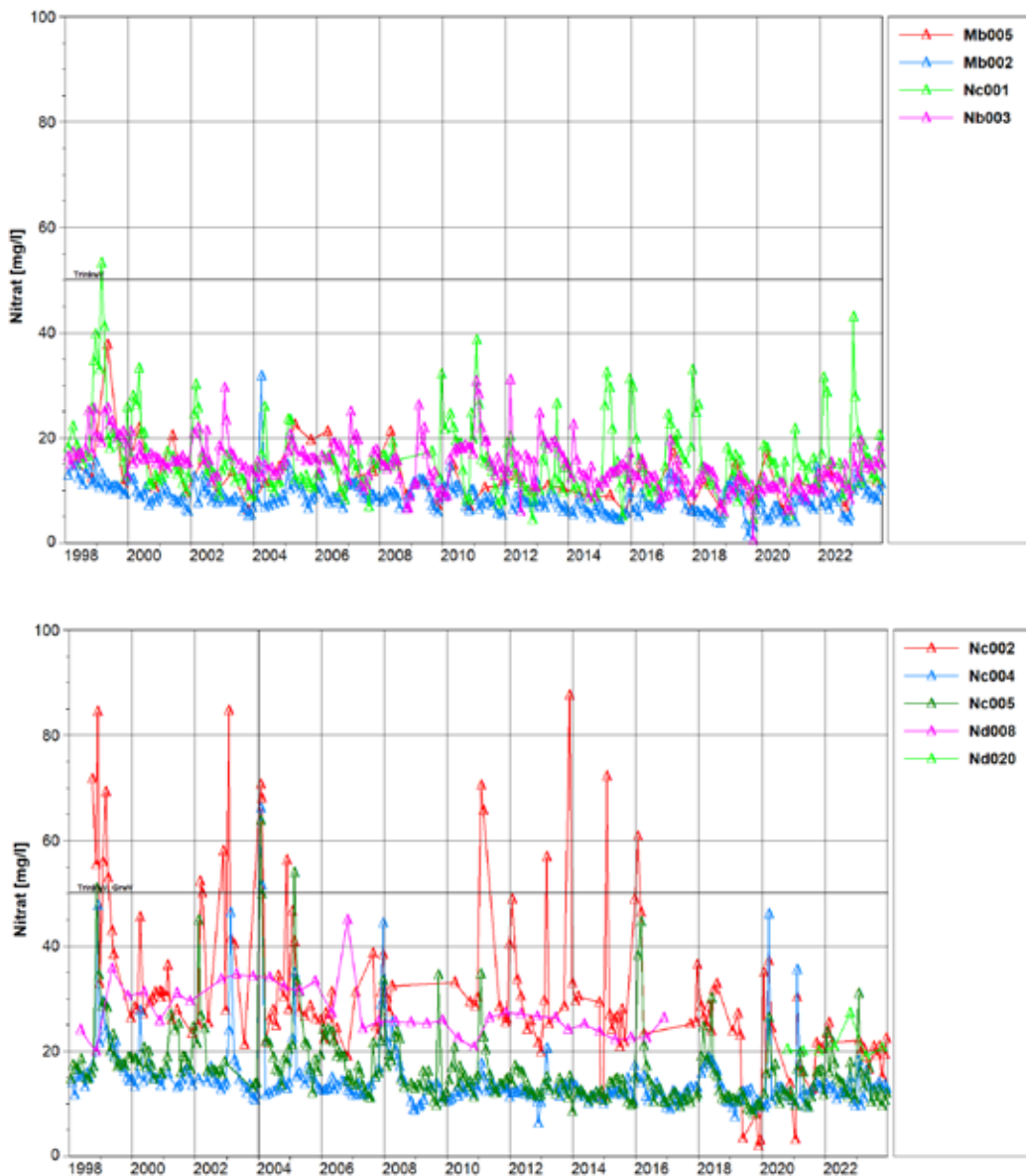


Abbildung 2-34
Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) in ausgewählten Grundwassermessstellen im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.

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 bis 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 Mikrogramm pro Liter 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. 2023 wurde von diesen Stoffen lediglich AMPA nachgewiesen. In den beobachteten Grundwassermessstellen und in den Förderbrunnen wurde kein Wirkstoff aus Pflanzenschutzmitteln nachgewiesen.

Weiterhin wurden 2023 jeweils im Juni und November Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt. Nicht relevante Metabolite sind Abbauprodukte von Pflanzenschutz-

mittelwirkstoffen, 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 2-7 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Bei Untersuchungen in der Sieg wurde 2023 ausschließlich AMPA, der Metabolit von Glyphosat, nachgewiesen. Die Konzentration lag deutlich unter dem GOW. In den beprobten Grundwasserwassermessstellen wurden verschiedene Derivate von S-Metolachlor-Sulfonsäure, Desphenylchloridazon (Metabolit B), Methyl-desphenylchloridazon (Metabolit-B1), DMS und Dimetachlor mit Konzentrationen, die unter dem jeweiligen GOW

lagen, nachgewiesen. Im Rohwasser der beiden Förderbrunnen wurden deutlich weniger nrM nachgewiesen. Die Konzentrationen der nachgewiesenen Stoffe S-Metolachlor-Sulfonsäure, Desphenylchloridazon (Metabolit B) und Methyl-desphenylchloridazon (Metabolit-B1) lagen auch hier unter dem jeweiligen GOW. Wie bereits in Kapitel 2.2.4 beschrieben, wird aktuell darüber diskutiert, ob S-Metolachlor als „relevanter“ Metabolit einzustufen ist. Dies würde bedeuten, dass ein Grenzwert von 0,1 Mikrogramm pro Liter anzuwenden ist. Dem folgend lägen vereinzelt Grundwasserproben über dem Grenzwert (Tabelle 2-7).

Die nachgewiesenen Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die z.B. bei Zuckerrüben (Chloridazon) oder Mais (S-Metolachlor-Sulfonsäure) angewendet werden.

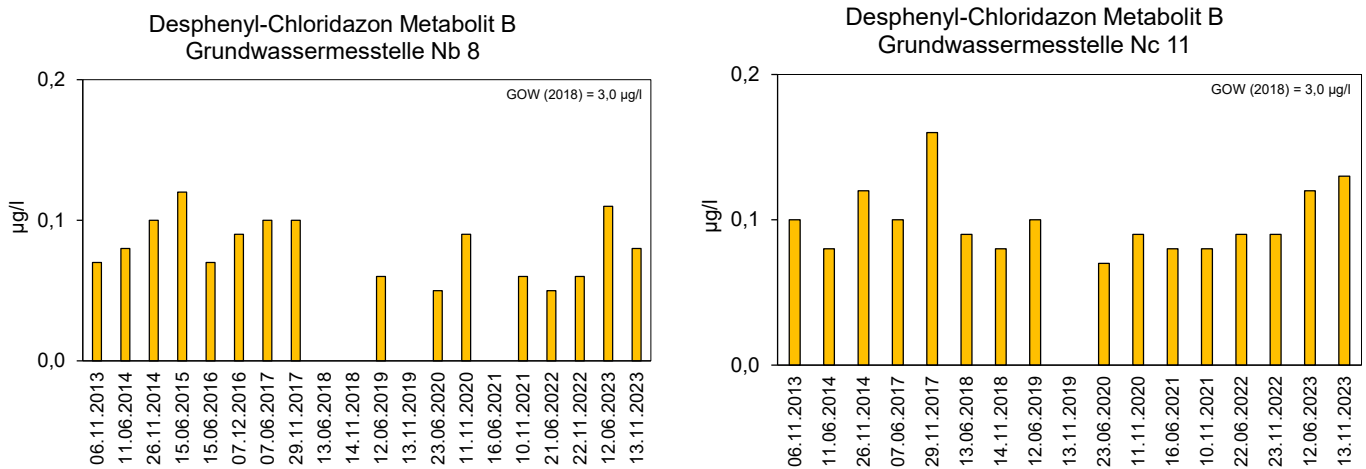


Abbildung 2-35

Entwicklung der Desphenyl-Chloridazon (Metabolit B) Nachweise in ausgewählten Grundwassermessstellen im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.



Abbildung 2-36

Entwicklung der Desphenylchloridazon (Metabolit B) Konzentration im Rohwasser der beiden Förderbrunnen (Mb008 = Förderbrunnen II, Nc003 = Förderbrunnen III).

Entnahmestelle		Sieg	GWMST	Brunnen II	Brunnen III
Häufigkeit der Untersuchung		2	2 an je 11 GWMST	2	2
Nicht relevanter Metabolit	GOW				
<i>S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704</i>	3	/	/	/	/
<i>S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)</i>	3	/	2 0,06-0,13	/	/
<i>S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208</i>	1	/	/	/	/
<i>S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173</i>	1	/	1 0,06	/	/
<i>S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)</i>	3	/	2 0,08-0,18	1 0,06	1 0,08
<i>S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168/CGA 354743</i>	3	/	/	1 0,06	1 0,08
<i>Metazachlor-Sulfonsäure BH 479-9</i>	1	/	/	/	/
<i>Metazachlor BH 479-12</i>	3	/	/	/	/
<i>Metazachlor BH 479-11</i>	1	/	/	/	/
<i>Metazachlor C-Metabolit</i>	3	/	/	/	/
<i>Metazachlor S-Metabolit</i>	3	/	2 0,13-0,17	/	/
<i>Desphenylchloridazon Met. B</i>	3	/	18 0,11-1,03	1 0,51	1 0,14
<i>Methyldeshenylchloridazon Met. B 1</i>	3	/	8 0,05-0,17	2 0,15-0,16	/
<i>Dimethylsulfamid (DMS)</i>	1	/	1 0,05	/	/
<i>Dimethachlor CGA 369873</i>	3	/	2 0,13-0,14	/	/
<i>Dimethachlor ESA</i>	1	/	/	/	/
<i>Dimethachlor OA</i>	1	/	/	/	/
<i>Dimethenamid ESA</i>	1	/	/	/	/
<i>Dimethenamid OA</i>	1	/	/	/	/
<i>Flufenacet M 2 (ESA)</i>	1	/	/	/	/
<i>Flufenacet OA</i>	ohne	/	/	/	/
<i>Quinmerac BH 518-5</i>	3	/	/	/	/
<i>Chlortalonil Met. M 5</i>	3	/	/	/	/
<i>Chlortalonil Met. M 12</i>	3	/	/	/	/
<i>Metalaxyl CGA 108906</i>	1	/	/	/	/
<i>Metalaxyl CGA 62826</i>	1	/	/	/	/
<i>Tritosulfuron 635M01 (BH 635)</i>		1	/	/	/
<i>Terbuthylazin-Met. SYN 545666 (LM6, SM6, CSCD648241)</i>	-	/	4 0,11-0,17	/	/
<i>AMPA</i>	10	2 0,05-0,46	/	/	/
<i>2,6-Dichlorbenzamid</i>	3	/	/	/	/

Erläuterung

Konzentrationen in Mikrogramm pro Liter; / = kein Nachweis; GOW = Gesundheitlicher Orientierungswert gemäß Bundesumweltamt (31. Januar 2012).

Die Beobachtungen zeigen, 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.

In Bezug auf die aktuell gültige Trinkwasserverordnung besteht derzeit keine Gefährdung der Trinkwasserressource. Mit Blick auf die möglicherweise in Zukunft wirksam werdende Einstufung von S-Metolachlor als „relevanter“ Metabolit, lägen im Grundwasser teilweise Konzentrationen über dem möglichen Grenzwert von 0,1 Mikrogramm pro Liter.

2.3.5 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden auch orientierende Untersuchungen auf 21 Wirkstoffe aus Arzneimitteln und 5 Röntgenkontrastmitteln durchgeführt. In der Sieg wurden 20 dieser Stoffe mindestens einmal beobachtet (Abbildung 2-37). Die Konzentrationen lagen bei fünf Stoffen über dem gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser. In den Grundwassermessstellen und im Rohwasser der beiden Förderbrunnen wurden lediglich die Stoffe Sulfamethoxazol, Carbamazepin und Candesartan nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen unterhalb der jeweiligen GOW.

