

WASSERGÜTEBERICHT

2020



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 Phosphor	37
2.1.2 Nitrat	39
2.1.3 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	40
2.1.4 Arzneimittel und Tierarzneimittel	46
2.1.5 Spurenstoffe	48
2.2 Grundwassergewinnung Untere Sieg	50
2.2.1 Gewässer und Rohwassergüte	50
2.2.2 Mikrobiologie	51
2.2.3 Nitrat	51
2.2.4 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	54
2.2.5 Arzneimittel und Tierarzneimittel	57
2.2.6 Spurenstoffe	58
2.3 Grundwassergewinnung Hennefer Siegbogen	62
2.3.1 Gewässer und Rohwassergüte	63
2.3.2 Mikrobiologie	63
2.3.3 Nitrat	63
2.3.4 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	65
2.3.5 Arzneimittel und Tierarzneimittel	67
2.3.6 Spurenstoffe	68

WASSERGÜTEBERICHT 2020

3. WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION

3.1 Niederschlag im Einzugsgebiet	71
3.1.1 Zufluss zum Stausee	72
3.1.2 Talsperreninhalt	73
3.2 Trinkwasserproduktion	74
3.2.1 Ressourcennutzung	74
3.2.2 Trinkwasserabgabemengen	75
3.2.3 Trinkwasserbeschaffenheit	77
3.3 Mikrobiologische Beschaffenheit des Trinkwassers	79
3.3.1 Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen	79
3.3.2 Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf	80
3.3.3 Versorgungsnetz	81
3.3.4 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

4. ANHANG

Trophietabelle der Wahnbachtalsperre von 1964-2020	88
--	----





VORWORT

WTV-GESCHÄFTSFÜHRERIN

Liebe Leserinnen und Leser,

der tägliche Pro-Kopf-Verbrauch von Trinkwasser beträgt hierzulande rund 125 Liter Wasser. Vor knapp 30 Jahren verbrauchte ein Einwohner in Deutschland durchschnittlich noch zirka 147 Liter Wasser am Tag. Die Entwicklung des Wasserverbrauchs pro Einwohner mit Wasser nimmt somit tendenziell ab. Trotzdem ist einer Umfrage in den EU-Mitgliedsstaaten zufolge die Trinkwasserknappheit mit 30 Prozent eine wichtige Umweltproblematik. Auch kommt es weltweit immer wieder zu Wasserkonflikten, in denen aus unterschiedlichen Motiven um die Wasserversorgung gekämpft wird. Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) veröffentlicht hierzu regelmäßig eine Studie zur Situation der globalen Trinkwasserversorgung.

Durch die deutsche Trinkwasserverordnung, welche Begriffsbestimmungen sowie Schutzvorschriften für das Trinkwasser umfasst, sind Wasserversorger dazu verpflichtet, Schadstoffe aus dem Wasser zu filtern und strenge Qualitätskontrollen durchzuführen. Das Trinkwasser in Deutschland, und damit natürlich auch in der Region Bonn/Rhein-Sieg/Ahr gilt als sicheres Lebensmittel, welches am intensivsten kontrolliert wird und bedenkenlos konsumiert werden kann.

Damit dies so bleibt, sind wir uns jederzeit unserer Verantwortung bewusst. Unser umfassendes Konzept des Multibarrierensystems sichert eine langfristige und qualitativ hochwertige Trinkwasserversorgung der Menschen in der Region Bonn/Rhein-Sieg/Ahr mit Trinkwasser in ausgezeichneter Qualität. Es verfolgt mit hohem Aufwand einen nachhaltigen Wasserversorgungsansatz mit intensivem Gewässerschutz im Einzugsgebiet, Kooperation mit der Landwirtschaft, naturnaher Forstwirtschaft, der Voraufbereitung des der Talsperre im Wahnbach zufließenden Wassers in der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) und mit einer hochwertigen Trinkwasseraufbereitung. Zudem wird die Wasserbeschaffenheit entlang der einzelnen Barrieren vom Einzugsgebiet bis zur Übergabe an die Abnehmer in erster Linie durch den Einsatz der betriebseigenen Laboratorien intensiv überwacht.

Die aktuellen Entwicklungen rund um die Beschaffenheit und Güte unseres guten Trinkwassers wird in diesem Bericht zusammengefasst.

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 2020 erhoben wurden.

Der limnologische Zustand der Talsperre wird anhand verschiedener physikalischer, chemischer und biologischer Parameter dargestellt.

Der trophische Zustand des Gewässers wird von dem Eintrag aus dem Einzugsgebiet, der Wirkung der Vorsperre und der Eliminationsleistung der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) bestimmt.

Im Vordergrund des Berichtes steht allerdings der Stausee selbst.

1.1.2 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM, MATERIAL UND METHODEN

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

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

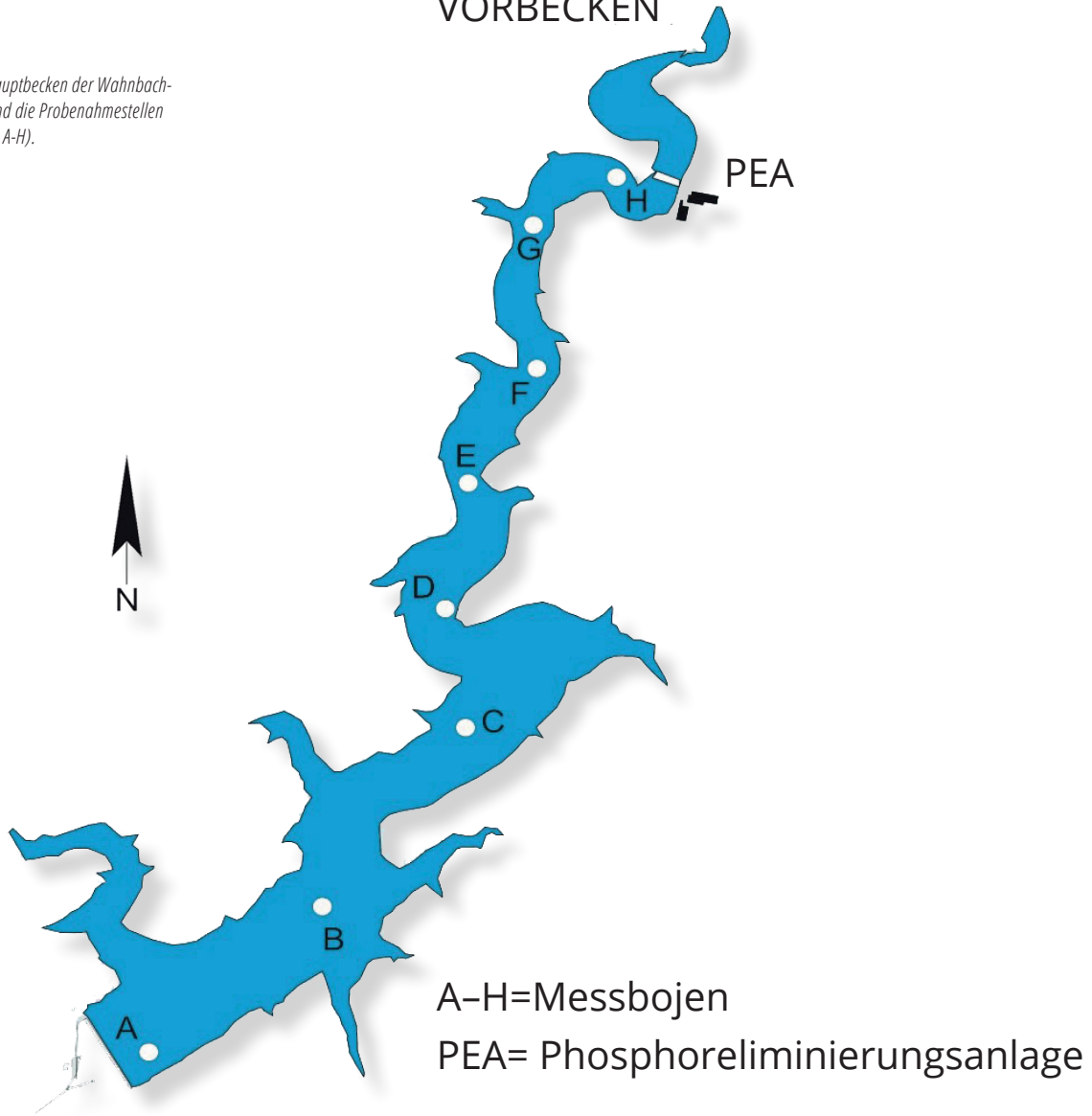
Messboje	Wöchentlich Sondennmessungen • Multiparametersonde Sea & Sun CTD90M • bbe Fluoroprobe	Wöchentlich Probenahme/ Untersuchungsparameter	Monatlich Tiefenschnitt (Entnahmetiefen für den Tiefenschnitt siehe Tabelle 2)
A	an allen Bojen: Trübung Temperatur, Sauerstoff, pH, el. Leitfähigkeit	Sichttiefe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

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

VORBECKEN

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

CHEMISCHE PARAMETER UND MESSMETHODEN

Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die für diesen Bericht ausgewählten Parameter und Methoden. Die Messwerte der chemischen Parameter wurden mindestens monatlich aus den Tiefenschnittpollen bestimmt oder durch Differenzbildung aus anderen Messergebnissen errechnet.

Parameter	Einheit	Methode	Gerät	Verfahren
Silizium	mg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Ortho-Phosphat (SRP soluble reactive phosphorus)	µg/l	Photometrisch	CFA	EN ISO 15681 D46
Gesamtphosphat	µg/l	Photometrisch nach Aufschluss	CFA	EN ISO 15681 D46
Nitrat	mg/l	Photometrisch nach Reduktion mit Hydraziniumsulfat	CFA	EN ISO 13395 D28
Nitrit	µg/l	Photometrisch	CFA	EN ISO 13395 D28
Ammonium	µg/l	Photometrisch	CFA	DIN EN ISO 11732-E23
SON (suspended organic nitrogen)	µg/l	Wärmeleitfähigkeitsmesszelle für N nach Filtration über Glasfaserfilter (Whatman C) und Verbrennung	C/N-Analyser LECO	
Gelöstes Mangan	µg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Säurelösliches Mangan	µg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22

Tabelle 3
Chemische Parameter
und Messmethoden

BIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN UND MESSMETHODEN

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

Tabelle 4
Biologische Untersuchungen und Methoden

1.1.3 HYDROLOGIE DER TALSPERRE

Die Vorjahre (2018/2019) waren geprägt durch eine außerordentliche Trockenheit und einen daraus resultierenden geringen Zufluss zur Talsperre. Zu Beginn des Wasserwirtschaftsjahres 2020 setzte bereits ein Anstieg des Talsperrenfüllstandes ein. Allerdings wurde erst relativ spät, im März 2020, ein für die Jahreszeit üblicher Stand erreicht. Ergiebige Niederschläge mit den entsprechenden Abflüssen (Abbildung 2) in den Monaten Februar und März und das daraus folgende Hochwasserereignis führten zu einem Füllstand von zirka 92 Prozent. In Folge des Hochwassers kam es zu einem Überlauf der Vorsperre von zirka 2 Millionen Kubikmetern. In der Hauptsperrre wurde der Wasserstand durch eine Hochwasservorentlastung und Abgabe über den Grundablass etwas abgesenkt, um dem Betriebsplan zu entsprechen.

Während der Sommermonate nahm der Füllstand der Talsperre stetig ab (Abbildung 3). Bedingt durch die lang anhaltende Trockenheit sank der Stauspiegel noch bis in den Dezember hinein ab. Der Tiefststand des Vorjahres wurde deutlich unterschritten. Der Füllstand von 56 Prozent zum Ende des Jahres 2020 war vergleichbar mit dem des Jahres 2018. Mit den im Dezember vermehrt einsetzenden Niederschlägen stieg der Stauspiegel wieder leicht an.

Den Jahreshöchststand im Wasserwirtschaftsjahr 2020 hatte der Stauseehalt im März 2020 mit 39,5 Millionen Kubikmetern, den tiefsten Stand Ende Oktober 2020 mit 24 Millionen Kubikmetern. Daraus ergab sich eine maximale Stauspiegelschwankung von 9 Metern.

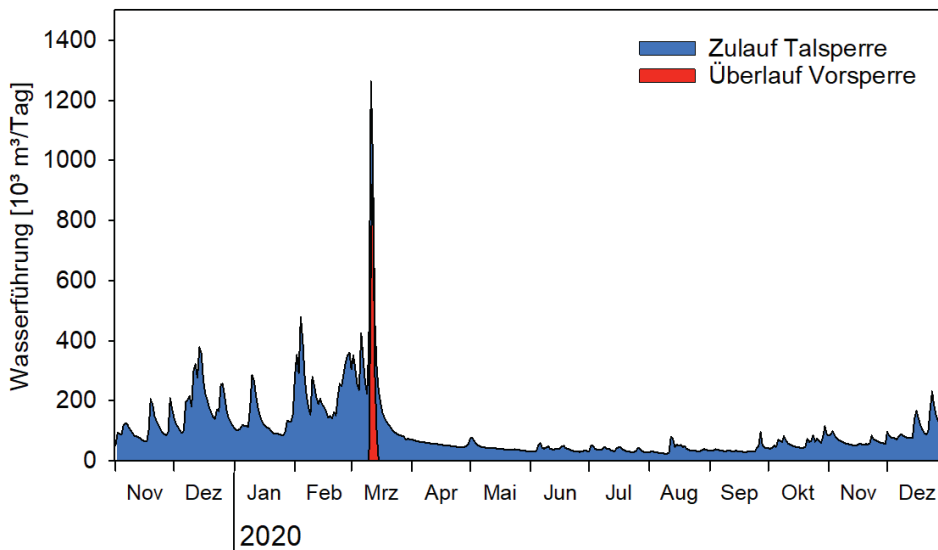


Abbildung 2
Zulauf zur Talsperre (Wahnbach und Wendbach) und Überlaufereignisse aus der Vorsperre im Jahr 2020.

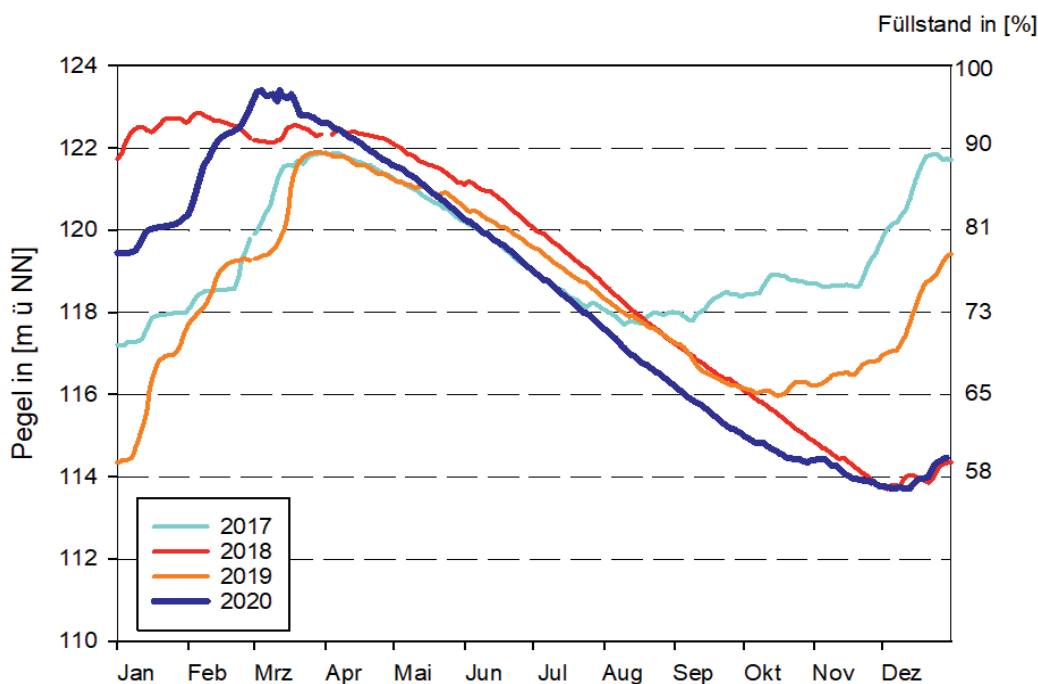


Abbildung 3
Pegel der Wahnachtalsperre für die Jahre 2017 bis 2020.

1.1.4 TEMPERATURVERTEILUNG UND SCHICHTUNG

Die Temperaturverteilung und die daraus resultierenden Schichtungsverhältnisse sind in Abbildung 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 2020 bis Anfang März homotherm. In Folge des Hochwassers und dem daraus resultierenden Überlauf der Vorsperre schichtete sich das etwas wärmere zugeflossene Wasser im Stausee oberflächlich ein. Dies führte zu einer Erhöhung der Wassertemperatur an der Oberfläche bereits Mitte März, die Temperatur stieg von 6 °C auf 9 °C an. Nach einer leichten Abkühlung setzte dann ab April eine stetige Erwärmung ein. Die Temperatur an der Wasseroberfläche überschritt ab der zweiten Aprilwoche dauerhaft 10°C und stellte damit den Beginn der Sommerstagnation dar.

In Abbildung 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 Som-

merstagnation in den Jahren 1990 bis 2000 in der Zeit Mitte April bis Mitte Mai ein, hat sich die Startphase tendenziell Richtung Anfang April bis Mitte April verschoben. Diese Entwicklung kann auch bei anderen Talsperren beobachtet werden und wird als eine Folge der Klimaveränderungen interpretiert. Als Folge einer länger andauernden Sommerstagnation werden Änderungen in der Planktongemeinschaft mit einem Trend zu einer Zunahme der Blaualgen, verstärkte Sauerstoffzehrung ebenso diskutiert wie mengenwirtschaftliche Probleme wie zum Beispiel eine Erschöpfung des Hypolimnionvolumens (Willmitzer et al. 2015).

Auch im Jahr 2020 gab es einige Perioden mit außergewöhnlich hohen Lufttemperaturen, besonders ausgeprägt im August. Dies führte zum Anstieg der Wassertemperaturen bis zu 24 °C in einer Wassertiefe bis sechs Meter.

Aufgrund der Entnahme des Rohwassers für die Trinkwasseraufbereitung wurde das Volumen des Hypolimnions während der Sommerstagnation verringert, man erkennt dies am relativ steilen Abfall der 6 °C-Temperaturlinie sowie dem Absinken des Epilimnions (Abbildung 4). Im September begann die allmähliche und stetige Abkühlung des Oberflächenwassers. Ende Dezember war die Homothermie erreicht und die Volldurchmischung setzte ein.

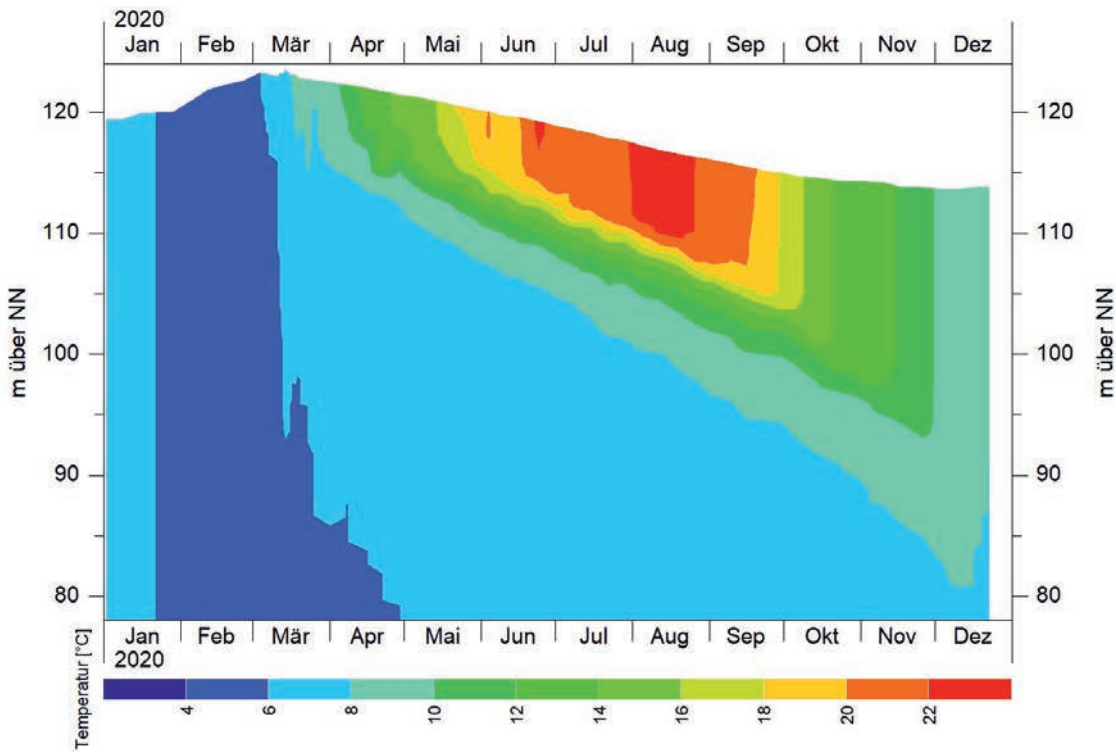


Abbildung 4 Isothermen im Wahnbachstausee, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an Messboje A im Jahr 2020

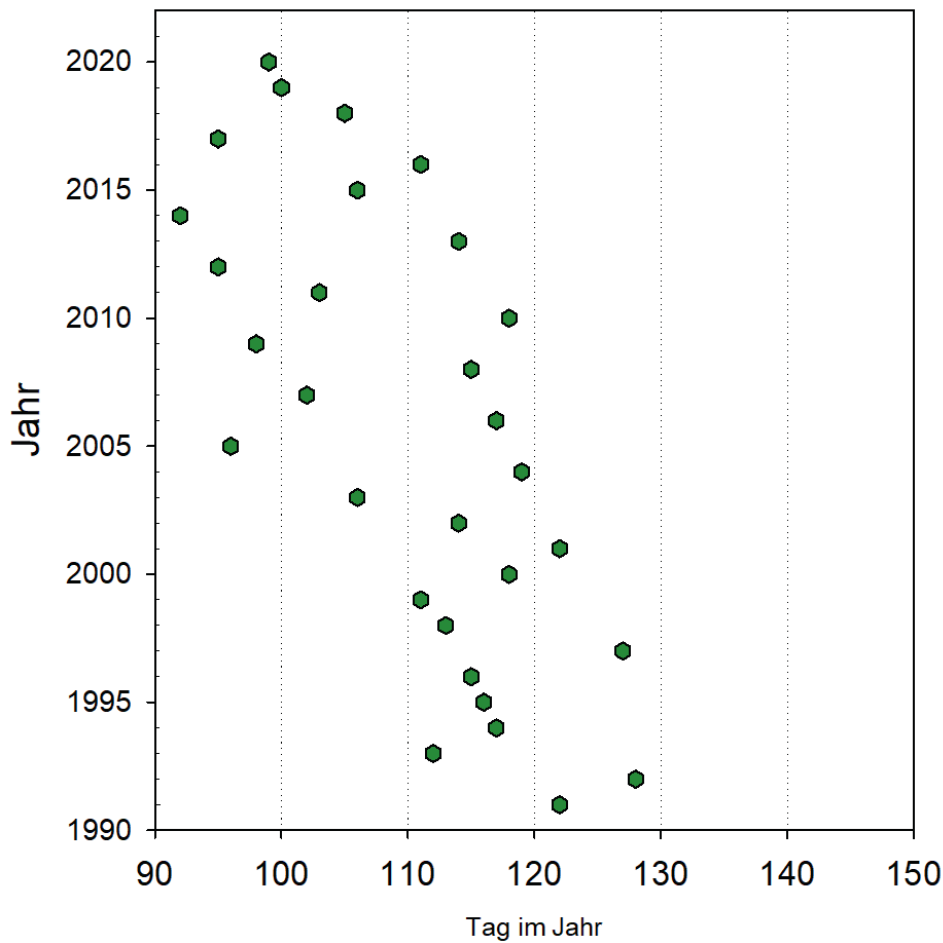


Abbildung 5
 Beginn der Stagnationsphase im Wahnbachstausee.
 Eingetragen ist für die Jahre ab 1990 der Tag im Jahr,
 an dem die Oberflächentemperatur $\geq 10^\circ\text{C}$ erreichte
 (basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen
 an Boje A).

1.1.5 SAUERSTOFFVERTEILUNG UND MANGANFREISETZUNG

SAUERSTOFF

Die Sauerstoffverhältnisse im Stausee wurden von den Schichtungsverhältnissen sowie der biologischen Produktion beziehungsweise den Abbauprozessen bestimmt.

Die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons blieb bis März auf einem eher niedrigen Niveau. Die Sauerstoffkonzentrationen in der Wassersäule lagen bei 11 bis 13 Milligramm pro Liter, dies entsprach 95 bis 110 Prozent Sättigung. Durch die Zunahme des Phytoplanktons und die damit verbundene höhere Photosyntheseleistung stiegen die Sauerstoffgehalte in den Monaten April bis Juni auf 13 bis 14 Milligramm pro Liter, dies entsprach Sättigungswerten von 110 bis 140 Prozent.

Nach Ausbildung der thermischen Schichtung (Sommerstagnation) verlagerte sich der Schwerpunkt der Primär- und damit Sauerstoffproduktion in Tiefen zwischen 5 bis 15 Metern. Die Zone mit den höheren Sauerstoffkonzentrationen erstreckte sich in der Folgezeit jeweils nur über wenige Meter. Anders als im Vorjahr wurde die Phy-

toplanktonentwicklung und damit auch die Sauerstoffverteilung im Berichtsjahr nicht primär durch die Blaualge *Planktothrix rubescens* beeinflusst, sondern war vor allem in der ersten Jahreshälfte durch die Kieselalgen geprägt.

Im Verlauf des Septembers waren im Epilimnion mit 9 Milligramm pro Liter Sauerstoffkonzentrationen im Bereich der Sättigung vorhanden. Zwischen 10 bis 12 Meter bildete sich ein kleiner Sauerstoff-Peak aus (11 mg/l O₂, 110-120 % Sättigung), der mit der Einschichtung von *Planktothrix rubescens* in dieser Tiefe korrelierte. Nach einem Windereignis Ende September hatte sich dieser Peak aufgelöst und zum Ende der Stagnation waren die Sauerstoffverhältnisse im Epilimnion ausgeglichen.

Als gegenläufiger Prozess zum Sauerstoffeintrag durch das Phytoplankton fanden im Tiefenwasser (Hypolimnion) sauerstoffzehrende Abbauprozesse durch Mikroorganismen statt. Dadurch kam es während und zum Ende der Stagnationsphase vor allem in den sedi-

mentnahen Wasserschichten zu einer Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen. Nur in den sedimentangrenzenden Wasserschichten (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.

MANGAN

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

Ab April nahm die Konzentration an Mangan in den sedimentnahen Wasserschichten zu. Während der Stagnationsphase waren die Konzentrationen an gelöstem Mangan im Hypolimnion sehr niedrig (< Bestimmungsgrenze von 5 Mikrogramm pro Liter). In den sedimentnahen Wasserschichten (1 bis 2 Meter über Grund) lagen die Gesamtkonzentrationen im Bereich von 0,1 bis 0,4 Milligramm pro Liter. Der Maximalwert von 2 bis 3 Milligramm pro Liter wurde im Oktober ermittelt, danach sanken die Mangankonzentrationen wieder deutlich ab.

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

Abbildung 6

Isoplethen der Sauerstoffkonzentrationen im Wahnbachstausee, Daten der wöchentlichen Sondenmessungen an Messboje A im Jahr 2020.

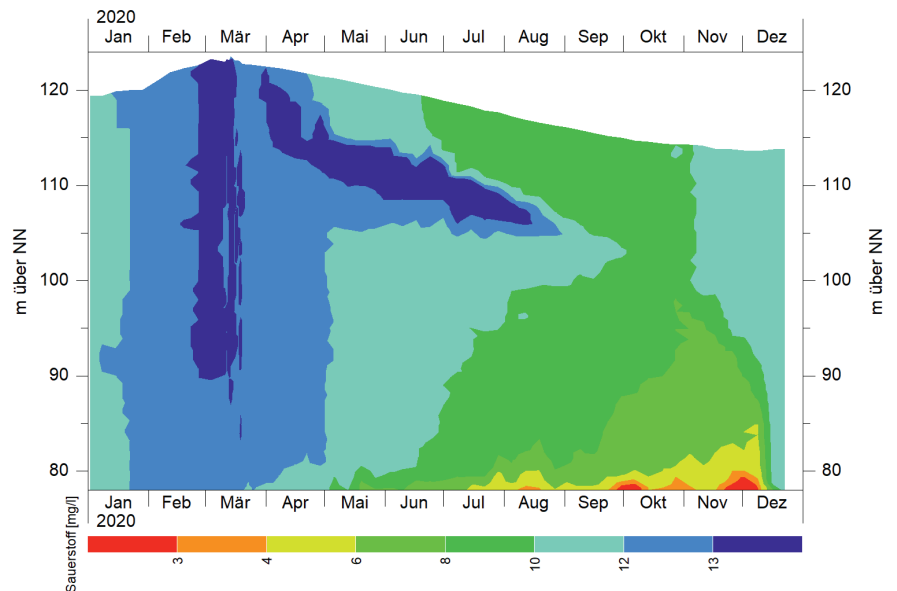
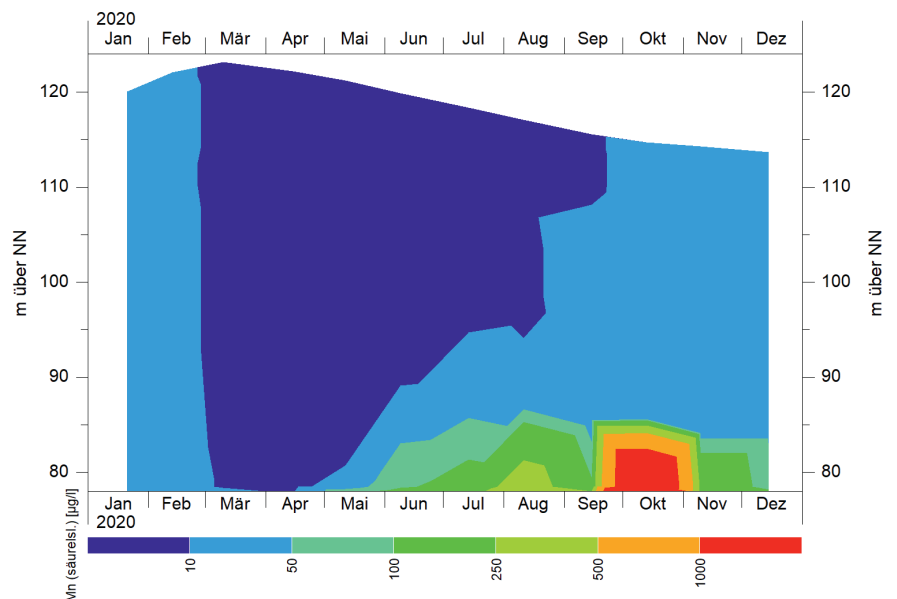


Abbildung 7

Isoplethen der Konzentrationen von Mangan (säurelöslich) im Wahnbachstausee an Messboje A im Jahr 2020 (monatliche Messungen Tiefenschnitt).



1.1.6 NÄHRSTOFFE

1.1.6.1 PHOSPHOR

Der gelöste, bioverfügbare Phosphor (SRP) lag überwiegend nur in geringen Konzentrationen von 1 bis 5 Mikrogramm pro Liter (Werte unterhalb Bestimmungsgrenze) vor. Demnach ist das Wachstum der Algen weitgehend durch den Phosphorgehalt limitiert. Insbesondere während der Vegetationsperiode unterliegt der Phosphor im Epilimnion einem hohen Umsatz („turnover“). Das Zooplankton kann zum Teil größere Mengen an gelöstem Phosphor 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 während der Vollzirkulation im Frühjahr fast durchgängig < 10 Mikrogramm pro Liter. In den epilimnischen Mischproben (0 bis 10 Meter) wur-

den an zwei Terminen P-Konzentrationen > 10 Mikrogramm pro Liter ermittelt, im März 18 und im Mai 27 Mikrogramm pro Liter. Ein Zusammenhang mit der zunehmenden Phytoplanktonentwicklung (Erfassung des in den Algenzellen gespeicherten Phosphor) war im März erkennbar, bei dem Wert im Mai allerdings nicht eindeutig. Zum Ende der Stagnationsphase stieg der TP-Gehalt in Zusammenhang mit Rücklösungsprozessen in den sedimentnahen Wasserschichten auf bis zu 27 Mikrogramm pro Liter an.

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

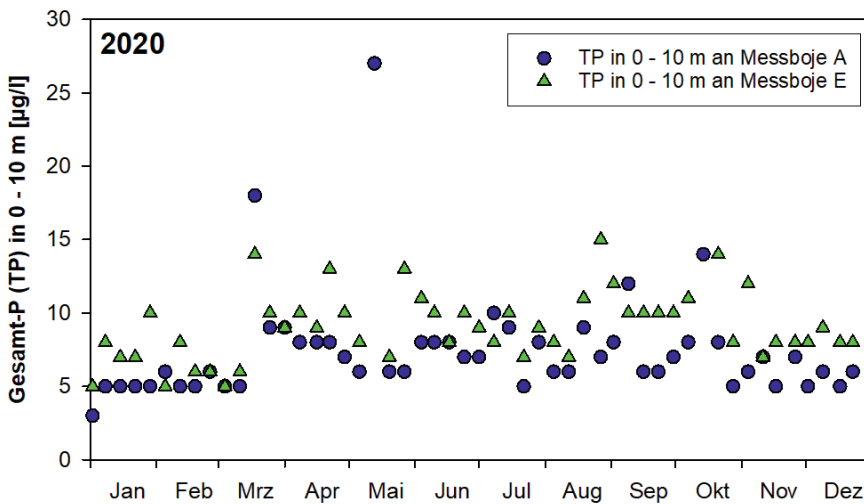


Abbildung 8
Vergleich der TP-Konzentrationen in den wöchentlichen Mischproben (0 – 10 m) an den Messbojen A und E im Jahresverlauf 2020.

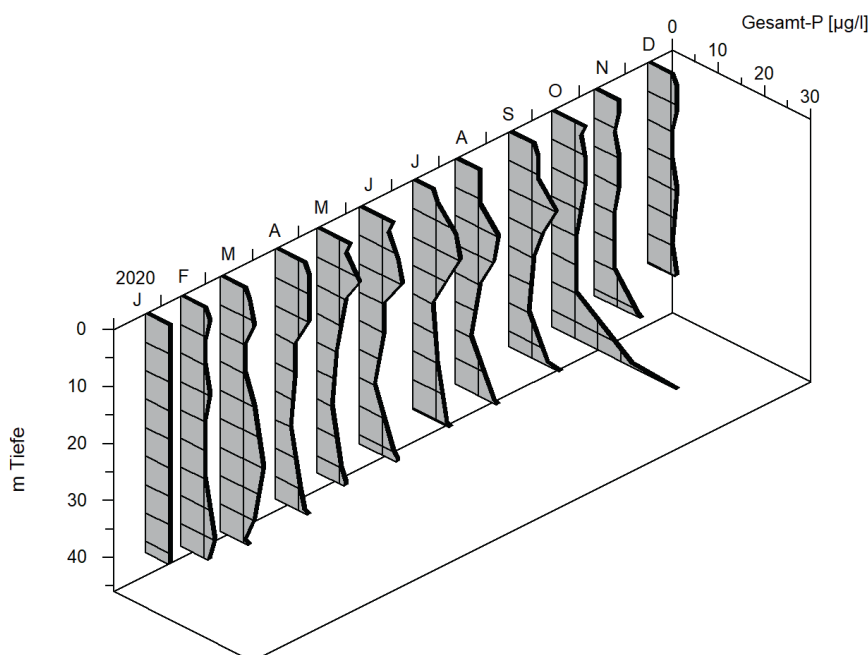


Abbildung 9
Vertikalverteilung der Gesamtphosphor-Konzentration (TP) an der Messboje A im Jahr 2020.

1.1.6.2 STICKSTOFF

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

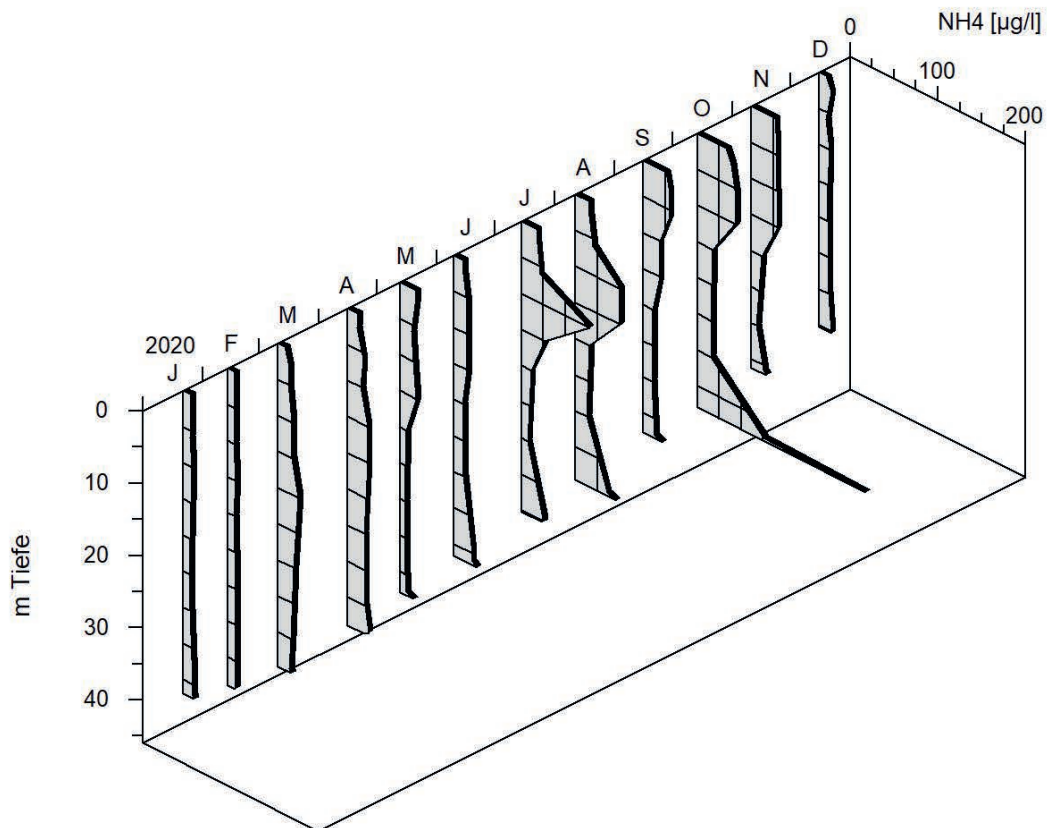
Nitrat war in der trophogenen Zone mit Konzentrationen von 7 bis 12 Milligramm pro Liter stets im Überfluss vorhanden. Während der Vegetationsperiode war durch den Einbau in Algenbiomasse eine leichte Abnahme der Nitratgehalte im Epilimnion zu beobachten. Von einer Startkonzentration von 10 bis 12 Milligramm pro Liter Anfang des Jahres verringerte sich bis zum Ende der Schichtungsperiode die Nitratkonzentration auf Werte von 9 Milligramm pro Liter.

Der Rückgang der Nitratkonzentrationen in den sedimentnahen Wasserschichten lag im Berichtsjahr in vergleichbaren Größenordnungen wie im Vorjahr. Die minimalen Werte über Grund lagen im Oktober bei 4 bis 5 Milligramm pro Liter. Mit zunehmender Durchmischung stieg der Nitratgehalt über Grund wieder auf 8 bis 9 Milligramm pro Liter an.

Durch die mikrobiellen Abbauprozesse von absedimentierter organischer Substanz am Gewässergrund wurde dort Ammonium freigesetzt. Während der Sommerstagnation stiegen die Konzentrationen dort zeitweise auf 0,1 bis 0,2 Milligramm pro Liter an. Durch den Abbau von Biomasse war in den Monaten Juli und August auch eine Zunahme der Ammoniumkonzentrationen im Bereich des Epi- und Metalimnions auf Werte von 0,05 bis 0,07 Milligramm pro Liter zu verzeichnen.

Im Epilimnion, bei hohen Sauerstoff- und Nitratkonzentrationen, wurden während der Vegetations- und Stagnationsperiode Nitritkonzentrationen von 0,05 bis 0,06 Milligramm pro Liter gemessen. Dies kann ein Zeichen für die intensiven Auf- und Abbauprozesse in diesem Teil des Wasserkörpers sein. Ein leichter Anstieg der Nitritkonzentrationen war, bedingt durch Abbauprozesse bei verringerten Sauerstoffkonzentrationen, während der Stagnationsperiode im Tiefenwasser erkennbar.

Abbildung 10
Vertikalverteilung der Konzentrationen von Ammonium an Messboje A im Jahr 2020.



1.1.6.3 SILIZIUM

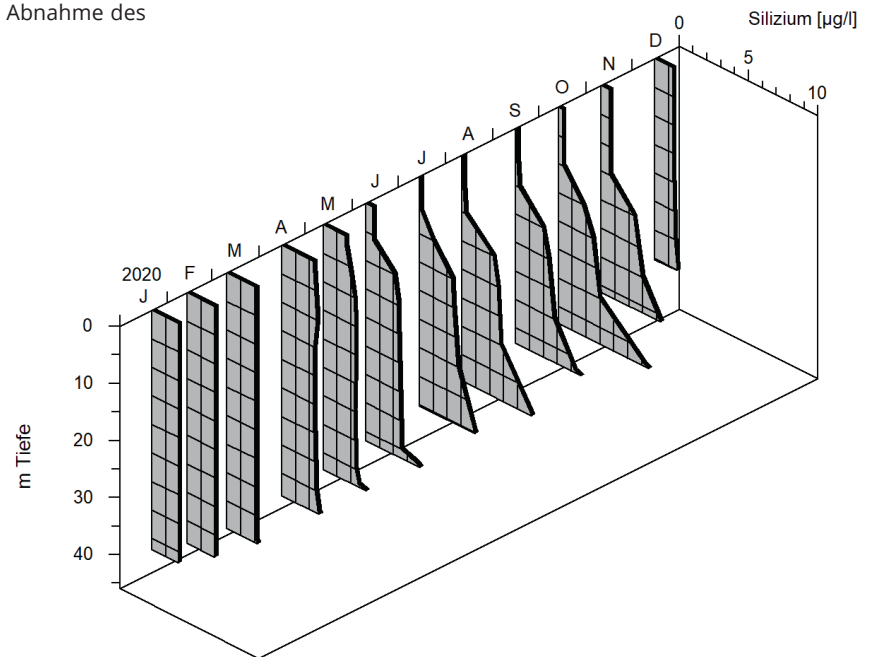
Silizium ist als Siliziumoxid ein essenzieller Bestandteil der Schale von Kieselalgen und daher auch mit der Populationsdynamik dieser Algengruppe verknüpft. Ein Teil des gelösten Siliziums wird in den Kieselalgenzellen gebunden und durch die Sedimentation der Algen wieder zum Sediment verfrachtet.

Zu Beginn des Jahres, im volldurchmischten Wasserkörper des Stausees, lagen die Konzentrationen des gelösten Siliziums bei 1,9 bis 2,5 Milligramm pro Liter. Die Frühjahrsentwicklung der Kieselalgen führte in den ersten Monaten des Jahres (Januar bis April) nicht zu einer Abnahme der Siliziumgehalte. Erst während der Schichtungsperiode war in den Monaten Juni bis Oktober eine Abnahme des

gelösten Siliziums im Epilimnion zu beobachten. Dies korrelierte mit einer starken Zunahme der Zellzahlen der Kieselalgen. Der minimale Wert für Silizium betrug in den Monaten Juli bis September 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 11).

