



Die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e.V. (AWWR) ist ein freiwilliger Zusammenschluss von Wasserversorgungsunternehmen, die Wasser aus dem Ruhrtal zu Trinkwasser aufbereiten und dies an die Endverbraucher verteilen.

Hervorgegangen ist die AWWR aus dem 1947 gegründeten „Ausschuss der Ruhrwasserwerke“, der wegen akuten Wassermangels und damals gefährdeter Trinkwasserversorgung vom nordrhein-westfälischen Wirtschaftsminister ins Leben gerufen wurde. 1986 wurde der Ausschuss in AWWR umbenannt. Seit Februar 2010 ist die AWWR ein eingetragener Verein. Die Unternehmen zwischen Winterberg und Mülheim bündeln so ihre Interessenvertretung. Die AWWR ist Ansprechpartnerin zu Themen der Trinkwasserversorgung an der Ruhr.

Im Fokus steht eine gesicherte Trinkwasserversorgung im Ruhreinzugsgebiet und den aus dem Ruhrtal mit Trinkwasser versorgten Siedlungsgebieten an Lippe, Emscher und Ems. Dabei geht es auch, die Ruhr als Rohwasserressource für eine naturnahe Wassergewinnung, die zur Trinkwasserversorgung von mehr als 4,6 Millionen Menschen im Ruhrgebiet sowie im Münsterland und Sauerland dient, nachhaltig zu schützen.

Ruhrgütebericht 2021 

c/o
Vereinsitz:
Wasserwerke Westfalen GmbH
Zum Kellerbach 52
58239 Schwerte
Telefon (02304) 9575-302
Fax (02304) 9575-333

Geschäftsstelle:
GELSENWASSER AG
Willy-Brandt-Allee 26
45891 Gelsenkirchen
Telefon (02 09) 708-274
Fax (02 09) 708-708

www.awwr.de



Kronprinzenstraße 37, 45128 Essen
Postfach 103242, 45032 Essen
Telefon (02 01) 178-0
Fax (02 01) 178-1425
www.ruhrverband.de

8 Talperrren
Einzugsgebiete der Talperrren

5 Stausen
65 Wärlanlagen mit Ingesamt
557 Niederschlagswasserbehandlungsanlagen
47 Gewässerspiegel (RV anteilig)
17 Wasserkraftwerke
6 Gewässergüte-Überwachungsstationen
122 Pumpwerke
4 Kanalnetze
2 Gewässerkooerationen

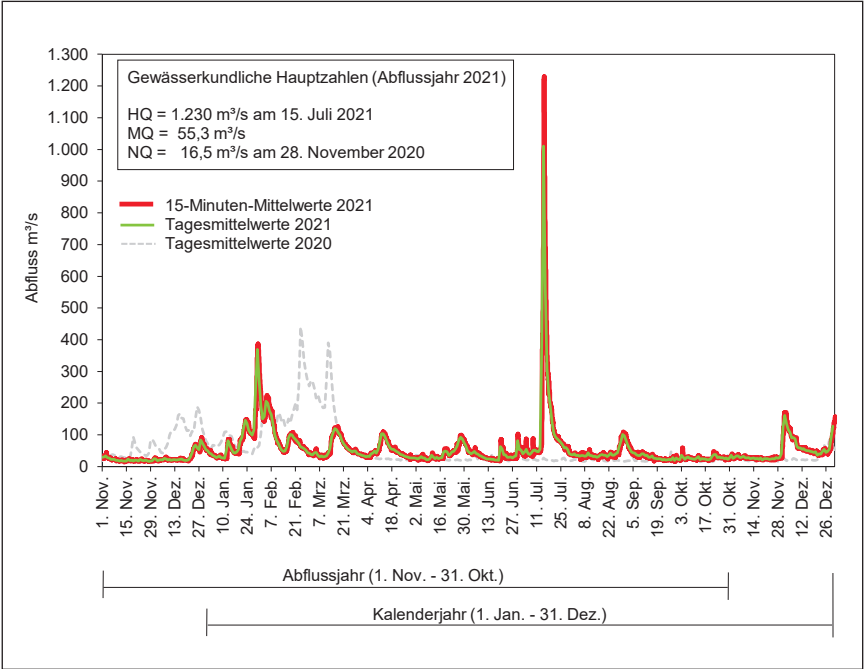
Gewässergüte-
Überwachungsstationen (kontinuierlich)

1. Düsseldorf (RV, Ruhr-km 2,65)
2. Essen-Werden (RV, Ruhr-km 31,18)
3. Hattingen (RV/LANUV, Ruhr-km 56,70)
4. Wetter (LANUV, Ruhr-km 81,49)
5. Fröndenberg (LANUV/WWL, Ruhr-km 113,78)
6. Echthausen (WWL), Ruhr-km 128,32)

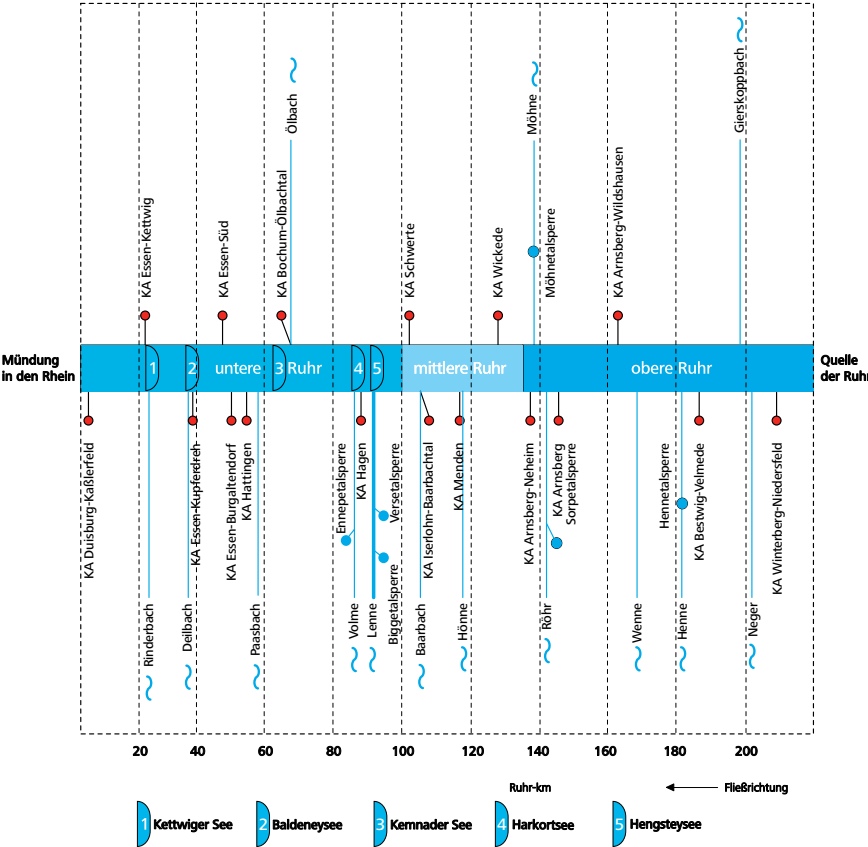
Charakterisierung des Ruhrreinzugsgebietes nach EG-WRRRL

Fläche:	4.478 km²
Höhenverhältnisse:	20 bis 800 m ü. NN
Anzahl der Planungseinheiten:	9
Gesamtlänge der Fließgewässer:	~7.000 km
Anzahl Gewässer mit Einzugsgebiet > 10 km²:	122
Anzahl Grundwasserkörper:	30
178 natürliche und 65 als erheblich verändert ausgewiesene Wasserkörper	

Ruhrgütebericht **2021**



15-Minuten-Mittelwerte und Tagesmittelwerte des Abflusses der Ruhr am Pegel Hattingen/Ruhr im Abfluss- und Kalenderjahr 2021
Runoff means during 15 minutes and 24 hours at the gauging station Hattingen/Ruhr in the water year and calendar year 2021



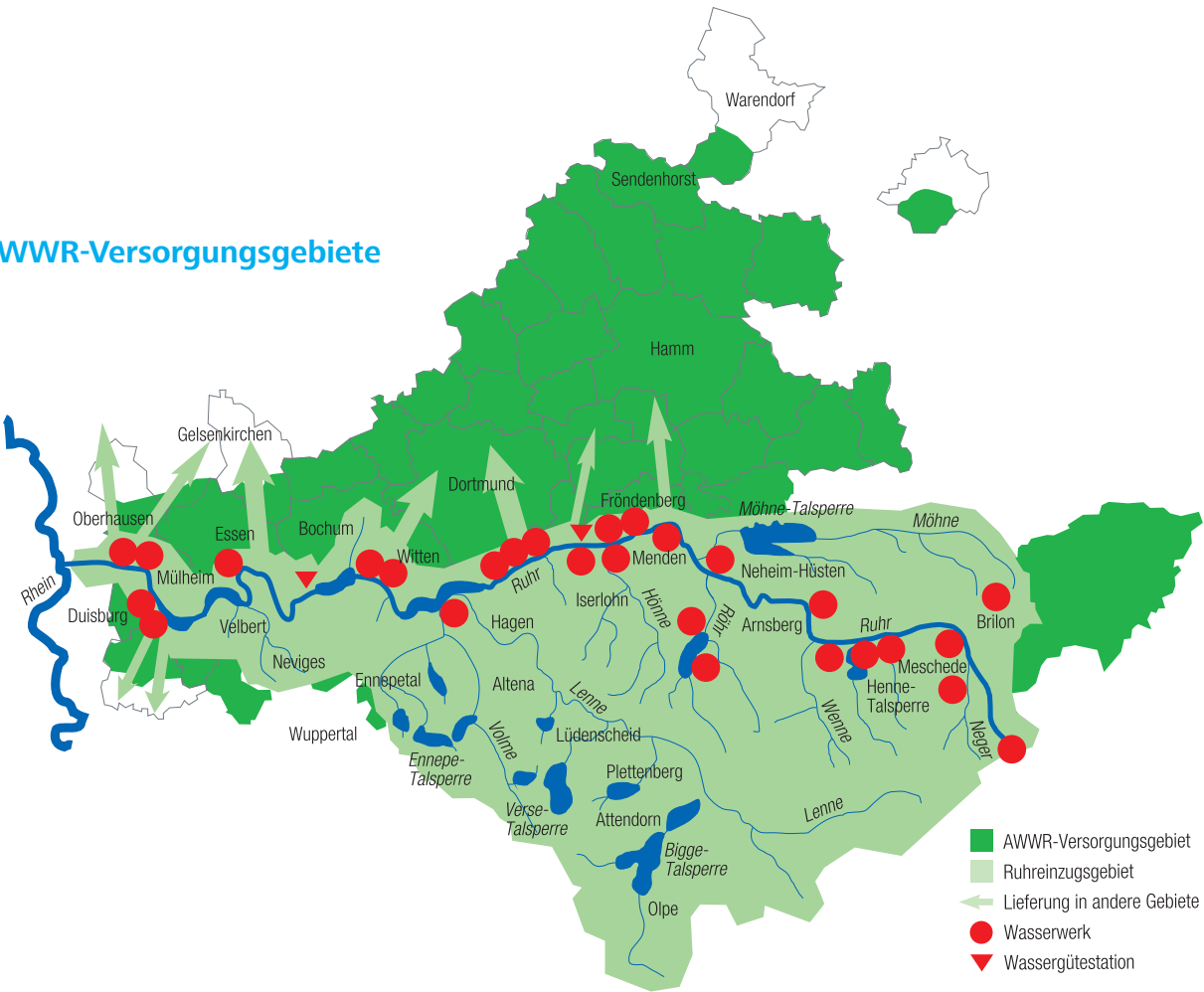
Wir danken

Karin Banhold (Kapitel 10),
Julia Brekenfeld (Kapitel 3, 6),
Therese Dreier (Kapitel 5),
Dr. Christine Erger (Kapitel 7),
Uwe Frost (Kapitel 3, 4, 6, 12),
Swetlana Graf (Kapitel 13),
Dr. Christoph Härtel (Kapitel 2, 7),
Kathrin Henning, Büro für Umweltplanung,
Gewässermanagement und Fischerei (Kapitel 11),
Christian Högel (Kapitel „In Kürze“, 9),
Jens Kaulfuss (Kapitel 7),
Antje Nielinger-Teuber (Kapitel 8),
Dr. Petra Podraza (Kapitel 5),
Tanja Scheiring (Kapitel 4),
Dr. Yvonne Schneider (Kapitel 8),
Axel Sommerfeld (Kapitel 8, 13),
Dr. Daniel Teschlade (Kapitel 8, 10),
Dr. Michael Weyand (Kapitel 8, 10, 11) und
Georg zur Strassen (Kapitel 1)
als Autorinnen und Autoren sowie allen Beschäftigten des Ruhrverbands,
die am vorliegenden Ruhrgütebericht mitgewirkt haben.

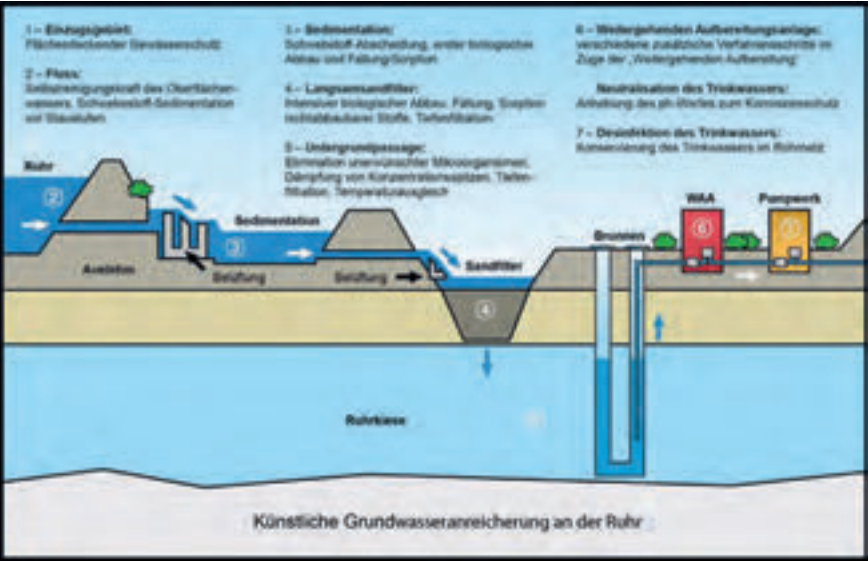
Titelbild

Nach mehreren vorangegangenen Dürresommern in Folge erlebten Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz im Juli 2021 eine weitere extreme Auswirkung des Klimawandels. Auch das Ruhrrein-zugsgebiet wurde von dem außergewöhnlichen Sommerhochwasser schwer getroffen. Fachleute sind sich einig, dass Starkregenereignisse wie das Tiefdruckgebiet „Bernd“ in ihrer Häufigkeit und Intensität weiter zunehmen werden. Glücklicherweise belegt der vorliegende Ruhrgüte-bericht, dass das Hochwasser keine Auswirkungen auf die Wasserqualität der Ruhr in Bezug auf die chemischen Qualitätskomponenten hatte. Dies lag zum einen an den Verdünnungseffekten durch die großen Mengen an Niederschlagswasser, zum anderen aber auch an der großen Einsatzbereit-schaft der Beschäftigten in der Wasserwirtschaft an der Ruhr, die dazu beigetragen haben, dass die meisten beschädigten Anlagen nach kurzer Zeit wieder in Betrieb genommen werden konnten.

AWWR-Versorgungsgebiete



Beispielhafte Darstellung des Prozesses der Trinkwassererzeugung



Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Ruhr

Zur Durchführung eines vorbeugen-den Gewässer- und Bodenschutzes wurde bereits 1992 die Kooperation zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft durch die Arbeitsge-meinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) und die Landwirt-schaftskammer Westfalen-Lippe ge-gründet. Derzeit sind rund 800 Land-wirte im Ruhrreinzugsgebiet Mitglied dieser Kooperation. Der Landwirt bekundet durch Unterzeichnung ei-ner Kooperationserklärung seine Mit-gliedschaft und verpflichtet sich, an der Umsetzung gemeinsam festge-legter Ziele und Aufgaben mitzuwir-ken.

Ziel der für die Landwirtschaft im Rahmen der Kooperation erbrachten Beratungen im Bereich Pflanzenschutz und Düngung ist es, die Ruhr und ihre Zuflüsse als Trinkwasserreservoir für über vier Millionen Menschen vor schädlichen Einträgen durch Pflanzenbehandlungs- und Dünge-mittel zu schützen.

Beratungsschwerpunkte im außer-landwirtschaftlichen Bereich sind Verfahren der Flächenpflege ohne den Einsatz von chemischen Wirk-stoffen zur Bewuchseliminierung. Beratungen richten sich hier an den Bürger als möglichen Anwender, Kommunen, Gartenbau- und Ver-kehrsbetriebe, Straßenbaubehörden, Industrie und Gewerbe sowie Ver-kaufsstellen für chemische Pflanzen-schutzmittel.

Die AWWR-Mitglieder finanzieren diese Kooperation. Mit Einführung des Wasserentnahmementgeltes in Nordrhein-Westfalen sind diese Auf-wendungen verrechnungsfähig.

Bericht des Ruhrverbands	4	Die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e. V. (AWWR) im Jahr 2021	152
Vorwort	6	Bericht des Vorsitzenden der AWWR	154
In Kürze	8	15 AWWR-Ausschusstätigkeit	156
1 Wasserführung der Ruhr	16	– Ausschuss Wassergüte	156
2 Grundlagen der Bewertung von Gewässeranalysedaten im Ruhrgütebericht	17	– Ausschuss Wassergewinnung und -aufbereitung	160
3 Physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr	24	– Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit	160
– Messstelle Ruhr bei Essen-Rellinghausen und Gewässerüberwachungsstationen	25	Beiträge aus Wasserwerken und Institutionen	162
– Ergebnisse der wöchentlichen Untersuchungen	31	16 Monitoring organischer Spurenstoffe in der Ruhr	162
– Ruhrlängsuntersuchungen	33	17 Auswirkungen des Hochwassers im Juli 2021 auf die Trinkwasserversorgung an der Ruhr	174
4 Monitoring gemäß EG-WRRL der Ruhr und ihrer Nebengewässer	41	18 Funktionskontrolle der Fischaufstiegsanlage an der Wasserkraftanlage Bochum-Stiepel	178
– Physikalisch-chemische Untersuchungen gemäß EG-WRRL	41	19 Organisation der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e.V. (AWWR)	183
– Hydrobiologische Untersuchungen gemäß EG-WRRL	52	– Mitglieder und ständige Gäste	183
5 Trophische Situation in der Ruhr	65	– Kontakte	183
– Planktonuntersuchungen	65	– Ausschüsse und Arbeitskreise	184
– Makrophytenuntersuchungen	72	20 Die AWWR in Zahlen	187
6 Talsperrenuntersuchungen	82	21 Analysenergebnisse des Ausschusses Wassergüte	188
– mit besonderem Blick auf die Möhnetalsperre	82	– Einführung	188
7 Organische Spurenstoffe in der Ruhr	91	– Kommentar zu den Untersuchungsergebnissen	192
Sonderthemen	111	Auswahl von Veröffentlichungen	233
8 Das Hochwasser im Jahr 2021: Auswirkungen auf die Gewässerqualität, -ökologie und -morphologie	111		
9 Untersuchungen zur Emissions- und Immissions-situation im Einzugsgebiet der Möhne	117		
10 Projekt „Erhöhung der Klimaresilienz der Trinkwasserversorgung aus der Ruhr durch angepasste Steuerung des RV-Talsperrensystems (EKlima)“	132		
11 Untersuchungen zu Einflussfaktoren auf die Fischfauna	137		
12 Registrierte Gewässerverunreinigungen des Jahres 2021	145		
13 Leistungen der Kläranlagen des Ruhrverbands	146		
14 Der Ruhrverband in Zahlen	150		

Report of the Ruhrverband	4	Association of Ruhr Waterworks (AWWR) in 2021	152
Preface	7	Report of the AWWR Chairman	154
In brief	12	15 Activities of AWWR committees	156
1 Flow of the River Ruhr	16	– Water quality committee	156
2 Basic parameters for the evaluation of analysis data for waters	17	– Water catchment committee	160
3 Physico-chemical Ruhr water monitoring	24	– Public relations committee	160
– Measuring point Ruhr at Essen-Rellinghausen and water monitoring stations	25	Reports from waterworks and institutions	162
– Results of the weekly Ruhr examinations	31	16 Monitoring of organic trace substances in the Ruhr	162
– Examinations along the Ruhr	33	17 Implications of the floods in July 2021 for the drinking water supply along the Ruhr	174
4 Examinations of the Ruhr and its tributaries in line with the European Water Framework Directive	41	18 Functionality check of the fish migration facility at the hydropower station Bochum-Stiepel	178
– Physico-chemical examinations	41	19 Structure of the AWWR	183
– Hydrobiological examinations	52	– Members and permanent guests	183
5 Trophic situation in the Ruhr	65	– Contacts	183
– Plankton examination	65	– Committees and working groups	184
– Macrozoobenthos examination	72	20 The AWWR – facts and figures	187
6 Reservoir examinations	82	21 Analytical findings of the water quality committee	188
– with particular regard to the Möhne Reservoir	82	– Introduction	188
7 Organic micropollutants in the Ruhr	91	– Explanation and annotation	192
Special topics	111	Selection of publications	233
8 The floods in 2021: implications for water quality, ecology and morphology	111		
9 Examinations on the emission and immission situation in the Möhne catchment area	117		
10 Project “Increasing climate resilience of drinking water supply from the Ruhr by adapting the management of the Ruhrverband’s reservoir system (EKlima)”	132		
11 Investigations of the influencing factors for fish fauna	137		
12 Registered cases of water pollution in 2021	145		
13 Performance of the Ruhrverband’s sewage treatment plants	146		
14 The Ruhrverband – facts and figures	150		



Die Möhnetalsperre steht im Fokus des Kapitels 6 (Talsperrenuntersuchungen) im vorliegenden Bericht. Das Luftbild stammt aus dem Jahr 2018. Mittlerweile sind die Waldbestände an den Ufern deutlich ausgedünnt, weil vor allem viele Fichten dem zerstörerischen Werk des Borkenkäfers zum Opfer gefallen sind. Ebenso wie Extremhochwasser und Dürreperioden nehmen auch Waldschäden durch den Klimawandel weiter zu.



Im Jahr 2021 ereilte das Ruhreinzugsgebiet nach den vorangegangenen außergewöhnlichen Dürresommern eine weitere dramatische Auswirkung des Klimawandels. Tief Bernd brachte dem Einzugsgebiet der Ruhr vom Abend des 13. bis zum Nachmittag des 14. Juli 2021 im Mittel flächendeckend etwa 90 mm Niederschlag, im Raum Hagen waren es örtlich sogar mehr als 240 mm. Durch die hohen Niederschläge hat sich ein außergewöhnliches Sommerhochwasser entwickelt, das am 15. Juli 2021 am Ruhrpegel Hattingen einen Scheitelabfluss von 1.230 m³/s erreichte (Kapitel 1) und damit das höchste Hochwasser seit 1946 war. In den Talsperren des Ruhrverbands wurden in der Spitze bis zu 261 m³/s zurückgehalten. Ohne diesen Rückhalt wären die Überflutungen noch größer ausgefallen. Fachleute sind sich einig, dass derartige Starkregenereignisse in ihrer Häufigkeit und Intensität weiter zunehmen werden.

Auswirkungen des Hochwassers auf die Wasserqualität in Bezug auf die chemischen Qualitätskomponenten konnten nicht festgestellt werden (Kapitel 8). Dies ist zum Teil den Verdünnungseffekten durch die großen Mengen an Niederschlagswasser, aber auch der schnellen Wiederinbetriebnahme der durch das Hochwasser beschädigten abwassertechnischen Infrastruktur durch die Beschäftigten des Ruhrverbands zu verdanken, die während des Hochwassers und in den Tagen und Wochen danach außergewöhnliche Einsatzbereitschaft gezeigt haben. Auch nachhaltige Beeinträchtigungen der biologischen Qualitätsparameter und der Fischfauna konnten aufgrund unkritischer Konzentrationen und kurzer Expositionszeiten nicht beobachtet werden. Verändert hat sich an vielen Stellen der Ruhr und ihrer Nebenflüsse allerdings die Gewässerstruktur. Durch die hohen Abflussgeschwindigkeiten wurden in den Gewässern erhebliche Mengen an Sedimenten transportiert und umgelagert. An kritischen Stellen müssen Sedimente nun entfernt werden, um die hydraulische Leistungsfähigkeit der Gewässer wieder herzustellen.

Der Sedimenttransport und die hohen Scherkräfte an den Gewässersohlen haben allerdings auch das massenhafte Wachstum von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen verhindert. Nach den Beobachtungen im Frühjahr wäre aufgrund hoher Globalstrahlung und Wassertemperatur das Jahr 2021 mit hoher Wahrscheinlichkeit ein Rekordjahr für das Wasserpflanzenwachstum geworden (Kapitel 5). Durch die hohen Fließkräfte wurden die Pflanzen jedoch ausgespült oder von Sedimenten abgedeckt. Rund einen Monat nach dem Hochwasser zeigte sich jedoch bereits eine Erholung der Makrophytenbestände. Das Problem der massenhaften Entwicklung von Wasserpflanzen wird uns auch in den nächsten Jahren weiter begleiten.

Trotz der kurzen heftigen Niederschläge im Juli war das Jahr 2021 das 13. Abflussjahr in Folge mit einem Niederschlagsdefizit. Für einen zukunftssicheren, klimaresilienten Betrieb des Talsperrensystems müssen aus Sicht des Ruhrverbands die gesetzlich festgelegten Grenzwerte für den Mindestabfluss am Pegel Villigst und ab dem Pegel Hattingen angepasst werden. Zur Ermittlung geeigneter niedrigerer Mindestabflüsse wurden neben den wassermengenwirtschaftlichen Aspekten die Auswirkungen auf die Wassergüte sowie die Gewässerökologie betrachtet (Kapitel 10).

Auf Basis der Simulationsberechnungen ist eine dauerhafte Absenkung der Grenzwerte im Ruhrverbandsgesetz auf 5,4 m³/s am Pegel Villigst bzw. auf 12 m³/s ab dem Pegel Hattingen erforderlich. Die geringeren Abflüsse in Ruhr und Lenne verursachen gemäß den Ergebnissen der Untersuchungen keine gravierenden nachteiligen Effekte auf die Gewässergüte und die Gewässerbiozönose. Für eine Änderung des Ruhrverbandsgesetzes sind damit die ingenieurtechnischen und wissenschaftlichen Voraussetzungen geschaffen.

Im Rahmen der gewässerökologischen Untersuchungen an der Ruhr und ihren Nebengewässern konnten 104 von 107 Messstellen im Jahr 2021 im Hinblick auf den saprobiellen Zustand mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden (Kapitel 4). Dies ist unter anderem auf die hervorragenden Reinigungsleistungen der Ruhrverbandskläranlagen zurückzuführen. Die organischen Stoffe werden dabei zu 93 %, Phosphor zu 91 % und Stickstoff zu 75 % aus dem Abwasser entfernt. Damit sind die Reinigungsleistungen deutlich besser als im Bundesdurchschnitt. Mit seinen Plänen zum Aus- und Umbau der Kläranlagen wird der Ruhrverband den Gewässerschutz in den nächsten Jahren weiter vorantreiben. Anders ist die Situation bei der Gewässerstrukturgüte. Etwa 50 % der im Zeitraum 2016 bis 2021 untersuchten Probenahmestellen entsprechen nicht einem guten bzw. sehr guten Zustand.

Im dritten Bewirtschaftungsplan gemäß EU-WRRL wird zur Verbesserung des ökologischen Zustands auch der Ausbau von Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe in Erwägung gezogen. Im Fokus steht dabei der insbesondere für die Fischfauna relevante Arzneistoff Diclofenac. Im Rahmen einer Studie ließ der Ruhrverband daher die Einflussfaktoren für die Entwicklung der Fischfauna in Gewässern durch das Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei (BUGeFi) betrachten (Kapitel 11). Aus den orientierenden Untersuchungen lässt sich kein eindeutiger kausaler Zusammenhang zwischen der Entwicklung von Fischpopulationen und dem Einfluss von Kläranlagen ableiten. Der gute Zustand für die Fischfauna wird vielmehr infolge defizitärer Gewässerstrukturen, fehlender Fischdurchgängigkeit und teilweise auch Beeinträchtigungen der Wasserqualität nicht erreicht. Die Etablierung einer vierten Reinigungsstufe auf Kläranlagen wird daher als alleinige Maßnahme keine durchgreifende Verbesserung des ökologischen Zustands für die Fischfauna bewirken, sofern die vorgenannten Belastungsfaktoren weiterhin existent sind.

Allen Akteurinnen und Akteuren der Wasserwirtschaft an der Ruhr danken wir für ihre Bemühungen um die Ruhrwasserqualität. Den Leserinnen und Lesern des 49. Ruhrgüteberichts wünschen wir eine anregende Lektüre.



Prof. Dr.-Ing. Norbert Jardin,
Vorstandsvorsitzender und
Vorstand Technik des Ruhrverbands



*Prof. Dr.-Ing.
Norbert Jadin,
CEO and CTO
of Ruhrverband*

In 2021, the Ruhr catchment area experienced another dramatic effect of climate change after the preceding summers with their exceptional droughts. The low-pressure area “Bernd” caused rainfall of 90 mm from the evening of July 13 to the afternoon of July 14, 2021, throughout the whole Ruhr catchment area; at some locations around Hagen, even more than 240 mm were recorded. Extraordinary summer floods developed because of these high amounts of rainfall, resulting in a peak runoff of 1,230 m³/s on July 15, 2021 at the gauging station Hattingen (chapter 1) – the strongest flood since 1946. The Ruhrverband’s reservoirs held back up to 261 m³/s. Without their retention, the floodings would have been even more severe. Experts agree that such incidents of heavy rain will become more frequent and more intense.

Regarding the chemical quality components, the floods did not entail any measurable implications for the water quality (chapter 8). In part, this can be attributed to dilution effects because of the high amounts of rainwater, but also to the fact that the Ruhrverband’s employees were able to swiftly put the sewage infrastructure that had been damaged by the floods back into operation. They showed exceptional commitment during the flood and in the days and weeks that followed. As concentrations were uncritical and exposure times were short, long-term adverse effects on the biological quality parameters and the fish fauna could not be observed. The water structure, however, has changed at many locations along the Ruhr and its tributaries. The high runoff speed led to significant amounts of sediment being transported and shifted in the waters. At critical spots, sediment now has to be removed to reinstall the hydraulic performance of the waters.

The transport of sediment and the strong shear forces at the water beds have, however, also prevented the mass development of water plants in the Ruhr’s impounding lakes. Due to the high global radiation and water temperature, observations in spring suggested that 2021 would most likely become a record year in terms of water plant growth (chapter 5). But the strong power of flowing water washed off the plants or covered them with sediment. Around one month after the flood, macrophyte growth already started to recover. The problem of mass development of water plants will still be an issue during the years to come.

Despite the short, heavy rains in July, 2021 was the 13th runoff year in a row with a precipitation deficit. In the opinion of the Ruhrverband, a future-proof, climate-resilient operation of the reservoir system requires an adaptation of the legally stipulated thresholds for minimum runoff at the gauging station Villigst and from the gauging station Hattingen onwards. To work out suitable lower minimum runoff values, water quantity management aspects as well as implications on the water quality and the waters’ ecology have been examined (chapter 20).

Based on simulation calculations, it is necessary to permanently lower the minimum runoffs laid down in the Ruhrverband Act to 5.4 m³/s at the gauging station Villigst and to 12 m³/s from the gauging station Hattingen onwards. According to the results of these investigations, the lower runoffs in the Ruhr and the Lenne do not cause any severe adverse effects on the water quality and the waters’ biocoenosis. The technical and scientific requirements for an amendment of the Ruhrverband Act have thus been laid.

In the hydroecological examinations along the Ruhr and its tributaries, 104 out of 107 measuring points achieved “good” or “high” results in terms of their saprobic status in 2021 (chapter 4). Among other factors, this can be attributed to the excellent treatment performance of the Ruhrverband’s sewage treatment plants. 93 % of organic substances, 91 % of phosphorus and 75 % of nitrogen are being eliminated in the wastewater. As such, the treatment performance is much better than the Germany-wide average. The Ruhrverband will further promote water protection during the coming years with its plans to extend and modify its sewage treatment plants.

The situation is different regarding the quality of the water structure. About 50 % of the sampling points monitored between 2016 and 2021 reach a “good” or “high” status. The third management plan in line with the EU Water Framework Directive considers the installation of a fourth treatment stage at sewage treatment plants to improve the ecological status. The pharmaceutical diclofenac with its implications for fish fauna is of particular relevance here. This is why the Ruhrverband commissioned the Office of Environmental Planning, Water Management and Fisheries (BUGefi) with a study analysing the influencing factors for fish fauna in its waters (chapter 11). No clear causal relationship between the development of fish population and the influence of sewage treatment plants can be deduced from the reference-providing evaluations. The lack of good status for fish fauna is rather caused by deficient water structures, a lack of fish passability and in part by adverse effects on water quality. An establishment of a fourth treatment stage at sewage treatment plants alone will therefore not lead to a substantial improvement of the ecological status for fish fauna, as long as the aforementioned stress factors continue to exist.

We thank all water management stakeholders along the Ruhr for their constant commitment to improving and maintaining the Ruhr’s water quality. We hope that the 49th Ruhr Water Quality Report will be an inspiration for its readers.