Von den untersuchten Röntgenkontrastmitteln wurden in der Sieg vier nachgewiesen (Abbildung 2-37). Die Konzentration von Iohexol lag dabei über dem GOW. In den Grundwassermessstellen und im Rohwasser der beiden Förderbrunnen wurde Amidotrizoesäure und Iopamidol nachgewiesen. Auch hier lagen die Konzentrationen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW.

Darüber hinaus wurden ebenfalls Untersuchungen auf zwei Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt. Diese Stoffe wurden in keiner Probenahmestelle nachgewiesen.

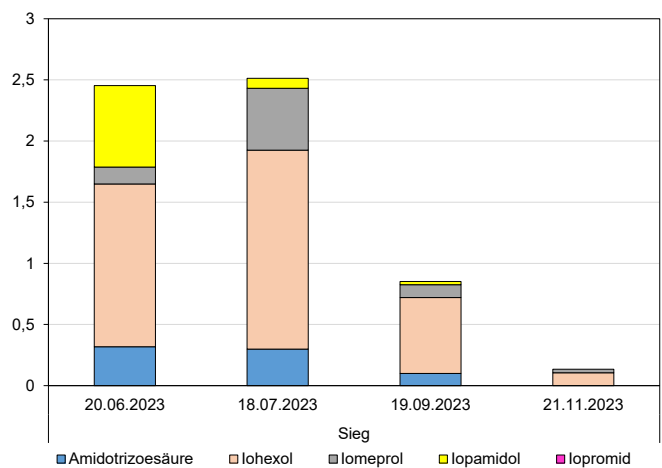
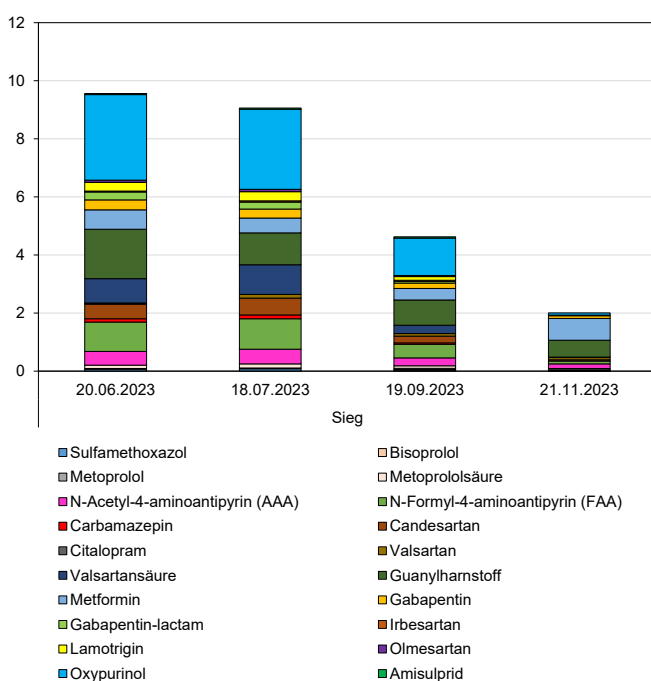


Abbildung 2-37

Nachweise von Arzneimittel und Röntgenkontrastmitteln (in Mikrogramm pro Liter) in der Sieg im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in 2023.

2.3.6 SPURENSTOFFE

Es wurden auch orientierende Untersuchungen auf 11 weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (Trifluoressigsäure (TFA), Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel) (Abbildung 2-38 bis Abbildung 2-42). In der Sieg wurden die meisten Stoffe mit Konzentrationen unter dem jeweiligen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) nachgewiesen. Im Juli 2023 lag die Konzentration von ETDA über dem GOW (Abbildung 2-38). Bei je zwei Untersuchungen an fünf Grundwassermessstellen wurden neun dieser Stoffe mindestens einmal beobachtet. Die Konzentrationen lagen deutlich

unterhalb der jeweiligen GOW. Im Rohwasser der Brunnen wurden acht 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 2-42) deuten allerdings darauf hin, dass TFA auch als Abbauprodukt aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) eingetragen werden kann.

Abbildung 2-38
Nachweise des Komplexbildners EDTA (Ethyldinitritotetraessigsäure) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in 2023.

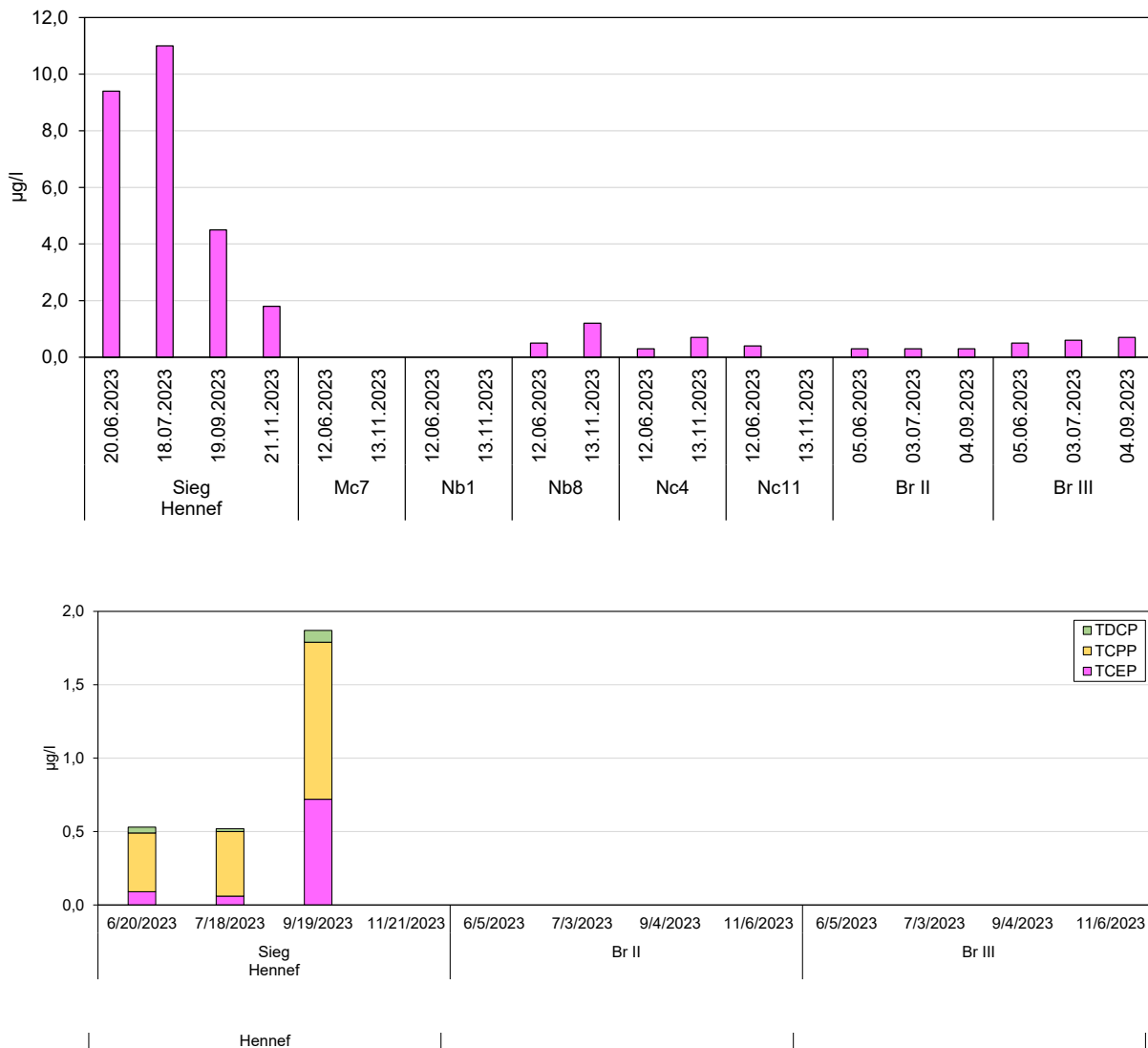


Abbildung 2-39
Nachweise von Flammschutzmitteln im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in 2023.

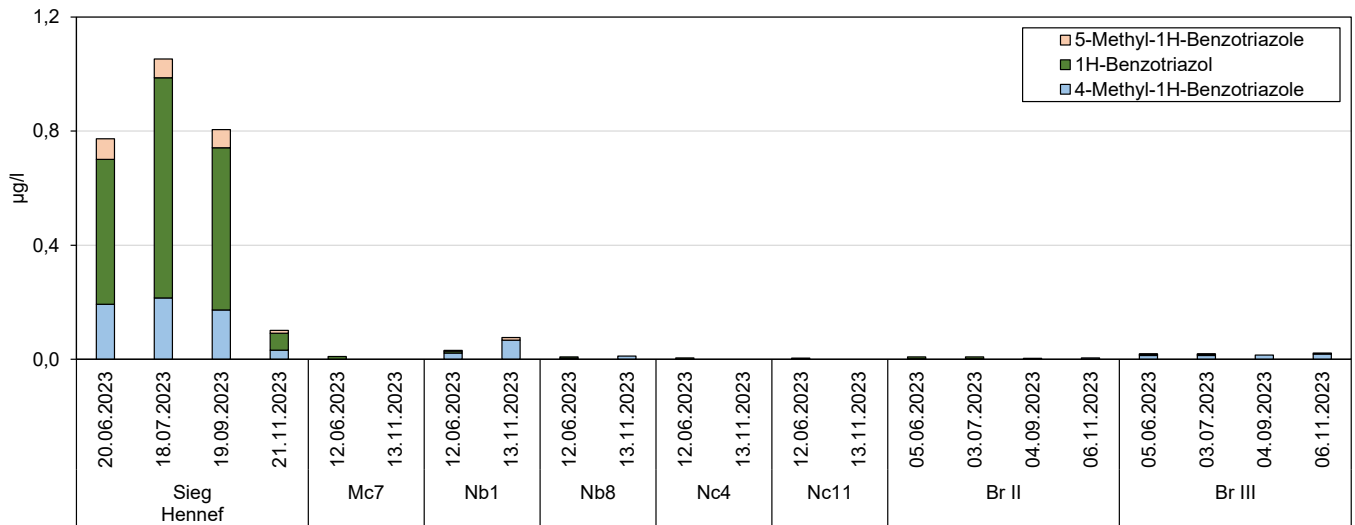


Abbildung 2-40
Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in 2023.