Mit der Volldurchmischung im Dezember wurde dieser Gradient dann aufgehoben, die Konzentration des gelösten Siliziums in der Wassersäule betrug 1,3 bis 1,5 Milligramm pro Liter.

Abbildung 11
Vertikalverteilung der Siliziumkonzentration an Messboje A im Jahr 2020.



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 Partikel organischer Herkunft (Phytoplankton).

Im Jahr 2020 war die Trübung im Wahnbachstausee sowohl durch Einträge aus dem Einzugsgebiet wie auch durch Partikel aus seeinternen Prozessen geprägt.

In Folge der ergiebigen Niederschläge kam es im März zu einem Überlauf der Vorsperre (siehe auch 1.2.3) und damit zu einem massiven Eintrag von überwiegend anorganischen Trübstoffen. Aufgrund der höheren Temperatur des zulaufenden Wassers aus der Vorsperre schichtete sich dieses oberflächennah ein. Die höchsten Trübungswerte wurden daher in einer Wassertiefe von 0 bis 10 Metern gemessen (Abbildung 12). Das trübstoffhaltige Wasser ist, mit einer Zeitverzögerung von mehreren Tagen, zur Messboje A, und damit bis zum Dammbereich vorgedrungen (Abbildung 12 unten). Im Zusammenhang mit diesem Überlauf und der Einschichtung des Trübungseintrages ist auch ein Rückgang der Sichttiefen zu erkennen (Abbildung 13). Im weiteren Verlauf wurde die Trübung überwiegend durch seeinterne Prozesse beeinflusst, durch die Entwicklung des Phytoplanktons sowie in den sedimentnahen Wasserschichten durch die Bildung partikulären Mangans aufgrund von Rücklösungsprozessen.

In Abbildung 12 (untere Grafik) ist in dem Isoplethendiagramm der Trübungsmessungen an Boje A im September eine Zone höherer Trübungswerte in 10 bis 15 Metern Wassertiefe zu erkennen. Diese erhöhten Trübungswerte von bis zu 3 bis 4 Formazin Nephelometric Units (FNU) wurden durch das Cyanobakterium *Planktothrix rubescens* verursacht. Die Blaualge bildete im Verlauf des Monats September einen relativ scharfen Peak aus. Im Zuge der zunehmenden Durchmischung des Wasserkörpers löste sich dieser Peak bereits Anfang Oktober auf, im Weiteren waren die Trübungswerte in diesen Wassertiefen sehr niedrig (< 1 FNU).

In den sedimentnahen Wasserschichten wurden während der Stagnationsphase und bis zur vollständigen Durchmischung der Wassersäule erhöhte Trübungswerte aufgrund von Rücklösungsprozessen gemessen.

Die Sichttiefen an Messboje A schwankten zwischen 0,9 Meter im März als Folge des Vorsperrenüberlaufs, und 11,2 Meter. Die maximale Sichttiefe wurde im Februar (vor dem Überlauf) erreicht, höhere Sichttiefen traten auch im Juli/August (9 bis 10 Meter) auf. Im Mai wurden Sichttiefen bis 8 Meter gemessen, die wahrscheinlich auf das Grazing von Zooplankton zurückzuführen waren. Die mittlere Sichttiefe, die auch in die Trophiebewertung eingeht, war mit 7,4 Meter vergleichbar zum Vorjahr. Bei entsprechender Berechnung wurde die niedrigen Sichttiefen, die durch den Vorsperrenüberlauf verursacht wurden, nicht in die Mittelwertbildung aufgenommen.

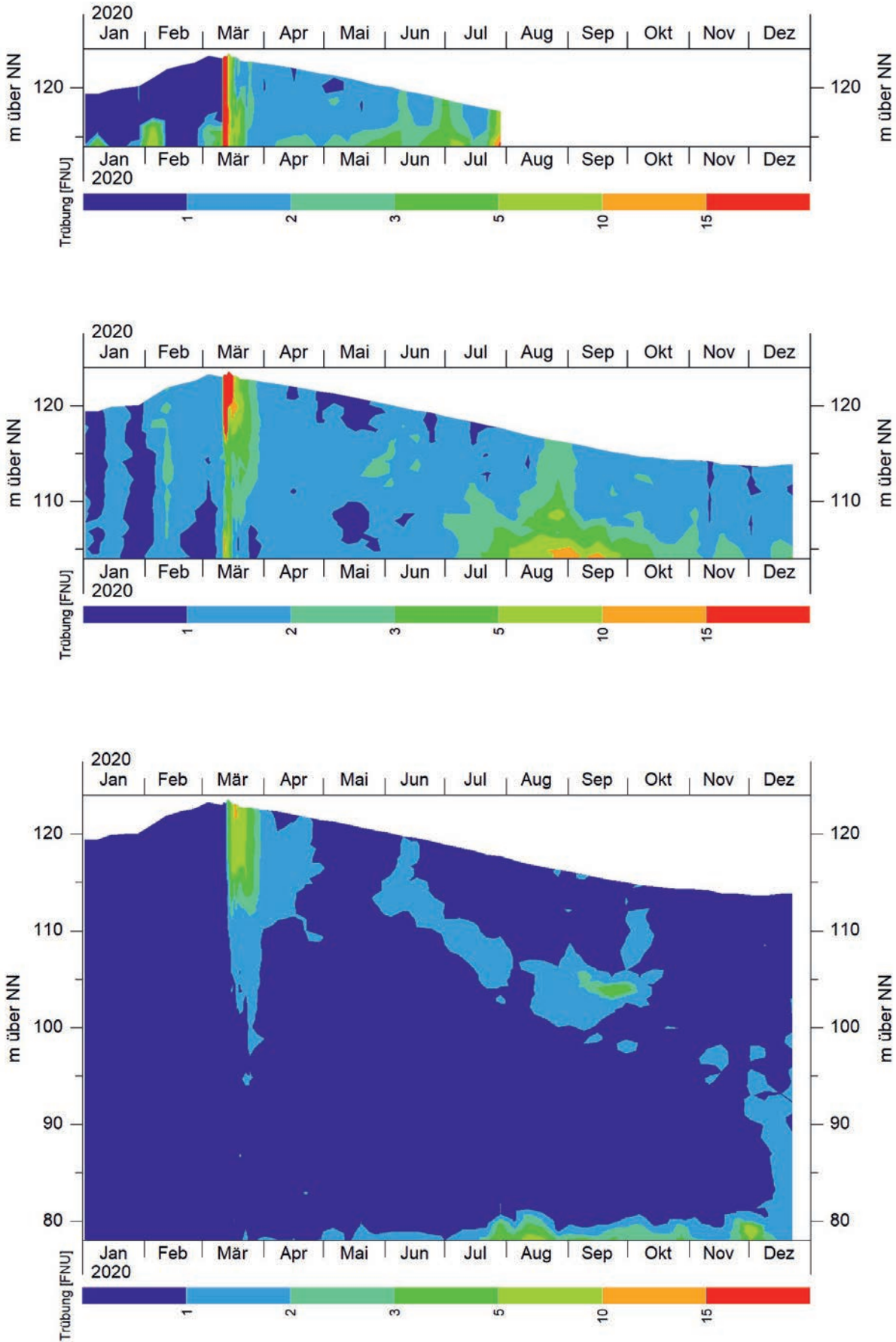
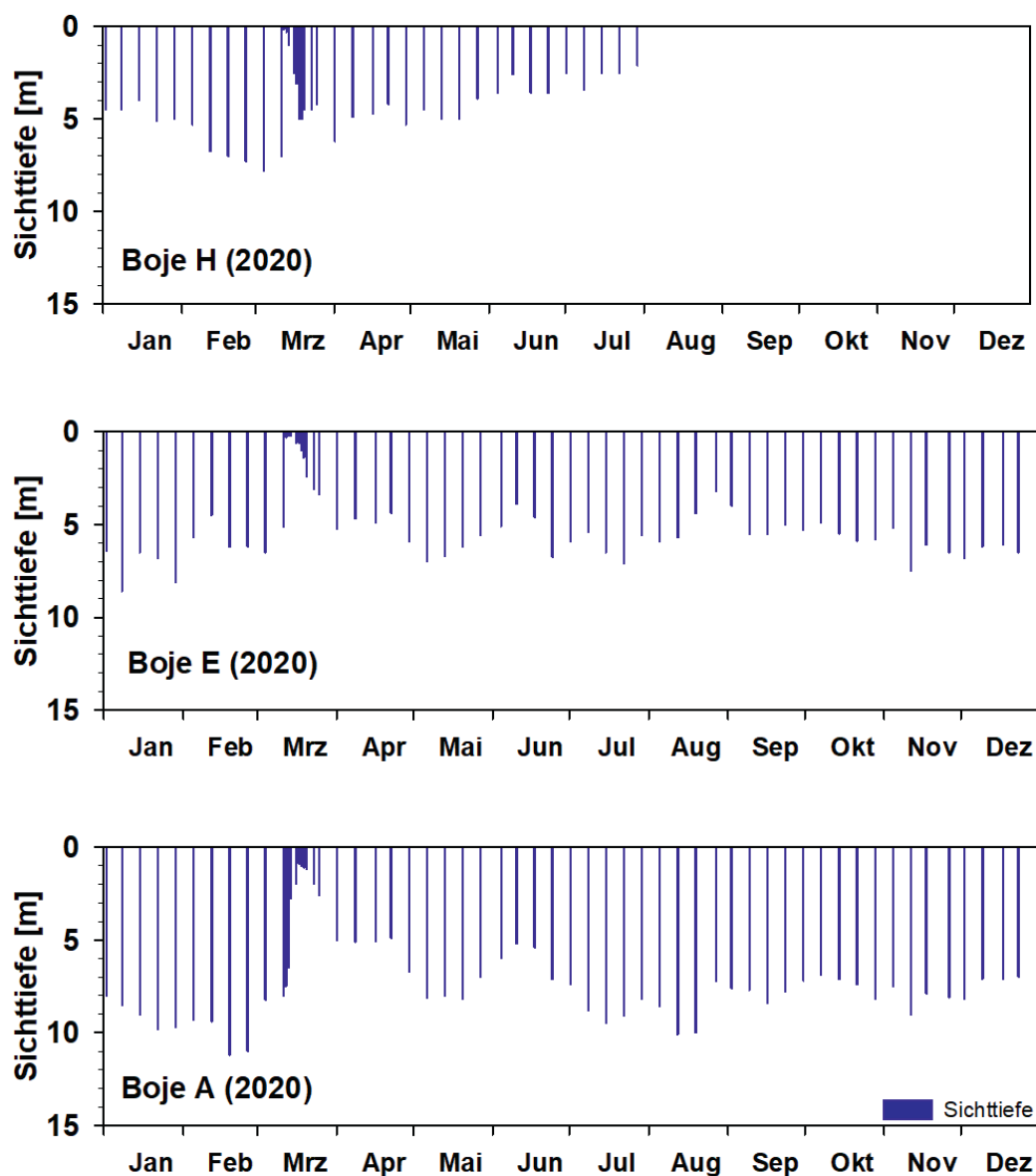


Abbildung 12
Isoplethen der Trübungswerte im Wahnbachstausee 2020, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an den Messbojen H (oben), E (Mitte) und A (unten).

Abbildung 13
 Secchi-Sichttiefen 2020 an den
 Messbojen H (oben), E (Mitte)
 und A (unten). An Boje H
 waren in den Monaten August
 bis Dezember wegen der
 niedrigen Wasserstände keine
 Messungen möglich.



1.1.8 CHLOROPHYLL A

Zu Beginn des Jahres waren die Chlorophyll a-Konzentrationen mit rund 1 Mikrogramm pro Liter sehr niedrig. Die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons startete eher verhalten, erst ab März war eine Zunahme der Chlorophyll a-Konzentrationen zu verzeichnen. Mit der sich ausprägenden Schichtung ab Anfang April konzentrierte sich die Phytoplankton-Entwicklung im Bereich des Epilimnions. Die Chlorophyll a-Konzentration stieg auf 3 bis 4 Mikrogramm pro Liter an. Nach einem Rückgang des Phytoplanktons im Mai, verursacht durch das Zooplankton-Grazing, nahm die Chlorophyll a-Konzentration erneut zu auf bis zu 5 Mikrogramm pro Liter. Die Messungen mit der Fluoroprobe, die wöchentlich erfolgten und auch im Vertikalprofil mehr Daten ermittelten, ergaben im Juni bis zu 9 Mikrogramm pro Liter.

Im September bildete sich, wie schon in 1.2.7 erwähnt, in 10 bis 15 Metern Wassertiefe ein Peak von *Planktothrix rubescens* aus, der punktuell zu höheren Chlorophyll-Konzentrationen führte. Besonders gut war dieses durch die Messungen mit der Fluoroprobe zu erkennen.

In den epilimnischen Mischproben (0 bis 10 Meter) waren die Chlorophyll a-Konzentrationen überwiegend < 5 Mikrogramm pro Liter (Abbildung 16). Für 2020 ergab sich ein Mittelwert von 2,1 Mikrogramm pro Liter, der in die Trophiebewertung eingeflossen ist.

Planktothrix war 2020 deutlich geringer vertreten, auch wurde kein so ausgeprägtes Tiefen-Chlorophyllmaximum ausgebildet.

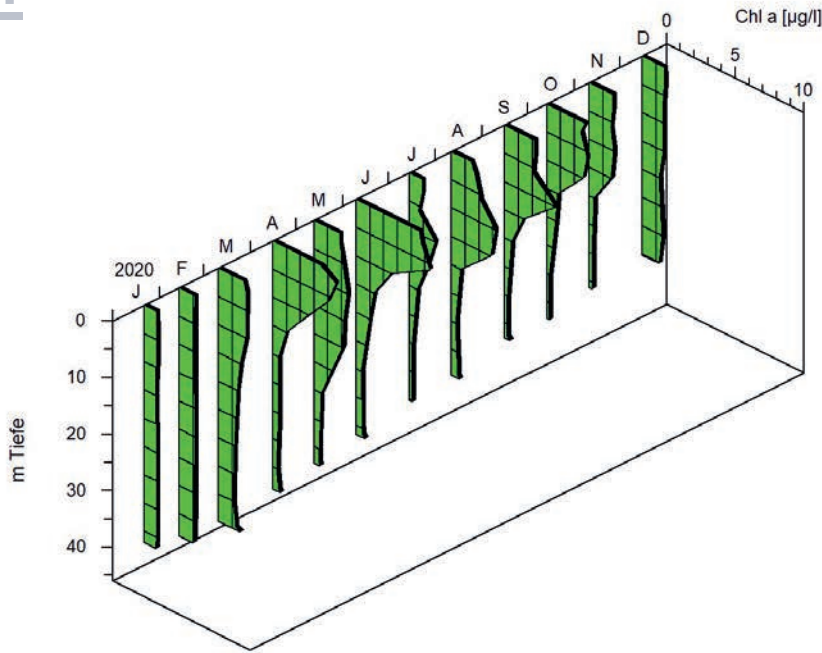


Abbildung 14
Vertikalprofile der Chlorophyll a-Konzentration im Wahnbachstausee an der Messboje A im Jahr 2020 (basierend auf HPLC-Messungen in den monatlichen Tiefenschnittproben).

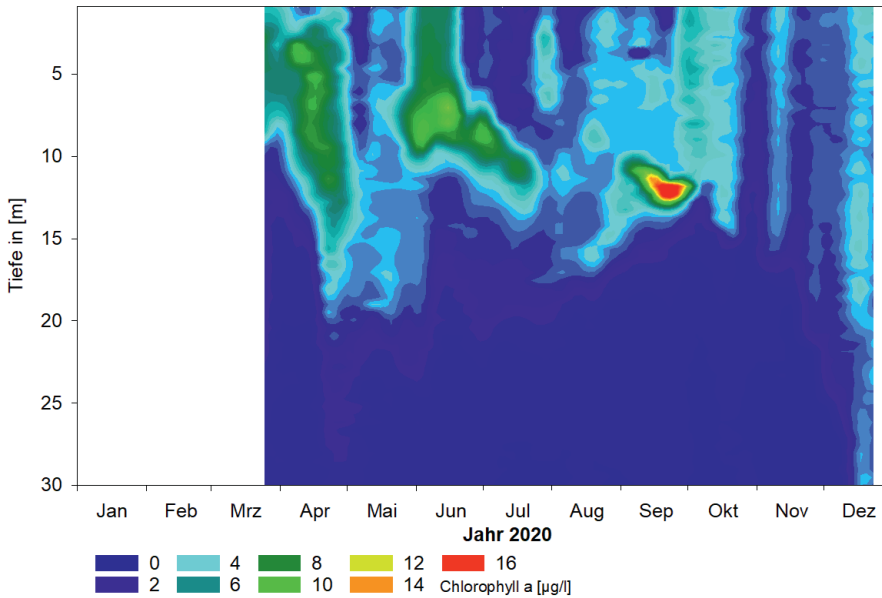


Abbildung 15
Isoplethen der Chlorophyll a-Konzentration im Wahnbachstausee an der Messboje A im Jahr 2020 (basierend auf wöchentlichen Messungen mit der Fluoroprobe-Sonde, dargestellt sind Messergebnisse bis maximal 30 m Wassertiefe). Aus technischen Gründen konnten die Messungen erst ab Ende März aufgenommen werden.

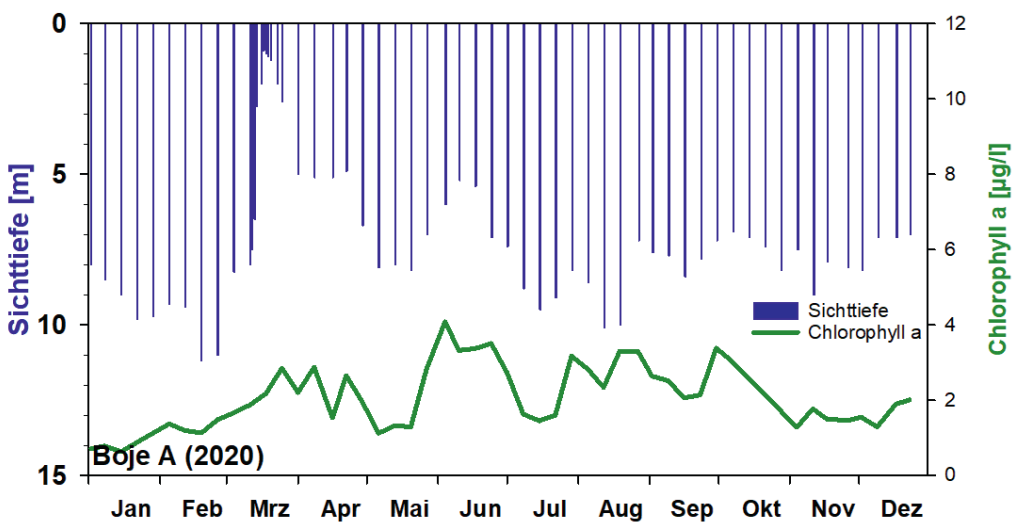


Abbildung 16
Saisonaler Verlauf der Chlorophyll a-Konzentrationen in integrierenden Wasserproben aus 0 – 10 m sowie der Sichttiefe an Messboje A im Jahr 2020.

1.1.9 TROPHIESTATUS DER WAHNBACHTALSPERRE

1.1.9.1 EINTRÄGE VON PHOSPHOR (ABSCHÄTZUNG)

Die Abschätzungen der Phosphorfrachten basieren auf den hydrologischen Daten zum Zufluss (Wahnbach/Wendbach) in die Talsperre, Aufbereitungsleistung (Durchsatz) der 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 Wahnbaches 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 2020 betrug die abgeschätzte Phosphorfracht aus dem Einzugsgebiet in die Vorsperre 2890 Kilogramm Phosphor (P) pro Jahr. Für den Zulauf zur PEA wurde eine P-Fracht von 1447 Kilogramm pro Jahr ermittelt, damit ergab sich rein rechnerisch ein Rückhalt von 1443 Kilogramm oder 50 Prozent der P-Fracht in der Vorsperre.

Die durchschnittliche Gesamtphosphorkonzentration des Wassers, welches der Phosshoreliminierungsanlage (Einlauf PEA) zugeführt wurde, betrug 51 Mikrogramm pro Liter, die Konzentration des Gesamtphosphors im PEA-Auslauf im Durchschnitt 2,4 Mikrogramm pro Liter.

Die Nebenbäche, die direkt in die Talsperre einmünden, hatten einen Anteil an der Gesamtfracht von 151 Kilogramm P pro Jahr, dies entspricht 23 Prozent.

Der Überlauf der Vorsperre führte der Hauptsperre 212 Kilogramm P pro Jahr zu, dies entsprach 32 Prozent der Gesamtfracht.

Die Jahresfracht des Phosphors für die Wahnbachtalsperre lag 2020 mit 665 Kilogramm pro Jahr im Bereich des langjährigen Mittels (1978 – 2020 = 656 kg/Jahr).

Die berechnete P-Grenzkonzentration für den Bereich meso/oligotroph nach Vollenweider (1982) ergab für das Jahr 2020 mit einer Zuflussmenge von 35,3 Millionen Kubikmetern und einem (mittleren) Talsperrenvolumen von 31,6 Millionen Kubikmetern 14 Mikrogramm pro Liter Gesamt-P.

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

Ohne die Eliminationsleistung der PEA hätte die Konzentration der Phosphor-Einträge in die Talsperre 79 Mikrogramm pro Liter betragen. Die Grenzkonzentration nach Vollenweider für den mesotrophen Zustand von 58 Mikrogramm pro Liter würde damit überschritten. Demnach wäre ohne den Betrieb der PEA von einer Eutrophierung der Wahnbachtalsperre mit den entsprechenden negativen Auswirkungen (zum Beispiel Verkürzung von Filterlaufzeiten durch Algenmassenentwicklungen, Probleme durch Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigungen) zu rechnen.

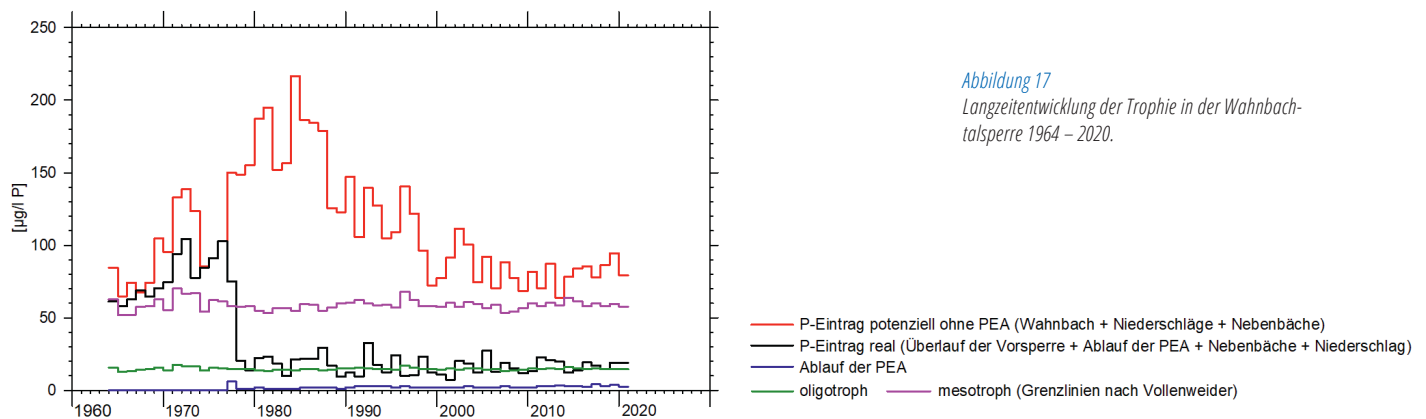


Abbildung 17

Langzeitentwicklung der Trophie in der Wahnbachtalsperre 1964 – 2020.

		TP [kg/Jahr]	in % der Gesamtfracht
1	Gesamtfracht	665	100
2	Überläufe	212	32
3 a-c	PEA, Nebenbäche, Niederschläge	453	68
<i>Position 3 aufgeschlüsselt:</i>			
3 a	Nur PEA	69	10
3 b	Nebenbäche (in das Hauptbecken)	151	23
3 c	Niederschläge	233	35

Tabelle 5

Gegenüberstellung der Anteile der Überläufe, des Ablaufs der Phosshoreliminierungsanlage und der Nebenbäche an der Phosphor-Gesamtfracht für die Talsperre (Werte bezogen auf das Wasserwirtschaftsjahr 2020)

1.1.9.1 BEWERTUNG DES TROPHISCHEN ZUSTANDES

	TP [µg/l]	Chlorophyll a [µg/l]	Sichttiefe [m]	TN [µg/l]
Wahnbachtalsperre	5,7	2,1	7,8	> 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 6
Jahresmittelwerte 2020 von Gesamt-Phosphor (TP, volumengewichtet 0 - Grund), Chlorophyll a-Konzentration (0 - 10 m), Sichttiefe und Gesamtstickstoff (TN, nur Be-reich) in der Wahnbachtalsperre, verglichen mit den nach OECD (1982) angegebenen Mittelwerten und Wertebereichen für die Einstufung „oligotroph“ und „mesotroph“.

Trophieparameter	Messwert	Einzelindex	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll a [µg/l]	2,5	1,34	10	13,4
Sichttiefe [m]	7,4	0,79	6	4,8
TP _F (Zirkulation) [µg/l]	5,3	0,96	7	6,7
TP _S (Saison) [µg/l]	8,3	1,32	7	9,2
Trophie-Gesamtindex				1,14
Bewertung				Oligotroph

Tabelle 7
Trophieklassifikation der Wahnbachtalsperre für das Jahr 2020 nach LAWA-Richtlinie (2014)

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

In Tabelle 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 7 ist die Trophieklassifikation nach LAWA-Richtlinie aufgeführt. Für beide Trophiebewertungen wurden bei der Mittelwertbildung des Parameters Sichttiefe die Messwerte, die durch den Überlauf der Vorsperre beeinflusst waren (niedrige Sichttiefen durch Trübstoffeinträge), nicht einbezogen.

Die Wahnbachtalsperre war 2020 nach der Trophieklassifikation entsprechend 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 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 18 und 19 sind Ergebnisse aus Untersuchungen der euphotischen Zone dargestellt. Abbildung 18 zeigt die Gesamt-Phytoplanktondichte sowie das -biovolumen, Abbildung 19 die Biovolumina der wichtigsten Phytoplanktongruppen. In Abbildung 20 sind die Biomassen der wichtigsten Phytoplanktongruppen in verschiedenen Wassertiefen dargestellt, die Ergebnisse stammen aus den monatlichen Tiefenschnitten.

Die saisonale Entwicklung des Phytoplanktons war in 2020 durch zwei ausgeprägte Spitzen, beide dominiert von Kieselalgen, geprägt. Zu Beginn des Jahres, während der Winter-Vollzirkulation, waren Zellzahlen und Biovolumen des Phytoplanktons sehr gering und die Algen gleichmäßig in der Wassersäule verteilt. Im März stiegen Zellzahlen und Biovolumen durch die Zunahme insbesondere der Kieselalgen, Goldalgen und Kryptomonaden leicht an. Im April gab es dann ein erstes Maximum. Bei den Kieselalgen waren *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* und kleine zentrische Diatomeen bestandsbildend. Bei den Goldalgen (*Chrysophyceen*) waren verschiedene Taxa vertreten (*Erkenia subaequiciliata*, *Pseudopedinella sp.*, *Dinobryon divergens*, *Chrysocromulina parva*), vor allem *Uroglena sp.* erreichte hohe Zellzahlen. Während dieser Frühjahrsentwicklung setzte die Schichtung des Stausees ein, die vertikale Verteilung des Phytoplanktons zeigte bereits einen Schwerpunkt im Epilimnion. Das Biovolumen des Phytoplanktons war in dieser Zeit mit 0,5 bis 1,5 Kubikmillimeter pro Liter höher als im Vorjahr.

Im Mai nahm die Phytoplanktonbiomasse kurzfristig ab, um dann Anfang Juni zu einem zweiten Maximum anzusteigen. Dieser zweite Peak war noch deutlicher durch die Kieselalgen geprägt, wieder in der Zusammensetzung *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* und kleine zentrische Diatomeen. Diese Kieselalgenpopulation brach Ende Juni weitgehend zusammen. Aufgrund des fast vollständigen Verschwindens der größeren, koloniebildenden Kieselalgen nahm das Biovolumen stark ab. Die kleinen zentrischen Kieselalgen waren noch vorhanden, aber mit deutlich reduzierten Zellzahlen.

Das Sommerplankton umfasste vor allem kleinzellige Taxa, die bezüglich des Biovolumens keine ausgeprägten Maxima ausbildeten. Im Sommer nahmen auch Cyanobakterien an Bedeutung zu. Zunächst erreichte *Aphanotece sp.* sehr hohe Zellzahlen, anschließend *Coelosphaerium kuetzingianum*. Beide Taxa kamen schwerpunktmäßig im Epilimnion vor und sind durch sehr kleine Zellen gekennzeichnet. Daher hatten die hohen Zellzahlen keinen wesentlichen Einfluss auf die Gesamtbiomasse.

Von besonderem Interesse war auch in diesem Jahr das Vorkommen der Blaualge *Planktothrix rubescens*. Die Art hatte im Vorjahr eine ausgeprägte Entwicklung mit einer hohen Biomasse und einer sehr markanten Vertikalverteilung durchlaufen. In 2020 war *Planktothrix* zunächst nur mit sehr geringen Zellzahlen vertreten (1 bis 2 Faden-einheiten pro Milliliter). Erst im Spätsommer (August) nahmen die Zellzahlen zu und im Verlauf des Monats September bildete sich im Bereich der Sprungschicht (10 bis 15 Meter Wassertiefe) ein deutlicher Peak von *Planktothrix* aus (Abbildung 20). Die Messung mit der Fluoroprobe zeigte bis zu 20 Mikrogramm Chlorophyll a pro Liter an. Ende September/Anfang Oktober herrschte einige Tage sehr windiges Wetter. Dies führte zu einer Durchmischung des Epilimnions, wobei auch der *Planktothrix*-Peak erfasst wurde. Bei der Messung am 07.10.2020 war nicht mehr der scharfe Peak vorhanden, sondern die Population gleichmäßig im Epilimnion verteilt. Innerhalb der folgenden vier Wochen nahmen die Zellzahlen von *Planktothrix* sehr stark ab. Bis Ende des Jahres war das Cyanobakterium nur noch mit geringen Zellzahlen, vergleichbar zum Jahresbeginn (1 bis 2 Faden-einheiten pro Milliliter) vertreten. Die anderen Cyanobakterien-Taxa sind mit zunehmender Durchmischung der Wassersäule deutlich zurückgegangen und waren ab November nicht mehr nachweisbar. Zum Ende des Jahres erschienen noch einmal verstärkt Kieselalgen im Plankton, dabei erreichte *Asterionella formosa* mit 500 bis 1000 Zellen pro Milliliter eine ähnliche Größenordnung wie im Frühsommer.

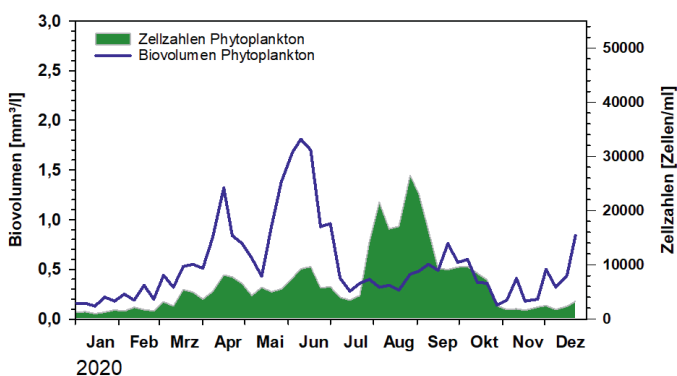


Abbildung 18
Saisonale Entwicklung des Phytoplanktons (Zellzahlen und Biovolumen) an Messboje A im Jahr 2020 (Integrierende Proben euphotische Zone).

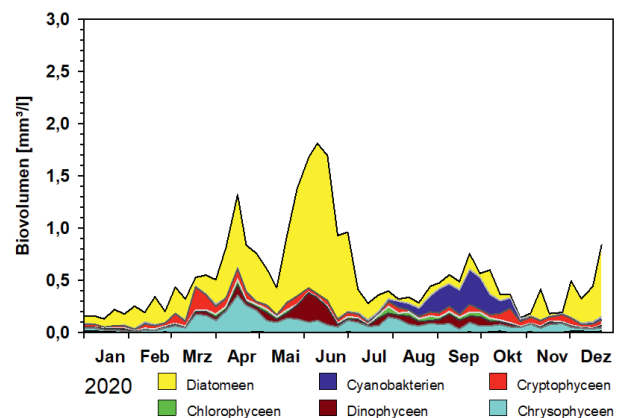


Abbildung 19:
Saisonale Entwicklung des wichtigsten Algenklassen (Biovolumen) an Messboje A im Jahr 2020 (Integrierende Proben euphotische Zone).

Abbildung 20
 Biomassen der wichtigsten Algenklassen in den verschiedenen Tiefenstufen an Boje A

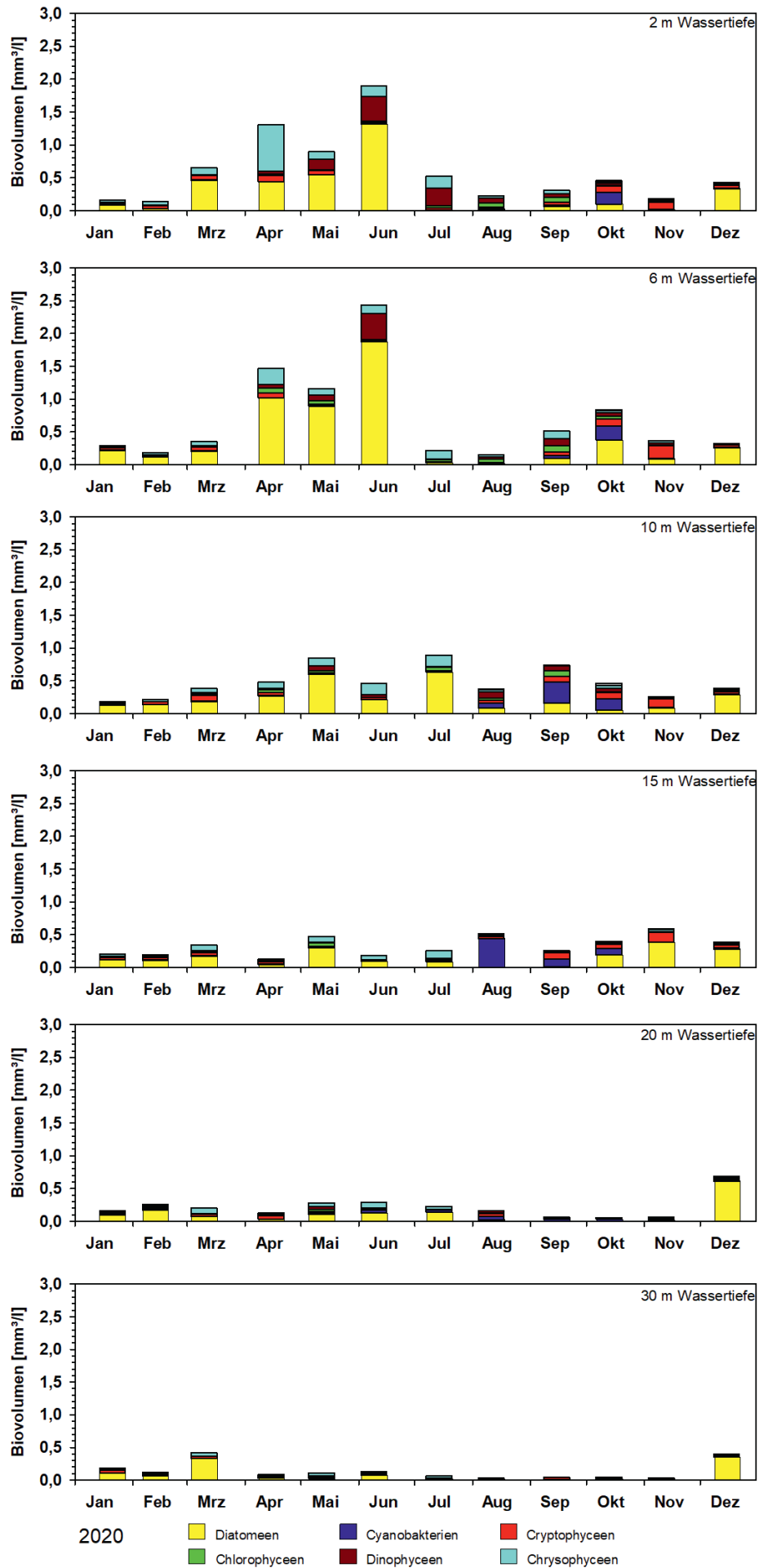
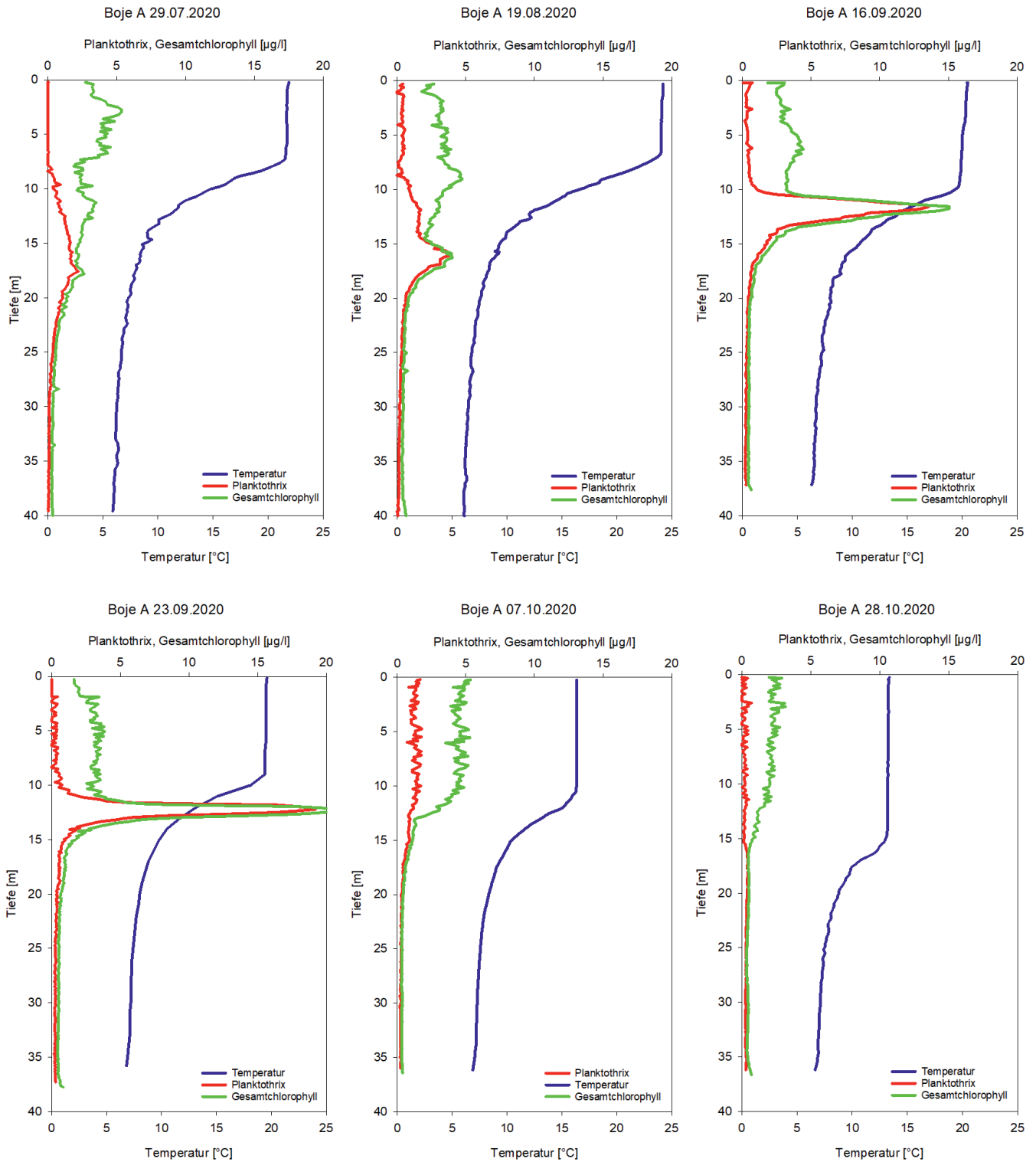


Abbildung 21

Vertikalverteilung des Phytoplanktons an Messboje A, ermittelt an verschiedenen Untersuchungsterminen in 2020, über die in vivo Messung der Algenfluoreszenz mit der Fluoroprobe-Sonde. Dargestellt sind die Vertikalprofile der Chlorophyll a-Anteile von *Planktothrix rubescens* (rote Linie) sowie die Gesamtchlorophyll a-Konzentrationen (grüne Linie). Die blaue Linie zeigt die Wassertemperatur.



1.1.10.2 ZOOPLANKTON – SAISONALE ENTWICKLUNG

Die saisonale Zooplankton-Entwicklung ist in Abbildung 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 Zooplanktondichten waren in den Monaten Januar bis April niedrig. Zahlenmäßig bestandsbildend waren die Rotatorien, überwiegend mit den *Taxa Synchaeta sp.*, *Polyarthra sp.* sowie *Notholca caudata*.

Im Monat Mai nahm die Abundanz der Zooplanktonorganismen zu. In der Gruppe der Rotatorien traten neben steigenden Individuenzahlen auch weitere *Taxa* in Erscheinung (zum Beispiel *Kellicottia*

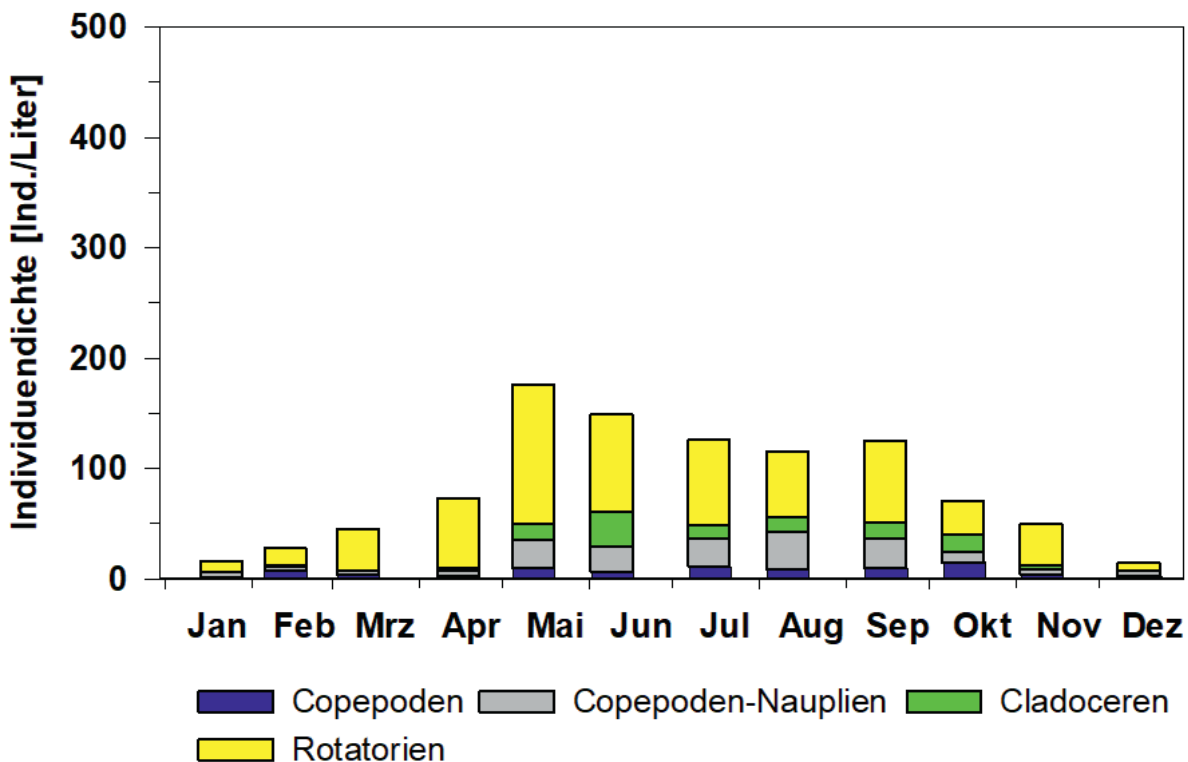
longispina, *Gastropus stylifera*). Cladoceren traten ab Mai ebenfalls verstärkt auf.