Wasserführung der Ruhr

Die Wasserführung eines Gewässers prägt maßgebend die aquatische Flora und Fauna und beeinflusst die unterschiedlichen Nutzungsmöglichkeiten. Zur Abmilderung negativer Auswirkungen extrem hoher oder niedriger Abflüsse und zum Ausgleich von Entnahme und Entziehung betreibt der Ruhrverband ein Talsperrenverbundsystem. Im Winterhalbjahr des Abflussjahres 2021 kam es zu einem Hochwasserereignis mit Überschreitung der Hochwassermeldegrenze an der unteren Ruhr. Die abflussreichen Zeiten davor und danach konnten im Anschluss an das zu trockene vorangegangene Abflussjahr 2020 zum Wiedereinstau der Talsperren genutzt werden. Das Abflussgeschehen im Sommerhalbjahr wurde von dem außergewöhnlichen Hochwasserereignis Mitte Juli überragt. Am Ruhrpegel Hattingen lag der Scheitelabfluss am 15. Juli 2021 bei $HQ_{2021} = 1.230 \text{ m}^3/\text{s}$, dem größten Abfluss im Einzugsgebiet der Ruhr seit Inbetriebnahme der Biggetalsperre. In den Talsperren des Ruhrverbands wurden in der Spitze bis zu $261 \text{ m}^3/\text{s}$ zurückgehalten. Ohne diesen Rückhalt hätte der Abfluss am Pegel Hattingen knapp $1.500 \text{ m}^3/\text{s}$ betragen und die Überflutungen wären noch größer ausgefallen. Durchgängige Niedrigwasserphasen gab es von Beginn des Abflussjahres 2021 bis Mitte Dezember und von Mitte September bis zum Ende des Abflussjahres. Eine Stützung der Ruhrwasserführung durch erhöhte Abgaben aus den Talsperren war in diesem Abflussjahr nach vorläufigen Berechnungen in Villigst an 109 Tagen und an der Mündung lediglich an 10 Tagen erforderlich. An der Mündung ist dies die drittkleinste, am Pegel Villigst hingegen eine nur leicht unterdurchschnittliche Anzahl zuschusspflichtiger Tage in einem Abflussjahr seit Novellierung der Vorgaben im Ruhrverbandsgesetz im Jahr 1990. Das Abflussjahr 2021 war bei einem $MQ_{2021} = 55,3 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Hattingen das dreizehnte Abflussjahr in Folge mit einem Niederschlagsdefizit.

Grundlagen der Bewertung von Gewässeranalysedaten im Ruhrgütebericht

Die Ergebnisse der Gewässeruntersuchungen werden hinsichtlich der chemischen Qualitätskomponenten im Ruhrgütebericht in erster Linie anhand der Umweltqualitätsnormen (UQN) der Anlagen 6 (flussgebietspezifische Schadstoffe) und 8 (prioritäre Stoffe) sowie der Werte der Anlage 7 (allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten) der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) bewertet, welche u. a. die Einstufung, Darstellung und Überwachung des ökologischen Zustands, des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands von Oberflächengewässern regelt. Im Jahr 2020 wurde der Monitoring Leitfaden des LANUV insofern konkretisiert, dass bei einer Überschreitung einer Komponente der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter trotz sehr guten biologischen Zustands nur der gute ökologische Zustand erreicht werden kann. Ergänzend finden gesetzlich nicht verbindliche Orientierungswerte des Leitfadens „Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW, Anlage D4, Anwendung. In der Regel erfolgt die Bewertung anhand von Mittel- bzw. Jahresdurchschnittswerten (JD). Neben Grenzwerten für die Wasserphase sind in der OGewV auch Anforderungen für elf Stoffe bzw. Stoffgruppen in Biota formuliert. Maßgeblich für deren Ableitung sind die Toxizität gegenüber fischfressenden Tieren sowie die für den Menschen tolerierbare Belastung durch Fischverzehr.

Der ökologische Zustand eines Wasserkörpers oder an einer Untersuchungsstelle wird gemäß den Vorgaben der EG-WRRL und der OGewV anhand der biologischen Qualitätskomponenten „Makrozoobenthos“, „Makrophyten und Phytobenthos“, „Fischfauna“, sowie „Phytoplankton“ bewertet. Im Ruhrgütebericht wird ausschließlich die bestuntersuchte biologische Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ dargestellt, welche über die entsprechenden Module Aussagen zur saprobiologischen Wasserqualität (Saprobie), zum strukturellen Zustand (Allgemeine Degradation) und zur Versauerung eines Fließgewässers ermöglicht. Neben der Bewertung des ökologischen Zustands für die „natürlichen Wasserkörper“ (NWB) ist mittlerweile auch die Bewertung des ökologischen Potenzials für „erheblich veränderte Wasserkörper“ (Heavily Modified Water Body (HMWB)) möglich. Die ab dem Jahr 2015 untersuchten Probenahmestellen in HMWB werden daher mit ihrem ökologischen Potenzial bewertet. Probenahmestellen in kleineren Gewässern, die hydromorphologisch als HMWB zu charakterisieren sind, werden dem Worst-Case-Prinzip folgend nach dem ökologischen Zustand bewertet.

Physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr

Seit über 90 Jahren wird die Ruhr an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen dreimal wöchentlich auf eine Vielzahl von Parametern untersucht. Zudem werden Nährstoffkonzentrationen und organische Belastung an sechs Probenahmestellen der Ruhr wöchentlich bestimmt. Seit dem Jahr 2017 ist dieses Programm in das der Ruhr längsuntersuchungen integriert. Diese vierwöchentlichen Untersuchungen an zwölf Messstellen von der Quelle bis zur Mündung ermöglichen repräsentative Aussagen über räumliche und zeitliche Aspekte der Wasserbeschaffenheit. Zusätzliche Erkenntnisse ergeben sich durch kontinuierlich anfallende Messergebnisse der Gewässerüberwachungsstationen. Mit Ausnahme von Einzelmessungen an vier Probenahmestellen im Juni wurde im Berichtsjahr die Mindestanforderung für die Sauerstoffkonzentration im gesamten Ruhrverlauf eingehalten. Der in der OGewV vorgeschriebene pH-Wert von 8,5 wurde zwischen den Überwachungsstationen Hattingen und Duisburg in den algenreichen Zeiten überschritten. Die Konzentrationen von BSB_5 und TOC hielten ebenso wie die der Kenngrößen Chlorid, Sulfat, Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff, Gesamtphosphor und ortho-Phosphat-Phosphor durchgehend die jeweiligen Anforderungen ein. Für Ammonium-Stickstoff erfolgte die Bewertung an sieben Messstellen sogar mit „sehr gut“. Die Gehalte der prioritären bzw. prioritär gefährlichen Schwermetalle Blei, Nickel, Quecksilber und – mit der bekannten Ausnahme des Bereichs unterhalb der Valmemündung – Cadmium erfüllten die UQN für den guten chemischen Zustand. Für das gesetzlich nicht verbindlich geregelte Chrom sowie die flussgebietspezifischen Schadstoffe Silber, Selen und Thallium erfolgte die Einstufung in den sehr guten bzw. guten Zustand, während sich mit einer Ausnahme für Zink ab der Probenahmestelle unterhalb Valme und für Kupfer mit Ausnahme der ersten vier Messstellen in der Ruhr eine mäßige Bewertung ergab. In beiden Fällen ist eine Verschärfung des Qualitätskriteriums zu berücksichtigen. Vor dem Hintergrund des außergewöhnlichen Juli-Hochwassers ist herauszustellen, dass zu keinem Zeitpunkt die zulässigen Höchstkonzentrationen der OGewV überschritten wurden.

Monitoring gemäß EG-WRRL der Ruhr und ihrer Nebengewässer

Im Rahmen des operativen Monitorings wurden in Abstimmung mit dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) nach EG-WRRL in neun Planungseinheiten insgesamt 57 Gewässer auf physikalisch-chemische Kenngrößen untersucht. Für die meisten Parameter und für einen Großteil der Probenahmestellen ergibt sich dabei eine gute oder sehr gute Bewertung. Die Qualitätsanforderung für den pH-Wert konnte an 7 % der Messstellen nicht eingehalten werden. Aufgrund der langandauernden Trockenwetterphasen wurden an 26 % der Probenahmestellen die Wassertemperatur und an 10 % der Stellen der Sauerstoffgehalt mit „mäßig“ bewertet. Hinsichtlich der Nährstoff- und der organischen Belastung lagen die mittleren Konzentrationen auf niedrigerem Niveau als in den Vorjahren, so dass nur 9 % der Ammonium-Stickstoff- und 8 % der Phosphor-Konzentrationen zu Überschreitungen der Anforderungen führten. Der gute Zustand wurde für die Kupferkonzentration an 65 % und für die Zinkkonzentration an 51 % der Probenahmestellen verfehlt. Für die Metalle Eisen, Silber, Thallium, Nickel und Cadmium sowie das Halbmetall Selen lag der Anteil der Überschreitungen zwischen 7 % und 21 %.

Seit dem Jahr 2007 wird der Gewässerzustand im Einzugsgebiet der Ruhr auf Basis der kooperativen Mitwirkung des Ruhrverbands beim operativen Gewässermonitoring gemäß EG-WRRL in Form von ökologischen Gewässerzustandskarten dargestellt. Im Rahmen der gewässerökologischen Untersuchungen an der Ruhr und ihren Nebengewässern konnten im Jahr 2021 104 von 107 Stellen im Hinblick auf den saprobiellen Zustand mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden. Von den insgesamt im Zeitraum 2016 bis 2021 untersuchten 362 Probenahmestellen in der Ruhr und ihren Nebengewässern zeigten 95 % einen guten oder sehr guten saprobiellen Zustand. Mit Blick auf die Allgemeine Degradation wiesen 181 Probenahmestellen, entsprechend 50 % der im Zeitraum 2016 bis 2021 untersuchten Probenahmestellen im Einzugsgebiet der Ruhr, einen guten bzw. sehr guten Zustand bzw. ein gutes oder besseres Potenzial auf. Ursache für den defizitären Zustand an der Hälfte der Probenahmestellen waren vielfach die nutzungsbedingte veränderten Gewässerstrukturen.

Trophische Situation in der Ruhr

Im Jahr 2021 führten zu Jahresbeginn kurzzeitig erhöhte Abflüsse und kalte Temperaturen dazu, dass sich zunächst wenig Plankton bildete. Erst ab April nahm die Dichte des Phytoplanktons zu, ohne dass die Stauseen einen Phytoplankton-dominierten Zustand erreichten. In der taxonomischen Zusammensetzung wurde das Phytoplankton an allen Probenahmestellen von Kieselalgen dominiert. Die Zunahme des Phytoplanktons bewirkte, dass auch das Zooplankton zeitverzögert in den Dichten zunahm und die Phytoplanktondichte wieder reduzierte. Das außergewöhnliche Hochwasser im Juli bewirkte, dass Phyto- wie Zooplankton aus den Seen ausgespült wurde und die Bildung des typischen Sommerplanktons unterblieb. Auch für die Makrophyten waren die Wachstumsbedingungen im Frühjahr mit hoher Globalstrahlung und Wassertemperatur, aber nur geringen Abflüssen sehr günstig, so

dass die Entwicklung zunächst in Richtung eines starken Makrophytenwachstums in den Flussstauseen verlief. Dies wurde durch das Hochwasser im Juli unterbrochen, durch das die Pflanzenbestände großflächig ausgespült oder von Sedimenten überlagert wurden. Rund einen Monat nach dem Hochwasser zeigte sich zwar eine langsame Erholung der Makrophytenbestände, die aber im weiteren Verlauf des Jahres nicht mehr großflächig die Wasseroberfläche erreichten. Auf eine Mahd konnte daher im Jahr 2021 verzichtet werden. Auch das Forschungsprojekt des Ruhrverbands Elodea II war von dem Hochwasser stark betroffen. Die als Raumkonkurrenten zu Elodea in Testfeldern angepflanzten Armleuchteralgen sind z. T. einschließlich der Testfeld-Markierungen ausgespült und verdriftet worden.

Talsperrenuntersuchungen mit besonderem Blick auf die Möhnetalsperre

Die acht Ruhrverbandstalsperren dienen vor allem der Niedrigwasseraufhöhung und dem Hochwasserschutz. Durch das in Folge des Klimawandels bedingte Auftreten langer Trockenperioden hat der Wasserzuschuss aus den Talsperren zur Abflusssteuerung der Ruhr in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen. Zur Beurteilung ihres chemischen und ökologischen Zustands erfolgen limnologische Untersuchungen der Wasserkörper. Das aussagekräftigste Kriterium hierbei ist der Trophiegrad, bestehend aus dem Gesamtindex und den Einzelindizes für den Chlorophyll-a-Gehalt, die Phosphorkonzentration und die Sichttiefe. Die Möhne-, Bigge- und Hennetalsperre befinden sich seit vielen Jahren stabil in einem mesotrophen Zustand. In der Ennepetalsperre herrschten in den letzten sieben Jahren mittlere mesotrophe Verhältnisse, während sich die Listertalsperre im Grenzbereich zwischen Meso- und Oligotrophie bewegt. Die Sorpetalsperre konnte in den letzten Jahren als oligotroph bewertet werden. Während in der Versetalsperre weiterhin sicher oligotrophe Verhältnisse herrschen, ist in der Fürwiggetalsperre nach dem Wiedereinstau im Jahr 2007 ein Anstieg der Trophie in den oligotroph-mesotrophen Grenzbereich zu erkennen. Ein unmittelbarer Einfluss des Juli-Unwetters auf die Trophie der Talsperren konnte nicht eindeutig nachgewiesen werden. Eine kurzzeitige Beeinträchtigung der Wasserqualität kann jedoch vermutet werden. In der Möhnetalsperre und der Ennepetalsperre musste im August eine Tiefenwasserbegasung mit Sauerstoff erfolgen. Die besonderen klimatischen Bedingungen führten auch im Jahr 2021 zu einer erhöhten Belastung des Ökosystems Talsperre, beeinträchtigten jedoch nicht die durchschnittliche Wasserqualität und den limnischen Lebensraum Talsperre.

Die im Jahr 2021 näher betrachtete Möhnetalsperre besitzt das zweitgrößte Volumen und die größte Speicher Oberfläche der Ruhrverbands-Talsperren und wird neben den wasserwirtschaftlichen Aufgaben Niedrigwasseraufhöhung und Hochwasserschutz zur Stromerzeugung und Betriebswasserbereitstellung genutzt. Trotz des Juli-Hochwassers war die Summe der im Jahr 2021 zugeflossenen Wassermenge vergleichbar mit den Jahren davor. Die Gesamtphosphorkonzentration stagniert seit Jahren, während die Gesamtphosphorfracht nach wie vor eine leicht sinkende Tendenz anzeigt. Kieselalgen stellen weiterhin die am stärksten vertretene Algengruppe dar. Im Sommerplankton wurden Grünalgen immer mehr von Goldal-

gen verdrängt, was als eine Folge der verbesserten ökologischen und trophischen Verhältnisse zu werten ist. Die Zooplanktondichte hat sich in den letzten Jahren auf einem deutlich niedrigeren Niveau eingependelt. Als positive Folge entwickeln sich bei den Hauptkonsumenten mehr größere Individuen, die ihrerseits den Fraßdruck auf das Phytoplankton verstärken, so dass den planktivoren Fischen eine Nahrung von hoher Qualität zur Verfügung steht.

Organische Spurenstoffe in der Ruhr

Im Jahr 2021 wurden in der Ruhr mehr als 440 zu den organischen Spurenstoffen zählende Substanzen - wie Flammenschutzmittel, Komplexbildner, Weichmacher, Industriechemikalien, Pestizide, Diagnostika und Medikamente sowie teilweise deren Abbauprodukte - routinemäßig untersucht. Soweit nicht anders erwähnt beziehen sich die Ergebnisse auf die Probenahmestelle in Essen-Rellinghausen. Die während des außergewöhnlichen Hochwassers im Juli 2021 erhobenen Messdaten wurden bei der Erhebung der Durchschnittswerte nicht berücksichtigt. Nur in wenigen Ausnahmefällen überschritten die nachgewiesenen Pharmaka, Diagnostika oder deren Metaboliten die für sie geltenden Grenz- bzw. Zielwerte. Die untersuchten Süßstoffe und die Komplexbildner EDTA und MGDA wurden wie in den Vorjahren regelmäßig in der Ruhr nachgewiesen, wobei der Orientierungswert (OW) für EDTA sicher eingehalten wurde. Erneut wurde nur ein geringer Anteil der untersuchten Pflanzenschutzmittel und -metabolite oberhalb ihrer jeweiligen Bestimmungsgrenzen detektiert. TFA wurde aufgrund seines ubiquitären Vorkommens an allen Probenahmestellen nachgewiesen, unterschritt jedoch deutlich den existierenden Trinkwasserleitwert. PAK waren in niedrigen Konzentrationen, die in Ausnahmen die UQN überschritten, ebenfalls über den gesamten Verlauf der Ruhr nachweisbar ebenso wie das Korrosionsschutzmittel 1H-Benzotriazol, dessen GOW an allen Probenahmestellen sicher unterschritten wurde. Ebenfalls wurde die UQN für Anilin und die Nitrobenzole eingehalten. Zu den untersuchten endokrinen aktiven Substanzen gehörten u. a. die Bisphenole A und F, die Nonyl- und Octylphenole sowie die Steroidhormone und Phthalate, deren Grenzwerte, sofern vorhanden, eingehalten wurden. Dies trifft auch auf die analysierten Flammenschutzmittel und Weichmacher, die polybromierten Diphenylether, Hexabromcyclododecan, die kurzkettigen Chloralkane und die Organophosphate mit Ausnahme der polychlorierten Biphenyle zu. Für die in der Ruhr nachgewiesenen, vielseitig eingesetzten Benzothiazole liegen aktuell keine Qualitätskriterien vor. Die OW für die untersuchten polyzyklischen Moschus-Duftstoffe wurden sicher unterschritten. Für die PFAS konnten bis auf die sehr niedrige UQN von PFOS ebenfalls alle Anforderungen sicher eingehalten werden.

Das Hochwasser im Jahr 2021

In der Nachbetrachtung der Folgen des außergewöhnlichen Hochwassers vom Juli 2021 sind neben den Schäden an wasserwirtschaftlichen Bauwerken und Anlagen auch die Auswirkungen auf die Gewässer selbst zu erfassen und zu bewerten. Neben kurzfristigen Effekten steht die Veränderung oder Beeinträchtigung der Gewässerqualität, -ökologie und -morphologie im Blickpunkt. Für die chemische Gewässergüte konnten

durch das Hochwasser keine signifikanten Auswirkungen festgestellt werden, was wesentlich auf die große Verdünnung mit Niederschlagswasser, aber auch die schnelle Wiederinbetriebnahme beschädigter abwassertechnischer Infrastruktur zurückzuführen ist. Die Auswirkungen des Hochwassers auf das Makrozoobenthos können bisher für das Einzugsgebiet der Ruhr nicht auf Basis eigener Daten beurteilt werden. Ergebnisse des LANUV legen aber nahe, dass nicht von einer nachhaltigen, flächendeckenden Schädigung dieser Qualitätskomponente auszugehen ist. Aufgrund der kurzen Expositionszeiten und unkritischen Konzentrationen während der Hochwasserwellen ist eine Schadstoffbelastung von Fischen unwahrscheinlich. Die Auswirkungen des Hochwassers auf die Gewässerstruktur sind an vielen Stellen im Einzugsgebiet der Ruhr feststellbar. Während im Kemnader See ein deutlicher Zuwachs an Sedimenten zu verzeichnen ist, zeigt sich im Baldeysee ein deutlicher Rückgang und die Inseln im Unterwasser der dortigen Wehranlage haben an Größe zugenommen. Auswirkungen des Hochwassers auf die Gewässermorphologie lassen sich z. B. in der Renaturierungsstrecke bei Ruhr-km 138,5 mit einer Veränderung der Querschnittsfläche sowie einer damit einhergehenden Verlagerung des gesamten Geschwindigkeitsprofils feststellen. Nach Überflutungen und Stromausfällen konnten die meisten Kläranlagen bereits einen Tag später wieder einen stabilen Betrieb aufnehmen. Lediglich bei den besonders stark betroffenen Kläranlagen Hemer und Rahmedetal war dies erst nach einer Woche möglich. Der Gesamtumfang der durch das außergewöhnliche Hochwasser verursachten Schäden beläuft sich für den Ruhrverband auf 14,2 Mio. €.

Untersuchungen zur Emissions- und Immissions-situation im Einzugsgebiet der Möhne

Kombinierte Untersuchungen von Kläranlagenzu- und -ablauf sowie im Gewässer oberhalb und unterhalb der jeweiligen Einleitung liefern detaillierte und gewässerabschnittsspezifische Informationen über die Emissions- und Immissionssituation und ermöglichen Aussagen über die Herkunft von Spuren- und Nährstoffen und deren Bedeutung für den chemischen Gewässerzustand sowie zu eventuellen Auswirkungen auf die ökologische Situation im Gewässer. Die Möhne-Längsuntersuchung fand in der Zeit von Januar bis Oktober 2021 an 18 Stellen im Gewässer sowie im Zu- und Ablauf der sechs Kläranlagen im Einzugsgebiet statt. Die Zulaufbelastung und die Ablaufwerte lagen bezüglich der organischen Substanzen und der Nährstoffe im für die jeweiligen Kläranlagen üblichen Schwankungsbereich, wobei die vorgegebenen Überwachungswerte mit großem Sicherheitsabstand eingehalten wurden. Die Zahlenwerte der mit der Bezirksregierung Arnsberg für fünf Kläranlagen vereinbarten Betriebsmittelwerte wurden für Ammonium-Stickstoff und Phosphor mit wenigen Ausnahmen unterschritten. Der Einfluss der Kläranlagenemission auf die Nährstoffgehalte im Gewässer ist im Oberlauf der Möhne und in den kleineren Nebengewässern ausgeprägter als im weiteren Fließverlauf, wobei nur unterhalb der Kläranlagen Brilon, Brilon-Scharfenberg und Rütten Überschreitungen von Orientierungswerten festgestellt wurden. Die ermittelten Konzentrationsanstiege bei einigen Süßstoffen, Röntgenkontrastmitteln und einer Anzahl von an den Probenahmestellen unterhalb der Kläranlagen sind vor allem auf die Einleitungen der gereinigten Abwässer der Kläranlagen zurückzuführen. Bei der Betrachtung der Schwerme-

talle Kupfer und Zink sind auch die jeweilige Hintergrundbelastung bzw. diffuse Einträge zu berücksichtigen.

Ergebnisse aus den Untersuchungen zur Gewässergüte/Ökologie in EKlima

Für einen zukunftssicheren Betrieb des Talsperrensystems unter den sich ändernden klimatischen Randbedingungen steht für den Ruhrverband die Notwendigkeit einer sich daran orientierenden Anpassung der Grenzwerte für den Mindestabfluss am Pegel Villigst und auf der Gewässerstrecke ab dem Pegel Hattingen bis zur Ruhrmündung außer Frage. Die Ermittlung geeigneter niedrigerer Mindestabflüsse an diesen beiden Kontrollstellen umfasste dabei nicht nur eine Betrachtung wassermengenwirtschaftlicher Aspekte, sondern beinhaltete ebenfalls deren Auswirkungen auf die Wassergüte sowie die Gewässerökologie.

Aus den Ergebnissen der Simulationsberechnungen mit den ausgewählten fünf Klimaprojektionen resultiert der Vorschlag, im Sinne einer zukünftig klimaresilienteren Aufstellung des Talsperrensystems des Ruhrverbands eine dauerhafte Absenkung der Grenzwerte im Ruhrverbandsgesetz auf 5,4 m³/s am Pegel Villigst bzw. auf 12 m³/s ab dem Pegel Hattingen bis zur Ruhrmündung anzustreben. Die Untersuchungen zu den Auswirkungen dieser geringeren Abflüsse in Ruhr und Lenne auf die Gewässergüte und die Gewässerbiozönose lassen Effekte erkennen, die aber nicht derart gravierend sind, dass deren Realisierung zu verwehren wäre. Die Anpassung der Grenzwerte ist auch als Klimawandel-Anpassungsstrategie zu verstehen, die der langfristigen Sicherstellung der Trink- und Brauchwasserversorgung im Ruhrgebiet, aber auch dem Schutz der aquatischen Lebensräume dient. Der Ruhrverband ist daher bestrebt, die vorgenannten niedrigeren Abflussgrenzwerte dauerhaft festzusetzen. Mit Blick auf die Komplexität von Ökosystemen und die schwierige Prognose einzelner Effekte auf deren Entwicklung sollten die sich dadurch für die biologischen Qualitätskomponenten real einstellenden Verhältnisse durch ein begleitendes, noch festzulegendes Monitoring ermittelt werden.

Untersuchungen zu Einflussfaktoren auf die Fischfauna

Im dritten, den Zeitraum der Jahre 2022 bis 2027 umfassenden Bewirtschaftungsplan für die Gewässer in Nordrhein-Westfalen werden zur Verbesserung des ökologischen Zustands Ansatzpunkte zur Reduzierung der Belastungen aus der Siedlungsentwässerung genannt, die auch den Ausbau von Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe beinhalten. Im Fokus steht dabei das für die Fischfauna relevante Diclofenac. Dies war für den Ruhrverband Anlass, zunächst in einer orientierenden Betrachtung eine Grundlage zu schaffen, um die Gesamtheit der Einflussfaktoren für die Entwicklung der Fischfauna in Gewässern hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Zustandsbewertung beurteilen zu können. Mit der Studie wurde das Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei (BUGeFi) beauftragt.

Aus den orientierenden Untersuchungen lässt sich kein eindeutiger kausaler Zusammenhang zwischen der Entwicklung von Fischpopulationen und dem Einfluss von Kläranlagen ableiten. Der gute Gewässerzustand ist vielmehr infolge der klassischen Einschränkungen des Lebensraums für die Fischfauna nicht gegeben, die durch defizitäre Gewässerstrukturen, feh-

lende Fischdurchgängigkeit und teilweise auch Beeinträchtigungen der Wasserqualität gekennzeichnet sind. Zudem lässt sich aus dieser Studie ableiten, dass auch der Klimawandel einen nicht zu vernachlässigen Einflussfaktor für die Populationsentwicklung der Fische darstellt. Ein möglicher Einfluss von organischen Spurenstoffen auf die Fischfauna ist zwar grundsätzlich unstrittig, dennoch ist zweifelhaft, ob die daraus resultierenden Auswirkungen populationsbedrohende Ausmaße annehmen. Somit wird die Etablierung einer vierten Reinigungsstufe auf Kläranlagen keine durchgreifende Verbesserung des ökologischen Zustands für die Fischfauna bewirken, sofern die vorgenannten Belastungsfaktoren weiterhin existent sind.

Registrierte Gewässerverunreinigungen

Im Kalenderjahr 2021 sind dem Ruhrverband und den an der Ruhr ansässigen Wasserwerken nur drei als relevant einzustufende Gewässerverunreinigung gemeldet worden. Im Januar 2021 wurde aus einer Altlastenfläche in Hagen Hohenlimburg über den Nahmer Bach Öl in die Lenne eingetragen, das wegen der starken Strömung erst am Wehr des Hengsteysees abgesaugt werden konnte. Anfang Februar 2021 erreichte den Ruhrverband die Information über Belastungen durch 1-Propanol, 2-Propanol und von Tetrahydrofuran an der Station Fröndenberg, die ökologisch und toxikologisch unbedenklich waren. Durch ein Brandereignis auf einem Firmengelände in Hagen gelangte im September 2021 Salzsäure in die Volme kurz vor der Mündung in die Ruhr, durch die ein massives Fischsterben mit mehreren hundert toten Jungfischen auftrat. Mit Ausnahme des Fischsterbens hatten die Gewässerverunreinigungen keine Auswirkungen auf die Biozönose in den betroffenen Gewässern oder die Trinkwassergewinnung.

Leistungen der Kläranlagen des Ruhrverbands

Bei einem Anschlussgrad von 99 % der Einwohner im Ruhrbezugsgebiet wurden auf den Verbandskläranlagen im Jahr 2021 rund 375 Mio. m³ Abwasser gereinigt, wovon 78 % auf die Jahresschmutzwassermenge und 22 % auf das mitbehandelte Niederschlagswasser entfielen. Den Kläranlagen wurde eine Gesamtzulaufmenge von über 96 Mio. kg CSB zugeführt, woraus sich als mittlere Belastung rund 2,2 Mio. Einwohnerwerte errechnen. Die Ablaufqualität des gereinigten Abwassers ist bei einem seit Jahren gleichbleibend hohen Niveau der Reinigungsleistung ausgezeichnet. Die Ablaufkonzentrationen unterschreiten die in den behördlichen Bescheiden geforderten Konzentrationen teilweise deutlich. Die in Genehmigungsbescheiden festgelegten Betriebsmittelwerte wurden im Jahr 2021 auf den meisten Kläranlagen erreicht. Durch die Abwasserreinigung entstehen Reststoffe wie Rechengut, Sandfanggut und Klärschlamm. Im Berichtsjahr mussten 38.630 t Schlamm trockenmasse in Verbrennungsanlagen entsorgt werden. Seit dem Jahr 2020 wurden im Wesentlichen wegen der Corona-Pandemie keine Küchen- und Speiseabfälle angeliefert. Um den Energiebezug zu senken, werden auf 30 Kläranlagen insgesamt 52 Blockheizkraftwerke und Direktverdichter betrieben. Eine weitere Energiequelle wurde durch das Aufstellen von bisher zwölf Photovoltaikanlagen erschlossen. Durch die Maßnahmen wurde der externe Strombezug auf Kläranlagen seit dem Jahr 2006 um mehr als die Hälfte reduziert werden. Der Gesamtstromverbrauch der Kläranlagen lag bei 80,1 Mio. kWh/a.

Flow of the River Ruhr

The flow of a body of water significantly influences the aquatic flora and fauna as well as the different potential uses. In order to mitigate the negative impact of extremely high or extremely low runoffs and to balance abstraction and withdrawal, the Ruhrverband operates a reservoir system. One incident of high water exceeding the reporting threshold for high water was recorded at the lower Ruhr during the winter season of the runoff year 2021. The periods of high runoff before and afterwards could be used to raise the water levels of the reservoirs after the extremely dry runoff year 2020. The runoff situation during the summer half-year was dominated by the extraordinary floods in mid-July. At the gauging station Hattingen, the peak runoff amounted to $HQ_{2021} = 1,230 \text{ m}^3/\text{s}$ on July 15, 2022, the highest runoff in the Ruhr catchment area ever since the Bigge reservoir went into operation. The Ruhrverband's reservoirs held back up to $261 \text{ m}^3/\text{s}$. Without this retention, the runoff at the gauging station Hattingen would have amounted to almost $1,500 \text{ m}^3/\text{s}$ and the floods would have been even more severe. Consistent periods of low water were recorded from the beginning of the runoff year 2021 until mid-December and from mid-September until the end of the runoff year. According to preliminary calculations, the reservoirs had to support the Ruhr's flow by releasing higher amounts of water on 109 days at Villigst and only 10 days at the mouth during this runoff year. At the mouth, this is the third lowest number of days with obligatory runoff support during a runoff year since the requirements were revised as part of the Ruhrverband Act in 1990. At the Villigst gauging station, the number of days is only slightly below average. With an $MQ_{2021} = 55.3 \text{ m}^3/\text{s}$ at the Hattingen gauging station, the runoff year 2021 became the 13th runoff year in a row with a precipitation deficit.

Basic parameters for the evaluation of analysis data for waters

In the Ruhr Water Quality Report, the results of the water monitoring programs are being evaluated regarding the chemical quality components primarily based on the Environmental Quality Standards (EQS) laid down in appendices 6 (river basin-specific pollutants) and 8 (priority substances) as well as the values in appendix 7 (general physico-chemical quality components) of the Surface Water Regulation (OGewV), which provide guidance on the classification, documentation and monitoring of the ecological status, the ecological potential and the chemical status of surface waters. In 2020, the LANUV monitoring guidelines were specified insofar that if one component of the general physico-chemical parameters is being exceeded, only a good ecological status can be reached even if the biological status is high. In addition, the legally non-binding reference values in the "Guidelines on monitoring surface waters" issued by the State of North Rhine-Westphalia, appendix D4, are being applied. Evaluations are usually based on the mean or average annual values (JD). Apart from the limits for the aqueous phase, the OGewV also stipulates requirements for 11 substances or groups of substances in biota. These requirements have been based on the toxicity for animals that feed on fish as well as the tolerable load in fish for human consumption.

The ecological status of a body of water or at a sampling point is being evaluated in line with the Water Framework Directive and the Water Surface Regulation on the basis of the biological quality components "macrozoobenthos", "macrophytes and phytobenthos", "fish fauna" and "phytoplankton". The Ruhr Water Quality Report only documents the most thoroughly investigated biological quality component "macrozoobenthos", which provides insight via the respective modules into the saprobiological water quality (saprobic index), the structural status (general degradation) and the acidification of a flowing water. Apart from the evaluation of the ecological status for natural water bodies (NWB), an evaluation of the ecological potential for heavily modified water bodies (HMWB) is meanwhile possible as well. From 2015 onwards, the monitored sampling points in HMWB have therefore been assessed in terms of their ecological potential. Sampling points in smaller waters, to which the hydromorphological classification as HMWB applies, are being evaluated based on their ecological condition following the worst-case principle.

Physico-chemical Ruhr water monitoring

For over 90 years, samples of the Ruhr water have been taken at the Essen-Rellinghausen sampling point three times a week in order to monitor a large number of parameters. In addition, nutrient concentrations and organic loads are being determined weekly at six sampling points in the Ruhr. From 2017 onwards, this program has been integrated into the set of examinations along the Ruhr. These examinations are carried out every four weeks at 12 sampling points from the Ruhr's spring to its mouth, providing representative results on the water condition at different sites and different times. Additional insight is provided by continuous measuring results from the water monitoring stations. With the exception of individual values at four sampling points in June, the required minimum oxygen concentration could be achieved along the entire course of the Ruhr during the reporting year. The pH-value of 8.5 laid down in the OGewV was only exceeded between the monitoring stations Hattingen and Duisburg during the periods characterized by high algae development. The concentrations of BOD_5 and TOC met their respective criteria, and so did the parameters chloride, sulphate, nitrate nitrogen, ammonium nitrogen, total phosphorus and orthophosphate-phosphorus in all instances. Ammonium nitrogen even reached a "high" classification at seven measuring points. The priority and priority hazardous heavy metals lead, nickel, mercury and – with the familiar exception in the section downstream of the Valme mouth – cadmium met the EQS defining a good chemical status. Chrome, for which no legally binding requirements apply, and the river basin-specific contaminants silver, selenium and thallium reached a "high" or "good" status, while zinc – apart from one exception starting at the sampling point downstream of the Valme – and copper – with the exception of the first four sampling points in the Ruhr – were classified as "moderate". In both cases, it has to be taken into account that the quality criteria have been tightened. Against the background of the extraordinary floods in July, it has to be highlighted that the permitted maximum concentrations laid down in the OGewV have not been exceeded at any time.