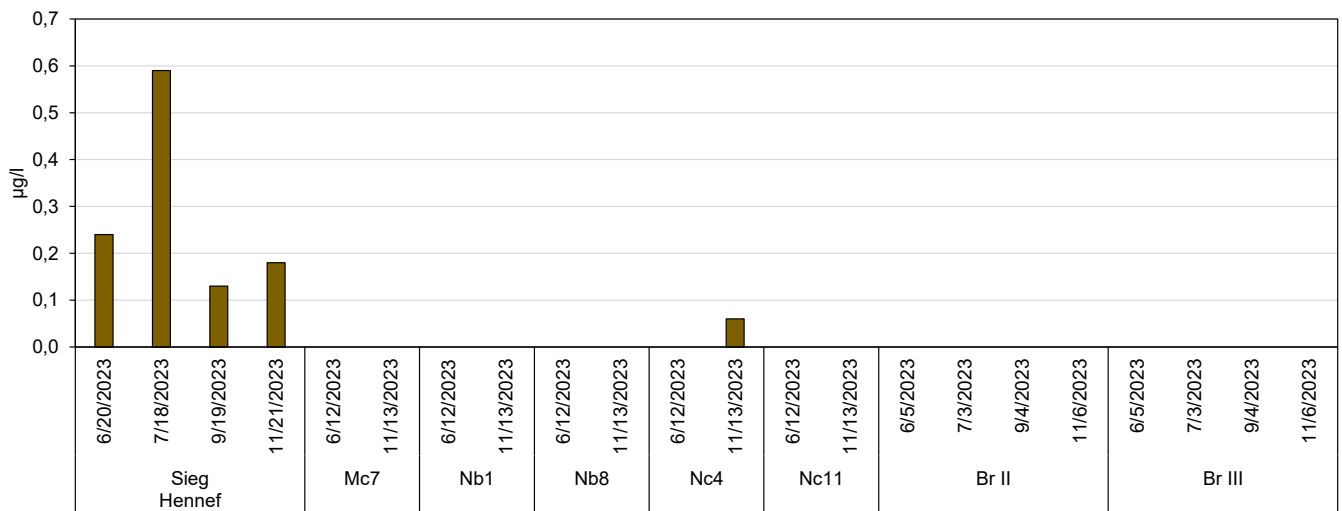
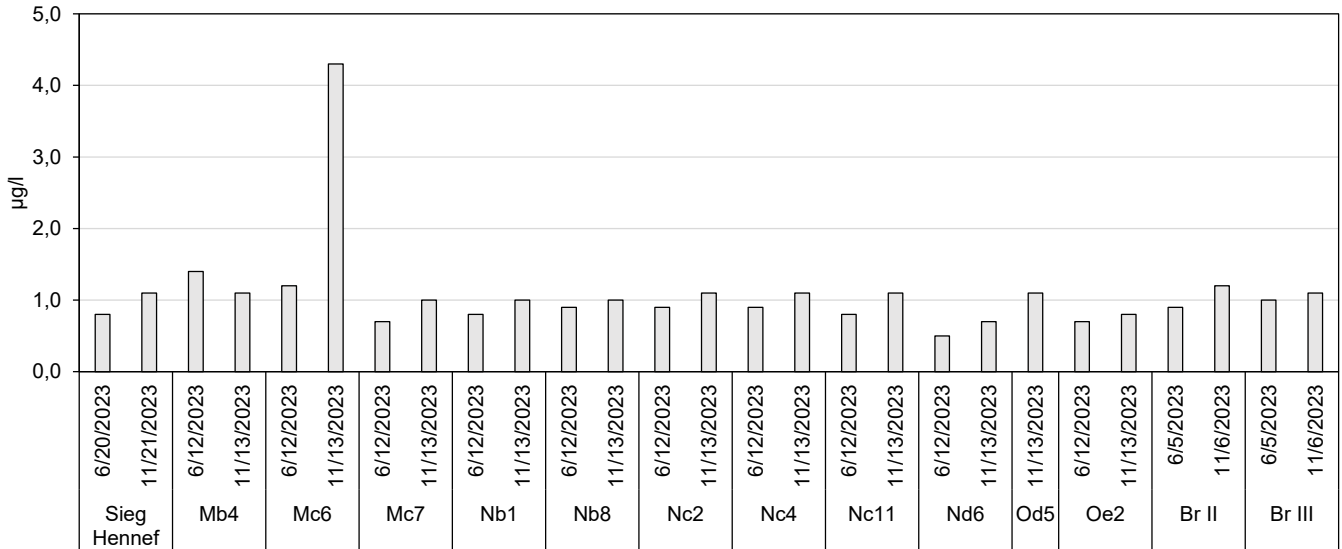


Abbildung 2-41
Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in 2023.

Abbildung 2-42
Nachweise der Industriechemikalie (Trifluoressigsäure) TFA im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in 2023.



2.3.7 PER- UND POLYFLUORIERTER ALKYLSTOFFE (PFAS)

2023 wurden in der Sieg, an 18 Grundwassermessstellen und in den beiden Förderbrunnen Untersuchungen auf PFAS (siehe Abschnitt 1.1.8) durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass in allen Probenahmestellen mindestens eine Einzelsubstanz nachgewiesen wurde (Abbildung 2-43). Die Konzentrationen lagen jedoch alle unterhalb

der zukünftig geltenden Grenzwerte. 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.

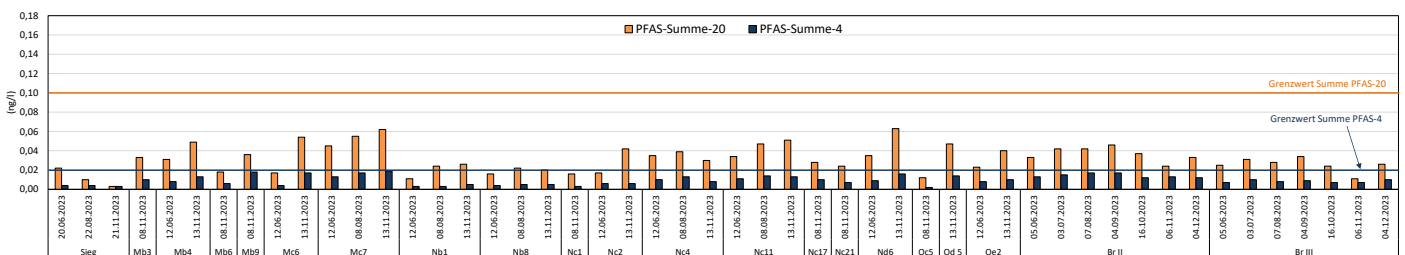


Abbildung 2-43
Nachweise von PFAS im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen in 2023.

3 WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION

3.1 NIEDERSCHLAG IM EINZUGSGEBIET 3.1.1 ZUFLUSS ZUM STAUSEE

Das Jahr 2023 war in der Gesamtbetrachtung im Vergleich zu den Vorjahren sehr niederschlagsreich. Die Jahressumme war mit 1.326 Millimeter Niederschlag an der Station des Deutschen Wetterdienstes in Neunkirchen-Krawinkel deutlich höher als in den Vorjahren seit 2010. In einem der trockensten Jahre in diesem Zeitraum, dem Jahr 2018, wurden nicht einmal 800 Millimeter Niederschlag gemessen. Insbesondere die starken Niederschläge in den Herbstmonaten Oktober bis Dezember sorgten für eine frühzeitige gute Füllung der Wahnbachtalsperre in 2023. Aufgrund niedrigerer Temperaturen und dem Rückgang der Vegetation erreichte ein größerer Anteil des Niederschlags die Wahnbachtalsperre.

In der letzten Woche vor Weihnachten 2023 zeichnete sich aufgrund der Wetterprognosen eine Phase mit Niederschlägen von bis zu 20 Litern Regen über mehrere Tage ab, sodass ab dem 20. Dezember 2023 die Unterwasserabgabe entsprechend dem Betriebsplan der Talsperre erhöht wurde.

Am 23. Dezember 2023 haben die Prüfungen ergeben, dass der verfügbare Speicherraum der Wahnbachtalsperre das aus der aktuellen Hochwasserwelle zulaufende Wasser nicht mehr vollständig aufnehmen kann. Dies erforderte ein Verlassen des Normalbetriebs und die Einleitung der Hochwasservorentlastung, die mit höheren

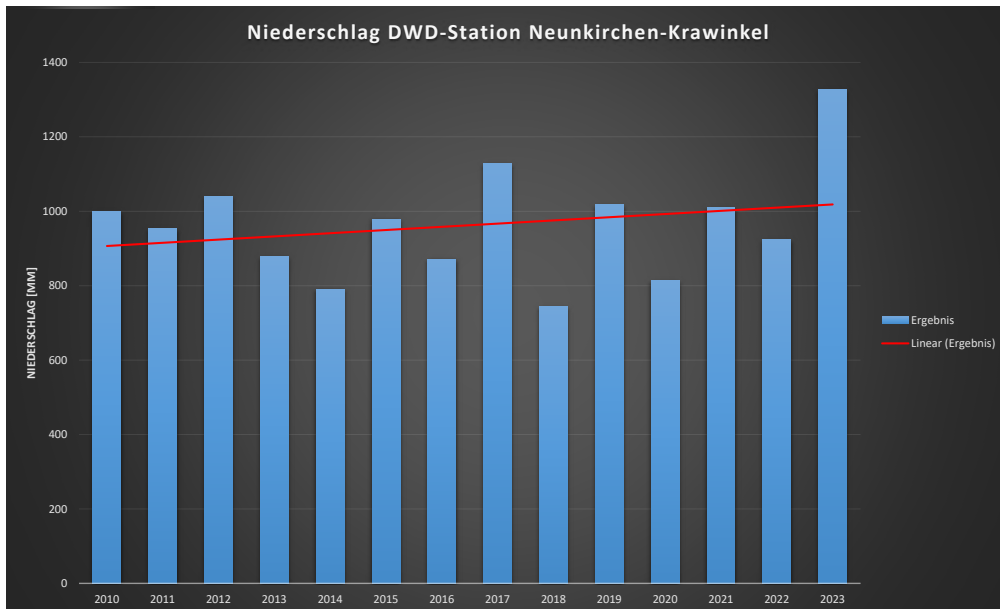


Abbildung 3-1
Jahressummen der Niederschläge
von 2010 bis 2023

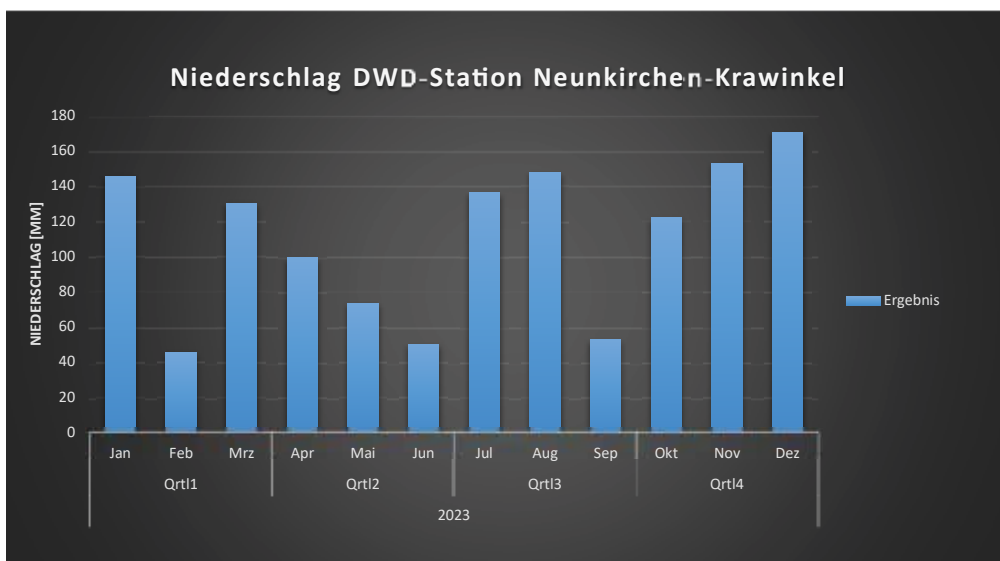
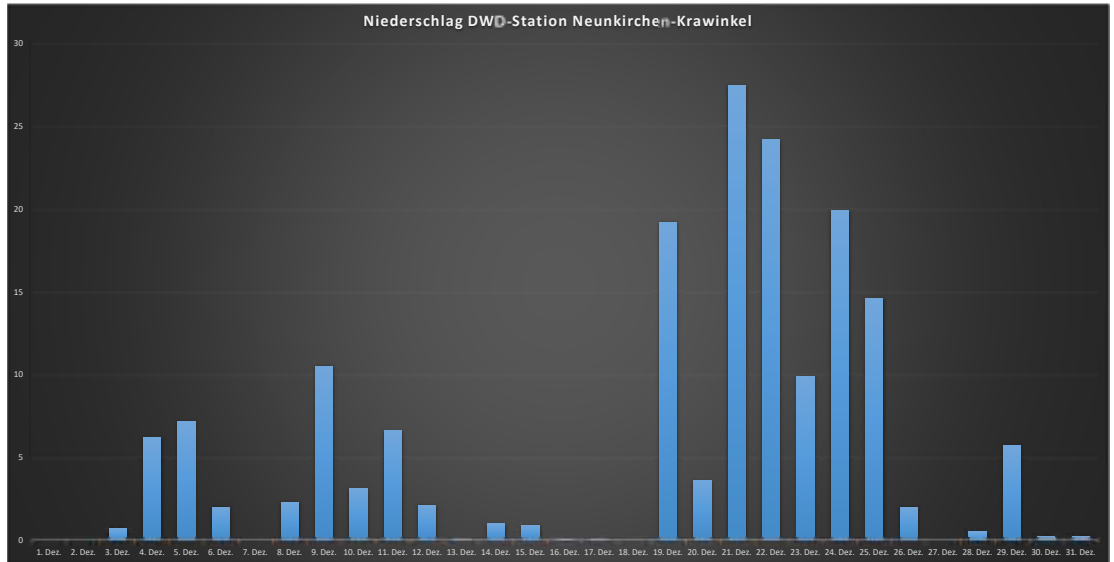
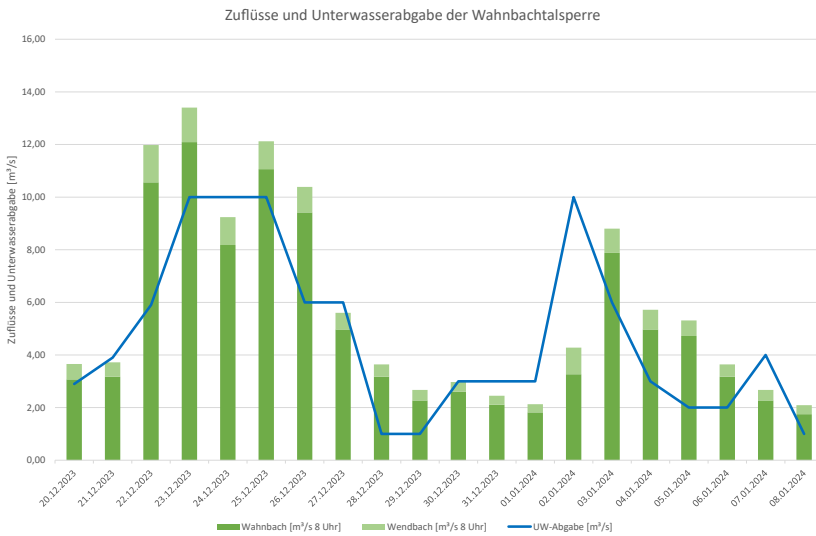