Insgesamt blieb die Zooplanktonabundanz in den Monaten Mai bis September auf einem ähnlichen Niveau, war aber für die Monate Mai bis Juli deutlich geringer als im Vorjahr. Dies lag vor allem an den geringeren Individuenzahlen der Rädertierchen.

Die Individuenzahlen der Cladoceren hingegen waren vor allem in der Fröhsommerphase (Mai/Juni) höher als im Vorjahr. In den Tiefenschnittproben wurden im Mai maximal 28 Daphnien pro Liter, im Juni 35 Daphnien pro Liter ermittelt. Vertreter der Gattung *Bosmina* erreichten im Juni maximale Abundanzen (bis 115 Individuen pro Liter). Im Oktober wurden über Grund hohe Abundanzen von *Copepoden* und den Larvenstadien (Nauplien) erfasst. Die Zooplanktonzahlen gingen im Herbst wieder zurück bis auf wenige Individuen pro Liter im Dezember.

Abbildung 22

Saisonale Entwicklung der Zooplankton-Großgruppen an Messboje A im Jahr 2020. Dargestellt sind die volumengewichteten Mittelwerte der Individuenzahlen über die Wassertiefe von 0 bis Grund.



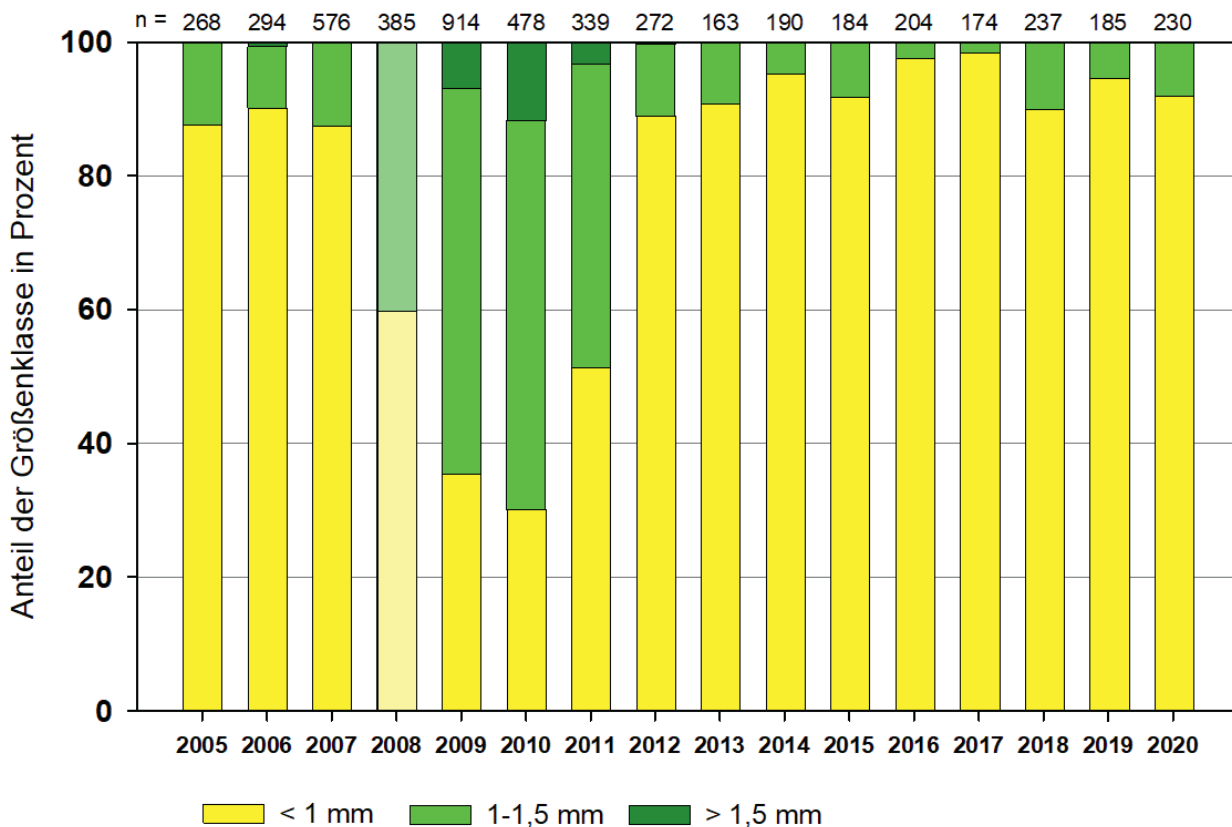
Seit der gezielten Entnahme von planktonfressenden Fischen (Blaufelchen) in den Jahren 2007 / 2008 gilt der Populationsentwicklung der *Cladoceren* (Blattfußkrebse), insbesondere der Daphnien („Wasserflöhe“), besondere Aufmerksamkeit. Daphnien sind wichtige Stellglieder im Nahrungsnetz, da sie zum einen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

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

Die Hauptentwicklungszeit der Daphnien liegt typischerweise in den Monaten Mai - September, die Individuenzahlen waren 2020 mit 1 bis 35 Daphnien pro Liter höher als im Vorjahr. Das Größenspektrum (Abbildung 22) zeigt, dass der Anteil der großen Daphnien (> 1 Millimeter Körperlänge) in 2020 gegenüber dem vorigen Jahr annähernd gleich geblieben ist. Mit einem Anteil von rund 90 Prozent wurde die Daphnienpopulation weiterhin von kleinen Individuen (weniger als 1 Millimeter Körperlänge) dominiert. Die Auswertung der Zooplanktonanalysen lässt einen noch immer zu hohen Fraßdruck der planktivoren Fische (vor allem Felchen) auf das filtrierende Zooplankton erkennen (siehe auch Abschnitt 3.3 Fischereimanagement).

Abbildung 23

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



Literatur

Hoyer, O./ Clasen, J. 1983 Ein Verfahren zur schnellen Routinebestimmung von Chlorophyll a in Gewässerproben mittels HPLC. Gewässerschutz Wasser Abwasser 67 (Technische Hochschule Aachen): 209-228.

LAWA

2014 Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen.

1.2 FISCHEREIMANAGEMENT

1.2.1 FISCHEREILICHE MASSNAHMEN 2020

1.2.1.1 HEGEBEFISCHUNGEN

Die Hegebefischungen auf Blaufelchen durch einen Berufsfischer wurden 2020 weitergeführt. Bei insgesamt 32 Befischungsaktionen, davon fünf Termine während der Laichzeit der Felchen, wurden

insgesamt 1220 Kilogramm beziehungsweise 15.860 Stück Felchen entnommen.

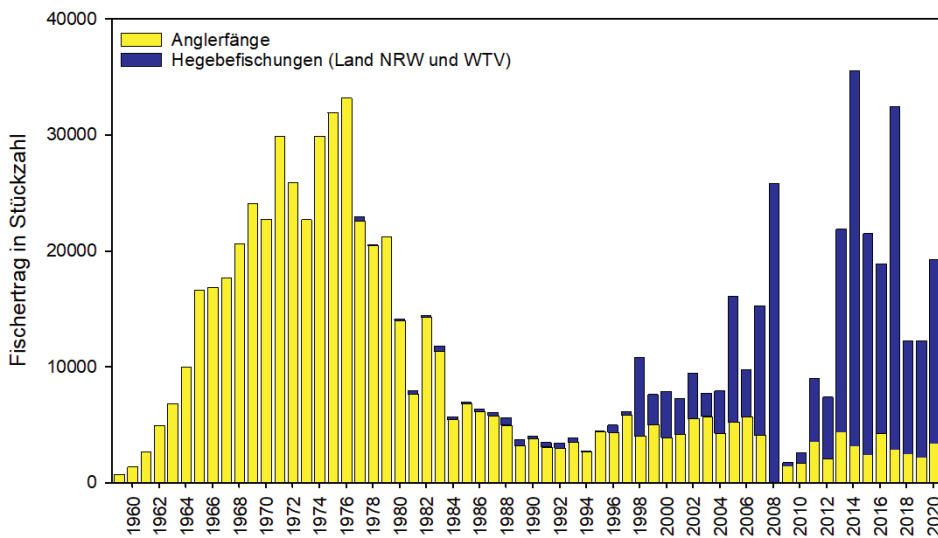


Abbildung 1
Anglerfänge sowie Fangergebnisse der Hegebefischungen (Land NRW und WTV) in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Hegebefischungen werden seit 1975 durchgeführt.

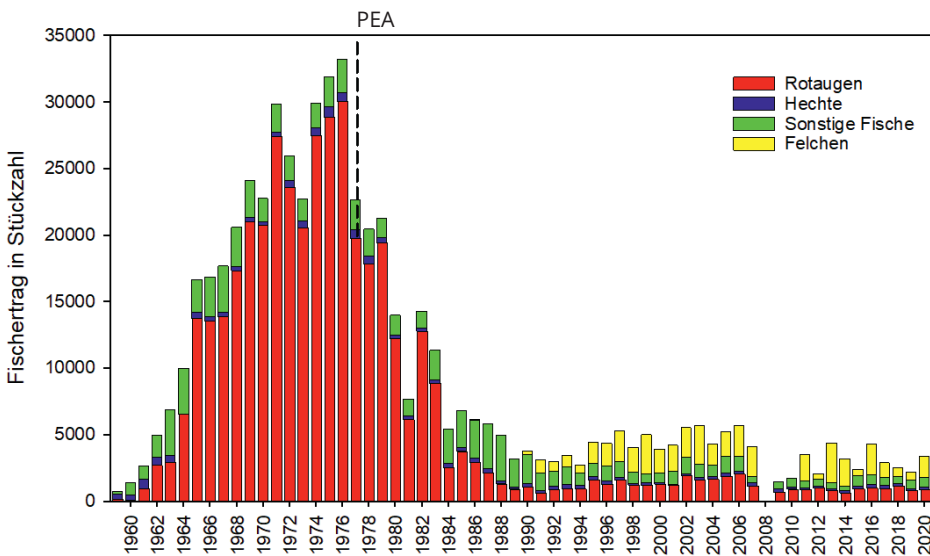


Abbildung 2
Anglerfänge seit 1959 in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Die gestrichelte Linie markiert die Inbetriebnahme der PEA.

1.2.1.2 UNTERSUCHUNG DES FISCHBESTANDES IM AUGUST 2020

Im Jahr 2020 lag der Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Erfassung und Quantifizierung des Felchenbestandes. Im Folgenden werden Ergebnisse aus dem Abschlussbericht des Labors für Fisch- und Gewässerökologie (Werner & Großmann 2020) kurz zusammengefasst.

Felchen waren auch im August 2020 dominante Hauptfischart. Im Vergleich zum Vorjahr war die Felchenbiomasse von 4,5 Tonnen, das entsprach 25 Kilogramm pro Hektar, auf 6,6 Tonnen (37 Kilogramm pro Hektar) angestiegen. Die Angaben beziehen sich jeweils auf eine Stauoberfläche von 178 Hektar.

Auch bei der Individuenzahl war ein leichter Anstieg feststellbar, der Rekrutierungserfolg lag im Vergleich zu den Vorjahren auf mittlerem Niveau. Die Population bestand nahezu vollständig aus den Altersklassen 0+ bis 5+. Auf die Altersgruppe 0+ (Jahrgang 2020) entfielen 38 % der Bestandsbiomasse.

Das schwache mittlere Längenwachstum und die niedrigen Kopulenzwerte wiesen weiterhin auf eine sehr hohe intraspezifische Konkurrenz hin.

Die Hegebefischung hatte nicht die erforderliche Intensität und somit keine wirksame Reduzierung der adulten Felchen ≥ 20 Zentimeter Länge sowie keine bedeutende Schwächung des Laichpotenzials erreicht.

Das Epipelagial des Hauptbeckens der Talsperre wurde überwiegend von Barschen < 15 Zentimeter Gesamtlänge und wenigen Rotaugen (meist < 19 Zentimeter) besiedelt. Es konnte ein nennenswertes Aufkommen von Barschen nachgewiesen werden. Die jährlichen Pegelschwankungen lagen im Zeitraum von 2018 bis 2020 bei 7,5 bis 9,2 Meter. Aufgrund dieser hohen Pegelschwankungen war ein sichtbarer Rückgang der submersen Makrophyten zu beobachten. Dies hatte auch Auswirkungen auf mögliche Laich- und Jungfischhabitate, die nur zeitweise beziehungsweise in geringem Umfang vorhanden waren. In 2020 war ein deutlicher Rückgang der natürlichen Rekrutierung des Hechtes zu verzeichnen. Die Individuendichte des juvenilen Hechtes (Altersgruppe 0+) war im ufernahen Litoral mit einer Abundanz von 17 Individuen pro Hektar um zirka 88 Prozent niedriger als im Jahr 2019, und um 96 Prozent als 2018.

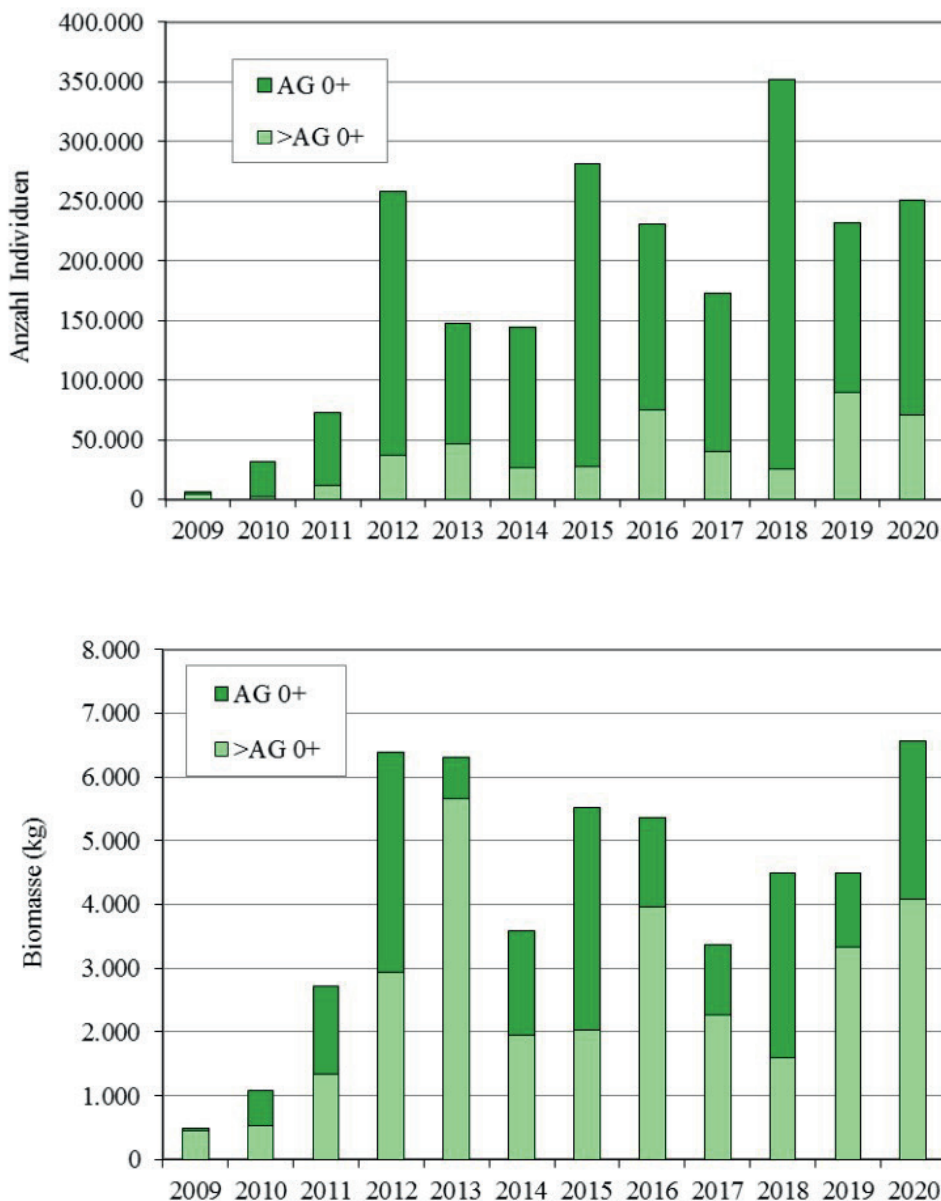


Bild 3
Bestandsentwicklung der Felchen von 2009 – 2020 oben nach der Abundanz, unten nach der Biomasse (Daten und Grafik: M.-G. Werner, Labor für Fisch- und Gewässerökologie).

1.2.3 BESATZ- UND WEITERE BEWIRTSCHAFTUNGSMASSNAHMEN

Nach dem Erstbesatz 2017 mit Quappen (*Lota lota*) wurde auch 2020 der Besatz weitergeführt. Im Rahmen der Fischbestandserhebung im August 2020 konnten Quappen verschiedener Altersklassen im ufernahen Litoral nachgewiesen werden. Die gefangenen Indivi-

duen ernährten sich benthivoren, vorwiegend von Gammariden und Wasserasseln, und waren zum Untersuchungszeitpunkt bereits sehr gut abgewachsen.

1.2.4 SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE WEITERE FISCHEREILICHE BEWIRTSCHAFTUNG DER WAHNBACHTALSPERRE

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

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

Die anhaltend hohe Biomasse der Felchen und der damit verbundene Fraßdruck war auch in 2020 an der Größenstruktur der Clado-

ceren zu erkennen (siehe Abschnitt 1.1 Limnologie). Bedingt durch das Fehlen der großen Daphnien (< 1 mm) ist von einem schwachen Biofiltrationspotenzial auszugehen.

Daher ist eine scharfe Befischung der Felchenpopulation mit einer Entnahme von 2,0–2,5 Tonnen erforderlich. Diese Befischungsin-tensität muss mittelfristig auf einem Niveau von 2 Tonnen aufrecht-erhalten werden, um eine Strukturveränderung herbeiführen zu können.

Im direkten Vergleich der letzten drei Untersuchungsjahre zeigte sich eine rückläufige Tendenz des Rekrutierungserfolges des Hechtes. Dies kann auf den weitgehenden Verlust litoraler Strukturen aufgrund der starken Stauspiegelschwankungen zurückzuführen sein. Die fehlenden Laich- und Jungfischhabitats wirkten vermutlich limitierend auf Reproduktion und Rekrutierung des Hechtes. Hier ist die Situation weiter zu beobachten. Bei Ausfall weiterer Jahrgänge wäre gegebenenfalls ein Besatz mit einjährigen Hechten im Früh-jahr angebracht.

Literatur

Werner, M.-G., Großmann, A. (2021): Struktur, Größe und Struktur des Felchenbestandes der Wahnbachtalsperre im August 2020. Abschlussbericht für das Untersuchungsjahr 2020.

1.3 GEWÄSSER- UND ROHWASSERGÜTE

1.3.1 ZULÄUFE

1.3.1.1 MIKROBIOLOGIE

Untersuchungsprogramm

Jahr 2020	KBE20/36	Coliforme/E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Nebenbäche	12	12 4*	12	12
Wahnbach	243	52	52	52
PEA				
Zulauf	229	52	52	52
Ablauf	137	44	44	44

*Table 1
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Zuläufe inkl. PEA (Anzahl der Untersuchungen im WW-Jahr 2020)*

* betrifft Wolkersbach und Lehnbach

ERGEBNISSE

Die bakteriologischen Daten der Zuflüsse (Abbildung 1) wurden durch Stichproben aus der fließenden Welle ermittelt und geben daher einen Momentanzustand der Wasserqualität wieder. Wegen der relativ großen Schwankungsbreite, die zum Beispiel 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, das heißt, die Grenze, die von 50 Prozent der Proben nicht überschritten wurde. Mit der Darstellung des 80 Prozent-Perzentils 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 2020 Gesamtabflüsse zwischen 185 und 553 x 10³ Kubikmeter berechnet. Die Medianwerte der Koloniezahlen waren – unter Berücksichtigung

der Schwankungen durch das Abflussgeschehen - bei den koloniebildenden 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. Spitzenbelastungen durch Regen/Hochwasser-Ereignisse führten hier ebenso wie bei den kleinen Nebenbächen kurzfristig zu erhöhten Werten der Koloniezahlen bei 20°C sowie von E. coli und Enterokokken (Kläranlagenausläufe und Landwirtschaft im Einzugsgebiet).

Der Hauptzulauf zur Talsperre, der Wahnbach, mündet nicht direkt in die Hauptsperre, sondern fließt zunächst in die Vorsperre. Zusätzlich zu der in der Vorsperre stattfindenden Sedimentation von Mikroorganismen wird das Zulaufwasser in die Hauptsperre durch die Phosphoreliminierungsanlage (PEA) gereinigt. Die bakteriologischen Untersuchungen vom Zulaufwasser zur PEA und dem Filtrat (Ablauf PEA > Zulauf Hauptsperre) belegen, dass durch den Betrieb der PEA im Mittel auch eine Elimination der Mikroorganismen im Bereich von 1,5 – 2 log-Stufen erreicht wurde (siehe Abbildung 2).

Abbildung 1
Gesamtabfluss und Koloniezahlen bei 20°C, Enterokokken und E. coli. Dargestellt sind die 50%- und 80%-Perzentile im Wasserwirtschaftsjahr 2020

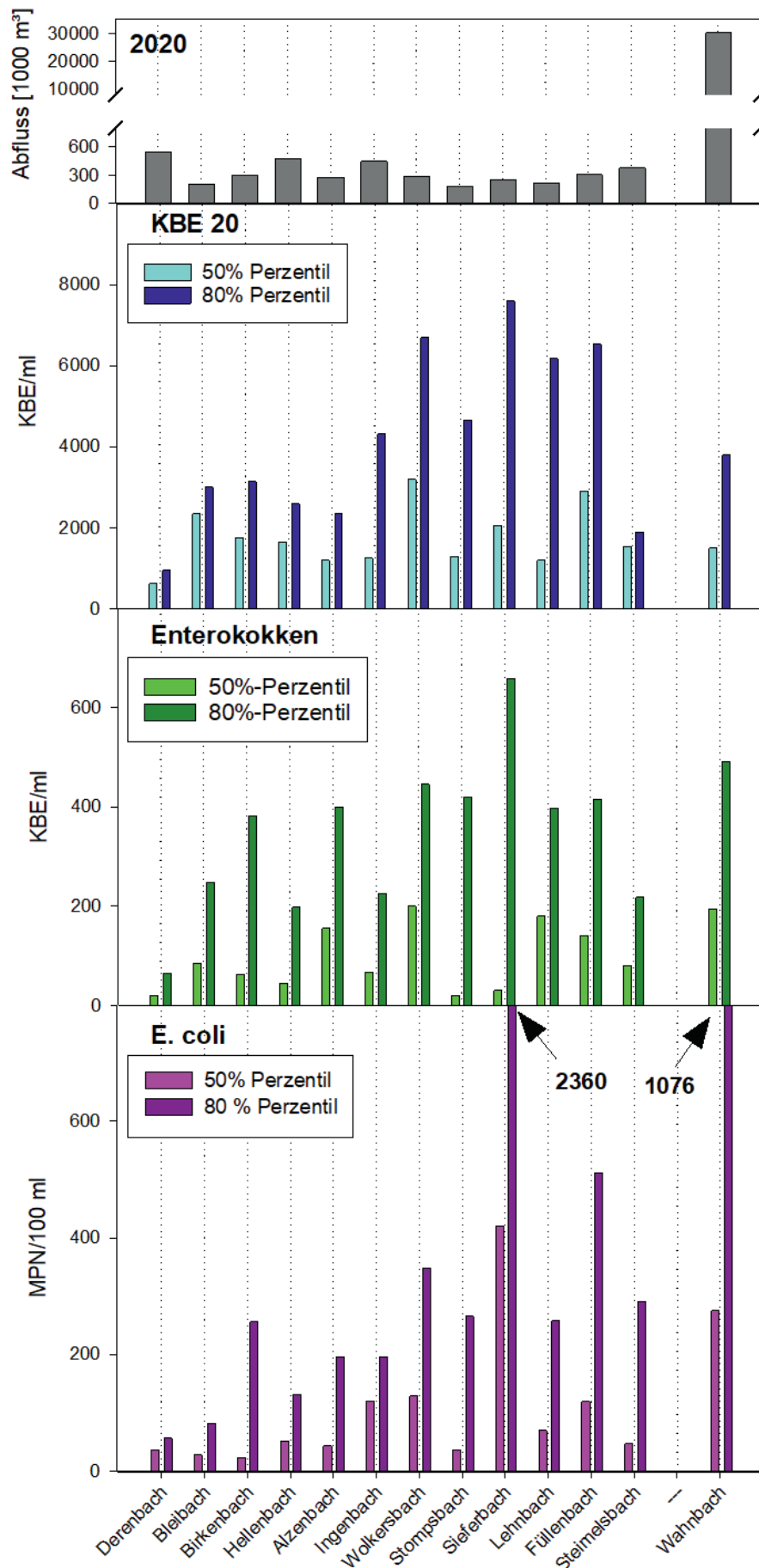
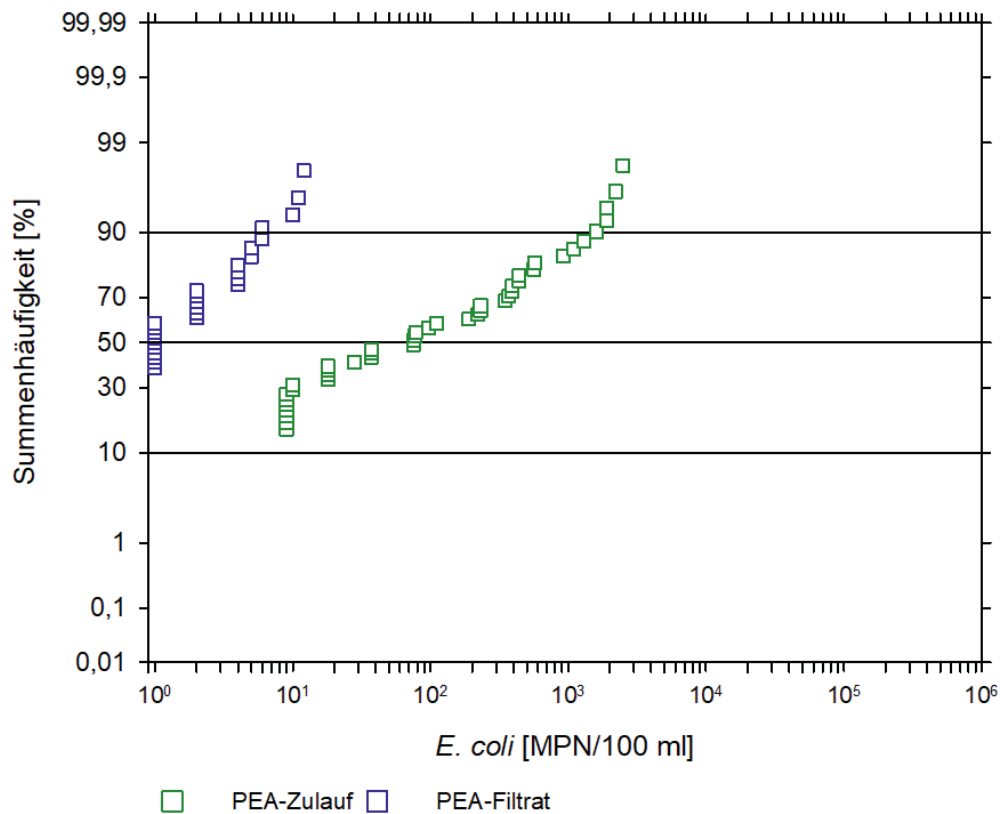
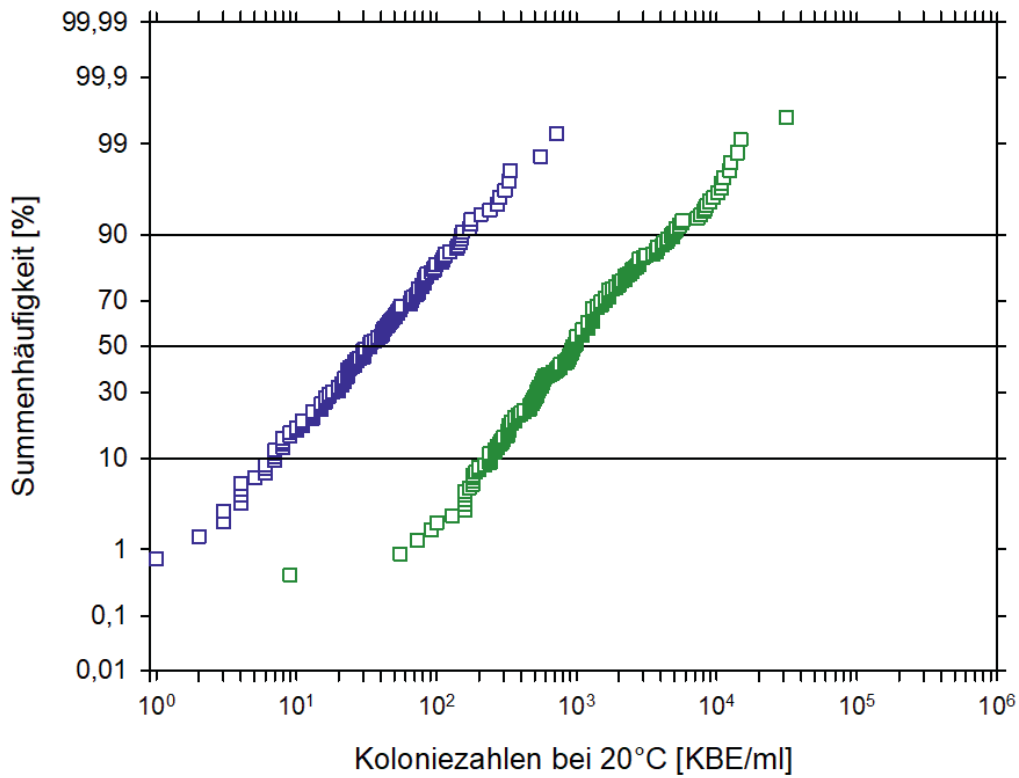


Abbildung 2

Koloniezahlen bei 20°C sowie *E. coli* (Colilert-Verfahren) im Zulauf PEA sowie Filtrat PEA. Dargestellt sind die Summenhäufigkeiten (%) für das WW-Jahr 2020



1.3.2 TALSPERRE/ROHWASSER

1.3.2.1 MIKROBIOLOGIE

Untersuchungsprogramm

Jahr 2020	KBE20/36	Colif./E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Rohwasser Talsperre	251	153	104	104
Rohwasser Talsperre (nach Dosierung KMnO ₄)	365	215	---	---

Tabelle 2
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser Talsperre (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2020)

ERGEBNISSE

Die Daten der mikrobiologischen Kenngrößen waren im Rohwasser insgesamt unauffällig. Sie zeigten nur geringfügige Einflüsse durch das Zuflussgeschehen sowie die üblichen saisonalen Schwankungen. Der Überlauf der Vorsperre im März 2020 schichtete sich aufgrund der höheren Wassertemperatur des zulaufenden Wassers oberflächlich ein. Das trübstoffhaltige Wasser drang bis zum Damm vor, führte allerdings nicht zu einem Anstieg der Trübung im Rohwasser der Talsperre und auch nicht zu erhöhten Nachweisen von *E. coli* oder Enterokokken.

Die Koloniezahlen bei 20°C stiegen im Rohwasser Ende Mai/Anfang Juni leicht an. Ab Anfang August nahmen die Koloniezahlen bei 20°C und 36°C deutlich zu, bis auf 400–500 koloniebildende Einheiten pro Milliliter. Ab Ende September sanken die Werte wieder auf unter

100 koloniebildende Einheiten pro Milliliter ab. Die Werte der coliformen Bakterien blieben im gesamten Jahresverlauf eher niedrig. In den Sommermonaten war wie bei den Koloniezahlen ein leichter Anstieg zu verzeichnen, aber schwächer ausgeprägt. Zum Jahresende sanken die Zahlen auf Werte im niedrigen zweistelligen Bereich ab. Im vergangenen Jahr war eine Zunahme der Koloniezahlen im September mit einem deutlichen Anstieg der Trübung verbunden, der in diesem Jahr so nicht gemessen wurde.

Die Trübung im Rohwasser hatte sich Ende Juli aufgrund der Manganrücklösung und -ausfällung leicht erhöht, von Werten im Bereich 0,5–0,6 FNU auf Werte um 1 FNU, ohne eine Spitze wie im Jahr 2019. Der Anstieg der Koloniezahlen hing vermutlich mit den gewässerinternen Abbauprozessen in Sedimentnähe zusammen.

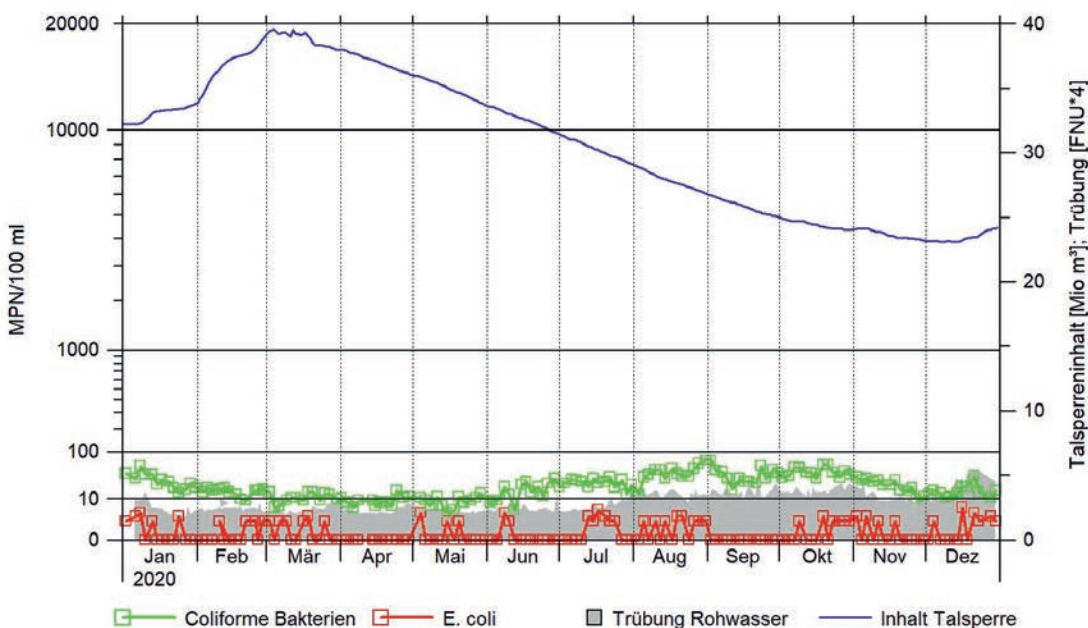


Abbildung 3
Coliforme Bakterien und Escherichia coli, ermittelt mit dem Colilert-Verfahren, im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2020 (Trübung vierfach überhöht).

Abbildung 4
 Koloniebildende Einheiten bei 20°C (KBE 20)
 sowie 36 °C (KBE 36) Bebrütungstemperatur
 im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2020.

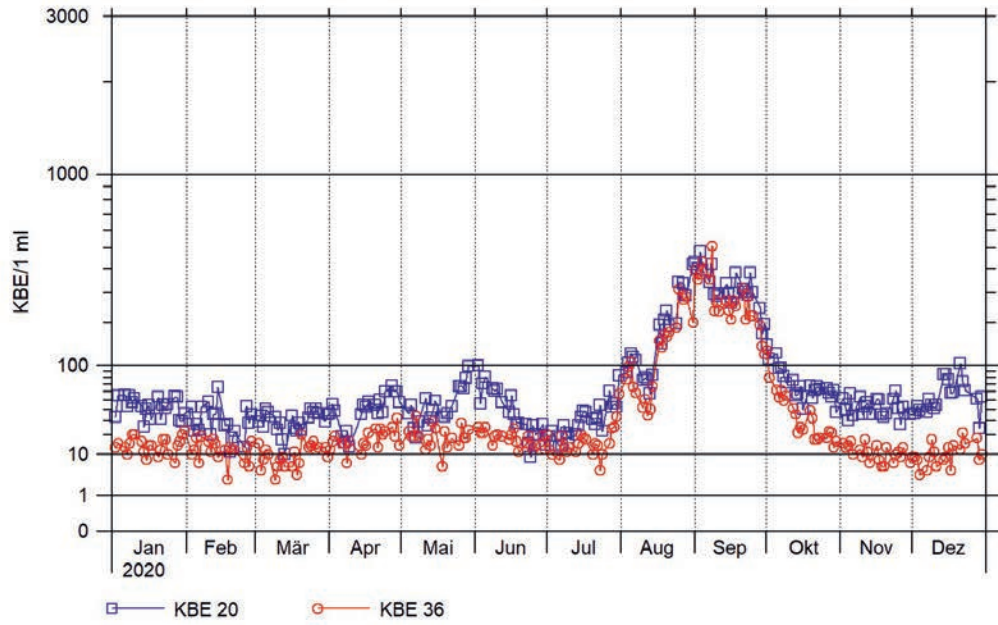
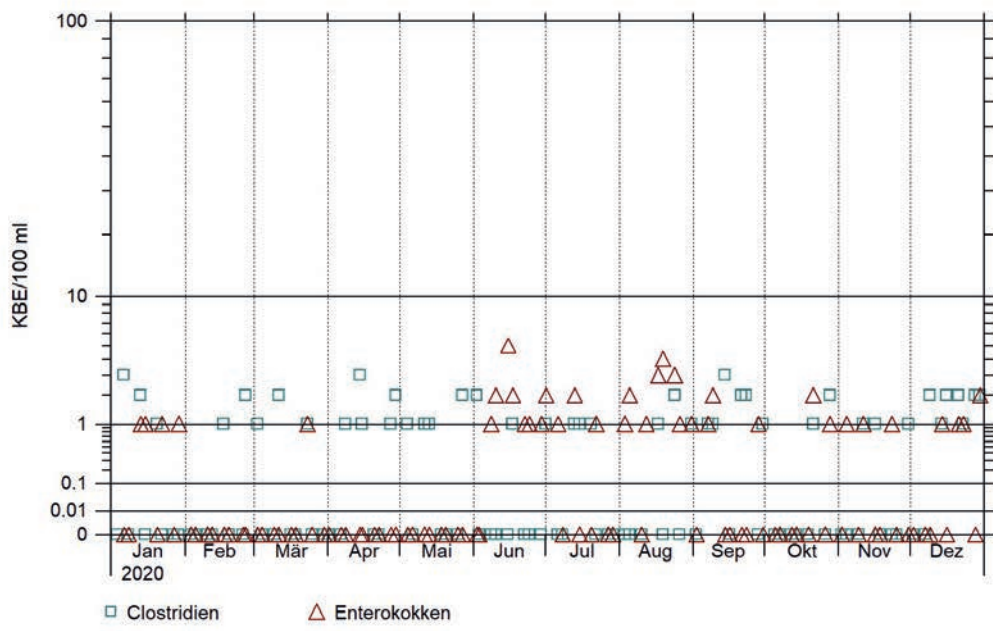


Abbildung 5
 Clostridien und Enterokokken im Rohwasser
 der Wahnbachtalsperre 2020.



1.3.2.2 BIOLOGIE

Untersuchungsprogramm

Jahr 2020	Summenparameter: Chlorophyll a, SON	Phytoplankton, Zooplankton
Rohwasser Talsperre	105	154 Phytoplankton 154 Zooplankton

Tabelle 3
Biologisches Untersuchungsprogramm (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2020)

ERGEBNISSE

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

Die Phytoplanktonentwicklung im Rohwasser war im Jahr 2020 durch einen mehrgipfeligen Verlauf gekennzeichnet (Abbildung 6). Ein erster Peak in den Zellzahlen aufgrund der Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons war in den Monaten Februar und März erkennbar. Es waren verschiedene Algengruppen vertreten, mit dem Schwerpunkt bei den *Cryptophyceen* und *Chyrsophyceen*. Die in dieser Zeit übliche Diatomeendominanz zeigte sich in 2020 nicht. Die Zellzahlen waren insgesamt eher niedrig (etwa 1000 Zellen/ml). Im

April wurde für etwa zwei Wochen die Rohwasserentnahme auf 90 mNN umgestellt, in dieser Zeit war deutlich weniger Phytoplankton im Rohwasser vorhanden (< 500 Zellen/ml). Nach der Umstellung zurück auf die unterste Rohwasserentnahme (80 mNN) erreichte die Phytoplanktonzellzahl für eine kurze Phase eine ähnliche Größenordnung wie Anfang des Jahres. Ab Mitte Mai gingen im Zuge der sich weiter stabilisierenden Schichtung des Stausees die Zellzahlen im Rohwasser deutlich zurück und lagen bis September bei Werten zwischen 150 – 400 Zellen/ml. Mit der zunehmenden Durchmischung des Gewässers in den Herbstmonaten wurde Phytoplankton auch in die tieferen Wasserschichten transportiert. Im Oktober/November war daher eine Zunahme der Zellzahlen zu verzeichnen, deutlich dominiert von Cyanobakterien. Im Gegensatz zum Vorjahr war das Vorkommen von *Planktothrix rubescens* im Rohwasser 2020 von geringer Bedeutung. Der Herbstpeak der Cyanobakterien wurde von der kleinzelligen, koloniebildenden Art *Coelosphaerium kuetzigianum* gebildet. Zum Ende des Jahres dominierten Kieselalgen, vor allem die koloniebildende Art *Asterionella formosa*, und führten zu einem erneuten Anstieg der Zellzahlen. Über das Jahr gesehen waren die Zellzahlen, auch unter Berücksichtigung der Peaks, insgesamt als niedrig einzuschätzen.