Examinations of the Ruhr and its tributaries in line with the European Water Framework Directive

As part of the operative monitoring in alignment with the North Rhine-Westphalian Agency for Nature, Environment and Consumer Protection (LANUV) according to the European Water Framework Directive, a total of 57 waters in nine planning units have been investigated in terms of their physico-chemical parameters. For most parameters and at the majority of sampling points, a “good” or even “high” status could be achieved. The quality requirement for the pH-value could not be met at 7 % of the measuring points. Due to the long periods of dry weather conditions, the water temperature and the oxygen concentration were classified as “moderate” at 26 % and 10 % of the sampling points respectively. Regarding the nutrient concentration and organic loads, the mean concentrations were at a lower level compared to the previous years, leading to a situation where 9 % of the ammonium nitrogen concentrations and 8 % of the phosphorus concentrations exceeded the required limits. The copper concentrations failed to reach a “good” status at 65 % of the sampling points. This applied to 51 % of the zinc concentrations. For iron, silver, thallium, nickel and cadmium as well as the metalloid selenium, the share of exceeded limits came in between 7 % and 21 %.

Since 2007, the water condition in the Ruhr catchment area has been determined through the operative water monitoring required by the European Water Framework Directive – with the cooperation of the Ruhrverband – and visualized through maps of the ecological water status. In the hydroecological examinations along the Ruhr and its tributaries, 104 out of 107 sampling points achieved “good” or “high” results in terms of their saprobic status in 2021. Out of the 362 sampling points examined between 2016 and 2021 in the Ruhr and its tributaries, 95 % showed a “good” or “high” saprobic status. Regarding general degradation, 181 of all sampling points monitored in the Ruhr catchment area between 2016 and 2021, representing a share of 50 %, reached a “good” or “high” status or a good or even better ecological potential. The documented deficits at half of the sampling points were mostly accounted for by modified water structures due to specific uses.

Trophic situation in the Ruhr

At the beginning of 2021, higher runoffs and low temperatures led to only limited plankton development. Only from April onwards did the density of phytoplankton increase, while the impounding lakes still did not reach a phytoplankton-dominated state. The taxonomic composition of the phytoplankton was dominated by diatoms at all sampling points. As a result of increasing phytoplankton, zooplankton density also increased a bit later in time, reducing phytoplankton again. With the extraordinary floods in July, phytoplankton and zooplankton were washed out of the lakes, preventing the typical formation of summer plankton. Growth conditions in spring were very favourable also for macrophytes due to high global radiation and water temperature but only low runoff. The development therefore initially moved towards strong macrophyte growth in the river’s impounding lakes. The trend was disrupted in July when the floods washed off large amounts of

plants or covered them with sediment. About one month after the flood, macrophyte growth slowly started to recover, but the plants were unable to reach the water surface on a widespread area again during the remainder of the year. This is why no mowing was necessary in 2021. The Ruhrverband’s research project Elodea II was also significantly affected by the floods. The stonewort planted on test areas to compete for space with Elodea was washed off and drifted away, partly including the demarcation of the test areas.

Reservoir examinations focusing on the Möhne reservoir

The eight Ruhrverband’s reservoirs mainly serve the purpose of helping to raise low water levels and offering flood protection. As climate change causes long periods of dry weather, the water supplied by the reservoirs in order to regulate the Ruhr’s flow has increased in importance during the past few years. Limnological examinations of the bodies of water are carried out to determine their chemical and ecological status. The most significant indicator here is the trophic level, composed of the complete index and the subindices for chlorophyll a concentrations, phosphorus concentrations and visibility depth. The Möhne, Bigge and Henne reservoirs have been showing stable mesotrophic conditions for many years now. The Ennepe reservoir has been characterized by medium mesotrophic conditions during the past seven years, while the Lister reservoir lies in the area between oligotrophic and mesotrophic. The Sorpe reservoir could be classified as oligotrophic during the past few years. While oligotrophic conditions continued in the Verse reservoir, the Fürwigge reservoir saw a rise in the trophic level into the area between oligotrophic and mesotrophic after being filled up again in 2007. A direct impact of the July floods on the trophic situation of the reservoirs could not be explicitly established. A short-term deterioration of the water quality can, however, be assumed. The Möhne and the Ennepe reservoirs required an oxygenation of their deep waters in August. The special climatic conditions led to a higher burden on the reservoirs as an ecosystem in 2021 as well. They did not, however, affect the average water quality and the limnetic habitat of the reservoirs.

In 2021, the Ruhrverband took a closer look at the Möhne reservoir, which has the second largest volume and the largest reservoir surface among the Ruhrverband’s reservoirs. Apart from its water management tasks of supporting the flow of the river in times of low water levels and flood protection, the reservoir is being used to generate electricity and supply process water. Despite the flooding in July, the overall volume of entered water in 2021 was comparable to the years before. The concentration of total phosphorus has been stagnating for years while the total phosphorus load continues to follow a slightly declining trend. Diatoms continue to represent the dominating algae species. Golden algae increasingly replaced green algae within summer plankton, which indicates improved ecological and trophic status. Zoo plankton density has settled at a significantly lower level during the past few years. As a positive consequence, a higher number of larger individuals could develop among the main consumers, which in turn increased the grazing pressure on phytoplankton, leading to a situation where planktivorous fish encountered high-quality nourishment.

Organic trace substances in the Ruhr

In 2021, more than 440 substances classified as organic trace substances underwent routine screenings in the Ruhr – among them flame retardants, complexing agents, plasticisers, industrial chemicals, pesticides, diagnostic agents and pharmaceuticals as well as some metabolites of these products. The results refer to the sampling point Essen-Rellinghausen unless otherwise stated. The data measured during the extraordinary floods in July 2021 were not taken into account for the calculation of average values. The documented pharmaceuticals, diagnostic agents or their metabolites exceeded the applicable limits or target values only in a few exceptions. Like in the previous years, the monitored sweeteners and complexing agents EDTA and MGDA were regularly recorded in the Ruhr, while the reference value for EDTA was safely met. Once again, only a small part of the crop protection products and metabolites were detected in amounts above the respective limits of quantification. Because of its ubiquitous occurrence, TFA was detected at all sampling points, but at concentrations significantly below the existing guiding value for drinking water. PAH could also be documented along the entire course of the Ruhr, exceeding their respective EQS in exceptions. This also applied to the anticorrosive 1H-benzotriazole, for which the concentrations were safely below the health reference value at all sampling points. The EQS for aniline and nitrobenzenes were also met. Bisphenol A and F, nonylphenol and octylphenol as well as steroid hormones and phthalates were among the endocrinically active substances, for which the limits were met if concentrations were found. This also applies to the investigated flame retardants, plasticisers, polybrominated diphenylethers, hexabromocyclododecane, short-chain chlorinated paraffins and organophosphates with the exception of polychlorinated biphenyls. There are currently no quality criteria defined for the benzotriazoles found in the Ruhr, which are used for many applications. The reference values for the monitored polycyclic musk fragrances were safely met. For PFAS, all requirements were safely met as well, apart from the very low EQS for PFOS.

The flood in 2021

Analysing the impact of the extraordinary flood in July 2021, we also have to document and evaluate the consequences for the waters as such in addition to the damages to water management buildings and facilities. Apart from short-term effects, changes of or adverse effects on the water quality, ecology and morphology are in focus. No significant impact of the flood on the chemical water quality could be detected – something which can be attributed mainly to the significant dilution with rainwater, but also to the quick restoration and operation of damaged sewage treatment infrastructure. So far, the impact on the macrozoobenthos cannot be evaluated on the basis of proprietary data for the Ruhr catchment area. Results brought forward by LANUV, however, suggest that this quality component has not been affected in a sustainable, comprehensive manner. Due to the short exposure times and the uncritical concentrations during the flood waves, it is

unlikely that fish have been affected by pollution loads.

The effects of the flood on the water structure can be seen at many places in the catchment area of the Ruhr. While Lake Kemnade has experienced a significant increase in sediment, a substantial decrease occurred in Lake Baldeney, and the islands in the water below its weir have grown in size. Implications of the flood for the water morphology can, for instance, be seen along the renaturation section at kilometre 138.5 of the Ruhr, where the cross-sectional area as changed, leading to a shift in the entire speed profile. After inundations and blackouts, most sewage treatment plants were able to go back into stable operation already one day later. Only the severely affected plants Hemer and Rahmedetal needed one week to go back into operation. The total extent of damage caused by the extraordinary flood amounts to 14.2 million euro for the Ruhrverband.

Examinations on the emission and immission situation in the Möhne catchment area

Combined examinations of the inlet and outlet of sewage treatment plants as well as of the water upstream and downstream of the respective sewage treatment plant's inflow into the river provide detailed and water-section-specific information on the emission and immission situation and thus insight into the origin of trace substances and nutrients and their role for the chemical water status as well as potential effects on the ecological situation of the water. The examinations along the Möhne took place between January and October 2021 at 18 locations in the water and at the inlets and outlets of the six sewage treatment plants in the catchment area. Regarding organic substances and nutrients, the inlet and outlet loads matched the regular spectrum expected for the respective sewage treatment plants. The stipulated monitoring values were safely met. Apart from a few exceptions, the values for ammonium nitrogen and phosphorus were below the mean operating values agreed upon with the district government Arnsberg for five sewage treatment plants. The impact on the sewage treatment plant's emission on the nutrient load in the water is stronger in the upper reaches of the Möhne and its smaller tributaries than along the subsequent course of the river. Exceedings of reference values, however, were only measured downstream of the sewage treatment plants Brilon, Brilon-Scharfenberg and Rüthen. Increased concentrations measured for some sweeteners, radiology contrast agents and a number of pharmaceutical residues at the sampling points downstream of the sewage treatment plants are mainly due to the inflow of treated wastewater from the sewage treatment plants. When evaluating the loads of the heavy metals copper and zinc, the respective background loads as well as input from diffuse sources have to be taken into account.

Results from the investigations of water quality/ecology as part of the project EKlima

For the Ruhrverband, there is no doubt about the fact that the threshold values for the minimum runoff at the gauging station Villigst and along the river section between the

gauging station Hattingen up to the Ruhr's mouth have to be adapted with view to the changing climatic framework conditions, in order to ensure the future-proof operation of the reservoir system. Working out suitable lower minimum runoffs at these two monitoring locations did not only include a consideration of water quantity management aspects, but also their implications for water quality and ecology.

The results of the simulation calculations carried out with five selected climate projections formed the basis for the proposal to permanently lower the threshold values laid down in the Ruhrverband Act to 5.4 m³/s at the gauging station Villigst and to 12 m³/s from the gauging station Hattingen to the Ruhr's mouth, in order to make the reservoir system climate-resilient for the future. The examinations on the implications for the water quality and the waters' biocoenosis of these lower runoffs in the Ruhr and the Lenne do indicate effects, which are, however, not significant enough to constitute an obstacle to the realization of the new thresholds. Adapting the threshold values also has to be seen as an adaptation strategy to climate change, which serves to secure the long-term provision of drinking and process water in the Ruhr area, but also to protect the aquatic habitat. This is why the Ruhrverband strives to permanently introduce the aforementioned lower runoff limits. In light of the complexity of ecosystems and the difficult prognosis of individual effects on their development, the lower thresholds should be accompanied by a monitoring program – which remains to be more clearly defined – to determine the real status of the biological quality components.

Investigations of the influencing factors for fish fauna

In the third year of the river basin management plan for waters in North Rhine-Westphalia, which comprises the years 2022 to 2027, approaches for the improvement of the ecological status are being outlined, which are designed to reduce the loads from residential sewage treatment and also include the installation of a fourth treatment stage at sewage treatment plants. The pharmaceutical diclofenac with its implications for fish fauna is in focus here. This caused the Ruhrverband to create a basis through a reference-providing evaluation, in order to be able to better assess the influencing factors for the development of fish fauna in the waters in their entirety with regard to their relevance for the evaluation of the waters' status. The Office of Environmental Planning, Water Management and Fisheries (Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei, BUGeFi) was commissioned with the study.

No clear causal relationship between the development of fish population and the influence of sewage treatment plants can be deduced from the reference-providing evaluations. A lack of good water status is rather caused by the typical restrictions on the habitat of fish fauna, characterized by deficient water structures, a lack of passability for fish and in part also by adverse effects on the water quality. In addition, the study suggests that climate change also has an impact on the development of fish populations which should not be neglected.

A possible effect of organic trace substances on fish fauna is as such indisputable, but it can still be doubted whether the resulting implications reach an intensity that could jeopardize fish population. An establishment of a fourth treatment stage at sewage treatment plants will therefore not lead to a substantial improvement of the ecological status for fish fauna, as long as the aforementioned stress factors continue to exist.

Registered cases of water pollution

In 2021, only three incidents of water pollution categorized as relevant were reported to the Ruhrverband and the local waterworks. In January 2021, oil from a polluted area at Hagen Hohenlimburg entered the Lenne via the Nahmer Bach stream. Due to the strong current, it could only be withdrawn at the weir of Lake Hengstey. In early February 2021, the Ruhrverband received information on loads of 1-propenol, 2-propenol and Tetrahydrofuran at the station Fröndenberg, which were uncritical from an ecological and toxicological point of view. Due to a fire on business premises at Hagen, hydrochloric acid made its way into the Volme river in September 2021 close to its inflow into the Ruhr, causing massive fish die-offs of several hundred juvenile fish. Apart from these fish die-offs, these incidents of water pollutions had no implications for the biocoenosis of the waters or the supply of drinking water.

Performance of the Ruhrverband's sewage treatment plants

With a network for around 99 % of all residents in the Ruhr catchment area, the associated sewage treatment plants treated around 375 million m³ of wastewater in 2021, with 78 % accounted for by wastewater and 22 % by stormwater, which is also being treated in the plants' facilities. The Ruhrverband's sewage treatment plants received more than 96 million kg of COD, equivalent to a mean load of about 2.2 million PTs. The water quality in the outlet is excellent due to the high level of treatment over several years. In part, the outlet concentrations significantly undercut the concentrations called for by official notifications. The operational mean values defined in the permits were met at most of the sewage treatment plants in 2021. Sewage treatment generates residues such as screenings, grit chamber trappings and sewage sludge. In the reporting year, 38,630 t of dry mass of sludge had to be disposed of in incinerators. No significant kitchen and food waste has been delivered since 2020 due to the corona pandemic. In order to reduce energy consumption, a total of 52 combined heat and power units and direct compressors are being operated at the 30 sewage treatment plants. Another energy source could be tapped through the 12 photovoltaic systems installed so far. Through these measures, the electricity purchased at sewage treatment plants from utility providers could be reduced by more than half since 2006. Total energy consumption of the plants amounted to 80.1 million kWh/a.

1 Wasserführung der Ruhr

Die Wasserführung eines Gewässers prägt maßgebend die aquatische Flora und Fauna und beeinflusst die unterschiedlichen Nutzungsmöglichkeiten – nicht zuletzt durch den Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit. An der Ruhr sorgt das Talsperrenverbundsystem des Ruhrverbands für die Sicherstellung einer Mindestwasserführung in Zeiten geringer natürlicher Abflüsse. Bei Hochwasser tragen die Talsperren durch die Minderung von Abflussspitzen zum Hochwasserschutz in den unterhalb der Talsperren gelegenen Gewässerabschnitten bei. Insgesamt wird die Wasserführung im Ruhreinzugsgebiet maßgeblich durch den Betrieb der im Einzugsgebiet befindlichen Kläranlagen und Wasserkraftanlagen sowie insbesondere durch die Talsperren und durch Entnahmen der Wasserwerke beeinflusst.

Vor diesem Hintergrund wird in Bild 1.1 der Abfluss der Ruhr am Pegel Hattingen als Ganglinie auf Basis von 15-Minuten- und Tagesmittelwerten für das Abflussjahr 2021 (1. November 2020 bis 31. Oktober 2021) dargestellt. Ergänzend sind die gewässerkundlichen Hauptzahlen und zum Vergleich die Tagesmittelwerte des vorangegangenen Abflussjahres aufgeführt. Im Winterhalbjahr des Abflussjahres 2021 gab es Ende Januar ein jahreszeitentypisches kleineres Hochwasserereignis, bei dem die Hochwassermeldegrenze an der unteren Ruhr (Bezugspegel Wetter/Ruhr: Meldegrenze 410 cm, entspricht 300 m³/s) überschritten worden ist. Da sowohl der Zeitraum vor als auch nach diesem Ereignis von erhöhten Abflüssen gekennzeichnet war, konnten diese im Anschluss an das zu trockene vorangegangene Abflussjahr 2020 zum Wiedereinstau der Talsperren im Ruhreinzugsgebiet genutzt werden.

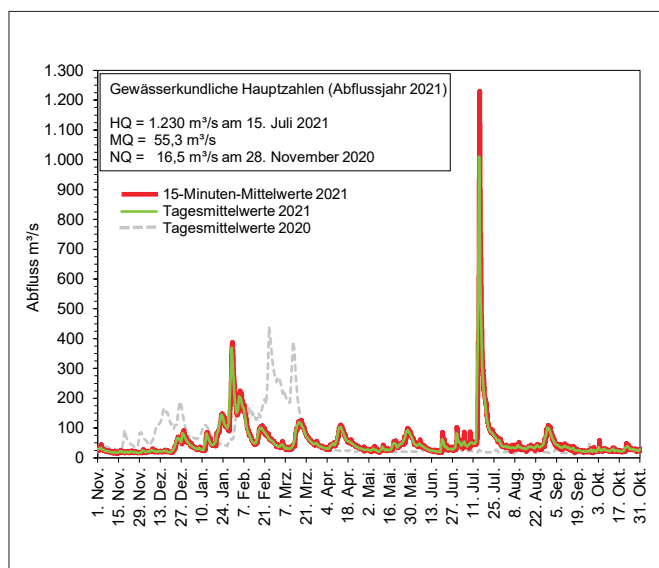


Bild 1.1: 15-Minuten-Mittelwerte und Tagesmittelwerte am Pegel Hattingen/Ruhr im Abflussjahr 2021

Fig. 1.1: Runoff means during 15 minutes and 24 hours at the gauging station Hattingen/Ruhr in the water year 2021

Das Abflussgeschehen im Sommerhalbjahr wird überragt von dem außergewöhnlichen Hochwasserereignis Mitte Juli. Tief Bernd brachte vom Abend des 13. bis zum Nachmittag des 14. Juli 2021 dem Einzugsgebiet der Ruhr in weniger als 24 Stunden im Mittel flächendeckend etwa 90 mm Niederschlag, im Raum Hagen waren es örtlich sogar mehr als 240 mm. Infolgedessen stellte sich eine ausgeprägte Hochwasserlage ein. Am Ruhrpegel Hattingen wurde am 15. Juli 2021 um 08:50 Uhr (MEZ) bei einem Wasserstand von 699 cm der Scheitelabfluss mit $HQ_{2021} = 1.230 \text{ m}^3/\text{s}$ registriert (Tagesmittelwert $1.010 \text{ m}^3/\text{s}$). Es war der größte Abfluss im Einzugsgebiet der Ruhr seit Inbetriebnahme der Biggetalsperre vor über 50 Jahren. In den Talsperren des Ruhrverbands wurden in der Spitze bis zu $261 \text{ m}^3/\text{s}$ zurückgehalten. Ohne diesen wirk-samen Rückhalt hätte der Abfluss am Pegel Hattingen knapp $1.500 \text{ m}^3/\text{s}$ betragen und die Überflutungen sowie Schäden in Teilen des Einzugsgebietes wären noch größer ausgefallen, als sie es ohnehin schon waren.

Durchgängige Niedrigwasserphasen ohne wesentliche Unterbrechungen durch kurzzeitige Abflusserhöhungen gab es von Beginn des Abflussjahres 2021 bis Mitte Dezember und von Mitte September bis zum Ende des Abflussjahres. Der niedrigste Abflusstagesmittelwert im Abflussjahr 2021 wurde am Pegel Hattingen am 28. November 2020 mit $NQ_{2021} = 16,5 \text{ m}^3/\text{s}$ registriert. Insgesamt gesehen war das Winterhalbjahr deutlich abflussärmer als im Vorjahr, das Abflussvolumen im Sommerhalbjahr hingegen lag über dem Vorjahresniveau.

Das Abflussjahr 2021 war im Vergleich zum langjährigen Mittel das dreizehnte in Folge mit einem Niederschlagsdefizit. Nur fünf Monate wiesen einen Niederschlagsüberschuss auf, davon durchgängig die Monate Mai bis August. In diesen vier Monaten fiel 34 % mehr Niederschlag als im langjährigen Durchschnitt dieser Monate. Der Juli war mit 170 mm, dies entspricht 176 % des langjährigen Mittelwerts von 1927 bis 2020, der niederschlagsreichste Monat des Abflussjahres 2021. Es gab seit dem Jahr 1927 nur fünf nassere Julimonate, zuletzt im Jahr 1980 mit 208 mm. Der September war mit 33 mm der trockenste Monat des Abflussjahres 2021. Eine Stützung der Ruhrwasserführung durch erhöhte Abgaben aus den Talsperren war im Abflussjahr 2021 in Villigst besonders im November und Dezember 2020 – mit 42 Tagen in Summe in diesen beiden Monaten ist dies nach dem Jahr 2016 die zweitgrößte Anzahl seit dem Jahr 1990 – und dann erst wieder ab Mai erforderlich. Insgesamt musste in Villigst nach vorläufigen Berechnungen an 109 Tagen, an der Mündung hingegen lediglich an 10 Tagen Zuschuss aus den Talsperren geleistet werden. Dies sind in Villigst 4 % und an der Mündung sogar 85 % weniger als im Durchschnitt der Jahre 1991 bis 2020. An der Mündung ist dies die drittkleinste, am Pegel Villigst hingegen eine nur leicht unterdurchschnittliche Anzahl zuschusspflichtiger Tage in einem Abflussjahr seit Novellierung der Vorgaben im Ruhrverbandsgesetz im Jahr 1990.

Der mittlere Abfluss am Pegel Hattingen im Abflussjahr 2021 berechnet sich zu $MQ_{2021} = 55,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Er liegt damit um knapp 20 % unter dem langjährigen mittleren Abfluss von $MQ_{1968-2020} = 68,7 \text{ m}^3/\text{s}$ und um $4,6 \text{ m}^3/\text{s}$ unter dem Vorjahreswert. Das Sommerhalbjahr 2021 weist mit $52,7 \text{ m}^3/\text{s}$ den neunthöchsten mittleren Abfluss seit dem Jahr 1968 auf, zuletzt gab es im Abflussjahr 2007 einen höheren mittleren Abfluss im Sommerhalbjahr. Der Abfluss ist im Durchschnitt der langjährigen Betrachtung zu 69 % auf das Winterhalbjahr und zu 31 % auf das Sommerhalbjahr verteilt. Im Abflussjahr 2021 ergab sich aufgrund der zu nassen Monate Mai bis August eine deutliche Verschiebung vom Winter- zum Sommerhalbjahr (52 % zu 48 %).

Eine ausführliche Beschreibung der Wassermengenwirtschaftlichen Gegebenheiten des jeweiligen Abflussjahres findet sich in dem jährlich erscheinenden Bericht Ruhrwassermenge [1.1].

[1.1] Ruhrverband: <http://www.ruhrverband.de/presse/publikationen/wissen/>

2 Grundlagen der Bewertung von Gewässeranalysedaten im Ruhrgütebericht

Die Verabschiedung der Richtlinie 2000/60/EG (EG-Wasserrahmenrichtlinie: im Folgenden EG-WRRL) [2.1] hat die Sicht auf die Gewässer in Europa auf eine neue Basis gestellt. Seitdem ist der Gewässerzustand vorrangig nach biologischen Qualitätskomponenten und verschiedenen, in der Richtlinie 2013/39/EU (sog. Richtlinie prioritäre Stoffe) [2.2] festgelegten chemischen Parametern zu bewerten. Ergänzend dazu fließen aber auch allgemeine physikalisch-chemische Parameter und eine Vielzahl sogenannter flussgebietsspezifischer Schadstoffe in diesen Bewertungsprozess ein. Zur Überführung dieser Vorgaben in nationales Recht hat Deutschland die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) [2.3] in Kraft gesetzt, welche die Einstufung, Darstellung und Überwachung des ökologischen Zustands, des ökologischen Potenzials und des chemischen Zustands von Oberflächengewässern sowie die wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung regelt. Im Folgenden werden die darin enthaltenen Bestimmungen sowie weitere relevante Vorgaben für die Beurteilung der biologischen und chemischen Komponenten zusammenfassend dargelegt.

Chemische Qualitätskomponenten

Die Befunde im Gewässer werden im Ruhrgütebericht in erster Linie anhand der Umweltqualitätsnormen (UQN) der Anlagen 6 (flussgebietsspezifische Schadstoffe) und 8 (Beurteilung des chemischen Zustands) sowie der Werte der Anlage 7 (allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten) der OGewV bewertet. Ergänzend dazu erfolgt ein Vergleich mit den gesetzlich nicht verbindlichen Beurteilungswerten des Leitfadens „Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW, die in der darin enthaltenen Anlage D4 [2.4, 2.5] aufgeführt sind, sowie den gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW) des Umweltbundesamts (UBA) [2.6]. Berücksichtigt

-
- [2.1] Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: Amtsblatt der Europäischen Union, 2000, L 327, S. 1 - 72
 - [2.2] Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. In: Amtsblatt der Europäischen Union, 2013, L 226, S. 1 - 17
 - [2.3] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV). In: Bundesgesetzblatt, 2016, Teil I, Nr. 28, S. 1373 - 1443
 - [2.4] Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (Hrsg.): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, <https://www.flussgebiete.nrw.de/node/7423>, Zugriff 12. April 2022:
 - [2.5] <https://www.flussgebiete.nrw.de/monitoringleitfaden-oberflaechengewasser-anhang-d4-7724>, Zugriff 13. April 2022
 - [2.6] Umweltbundesamt: Liste der nach GOW bewerteten Stoffe von März 2019, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/374/dokumente/liste_der_nach_gow_bewerteten_stoffe_201903-1.pdf, Zugriff 11. April 2022

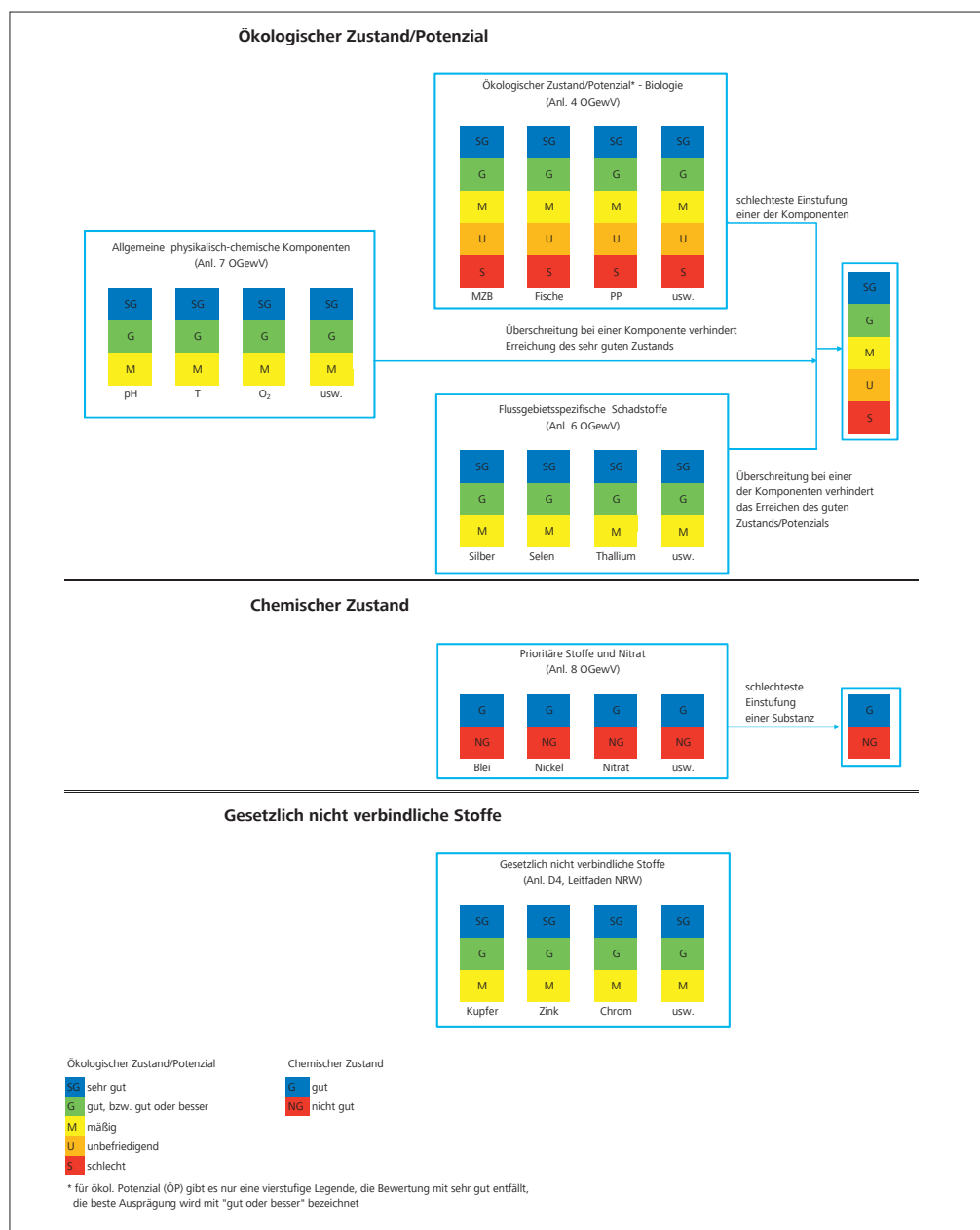


Bild 2.1: Gesamtbeurteilung des ökologischen und chemischen Zustands/Potenzials überarbeitet nach [2.9]
Fig. 2.1: Overall evaluation of the ecological and chemical status/potential, revised according to [2.9]

sind in der Anlage D4 Orientierungswerte (OW), die auf Basis ökotoxikologischer Studien abgeleitet wurden, und Parameter aus der Trinkwasserverordnung –TrinkwV [2.7]. Es ist hervorzuheben, dass es sich hierbei teilweise um Vorgaben handelt, die den direkten Gebrauch des Wassers als Trinkwasser betreffen und nicht die Beschaffenheit des Gewässers. Gleichwohl dienen diese Werte im Sinne des Vorsorgegrundsatzes als Orientierungshilfe.

In der Regel erfolgt die Bewertung von Wasserproben anhand von Mittel- bzw. Jahresdurchschnittswerten (JD). Ausnahmen bilden die Parameter Wassertemperatur, Sauerstoff, pH-Wert sowie Quecksilber, Chrom, Kupfer, Zink und die polyzyklischen

aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK), Anthracen, Benzo[a]pyren, Benzo[b]fluoranthren, Benzo[ghi]perylen und Benzo[k]fluoranthren. Bei diesen Werten der Anlagen 7 und 8 der OGewV werden für Wassertemperatur, Quecksilber und die o. g. PAK die Jahresmaxima/ zulässige Höchstkonzentrationen (ZHK) bzw. für Sauerstoff die Jahresminima und für pH-Wert die Jahresminima und -maxima betrachtet. Für die Bewertung von Chrom, Kupfer und Zink wird entsprechend des Leitfadens NRW, Anlage D4, das jeweilige 50-Perzentil herangezogen.

Neben Grenzwerten für die Wasserphase sind in der OGewV auch Anforderungen für elf Stoffe bzw. Stoffgruppen in Biota formuliert. Maßgeblich für deren Ableitung ist das „secondary

Tabelle 2.1: Auszug aus Anlage 8 der OGewV, UQN zur Beurteilung des chemischen Zustands (prioritäre Stoffe und Nitrat) [2.3]
 Table 2.1: Abstract from appendix 8 of the Surface Water Regulation (OGewV), EQS for the evaluation of the chemical condition (priority substances and nitrate) [2.3]

UQN für Stoffe zur Beurteilung des chemischen Zustands (prioritäre Stoffe und Nitrat)			
Stoffname	JD-UQN in der Wasserphase µg/l	ZHK-UQN in der Wasserphase µg/l	Biota-UQN in µg/kg Nassgewicht
4-tert-Octylphenol	0,1	–	–
Benzo[a]pyren	0,00017 ³	0,27 ³	5 ⁵
Benzo[b]fluoranthren	–	0,017 ³	6 ⁵
Benzo[ghi]perylen	–	0,0082 ³	6 ⁵
Benzo[k]fluoranthren	–	0,017 ³	6 ⁵
Benzol	10	50	–
Bis(2-ethylhexyl)phthalat	1,3	–	–
Blei	1,2 ^{1,3}	14 ³	–
Bromierte Diphenylether	–	0,14 ³	0,0085 ⁵
C10-13 Chloralkane	0,4	1,4	–
Cadmium ² gelöst	≤ 0,08 (Klasse 1) 0,08 (Klasse 2) 0,09 (Klasse 3) 0,15 (Klasse 4) 0,25 (Klasse 5)	≤ 0,45 (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9 (Klasse 4) 1,5 (Klasse 5)	–
Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen	–	nicht anwendbar	0,0065 ⁵ TEQ ⁷
Fluoranthren	0,0063 ³	0,12 ³	30 ⁵
Naphthalin	2 ³	130 ³	–
Nickel	4 ^{1,3}	34 ³	–
Nitrat	50000	–	–
Nonylphenol	0,3	2	–
PFOS	0,00065 ⁴	36 ⁴	9,1 ⁵
Quecksilber	–	0,07	20 ⁶
Trichlorethen	10	–	–
Trichlormethan	2,5	–	–

gut nicht gut

¹ Die UQN bezieht sich auf bioverfügbare Konzentrationen

² Abhängig von der Wasserhärteklasse

³ der gute chemische Zustand ist bis zum 22. Dezember 2021 zu erreichen

⁴ der gute chemische Zustand ist bis zum 22. Dezember 2027 zu erreichen

⁵ primäres Schutzziel: menschliche Gesundheit

⁶ primäres Schutzziel: fischfressende Tiere

⁷ Toxizitätsäquivalente nach den Toxizitätsäquivalenzfaktoren der WHO von 2005

poisoning“, d. h. die Toxizität gegenüber fischfressenden Tieren, sowie die für den Menschen tolerierbare Belastung durch Fischverzehr [2.8].

Bild 2.1 zeigt eine Übersicht über die Gesamtbeurteilung des ökologischen und chemischen Zustands bzw. Potenzials [2.9].