Abbildung 3-2
Monatliche Niederschläge im Jahr 2023

Abbildung 3-3
Tagessummen der Niederschläge im Dezember 2023

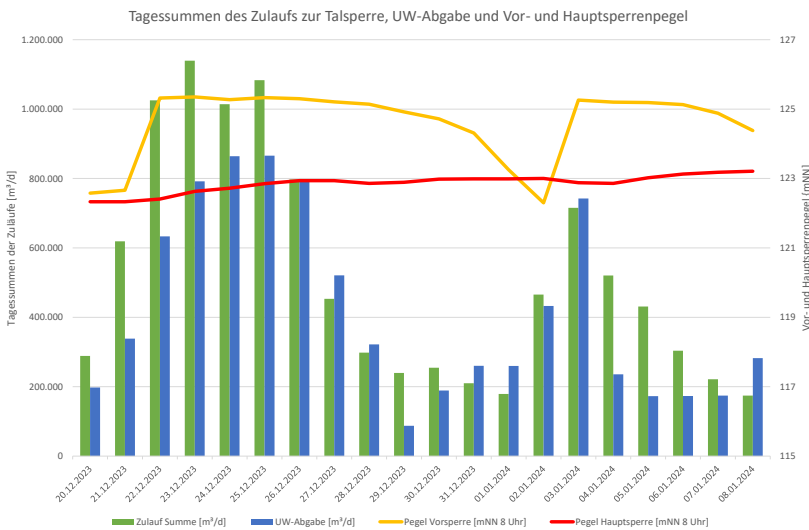


Abbildungen 3-4
oben Zuflüsse und Unterwassergabe
unten Tagessummen der Zuläufe und der
Unterwassergabe und die Veränderung der Staupegel



Unterwasserabgaben den erforderlichen Freiraum in der Talsperre schaffen soll. Die Hochwasservorentlastung in der ersten Stufe mit einer Unterwasserabgabe von 10 Kubikmetern je Sekunde wurde über drei Tage durchgeführt. Am 2. Januar 2024 musste noch einmal für einen Tag eine Hochwasservorentlastung gefahren werden, da erneute starke Niederschläge und die daraus resultierenden Zuflüsse dies erforderlich machten. Die Abbildung 3-4 oben zeigt die Zuläufe und die Unterwasserabgabe bezogen jeweils auf 8 Uhr.

Die Abbildung 3-4 unten zeigt die Tagessummen der Zuläufe und der Unterwasserabgabe und die Veränderung der Staupegel von Vor- und Hauptsperre.



Die zuständigen Behörden (Umweltamt der Stadt Siegburg, Meldekopf der Bezirksregierung Köln) und die Rettungsleitstelle des Rhein-Sieg-Kreises wurden entsprechend der festgelegten Regelungen umgehend über die Änderungen der Unterwasserabgabe informiert, um für den Bedarfsfall entsprechende Maßnahmen vorbereiten zu können. Maßnahmen zum Schutz der Unterlieger waren gleichwohl zu keiner Zeit erforderlich.

Nachmittags am 3. Januar 2024 konnte die letzte Hochwasservorentlastung beendet und wieder der Normalbetrieb gemäß dem genehmigten Betriebsplan aufgenommen werden. Die Hochwasserlage konnte ohne kritische Auswirkungen für den Unterlauf gemeistert und die Funktionsweise des Betriebsplans entsprechend bestätigt werden.

3.1.2 TALSPERRENINHALT

Zu Beginn des Kalenderjahrs 2023 war die Wahnbachtalsperre unterdurchschnittlich gefüllt. Infolge der ergiebigen Niederschläge im ersten Quartal 2023 ist der Staupegel der Talsperre bis Ende März 2023 deutlich gestiegen. Aufgrund der im wasserwirtschaftlichen Sommerhalbjahr (Anfang Mai bis Ende Oktober) sehr gut gefüllten Talsperre konnten die Grundwasserressourcen geschont werden.

Aufgrund dessen, dass sich die Talsperre im Laufe des ersten Quartals 2023 durch die ergiebigen Niederschläge und die daraus resultierenden Zuflüsse gut gefüllt hat (siehe Abb. 3-7), konnte im

verbleibenden Jahr 2023 vermehrt auf das Talsperrenwasser als Rohwasserressource für die Trinkwasseraufbereitung zurückgegriffen werden (siehe Abb. 3-8). Das Wasserrecht der Talsperre in Höhe von 28,1 Millionen Kubikmeter pro Jahr konnte somit im Kalenderjahr 2023 nahezu ausgeschöpft werden (siehe Abb. 3-9).

Die auch im zweiten Quartal noch sehr ergiebigen Niederschläge machten es im April/Mai 2023 sogar erforderlich, den Hochwasserschutzraum der Talsperre durch eine Unterwasserabgabe an den Unterlauf des Wahnbachs freizuhalten (siehe Abb. 3-7).

Jahresvergleich Stauhöhe

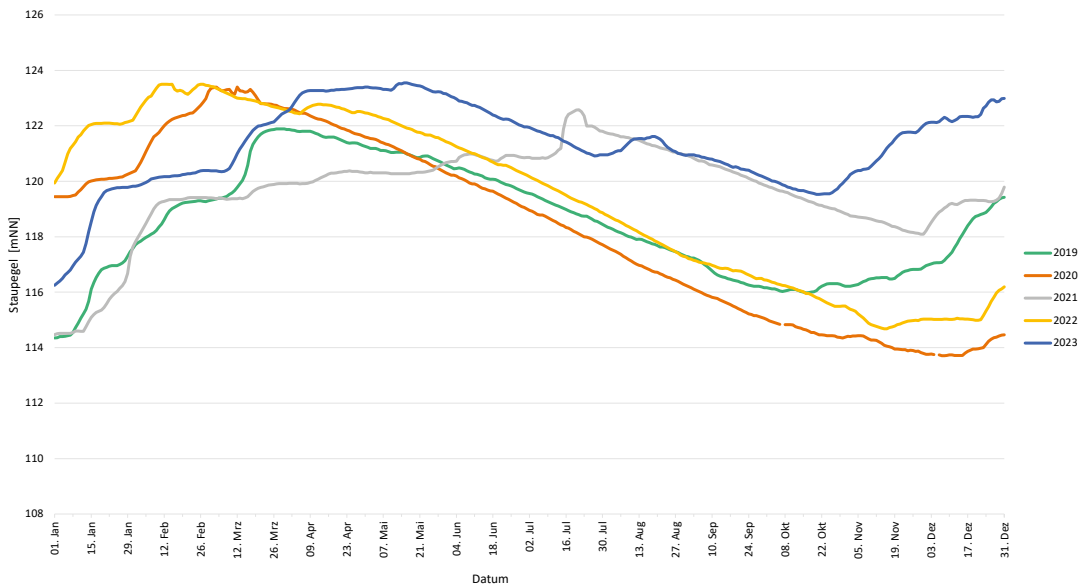


Abbildung 3-5
Verlauf des Staupegels der Wahnbachtalsperre im Jahr 2023 (blau) im Vergleich zu den Vorjahren.

Jahr		2019	2020	2021	2022	2023
Max. Staupegel	[m ü. NN]	121,89	123,40	122,58	123,50	123,55
Max. Stauinhalt	[Mio. m³]	36,6	39,5	37,9	39,7	39,8
Max. Füllungsgrad	[%]	89,6	96,6	92,8	97,1	97,3
Min. Staupegel	[m ü. NN]	114,35	113,71	114,47	114,68	116,25
Min. Stauinhalt	[Mio. m³]	24,0	23,1	24,2	24,5	26,9
Min. Füllungsgrad	[%]	58,7	56,5	59,2	59,9	65,7
Mittl. Staupegel	[m ü. NN]	118,51	118,43	119,64	119,45	121,30
Mittl. Stauinhalt	[Mio. m³]	30,7	30,7	32,6	32,5	35,6
Mittl. Füllungsgrad	[%]	75,1	75,1	79,7	79,4	87,0

Abbildung 3-6
Staupegel, Stauinhalt und Füllungsgrad der Wahnbachtalsperre – Maximum, Minimum und Mittelwert im Jahr 2023 und zum Vergleich die Werte der Vorjahre.

Ab Mai 2023 ist der Pegel der Talsperre bis Mitte Oktober gefallen (siehe Abb. 3-7), durch die teils auch im Sommerhalbjahr ergiebigen Niederschläge aber auf einem vergleichsweise hohen Niveau geblieben, sodass auch im August 2023 Wasser an den Unterlauf des Wahnbachs abgegeben werden musste.

