

WASSERGÜTEBERICHT

2019





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	44
2.1.5 Spurenstoffe	46
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	65
2.3.4 Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln	65
2.3.5 Arzneimittel und Tierarzneimittel	67
2.3.6 Spurenstoffe	68

WASSERGÜTEBERICHT 2019

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	78
3.3.1 Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen	79
3.3.2 Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf	80
3.3.3 Versorgungsnetz	81
3.3.4 Sonder- oder Zusatzuntersuchungen	83
- Liter-Proben am Ausgang Hochbehälter Siegelsknippen	83
- Spül- und Untersuchungsprogramm DN 1600-Leitung (zwischen Ausgang Mischer SN1 und Ausgang Hochbehälter SN3)	83
- Sedimentuntersuchungen im Hochbehälter Siegelsknippen sowie in den Hochbehältern im Versorgungsnetz (Reinigungsperiode 2019/2020)	83
- Sonderuntersuchung „Anreicherungsproben mit dem System MicroSens“ in Zusammenarbeit mit dem TZW Karlsruhe (Außenstelle Dresden)	84

4. ANHANG

Trophietabelle der Wahnbachtalsperre von 1964-2019	88
--	----





VORWORT WTV-GESCHÄFTSFÜHRERIN

Mit dem Wassergütebericht für das Jahr 2018 legte der Wahnbachtalsperrenverband (WTV) dem Kuratorium zur Überwachung der Trinkwasserqualität beim Wahnbachtalsperrenverband letztmalig eine Dokumentation und Auswertung des Monitorings in seinen Wassereinzugsgebieten, dem Wahnbachtalsee, den Trinkwasseraufbereitungsanlagen und dem Trinkwasserverteilungsnetz vor.

Das Kuratorium, dem unabhängige Wasserfachleute aus verschiedenen Spezialgebieten, Vertreter der Bürgerinitiative „PRO Wahnbachtalsperre“, die sich im Jahr 2004 im Zuge der Vergabe der Betriebsführung des WTV an die Stadtwerke Bonn gegründet hatte, Vertreter der WTV-Verbandsversammlung sowie die WTV-Geschäftsführung angehörten, wachte als unabhängiges Kontrollgremium über die Sicherung der hohen Trinkwasserqualität. Diese Aufgabe übernimmt nun ein neu gegründeter Fachbeirat, der sich aus Fachleuten des wasserwirtschaftlichen Bereichs und der Wasserversorgung sowie Vertretern der Fachabteilungen des WTV und dessen Geschäftsführung zusammensetzt.

Aufgrund der Corona-Pandemie und der damit verbundenen strengen Auflagen konnten sich die Mitglieder des Beirats aber noch nicht persönlich zur konstituierenden Sitzung treffen. Angedacht ist daher, dies in naher Zukunft per Videoschaltung zu ersetzen. Der Wassergütebericht soll aber nicht nur dazu dienen, einem Kontrollorgan die Güte und die hohen Qualitätsstandards des vom WTV gelieferten Trinkwassers sowie die erforderliche Qualität des Rohwassers nachzuweisen, sondern gleichzeitig zu verdeutlichen, welch hohen Anteil jeder einzelne WTV-Mitarbeiter daran hat.

Die hier dokumentierten Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die Mitarbeiter des Verbandes eine ständige Optimierung der Aufbereitungsprozesse anstreben und bei Auffälligkeiten in den Einzugsgebieten, den Trinkwasserverteilungsanlagen und dem WTV-Verteilungsnetz sowie in den nachfolgenden örtlichen Verteilungsnetzen unseres Versorgungsgebietes in der Region Bonn/Rhein-Sieg/Ahr, schnell mögliche Ursachen ermitteln und gegebenenfalls weitere Maßnahmen ergreifen können, um Qualitätsgefahren abzuweisen.

Neben zahlreichen eigenen Untersuchungen werden regelmäßig chemische und mikrobiologische Untersuchungen bei unabhängigen Dritten in Auftrag gegeben. Um dauerhaft den Stand von Wissenschaft und Forschung zu kennen, ist der WTV an Untersuchungs- und Forschungsvorhaben an verschiedenen Einrichtungen des Wasserfachs beteiligt und hat zum Mai 2020 eine Stabstelle Forschung eingerichtet, um sich in Zukunft noch intensiver und aktiver einzubringen.

Ziel ist es, auch weiterhin eine Trinkwasserversorgung der Region Bonn/Rhein-Sieg/Ahr mit qualitativ hochwertigem Trinkwasser jederzeit zu garantieren.

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 2019 erhoben wurden.

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

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

1.1.2 UNTERSUCHUNGSPROGRAMM, MATERIAL UND METHODEN

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

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

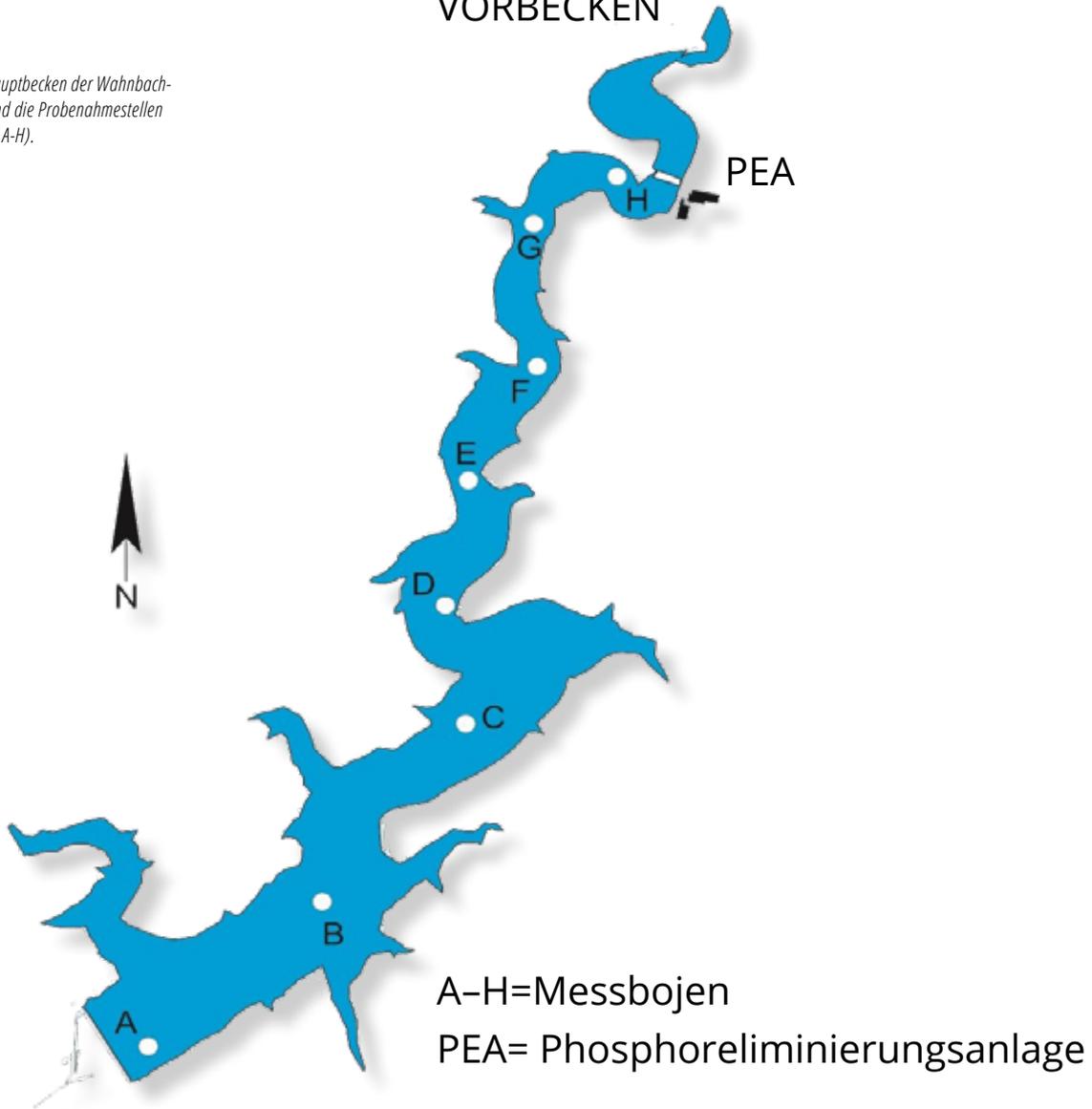
Messboje	Wöchentlich Sondennmessungen • Multiparametersonde Sea & Sun CTD90M • bbe Fluoroprobe	Wöchentlich Probenahme/ Untersuchungsparameter	Monatlich Tiefenschnitt (Entnahmetiefen für den Tiefenschnitt siehe Tabelle 2)
A	an allen Bojen: Trübung Temperatur, Sauerstoff, pH, el. Leitfähigkeit	Sichttiefe 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)
Z	Sichttiefe		

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 3 Probenahmestellen im Wahnbachstausee.

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-N	mg/l	Photometrisch nach Reduktion mit Hydraziniumsulfat	CFA	EN ISO 13395 D28
Nitrit-N	µg/l	Photometrisch	CFA	EN ISO 13395 D28
Ammonium-N	µg/l	Photometrisch	CFA	DIN EN ISO 11732-E23
SON (suspended organic nitrogen)	µg/l	Wärmeleitfähigkeitsmesszelle für N nach Filtration über Glasfaserfilter (Whatman C) und Verbrennung	C/N-Analyser LECO	
Gelöstes Mangan	µg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Säurelösliches Mangan	µg/l	Differenz aus Gesamtmangan - gelöstem Mangan	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Gelöstes Eisen	µg/l	Atomemissionsspektroskopie	ICP	DIN EN ISO 11885-E22
Chlorid	mg/l	Elektrometrisch	Titro-prozessor	DIN 38405 D1-3
Sulfat	mg/l		ICP	DIN EN ISO 11885-E22
TOC (total organic carbon)	mg/l	nach Ansäuern mit HCl	TOC-Analysator Dimatoc 100	DIN EN 1484 H3

Tabelle 3
Chemische Parameter
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/10 m. 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

Das Vorjahr (2018) war geprägt durch eine außerordentliche Trockenheit und einen daraus resultierenden geringen Zufluss zur Talsperre. Diese Trockenphase und der geringe Zufluss hielten auch zu Beginn des Wasserwirtschaftsjahres 2019 noch an.

Erst im Dezember 2018 setzten stärkere und damit abflussbildende Niederschläge ein. In den Monaten Januar bis März 2019 stieg das Stauvolumen auf 36,6 Millionen Kubikmeter, dies entsprach 90 Prozent Füllstand, an. Im Verlauf des Jahres 2019 fielen mehr Niederschläge als im Vorjahr, trotzdem trugen diese vermutlich aufgrund der Bodentrockenheit nur zum Teil zum Zufluss in die Talsperre bei. Der Füllstand blieb unterhalb der Werte des Vorjahres und sank bis Oktober auf 65 Prozent ab.

Abweichend vom Vorjahr setzten bereits im Oktober 2019 wieder stärkere Niederschläge ein, die zu einem verstärkten Zufluss zur Talsperre und Anstieg des Stauseehaltes führten (siehe Abbildung 2, Abbildung 3).

Den Jahreshöchststand im Wasserwirtschaftsjahr 2019 hatte der Stauseehalt Ende März 2019 mit 36,6 Millionen Kubikmeter, den tiefsten Stand Anfang Dezember 2018 mit 23,1 Millionen Kubikmeter. Daraus ergab sich eine maximale Stauspiegelschwankung von 8 m.

In den Monaten Januar und März 2019 gab es zwei Überlaufereignisse der Vorsperre mit 0,76 beziehungsweise 1,57 Millionen Kubikmeter.

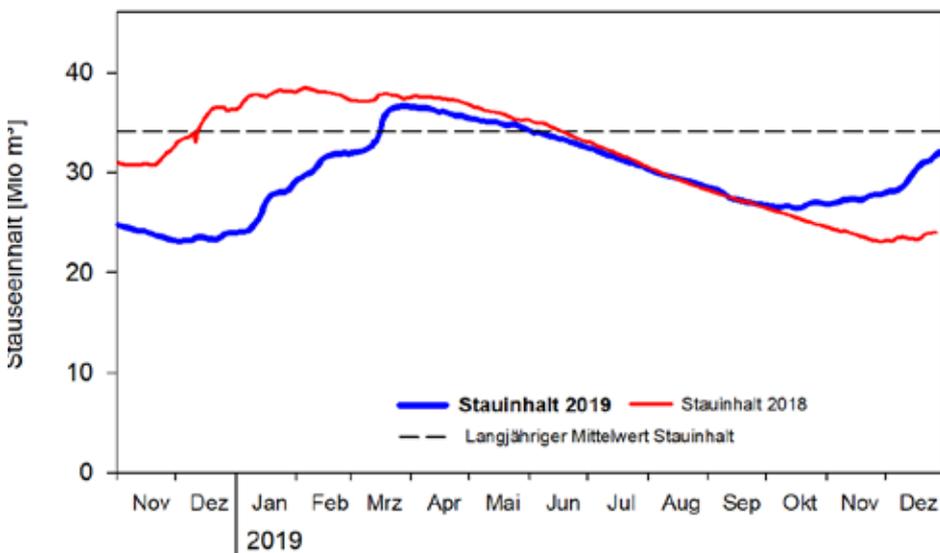


Abbildung 2
Stauseehalt Wahnachtalsperre 2019. Die Vergleichswerte aus dem Jahr 2018 sind durch die rote Kurve, das langjährige Mittel ist durch die gepunktete Linie markiert.

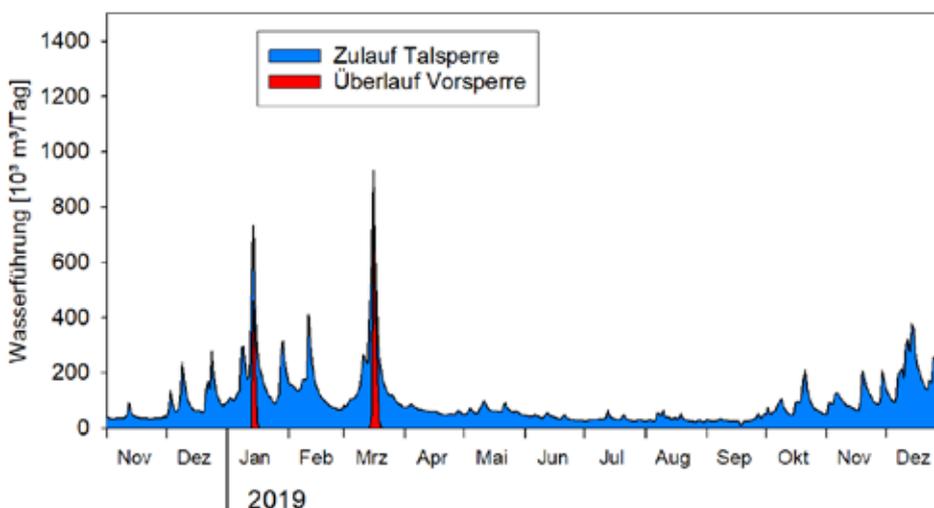


Abbildung 3
Zulauf zur Talsperre (Wahnbach und Wendbach) und Überlaufereignisse aus der Vorsperre im Jahr 2019.

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 m bei Vollstau und einer mittleren Tiefe von 21 m im staudammnahen Becken (Bereich der Messbojen A – C) während der Sommermonate 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 (Metalimnion) getrennt. Im Jahr 2019 setzte die Erwärmung des Oberflächenwassers Ende März ein. Die Temperatur an der Oberfläche erreichte Anfang April 10°C und markierte damit den Beginn der Sommerstagnation, also der stabilen thermischen Schichtung des Gewässers. 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 Sommerstagnation in

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

Auch das Jahr 2019 war durch Perioden mit außergewöhnlich hohen Lufttemperaturen gekennzeichnet. Diese „Hitzeperioden“ mit Lufttemperaturen deutlich > 30 °C führten zu einer Erwärmung des Oberflächenwassers auf bis zu 25 °C bereits im Juni. In den Monaten Juni bis August sind zwischen den „Wärmephasen“ kurze Abkühlungsphasen erkennbar, bei denen die Wassertemperaturen an der Oberfläche um 2 bis 3 °C abnahmen.

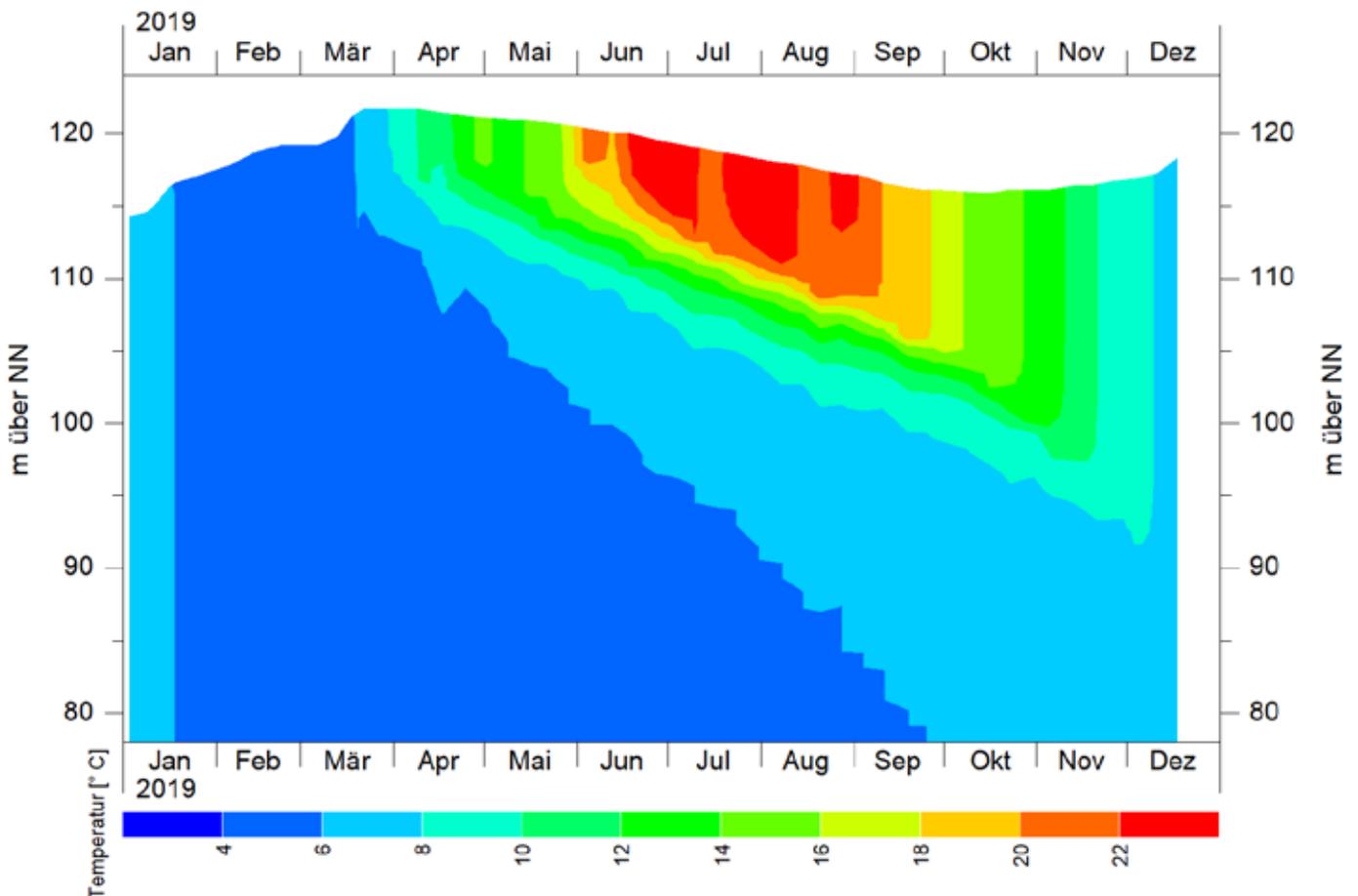


Abbildung 4
Isothermen im Wahnbachstausee, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an Messboje A im Jahr 2019

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 setzte im Februar mit einer Zunahme der Kieselalgen ein, blieb aber auf einem insgesamt niedrigen Niveau. Bereits in dieser Phase war *Planktothrix rubescens* in der Wassersäule vertreten. Die Sauerstoffgehalte stiegen durch die Photosyntheseleistung des pflanzlichen Planktons in den Monaten März und April auf 13 bis 14 mg/l, dies entsprach Sättigungswerten von 110 bis 120 Prozent. Bedingt durch die Vollzirkulation ergab sich eine homogene Vertikalverteilung des Phytoplanktons und damit auch der Sauerstoffkonzentrationen.

Nach Ausbildung der thermischen Schichtung (Sommerstagnation) verlagerte sich der Schwerpunkt der Primär- und damit Sauerstoff-

produktion in Tiefen > 10 m bis 20 m. Dies wurde vor allem durch die saisonale Populationsentwicklung und Vertikalverteilung von *Planktothrix rubescens* beeinflusst (siehe auch 1.1.10.1 Phytoplankton). Die Blaualge schichtete sich zunächst relativ tief (20 bis 25 m) im Stausee ein und stieg dann in den Sommermonaten in Tiefen von 10 bis 15 m auf. Dementsprechend wurden die höchsten Sauerstoffkonzentrationen in diesen Tiefen gemessen (Ausdehnung der blauen Farbflächen zwischen April bis September, Abbildung 6).

Als gegenläufiger Prozess zum Sauerstoffeintrag durch das Phytoplankton fanden im Tiefenwasser (Hypolimnion) sauerstoffzehrende Abbauprozesse durch Mikroorganismen statt. Dadurch kam es während und zum Ende der Stagnationsphase vor allem in den sedimentnahen Wasserschichten zu einer Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen.

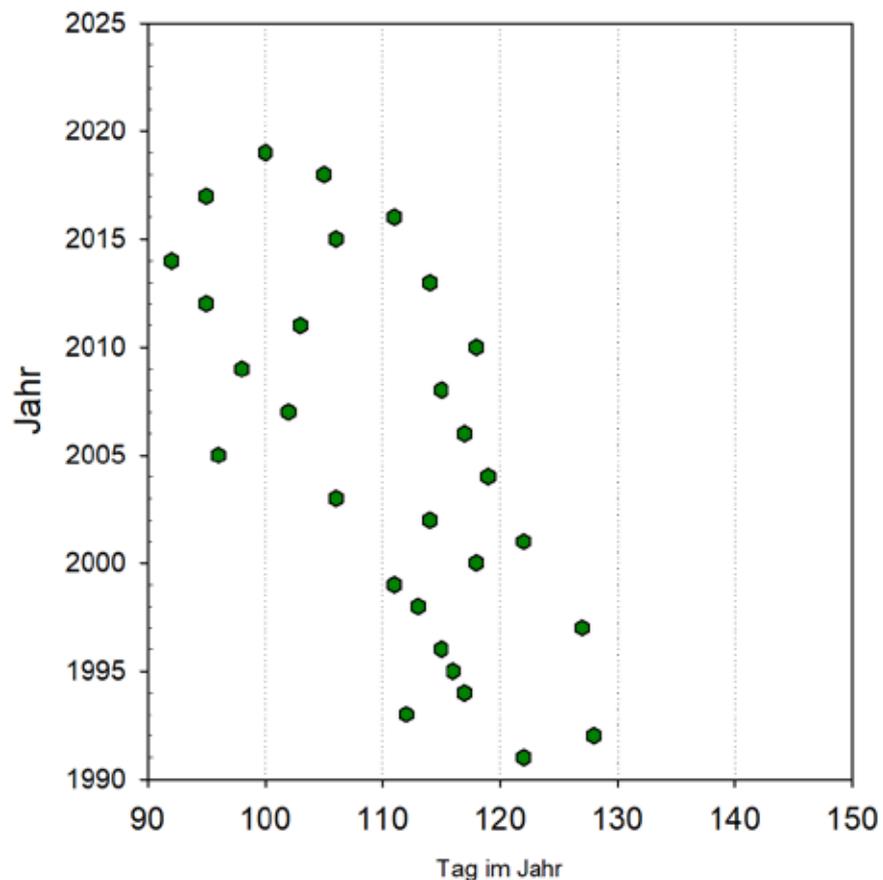


Abbildung 5
Beginn der Stagnationsphase im Wannbachstausee. Eingetragen ist für die Jahre ab 1990 der Tag im Jahr, an dem die Oberflächentemperatur ≥ 10 °C erreichte (basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an Boje A).

MANGAN

Ab April nahm die Konzentration an Mangan in den sedimentnahen Wasserschichten zu. In den Monaten Juni bis August, während der Stagnationsphase, wurden Werte von 0,2 bis 1 mg Mangan gemessen. In den Monaten September und Oktober waren die Konzentrationen an gelöstem Mangan im Tiefenwasser sehr niedrig (1 µg/l), während in den sedimentnahen Wasserschichten

(1 bis 2 m über Grund) die Gesamtkonzentrationen im Bereich von 0,2 bis 0,7 mg/l lagen. Im November/Dezember stiegen die Werte erneut auf 1 bis 7 mg/l an.

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 Sonden-
messungen an Messboje A im Jahr 2019.

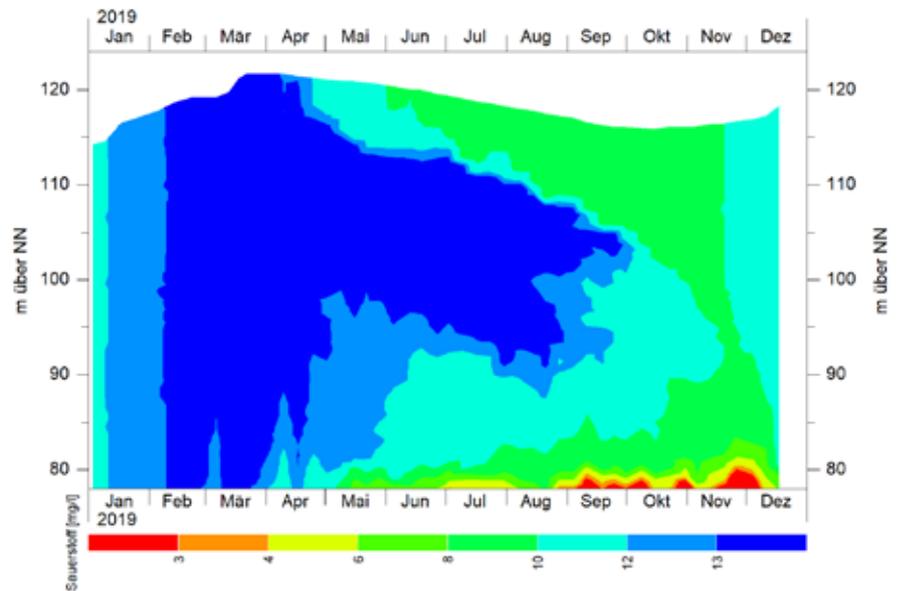
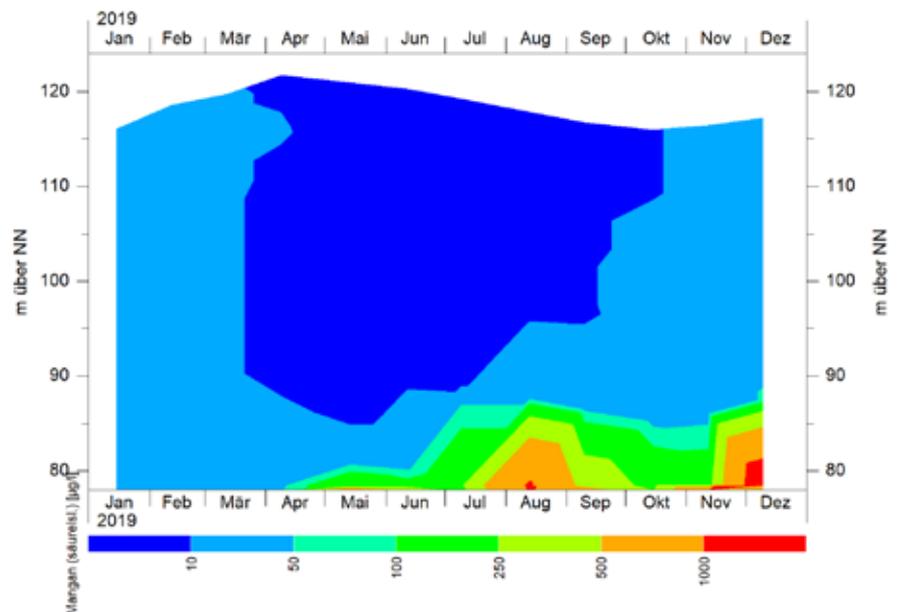


Abbildung 7
Isoplethen der Konzentrationen von Mangan (säurelöslich)
im Wahnbachstausee an Messboje A im Jahr 2019
(monatliche Messungen Tiefenschnitt).



1.1.6 NÄHRSTOFFE

1.1.6.1 PHOSPHOR

Der gelöste, bioverfügbare Phosphor (SRP) lag überwiegend nur in geringen Konzentrationen von 1 bis 5 µg/l (Werte unterhalb Bestimmungsgrenze) vor. Demnach ist das Wachstum der Algen weitgehend durch den Phosphorgehalt limitiert.

Die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors (TP) waren während der Vollzirkulation im Frühjahr durchgängig < 10 µg/l. Während der Stagnationsphase stieg der TP-Gehalt in den sedimentnahen Wasserschichten auf bis zu 25 µg/l an.

In den Monaten Mai bis September war in den Wassertiefen 20 beziehungsweise 15 m eine leichte Erhöhung der Gesamt-P-Konzentrationen festzustellen (siehe Abbildung 9). Dies korrelierte mit der Einschichtung der Blaualge *Planktothrix rubescens* in diesen Wassertiefen.

Die Konzentrationen des Gesamtphosphors in den Mischproben 0 bis 10 m betragen an Boje A im Mittel 6 µg/l, an Boje E 8 µg/l.

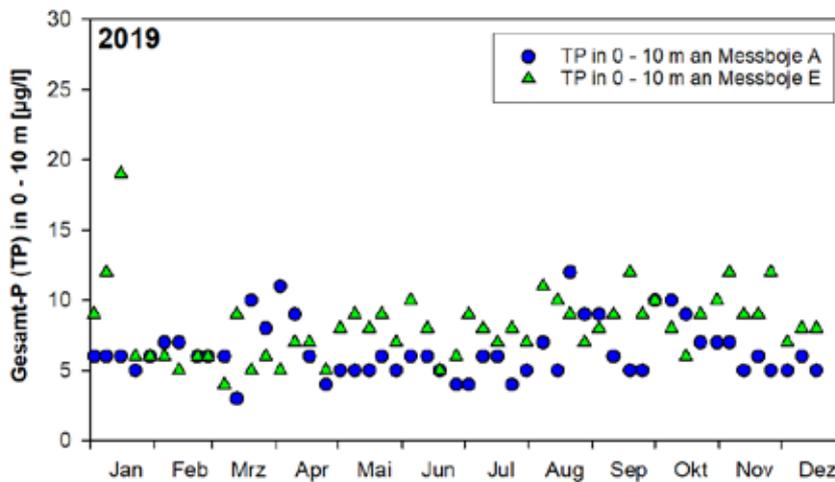


Abbildung 8
Vergleich der TP-Konzentrationen in den wöchentlichen Mischproben (0–10 m) an den Messbojen A und E im Jahresverlauf 2019.

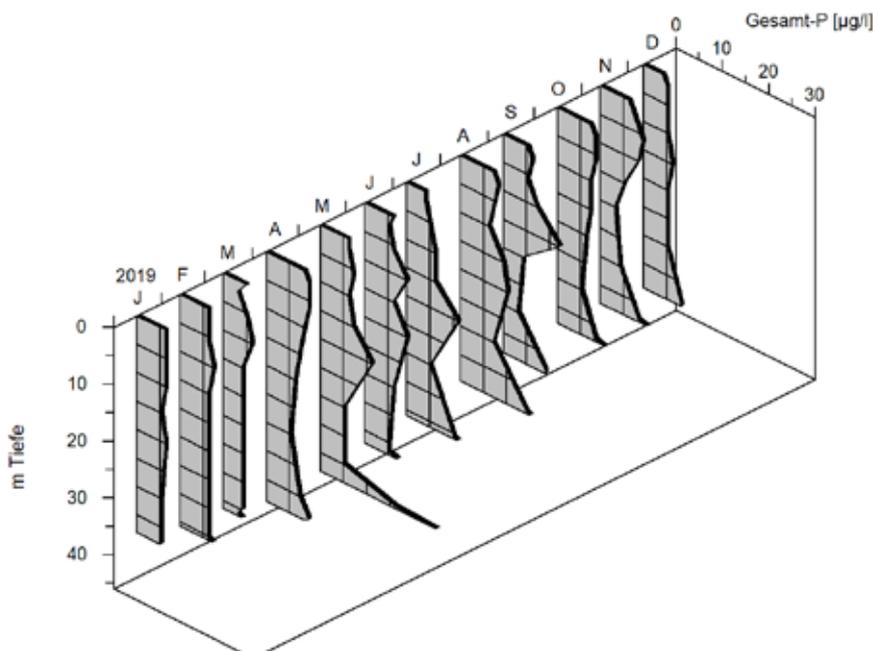


Abbildung 9
Vertikalverteilung der Gesamtphosphor-Konzentration (TP) an der Messboje A im Jahr 2019.

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 mg/l 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 11 mg/l Anfang des Jahres verringerte sich bis zum Ende der Schichtungsperiode die Nitratkonzentration auf Werte von 8 mg/l.

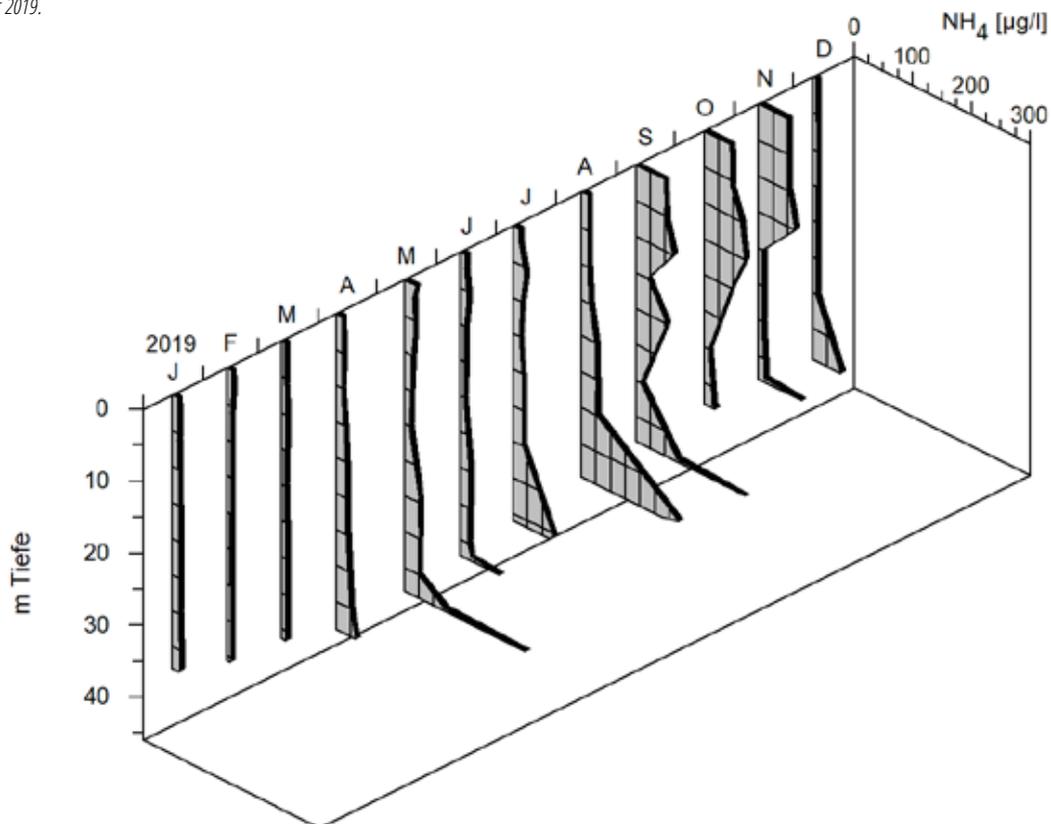
Der Rückgang der Nitratkonzentrationen in den sedimentnahen Wasserschichten lag im Berichtsjahr in vergleichbaren Größenordnungen wie im Vorjahr. Die minimalen Werte über Grund lagen auch gegen Ende der Stagnationsphase noch bei 6 bis 8 mg/l Nitrat. Anfang Dezember wurde in der Wassertiefe 50 cm über Grund ein niedriger Nitrat-Gehalt von < 6 mg/l gemessen. Diese Wasserschicht war noch nicht von der Volldurchmischung erfasst worden.

Durch die mikrobiellen Abbauprozesse von absedimentierter organischer Substanz am Gewässergrund wurde dort Ammonium freigesetzt. Während der Sommerstagnation stiegen die Konzentrationen auf 0,1 bis 0,2 mg/l an.

Durch den Abbau von Biomasse, zum Beispiel der Population von *Planktothrix rubescens*, war in den Monaten September bis Oktober auch eine Zunahme der Ammoniumkonzentrationen im Bereich des Epi- und Metalimnions auf Werte von 0,05 bis 0,07 mg/l zu verzeichnen.

Nitrit konnte, ebenfalls bedingt durch Abbauprozesse bei verringerten Sauerstoffkonzentrationen, während der Stagnationsperiode im Tiefenwasser mit 0,05 bis 0,06 mg/l nachgewiesen werden. Auch im Epilimnion, bei hohen Sauerstoff- und Nitratkonzentrationen, wurden Nitritkonzentrationen von 0,05 bis 0,06 mg/l gemessen. Dies kann ein Zeichen für die intensiven Auf- und Abbauprozesse in diesem Teil des Wasserkörpers sein.

Abbildung 10
Vertikalverteilung der Ammonium Konzentrationen (NH_4)
an Messboje A im Jahr 2019.



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 Siliziumkonzentrationen bei 1,5 bis 2,4 mg/l. 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 der Siliziumkonzentrationen im Epilimnion zu beobachten. Dies korrelierte mit einer starken Zunahme kleiner,

zentrischer Diatomeen. Der minimale Wert für Silizium betrug im September 0,1 mg/l (Wert < Bestimmungsgrenze von 1 mg/l). Als gegenläufiger Prozess ist aufgrund der absedimentierenden Kieselalgen eine Anreicherung von Silizium im Hypolimnion zu erkennen (Abbildung 11). Der Gradient war aufgrund der noch unvollständigen Durchmischung bis Dezember erkennbar.

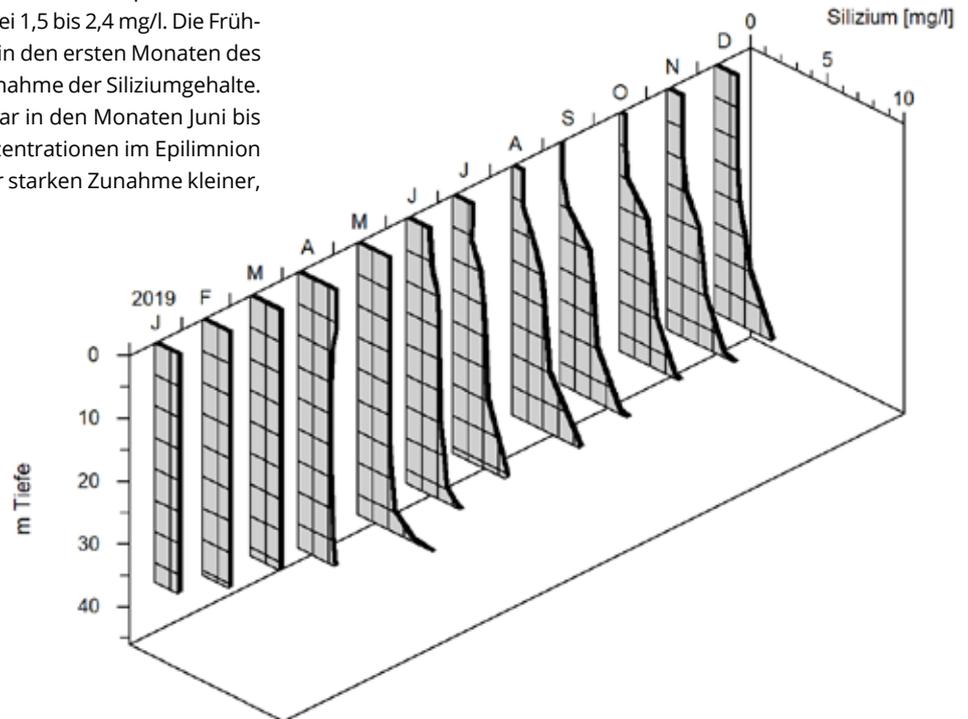


Abbildung 11
Vertikalverteilung der Siliziumkonzentration an Messboje A im Jahr 2019.

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 2019 war die Trübung im Wahnbachstausee eindeutig durch Partikel biologischer Herkunft geprägt.

Anfang des Jahres wurde durch zwei Überläufe der Vorsperre trübstoffhaltiges Wasser in den Stausee eingetragen. Erhöhte Trübungswerte waren beim ersten Überlauf im Januar nur im Bereich der Stauwurzel (bis Boje E) messbar. Im Hauptbecken (Boje A) war kein wesentlicher Anstieg der Trübung erkennbar. Bei dem zweiten Vorsperrenüberlauf, der etwa das doppelte Wasservolumen brachte, ist das trübstoffhaltige Wasser mit einer gewissen Zeitverzögerung bis zum Hauptbecken vorgedrungen. Aufgrund der höheren Temperatur des zulaufenden Wassers schichtete es sich oberflächennah ein, dies ist in Abbildung 12 anhand der erhöhten Trübungswerte im Monat März gut zu erkennen. Ebenso ist in Abbildung 13 der Rückgang der Sichttiefe an Boje A in diesem Zeitraum abzulesen.

Im weiteren Verlauf wurde die Trübung überwiegend durch seeinterne Prozesse beeinflusst, vor allem durch die Entwicklung des

Phytoplanktons, insbesondere des Cyanobakteriums *Planktothrix rubescens*.

In Abbildung 12 (untere Grafik, S.16) ist in dem Isoplethendiagramm der Trübungsmessungen an Boje A ein breiter Streifen erhöhter Trübungswerte zu erkennen, der sich zeitlich von Ende März bis Mitte September und räumlich zwischen 10 bis 25 m Wassertiefe erstreckt. Dieses Trübungssignal wurde durch die Entwicklung der Blaualge *Planktothrix rubescens* verursacht, die in 2019 zunächst ein „sub-metalimnisches“ Maximum ausbildete und im Verlauf der Stagnationsphase bis zur Untergrenze des Epilimnions aufstieg. Bedingt durch die relativ tiefe Einschichtung dieser Alge war die Sichttiefe durch diese Entwicklung zunächst nicht beeinflusst.

Die Sichttiefen an Messboje A schwankten zwischen 2,3 m im März als Folge des Vorsperrenüberlaufs, und 10 m. Die maximalen Sichttiefen von 10 m wurden im Mai erreicht, höhere Sichttiefen traten auch Ende Oktober/Anfang November auf. Die mittlere Sichttiefe, die auch in die Trophiebewertung eingeht, war mit 7,3 m geringer als im Vorjahr. Bei der Berechnung wurde die niedrigen Sichttiefen, die durch den Vorsperrenüberlauf verursacht wurden, nicht in die Mittelwertbildung aufgenommen.

In den sedimentnahen Wasserschichten führten Rücklösungsprozesse zu erhöhten Trübungswerten während der Schichtungsperiode.