Stoffe zur Beurteilung des chemischen Zustands (Prioritäre Stoffe und Nitrat)

In Tabelle 2.1 sind für ausgewählte, im Ruhreinzugsgebiet relevante prioritäre Stoffe (Anlage 8 OGewV) und für Nitrat die UQN zur Beurteilung des chemischen Zustands dargestellt. Der gute chemische Zustand wird blau gekennzeichnet. Ist die Konzentration eines Stoffs höher als der angegebene Wert, erfolgt eine rote Markierung. Die prioritären organischen Stoffe werden, falls nicht methodische Einschränkungen bei der Analyse dagegensprechen, in der Gesamtwasserprobe untersucht. Die UQN von Cadmium und Quecksilber beziehen sich auf die Konzentrationen in der gelösten Phase einer Wasserprobe. Die Probenvorbehandlung erfolgt durch Filtration (Porengröße: 0,45 µm). Die UQN für Blei und Nickel beziehen sich auf die bioverfügbaren Konzentrationen. Abweichend dazu werden hier die Messwerte in der filtrierten Probe denen des bioverfügbaren Anteils gleichgestellt, was einer Bewertung nach dem „worst case“ Prinzip entspricht, da die bioverfügbare Konzentration zumeist niedriger als die Konzentration in der filtrierten Probe ist. Bei Cadmium ist die Toxizität und somit die UQN von der Wasserhärte abhängig. Zur Einstufung in eine der Wasserhärteklassen wird das 50-Perzentil der molaren Calciumkarbonat-Konzentration herangezogen. In der Gruppe der PAK kann Benzo[a]pyren als Repräsentant für die anderen in der Oberflächengewässerverordnung aufgeführten PAK-Kenngrößen betrachtet werden.

Flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands

In Tabelle 2.2 sind die Umweltqualitätsnormen für die im Ruhreinzugsgebiet relevanten flussgebietsspezifischen Schadstoffe zusammengefasst. Für die Einstufung in den sehr guten Zustand (blaue Kennzeichnung) muss die Konzentration bei synthetischen Schadstoffen unterhalb der Nachweisgrenze bzw. bei nicht synthetischen Schadstoffen im Bereich der Hintergrundkonzentration liegen. Der gute Zustand (grüne Kennzeichnung) ist erreicht, wenn der sehr gute Zustand verfehlt, aber die jeweilige UQN nicht überschritten ist. Bei einer Überschreitung der UQN kann der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial höchstens als „mäßig“ eingestuft werden (gelbe Kennzeichnung). Die UQN für Selen, Silber und Thallium beziehen sich auf den gelösten Anteil, der nach Filtration (Porengröße: 0,45 µm) der Wasserprobe gemessen wird.

[2.7] Verordnung zur Neuordnung trinkwasserrechtlicher Vorschriften (TrinkwV). In: Bundesgesetzblatt, 2018, Teil I, Nr. 2, S. 99 - 114

[2.8] Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC), Guidance Document No.32 on Biota monitoring (the implementation of EQSbiota) under the water framework directive. Technical Report-2014-083. Office for Official Publications in the European Communities, Luxembourg.

[2.9] MULNV: Bewirtschaftungsplan 2022-2027 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas – Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, Dezember 2021, https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/bewirtschaftungsplan_nrw_2022-2027.pdf, Zugriff: 13. April 2022

Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter (ACP) sind in der OGewV, Anlage 7, für den sehr guten und guten ökologischen Zustand festgelegt. Sie dienen zur Unterstützung der Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten und sind gewässertypspezifisch definiert. Im Jahr 2020 wurde die Aussage „Unterstützung der Bewertung“ im Monitoring Leitfaden des LANUV konkretisiert, indem festgehalten wurde, dass bei einer Überschreitung einer ACP-Komponente nur der gute ökologische Zustand erreicht werden kann, auch wenn die biologischen Qualitätskomponenten einen sehr guten Zustand anzeigen sollten [2.4]. In Tabelle 2.5 sind die ACP gemeinsam mit den biologischen Qualitätsklassen für das Modul Saprobie des Makrozoobenthos für den guten Zustand dargestellt.

Gesetzlich nicht verbindliche Vorgaben

Der Leitfaden „Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW dient derzeit in NRW als Bewertungsgrundlage für die vom LANUV NRW untersuchten Parameter, die gesetzlich nicht verbindlich geregelt sind. Entsprechend dem Vorgehen des LANUV erfolgt im Ruhrgütebericht die Kennzeichnung für den sehr guten Zustand ($\leq$ halber Orientierungswert) mit blau, während grün eine gute Bewertung ($\leq$ Orientierungswert) bedeutet. Die Überschreitung des Orientierungswerts und der daraus folgende bestenfalls mäßige ökologische Zustand wird gelb gekennzeichnet. Bei Metallen beziehen sich die aufgeführten Anforderungen auf die filtrierte Wasserprobe. Davon abweichend wird im Ruhrgütebericht für Kupfer, Zink und Mangan die unfiltrierte Wasserprobe zur Bewertung herangezogen. Dies entspricht wiederum einem „worst case“ Ansatz,

Tabelle 2.2: Auszug aus Anlage 6 der OGewV, UQN zur Beurteilung von im Ruhreinzugsgebiet relevanten flussgebietsspezifischen Schadstoffen [2.3]

Table 2.2: Abstract from appendix 6 of the Surface Water Regulation (OGewV), EQS for the evaluation of the river basin-specific pollutants relevant in the Ruhr catchment area [2.3]

UQN für flussgebietsspezifische Schadstoffe	
Stoffname	JD-UQN in der Wasserphase $\mu\text{g/l}$
Chlortoluron	0,4
MCPA	2
Metazachlor	0,4
PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	0,0005 ²
Phenanthren	0,5
Selen ¹	3
Silber ¹	0,02
Thallium ¹	0,2

sehr gut	gut	mäßig
----------	-----	-------

¹ Die UQN bezieht sich auf die gelöste Phase einer Wasserprobe

² Nur soweit die Erhebung von Schwebstoff- oder Sedimentdaten nicht möglich ist.

Tabelle 2.3: Aktuelle sowie vorherige Grenzwerte von ausgewählten Stoffen der Anlage D4, Leitfaden „Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW [2.4]

Table 2.3: Latest and previous limit values of selected substances from the appendix D4, „Guidelines on monitoring surface waters“ of the State of North Rhine-Westphalia [2.4]

Gesetzlich nicht verbindliche Orientierungswerte		
Stoffname	Orientierungswert (Stand Mai 2019) $\mu\text{g/l}$	Orientierungswert (Stand August 2019) $\mu\text{g/l}$
Arsen	1	1,3
Barium	60	60
Beryllium	0,1	0,1
Bor	100	100
Chrom*	10	3,4
Kobalt	0,9	0,9
Kupfer*	4	1,1
Molybdän	7	7
Uran	2	0,44
Vanadium	2,4	2,4
Zink*	14	10,9
Pyren	0,0023	0,0023
Ibuprofen	0,01	0,01
Diclofenac	0,05	0,05
Erythromycin	0,2	0,2
Clarithromycin	0,1	0,1
Azithromycin	-	0,019
Sotalol	0,1	0,1
Iopamidol	0,1	0,1
Iopromid	0,1	0,1
Amidotrizoesäure	0,1	0,1
Metoprolol	7,3	8,6
EDTA	240	2200
Bisphenol A	0,1	0,1

sehr gut	gut	mäßig
----------	-----	-------

*zur Bewertung wird das 50. Perzentil herangezogen

da die Konzentration in der filtrierten Wasserprobe zumeist niedriger als in der unfiltrierten Probe ist. Mitte des Jahres 2019 hat das LANUV die Anlage D4 überarbeitet. Dabei wurden 80 Substanzen neu aufgenommen sowie bestehende Vorgaben für 14 Substanzen ent- und für 29 verschärft. Diese Änderungen führen dazu, dass aktuelle Auswertungen teilweise nicht mehr ohne weiteres mit zurückliegenden verglichen werden können, da unterschiedliche Bewertungskriterien verwendet wurden. Tabelle 2.3 listet die aktuellen sowie die vorher gültigen Grenzwerte für eine Auswahl der im Ruhreinzugsgebiet relevanten gesetzlich nicht geregelten Parameter der Anlage D4 auf. Die aufgeführten Parameter werden anhand der Jahresmittelwerte beurteilt. Zur Einstufung der Metalle Chrom, Kupfer und Zink werden die jeweiligen 50-Perzentile herangezogen.

Gesundheitliche Orientierungswerte (GOW) des Umweltbundesamts

Stoffe ohne vollständige humantoxikologische Bewertung werden auf Basis vorhandener Daten unter Ableitung eines gesundheitlichen Orientierungswerts (GOW) betrachtet. Die Unterschreitung dieser stoffspezifischen Vorsorgewerte zeigt einen unbedenklichen, lebenslangen Trinkwassergenuss für Menschen an. Abhängig vom Wirkmechanismus wird der Wert in einem Bereich von 0,01 bis 3,0 µg/l festgelegt. Der GOW wird so niedrig angesetzt, dass kein Anlass zur gesundheitlichen Besorgnis besteht [2.6]. In Tabelle 2.4 sind ausgewählte Substanzen mit ihren jeweiligen GOW dargestellt.

Biologische Qualitätskomponenten

Der ökologische Zustand eines Wasserkörpers bzw. an einer Probenahmestelle in einem Fließgewässer wird gemäß den Vorgaben der EG-WRRL und der OGewV maßgeblich anhand der biologischen Qualitätskomponenten „Makrozoobenthos“ (Wirbellosenfauna der Gewässersohle), „Makrophyten und Phytobenthos“ (Wasserpflanzen und Algen der Gewässersohle) und „Fischfauna“ sowie bei großen planktonführenden Strömen auch über die Qualitätskomponente „Phytoplankton“ bewertet. Die Bewertung erfolgt dabei jeweils im Vergleich zu der natürlichen, vom Menschen nicht oder nur sehr geringfügig beeinflussten Referenzsituation des jeweiligen Gewässertyps. Dieser Bewertungsansatz geht deutlich über die bis zum Jahr 2000 gebräuchliche Bewertung der saprobiellen Gewässergüte und der Strukturgüte hinaus. Zur differenzierten Bewertung der Gewässer aufgrund ihrer naturräumlichen und

morphologischen Unterschiede wurde für die Umsetzung der EG-WRRL eine Gewässertypologie mit Verbreitungskarte erstellt, in der z. B. die Unterschiede zwischen Gewässern im Mittelgebirge und im Tiefland berücksichtigt sind. Ebenso wurden für die biologischen Qualitätskomponenten spezielle Bewertungsverfahren entwickelt. Im Ruhrgütebericht wird ausschließlich die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos (MZB)“ dargestellt. Dies einerseits, weil MZB die bestuntersuchte Qualitätskomponente ist, andererseits aber auch, weil darüber die meisten Stressoren des ökologischen Zustands identifiziert und zugeordnet werden können. Für eine Bewertung anhand der anderen biologischen Qualitätskomponenten wird auf das ELWAS-WEB NRW verwiesen [2.10].

Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos (wirbellose Kleintiere der Gewässersohle), dies sind die im Gewässer und auf dem Gewässergrund lebenden Insektenlarven, Strudelwürmer, Krebstiere, Muscheln, Schnecken und weitere Organismen, spielt im Ökosystem eines Fließgewässers eine große Rolle, da es organisches Material als Futter aufnimmt und selbst als Nahrungsgrundlage u. a. für Fische dient. Das Auftreten oder Fehlen bestimmter Arten ermöglicht Aussagen zur saprobiologischen Wasserqualität (Saprobie), zum strukturellen Zustand (Allgemeine Degradation) und zur Versauerung eines Fließgewässers. Die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos spiegelt demnach nicht nur stoffliche Defizite wider, sondern auch Beeinträchtigungen der hydromorphologischen Bedingungen.

Für die Umsetzung der Anforderungen der EG-WRRL wurde im Auftrag der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) für die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos das multimetrische Verfahren PERLODES mit der Auswertungssoftware ASTERICS entwickelt [2.11].

In den Ruhrgüteberichten erfolgt seit dem Jahr 2007 die Darstellung der Bewertung des ökologischen Zustands an den untersuchten Probenahmestellen auf der Grundlage des PERLODES-Verfahrens unter Berücksichtigung der jeweiligen Software-Updates. Um jedoch eine maximale Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse zu gewährleisten, wurden beim Ruhrverband die Ergebnisse bis zum Jahr 2011 (Ende des 2. Operativen Monitoringzyklus nach EG-WRRL) mit der ASTERICS-Version 3.1.1 berechnet. Für den 3. Monitoringzyklus der Jahre 2012 bis 2014 erfolgte die Berechnung auf Basis der Version 3.3.1 (vgl. [2.12]). Im 4. Monitoringzyklus (2015 bis 2018) sowie in den Jahren 2019 und 2020 wurden die Auswertungen mit der ASTERICS-Version 4.0.4 durchgeführt. Seit dem Jahr 2021 wird mit der PERLODES-Version 5.0 gerechnet. Diese unterscheidet sich neben einigen technischen

Tabelle 2.4: Auszug aus der Tabelle der nach GOW bewerteten Stoffe [2.6]

Table 2.4: Abstract from the table of substances evaluated according to health-oriented values (HOW) [2.6]

Nach GOW bewertete Stoffe	
Stoffname	GOW µg/l
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	0,3
Amidotrizesäure	1,0
Azithromycin	0,3
Benzotriazol	3,0
Carbamazepin	0,3
Gabapentin	1,0
1H,1H,2H,2H-Perfluorooctansulfonsäure (H4PFOS)	0,1
Iopamidol	1,0
Metazachlor ESA	3,0
Metformin	1,0
Metolachlor ESA	3,0
Valsartansäure	0,3

[2.10] <https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/>, Zugriff: 13. April 2022

[2.11] www.fliessgewaesserbewertung.de, Zugriff: 12. April 2022

[2.12] Ruhrverband: Hydrobiologische Untersuchungen der Ruhr und ihrer Nebengewässer – Untersuchungen des Makrozoobenthos. In: Ruhrgütebericht, 2014, S. 44 – 57

Tabelle 2.5: Qualitätsklassen des Moduls Saprobie nach PERLODES für die im Ruhreinzugsgebiet vorkommenden Gewässertypen mit den zugehörigen allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten der OGewV, Anlage 7, Anforderungen an den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial

Table 2.5: Quality classes of the module saprobic index according to the evaluation system PERLODES and respective general physico-chemical quality elements from the German Surface Water Regulation (OGwEV), appendix 7, requirements on the good ecological status and the good ecological potential respectively, for all types of waters found in the Ruhr catchment area

Qualitätsklassen "Saprobie" [2.9]						Werte für allgemeine physikalisch-chemische Komponenten (ACP) für den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial [2.3]													
LAWA-Gewässertyp	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	Sommer Temp* (°C)	Winter Temp** (°C)	O ₂ (mg/l) MIN/a	Cl ⁻ (mg/l) Mittelwert	SO ₄ ²⁻ (mg/l) Mittelwert	pH-Wert MIN/a - MAX/a	Fe (mg/l) Mittelwert	P _{ges} (mg/l) Mittelwert	o-PO ₄ -P (mg/l) Mittelwert	NH ₄ -N (mg/l) Mittelwert	NH ₃ -N (µg/l) Mittelwert	NO ₂ -N (µg/l) Mittelwert	TOC (mg/l) Mittelwert	BSB ₅ *** (mg/l) Mittelwert
Typ 5 Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	≤ 1,45	>1,45 -2,00	>2,00 -2,65	>2,65 -3,35	>3,35	≤ 20 - ≤ 25	≤ 8 - ≤ 10	> 8	≤ 200	≤ 75	6,5 - 8,5	≤ 0,7	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 0,1	≤ 1	≤ 30	< 7	< 3
Typ 5.1 Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	≤ 1,60	>1,60 -2,10	>2,10 -2,75	>2,75 -3,35	>3,35	≤ 20 - ≤ 25	≤ 8 - ≤ 10	> 8	≤ 200	≤ 75	6,5 - 8,5	≤ 0,7	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 0,1	≤ 1	≤ 30	< 7	< 3
Typ 6 Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	≤ 1,70	>1,70 -2,20	>2,20 -2,80	>2,80 -3,40	>3,40	≤ 20 - ≤ 28	≤ 8 - ≤ 10	> 7	≤ 200	≤ 220	7,0 - 8,5	≤ 0,7	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 0,1	≤ 2	≤ 50	< 7	< 3
Typ 7 Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	≤ 1,60	>1,60 -2,10	>2,10 -2,75	>2,75 -3,35	>3,35	≤ 20 - ≤ 25	≤ 8 - ≤ 10	> 7	≤ 200	≤ 220	7,0 - 8,5	≤ 0,7	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 0,1	≤ 2	≤ 50	< 7	< 3
Typ 9 Silikatische, fein-bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	≤ 1,60	>1,60 -2,10	>2,10 -2,75	>2,75 -3,35	>3,35	≤ 20 - ≤ 25	≤ 8 - ≤ 10	> 7	≤ 200	≤ 75	7,0 - 8,5	≤ 0,7	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 0,1	≤ 1	≤ 30	< 7	< 3
Typ 9.1 Karbonatische, fein-bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	≤ 1,70	>1,70 -2,20	>2,20 -2,80	>2,80 -3,40	>3,40	≤ 20 - ≤ 28	≤ 8 - ≤ 10	> 7	≤ 200	≤ 220	7,0 - 8,5	≤ 0,7	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 0,1	≤ 2	≤ 50	< 7	< 3
Typ 9.2 Große Flüsse des Mittelgebirges	≤ 1,80	>1,80 -2,25	>2,25 -2,85	>2,85 -3,40	>3,40	≤ 21,5 - ≤ 28	≤ 10	> 7	≤ 200	≤ 220	7,0 - 8,5	≤ 0,7	≤ 0,10	≤ 0,07	≤ 0,1	≤ 2	≤ 50	< 7	< 3
Typ 19 Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern im Mittelgebirge	≤ 1,90	>1,90 -2,35	>2,35 -2,90	>2,90 -3,45	>3,45	≤ 20 - ≤ 25	≤ 10	> 7	≤ 200	≤ 220	7,0 - 8,5	≤ 0,7	≤ 0,15	≤ 0,10	≤ 0,1	≤ 2	≤ 50	< 7	< 3

* = Temperatur abhängig von der Ausprägung der Fischgemeinschaft, T_{max} Sommer (April bis November)

** = Temperatur abhängig von der Ausprägung der Fischgemeinschaft, T_{max} Winter (Dezember bis März)

*** = ohne Nitrifikationshemmung

Umstellungen in folgenden, möglicherweise bewertungsrelevanten Punkten von den vorangegangenen.

Nach Beschluss des zuständigen LAWA-Expertenkreises wird der Core-Metric Hyporhithral (Makrozoobenthos-Besiedler des unteren Gewässerabschnittes) nicht mehr zur Berechnung hinzugezogen. Mit Blick auf die unterschiedlichen Bewertungsansätze der Fließgewässertypologie wirkt sich dies potenziell nur auf die Bewertung von „grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbächen“ (Typ 05 Gewässern) aus.

Zudem wurden bislang zur Auswertung der Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ (MZB) immer sogenannte gefilterte Daten, d. h. Taxa, die auf ein bundesweit einhaltbares Mindestbestimmungsniveau zurückgesetzt wurden, verwendet. Dies hatte unter Umständen zur Folge, dass autökologische

Informationen nicht mit in die Bewertung eingingen. Da die Qualitätssicherung durch das Landesumweltamt dem Kooperationslabor über die vergangenen Jahre eine ausgezeichnete Determinationsleistung bestätigte, wurde entschieden, mit der Version PERLODES 5.0 im Kooperationslabor die originalen Taxalisten zu verwenden. Dadurch ist es möglich, viele bewertungsrelevante und ökologische Informationen in die Bewertung sowie Bewirtschaftung der Fließ- und Stillgewässer mit aufzunehmen.

Neben der Fortschreibung der Bewertungssoftware ASTERICS hatte das Land NRW im Jahr 2014 auch eine Überarbeitung der Karte der Gewässertypen umgesetzt [2.13]. Hierdurch änderten sich für einzelne Wasserkörper bzw. Probenahmestellen die Gewässertypzuordnung und damit der Referenzzustand als Vergleichsgröße zum gefundenen Ist-Zustand.

Diese Umstellungen wurden bei der Auswertung ab dem Jahr 2015 ebenfalls berücksichtigt.

Die EG-WRRL unterscheidet in ihrer Zieldefinition zwischen den natürlichen Wasserkörpern (NWB), die den „guten ökologischen Zustand“ erreichen sollen, sowie den künstlichen (AWB) und den erheblich veränderten Wasserkörpern (HMWB), in denen die menschliche Nutzung das Erreichen eines guten Zustands ohne weitgehende, signifikante Einschränkungen unmöglich macht. Für diese Wasserkörper ist der Zielzustand das „gute ökologische Potenzial“, d. h. ein Zustand, der unter Beibehaltung der relevanten Nutzung erreicht werden kann. Um für diese Gewässer ein Bewertungsverfahren zu entwickeln, das zu vergleichbaren Bewertungsergebnissen führt, wurden so genannte HMWB-Fallgruppen entwickelt, denen die Gewässer zuzuordnen sind. Aufbauend auf dem PERLODES-Verfahren wurde für jede HMWB-Fallgruppe ein Bewertungsmaßstab definiert, der als „höchstes ökologisches Potenzial“ das maximal Erreichbare bei der bestehenden Nutzung beschreibt. Im Vergleich zum ökologischen Zustand wurden in Abhängigkeit von der jeweiligen HMWB-Fallgruppe unterschiedlich stark abgesenkte Anforderungen entwickelt, die in der Software von ASTERICS ab der Version 4 implementiert sind.

Mit dieser Modifikation der Bewertungssoftware besteht nun die Möglichkeit, die Probenahmestellen in natürlichen Wasserkörpern nach ihrem ökologischen Zustand und solche in den HMWB nach ihrem ökologischen Potenzial zu bewerten. Die im Ruhreinzugsgebiet relevanten Fallgruppen sind in Tabelle 2.6 aufgeführt. Für die Bewertung der HMWB-Wasserkörper, die keiner HMWB-Fallgruppe zugeordnet werden können, sondern für die eine „Einzelfallbetrachtung“ (EFB) notwendig ist, hat das Land NRW ein Projekt initiiert, in dem die landesweite Vorgehensweise für alle HMWB-Einzelfallbetrachtungen festgelegt wurde. Mit Vorliegen des Abschlussberichts [2.14] ist die Vorgehensweise für das Ruhreinzugsgebiet mit dem Ruhrverband abgestimmt und zum Teil bereits in der Datenbank ELWAS WEB umgesetzt worden. Daher wurden für den aktu-

ellen Ruhrgütebericht die Monitoringstellen in HMWB mit Einzelfallbetrachtung in ihrem ökologischen Potenzial nach diesem neuen Verfahren bewertet. Somit können alle ab dem Jahr 2015 untersuchten Probenahmestellen in HMWB nach ihrem ökologischen Potenzial bewertet und kartographisch dargestellt werden. Für die Untersuchungen an Probenahmestellen in HMWB vor dem Jahr 2015 bleibt die Darstellung der Bewertungsklasse für den ökologischen Zustand zunächst erhalten. Sie wird aber zukünftig fortschreitend durch die Bewertungsklasse für das ökologische Potenzial ersetzt werden.

Mit den beiden Modulen Saprobie und Allgemeine Degradation und bei einigen Gewässertypen zusätzlich dem Modul Versauerung wird nach dem „worst case“ Prinzip der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial bestimmt.

Im Modul Saprobie werden die Auswirkungen organischer Verschmutzungen auf das Makrozoobenthos als Saprobienindex nach DIN 38410 berechnet und in einem weiteren Schritt gewässertypbezogen bewertet [2.15]. Eine Übersicht über die Qualitätsklassen des Moduls Saprobie mit den zugehörigen Werten für die allgemeinen physikalisch-chemischen Komponenten (ACP) der im Ruhreinzugsgebiet vorkommenden Gewässertypen ist in Tabelle 2.5 dargestellt. Die hier aufgeführten Werte dienen bei der Bewertung des ökologischen Zustands (ÖZ) bzw. des ökologischen Potenzials (ÖP) der Unterstützung der Zustandsermittlung zwischen den Klassengrenzen „gut“ und „mäßig“ [2.3].

Innerhalb des Moduls Allgemeine Degradation erfolgt die Berechnung mittels Core-Metrics, wie z. B. Artenzusammensetzung, Auftreten oder Fehlen bestimmter funktionaler Gruppen. Diese Core-Metrics unterscheiden sich sowohl nach vorliegendem Gewässertyp als auch danach, ob die Bewertung des ökologischen Zustands oder des ökologischen Potenzials durchgeführt wird. Eine Berücksichtigung der verminderten Anforderungen an das ökologische Potenzial findet im Modul Allgemeine Degradation innerhalb der Core-Metrics statt. Diese Einzelmetrics werden zu einem Gesamtwert – dem Multimetric Index – verrechnet, aus dem sich die Qualitätsklasse der Allgemeinen Degradation ergibt. Die zur Beurteilung dieses Moduls festgelegten Klassengrenzen des Multimetric Indexes sind in Tabelle 2.7 dargestellt. Sie gelten sowohl für den ökologischen Zustand als auch für das ökologische Potenzial.

Tabelle 2.6: Liste der im Ruhreinzugsgebiet relevanten HMWB-Fallgruppen, verändert aus [2.9]

Table 2.6: List of HMWB categories relevant in the Ruhr catchment area, revised from [2.9]

HMWB-Fallgruppe	Nutzung	Mittelgebirgsbäche	Mittelgebirgsflüsse
BmV	Bebauung und Hochwasserschutz mit Vorland	x	x
BoV	Bebauung und Hochwasserschutz ohne Vorland	x	x
LuH	Landentwässerung mit Hochwasserschutz	x	x
TsP	Talsperren	x	x
Wkr	Wasserkraft	-	x

[2.13] LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen): Fließgewässertypenkarten Nordrhein-Westfalens - LANUV-Arbeitsblatt Nr. 25, Recklinghausen, 2015: S. 1-102 + 2 Karten

[2.14] Planungsbüro Koenzen: Ableitung des ökologischen Potenzials für erheblich veränderte Fließgewässer (HMWB) mit der Fallgruppe „Einzelfallbetrachtung“ -Einzelfallbetrachtung in NRW- Stand 14.07.2020

[2.15] DIN 38410: 2004: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern, Berlin: Beuth-Verlag GmbH

Tabelle 2.7: Qualitätsklassen des Moduls Allgemeine Degradation nach PERLODES [2.9]

Table 2.7: Quality classes of the module general degradation according to the evaluation system PERLODES [2.9]

Multimetrischer Index	Qualitätsklasse
1,00 - 0,81	sehr gut
0,80 - 0,61	gut
0,60 - 0,41	mäßig
0,40 - 0,21	unbefriedigend
0,20 - 0,00	schlecht

Im Modul Versauerung wird der Säurezustand entsprechend dem Vorkommen der säureempfindlichsten Taxa bestimmt. Dies ist im Ruhreinzugsgebiet nur für die versauerungsgefährdeten Gewässertypen 5 und 5.1 relevant.

Im Rahmen des Ruhrverbands spezifischen Programms „Integrale Entwässerungsplanung“ (IEP) liegen Probenahmestellen auch in kleinen Gewässern (Einzugsgebiet < 10 km², daher nach EG-WRRL nicht berichtspflichtig), die sich hydromorphologisch als HMWB darstellen. Für diese Gewässer findet keine Unterteilung in Wasserkörper und damit auch keine Einstufung als NWB, AW oder HMWB inkl. Fallgruppen statt. Diese Probenahmestellen werden nach dem „worst case“ Prinzip weiterhin als NWB nach dem ökologischen Zustand bewertet und damit ggfs. mit schärferen Anforderungen belegt.

3 Physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr

Zur Überprüfung der Qualität der Oberflächengewässer im Ruhreinzugsgebiet werden zahlreiche physikalisch-chemische und biologische Untersuchungen durchgeführt. Die Untersuchungsprogramme werden auf der Grundlage von geltenden internationalen Vorgaben, wie z. B. der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) [3.1], nationalen Gesetzen und Verordnungen (siehe Kapitel 2) sowie speziellen Güteanforderungen, z. B. der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR), konzipiert. Zur Beantwortung aktueller Fragestellungen, wie z. B. der Relevanz von Spurenstoffen (siehe Kapitel 7), erfolgt regelmäßig eine entsprechende Anpassung der Messprogramme.

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Untersuchungen der Ruhr an der Probenahmestelle in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“), noch oberhalb des Baldeneysees, dargestellt, die seit über 90 Jahren dreimal wöchentlich auf eine Vielzahl von Parametern untersucht wird. Darüber hinaus werden die Nährstoffkonzentrationen und die organische Belastung an sechs Probenahmestellen der Ruhr erläutert. Dieses Untersuchungsprogramm mit wöchentlicher Probenahme existiert seit dem Jahr 1965, als der Einfluss der gereinigten kommunalen Abwässer auf die Belastung der Fließgewässer mit Nähr- und vor allem Zehrstoffen noch eine größere Rolle spielte. Ab dem Jahr 2017 wurde dieses Programm in das der Ruhrlängsuntersuchungen integriert. Diese monatlichen Untersuchungen an zwölf Messstellen von der Ruhrquelle bis zur Mündung in den Rhein und an einer Probenahmestelle an der Lennemündung geben die Möglichkeit, repräsentative Aussagen über räumliche und zeitliche Aspekte der Wasserbeschaffenheit zu treffen.

In die Erkenntnisse der routinemäßigen Probenahmeprogramme fließen die Ergebnisse der Gewässerüberwachungsstationen an der Ruhr ein. Diese wurden in letzten Jahren hinsichtlich Ausstattung und Datenübertragung an den aktuellen Stand der Technik angepasst. Die online verfügbaren Daten werden auch zur Beurteilung kurzfristiger Veränderungen bei den physikalisch-chemischen Verhältnissen wie z. B. der Sauerstoffkonzentration herangezogen. In der Vegetationsperiode können diese vor allem in und unterhalb von Stauhaltungen zum Teil erheblichen Schwankungen unterliegen, wenn sauerstoffproduzierende (Photosynthese) und -verbrauchende Vorgänge (Atmung, Biomasseabbau) die Sauerstoffkonzentration, den pH-Wert und sonstige Parameter beeinflussen.

Die Ergebnisse der oben genannten Untersuchungsprogramme beziehen sich auf das Abflussjahr 2021 (1. November 2020 bis 31. Oktober 2021) und werden in den ersten drei Abschnitten des Kapitels beschrieben. Die Bewertungen der einzelnen Parameter nach den Vorgaben der aktuellen Oberflächengewässerverordnung (OGewV) [3.2] sowie der Anlage D4 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW [3.3] [3.4] und ggf. der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) [3.5] erfolgen zusammenfassend am Ende dieses Kapitels und beziehen sich gemäß den Vorgaben auf das Kalenderjahr 2021.

Die nach den Vereinbarungen mit der AWWR und in Zusammenarbeit mit dem Hygieneinstitut des Ruhrgebiets zusätzlichen quartalsweise durchgeführten „AWWR-Ruhrlängsuntersuchungen“ berücksichtigen in erster Linie die Entnahmestellen von Rohwasser zur Trinkwassergewinnung. Die Ergebnisse werden im Berichtsteil der AWWR vorgestellt (siehe Kapitel 21).