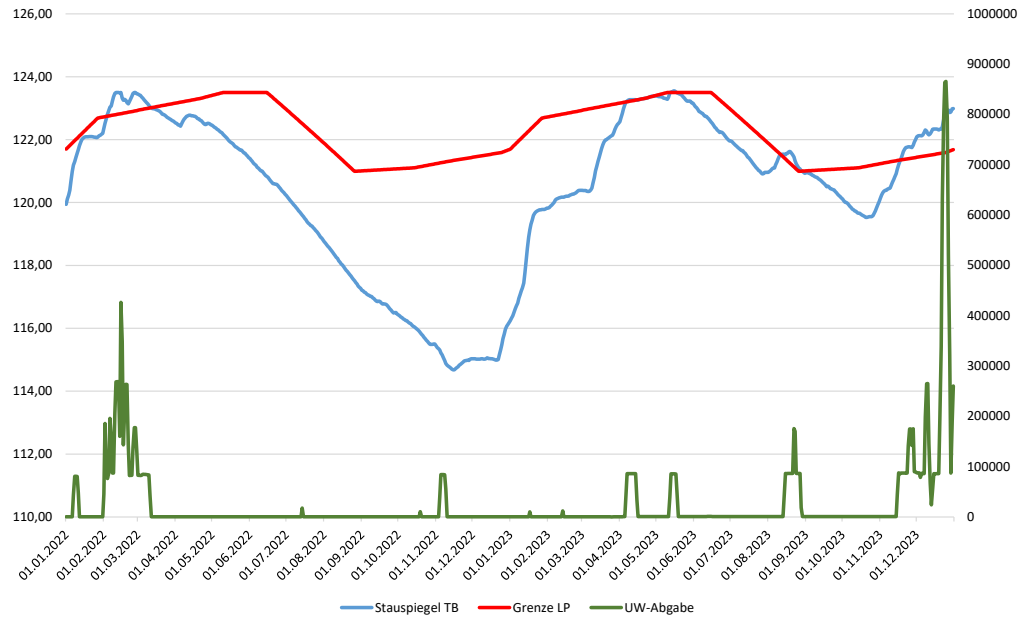
Ab Mitte Oktober 2023 ist der Stauspiegel bereits vor Beginn des wasserwirtschaftlichen Winterhalbjahres wieder gestiegen, sodass die Talsperre schon zu Beginn des Kalenderjahrs 2024 sehr gut gefüllt war. Von Mitte November bis zum Jahresende haben die sehr ergiebigen Niederschläge im Einzugsgebiet für üppige Zuflüsse zur

Talsperre gesorgt, sodass seitdem kontinuierlich Wassermengen an den Unterlauf des Wahnbachs unterhalb der Talsperre abgegeben wurden.

Der Tiefststand des Staupegels (der Talsperre) aus dem Vorjahr (am 15./16.11.2022: 114,68 m ü. NN, das entspricht einem Stauinhalt von 24,5 Millionen Kubikmetern beziehungsweise einem Füllungsgrad von 59,9 Prozent) wurde im Jahr 2023 (am 01.01.2023: 116,25 m ü. NN, das entspricht einem Stauinhalt von 26,9 Millionen Kubikmetern beziehungsweise einem Füllungsgrad von 65,7 Prozent) nicht erreicht (siehe Abb. 3-5 und 3-6).

STAUSPIEGEL UND UNTERWASSERABGABE

Abbildung 3-7
Verlauf des Stauspiegels (blau) und der Unterwasserabgabe (grün) der Wahnbachtalsperre in den Jahren 2022 und 2023 mit Darstellung der (unteren) Grenze des Betriebsplans/Lamellenplans (rot).



Der höchste Staupegel im Jahr 2023 betrug 123,55 m ü. NN, was einem Stauinhalt von 39,8 Millionen Kubikmetern beziehungsweise einem Füllungsgrad von 97,3 Prozent entspricht. Infolge dessen, dass das Wasserrecht der Talsperre im Jahr 2023 nahezu ausgeschöpft werden konnte und die Trinkwasserabgabe im

Jahr 2023 mit 43,6 Millionen Kubikmetern gegenüber dem Vorjahr (44,9 Millionen Kubikmeter) deutlich zurückgegangen ist, fallen die Entnahmemengen aus den beiden Grundwasserressourcen im Kalenderjahr 2023 geringer aus als im Vorjahr (siehe Abb. 3-9).

ENTNAHMEMENGEN (in m³)

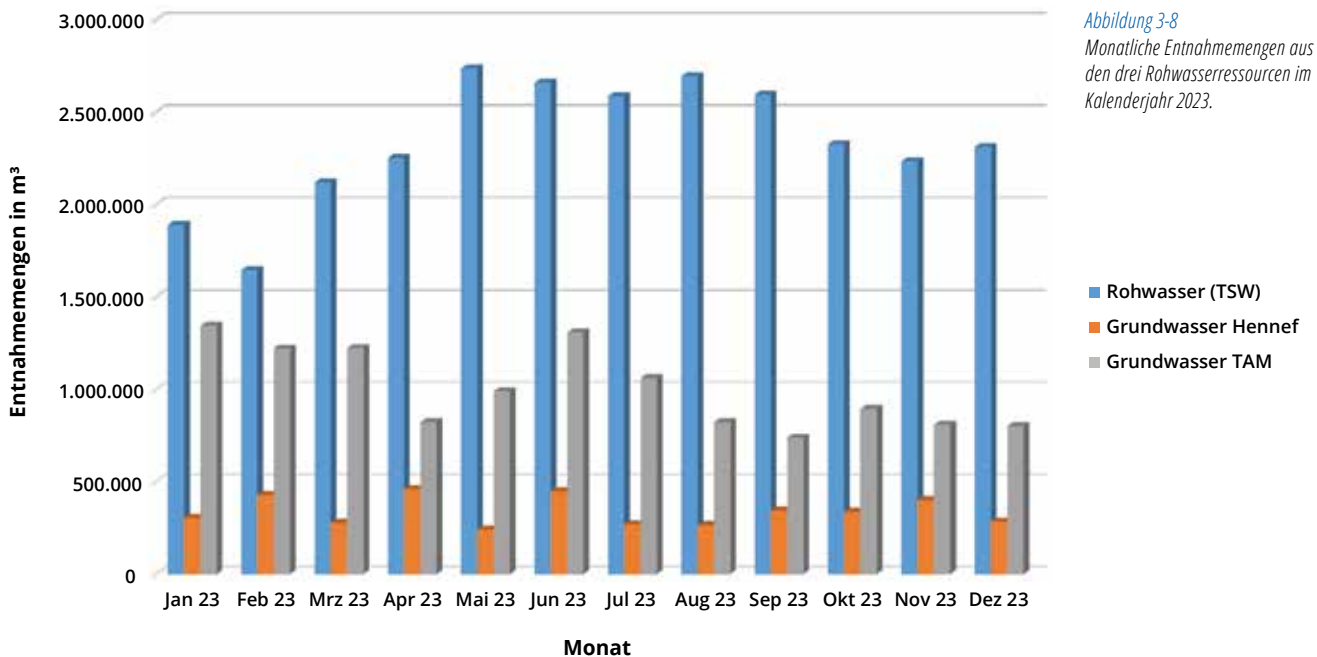
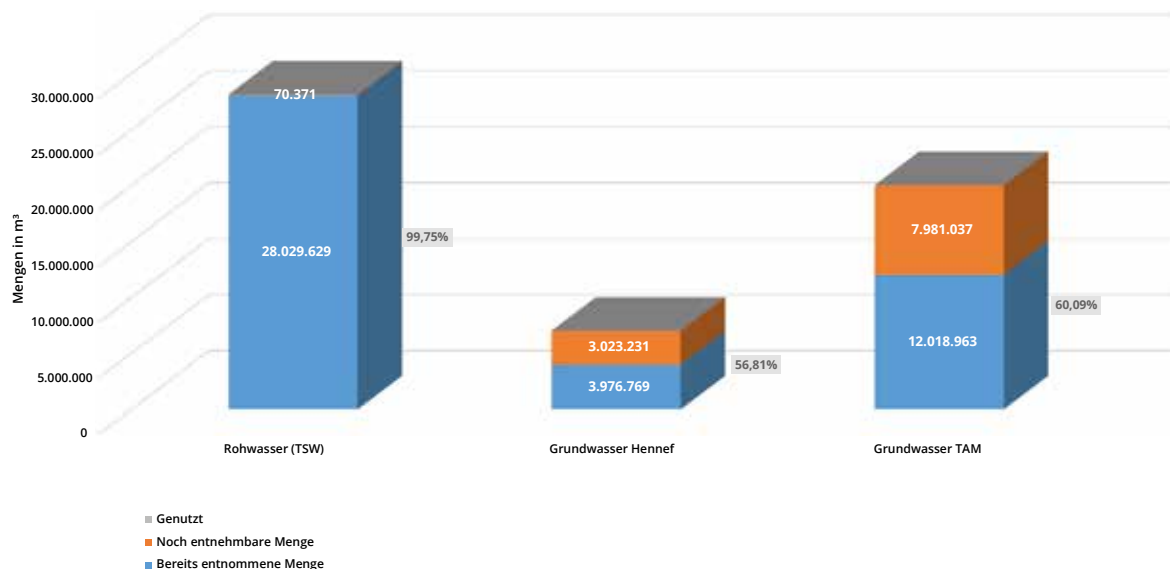


Abbildung 3-8
Monatliche Entnahmemengen aus den drei Rohwasserressourcen im Kalenderjahr 2023.

Abbildung 3-9
 Jahresentnahmemengen aus den drei Rohwasserressourcen im Kalenderjahr 2023.

ENTNAHMEMENGEN (in m³)



Insgesamt wurden die Rechte zur Rohwasserentnahme aus den drei Ressourcen des Wahnbachtalsperrenverbandes im Jahr 2023 zu rund 80,0 Prozent (Vorjahr: 83,2 Prozent) ausgeschöpft.

3.2 TRINKWASSERPRODUKTION UND -ABGABE

Für die Trinkwasserproduktion werden drei Ressourcen genutzt: Oberflächenwasser aus der Wahnbachtalsperre, Grundwasser aus zwei Brunnen im Hennefer Siegbogen und Grundwasser aus drei Brunnen an der unteren Sieg in Sankt Augustin-Meindorf. Die jeweiligen Anteile der Rohwasserressourcen an der Gesamtmenge des produzierten Trinkwassers sowie die (Aus-) Nutzung der jeweiligen wasserrechtlich zugelassenen Entnahmemenge sind für die vergangenen drei Kalenderjahre in der Tabelle unten zusammengefasst. Der Anteil des Talsperrenwassers an der Jahresproduktion beträgt im Jahr 2023 63,67 Prozent und liegt somit deutlich über dem Wert des Vorjahrs. Demzufolge ergaben sich in Bezug auf die Nutzung

des Grundwassers aus dem Hennefer Siegbogen geringere Anteile. Im Jahr 2023 wurde aus den Brunnen in Hennef weniger Rohwasser gefördert als im Jahr 2022, was sich in dem geringeren Anteil an der Trinkwasserproduktion und der deutlich geringeren Ausnutzung des Wasserrechts widerspiegelt. Der Anteil des Grundwassers aus Meindorf an der Trinkwasserproduktion lag im Jahr 2023 mit 27,30 Prozent unter dem Wert des Vorjahrs. Das Wasserrecht für die Grundwasserentnahme in Meindorf wurde im Jahr 2023 zu 60,09 Prozent genutzt. Mit einem Nutzungsgrad von 99,75 Prozent für das Oberflächenwasser aus der Talsperre wurde das Wasserrecht besser ausgeschöpft als im Vorjahr.

Zeitraum	2021		2022		2023	
	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht
Wahnbachtalsperre	53,12 %	85,45 %	60,55 %	98,94 %	63,67 %	99,75 %
Grundwasser Hennef	9,99 %	64,28 %	11,34 %	74,14 %	9,03 %	56,81 %
Grundwasser Meindorf	36,89 %	83,09 %	28,02 %	64,10 %	27,30 %	60,09 %

GESAMTRINKWASSERABGABE

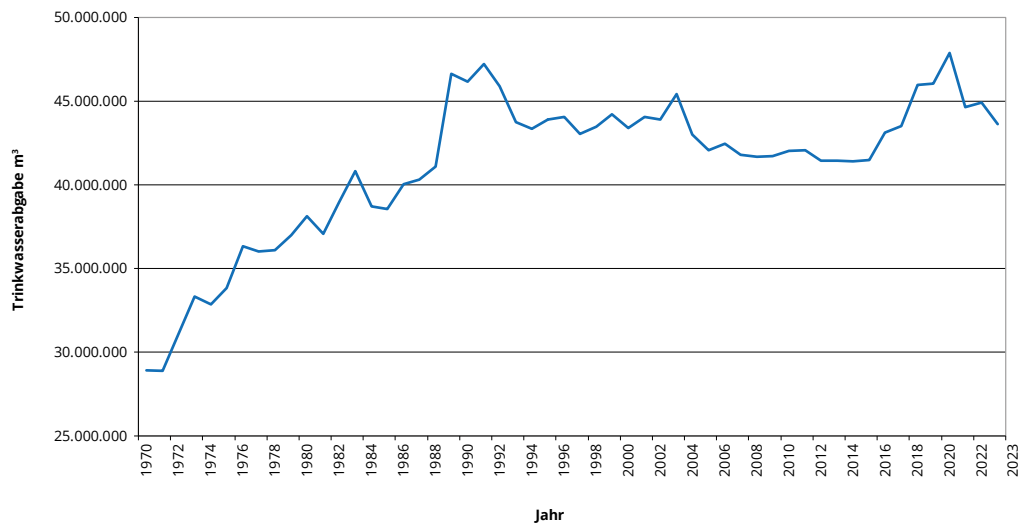


Abbildung 3-10

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

Nachdem im Jahr 2020 mit rund 47,9 Millionen Kubikmetern die höchste jährliche Trinkwasserabgabe seit der Gründung des Verbands verzeichnet wurde, lag die Trinkwasserabgabe im Jahr 2022 nur noch bei 44,9 Millionen Kubikmetern. Im Jahr 2023 war gegenüber dem Vorjahr erneut ein deutlicher Rückgang der Trinkwasserabgabe auf insgesamt rund 43,6 Millionen Kubikmeter zu verzeichnen. Dies lässt sich auf die überwiegend nassen Witterungsverhältnisse insbesondere im Sommerhalbjahr 2023 zurückführen, die das Abnahmeverhalten entsprechend beeinflusst haben.