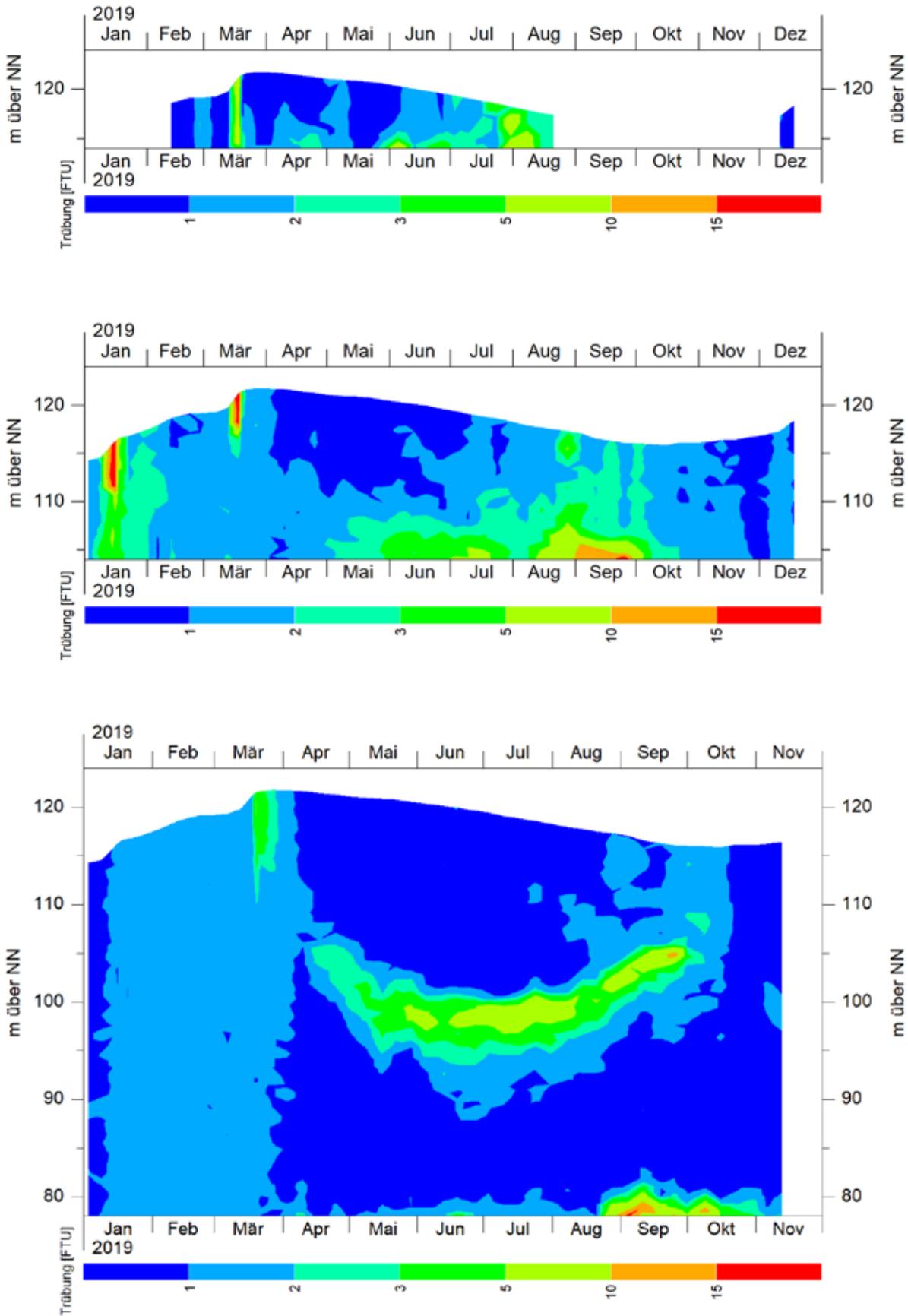


Abbildung 12
Isoplethen der Trübungswerte im Wahnbachstausee 2019, basierend auf den wöchentlichen Sondenmessungen an den Messbojen H (oben), E (Mitte) und A (unten).

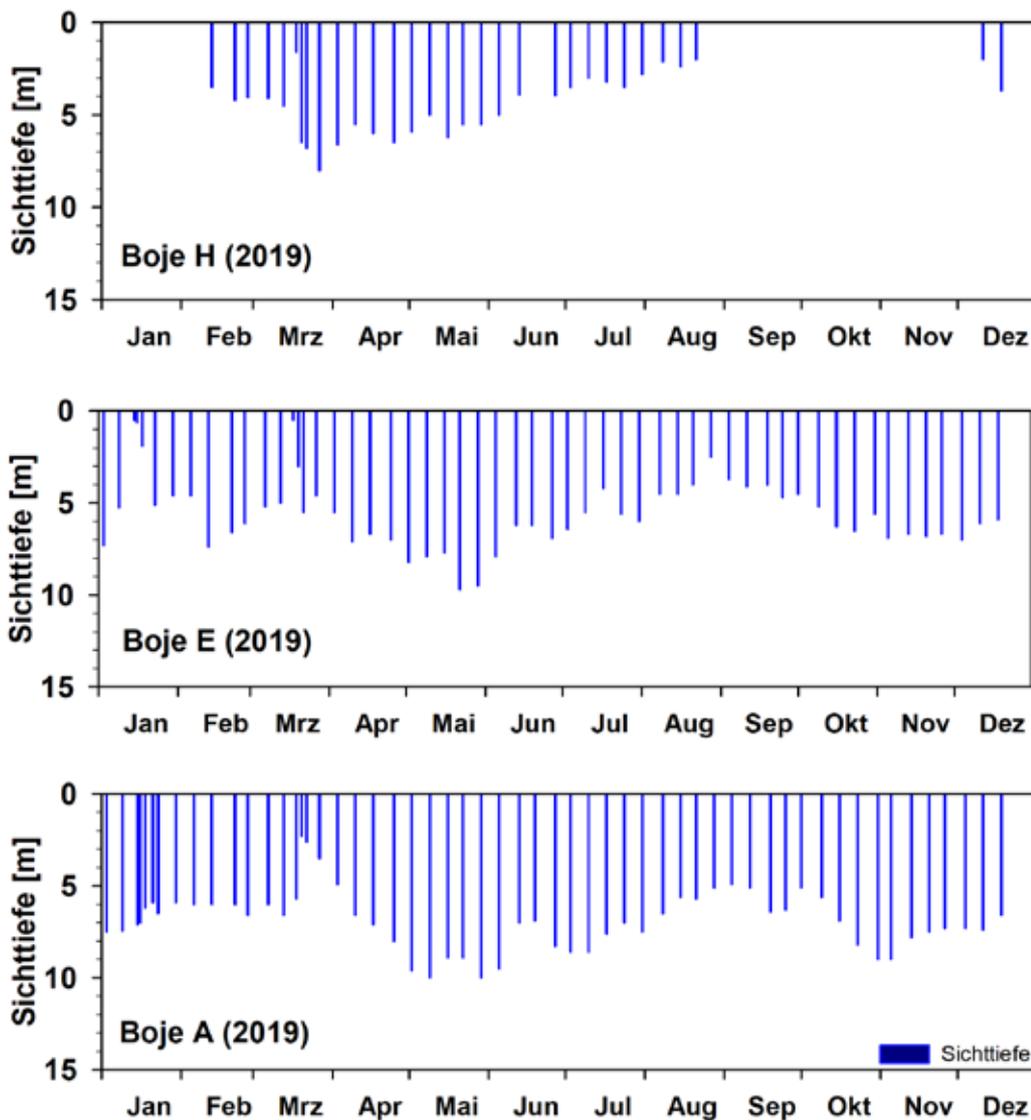


Abbildung 13
 Secchi-Sichttiefen 2019 an den Messbojen H (oben), E (Mitte) und A (unten). An Boje H waren im Januar sowie in den Monaten September bis November wegen der niedrigen Wasserstände keine Messungen möglich.

1.1.8 CHLOROPHYLL A

Die Phytoplankton-Entwicklung war 2019 sehr deutlich von der Entwicklung der Blaualge *Planktothrix rubescens* dominiert.

Zu Beginn des Jahres lagen die Chlorophyll a-Konzentrationen im Bereich von 2 bis 3 $\mu\text{g/l}$. Die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons fiel insgesamt verhalten aus, bedingt durch die Vollzirkulation waren die Algen gleichmäßig über die Wassersäule verteilt. Dies ist auch an der homogenen Verteilung der Chlorophyll a-Konzentrationen zu erkennen (Abbildung 14 und Abbildung 15).

Mit dem Beginn der thermischen Schichtung (Sommerstagnation) Anfang April bildete sich unterhalb der Sprungschicht ein tiefes Chlorophyll a-Maximum, welches in der Folgezeit weiter absank bis auf 22 bis 23 m Wassertiefe. Die Chlorophyll a-Konzentration nahm kontinuierlich zu und erreichte im Juli 40 $\mu\text{g/l}$, relativ scharf begrenzt auf eine Schicht von 8 bis 10 m Dicke. Dieses tiefe Chlorophyll-Maximum wurde von *Planktothrix rubescens* gebildet.

Ab Juli war eine Aufwärtsbewegung der *Planktothrix*-Population festzustellen, und damit eine Verlagerung des Chlorophyllmaximums in den oberen Bereich des Metalimnions. Mit 50 $\mu\text{g/l}$ wurden die höchsten Chlorophyll-Konzentrationen erreicht.

Ab Anfang Oktober löste sich die Einschichtung von *Planktothrix* zunehmend auf, die Chlorophyll-Konzentrationen nahmen innerhalb von 2 bis 3 Meter stark ab und lagen Ende Oktober bei < 5 $\mu\text{g/l}$ im Bereich des Epilimnions.

In den epilimnischen Mischproben (0 bis 10 m) waren die Chlorophyll a-Konzentrationen überwiegend < 5 $\mu\text{g/l}$ (Abbildung 16). Hier waren vor allem kleine, zentrische Kieselalgen vertreten, die im Juli/August hohe Zellzahlen erreichten.

Betrachtet man die epilimnischen Chlorophyll a-Konzentrationen, so ergibt sich für 2019 ein Mittelwert von 2,4 $\mu\text{g/l}$. Dieser fließt auch in die Trophiebewertung nach LAWA ein.

Auch bei Einbeziehung der euphotischen Tiefe ergibt sich im Mittel nur ein Chlorophyll-Wert von 3,6 $\mu\text{g/l}$. Beide Mittelwerte erfassen aufgrund der sehr tiefen Einschichtung Chlorophyll-Maximum nicht. Das tiefe Chlorophyll-Maximum wird in der Trophiebewertung nach LAWA nicht berücksichtigt.

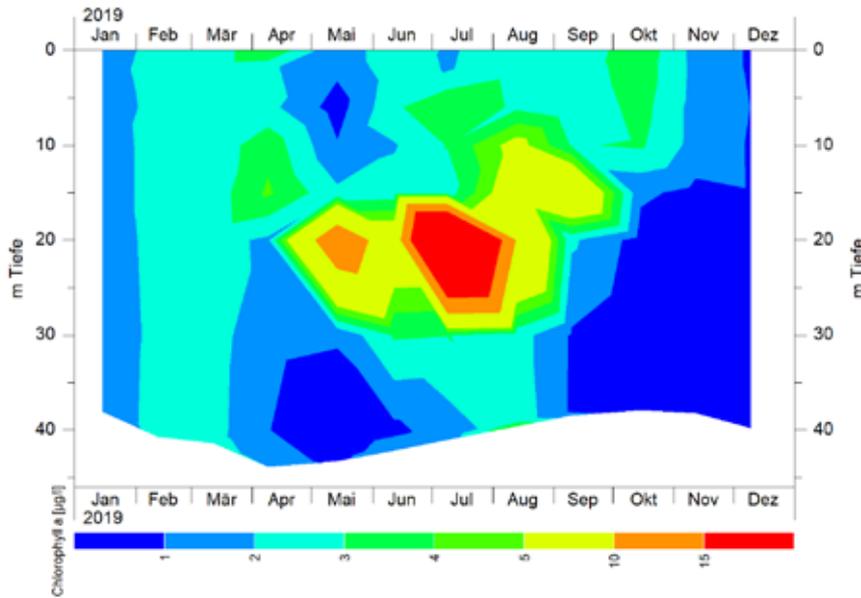


Abbildung 14
Isoplethen der Chlorophyll a-Konzentration im Wahnbachstausee an der Messboje A im Jahr 2019 (basierend auf HPLC-Messungen in den monatlichen Tiefenschnittproben).

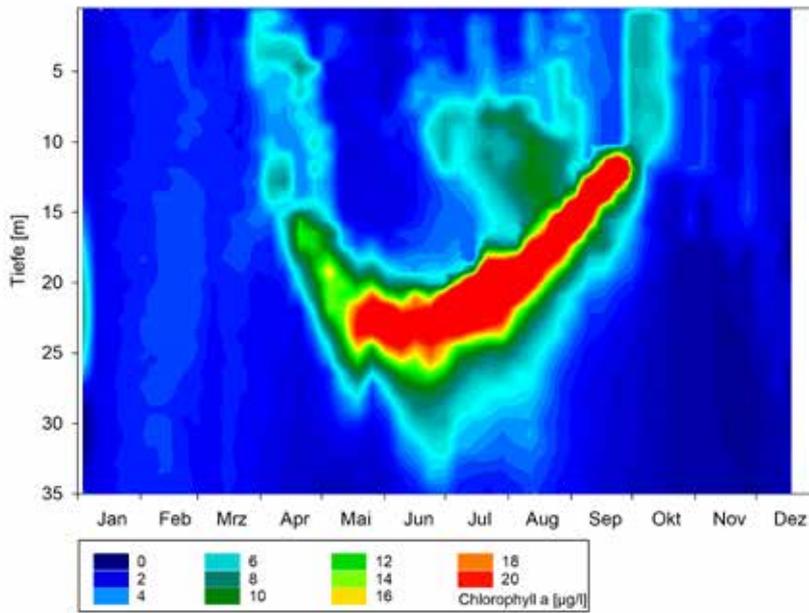


Abbildung 15
Isoplethen der Chlorophyll a-Konzentration im Wahnbachstausee an der Messboje A im Jahr 2019 (basierend auf wöchentlichen Messungen mit der Fluoroprobe-Sonde, dargestellt sind Messergebnisse bis maximal 35 m Wassertiefe).

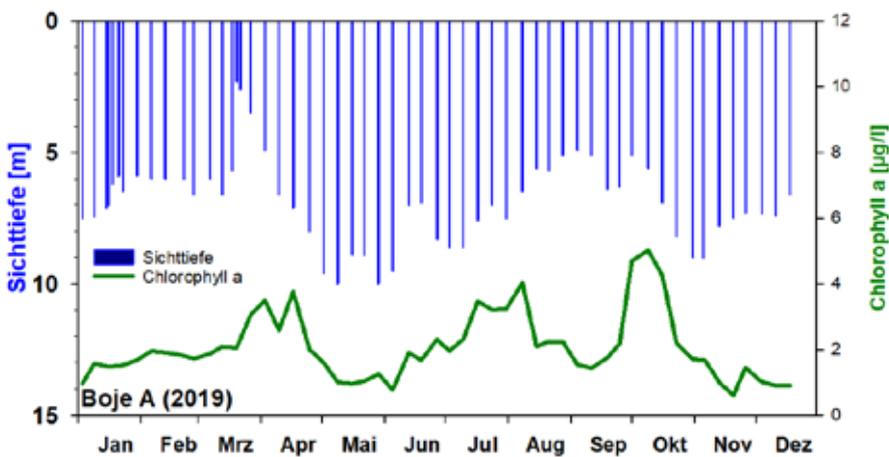


Abbildung 16
Saisonaler Verlauf der Chlorophyll a-Konzentrationen in integrierenden Wasserproben aus 0 bis 10 m sowie der Sichttiefe an Messboje A im Jahr 2019.

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, Daten zur Aufbereitungsleistung (Durchsatz) der PEA sowie den 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 Wahnbachs beziehungsweise Wendbachs, 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 2019 betrug die Phosphorfracht aus dem Einzugsgebiet in die Vorsperre 3122 kg P/Jahr. Für den Zulauf zur PEA wurde eine P-Fracht von 1089 kg/a ermittelt, damit ergab sich rein rechnerisch ein Rückhalt von 2033 kg oder 65 Prozent der P-Fracht in der Vorsperre.

Die durchschnittliche Gesamtphosphorkonzentration des Wassers, das der Phosphoreliminierungsanlage (Einlauf PEA) zugeführt wurde, betrug 49 µg/l, die Konzentration des Gesamtphosphors im PEA-Auslauf im Durchschnitt 3,7 µg/l.

Die Nebenbäche, die direkt in die Talsperre einmünden, hatten einen Anteil an der Gesamtfracht von 127 kg P/Jahr, dies entspricht 23 Prozent.

Der Überlauf der Vorsperre führte der Hauptsperre 144 kg P/Jahr zu, dies entsprach 26 Prozent der Gesamtfracht.

Die Jahresfracht des Phosphors für die Wahnbachtalsperre lag 2019 mit 562 kg /Jahr etwas unter dem langjährigen Mittel (1978 – 2018 = 658 kg/Jahr).

Die berechnete P-Grenzkonzentration für den Bereich meso/oligotroph nach Vollenweider (1982) ergab für das Jahr 2019 mit einer Zuflussmenge von 29,5 Millionen Kubikmetern und einem Talsperrenvolumen von 29,8 Millionen Kubikmetern 15 µg/l Gesamt-P. (siehe Trophietabelle im Anhang)

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

Ohne die Eliminationsleistung der PEA hätte die Konzentration der Phosphoreinträge in die Talsperre 94 µg/l betragen. Die Grenzkonzentration nach Vollenweider für den mesotrophen Zustand von 60 µg/l würde damit überschritten. Demnach wäre ohne den Betrieb der PEA von einer Eutrophierung der Wahnbachtalsperre mit den entsprechenden negativen Auswirkungen (z.B. Verkürzung von Filterlaufzeiten durch Algenmassenentwicklungen, Probleme durch Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigungen) zu rechnen.

		TP [kg/Jahr]	in % der Gesamtfracht
1	Gesamtfracht	562	100
2	Überläufe	144	26
3 a-c	PEA, Nebenbäche, Niederschläge	418	74
Position 3 aufgeschlüsselt:			
3 a	Nur PEA	82	14
3 b	Nebenbäche (in das Hauptbecken)	127	23
3 c	Niederschläge	209	37

Tabelle 5

Gegenüberstellung der Anteile der Überläufe, des Ablaufs der Phosphoreliminierungsanlage und der Nebenbäche an der Phosphor-Gesamtfracht für die Talsperre (Werte bezogen auf das Wasserwirtschaftsjahr 2019)

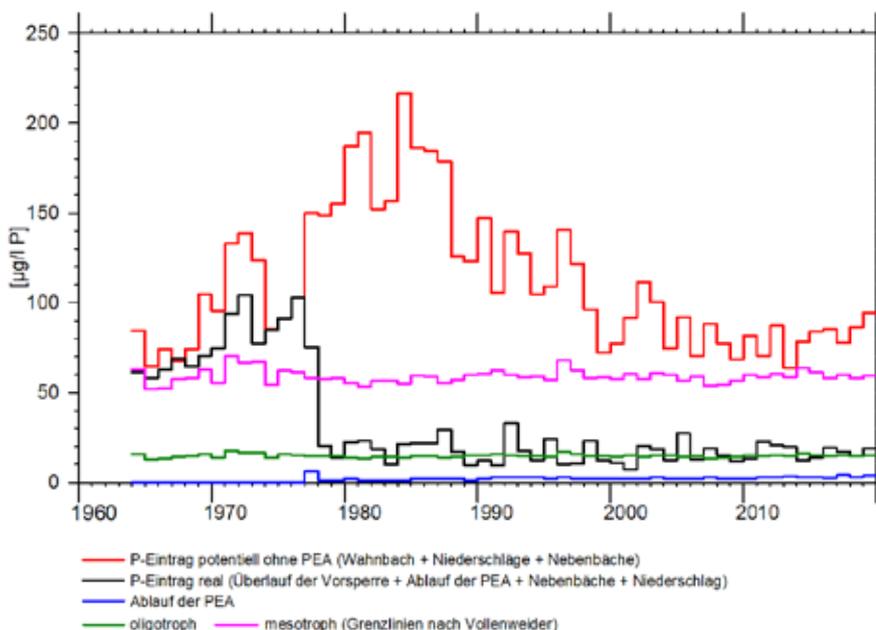


Abbildung 17

Langzeitentwicklung der Trophie in der Wahnbachtalsperre 1964 – 2019.

1.1.9.1 BEWERTUNG DES TROPHISCHEN ZUSTANDES

	TP [µg/l]	Chlorophyll a [µg/l]	Sichttiefe [m]	TN [µg/l]
Wahnbachtalsperre	5,9	2,1	6,8	> 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 2019 von Gesamt-Phosphor (TP, volumengewichtet 0 - Grund), Chlorophyll a-Konzentration (0 bis 10 m), Sichttiefe und Gesamtstickstoff (TN, nur Bereich) in der Wahnbachtalsperre, verglichen mit den nach OECD (1982) angegebenen Mittelwerten und Wertebereichen für die Einstufung „oligotroph“ und „mesotroph“.

Trophieparameter	Messwert	Einzelindex	Wichtung	Berechnung
Chlorophyll a [µg/l]	2,4	1,31	10	13,1
Sichttiefe [m]	7,4	0,79	6	4,8
TP _F (Zirkulation) [µg/l]	6,1	1,09	7	7,6
TP _S (Saison) [µg/l]	6,7	1,09	7	7,6
Trophie-Gesamtindex				1,10
Bewertung				Oligotroph

Tabelle 7
Trophieklassifikation der Wahnbachtalsperre für das Jahr 2019 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.

Die Wahnbachtalsperre war 2019 nach der Trophieklassifikation entsprechend LAWA-Richtlinie als oligotroph einzuordnen.

Es ist zu beachten, dass das tiefe Chlorophyll-Maximum, verursacht durch *Planktothrix rubescens*, bei der Berechnung des Trophieindex nicht berücksichtigt wird.

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 sind Ergebnisse aus Untersuchungen der euphotischen Zone dargestellt. Abbildung 18 zeigt die Gesamt-Phytoplanktondichte sowie das Biovolumen, Abbildung 19 die Biovolumina der wichtigsten Phytoplanktongruppen.

Die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons war typischerweise durch die Zunahme von koloniebildenden Kieselalgen (Bacillariophyceen) wie *Aulacoseira italica*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* geprägt. In dieser Phase war bereits auch die Blaualge *Planktothrix rubescens* vertreten. Da sich in den Monaten Januar bis März die Talsperre noch in der Vollzirkulation befand, waren die Algenzellen gleichmäßig in der Wassersäule verteilt. Das Biovolumen des Phytoplanktons war in dieser Zeit mit 0,2 bis 1 mm³ etwas höher als im Vorjahr.

Mit dem Beginn der Stratifikation Anfang April gingen die Zellzahlen der koloniebildenden Kieselalgen zurück, während die der kleinen zentrischen Kieselalgen zunahm. Ebenso war eine Zunahme der Zellzahlen der Goldalgen (Chrysophyceen) zu verzeichnen, die somit einen größeren Anteil (25 bis 30 Prozent) am Gesamtvolumen des Phytoplanktons erreichten. Im weiteren Verlauf der Stagnationsphasen stiegen die Zellzahlen der kleinen Kieselalgen weiter an. Sie erreichten Anfang September mit 10.000 Zellen/ml ihr Maximum, dann brach die Population Anfang Oktober relativ plötzlich zusammen.

Von besonderem Interesse war in diesem Jahr die Entwicklung der Blaualge *Planktothrix rubescens*. Die Art hatte in den letzten fünf Jahren keinen wesentlichen Anteil am Phytoplankton der Wahnachtalsperre. In 2019 stellte sie ein prägendes Element der Algenpopulation dar. Während der Vollzirkulation war *Planktothrix rubescens* bereits mit 20 bis 30 Fadeneinheiten pro Milliliter vertreten, dies entsprach zirka 2500 bis 4000 Zellen/ml. Mit Beginn der thermischen Schichtung Anfang April schichtete sie sich unterhalb der Sprungschicht zwischen 10 und 15 m Wassertiefe ein.

Die weitere saisonale Entwicklung und vertikale Verteilung konnte sehr gut durch die Messungen mit der Fluoroprobe-Sonde verfolgt werden. Diese Sonde ermöglicht die in situ-Messung des Chlorophyll a-Gehaltes und die Differenzierung der quantitativen Anteile verschiedener Algenklassen. Ein Messkanal wurde spezifisch auf *Planktothrix rubescens* kalibriert. In Abbildung 20 sind Messungen der Vertikalverteilung des Phytoplanktons beziehungsweise von *Planktothrix rubescens* zu verschiedenen Zeitpunkten im Jahr dargestellt.

Planktothrix ist durch Gasvakuolen in der Lage, die für sie optimale Wassertiefe hinsichtlich Nährstoffgehalt und Lichtverhältnissen anzusteuern. Bis Ende Mai war die Population auf eine Tiefe von 20 bis 25 m abgesunken und bildete ein tiefes Chlorophyll-Maximum mit annähernd 30 µg/l Chlorophyll a. Bis Juli blieb die Einschichtung in dieser Tiefe bestehen, der Chlorophyll a-Gehalt nahm auf 40 µg/l zu. Bei relativ gleichbleibenden Chlorophyll a-Konzentrationen setzte dann eine allmähliche Aufwärtsbewegung der Population ein, bis die Cyanobakterien Ende September unmittelbar unterhalb der Sprungschicht, bei 10 bis 13 m, einen relativ schmalen, aber sehr ausgeprägten Peak bildeten. Die maximalen Chlorophyll-Konzentrationen lagen bei 50 µg/l, im Peak wurden Konzentrationen von 666 Fadeneinheiten pro Milliliter (entspricht zirka 85.000 Zellen/ml) ermittelt.

Am 30.09.2019 setzte sehr windiges bis stürmisches Wetter ein und führte augenscheinlich zu einer Durchmischung des Epilimnions, wobei auch der Algenpeak erfasst wurde. Bei der Messung am 01.10.2019 war der *Planktothrix*-Peak deutlich geringer (< 10 µg/l Chlorophyll a) und ein Teil der Population war in das Epilimnion eingemischt. Innerhalb der folgenden vier Wochen nahmen die Zellzahlen von *Planktothrix* sehr stark ab, bis Ende November war sie fast völlig aus der Wassersäule verschwunden.

Betrachtet man das Einschichtungsverhalten von *Planktothrix*, so kann man erkennen, dass sich die Blaualge jeweils am unteren Rand der euphotischen Zone (Euphotische Zone = 2,5 x Sichttiefe) beziehungsweise noch etwas unterhalb aufhielt, Abbildung 21).

Das entspricht der Eigenschaft als ausgesprochene „Schwachlicht-Alge“, die auch noch mit sehr geringen Lichtmengen in der Lage ist, zu wachsen. Ab Juli nahm die Sichttiefe kontinuierlich ab, was zum großen Teil auf die starke Zunahme der Kieselalgen im Epilimnion zurückzuführen war. Dadurch kam es zur Aufwärtsbewegung von *Planktothrix*, da die anderen Phytoplankter zu viel Licht wegnahmen. Aufgrund der Einschichtung von *Planktothrix* am Rand beziehungsweise unterhalb der euphotischen Zone wurde die Alge in den Mischproben aus dieser Zone nicht im vollen Umfang erfasst. In einem solchen Fall sind die sogenannte Tiefenschnitte, also Proben aus diskreten Tiefen, ergänzt durch die Fluoroprobe-Messungen ein wichtiges Hilfsmittel, um die Entwicklung von *Planktothrix rubescens* engmaschig zu verfolgen. Dies ist auch unter dem Aspekt der Relevanz für die Trinkwasseraufbereitung (siehe Abschnitt 3.4.3) von besonderer Bedeutung.

Abbildung 18
 Saisonale Entwicklung des Phytoplanktons (Zellzahlen und Biovolumen)
 an Messboje A im Jahr 2019 (Integrierende Proben euphotische Zone).

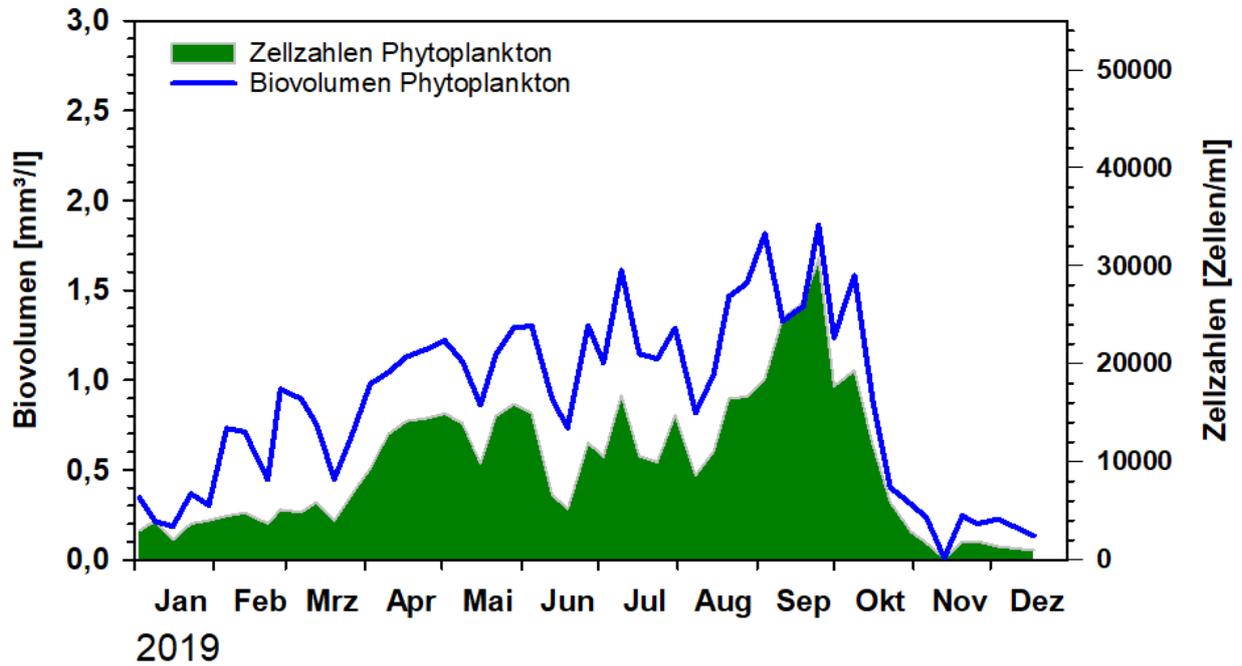
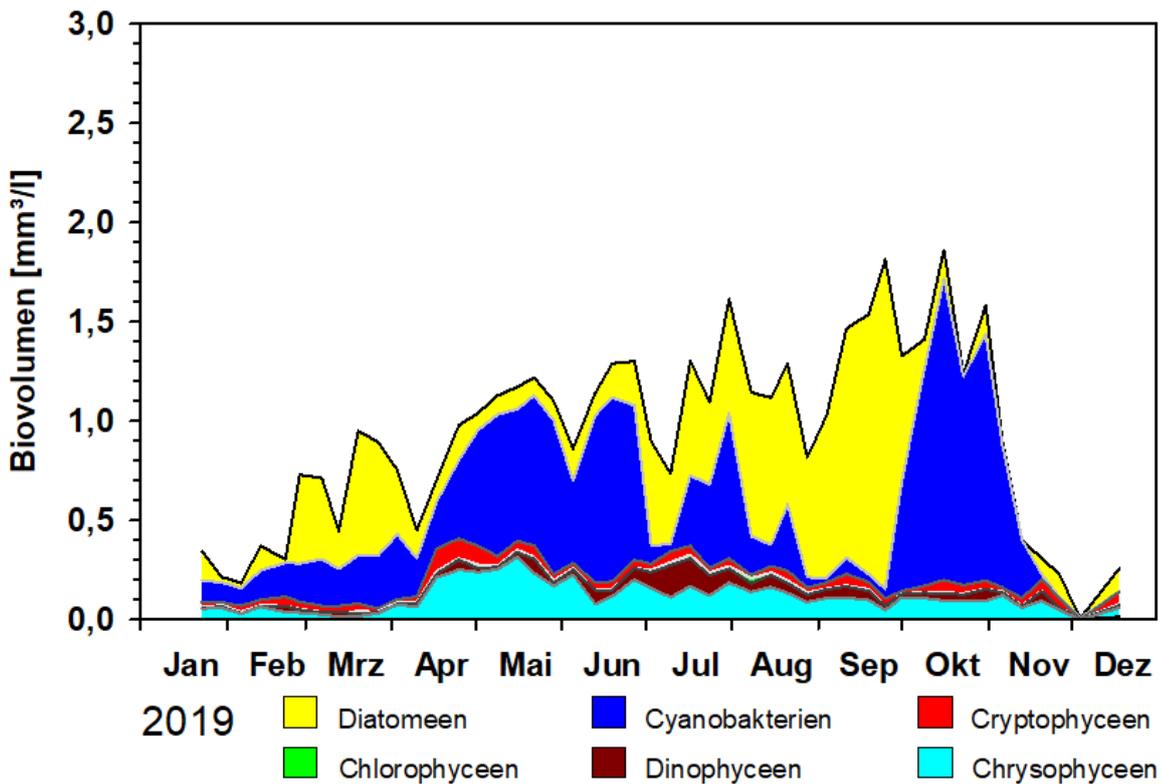


Abbildung 19:
 Saisonale Entwicklung des wichtigsten Algenklassen (Biovolumen) an
 Messboje A im Jahr 2019 (Integrierende Proben euphotische Zone).



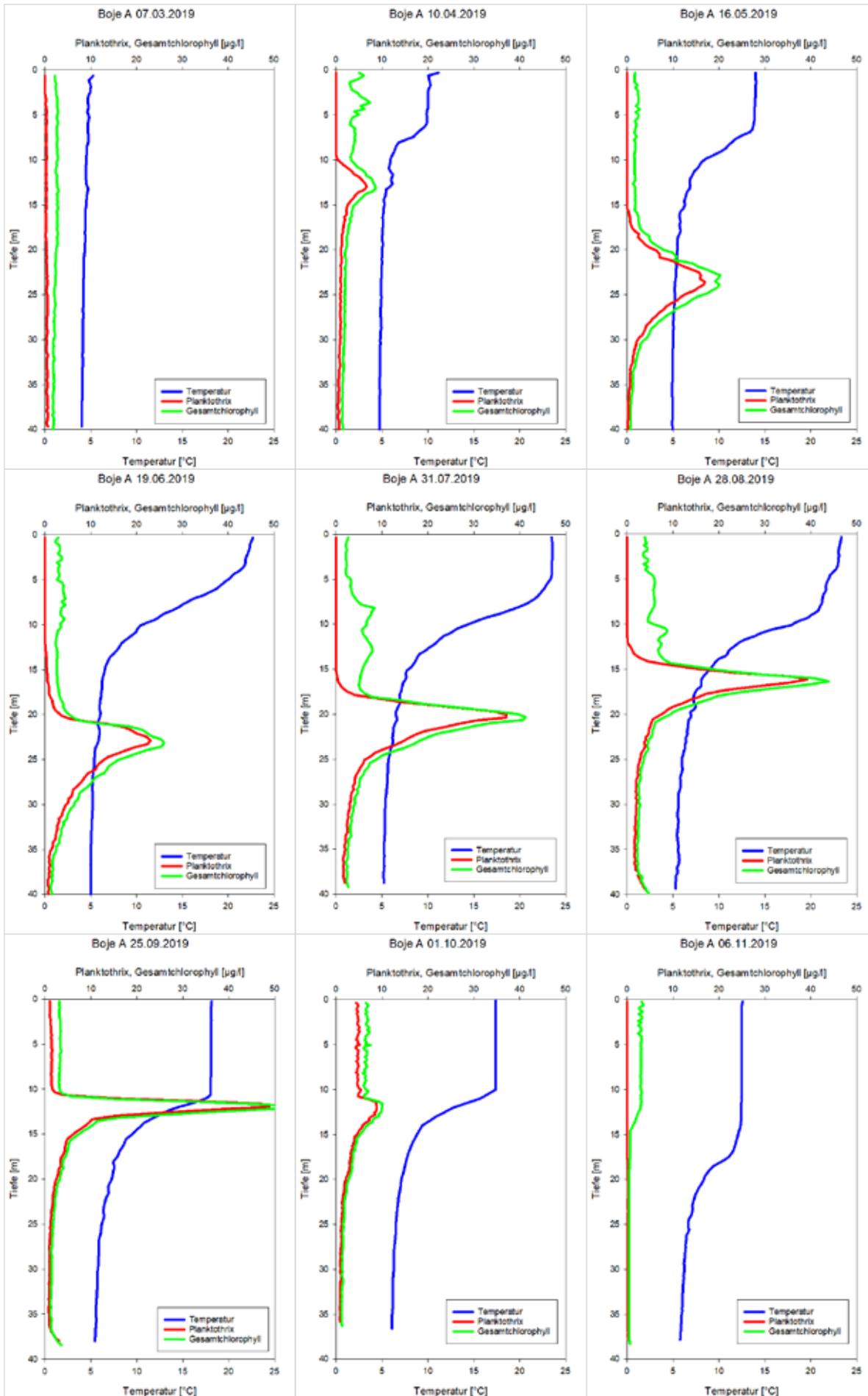


Abbildung 20 Vertikalverteilung des Phytoplanktons an Messboje A, ermittelt an verschiedenen Untersuchungs-terminen in 2019, über die Messung der Algenfluoreszenz mit der Fluoroprobe-Sonde. Dargestellt sind die Vertikalprofile der Chlorophyll a-Gehalte von *Planktothrix rubescens* (rote Linie) sowie der Gesamtchlorophyll a-Gehalt (grüne Linie). Die blaue Linie zeigt die Wassertemperatur.

1.1.10.2 ZOOPLANKTON – SAISONALE ENTWICKLUNG

Die saisonale Zooplankton-Entwicklung ist in Abbildung 22 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. Hauptbestandbildner waren die Rotatorien, darunter die Taxa *Synchaeta* sp. und *Polyarthra* sp. sowie *Notholca caudata*.

Im Monat Mai nahm die Anzahl der Zooplanktonorganismen zu. In der Gruppe der Rotatorien traten neben steigenden Individuenzahlen auch weitere Taxa in Erscheinung. Die kalt-stenotherme Art

Notholca caudata war nur noch in Tiefen unterhalb des Epilimnions, bei entsprechend niedrigen Wassertemperaturen, anzutreffen. Cladoceren traten ab Mai ebenfalls verstärkt auf. Insgesamt war die Zooplanktondichte in den Monaten Mai und Juni deutlich geringer als im Vorjahr, dies lag vor allem an den geringeren Individuenzahlen der Rädertierchen.

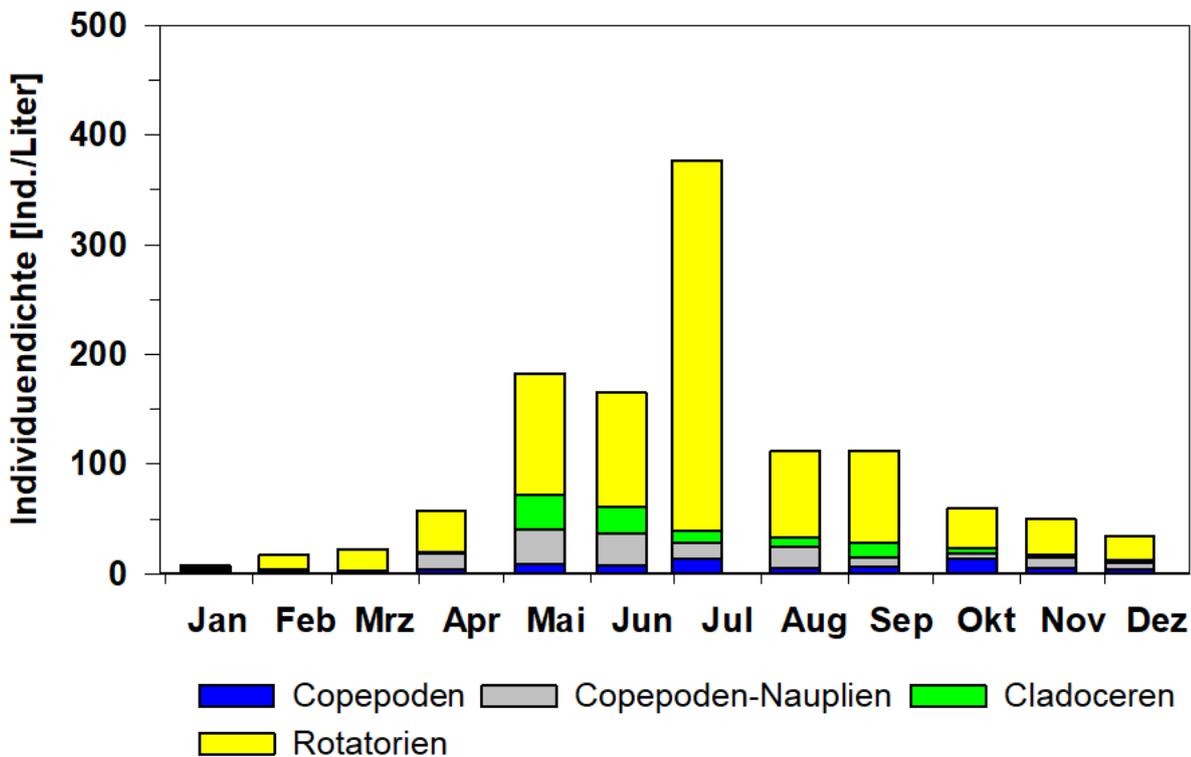
Im Juni kam es zu einer deutlichen Zunahme der Rotatorien, vor allem *Polyarthra* sp. erreichte vergleichsweise hohe Individuenzahlen (125 Individuen/Liter).

Die Individuenzahlen der Cladoceren blieben deutlich unter denen des Vorjahres, so wurden in den Tiefenschnittproben maximal 12 Daphnien/Liter ermittelt.

Im August gingen die Zooplanktondichten deutlich zurück, in den Monaten Oktober bis Dezember wurden nur geringe Individuenzahlen von Rotatorien und Copepoden nachgewiesen.

Abbildung 21

Ausdehnung der euphotischen Zone (2,5fache Sichttiefe) während der Sommerstagnation und Lage des Maximums der Planktothrix rubescens-Population (basierend auf Chlorophyll a-Messungen mit der Fluoroprobe).



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

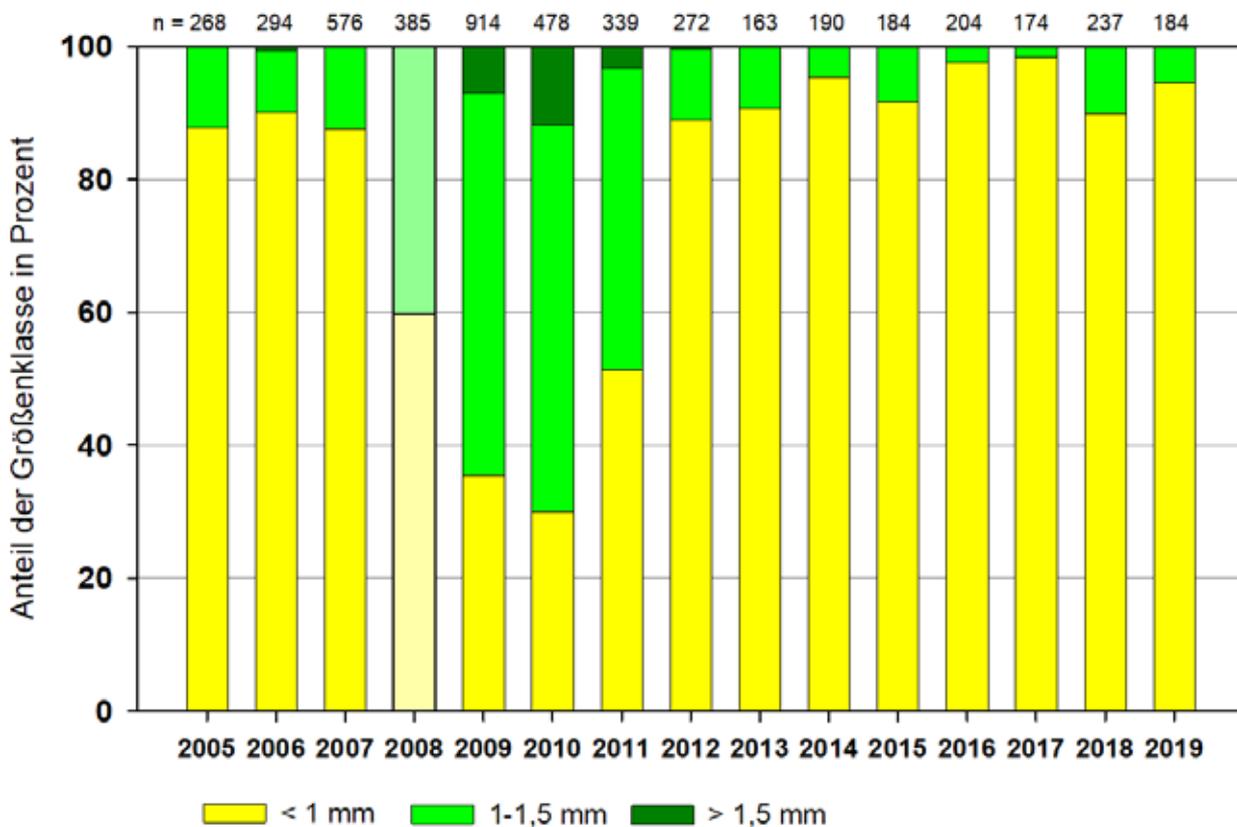
Nach der gezielten Überfischung der Felchen hatte sich in den Jahren 2008 bis 2011 das Größenspektrum der Daphnien in Richtung größerer Individuen verschoben. Die Individuenzahlen der Daphnien schwankten hingegen relativ stark von Jahr zu Jahr.

Die Hauptentwicklungszeit der Daphnien liegt typischerweise in den Monaten Mai bis September, die Individuenzahlen waren 2019 mit 1 bis 12 Daphnien/Liter deutlich niedriger als im Vorjahr.

Das Größenspektrum (Abbildung 23) zeigt, dass der Anteil der großen Daphnien (> 1 mm Körperlänge) in 2019 gegenüber dem vorigen Jahr wieder etwas geringer geworden ist. Der Bestand wurde weiterhin von kleinen Individuen (weniger als 1 mm 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. Vollenweider, R. (ed.) 1982: Eutrophication of waters, OECD, Paris. Willmitzer, H., Jäschke, K., Berendonk, T., Paul, L. 2015: Einfluss von Klimaänderungen auf die Wasserqualität von Talsperren und Strategien zur Minimierung der Auswirkungen. Energie Wasser Praxis 12/2015.