Der Verlauf der Phytoplanktonentwicklung im Rohwasser ist auch anhand des Summenparameters Chlorophyll a erkennbar (Abbildung 9). Bei beiden Summenparametern, Chlorophyll a und SON (Sus-

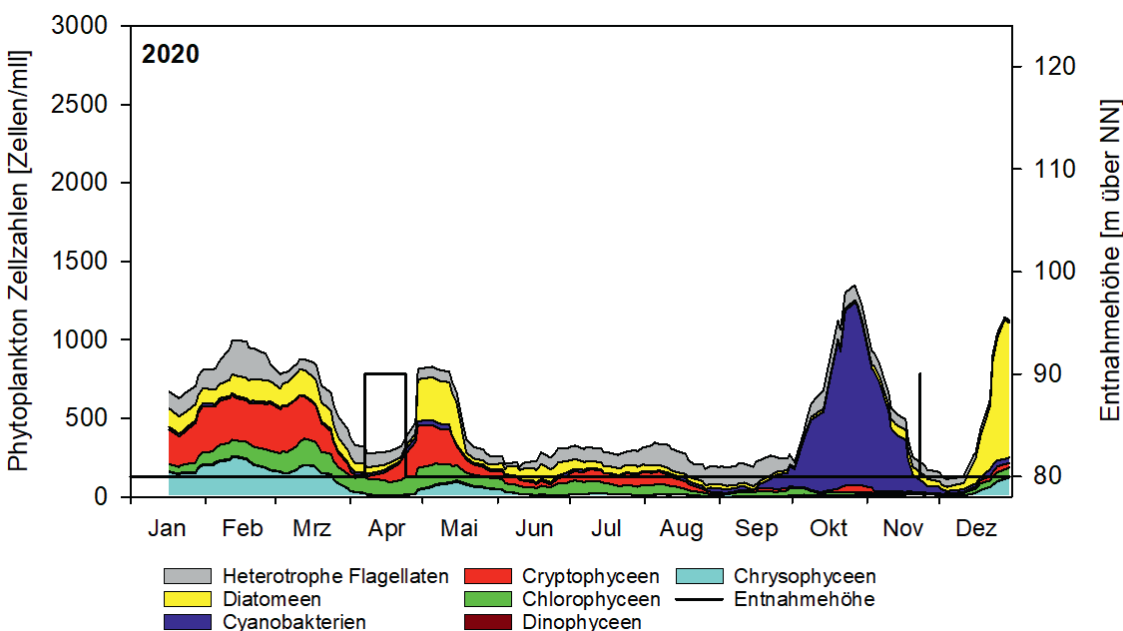


Abbildung 6
Vorkommen der wichtigsten Phytoplanktongruppen im Rohwasser im Jahr 2020. Die Zellzahlen pro ml sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

pendierter organischer Stickstoff, Abbildung 8) wurde der jeweilige interne Richtwert nicht überschritten.

Die Individuenzahlen des Zooplanktons waren über das Berichtsjahr betrachtet niedrig (Abbildung 7). Es waren vor allem Rotatorien im Rohwasser nachweisbar. Crustaceen machten zahlenmäßig nur einen sehr geringen Anteil aus, es waren überwiegend die Larven der Copepoden (Nauplien) im Rohwasser vertreten. Im Juni/Juli wurden etwas höhere Individuenzahlen von *Bosmina sp.* erfasst. Auch das Vorkommen von Zooplankton im Rohwasser war insgesamt als niedrig einzustufen.

ÜBERWACHUNG DER ALGENTOXIN-GEHALTE IM ROHWASSER

Im Gegensatz zum Vorjahr spielte *Planktothrix rubescens* in 2020 keine bedeutende Rolle. Erst im September bildete sich ein Peak im Bereich der Sprungschicht beziehungsweise des unteren Epilimnions, der allerdings relativ kurzlebig war. In den Monaten September/Oktober trat zusätzlich das Cyanobakterium *Coelosphaerium kuetsziganum* auf. Beide Cyanobakterien gehören zu den toxinbildenden Cyanobakterien. Die Cyanotoxine, die bei beiden Gattungen häufigs-

ten nachgewiesen werden, sind die Microcystine. Es sind inzwischen zirka 80 Strukturvarianten (Kongeneren) des Microcystins bekannt. Die World Health Organisation (WHO) hat einen Leitwert von 1 Mikrogramm pro Liter für eine der Strukturvarianten, das Microcystin-LR, im Trinkwasser angegeben. Für Cyanotoxine gibt es (noch) keinen Grenzwert in der Trinkwasserverordnung. Der Leitwert der WHO wird auch als Orientierung für die anderen Strukturvarianten oder die Summe aller Microcystine in einer Probe herangezogen. Vorsorglich wurden aufgrund des Auftretens der Cyanobakterien an drei Terminen Messungen von Microcystin durchgeführt.

Die Analysen auf Algentoxine (8 Strukturvarianten des Microcystins) wurden durch ein externes, akkreditiertes Untersuchungslabor durchgeführt. Im Rohwasser wurde nur im September mit einer Konzentration von 0,08 Mikrogramm pro Liter die Microcystin-Variante Desmethylmicrocystin-RR oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. In den weiteren Proben des Rohwassers lagen die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 Mikrogramm pro Liter Microcystin.

Im Filtrat der Aufbereitungsanlage Siegelsknippen beziehungsweise auch im Trinkwasser waren die Konzentration durchgängig unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Probenahmedatum	Konzentration an Microcystin-Gesamt in [µg/l]
16.09.2020	0,088
01.10.2020	< 0,05
19.10.2020	< 0,05

Tabelle 4

Probenahmetermine und Ergebnisse der Algentoxinuntersuchungen (Microcystine) im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2020.

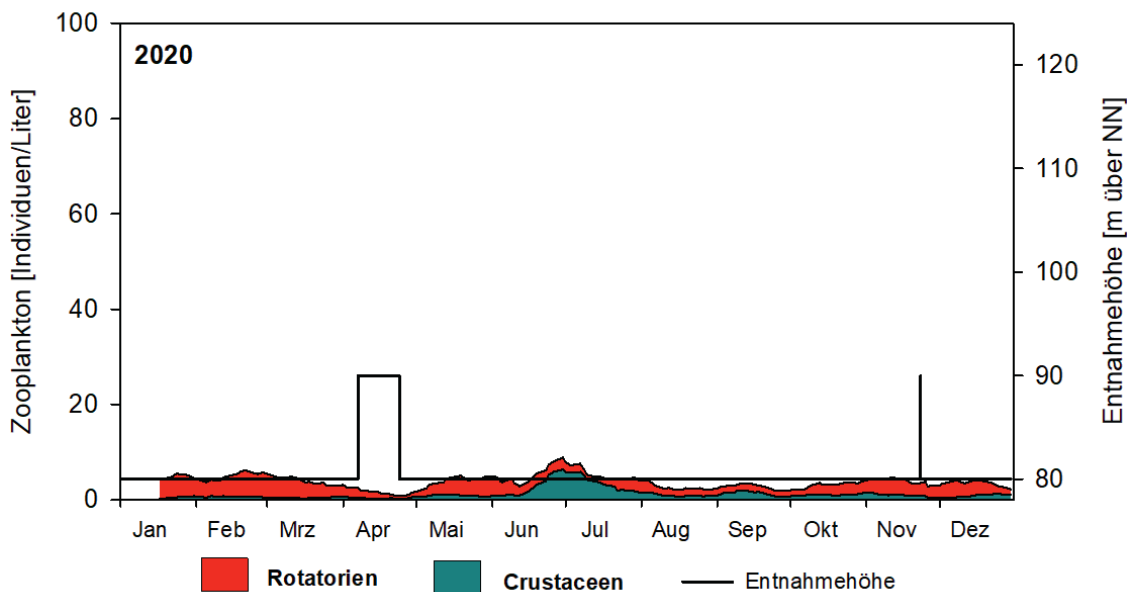


Abbildung 7

Vorkommen der wichtigsten Zooplanktongruppen im Rohwasser im Jahr 2020. Die Individuenzahlen pro L sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

Abbildung 8

Suspendierter organischer Stickstoff (SON) im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2020. Die rote Linie markiert den WTV-internen Richtwert von 2 µg/l SON im Filtrat.

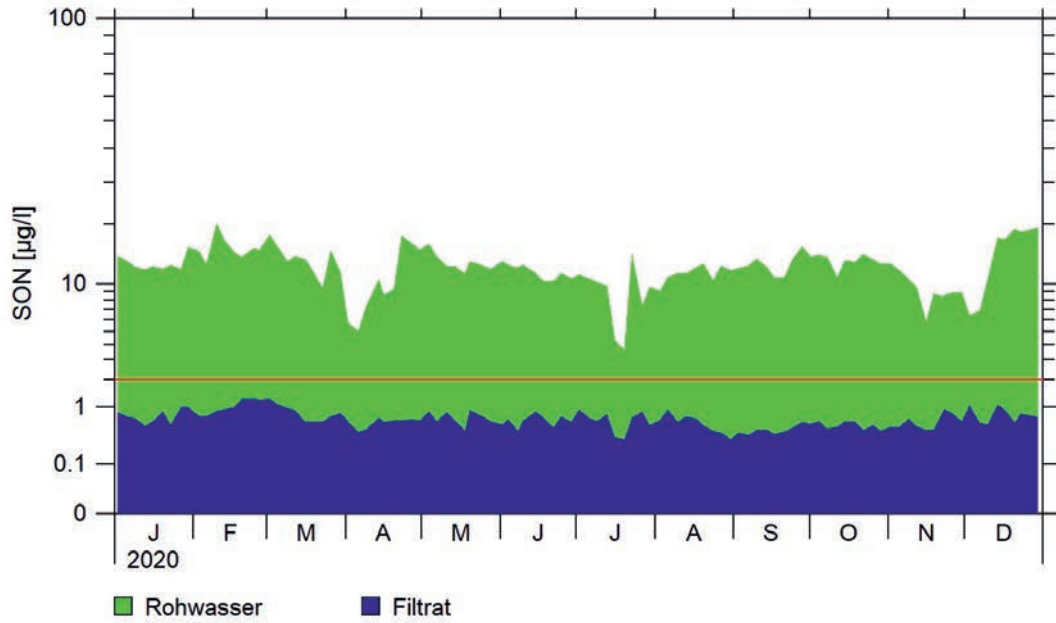
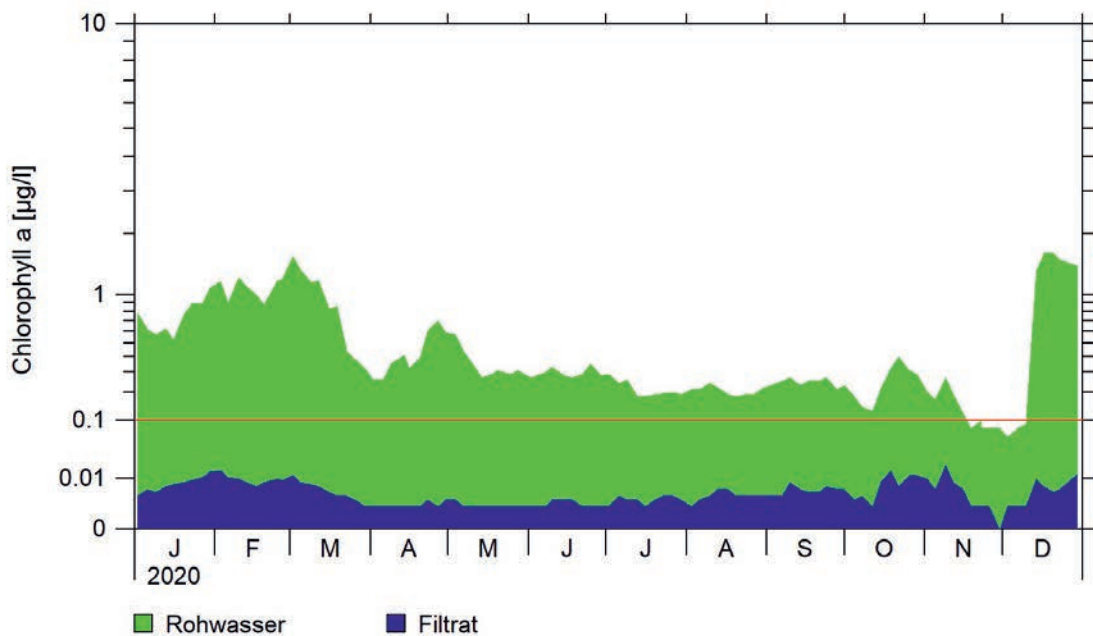


Abbildung 9

Chlorophyll a im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2020. Die rote Linie markiert den ATT-internen Richtwert von 0,1 µg/l Chlorophyll a im Filtrat.



2 GEWÄSSERUNTERSUCHUNGEN IN DEN EINZUGSGEBIETEN

2.1 WAHNBACHTALSPERRE

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 erkennen,
- 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 2020 folgende Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 1).

Entnahmezyklus	Untersuchungen auf				
	Anorganische Hauptionen, gesamten organischen Kohlenstoff	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	Nicht relevante Metabolite	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe
Werktags	Wahnbach				
Wöchentlich		Wahnbach (Apr.-Sep.)			
Monatlich	12 Zuflüsse	Wahnbach, Auslauf Phosphoreliminierungsanlage, Talsperre			
Juni, Juli, September, November			Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Auslauf Phosphoreliminierungsanlage, Talsperre, Trinkwasser	Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Auslauf Phosphoreliminierungsanlage, Talsperre, Trinkwasser	Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Auslauf Phosphoreliminierungsanlage, Talsperre, Trinkwasser

*Tabelle 1
Entnahmestellen und Untersuchungen im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2020.*

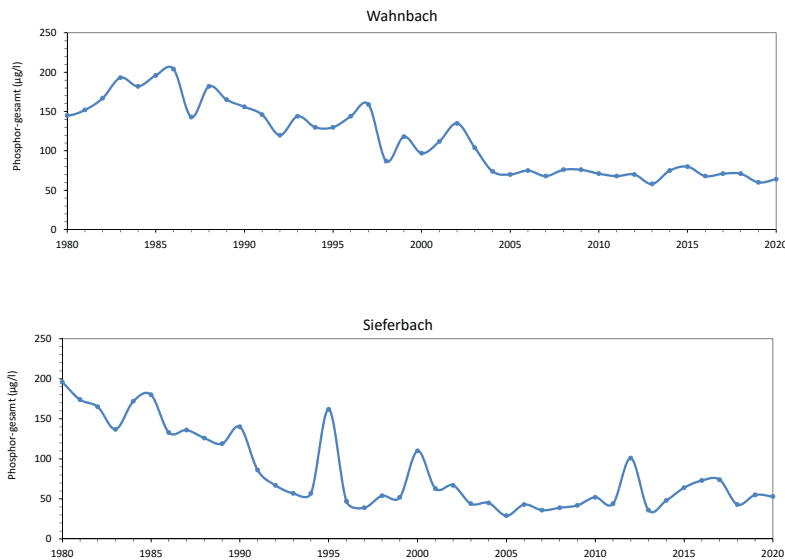
2.1.1 PHOSPHOR

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 reduziert die Phosphorkonzentration des über die Vorsperre in den Stausee abgegebenen Wassers auf < 10 µg/l, um den Stausee in einem oligotrophen (nährstoffarmen) Zustand zu halten. In Grafik 1 sind die Jahresmittelwerte der Phosphorkonzentration (von 1980 bis 2020) für den Wahnbach und den Siefenbach dargestellt. Am Wahnbach, der 80% des Zuflusses in Richtung Talsperre führt, ist zu erkennen, dass die mittleren Phosphorkonzentrationen seit 1985 kontinuierlich stark gesunken sind und sich seit 2003 auf einem Konzentrationsniveau von ca. 70 µg/l befinden.

2014 und 2015 ist im Mittelwert des Wahnbaches ein leichter Anstieg zu erkennen, der auf Phosphoreinträge durch Erosionsereignisse nach einzelnen starken Niederschlagsereignissen (z.B. am 31. März 2015 von 697 µg/l Grafik 3) zurückgeführt wird. Dies zeigt, dass hohe

Einträge in Einzelfällen trotz der umfangreichen Maßnahmen zum Erosionsschutz auftreten können. Es ist aber wahrscheinlich, dass das Konzentrationsniveau ohne die durchgeführten Erosionsschutzmaßnahmen deutlich höher liegen würde. Anschließend sinken die Jahresmittelwerte wieder auf ein geringeres Niveau ab.

Der Siefenbach zeigt exemplarisch für einige Zuflüsse, die unmittelbar in den Stausee münden, eine entsprechende Tendenz, wobei die Jahresmittelwerte eine etwas größere Schwankungsbreite zeigen (Grafik 1). Sie liegen in den letzten Jahren zwischen 35 und 75 µg/l. Der auffällige Anstieg des Mittelwertes 2012 ist auf ein besonders starkes Niederschlagsereignis zurückzuführen, das Erosion und damit einen starken Phosphoreintrag zur Folge hatte. Die niedrige Jahresmittelkonzentration von 36 µg/l in 2013 wird von einem leicht steigenden Trend bis 2017 abgelöst. Anschließend ist wieder ein sinkender Trend zu erkennen.

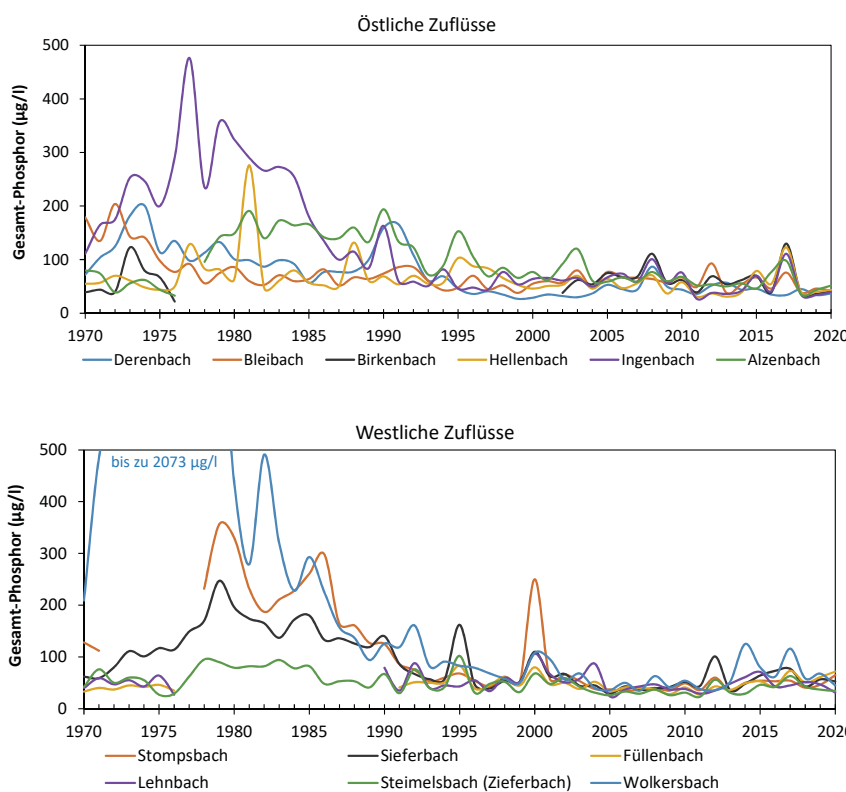


Grafik 1
Entwicklung der Phosphatkonzentrationen in Jahresmittelwerten im Wahnbach und im Sieferbach.

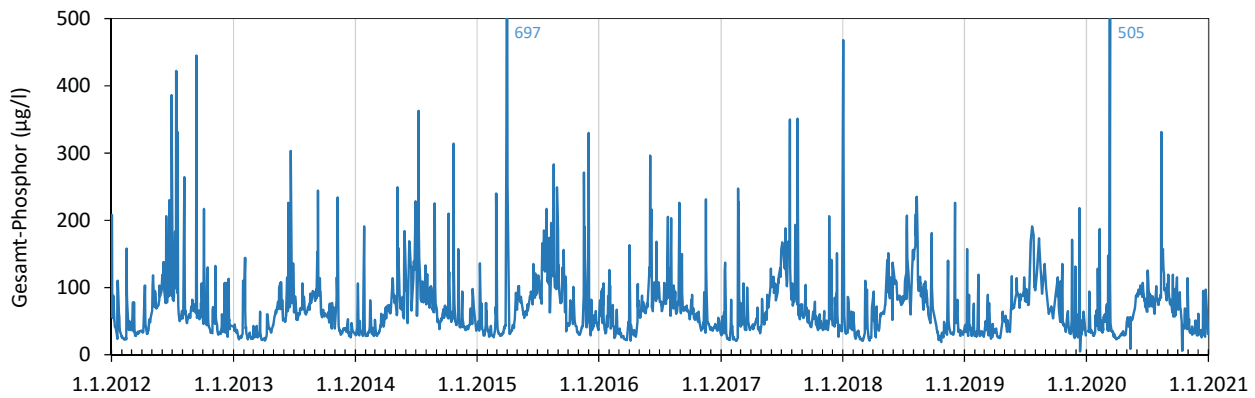
In Grafik 2 sind die Jahresmittelwerte von 1970 bis 2020 für weitere Zuflüsse, die unmittelbar in den Stausee münden, dargestellt. Es ist deutlich erkennbar, dass die Konzentrationen nach hohen Werten in den 1970er Jahren (teilweise auch 1980er) zunächst abgesunken sind und sich anschließend auf einem Niveau von zirka 50 µg/l stabilisiert haben. Es treten aber auch immer wieder einzelne Jahre mit höheren Jahresmittelwerten auf, die auf Einzelereignisse im Jahresverlauf mit besonders hohen Phosphoreinträgen zurückzuführen sind.

Die Darstellung der einzelnen Messwerte im Wahnbach für den Zeitraum 2012 – 2020 (Grafik 3) zeigt, dass Konzentrationsspitzen von bis zu über 400 µg/l (2015: 697 µg/l; 2020: 505 µg/l) erreicht werden, die in der Phosphoreliminierungsanlage ebenfalls auf unter 10 µg/l reduziert werden. Entsprechende Konzentrationsspitzen treten ebenfalls in Zuflüssen auf, die unmittelbar in den Stausee münden. Eine deutliche jahreszeitliche Tendenz ist in der Konzentrationsverteilung erkennbar. Etwa von April/Mai – Sept./Okt. liegt die Konzentration

auf höherem 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 Direkt-einträge (siehe Seite 9) in die oberirdischen Gewässer eingetragen. Die erhöhten Werte in der Sommerperiode werden daher auf die landwirtschaftliche Flächennutzung mit Beweidung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie Einträge aus den Abläufen der Kläranlagen bei gleichzeitig geringer Wasserführung in den oberirdischen Gewässern zurückgeführt. Die höheren Abflussmengen im Zeitraum von Oktober bis April führen zu einer Verdünnung und somit zu einer Absenkung des Konzentrationsniveaus. Unabhängig von dieser Grundtendenz können auch im Winterhalbjahr nach starken Niederschlägen deutliche Konzentrationsspitzen auftreten, wie z.B. im Winterhalbjahr 2017 sehr gut zu erkennen war. 2020 sind die Jahresmittelwerte der Phosphorkonzentration im Vergleich zu 2019 in den meisten Zuflüssen auf einem ähnlichen Niveau (Grafik 2).



Grafik 2
Entwicklung der Phosphatkonzentration (Jahresmittelwerte) in den direkten Zuläufen der Talsperre von 1970 bis 2020.



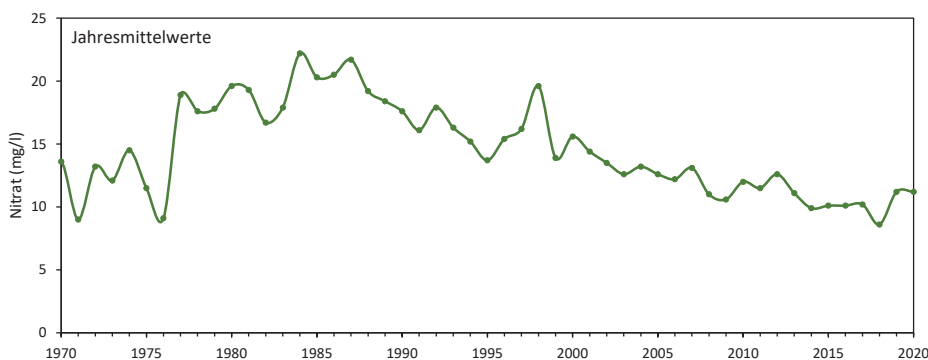
Grafik 3
Entwicklung der Phosphorkonzentration
im Wahnbach (Einzelwerte).

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 sich die abgesenkten Konzentrationen immer noch zu hoch sind, um den Stausee ohne technische Maßnahmen in einem oligotrophen Zustand zu halten.

3.2.1.2 NITRAT

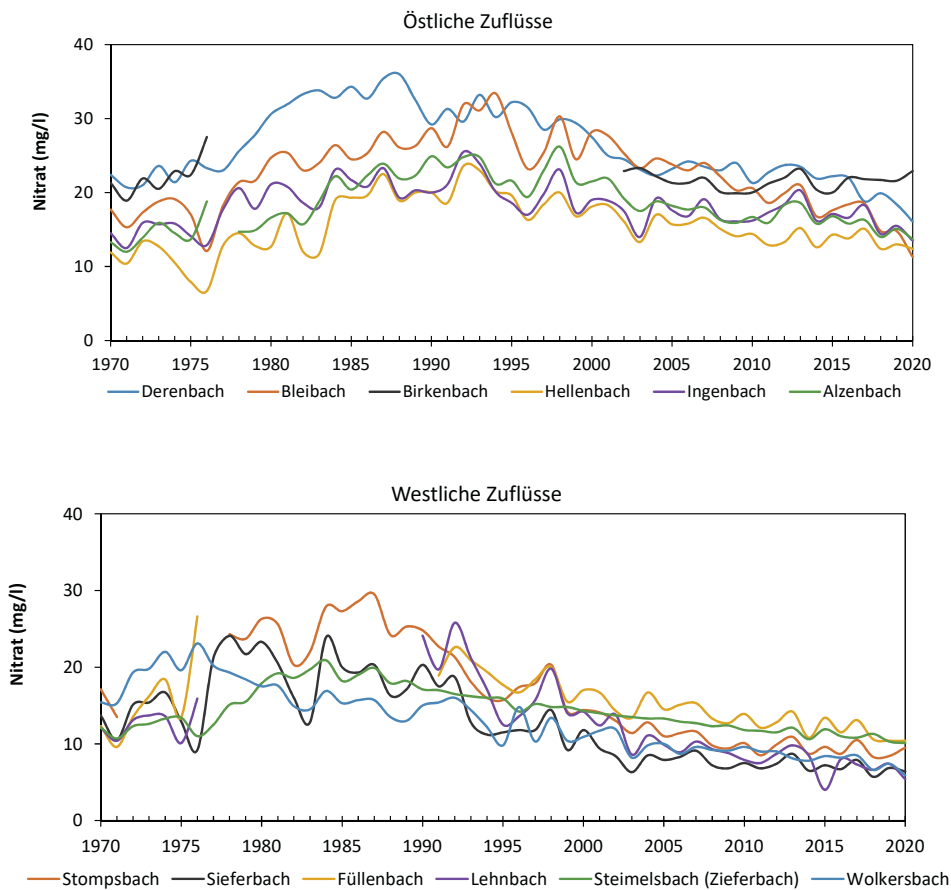
Die Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration im Wahnbach liegen seit Beginn der Beobachtung unter 25 mg/l. Sie befinden sich damit im Vergleich zum Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) von 50 mg/l auf sehr niedrigem Niveau. Seit 1998 ist ein sinkender Trend mit Konzentrationen unter 15 mg/l zu beobachten (Grafik 4). Der Jahresmittelwert 2020 beträgt 11 mg/l und ist somit vergleichbar zum Vorjahr. 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 (ca. Oktober – April) ein deutliches Verteilungsmaximum. Nitrat wird nicht wie Phosphor im Oberboden sorbiert und vor allem durch Erosions- und Abschwemmungsprozesse in die oberirdischen Gewässer eingetragen, sondern wird nach Niederschlägen gelöst mit dem Sickerwasser durch die Bodenzone transportiert und anschließend über Zwischenabfluss und Grundwasser in die oberirdischen Gewässer verlagert. Der Stoffaustrag ist daher im Sommerhalbjahr deutlich geringer und setzt erst im Winterhalbjahr mit Beginn der Grundwasserneubildungsphase ein. Unabhängig von dieser Grundtendenz können auch im Sommerhalbjahr Konzentrationsspitzen auftreten, die nach Starkregenergie Ereignissen vor allem durch oberflächigen Abtrag verursacht werden.



Grafik 4
Entwicklung der Nitratkonzentration
im Wahnbach.





Grafik 5
Entwicklung der Nitratkonzentration (Jahresmittelwerte) in den direkten Zuläufen der Talsperre von 1970 bis 2020.

2020 liegen die Konzentrationsspitzen im Wahnbach bei maximal 19,1 mg/l (Grafik 4). Diese geringen Nitratkonzentrationen sind im Hinblick auf den Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020, 50 mg/l) und die Talsperrenbewirtschaftung außerordentlich günstig.

Die Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration sind in einzelnen Zuflüssen etwas höher als im Wahnbach, liegen aber 2020 immer unter 25 mg/l (Grafik 5). 2020 ist die Nitratkonzentration in den

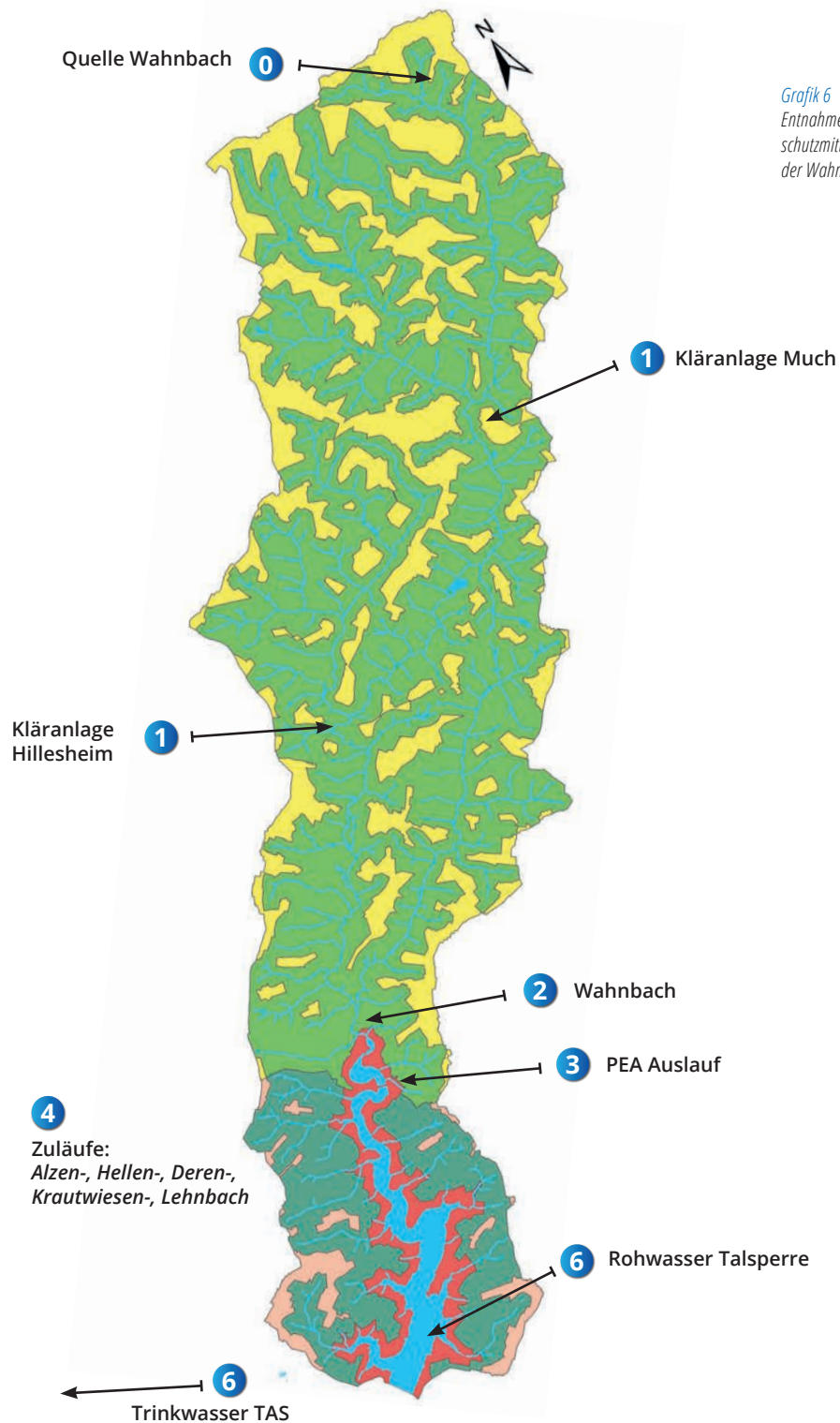
meisten Zuflüssen im Vergleich zu 2019 leicht gesunken. In allen Zuflüssen sind durchgehend fallende Tendenzen über längere Zeiträume zu beobachten. In einigen Zuflüssen werden sogar 10 mg/l unterschritten (Wolkersbach, Stompsbach, Sieferbach, Lehnbach). Bezogen auf die letzten Jahre ist teilweise eine Stabilisierung der Konzentrationen auf niedrigem Niveau festzustellen. Dies ist auch an der Darstellung der Einzelwerte des Wahnbachs für die letzten Jahre zu erkennen (Grafik 4).

3.2.1.3 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

Die Entnahmestellen für die Untersuchungen auf Pflanzenschutzmitteln sind auf einer Karte in Grafik 6 dargestellt und die Untersuchungsergebnisse in Tabelle 2 zusammengefasst. Diese Tabelle zeigt nicht alle untersuchten Wirkstoffe und deren Abbauprodukte (Metabolite), sondern nur die, die schon einmal nachgewiesen wurden.

Das Untersuchungsspektrum auf Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte umfasst 44 Stoffe, die im hauseige-

nen Labor untersucht werden. Das Beprobungsintervall und Analysespektrum der Entnahmestellen können Tabelle 2 entnommen werden. Zusätzlich zu diesen Analysen wurden 2020 in den Monaten Juni, Juli, September und November zirka 100 weitere Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte durch ein externes Institut analysiert. Diese Beprobungen wurden jeweils zu Phasen mit Niedrigwasserabfluss durchgeführt (Grafik 7).



Grafik 6
Entnahmestellen für die Untersuchungen auf Pflanzenschutzmittel (PPSM) im Jahr 2020 im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre.

Wasserschutzzone

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

Entnahmestellen zur PPSM-Analytik

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

Tabelle 2

Nachweise von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2020.

	Quelle Wahnbach ⁰⁾	Auslauf KA Much ¹⁾	Auslauf KA Hillesheim ³⁾	Wahnbach ²⁾	Auslauf PEA ²⁾	Zuflüsse Stausee ⁴⁾	Rohwasser Talsperre ²⁾
Diuron	0	Sep	0	0	0	0	0
Glyphosat¹⁾	0	Juni, Nov	Juni	0	0	0	0
AMPA¹⁾	0	Juni, Juli, Sep, Nov	Juni, Juli, Sep	Juni, Juli, Sep	0	0	0
Simazin	0	0	0	0	0	0	0
Terbutryn	0	Juni, Nov	0	0	0	0	0
Terbuthylazin	0	Juni, Nov	Juni, Juli	Juli	Juli	0	0
Desethylter-buthylazin¹⁾	0	0	0	0	Juli	0	0
Metolachlor	0	0	0	0	w0	0	0
Mecoprop	Juni	Juli	0	0	0	0	0
MCPA	0	0	0	0	0	0	0
Dicamba	0	0	0	0	0	0	0
Prometryn	0	0	0	0	0	0	0
Sebuthylazin	0	0	0	0	0	0	0
Dichlorprop	0	0	0	0	0	0	0
Bentazon	0	0	0	0	0	0	0
Metribuzin	0	Nov	0	0	0	0	0
Atrazin	0	0	0	0	0	0	0
Desisopropylatrazin¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Bromacil	0	0	0	0	0	0	0
Bromoxynil	0	0	0	0	0	0	0
Fluroxypyr¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
2,4-D	Juni	Juni	0	0	0	0	0
Propoxur	0	0	0	0	0	0	0

Weiter auf Seite 43

Erläuterung

0 = kein Nachweis

rote Markierung = Überschreitung des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020)

0) Untersuchung Juni, Nov

1) Untersuchung Juni, Juli, Sep, Nov

2) Untersuchung monatlich

3) Untersuchung Juni, Juli, Sep

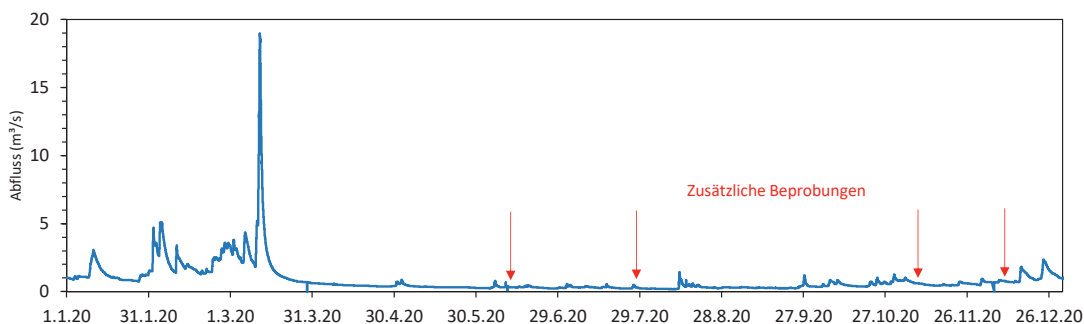
4) Untersuchung April, Okt

Triclosan¹⁾	0	Juli	Juli	0	0	0	0
Clopyralid	0	Juni, Sep	Juni, Sep	0	0	0	0
Propicanazol¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Isoproturon	0	0	0	0	0	0	0
2,6 Dichlorbenzamid¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
MCPB	0	0	0	Juni	0	0	Juni
2,4,5-T	0	0	0	0	0	0	0
2,4-DB	0	0	0	0	0	0	0
Ioxynil	0	0	0	0	0	0	0
Tebucanazol¹⁾	0	Juni	0	0	0	0	0
Nitrosodimethylamin (NDMA)¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Pethoxamid¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Cybutryn¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Imidacloprid ¹⁾	0	Sep	Sep	0	0	0	0
Aminopyralid ¹⁾	0	Sep	Sep	0	0	0	0

Im Jahr 2020 wurde der Bereich, in dem der Wahnbach entspringt, sowohl in einem Brunnen in der Ortslage Drabenderhöhe als auch zu Beginn des Bachlaufs beprobt. Im Brunnenwasser wurde Mecoprop und 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure nachgewiesen. Die beiden Stoffe werden unter anderem als Unkrautvernichter im Hausgartenbereich eingesetzt. Im Bachwasser hingegen wurden keine Pflanzenschutzmittel oder deren Metabolite nachgewiesen. In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden 2020 am häufigsten Glyphosat mit seinem Abbauprodukt AMPA (Grafik 8), Terbutryn, Terbutylazin und Clopyralid nachgewiesen. Glyphosat, Terbutylazin und Clopyralid können als Unkrautvernichter Anwendung finden.

Terbutryn hingegen kann in Fassadenmaterialien enthalten sein. Auch die vereinzelt nachgewiesenen Wirkstoffe 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, Diuron, Triclosan, Metribuzin und Mecoprop können unter anderem als Unkrautvernichter im Hausgartenbereich eingesetzt werden. Aminopyralid wird als Insektizid eingesetzt.

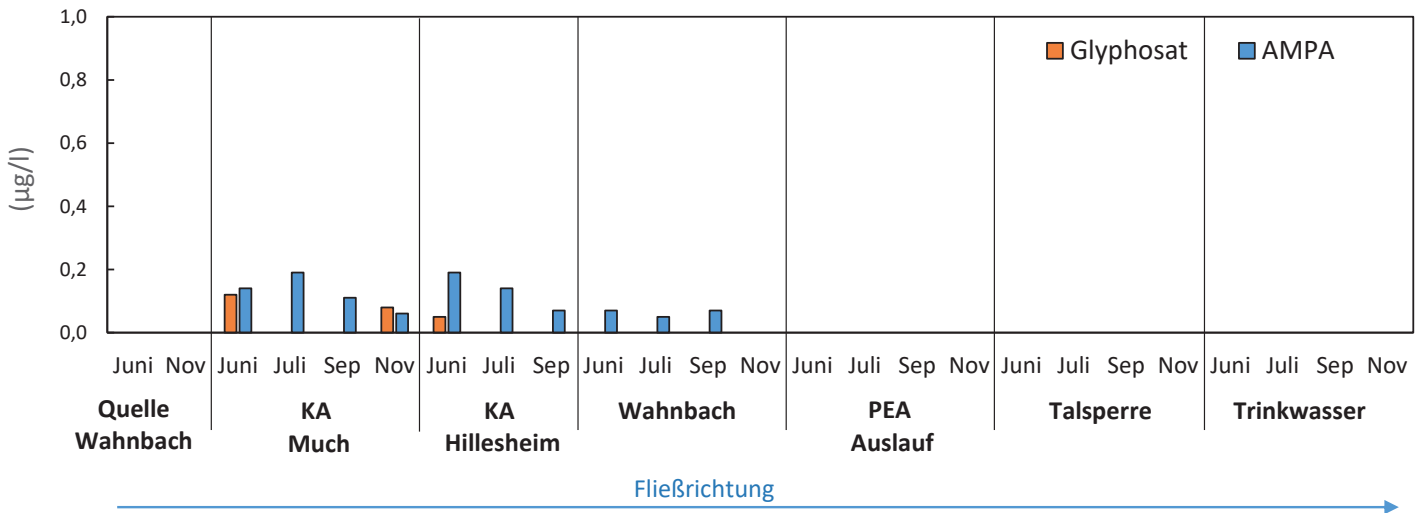
Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz wurde nur in den Ausläufen der Kläranlagen in Much und Hillesheim vereinzelt bei den oben genannten Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln überschritten (Tabelle 2). Dieser Grenzwert gilt nicht für den Metabolit AMPA.



Grafik 7
Abflussmengen des Wahnbachs
im Jahr 2020.

Grafik 8

Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2020.



Im Wahnbach, vor der Mündung in die Vorsperre, wurden 2020 die in den Ausläufen der Kläranlagen nachgewiesenen Substanzen AMPA und Terbutylazin ebenfalls gefunden. Die Häufigkeit der Nachweise und die Konzentrationshöhen sind allerdings geringer geworden. Zusätzlich wurde MCPB (4-(4-Chlor-2-methylphenoxy)butansäure) nachgewiesen. Diese Stoffe finden in der Landwirtschaft Anwendung. Die Konzentrationen lagen alle unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz. Insgesamt wurde die Belastung des Wahnbaches mit Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukten (Metabolite) seit 1989 stark verringert. Im Auslauf, also dem Filtrat der Phosphoreliminierungsanlage (PEA), wurde im Juli Terbutylazin und sein Abbauprodukt Desethylterbutylazin mit Konzentrationen unterhalb des Grenzwerts der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) nachgewiesen.

Diese Beobachtungen zeigen, dass die Aufbereitung in der Phosphoreliminierung nicht zu einer Elimination der Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln oder deren Abbauprodukte führt. Im Rohwasser der Talsperre wurde im Juni MCPB in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen. In sechs Zuflüssen, die unmittelbar in den Stausee münden, wurden keine Wirkstoffe oder deren Metabolite nachgewiesen.

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

Das in der Öffentlichkeit intensiv diskutierte Glyphosat (mit seinem Abbauprodukt AMPA) wird als Totalherbizid zur Unkrautbekämpfung auf befestigten Flächen und im Rahmen des Direktsaatverfahrens auf landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt. AMPA kann auch aus den Phosphorverbindungen, die z.B. in Waschmitteln enthalten sind, gebildet werden. Eine eindeutige Zuordnung zu einer Belastungsquelle ist nicht möglich.

Es erscheint allerdings unwahrscheinlich, dass die Einträge aus der Anwendung des Direktsaatverfahrens stammen, da dieses gerade die Erosion und den damit verbundenen Eintrag in die oberirdischen Gewässer vermindert. Dafür sprechen auch die höheren Konzentrationen in den Ausläufen der Kläranlagen und die deutliche Konzentrationsabnahme auf der Fließstrecke des Wahnbaches (Grafik 8).