Die Trinkwasserabgabe des Wahnbachtalsperrenverbandes war zwischen 2015 und 2020 kontinuierlich und teils deutlich gestiegen. Wurden in den Jahren 2012 bis 2015 jeweils noch rund 41,5 Millionen Kubikmeter an die Abnehmer geliefert, stieg die Trinkwasserabgabe in den Jahren 2016 und 2017 bereits auf über 43 Millionen Kubikmeter, in den beiden trockenen Jahren 2018 und 2019 weiter auf rund 46 Millionen Kubikmeter und im Jahr 2020 sogar auf rund 47,9 Millionen Kubikmeter im Jahr an.

Die Trinkwasserabgabe an die Abnehmer des Wahnbachtalsperrenverbandes fiel dagegen in den Jahren 2021 und 2022 wieder deutlich geringer aus. Im Jahr 2023 lag die Trinkwasserabgabe mit rund 43,6 Millionen Kubikmetern noch einmal deutlich unter der Trinkwasserabgabe der beiden Vorjahre.

Im Vergleich zum Vorjahr hat sich die Trinkwasserabgabe an die Bundesstadt Bonn, den Rhein-Sieg-Kreis, die Kreisstadt Siegburg und den Zweckverband Eifel-Ahr dementsprechend reduziert. Die Trinkwasserabgabe an die Stadt Bad Neuenahr-Ahrweiler ist dagegen, verglichen mit dem Vorjahr um rund 4 Prozent etwas gestiegen (siehe Abb. 3-14, Seite 76).

Im Vergleich zu den drei Jahren 2018 bis 2020 mit (insbesondere im Sommerhalbjahr) überwiegend trockener und warmer Witterung ist wie in den Jahren 2021 und 2022 auch im Jahr 2023 wieder ein deutlicher Rückgang der Trinkwasserabgabe festzustellen. Dies lässt sich auf die überwiegend nassen Witterungsverhältnisse insbesondere

im Sommerhalbjahr 2023 zurückführen, die das Abnahmeverhalten entsprechend beeinflusst haben. Dies berücksichtigend ist gegenüber den Jahren 2016 und 2017 (mit einer Trinkwasserabgabe von 43,1 beziehungsweise 43,5 Millionen Kubikmetern im Jahr bei eher durchschnittlichen klimatischen Verhältnissen) weiterhin eine leicht steigende Tendenz bei der Trinkwasserabgabe zu vermuten.

Mittelfristig wird auch 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 2023 waren Mitte Juni zu verzeichnen. Die höchste (Tages-)Fördermenge aus den drei Rohwasserressourcen des Verbands lag am 13.06.2023 mit insgesamt rund 161.275 Kubikmetern (siehe Abb. 3-12) etwas unter der des Vorjahrs (163.649 Kubikmeter). Die geringste (Tages-) Fördermenge wurde mit 98.870 Kubikmetern am 26.12.2023 gemessen. Abbildung 3-11 gibt einen Überblick über die Häufigkeit der Trinkwasser-Tagesproduktionsmengen im Vergleich zum Vorjahr.

Abbildung 3-12 zeigt die Lastverteilung auf die drei Rohwasserressourcen/Trinkwasseraufbereitungsanlagen des Wahnbachtalsperrenverbandes. Daraus ist zu entnehmen, dass die Grundlast auch im Jahr 2023 im Regelfall durch die Trinkwasseraufbereitungsanlagen am Standort Siegelsknippen (das heißt durch die Rohwasserressourcen der Wahnbachtalsperre und im Hennefer Siegbogen) gedeckt wurde. Die Bedarfsspitzen wurden im Wesentlichen durch die Trinkwasseraufbereitungsanlage in Sankt Augustin-Meindorf bedient.

Da die Talsperre zum Ende des 1. Quartals des Kalenderjahrs 2023 und auch zum Beginn des wasserwirtschaftlichen Sommerhalbjahrs 2023 überdurchschnittlich gut gefüllt war, konnte im Jahr 2023 vermehrt auf die Wasserressource der Wahnbachtalsperre zurückgegriffen werden, sodass die beiden Grundwasserressourcen im Hennefer Siegbogen und an der unteren Sieg bei Sankt Augustin-Meindorf geschont werden konnten (siehe Abb. 3-12).

HÄUFIGKEIT DER TRINKWASSER-TAGESPRODUKTIONSMENGEN

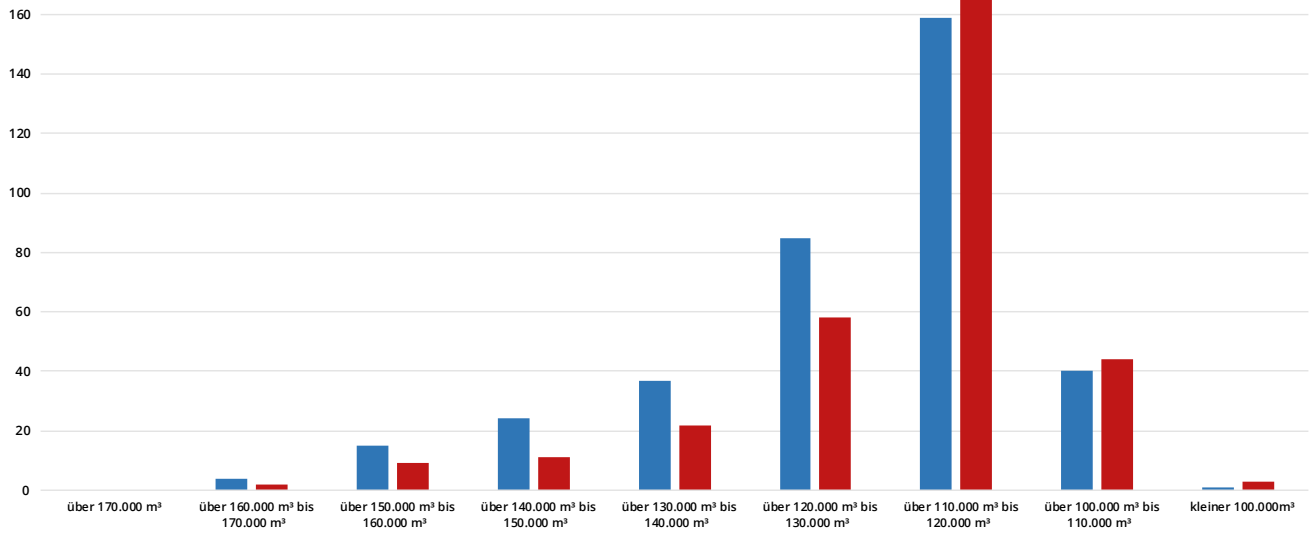


Abbildung 3-11
Häufigkeit der Trinkwasser-Tagesproduktionsmengen im Vergleich zum Vorjahr.

(TAGES-)FÖRDERMENGEN 2023

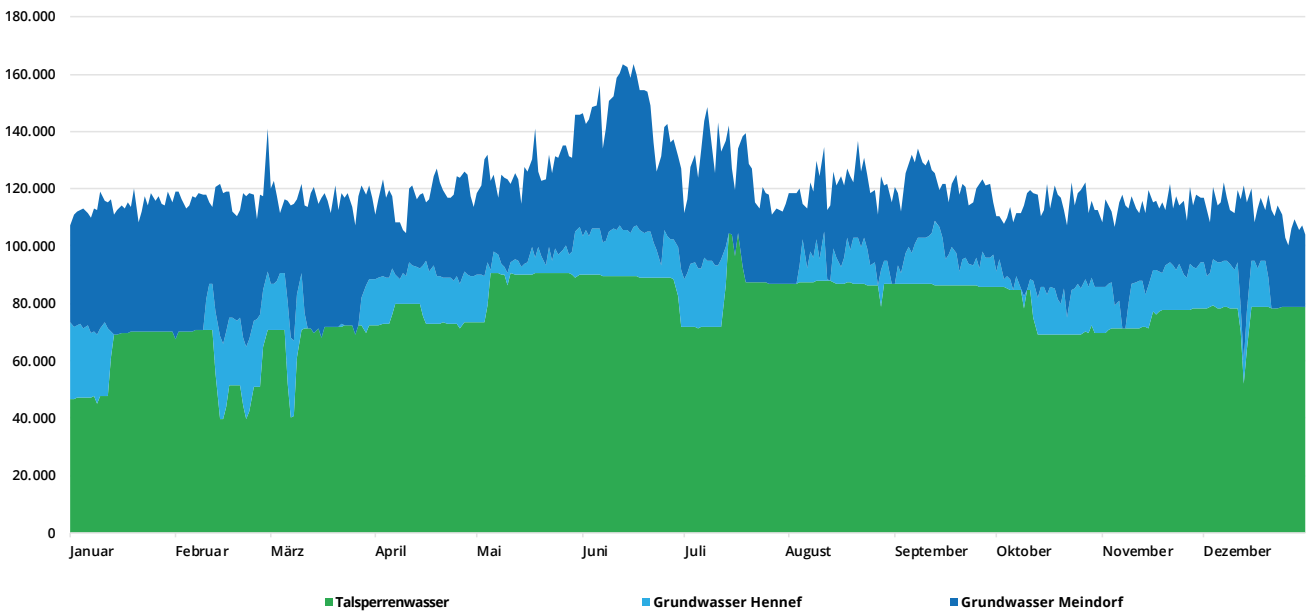


Abbildung 3-12
Auf die jeweilige Rohwasserressource bezogene (Tages-)Fördermengen/Produktionsmengen von Januar bis Dezember 2023.
(Talsperrenwasser (grün), Grundwasser Hennef (hellblau) und Grundwasser Meindorf (dunkelblau)).



Abbildung 3-14
Trinkwasserabgabe an die Abnehmer im Rhein-Sieg-Kreis im Jahr 2023 im Vergleich zum Vorjahr.