1.2 FISCHEREIMANAGEMENT

1.2.1 FISCHEREILICHE MASSNAHMEN 2019

1.2.1.1 HEGEBEFISCHUNGEN

Die Hegebefischungen auf Blaufelchen durch einen Berufsfischer wurden 2019 weitergeführt. Bei insgesamt 39 Befischungsaktionen, davon vier Terminen während der Laichzeit der Felchen, wurden

insgesamt 838 Kilogramm beziehungsweise 10.056 Stück Felchen entnommen.

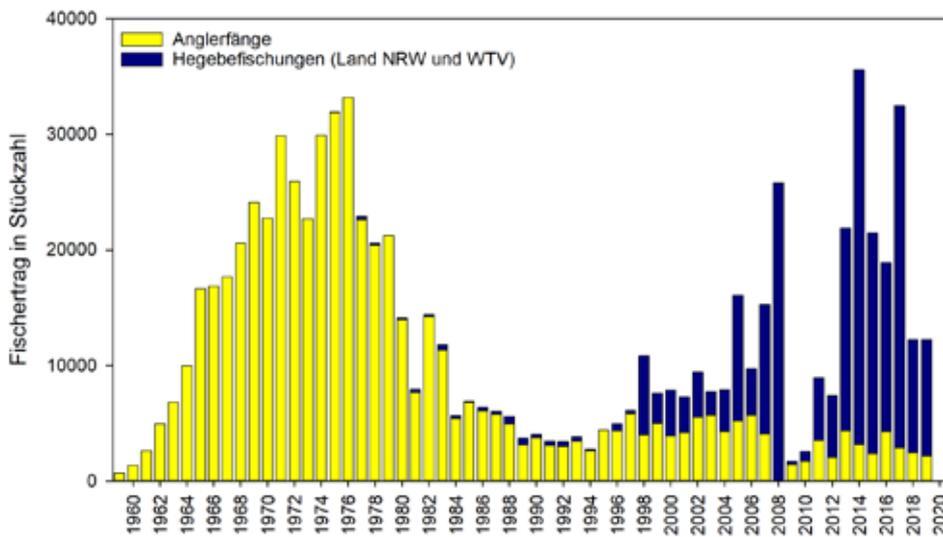


Abbildung 1
Anglerfänge sowie Fangergebnisse der Hegebefischungen (Land NRW und WTV) in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Hegebefischungen werden seit 1975 durchgeführt.

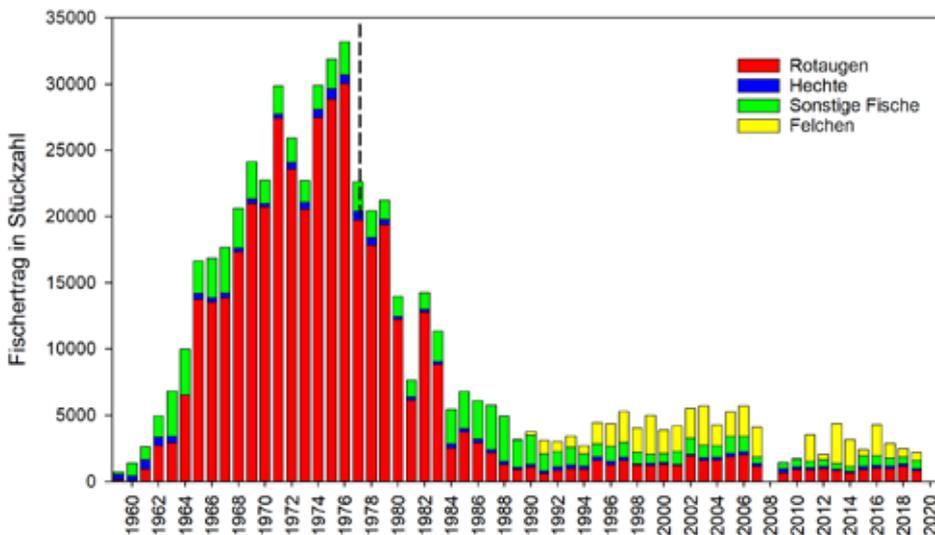


Abbildung 2
Anglerfänge seit 1959 in der Wahnbachtalsperre in Stückzahl pro Jahr. Die gestrichelte Linie markiert die Inbetriebnahme der PEA.

1.2.1.2 UNTERSUCHUNG DES FISCHBESTANDES IM AUGUST 2019

Die Untersuchungen im Jahr 2019 dienten der Erfassung und Quantifizierung des Felchenbestandes und wurden wie in den Vorjahren vom Labor für Fisch- und Gewässerökologie durchgeführt (Dipl.-Biol. Maik-Gert Werner, Pulsnitz). Im Folgenden werden Ergebnisse aus dem Abschlussbericht (Werner & Großmann 2020) kurz zusammengefasst.

Felchen waren im August 2019 die dominante Hauptfischart. Der Bestand lag mit 233.000 Individuen etwa in der Größenordnung von 2016. Die Felchenbiomasse stagnierte im Vergleich zum Vorjahr auf einem konstanten Niveau von 4,5 Tonnen (25 Kilogramm pro Hektar bezogen auf eine Stauoberfläche von 178 Hektar). Die junge Population bestand fast vollständig aus den Altersklassen 0+ bis 4+. Auf die Altersgruppe 0+ entfielen 57 Prozent der Bestandsbiomasse. Der Rekrutierungserfolg des Jahres 2019 lag im Vergleich zu den Vorjahren auf mittlerem Niveau, die Gesamtindividuenzahl war gegenüber 2018 etwas gesunken.

Die intraspezifische Konkurrenz war weiterhin sehr hoch, das zeigten das schwache mittlere Längenwachstum und die niedrigen Korpuslenzwerte.

Die Hegebefischungen auf Felchen führten eine wirksame Reduzierung der adulten Felchen > 20 cm und damit eine Schwächung des Laichpotenzials herbei. Insgesamt erzielten die Hegebefischungen in 2019 eine Reduzierung der befischbaren Felchenbiomasse im Umfang von 25 Prozent.

Das Epipelagial des Hauptbeckens der Talsperre wurde überwiegend von Rotaugen < 18 cm und wenigen Barschen < 15 cm Länge besiedelt, es konnte im Berichtsjahr ein nennenswertes Aufkommen von Bleien nachgewiesen werden.

Die natürliche Rekrutierung des Hechtbestandes war weiterhin als hinreichend einzustufen. Auf Besatzmaßnahmen konnte daher verzichtet werden.

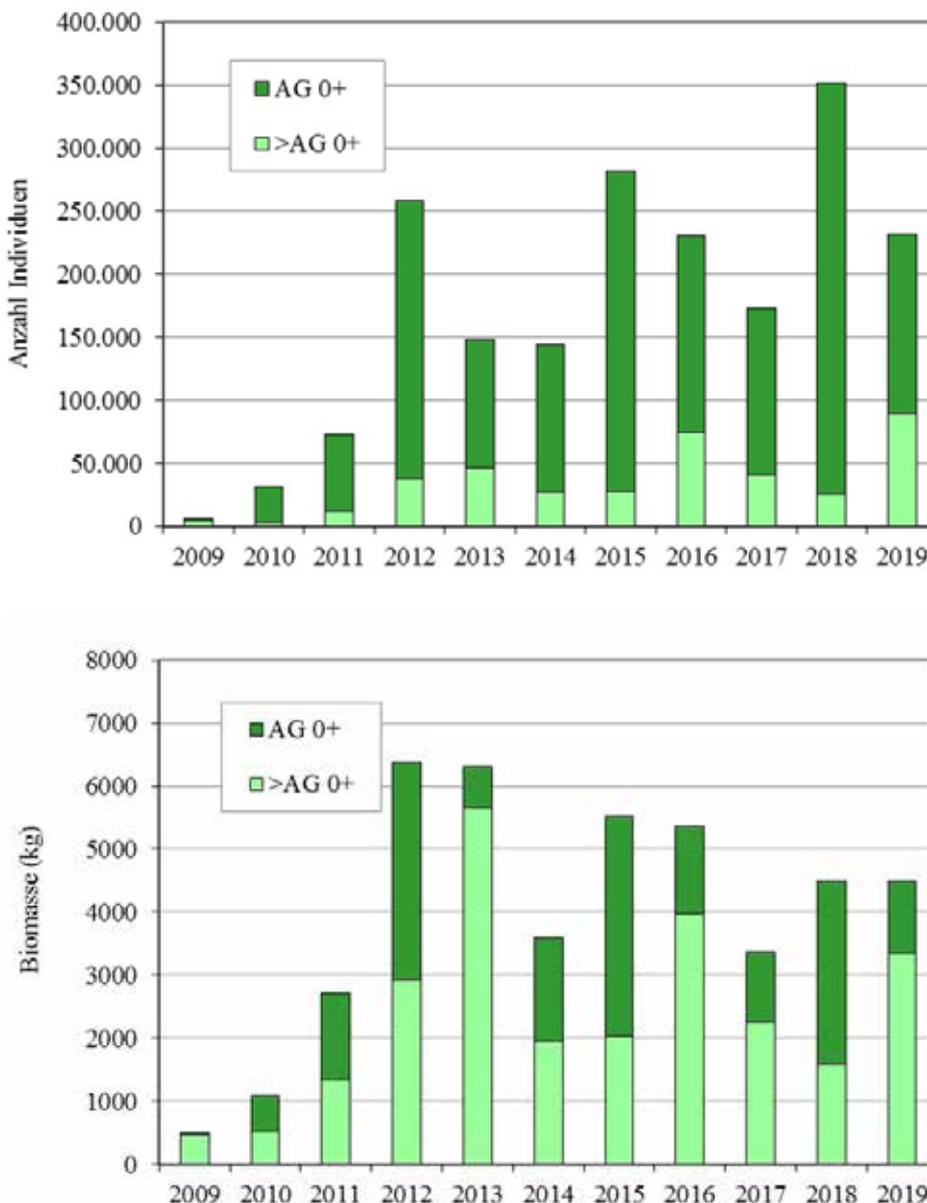


Bild 3
Bestandsentwicklung der Felchen von 2009 – 2019 oben nach der Abundanz, unten nach der Biomasse (Daten und Grafik: M.-G. Werner, Labor für Fisch- und Gewässerökologie).

1.2.3 BESATZ- UND WEITERE BEWIRTSCHAFTUNGSMASSNAHMEN

Nach dem Erstbesatz 2017 mit Quappen (*Lota lota*) wurde auch 2019 der Besatz weitergeführt. Im Rahmen der Fischbestandserhebung im August 2019 konnten erneut juvenile Quappen der Altersgruppe 0+ (Längen von 61 bis 93 mm) nachgewiesen werden, ein weiterer Hinweis auf die erfolgreiche Neuansiedlung dieser potenziell räuberischen Fischart. Die gefangenen Individuen ernährten sich,

vorwiegend von Gammariden und Wasserasseln, und waren zum Untersuchungszeitpunkt bereits sehr gut abgewachsen.

Der Aufbau der Population von *Lota lota* steht erst am Anfang. Ein Besatz über mindestens fünf Jahre soll zu einem Bestand mit einer gesunden Altersstruktur führen.

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.

Bisher konnte keine wirksame Reduzierung des Laicherbestandes im Sinne einer Rekrutierungsüberfischung erreicht werden. Eine spürbare Reduzierung der Felchenbiomasse (beziehungsweise des Laicherbestandes) konnte zeitweilig im Zeitraum 2013 bis 2014 bei einer jährlichen Entnahme von 2,3 Tonnen sowie 2017 bis 2018 bei einer Entnahme von 1,7 Tonnen beobachtet werden. In den übrigen Jahren lagen die Hegeentnahmen zwischen 0,7 und 1,4 Tonnen und waren damit zu niedrig, um eine Absenkung der intraspezifischen Konkurrenz und eine Wachstumsverbesserung zu erreichen.

Die anhaltend hohe Biomasse der Felchen und der damit verbunde-

ne Fraßdruck war auch in 2019 an der Größenstruktur der Cladoceeren zu erkennen (siehe Abschnitt 1.1 Limnologie). Bedingt durch das Fehlen der großen Daphnien (< 1 mm) ist auch von einem schwachen Biofiltrationspotential auszugehen.

Weiterhin ist eine scharfe Befischung der Felchen mit einer Entnahme von 1,5 bis 2,0 Tonnen notwendig. Diese Intensität muss mittelfristig aufrechterhalten werden, um eine Strukturveränderung herbeiführen zu können.

Bei der Hechtbewirtschaftung wurde der Übergang zu einem adaptiven Management vollzogen. Sofern eine hinreichende natürliche Rekrutierung vorliegt, wie dies beim Hecht in den vergangenen Jahren der Fall war, werden keine Besatzmaßnahmen durchgeführt. Besatzmaßnahmen mit einjährigen Hechten (800 bis 1.200 Stück) würden bei Ausbleiben der natürlichen Rekrutierung im Frühjahr des Folgejahres durchgeführt.

Literatur

Werner, M.-G., Großmann, A. (2020): Struktur, Größe und Struktur des Felchenbestandes der Wahnbachtalsperre im August 2019. Abschlussbericht für das Untersuchungsjahr 2019.

1.3 GEWÄSSER- UND ROHWASSERGÜTE

1.3.1 ZULÄUFE

1.3.1.1 MIKROBIOLOGIE

Untersuchungsprogramm

Jahr 2019	KBE20/36	Coliforme/E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Nebenbäche	11	11 4*	11	11
Wahnbach	195	52	52	52
PEA				
Zulauf	193	52	52	---
Ablauf	127	45	45	---

Tabella 1
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Zuläufe inklusive PEA (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2019)

* 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 %-Perzentil-Wert (=Median) ermittelt, das heißt die Grenze, die von 50 Prozent der Proben nicht überschritten wurde. Mit der Darstellung des 80%-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 2019 Gesamtabflüsse zwischen 152 und 504 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. Ab dem Wasserwirtschaftsjahr 2013 wird statt der Gesamtcoliformen Bakterien (Nachweis auf Endo-Agar) der Parameter *Escherichia coli* (*E. coli*, Nachweis mit Colilert-Verfahren) dargestellt. *E. coli* lässt

eine fäkale Belastung von Gewässern eindeutiger erkennen als die Gesamtcoliformen. Ein direkter Vergleich mit den Daten der Vorjahre ist nur eingeschränkt möglich, da *E. coli* zwar bei der Untersuchung mittels Endo-Agar erfasst wurde, aber keine Differenzierung der Gesamtcoliformen Bakterien vorgenommen wurde.

Der Wahnbach als Hauptzulauf der Wahnbachtalsperre weist im Vergleich mit den kleinen Nebenbächen einen um Größenordnungen höheren Gesamtabfluss auf. Spitzenbelastungen durch Regen/Hochwasser-Ereignisse führten hier ebenso wie bei den kleinen Nebenbächen kurzfristig zu erhöhten Werten der Koloniezahlen bei 20°C sowie von *E. coli* (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 und E. coli (Colilert-Verfahren) (in KBE/1ml bzw. MPN/100 ml).
 Dargestellt sind die 50%- und 80%-Perzentile im Wasserwirtschaftsjahr 2019.

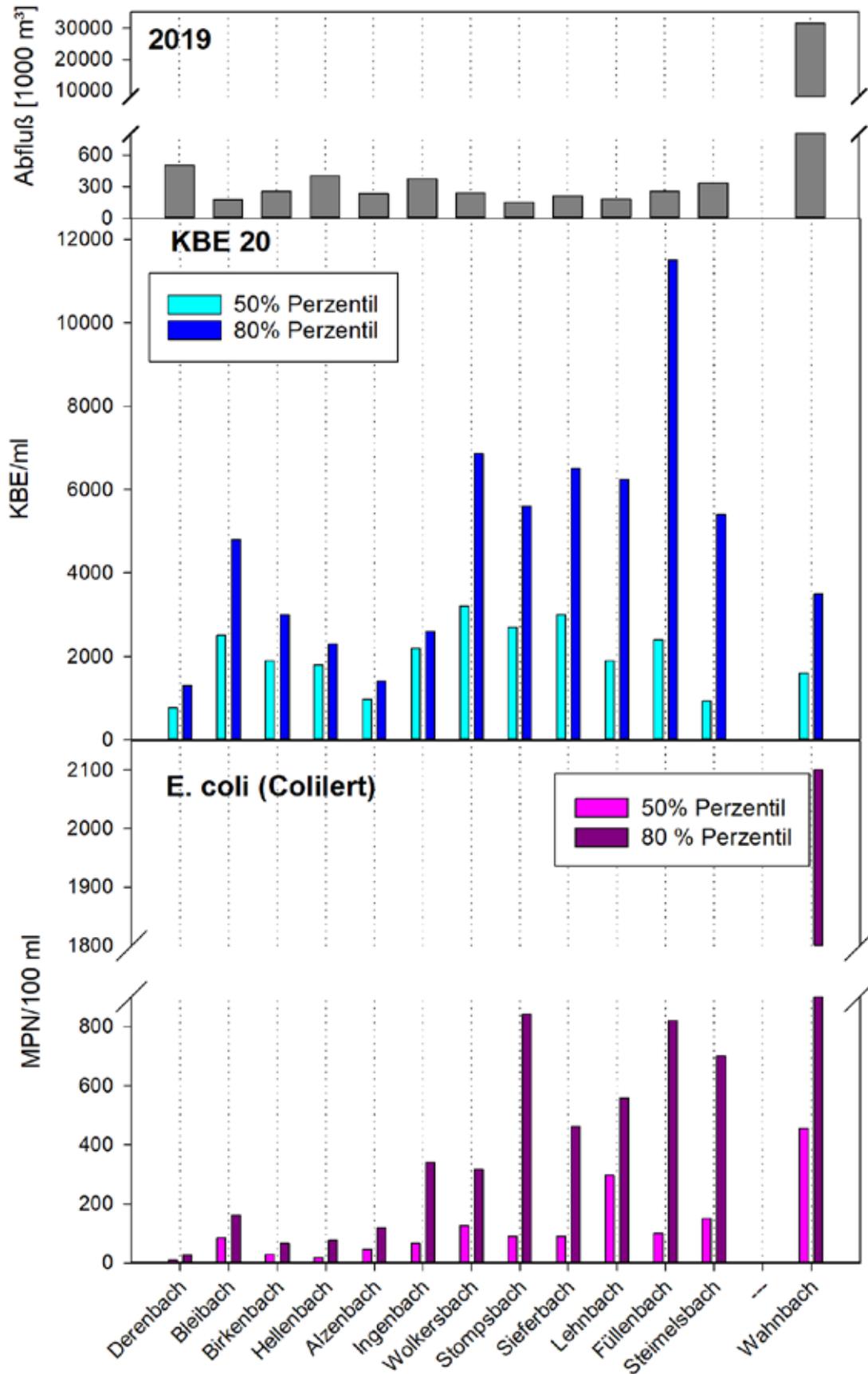
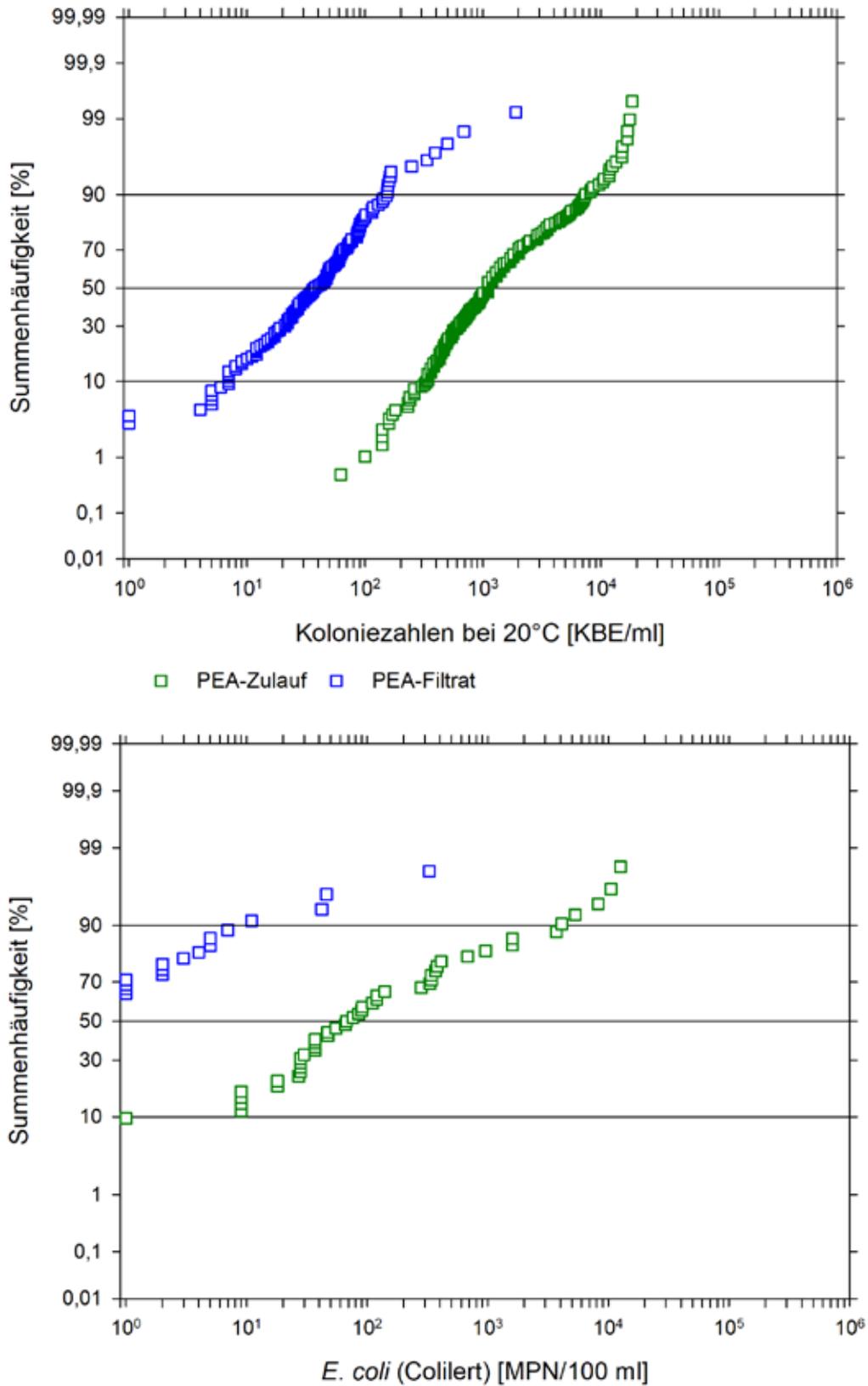


Abbildung 2

Koloniezahlen bei 20°C sowie *E. coli* (Colilert-Verfahren) im Zulauf PEA sowie Filtrat PEA. Dargestellt sind die Summenhäufigkeiten (%) für das WW-Jahr 2019.



1.3.2 TALSPERRE/ROHWASSER

1.3.2.1 MIKROBIOLOGIE

Untersuchungsprogramm

Jahr 2019	KBE20/36	Colif./E.coli (Colilert)	Clostridien	Enterokokken
Rohwasser Talsperre	247	166	104	104
Rohwasser Talsperre (nach Dosierung KMnO ₄)	365	215	---	---

Tabelle 2
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser Talsperre (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2019)

ERGEBNISSE

Die Daten der mikrobiologischen Kenngrößen waren im Rohwasser insgesamt unauffällig. Sie zeigten Einflüsse durch das Zuflussgeschehen sowie die üblichen saisonalen Schwankungen. Anfang des Jahres waren aufgrund der Niederschläge erhöhte Zuflüsse zur Talsperre zu verzeichnen, im Januar und März auch verbunden mit Überläufen der Vorsperre (siehe auch Teil Limnologie). Ende Januar kam es zu einem leichten Anstieg der Werte der coliformen Bakterien und *E. coli*, während die Koloniezahlen bei 20°C bereits seit dem Jahreswechsel auf einem etwas höheren Niveau waren. In dieser Zeit wurden auch etwas häufiger Enterokokken und Clostridien im Rohwasser nachgewiesen (maximal 10 beziehungsweise 5 pro 100 ml).

Im weiteren Verlauf blieben die Werte der coliformen Bakterien sehr niedrig, von einem geringen Anstieg auf zirka 100 / 100 ml Anfang

Juli und einer erneuten Zunahme Ende des Jahres in Zusammenhang mit den zunehmenden Zuflüssen zur Talsperre abgesehen. Eine autochthone Massenentwicklung ist im Jahr 2019 nicht aufgetreten. Die Koloniezahlen im Rohwasser zeigten während der Stagnationsphase Schwankungen zwischen 10 bis 100 KBE/ml. Interessant war der Anstieg der Koloniezahlen Anfang September, der parallel mit einem Anstieg der Trübung im Rohwasser von < 1 FNU auf bis zu 2,6 FNU verlief. Hier könnten seeinterne Prozesse, zum Beispiel in Zusammenhang mit der Manganrücklösung und -ausfällung als partikuläres Mangan eine Rolle gespielt haben.

Insgesamt betrachtet war die saisonale Entwicklung der Werte der mikrobiologischen Parameter im Rohwasser unauffällig.

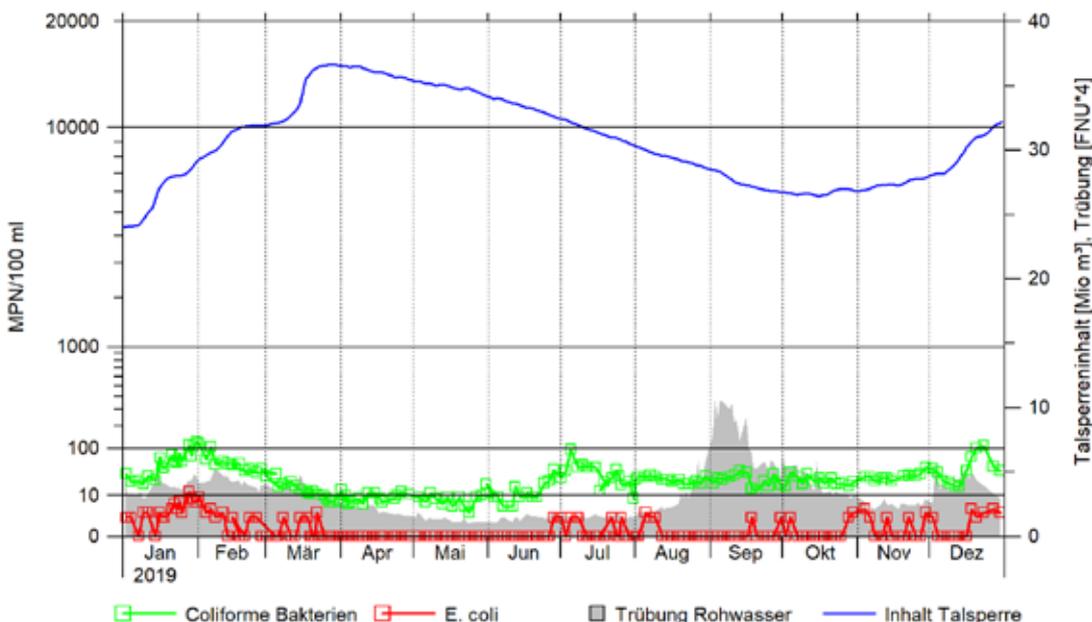


Abbildung 3
Coliforme Bakterien und Escherichia coli, ermittelt mit dem Colilert-Verfahren, im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2019 (Trübung vierfach überhöht).

Abbildung 4
 Koloniebildende Einheiten bei 20°C (KBE 20)
 sowie 36°C (KBE 36) Bebrütungstemperatur
 im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2019.

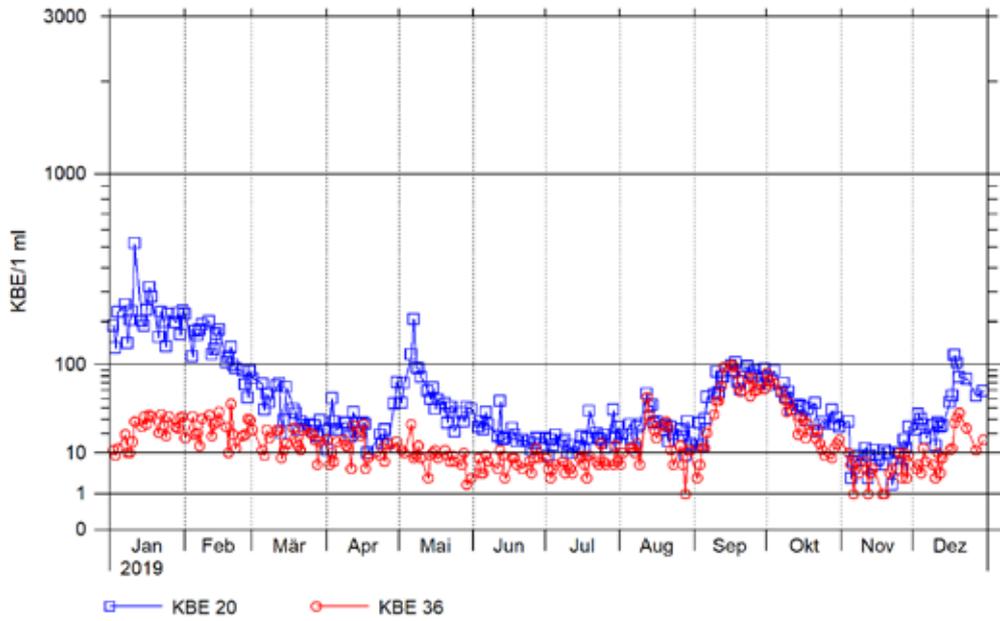
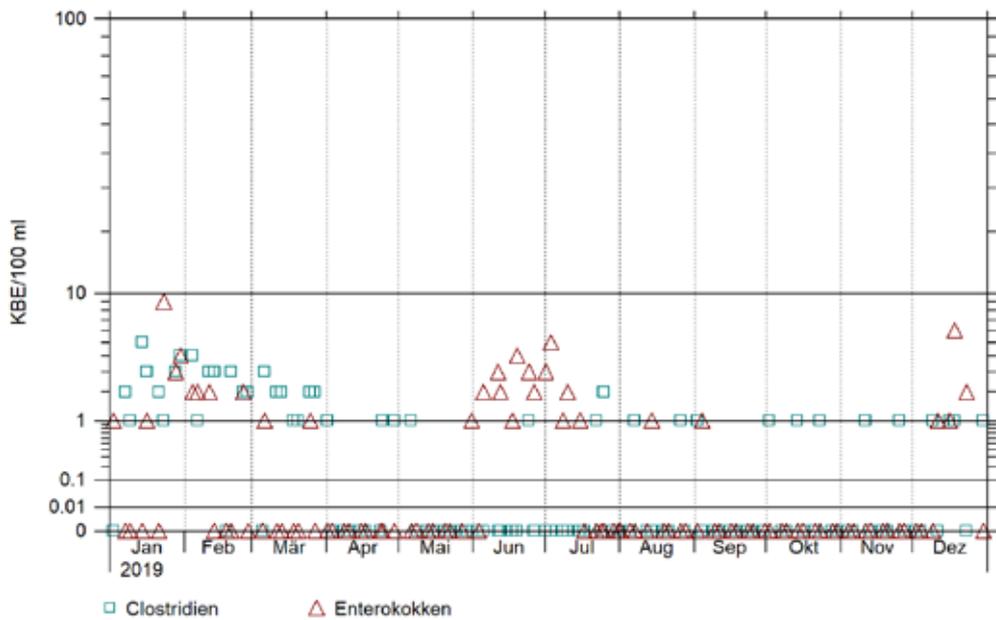


Abbildung 5
 Clostridien und Enterokokken im Rohwasser
 der Wahnbachtalsperre 2019.



1.3.2.2 BIOLOGIE

Untersuchungsprogramm

Jahr 2019	Summenparameter: Chlorophyll a, SON	Phytoplankton, Zooplankton
Rohwasser Talsperre	102	150 Phytoplankton 150 Zooplankton

Tabelle 3
Biologisches Untersuchungsprogramm (Anzahl der Untersuchungen im Jahr 2019)

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 2019 durch einen zweigipfiligen Verlauf und das Vorkommen von Cyanobakterien gekennzeichnet (Abbildung 1).

Einen ersten Peak erreichte das Phytoplankton in den Monaten Februar und März. Neben den Cyanobakterien, fast ausschließlich *Planktothrix rubescens*, waren vor allem koloniebildende Kieselalgen als typische Komponente der Frühjahrsentwicklung vertreten. Aufgrund der Vollzirkulation waren die Algen gleichmäßig über die

Wassersäule verteilt. Mit Beginn der Sommerstagnation sedimentierten die Kieselalgenkolonien aufgrund der fehlenden Turbulenz ab und wurden im Rohwasser nicht mehr nachgewiesen.

Im Mai war vergleichsweise wenig Phytoplankton im Rohwasser enthalten.

Ab Juni kam es wieder zu einer Zunahme des Phytoplanktons im Rohwasser, die vor allem durch das Vorkommen von *Planktothrix rubescens* geprägt war. Die Blaualgen hatten sich oberhalb der Rohwasserentnahmetiefe eingeschichtet, allerdings wurden im Sommer vermehrt die Trichome von *Planktothrix* bzw. Bruchstücke davon im Rohwasser nachgewiesen.

Ab August gingen die Zellzahlen beziehungsweise das Biovolumen zurück, da sich die Population aktiv in geringere Wassertiefen dicht unterhalb des Epilimnions verlagerte und sich somit von der Entnahmetiefe des Rohwassers entfernte.

Die *Planktothrix*-Population brach im Laufe des Monats Oktober relativ schnell zusammen, erkennbar an den abnehmenden Nachweisen im Rohwasser. Zum Ende des Jahres wies das Rohwasser extrem niedrige Phytoplanktongehalte auf. Der saisonale Verlauf der Phytoplanktonentwicklung ließ sich auch bei den beiden Summenparametern SON sowie Chlorophyll a ablesen (Abbildung 2 und 3). Im Filtrat blieben die Werte beider Summenparameter während des gesamten Jahres unterhalb der ATT- sowie WTV-internen Richtwerte. Die Individuenzahlen des Zooplanktons waren über das Berichts-

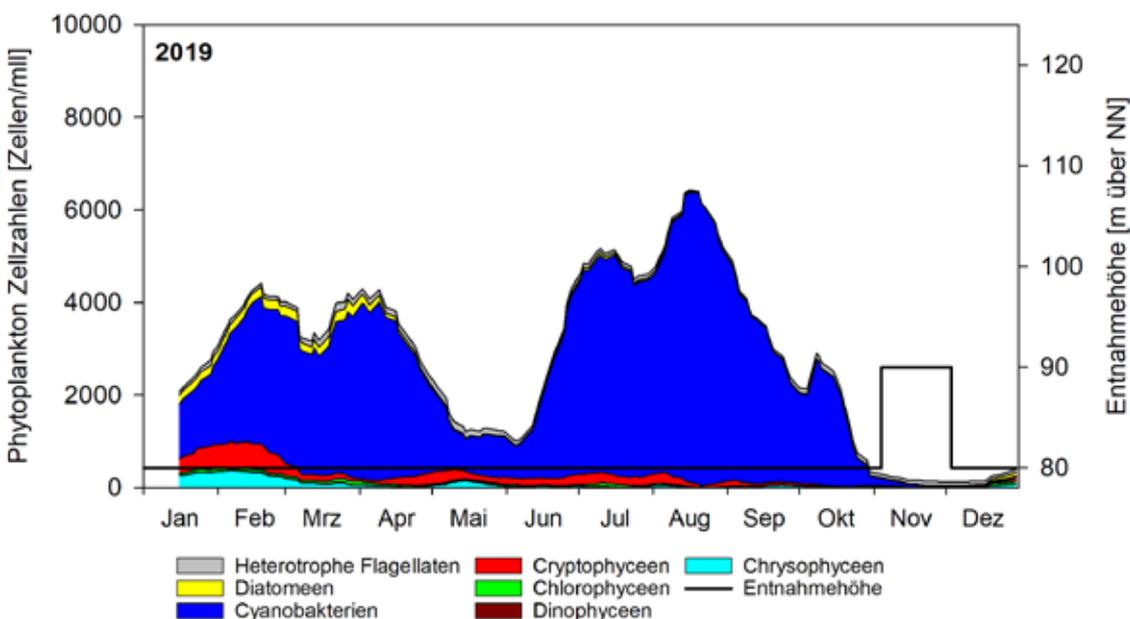


Abbildung 1
Vorkommen der wichtigsten Phytoplanktongruppen im Rohwasser im Jahr 2019. Die Zellzahlen pro ml sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

jahr betrachtet niedrig (Abbildung 4). 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.

Ab Mai/Juni führte die um diese Jahreszeit verstärkt einsetzende Zooplanktonentwicklung zu einer Zunahme der Rotatorien im Rohwasser. Auch beim Zooplankton waren die letzten beiden Monate des Jahres, ähnlich wie beim Phytoplankton, durch sehr geringe Gehalte gekennzeichnet.

ÜBERWACHUNG DER ALGENTOXIN-GEHALTE IM ROHWASSER

Planktothrix rubescens gehört zu den toxinbildenden Cyanobakterien. Die Cyanotoxine, die bei der Gattung *Planktothrix* am häufigsten nachgewiesen werden, sind die Microcystine. Es sind inzwischen zirka 80 Strukturvarianten (Kongenere) des Microcystins bekannt. Die World Health Organisation (WHO) hat einen Leitwert von 1 µg/l 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.

Aufgrund des im Jahr 2019 recht massiven Auftretens von *Planktothrix rubescens* wurde bereits frühzeitig mit der Überwachung der Rohwasserqualität hinsichtlich des Vorkommens von Microcystin beziehungsweise verschiedener Strukturvarianten begonnen.

Die Analysen auf Algentoxine wurden durch ein externes, akkreditiertes Untersuchungslabor durchgeführt. In den Proben wurden ausschließlich die Microcystin-Varianten Desmethylmicrocystin-RR sowie -LR nachgewiesen. Die Konzentrationen des Gesamt-Microcystins blieben bereits im Rohwasser jederzeit unterhalb des für Trinkwasser festgelegten Leitwertes der WHO von 1 µg/l.

Eine deutliche Reduktion der Toxin-Konzentrationen war im Filtrat, also nach dem partikeleliminierenden Aufbereitungsschritt, zu verzeichnen. Auch oxidative Prozesse wie die praktizierte Dosierung von Kaliumpermanganat führen zu einer Eliminierung von Cyanotoxinen. Chlordioxid ist allerdings für die Oxidation von Cyanotoxinen nicht geeignet (Umweltbundesamt, Cyanocenter). Im Trinkwasser der Aufbereitungsanlage Siegelsknippen wurden überwiegend Toxinkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l ermittelt. Nur wenige Messungen lagen knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze, die maximal ermittelte Toxinkonzentration lag mit 0,2 µg/l fünffach unterhalb des Leitwertes der WHO.

Probenahmedatum	Konzentration an Microcystin-Gesamt in [µg/l]
30.04.2019	0,16
24.05.2019	0,18
06.06.2019	< 0,05
25.06.2019	< 0,05
10.07.2019	0,80
31.07.2019	0,80
15.08.2019	0,70
21.08.2019	0,12
28.08.2019	0,55
11.09.2019	0,39
25.09.2019	0,29
07.10.2019	0,16
09.10.2019	0,16
14.10.2019	0,12
16.10.2019	0,12
22.10.2019	< 0,05
25.10.2019	< 0,05
07.11.2019	< 0,05
13.11.2019	< 0,05

Tabelle 4

Probenahmeterminale und Ergebnisse der Algentoxinuntersuchungen (Microcystine) im Rohwasser der Wahnbachtalsperre 2019.

Literatur

Umweltbundesamt (o.J.): Cyanocenter UBA, Entscheidungsunterstützungssystem, Hintergrundinformation, Trinkwasseraufbereitung, Nachoxidation, abgerufen 23.11.2020 von <https://toxische-cyanobakterien.de/hintergrundinformation/trinkwasseraufbereitung/>.

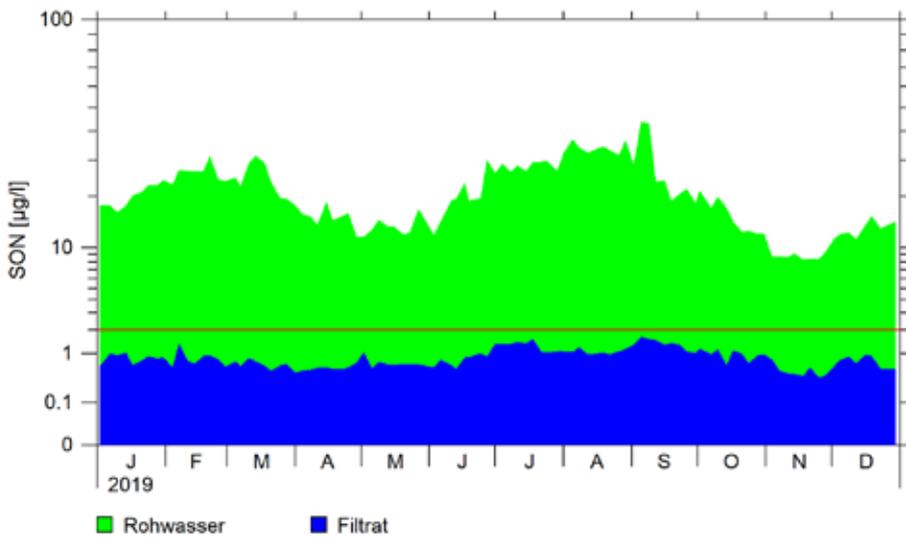


Abbildung 2
Suspendierter organischer Stickstoff (SON) im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2019. Die rote Linie markiert den WTV-internen Richtwert von 2 µg/l SON im Filtrat.

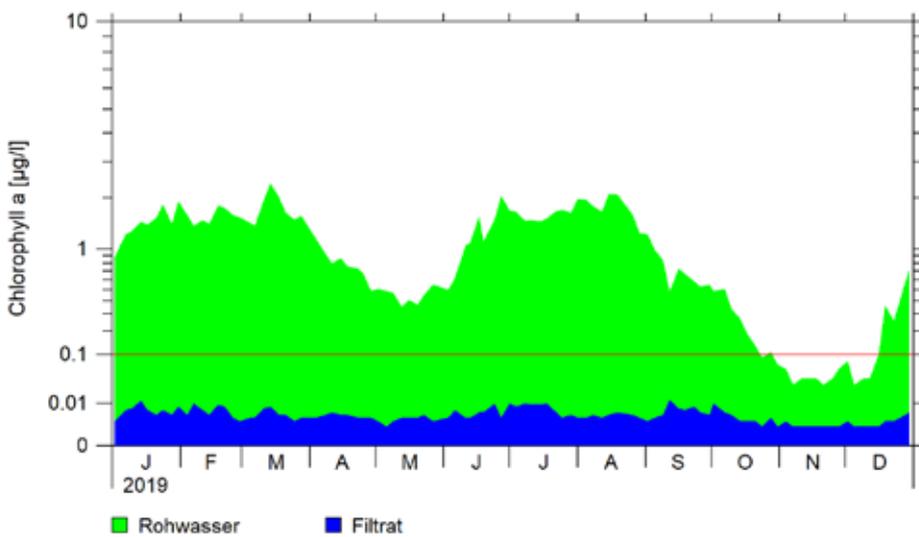


Abbildung 3
Chlorophyll a im Rohwasser und Sammelfiltrat der Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen (SN1) im Jahr 2019. Die rote Linie markiert den ATT-internen Richtwert von 0,1 µg/l Chlorophyll a im Filtrat.

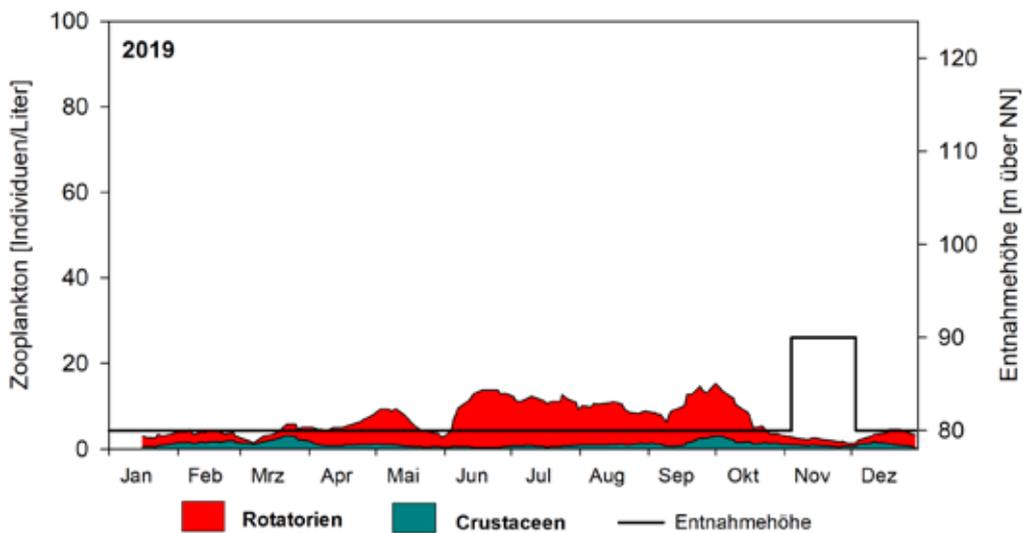


Abbildung 4
Vorkommen der wichtigsten Zooplanktongruppen im Rohwasser im Jahr 2019. Die Individuenzahlen pro L sind als siebengliedrige gleitende Mittelwerte aufgetragen.