Ergebnisse der Messstelle Ruhr bei Essen-Rellinghausen und der Gewässerüberwachungsstationen

Die relevanten statistischen Kenngrößen der „klassischen“ Parameter an der intensiv untersuchten Probenahmestelle in Essen-Rellinghausen sind für das Abflussjahr 2021 in den Tabellen 3.1 und 3.2 zusammengefasst. Bild 3.1 zeigt für ausgewählte Parameter die Ganglinien und die Summenhäufigkeiten

- [3.1] Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpollitik. In: Amtsblatt der Europäischen Union, 2013, L 226, S. 1 - 17
- [3.2] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV). In: Bundesgesetzblatt, 2016, Teil I, Nr. 28, S. 1373 - 1443
- [3.3] Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (Hrsg.): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, <https://www.flussgebiete.nrw.de/node/7423>, Zugriff 1. April 2022
- [3.4] <https://www.flussgebiete.nrw.de/monitoringleitfaden-oberflaechen-gewaesser-anhang-d4-7724>, Zugriff 1. April 2022
- [3.5] Verordnung zur Neuordnung trinkwasserrechtlicher Vorschriften (TrinkwV). In: Bundesgesetzblatt, 2018, Teil I, Nr. 2, S. 99 - 114

Tabelle 3.1: Monats-, Halbjahres- und Jahres-Mittelwerte verschiedener Kenngrößen der Ruhr bei Essen-Rellinghausen, Probenahmestelle "Zornige Ameise", Abflussjahr 2021

Table 3.1: Monthly, biannual and annual averages of several parameters for the Ruhr at Essen-Rellinghausen, sampling point "Zornige Ameise", water year 2021

	Abfluss am Pegel Hattingen	Wasser- tempe- ratur	pH- Wert (Me- dian)	Elektr. Leit- fähig- keit	Abfiltr. Stoffe	Abfiltr. Stoffe Glüh- rück- stand	Sauerstoff Gehalt	Sätti- gungs- index	BSB ₅	Chem. Sauer- stoff- bedarf CSB	TOC	DOC	Absorp- tions- koeffi- zient 254 nm	Ammo- nium- Stick- stoff	Nitrat- Stick- stoff	Gesamt- Phos- phor	o-Phos- phat- Phos- phor
	m³/s	°C		µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	%	gesamt mg/l	gesamt mg/l	mg/l	mg/l	m ⁻¹	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
November 2020	21,0	10,1	7,8	540	2,2	1,1	10,4	93	1,1	10,6	4,3	3,1	6,6	0,04	2,5	0,09	0,06
Dezember 2020	33,8	6,9	7,8	578	0,7	0,4	11,3	93	1,1	9,6	3,2	2,5	6,0	0,04	2,7	0,08	0,05
Januar 2021	87,6	5,4	7,9	424	7,1	5,1	12,3	97	1,8	10,2	3,3	2,4	5,0	0,08	3,5	0,09	0,05
Februar 2021	100	5,8	7,9	399	8,0	6,0	12,4	99	1,5	8,7	3,1	2,0	5,5	0,10	3,7	0,08	0,04
März 2021	57,8	8,3	8,1	434	3,5	2,3	11,9	102	1,7	8,8	2,7	2,1	4,6	0,04	3,1	0,06	0,02
April 2021	49,3	10,5	8,4	425	5,4	2,9	11,6	104	2,7	11,1	4,1	2,6	5,5	0,03	2,5	0,05	0,01
Mai 2021	41,8	13,9	7,9	477	9,1	5,0	10,6	103	3,7	13,2	5,7	3,2	6,1	0,06	2,2	0,09	0,03
Juni 2021	35,5	20,8	7,9	457	6,1	4,1	8,7	97	1,3	11,9	4,0	3,2	7,3	0,08	2,1	0,11	0,06
Juli 2021	140	18,6	7,9	378	18,3	13,1	9,0	96	1,8	14,7	4,5	3,1	7,3	0,07	2,5	0,10	0,04
August 2021	42,2	18,2	8,0	457	3,4	1,5	9,3	99	1,4	11,4	3,4	2,7	5,9	0,04	2,0	0,05	0,02
September 2021	33,9	17,2	8,0	462	1,8	0,8	9,2	96	1,1	9,4	3,4	2,8	6,3	0,05	2,3	0,07	0,04
Oktober 2021	26,9	12,7	7,9	534	1,1	0,6	10,1	95	1,0	10,8	3,1	2,6	6,7	0,04	2,5	0,08	0,04
Winterhalbjahr	57,9	8,0	7,9	465	4,4	3,0	11,6	98	1,7	9,8	3,4	2,5	5,5	0,05	3,0	0,07	0,03
Sommerhalbjahr	53,6	16,8	8,0	461	6,7	4,4	9,5	98	1,7	11,8	4,0	2,9	6,6	0,05	2,3	0,08	0,04
Abflussjahr 2021	55,7	12,7	7,9	463	5,6	3,8	10,5	98	1,7	10,8	3,7	2,7	6,1	0,05	2,6	0,08	0,04
Kalenderjahr 2021	60,0	12,7	7,9	450	5,9	3,8	10,6	98	1,7	10,6	3,7	2,7	6,0	0,05	2,6	0,08	0,04
Abflussjahr 2020	60,0	13,5	7,9	467	5,5	3,9	10,1	95	1,5	9,8	3,9	2,9	6,2	0,05	2,3	0,08	0,04

Tabelle 3.2: Monats- und Halbjahres-Mittelwerte verschiedener Kenngrößen der Ruhr bei Essen-Rellinghausen, Probenahmestelle "Zornige Ameise", Abflussjahr 2021

Table 3.2: Monthly and biannual averages of several parameters for the Ruhr at Essen-Rellinghausen, sampling point "Zornige Ameise", water year 2021

	Chlorid	Sulfat	Fluorid	Bromid	Blei gesamt	Cadmium gesamt	Nickel gesamt	Chrom gesamt	Kupfer gesamt	Zink gesamt	Eisen gesamt	Mangan gesamt	AOX	EDTA	Borat- Bor	Chloro- phyll-a
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l
November 2020	67	39	0,09	0,12	0,43	0,04	2,0	< 0,3	2,4	9	0,11	26	6	3,1	0,08	< 1
Dezember 2020	78	42	0,09	0,11	0,31	0,04	2,2	< 0,3	2,0	11	0,10	22	< 4	3,8	0,08	
Januar 2021	57	32	0,08	0,06	1,3	0,06	2,2	0,8	2,8	21	0,34	47	7	2,7	0,04	
Februar 2021	49	32	0,09	< 0,05	1,3	0,06	2,2	0,8	2,6	24	0,38	49	7	1,3	0,03	
März 2021	48	37	0,08	0,07	0,59	0,04	1,9	< 0,4	2,0	15	0,16	38	6	2,1	0,04	7
April 2021	48	35	0,08	0,06	0,62	0,05	1,9	0,9	2,4	12	0,15	39	8	1,7	0,04	24
Mai 2021	55	38	0,09	0,08	0,73	0,04	2,2	0,6	2,9	13	0,19	65	7	2,6	0,07	52
Juni 2021	52	34	0,10	0,07	0,88	0,09	2,3	0,7	3,6	13	0,48	56	7	2,7	0,06	3
Juli 2021	35	32	0,10	< 0,04	2,8	0,15	3,4	1,6	5,0	23	0,87	108	6	1,8	0,05	7
August 2021	50	36	0,10	0,07	0,63	0,08	1,7	< 0,4	2,7	6	0,13	41	6	1,8	0,07	9
September 2021	49	36	0,09	0,08	0,52	0,04	1,7	< 0,4	2,9	6	0,12	29	6	2,8	0,06	2
Oktober 2021	61	40	0,10	0,09	0,34	0,04	1,9	< 0,3	2,9	7	0,06	23	8	2,9	0,08	1
Winterhalbjahr	57	36	0,09	0,08	0,76	0,05	2,0	0,6	2,4	15	0,21	37	6	2,4	0,05	14
Sommerhalbjahr	50	36	0,10	0,07	0,98	0,07	2,2	0,7	3,3	11	0,31	54	7	2,4	0,06	12
Abflussjahr 2021	53	36	0,09	0,07	0,88	0,06	2,1	0,6	2,9	13	0,26	47	7	2,4	0,06	13
Kalenderjahr 2021	50	35	0,09	0,07	0,92	0,06	2,1	0,6	2,6	14	0,27	49	7	2,3	0,05	13
Abflussjahr 2020	55	37	0,09	0,07	1,1	0,06	2,3	0,6	3,1	16	0,26	45	7	2,3	0,06	9

als Unterschreitungsdauerlinie. Durch den Schnittpunkt der senkrechten blauen Linien mit der Dauerlinie werden die 10-, 50- und 90-Perzentile markiert. Die waagerechte Linie repräsentiert das arithmetische Mittel (MW) des Abflussjahres für die entsprechenden Kenngrößen.

Neben den in Essen-Rellinghausen gemessenen Kenngrößen fließen in die Bewertung auch die Ergebnisse der Gewässergüte-Überwachungsstationen zwischen Echthausen und Duisburg ein. Deren Lage im Längsverlauf der Ruhr ist in Bild 3.2 dargestellt. Diese Gewässergüte-Überwachungsstationen werden vom Ruhrverband, vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV), von der Bezirksregierung Arnsberg sowie von der Westfälischen Wasser- und Umweltanalytik GmbH (WWU) zum Teil gemeinsam betrieben (siehe Tabelle 3.3). Weiterhin beteiligt sich die AWWR an den Betriebskosten der Gewässergüte-Überwachungsstation Hattingen. Die jeweilige Ausstattung dieser Stationen ist ebenfalls Tabelle 3.3 zu entnehmen.

Im Berichtszeitraum betrug der mittlere Abfluss am Pegel Hattingen 55,3 m³/s. Das Abflussjahr 2021 zeichnete sich durch wechselhaftes Wetter aus. Die Niederschlagsmenge war trotz des Juli-Unwetters im Jahresmittel nicht überdurchschnittlich

und verteilte sich auf einen wechselhaften Winter, einen eher niederschlagsreichen Sommer und einen normalen bis trockenen Herbst. Bemerkenswert ist, dass die Niederschlagsmengen im Winter- und im Sommerhalbjahr 2021 vergleichbar waren. Das ist ungewöhnlich, da die Niederschlagsmenge in der Regel im Winter deutlich höher ist als im Sommer. Das außergewöhnliche Starkregenereignis (Bild 3.3) im Juli spiegelt sich als Peak im Abfluss der Ruhr am Pegel Hattingen wider (Jahresmaximum der Tagesmittelwerte am 15. Juli 2021: 1.010 m³/s). Der mittlere Abfluss im Juli 2021 ist dabei zwar überdurchschnittlich hoch, aber mit einem Wert von 140 m³/s noch innerhalb der langjährigen Schwankungsbreite. Im Vergleich zu den trockenen Sommern der Jahre 2018 bis 2020 war der durchschnittliche Abfluss im Sommerhalbjahr wieder höher.

Nach den auffällig warmen Jahren 2018 bis 2020 ist die mittlere Wassertemperatur im Jahr 2021 (12,7 °C) wieder auf das Niveau der Jahre vor 2018 gesunken. Die höchsten Wassertemperaturen wurden im Juni gemessen (Jahresmaximum am 18. Juni 2021: 24,4 °C). Ab Juli wurden nur noch selten Wassertemperaturen oberhalb von 20 °C registriert. Ungewöhnlich niedrig war die Wassertemperatur zur Zeit der kalten Phase im Februar (Jahresminimum am 12. Februar 2021: 1,1 °C).

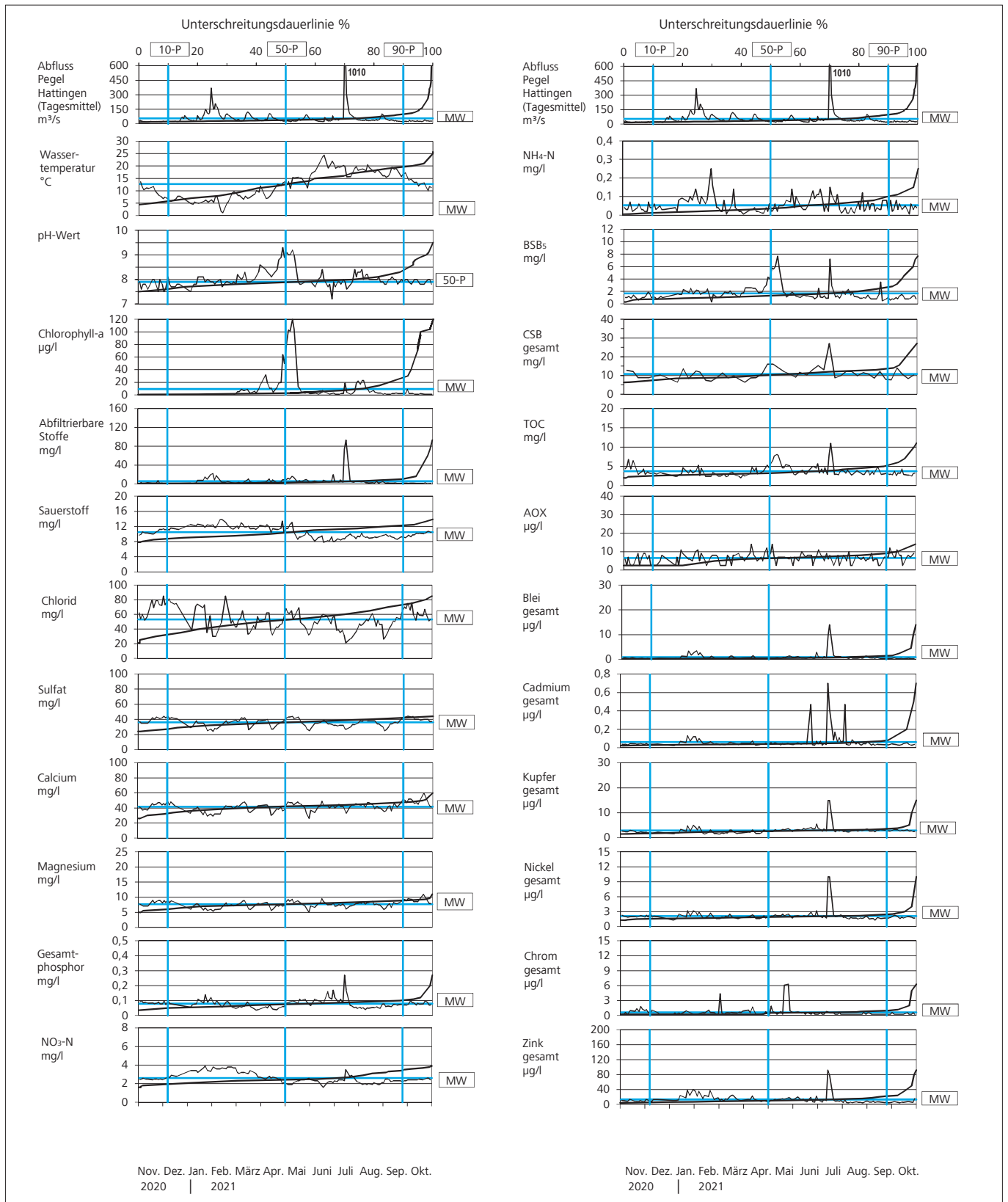


Bild 3.1: Ganglinien und Unterschreitungsdauerlinien verschiedener Kenngrößen, Ruhr bei Essen-Rellinghausen im Abflussjahr 2021
 Fig. 3.1: Time-variation curves and curves showing the durations below limit for selected parameters, Ruhr at Essen-Rellinghausen in the water year 2021

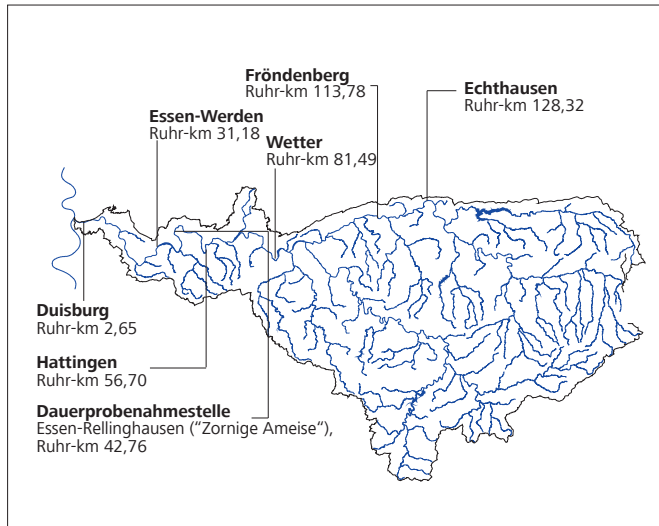


Bild 3.2: Lage der Gewässerüberwachungsstationen an der Ruhr
Fig. 3.2: Location of water quality monitoring stations along the Ruhr

Die Ganglinie für den **pH-Wert** im Jahr 2021 zeigt den typischen Anstieg im Frühjahr, der durch den Verbrauch von Kohlenstoffdioxid für die Photosynthese während des Phytoplanktonwachstums hervorgerufen wird. Das Maximum trat mit pH 9,2 am 10. Mai 2021 auf. Ab Mitte Mai sank der pH-Wert wieder zügig ab und lag bis Ende des Jahres meistens nicht höher als 8,0. Mitte Juni sowie Ende Juli und im August wurden davon abweichend Werte zwischen pH 8,0 und 8,5 gemessen. Einen ähnlichen Verlauf zeigte die **Chlorophyll-a**-Konzentration als ein Maß der Primärproduktion im Jahr 2021. Die Werte stiegen im Frühjahr an und zeigten einen deutlichen Peak im Mai. Das Jahresmaximum (120 µg/l am 10. Mai 2021) war vergleichsweise hoch, lag aber noch innerhalb der langjährigen Schwankungsbreite. Wie der pH-Wert sank auch die Chlorophyll-a-Konzentration Mitte Mai innerhalb kurzer Zeit ab und verblieb bis Ende des Jahres weitestgehend unterhalb von 10 µg/l. Ausnahme war auch hier der zwischenzeitliche Anstieg Ende Juli und Anfang August, als das Phytoplanktonwachstum offenbar wieder zunahm. Außerdem war ein kurzer Anstieg nach dem Unwetter Mitte Juli zu beobachten, der möglicherweise durch einen kurzzeitigen Transport von Phytoplankton aus den flussaufwärts gelegenen Stauseen verursacht wurde. Die Werte blieben bei diesen Sommerpeaks allerdings unterhalb von 25 µg/l. Die detaillierte Beschreibung der Chlorophyllgehalte und der Auswirkungen biologischer Prozesse auf die Verhältnisse in der Ruhr bleibt dem Kapitel 5 vorbehalten.

Die Konzentrationen der **Abfiltrierbaren Stoffe** sowie der hier nicht dargestellten **Trübung** erhöhen sich in der Regel nennenswert, sobald der Abfluss steigt. Dies geschieht aufgrund der Mobilisierung von Partikeln, zum Beispiel vom Uferbereich oder aus dem Sediment. Die zwei deutlichsten Anstiege traten im Jahr 2021 in den Zeiträumen Ende Januar bis Anfang Februar und während des Hochwassers Mitte Juli auf. Am

16. Juli 2021, zwei Tage nach dem Unwetter, wurde auch das Jahresmaximum von 93 mg/l festgestellt. Die Gehalte der Abfiltrierbaren Stoffe waren außerdem im Mai trotz gleichmäßig niedrigem Abfluss angestiegen, was auf das in dieser Zeit starke Phytoplanktonwachstum zurückzuführen war. Abgesehen von Mitte Juli 2021 blieben die Werte für die Abfiltrierbaren Stoffe weitestgehend unter 20 mg/l.

Sauerstoffhaushalt

Durch die seit Anfang dieses Jahrhunderts stark zurückgegangene planktische Primärproduktion in der Ruhr, als Chlorophyll-a-Spitzenwerte von 250 µg/l die Regel waren, haben sich die trophischen Folgen der Photosynthese sowie des mikrobiellen Abbaus und der Atmung für den Sauerstoffhaushalt deutlich reduziert (siehe Kapitel 5). Sowohl hohe Übersätti-

Tabelle 3.3: Einrichtungen der Gewässer-Überwachungsstationen an der Ruhr

Table 3.3: Facilities at the water quality monitoring stations along the Ruhr

	Echthausen WWU	Fröndenberg LANUV / WWU	Wetter LANUV	Hattingen RV / LANUV	Essen-Werden, Baldeneysee Auslauf, RV	Duisburg RV
Physikalisch- chemische Kenngrößen						
Wassertemperatur	x	x	x	x	x	x
pH-Wert	x	x	x	x	x	x
Redox-Potenzial			x			
Sauerstoffgehalt	x	x	x	x	x	x
Elektrische Leitfähigkeit	x	x	x	x	x	x
Trübung	x	x	x	x	x	
Sonstige						
Chlorophyll-a (in vivo Fluoreszenz)			x	x	x	
Lufttemperatur			x			
Solarstrahlung			x		x	
Biomonitore						
Daphnientest		x				
Probenahmeeinrichtungen						
Sammelprobenahme-Einrichtungen		x	x	x	x	x
Selbstentleerende Probenahme Einrichtungen			x	x	x	
Schwebstoffgewinnung			x	x		
Datenerfassung/- übertragung						
Messwertspeicher		x	x	x	x	x
Datenfernübertragung		x	x	x	x	x



Bild 3.3: Ruhr bei Essen Rellinghausen („Zornige Ameise“), 2021
Fig. 3.3: Ruhr at Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) 2021

gungen im Ruhrwasser als auch für die aquatische Fauna lebensbedrohliche Sauerstoffmangelsituationen, die noch Anfang der 2000er Jahre die Belüftung der Ruhr erforderlich machten, gehören heutzutage der Vergangenheit an.

Die prozentuale Verteilung der Sauerstoffwerte im Abflussjahr 2021 in der unteren Ruhr an den Gewässergüte-Überwachungsstationen Hattingen, Essen-Werden und Duisburg sowie an der Probenahmestelle in Essen-Rellinghausen ist in

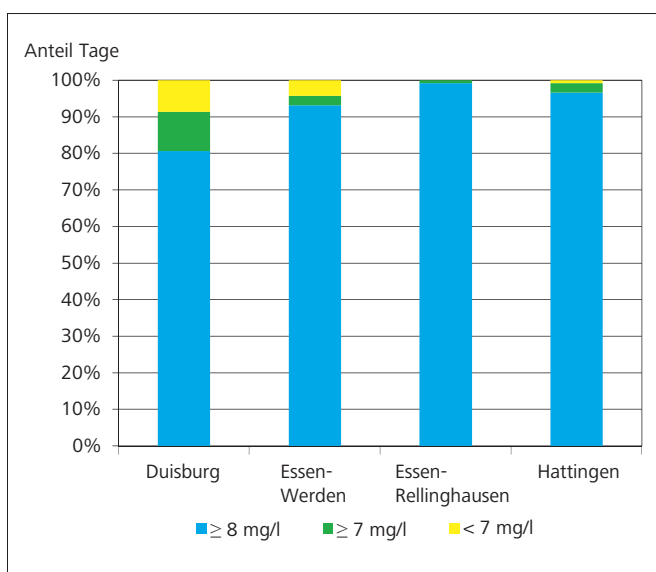


Bild 3.4: Zeitliche Verteilung der Sauerstoffgehalte in der unteren Ruhr, Abflussjahr 2021
Fig. 3.4: Temporal distribution of oxygen levels in the lower Ruhr, water year 2021

Bild 3.4 dargestellt. Da die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser mit steigender Wassertemperatur abnimmt, verlaufen die Ganglinien für Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentration beinahe gegenläufig. In der Regel schwanken die Sauerstoffkonzentrationen im Herbst um die 10 bis 11 mg/l, im Winter und zum Teil im Frühjahr (bis April / Mai) um die 12 bis 13 mg/l und im Sommer um die 8 bis 9 mg/l. Die Ganglinie für die Sauerstoffkonzentration im Jahr 2021 zeigt diesen typischen Jahresverlauf (Bild 3.1). Die mittleren Sauerstoff-Sättigungsindizes lagen in den Frühlingsmonaten März, April und Mai 2021 bei knapp über 100 %, was auf vermehrte Primärproduktion (Photosynthese durch Phytoplankton und Wasserpflanzen) zurückzuführen ist.

Mineralische Inhaltsstoffe

Das Abflussgeschehen in der Ruhr wirkt sich auf die Konzentrationen der mineralischen Inhaltsstoffe aus. Steigende Abflüsse, die in der Regel durch vermehrt mitgeführtes salzarmes Niederschlagswasser hervorgerufen werden, gehen häufig mit sinkendem Mineraliengehalt in der Ruhr einher. In niederschlags- und abflussarmen Zeiten dagegen steigen die Konzentrationen. Dies erkennt man zum Beispiel an den Ganglinien der häufigsten Anionen **Chlorid** und - weniger ausgeprägt - **Sulfat**. Im Jahr 2021 schwankte die Chloridkonzentration zwischen 21 und 85 mg/l und die Sulfatkonzentration zwischen 24 und 44 mg/l. Die Jahresmittelwerte von 53 und 36 mg/l (Tab. 3.2) liegen innerhalb der langjährigen Mittels. Die Jahresmittelwerte der beiden Anionen **Fluorid** und **Bromid** (Tab. 3.2) lagen wie auch in den Vorjahren bei 0,09 bzw. 0,07 mg/l.

Auch die Konzentrationen der Erdalkalimetallkationen **Calcium** und **Magnesium** (nicht tabellarisch dargestellt) werden durch das Abflussgeschehen beeinflusst. Die Jahresdurchschnitte von 42 mg/l Calcium und 7,7 mg/l Magnesium liegen im oberen Bereich der langjährigen Schwankungsbreite. Mit einem mittleren **Härtegrad** von 1,4 mmol/l ist das Wasser wie seit vielen Jahren als „weich“ einzustufen.

Als Leitparameter der Ionenkonzentrationen zeigt die elektrische Leitfähigkeit (nicht grafisch dargestellt) eine zu den mineralischen Inhaltsstoffen analoge Korrelation mit dem Abflussgeschehen. Ihre Werte schwankten im Jahr 2021 zwischen 272 und 629 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Nährstoffe

Die Intensität der Primärproduktion in Gewässern wird weitestgehend durch die Verfügbarkeit der beiden Nährstoffe Stickstoff und Phosphor bestimmt. In den letzten Jahrzehnten sind die Konzentrationen dieser beiden Stoffe in der Ruhr deutlich zurückgegangen. Dies wurde vor allem durch den weiteren Ausbau bzw. die betriebliche Optimierung der Kläranlagen mit einer verbesserten Phosphor- und Stickstoffelimination erreicht.

Der Jahresmittelwert für **Gesamt-Phosphor (TP)** betrug an der Messstelle Essen-Rellinghausen im Jahr 2021 wie im Vorjahr wieder 0,08 mg/l. Im Vergleich zu den Durchschnittskonzentrationen, die noch bis Ende der 1990er Jahre bei etwa 0,14 µg/l lagen, bedeutet das eine Abnahme von 40 % dieses Nährstoffs in der Ruhr. Insgesamt lagen nur 15 % der Phosphorkonzentrationen über 0,1 mg/l TP. Diese kurzzeitigen, bei erhöhten Abflüssen vorhandenen Konzentrationsanstiege, wie z. B. das Maximum während des Juli-Hochwassers, spielen in der Jahresbilanz aber eine untergeordnete Rolle.

Die mittlere Konzentration von **ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO₄-P**, nicht grafisch dargestellt) betrug im Abflussjahr 2021 lediglich 0,04 mg/l, was dem Wert des Vorjahres entspricht (Tab 3.1). Die Konzentration dieses direkt verfügbaren Pflanzennährstoffs nimmt während der Wachstumsphase im Frühjahr stetig ab und weist gegen Ende des Frühjahrsmaximums der Algenentwicklung besonders niedrige Werte auf, die zum Teil unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Der mittlere **Nitrat-Stickstoffgehalt (NO₃-N)** entsprach mit 2,6 mg/l etwa dem langjährigen Mittel von 2,5 mg/l. Während im Winter unter anderem aufgrund der durch die niedrigen Wassertemperaturen verminderten Denitrifikation fast alle Werte oberhalb des Mittelwerts von 2,6 mg/l NO₃-N lagen, traten im restlichen Jahr kaum Konzentrationen oberhalb dieses Wertes auf. Eine Ausnahme war die kurze Konzentrationspitze zur Zeit des Juli-Hochwassers.

Das niedrige Konzentrationsniveau für **Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)** der letzten Jahre wurde mit einem mittleren Gehalt von 0,05 mg/l auch im Abflussjahr 2021 bestätigt. Das Maximum von 0,25 mg/l NH₄-N trat am 17. Februar 2021 nach einer Zeit höherer Abflüsse auf. Auch wenn die Ammoniumwerte insgesamt sehr unauffällig waren, traten vereinzelt hohe Ammoniak-Stickstoff-Konzentrationen auf. Die höchsten Ammoniak-Konzentrationen (nicht grafisch dargestellt) wurden zwischen Ende April und Mitte Mai gemessen. Diese wurden jedoch nicht durch hohe Ammonium-Stickstoffwerte hervorgerufen, sondern waren die Folge hoher pH-Werte während der Zeiten mit einer hohen Phytoplanktondichte. Das Maximum des Jahres 2021 am 12. Mai wurde z. B. mit 11 µg/l NH₃-N bei einer niedrigen Ammonium-Stickstoff-Konzentration von 0,05 mg/l, aber bei einem erhöhten pH-Wert von 9,0 und einer noch niedrigen Wassertemperatur von 15,2 °C gemessen. Diese bekannte, natürliche Situation tritt jedes Jahr im Frühjahr auf und kann unter Umständen zum Verenden geschwächerter Fische führen, welches landläufig als „Fronleichnamsfischsterben“ bezeichnet wird. Auch der Fischlaich reagiert empfindlich auf hohe Ammoniak-Konzentrationen. Höhere Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen in der zweiten Maihälfte wirkten sich dagegen nicht auf die Ammoniak-Konzentrationen aus. Insgesamt sind in der Ruhr bei Essen mit mittleren Gehalten von 1,5 µg/l NH₃-N unkritische Verhältnisse vorhanden.

Organische Summenparameter

Zur Beurteilung des Wassers der Ruhr hinsichtlich der organischen Belastung werden mehrere Summenparameter herangezogen. Dazu gehören der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB₅), die chemische Oxidierbarkeit mittels Kaliumdichromat als Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), der organisch gebundene Kohlenstoff (TOC), der spektrale Absorptionskoeffizient (SAK) bei 254 nm und die adsorbierbaren organisch gebundenen Halogene (AOX).

In den Herbst- und Wintermonaten blieb der **BSB₅** auf dem Niveau des Jahresmittelwerts von 1,7 mg/l und überstieg nur selten 2 mg/l. In den Frühjahrs- und Sommermonaten hingegen waren auch im Vergleich zum Vorjahr mehr Schwankungen zu verzeichnen. Die Ganglinie zeigt zum Beispiel hohe Konzentrationen von Ende April bis Mitte Mai (Maximum am 10. Mai 2021: 7,7 mg/l), die zeitlich mit dem Frühjahrsmaximum der Phytoplanktonpopulation zusammenfallen. Ein weiterer Peak ist zur Zeit des Juli-Hochwassers zu erkennen. Der starke Abflussanstieg führte zu Remobilisierungsprozessen und erhöhten Einträgen von biochemisch abbaubaren Materialien aus den ufernahen Bereichen. Insgesamt liegt der Mittelwert für das Abflussjahr 2021 innerhalb der langjährigen Schwankungsbreite.

Einen ähnlichen Verlauf zeigen die Ganglinien von **CSB** und **TOC**. Auch die Spitzenwerte für den CSB von 27,1 mg/l und den TOC von 7,9 mg/l wurden beim Abflussanstieg Mitte Juli 2021 gemessen. Während des Frühjahrsmaximums der Phytoplanktonpopulation stiegen die Werte nur leicht an. Ansonsten bewegten sich die Konzentrationen um die Jahresmittelwerte (CSB: 10,8 mg/l, TOC: 3,7 mg/l), die am oberen Rand der langjährigen Schwankungsbreite liegen.

Viele der verschiedenen organischen Halogenverbindungen, die durch die Einleitung gereinigter kommunaler Abwässer und über diffuse Quellen in die Fließgewässer gelangen, werden durch den Summenparameter AOX erfasst. Während der letzten drei Jahrzehnte sind die mittleren AOX-Gehalte in der Ruhr zurück gegangen. Im Abflussjahr 2021 bewegten sich die AOX-Werte in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen zwischen < 5 und 14 µg/l. Der Mittelwert erreichte mit 7 µg/l den gleichen niedrigen Wert wie in den Vorjahren.

Schwermetalle

Schwermetallbelastungen der Gewässer haben unterschiedliche Ursachen wie Auswaschungen, Abtrag natürlich vorkommender Gesteine und Böden oder Einleitungen behandelter industrieller und kommunaler Abwässer. Inzwischen liegen die Schwermetallkonzentrationen in der Ruhr seit vielen Jahren auf einem sehr niedrigen Niveau. Im Folgenden wird über die prioritären Stoffe Blei und Nickel sowie das prioritär gefährliche Cadmium berichtet. Weiterhin wurden die unfiltrierten Proben auf Chrom, Kupfer und Zink sowie auf den prioritär gefährlichen Stoff Quecksilber (nicht grafisch dargestellt) analysiert.

Die **Bleikonzentrationen** sind stark vom Abflussgeschehen abhängig. So trat der Spitzenwert mit 14 µg/l in der unfiltrierten Probe während des Juli-Hochwassers auf. Die Durchschnittswerte von 0,88 µg/l Pb_{ges.} und 0,14 µg/l Pb_{filtr.} in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen lagen auf dem Niveau der Vorjahre.

Auch die **Cadmiumkonzentrationen** zeigten die zu erwartende Abflussabhängigkeit. Wie beim Blei wurde das Maximum (0,7 µg/l Cd_{ges.} am 14. Juli 2021) während des Juli-Hochwassers erreicht. Zusätzlich zeigt die Cd_{ges.}-Ganglinie eine Konzentrationsspitze Ende Juni 2021. Dieser Peak trat bei einem moderaten Abflussanstieg auf, der nach einer mehrtägigen Niedrigwasserphase stattfand. Der Peak Anfang August ist durch das Abflussgeschehen jedoch nicht erklärbar. Die Höchstkonzentration für den gelösten Anteil wurde am 16. Juli 2021 mit 0,47 µg/l Cd_{filtr.} gemessen. Über das Abflussjahr 2021 gesehen betrug der Mittelwert für Cd_{ges.} 0,06 µg/l und für Cd_{filtr.} 0,04 µg/l, was dem Niveau der letzten Jahre entspricht.

Kupfer gelangt über sehr unterschiedliche Pfade in die Gewässer. Für die Kupferbelastung der Ruhr sind gewerblich-industrielle Emissionen ebenso zu betrachten wie Einträge z. B. aus Kupferleitungen über häusliche Abwässer. Im Berichtszeitraum erreichte der Kupfergehalt mit einem Durchschnittswert von 2,9 µg/l den niedrigsten Wert der letzten 15 Jahre. Der zugehörige Hintergrundwert beträgt in diesem Gewässerabschnitt 2,8 µg/l für den Gesamtgehalt von Kupfer. Bis auf die beiden bei hohen Abflüssen gemessenen leicht erhöhten Werte Ende Januar/Anfang Februar und Mitte Juli (Maximum am 14. und 16. Juli 2021: 15 µg/l) blieben die Konzentrationen von Cu_{ges.} auf einem niedrigen Niveau. Das unterstreicht nochmals die starke Mobilisierung oder den Eintrag von Feststoffen aufgrund hoher Abflüsse in der Ruhr.

Die Belastung der Ruhr mit **Nickel** wird im Wesentlichen durch Emissionen aus metallbe- und verarbeitenden Betrieben beeinflusst. Wie bei den übrigen Schwermetallen traten auch für Ni_{ges.} aufgrund von Sedimentremobilisierungen die Auffälligkeiten sowohl bei den abflussreichen Verhältnissen Ende Januar/Anfang Februar, hier allerdings nur leicht erhöht, und vor allem im Juli 2021 auf. Das Maximum für die filtrierte Probe lag bei 10 µg/l (14. und 16. Juli 2021). Die Durchschnittswerte befanden sich mit 2,1 µg/l Ni_{ges.} und 1,7 µg/l Ni_{filtr.} auf dem niedrigsten Niveau der bisherigen Untersuchungen an dieser Probenahmestelle.

Der **Chromgehalt** spielt in der Ruhr seit vielen Jahren keine große Rolle mehr. Der Durchschnittswert betrug 0,6 µg/l und war somit vergleichbar mit den niedrigen Werten aus den letzten vier Abflussjahren.

Quecksilber (nicht graphisch dargestellt) ist im Einzugsgebiet der Ruhr in der Wasserphase ohne Bedeutung. Unter Nichtberücksichtigung des außergewöhnlichen Hochwassers wurde die höchste Konzentration von 0,01 µg/l Ende Januar 2021,

als auch ein Abflussanstieg registriert wurde, gemessen. Kurz nach dem Juli-Hochwasser wurde am 16. Juli 2021 eine Quecksilberkonzentration von 0,029 µg/l gemessen, die immer noch einen niedrigen Wert darstellt. Bereits bei der nächsten Untersuchung eine Woche später konnte Quecksilber in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen nicht mehr nachgewiesen werden. Abgesehen von wenigen Ausnahmen lagen die Quecksilberwerte unterhalb der sehr niedrigen Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l.

Zink ist von Natur aus nur in geringen Konzentrationen im Wasser enthalten. Der größte Teil gelangt durch anthropogene Verunreinigungen in die Gewässer. So kann das Metall aus verzinkten Rohren und Regenrinnen herausgelöst werden. In der Ruhr spielen allerdings vor allem geogene Belastungen aus Grubenwässern des ehemaligen Erzabbaus im Oberlauf der Ruhr eine wichtige Rolle. Auch bei Zink traten erhöhte Gehalte in den abflussreichen Perioden auf, die auf Sedimentremobilisierungsprozesse zurückzuführen sind. So zeigte die Ganglinie für Zink vor allem Ende Januar bis Mitte Februar sowie Mitte Juli während des Hochwassers Auffälligkeiten. Der Maximalwert wurde am 14. Juli 2021 mit 92 µg/l erreicht. Die Durchschnittskonzentration lag mit 13 µg/l wie in den Vorjahren auf einem niedrigen Niveau.