Abnehmer im Rhein-Sieg-Kreis	2022	2023
Gemeinde Alfter	723.375	699.434
Gemeinde Eitorf	873.264	878.645
Gemeinde Much	1.016	1.190
Gemeinde Neunkirchen-Seelscheid	1.025.718	1.059.313
Gemeinde Ruppichterorth	724.988	722.413
Gemeinde Wachtberg	1.999.453	1.888.098
Gemeinde Windeck	446.014	439.304
Stadt Bornheim	1.291.897	1.249.301
Stadt Hennef	2.577.765	2.465.413
Stadt Königswinter	891.798	857.495
Stadt Lohmar	1.643.672	1.583.442
Stadt Meckenheim	1.498.205	1.443.913
Stadt Rheinbach	1.556.808	1.504.395
WVG Sankt Augustin	2.709.339	2.635.784
WBV Herchen	150.918	137.834
WBV Thomasberg	689.640	708.811
WBV Leuscheid	143.957	139.680
WBV Wachtberg	417.456	342.102
WBV Ersdorf	96	17.653

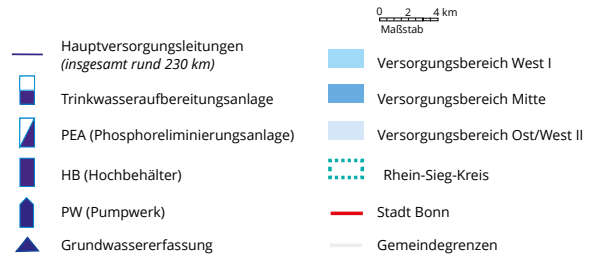


Abbildung 3-13
Trinkwasserabgabe an die Abnehmer des Wahnbachtalsperrenverbands im Jahr 2023 im Vergleich zum Vorjahr.

Abnehmer	2022 m³	2023 m³
Stadt Bonn	21.965.209	21.278.953
Rhein-Sieg-Kreis	19.365.379	18.774.220
Stadt Siegburg	2.288.272	2.255.078
Stadt Bad Neuenahr-Ahrweiler	855.276	887.316
Zweckverband Eifel-Ahr	451.094	446.009
Summe	44.925.230	43.641.576
Mittlere Tagesabgabe	123.083	119.566

4 TRINKWASSER

4.1 WASSERCHEMISCHE UND BAKTERIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT, SPURENSTOFFE

WASSERCHEMISCHE BESCHAFFENHEIT

Analysewerte von Januar bis Dezember 2023

Mittelwerte ± 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	Mitte	West I	
			~80% Talsp.w. ~20% Grundw.	~35% Talsp.w. ~65% Grundw.	~30% Talsp.w. ~70% Grundw.	
Sensorische Kenngrößen:						
Geruch	3-I	annehmbar	ohne	ohne	ohne	w
Geschmack	3-I	annehmbar	erfüllt	erfüllt	erfüllt	w
Färbung (SAK-436nm) m ⁻¹	3-I	0,5	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01	wt
Trübung FNU	3-I	1,0	< 0,1	< 0,1	< 0,1	f
Physikalische Kenngrößen:						
Temperatur °C	k. A.	25	9,0 ± 1,9	10,6 ± 1,0	10,0 ± 1,3	t
elektr. Leitfähigkeit (b. 25°C) mS/m	3-I	279	24 ± 1	32 ± 4	28 ± 2	f
pH-Wert	3-I	≥ 7,7	8,3 ± 0,1	8,0 ± 0,1	8,4 ± 0,1	t
Calcitlösekapazität bei 10°C mg/l	3-I	≤ 5	1,4 ± 0,5	1,8 ± 0,5	1,2 ± 0,4	m
Sauerstoffsättigung %	k. A.		92 ± 5	94 ± 3	94 ± 4	m
Chemische Kenngrößen:						
Summenparameter f. organ. Stoffe:						
Organ. Geb. Kohlenstoff (TOC) mg/l	3.I	o. a. V.	1,0 ± 0,1	0,7 ± 0,2	0,9 ± 0,1	wt
UV-Extinktion (SAK-254nm) m ⁻¹	k. A.		1,5 ± 0,1	1,1 ± 0,2	1,3 ± 0,1	wt
Anionen:						
Borat (als Bor) mg/l	2.I	1,0	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	w
Bromat *) mg/l	2.I	0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	h
Chlorid mg/l	3.I	250	22 ± 1	29 ± 4	25 ± 2	w
Fluorid mg/l	2.I	1,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	m
Nitrat mg/l	2.I	50	12 ± 1	17 ± 2	14 ± 2	w
Nitrit mg/l	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	3.I	250	26 ± 1,0	28 ± 1,8	27 ± 1,6	w
Silikat (als Silizium) mg/l	k. A.		2,6 ± 0,3	4,0 ± 0,6	3,2 ± 0,3	w
Säurekapazität (Ks 4,3) mmol/l	k. A.		0,9 ± 0,1	1,4 ± 0,2	1,1 ± 0,1	w
Kationen:						
Ammonium mg/l	3.I	0,50	< 0,01	< 0,01	< 0,01	wt
Natrium mg/l	3.I	200	10,7 ± 1,2	16,6 ± 2,8	13,3 ± 1,6	w
Kalium mg/l	k. A.		2,3 ± 0,1	3,2 ± 0,4	2,7 ± 0,2	w
Calcium mg/l	k. A.		25,2 ± 1,2	33,1 ± 5,5	29,0 ± 2,2	w
Magnesium mg/l	k. A.		5,3 ± 0,3	7,0 ± 1,0	6,0 ± 0,5	w
Carbonathärte °dH	k. A.		2,4 ± 0,3	3,7 ± 0,6	3,0 ± 0,4	w
Gesamthärte mmol/l	k. A.		0,85 ± 0,04	1,10 ± 0,14	0,97 ± 0,08	w
Grad deutscher Härte °dH	k. A.		4,8 ± 0,2	6,2 ± 1,0	5,4 ± 0,4	
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 aktuell gültiger Trinkwasserverordnung (Nr.-Anlage Teil).

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

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

#) VERSORGUNGSBEREICHE UND MIT ZUSCHUSSWASSER BELIEFERTE GEBIETE:

Ost/West II: Windeck, Eitorf, Ruppichterorth, 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 2023

Mittelwerte ± 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 Wahnbachtal-sperrenverbandes

*) Parameter Nr. gemäß aktuell gültiger Trinkwasserverordnung (Nr.- Anlage.Teil)

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

***) Untersuchungshäufigkeit:
f = fortlaufend; t = täglich;
wt = werktätlich;
hw = halbwöchentlich;
w = wöchentlich;
m = monatlich;
m/2 = alle 2 Monate;
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	3.I	0,200	< 0,005	wt
Antimon mg/l	2.II	0,0050	< 0,001	h
Arsen mg/l	2.II	0,010	< 0,001	h
Blei mg/l	2.II	0,010	< 0,001	h
Cadmium mg/l	2.II	0,0030	< 0,0006	h
Chrom ²⁾ mg/l	2.I	0,025	< 0,0005	h
Eisen mg/l	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:				
1,2-Dichlorethan ²⁾ mg/l	2.I	0,0030	< 0,001	h
Trihalogenmethane ³⁾ mg/l	2.II	0,050	0 ⁴⁾	m
Tri- und Tetrachlorethen ³⁾ mg/l	2.I	0,010	0 ⁴⁾	m
Pflanzenschutzmittel ¹⁾ mg/l	2.I	0,00010	n.n.	m
Benzo(a)pyren mg/l	2.II	0,000010	< 0,000005	h
Polyzyklische aromat. Kohlenwasserstoffe ³⁾ mg/l	2.II	0,00010	0 ⁴⁾	h
Benzol ²⁾ mg/l	2.I	0,0010	< 0,0005	h
Acrylamid ²⁾ mg/l	2.I	0,00010	< 0,00003	h
Epichlorhydrin ²⁾ mg/l	2.II	0,0001	< 0,00003	h
Vinylchlorid ²⁾ mg/l	2-.II	0,0005	< 0,0005	h
Cyanid ²⁾ mg/l	2.I	0,050	< 0,005	h
Chlorit (bei Chlordioxid-Dos.) mg/l	§20	0,20	0,12 ± 0,04	hw
Chlorat ²⁾ mg/l	2.II	0,070	< 0,050	m/2
Bakteriologische Parameter:				
Koloniezahl 20°C /1 ml	10-3.I	100	0 - 4	t/w
Koloniezahl 36°C /1 ml	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

4.2 MIKROBIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT DES TRINKWASSERS IM JAHR 2023

4.2.1 TRINKWASSERAUFBEREITUNGSANLAGE (TA) SIEGELSKNIPPEN (SN)

Die 730 Proben vom Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen (SN, Tabelle 4-1) entsprachen im gesamten Berichtszeitraum (01.01.2023–31.12.2023) 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 betrug überwiegend 0 Koloniebildende Einheiten (KBE) pro Milliliter (KBE 20 °C: 99 Prozent beziehungsweise KBE 36 °C: 97 Prozent der untersuchten Proben). In wenigen Proben traten Koloniezahlen von 1 KBE pro Milliliter auf, in einer einzelnen Probe am Auslauf des Hochbehälters Siegelsknippen wurden 9 KBE pro Milliliter nachgewiesen.

Tabelle 4-1

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlagen Siegelsknippen (SN) im Kalenderjahr 2023.

Trinkwasser-aufbereitung Siegelsknippen (SN)	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien 2023					
	Anzahl Proben					
	Nachweisverfahren Colilert-18	Nachweisverfahren CC-Agar	Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	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							Anzahl Proben						
	KBE/ml = 0	KBE/ml 1-2	KBE/ml 3-5	KBE/ml 6-19	KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml	KBE/ml = 0	KBE/ml 1-2	KBE/ml 3-5	KBE/ml 6-19	KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml		
Trinkwasser SN Abschluss der Aufbereitung (Einlauf HB, 23)	365	361	4	0	0	0	1	354	10	1	0	0	3	
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	365	364	0	0	1	0	9	356	9	0	0	0	1	
Trinkwasser SN (23/500)	730	725	4	0	1	0	9	710	19	1	0	0	3	

4.2.2 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 mit einer Ausnahme im gesamten Berichtszeitraum der TrinkwV (im Berichtsjahr gültige Fassung). In einer Probe (14.06.2023) wurden im Trinkwasser der TA Meindorf 140 KBE pro Milliliter (KBE 36 °C) nachgewiesen. Die vorherigen und folgenden Proben waren unauffällig. *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: 97 Prozent beziehungsweise KBE 36 °C 95 Prozent der Proben), sporadisch traten Koloniezahlen von 1 bis 4 KBE pro Milliliter auf. In wenigen (insgesamt drei Proben) wurden höhere Koloniezahlen ermittelt (10 bis 64 KBE 36 °C pro Milliliter).

Tabelle 4-2

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf (MD) im Kalenderjahr 2023.

Trinkwasser-aufbereitung Meindorf (MD)	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien 2023					
	Anzahl Proben					
	Nachweisverfahren Colilert-18	Nachweisverfahren CC-Agar	Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser MD (48)	149	148	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	54	150	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	54	150	0	0	0	0
Trinkwasser MD (48/47/49)	257	448	0	0	0	0

Trinkwasser-aufbereitung Meindorf (MD)	Anzahl Proben	Koloniezahlen bei 20 °C						Koloniezahlen bei 36 °C					
		KBE/ml = 0	KBE/ml 1-2	KBE/ml 3-5	KBE/ml 6-19	KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml	KBE/ml = 0	KBE/ml 1-2	KBE/ml 3-5	KBE/ml 6-19	KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml
Trinkwasser MD (48)	149	143	1	0	0	0	1	143	4	0	0	2	140
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	150	148	2	0	0	0	1	146	2	0	1	1	64
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	150	148	1	0	0	1	23	140	9	1	0	0	4
Trinkwasser MD (48/47/49)	450	439	4	0	0	1	23	429	15	1	1	3	140

4.2.3 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 (im Berichtsjahr gültige Fassung).

In einer von insgesamt 2.188 routinemäßigen Proben im Versorgungsnetz, das entspricht 0,05 Prozent der Proben, wurden coliforme Bakterien (5 pro 100 Milliliter) nachgewiesen. Die Identifizierung der Isolate mittels API 20 ergab *Klebsiella pneumoniae* (Profil 1215773) sowie ein nicht zu identifizierendes Profil (1004153). Es handelte sich um eine Probenahme in einem Übergabeschacht nach starken Niederschlägen und hoher Feuchtigkeit im Schacht-

bauwerk, die vermutlich zu einer Kontamination der Probe führte. Die am Folgetag durchgeführte Nachbeprobung war ohne Befund. *Lelliottia aquatilis* wurde im Berichtsjahr in keiner Probe nachgewiesen (keine Isolate mit dem API-Profil 3304553).