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 2019 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 (Okt.–Mrz.) Auslauf PEA, Talsperre			
Juni, Juli, September, November			Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Auslauf PEA, Talsperre, Trinkwasser	Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Auslauf PEA, Talsperre, Trinkwasser	Ausläufe Kläranlagen, Wahnbach, Auslauf PEA, Talsperre, Trinkwasser

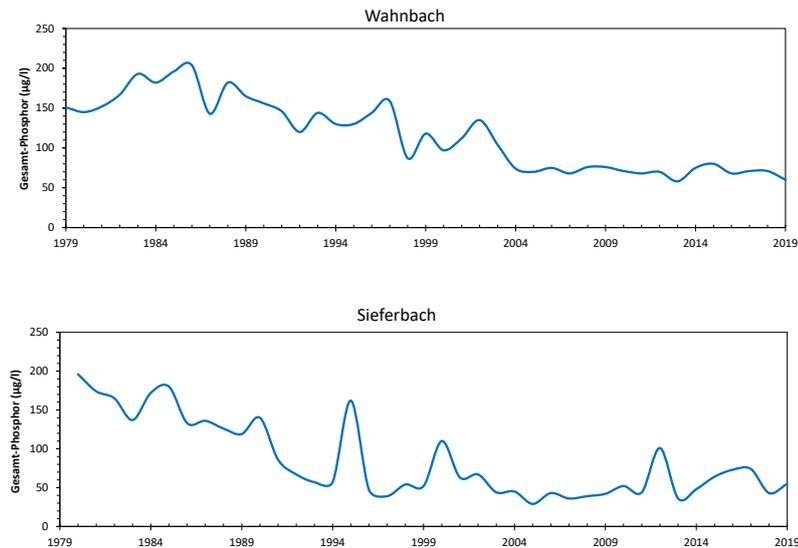
*Tabelle 1
Entnahmestellen und Untersuchungen im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre im Jahr 2019.*

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 1979 bis 2019) für den Wahnbach und den Siefertbach dargestellt. Am Wahnbach, der 80 Prozent des Zuflusses in Richtung Talsperre führt, ist zu erkennen, dass die mittleren Phosphorkonzentrationen seit 1985 kontinuierlich stark gesunken sind und sich seit 2003 auf einem Konzentrationsniveau von zirka 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 (zum Beispiel 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 Siefertbach 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 sinkt sie allerdings in den trockenen Jahren 2018 und 2019 wieder ab.

In Grafik 2 sind die Jahresmittelwerte von 1969 bis 2019 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.



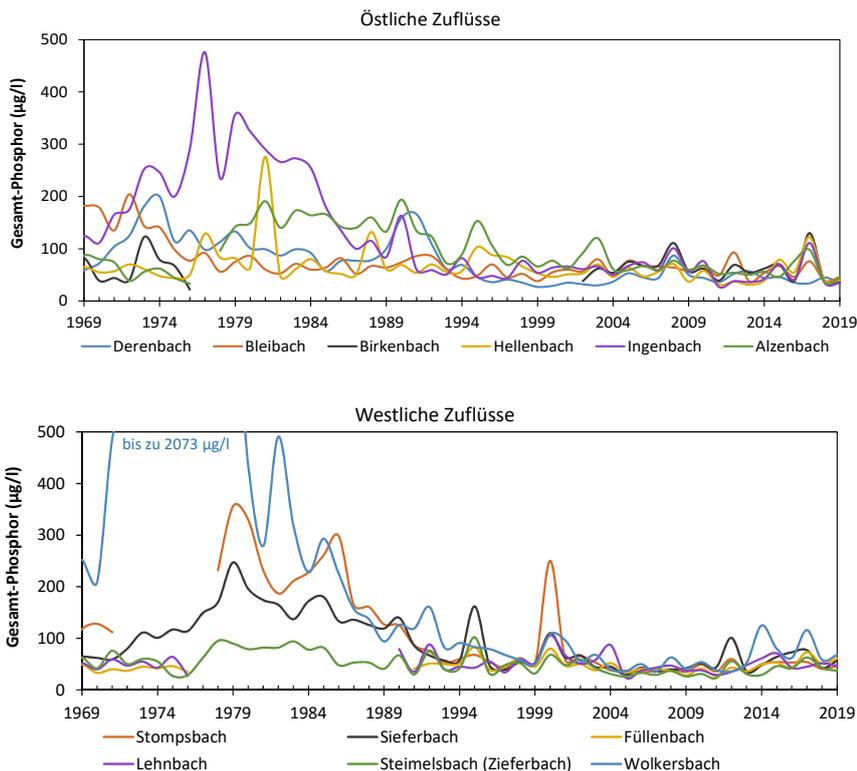
Grafik 1

Entwicklung der Phosphatkonzentrationen in Jahresmittelwerten im Wahnbach und im Sieferbach.

Die Gründe für den insgesamt geringeren Phosphoreintrag liegen in durchgeführten Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung, in den Maßnahmen zum Erosions- und Abschwemmungsschutz auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und zum Teil in geänderten Nutzungen von Teichanlagen, die im Hauptzufluss der Gewässer liegen. Es ist aber auch erkennbar, dass die abgesenkten Konzentrationen immer noch zu hoch sind, um den Stausee ohne technische Maßnahmen in einem oligotrophen Zustand zu halten.

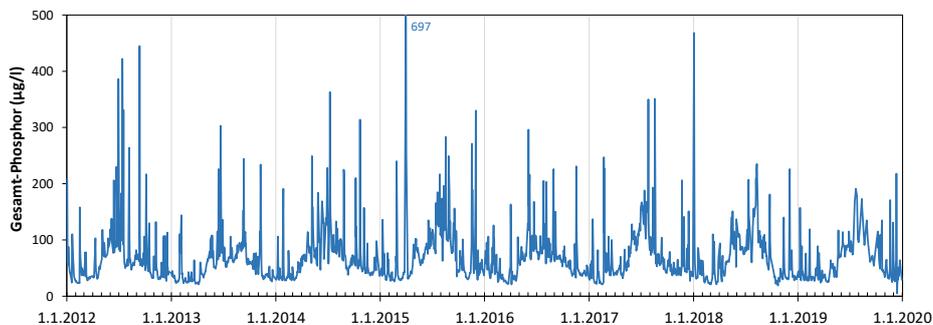
Die Darstellung der einzelnen Messwerte im Wahnbach für den Zeitraum 2012 – 2019 (Grafik 3) zeigt, dass Konzentrationsspitzen von bis zu über 400 µg/l (2015: 697 µg/l) erreicht werden, die in der Phosphoreliminierungsanlage ebenfalls auf unter 10 µg/l reduziert werden. Entsprechende Konzentrationsspitzen treten ebenfalls in Zuflüssen auf, die unmittelbar in den Stausee münden. Eine deutliche jahreszeitliche Tendenz ist in der Konzentrationsverteilung erkennbar. Etwa von April/Mai bis September/Oktober liegt die Kon-

zentration auf höherem Niveau als im Zeitraum September/Oktober bis April/Mai. Folglich tritt das Verteilungshoch im Sommer auf. Phosphor wird vor allem durch oberflächige Erosion und Abschwemmung oder durch Direkteinträge in die oberirdischen Gewässer eingetragen. Die erhöhten Werte in der Sommerperiode werden daher auf die landwirtschaftliche Flächennutzung mit Beweidung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie Einträge aus den Abläufen der Kläranlagen bei gleichzeitig geringer Wasserführung in den oberirdischen Gewässern zurückgeführt. Die höheren Abflussmengen im Zeitraum von Oktober bis April führen zu einer Verdünnung und somit zu einer Absenkung des Konzentrationsniveaus. Unabhängig von dieser Grundtendenz können auch im Winterhalbjahr nach starken Niederschlägen deutliche Konzentrationsspitzen auftreten, wie zum Beispiel im Winterhalbjahr 2017 sehr gut zu erkennen war. 2019 sind Jahresmittelwerte der Phosphorkonzentration im Vergleich zu 2018 in den meisten Zuflüssen auf einem ähnlichen Niveau und teilweise leicht gestiegen (Grafik 2 und Grafik 3).



Grafik 2

Entwicklung der Phosphatkonzentration (Jahresmittelwerte) in den Zuflüssen der Talsperre von 1969 bis 2019.



Grafik 3
Entwicklung der Phosphorkonzentration im Wahnbach
(Einzelwerte).

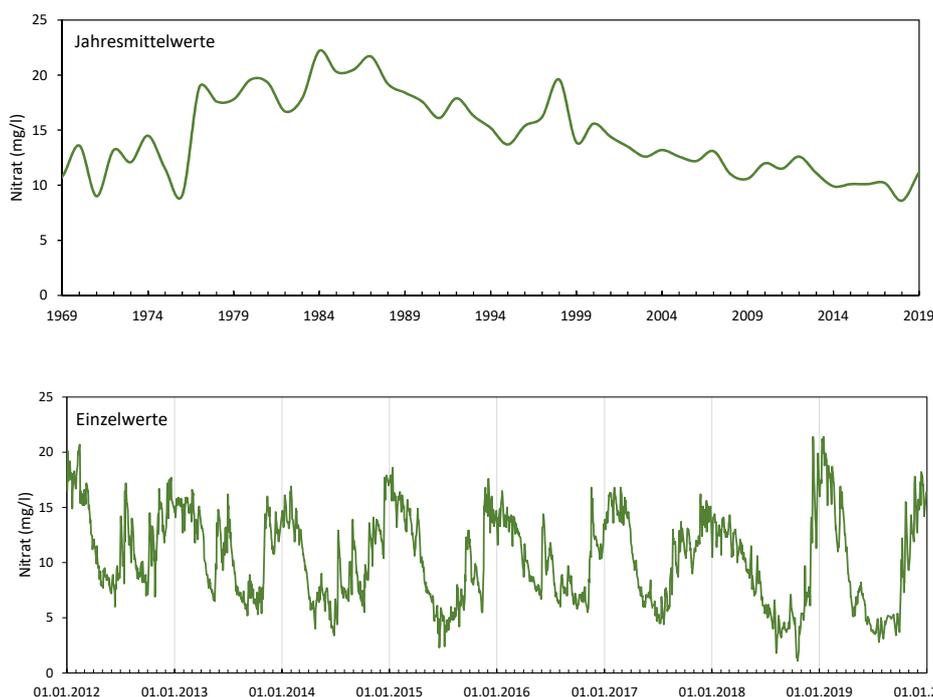
2.1.2 NITRAT

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 2019 beträgt 11 mg/l und ist somit etwas höher im Vergleich zum Vorjahr. Die Ganglinien der Jahresmittelwerte von Nitrat und Phosphor zeigen im Jahresmittel einen vergleichbaren Trend. Die Werte steigen von 1968 bis 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 bis Oktober) ein deutliches Verteilungsminimum und im Winterhalbjahr (zirka Oktober bis 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 Sommerhalb-

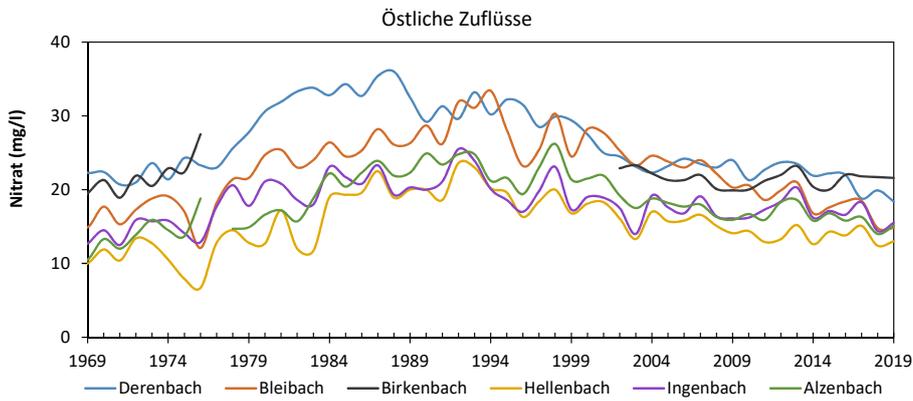
jahr deutlich geringer und setzt erst im Winterhalbjahr mit Beginn der „Grundwasserneubildungsphase“ ein. Unabhängig von dieser Grundtendenz können auch im Sommerhalbjahr Konzentrationspitzen auftreten, die nach Starkregenereignissen vor allem durch oberflächigen Abtrag verursacht werden.

2019 liegen die Konzentrationsspitzen im Wahnbach bei maximal 22,4 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 (Grafik 5), liegen aber 2019 immer unter 22 mg/l. 2019 ist die Nitratkonzentration in den meisten Zuflüssen im Vergleich zu 2018 leicht gestiegen. In allen Zuflüssen sind durchgehend fallende Tendenzen über längere Zeiträume zu beobachten. In einigen Zuflüssen werden sogar 10 mg/l unterschritten (Wolkersbach, Stompsbach, Siefertbach, 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).

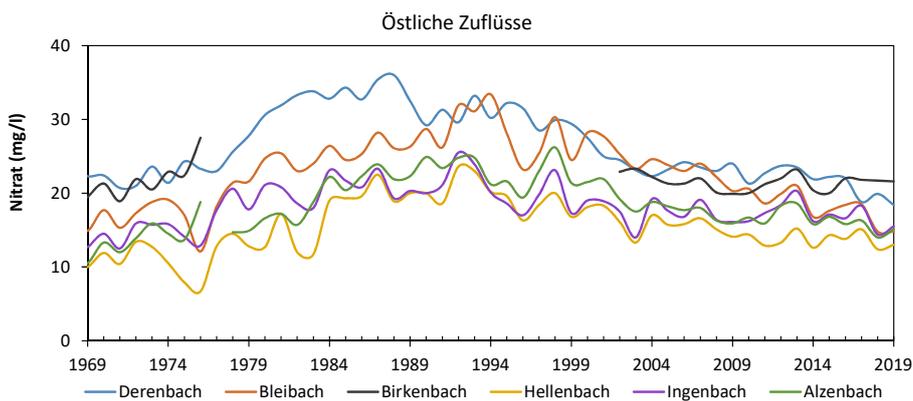


Grafik 4
der Nitratkonzentration im Wahnbach
(Einzelwerte).



Grafik 5

Entwicklung der Nitratkonzentration (Jahresmittelwerte) in den direkten Zuläufen der Talsperre von 1969 bis 2019.



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 Übersicht zeigt nicht alle untersuchten Wirkstoffe und Abbauprodukte (Metabolite), sondern nur die, die schon einmal nachgewiesen wurden.

Das Untersuchungsspektrum auf Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte umfasst 44 Stoffe, die im haus-eigenen Labor untersucht werden. Das Beprobungsintervall und Analysespektrum der Entnahmestellen kann Tabelle 2 entnommen werden. Zusätzlich zu diesen Analysen wurden 2019 in den Monaten Juni, Juli, September und November zirca 100 weitere Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte durch ein externes Institut analysiert. Diese Beprobungen wurden jeweils zu Phasen mit Niedrigwasserabfluss durchgeführt (Grafik 7).

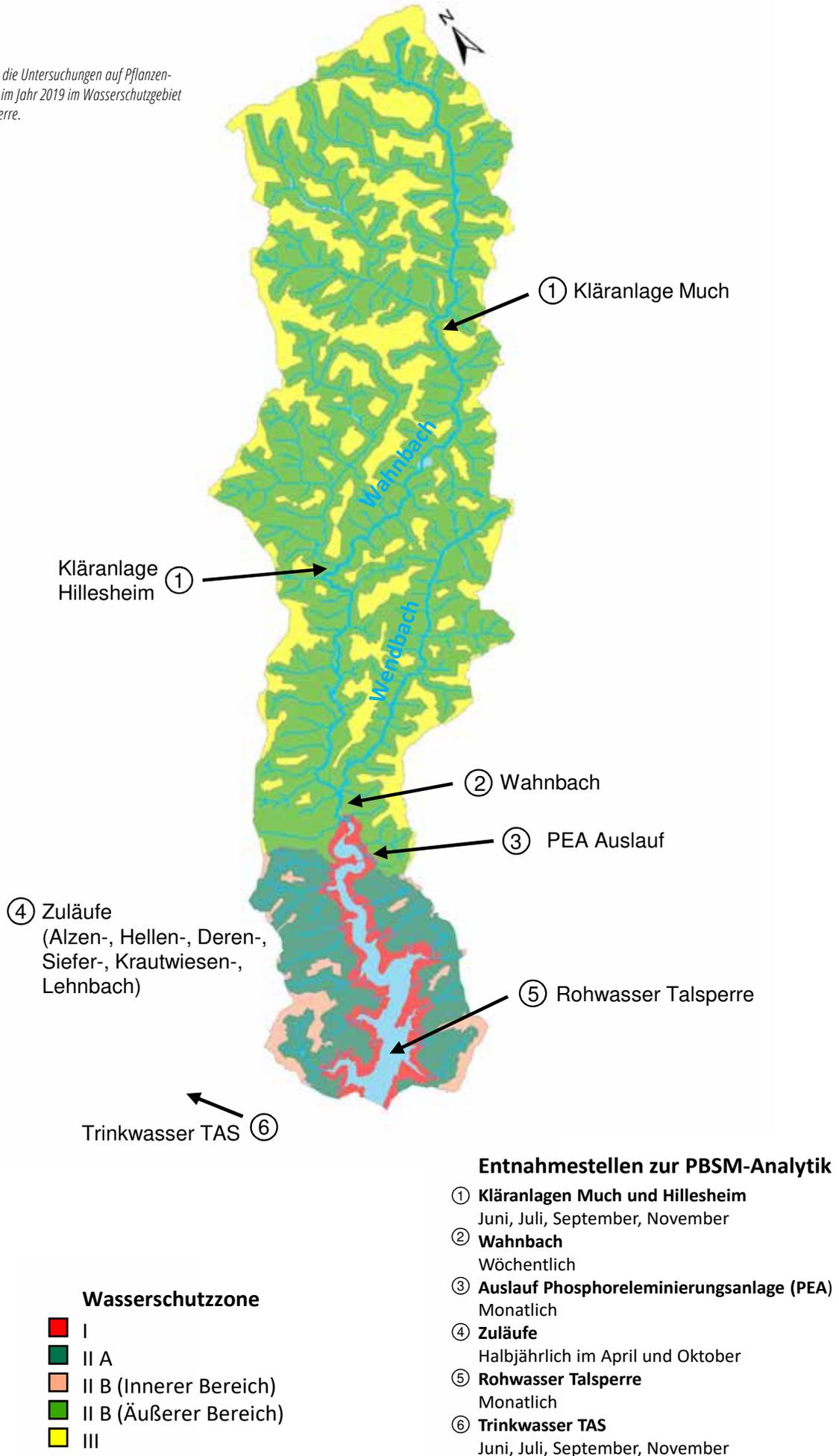
In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden 2019 am häufigsten Glyphosat mit seinem Abbauprodukt AMPA (Grafik 8), Terbutryn und Triclosan nachgewiesen. Glyphosat kann als „Unkrautvernichter“ Anwendung finden und Terbutryn sowie Triclosan können in Fassadenmaterialien enthalten sein. Auch die vereinzelt nachgewiesenen Wirkstoffe Clopyralid, 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, Metribuzin und Mecoprop können unter anderem als „Unkrautvernichter“ im Hausgartenbereich eingesetzt werden. 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.

Im Wahnbach, vor der Mündung in die Vorsperre, wurde 2019 die in den Ausläufen der Kläranlagen nachgewiesene Substanz AMPA ebenfalls gefunden. Die Häufigkeit der Nachweise und die Konzentrationshöhen sind allerdings geringer geworden. Glyphosat, Triclosan 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, Mecoprop, Metribuzin, Terbutryn und Clopyralid wurden nicht mehr beobachtet. Jedoch wurden Metolachlor und Terbuthylazin sowie dessen Metabolit Desethylterbuthylazin nachgewiesen. Diese Stoffe finden in der Landwirtschaft Anwendung. Die Konzentrationen lagen überwiegend unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz. Lediglich die Konzentration von Desethylterbuthylazin lag im Juli mit 0,152 µg/l über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (Stand 19. Juni 2020). Insgesamt wurde die Belastung des Wahnbaches mit Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukten (Metabolite) seit 1989 stark verringert. Die im Januar und Februar 2019 durchgeführten Analysen im Einlauf der Phosphoreliminierungsanlage (PEA) zeigten keine Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln oder deren Abbauprodukte. Im Auslauf (Filtrat) der PEA und im Rohwasser der Wahnbachtalsperre wurde im Juli, September und November Metalochlor unterhalb des Grenzwertes nachgewiesen. Terbuthylazin wurde im Juli und September im Auslauf der PEA und im Juni, September und November im Rohwasser der Wahnbachtalsperre, ebenfalls unterhalb des Grenzwertes, nachgewiesen. Diese Beobachtungen zeigen, dass die Aufbereitung in der Phosphoreliminierung nicht zu einer Elimination der Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln oder deren

Grafik 6

Entnahmestellen für die Untersuchungen auf Pflanzenschutzmitteln (PBSM) im Jahr 2019 im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre.



	Auslauf KA Much ¹⁾	Auslauf KA Hilles- heim ¹⁾	Wahn- bach ²⁾	Einlauf PEA ³⁾	Auslauf PEA ⁴⁾	Zuflüsse Stausee ⁵⁾	Roh- wasser Talsperre ⁴⁾
Diuron	0	0	0	0	0	0	0
Glyphosat ¹⁾	Juni, Juli, Sep	Juni, Juli, Sep, Nov	0	0	0	0	0
AMPA ¹⁾	Juni, Juli, Sep, Nov	Juni, Juli, Sep, Nov	Juni, Juli, Sep	0	0	0	0
Simazin	0	0	0	0	0	0	0
Terbutryn	Juni, Juli, Nov	Juli, Nov	0	0	0	0	0
Terbuthylazin	Juni	0	Juli	0	Juli, Sep	0	Juni, Sep, Nov
Desethylterbuthylazin	0	0	Juli	0	0	0	0
Metolachlor	0	0	Juni, Sep, Nov	0	Juli, Sep, Nov	0	Juni, Sep, Nov
Mecoprop	Sep	0	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	Juli	Juli	0	0	0	0	0
Atrazin	0	0	0	0	0	0	0
Desisopropylatrazin ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Bromacil	0	0	0	0	0	0	0
Bromoxynil	0	0	0	0	0	0	0
Fluroxypyr ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
2,4-D	Juli	Juli	0	0	0	0	0
Propoxur	0	0	0	0	0	0	0
Triclosan ¹⁾	Juni, Juli, Sep	Sep	0	0	0	0	0
Clopyralid	Sep	Sep	0	0	0	0	0
Propicanazol ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Isoproturon	0	0	0	0	0	0	0
2,6 Dichlorbenzamid ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Trichlorpyr	0	0	0	0	0	0	0

Weiter auf Seite 43

Tabelle 2

Nachweise von Wirkstoffen aus Pflanzenschutzmitteln und deren Abbauprodukte im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre im Jahr 2019.

Erläuterung

0 = kein Nachweis

rote Markierung = Überschreitung des GOW

1) Untersuchung nur im Mai + Juli + Sept + Nov

2) Untersuchung Apr bis Sep wöchentlich; Okt bis März monatlich

3) Untersuchung nur im Jan + Feb

4) Untersuchung monatlich

5) Untersuchung nur im April + Okt

MCPB	0	0	0	0	0	0	0
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
Tebucanazol ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Nitrosodimethylamin (NDMA) ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Pethoxamid ¹⁾	0	0	0	0	0	0	0
Cybutryn ¹⁾	0	0	0	0	0	0	Nov

Abbauprodukte führt. In sechs Zuflüssen (Grafik 6), 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).

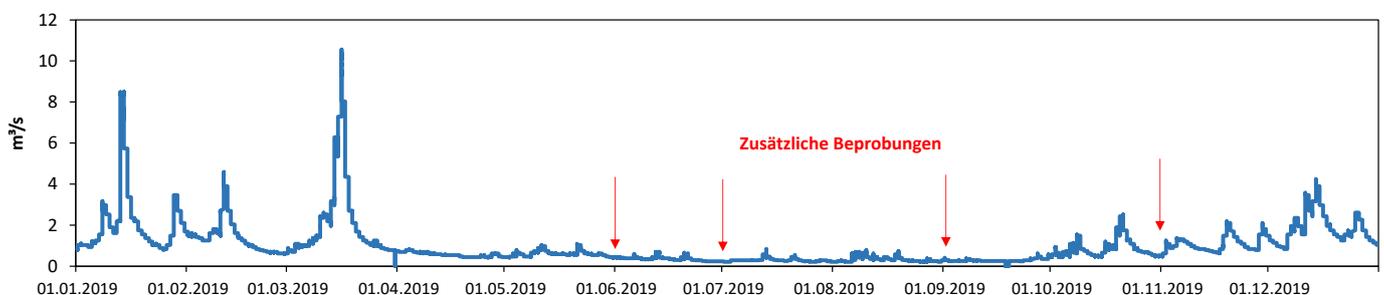
Das in der Öffentlichkeit intensiv diskutierte Glyphosat (mit seinem Abbauprodukt AMPA) wird als Totalherbizid zur Unkrautbekämpfung auf befestigten Flächen und im Rahmen des Direktsaatverfahrens auf landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt. AMPA kann auch aus den Phosphorverbindungen, die zum Beispiel 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 Wahnaches (Grafik 8, Seite 44).

Im Juni, Juli, September und November wurden Untersuchungen auf nicht relevante Metabolite (nrM) durchgeführt (Tabelle 3). Nicht

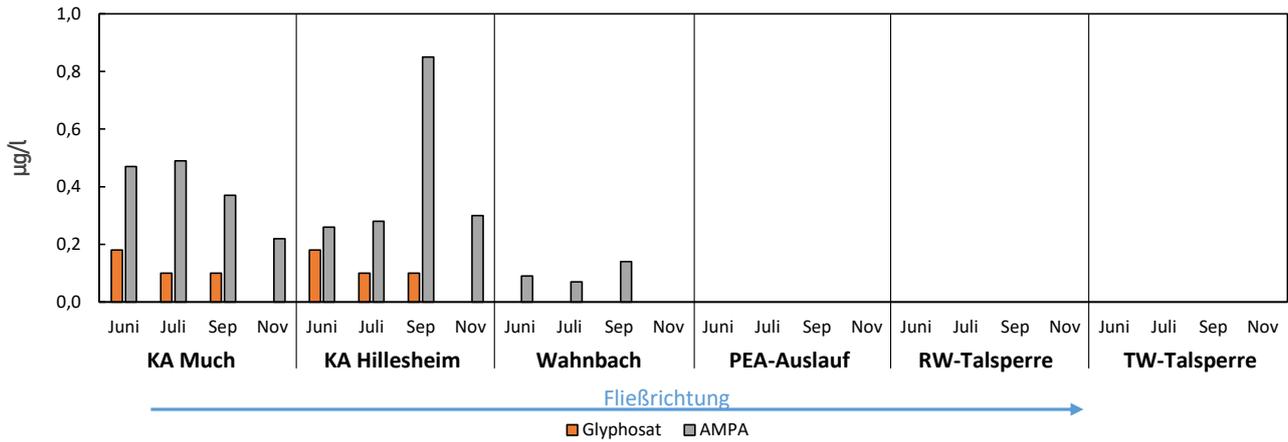
relevante Metabolite sind Abbauprodukte von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, die weder eine definierte pestizide Restaktivität, noch ein pflanzenschutzrechtlich relevantes humantoxisches oder ökotoxisches Potenzial besitzen. Die Bewertung ihrer Anwesenheit im Trinkwasser folgt deshalb dem Vorsorge-Konzept 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 27 untersuchten nrM wurden 2019 nur zwei nachgewiesen. Die nachgewiesenen Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die bei Mais (S-Metolachlor) und Zuckerrüben (Methyldesphenylchloridazon) eingesetzt werden. Die beobachteten Konzentrationen liegen jeweils deutlich unter den gesundheitlichen Orientierungswerten. Die zeitliche Darstellung für Desphenyl-Chloridazon-Metabolit B zeigt, dass seit 2013 der gesundheitliche Orientierungswert von 3,0 µg/l dauerhaft unterschritten ist (Grafik 9). 2019 wurde dieser nrM an keiner der Entnahmestellen im Wasserschutzgebiet der Wahnachtalsperre nachgewiesen (Grafik 9).

Die Konzentrationsverteilung an den verschiedenen Entnahmestellen in den Vorjahren ist ein weiterer Hinweis, dass Einträge in die oberirdischen Gewässer auch aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in der Landwirtschaft erfolgen. Die Grafik



Grafik 7
Abflussmengen des Wahnbachs im Jahr 2019.



Grafik 8
Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2019.

zeigt auch, dass Einträge über die Kläranlagen erfolgen, dass auf der Fließstrecke des Wahnbachs eine Verdünnung erfolgt und dass keine Reduktion durch die Aufbereitung in der PEA und den Aufenthalt im Stausee auftritt.

Stoffe mindestens einmal nachgewiesen. Die Konzentrationen sind an dieser Stelle deutlich niedriger und die Überschreitung des GOW wurde hier nur bei drei Stoffen beobachtet. Im Auslauf der PEA wurden 16 dieser Stoffe nachgewiesen, wobei drei den GOW überschritten. Im Rohwasser der Talsperre und im Trinkwasser wurden 18 beziehungsweise 19 Stoffe in Konzentrationen weit unterhalb des jeweiligen GOW nachgewiesen.

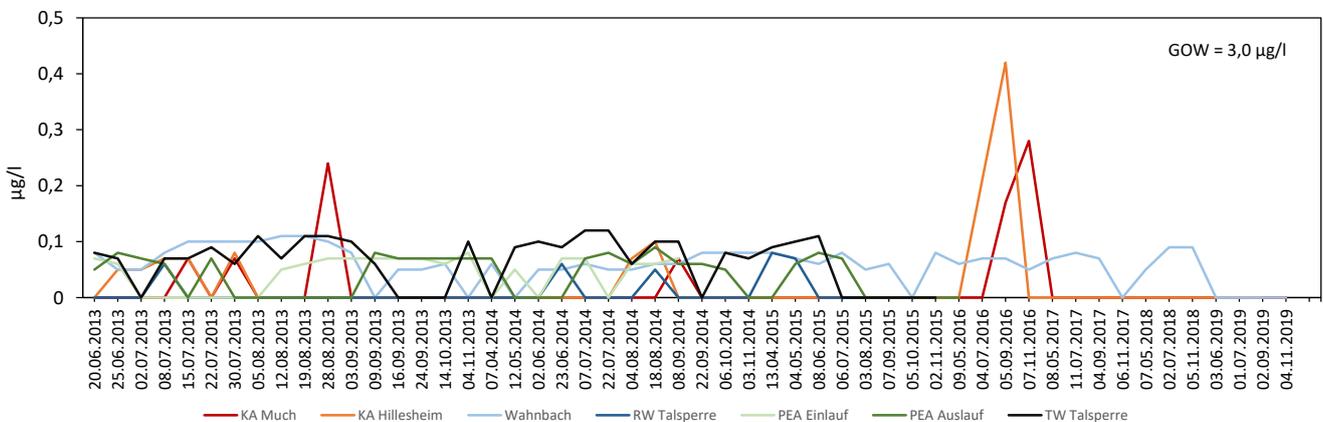
2.1.4 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden ebenfalls orientierende Untersuchungen auf 20 Wirkstoffe aus Arzneimitteln beziehungsweise deren Metabolite durchgeführt. 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 GOW gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser (Grafik 10). Dies wird besonders bei dem Antidiabetikum Metformin und seinem Abbauprodukt Guanylarnstoff deutlich, die den GOW von 1,0 µg/l deutlich überschreiten (Grafik 11). Im Wahnbach vor der Mündung in die Vorsperre wurden 18 dieser

Darüber hinaus wurden im Juni und November ebenfalls Untersuchungen auf 14 Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt (Grafik 12). In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden fünf Stoffe mindestens einmal nachgewiesen.

Die Konzentrationen lagen bei drei Stoffen deutlich über dem vom Umweltbundesamt empfohlenen Orientierungswert von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz. Im Wahnbach vor der Mündung in die Vorsperre und im Auslauf der PEA wurde nur noch einer dieser Stoffe mit einer Konzentration deutlich kleiner 0,1 µg/l nachgewiesen. Sowohl im Rohwasser der Talsperre als auch im Trinkwasser wurde keiner dieser Stoffe nachgewiesen.



Grafik 9
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre von 2013 bis 2019. Im Jahr 2019 wurde Desphenyl-Chloridazon Metabolit B an keiner der Entnahmestellen nachgewiesen.

	Entnahmestelle	KA Much	KA Hillesheim	Quelle Wahnbach	Unterlauf Wahnbach	Zulauf PEA	PEA Filtrat	Rohwasser Talsperre	Trinkwasser
Häufigkeit der Untersuchung	4	4	0	4	0	4	4	4	4
Nicht relevanter Metabolit	GOW								
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3,0	/	/	/	(3) 0,05-0,07	/	(3) 0,05-0,07	(3) 0,05-0,08	(3) 0,05-0,08
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 368208	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor-Sulfonsäure BH 479-9	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Desphenylchloridazon Met. B	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Methyl-desphenylchloridazon Met. B 1	3,0	/	/	/	/	/	/	/	(3) 0,07-0,1
Dimethylsulfamid (DMS)	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/

Weiter auf Seite 46

Erläuterung

Konzentrationen in µg/l

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

KA = Kläranlage; PEA = Phosphoreliminierungsanlage

Dimethachlor CGA 369873	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Flufenacet OA	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 5	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl GA 108906	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1,0	/	/	/	/	/	/	/	/

Erläuterung

Konzentrationen in µg/l

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

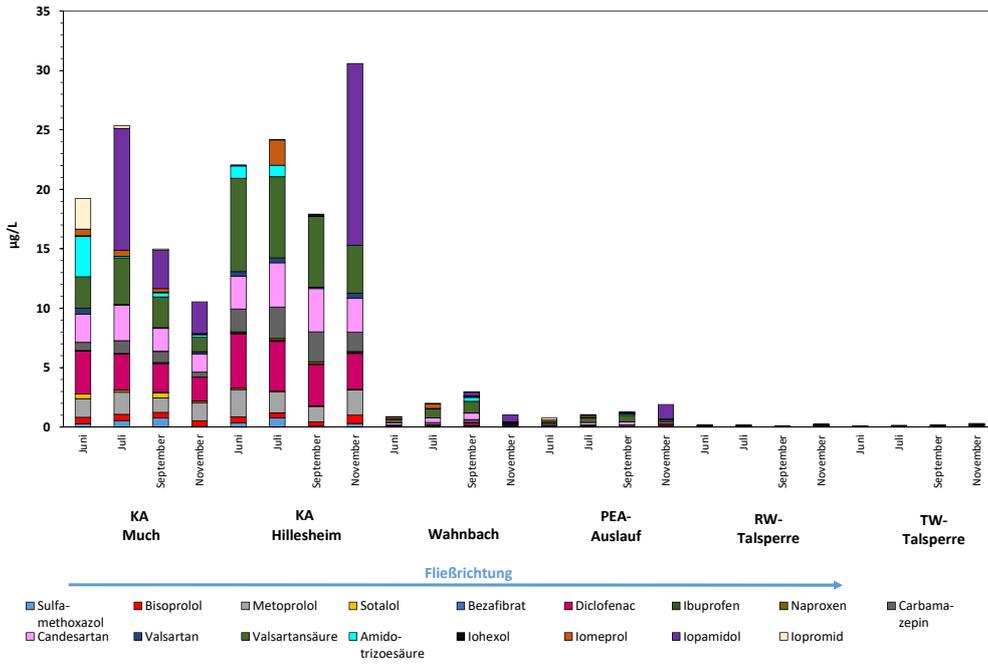
KA = Kläranlage; PEA = Phosphoreliminierungsanlage

2.1.5 SPURENSTOFFE

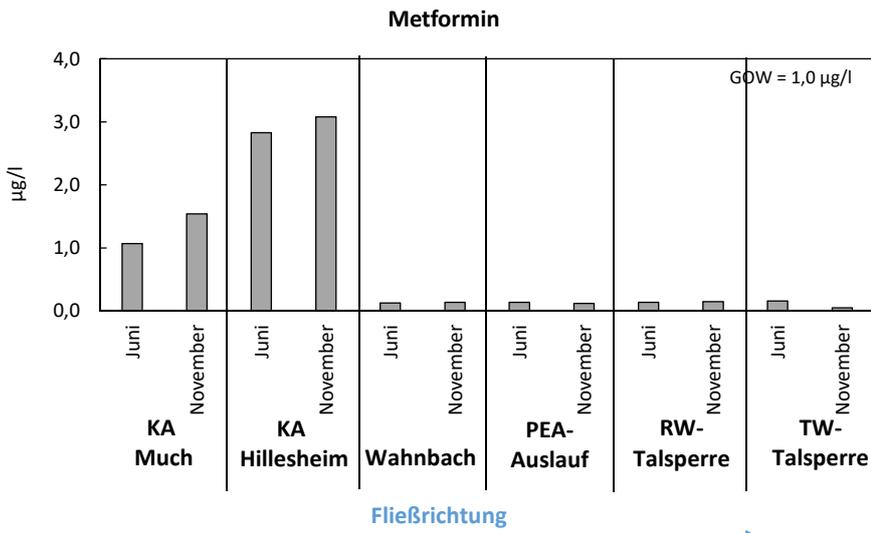
Es wurden auch orientierende Untersuchungen auf elf weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (TFA, Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel). In den Ausläufen der Kläranlagen Much und Hillesheim wurden zehn Stoffe nachgewiesen. Bei den Triazolen, den Flammschutzmitteln und den Komplexbildnern treten teils erhebliche Überschreitungen der GOW für Trinkwasser auf (Grafik 13 bis Grafik 15). Im Unterlauf des Wahnbachs, im Auslauf der PEA, im Rohwasser der Talsperre sowie im Trinkwasser wurden diese elf Stoffe ebenfalls beobachtet. Die Konzentrationen liegen aber weit unterhalb der jeweiligen GOW.

Insgesamt ist eine Abnahme in den Konzentrationen der Spuren-

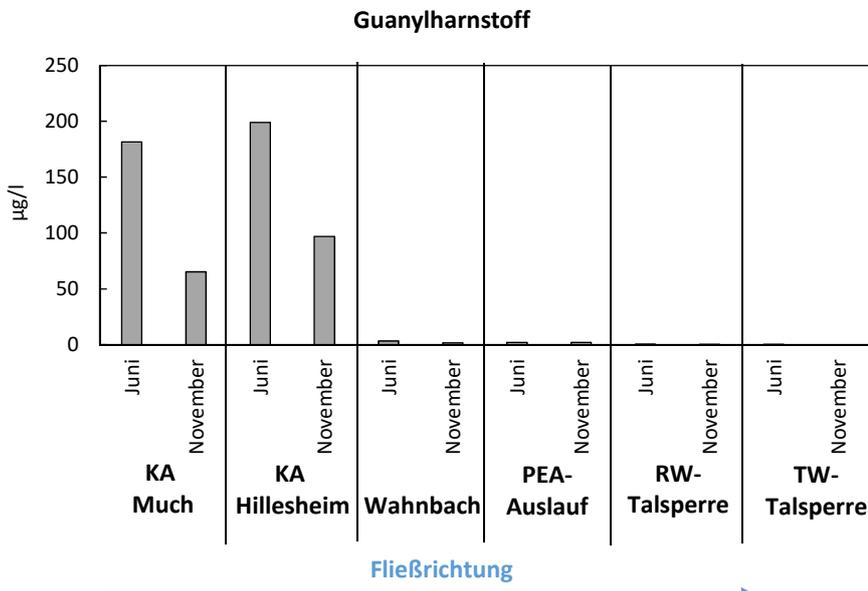
stoffe in Fließrichtung festzustellen. Die Ausläufe der Kläranlagen in Much und Hillesheim zeigen starke Einflüsse mit einer anschließend deutlichen Reduzierung entlang der Fließstrecke des Wahnbachs. Dies wird besonders am Süßstoff Acesulfam und TFA deutlich (Grafik 15 und Grafik 16). Acesulfam gilt in sauerstoffhaltigem Milieu als sehr persistent. Die Verringerung der Konzentrationen auf dem Transportweg bis zum Einlauf in die Vorsperre wird daher, auch wegen der kurzen Fließzeiten, auf einen Verdünnungseffekt im Wahnbach zurückgeführt. Auf dem weiteren Transportweg bis in das Rohwasser können zusätzlich Abbauprozesse in der Vorsperre und im Stausee wirksam werden (längere Verweilzeiten).

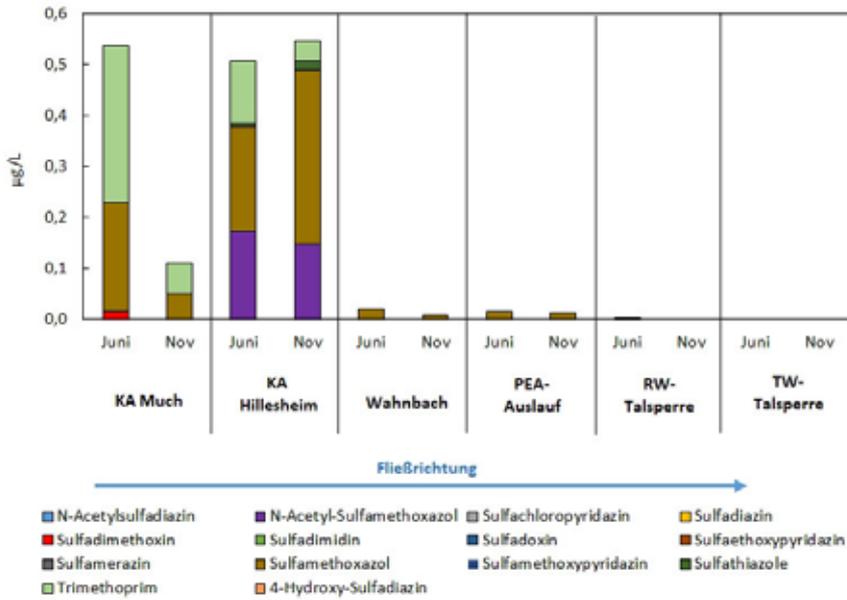


Grafik 10
Arzneimittel im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2019.

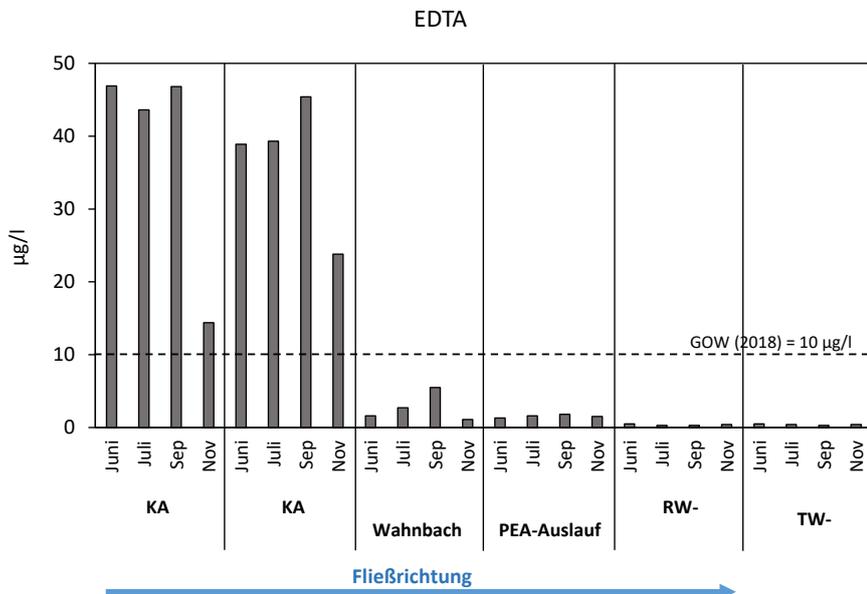


Grafik 11
Metformin und sein Metabolit Guanylarnstoff im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2019.