Ergebnisse der wöchentlichen Ruhruntersuchungen

Das Bild 3.5 zeigt die Summenhäufigkeitskurven der Untersuchungsergebnisse relevanter Parameter für die organische Belastung (CSB) und die Nährstoffbelastung (NH₄-N, TP) an den sechs Probenahmestellen an der Ruhr von Arnsberg-Wildshausen bis Duisburg-Aakerfähre für die vier Dekaden von 1970 bis 2010 und für das aktuelle Abflussjahr. Es ist offensichtlich, dass sich die in den 1970er Jahren merkliche Belastung der Ruhr deutlich vermindert hat. Das Jahr 2021 war nach drei der wärmsten und abflussärmsten Jahre mit langen Niedrigwasserphasen bis auf das Juli-Hochwasser wieder ein „normales“ Abflussjahr. Trotzdem führte dies kaum zu Änderungen in den gemessenen Konzentrationen. Spitzenwerte wurden vor allem bei Abflussanstiegen ab Mitte Dezember 2020 nach einer dreimonatigen Niedrigwasserperiode und natürlich bei dem extremen Hochwasser Mitte Juli 2021 erreicht, die mit bis zu 27 mg/l beim CSB deutlich höher als im Abflussjahr 2020 waren. Die Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff haben sich in der Ruhr in den letzten Jahren auf einem niedrigen Niveau stabilisiert. Lediglich vereinzelte Spitzenwerte wurden im Februar 2021, der durch erhebliche Abflussschwankungen geprägt war, gemessen. Die im letzten Abflussjahr niedrigen Phosphorgehalte waren trotz der geänderten Abflusssituation auch im Abflussjahr 2021 zu beobachten. Am Nährstoff Phosphor zeigt sich der Erfolg von zielgerichteten Maßnahmen wie vor allem der fortlaufenden Optimierung von Kläranlagen, aber auch einem bedarfsgerechten Düngemiteleinsatz.

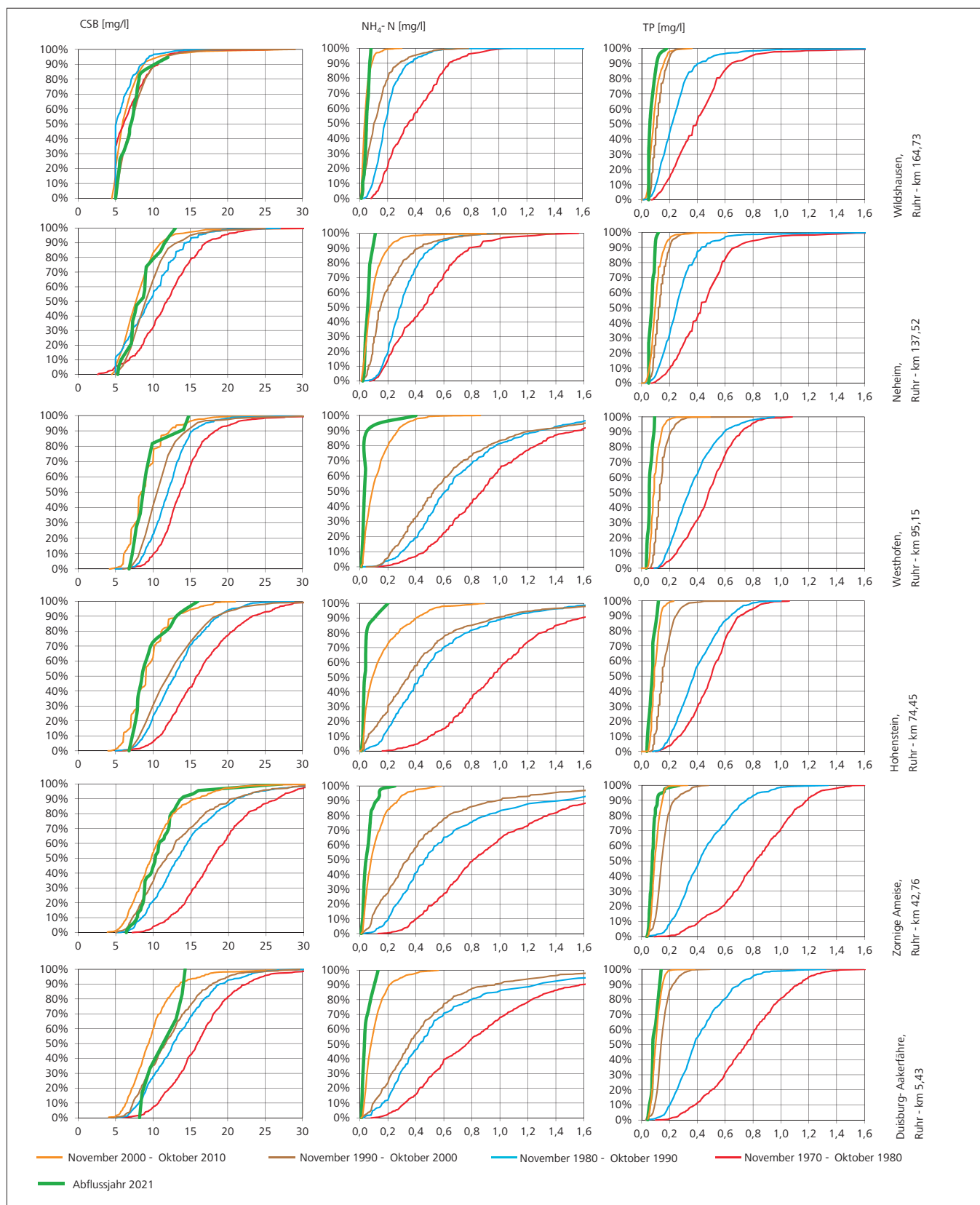


Bild 3.5: Ruhrwasserbeschaffenheit nach den Ergebnissen der wöchentlichen Ruhruntersuchung, dargestellt als Summenhäufigkeiten für unterschiedliche Perioden

Fig. 3.5: Ruhr water condition according to the results of weekly examinations, shown as cumulative frequencies for different periods

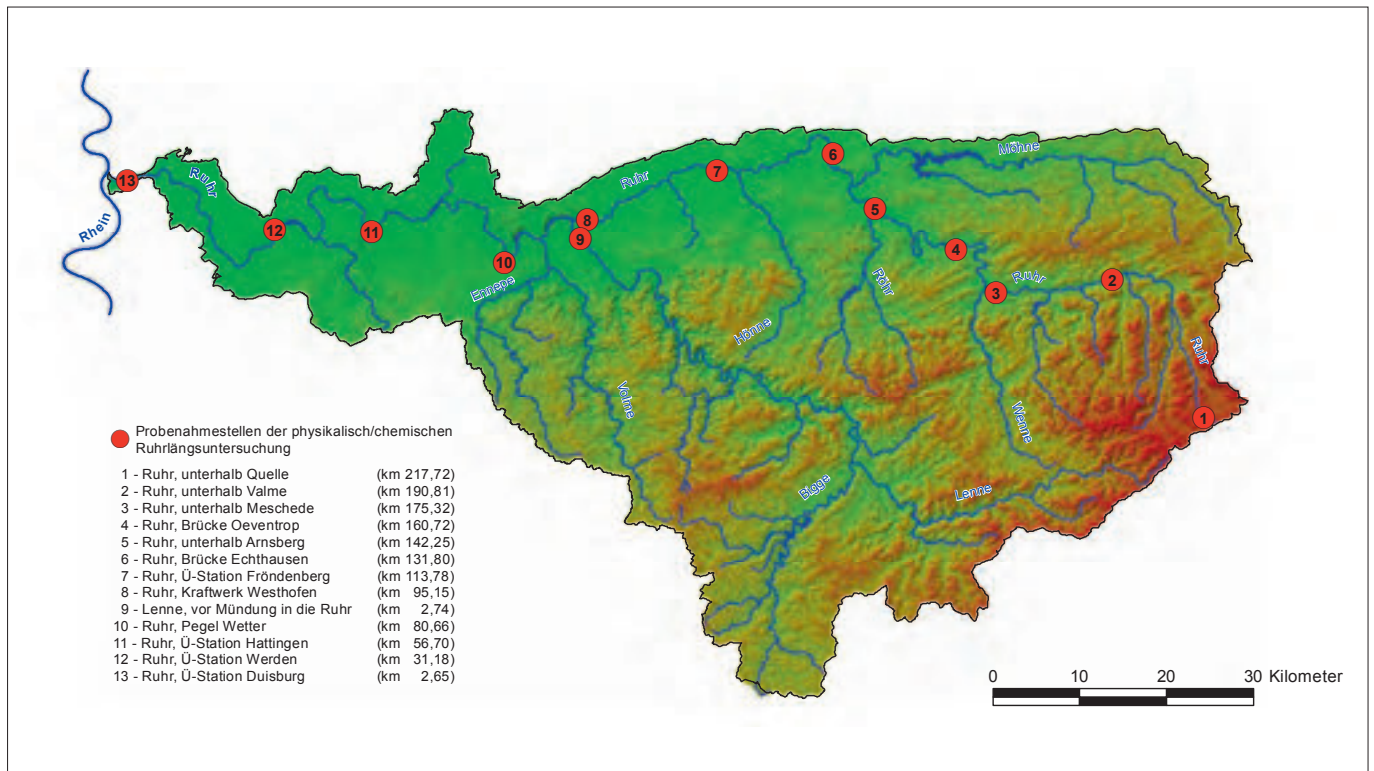


Bild 3.6: Geografische Lage der zwölf Probenahmestellen der Ruhrlängsuntersuchungen
 Fig. 3.6: Location of the 12 sampling points for quality monitoring along the Ruhr
 Quelle/Source: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2008

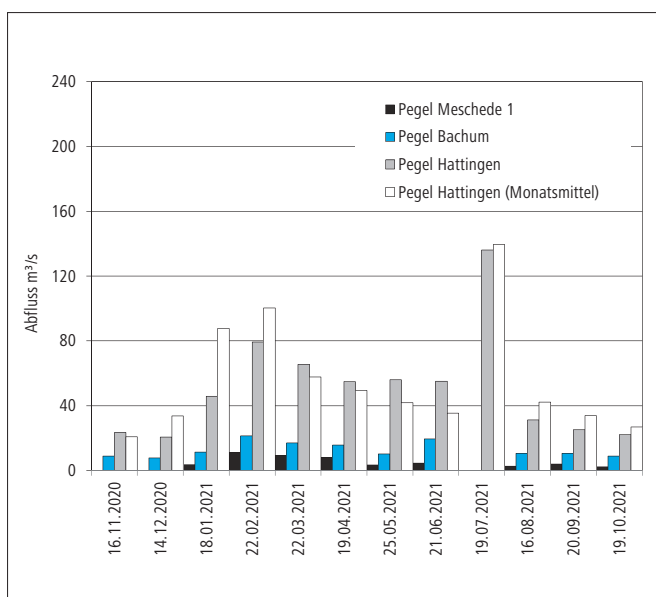


Bild 3.7: Abflüsse an den Pegeln Meschede 1, Bachum und Hattingen an den Probenahmestellen des Abflussjahres 2021 (Tagesmittelwerte)
 Fig. 3.7: Ruhr runoff at the gauging stations Meschede, Bachum and Hattingen at the sampling points of 2021 (daily means)

Ergebnisse der physikalisch-chemischen Ruhrlängsuntersuchungen

Die geographische Lage der zwölf Probenahmestellen für die Ruhrlängsuntersuchungen ist in Bild 3.6 dargestellt. Die ersten fünf Probenahmeorte befinden sich zwischen der Ruhrquelle und der Mündung der Möhne. Drei weitere Messstellen liegen auf der Strecke von der Möhнемündung bis zur Wehranlage des Harkortsees. Im Abschnitt bis zur Mündung in den Rhein befinden sich die restlichen vier Probenahmestellen. Zudem wird seit dem Jahr 2017 zusätzlich die Lenne vor Mündung in die Ruhr untersucht. Die Flusskilometerangaben basieren auf der 3. Auflage der Gewässerstationierung des LANUV [3.6].

Die wechselhaften Niederschläge im Winter des Abflussjahres 2021 spiegeln sich in Bild 3.7 wider, in dem die u. a. durch Niederschläge beeinflussten **Abflüsse** an den Ruhrpegeln Meschede 1, Bachum und Hattingen dargestellt sind. Es sind so-

[3.6] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV): Gewässerstationierungskarte des Landes Nordrhein-Westfalen (GSK3B, 3. Auflage, 31. Juli 2006). Quelle (Karte): Land NRW (2019) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung – Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

wohl die Tagesmittelwerte an den zwölf Untersuchungsterminen als auch die Monatsmittelwerte am Pegel Hattingen dargestellt. Die Abflüsse der einzelnen Wintermonate unterschieden sich zum Teil deutlich voneinander. Im Januar und Februar war ein ausgeprägter Unterschied zwischen den Tages- und Monatsmittelwerten vorhanden, was ebenfalls auf das wechselhafte Wetter zu zurückzuführen ist. Die vergleichsweise hohen Niederschläge im Sommer führten zu ungewöhnlich hohen Abflüssen. Das Juli-Hochwasser spiegelt sich sowohl im Tagesmittelwert für den 19. Juli 2021 als auch im Monatsmittelwert wider. An den Pegeln Meschede 1 und Bachum konnte am 19. Juli wegen der extremen Abflüsse nicht gemessen werden.

In Bild 3.8 sind die statistischen Daten der untersuchten Kenngrößen für das Abflussjahr 2021 und die Abflussjahre 2002 bis 2020 im so genannten „Box-Whisker-Diagramm“ dargestellt. Die grau hinterlegte Fläche entspricht den 10- und 90-Perzentilen, die rote Linie den arithmetischen Mittelwerten (pH-Wert als Median) der langjährigen Betrachtung. Die Minima und Maxima für das Jahr 2021 entsprechen den Endpunkten der Linien. Die grauen Säulen repräsentieren den Bereich zwischen den 10- und 90-Perzentilen des Jahres 2021. Das arithmetische Mittel des Berichtsjahrs wird durch den schwarzen Punkt abgebildet.

Allgemeine physikalisch-chemische Kenngrößen

Die Mittelwerte der **Wassertemperatur** zeigen für das Jahr 2021 ähnliche Trends wie für das Jahr 2020. Erkennbar ist zum Beispiel der Einfluss des kühleren Wassers vom Auslauf der Möhnetalsperre, das kurz vor der Probenahmestelle Brücke Echthausen über die Möhne in die Ruhr fließt. An der Probenahmestelle Pegel Wetter, die unterhalb der Ruhrstauseen Hengstey und Harkort liegt, ist ein Temperaturanstieg zu verzeichnen, der durch die längere Aufenthaltszeit in den Stauseen und die damit einhergehende Erwärmung des Wassers hervorgerufen wird. Im Gegensatz zum vorigen Berichtszeitraum lag die durchschnittliche Wassertemperatur in der Ruhr für das Jahr 2021 jedoch nicht oberhalb, sondern unterhalb oder im Bereich der jeweiligen langjährigen Mittelwerte.

Die Bereiche, welche die 10- und 90-Perzentile der **pH-Werte** des Jahres 2021 repräsentieren, lagen innerhalb oder unterhalb der langjährigen Schwankungsbreite (Ausnahme: Überwachungs-Station Duisburg). Maxima des pH-Werts, die aus dem langjährigen Schwankungsbereich herausragen, kamen an vier Probenahmestellen vor und waren fast immer auf Zeiten erhöhter Primärproduktion zurückzuführen.

Sauerstoffhaushalt

Die mittlere Sauerstoffkonzentration lag an den meisten Messstellen auf dem Niveau der langjährigen Betrachtung (Jahre 2002 bis 2020). Typischerweise sinkt im Sommer die Sauerstoffkonzentration an der Probenahmestelle in Echthausen durch die Vermischung mit dem sauerstoffärmeren Tiefenwas-

ser aus der Möhnetalsperre. An jeder Probenahmestelle wurde der Konzentrationsbereich der langjährigen Betrachtung mindestens einmal, zum Teil deutlich, unterschritten. Grund dafür waren die größtenteils im Juni aufgetretenen Minima, die auf die sauerstoffzehrende Mineralisierung der zuvor gebildeten Biomasse zurückzuführen sind. Insgesamt zeigte die Ruhr hinsichtlich der Sauerstoffverhältnisse keine Auffälligkeiten.

Mineralische Inhaltsstoffe

Der Parameter **elektrische Leitfähigkeit** ist ein Leitparameter der Ionenkonzentrationen und zeigt deshalb häufig ähnliche Trends wie die einzelnen mineralischen Inhaltsstoffe. Typischerweise nimmt die elektrische Leitfähigkeit in der Ruhr aufgrund anthropogener und geogener Einflüsse von der Quelle bis zur Mündung zu. Durch die Zuflüsse der ionenärmeren Lenne und Volme nimmt sie an der Probenahmestelle Pegel Wetter ab. Danach steigt die elektrische Leitfähigkeit vor allem durch die Aufnahme der Grubenwässer der ehemaligen Bergwerke „Robert Müser“ und „Friedlicher Nachbar“ wieder an, was sich an der Probenahmestelle Überwachungsstation Hattingen bemerkbar macht.

Im oberen und mittleren Teil der Ruhr bis zur Probenahmestelle Kraftwerk Westhofen wurden zwischen November 2020 und Januar 2021 oft überdurchschnittliche Leitfähigkeiten gemessen. Dies spiegelt sich in den Mittelwerten und in den Bereichen, welche die 10- und 90-Perzentile repräsentieren, wider. Zu Beginn des Abflussjahrs im November 2020 könnten dies zum Beispiel die langandauernden Niedrigwasserverhältnisse hervorgerufen haben.

Die wesentlichen mineralischen Bestandteile des Ruhrwassers sind die Kationen Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium sowie die Anionen Chlorid, Sulfat, Nitrat und Hydrogencarbonat.

Die Gehalte sowohl von **Sulfat** als auch von **Chlorid** zeigen ähnliche Trends wie die elektrische Leitfähigkeit. Überdurchschnittliche mittlere Konzentrationen im oberen und mittleren Teil der Ruhr bis zur Probenahmestelle Kraftwerk Westhofen waren allerdings nur bei Chlorid feststellbar. In den Monaten November 2020 bis Januar 2021 wurden für diesen Parameter in der gesamten Ruhr überdurchschnittliche Konzentrationen gemessen, welche möglicherweise sowohl auf die zwischenzeitlichen Niedrigwasserverhältnisse als auch den Streusalzeinsatz zurückzuführen waren. Ab Pegel Wetter lagen die Chlorid-Mittelwerte für das Jahr 2021 nur leicht über dem langjährigen Mittel. Die Sulfat-Mittelwerte bewegten sich im oberen und mittleren Ruhrverlauf in der Nähe des langjährigen Mittels und waren im unteren Teil des Flusses unterdurchschnittlich.

Die durchschnittlichen Konzentrationen der Anionen **Fluorid** und **Bromid** sowie der Kationen **Calcium**, **Magnesium**, **Natrium** und **Kalium** (alle nicht grafisch dargestellt) waren unauffällig und bewegten sich in der Schwankungsbreite der Vorjahre.

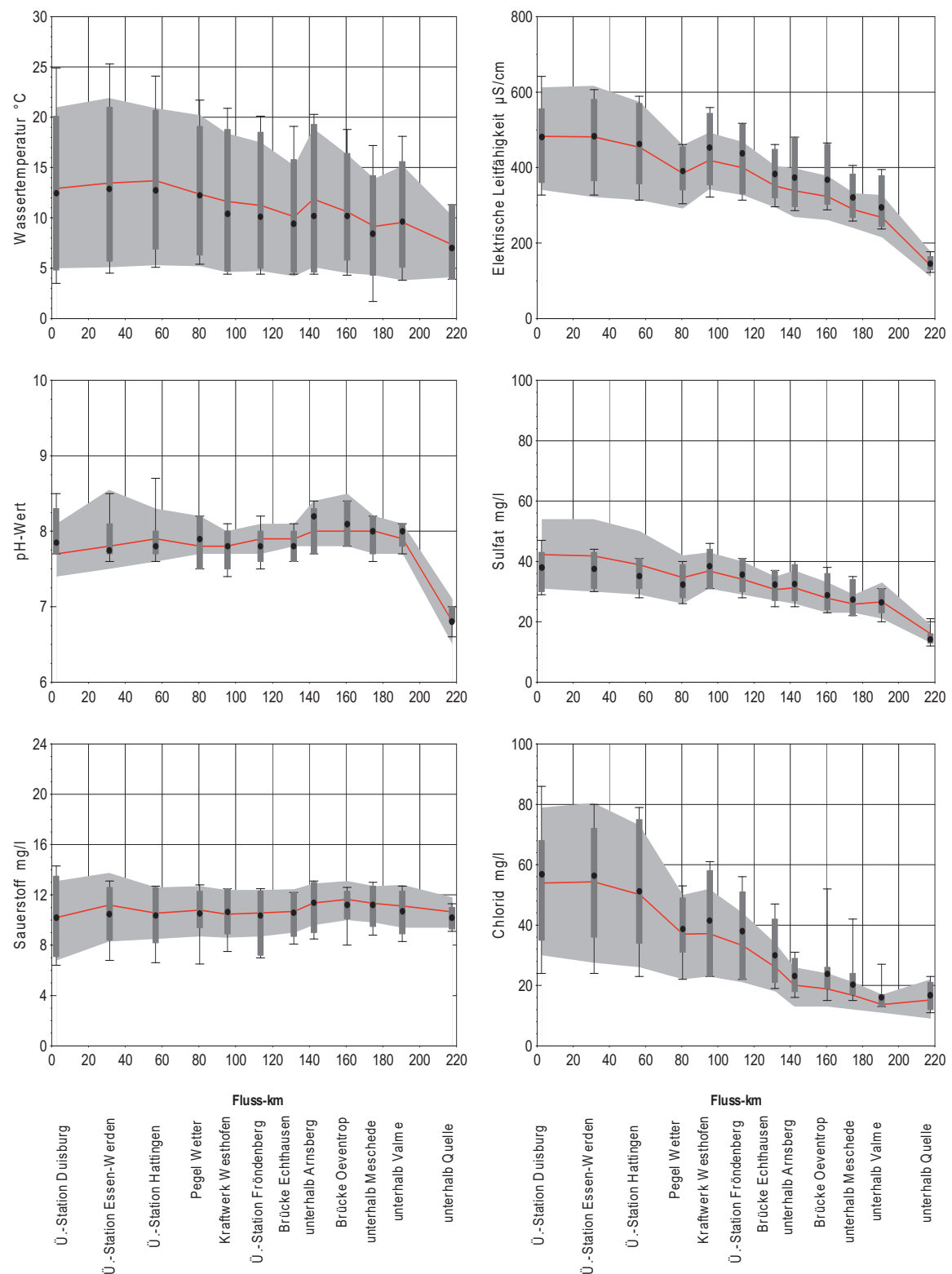


Bild 3.8: Ruhrlängsuntersuchungen im Abflussjahr 2021, statistische Daten ausgewählter Kenngrößen
 Fig. 3.8: Examinations along the Ruhr during the runoff year 2021, statistical data of selected parameters

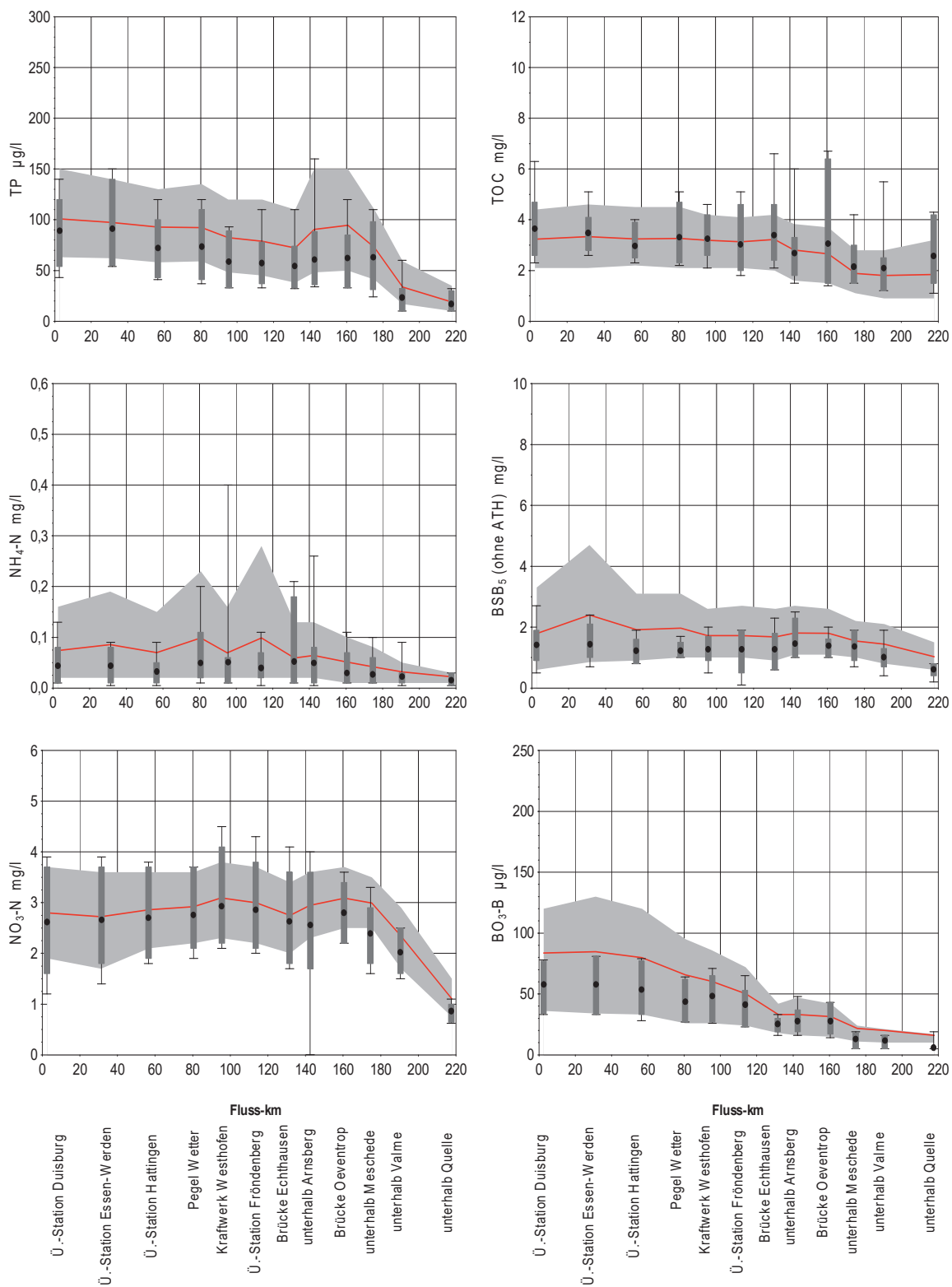


Bild 3.8: Ruhrlängsuntersuchungen im Abflussjahr 2021, statistische Daten ausgewählter Kenngrößen
 Fig. 3.8: Examinations along the Ruhr during the runoff year 2021, statistical data of selected parameters

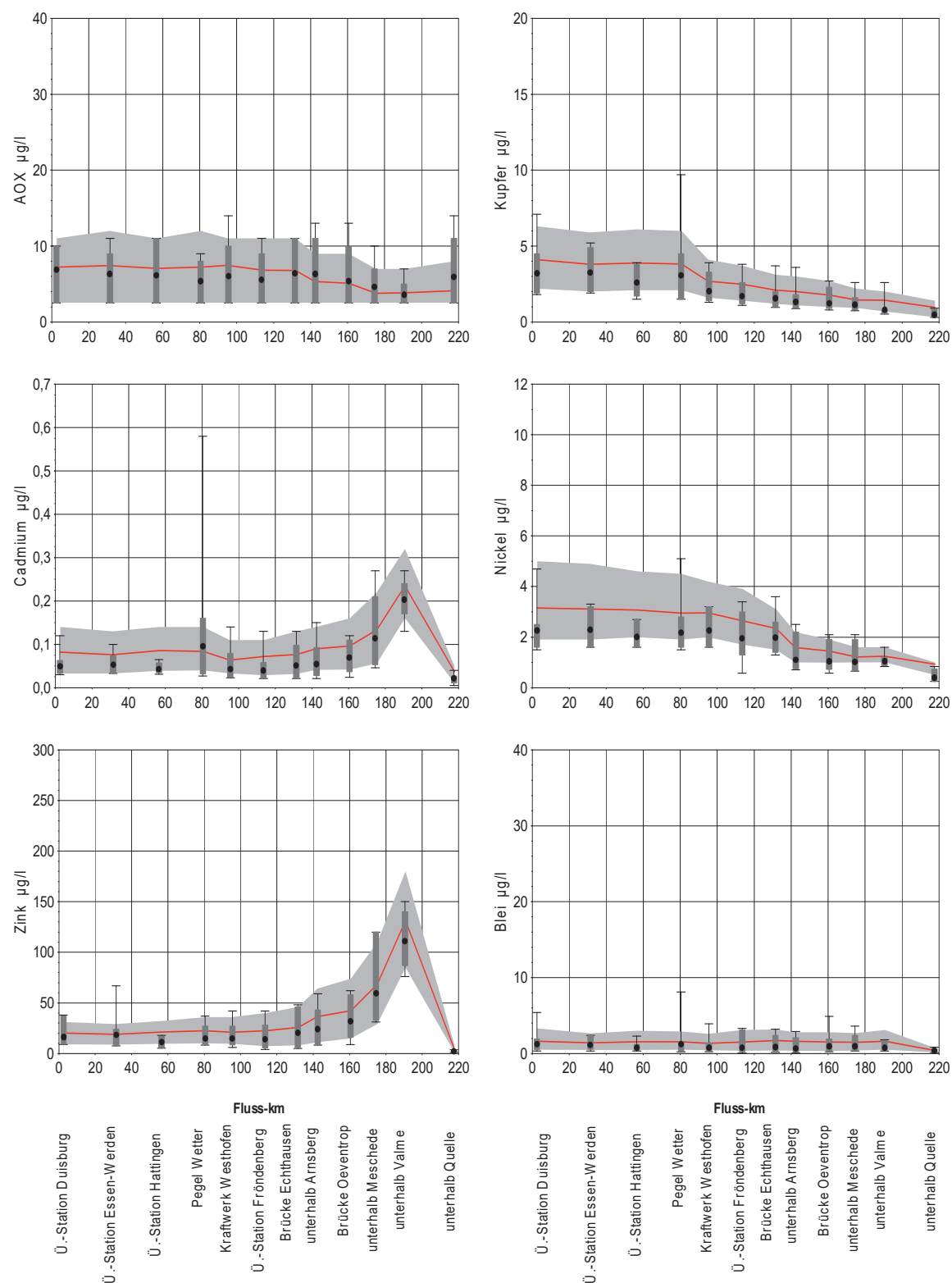


Bild 3.8: Ruhrlängsuntersuchungen im Abflussjahr 2021, statistische Daten ausgewählter Kenngrößen
 Fig. 3.8: Examinations along the Ruhr during the runoff year 2021, statistical data of selected parameters

Bei Natrium waren die Werte analog zu den Chloridwerten im oberen und mittleren Teil der Ruhr von November 2020 bis Januar 2021 erhöht.

Borat-Bor

Mit zunehmender Bevölkerungsdichte im Fließverlauf der Ruhr und dem damit einhergehenden größeren Anteil an kommunalen Abwässern stieg die **Borat-Bor**-Konzentration im Abflussjahr 2021 auf dem gesamten Fließweg nahezu kontinuierlich an. Der Schwankungsbereich der Werte blieb im Jahr 2021 unter 100 µg/l. Vor allem im Unterlauf ist zu erkennen, dass die Konzentrationen deutlich niedriger waren als im langjährigen Vergleich. Dies zeigt, dass das Konzentrationsniveau in der Ruhr wie auch schon im Jahr 2020 gesunken und insgesamt niedrig bis sehr niedrig ist.

Nährstoffe

Neben den Komponenten Licht, Kohlenstoff, Aufenthaltszeit, Wassertemperatur und gegebenenfalls Silicium sind für die Produktion pflanzlicher Biomasse (Makrophyten, planktische und benthische Algen) in Gewässern die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff unentbehrlich. Da sich in der Ruhr ausreichend Stickstoff, meist in Form von Nitrat, befindet, ist Phosphor über den größten Teil des Jahres der limitierende Faktor. Im Folgenden wird auf die langjährige Entwicklung der Kenngrößen Gesamtphosphor, Nitrat- und Ammonium-Stickstoff eingegangen. Im Kapitel 5 werden die Auswirkungen von biotischen und abiotischen Komponenten auf die trophische Situation ausführlich dargestellt.

Die mittleren **Phosphorkonzentrationen** befanden sich im Jahr 2021 ähnlich wie im vorigen Jahr deutlich unter dem langjährigen Mittel, wobei sich die Messwerte meistens innerhalb der langjährigen Schwankungsbreiten bewegten. Die Maxima traten größtenteils im Juni auf, was auch beim gelösten Phosphor der Fall war. Dies ist auf den Abbau von im Frühjahr gebildeter Biomasse und die damit einhergehende Rücklösung zurückzuführen. Die o-PO₄-P-Konzentrationen schwanken durch den Wechsel von Biomasseauf- bzw. -abbau. Die gemittelten Konzentrationen lagen im Berichtszeitraum zwischen 0,004 und 0,043 mg/l und bewegten sich damit wie bereits im Vorjahr auf einem niedrigeren Niveau als in den letzten Jahren.