Bei 94 Prozent beziehungsweise 93 Prozent der untersuchten Proben von Hochbehältern und Übergabestellen betrug die Koloniezahlen 0 KBE/ml, in 4 Prozent (KBE 20) beziehungsweise 5 Prozent (KBE 36) der Proben wurden Koloniezahlen zwischen 1 bis 5 KBE pro Milliliter nachgewiesen. Höhere Koloniezahlen (> 5 bis 99 KBE pro Milliliter) traten bei 0,5 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 2023.

Netz	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien 2023					
	Anzahl Proben					
	Nachweisverfahren Colilert-18	Nachweisverfahren CC-Agar	Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Versorgungsgebiet Ost 7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 7 Übergabestationen)	339	1070	0	0	0	1*
Versorgungsgebiet West 6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 10 Übergabestationen)	256	1118	0	0	0	0

*Erläuterung der Coliformen-Befunde siehe Text

Netz	Koloniezahlen bei 20 °C Anzahl Proben							Koloniezahlen bei 36 °C Anzahl Proben					
		KBE/ml = 0	KBE/ml 1-5	KBE/ml 6 - 20	KBE/ml 21 - 99	KBE/ml ≥ 100	Max. KBE/ml	KBE/ml = 0	KBE/ml 1-5	KBE/ml 6 - 20	KBE/ml 21 - 99	KBE/ml ≥ 100	Max. KBE/ml
Versorgungsgebiet Ost 7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 7 Übergabestationen)	1070	1029	39	2	0	0	8	1019	50	1	0	0	12
Versorgungsgebiet West 6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 10 Übergabestationen)	1118	1017	46	6	3	0	98	1004	60	7	0	0	13
Netz (Gesamtes Versorgungsgebiet)	2188	2046	85	8	3	0	98	2023	110	8	0	0	13

4.2.4 SONDER- ODER ZUSATZUNTERSUCHUNGEN

LITER-PROBEN AM AUSGANG HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN

Im Jahr 2023 wurden an der Probenstelle Ausgang Hochbehälter Siegelsknippen (500) an 52 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 52 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 HB Siegelsknippen gespült und jeweils 2 bakteriologische Proben entnommen und untersucht.

In keiner der insgesamt 66 untersuchten Proben konnten coliforme Bakterien nachgewiesen werden.

SEDIMENTUNTERSUCHUNGEN IM HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN SOWIE IN DEN HOCHBEHÄLTERN IM VERSORGNUNGSNETZ (REINIGUNGSPERIODE 2023/2024)

In der Reinigungsperiode 2023/2024 (Oktober 2023 bis April 2024) wurden Sedimente aus 28 Hochbehälterwasserkammern (inklusive Hochbehälter Siegelsknippen) untersucht.

In sieben Hochbehältern wurden bei den Sedimentuntersuchungen in keiner der beiden Wasserkammern coliformen Bakterien nachgewiesen. In fünf Hochbehältern wurden nur im Sediment aus einer der Wasserkammern coliforme Bakterien nachgewiesen, im Sediment der anderen Kammer dagegen nicht (HB Gielsdorf, Hardberg, Venusberg, Röttgen und Eichholz).

In den Ablagerungen auf den Behälterböden wurden in 9 Behälter-Kammern coliforme Bakterien nachgewiesen (Abbildung 4-1).

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 Identifizierungsergebnis „*Serratia fonticola*“ häufiger auftrat, allerdings z.T. mit unterschiedlichen Profilen: z. B. 1104753 oder 5304753. 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.

Die Endbehälter (HB Kuchhausen, Eichholz, Nackhausen, Tomberg und Wachtberg) wurden im Frühjahr beziehungsweise Frühlommer einer zweiten Reinigung (Sedimententfernung) unterzogen. In den Hochbehältern Tomberg, Wachtberg sowie Nackhausen wurden jeweils in einer Kammer coliforme Bakterien nachgewiesen. Die Termine der Zweitreinigung sind in Abbildung 4-1 nicht aufgeführt. Ebenso nicht in Abbildung 4-1 enthalten sind die Termine einer zweiten Reinigung der HB Hardtberg und Röttgen im Februar beziehungsweise März 2024. Die erneute Reinigung war wegen der versehentlich Überdosierung des Flockungshilfsmittels erforderlich, um die dadurch verursachten Ablagerungen aus diesen Hochbehältern zu entfernen.

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

Abbildung 4-1

Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen in den Hochbehälterwasserkammern in der Reinigungsperiode 2023/2024. 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.

Sedimentuntersuchungen 2023/2024



TZW wurde mit Hilfe von *L. aquatilis*-Isolaten aus WTV-Proben für den spezifischen Nachweis dieser neuen Art erweitert.

In den Jahren 2021 und 2022 traten nur noch in sehr geringem Umfang Nachweise von coliformen Bakterien im Versorgungsnetz auf. Diese konzentrierten sich auf Proben aus den Hochbehältern (HB) Tomberg und Wachtberg. Daher wurden an den Ein- und Ausläufen dieser beiden Hochbehälter im Jahr 2023 etwa monatlich Anreicherungsproben genommen. Ziel war es, den saisonalen Verlauf von einem Zeitpunkt unmittelbar nach der Hochbehälterreinigung bis zur nächsten Reinigung der Wasserkammern zu beobachten, und dabei auch mögliche Effekte einer zweiten Reinigung der Endbehälter

zu erfassen. Die reguläre Reinigung der beiden Hochbehälter-Wasserkammern in der Reinigungsperiode 2022/2023 erfolgte im November 2022 und Januar 2023 (HB Tomberg) sowie November und Dezember 2022 (HB Wachtberg).

Im HB Tomberg wurden im Anschluss an die Reinigung nacheinander in beiden Wasserkammern Arbeiten durchgeführt. Somit war Wasserkammer 2 (WK2) von Januar bis März 2023 nicht in Betrieb, Wasserkammer 1 (WK1) von März bis Mai 2023. In der WK1 wurde im März vor Beginn der Arbeiten erneut das seit der Reinigung im November sedimentierte Material entfernt. Die Anreicherungsproben am Einlauf des HB Tomberg waren von Januar bis Juli 2023

ohne Nachweise von coliformen Bakterien (bei Filtrationsvolumina von 103 bis 148 Litern). In den Auslaufproben vom März und Juli wurden in sehr geringen Konzentrationen coliforme Bakterien nachgewiesen, umgerechnet auf das Standard-Untersuchungsvolumen im Bereich von 0,001 pro 100 Milliliter. Ende Juli kam es zu einem Rohrbruch im Versorgungsnetz der Stadt Meckenheim. Die erforderlichen Maßnahmen führten zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit in den Leitungen zum HB Tomberg beziehungsweise teilweise auch zu einer geänderten Fließrichtung (Rückbezug). Bei der folgenden Beprobung Anfang August wurden dann sowohl in der Ein- wie der Auslaufprobe coliforme Bakterien nachgewiesen. Der Befund in der Einlaufprobe war mit 0,012 pro 100 ml eine Größenordnung höher als im Auslauf (0,002 pro 100 ml), beide Werte waren aber deutlich unterhalb der Nachweisgrenze für das Verfahren nach TrinkwV. Dies zeigte erneut, dass mit der erhöhten Sensitivität der MicroSens-Methode Veränderungen in der mikrobiellen Besiedlung, hier verursacht durch die geänderten hydraulischen Bedingungen im Netz, sehr gut erfasst werden können.

Die weiteren Anreicherungsproben am Einlauf des HB Tomberg (Oktober bis Dezember) waren ohne Befund. In der Probe am Auslauf wurden im November coliforme Bakterien nachgewiesen, mit 0,004 Coliforme pro 100 Milliliter in einer vergleichbar niedrigen Größenordnung wie im März oder Juli 2023.

Im HB Wachtberg waren die zehn Anreicherungsproben am Einlauf des HB im Zeitraum Januar bis Dezember 2023 ohne Befund.

Am Auslauf des HB waren die ersten vier Anreicherungsproben (Januar, März, April und Juni) ebenfalls ohne Nachweis von coliformen Bakterien. Ein erster Nachweis von coliformen Bakterien trat mit 0,003 pro 100 ml in der Juli-Probe auf. Mitte bis Ende Juli erfolgte dann eine zweite Reinigung (Sedimententfernung und Desinfektion) der beiden Wasserkammern im HB Wachtberg. Allerdings wurden dann in den Folgemonaten in den Proben am Auslauf des HB coliforme Bakterien nachgewiesen, die Nachweise lagen bei 0,004 bis 0,011 pro 100 Milliliter. Überraschenderweise war dann die Dezember-Probe am Auslauf wieder ohne Befund. Die Identifikation der Isolate mit MALDI-TOF zeigte ein wechselndes Spektrum von Coliformen, es war keine Dominanz eines Taxons zu erkennen, wie es in den Vorjahren mit den Nachweisen von *Lelliottia aquatilis* der Fall war.

Beim HB Tomberg konnte in den geänderten Strömungsverhältnissen in Folge des Rohrbruchs im nachgelagerten Netz eine Ursache für den Coliformen-Befund in der Ein- wie Auslaufprobe abgeleitet werden. Die weiteren, sehr niedrigen Nachweise traten eher sporadisch auf und ließen keine Systematik erkennen.

Beim HB Wachtberg wurde mit den Anreicherungsproben ab Juli ein kontinuierlicher, allerdings geringer Austrag von coliformen Bakterien beobachtet, der sich nach der Reinigung im Juli sogar noch leicht erhöhte, dann aber plötzlich mit der Probe Anfang Dezember abbrach. Eine Erklärung für diesen Verlauf konnte trotz intensiver Betrachtung und Diskussion möglicher Einflussfaktoren bisher noch nicht gefunden werden. Es wird daher eine weitere Beprobungsreihe mit Anreicherungsproben in den HB Tomberg und Wachtberg im Jahr 2024 durchgeführt, um herauszufinden, ob ein ähnlicher saisonaler Verlauf auftritt oder sich Hinweise auf die Ursache für die Coliformennachweise ergeben.

HB TOMBERG

Datum					
02.11.2022	Reinigung WK1				
05.01.2023	Reinigung WK2				
		Einlaufprobe		Auslaufprobe	
		Coliforme pro 100 ml	Coliforme pro m ³	Coliforme pro 100 ml	Coliforme pro m ³
31.01.2023		0	0	0	0
07.03.2023		0	0	0,001	11
11.04.2023		0	0	0	0
23.05.2023		0	0	0	0
04.07.2023		0	0	0,0007	6,8
01.08.2023		0,0119	119	0,0019	19
12.09.2023		keine Probe	Keine Probe	keine Probe	keine Probe
10.10.2023		0	0	0	0
07.11.2023		0	0	0,0036	36
05.12.2023		0	0	0	0

Tabelle 4-4

Ergebnisse der Anreicherungsproben im Hochbehälter Tomberg 2023.

HB WACHTBERG

Datum					
22.11.2022	Reinigung WK1				
06.12.2022	Reinigung WK2				
		Einlaufprobe		Auslaufprobe	
		Coliforme pro 100 ml	Coliforme pro m ³	Coliforme pro 100 ml	Coliforme pro m ³
31.01.2023		0	0	0	0
07.03.2023		0	0	0	0
11.04.2023		0	0	0	0
06.06.2023		0	0	0	0
04.07.2023		0	0	0,0017	17,1
01.08.2023		0	0	0,107	107
12.09.2023		0	0	0,0042	42
10.10.2023		0	0	0,0077	77
07.11.2023		0	0	0,0112	112
05.12.2023		0	0	0	0

Tabelle 4-5

Ergebnisse der Anreicherungsproben im Hochbehälter Wachtberg 2023.

5 ANHANG

TROPHIETABELLE DER WAHNBACHTALSPERRE VON 1964-2023

SIEHE SEITE 87

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



2023

**WAHNBACHTAL-
SPERRENVERBAND**

Siegelsknippen
53721 Siegburg

Telefon

02241 - 128-0

E-Mail

info@wahnbach.de

Website

www.wahnbach.de