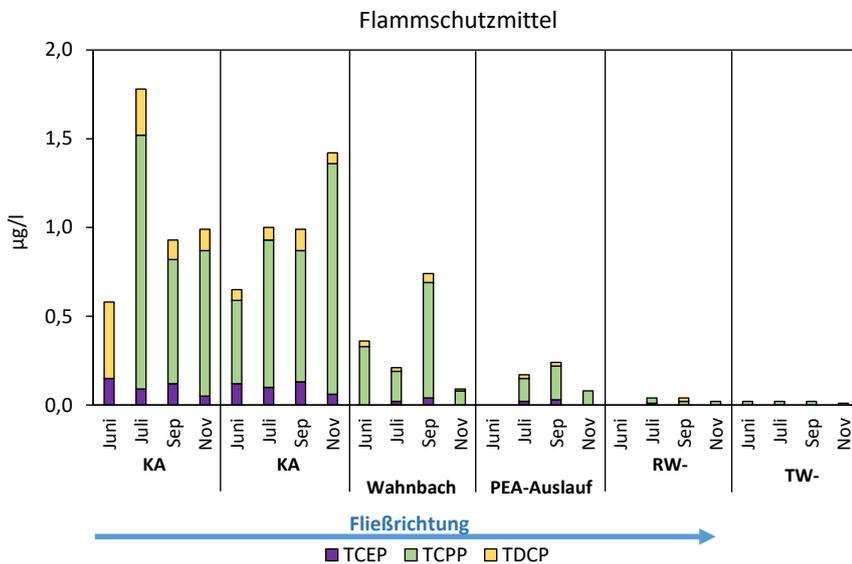




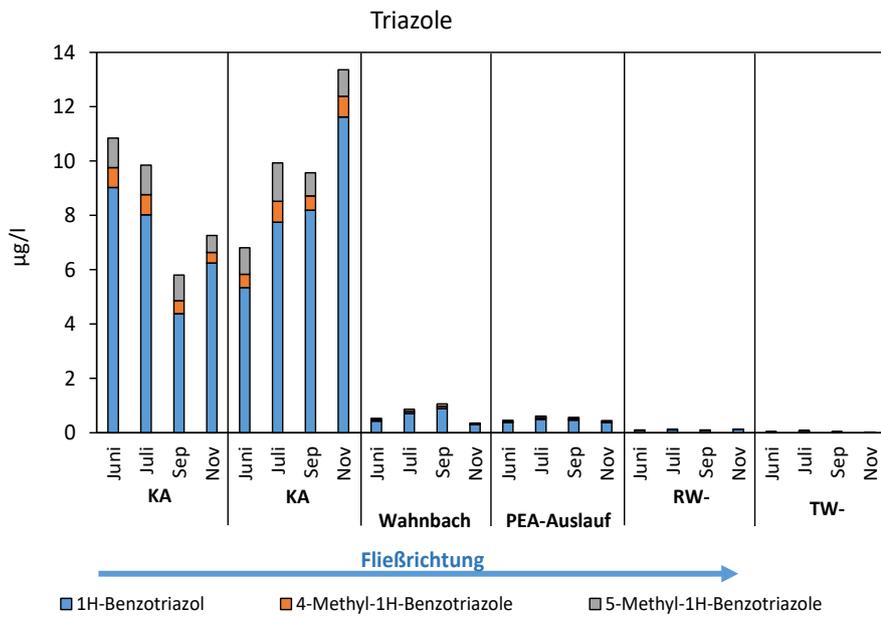
Grafik 12
Tierarzneimittel im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2019.



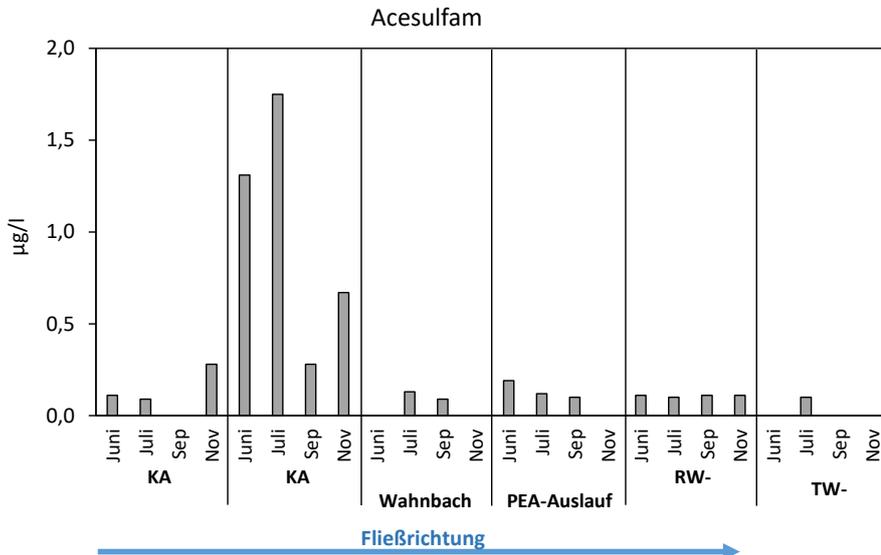
Grafik 13
Nachweise des Komplexbildner EDTA (Ethylen-dinitrilotetraessigsäure) im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2019.



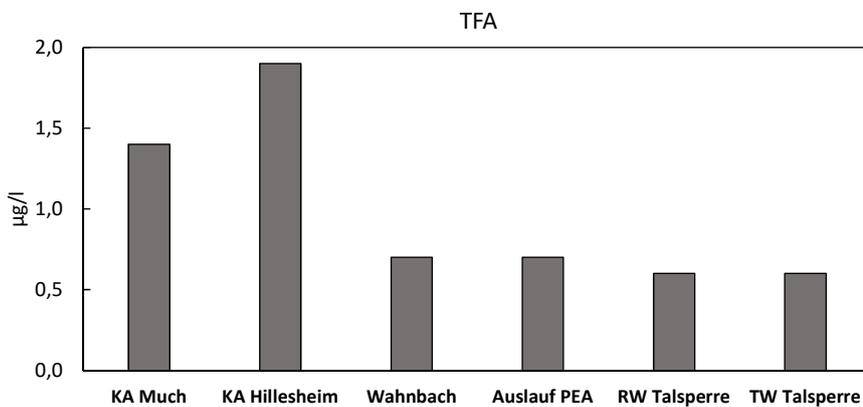
Grafik 14
Nachweise von Flammschutzmitteln im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2019.



Grafik 15
 Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2019.



Grafik 16
 Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Jahr 2019.



Grafik 17
 Nachweise der Industriechemikalie (Trifluoressigsäure) TFA im Wasserschutzgebiet der Wahnbachtalsperre im Juni 2019.

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 2019 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				
4x pro Jahr		15 Grundwassermessstellen			
Juni, November			4 Grundwassermessstellen	4 Grundwassermessstellen	4 Grundwassermessstellen
Juni, Juli, September, November			Rohwasser der Brunnen, Trinkwasser	Rohwasser der Brunnen, Trinkwasser	Rohwasser der Brunnen, Trinkwasser

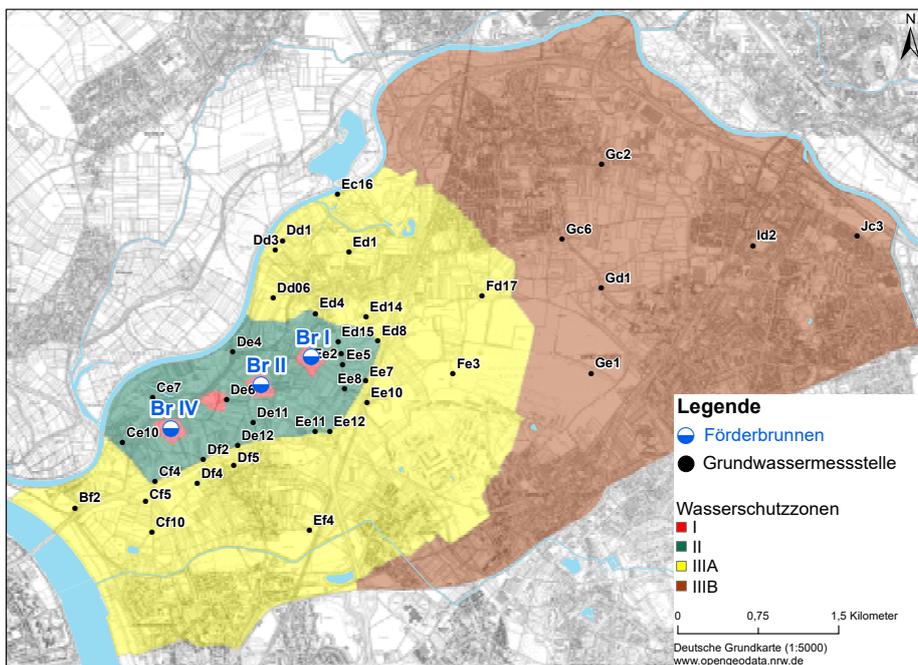


Tabelle 4
Entnahmestellen und Untersuchung von Grundwasserproben im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der Unteren Sieg im Jahr 2019.

Grafik 18
Probenahmestellen im Wasserschutzgebiet Meindorf an der Unteren Sieg im Jahr 2019.

2.2.2 MIKROBIOLOGIE BRUNNEN MEINDORF

Jahr 2019	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen 1	145	145 (CCA)	12	99
Brunnen 2	149	150 (CCA)	12	101
Brunnen 4	145	145 (CCA)	12	98

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

*Tabelle 3
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Rohwasser (Brunnen) TA Meindorf*

ERGEBNIS

Bei den bakteriologischen Untersuchungen der Grundwasserbrunnen Hennef wurden niedrige Koloniezahlen (0 oder 2 KBE/ml) ermittelt, es gab im Untersuchungszeitraum keine Nachweise von E. coli. An einem Beprobungstermin (Dezember) wurden in Proben von beiden Brunnen jeweils 1 KBE/100 ml coliforme Bakterien nachgewiesen. Beide Isolate wurden mit API 20 E als *Serratia* sp. (1204323) identifiziert.

In Proben des Rohwassers (Eingang Wasserwerk) wurden an insgesamt drei Terminen 1/100 ml coliforme Bakterien mit dem Nachweisverfahren Membranfiltration auf CC-Agar nachgewiesen. Die Isolate wurden mit API 20 E als *Pantoea* sp. (1007333) und *Klebsiella pneumoniae* (1005753) identifiziert, beziehungsweise waren nicht zu identifizieren (1205573).

2.2.2.1 NITRAT

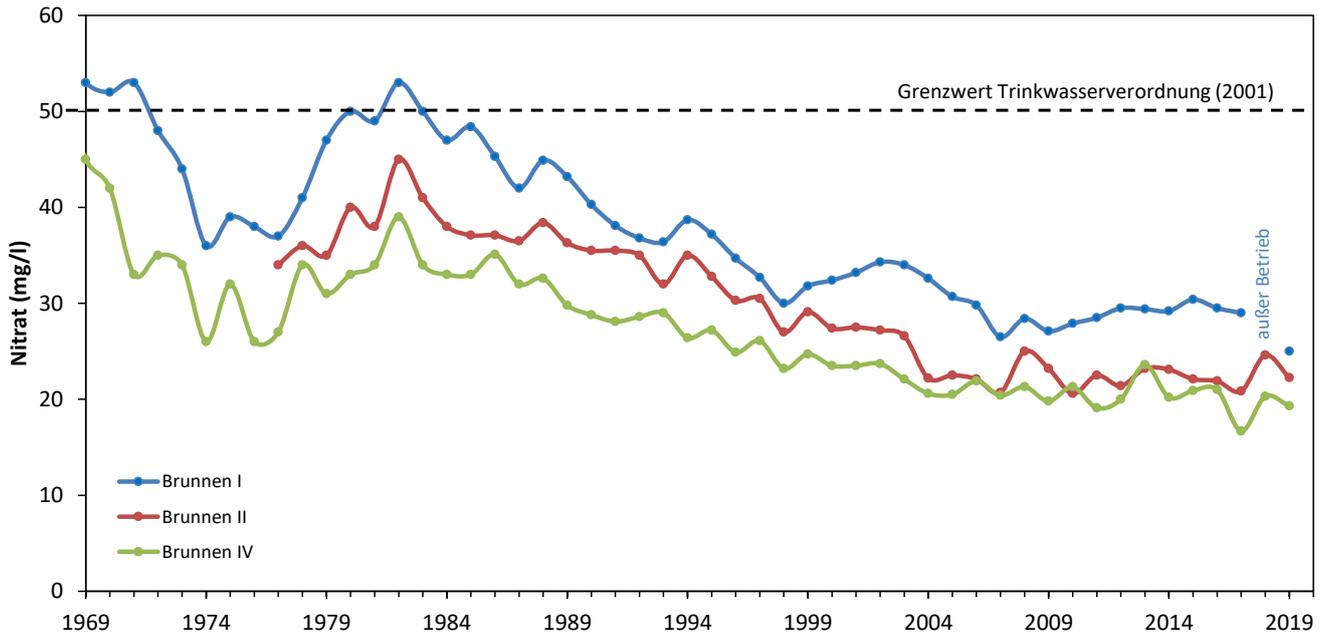
Die Ionenkonzentrationen in den drei Förderbrunnen zeigen seit ihrer Inbetriebnahme einen vergleichbaren Verlauf. Dies ist am Beispiel der Jahresmittelwerte der Nitratkonzentration dargestellt (Grafik 19). Aus dieser Darstellung gehen eindeutig die Lage der einzelnen Brunnen und die damit verbundene Beeinflussung durch Uferfiltrat der Sieg hervor. Der am weitesten von der Sieg entfernte Horizontalbrunnen 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 bis 1982 war dann wieder ein Konzentrationsanstieg zu beobachten, der auf eine gestiegene Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung zurückgeführt wird. Anschließend war bis 2007 ein deutlich sinkender Trend der Jahresmittelwerte in den Förderbrunnen erkennbar.

Ab 2008 stabilisieren sich die Werte bei 20 bis 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. 2019 wurden im Jahresmittel Konzentrationen von 19 mg/l bis 25 mg/l in den Horizontalfilterbrunnen gemessen und liegen somit deutlich unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) von 50 mg/l. Die in 2019 nachgewiesenen maximalen Konzentrationen aller drei Horizontalfilterbrunnen liegen mit 31 mg/l 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



Grafik 19 Entwicklung der Nitratkonzentration (Jahresmittelwerte) in den drei Förderbrunnen des Grundwasserwerkes Meindorf an der unteren Sieg.

wird im Vergleich mit den Grundwassermessstellen Df 4 und Ef 4 (Grafik 20) deutlich. Die Nitratkonzentrationen liegen bei beiden Messstellen 2019 zwischen 8 und 146 mg/l. Beide Grundwassermessstellen sind im Vergleich zu den Horizontalfilterbrunnen weiter von der Sieg entfernt und dadurch von landseitigem Grundwasser mit höheren Nitratkonzentrationen beeinflusst.

Diese räumliche Differenzierung wird durch Betrachtung von Grundwassermessstellen im gesamten Wasserschutzgebiet weiter deutlich. Die Infiltration des gering-mineralisierten Siegwassers hat im Grundwasser einen Verdünnungseffekt zur Folge, sodass die Stoffkonzentrationen in diesem Bereich sehr gering sind. Die Einflussgrenze reicht bis etwa an die Brunnenstandorte heran.

Im Süden der Ortslage Sankt Augustin-Meindorf und nördlich beziehungsweise westlich des Flughafens Hangelar tritt jeweils ein großer Bereich mit erhöhten Nitratkonzentrationen im Grundwasser auf. In diesem Gebiet wird auf flachgründigen und gut durchlässigen Böden intensive Landwirtschaft betrieben. Da hier der Verdünnungseffekt durch die Sieginfiltration fehlt, führt dies trotz der großen Flurabstände von 9 bis 13 m zu einer deutlichen Nitratbelastung des Grundwassers. Auffällig sind auch die Nitratkonzentrationen im Südwesten des Einzugsgebietes, da hier tiefgründige und schluffig bis lehmige Böden mit hohem Sorptionsvermögen und hoher Wasserspeicherkapazität auftreten.

Die hydraulischen Verhältnisse bei Infiltration des Rheines führen hier allerdings dazu, dass das Grundwasser zeitweilig bis in den Bereich der Bodenhorizonte ansteigt und in diesen Zeiträumen zu

einer besonderen Austragsgefahr 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 20 dargestellt. Die Nitratkonzentration im Grundwasser liegt dabei teilweise über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung (Stand 19. Juni 2020). Im Allgemeinen ist die Entwicklung der Nitratkonzentration innerhalb des Wasserschutzgebietes sehr unterschiedlich. Bei einzelnen Messstellen, wie zum Beispiel Ee 7, Ed 14 und He 1, ist wie in den Förderbrunnen über die letzten 30 Jahre eine deutliche Konzentrationsabnahme erkennbar. Innerhalb dieses sinkenden Trends war von 2010 bis 2015 allerdings bei Ee 7 und Ed 14 wieder steigende Tendenzen zu beobachten, seit 2016 wiederum eine sinkende Tendenz. Die Messstellen Ce 10 und He 1 zeigen eine dauerhaft geringe Konzentration. An anderen Messstellen, wie zum Beispiel 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 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 geringem 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 zehn bis 15 Jahren ist hier keine Tendenz einer deutlichen Änderung des Konzentrationsniveaus erkennbar.

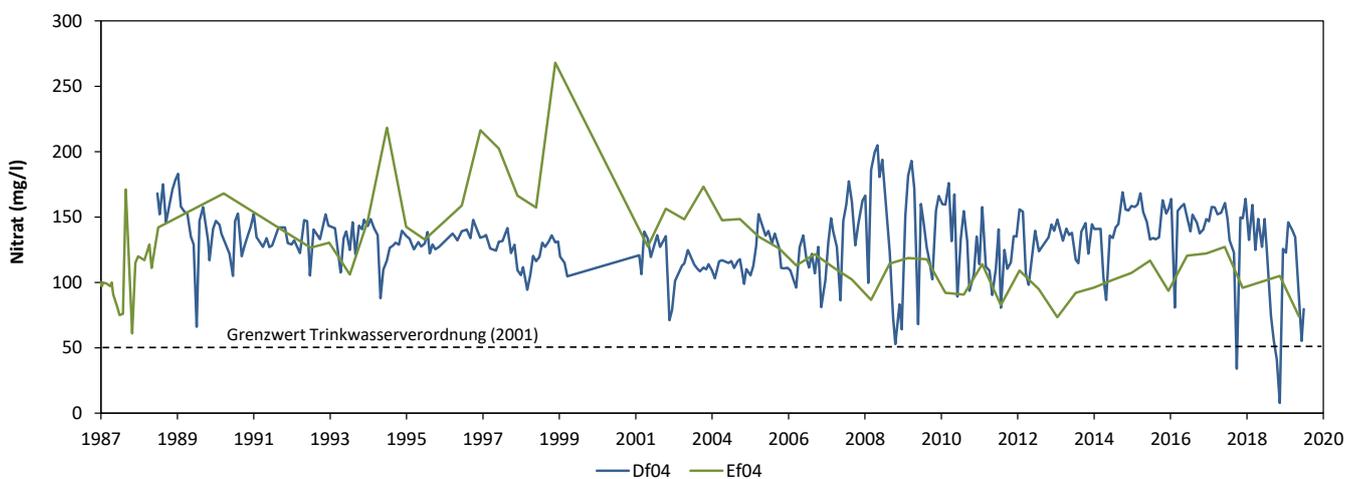
Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Infiltration aus der Sieg nicht nur für die gewinnbaren Wassermengen, sondern auch für den Chemismus und damit für die Qualität des Grundwassers von besonderer Bedeutung ist.

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.

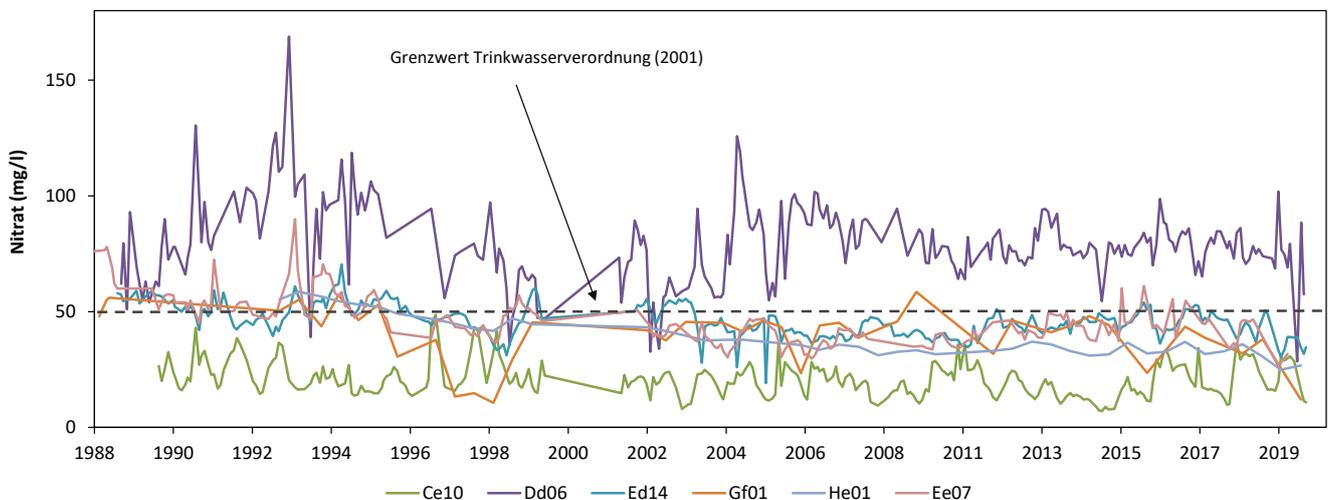
Mit Annäherung an die Brunnenstandorte und damit stärker werdendem Siegeinfluss sinken die Konzentrationen jedoch stark ab. Das Rohwasser der drei Förderbrunnen besitzt schließlich eine ausgezeichnete Qualität, da durch die sternförmige Anordnung der Filterstränge ein großer Teil des geförderten Wassers 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 Df 4 und Ef 4 im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der Unteren Sieg.



Grafik 21

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

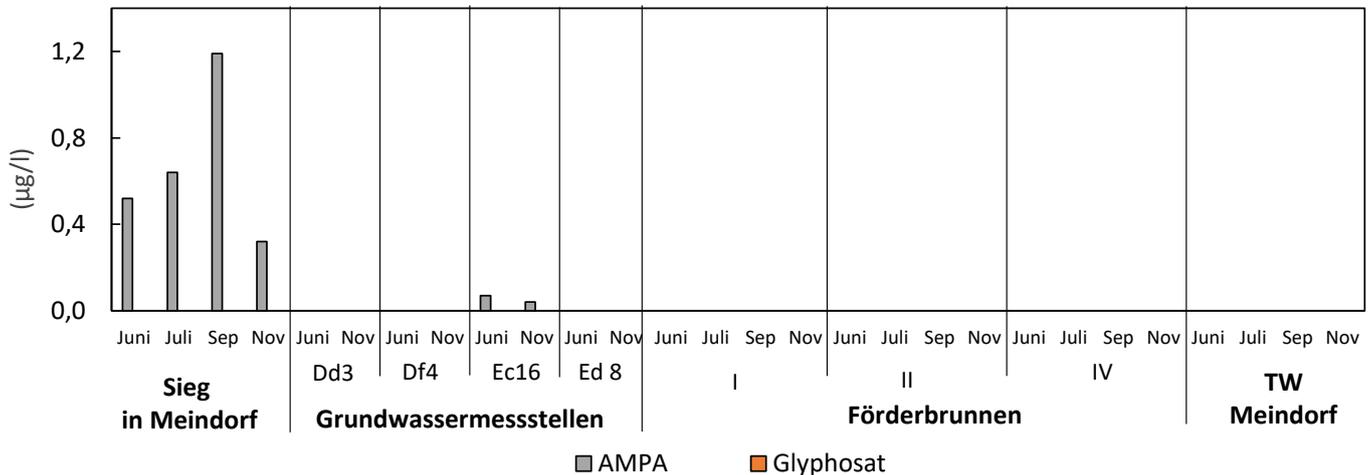
2.2.2.2 WIRKSTOFFE AUS PFLANZENSCHUTZMITTELN

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). 2019 wurde an zwei Grundwassermessstellen innerhalb des Wasserschutzgebietes Atrazin und Desethylatrazin beobachtet. Die Konzentrationen lagen deutlich unter dem Grenz-

wert der Trinkwasserverordnung (Stand 19. Juni 2020) von 0,1 µg/l je Einzelwirkstoff. Bei Untersuchungen in der Sieg wurden vier Wirkstoffe und Metabolite nachgewiesen. Unter anderem wurde AMPA, der Metabolit von Glyphosat, nachgewiesen (Grafik 22). Die Konzentrationen lagen auch hier deutlich unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung 2001 (Stand 19. Juni 2020) von 0,1 µg/l je Einzelwirkstoff. Im Rohwasser der Förderbrunnen und im Trinkwasser wurden keine Wirkstoffe oder relevanten Metabolite nachgewiesen.

Grafik 22

Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der Unteren Sieg im Jahr 2019.



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 GOW für „nicht bewert-

bare“ Stoffe des Umweltbundesamtes (UBA). In Tabelle 5 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 27 untersuchten nicht relevanten Metaboliten wurden sieben nachgewiesen. Im Vergleich zu 2018 ist die Anzahl der nachgewiesenen nicht relevanten Metabolite leicht gesunken. Im Juni wurde der GOW von Desphenylchloridazon (Metabolit B) in der Grundwassermessstelle Df 4 überschritten (Grafik 23).

Im November wurde dieser Stoff an keiner der vier untersuchten Grundwassermessstellen nachgewiesen. 2013 und 2014 lagen die Konzentrationen an anderen Grundwassermessstellen deutlich unter dem GOW (Grafik 24). Alle anderen beobachteten Konzentrationen liegen deutlich unter den GOW (Grafik 25) und sind im Vergleich zum Vorjahr gesunken.

Tabelle 5

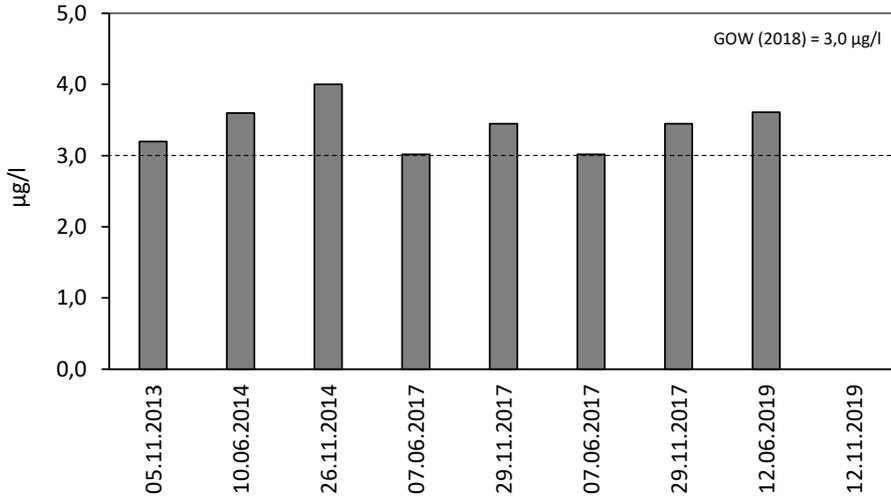
Nachweise von nicht relevanten Metaboliten (Häufigkeit und Konzentrationsbereich) im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der Unteren Sieg im Jahr 2019.

	Entnahmestelle	Sieg (Meindorf)	GWMST	Brunnen I	Brunnen II	Brunnen IV	Trinkwasser
Häufigkeit der Untersuchung		4	2 an je 4 MST	4	4	4	4
Nicht relevanter Metabolit	GOW						
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3,0	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3,0	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1,0	/	/	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1,0	/	(1) 0,06	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3,0	/	(3) 0,07-0,8	/	/	/	/
Metazachlor- Sulfonsäure BH479-9	1,0	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3,0	/	/	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1,0	/	/	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3,0	/	/	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3,0	/	(2) 0,1-0,2	/	/	/	/
Desphenylchloridazon Met. B	3,0	/	(2) 2,0-3,6	(3) 0,07-0,8	(1) 0,5	(1) 0,09	(2) 0,2-0,5
Methyldeshenyl- chloridazon Met. B 1	3,0	/	(2) 0,5-3,2	(4) 0,08-0,8	(4) 0,07-0,4	(3) 0,1	(4) 0,06-2,8
Dimethylsulfamid (DMS)	1,0	/	(2) 0,6-0,7	(3) 0,07-0,1	(3) 0,05-0,06	/	(2) 0,06-0,43
Dimethachlor CGA 369873	3,0	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1,0	/	/	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1,0	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1,0	/	/	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1,0	/	/	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1,0	/	/	/	/	/	/
Flufenacet OA	ohne	/	/	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3,0	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 5	3,0	/	/	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3,0	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 108906	1,0	/	/	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1,0	/	/	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1,0	/	/	/	/	/	/
2,6-Dichlorbenzamid	3,0	/	/	/	/	/	/

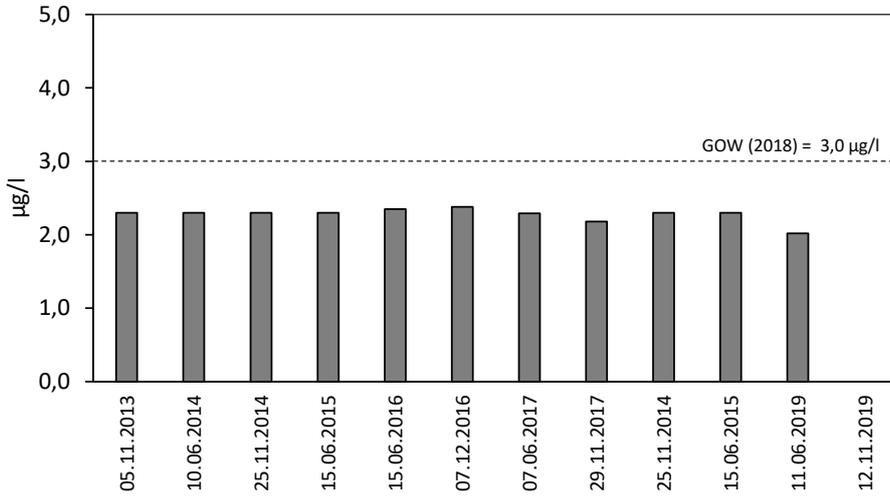
Erläuterung

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

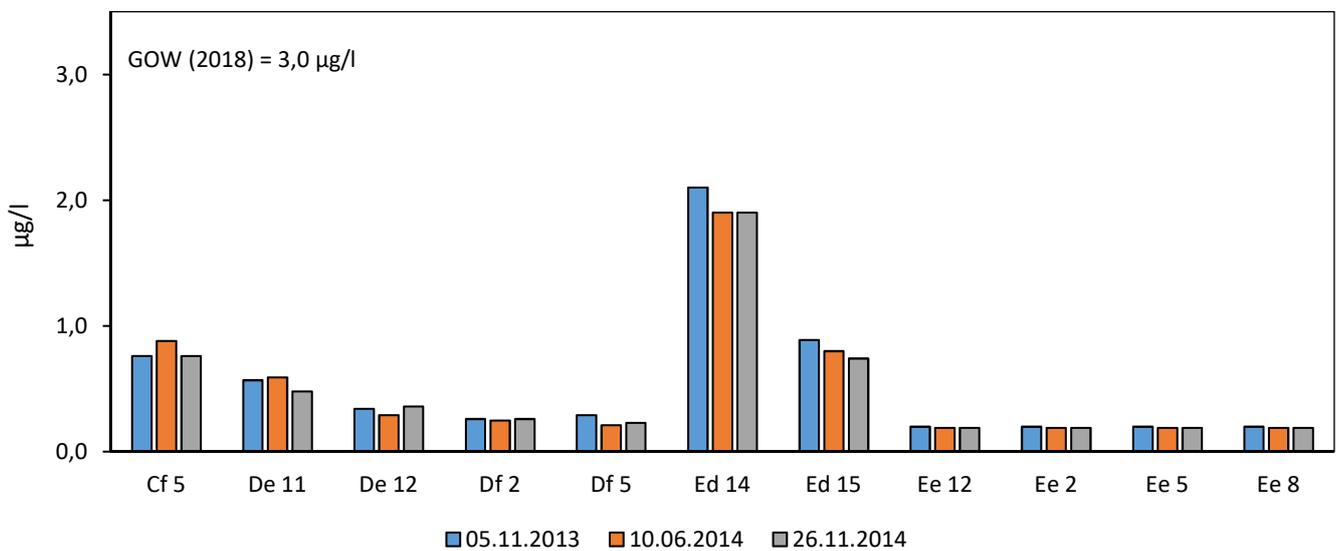
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B
Grundwassermesstelle Df 4



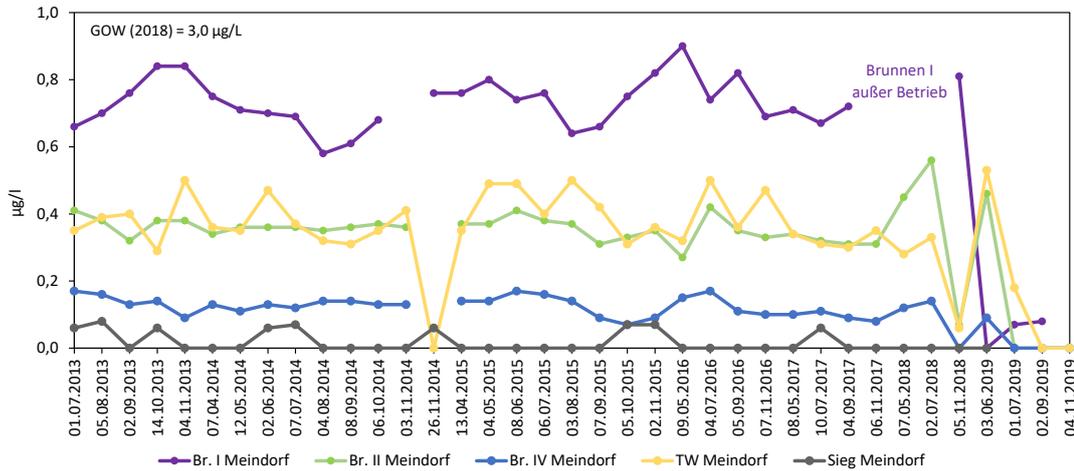
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B
Grundwassermesstelle Ed 8



Grafik 23
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B
Nachweise in den Grundwassermessstellen Df 4 und Ed 8 im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der Unteren Sieg in 2019. In den Grundwassermessstellen Dd 3 und Ec 16 wurde dieser Metabolit nicht nachgewiesen.



Grafik 24:
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B Nachweise in verschiedenen Grundwassermessstellen im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der Unteren Sieg.



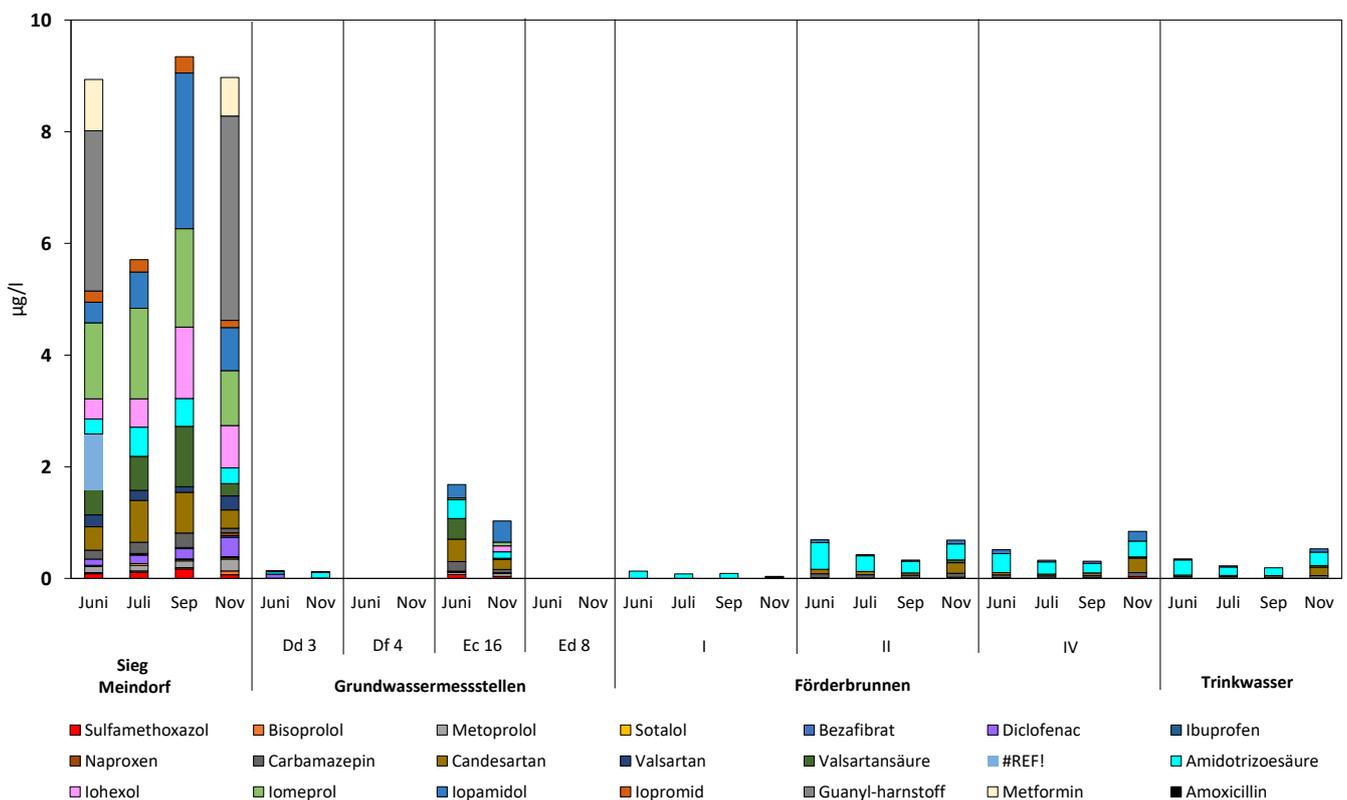
Grafik 25
Desphenyl-Chloridazon Metabolit B Nachweise in der Sieg, den drei Förderbrunnen sowie im Trinkwasser im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der Unteren Sieg.

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 beziehungsweise Zierpflanzen (Metazachlor, Tolyfluanid-DMS) angewendet werden. Neben den bereits laufenden Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge und Gesprächen mit den Landwirten sind weitere Untersuchungen sinnvoll, um die Belastungssituation und ihre Entwicklung besser einschätzen zu können.

2.2.2.3 ARZNEIMITTEL UND TIERARZNEIMITTEL

Im gleichen Zeitraum wurden weiterhin orientierende Untersuchungen auf 20 Wirkstoffe aus Arzneimitteln durchgeführt (Grafik 26). In der Sieg wurden 19 dieser Wirkstoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen bei acht Stoffen über dem jeweiligen GOW gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser. In den Grundwassermessstellen wurden elf dieser Wirkstoffe nachgewiesen. Dabei wurde im Juni an einer Grundwassermessstelle der GOW von zwei Wirkstoffen überschritten. Sowohl im Rohwasser der Förderbrunnen als auch im Trinkwasser wurden sieben dieser Stoffe in Konzentrationen deutlich unterhalb der GOW beobachtet.

Grafik 26
Arzneimittel im Grundwassergewinnungsgebiet in Meindorf an der Unteren Sieg im Jahr 2019.

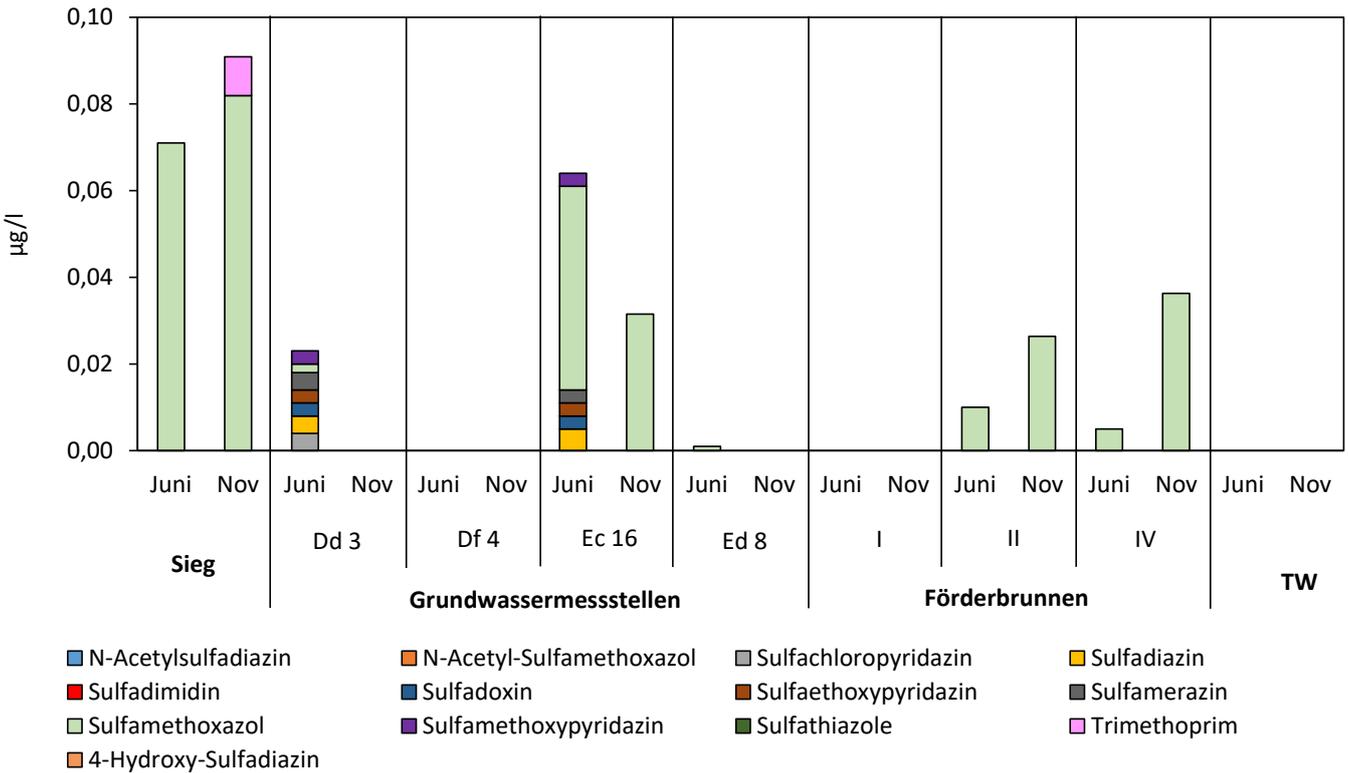


Es wurden ebenfalls Untersuchungen auf 13 Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt (Grafik 27). In der Sieg wurden zwei dieser Wirkstoffe deutlich unterhalb der GOW nachgewiesen. In den vier Grundwassermessstellen wurden sieben dieser Stoffe, eben-

falls deutlich unterhalb des gesundheitlichen Orientierungswertes, festgestellt. Im Rohwasser der Förderbrunnen und im Trinkwasser wurde einer beziehungsweise keiner dieser Wirkstoffe beobachtet.

Grafik 27

Tierarzneimitteln im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der Unteren Sieg im Jahr 2019.



2.2.2.4 SPURENSTOFFE

Darüber hinaus wurden auch orientierende Untersuchungen auf elf weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (TFA, Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel) (Grafik 28 bis Grafik 32). In der Sieg wurden zehn Stoffe nachgewiesen.

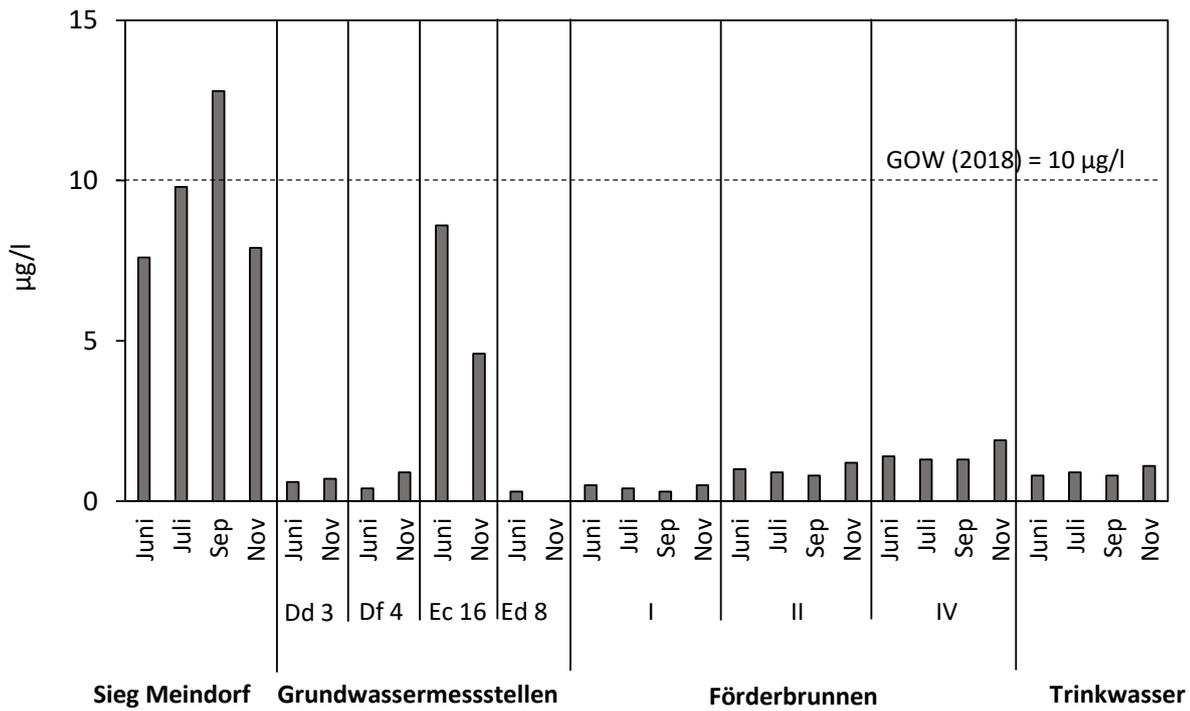
Die Konzentrationen lagen im September mit einer EDTA-Konzentration von 12,8 mg/l über dem GOW gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes (Grafik 28). Bei je zwei Untersuchungen an vier Grundwassermessstellen wurden sechs Stoffe in Konzentrationen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW beobachtet.