Im Juni, Juli, September und November wurden weiterhin Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt (Tabelle 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 3 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 41 untersuchten nrM wurden 2020 nur zwei nachgewiesen. Die nachgewiesenen Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die bei Mais (S-Metolachlor) und Zuckerrüben (Desphenyl-Chloridazon-Metabolit B) eingesetzt werden. Die beobachteten Konzentrationen liegen jeweils deutlich unter den gesundheitlichen Orientierungswerten. Eine zeitliche Darstellung für Desphenyl-Chloridazon-Metabolit B zeigt, dass seit 2013 der gesundheitliche Orientierungswert von 3,0 µg/l dauerhaft unterschritten ist (Grafik 9). Im Jahr 2020 wurde dieser nrM im Unterlauf des Wahnbaches, im Filtrat der Phosphoreliminierungsanlage sowie im Trinkwasser nachgewiesen.

Die Konzentrationsverteilung an den verschiedenen Entnahmestellen ist ein weiterer Hinweis, dass Einträge in die oberirdischen Gewässer auch aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in der Landwirtschaft erfolgen. Die Grafik 9 zeigt auch, dass Einträge über die Kläranlagen erfolgen, dass auf der Fließstrecke des Wahnbaches eine Verdünnung erfolgt und dass keine Reduktion durch die Aufbereitung in der Phosphoreliminierungsanlage und den Aufenthalt im Stausee auftritt.

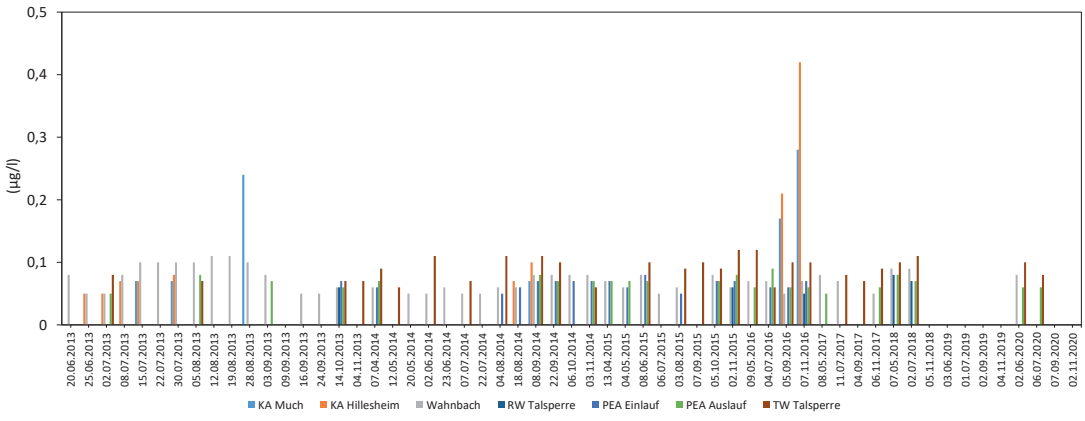
Tabelle 3

Nachweise von nicht relevanten Metaboliten (Häufigkeit und Konzentrationsbereich) im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2020.

	Entnahme- stelle	Quelle Wahnbach	KA Much	KA Hillesheim	Unterlauf Wahnbach	PEA Filtrat	Rohwasser Talsperre	Trinkwasser
Häufigkeit der Untersuchung		2	4	3	4	4	4	4
Nicht relevanter Metabolit	GOW							
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3	/	/	/	(1) 0,05	(1) 0,07	(4) 0,05-0,07	(4) 0,05-0,06
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 368208	3	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor- Sulfonsäure BH 479-9	3	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3	/	/	/	/	/	/	/
Desphenyl-Chloridazon-Met. B	3	/	/	/	(1) 0,08	(2) 0,06	/	(4) 0,07-0,11
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	/	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl GA 108906	1	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1	/	/	/	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1	/	/	/	/	/	/	/

Erläuterung

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



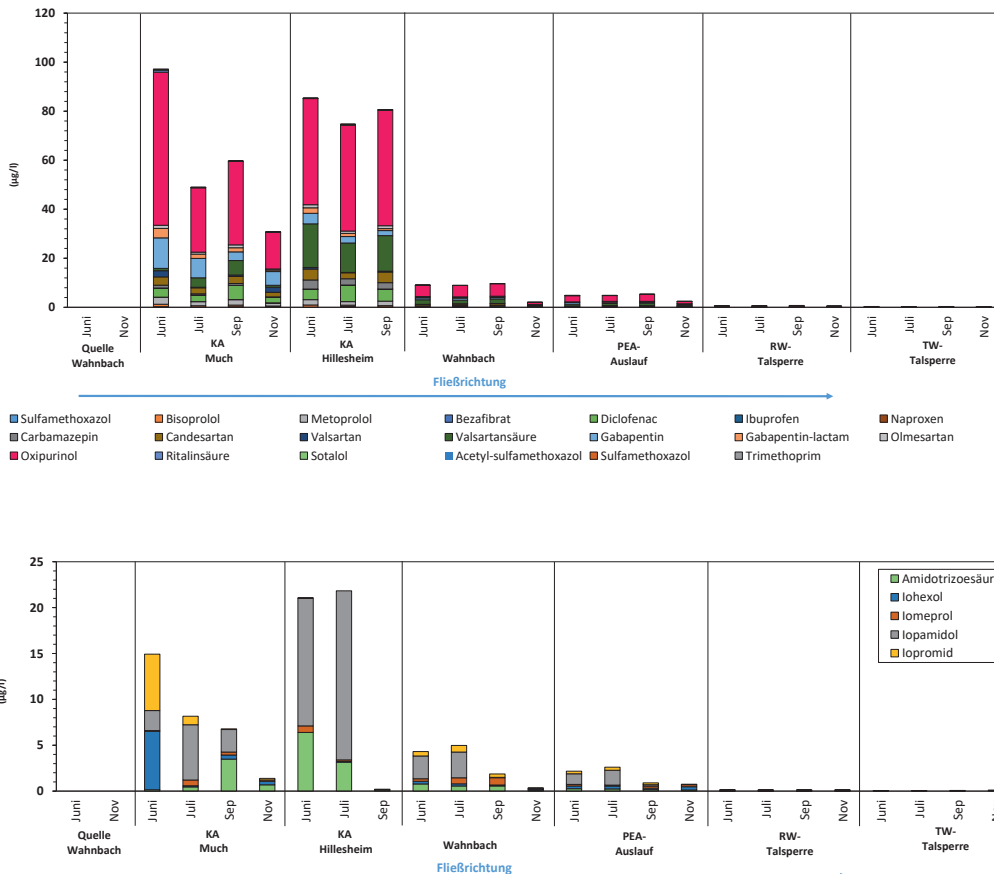
Grafik 9
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre von 2013 bis 2020. 2019 wurde dieser nrM an keiner der Entnahmestellen nachgewiesen. Im Jahr 2020 wurde er im Unterlauf des Wahnbachs, im Filtrat der Phosphoreliminierungsanlage sowie im Trinkwasser nachgewiesen.

3.2.1.4 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden ebenfalls orientierende Untersuchungen auf 21 Wirkstoffe aus Arzneimitteln bzw. deren Metabolite sowie auf fünf Röntgenkontrastmittel durchgeführt. Im Bereich, in dem der Wahnbach entspringt wurde keiner dieser Wirkstoffe nachgewiesen. In den Ausläufen der Kläranlagen in Much und Hillesheim wurden alle Stoffe mindestens einmal nachgewiesen (Grafik 10). 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 Guanyl-

harnstoff deutlich, die den GOW von 1,0 µg/l deutlich überschreiten (Grafik 11). Im Wahnbach, vor der Mündung in die Vorsperre, wurden 24 dieser Stoffe mindestens einmal nachgewiesen. Die Konzentrationen sind an dieser Stelle deutlich niedriger und Überschreitungen des GOW treten nur noch vereinzelt auf.

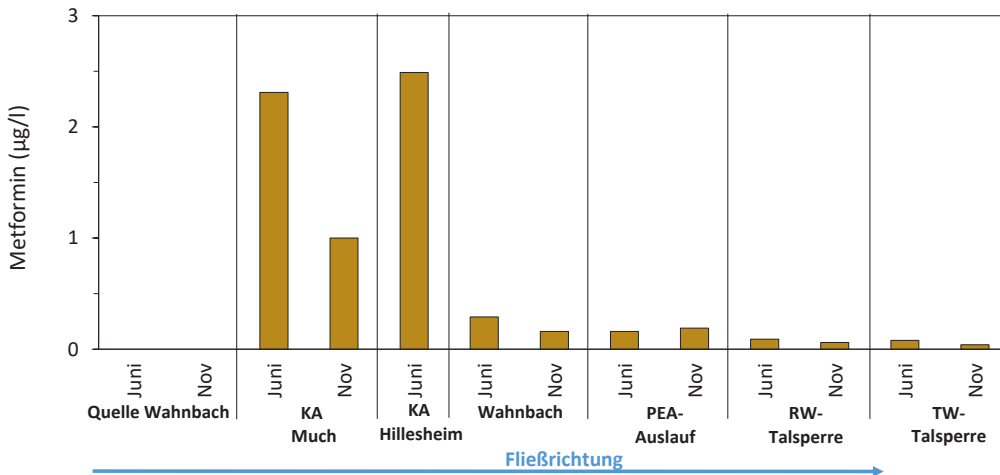
Im Auslauf der Phosphoreliminierungsanlage wurden 23 dieser Stoffe nachgewiesen. Im Rohwasser der Talsperre und im Trinkwasser wurden 21 bzw. nur noch 11 Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen im Trinkwasser lagen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW.



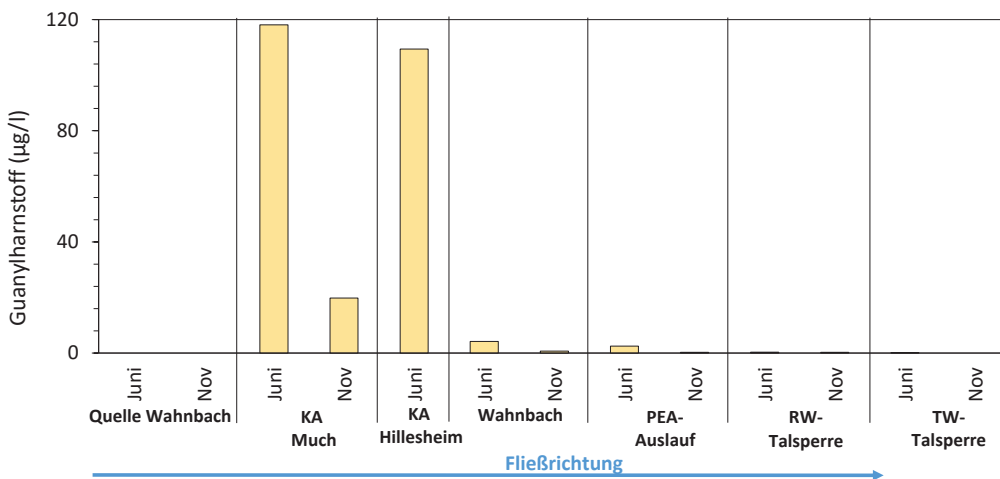
Grafik 10
Arznei- und Röntgenkontrastmittel im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2020.

Darüber hinaus wurden ebenfalls Untersuchungen auf drei Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt (Grafik 12). Dabei wurde nur N-Acetyl-Sulfamethoxazol im September im Auslauf der Kläranlage Hillesheim in einer Konzentration unterhalb des vom Umweltbundesamt empfohlenen Orientierungswert von 0,1 µg/l nachgewiesen.

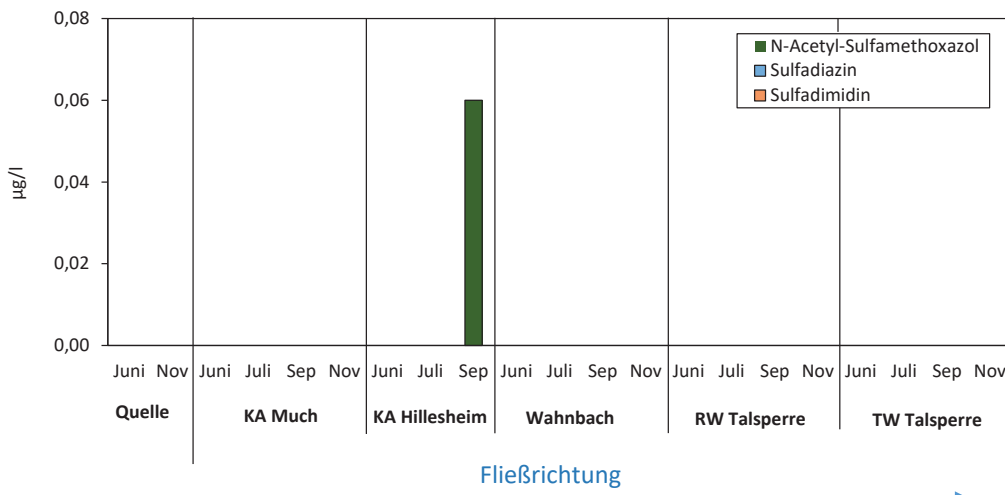
Wie bei den bereits erwähnten Wasserinhaltsstoffen ist auch bei den Arznei- und Tierarzneimitteln ein starker Einfluss der Kläranlagen in Much und Hillesheim nachzuweisen. Weiterhin ist eine deutliche Reduzierung der Konzentrationen auf der Fließstrecke des Wahnbachs bis hin zur Rohwasserentnahme zu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



Grafik 11
Metformin und sein Metabolit Guanylharnstoff im Wasserschutzgebiet der Wahnbach-talsperre im Jahr 2020.



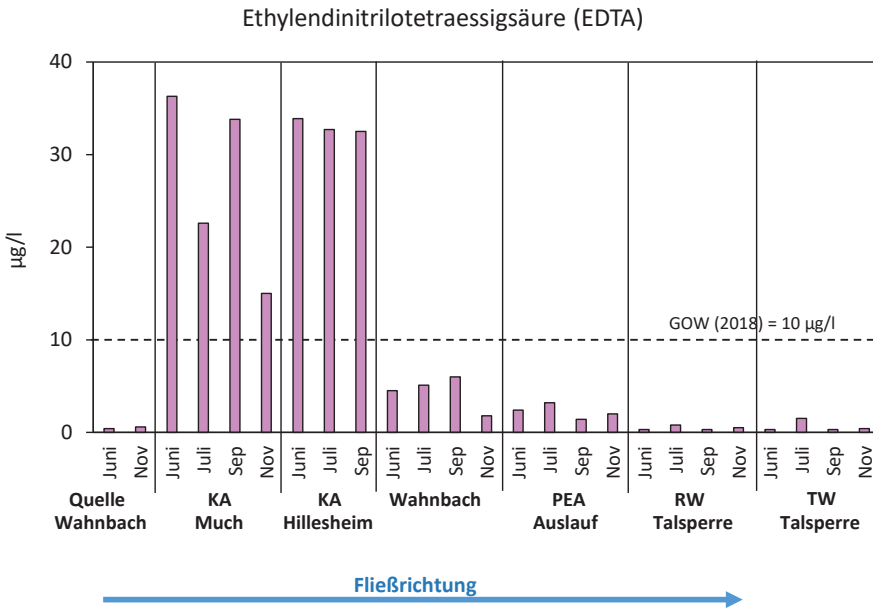
Grafik 12
Tierarzneimittel im Wasserschutzgebiet der Wahnbach-talsperre im Jahr 2020.



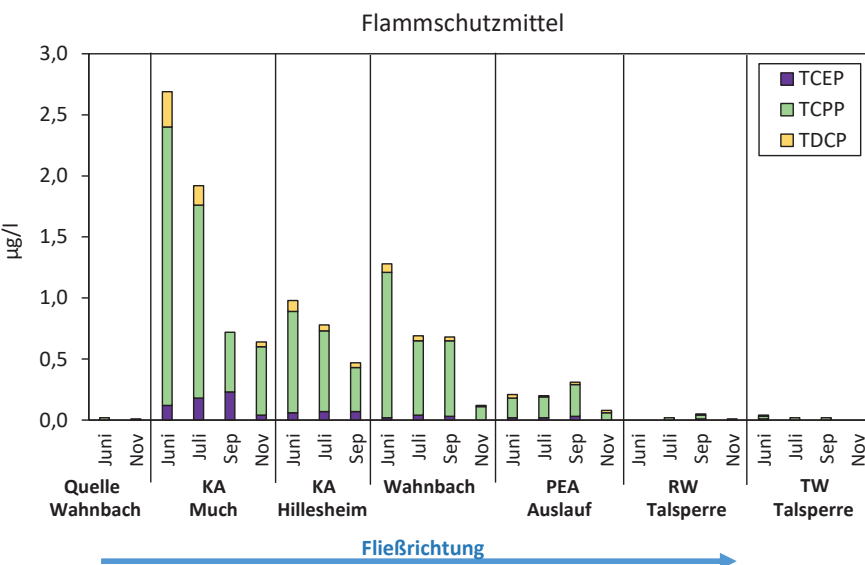
3.2.1.5 SPURENSTOFFE

Es wurden auch orientierende Untersuchungen auf 11 weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (Trifluoressigsäure (TFA), Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel). In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden alle Stoffe nachgewiesen. Bei den Triazolen, den Flammschutzmitteln und den Komplexbildnern treten teils erhebliche Überschreitungen

der gesundheitlichen Orientierungswerte für Trinkwasser auf (Grafik 13 bis Grafik 15). Im Unterlauf des Wahnbach, im Auslauf der Phosphoreliminierungsanlage, im Rohwasser der Talsperre sowie im Trinkwasser wurden 9 dieser Stoffe ebenfalls beobachtet. Die Konzentrationen liegen aber weit unterhalb der jeweiligen GOW.



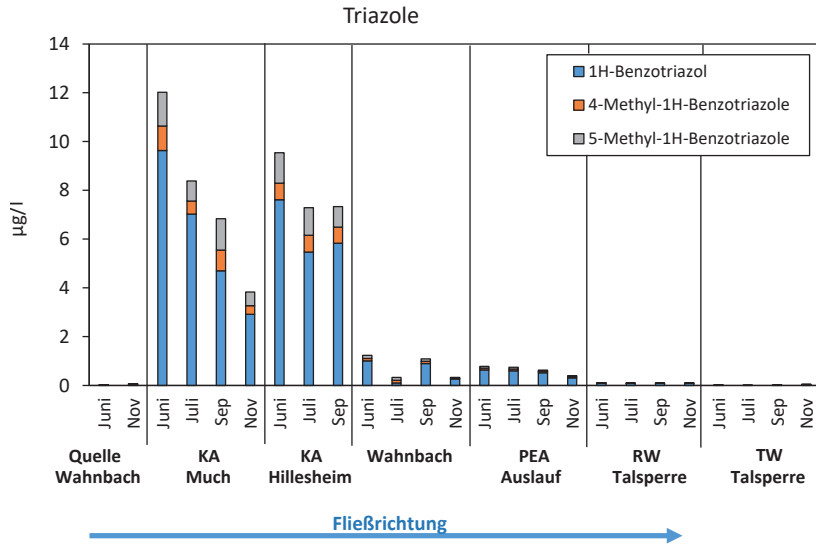
Grafik 13
Nachweise des Komplexbildners EDTA (Ethylendinitrilotetraessigsäure) im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre im Jahr 2020.



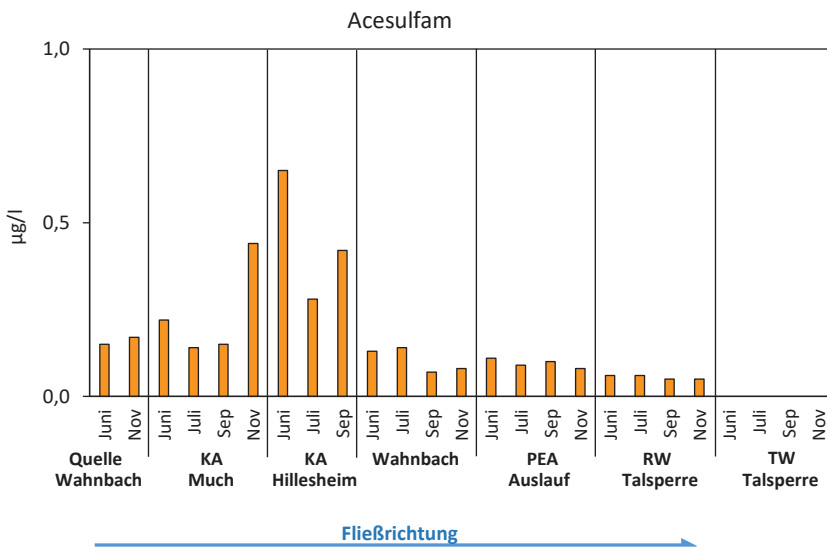
Grafik 14
Nachweise von Flammschutzmitteln im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre im Jahr 2020.

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 (Grafik 15) und an TFA (Grafik 16) deutlich. Acesulfam gilt in sauerstoffhaltigem Milieu als per-

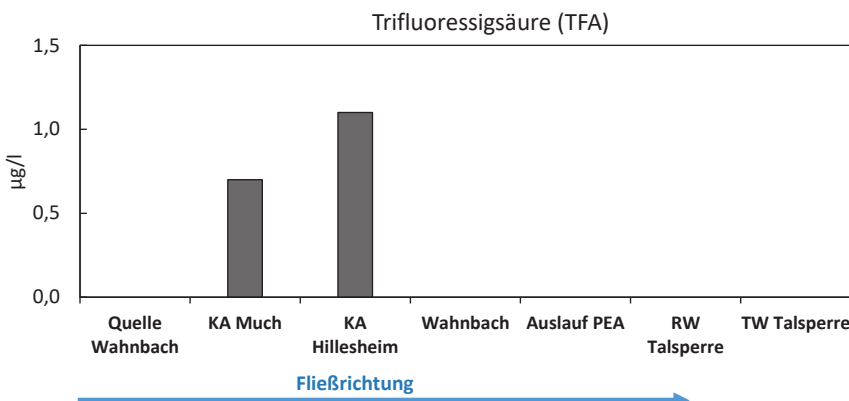
sistent. Die Verringerung der Konzentrationen auf dem Transportweg bis zum Einlauf in die Vorsperre wird daher, auch wegen der kurzen Fließzeiten, auf einen Verdünnungseffekt im Wahnbach zurückgeführt. Auf dem weiteren Transportweg bis in das Rohwasser können zusätzlich Abbauprozesse in der Vorsperre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



Grafik 15
Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre im Jahr 2020.



Grafik 16
Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre im Jahr 2020.



Grafik 17:
Nachweise der Industriechemikalie Trifluoressigsäure (TFA) im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre im Juni 2020.

2.2 GRUNDWASSERGEWINNUNG UNTERE SIEG (MEINDORF)

2.2.1 GEWÄSSER- UND ROHWASSERGÜTE

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

- die Güte des Grundwassers im gesamten Einzugsgebiet zu beurteilen,
- Belastungsschwerpunkte innerhalb des Einzugsgebietes zu erkennen,
- Veränderungen der Gewässergüte zu erkennen,
- 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 Einzugsgebiet wurden 2020 folgende chemische Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 4 und Grafik 18):

Entnahmezyklus	Untersuchungen auf:				
	Anorganische Hauptionen, gesamten organischen Kohlenstoff	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	Nicht relevante Metabolite	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe
Monatlich	12 Grundwassermessstellen				
Halbjährlich	31 Grundwassermessstellen				
4 x pro Jahr		15 Grundwassermessstellen			
Juni, November			5 Grundwassermessstellen	5 Grundwassermessstellen	5 Grundwassermessstellen
Juni, Juli, September, November			Rohwasser der Brunnen, Trinkwasser	Rohwasser der Brunnen, Trinkwasser	Rohwasser der Brunnen, Trinkwasser

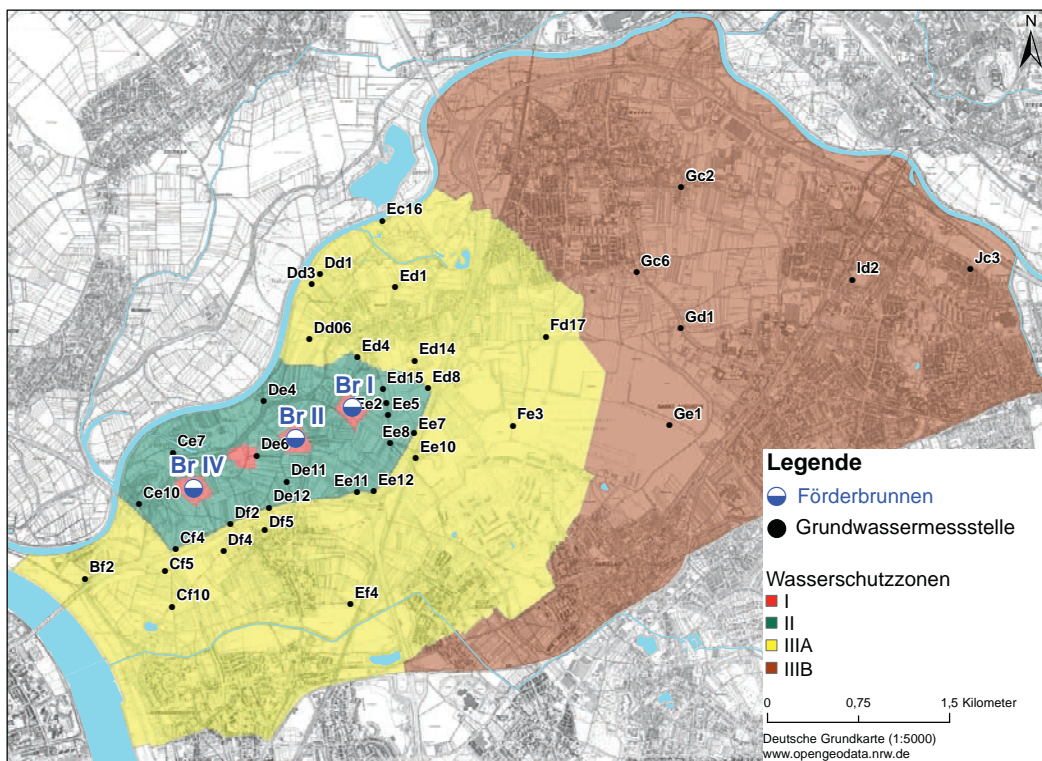


Tabelle 4
Entnahmestellen und Untersuchung von Grundwasserproben im Wasserschutzgebiet Meindorf an der unteren Sieg im Jahr 2020.

Grafik 18
Probenahmestellen im Wasserschutzgebiet Meindorf an der unteren Sieg im Jahr 2020.

2.2.2 MIKROBIOLOGIE BRUNNEN MEINDORF

Jahr 2020	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen 1	143	143 (CCA)	12	98
Brunnen 2	146	146 (CCA)	12	100
Brunnen 4	149	149 (CCA)	12	102

*Brunnen 3 im April 2019 nicht in Betrieb, daher nur elf Datensätze vorhanden

Tabelle 3
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser (Brunnen) TA Meindorf

ERGEBNIS

Im Rohwasser der Grundwasserbrunnen der TA Meindorf lagen die Koloniezahlen bei 20°C und 36°C bei 0 bis 2 KBE/ml. Für alle drei Brunnen zusammen lag der Anteil der Proben, in denen Koloniezahlen > 0 nachgewiesen wurden, bei 3,4% (KBE 20°C) bzw. 3,6% (KBE 36°C). *E.coli*, *Clostridien* und *Enterokokken* wurden im Berichtszeitraum in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen.

An einem Probenentnahmeterrain wurde in einer Probe vom Brunnen 1 ein Coliformer/100 ml (Membranfiltration auf CC-Agar) nachgewiesen.

Das Isolat war mit API 20 E nicht zu identifizieren (1205173). Ebenfalls an einem Termin wurde im Brunnen 2 ein Coliformer/100 ml (Membranfiltration auf CC-Agar) nachgewiesen.

Das Isolat wurde mit API 20 E als *Citrobacter sp.* identifiziert (1404553). In drei Proben vom Brunnen 4 wurde jeweils ein Coliformer/100 ml nachgewiesen.

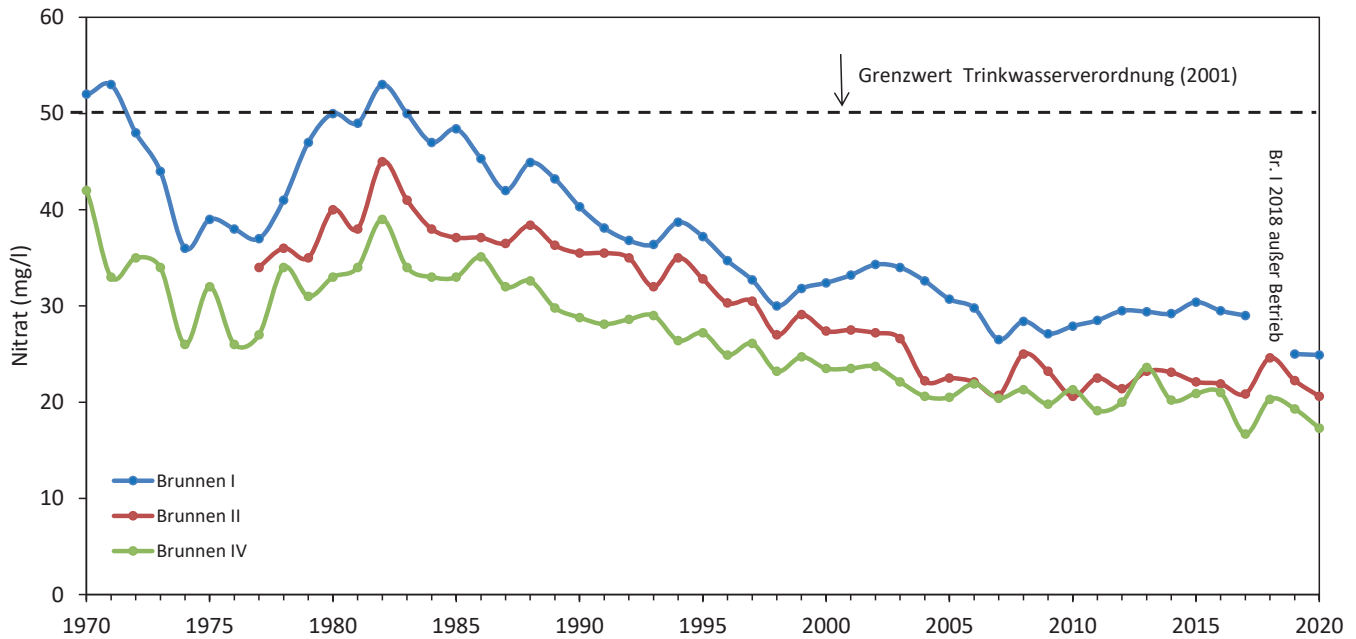
Alle drei Isolate konnten mittels API 20 E nicht identifiziert werden (zweimal API-Profil 1004143, einmal 1504512).

3.2.2.1 NITRAT

Die Ionenkonzentrationen in den drei Förderbrunnen zeigen seit ihrer Inbetriebnahme einen vergleichbaren Verlauf. Dies ist am Beispiel der Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration dargestellt (Grafik 19). 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 wurde. Anschließend war bis 2007 ein deutlich sinkender Trend der Jahresmittelwerte in den Förderbrunnen erkennbar. Ab 2008 stabilisieren sich die Werte bei 20-25 mg/l in den Brunnen II und IV sowie 25-30 mg/l im Brunnen I. In Brunnen I war bis 2015 ein leicht steigender Trend zu beobachten, der seit 2016 von einem sinkenden Trend abgelöst wurde. 2008 trat vor allem am Brunnen II ein Anstieg um bis zu 5 mg/l auf (Grafik 19), der auf die hohe Förderrate bei niedrigen Siegwasserständen mit einer verstärkten Nutzung des landseitigen Grundwasservorrates zurückzuführen ist. 2020 wurden im Jahresmittel Konzentrationen von 17 mg/l bis 25 mg/l in den Horizontalfilterbrunnen gemessen, die deutlich unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) von 50 mg/l liegen. Die in 2020 nachgewiesenen maximalen Konzentrationen aller drei Horizontalfilterbrunnen liegen mit 28,8 mg/l in Brunnen I ebenfalls deutlich unter diesem Grenzwert.

Dieser Trend ist ebenfalls durch Beobachtungen an Grundwassermessstellen festzustellen. Dabei sind Nitratkonzentrationen im landseitigen Grundwasser höher als im Infiltrationsbereich der Sieg. Dies wird im Vergleich mit den Grundwassermessstellen Df 4 und Ef 4 (Grafik 20) deutlich. Die Nitratkonzentrationen liegen bei beiden Messstellen 2020 zwischen 55 und 155 mg/l. Beide Grundwassermessstellen sind im Vergleich zu den Horizontalfilterbrunnen weiter von der Sieg entfernt und dadurch von landseitigem Grundwasser mit höheren Nitratkonzentrationen beeinflusst.



Grafik 19

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

Diese räumliche Differenzierung wird durch Betrachtung von Grundwassermessstellen im gesamten Wasserschutzgebiet weiter deutlich. Die Infiltration des geringmineralisierten Siegwassers hat im Grundwasser einen Verdünnungseffekt zur Folge, sodass die Stoffkonzentrationen in diesem Bereich sehr gering sind. Die Einflussgrenze reicht bis etwa an die Brunnenstandorte heran. Im Süden der Ortslage Sankt Augustin-Meindorf und nördlich bzw. westlich des Flughafens Hangelar tritt jeweils ein großer Bereich mit erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf.

In diesem Gebiet wird auf flachgründigen und gut durchlässigen Böden intensive Landwirtschaft betrieben. Da hier der Verdünnungseffekt durch die Sieginfiltration fehlt, führt dies trotz der großen Flurabstände von 9 - 13 m zu einer deutlichen Nitratbelastung des Grundwassers. Auffällig sind auch die Nitratkonzentrationen im Südwesten des Einzugsgebietes, da hier tiefgründige und schluffig bis lehmige Böden mit hohem Sorptionsvermögen und hoher Wasserspeicherkapazität auftreten. Die hydraulischen Verhältnisse bei Infiltration des Rheines führen hier allerdings dazu, dass das Grundwasser zeitweilig bis in den Bereich der Bodenhorizonte ansteigt und in diesen Zeiträumen zu einer besonderen Austragsgefahr 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 Grafik 21 dargestellt. Die Nitratkonzentration im Grundwasser liegt dabei teilweise über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (Stand 19. Juni 2020). Im Allgemeinen ist die Entwicklung der Nit-

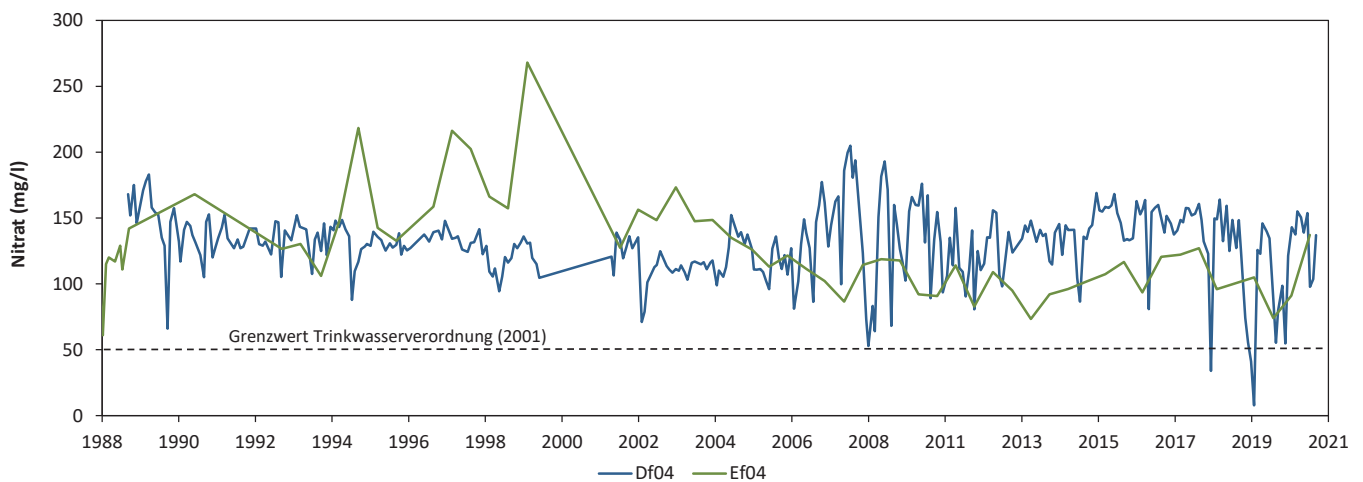
ratkonzentration innerhalb des Wasserschutzgebietes sehr unterschiedlich. Bei einzelnen Messstellen, wie z. B. Ee 7 und Ed 14, ist, wie in den Förderbrunnen, über die letzten 30 Jahre eine deutliche Konzentrationsabnahme erkennbar. Innerhalb dieses sinkenden Trends waren von 2010 bis 2015 allerdings bei Ee 7 und Ed 14 wieder steigende Tendenzen zu beobachten. Seit 2016 wird wiederum eine sinkende Tendenz beobachtet. 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 (Grafik 20 und Grafik 21).

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

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.

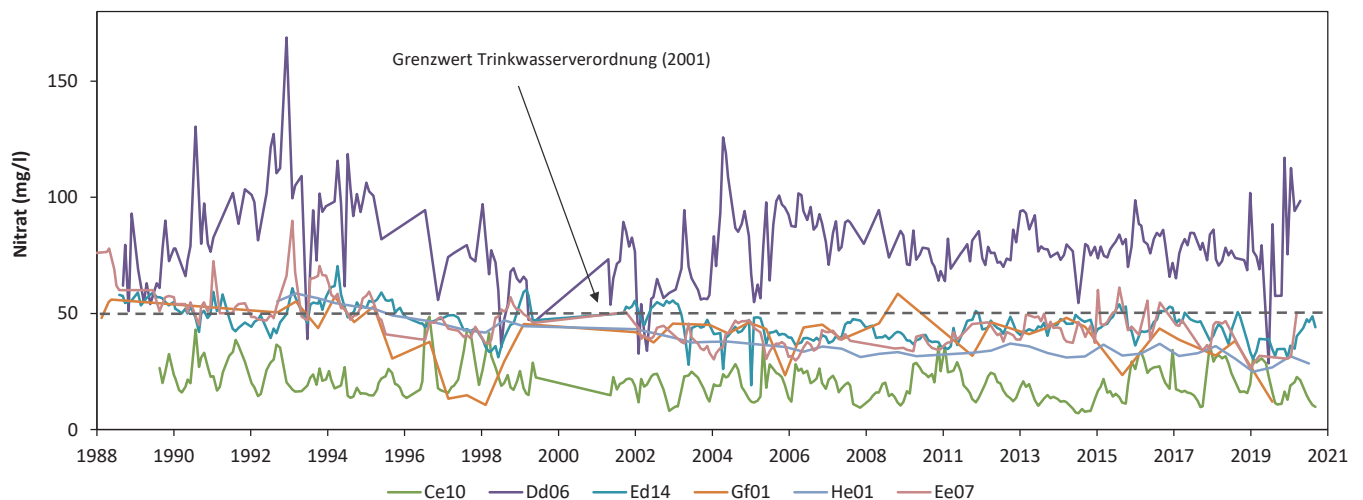
Im landseitigen Grundwasser können durch verschiedene Einflüsse erhöhte Stoffkonzentrationen auftreten. Dies wird besonders an den Nitratgehalten deutlich, die im Wasserschutzgebiet den Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) von 50 mg/l teilweise gravierend überschreiten. Mit Annäherung an die Brun-

nenstandorte und damit stärker werdendem Siegeinfluss sinken die Konzentrationen jedoch stark ab. Das Rohwasser der drei 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.



Grafik 20

Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) in den Grundwassermessstellen Df4 und Ef4 im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg.



Grafik 21

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

2.2.2.2 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

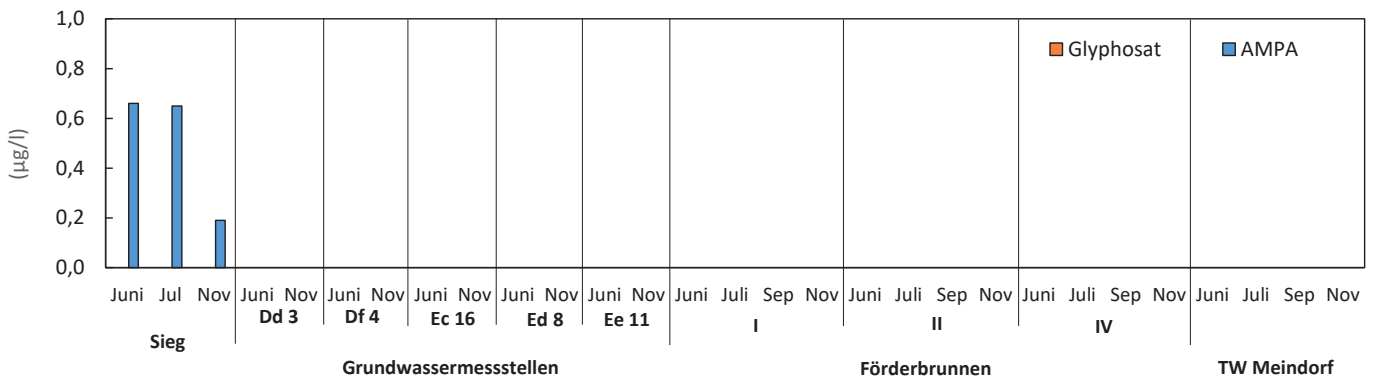
In der Vergangenheit wurden innerhalb des Einzugsgebietes an verschiedenen Grundwassermessstellen Wirkstoffe aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln oder deren Abbauprodukte (Metabolite) nachgewiesen. Die beobachteten Konzentrationen übertrafen dabei teilweise deutlich die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (Stand 19. Juni 2020).

2020 wurden an zwei Grundwassermessstellen innerhalb des Wasserschutzgebietes Bentazon, Cybutryn und Atrazin beobachtet. Die Konzentrationen lagen deutlich unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (Stand 19. Juni 2020) von 0,1 µg/l je Einzelwirkstoff. Bei Untersuchungen in der Sieg wurden drei Wirkstoffe und Metabolite nachgewiesen. Unter anderem wurde AMPA, der Metabolit von Glyphosat, nachgewiesen (Grafik 22). Im Rohwasser der Förderbrunnen und im Trinkwasser wurden keine Wirkstoffe oder relevanten Metabolite nachgewiesen (Grafik 22).

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

Im Juni, Juli, September und November wurden 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 Orientie-

Grafik 22
Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg im Jahr 2020.



rungswerte (GOW) für „nicht bewertbare“ Stoffe des Umweltbundesamtes (UBA). In Tabelle 5 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 41 untersuchten nicht relevanten Metaboliten wurden zehn nachgewiesen. Im Vergleich zu 2019 ist die Anzahl der nachgewiesenen nicht relevanten Metabolite leicht gestiegen. In der Grundwassermessstelle Df 4 wurde der GOW von Desphenylchloridazon

(Metabolit B) überschritten (Grafik 23). In den Grundwassermessstellen Ed 8 und Ee 11 wurde er ebenfalls nachgewiesen, jedoch mit Konzentrationen unterhalb des GOW. In den Grundwassermessstellen Ec 16 und Dd 3 wurde er nicht nachgewiesen. 2013 und 2014 lagen die Konzentrationen an anderen Grundwassermessstellen deutlich unter dem GOW (Grafik 24). Die Konzentrationen in der Sieg, in den Brunnen und im Trinkwasser sind auf einem vergleichbaren Niveau zum Vorjahr und liegen alle deutlich unter den GOW (Grafik 25).