Die mittleren **Ammonium-Stickstoff**-Konzentrationen lagen im Abflussjahr 2021 in der gesamten Ruhr unter dem langjährigen Mittel. Die auffälligen Maxima an den Probenahmestellen Kraftwerk Westhofen, Brücke Echthausen und unterhalb Arnsberg traten im Juni auf und sind u. a. auf den Abbau von benthischer Biomasse, wie z. B. dem Flutenden Hahnenfuß, zurückzuführen. Von der Quelle bis zur Brücke Oeventrop lagen die mittleren Ammonium-Stickstoff-Gehalte wie schon in den Vorjahren unter 0,04 mg/l. Auch auf der Fließstrecke von Arnsberg bis zur Messstation Duisburg blieben die durchschnittlichen Konzentrationen mit Werten zwischen 0,02 und

0,05 mg/l auf einem ausgesprochen niedrigen Niveau. Die mittleren Konzentrationen für **Nitrat-Stickstoff** blieben im Berichtszeitraum unterhalb des langjährigen Mittels, jedoch nicht so deutlich wie im vorigen Jahr. Insgesamt schwankten die Werte im Abflussjahr 2021 größtenteils innerhalb des langjährigen Niveaus.

Organische Summenparameter

Die organische Belastung der Ruhr wird hier durch die Parameter BSB₅ (ohne ATH), TOC und AOX beschrieben. Die Gehalte, die im Verlauf der vergangenen Jahre stark abgenommen haben, werden von den Emissionen sowie durch das Abflussgeschehen und die Planktonentwicklung im Gewässer beeinflusst.

Der Großteil der **TOC**-Konzentrationen bewegte sich im Bereich des langjährigen Mittels. Höhere Werte wurden bei den Proben, die Mitte Juni genommen wurden, und zum Teil aber auch bei den Proben, die Mitte August genommen wurden, gemessen. Die hohen Konzentrationen Mitte Juni 2022 traten bei einem moderaten Abflussanstieg auf, der nach einer mehrtagigen Niedrigwasserphase stattfand. Die Auffälligkeiten Mitte August sind durch das Abflussgeschehen allein nicht erklärbar. Der **BSB₅** zeigte kaum Auffälligkeiten. Hier blieben die Konzentrationen innerhalb oder vereinzelt unterhalb der langjährigen Schwankungsbreite. Sämtliche gemittelten Konzentrationen waren im Ablaufjahr 2021 niedriger als die langjährigen Mittelwerte.

Die Gehalte für **AOX** liegen seit vielen Jahren auf einem niedrigen Niveau. Im Unterschied zu den letzten zehn Jahren bewegten sich die mittleren AOX-Gehalte im Berichtszeitraum zum Teil unter den langjährigen Mittelwerten. Die meisten Werte des Abflussjahres 2021 liegen innerhalb des langjährigen Niveaus.

Schwermetalle

Die Konzentrationen der human- und ökotoxikologisch bedeutsamen Schwermetalle Blei, Cadmium, Nickel, Kupfer und Zink werden ebenfalls in Bild 3.8 dargestellt. Zu dieser Gruppe zählen auch die Metalle Chrom und Quecksilber, die jedoch aufgrund der seit vielen Jahren geringen Gehalte in der Ruhr nicht mehr grafisch dargestellt werden.

Die mittleren Schwermetall-Gehalte des Abflussjahres 2021 lagen bis auf Cadmium am Pegel Wetter unterhalb der jeweiligen langjährigen Mittel. Das Gleiche galt auch für die 10- und 90-Perzentile, die sich, zum Teil sogar deutlich, unter den langjährigen statistischen Werten befanden. Auffällige Maxima traten im Zusammenhang mit dem Juli-Hochwasser auf. Bei Cadmium war am Pegel Wetter mit 0,58 µg/l im August 2021 der Höchstwert zu verzeichnen. Die Ursachen für diesen Konzentrationsanstieg konnten nicht eruiert werden. Die Gehalte der beiden Schwermetalle **Cadmium** und **Zink** werden bekanntermaßen im Oberlauf durch die Einträge aus dem ehe-

maligen Erzbergbau in den Einzugsgebieten von Valme und Elpe beeinflusst. Auf der weiteren Fließstrecke bis zur Mündung in den Rhein gehen die Konzentrationen schon unterhalb Meschede deutlich zurück. Im Abflussjahr 2021 war aufgrund von häufigen Wechseln der Wasserführung, die zur Sedimentumlagerung und dadurch zur Remobilisierung von Metallen beitragen können, im Vergleich zu den Vorjahren mit langen Zeiten gleichbleibender Abflüsse mit einem Anstieg der Schwermetallkonzentrationen zu rechnen. Dieses Szenario stellte sich jedoch nicht ein. Vielmehr setzte sich der Trend zu einer abnehmenden Schwermetallbelastung in der Ruhr auch im Jahr 2021 fort.

Zusammenfassende Bewertung

Während sich die Grafiken und Tabellen im bisherigen Teil des Kapitels auf das Abflussjahr 2021 (November 2020 bis Oktober 2021) beziehen, wird für die nachfolgende Bewertung entsprechend den Vorgaben der OGewV das Kalenderjahr 2021 herangezogen. In der Tabelle 3.4 sind relevante Parameter, die entsprechend der OGewV und dem Leitfaden NRW bewertet werden (siehe Kapitel 2), für die insgesamt 13 untersuchten Messstellen im Ruhrverlauf zusammengestellt. Ergänzend ist eine Bewertung für die Lennemündung aufgeführt. Für die Bewertung organischer Spurenstoffe wird auf das Kapitel 7 verwiesen.

Die Anforderung der OGewV für die Wassertemperatur im Winter (Dezember 2020 bis März 2021) wurde bis auf die Probenahmestelle Essen-Rellinghausen, an der Ende März 2021 einmalig 10 °C überschritten wurden, an allen Probenahmestellen sicher eingehalten. Zu Überschreitungen der Qualitätsanforderungen von 20 bzw. 23 °C im Sommerhalbjahr kam es lediglich kurzzeitig in der dritten Juniwoche 2021 an den Probenahmestellen in Essen-Rellinghausen sowie an den Überwachungsstationen Hattingen und Essen-Werden. Der vorgeschriebene pH-Wert von 8,5 wurde zwischen den Überwachungsstationen Hattingen und Duisburg in den algenreichen Zeiten überschritten. Auch die Mindestanforderung für die Sauerstoffkonzentration von 7,0 mg/l bzw. 8,0 mg/l wurde im Juni 2021 an der Messstelle Pegel Wetter sowie an den Überwachungsstationen Fröndenberg, Hattingen und Essen-Werden je einmal unterschritten. Dies führt an diesen Stellen zu einer mäßigen Bewertung.

Die mittleren Konzentrationen für Chlorid und Sulfat an den einzelnen Messstellen lagen in einem Bereich zwischen 3,5 und 36 mg/l Sulfat bzw. 18 und 53 mg/l Chlorid. Die Anforderungen für den guten Zustand gemäß Anlage 7 der OGewV für Chlorid (200 mg/l) und Sulfat (220 mg/l) werden mit großem Abstand eingehalten. Da es für Fluorid (nicht dargestellt) keine Vorgaben in der Oberflächengewässerverordnung gibt, wird als Orientierungswert der Grenzwert von 1,5 mg/l der TrinkwV herangezogen, der an allen Messstellen weit unterschritten wird.

Der für die Beurteilung des ökologischen Zustands in der OGewV definierte Orientierungswert von 3 mg/l BSB₅ im Jahresdurchschnitt wird an allen Messstellen eingehalten. Die mittleren Gehalte für den TOC blieben im gesamten Ruhrverlauf stets unter 4,5 mg/l und unterschritten damit deutlich die Anforderung der OGewV von 7 mg/l.

Im gesamten Ruhrverlauf lagen die mittleren Gehalte für Gesamtphosphor unter 0,1 mg/l. Entsprechend der OGewV konnten alle Probenahmestellen mit „gut“ bzw. unterhalb Quelle und Valme, an denen die Jahresmittel sogar unter 0,05 mg/l blieben, mit „sehr gut“ bewertet werden. Beim o-Phosphat-Phosphor erhielten alle Messstellen die gleiche Bewertung wie für den entsprechenden Gesamtphosphor.

Für Nitrat-Stickstoff wurde die UQN der OGewV, die der Anforderung der Trinkwasserverordnung von 11,3 mg/l (50 mg/l Nitrat) entspricht, mit lokalen Mittelwerten von inzwischen sehr niedrigen 0,9 bis 3,1 mg/l erneut im gesamten Ruhrverlauf sehr sicher eingehalten. Schon seit vielen Jahren verbessert sich die Ammoniumsituation in der Ruhr. Im Jahr 2021 wurde an sieben der 14 untersuchten Messstellen die Anforderung der Anlage 7 der OGewV von $\leq 0,04$ mg/l NH₄-N im Jahresmittel nicht überschritten, so dass eine Bewertung mit „sehr gut“ erfolgen konnte. An den übrigen Gewässerstrecken wurde zwar diese Anforderung nur knapp überschritten, der „gute“ Zustand wurde aber mit großem Abstand sicher eingehalten.

Die jeweiligen UQN der Anlage 8 der OGewV für Blei, Nickel (bioverfügbarer Anteil) und Quecksilber wurden in der Wasserphase im gesamten Fließverlauf der Ruhr sicher eingehalten. Das Gleiche gilt für Cadmium mit der üblichen Ausnahme der Probenahmestelle unterhalb der Valmemündung, an der mit 0,2 µg/l Cd_{filtr.} die UQN von 0,15 µg/l Cd_{filtr.} allerdings überschritten wurde. Auf der weiteren Fließstrecke gehen die Gehalte wieder zurück und erreichen ein konstant niedriges Niveau.

Die Konzentrationen des gesetzlich nicht verbindlich geregelten Stoffes Chrom sowie der flussgebietsspezifischen Schadstoffe Silber, Selen und Thallium halten die Anforderungen an den sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand ein. Für das wie Cadmium auch über den ehemaligen Erzbergbau im Oberlauf der Ruhr über die Valme und Elpe eingetragene Zink liegt im Jahr 2021 ab der Probenahmestelle unterhalb Valme in der Ruhr eine mäßige Bewertung vor, wozu auch die im Vergleich zum Vorjahr größeren Abflussschwankungen beitrugen. Im weiteren Fließverlauf bis zur Mündung bewegten sich die mittleren Konzentrationen im Bereich von 10 bis 14 µg/l und wären vor der Verschärfung der Anforderung an Zink von 14 auf 10,9 µg/l mit „gut“ zu bewerten. Aber auch mit dem neuen Orientierungswert ist die Messstelle Überwachungsstation Hattingen in diesem Jahr in „gut“ einzustufen. Ebenso wiesen die Kupferkonzentrationen mit Ausnahme der ersten fünf Stel-

Tabelle 3.4: Bewertung der Ruhruntersuchungen des Jahres 2021 auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) bzw. der Anlage D4 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW
 Table 3.4: Evaluation of water examinations in the water year 2021 based on the German Surface Water Regulation (OGewV) and the appendix D4 of the “Guidelines of monitoring surface waters” issued by the State of North Rhine-Westfalia

					ACP										UQN				UQN					
					OGewV Anl. 7										OGewV Anl. 8				OGewV Anl. 6					
LANUV Messstellen -Nummer-	Gewässer	Probenahmestellen -Bezeichnung-	Ruhr-km	Untersuchungen (n)	Wassertemperatur	pH-Wert	Ammonium-Stickstoff	Gesamtlphosphor	Orthophosphat-Phosphor	Sauerstoff	Chlorid	Sulfat	TOC	Eisen	Blei gelöst	Cadmium gelöst	Nickel gelöst	Quecksilber	Nitrat-Stickstoff	Kupfer*	Zink*	Selen gelöst	Silber gelöst	Thallium gelöst
Essen-Rellinghausen																								
505110	Ruhr	Essen-Rellinghausen	42,76	130																				
Ruhr längsuntersuchungen																								
400014	Ruhr	unterhalb Quelle	217,72	11																				
687560	Ruhr	unterhalb Valme	190,81	11																				
401201	Ruhr	unterhalb Meschede	175,32	11																				
687571	Ruhr	Brücke Oeventrop	160,72	11																				
	Ruhr	unterhalb Arnsberg	142,25	11																				
402102	Ruhr	Brücke Echthausen	131,80	11																				
	Ruhr	Ü-Station Fröndenberg	113,78	11																				
	Ruhr	Kraftwerk Westhofen	95,15	11																				
503253	Ruhr	Pegel Wetter	80,66	11																				
	Ruhr	Ü-Station Hattingen	56,70	11																				
	Ruhr	Ü-Station Essen-Werden	31,18	11																				
320754	Ruhr	Ü-Station Duisburg	2,65	11																				
Lenne																								
422903	Lenne	vor Mündung in die Ruhr	2,74	11																				

OGewV Flussgebietspezifische Schadstoffe, Ökologischer Zustand (Anl. 6)
 OGewV Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Anl. 7)
 Leitfaden NRW (Anl. D4)

	sehr gut
	gut
	mäßig

* gesetzlich nicht verbindliche Stoffe, Leitfaden Anlage D4

OGewV Prioritäre Stoffe, Chemischer Zustand (Anl. 8)

	eingehalten
	nicht eingehalten
	nicht bewertet

len in der Ruhr aufgrund der Herabsetzung des Orientierungswerts von 4 µg/l auf 1,1 µg/l (siehe Kapitel 2) eine mäßige Bewertung auf.

Die Ergebnisse an der Mündung der Lenne zeigen hinsichtlich der Bewertung ein ähnliches Bild wie der Ruhrabschnitt oberhalb des Zusammenflusses. Wie fast an allen Stellen in der Ruhr erfolgt für Zink und Kupfer eine mäßige Bewertung. Im Vergleich zu der Probenahmestelle Kraftwerk Westhofen oberhalb des Zusammenflusses von Ruhr und Lenne sind bis auf den sehr guten Zustand für Ammonium-Stickstoff in der Lenne keine bewertungsrelevanten Unterschiede vorhanden.

Insgesamt stellen sich die Lenne (im Mündungsbereich) und die Ruhr als Gewässer dar, die trotz der anthropogenen Einflüsse aus Bevölkerung, Landwirtschaft und Industrie auch die aktuellen, für einige Stoffe verschärften Anforderungen an den guten ökologischen Zustand gemäß OGewV weitgehend erfüllen. Dies ist vor dem Hintergrund des extremen Juli-Hochwassers besonders herauszustellen - es wurden zu keinem Zeitpunkt in der Ruhr und Lenne die zulässigen Höchstkonzentrationen der OGewV überschritten -, zeigt es doch, dass das Flussgebiet der Ruhr ein resilientes Gewässersystem darstellt und zuverlässig die Trinkwassergewinnung gewährleistet.

4 Monitoring der Ruhr und ihrer Nebengewässer gemäß EG-WRRL

Physikalisch-chemische Untersuchungen gemäß EG-WRRL

Gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) sind Fließgewässer mit Teileinzugsgebieten größer 10 km² berichtspflichtig und somit im Rahmen des Gewässermonitorings hinsichtlich ihres Zustands zu untersuchen. Im Ruhreinzugsgebiet sind dies 122 Gewässer, die sich auf neun Planungseinheiten verteilen. Im Rahmen der Vereinbarung zwischen dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) und dem Ruhrverband zum gemeinsamen operativen Monitoring nach EG-WRRL wurden im Berichtszeitraum für das Jahr 2021 57 Gewässer in neun Planungseinheiten untersucht. Dazu zählen die Planungseinheiten Möhne, Obere Ruhr 2, Obere Ruhr 1, Mittlere Ruhr, Obere Lenne, Untere Lenne, Bigge, Volme sowie Untere Ruhr. Schwerpunkte waren im Berichtszeitraum dabei die Planungseinheiten Obere Lenne,

Untere Lenne und Möhne. Der Ruhrverband beteiligte sich an 15 Gewässern mit insgesamt 35 Probenahmestellen. Dies umfasst auch die Probenahmestellen, die im Rahmen der Emissions- und Immissionsbetrachtung im Einzugsgebiet der Möhne (siehe Kapitel 9) zusätzlich untersucht wurden. Die weiteren 73 Messstellen wurden vom LANUV bereits im Jahr 2020 untersucht. Im Bild 4.1 sind die Fließgewässer und die jeweiligen Messstellen in den Planungseinheiten kartografisch dargestellt. Dazugehörige Stammdaten sowie die entsprechenden Untersuchungshäufigkeiten sind Tabelle 4.1 zu entnehmen. In diesem Kapitel werden nur Parameter bewertet, die mindestens viermal im Jahr untersucht worden sind. In der Regel finden die Untersuchungen quartalsweise statt. Einige Parametergruppen, wie z. B. die Arzneimittelwirkstoffe, werden nur an zuvor vom LANUV festgelegten Stellen untersucht. In Tabelle 4.2 sind relevante Parameter enthalten, die nach den Kriterien der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) [4.1] und wei-

[4.1] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV). In: Bundesgesetzblatt, 2016, Teil I, Nr. 28, S. 1373 - 1443

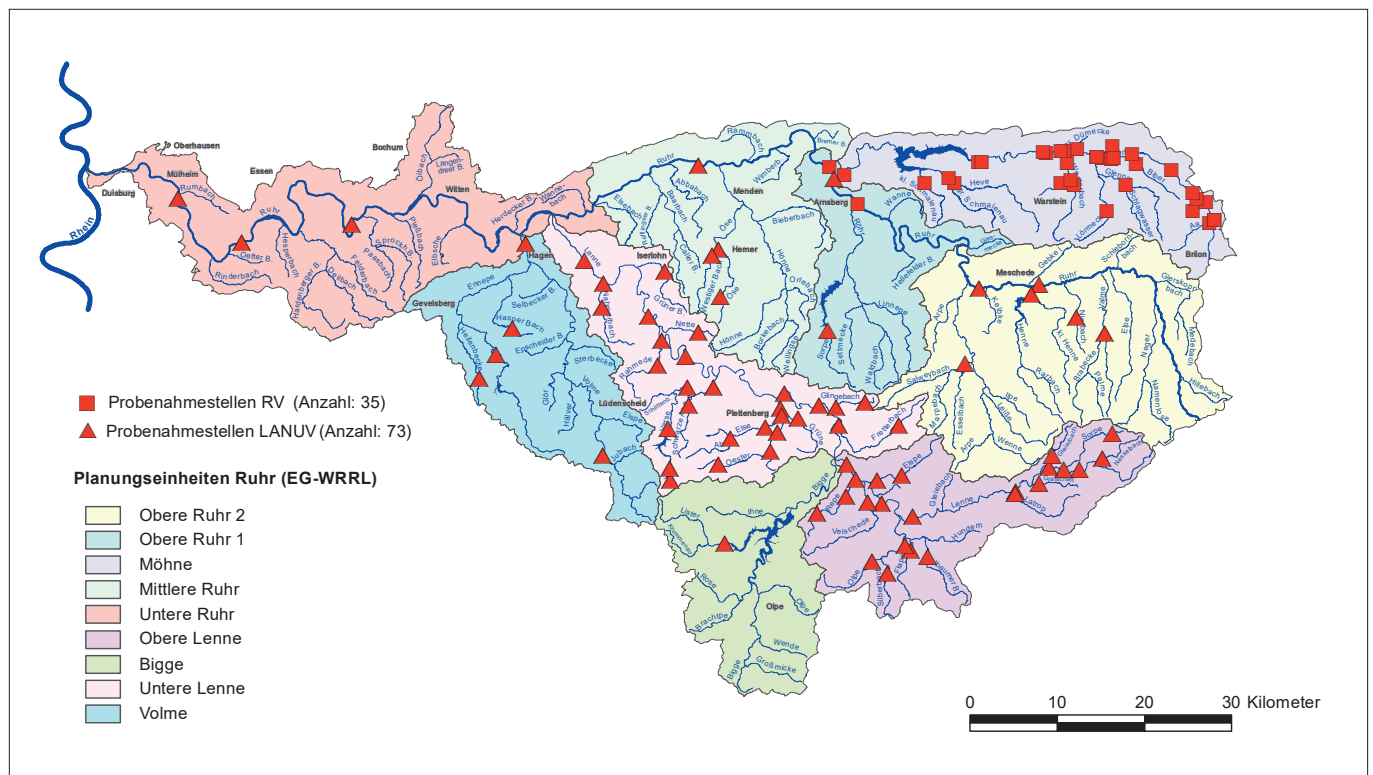


Bild 4.1: Lage der im Jahr 2020 und 2021 untersuchten Fließgewässer einschließlich der jeweiligen Probenahmestellen

Fig. 4.1: Location of the flowing waters monitored in 2020 and 2021 by Ruhrverband and LANUV including the respective sampling points
 Quelle/Source: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2015

Tabelle 4.1: Ausgewählte Stammdaten der im Jahr 2020 und 2021 physikalisch-chemisch untersuchten Gewässer
 Table 4.1: Selected master data for the waters physico-chemically examined in the year 2020 and 2021

Gewässer	Gewässer- kennzahl	Gesamtfläche (AE0) km²	Länge km	Messstellen Anzahl	Untersuchungen Anzahl
Planungseinheit 1000: Untere Ruhr					
Ruhr	276	651,0	99,0	3	30
Planungseinheit 1100: Volme					
Volme	2768	428,0	50,5	2	8
Ennepe	27688	187,3	42,1	1	4
Heilenbecke	276856	12,5	7,1	1	4
Hasper Bach	2768898	20,8	12,3	1	11
Planungseinheit 1200: Bigge					
Lister	276646	70,0	19,0	1	4
Planungseinheit 1300: Untere Lenne					
Lenne	2766	529,0	73,6	5	12
Ahe	276662	12,6	8,0	1	4
Verse	27668	79,8	24,6	5	28
Fretterbach	276652	44,8	16,7	2	16
Rahmede	276692	29,8	11,7	2	18
Eise	27666	96,2	12,9	2	9
Glingeback	276654	12,6	6,6	2	16
Grüne	2766644	14,5	9,2	1	8
Grüner Bach	276696	25,2	11,6	1	7
Nahmerbach	276698	25,9	11,5	2	16
Nette	276694	14,8	8,0	1	8
Nuttmecke	2766642	11,9	3,4	1	9
Öster	276664	56,2	15,6	3	13
Schwarze Ahe	276686	20,1	8,3	1	4
Planungseinheit 1400: Obere Lenne					
Lenne	2766	457,0	55,5	7	42
Nesselbach	2766129	10,7	1,0	1	4
Sorpe II (Lenne)	276614	16,7	10,3	2	8
Albaumer Bach	276624	32,3	13,2	1	4
Flape	276626	11,8	8,8	1	4
Gleiderbach	276616	10,9	7,1	1	4
Grafschaft	276618	12,3	6,4	1	4
Latrop	2766192	30,0	11,0	1	7
Olpe	276628	47,2	15,4	2	8
Silberbach	2766286	18,1	9,8	1	4
Elspe	276634	42,5	12,1	2	18
Veischede	276636	42,7	16,6	1	4
Repe	276638	26,3	11,4	2	21
Planungseinheit 1500: Mittlere Ruhr					
Ruhr	276	505,0	32,8	1	8
Oese	27648	63,6	19,6	2	9
Westiger Bach	276484	16,8	9,4	1	4

Tabelle 4.1: Ausgewählte Stammdaten der im Jahr 2020 und 2021 physikalisch-chemisch untersuchten Gewässer
 Table 4.1: Selected master data for the waters physico-chemically examined in the year 2020 and 2021

Gewässer	Gewässer- kennzahl	Gesamtfläche (AE0) km ²	Länge km	Messstellen Anzahl	Untersuchungen Anzahl
Planungseinheit 1600: Obere Ruhr 1					
Ruhr	276	338,0	34,5	2	
Sorpe	276188	57,6	18,6	1	7
Planungseinheit 1700: Obere Ruhr 2					
Ruhr	276	740,0	53,0	2	4
Bräbecke	276122	32,4	13,6	1	4
Nierbach	276134	19,3	10,1	1	4
Salweybach	276168	67,7	14,8	1	4
Henne	27614	96,8	22,5	1	4
Planungseinheit 1800: Möhne					
Möhne	2762	468,6	65,1	15	78
Aa	276212	13,1	7,4	1	4
Große Schmalenau	276266	18,8	12,4	1	4
Kleine Schmalenau	276268	18,2	10,6	1	4
Schorenbach	276246	20,7	5,0	1	4
Bermecke	276214	4,4	4,7	2	12
Küttelbecke	2762194	ca. 10	5,3	2	12
Biber	276218	10,9	8,2	1	4
Glenne	27622	70,6	17,1	1	4
Schlagwasser	276224	19,6	7,7	1	4
Große Dümecke	276232	10,2	2,9	1	4
Heve	27626	101,0	22,3	1	4
Wester	27624	54,7	14,3	4	20
Lörmecke	276226	17,9	12,5	2	8
Summe					
		5507	924	108	575

terer Anforderungen (siehe Kapitel 2, [4.2, 4.3]) bewertet wurden. In der rechten Spalte der Tabelle 4.2 sind weitere ausgewählte Stoffe mit einer mäßigen Bewertung aufgeführt.

Planungseinheit Untere Ruhr

Diese Planungseinheit (A_{EO} : 651 km²) zeichnet sich stark durch städtische und industrielle Prägung aus. Die Untersuchungen fanden im Jahr 2020 in der Ruhr an drei Probenahmestellen statt. An diesen Probenahmestellen wurden die Anforderungen für die Wassertemperatur sowie in Mülheim-Kahlenberg diejenigen für den pH-Wert und die Sauerstoffkonzentration nicht eingehalten. An allen drei Messstellen in der Ruhr erfolgte für die Metalle Mangan und Kupfer sowie unterhalb des Baldeneysees für Zink eine mäßige Bewertung. Darüber hinaus wurde unterhalb Hattingen die jeweilige UQN für Benzo[a]pyren und Pyren verfehlt.

An der Probenahmestelle Mülheim-Kahlenberg wurden Überschreitungen der nicht verbindlichen Orientierungswerte bei den Parametern Iopamidol, Iomeprol, Iopromid, Diclofenac

und Metformin sowie bei einigen weiteren Arzneimittelwirkstoffen festgestellt. Die Gehalte der PSM und deren Metabolite lagen bis auf den des Pestizids Dichlorvos überwiegend unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenzen. Gesamtphosphor und Ammonium-Stickstoff erfuhren ebenso wie die weiteren Nährstoffe sowie die mineralischen und organischen Inhaltsstoffe eine gute Bewertung.

[4.2] Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes NRW (Hrsg.): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, <https://www.flussgebiete.nrw.de/node/7423>, Zugriff 1. April 2022

[4.3] <https://www.flussgebiete.nrw.de/monitoringleitfaden-oberflaechen-gewaesser-anhang-d4-7724>, Zugriff 1. April 2022

Tabelle 4.2: Bewertung der Gewässeruntersuchungen des Jahres 2020 und 2021 auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung (OGewV Juni 2016) bzw. der Anlage D4 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW
 Table 4.2: Evaluation of water examinations in 2020 and 2021 based on the Surface Water Regulation (OGewV Juni 2016) and the appendix D4 of the "Guidelines on monitoring surface waters" issued by the State of North Rhine-Westphalia

				ACP								UQN					UQN				Weitere Stoffe aus den Anl. 6 und 8 der OGewV sowie gesetzlich nicht verbindliche Stoffe mit Bewertungen von mäßig * gesetzlich nicht verbindliche Stoffe, Leitfaden Anlage D4		
				OGewV Anl. 7								OGewV Anl. 8					OGewV Anl. 6						
LANUV Messstellen-Nummer	Gewässer	Probenahmestelle-Bezeichnung	Fluss-km	Wassertemperatur	pH-Wert	Ammonium-Stickstoff	Gesamtphosphor	Sauerstoff	Chlorid	TOC	Eisen	Blei gelöst	Cadmium gelöst	Nickel gelöst	Quecksilber	PFOS	Nitrat-Stickstoff	Kupfer*	Zink*	Selen gelöst		Silber gelöst	Thallium gelöst
Planungseinheit 1000 - Untere Ruhr																							
503708	Ruhr	Uh Hattingen	56,97																				Benzo[a]pyren, Pyren
505043	Ruhr	R59, Uh Baldeneysee	27,95																				
22810	Ruhr	Mülheim-Kahlenberg	14,34																				Benzo[a]pyren, Pyren, Ibuprofen, Diclofenac, Dichlorvos, RKM's, Valsartan
Planungseinheit 1100 - Volme																							
440206	Volme	(R321) Bei In Der Gruene	38,46																				
441200	Volme	(R332) V Mdg I D Ruhr	1,27																				Benzo[a]pyren, Pyren
442501	Ennepe	(R 334) Oh Peddenoede	21,61																				
443487	Heilenbecke	(R 354) Oh. Talsperre	8,31																				Benzo[a]pyren, Pyren
443785	Hasper Bach	(R351) Oh Talsperre	9,29																				
Planungseinheit 1200 - Planungseinheit Bigge																							
433408	Lister	(R 315) Oh Listertalsperre	5,44																				Benzo[a]pyren, Pyren
Planungseinheit 1300 - Planungseinheit Untere Lenne																							
421856	Lenne	(R237) Oh Pasel	64,27																				
421900	Lenne	(R238) Oh Eiringhausen	57,79																				Benzo(a)pyren, Pyren
422230	Lenne	(R244) i.Dresel	37,99																				
422502	Lenne	(R249) Uh Ka Altena	24,41																				Benzo(a)pyren, Pyren, Acesulfam, lomeprol, Amiodotrizoesäure, Ibuprofen, Diclofenac, Metformin, Gabapentin, Valsartan, Cypermethrin, Dichlorvos
422800	Lenne	(R252) Pegel Hohenlimburg	6,90																				Benzo(a)pyren
431187	Glinge bach	(R288) Oh Talsperre	4,90																				
433937	Glinge bach	(R 289) Oh Rönkhausen	1,08																				
433755	Fretterbach	(R 285A) Uh Serkenrode	11,78																				
433901	Fretterbach	(R 287) V Mdg I D Lenne	0,30																				
434024	Else	(R299) In Pl-Holthausen	4,50																				
434085	Else	(R 301) Uh Einmdg Oester	1,21																				
434309	Ahe	(R297) V Mdg I D Else	0,41																				
435569	Schwarze Ahe	(R 303A) Bei Wigginghausen	1,18																				
434358	Oester	(R 292) Oh Talsperre	12,49																				
442999	Oester	(R 295) Oestertalstrasse	2,89																				
434700	Oester	(R 296) V Mdg I D Else	0,23																				
434711	Nuttmecke	(R 291) V Mdg I D Oester	0,12																				

OGewV Flussgebietsspezifische Schadstoffe, Ökologischer Zustand (Anl. 6)

OGewV Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Anl. 7)

Leitfaden NRW (Anl. D4)

	sehr gut
	gut
	mäßig

OGewV Prioritäre Stoffe, Chemischer Zustand (Anl. 8)

	eingehalten
	nicht eingehalten
	nicht bewertet

Tabelle 4.2: Bewertung der Gewässeruntersuchungen des Jahres 2020 und 2021 auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung (OGewV Juni 2016) bzw. der Anlage D4 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW
 Table 4.2: Evaluation of water examinations in 2020 and 2021 based on the Surface Water Regulation (OGewV Juni 2016) and the appendix D4 of the "Guidelines on monitoring surface waters" issued by the State of North Rhine-Westphalia

				ACP								UQN						UQN				Weitere Stoffe aus den Anl. 6 und 8 der OGewV sowie gesetzlich nicht verbindliche Stoffe mit Bewertungen von mäßig * gesetzlich nicht verbindliche Stoffe, Leitfaden Anlage D4	
				OGewV Anl. 7								OGewV Anl. 8						OGewV Anl. 6					
LANUV Messstellen -Nummer-	Gewässer	Probenahmestelle -Bezeichnung-	Fluss-km	Wassertemperatur	pH-Wert	Ammonium-Stickstoff	Gesamtphosphor	Sauerstoff	Chlorid	TOC	Eisen	Blei gelöst	Cadmium gelöst	Nickel gelöst	Quecksilber	PFOS	Nitrat-Stickstoff	Kupfer*	Zink *	Selen gelöst	Silber gelöst		Thallium gelöst
Planungseinheit 1300 - Planungseinheit Untere Lenne																							
434735	Grüne	(R 290) Landemerterweg	1,67																				Benzo(a)pyren, Pyren
687297	Verse	(R 305B) Oh. Fürwiggetalsperre	23,76																				Mangan, Benzo[a]-pyren
687303	Verse	(R 305A) Uh. Fürwiggetalsperre	21,86																				
434802	Verse	(R 305C) Uh Versetalsperre	15,76																				Benzo(a)pyren, Pyren
435156	Verse	(R306) Bei Fischersverse	7,52																				
435260	Verse	(R 307) Uh Kleinhammer	1,60																				
435855	Rahmede	(R309) Uh Ka Rahmedetal	3,60																				Benzo(a)pyren, Pyren, Ibuprofen, Diclofenac, Dichlorvos, RKM's, Metformin, Gabapentin, Valsartan
435909	Rahmede	(R 309C) V Mdg I D Lenne	0,13																				
435958	Nette	(R 310) Bei Busstelle Fuleck	5,80																				
436112	Gruener Bach	(R311) Bei Fa Stamm	3,97																				
436409	Nahmer Bach	(R313) Bei Lahmen-Hasen	3,27																				
436501	Nahmer Bach	(R314) V Mdg I D Lenne	0,05																				
Planungseinheit 1400 - Obere Lenne																							
420300	Lenne	(R 110) Uh Oberkirchen	116,19																				
420402	Lenne	(R 111) Oh Gleidorf	111,83																				
420657	Lenne	(R 115) Uh Ka Schmallenberg	104,72																				
688733	Lenne	(R 228C) Oh Altenhundem	89,12																				
421157	Lenne	(R231) Uh Sachtleben	82,08																				
421406	Lenne	(R234) Oh Einmdg Repe	77,21																				
421509	Lenne	(R 235) Bei Bamenohl	75,40																				
420128	Nesselbach	(R 108C) Uh Ka Nordenau	0,97																				
420311	Sorpe li (Lenne)	(R 110A) Oh Rehsiepen	8,84																				
420323	Sorpe li (Lenne)	(R 110B) Vor Mdg. In Die Lenne	0,05																				Benzo[a]pyren
688447	Albaumer Bach	(R 258B) Uh. Niederalbaum	2,86																				
430511	Flape	(R 260A) Uh Teichanlage	1,70																				
688101	Gleiderbach	(R 111B) Oh Gleidorf	1,58																				
688204	Grafschaft	(R 113C) Uh Zufli. Dormecke	0,92																				
430006	Latrop	(R 116) Vor Mdg. In Die Lenne	0,11																				Benzo[a]pyren, Dichlorvos

OGewV Flussgebietsspezifische Schadstoffe, Ökologischer Zustand (Anl. 6)

OGewV Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Anl. 7)

Leitfaden NRW (Anl. D4)

sehr gut
gut
mäßig

OGewV Prioritäre Stoffe, Chemischer Zustand (Anl. 8)

eingehalten
nicht eingehalten
nicht bewertet

Tabelle 4.2: Bewertung der Gewässeruntersuchungen des Jahres 2020 und 2021 auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung (OGewV Juni 2016) bzw. der Anlage D4 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW