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 höher konzentrierten Siegwassers beeinflusst. Im Rohwasser der Brunnen sowie im Trinkwasser wurden sechs Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen 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 TFA an den Grundwassermessstellen (Grafik 32) deuten dagegen darauf hin, dass TFA auch als Abbauprodukt aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) eingetragen werden kann.

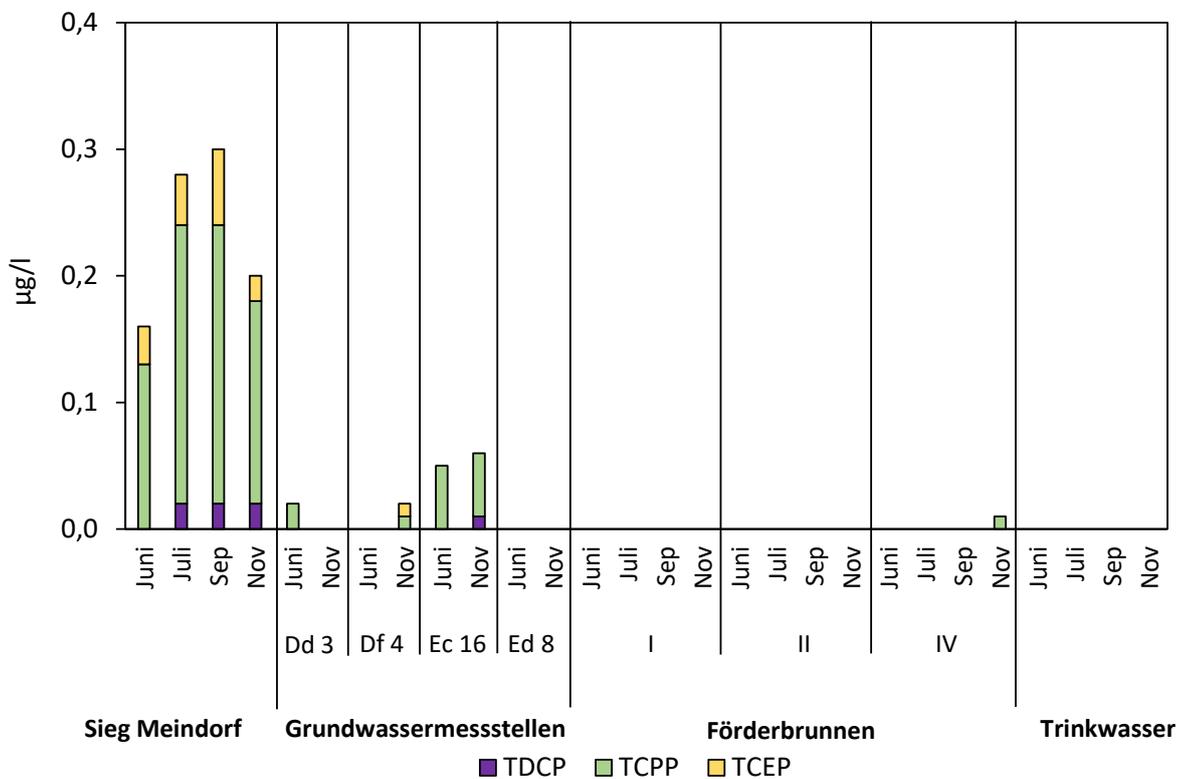
EDTA



Grafik 28

Nachweise des Komplexbildner EDTA (Ethylendinitrilotetraessigsäure) im Grundwassergewinnungsgebiet in Meindorf an der Unteren Sieg im Jahr 2019.

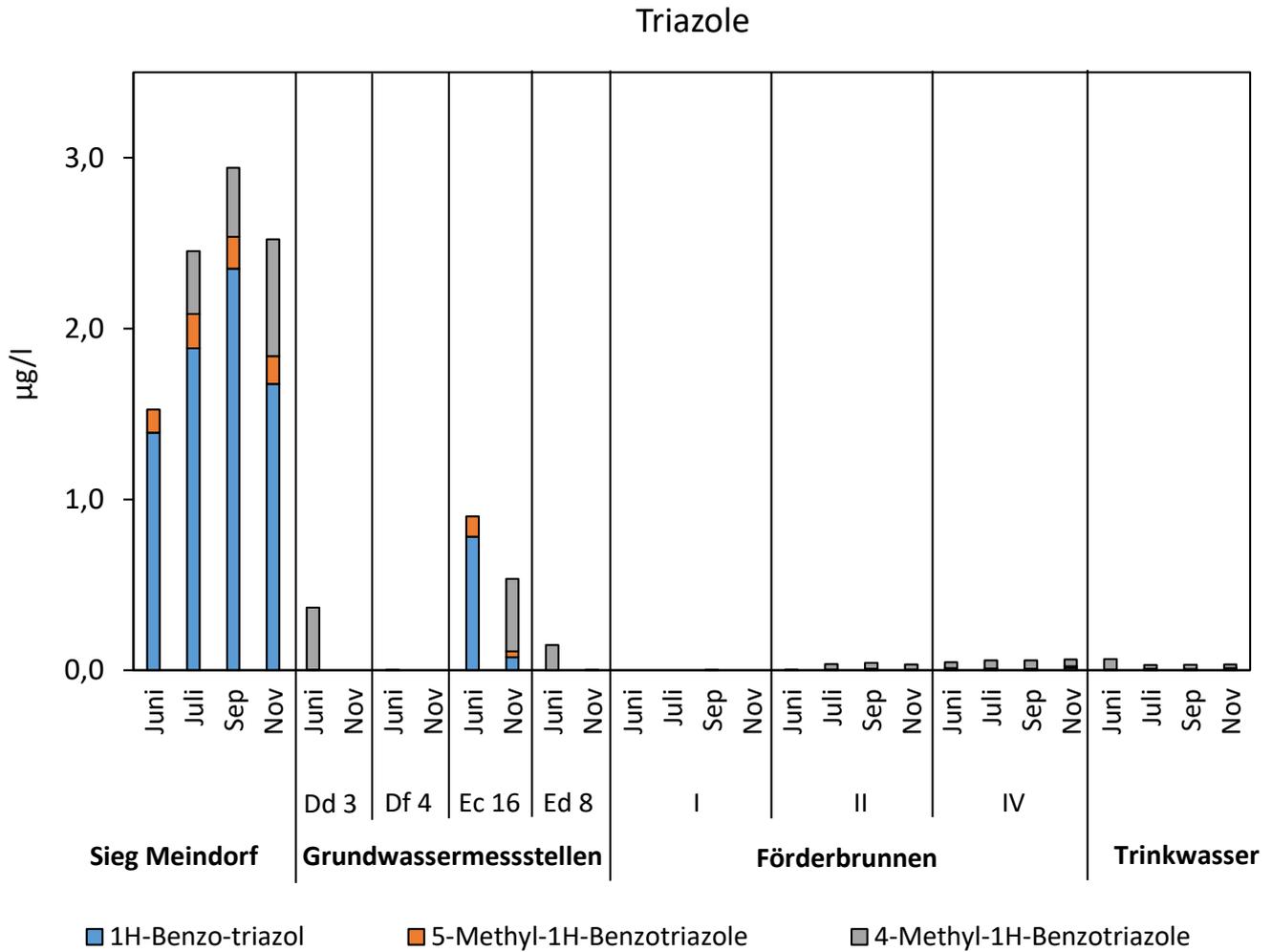
Flammschutzmittel

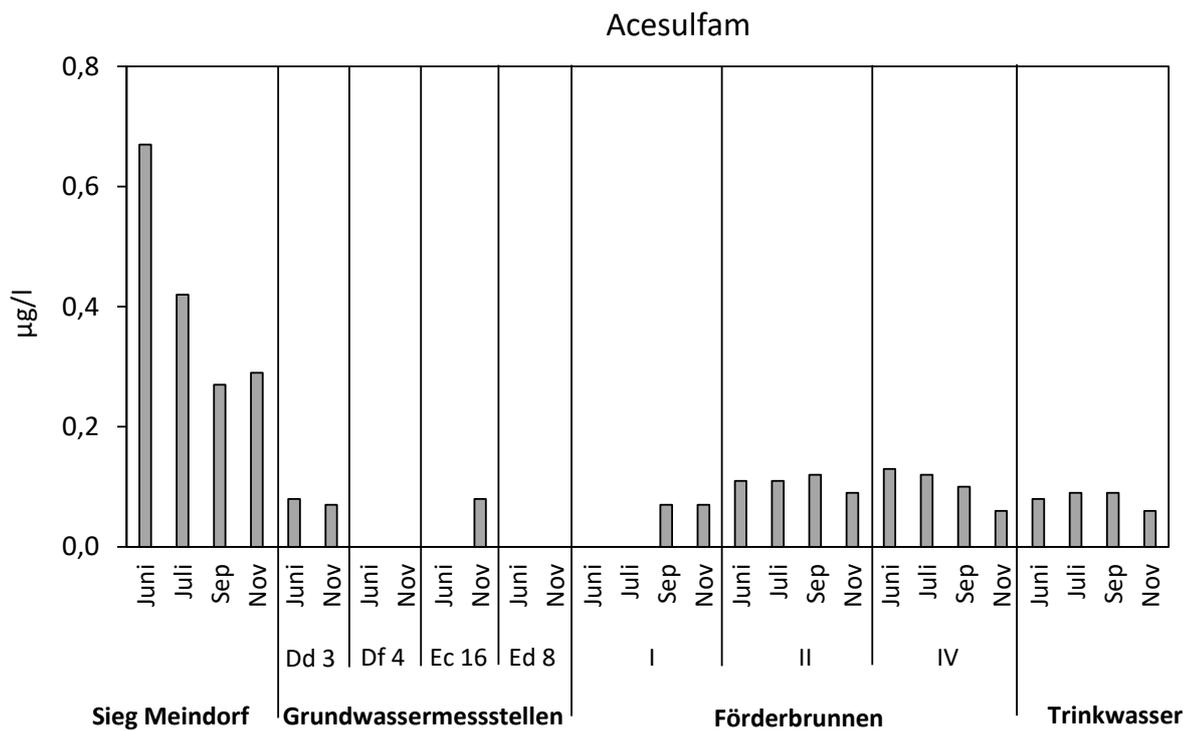


Grafik 29

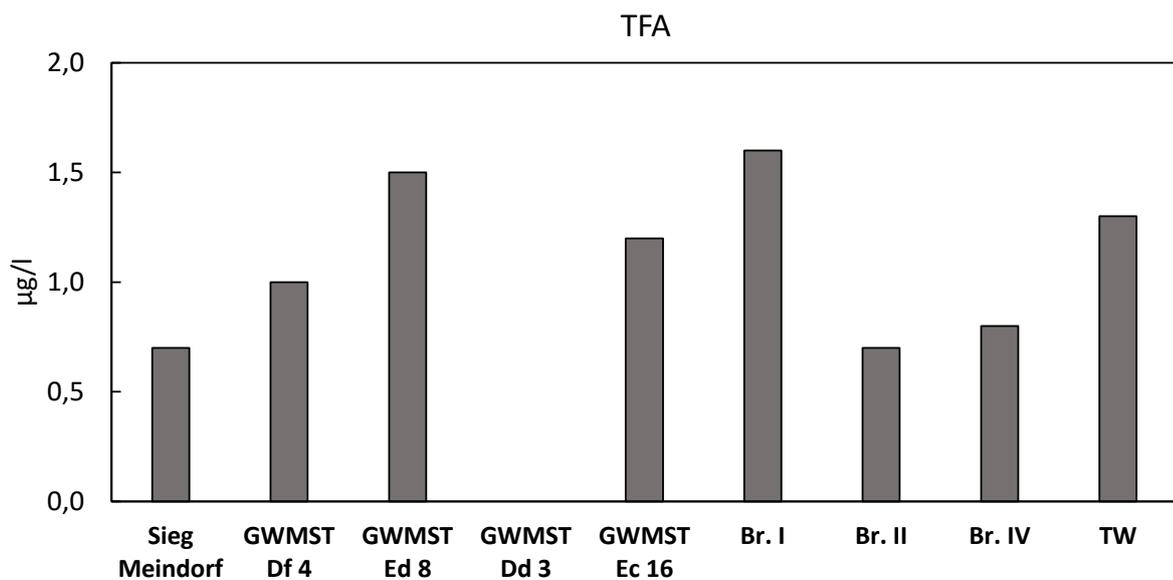
Nachweise von Flammschutzmitteln im Grundwassergewinnungsgebiet in Meindorf an der Unteren Sieg im Jahr 2019.

Grafik 30
 Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Grundwassergewinnungsgebiet in Meindorf an der Unteren Sieg im Jahr 2019





Grafik 31
Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Grundwassergewinnungsgebiet in Meindorf an der Unteren Sieg im Jahr 2019.



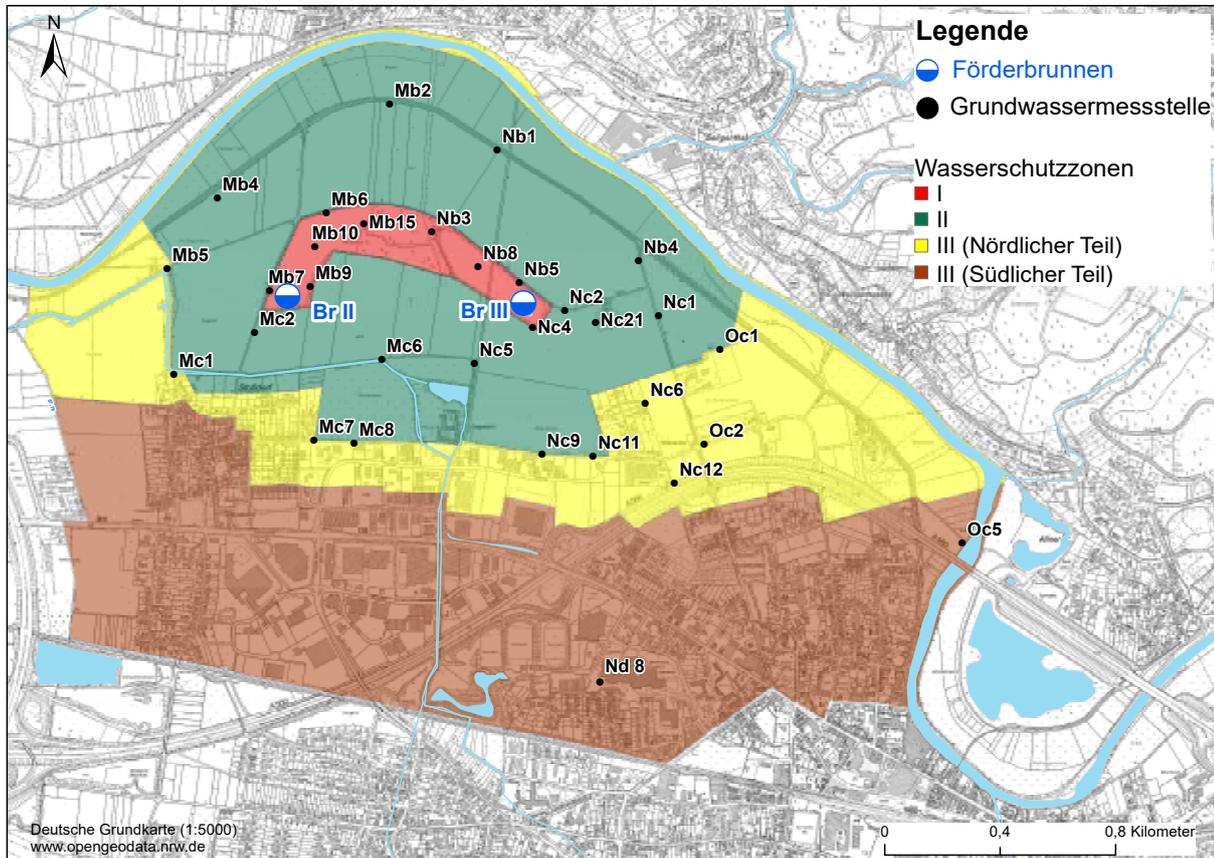
Grafik 32
Nachweise der Industriechemikalie (Trifluoressigsäure) TFA im Grundwassergewinnungsgebiet Meindorf an der Unteren Sieg im Juni 2019.

2.3 GRUNDWASSERGEWINNUNG HENNEFER SIEGBOGEN

Die qualitative Untersuchung des Grundwassers im Einzugsgebiet dient den gleichen Zielen wie bei der Grundwassergewinnung Meindorf. Im Einzugsgebiet wurden 2019 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	4 Grundwassermessstellen	4 Grundwassermessstellen	4 Grundwassermessstellen
Juni, November			4 Grundwassermessstellen	4 Grundwassermessstellen	4 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 2019.



Grafik 33
Probenahmestellen im Wasserschutzgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2019.

2.3.1 GEWÄSSER- UND ROHWASSERGÜTE

2.3.1.1 MIKROBIOLOGIE BRUNNEN HENNEFER SIEGBOGEN

Jahr 2019	KBE20/36	Colif./E.coli	Clostridien	Enterokokken
Brunnen Hennefer	12	12 (Colilert) 12 (CCA)	12	12
Rohwasser Hennefer (Eingang Wasserwerk)	124	124 (Colilert) 124 (CCA)	---	82

*Tabelle 4
Bakteriologisches Untersuchungsprogramm Grundwasser Hennefer (Anzahl der Untersuchungen)*

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

Bei den bakteriologischen Untersuchungen der Grundwasserbrunnen Hennefer wurden niedrige Koloniezahlen (0 oder 2 KBE/ml) ermittelt, es gab im Untersuchungszeitraum keine Nachweise von E. coli. An einem Beprobungstermin (Dezember) wurden in Proben von beiden Brunnen jeweils 1 KBE/100 ml coliforme Bakterien nachgewiesen. Beide Isolate wurden mit API 20 E als *Serratia* sp. (1204323) identifiziert.

In Proben des Rohwassers (Eingang Wasserwerk) wurden an insgesamt drei Terminen 1/100 ml coliforme Bakterien mit dem Nachweisverfahren Membranfiltration auf CC-Agar nachgewiesen. Die Isolate wurden mit API 20 E als *Pantoea* sp. (1007333) und *Klebsiella pneumoniae* (1005753) identifiziert, beziehungsweise waren nicht zu identifizieren (1205573).

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). 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 gefördertem Rohwasser.

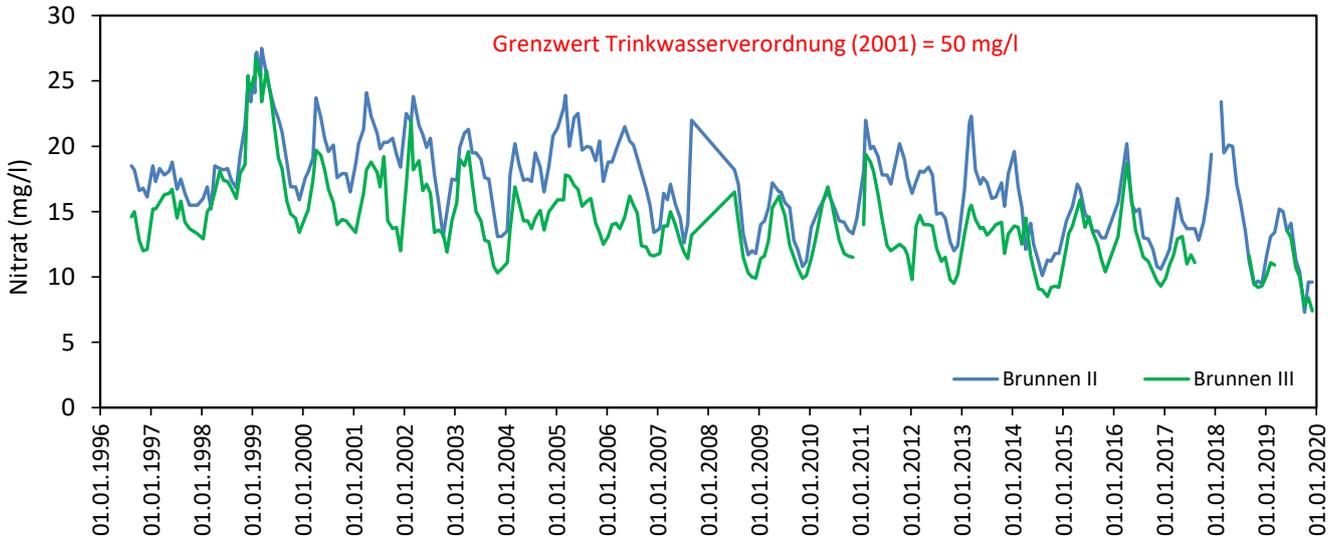
Von Frühjahr bis Herbst sinken die Konzentrationen dann wieder deutlich ab. Neben dem Einfluss der in diesem Zeitraum geringen oder fehlenden Grundwasserneubildung wird durch die erhöhte Förderung zunächst auch im stärkerem Maße Sieguferfiltrat gefördert, das eine geringere Nitratkonzentration besitzt 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 2019 die Nitratkonzentrationen leicht gesunken. Die Nitratgehalte der Sieg sind sehr gering und liegen zu-

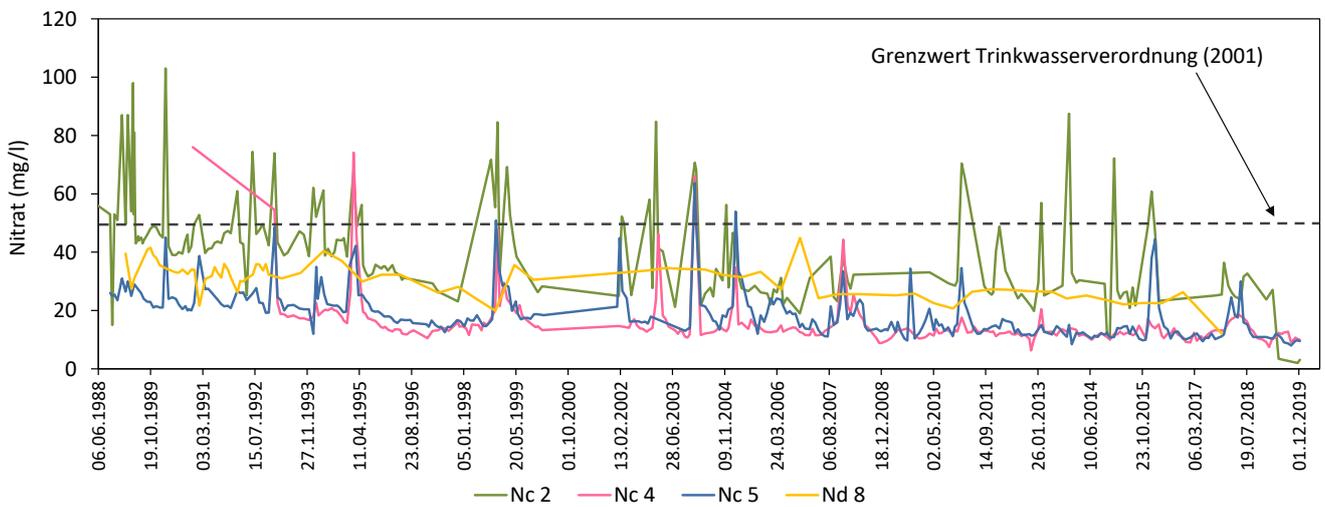
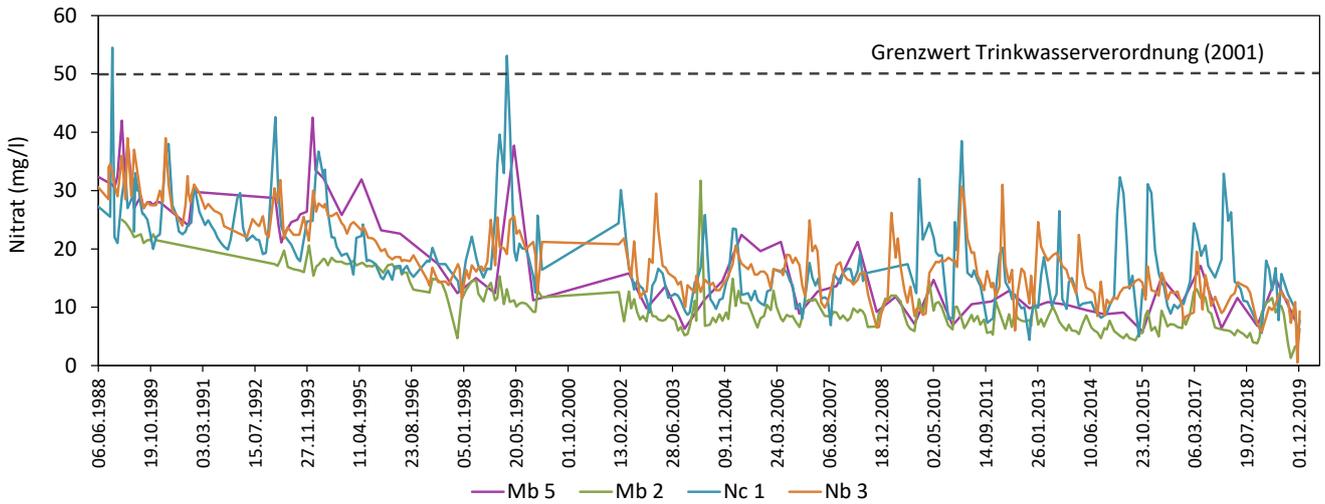
meist deutlich unter 20 mg/l. Der hohe Anteil an Sieguferfiltrat führt im Grundwasser zu einem Verdünnungseffekt, sodass insbesondere im siegnahen Bereich ebenfalls sehr geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser auftreten. Dies wird bei Betrachtung der Messstellen Mb 2, Mb 5, Nc 1 und Nb 3 deutlich (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 Sieguferfiltrat zurückzuführen ist. Bezogen auf die letzten zehn bis fünfzehn Jahre ist eine Stabilisierung mit vereinzelt Konzentrationsspitzen zu beobachten. Lediglich bei einzelnen Grundwassermessstellen, wie zum Beispiel Nc 2, treten zeitweise erhöhte Konzentrationen auf, an der mit Einsetzen der verstärkten Grundwasserförderung der Wasserspiegel soweit abgesunken ist, dass eine Probenahme häufig nicht mehr möglich ist (Grafik 35).

An einzelnen Messstellen, zum Beispiel 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.



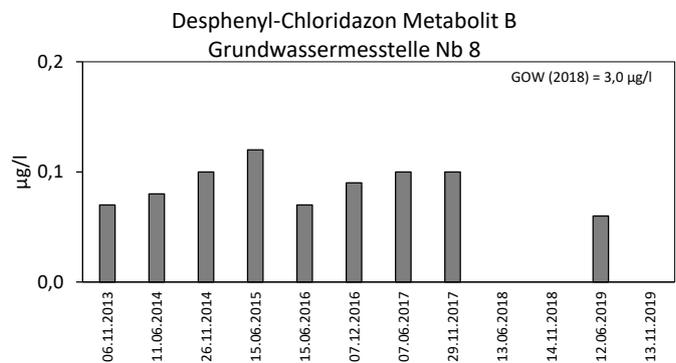
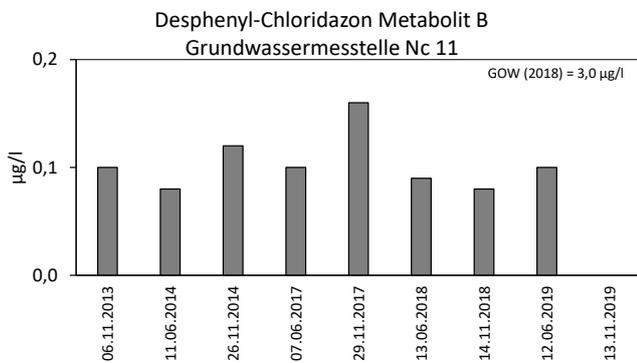
Grafik 35
Entwicklung der Nitratkonzentration (Einzelwerte) in ausgewählten Grundwassermessstellen im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen.

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.

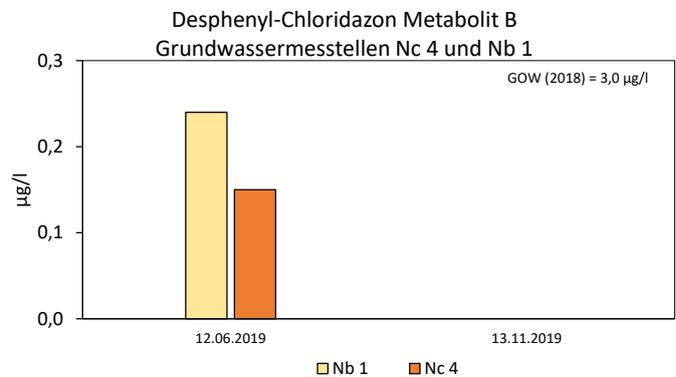
Von 1999 bis 2010 wurden keine positiven Befunde beobachtet. 2011 wurden an einzelnen Grundwassermessstellen Atrazin, Desethylatrazin, Simazin und Diuron nachgewiesen. 2012 und 2013 sind hier keine positiven Befunde aufgetreten. 2014 wurden an zwei Grundwassermessstellen Terbutryn, Glyphosat und AMPA 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 (eine Ausnahme). An einer Messstelle wurde einmalig Bentazon deutlich unterhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung beobachtet. Bei Untersuchungen in der Sieg wurden 2019 Mecoprop, Glyphosat und sein Metabolit AMPA nachgewiesen. In den Grundwassermessstellen wurde vereinzelt Desphenyl-Chloridazon Metabolit B und Methyldephenylchloridazon Met. B 1 nachgewiesen. Die geringen Konzentrationen lagen deutlich unter dem GOW (Grafik 36). Im Rohwasser der beiden Förderbrunnen wurden, ebenfalls mit Konzentrationen unterhalb des GOW, Desphenyl-Chloridazon Metabolit B, Methyldephenylchloridazon Met. B 1 und N,N-Dimethylsulfamid (DMS) nachgewiesen (Grafik 37).



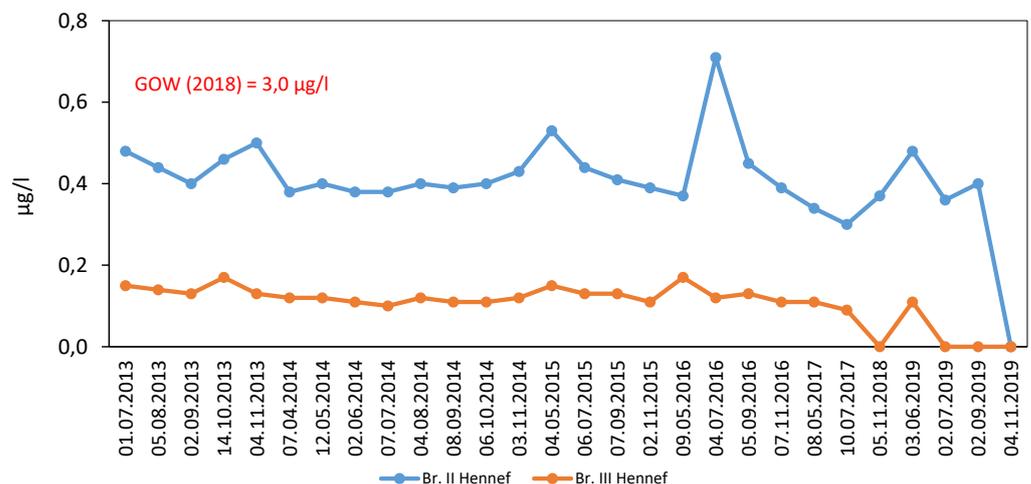
Grafiken 36

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 GOW für „nicht bewertbare“ Stoffe des Umweltbundesamtes (UBA).

In Tabelle 7 sind die Untersuchungsstellen, die jeweilige Häufigkeit der Untersuchungen und die zusammengefassten Ergebnisse dargestellt. Von 27 untersuchten nrM wurden nur drei nachgewiesen.

Im Vergleich zum Vorjahr ist die Anzahl der nachweisbaren nrM gesunken. In den Grundwassermessstellen wurden zwei nrM mit Konzentrationen deutlich unter den gesundheitlichen Orientierungswerten beobachtet. Eine Gefahr für die Trinkwasserversorgung ist daher derzeit nicht erkennbar. Die Beobachtungen zeigen aber deutlich, dass Einträge in das Grundwasser aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen erfolgen. Es ist auch erkennbar, dass die Einträge im Wesentlichen über die Grundwasserneubildung aus der Flächennutzung erfolgen. Die nachgewiesenen Metabolite sind Abbauprodukte aus Wirkstoffen, die bei Zuckerrüben (Chloridazon) angewendet werden.

	Entnahmestelle	Sieg (Hennef)	GWMST	Brunnen II	Brunnen III
	Häufigkeit der Untersuchung	4	2 an je 4 MST	4	4
Nicht relevante Metabolite	GOW				
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 357704	3,0	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 351916 (C-Metabolit)	3,0	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380208	1,0	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure NOA 413173	1,0	/	/	/	/
S-Metolachlor-Sulfonsäure CGA 380168 (S-Metabolit)	3,0	/	/	/	/
Metazachlor-Sulfonsäure BH 479-9	1,0	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-12	3,0	/	/	/	/
Metazachlor BH 479-11	1,0	/	/	/	/
Metazachlor C-Metabolit	3,0	/	/	/	/
Metazachlor S-Metabolit	3,0	/	/	/	/
Desphenylchloridazon Met. B	3,0	/	(4) 0,06-0,24	(1) 0,27	(1) 0,11
Methyldeshenylchloridazon Met. B 1	3,0	/	(4) 0,07-0,09	(4) 0,1-0,31	(3) 0,07-0,09
Dimethylsulfamid (DMS)	1,0	/	/	(3) 0,08-0,09	/
Dimethachlor CGA 369873	3,0	/	/	/	/
Dimethachlor ESA	1,0	/	/	/	/
Dimethachlor OA	1,0	/	/	/	/
Dimethenamid ESA	1,0	/	/	/	/
Dimethenamid OA	1,0	/	/	/	/
Flufenacet M 2 (ESA)	1,0	/	/	/	/
Flufenacet OA	ohne	/	/	/	/
Quinmerac BH 518-5	3,0	/	/	/	/
Chlotalonil Met. M 5	3,0	/	/	/	/
Chlortalonil Met. M 12	3,0	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 108906	1,0	/	/	/	/
Metalaxyl CGA 62826	1,0	/	/	/	/
Tritosulfuron 635M01 (BH 635)	1,0	/	/	/	/
2,6-Dichlorbenzamid	3,0	/	/	/	/

*Tabelle 7
Nachweise von nicht relevanten Metaboliten (Häufigkeit und Konzentrationsbereich) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siebogen im Jahr 2019.*

Erläuterung

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

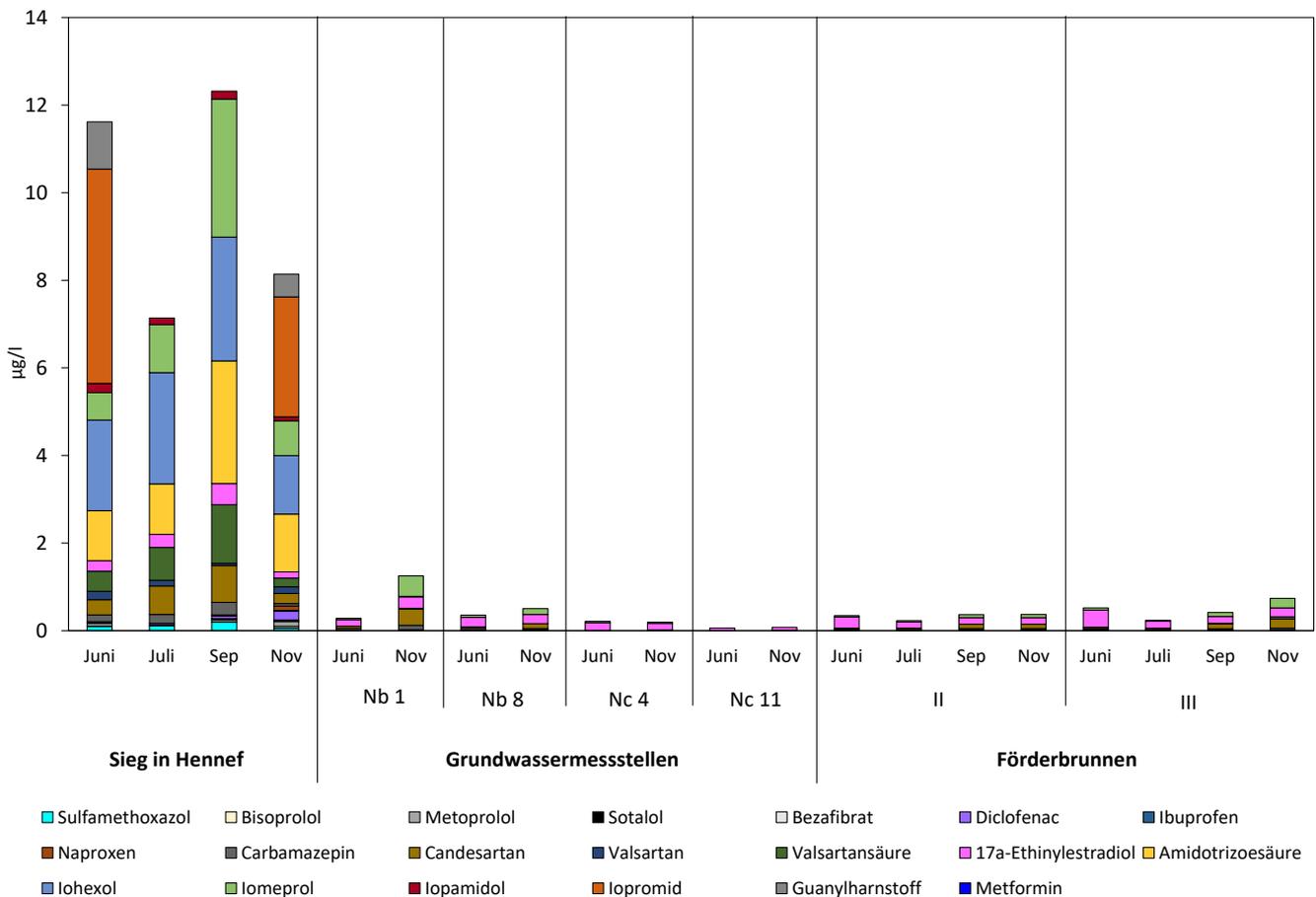
Eine Gefahr für die Trinkwasserversorgung ist derzeit nicht erkennbar. Die Beobachtungen zeigen aber deutlich, dass Einträge in das Grundwasser aus der Anwendung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen erfolgen. Es ist auch erkennbar, dass diese Einträge nicht über die Uferfiltration aus der Sieg, sondern 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 20 Wirkstoffe aus Arzneimitteln durchgeführt. In der Sieg wurden 19 dieser Stoffe beobachtet. Die Konzentrationen lagen bei sechs Stoffen über dem GOW gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für Trinkwasser. Deutlich weniger Nachweise verbunden mit geringeren Konzentrationen wurden in je zwei Untersuchungen

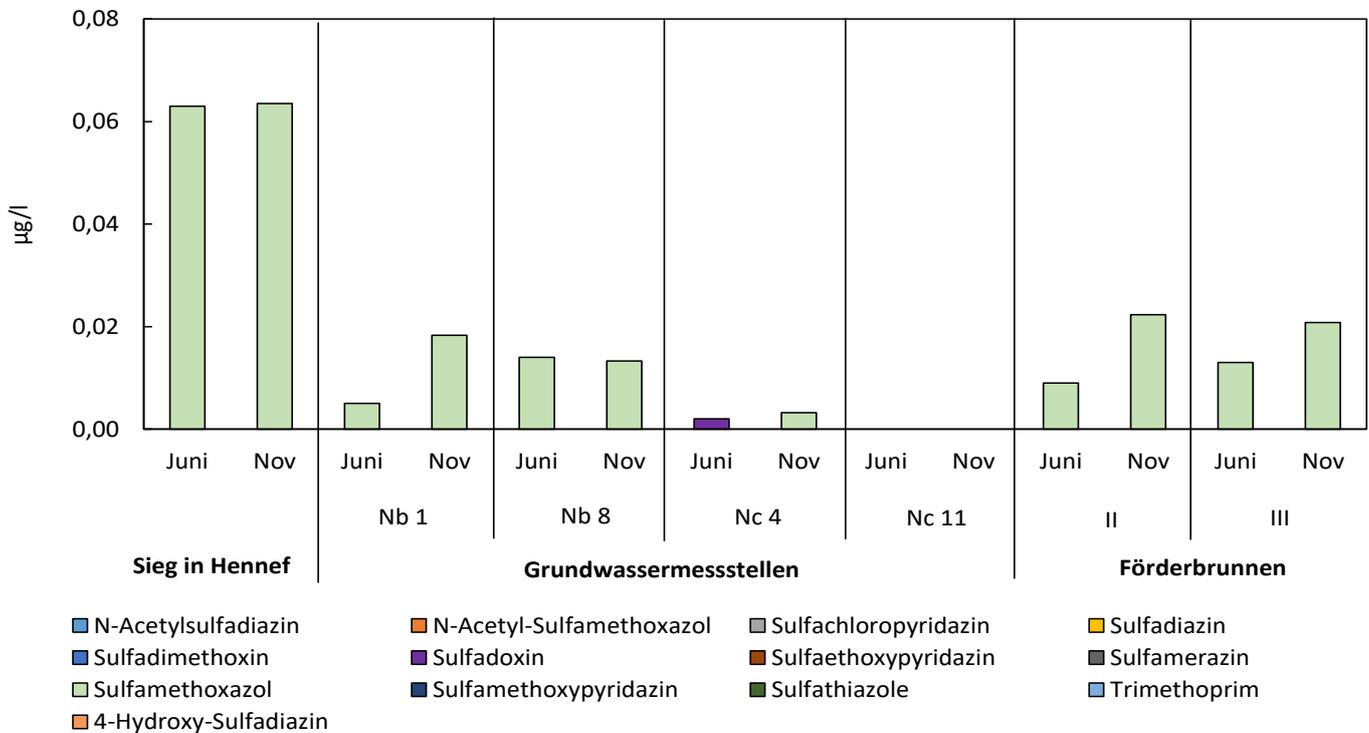
an vier Grundwassermessstellen festgestellt. Lediglich die Konzentration von Candesartan lag an der Grundwassermessstelle Nb 1 im November über dem GOW. Im Rohwasser der Brunnen wurden jeweils sechs dieser Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen auch hier jeweils sehr deutlich unterhalb des jeweiligen GOW (Grafik 38)



Grafik 38
Arzneimittel im Grundwassergewinnungsgebiet
im Hennefer Siegbogen im Jahr 2019.

Es wurden ebenfalls Untersuchungen auf 13 Wirkstoffe aus Tierarzneimitteln durchgeführt. Im gesamten Wasserschutzgebiet wurden zwei dieser Stoffe nachgewiesen (Grafik 39). Das Antibiotikum Sulfamethoxazol wurde dabei

in fast allen Entnahmestellen nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen deutlich unter dem GOW. In einer Grundwassermessstelle wurde ebenfalls das Antibiotikum Sulfadoxin in einer sehr geringen Konzentration nachgewiesen.