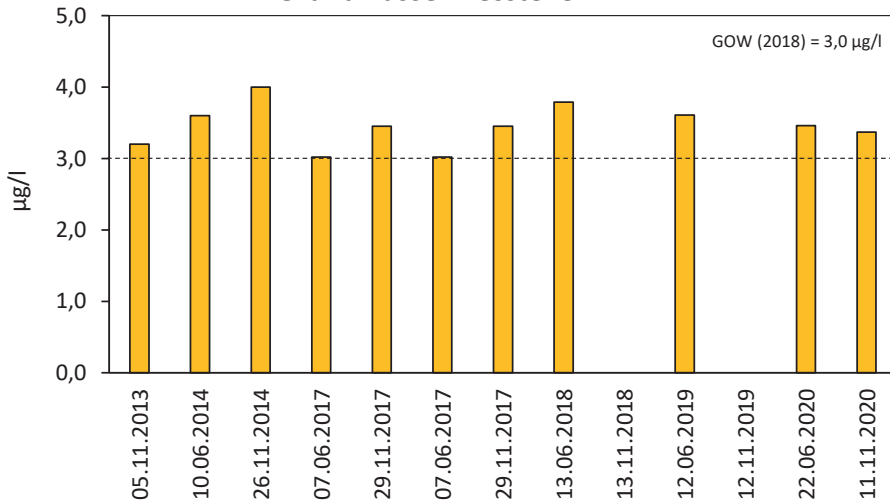
Tabelle 5 Nachweise von nicht relevanten Metaboliten (Häufigkeit und Konzentrationsbereich) im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg im Jahr 2020.

	Entnahmestelle	Sieg Meindorf	GWMST	Brunnen I	Brunnen II	Brunnen IV	Trinkwasser
Häufigkeit der Untersuchung		3	2 an je 5 MST	4	4	4	4
Nicht relevanter Metabolit	GOW						
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3	/	(1) 0,06	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1	/	(2) 0,06	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3	/	(3) 0,01-0,53	(1) 0,05	/	/	/
Metazachlor- Sulfonsäure BH479-9	1	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1	/	/	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3	/	(2) 0,19-0,25	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3	/	(3) 0,61-1,65	(3) 0,10-0,13	/	/	(2) 0,06-0,07
Desphenylchloridazon Met. B	3	/	(6) 0,15-3,46	(4) 0,61-0,72	(4) 0,32-0,35	(4) 0,09-0,12	(4) 0,3-0,47
Methyldeshenyl-chloridazon Met. B 1	3	/	(4) 0,52-0,97	(4) 0,07-0,09	(3) 0,06	/	(2) 0,07
Dimethylsulfamid (DMS)	1	/	(1) 0,08	(2) 0,06-0,12	(2) 0,05-0,06	/	/
Dimethachlor CGA 369873	3	/	(4) 0,18-0,40	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1	/	(1) 0,13	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1	/	/	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1	/	/	/	/	/	/
Flufenacet OA	ohne	/	/	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3	/	/	/	/	/	/
Chlotalonil Met. M 5	3	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 108906	1	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1	/	/	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1	/	/	/	/	/	/
2,6-Dichlorbenzamid	3	/	(2) 0,04-0,05	/	/	/	/

Erläuterung

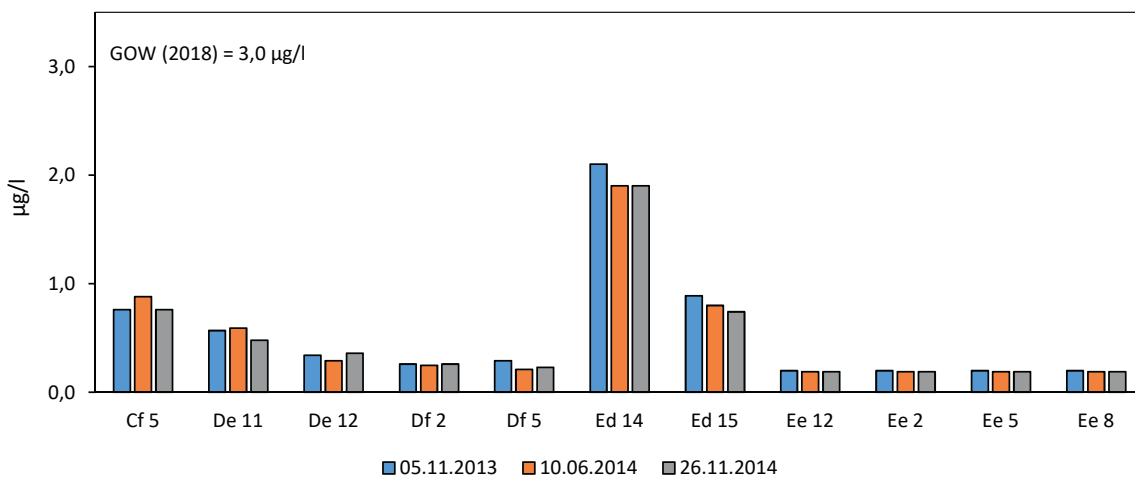
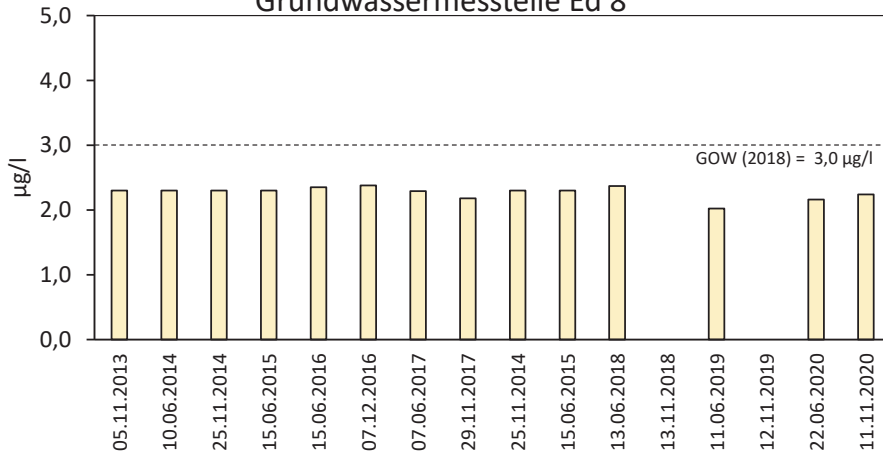
Konzentrationen in µg/l; GOW = Gesundheitlicher Orientierungswert gemäß Bundesumweltamt (31. Januar 2012), Konzentration in µg/l

Desphenyl-Chloridazon Metabolit B
Grundwassermesstelle Df 4

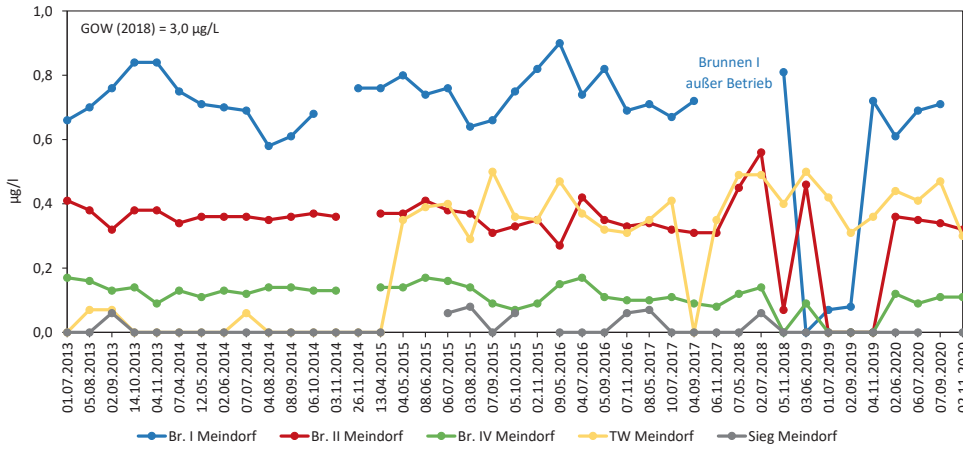


Grafik 23
Desphenyl-Chloridazon (Metabolit B)
Nachweise in den Grundwassermess-
stellen Df 4 und Ed 8 im Grundwasser-
gewinnungsgebiet Meindorf an der
unteren Sieg in 2020.

Desphenyl-Chloridazon Metabolit B
Grundwassermesstelle Ed 8



Grafik 24
Desphenyl-Chloridazon (Metabolit B) Nachweise in verschiedenen Grundwassermessstellen im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg.



Grafik 25
Desphenyl-Chloridazon (Metabolit B) Nachweise in der Sieg, den drei Förderbrunnen sowie im Trinkwasser im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg.

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

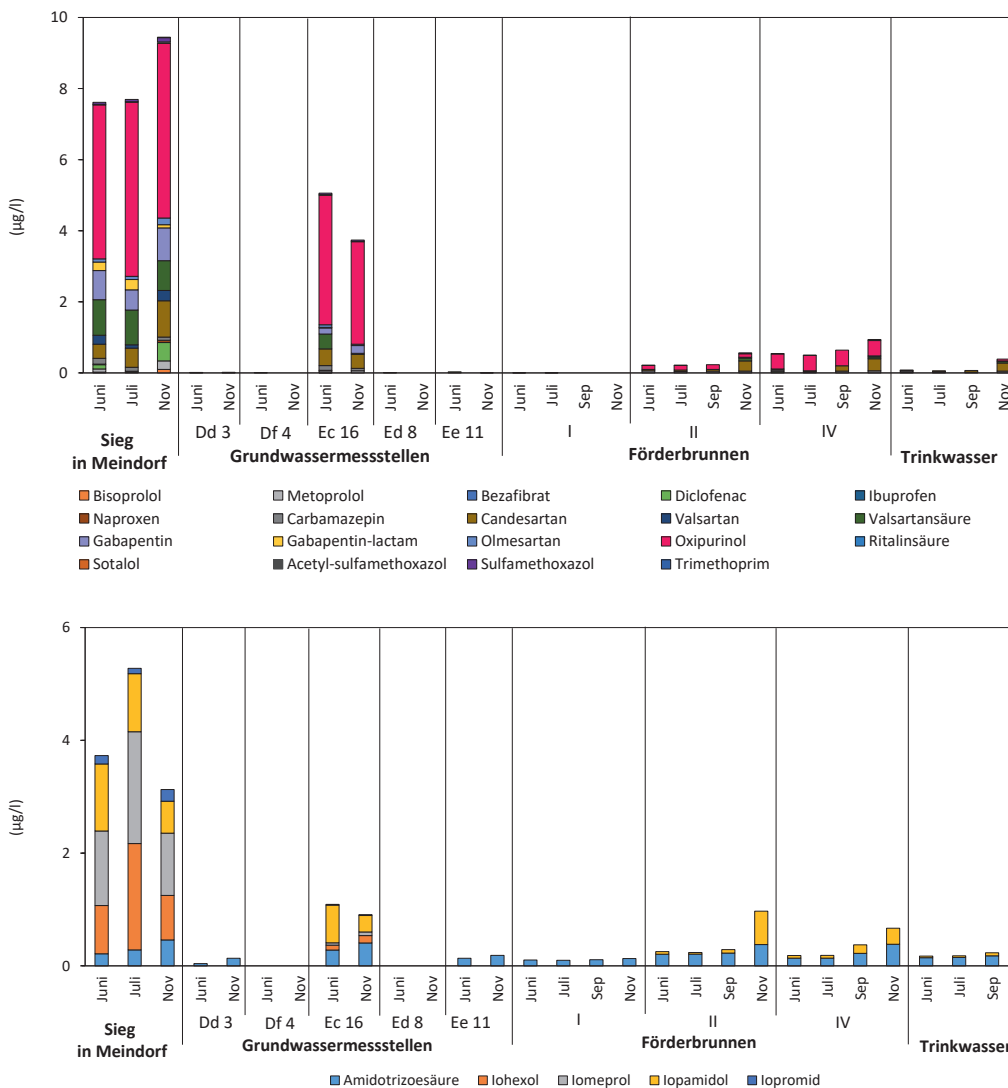
Die Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die bei Zuckerrüben (Chloridazon) und Gemüse bzw. Zierpflanzen (Metazachlor, Tolyfluanid-DMS) angewendet werden.

Neben den bereits laufenden Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge und Gesprächen mit den Landwirten sind weitere Untersuchungen sinn-

voll, um die Belastungssituation und ihre Entwicklung besser einschätzen zu können.

3.2.2.3 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden weiterhin orientierende Untersuchungen auf 21 Wirkstoffe aus Arzneimitteln und auf fünf Röntgenkontrastmittel durchgeführt (Grafik 26). In der Sieg wurden 19 dieser Wirkstoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen dabei teilweise über dem jeweiligen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) ge-



Grafik 26
Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel im Grundwassergewinnungsgebiet in Meindorf an der unteren Sieg im Jahr 2020.

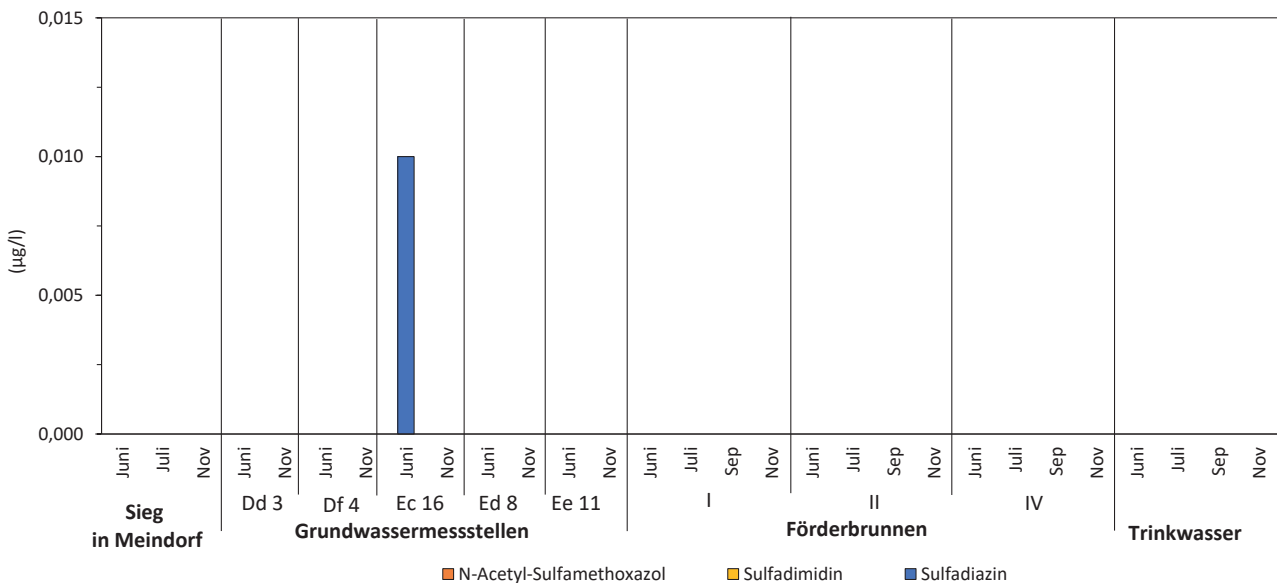
mäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser. Im Grundwasser wurden 15 dieser Wirkstoffe nachgewiesen. Dabei wurde an der Grundwassermessstelle Ec 16 der GOW von drei Wirkstoffen überschritten. Sowohl im Rohwasser der Förderbrunnen als auch im Trinkwasser wurden vier dieser Stoffe beobachtet. In Brunnen IV wurde dabei eine Überschreitung des GOW von Oxipu-

rinol festgestellt. Im Trinkwasser lagen die Konzentrationen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW.

Es wurden ebenfalls Untersuchungen auf drei Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt. Dabei wurde lediglich Sulfadiazin mit einer Konzentration von 0,01 µg/l in der Grundwassermessstelle Ec 16 nachgewiesen.

Grafik 27

Tierarzneimitteln im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg im Jahr 2020.



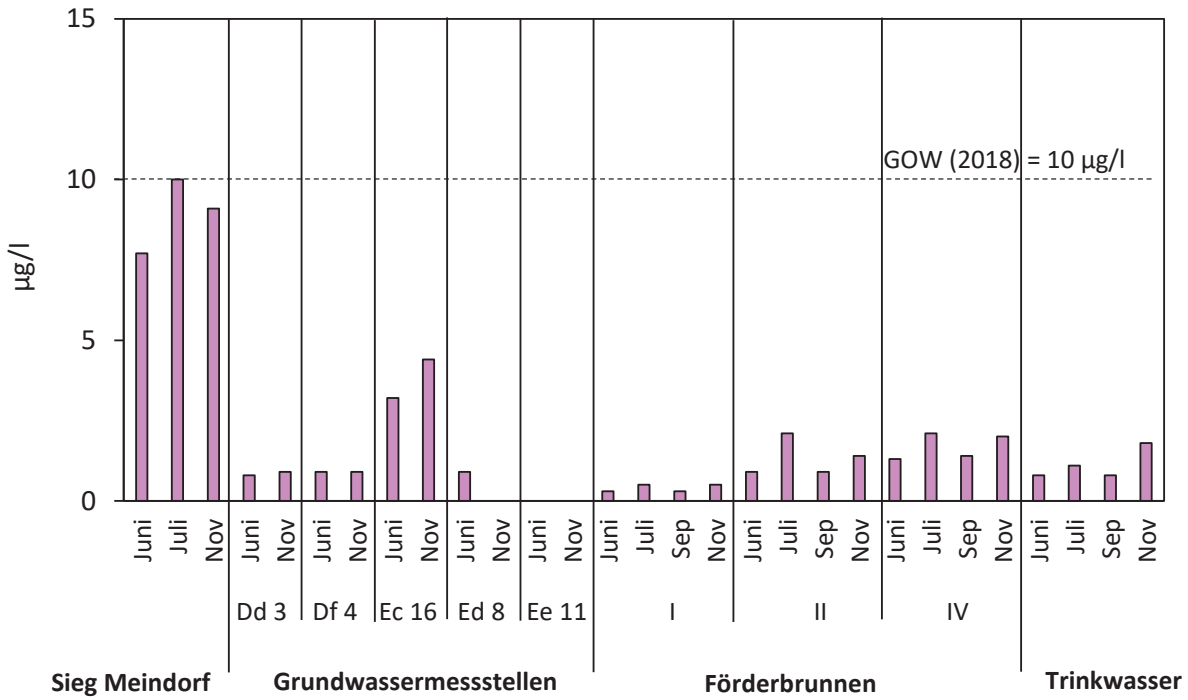
3.2.2.4 SPURENSTOFFE

Darüber hinaus wurden auch orientierende Untersuchungen auf elf weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (Trifluoressigsäure (TFA), Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel) (Grafik 28 bis Grafik 32). In der Sieg wurden neun Stoffe mit Konzentrationen unter dem gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW) nachgewiesen. Bei je zwei Untersuchungen an fünf Grundwassermessstellen wurden sechs Stoffe in Konzentrationen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW beobachtet. Die Grundwassermessstelle Ec 16 zeigt dabei 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 höherkonzentrierten Siegwassers beeinflusst. Im Rohwasser der Brunnen sowie im Trinkwasser wurden sieben Stoffe 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 (Grafik 32) deuten dagegen darauf hin, dass TFA auch als Abbauprodukt aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) eingetragen werden kann.

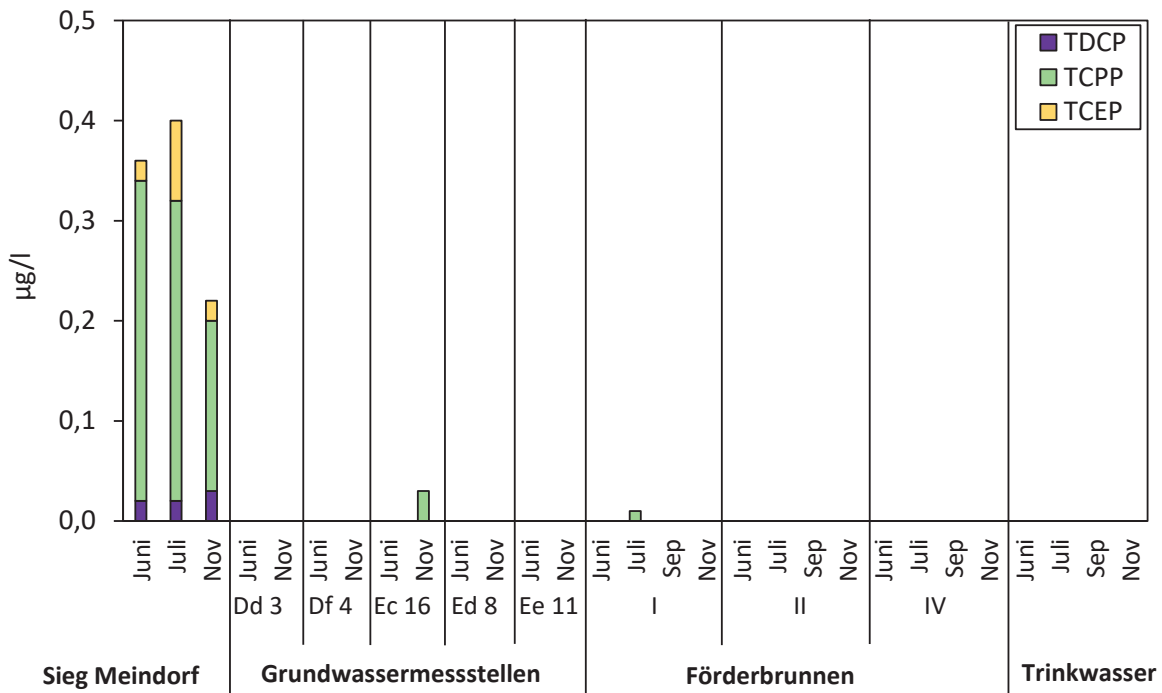
Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)



Grafik 28

Nachweise des Komplexbildners EDTA (Ethylendinitrilotetraessigsäure) im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg im Jahr 2020.

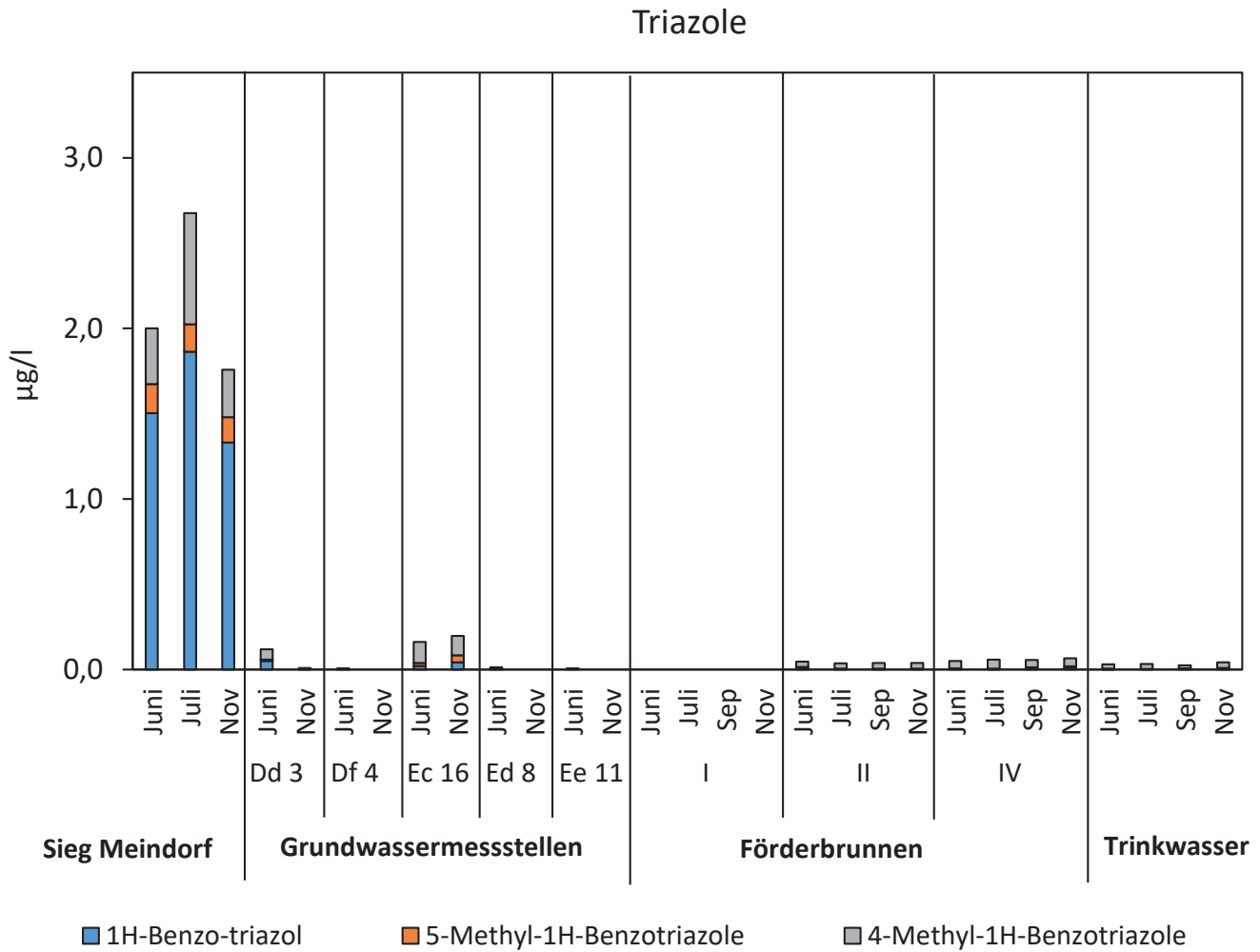
Flammschutzmittel

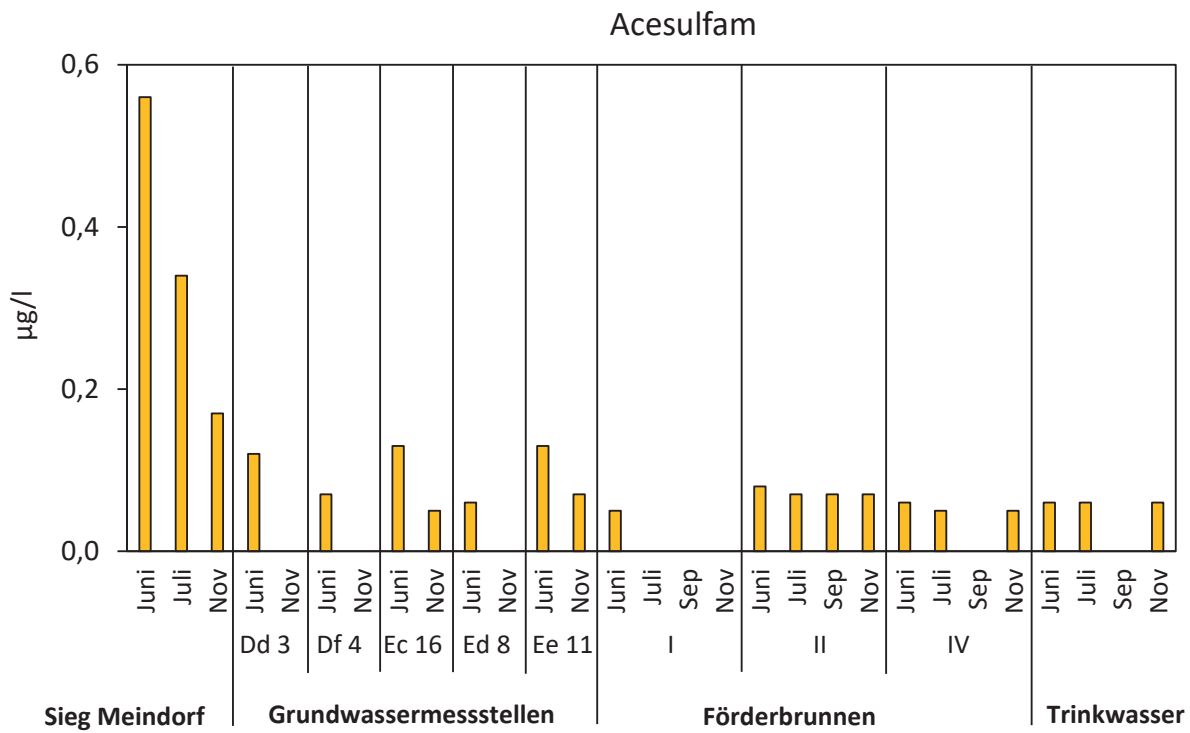


Grafik 29

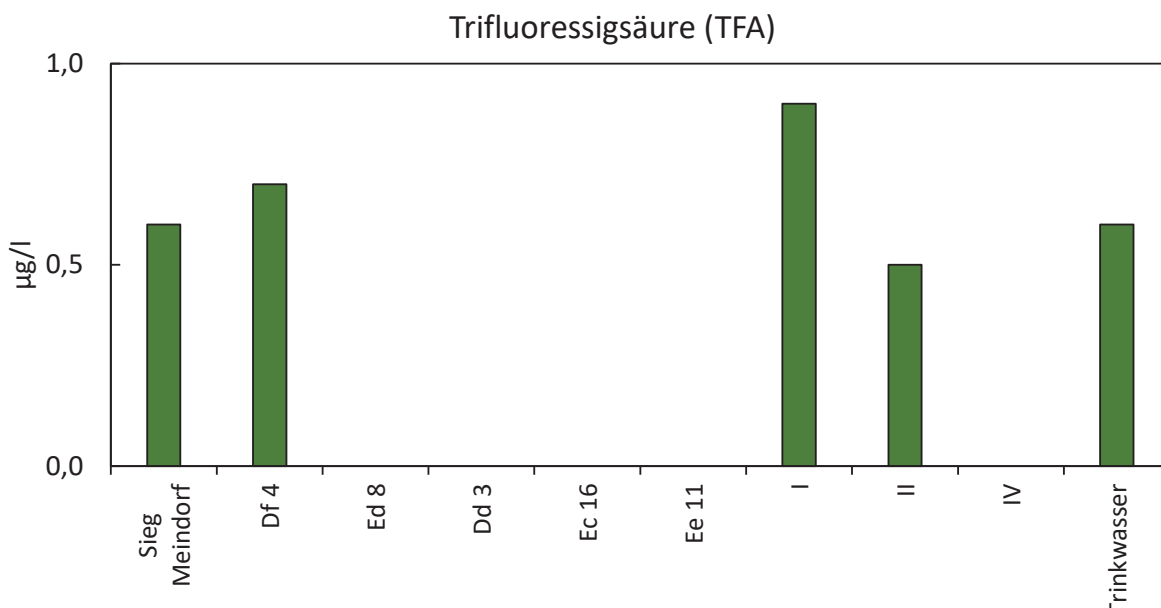
Nachweise von Flammschutzmitteln im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg im Jahr 2020.

Grafik 30
 Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg im Jahr 2020.





Grafik 31
Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg im Jahr 2020.



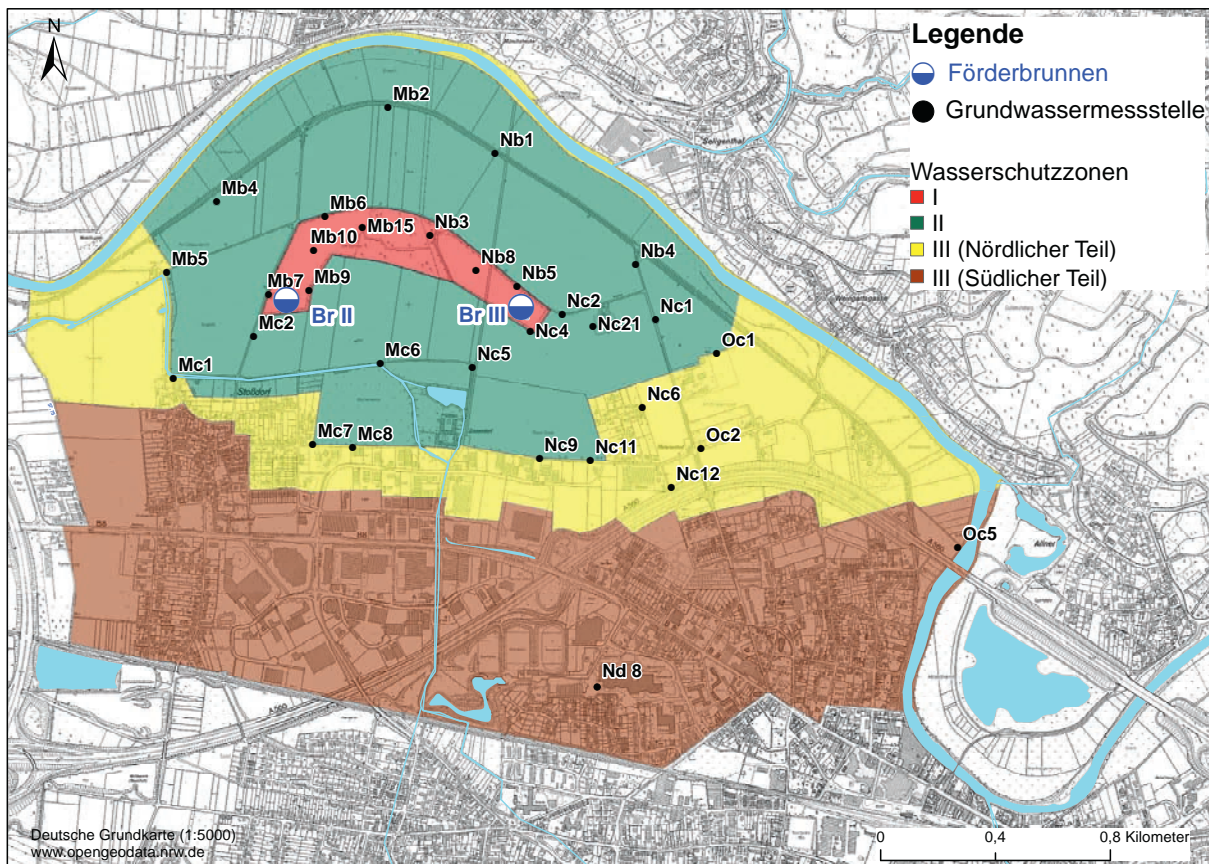
Grafik 32
Nachweise der Industriechemikalie (Trifluoressigsäure) TFA im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der unteren Sieg im Juni 2020.

2.3 GRUNDWASSERGEWINNUNG HENNEFER SIEGBOGEN

Die qualitative Untersuchung des Grundwassers im Einzugsgebiet dient den gleichen Zielen wie bei der Grundwassergewinnung Meindorf. Im Einzugsgebiet wurden 2020 folgende chemische Untersuchungen durchgeführt (Tabelle 6 und Grafik 33):

Entnahmezyklus	Untersuchungen auf:				
	Anorganische Hauptionen, gesamten organischen Kohlenstoff	Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	Nicht relevante Metabolite	Pharmazeutische Wirkstoffe	Organische Spurenstoffe
Monatlich	12 Grundwassermessstellen				
Halbjährlich	25 Grundwassermessstellen				
4x pro Jahr		5 Grundwassermessstellen	5 Grundwassermessstellen	5 Grundwassermessstellen	5 Grundwassermessstellen
Juni, November			5 Grundwassermessstellen	5 Grundwassermessstellen	5 Grundwassermessstellen
Juni, Juli, September, November			Rohwasser der Brunnen, Trinkwasser	Rohwasser der Brunnen, Trinkwasser	Rohwasser der Brunnen, Trinkwasser

Tabelle 6
Entnahmestellen und Untersuchung von Grundwasserproben im Hennefer Siegbogen im Jahr 2020.



Grafik 33
Probenahmestellen im Wasserschutzgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2020.

2.3.1 GEWÄSSER- UND ROHWASSERGÜTE

2.3.1.1 MIKROBIOLOGIE BRUNNEN HENNEFER SIEGBOGEN

Jahr 2020	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen Hennefer	12	12 (Colilert) 12 (CCA)	12	12
Rohwasser Hennefer (Eingang Wasserwerk)	140	140 (Colilert) 139 (CCA)	---	90

Tabelle 4
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Grundwasser Hennefer (Anzahl der Untersuchungen)

*Brunnen 3 war in den Monaten November und Dezember 2020 nicht in Betrieb, daher nur 10 Datensätze vorhanden

Bei den bakteriologischen Untersuchungen der Grundwasserbrunnen Hennefer wurden niedrige Koloniezahlen (0, 1 oder max. 3 KBE/ml) ermittelt, es gab im Untersuchungszeitraum keine Nachweise von coliformen Bakterien, E. coli, Clostridien und Enterokokken.

In Proben des Rohwassers (Eingang Wasserwerk) wurden an insgesamt drei zeitlich auseinanderliegenden Terminen 1/100 ml coliforme Bakterien mit dem Nachweisverfahren Membranfiltration auf CC-Agar nachgewiesen. Ein Isolat wurde mit API 20 E als *Serratia* sp. (1207763) identifiziert, zwei Isolate waren nicht zu identifizieren (API-Profile 1104153 und 1205173).

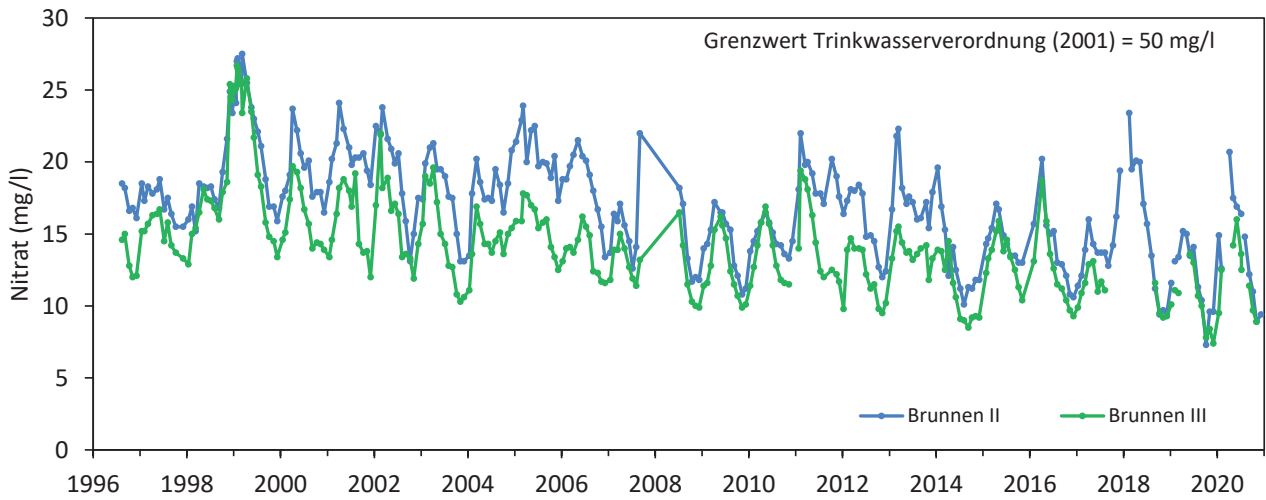
2.2.3.1 NITRAT

Die Nitratkonzentrationen in den beiden Förderbrunnen zeigen seit den letzten 20 Jahren einen sehr ähnlichen Verlauf und liegen deutlich unterhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) von 50 mg/l (Grafik 34, Seite 64). Die erhöhte Grundwasserneubildung zu Beginn des Jahres führt grundsätzlich in diesem Zeitraum zu einem verstärkten Nitrataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen und damit auch zu einem leichten Anstieg der Nitratkonzentration im geförderten Rohwasser.

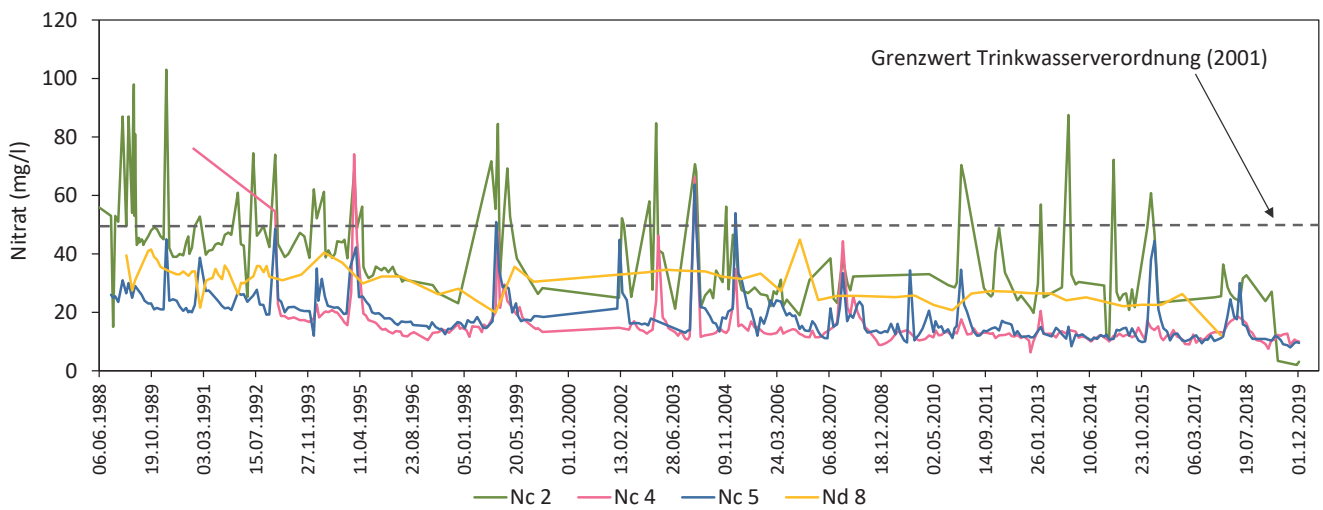
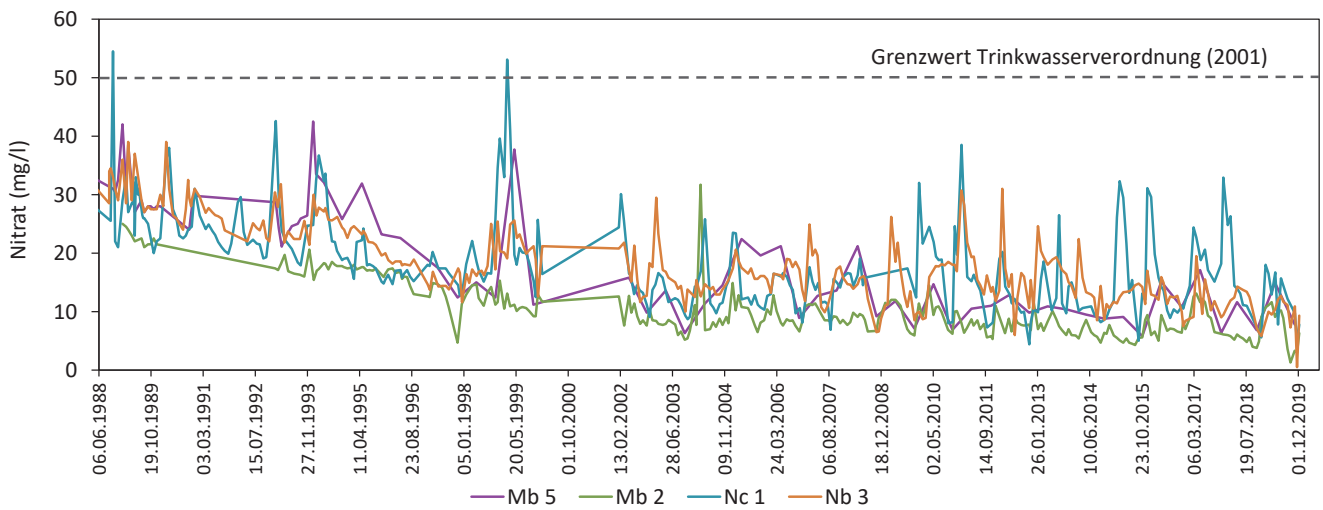
Von Frühjahr bis Herbst sinken die Konzentrationen dann wieder deutlich ab. Neben dem Einfluss der in diesem Zeitraum geringen oder fehlenden Grundwasserneubildung wird durch die erhöhte Förderung zunächst auch im stärkerem Maße Sieguferfiltrat gefördert, das eine geringere Nitratkonzentration besitzt als das landseitige Grundwasser. Das Konzentrationsniveau bleibt insgesamt sehr niedrig. Langjährig ist eine leicht fallende Tendenz erkennbar. Seit 2014 werden, mit einzelnen Ausnahmen, Konzentrationen von 20 mg/l unterschritten. Im Vergleich zum Vorjahr sind 2020 die Nitratkonzentrationen teilweise leicht gesunken. Die Nitratgehalte der Sieg sind sehr gering und liegen zumeist deutlich unter 20 mg/l. 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 (Grafik 35). 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 10-15 Jahre ist eine Stabilisierung mit vereinzelt Konzentrationsspitzen zu beobachten. Lediglich bei einzelnen Grundwassermessstellen, wie z.B. Nc 2, an der mit Einsetzen der verstärkten Grundwasserförderung der Wasserspiegel soweit abgesunken ist, dass eine Probenahme häufig nicht mehr möglich ist treten zeitweise erhöhte Konzentrationen auf (Grafik 35).

An einzelnen Messstellen, z.B. Nc 4 und Nc 5 (Grafik 35), liegt die Nitratkonzentration, mit wenigen Konzentrationsspitzen, weitgehend auf sehr niedrigem Niveau. Am Beispiel der Messstelle Nd 8 (Grafik 35) zeigt sich, dass auch im Stadtgebiet Hennefer erhöhte Nitratkonzentrationen auftreten können.



Grafik 34
Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) der beiden Förderbrunnen im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.



Grafik 35
Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) in ausgewählten Grundwassermessstellen im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.

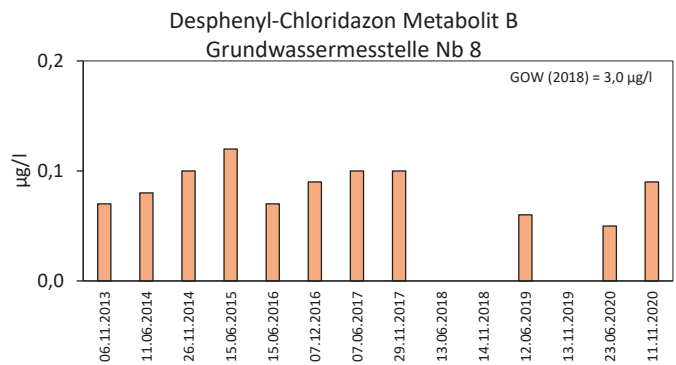
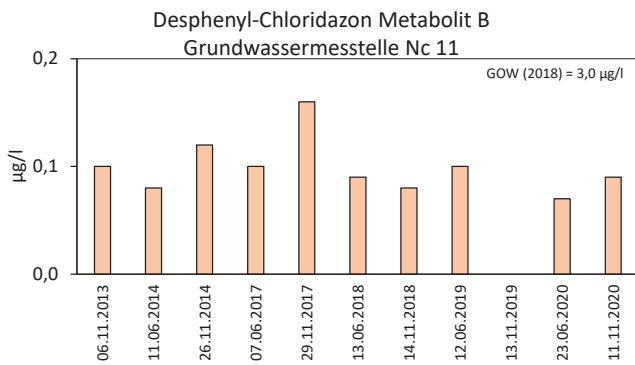
2.2.3.2 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

In der Vergangenheit wurden an einzelnen Grundwassermessstellen innerhalb des Einzugsgebietes verschiedene Wirkstoffe aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln oder deren Abbauprodukte (Metabolite) nachgewiesen. Es handelte sich vor allem um die Stoffe Atrazin, Desthylatrazin, Simazin, Terbutylazin, Propazin und Sebutylazin. Von 1999-2010 wurden keine positiven Befunde beobachtet. 2011 wurden an einzelnen Grundwassermessstellen Atrazin, Desthylatrazin, Simazin und Diuron nachgewiesen.

2012 und 2013 sind hier keine positiven Befunde aufgetreten. 2014 wurden an zwei Grundwassermessstellen Terbutryn, Glyphosat und AMPA erneut nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen meist über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) von 0,1 µg/l je Einzelwirkstoff. 2015, 2016 und 2017 sind an den Grundwassermessstellen keine positiven Nachweise aufgetreten (1

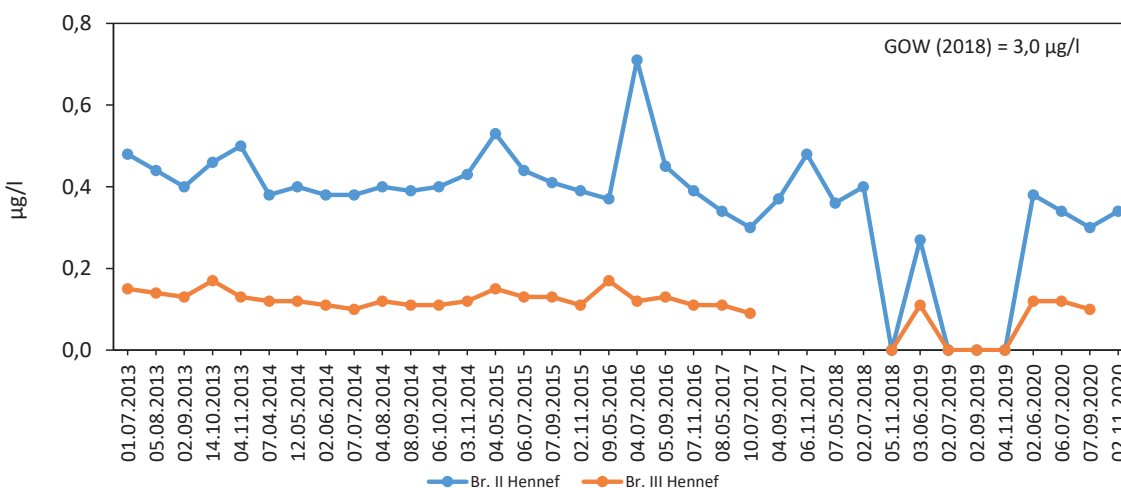
Ausnahme). An einer Messstelle wurde einmalig Bentazon deutlich unterhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung beobachtet.

Bei Untersuchungen in der Sieg wurden 2020 Glyphosat und sein Metabolit AMPA, Terbutylazin, Desethylterbutzin, Desphenylchloridazon (Metabolit B) und Bentazon nachgewiesen. In den Grundwassermessstellen wurde vereinzelt Bentazon, Clopyralid, Desphenylchloridazon (Metabolit B), Methyldephenylchloridazon (Metabolit B1), S-Metolachlor und N,N-Dimethylsulfamid (DMS) nachgewiesen. Die geringen Konzentrationen lagen deutlich unter dem jeweiligen GOW (Grafik 36). Im Rohwasser der beiden Förderbrunnen wurden ebenfalls mit Konzentrationen unterhalb des GOW, Desphenylchloridazon (Metabolit B), Methyldephenylchloridazon (Metabolit B1) und S-Metolachlor nachgewiesen (Grafik 37).



Grafik 36

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



Grafik 37

Entwicklung der Desphenylchloridazon (Metabolit B) Konzentration im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.

Im Juni, Juli, September und November wurden Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt. Nicht relevante Metaboliten sind Abbauprodukte von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, die weder eine definierte pestizide Restaktivität, noch ein pflanzenschutzrechtlich relevantes humantoxisches oder ökotoxisches Potenzial besitzen. Die Bewertung ihrer Anwesenheit im Trinkwasser folgt deshalb dem Vorsorge-Konzept der gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) für „nicht bewertbare“ Stoffe des Umweltbundesamtes (UBA). In Tabelle 7 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten

Ergebnisse dargestellt. Insgesamt wurden im Wasserschutzgebiet fünf nrM nachgewiesen. Im Vergleich zum Vorjahr ist die Anzahl der nachweisbaren nrM damit leicht gestiegen. Desphenylchloridazon (Metabolit B) wurde an allen Entnahmestellen beobachtet. In den Grundwassermessstellen wurden weitere vier nrM mit Konzentrationen deutlich unter den gesundheitlichen Orientierungswerten beobachtet.

Im Rohwasser der beiden Brunnen wurden vier nrM nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen dabei immer unterhalb der jeweiligen GOW. Die nachgewiesenen Metabolite sind Abbauprodukte aus

Entnahmestelle		Sieg (Hennef)	GWMST	Brunnen II	Brunnen III
Häufigkeit der Untersuchung		3	2 an je 5 MST	4	3
Nicht relevanter Metabolit	GOW				
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3	/	(1) 0,93	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3	/	(1) 0,28	/	/
Metazachlor-Sulfonsäure BH 479-9	1	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3	/	/	/	/
Desphenylchloridazon Met. B	3	(1) 0,06	(7) 0,05-0,35	(4) 0,30-0,38	(3) 0,10-0,12
Methyldeshenylchloridazon Met. B 1	3	/	(1) 0,06	(4) 0,10-0,12	/
Dimethylsulfamid (DMS)	1	/	(1) 0,06	/	/
Dimethachlor CGA 369873	3	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1	/	/	/	/
Flufenacet OA	ohne	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 5	3	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 108906	1	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1	/	/	/	/
2,6-Dichlorbenzamid	3	/	/	/	/

Tabelle 7
Nachweise von nicht relevanten Metaboliten (Häufigkeit und Konzentrationsbereich) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2020.

Erläuterung

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

Wirkstoffen, die bei Zuckerrüben (Chloridazon) angewendet werden.

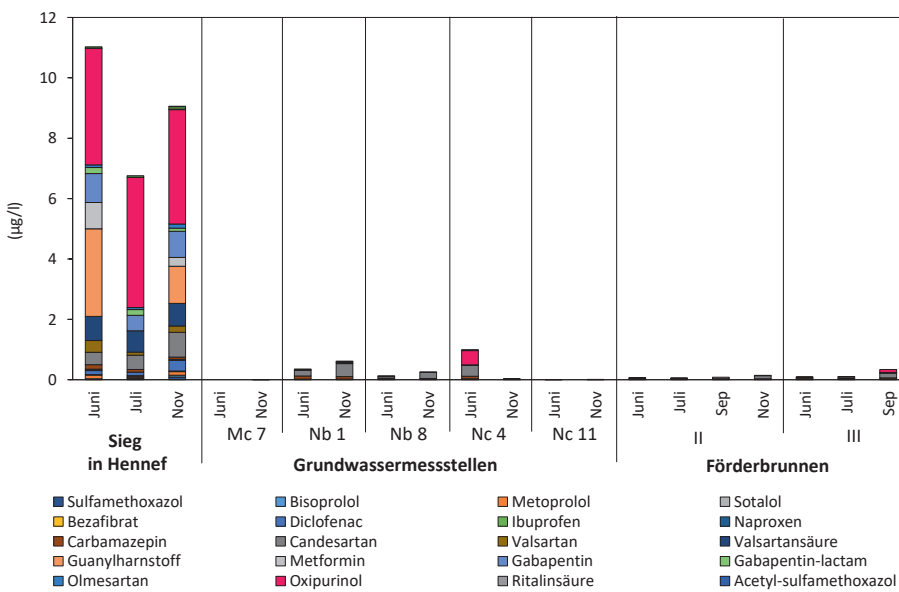
Eine Gefahr für die Trinkwasserversorgung ist derzeit nicht erkennbar. Die Beobachtungen zeigen aber deutlich, dass Einträge in das Grundwasser aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen erfolgen. Es ist auch erkennbar, dass

diese Einträge nicht über die Uferfiltration aus der Sieg, sondern über die Grundwasserneubildung aus der Flächennutzung erfolgen. Neben den bereits laufenden Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge und Gesprächen mit den Landwirten sind weitere Untersuchungen sinnvoll, um die Belastungssituation und ihre Entwicklung besser einschätzen zu können.

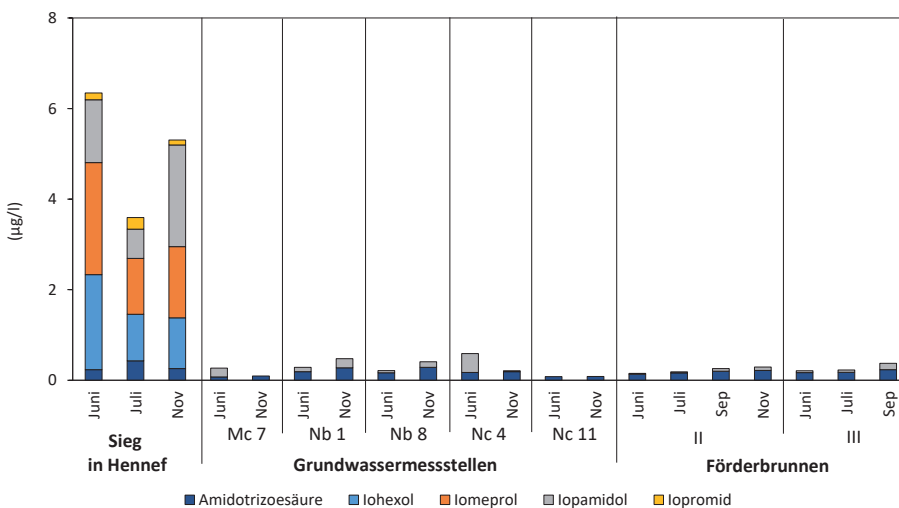
2.2.3.3 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

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

messstellen festgestellt. Dabei lag die Konzentration von Candesartan an der Grundwassermessstelle Nb 1 im November über dem GOW. Die Konzentration von Oxipurinol lag im Juni an der Grundwassermessstelle Nc 4 ebenfalls über dem GOW. Im Rohwasser der Brunnen wurden jeweils neun dieser Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen hier jeweils sehr deutlich unterhalb des jeweiligen GOW (Grafik 38).

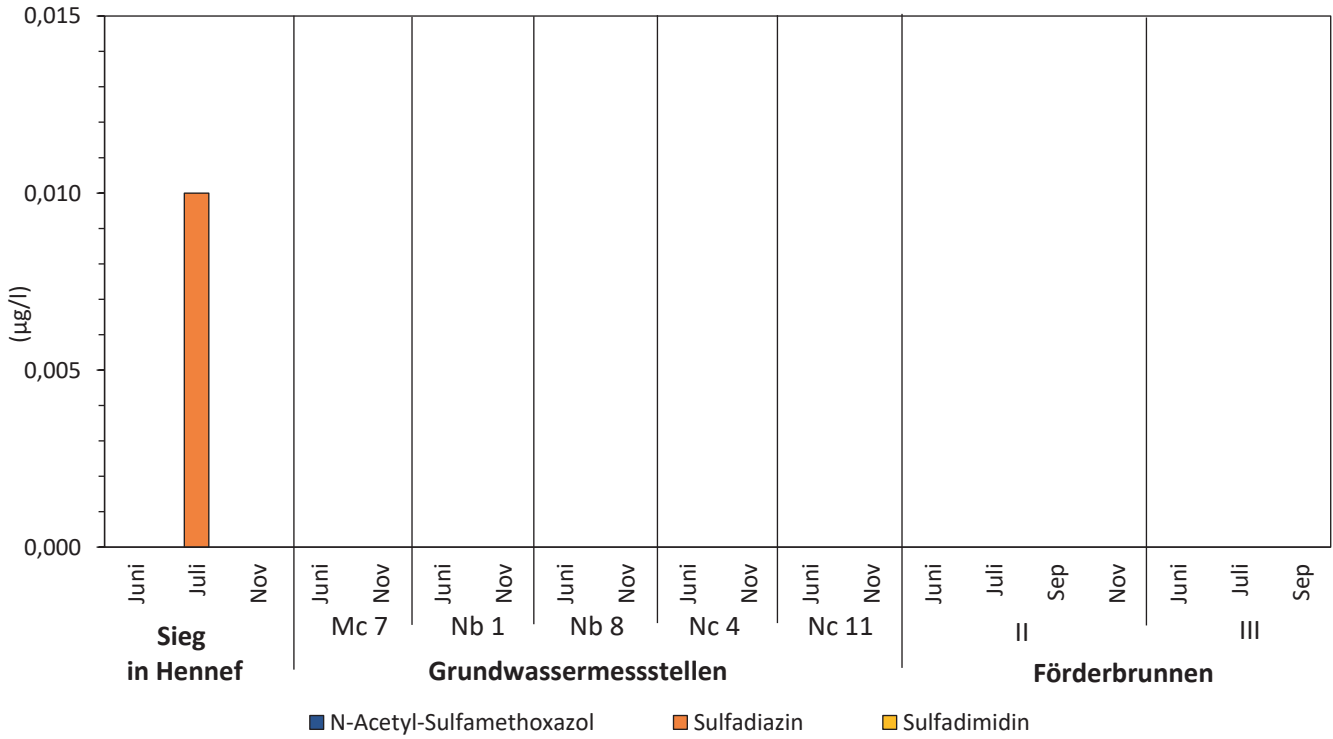


Grafik 38
Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2020.



Es wurden ebenfalls Untersuchungen auf drei Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt. Im gesamten Wasserschutzgebiet wurde

lediglich Sulfadiazin mit einer Konzentration von 0,01 g/l im Juli in der Sieg nachgewiesen (Grafik 39).



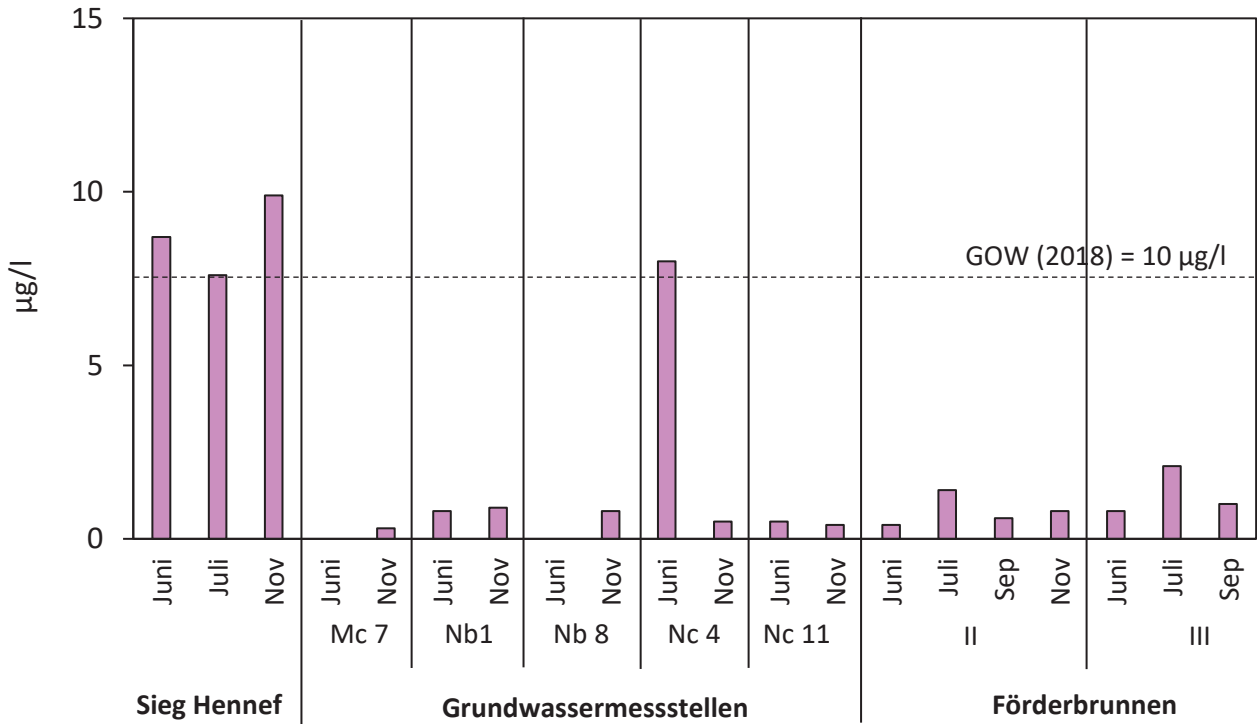
Grafik 39
Tierarzneimittel im Grundwassergewinnungsgebiet
im Hennefer Siegbogen im Jahr 2020.

2.2.3.4 SPURENSTOFFE

Es wurden auch orientierende Untersuchungen auf elf weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (TFA, Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel) (Grafik 40 bis Grafik 44). In der Sieg wurden neun Stoffe mit Konzentrationen unter dem jeweiligen gesundheitlichen Orientierungswert (GOW) nachgewiesen. Bei je zwei Untersuchungen an fünf Grundwassermessstellen wurden acht dieser Stoffe in Konzentrationen ebenfalls deutlich unterhalb der jeweiligen GOW beobachtet. Im Rohwasser der Brunnen wurden fünf 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 (Grafik 44) deuten allerdings darauf hin, dass TFA auch als Abbauprodukt aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) eingetragen werden kann.

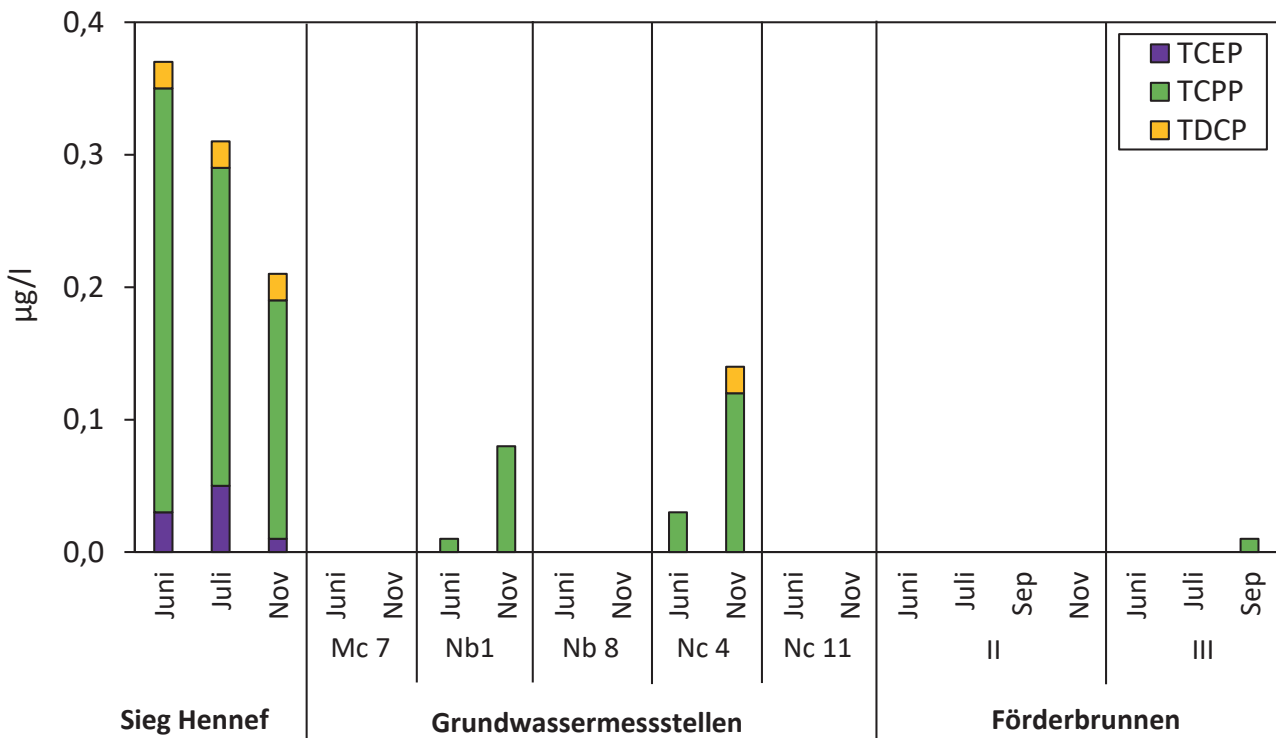
EDTA



Grafik 40

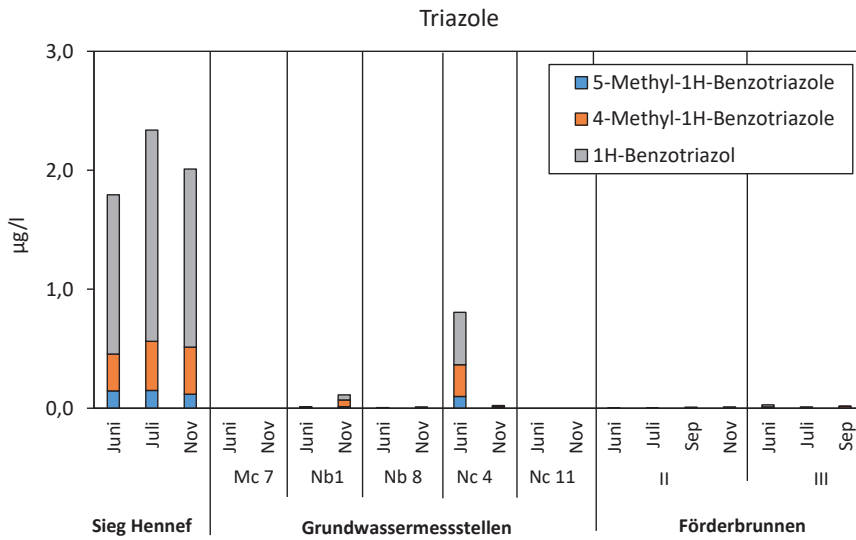
Nachweise des Komplexbildner EDTA (Ethyldinitrilotetraessigsäure) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2020.

Flammschutzmittel

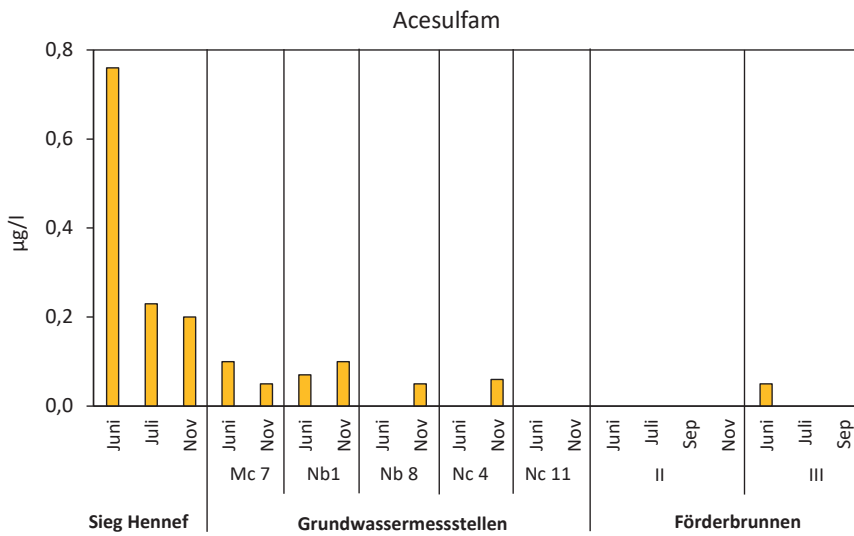


Grafik 41

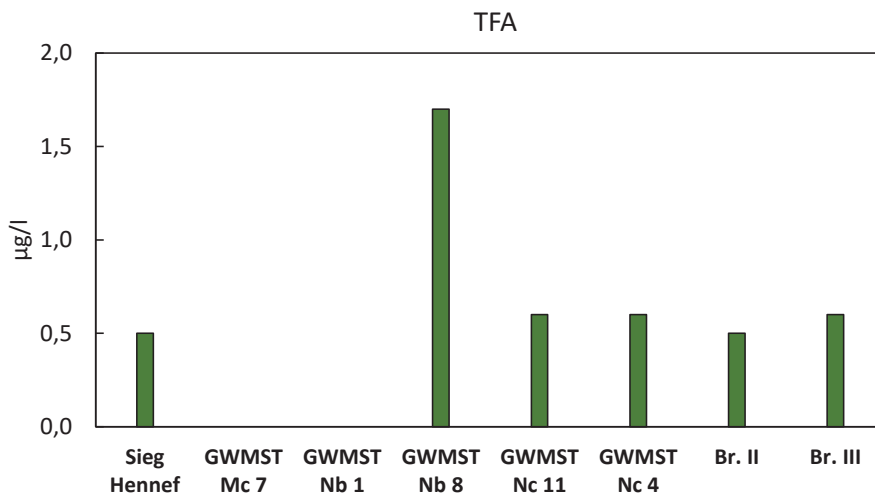
Nachweise von Flammschutzmitteln im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2020.



Grafik 42
Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2020.



Grafik 43
Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2020.



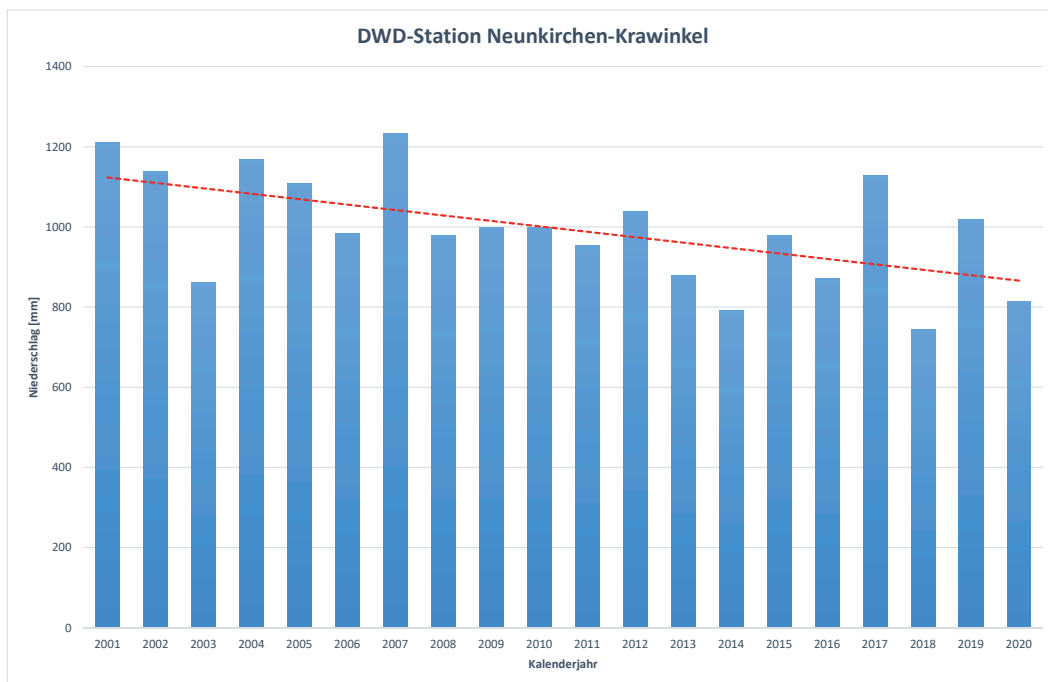
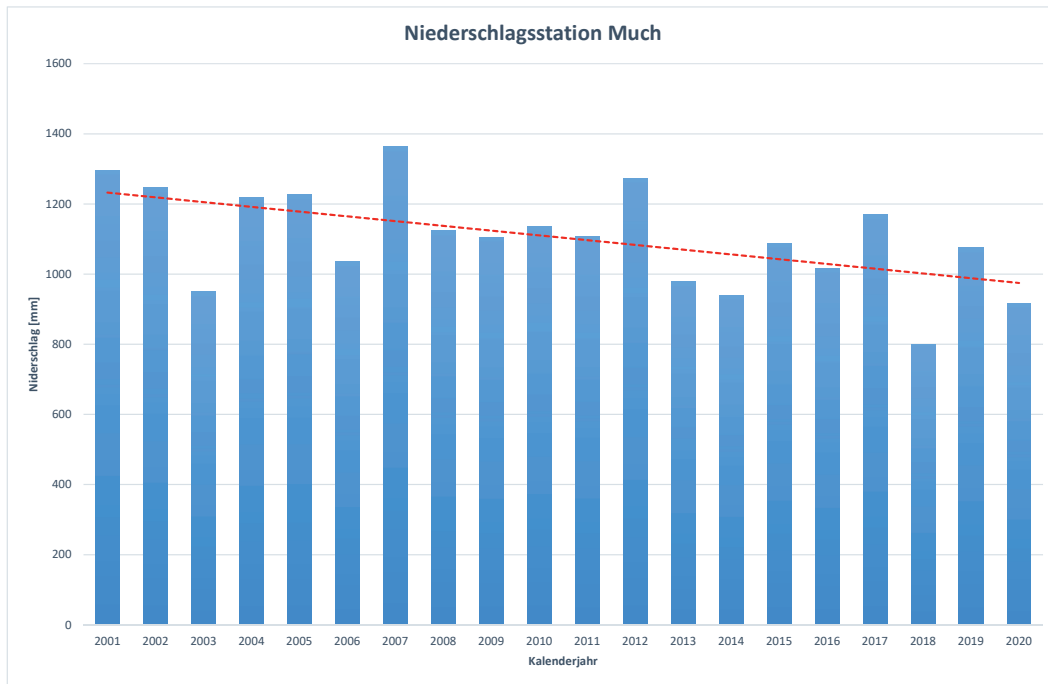
Grafik 44
Nachweise der Industriechemikalie (Trifluoressigsäure) TFA im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2020.

3 WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION

3.1 NIEDERSCHLAG IM EINZUGSGEBIET

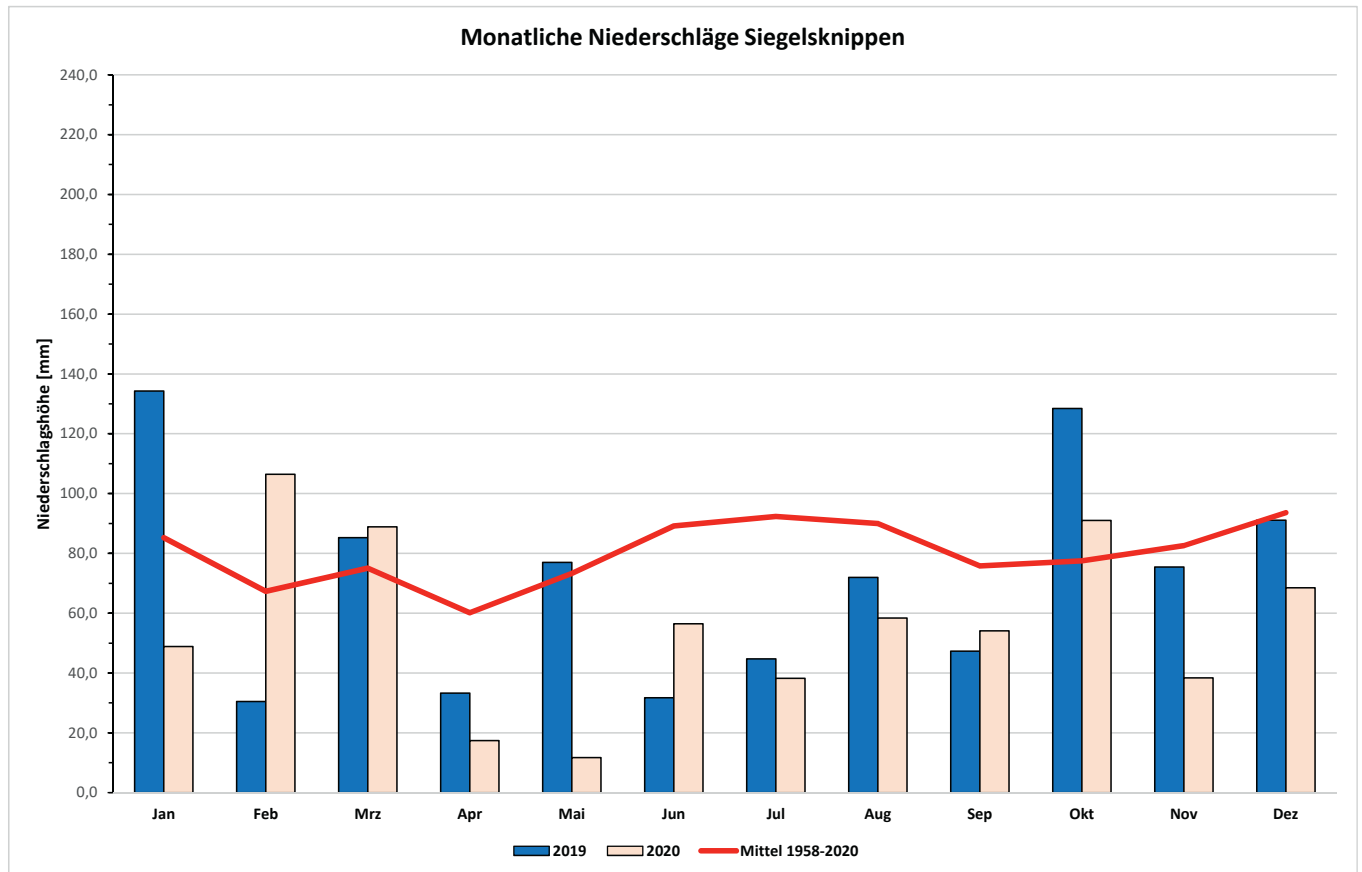
Nach 2018 und 2019 war auch 2020 wiederum ein sehr trockenes Jahr mit geringen Niederschlägen und somit das dritte Trockenjahr in Folge. Die beiden nachfolgenden Diagramme zeigen die Entwicklung der jährlichen Niederschläge an der WTV-Niederschlags-

station in Much und an der Station Neunkirchen-Krawinkel des Deutschen Wetterdienstes. Zusätzlich zu den Jahressummen des Niederschlages ist der lineare Trend dargestellt.



Dem nachfolgenden Diagramm kann man die monatlichen Niederschläge am zentralen Betriebsstandort des Wahnbachtalsperrenverbandes in Siegburg-Siegelsknippen entnehmen. Hier lässt sich deutlich erkennen, dass viele Monate Niederschläge

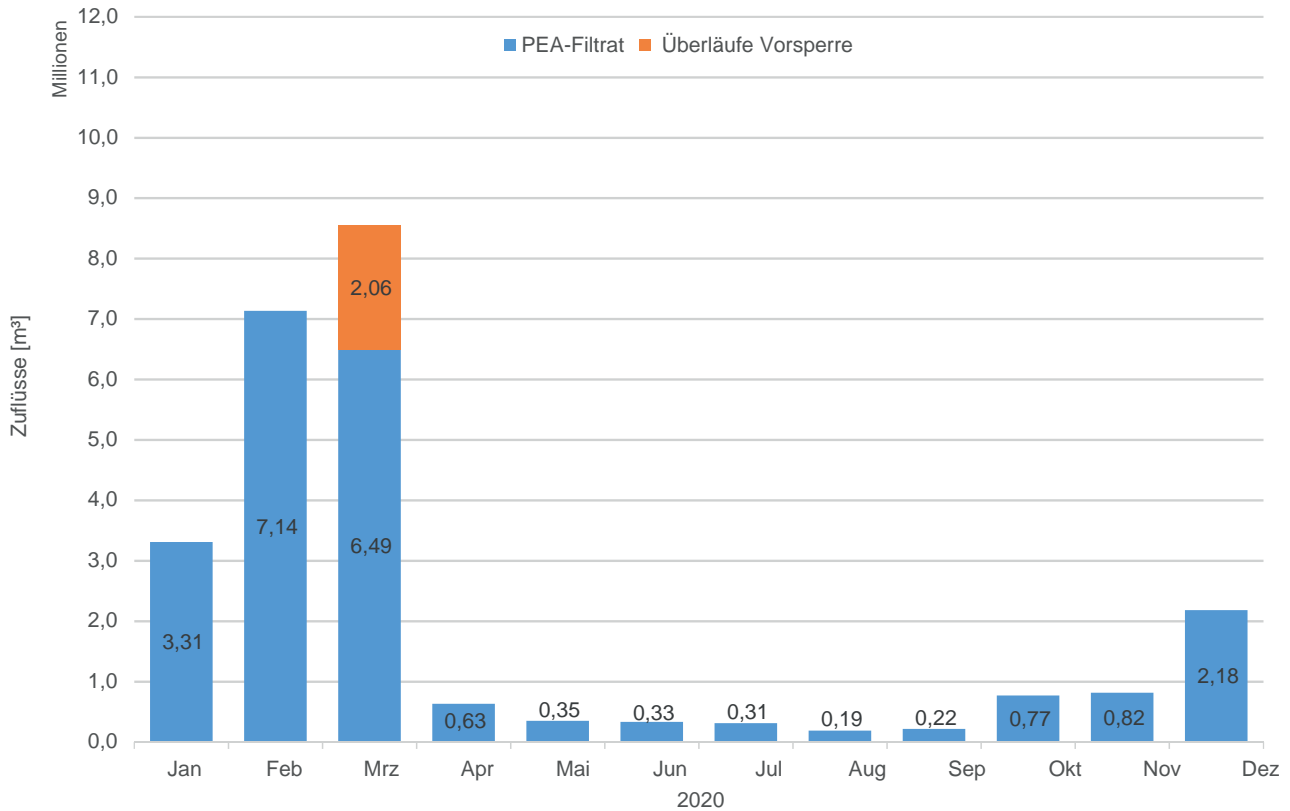
verzeichnen, die unter dem langjährigen Mittel von 1958-2020 liegen. Insbesondere die Monate April bis September waren in 2020 wiederum deutlich zu trocken. Lediglich die Monate Januar und Oktober wiesen ergiebige Niederschläge auf.



3.1.1 ZUFLUSS ZUM STAUSEE

Der Zufluss in die Hauptsperre erfolgt im Wesentlichen durch Zuflüsse von Wahn- und Wendbach. In der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) wird dieses Wasser aus der Vorsperre entnommen, aufbereitet und in die Hauptsperre eingeleitet. Bei starken Zuläufen, die die Aufbereitungskapazität der PEA überschreiten, kann es zu direkten Überläufen in die Hauptsperre kommen. Das nachfolgende Diagramm zeigt die Monatssummen von PEA-Filtrat und Vorsperren-Überläufen aus dem Jahr 2020. Die Zuflüsse

im ersten Quartal 2020 haben dazu geführt, dass die Talsperre für den Sommer einen ausreichenden Füllgrad erreichen konnte. Im März führte dies sogar zu einem Hochwasserereignis, das eine Hochwasservorentlastung mit etwa 13 m³/s an den Unterlauf der Wahnbachtalsperre erforderlich machte. Insgesamt sind aufgrund des Hochwasserereignisses zirka 2 Millionen Kubikmeter Wasser unbehandelt aus der Vorsperre in die Hauptsperre übergelaufen.