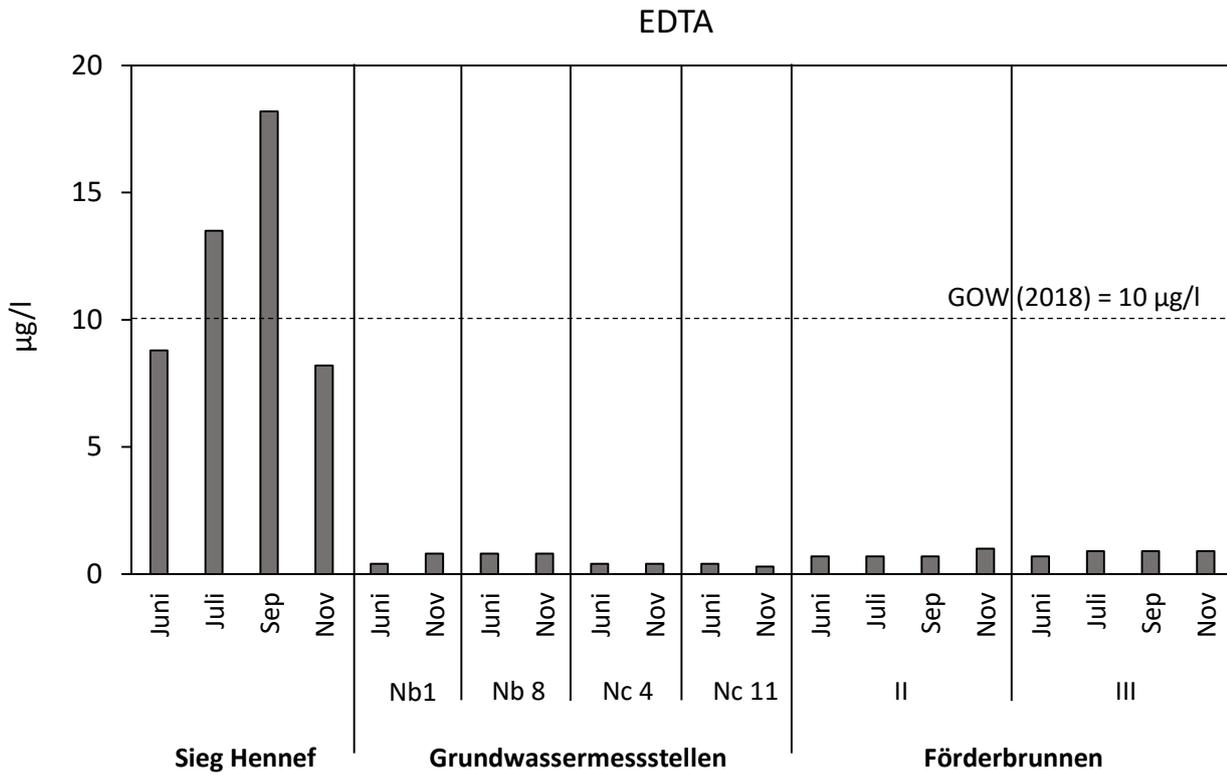
Grafik 39
Tierarzneimittel im Grundwassergewinnungsgebiet
im Hennefer Siegbogen im Jahr 2019.

2.2.3.4 SPURENSTOFFE

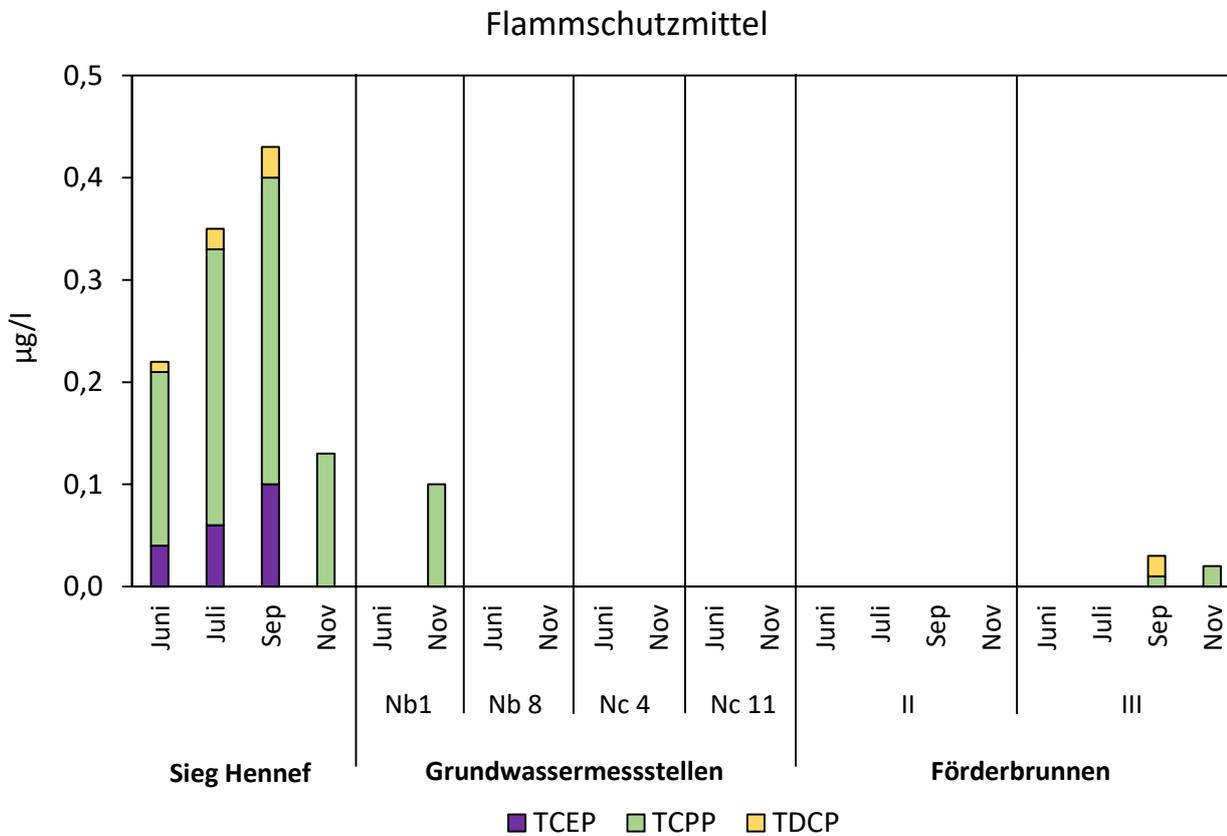
Es wurden auch orientierende Untersuchungen auf elf weitere organische Spurenstoffe durchgeführt (TFA, Komplexbildner, Triazole, Süßstoffe, Flammschutzmittel) (Grafik 40 bis Grafik 44). In der Sieg wurden zehn Stoffe nachgewiesen, wobei der jeweilige GOW gemäß den Empfehlungen des Umweltbundesamtes für drei Stoffe überschritten wurde. Die Konzentration des Komplexbildners EDTA überschritt im Juli und September den GOW von 10 µg/l (Grafik 40). In der Messkampagne im September wurde der GOW für eine der Industriechemikalien (Triazole) überschritten (Grafik 42). Bei je zwei Untersuchungen an vier Grundwassermessstellen wurden acht

dieser Stoffe in Konzentrationen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW beobachtet. Im Rohwasser des Brunnens II wurden fünf und in Brunnen III sechs Stoffe nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen in allen Fällen deutlich unterhalb der jeweiligen GOW.

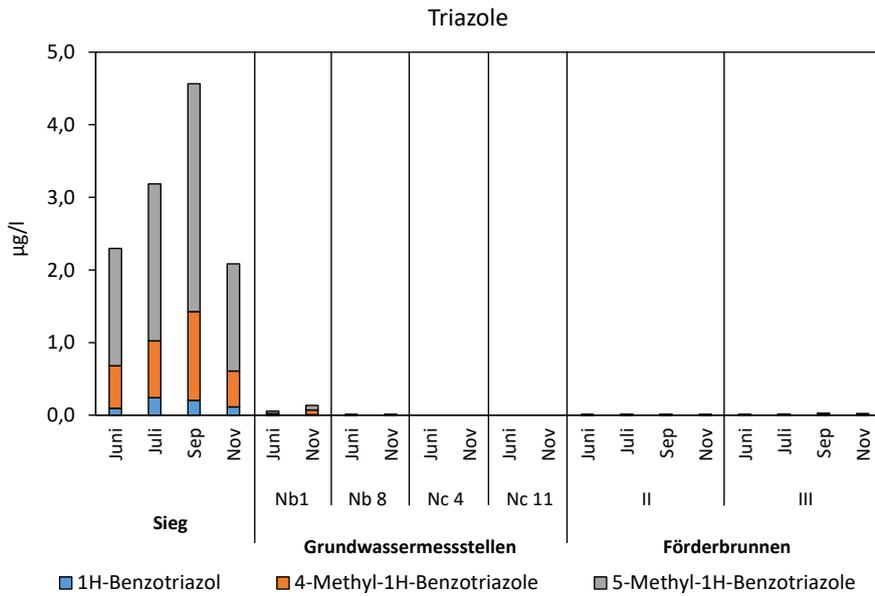
Der Eintrag dieser Spurenstoffe in das Grundwasser erfolgt vor allem durch die Infiltration aus der Sieg. Die höheren Konzentrationen von TFA an den Grundwassermessstellen (Grafik 44) deuten allerdings darauf hin, dass TFA auch als Abbauprodukt aus der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (Herbizide) eingetragen werden kann



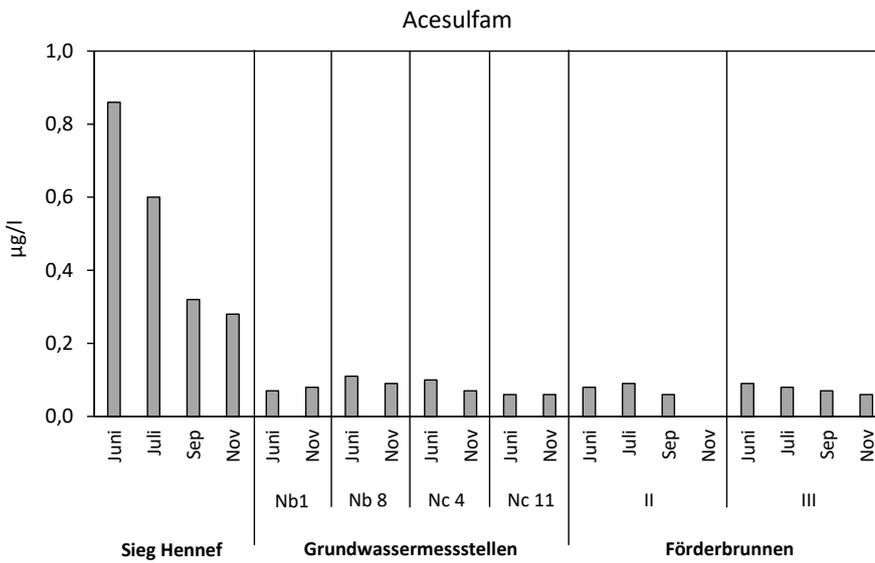
Grafik 40
 Nachweise des Komplexbildner EDTA (Ethylendinitrilotetraessigsäure) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2019.



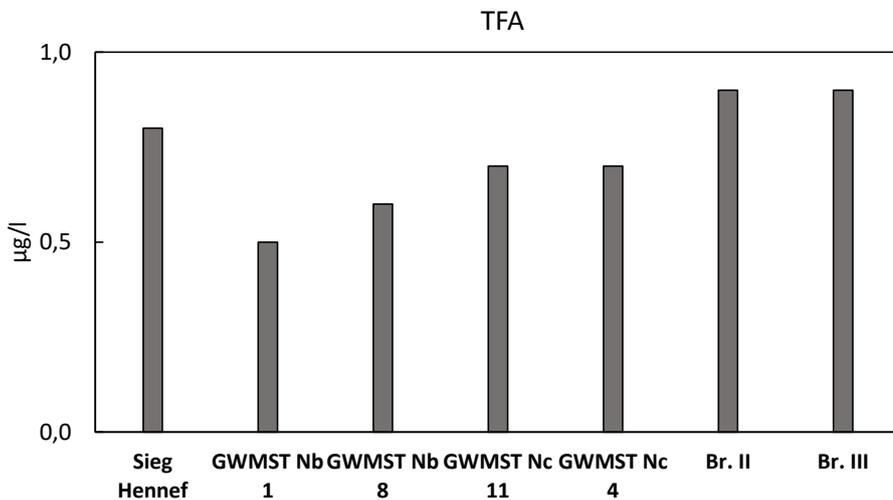
Grafik 41
 Nachweise von Flammschutzmitteln im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2019.



Grafik 42
Nachweise von Triazolen (Industriechemikalien) im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2019.



Grafik 43
Nachweise des Süßstoffs Acesulfam im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2019.



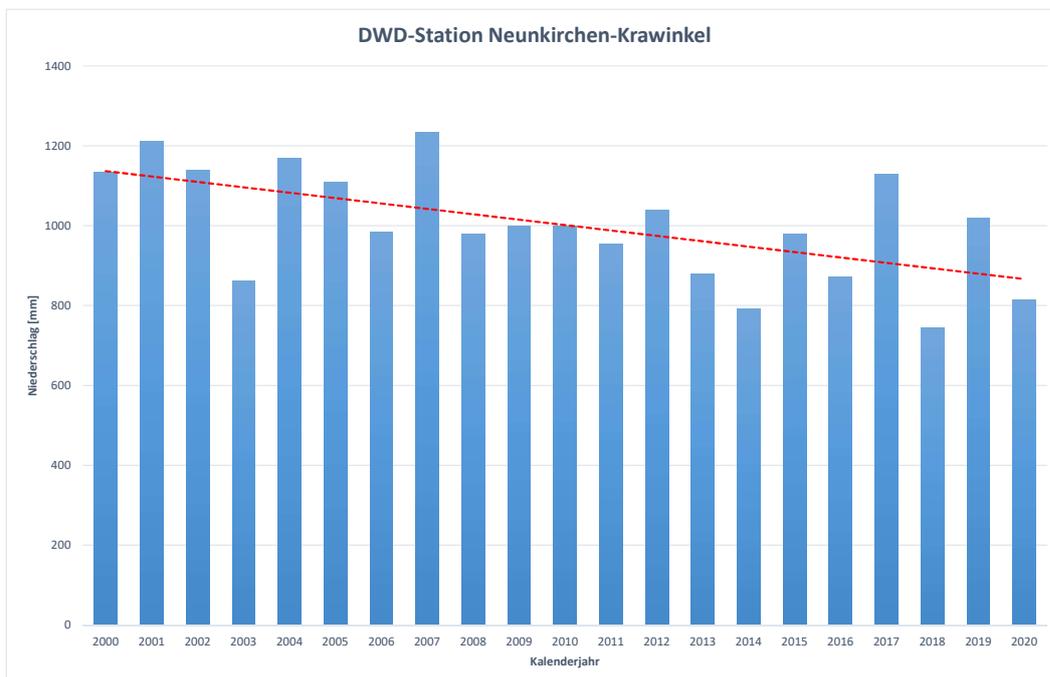
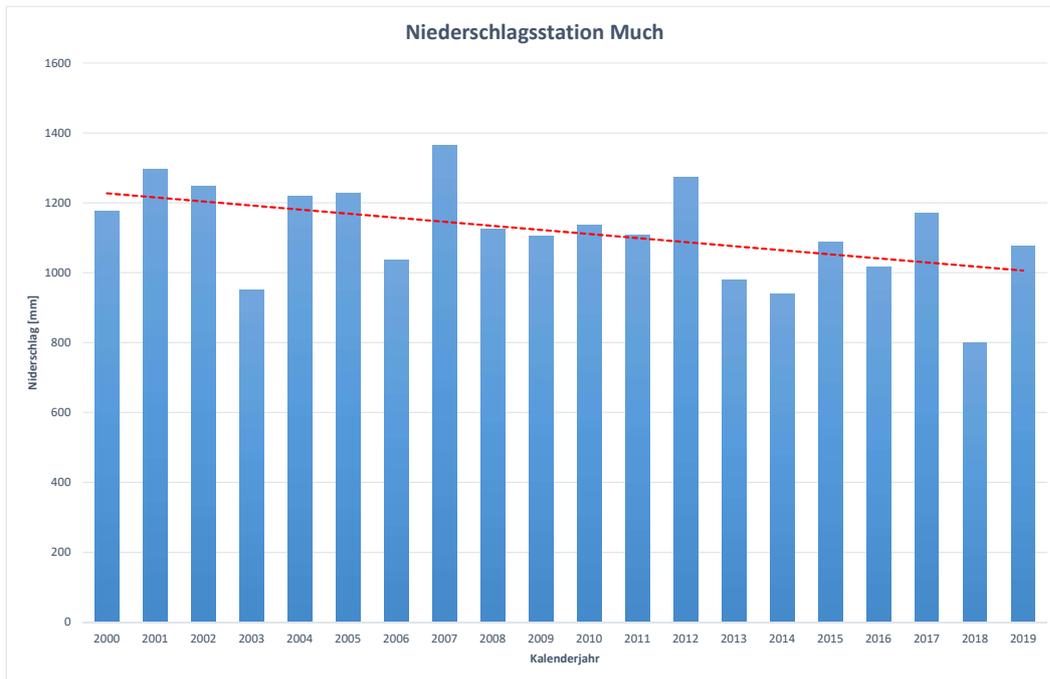
Grafik 44
Nachweise der Industriechemikalie (Trifluoressigsäure) TFA im Grundwassergewinnungsgebiet im Hennefer Siegbogen im Jahr 2019.

3 WASSERWIRTSCHAFTLICHE SITUATION

3.1 NIEDERSCHLAG IM EINZUGSGEBIET

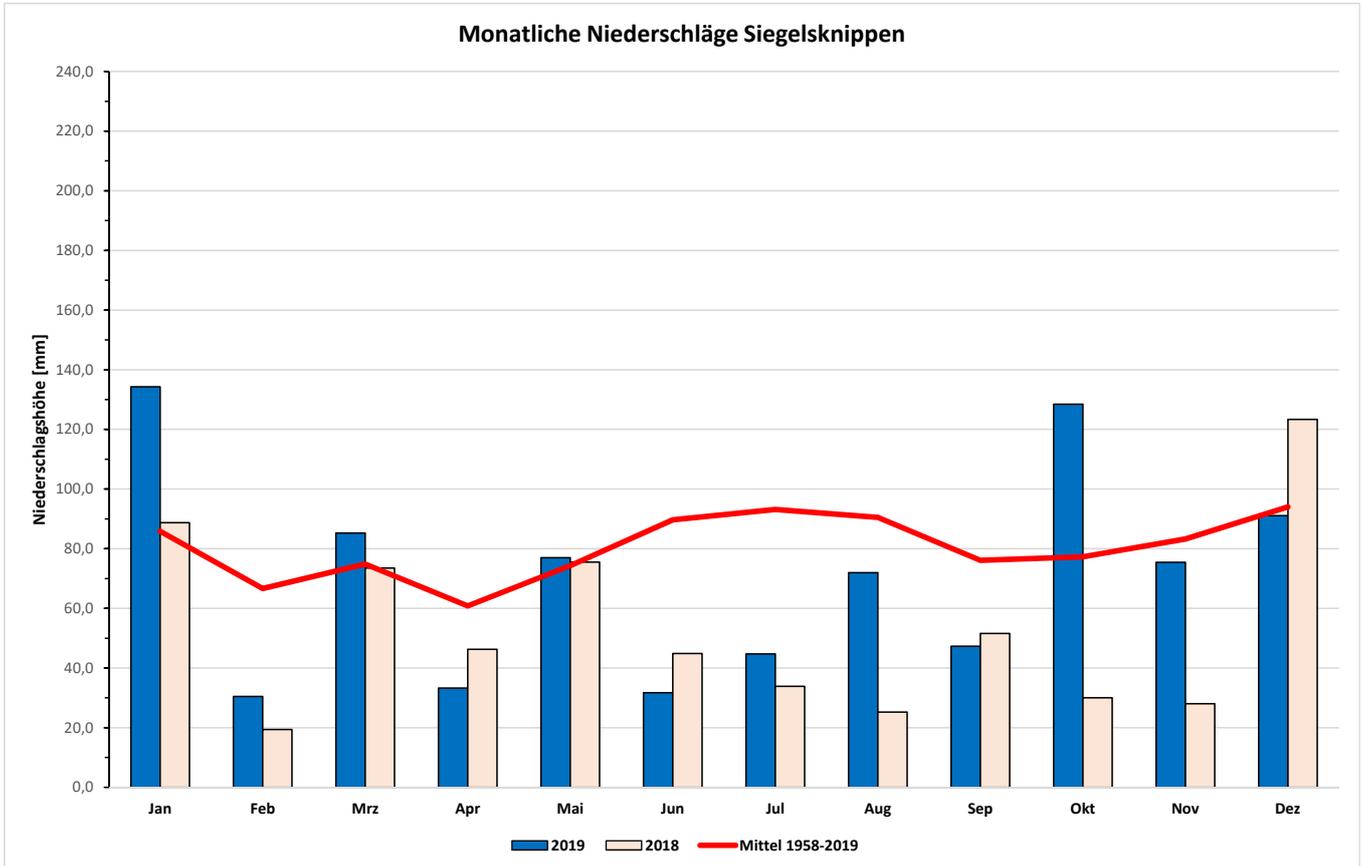
Nachdem 2018 ein sehr trockenes Jahr war, setzte sich auch in 2019 dieser Trend fort. Wenn man die Niederschläge über mehrere Jahre zurück betrachtet, zeigt sich, dass dieser Trend schon über einen größeren Zeitraum zu beobachten ist.

Die beiden nachfolgenden Diagramme zeigen die Entwicklung der jährlichen Niederschläge an der WTV-Niederschlagsstation 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 1958-2019 liegen. Insbesondere die Monate Juni bis September waren in 2019 wie im Vorjahr durchweg sehr trocken.

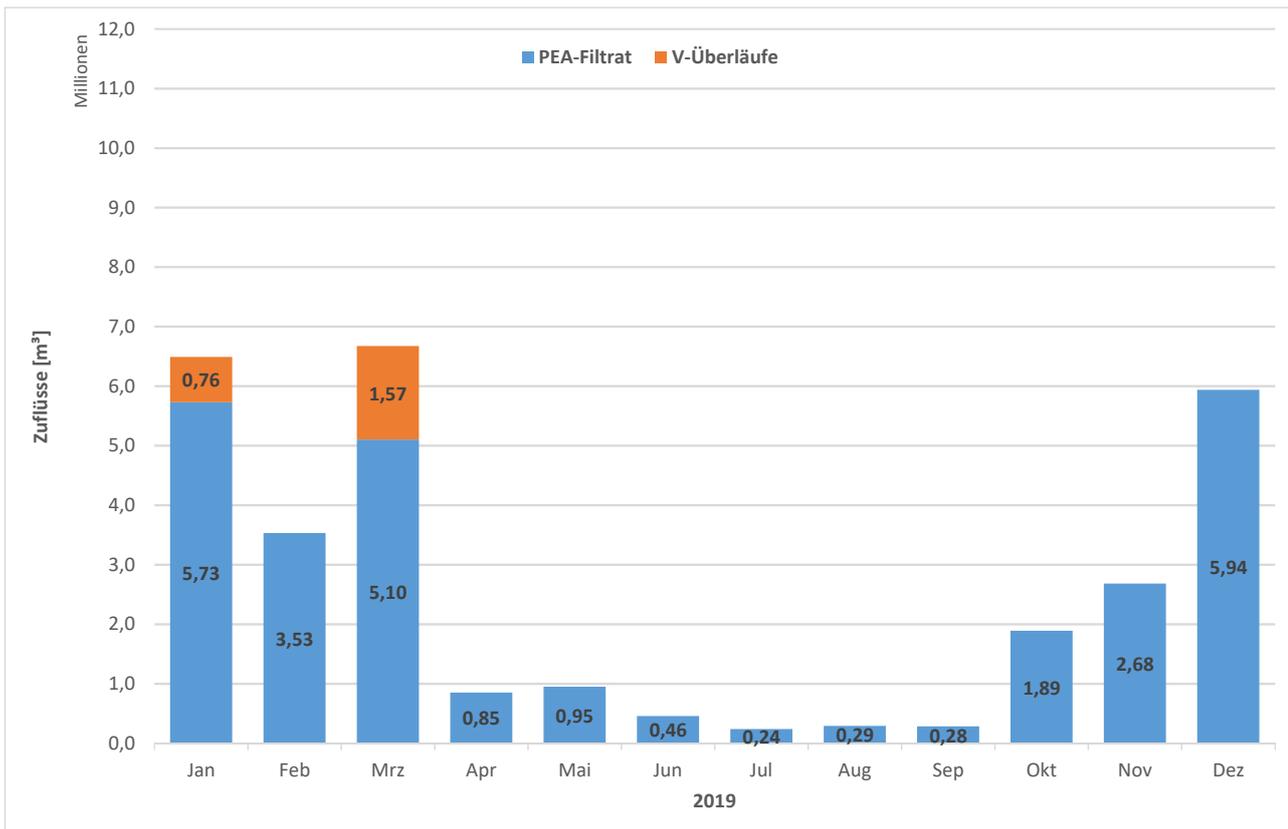


3.1.1 ZUFLUSS ZUM STAUSEE

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 Dia-

gramm zeigt die Monatssummen von PEA-Filtrat und Vorsperren-Überläufen aus dem Jahr 2019.

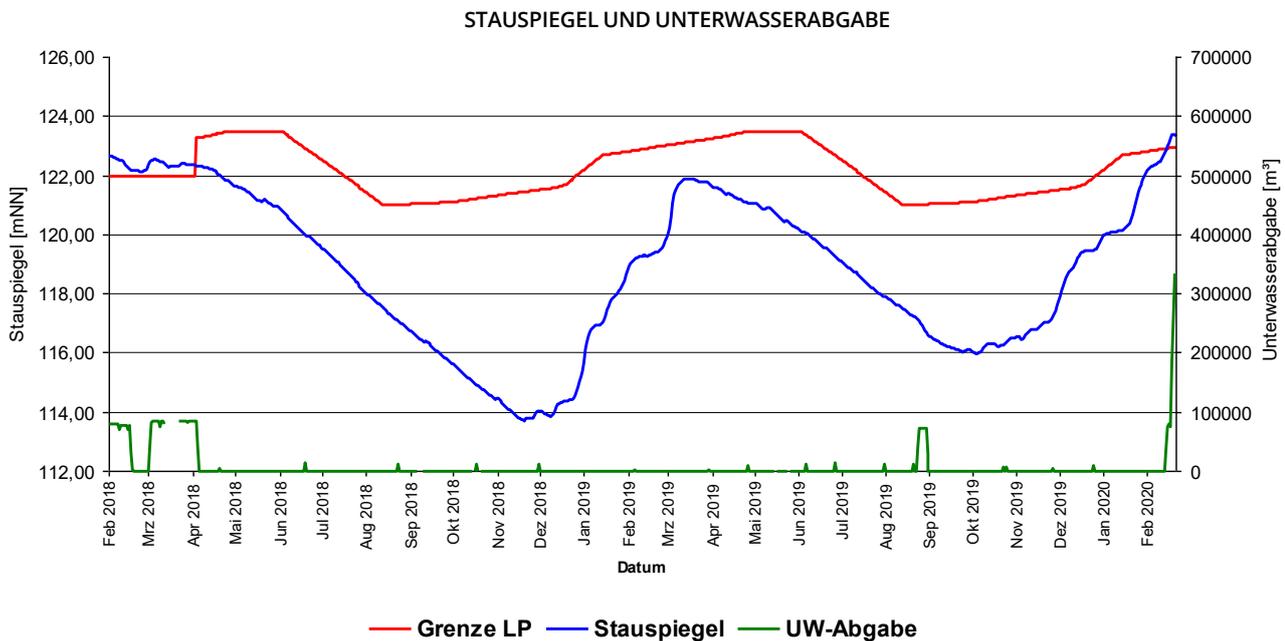
Im Januar und März 2019 gab es Überlaufereignisse, bei denen zusammen etwa 2,3 Millionen Kubikmeter Wasser von der Vorsperre in die Hauptsperre eingeleitet wurden.



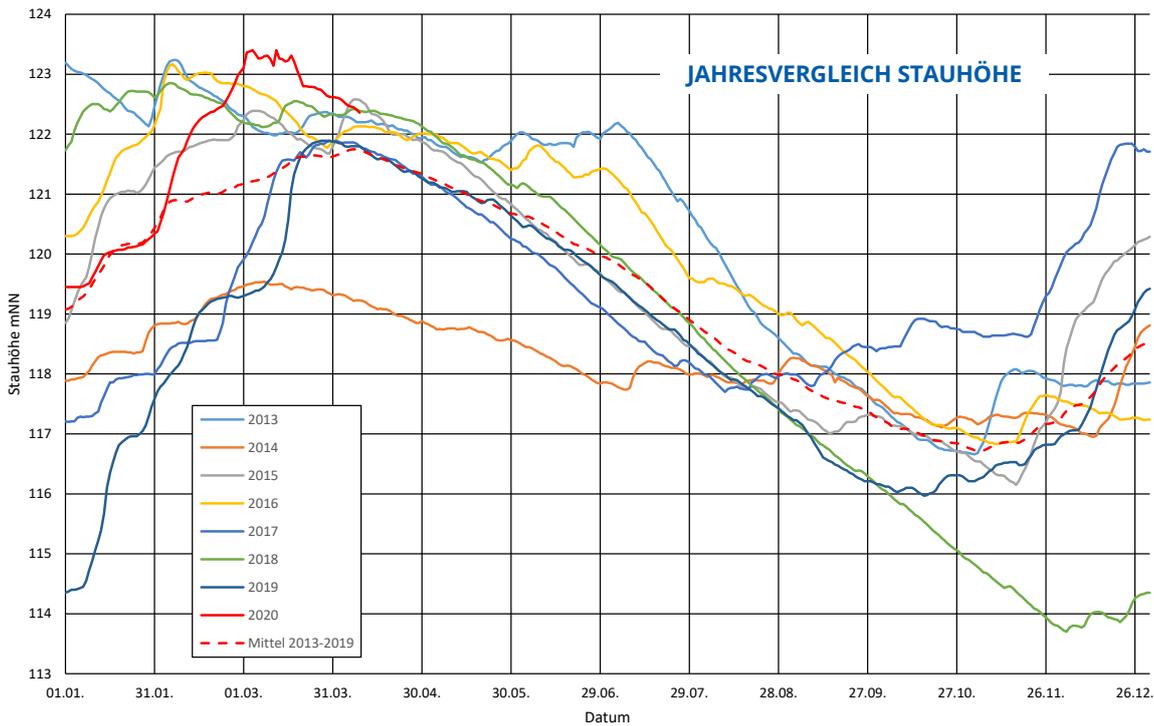
3.1.2 TALSPERRENINHALT

Die untenstehende Grafik zeigt den Verlauf des Staupegels der Wahnbachtalsperre der Jahre 2017 und 2018. In Grün dargestellt sind die Unterwasserabgaben. Die rot gestrichelte Linie markiert

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



Die nachfolgende Grafik zeigt Staupegel der Wahnbachtalsperre in den Jahren 2013 bis 2020.



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 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 2019 49,13 Prozent und liegt somit deutlich unter dem Wert

des Vorjahres. In Bezug auf die Nutzung des Grundwassers aus Hennefer ergaben sich höhere Anteile. Im Jahr 2019 wurde mehr aus den Brunnen in Hennefer gefördert als in den Jahren 2018 und 2017, was sich in dem höheren Anteil an der Trinkwasserproduktion und der deutlich höheren Ausnutzung des Wasserrechts widerspiegelt. Der Anteil des Grundwassers aus Meindorf an der Trinkwasserproduktion lag im Jahr 2019 über den Werten aus 2018 und 2017. Das Wasserrecht wurde im Jahr 2019 zu 84,04 Prozent ausgenutzt. Mit einem Nutzungsgrad von 87,92 Prozent für das Oberflächenwasser aus der Talsperre wurde das Wasserrecht nicht so gut ausgeschöpft wie in den Vorjahren.

Zeitraum	2017		2018		2019	
	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht	Anteil Produktion	Nutzung Wasserrecht
Wahnbachtalsperre	60 %	94 %	60,2 %	98,0 %	49,13 %	81,92 %
Grundwasser Hennefer	14 %	86 %	14,2 %	92,8 %	14,87 %	99,20 %
Grundwasser Meindorf	26 %	57 %	29,2 %	66,6 %	36,00 %	84,04 %

3.2.2 TRINKWASSERABGABEMENGEN UND BEDARFSSPITZEN



Abnehmer im Rhein-Sieg-Kreis	2019	2018
Gemeinde Alter	711.859	699.912
Gemeinde Eitorf	882.118	903.930
Gemeinde Much	1.863	955
Gemeinde Neunkirchen-Seelscheid	978.840	942.139
Gemeinde Ruppichterath	755.075	770.048
Gemeinde Wachtberg	1.914.911	1.940.654
Gemeinde Windeck	437.866	449.423
Stadt Bornheim	1.002.293	1.009.893
Stadt Hennef	2.534.482	2.597.173
Stadt Königswinter	890.491	866.385
Stadt Lohmar	1.796.144	1.773.875
Stadt Meckenheim	1.513.296	1.567.469
Stadt Rheinbach	1.629.231	1.676.781
WWG Sankt Augustin	2.766.760	2.898.543
WBV Herchen	136.034	168.612
WBV Thomasberg	588.063	556.103
WBV Leuscheid	154.730	151.586
WBV Wachtberg	394.644	426.689

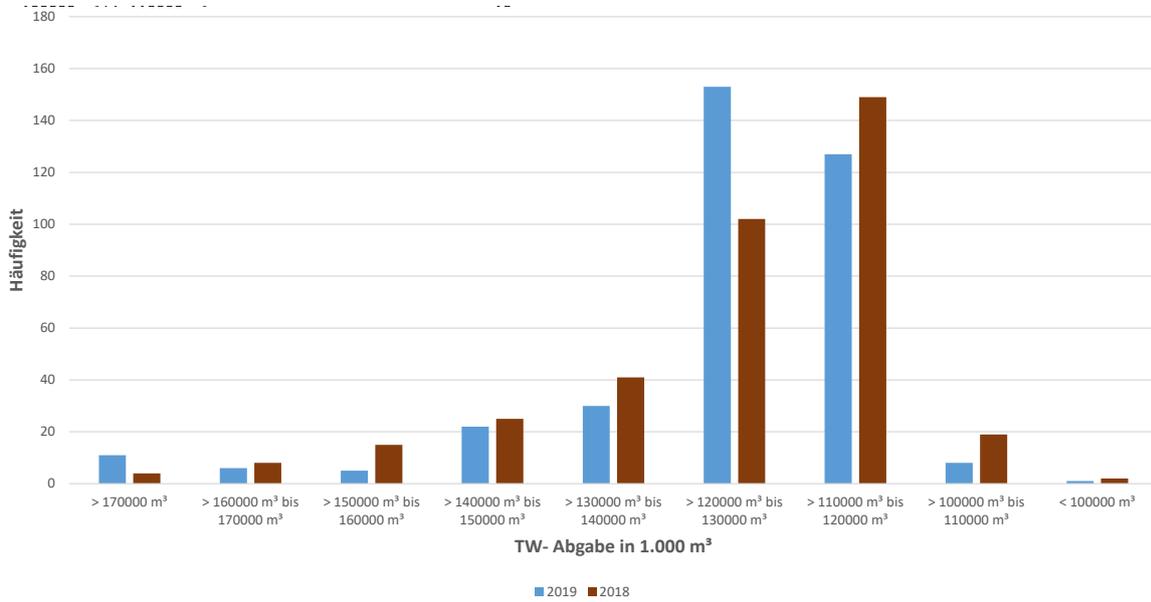
Trinkwasserabgabe in 2019 an die Verbandsmitglieder sowie an den Kreis Ahrweiler und den Zweckverband Eifel-Ahr im Vergleich mit den Abgaben im Vorjahr.

Abnehmer	2019	2018
	m ³	m ³
Stadt Bonn	23.268.847	22.757.157
Rhein-Sieg-Kreis	19.088.700	19.400.170
Stadt Siegburg	2.367.247	2.418.959
Bad Neuenahr-Ahrweiler	1.025.041	1.133.500
Zweckverband Eifel-Ahr	310.594	272.954
Summe	46.060.429	45.982.740
Mittlere Tagesabgabe	126.193	125.980

Grafik

Häufigkeit der Trinkwasser-Tagesproduktionsmengen im Vergleich mit dem Vorjahr.

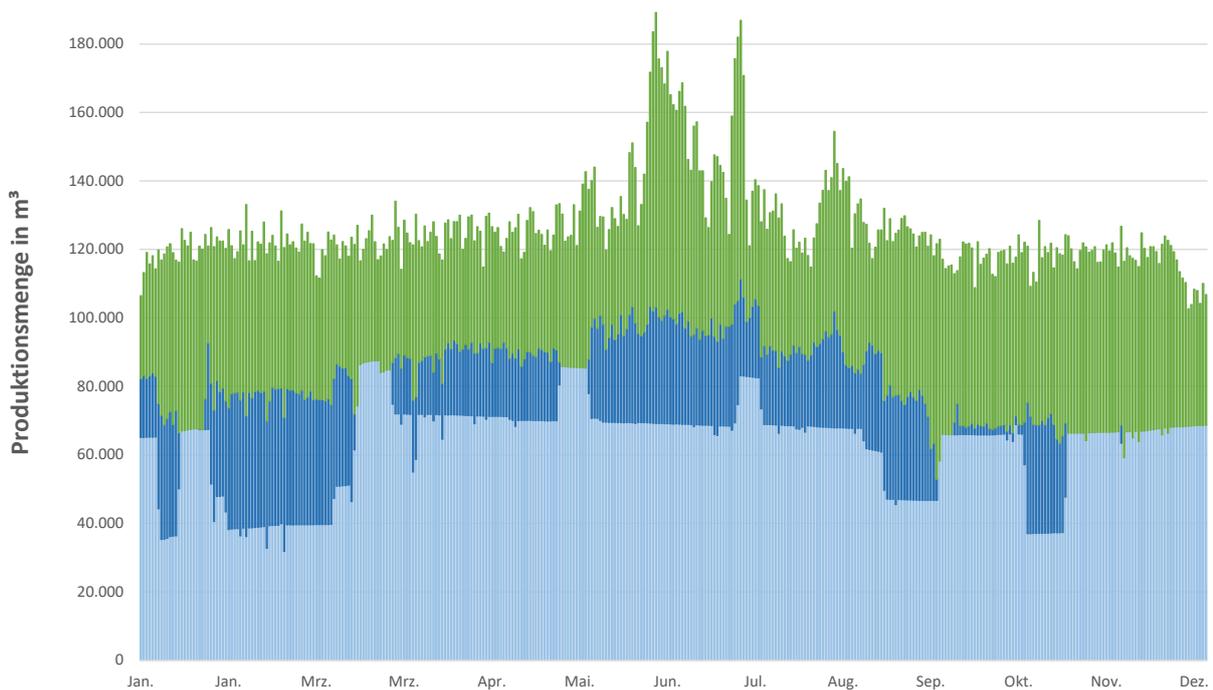
HÄUFIGKEIT DER TRINKWASSER-TAGESPRODUKTIONSMENGEN



Grafik

Auf die jeweilige Rohwasserressource bezogene (Tages-)Fördermengen von Januar bis Dezember 2019. (Talsperrenwasser (helles blau), Grundwasser Hennef (dunkles blau) und Grundwasser Meindorf (grün)).

(TAGES-) FÖRDERMENGEN 2019



3.2.3 TRINKWASSERBESCHAFFENHEIT

WASSERCHEMISCHE BESCHAFFENHEIT DES VOM WTV ABGEGEBENEN TRINKWASSERS

Analysewerte von Januar bis Dezember 2019

Bezeichnung	Einheit	Param. n. Anl. TrinkwV *)	Anforderung bzw. Grenzwert TrinkwV **)	Versorgungsbereiche #)			Unters. häuf. ***)
				Ost + West II	Mitte	West I	
				~80% Talsp.w. ~20% Grundw.	~35% Talsp.w. ~65% Grundw.	~30% Talsp.w. ~70% Grundw.	
Sensorische Kenngrößen:							
Geruch		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	8,8 ± 1,8	11 ± 0,8	10 ± 1,6	t
elektr. Leitfähigkeit (b. 25°C)	mS/m	12-3-I	279	26 ± 2	37 ± 4	32 ± 3	f
pH-Wert		19/20-3-I	≥ 7,7	8,2 ± 0,1	8,0 ± 0,1	8,1 ± 0,1	t
Calcitlösekapazität bei 10°C	mg/l	20-3-I	≤ 5	2,0 ± 0,6	2,0 ± 0,9	1,5 ± 0,6	m
Sauerstoffsättigung	%	k.A.		95 ± 5	97 ± 3	97 ± 5	m
Chemische Kenngrößen:							
Summenparameter für organ. Stoffe							
Organ. Geb. Kohlenstoff (TOC)	mg/l	15-3-I	o. a. V.	0,9 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,7 ± 0,2	wt
UV-Extinktion (SAK-254nm)	m ⁻¹	k.A.		1,3 ± 0,2	0,9 ± 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 (?)	mg/l	4-2-I	0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	h
Chlorid	mg/l	3-3-I	250	26 ± 3	35 ± 4	31 ± 3	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	18 ± 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	33 ± 2	31 ± 1,4	w
Silikat (als Silizium)	mg/l	k.A.		2,7 ± 0,4	4,0 ± 0,6	3,6 ± 0,6	w
Säurekapazität (Ks 4,3)	mmol/l	k.A.		1,0 ± 0,2	1,6 ± 0,2	1,3 ± 0,2	w
Kationen							
Ammonium	mg/l	2-3-I	0,50	< 0,01	< 0,01	< 0,01	wt
Natrium	mg/l	14-3-I	200	13,2 ± 1,9	19,4 ± 2,5	16,6 ± 1,8	w
Kalium	mg/l	k.A.		2,4 ± 0,1	3,5 ± 0,4	3,0 ± 0,3	w
Calcium	mg/l	k.A.		26,8 ± 2,2	39,0 ± 4,5	33,9 ± 3,8	w
Magnesium	mg/l	k.A.		5,7 ± 0,5	8,1 ± 0,9	7,0 ± 0,7	w
Carbonathärte	°dH	k.A.		2,6 ± 0,5	4,3 ± 0,6	3,5 ± 0,5	w
Gesamthärte	mmol/l	k.A.		0,91 ± 0,08	1,31 ± 0,15	1,13 ± 0,1	w
Grad deutscher Härte	°dH	k.A.		5,1 ± 0,4	7,3 ± 0,8	6,4 ± 0,7	w
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 vom 03.05.2011 (Ifd. Nr.-Anlage Teil).

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

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

#) Versorgungsbereiche siehe nächste Seite

#) VERSORGUNGSBEREICHE UND MIT ZUSCHUSS-WASSER BELIEFERTE GEBIETE:

Ost/West II: Windeck, Eitorf, Ruppichterath, 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

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

SPURENSTOFFGEHALTE UND BAKTERIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT DES VOM WTV ABGEBENEN TRINKWASSERS

Analysewerte von Januar bis Dezember 2019

Bezeichnung	Einheit	Param. TrinkwV *)	Grenzwert TrinkwV **)	Alle Versorgungsbe- reiche	Untersuchungshäufigkeit ****)
Spurenelemente:					
Aluminium	mg/l	1-3.I	0,200	< 0,005	wt
Antimon	mg/l	1-2.II	0,0050	< 0,001	h
Arsen	mg/l	2-2.II	0,010	< 0,001	h
Blei	mg/l	4-2.II	0,010	< 0,001	h
Cadmium	mg/l	5-2.II	0,0030	< 0,0006	h
Chrom	mg/l	5-2.I	0,050	< 0,010	h
Eisen	mg/l	6-3.I	0,200	< 0,010	wt
Kupfer	mg/l	7-2.II	2,0	< 0,010	h
Mangan	mg/l	13-3.I	0,050	< 0,005	wt
Nickel	mg/l	8-2.II	0,020	< 0,005	h
Quecksilber	mg/l	12-2.I	0,0010	< 0,0001	h
Selen	mg/l	13-2.I	0,010	< 0,001	h
Uran ²⁾	mg/l	15-2.I	0,010	< 0,0002	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	0,10 ± 0,04	hw
Bakteriologische Parameter:					
Koloniezahl 20°C	/1ml	10-3.I	100	0 - 1	t/w
Koloniezahl 36°C	/1ml	11-3.I	100	0 - 2	t/w
Coliforme-Bakterien	/100ml	5-3.I	0	0	t
Escherichia-coli	/100ml	1-1	0	0	t
Enterokokken	/100ml	2-1	0	0	m
Clostridium	/100ml	4-3.I	0	0	m

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 vom 03.05.2011 (Ifd. Nr.-Anlage. Teil)

**) Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung

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

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

²⁾ Untersuchung durch akkreditiertes Fremdlabor.

³⁾ Summenparameter.

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

3.3 MIKROBIOLOGISCHE BESCHAFFENHEIT DES TRINKWASSERS IM JAHR 2019

3.3.1 TRINKWASSERAUFBEREITUNGSANLAGE SIEGELSKNIPPEN (SN)

Die 730 Proben vom Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage Siegelsknippen (SN) entsprachen im gesamten Berichtszeitraum (01.01.2019 - 31.12.2019) 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) betrug überwiegend 0 KBE/ml (KBE 20°C: 99 Prozent beziehungsweise KBE 36°C: 96 Prozent der untersuchten Proben). Vereinzelt traten Koloniezahlen von 1 KBE/ml bis maximal 3 KBE/ml auf.

Tabelle
Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlagen Siegelsknippen (SN) im Kalenderjahr 2019

Trinkwasser-aufbereitung Siegelsknippen (SN)	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2019)					
	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser SN Abschluss der Aufbereitung (Einlauf HB, 23)	365	365	0	0	0	0
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	365	365	0	0	0	0
Trinkwasser SN (23/500)	730	730	0	0	0	0

Trinkwasser-aufbereitung Siegelsknippen (SN)	Koloniezahlen bei 20°C							Koloniezahlen bei 36°C					
	Anzahl Proben in 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)	365	363	2	0	0	0	1	349	16	0	0	0	2
Trinkwasser SN (Auslauf Hochbehälter, 500)	365	365	0	0	0	0	0	349	15	1	0	0	3
Trinkwasser SN (23/500)	730	728	2	0	0	0	1	698	31	1	0	0	3

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/ml (KBE 20°C: 98 Prozent beziehungsweise KBE 36°C 94 Prozent der Proben), vereinzelt traten Koloniezahlen von 1 KBE/ml auf, in einer Probe wurden 13 KBE/ml nachgewiesen.