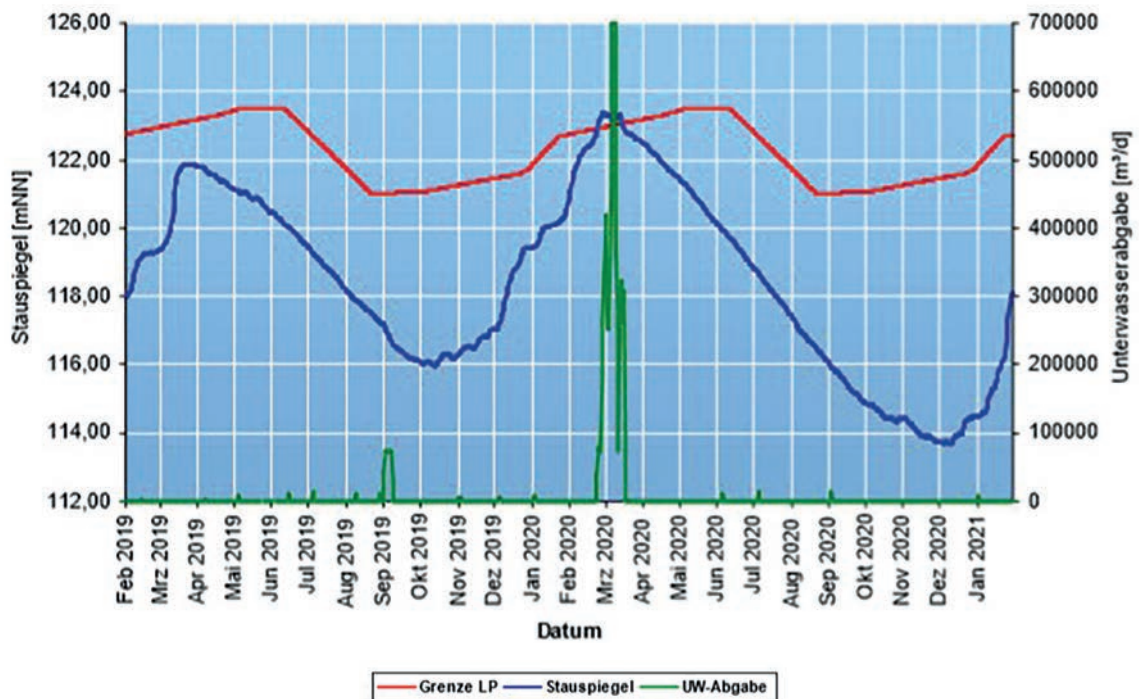


3.1.2 TALSPERRENINHALT

Die unten stehende Grafik zeigt den Verlauf des Staupegels der Wahnbachtalsperre der Jahre 2019 und 2020. Grün dargestellt sind die Unterwasserabgaben. Die rote Linie markiert die Untergrenze,

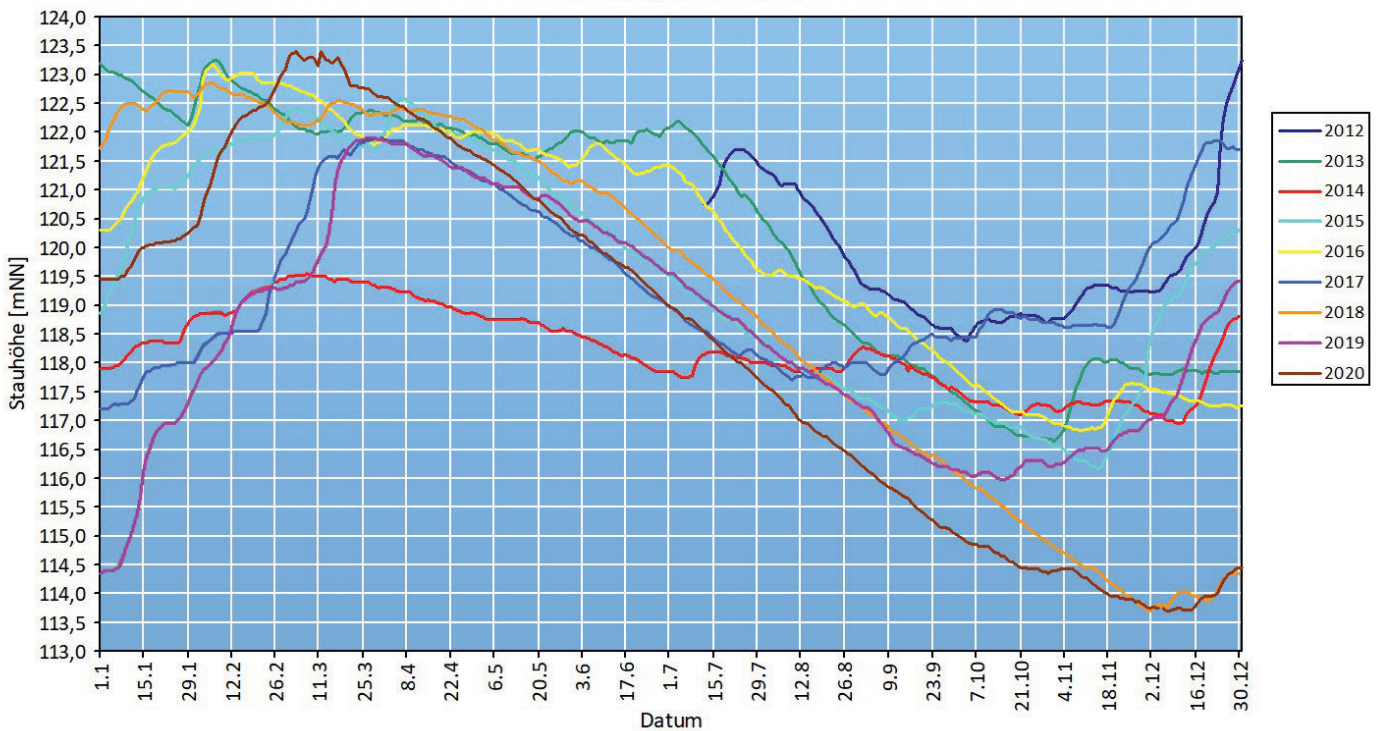
bei deren Überschreitung der Betriebsplan der Wahnbachtalsperre aus Gründen der Hochwassersicherheit eine Unterwasserabgabe vorschreibt.

STAUSPIEGEL UND UNTERWASSERABGABE



Die nachfolgende Grafik zeigt Staupegel der Wahnbachtalsperre in den Jahren 2012 bis 2021.

JAHRESVERGLEICH STAUHÖHE



3.2 TRINKWASSERPRODUKTION

3.2.1 RESSOURCENNUTZUNG

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 2020 55,19 Prozent und liegt somit deutlich über dem Wert des Vorjahres. Demzufolge ergaben sich in Bezug auf die Nutzung

des Grundwassers aus dem Hennefer Siegbogen geringere Anteile. Im Jahr 2020 wurde aus den Brunnen in Hennef weniger Rohwasser gefördert als in den Jahren 2018 und 2019, 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 2020 mit 33,71 Prozent unter dem Wert des Vorjahres. Das Wasserrecht für die Grundwasserentnahme in Meindorf wurde im Jahr 2020 zu 80,61 Prozent genutzt. Mit einem Nutzungsgrad von 94,27 Prozent für das Oberflächenwasser aus der Talsperre wurde das Wasserrecht besser ausgeschöpft als im Vorjahr.

Zeitraum	2018		2019		2020	
	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht
Wahnbachtalsperre	60,2 %	98,0 %	49,13 %	81,92 %	55,19 %	94,27 %
Grundwasser Hennef	14,2 %	92,8 %	14,87 %	99,20 %	11,10 %	75,83 %
Grundwasser Meindorf	29,2 %	66,6 %	36,00 %	84,04 %	33,71 %	80,61 %

3.2.2 TRINKWASSERABGABEMENGEN UND BEDARFSSPITZEN



Abnehmer im Rhein-Sieg-Kreis	2019	2020
Gemeinde Alfter	711.859	784.718
Gemeinde Eitorf	882.118	936.669
Gemeinde Much	1.863	1.423
Gemeinde Neunkirchen-Seelscheid	978.840	1.016.566
Gemeinde Ruppichterath	755.075	788.661
Gemeinde Wachtberg	1.914.911	1.996.094
Gemeinde Windeck	437.866	476.068
Stadt Bornheim	1.002.293	1.336.817
Stadt Hennef	2.534.482	2.711.390
Stadt Königswinter	890.491	903.749
Stadt Lohmar	1.796.144	1.780.549
Stadt Meckenheim	1.513.296	1.663.695
Stadt Rheinbach	1.629.231	1.675.518
WVG Sankt Augustin	2.766.760	2.924.985
WBV Herchen	136.034	160.355
WBV Thomasberg	588.063	767.804
WBV Leuscheid	154.730	150.021
WBV Wachtberg	394.644	480.217

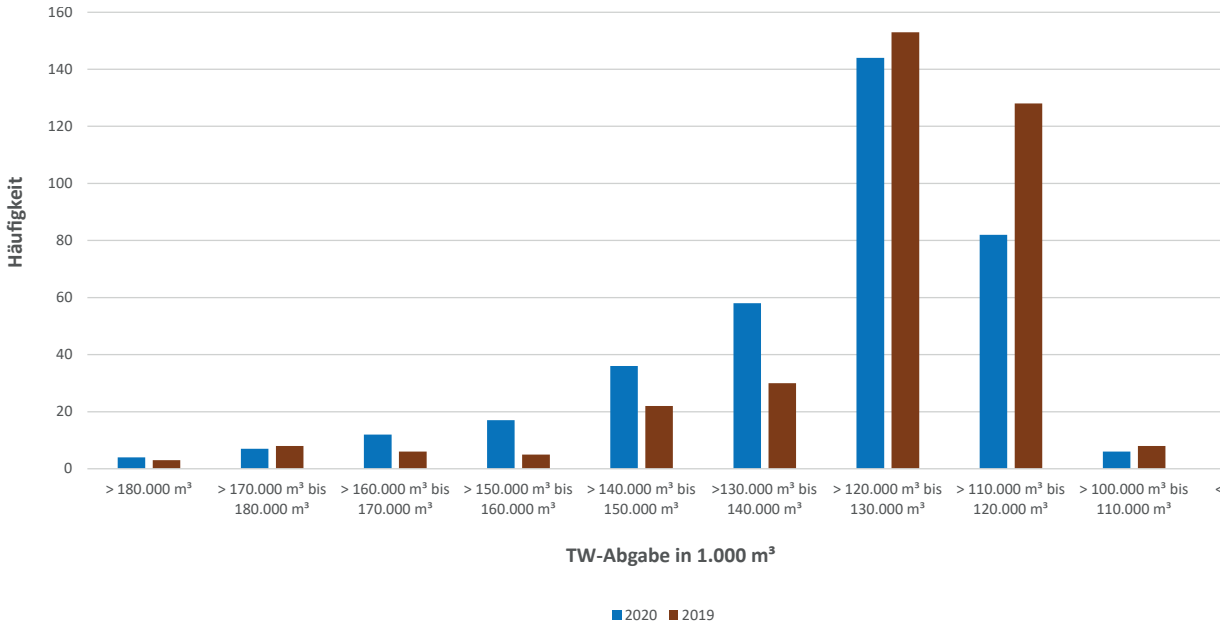
Trinkwasserabgabe in 2020 an die Verbandsmitglieder sowie an den Kreis Ahrweiler und den Zweckverband Eifel-Ahr im Vergleich mit den Abgaben im Vorjahr.

Abnehmer	2019	2020
	m³	m³
Stadt Bonn	23.268.847	23.571.879
Rhein-Sieg-Kreis	19.088.700	20.555.299
Stadt Siegburg	2.367.247	2.384.592
Stadt Bad Neuenahr-Ahrweiler	1.025.041	1.120.041
Zweckverband Eifel-Ahr	310.594	248.362
Summe	46.060.429	47.880.173
Mittlere Tagesabgabe	126.193	130.820

Grafik

Häufigkeit der Trinkwasser-Tagesproduktionsmengen im Vergleich mit dem Vorjahr.

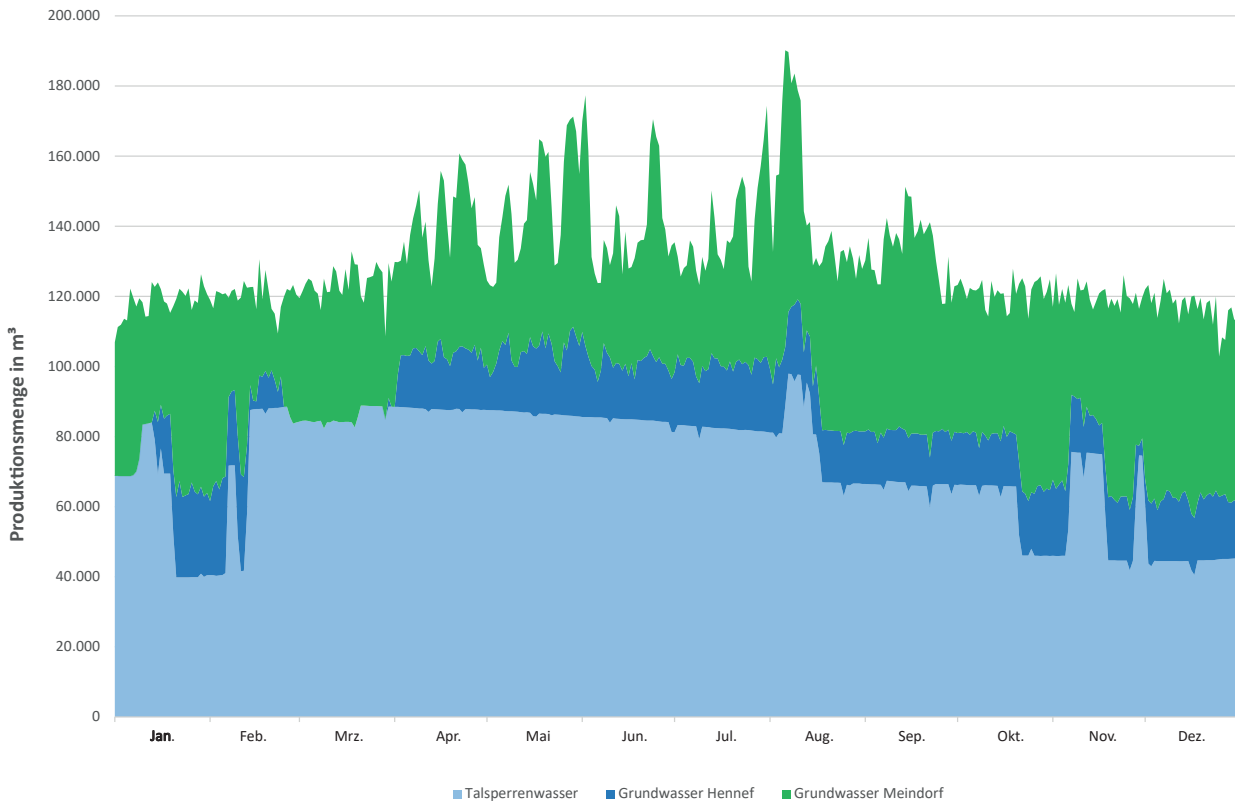
HÄUFIGKEIT DER TRINKWASSER-TAGESPRODUKTIONSMENGEN



Grafik

Auf die jeweilige Rohwasserressource bezogene (Tages-)Fördermengen von Januar bis Dezember 2020. (Talsperrenwasser (helles blau), Grundwasser Hennef (dunkles blau) und Grundwasser Meindorf (grün)).

(TAGES-) FÖRDERMENGEN 2020



3.2.3 TRINKWASSERBESCHAFFENHEIT

WASSERCHEMISCHE BESCHAFFENHEIT DES VOM WTV ABGEGEBENEN TRINKWASSERS

Analysewerte von Januar bis Dezember 2020

Bezeichnung	Einheit	Param. n. Anl. TrinkwV *)	Anforderung bzw. Grenzwert TrinkwV **)	Versorgungsbereiche #)			Unters. häuf. ***)
				Ost + West II ~80% Talsp.w. ~20% Grundw.	Mitte ~35% Talsp.w. ~65% Grundw.	West I ~30% Talsp.w. ~70% Grundw.	
Sensorische Kenngrößen:							
Geruch		8-3-I	3	1	1	1	t
Geschmack		9-3-I	annehmbar	erfüllt	erfüllt	erfüllt	t
Färbung (SAK-436nm)	m ⁻¹	7-3-I	0,5	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,01	wt
Trübung	FNU	18-3-I	1,0	< 0,1	< 0,1	< 0,1	f
Physikalische Kenngrößen:							
Temperatur	°C	k.A.	25	8,9 ± 1,9	11 ± 1,3	11 ± 1,7	t
elektr. Leitfähigkeit (b. 25°C)	mS/m	12-3-I	279	25 ± 3	34 ± 5	31 ± 4	f
pH-Wert		19/20-3-I	≥ 7,7	8,3 ± 0,1	8,0 ± 0,1	8,2 ± 0,1	t
Calcitlösekapazität bei 10°C	mg/l	20-3-I	≤ 5	1,6 ± 0,5	2,2 ± 0,9	1,5 ± 0,6	m
Sauerstoffsättigung	%	k.A.		95 ± 5	95 ± 2	95 ± 3	m
Chemische Kenngrößen:							
Summenparameter f. organ. Stoffe							
Organ. Geb. Kohlenstoff (TOC)	mg/l	15-3-I	o. a. V.	1,0 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,7 ± 0,2	wt
UV-Extinktion (SAK-254nm)	m ⁻¹	k.A.		1,4 ± 0,2	1,0 ± 0,2	1,1 ± 0,2	wt
Anionen:							
Borat (als Bor)	mg/l	3-2-I	1,0	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,01	w
Bromat ²⁾	mg/l	4-2-I	0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	h
Chlorid	mg/l	3-3-I	250	23 ± 3	31 ± 5	28 ± 4	w
Fluorid	mg/l	8-2-I	1,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	m
Nitrat	mg/l	9-2-I	50	11 ± 1	17 ± 3	15 ± 3	w
Nitrit	mg/l	9-2-II	0,50 / 0,10	< 0,01	< 0,01	< 0,01	w
Phosphat (als Phosphor)	mg/l	k.A.		< 0,01	< 0,01	< 0,01	w
Sulfat	mg/l	17-3-I	250	28 ± 1	32 ± 2	31 ± 1,4	w
Silikat (als Silizium)	mg/l	k.A.		3,0 ± 0,7	4,3 ± 0,8	3,8 ± 0,8	w
Säurekapazität (Ks 4,3)	mmol/l	k.A.		0,9 ± 0,2	1,5 ± 0,3	1,3 ± 0,3	w
Kationen:							
Ammonium	mg/l	2-3-I	0,50	< 0,01	< 0,01	< 0,01	wt
Natrium	mg/l	14-3-I	200	11,6 ± 2,1	18,1 ± 3,5	15,8 ± 2,6	w
Kalium	mg/l	k.A.		2,3 ± 0,3	3,3 ± 0,5	3,0 ± 0,4	w
Calcium	mg/l	k.A.		26,0 ± 3,5	36,3 ± 6,1	33,3 ± 5,0	w
Magnesium	mg/l	k.A.		5,4 ± 0,7	7,5 ± 1,1	6,8 ± 0,9	w
Carbonathärte	°dH	k.A.		2,4 ± 0,6	4,0 ± 0,9	3,5 ± 0,8	w
Gesamthärte	mmol/l	k.A.		0,87 ± 0,11	1,22 ± 0,20	1,11 ± 0,16	w
Grad deutscher Härte	°dH	k.A.		4,9 ± 0,6	6,8 ± 1,1	6,2 ± 0,9	
Härtebereich n. Waschmittel- u. Reinigungsgesetz		k.A.		weich	weich	weich	

Mittelwerte ± Standardabweichungen aus den monatlichen Untersuchungen
(k. A.: keine Anforderung, 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 1. Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung 2001 (19.06.2020) (Ifd. Nr.-Anlage Teil).

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

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

#) Versorgungsbereiche siehe unten

#) VERSORGUNGSBEREICHE UND MIT ZUSCHUSSWASSER BELIEFERTE GEBIETE:

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

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

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

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

SPURENSTOFFGEHALTE UND BAKTERIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT DES VOM WTV ABGEGEBENEN TRINKWASSERS

Analysewerte von Januar bis Dezember 2020

Bezeichnung	Einheit	Param. TrinkwV *)	Grenzwert TrinkwV **)	Alle Versorgungsbe- reiche	Untersuchungshäu- figkeit ****)
Spurenelemente:					
Aluminium	mg/l	1-3.I	0,200	< 0,005	wt
Antimon	mg/l	1-2.II	0,0050	< 0,001	h
Arsen	mg/l	2-2.II	0,010	< 0,001	h
Blei	mg/l	4-2.II	0,010	< 0,001	h
Cadmium	mg/l	5-2.II	0,0030	< 0,0006	h
Chrom	mg/l	5-2.I	0,050	< 0,010	h
Eisen	mg/l	6-3.I	0,200	< 0,010	wt
Kupfer	mg/l	7-2.II	2,0	< 0,010	h
Mangan	mg/l	13-3.I	0,050	< 0,005	wt
Nickel	mg/l	8-2.II	0,020	< 0,005	h
Quecksilber	mg/l	12-2.I	0,0010	< 0,0001	h
Selen	mg/l	13-2.I	0,010	< 0,001	h
Uran ²⁾	mg/l	15-2.I	0,010	< 0,0001	h
Organische Spurenstoffe:					
Trihalogenmethane ³⁾	mg/l	11-2.II	0,050	0 ³⁾	m
Tri- und Tetrachlorethen ³⁾	mg/l	14-2.I	0,010	0 ³⁾	m
Pflanzenbehandlungsmittel ¹⁾	mg/l	10-2.I	0,00010	n.n.	m
Benzo(a)pyren	mg/l	3-2.II	0,000010	< 0,000005	h
Polyzyklische arom. Kwst ³⁾	mg/l	10-2.II	0,00010	0 ³⁾	h
Benzol ²⁾	mg/l	2-2.I	0,0010	< 0,00025	h
Epichlorhydrin	mg/l	6-2.II	0,0001	< 0,00005	h
Vinylchlorid	mg/l	12-2.-II	0,0005	< 0,0005	h
Cyanid ²⁾	mg/l	6-2.I	0,050	< 0,005	h
Chlorit (bei Chlordioxid-Dos.)	mg/l	§11	0,20	0,11 ± 0,04	hw
Bakteriologische Parameter:					
Koloniezahl 20 °C	/1ml	10-3.I	100	0 - 9	t/w
Koloniezahl 36 °C	/1ml	11-3.I	100	0 - 3	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

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 Wahnbachtalsperrenverbandes

*) Parameter Nr. gemäß 1. Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung 2001 (19.06.2020) (Ifd. Nr.-Anlage. Teil)

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

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

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.

3.3 MIKROBIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT DES TRINKWASSERS IM JAHR 2020

3.3.1 TRINKWASSERAUFBEREITUNGSANLAGE SIEGELSKNIPPEN (SN)

Die 732 Proben vom Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen (SN) entsprachen im gesamten Berichtszeitraum (01.01.2020 - 31.12.2020) den Anforderungen der TrinkwV (aktuell 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 TA Siegelsknippen (Ein – und Auslauf Hochbehälter Siegelsknippen) betragen überwiegend 0 Koloniebildende Einheiten (KBE) pro Milliliter (KBE 20°C: 99 Prozent bzw. KBE 36°C: 95 Prozent der untersuchten Proben). In wenigen Proben traten Koloniezahlen von 1 oder 2 KBE pro Milliliter auf, bei insgesamt drei Proben wurden Koloniezahlen im Bereich 3 bis 10 KBE pro Milliliter nachgewiesen.

Tabelle

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlagen Siegelsknippen (SN) im Kalenderjahr 2020

Trinkwasser-aufbereitung Siegelsknippen (SN)	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2020)					
	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser SN Abschluss der Aufbereitung (Einlauf HB, 23)	366	365	0	0	0	0
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	366	365	0	0	0	0
Trinkwasser SN (23/500)	732	730	0	0	0	0

Trinkwasser-aufbereitung Siegelsknippen (SN)	Koloniezahlen bei 20°C							Koloniezahlen bei 36°C					
	Anzahl Proben in 2019	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml
Trinkwasser SN Abschluss der Aufbereitung (Einlauf HB, 23)	366	362	4	0	0	0	1	350	14	2	0	0	5
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	366	360	6	0	0	0	1	344	21	0	1	0	10
Trinkwasser SN (23/500)	732	722	10	0	0	0	1	694	35	2	1	0	10

3.3.2 TRINKWASSERAUFBEREITUNGSANLAGE MEINDORF (MD)

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

Die Koloniezahlen in den Trinkwasserproben der TA Meindorf lagen überwiegend bei 0 KBE pro Milliliter (KBE 20°C: 99 Prozent bzw. KBE 36°C 96 Prozent der Proben), vereinzelt traten Koloniezahlen von 1 KBE pro Milliliter auf. In einer Probe wurden 8 KBE, einer anderen Probe, die in keinem zeitlichen Zusammenhang stand, 49 KBE pro Milliliter (jeweils KBE 36°C) nachgewiesen.

An einem Beprobungstermin wurden in einer Probe vom Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf coliforme Bakterien (55 Kolonien/100 ml) auf CC-Agar nachgewiesen, allerdings zeigte das bei dieser Probe parallel angesetzte Nachweisverfahren

Colilert keinen Nachweis auf Coliforme. An einer weiteren Probenstelle im Gebäude der TA Meindorf, an der das Trinkwasser aus der 3. Hauptversorgungsleitung (von der TA Siegelsknippen kommend) beprobt wird, wurden ebenfalls coliforme Bakterien auf CC-Agar nachgewiesen. Nach intensiver Überprüfung und umfangreichen Nachbeprobungen an drei Folgetagen, die alle unauffällig waren, wurde der Ausgangsbefund als Sekundärkontamination eingestuft. Es bestand kein direkter Zusammenhang zwischen den Probestellen (Ausgang Wasserwerk TA Meindorf und 3. HVL mit Trinkwasser aus TA Siegelsknippen), d.h., es wurden Wässer aus zwei unterschiedlichen Wasserwerken beprobt. Es gab zu dieser Zeit keine Auffälligkeiten im Rohwasser sowie in den Filtraten der TA Meindorf.

Das Mischwasser nach Bonn-Nord und Bonn-Süd war ohne Nachweise, in Fließrichtung nachfolgende Probestellen waren ebenfalls ohne Befund. Die Ursache der Kontamination der Proben konnte jedoch nicht geklärt werden.

Tabelle

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf (MD) im Kalenderjahr 2020

Trinkwasseraufbereitung Meindorf (MD)	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2020)					
	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser MD (48)	152	150	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	50	151	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	50	151	0	0	0	0
Trinkwasser MD (48/47/49)	252	452	0	0	0	0

Trinkwasseraufbereitung Meindorf (MD)	Anzahl Proben in 2019	Koloniezahlen bei 20°C						Koloniezahlen bei 36°C					
		Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-2	Anzahl Proben KBE/ml 3-5	Anzahl Proben KBE/ml 6-19	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 20	Max. KBE/ml
Trinkwasser MD (48)	152	152	0	0	0	0	0	142	8	0	1	1	49
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	152	151	1	0	0	0	1	149	2	1	0	0	4
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	154	153	1	0	0	0	1	150	4	0	0	0	1
Trinkwasser MD (48/47/49)	458	456	2	0	0	0	1	441	14	1	1	1	49

3.3.3 VERSORGUNGSNETZ (HOCHBEHÄLTER UND ÜBERGABESTELLEN)

Alle im Versorgungsnetz entnommenen Trinkwasserproben entsprachen hinsichtlich der Parameter E. coli und Clostridien den Anforderungen der TrinkwV (aktuell gültige Fassung).

In einer Probe am Hochbehälter Tomberg (Auslauf) wurde im April ein Einzelbefund von Enterokokken nachgewiesen (1 Kolonie pro 100 Milliliter). Es wurden Nachbeprobungen, darunter auch 1-Liter-Proben, am Hochbehälter sowie in den vorgelagerten Netzabschnitten entnommen. Es traten keine weiteren Nachweise von Enterokokken auf. Ein (fäkaler) Eintrag war auszuschließen, da es keine weiteren Auffälligkeiten im Versorgungsnetz gab, und auch die Rohwassersituation zu dieser Zeit keine Besonderheiten aufwies.

In acht von insgesamt 2339 routinemäßigen Proben im Versorgungsnetz, das entspricht 0,3 Prozent der Proben, wurden coliforme Bakterien (1 pro 100 Milliliter) nachgewiesen.

In fünf der Coliformen-positiven Proben ergaben die API-Identifikationen der Isolate das API-Profil 3304553. Diesem Profil wird in der API 20E-Datenbank keine Identifikation zugeordnet („nicht zu identifizieren“). Das biochemische Profil stimmte allerdings mit dem bei *Lelliottia aquatilis* ermittelten Profil überein. Der Nachweis von *L. aquatilis* betraf die Übergabestelle Wahnbachtalstraße (09.01.2020) und die Hochbehälter Tomberg (Auslauf, 04.05.2020), Wachtberg (Auslauf, 25.05.2020), Nackhausen (Einlauf, 27.07.2021) sowie Kuchhausen (Auslauf, 11.08.2020).

Die Identifizierungen der coliformen Bakterien aus den weiteren drei Proben ergaben:

- Hochbehälter Tomberg (Auslauf, 02.01.2020): nicht zu identifizieren (API-Profil 1104113)

Tabelle

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung im Versorgungsnetz (Hochbehälter, Übergabestationen) im Kalenderjahr 2020

Netz	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2020)					
	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Versorgungsgebiet Ost	331	1150	0	0	2*	2*
7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 8 Übergabestationen						
Versorgungsgebiet West	330	1163	0	0	2*	2*
6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 11 Übergabestationen						

*Erläuterung der Coliformen-Befunde siehe Text

Netz	Koloniezahlen bei 20°C							Koloniezahlen bei 36°C					
	Anzahl Proben in 2020	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-5	Anzahl Proben KBE/ml 6 - 20	Anzahl Proben KBE/ml 21 - 99	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 100	Max. KBE/ml	Anzahl Proben KBE/ml = 0	Anzahl Proben KBE/ml 1-5	Anzahl Proben KBE/ml 6 - 20	Anzahl Proben KBE/ml 21 - 99	Anzahl Proben KBE/ml ≥ 100	Max. KBE/ml
Versorgungsgebiet Ost 7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 8 Übergabestationen	1163	853	249	23	6	2	282	1062	90	6	4	1	164
Versorgungsgebiet West 6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 11 Übergabestationen	1175	1110	61	3	1	0	28	1093	79	3	0	0	8
Netz (Gesamtes Versorgungsgebiet)	2338	1993	310	26	7	2	282	2155	169	9	4	1	164

- Hochbehälter Eichholz (Einlauf, 15.04.2020): *Enterobacter cloacae* (3305573)
- Hochbehälter Wachtberg (Auslauf, 13.07.2020): *Hafnia alvei* (5304113)

Im Berichtsjahr 2020 wurden deutlich seltener coliforme Bakterien in Trinkwasserproben aus dem Versorgungsnetz nachgewiesen als in den beiden Vorjahren.

Bei 85 Prozent bzw. 92 Prozent der untersuchten Proben von Hochbehältern und Übergabestellen betrug die Koloniezahlen 0 KBE/ml, in 13 Prozent (KBE 20) bzw. 7 Prozent (KBE 36) der Proben wurden Koloniezahlen zwischen 1 - 5 KBE pro Milliliter nachgewiesen. Höhere Koloniezahlen (> 5 bis 99 KBE pro Milliliter) traten bei 1,4 Prozent bzw. 0,6 Prozent der Proben auf. Bei zwei Proben wurde der Grenz-

wert von 100 pro Milliliter für den Indikatorparameter Koloniezahlen bei 20°C überschritten: Übergabe Hennef Reuterstraße (282 KBE/ml) und Trinkwasser TAS in TA Meindorf (164 KBE/ml).

An der Übergabe Hennef Reuterstraße wurde die hohe Koloniezahl durch Stagnation nach der Außerbetriebnahme aufgrund von Umbauarbeiten verursacht. Vor der Wiederinbetriebnahme der Übergabestation wurden mehrere Kontrollproben in diesem Bereich entnommen, die alle unauffällig waren.

Auch die erhöhten Koloniezahlen an der Probestelle Trinkwasser TAS in TA Meindorf wurden durch fehlenden Durchfluss (Stagnation) nach Umbaumaßnahmen an dem Leitungsabschnitt ausgelöst. Nach Spülung der Leitung und Optimierung des Durchflusses waren die folgenden Werte der Koloniezahlen unauffällig

3.3.4 SONDER- ODER ZUSATZUNTERSUCHUNGEN

Im Jahr 2020 wurden an der Probenstelle Ausgang Hochbehälter Siegelsknippen (500) an 54 Terminen eine 1-Liter-Sonderprobe entnommen und durch Membranfiltration auf einem Chromogenen Coliformen Agar (CC-Agar) auf Coliforme Bakterien und *E. coli* untersucht. Diese Sonderproben wurden ursprünglich zur Ursachenfindung während des Auftretens von „*Enterobacter amnigenus*“ (2006/2007) eingeführt und als eine Art Frühwarnsystem beibehalten. Durch die Untersuchung eines 10-fach größeren Volumens als die regulären Trinkwasserproben wird die Nachweisempfindlichkeit erhöht und es lassen sich frühzeitig Hinweise auf sich entwickelnde coliforme Bakterien (z.B. durch Biofilmbildung) ableiten. Regulär wird diese Sonderprobe einmal pro Woche entnommen, bei Bedarf auch häufiger.

In den 54 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 Sumpfpfentleerungen der beiden Wasserkammern des HB Siegelsknippen gespült und jeweils 2 bakteriologische Proben entnommen und untersucht. Das Spül- und Untersuchungsprogramm der Sumpfpfentleerungen konnte 2020 aus organisatorischen Gründen allerdings nur vier Mal durchgeführt werden. In keiner der insgesamt 56 untersuchten Proben konnten coliforme Bakterien nachgewiesen werden.

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

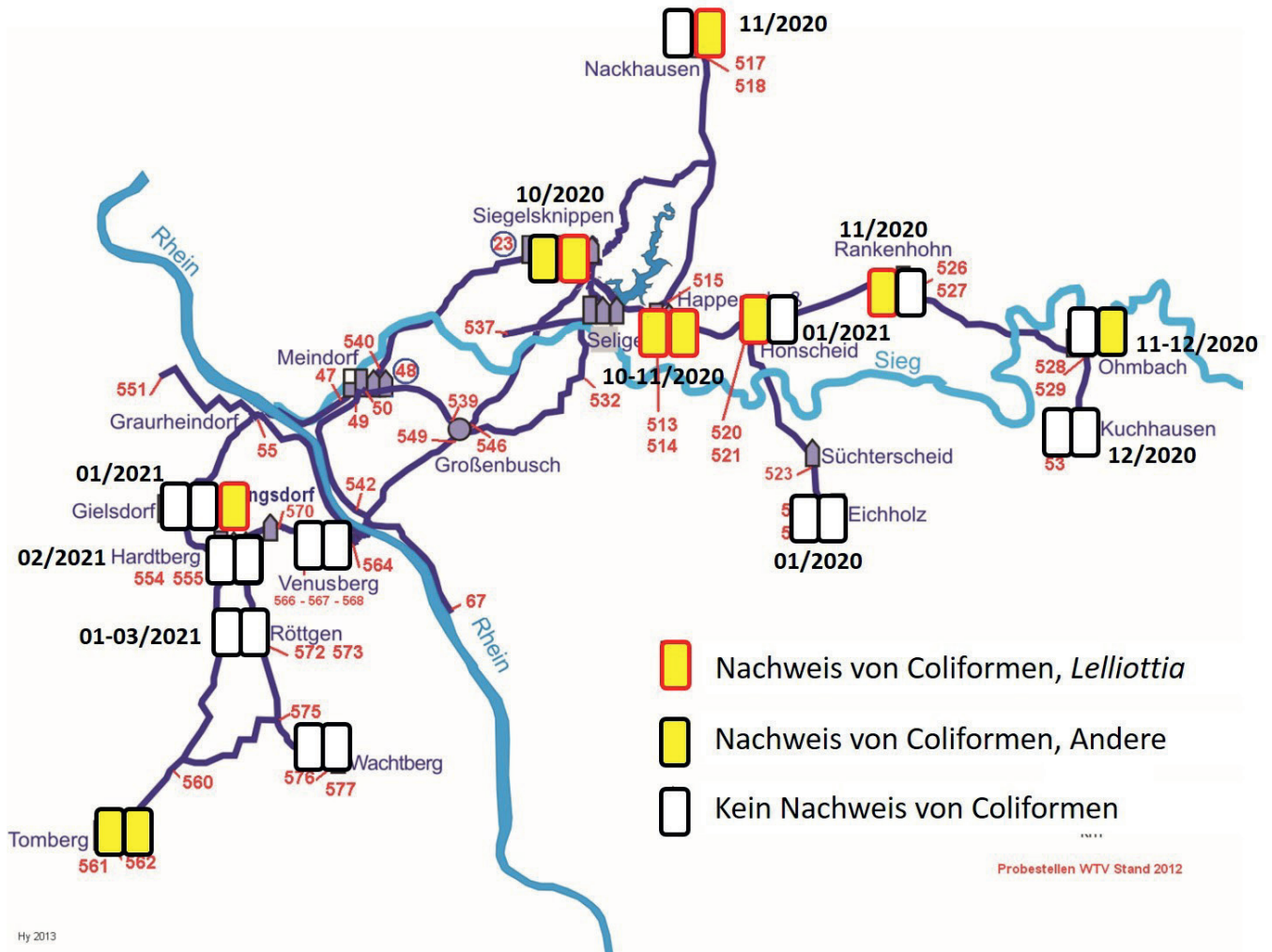
SEDIMENTUNTERSUCHUNGEN IM HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN SOWIE IN DEN HOCHBEHÄLTERN IM VERSORGNUNGSNETZ (REINIGUNGSPERIODE 2020 / 2021)

In der Reinigungsperiode 2020/2021 (Anfang Oktober 2020 bis Mai 2021) wurden Sedimente aus 29 Hochbehälter-Wasserkammern (inklusive Hochbehälter Siegelsknippen) untersucht. In den Ablagerungen auf den Behälterböden wurden in 11 HB-Kammern coliforme Bakterien nachgewiesen (siehe Abbildung 1). Überwiegend wurde bei den Isolatn mittels API 20E das Profil 3304553 (oder ähnlich, 3004553, 3104553, 3204553) ermittelt, welches nach den bisherigen Erfahrungen *Lelliottia aquatilis* zuzuordnen ist. In einigen Hochbehältern wurden auch andere coliforme Bakterien nachgewiesen, entweder als „Begleitflora“ oder ausschließliche Besiedler (Bsp. *Enterobacter amnigenus*, *Kluyvera intermedia*, *Citrobacter spezzii*). Bei einigen Hochbehältern wurde nur im Sediment einer der Wasserkammern coliforme Bakterien nachgewiesen, im Sediment der anderen Wasserkammer dagegen nicht (z.B. HB Gielsdorf, HB Honscheid, HB Rankenhohn).

Im Vergleich zum Vorjahr war die Anzahl der Hochbehälter-Wasserkammern, in denen (lt. API-Profil) *Lelliottia aquatilis* nachgewiesen wurde, deutlich geringer (2019: 20 HB-Kammern mit Nachweisen von *L. aquatilis*, 2020: 7 HB-Kammern mit Nachweisen von *L. aquatilis*). Auch die Anzahl der HB-Kammern, in denen keine coliformen Bakterien im Sediment nachgewiesen wurden, ist im Vergleich zu 2019 angestiegen. Eine Ursache für die Veränderungen in der mikrobiellen Besiedlung der Hochbehälter-Sedimente (Rückgang von *L. aquatilis*) konnte bislang nicht ermittelt werden.

Abbildung 1

Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen in den Hochbehälter-Wasserkammern in der Reinigungsperiode 2019/2020. 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 farbige gefüllte Rechtecke symbolisieren „keine Nachweise von Coliformen“ im Sediment.



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

In den Jahren 2018 und 2019 wurden zur Suche nach der Ursache für das Vorkommen von coliformen Bakterien im Versorgungsnetz des Wahnachtalsperrenverbandes sogenannte „Anreicherungsproben“ entnommen. Dazu wurden mit dem vom DVGW Technologiezentrum Wasser (TZW) entwickelten Anreicherungssystem „MicroSens“ größere Wasservolumina an verschiedenen Messpunkten beprobt, um Hinweise auf eine mögliche Eintragsquelle zu erhalten. Das System MikroSens ermöglicht mit Hilfe einer Filterkartusche eine schnelle Anreicherung von Bakterien, die anschließend im TZW-Labor quantifiziert und identifiziert werden. Bei der üblichen Beprobung nach TrinkwV von 100 ml wird erst ein Vorkommen von coliformen Bakterien von ≥ 10.000 Bakterien pro Kubikmeter (oder 1

Bakterium pro 100 Milliliter) erfasst. Durch die Anreicherung größerer Wasservolumina kann die Nachweisgrenze auf wenige Bakterien pro Kubikmeter abgesenkt werden. Die Identifizierung der Bakterien erfolgte im TZW mit MALDI-TOF. Die MALDI-TOF Datenbank des TZW wurde mit Hilfe von *L. aquatilis*-Isolaten aus WTV-Proben für den spezifischen Nachweis dieser neuen Art erweitert.

Im Rahmen eines DVGW-Forschungsprojektes zur Massenentwicklung coliformer Bakterien in Talsperren (W201720) wurden im Juli 2020 in der Talsperrenwasser-Aufbereitung (Filtrat, Trinkwasser) sowie im Versorgungsnetz (Hochbehälter Siegelsknippen, Wachtberg und Nackhausen) Anreicherungsproben entnommen. Die filtrierten Volumina lagen zwischen 140 bis 206 Litern (Tabelle 1). Die im Filtrat

nachgewiesenen Coliformen entsprachen den Taxa, die auch im Rohwasser vorkamen. Im Trinkwasser nach Desinfektion wurden in den 204 Litern keine coliformen Bakterien nachgewiesen. Im Auslauf des Hochbehälters Siegelsknippen und den beiden Hochbehältern Wachtberg und Nackhausen wurden hingegen coliforme Bakterien nachgewiesen, die Identifizierung ergab *Lelliottia aquatilis*. Um die

Rolle des HB Siegelsknippen als möglichen Ausgangspunkt der Verbreitung von *L. aquatilis* in das Versorgungsnetz weiter aufzuklären, wurde im Anschluss an die jährliche Reinigung eine monatliche Untersuchung des Hochbehälter-Auslaufs mittels Anreicherungsproben etabliert. Die ersten Proben von November und Dezember 2020 ergaben keine Nachweise von coliformen Bakterien.

Tabelle 1

Ergebnisse der Anreicherungsproben Juli 2020. Im Rohwasser Talsperre wurde keine Anreicherungsprobe untersucht, sondern eine 100-Milliliter-Probe.

Anreicherungsproben Juli 2020	Filtr. Volumen	Coliforme in 100 ml
Rohwasser Talsperre	0,1	12,2
Sammelfiltrat vor UV	175	0,036
Trinkwasser nach Abschluss Aufbereitung (23)	204	kein Nachweis
Trinkwasser, Auslauf Hochbehälter Siegelsknippen (500)	206	0,423
Hochbehälter Wachtberg (Auslauf)	142	0,017
Hochbehälter Nackhausen (Auslauf)	140	0,031

Im Zeitraum Juni 2020 sowie November 2020 bis Januar 2021 wurden alle 12 Einzelfilter der Talsperrenwasseraufbereitung mit Anreicherungsproben überprüft. Zusammen mit den bereits im Vorjahr durchgeführten Einzelfilterbeprobungen (siehe Wassergütebericht 2019) wurden insgesamt 262 Isolate identifiziert.

Den größten Anteil hatte die Gattung *Buttiauxella* (18 Prozent der Nachweise), gefolgt von *Enterobacter asburiae* (12 Prozent) und Ver-

tretern der Gattungen *Citrobacter* (12 Prozent) und *Enterobacter* (11 Prozent).

Lelliottia aquatilis wurde – abgesehen von den Nachweisen in zwei Einzelfiltraten in 2019 – in den Einzelfiltratuntersuchungen 2020 nicht nachgewiesen. Somit ist nicht davon auszugehen, dass die Filter der Talsperrenwasseraufbereitung z.B. durch Biofilmbildung als Quelle von *L. aquatilis* in Frage kommen.

4. ANHANG

TROPHIETABELLE DER WAHNBACHTALSPERRE VON 1964-2020

SIEHE SEITE 89.

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



2020

**WAHNBACHTAL-
SPERRENVERBAND**

Siegelsknippen
53721 Siegburg

Telefon

02241 - 128-0

E-Mail

info@wahnbach.de

Website

www.wahnbach.de