Tabelle

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung am Ausgang der Trinkwasseraufbereitungsanlage Meindorf (MD) im Kalenderjahr 2019

Trinkwasser-aufbereitung Meindorf (MD)	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2019)					
	Anzahl Proben Nachweisverfahren Colilert-18	Anzahl Proben Nachweisverfahren CC-Agar	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von <i>E. coli</i> (CC-Agar)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (Colilert)	Anzahl Proben mit Nachweis von coliformen Bakterien (CC-Agar)
Trinkwasser MD (48)	149	149	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	46	149	0	0	0	0
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	46	149	0	0	0	0
Trinkwasser MD (48/47/49)	241	449	0	0	0	0

Trinkwasser-aufbereitung 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)	149	148	1	0	0	0	1	142	7	0	0	0	1
Mischwasser MD (nach Bonn-Nord, 47)	149	144	5	0	0	0	1	139	9	0	1	0	13
Mischwasser MD (nach Bonn-Süd, 49)	149	148	1	0	0	0	1	143	6	0	0	0	1
Trinkwasser MD (48/47/49)	450	440	7	0	0	0	1	424	22	0	1	0	13

3.3.3 VERSORGUNGSNETZ (HOCHBEHÄLTER UND ÜBERGABESTELLEN)

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

Bei 35 Proben von insgesamt 2336 routinemäßigen Proben im Versorgungsnetz, das entspricht 1,5 Prozent der Proben, wurden coliforme Bakterien (i.d.R. 1 / 100 ml) nachgewiesen.

Von den insgesamt 35 Coliformen-positiven Proben aus dem Versorgungsnetz stammten allein 20 aus dem Hochbehälter Nackhausen. Die weiteren 15 Proben wurden in Hochbehältern (HB Kuchhausen, Eichholz, Wachtberg, Tomberg und Hardtberg) sowie drei Übergabestation (3. HVL in Großenbusch, Station Graurheindorf, 2. HVL in TA Meindorf) entnommen.

Die API-Identifikationen von 34 Isolaten ergaben 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.

Bei dem aus der Probe vom Auslauf des HB Hardtberg isolierten coliformen Bakterium handelte es sich laut API-Identifikation um *Serratia fonticola* (API-Profil 5304753).

Überwiegend traten die Befunde in Proben aus Endbehältern auf, wie zum Beispiel HB Wachtberg oder Eichholz.

Tabelle

Übersicht über die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen nach Trinkwasserverordnung im Versorgungsnetz (Hochbehälter, Übergabestationen) im Kalenderjahr 2019

Netz	Nachweis von <i>E. coli</i> und coliformen Bakterien (2019)					
	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	336	1185	0	0	17*	15*
7 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 8 Übergabestationen						
Versorgungsgebiet West	321	1151	0	0	4*	5*
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 2019	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	1191	1051	92	35	13	0	68	1066	121	3	0	0	12
Versorgungsgebiet West 6 Hochbehälter (Ein- und Ausläufe), 11 Übergabestationen	1151	1125	26	0	0	0	3	1077	68	6	0	0	16
Netz (Gesamtes Versorgungsgebiet)	2342	2176	118	35	13	0	68	2143	189	9	0	0	16

Bei 93 % bzw. 91 % der untersuchten Proben von Hochbehältern und Übergabestellen betrug die Koloniezahlen 0 KBE/ml, in 5 % (KBE 20) bzw. 8 % (KBE 36) der Proben wurden Koloniezahlen zwischen 1 - 5 KBE/ml nachgewiesen. Höhere Koloniezahlen (> 5 bis maximal 68 KBE/ml) traten bei 2 % bzw. 0,4 % der Proben auf. Im November, z.T. auch noch im Dezember traten in der sog. Höhenversorgung, (Versorgungsgebiet Ost) in den dem Hochbehälter Honscheid nachgelagerten Stationen (HB Rankenhohn, Ohmbach und Kuchhausen) erhöhte Koloniezahlen in der Größenordnung 10 bis 20 KBE/ml, max. 68 KBE/ml auf. Die Koloniezahlerhöhung betraf nur die Koloniebildenden Einheiten bei 20°C Inkubationstemperatur. Vermutet wurde

ein Zusammenhang mit einem Rohrbruch in der Transportleitung zwischen HB Honscheid und Rankenhohn Anfang Oktober. Im Zuge der Reparatur wurde ein neues Rohrstück eingebaut. Die Erfahrungen der letzten Jahre zeigten, dass vor allem kunststoffbeschichtete Teile zu einem „Aufkeimen“, also einem Anstieg der Koloniezahlen, in den ersten Wochen nach Inbetriebnahme führen können. Dies vor allem, wenn kein ausreichender Durchfluss und damit Wasseraustausch gewährleistet ist. In der Transportleitung war aber ein hoher Durchfluss und damit Austausch vorhanden. Aus diesem Grund ist der Bezug zu dem Rohrbruch nicht eindeutig, die Ursache für die Koloniezahlerhöhung war nicht abschließend zu klären.

URSACHENFORSCHUNG HOCHBEHÄLTER NACKHAUSEN

In 2019 waren allein 20 Coliformen-Befunde im Verteilungsnetz auf Nachweise in Proben aus dem Hochbehälter Nackhausen (Ein- oder Auslauf) zurückzuführen. Dies entsprach annähernd 60 Prozent der Coliformen-Befunde.

Die Nachweise von Coliformen, durchgängig mit dem „Lelliottia-Profil“, setzten im Juni ein. Zusätzliche Reinigungen der beiden Wasserkammern im Juli und September zeigten keine Verbesserung der Situation. Vorsorglich wurde bereits Anfang August eine Schutzchlorung im Einlauf des HB Nackhausen eingerichtet, die bis Mitte November in Betrieb war.

Im Rahmen der Ursachenforschung wurden im HB Nackhausen Leitungsabschnitte außer Betrieb genommen und mit Abstrichproben an verschiedene Armaturen (zum Beispiel Klappen) beprobt. Es wurden vereinzelt coliforme Bakterien nachgewiesen, aber insgesamt ergaben sich keine Hinweise, die auf eine Biofilmbildung als Quelle der Belastung schließen ließen.

Ergänzend dazu wurde die Transportleitung zum HB Nackhausen mehrfach an verschiedenen Stellen im Längsverlauf beprobt. Am Beginn der Leitung (Pumpwerk Richtung Nackhausen) sowie an drei Übergabestellen im Längsverlauf wurden in 1-Liter-Proben keine coliformen Bakterien nachgewiesen. In Wasserproben aus der Übergabe in das Gewerbegebiet Bitzen, die dem HB Nackhausen vorgelagert ist, wurden coliforme Bakterien mit dem *L. aquatilis*-Profil nachgewiesen.

Daraufhin wurden in Zusammenarbeit mit dem zuständigen Wasserversorgungsunternehmen (Rhein-Sieg-Netz GmbH, Regionalstelle Much) Anfang Oktober Versorgungsleitungen im Gewerbegebiet Bitzen beprobt. In den an Endhydranten entnommenen Wasserproben (1-Liter-Proben) wurden ebenfalls coliforme Bakterien (*Lelliottia*) nachgewiesen. Dabei fiel auch die höhere Wassertemperatur in den Versorgungsleitungen im Gewerbegebiet Bitzen auf (17° C im Vergleich zu 10° C direkt an der Übergabe), ein Hinweis auf einen eingeschränkten Wasseraustausch in den Leitungen.

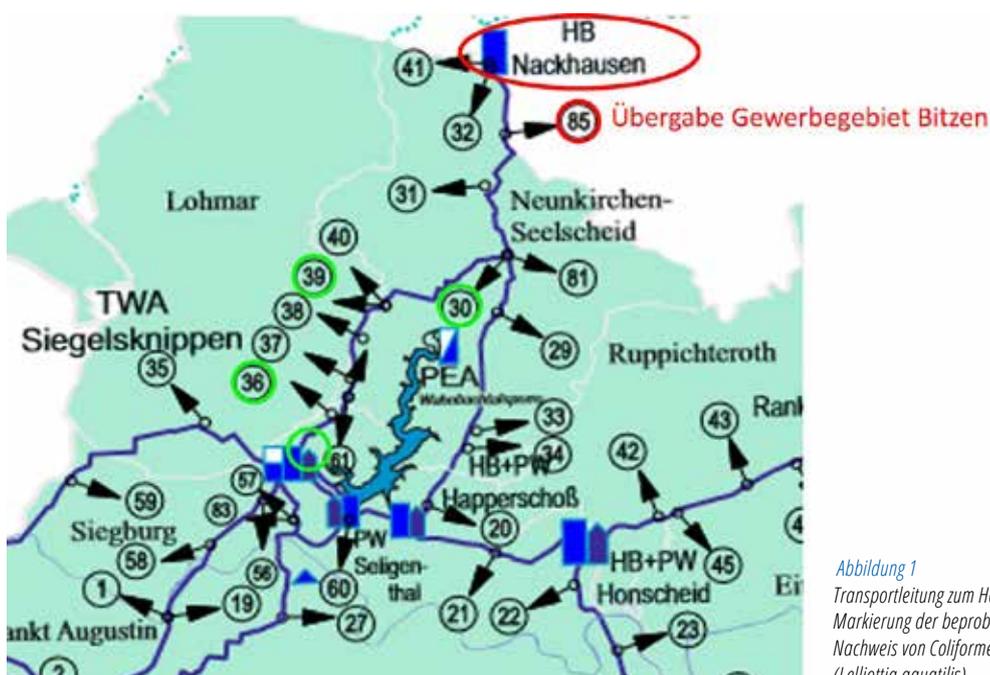


Abbildung 1
Transportleitung zum Hochbehälter Nackhausen mit Markierung der beprobten Übergabestellen. Grün: kein Nachweis von Coliformen, Rot: Nachweis von Coliformen (*Lelliottia aquatilis*).

Die Übergabe Bitzen und das Leitungssystem im Gewerbegebiet war für einen Verbrauch von 25 m³ pro Tag konzipiert. In der derzeitigen Ausbaustufe des Gewerbegebietes liegt der tatsächliche Wasserbedarf bei 0 bis 3 m³ pro Tag.

Betrachtet man das Gesamtvolumen des Versorgungsnetzes im Gewerbegebiet Bitzen von 5 m³, so ist leicht erkennbar, dass es zu ausgeprägten Stagnationsphasen kommt.

Dieser mangelnde Wasseraustausch hat augenscheinlich das Wachstum der Coliformen in diesem Netzabschnitt begünstigt und zu einer Animpfung des Leitungsabschnitts zum HB Nackhausen geführt.

An der Übergabe Bitzen wurde vom WTV ein regelmäßiger Wasser-

austausch der Zuleitung eingerichtet (ca. 8facher Austausch pro Tag). Durch die Rhein-Sieg-Netz GmbH wurde ebenfalls ein Spülmanagement eingerichtet, mit zunächst werktäglicher, dann monatlicher Spülung der Endpunkte der Versorgungsleitungen.

Ab Mitte Oktober wurden keine coliformen Bakterien mehr in Wasserproben von der Übergabe oder aus dem Gewerbegebiet Bitzen nachgewiesen, auch in 1-Liter-Proben nicht.

Nach Etablierung der regelmäßigen Spülmaßnahmen wurden, auch nach Beendigung der Schutzchlorung Mitte November, in den Proben vom Ein- und Auslauf des HB Nackhausen keine coliformen Bakterien mehr nachgewiesen.

3.3.4 SONDER- ODER ZUSATZUNTERSUCHUNGEN

LITER-PROBEN AM AUSGANG HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN

Im Jahr 2019 wurden an der Probenstelle Ausgang Hochbehälter Siegelsknippen (500) an 74 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 zehnfach größeren Volumens als die regulären Trinkwasserproben wird die Nachweisempfindlichkeit erhöht und es lassen sich frühzeitig Hinweise auf sich entwickelnde coliforme Bakterien (zum Beispiel durch Biofilmbildung) ableiten. Regulär wird diese Sonderprobe einmal pro Woche entnommen, bei Bedarf auch häufiger. Aufgrund des verstärkten Auftretens von coliformen Bakterien in 2019 wurden in den Monaten (Ende) Oktober bis Dezember werktäglich 1-Liter-Proben entnommen.

In den 74 untersuchten 1-Liter-Proben wurden im Berichtsjahr zu keinem Zeitpunkt coliforme Bakterien oder *E. coli* in den 1-Liter-Proben nachgewiesen.

Die Ergebnisse der 1-Liter-Proben lassen vermuten, dass ein Ausstrag von *L. aquatilis* aus dem HB Siegelsknippen (siehe Sedimentuntersuchungen) in so geringen Konzentrationen stattfindet, dass selbst mit der zehnfachen Nachweiswahrscheinlichkeit in 2019 kein Nachweis aufgetreten ist.

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. Alle zwei Monate werden die Sumpfentleerungen der beiden Wasserkammern des HB Siegelsknippen gespült und jeweils zwei bakteriologische Proben entnommen und untersucht.

In einer der insgesamt 68 untersuchten Proben konnten coliforme Bakterien (25 / 100 ml) nachgewiesen werden. Es handelte sich um eine Probe (100 ml) im August aus der Sumpfentleerung DN 400 der Wasserkammer 2 zu Beginn der Spülung. Die Untersuchung von fünf Isolaten mit API 20 E ergab eine gewisse Übereinstimmung mit dem Profil von *Lelliottia aquatilis*.

Im August befindet sich der Hochbehälter relativ kurz vor der jährlichen Reinigung, die in der Regel im Oktober durchgeführt wird. Man kann davon ausgehen, dass sich in dieser Phase die maximale Menge an Ablagerungen im Hochbehälter befindet. Daher ist der Nachweis zu diesem Zeitraum durchaus plausibel.

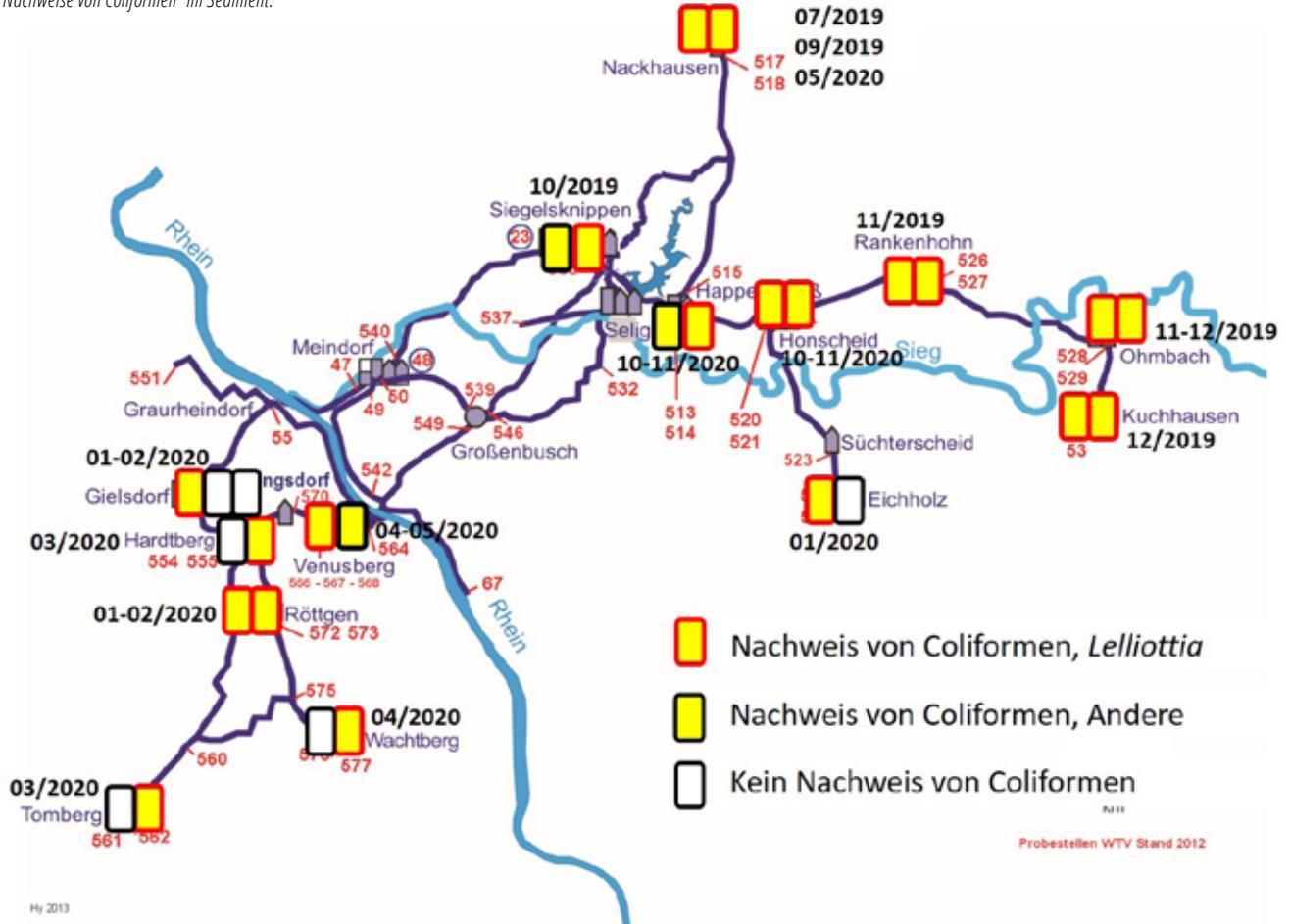
Bei einigen Proben traten erhöhte Koloniezahlen auf, die aber primär auf nicht permanent durchflossene Leitungsabschnitte (zum Beispiel Entleerungsleitungen) oder nicht optimale Probenahmeverrichtungen (Entlüfter) zurückzuführen sind.

SEDIMENTUNTERSUCHUNGEN IM HOCHBEHÄLTER SIEGELSKNIPPEN SOWIE IN DEN HOCHBEHÄLTERN IM VERSORGNUNGSNETZ

In der Reinigungsperiode 2019/2020 (Anfang Oktober 2019 bis Ende April 2020) wurden Sedimente aus 28 Hochbehälter-Wasserkammern (inklusive Hochbehälter Siegelsknippen) untersucht. In den Ablagerungen auf den Behälterböden wurden in 24 HB-Kammern coliforme Bakterien nachgewiesen (siehe Abbildung 1). Überwiegend wurde bei den Isolaten mittels API 20E das Profil 3304553 (oder ähnlich, 3004553, 3104553, 3204553) ermittelt, welches nach den bisherigen Erfahrungen *Lelliottia aquatilis* zuzuordnen ist. In wenigen Fällen wurden auch andere coliforme Bakterien nachgewiesen, entweder als „Begleitflora“ oder ausschließliche Besiedler (Bsp. *Pantoea spp.*, *Enterobacter amnigenus*). Bei einigen Hochbehältern wurde nur im Sediment einer der Wasserkammern coliforme Bakterien nachgewiesen, im Sediment der anderen Wasserkammer dagegen nicht (zum Beispiel HB Hardtberg, HB Eichholz, HB Tomberg). Der Hochbehälter Nackhausen wurde bereits vor Beginn der routinemäßigen HB-Reinigung im Juli und September 2019 gereinigt. Hintergrund waren die hier gehäuft auftretenden Coliformen-Befunde im Trinkwasser (Probenahmestellen im Hochbehälter, Ein- und Auslauf HB).

Abbildung 2

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 farbig gefüllte Rechtecke symbolisieren „keine Nachweise von Coliformen“ im Sediment.



SONDERUNTERSUCHUNG „ANREICHERUNGSPROBEN MIT DEM SYSTEM MICROSENS“ IN ZUSAMMENARBEIT MIT DEM TZW KARLSRUHE (AUSSENSTELLE DRESDEN)

Im Spätsommer/Herbst 2016 wurden im Versorgungsnetz des Wahnbachtalsperrenverbandes mehrfach coliforme Bakterien in geringen Konzentrationen (1/100 ml) nachgewiesen. Es handelte sich um einen Vertreter aus der Gattung *Lelliottia*, der zunächst als *L. amnigena* identifiziert wurde. Aufgrund weiterführender Untersuchungen, unter anderem einer Ganzgenomsequenzierung, wurde dieser Stamm als neue Art, *L. aquatilis* beschrieben (Kämpfer et al. 2018).

Auch in 2018 und 2019 wurden coliforme Bakterien im Netz sowie in den Sedimenten der Hochbehälter nachgewiesen, die *Lelliottia aquatilis* zuzuordnen waren. Die Quelle für die coliformen Befunde konnte bisher nicht eindeutig identifiziert werden.

Daher wurden in Zusammenarbeit mit dem DVGW Technologiezentrum Wasser (TZW, Außenstelle Dresden) mit dem Anreicherungs-system „MicroSens“ größere Wasservolumina an verschiedenen Mess-

punkten beprobt, um Hinweise auf eine mögliche Eintragsquelle zu erhalten. Eine erste Untersuchungsreihe wurde im August 2018 durchgeführt, eine weitere folgte im März 2019.

Das System MikroSens ermöglicht mit Hilfe einer Filterkartusche eine schnelle Anreicherung von Bakterien, die anschließend im 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 erfolgt 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.

ANREICHERUNGSPROBEN AUGUST 2018

In der ersten Untersuchungskampagne 2018 wurden Proben in der Aufbereitungsanlage für das Talsperrenwasser (Siegelknippen) sowie im Verteilungsnetz genommen (siehe Abbildung 3).

Die filtrierte Wasservolumina lagen zwischen 190 bis 318 Liter. Die Anreicherung ergab an allen Messpunkten, an denen coliforme Bakterien nachgewiesen wurden, eine Konzentration von deutlich unter 1 pro 100 ml, somit lag, nach Einschätzung durch das ZTW, keine hygienisch relevante Belastung vor.

In der Aufbereitungsanlage wurden die beiden Sammelfiltrate (Sammelfiltrat Filtergruppe 1 / Filtergruppe 2) sowie zwei weitere Probenstellen im Filtratbereich beprobt. Die Identifizierung der dort nachgewiesenen coliformen Bakterien ergab ausschließlich die Spezies *Enterobacter asburiae*. Hier bestand ein Zusammenhang

mit dem Vorkommen dieser Spezies im Rohwasser der Talsperre. Im Trinkwasser, nach Abschluss der Desinfektion, wurden in einem Volumen von 200 Litern keine coliformen Bakterien nachgewiesen.

Im Verteilungsnetz wurden insgesamt zehn Messpunkte beprobt (Hochbehälter oder Stationen). An fünf Messpunkten wurden keine coliformen Bakterien nachgewiesen. Bei den Messpunkten, an denen coliforme Bakterien nachgewiesen wurden, handelte es sich um die Endbehälter im Netz. Überwiegend wurde *Lelliottia amnigena* (= *aquatilis*) identifiziert. Der Nachweis von *Lelliottia* in den Anreicherungsproben entsprach dem Auftreten von Coliformen-Befunden in den regulären 100 ml-Trinkwasserproben, die ebenfalls schwerpunktmäßig in Wasserproben aus den Endbehältern auftreten.

Abbildung 3

Anreicherungsproben im August 2018, Verteilung der Messpunkte im Verteilungsnetz und Ergebnis der Identifikation der coliformen Bakterien.

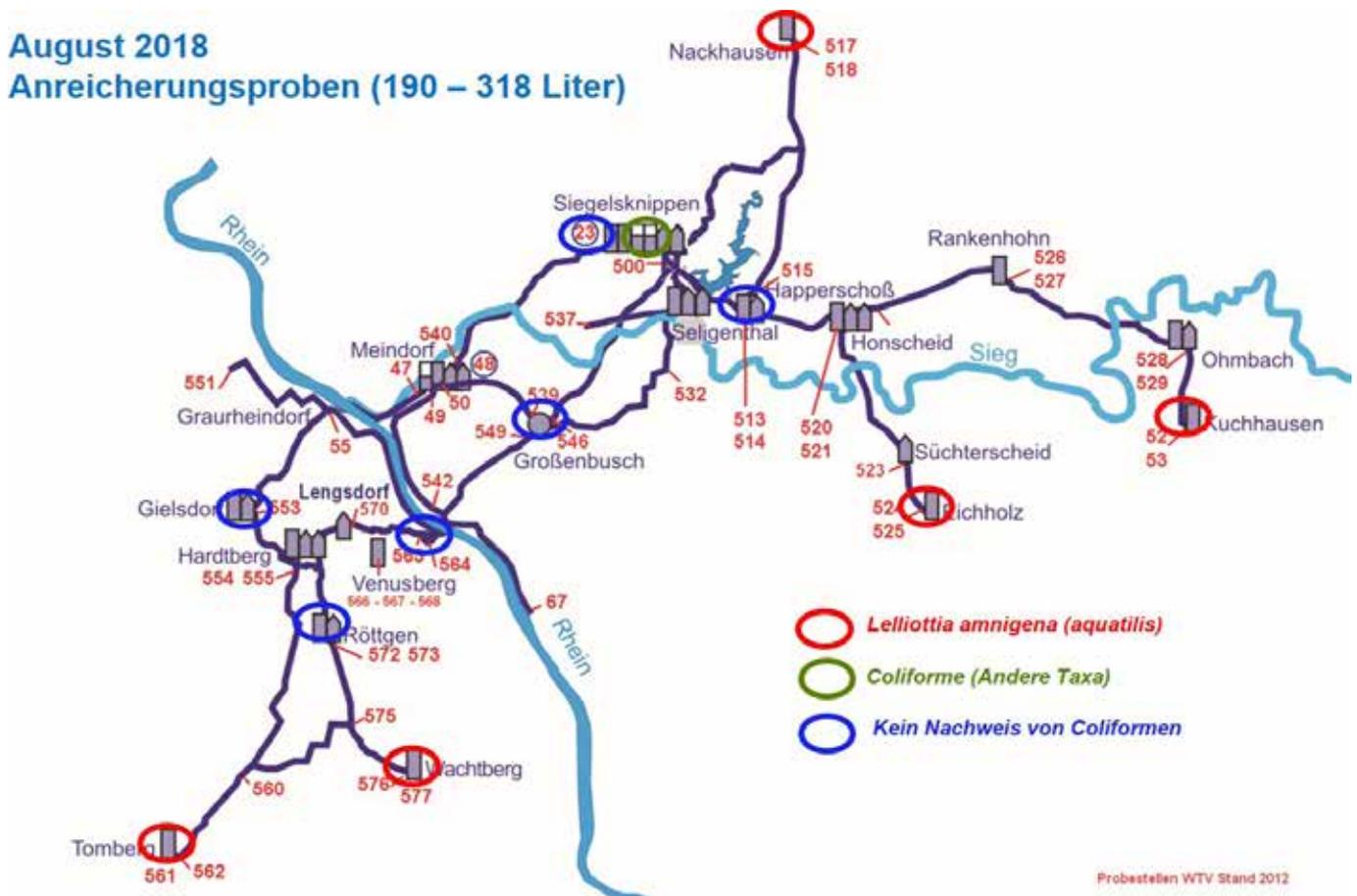
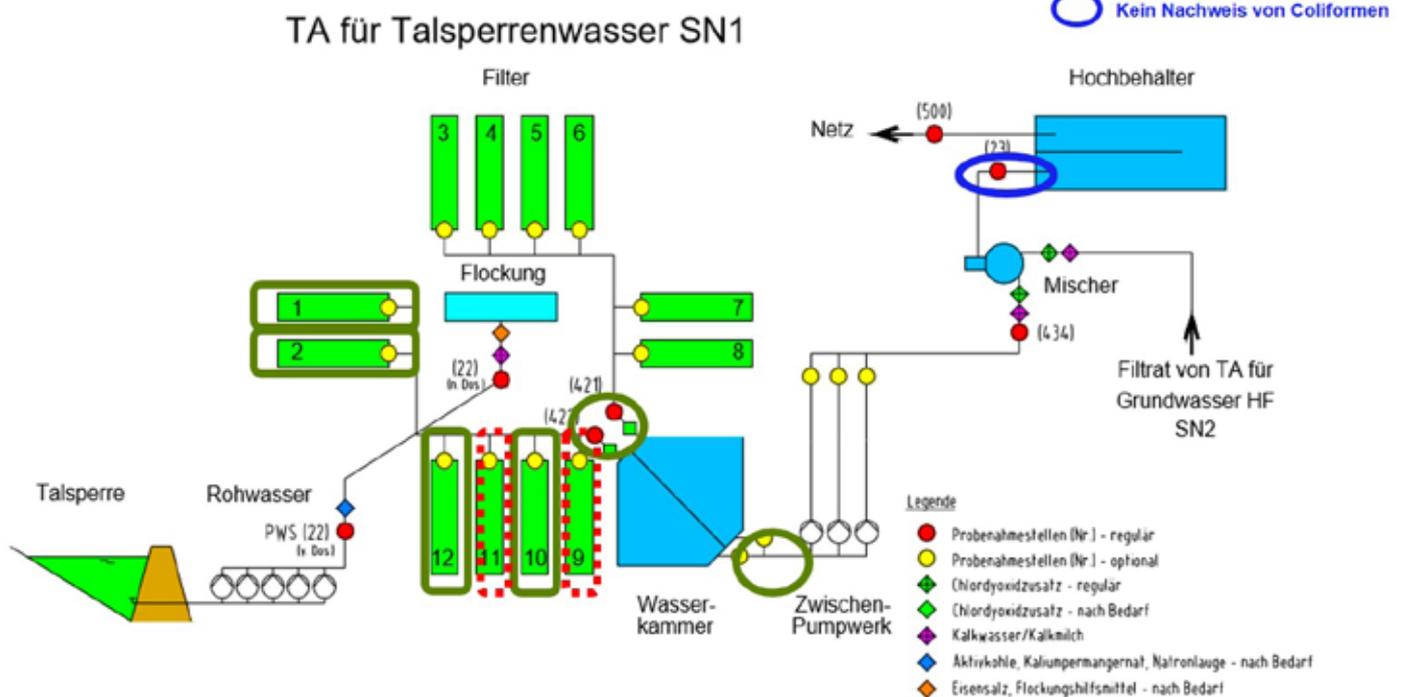


Abbildung 4

Anreicherungsproben im März 2019, Verteilung der Messpunkte im Bereich der Aufbereitungsanlage für das Talsperrenwasser (Siegelknippen) und Ergebnis der Identifikation der coliformen Bakterien.

März 2019 Anreicherungsproben (166 – 213 Liter)



ANREICHERUNGSPROBEN MÄRZ 2019

In der zweiten Beprobungskampagne im März 2019 wurden erneut die beiden Sammelfiltrate, zwei weitere Messpunkte im Filtratbereich sowie die Ausläufe der Einzelfilter 1, 2, 9, 10, 11 und 12 in der Filtergruppe 2 beprobt, jeweils am Ende eines Filtrationszyklus und nach der Filterspülung, am Beginn der Filterlaufzeit (siehe Abbildung 4). Auch bei dieser Beprobung wurde - mit einer Ausnahme - an allen Messpunkten, an denen coliforme Bakterien nachgewiesen wurden, eine Konzentration von deutlich unter 1 pro 100 ml nachgewiesen. Nur an einem Einzelfilterauslauf (Filter 2) wurde bei der Beprobung nach der Spülung ein Werte von 1,1 Coliforme pro 100 ml ermittelt (nach 22 h Inkubationszeit Colilert-Verfahren).

Im Trinkwasser nach Abschluss der Desinfektion wurden in 204 Litern Probenvolumen keine Coliformen nachgewiesen.

Die Identifizierung der Coliformenbefunde ergab verschiedene Spezies von Umweltcoliformen, es dominierten *Pantoea agglomerans* und *Serratia fonticola*. In den Proben von Filter 9 und 11 wurden zwei Isolate als *Lelliottia aquatilis* identifiziert. Leider standen die Isolate nicht mehr für eine detaillierte Untersuchung zur genetischen Identität zur Verfügung. So konnte abschließend nicht geklärt werden, ob es sich um den Stamm handelt, der seit 2016 im Verteilungsnetz beziehungsweise im Sediment des HB Siegelknippen nachgewiesen wurde.

Für die beiden Einzelfilterabläufe 9 und 11, in denen *L. aquatilis* nachgewiesen werden konnte, wurde im Mai eine weitere Beprobung durchgeführt, um Isolate für eine weitergehende Identifizierung mittels Gensequenzierung zu gewinnen. Die Konzentration an

coliformen Befunden sowie die Bandbreite der nachgewiesenen Spezies waren vergleichbar zu der Beprobung im März. *Lelliottia aquatilis* wurde aus keiner der vier Proben isoliert, somit konnte keine Sequenzierung durchgeführt werden.

Die Anreicherungsproben im Bereich des Wasserwerkes haben keine eindeutigen Hinweise ergeben, dass die Nachweise von coliformen Bakterien im Verteilungsnetz seit Spätsommer 2016 mit einem Eintrag aus dem Wasserwerk in Zusammenhang stehen. Die Proben an den Messpunkten im Bereich der Filtration (Sammelfiltrate, Einzelfilterausläufe) wiesen eine Spezieszusammensetzung auf, die durch die vorliegende Rohwassersituation gegeben war. Es wurde eine Mischung aus verschiedenen Coliformen-Spezies nachgewiesen, eine eindeutige Dominanz einer Spezies war bei der Beprobung im März nicht erkennbar. Die Dominanz von *Enterobacter asburiae* im Filtrat bei der Beprobung im August 2018 entsprach der damaligen Situation im Rohwasser (Massenentwicklung von *E. asburiae* in der Talsperre). Die Konzentrationen der coliformen Bakterien an den verschiedenen Filtrat-Messpunkten befanden sich auf einem ähnlich niedrigen Niveau. Eine Vermehrung coliformer Bakterien in den Filtern war aus den Ergebnissen nicht ableitbar. Die zwei

Nachweise von *L. aquatilis* in Einzelfiltratabläufen waren im Vergleich zu den anderen Coliformen-Taxa Einzelbefunde, die auch aus dem Rohwasser stammen konnten. Eine genetische Identität mit dem Trinkwasser-Stamm konnte nicht überprüft werden.

Die Anreicherungsproben im Trinkwasser nach Abschluss der Desinfektion ergaben bei beiden Beprobungskampagnen keine Nachweise von coliformen Bakterien.

Die Nachweise von coliformen Bakterien im Verteilungsnetz zeigten mit den Anreicherungsproben eine ähnliche Verteilung wie bei den 100 ml-Trinkwasserproben. Ein Schwerpunkt waren die Endbehälter.

Nach dem Stand der Untersuchungen lässt sich zusammenfassen, dass *L. aquatilis* erst ab dem Hochbehälter Siegelsknippen (im Sediment bzw. auch in einer Wasserprobe aus der Entleerungsleitung) nachgewiesen werden konnte. Der Eintragspfad bzw. die Stelle einer möglichen Biofilmbildung konnte auch durch die Anreicherungsproben noch nicht geklärt werden. Weitere Untersuchungen werden folgen.

LITERATUR

Kämpfer, P., Glaeser, S.P., Packroff, G.; Behringer, K.; Exner, M.; Chakraborty, T.; Schmithausen, R.M.; Doijad, S. (2018): *Lelliottia aquatilis* sp. nov., isolated from drinking water. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 68 (8), 2454-2461.

4. ANHANG

TROPHIETABELLE DER WAHNBACHTALSPERRE VON 1964-2019

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

(JAHRESMITTEL FÜR DAS WASSERWIRTSCHAFTSJAHR BERECHNET NACH VOLLENWEIDER)

Jahr	Wasser- fracht	Vol.	Pges Fracht	Aufenth.- Zeit	PEA Pges.Konz.	7	8	9	Zuflüsse Pges	Talsperre Pges nach Vollenw.	Talsperre Pges.	Talsperre Chl a nach Vollenw.	Talsperre Chl a	14	15	16	17	18	19	20	20
1964	22464	27734	1377	1,23	0	84,6	61,3	29,0		24,5	—	5,3	—	15	—	21,1	3,8	15,6	62,7	259,0	
1965	62926	35098	3655	0,56	0	64,9	58,1	33,3		27,4	—	5,9	—	17	—	17,5	3,1	12,9	51,9	214,3	
1966	67644	38788	4234	0,57	0	74,2	62,6	35,6		29,0	—	6,2	—	18	—	17,6	3,1	13,0	52,2	215,6	
1967	39938	35061	2752	0,88	0	67,4	68,9	35,6		29,0	—	6,2	—	18	—	19,4	3,5	14,3	57,5	237,6	
1968	41489	37409	2679	0,90	0	74,1	64,6	33,1		27,3	—	5,9	—	17	—	19,5	3,5	14,4	57,9	239,1	
1969	29560	36318	2083	1,23	0	104,7	70,5	33,4		27,5	25	5,9	25	17	73	21,1	3,8	15,6	62,6	258,6	
1970	51843	38672	3860	0,75	0	95,5	74,5	40,0		31,9	26	6,8	11	20	29	18,6	3,3	13,8	55,3	228,6	
1971	17687	32866	1662	1,86	0	132,8	94,0	39,8		31,8	19	6,8	6	20	20	23,6	4,2	17,5	70,2	289,9	
1972	18782	29217	1960	1,56	0	138,7	104,4	46,4		36,1	26	7,7	12	23	17	22,5	4,0	16,6	66,7	275,7	
1973	22194	34823	1723	1,57	0	123,4	77,6	34,5		6,1	21	6,1	3	27	27	22,5	4,0	16,7	66,9	276,3	
1974	43548	30086	3690	0,69	0	85,6	84,7	46,3		36,0	24	7,7	7	23	10	18,3	3,3	13,6	54,4	224,6	
1975	24632	29733	2246	1,21	0	91,2	91,2	43,4		34,2	24	7,3	7	21	40	21,0	3,8	15,5	62,3	257,4	
1976	24450	27670	2511	1,13	0	102,7	102,7	49,8		38,2	16	8,1	4	24	14	20,6	3,7	15,3	61,3	253,2	
1977	29412	26635	2212	0,91	6	149,9	75,2	38,5		31,0	16	6,6	6	19	17	19,5	3,5	14,4	58,0	239,4	
1978	38615	34279	791	0,89	1	148,8	20,5	10,5		10,7	9	2,4	8	6	37	19,4	3,5	14,4	57,7	238,2	
1979	37911	34164	523	0,90	1	155,1	13,8	8,3		7,7	6	2,0	6	4	10	19,5	3,5	14,4	57,9	239,1	
1980	51327	37189	1146	0,72	2	187,0	22,3	12,1		11,9	10	2,6	5	7	12	18,5	3,3	13,7	55,0	227,1	
1981	58197	36813	1357	0,63	1	194,9	23,3	13,0		12,7	10	2,8	6	7	15	18,0	3,2	13,3	53,3	220,2	
1982	44352	36554	817	0,82	1	151,9	18,4	9,7		10,0	9	2,2	7	6	15	19,1	3,4	14,1	56,7	234,0	
1983	43405	35915	420	0,83	1	156,4	9,7	5,1		5,9	7	1,3	5	3	18	19,1	3,4	14,1	56,7	234,3	
1984	49604	35595	1062	0,72	1	216,6	21,4	11,6		11,6	10	2,6	4	7	11	18,5	3,3	13,7	54,9	226,6	
1985	36760	37088	801	1,01	2	186,2	21,8	10,9		11,0	10	2,4	3	6	7	20,0	3,6	14,8	59,5	245,9	
1986	36838	35553	800	0,97	2	184,3	21,7	11,0		11,0	11	2,5	3	8	8	19,8	3,6	14,7	58,9	243,2	
1987	51321	37208	1503	0,73	2	178,9	29,3	15,8		14,9	11	3,3	3	6	5	18,5	3,3	13,7	55,0	227,1	
1988	41241	35544	699	0,86	2	125,7	16,9	8,8		9,2	9	2,1	2	5	4	19,3	3,5	14,3	57,3	236,5	
1989	34080	35391	324	1,04	1	122,9	9,5	4,7		5,5	9	1,3	2	3	3	20,2	3,6	14,9	60,0	247,7	
1990	27469	29325	332	1,07	2	147,0	12,1	5,9		6,7	9	1,5	2	4	3	20,3	3,6	15,0	60,4	249,4	
1991	24369	29432	232	1,21	3	105,6	9,5	4,5		5,4	4	1,2	1	3	3	21,0	3,8	15,5	62,3	257,5	
1992	32903	33830	1080	1,03	3	139,6	32,8	16,3		15,3	7	3,4	2	5	5	20,1	3,6	14,9	59,8	247,1	
1993	38179	36376	668	0,95	3	127,3	17,5	8,9		9,3	7	2,1	2	5	4	19,8	3,5	14,6	58,7	242,4	
1994	37826	37324	469	0,99	3	104,7	12,4	6,2		6,9	6	1,6	1	4	3	19,9	3,6	14,8	59,2	244,5	
1995	43122	36900	1034	0,86	2	109,1	24,0	12,5		12,3	6	2,7	1	7	3	19,3	3,4	14,2	57,2	236,1	
1996	16120	26630	159	1,65	3	140,4	9,9	4,3		5,1	5	1,2	1	3	4	22,9	4,1	16,9	67,9	280,3	
1997	27134	32950	284	1,21	2	121,9	10,5	5,0		5,8	5	1,3	1	3	2	21,0	3,8	15,6	62,4	257,8	
1998	40612	35456	943	0,92	2	96,4	23,2	11,8		11,8	6	2,6	2	4	4	19,6	3,5	14,5	58,2	240,5	
1999	39414	36621	479	0,95	2	72,4	12,2	6,2		6,9	5	1,6	1	4	2	19,6	3,5	14,5	58,3	240,9	
2000	39802	34521	428	0,87	2	77,3	10,8	5,6		6,3	5	1,4	1	3	5	19,3	3,5	14,3	57,4	236,9	
2001	34360	36819	250	1,07	2	91,5	7,3	3,6		4,4	4	1,0	1	2	2	20,4	3,6	15,1	60,4	249,6	
2002	42649	37047	860	0,87	2	111,5	20,2	10,4		10,6	6	2,4	2	6	5	19,3	3,7	15,1	60,7	250,6	
2003	31991	34804	595	1,09	3	100,3	18,6	9,1		9,5	5	2,1	3	5	8	20,4	3,7	15,1	60,7	250,6	
2004	34887	35688	430	1,02	2	74,5	12,3	6,1		6,9	5	1,5	4	4	8	20,1	3,6	14,9	59,7	246,7	
2005	43440	36150	1180	0,83	2	92,1	27,2	14,2		13,7	6	3,0	3	8	17	19,1	3,4	14,2	56,8	234,6	
2006	34139	33393	432	0,98	2	70,4	12,7	6,4		7,1	7	1,6	3	4	5	19,9	3,6	14,7	59,1	244,0	
2007	43824	38320	831	0,65	3	87,1	19,0	10,5		10,7	6	2,4	3	6	13	18,0	3,2	13,3	53,6	221,3	
2008	37531	26052	565	0,69	2	77,5	15,1	8,2		8,7	8	2,0	3	5	12	18,3	3,3	13,6	54,4	224,9	
2009	31833	26451	373	0,83	2	66,8	11,7	6,1		6,9	8	1,5	4	4	9	19,1	3,4	14,1	56,8	234,5	
2010	33740	35122	447	1,04	2	81,6	13,2	6,6		7,2	6	1,6	3	4	5	20,2	3,6	14,9	60,0	247,8	
2011	36872	34123	841	0,93	3	70,5	22,8	11,6		11,6	6	2,6	3	7	8	19,6	3,5	14,5	58,3	240,7	
2012	31733	34003	655	1,07	3	67,1	20,6	10,1		10,4	7	2,3	3	6	7	20,4	3,6	15,1	60,4	249,6	
2013	36315	34604	717	0,95	3	83,9	19,7	10,0		10,2	7	2,3	3	6	6	19,8	3,5	14,6	58,7	242,4	
2014	2831	30220	278	1,32	3	78,3	12,2	5,7		6,4	5	1,5	3	5	5	21,5	3,9	15,9	63,9	263,8	
2015	28665	32360	394	1,13	3	84,1	13,7	6,7		7,3	6	1,7	3	3	5	20,6	3,5	15,3	61,2	253,0	
2016	37219	33793	716	0,91	2	85,4	19,2	9,9		10,1	7	2,3	3	4	8	19,5	3,5	14,5	58,0	239,6	
2017	30185	31407	503	1,04	4	77,7	16,7	8,2		8,7	6	2,0	2	5	5	20,2	3,6	14,9	60,0	247,8	
2018	37088	33485	543	0,90	3	86,5	14,6	7,5		8,1	6	1,8	2	4	3	19,5	3,5	14,4	57,9	239,2	
2019	29458	29881	562	1,01	4	94,4	19,1	9,5		9,8	6	2,2	2	5	5	20,1	3,6	14,9	59,6	246,2	



2019

**WAHNBACHTAL-
SPERRENVERBAND**

Siegelsknippen
53721 Siegburg

Telefon
02241 - 128-0

Telefax
02241 - 128 116

E-Mail
info@wahnbach.de

Website
www.wahnbach.de