Table 4.2: Evaluation of water examinations in 2020 and 2021 based on the Surface Water Regulation (OGewV Juni 2016) and the appendix D4 of the "Guidelines on monitoring surface waters" issued by the State of North Rhine-Westphalia

				ACP								UQN							UQN				Weitere Stoffe aus den Anl. 6 und 8 der OGewV sowie gesetzlich nicht verbindliche Stoffe mit Bewertungen von mäßig * gesetzlich nicht verbindliche Stoffe, Leitfaden Anlage D4
				OGewV Anl. 7								OGewV Anl. 8							OGewV Anl. 6				
LANUV Messtellen -Nummer-	Gewässer	Probenahmestelle -Bezeichnung-	Fluss-km	Wassertemperatur	pH-Wert	Ammonium-Stickstoff	Gesamtphosphor	Sauerstoff	Chlorid	TOC	Eisen	Blei gelöst	Cadmium gelöst	Nickel gelöst	Quecksilber	PFOS	Nitrat-Stickstoff	Kupfer*	Zink*	Selen gelöst	Silber gelöst	Thallium gelöst	
Planungseinheit 1400 - Obere Lenne																							
430900	Olpe	(R 262) Oh Zufl. Silberbach	5,51																				
431023	Olpe	(R 265) Uh Hofolpe	1,29																				
431140	Silberbach	(R 266) Bei Breitenbruch	2,48																				Mangan
431205	Elspe	(R 267) Oh Elspe	4,56																				Benzo(a)pyren
431254	Elspe	(R 267A) Oh Lennegraben	1,06																				
431450	Veischede	(R 269) Uh Bonzel	2,59																				
431631	Repe	(R 271A) Uh Niederhelden	2,60																				
431655	Repe	(R 271) Uh Repe	7,79																				
Planungseinheit 1500 - Mittlere Ruhr																							
412041	Ruhr	Fröndenberg	113,76																				Benzo(a)pyren, Dichlorvos
417609	Oese	(R 218) In Heppingsen	15,95																				
417804	Oese	(R 220) Oh Mdg Westiger Bach	8,10																				Benzo(a)pyren
418158	Westiger Bach	(R226) In Hemer	0,99																				
Planungseinheit 1600 - Obere Ruhr 1																							
401808	Ruhr	oh Einmdg Röhr	142,40																				Acesulfam, Amido-trizoesäure, Diclofenac, Gabapentin, Metformin
402059	Ruhr	uh Möhne	135,80																				
415900	Sorpe	(R 102) Oh Sorpetalsperre	9,13																				Benzo(a)pyren
Planungseinheit 1700 - Obere Ruhr 2																							
400907	Ruhr	(R 11) Oh Meschede	183,23																				Nitrit, Benzo(a)pyren, Pyren
401201	Ruhr	(R 14) oh Einmdg. Wenne	175,35																				Benzo(a)pyren
412004	Brabecke	(R 50) vor Mdg. in die Valme	0,04																				
412170	Nierbach	(R 54) Uh Mdg. Nier	5,38																				
414402	Salweybach	(R 82) Vor Mdg. In Die Wenne	0,89																				
686189	Henne	(R 59A) Uh. Mdg. Kleine Henne	0,91																				Mangan, Benzo(a)pyren
Planungseinheit 1800 - Möhne																							
	Möhne	oh KA Brilon	61,38																				
629005	Möhne	uh KA Brilon	60,11																				Acesulfam, Amido-trizoesäure, Diclofenac, Metformin

OGewV Flussgebietspezifische Schadstoffe, Ökologischer Zustand (Anl. 6)

OGewV Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Anl. 7)

Leitfaden NRW (Anl. D4)

sehr gut
gut
mäßig

OGewV Prioritäre Stoffe, Chemischer Zustand (Anl. 8)

eingehalten
nicht eingehalten
nicht bewertet

Tabelle 4.2: Bewertung der Gewässeruntersuchungen des Jahres 2020 und 2021 auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung (OGewV Juni 2016) bzw. der Anlage D4 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW
 Table 4.2: Evaluation of water examinations in 2020 and 2021 based on the Surface Water Regulation (OGewV Juni 2016) and the appendix D4 of the "Guidelines on monitoring surface waters" issued by the State of North Rhine-Westphalia

				ACP								UQN					UQN						
				OGewV Anl. 7								OGewV Anl. 8					OGewV Anl. 6						
LANUV Messtellen -Nummer-	Gewässer	Probenahmestelle -Bezeichnung-	Fluss-km	Wassertemperatur	pH-Wert	Ammonium-Stickstoff	Gesamtphosphor	Sauerstoff	Chlorid	TOC	Eisen	Blei gelöst	Cadmium gelöst	Nickel gelöst	Quecksilber	PFOS	Nitrat-Stickstoff	Kupfer*	Zink*	Selen gelöst	Silber gelöst	Thallium gelöst	Weitere Stoffe aus den Anl. 6 und 8 der OGewV sowie gesetz- lich nicht verbindliche Stoffe mit Bewer- tungen von mäßig
																							* gesetzlich nicht verbindliche Stoffe, Leitfaden Anlage D4
Planungseinheit 1800 - Möhne																							
686281	Möhne	in Wülfe	57,60																				Acesulfam, Amido- trizoesäure, Diclofenac, Metformin, Metazachlor- ESA
	Möhne	uh Zufluss Bermecke	55,30																				Acesulfam, Amido- trizoesäure, Diclofenac, Metformin
687777	Möhne	uh Heidberg	51,10																				
	Möhne	oh Zufluss Küttelbecke	45,50																				Metformin, Antibiotika
	Möhne	uh Zufluss Küttelbecke	42,70																				Acesulfam, Amido- trizoesäure, Iopamidol, Diclofenac, Metformin
	Möhne	oh Zufluss Wester	36,60																				Acesulfam, Metformin
	Möhne	uh Zufluss Wester	36,15																				Acesulfam, Amido- trizoesäure, Metformin, PFOS
	Möhne	oh KA Warstein-Belecke	34,35																				Acesulfam, Metformin, PFOS
	Möhne	uh KA Warstein-Belecke	34,00																				Acesulfam, Metformin, Diclofenac, PFOS
628608	Möhne	oh KA Möhne-Völlinghausen	24,80																				Acesulfam, Metfor-min, Diclofenac, PFOS
628700	Möhne	uh KA Möhne-Völlinghausen	23,37																				Acesulfam, Metfor-min, Diclofenac, PFOS
688150	Möhne	oh Zufluss Herbecke	1,50																				
416204	Möhne	(M 75) Vor Mdg. In Die Ruhr	0,15																				Metformin
628906	Aa	(M 2) vor Zusfl. mit d. Hunderbecke	0,71																				
629108	Bermecke	oh KA Brilon-Scharfenberg	1,30																				Metazachlor-ESA
629200	Bermecke	uh KA Brilon-Scharfenberg	1,30																				Metazachlor-ESA
	Küttelbecke	oh Zufluss Kitzelbach	1,55																				Metazachlor ESA
629704	Küttelbecke	vor Mdg. In die Möhne	0,02																				Acesulfam, Amido- trizoesäure, Iopamidol, Diclofenac, Metformin, Clarithromycin, Meta- zachlor-ESA

OGewV Flussgebietsspezifische Schadstoffe, Ökologischer Zustand (Anl. 6)

OGewV Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Anl. 7)

Leitfaden NRW (Anl. D4)

	sehr gut
	gut
	mäßig

OGewV Prioritäre Stoffe, Chemischer Zustand (Anl. 8)

	eingehalten
	nicht eingehalten
	nicht bewertet

Tabelle 4.2: Bewertung der Gewässeruntersuchungen des Jahres 2020 und 2021 auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung (OGewV Juni 2016) bzw. der Anlage D4 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW
 Table 4.2: Evaluation of water examinations in 2020 and 2021 based on the Surface Water Regulation (OGewV Juni 2016) and the appendix D4 of the "Guidelines on monitoring surface waters" issued by the State of North Rhine-Westphalia

				ACP								UQN					UQN					Weitere Stoffe aus den Anl. 6 und 8 der OGewV sowie gesetzlich nicht verbindliche Stoffe mit Bewertungen von mäßig * gesetzlich nicht verbindliche Stoffe, Leitfaden Anlage D4	
				OGewV Anl. 7								OGewV Anl. 8					OGewV Anl. 6						
LANUV Messtellen-Nummer	Gewässer	Probenahmestelle-Bezeichnung	Fluss-km	Wassertemperatur	pH-Wert	Ammonium-Stickstoff	Gesamtphosphor	Sauerstoff	Chlorid	TOC	Eisen	Blei gelöst	Cadmium gelöst	Nickel gelöst	Quecksilber	PFOS	Nitrat-Stickstoff	Kupfer*	Zink*	Selen gelöst	Silber gelöst		Thallium gelöst
Planungseinheit 1800 - Möhne																							
629509	Biber	uh Stauzone	1,20																				
630111	Glenne	v Mdg i.d. Möhne	0,10																				
630408	Schlagwasser	vor Mdg.in die Glenne	0,20																				
630640	Schorenbach	uh Hirschberger Bach	1,63																				
631504	Heve	oh Campingplatz	3,83																				
628013	Große Dümecke	uh Fischteiche	0,70																				
630809	Wester	oh Brauerei Warstein	9,65																				
	Wester	oh KA Warstein	4,77																				
631000	Wester	uh KA Warstein	3,40																				
688897	Wester	oh Zufluss Hamecke	1,91																				
632004	Kl. Schmalenau	(M 70) uh Mdg. d. Hevensbrink	1,45																				
632200	Gr. Schmalenau	vor Mdg. in die Heve	0,20																				
630500	Lörmecke	oh Hohler Stein, im Wald	1,17																				
630603	Lörmecke	vor Mdg. in die Glenne	0,04																				

OGewV Flussgebietspezifische Schadstoffe, Ökologischer Zustand (Anl. 6)

OGewV Allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Anl. 7)

Leitfaden NRW (Anl. D4)

	sehr gut
	gut
	mäßig

OGewV Prioritäre Stoffe, Chemischer Zustand (Anl. 8)

	eingehalten
	nicht eingehalten
	nicht bewertet

Planungseinheit Volme

Die Planungseinheit Volme (A_{EO} : 428 km²) wird überwiegend durch Waldflächen, aber auch durch die lange Tradition der metallverarbeitenden Betriebe geprägt. Neben der Volme selbst wurden drei weitere Gewässer untersucht. An der Probenahmestelle Volme bei In der Grüne führten die Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff zu einer mäßigen Bewertung, während Gesamtphosphor mit „gut“ bewertet werden konnte. Ebenso hielten die Metalle Kupfer, Zink und Silber den guten Zustand nicht ein. Vor der Mündung in die Ruhr führten die Gehalte für Gesamtphosphor und Kupfer zu einer mäßigen Bewertung. In Bezug auf Ammonium-Stickstoff weist die Volme an dieser Stelle dagegen einen sehr guten Zustand auf. Überschreitungen traten an dieser Stelle für Benzo[a]pyren und Pyren sowie PFOS auf. Die Konzentrationen der Pflanzenschutzmittel waren unauffällig.

In der Ennepe oberhalb Peddenoede hielten die untersuchten Parameter alle Anforderungen ein. Hervorzuheben ist, dass

sowohl Phosphor als auch Ammonium den sehr guten Zustand erreichten. In der Heilenbecke oberhalb der Heilenbecker Talsperre wurden die Anforderungen für die sommerliche Höchsttemperatur von 20 °C und Ammonium-Stickstoff von 0,1 mg/l überschritten sowie diejenige für den minimalen Sauerstoffgehalt unterschritten, so dass hier eine Bewertung mit „mäßig“ erfolgte. Zudem wurde die Anforderung für Benzo[a]pyren überschritten. Im Hasper Bach waren keine Überschreitungen festzustellen, so dass die untersuchten Kenngrößen mit „sehr gut“ bis „gut“ bewertet wurden.

Planungseinheit Bigge

Das 369 km² große Einzugsgebiet der Bigge wird wesentlich durch Forst- und Landwirtschaft genutzt. In dieser Planungseinheit wurde im Berichtszeitraum nur ein Gewässer, die Lister oberhalb der Listertalsperre, untersucht. Bis auf die Überschreitung der UQN für Benzo[a]pyren und des Orientierungswerts für Pyren hielten die Parameter die jeweiligen Anforderungen ein.

Planungseinheit Untere Lenne

Das Einzugsgebiet dieser Planungseinheit (A_{EO} : 529 km²) zeichnet sich durch städtische und industrielle Prägung aus. Es wurden neben der Lenne 13 weitere Gewässer an insgesamt 29 Probenahmestellen untersucht. In der Lenne oberhalb Pasel konnten die Qualitätsanforderungen für den pH-Wert im Mai 2020 nicht eingehalten werden. Zudem führten hier – wie im gesamten weiteren Fließverlauf der Lenne – erhöhte Gehalte an Kupfer zur Überschreitung des Orientierungswerts. Während Silber nur an dieser Lenne-Probenahmestelle den Orientierungswert nicht einhielt, war eine Überschreitung der Anforderung für Zink an dieser und den beiden Stellen oberhalb Eiringhausen und in Dresel vorhanden. Neben den o. g. Metallen konnte an den Messstellen unterhalb Kläranlage Altena und am Pegel Hohenlimburg die UQN für PFOS nicht eingehalten werden. Unterhalb der Kläranlage Altena wurden darüber hinaus die Anforderungen für Benzo[a]pyren, Pyren, Acesulfam, Iomeprol, Amidotrizoesäure, Ibuprofen, Diclofenac, Metformin, Gabapentin, Valsartan, Cypermethrin und Dichlorvos nicht eingehalten. An allen Probenahmestellen in der Lenne lagen niedrige Gehalte der untersuchten Nährstoffe sowie der mineralischen und organischen Inhaltsstoffe vor, so dass für diese der sehr gute Zustand erreicht wurde.

In dem ca. 16 km langen Fretterbach, der durch mehrere kleine Bäche gespeist wird, liegt die erste Probenahmestelle bei Fluss-km 11,80. Dort konnten die Nährstoffkonzentrationen sowie die Konzentrationen für TOC, Sauerstoff, Chlorid und für mehrere Metalle mit Ausnahme von Blei, Kupfer und Zink mit „gut“ bzw. „sehr gut“ bewertet werden. An der darauffolgenden Messstelle nahmen die Nährstoffgehalte zu, so dass es vor Mündung in die Lenne zu einer mäßigen Bewertung für Ammonium-Stickstoff und Gesamtposphor kam. Allerdings konnten hier Blei, Kupfer und Zink mit „gut“ bewertet werden.

Die in der 12,6 km langen Ahe untersuchte Probenahmestelle vor Mündung in die Else liegt 2,5 km unterhalb der Kläranlage Herscheid. Hier wurden die Qualitätsanforderung für die meisten untersuchten Kenngrößen eingehalten, lediglich für die leicht erhöhten Gehalte an Kupfer erfolgte eine mäßige Bewertung.

Die 24,5 km lange Verse wurde an fünf Stellen beprobt. An den Probenahmestellen ober- und unterhalb der Fürwiggetalsperre (Fluss-km 23,76 und 21,86) konnten lediglich die Qualitätsanforderungen für den Zink- und Silbergehalt sowie oberhalb der Fürwiggetalsperre für Cadmium nicht eingehalten werden. Bei den Untersuchungen der drei darauffolgenden Messstellen lagen die Nährstoffgehalte auf einem niedrigen Niveau und konnten mit „gut“ bzw. „sehr gut“ bewertet werden. Der Einfluss von diffusen Quellen machte sich unterhalb der Versetalsperre in Form von Überschreitungen von Benzo[a]pyren und Pyren bemerkbar. Bei Fischerveise kam es zu Überschreitungen der Anforderungen für Kupfer und Zink.

In der Rahmede führten an der Stelle unterhalb Kläranlage Rahmedetal erhöhte Gehalte an Gesamtposphor, ortho-Phosphat-Phosphor, Nitrit-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff und Bor zu einer mäßigen Bewertung. Des Weiteren konnten die Grenzwerte für die Metalle Kupfer, Zink und Molybdän nicht eingehalten werden. Auch die UQN für PFOS wurde überschritten. Weitere Überschreitungen betrafen u. a. einige PAK, Ibuprofen, Diclofenac, Metformin, Gabapentin, Valsartan sowie deren Metabolite und mehrere Röntgenkontrastmittel. Vor der Mündung in die Lenne zeigte sich ein ähnliches Bild, allerdings wurden hier keine zusätzlichen Spurenstoffe untersucht.

An den zwei Probenahmestellen in der Else bei Fluss-km 4,5 und 1,2 erreichten die Gehalte der Nährstoffe sowie der mineralischen und organischen Inhaltsstoffe den sehr guten oder guten Zustand. An beiden Messstellen kam es zu Überschreitungen der Orientierungswerte für Kupfer sowie an der Stelle unterhalb Einmündung Oester für Zink und Silber.

In den Gewässern Glinge bach, Grüne, Nuttmecke, Grüner Bach und Schwarze Ahe führten die niedrigen Gehalte aller untersuchten Parameter zu einer guten bzw. sehr guten Bewertung. Auch die Gewässer Nette und Nahmer Bach wiesen niedrige Gehalte für die Mehrheit der untersuchten Parameter auf. Lediglich der gute Zustand für Kupfer und Silber konnte im Nahmer Bach vor Mündung in die Lenne nicht eingehalten werden. Im Sommer 2020 führten in diesen Gewässern erhöhte Wassertemperaturen zur Überschreitung der Qualitätsanforderung von 20 °C.

Die der Else zufließende Oester hält an den drei Probenahmestellen von oberhalb der Oestertalsperre bis zur Mündung für die Nährstoffparameter und die mineralischen Inhaltsstoffe den sehr guten bzw. guten Zustand ein. Lediglich an der Mündung wurden die gesetzlich nicht verbindlichen Orientierungswerte für Kupfer, Zink und Silber bzw. an der Oestertalstraße für Zink überschritten.

Planungseinheit Obere Lenne

Das Einzugsgebiet Obere Lenne (A_{EO} : 457 km²) besteht zu 70 % aus Waldflächen. Die Untersuchungen fanden in der Lenne an sieben Probenahmestellen sowie in zwölf Nebengewässern an insgesamt 16 Probenahmestellen statt. Hinsichtlich der Nährstoffparameter und der mineralischen/organischen Kenngrößen sind in der oberen Lenne sehr gute bis gute Verhältnisse vorhanden. Einmalig wurde im Oberlauf die Anforderung für die sommerliche Wassertemperatur überschritten. Für Kupfer wurde der Orientierungswert unterhalb Oberkirchen und oberhalb Einmündung Repe knapp überschritten. Während oberhalb Altenhundem die mittlere Zinkkonzentration knapp über dem Orientierungswert lag, erhöhte sich diese unterhalb des Zuflusses der geologisch bedingt vorbelasteten Hundem auf etwa den vierfachen Orientierungswert. Bis Bamenohl verringerte sich die Konzentration wieder um 25 %.

Auch in den direkt oder indirekt zufließenden Gewässern im Einzugsgebiet der oberen Lenne waren hinsichtlich der Nährstoffsituation gute, meist sogar sehr gute Verhältnisse vorhanden. Lediglich in der Elspe oberhalb Elspe wurde der Ammonium-Stickstoffgehalt mit mäßig bewertet. Bis auf den Silberbach und die Olpe, die durch Einflüsse von Erzvorkommen (Namensgeber für den Silberbach) und ehemaligen Minen geprägt sind, werden die Umweltqualitätsnormen für die prioritären Schwermetalle Blei, Cadmium und Nickel eingehalten. In den beiden vorgenannten, in der Elspe sowie in drei weiteren Gewässern wurden auch die Anforderungen für Kupfer und Zink überschritten. Diffuse Einträge führten in der Sorpe II, Latrop und Elspe zu Überschreitungen der UQN für Benzo[a]pyren. In der Latrop, deren Einzugsgebiet landwirtschaftlich geprägt ist, überschritt die mittlere Konzentration die Anforderung für das Pflanzenschutzmittel Dichlorvos. In einigen kleinen Gewässern wurde aufgrund anhaltend warmen Wetters zudem die zulässige Höchsttemperatur im Sommer überschritten und die Minimalanforderung für den Sauerstoffgehalt unterschritten.

Planungseinheit Mittlere Ruhr

Die Planungseinheit Mittlere Ruhr umfasst eine Fläche von 505 km² und ist überwiegend durch Waldflächen und ackerbauliche Nutzung geprägt. Neben der Ruhr bei Fröndenberg wurden zwei weitere Gewässer an insgesamt drei Probenahmestellen untersucht. In der Ruhr bei Fröndenberg führten niedrige Gehalte an Nährstoffen sowie mineralischen und organischen Inhaltsstoffen zu einer guten oder sehr guten Bewertung. Die Konzentrationen der Schwermetalle Blei, Cadmium und Nickel hielten die Anforderungen der OGeWV sicher ein. Dagegen erreichten die Konzentrationen der Metalle Kupfer und Zink lediglich die Einstufung „mäßig“. Auch die Anforderungen an die Konzentrationen von Benzo[a]pyren und Dichlorvos konnten nicht eingehalten werden.

Die Ergebnisse der Untersuchungen an zwei Stellen in der Oese oberhalb der Kläranlage Hemer und im dort zufließenden Westiger Bach zeigten bis auf je eine Überschreitung der Orientierungswerte für Kupfer und Zink gute bis sehr gute Verhältnisse an. Lediglich in der Oese oberhalb der Mündung des Westiger Bachs wurde die UQN für Benzo[a]pyren überschritten.

Planungseinheit Obere Ruhr 1

Die Planungseinheit Obere Ruhr 1 umfasst eine Fläche von 338 km² und besteht zu knapp zwei Dritteln aus Wald. Die Untersuchungen fanden an zwei Probenahmestellen in der Ruhr und einer in der Sorpe statt. In beiden Gewässern lagen die Gehalte an Nährstoffen sowie mineralischen und organischen Inhaltsstoffen auf einem niedrigen Niveau und konnten mit „gut“ bzw. „sehr gut“ bewertet werden. In der Ruhr oberhalb der Einmündung Röhr waren Überschreitungen der gesetzlich nicht verbindlichen Orientierungswerte von Acesulfam, Amidotrizoesäure, Diclofenac, Metformin und Metaza-

chlor-ESA festzustellen, die auf den Eintrag gereinigter kommunaler Abwässer zurückzuführen sind. In der Sorpe oberhalb der Talsperre führte im Sommer 2020 eine Überschreitung der oberen Anforderungsgrenze für den pH-Wert zu einer mäßigen Bewertung. Zudem konnte hier die UQN für Benzo[a]pyren nicht eingehalten werden.

Planungseinheit Obere Ruhr 2

Die Planungseinheit Obere Ruhr 2 (A_{EO}: 740 km²) ist überwiegend durch Wald sowie landwirtschaftliche Flächen geprägt. Neben der Ruhr an den Probenahmestellen oberhalb Meschede und oberhalb Einmündung Wenne wurden die Gewässer Brabecke, Nierbach, Salweybach und Henne an jeweils einer Stelle untersucht.

In der Ruhr erfuhren beide untersuchte Probenahmestellen hinsichtlich der Nährstoff- und Metallkonzentrationen eine gute bis sehr gute Bewertung. Nur an der Messstelle oberhalb Meschede überschritten die Gehalte von Ammonium- und Nitrit-Stickstoff die entsprechenden Anforderungen, so dass diese mit „mäßig“ bewertet wurden. An beiden Stellen wurde die UQN für das diffus eingetragene Benzo[a]pyren überschritten.

Auch vier untersuchte Nebengewässer hielten die Anforderungen für die Nährstoffe ein und konnten mit „sehr gut“ bewertet werden. Nur der Salweybach erreichte für Ammonium-Stickstoff lediglich eine gute Bewertung. Hier wurde die Wassertemperatur im Winter mit Werten oberhalb 8 °C zweimal überschritten, so dass der gute Zustand knapp verfehlt wurde. Auch erreichten der Salweybach und die Brabecke bei je einer Untersuchung das Qualitätsziel für den Sauerstoffgehalt nicht. Die UQN für die Cadmiumkonzentration wurde in der Brabecke und dem Nierbach überschritten. In der Henne unterhalb des Zuflusses der Kleinen Henne überschritten die Gehalte von Mangan und Benzo[a]pyren die jeweiligen Anforderungen.

Planungseinheit Möhne

Das 469 km² große Einzugsgebiet der Möhne ist überwiegend durch Waldflächen geprägt. Ein knappes Drittel umfasst landwirtschaftliche Nutzflächen. Die intensive Untersuchung dieser Planungseinheit erfolgte im Jahr 2021 an 15 Probenahmestellen in der Möhne sowie in 13 weiteren Gewässern mit insgesamt 19 Probenahmestellen. In diesem Abschnitt werden nur drei der untersuchten Probenahmestellen an der Möhne und 13 Probenahmestellen an den Nebengewässern näher erläutert. Auf die verbleibenden 18 Messstellen in Möhne, Bermecke, Küttelbecke und Wester wird in dem Beitrag „Untersuchungen zur Emissions- und Immissionssituation im Einzugsgebiet der Möhne“ (Kapitel 9) intensiv eingegangen. Bei dem dort zugrunde liegenden Untersuchungsprogramm wurden statt der üblichen vier allerdings sechs Probenahmen im Jahr durchgeführt.

Die beiden Untersuchungsstellen, die in der Wester oberhalb der Brauerei Warstein und vor dem Zufluss der Hamecke liegen, wiesen sehr gute Nährstoffverhältnisse auf. Oberhalb der Brauerei Warstein waren geogen bedingt die Konzentrationen von Cadmium, Nickel, Kupfer und Zink erhöht, so dass die jeweilige Anforderung knapp nicht eingehalten werden konnte. Auf dem weiteren Fließweg traten außer bei Zink diese Überschreitungen nicht mehr auf.

In der Möhne lag an der Untersuchungsstelle unterhalb Heidelberg, oberhalb KA Warstein-Belecke sowie den beiden unterhalb der Möhnetalsperre befindlichen Stellen oberhalb Zufluss Herbecke und vor Mündung in die Ruhr für alle Nährstoffparameter der sehr gute Zustand vor. Überschreitungen der jeweiligen Anforderungen traten für Kupfer und Zink an der überwiegenden Anzahl der Probenahmestellen auf. Ausnahmen bildeten hier die Probenahmestellen oberhalb Wülf, die in Bezug auf Kupfer mit einem guten Zustand bewertet wurde und Mündung in die Ruhr, die eine sehr gute Bewertung in Hinblick auf den Parameter Zink erzielte. An der Mündung in die Ruhr überschritten sowohl Benzo[a]pyren als auch die Medikamente Ibuprofen und Metformin die jeweilige Güteanforderung.

Die untersuchten und hier berichteten Gewässer im Einzugsgebiet der Möhne sind die Aa, Biber, Glenne, Große Dümecke, Lörmecke sowie die Kleine und Große Schmalenau. Viele dieser Gewässer liegen im Naturschutzgebiet des Arnsberger Walds, der durch nährstoffarme Verhältnisse und zum Teil durch Moore geprägt ist. So wiesen alle genannten Fließgewässer, bis auf die Biber mit einer guten Bewertung für Ammonium-Stickstoff, einen sehr guten Zustand bezüglich der Nährstoffkonzentrationen auf. Die verhältnismäßig niedrigen pH-Werte begünstigen eine Mobilisierung geogen vorhandener Schwermetalle, so dass in den Gewässern Schlagwasser, Schorenbach, Heve, Kleine Schmalenau und Lörmecke die UQN für Cadmium und Nickel nicht eingehalten wurde. Die Konzentrationen von Kupfer und/oder Zink überschritten in allen hier untersuchten Fließgewässern die jeweiligen gesetzlich nicht verbindlichen Orientierungswerte.

Zusammenfassung

Insgesamt wurden neun Planungseinheiten mit insgesamt 57 Gewässern untersucht. Bild 4.2 zeigt die Verteilung der Bewertungen der im Jahr 2020 durch das LANUV und im Jahr 2021 durch den Ruhrverband untersuchten Kenngrößen auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung sowie für weitere Parameter. Die Qualitätsanforderung für den pH-Wert konnte an 7 % der Messstellen nicht eingehalten werden. Aufgrund der langandauernden Trockenwetterphasen im Jahr 2020 und teilweise auch im Jahr 2021 wurde an 26 % der Probenahmestellen die Wassertemperatur und an 10 % der Stellen der Sauerstoffgehalt mit „mäßig“ bewertet. Hinsichtlich der Nährstoff- und der organischen Belastung lagen die mittleren Konzentrationen auf einem deutlich niedrigeren Niveau als in den Vorjahren, so dass nur 9 % der gemessenen Ammonium-Stickstoff- und 8 % der Phosphor-Konzentrationen zu Überschrei-

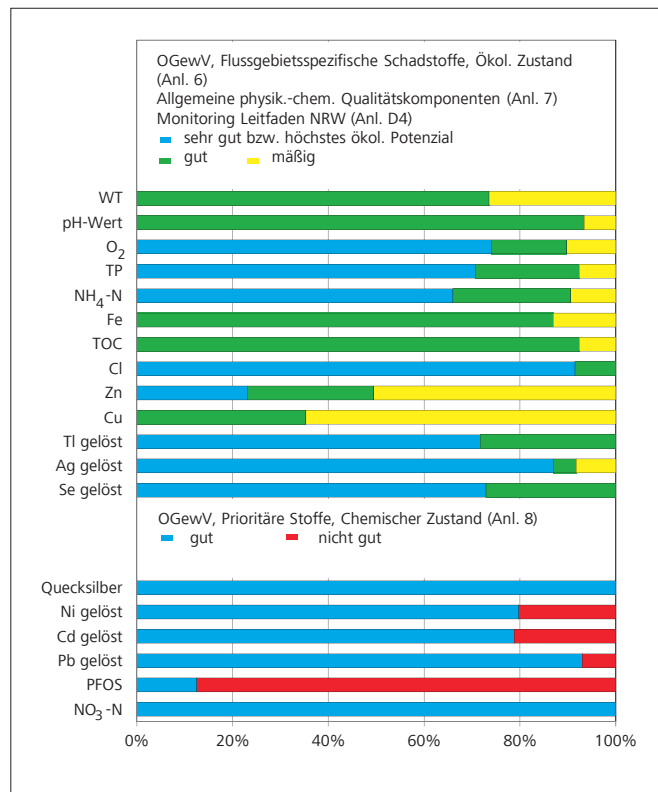


Bild 4.2: Relative Verteilung der Bewertungen ausgewählter Kenngrößen auf der Basis der Oberflächenwasserverordnung (OGewV Juni 2016)

Fig. 4.2: Relative distribution of evaluations for selected parameters based on the Surface Water Regulation (OGewV Juni 2016)

tungen der jeweiligen Anforderungen führten; beim TOC waren es 8 %. Die durchschnittlichen Konzentrationen der Schwermetalle Blei, Cadmium und Nickel überschritten an 7 %, 21 % bzw. 20 % der untersuchten Stellen die jeweilige Umweltqualitätsnorm. Der gute Zustand wurde für die Kupferkonzentration an 65 % und für die Zinkkonzentration an 51 % der Probenahmestellen verfehlt. Für die Metalle Silber und Eisen lag der Prozentsatz der Überschreitungen der jeweiligen Anforderung bei 8 % bzw. 13 %. Die Konzentrationen des Metalls Thallium und des Halbmetalls Selen führten an allen untersuchten Probenahmeorten zu einer guten Bewertung. Die PFOS-Konzentrationen konnten an 21 von 24 untersuchten Probenahmestellen nicht den guten Zustand einhalten, was auf die geltende, extrem niedrige UQN zurückzuführen ist. Zusätzlich wurde an ausgewählten Probenahmestellen auf flussgebietsspezifische und gesetzlich nicht geregelte Stoffe untersucht. Hierbei handelte es sich um weitere Schwermetalle, Arzneimittel, Diagnostika, Pflanzenschutzmittel sowie deren Metabolite, polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe, perfluorierte Tenside, leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe und polychlorierte Biphenyle. Für die Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe und Röntgenkontrastmittel, wie z. B. Ibuprofen, Diclofenac und Amidotrizoesäure, erfolgte dabei an den untersuchten Probenahmestellen in der unteren, mittleren

und oberen Ruhr sowie in der Volme, Möhne, Bigge und der unteren und oberen Lenne überwiegend eine mäßige Bewertung. Zufließende kleinere Gewässer unterschritten dagegen meist die jeweiligen Anforderungen.

Hydrobiologische Untersuchungen gemäß EG-WRRL – Makrozoobenthos

Seit dem Jahr 2007 wird der Gewässerzustand im Einzugsgebiet (EZG) der Ruhr auf Basis der kooperativen Mitwirkung des Ruhrverbands beim operativen Gewässermonitoring gemäß EG-WRRL [4.4] in Form von ökologischen Gewässerzustandskarten dargestellt. Als Datenquellen dienen die Untersuchungsergebnisse aus dem vom Ruhrverband und vom LANUV gemeinsam durchgeführten Gewässermonitoring. Daneben werden Daten berücksichtigt, die im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ (IEP) beim Ruhrverband erhoben wurden („Weitere Untersuchungen des Ruhrverbands“) [4.5]. Diese in räumlich eng begrenzten Gebieten mit hoher Dichte gewonnenen Daten sollen unter Berücksichtigung der Ziele der EG-WRRL helfen, notwendige Maßnahmen im Bereich der Siedlungsentwässerung hinsichtlich Zielerreichung und Aufwand zu optimieren.

Im Folgenden werden zunächst die hydrobiologischen Untersuchungsergebnisse an der Ruhr dargestellt. Daran schließen sich die Befunde des operativen Monitorings an den Nebengewässern an, wozu aufgrund des Monitoringkonzepts auch einzelne Probenahmestellen in der Ruhr gehören. Die Grundlagen für die Bewertung sind im Kapitel 2 zusammengefasst.

Untersuchungen an der Ruhr

Die Ruhr entspringt nordöstlich von Winterberg auf einer Höhe von 674 m als „Grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach“ (LAWA-Gewässertyp 05). Ab Olsberg-Bigge (Fluss-km 199,6) wird sie zum Mittelgebirgsfluss (LAWA-Gewässertyp 09 „Silikatischer Mittelgebirgsfluss“), der sich nach dem Zufluss der Röhr (Fluss-km 141,8) bis zur Mündung in den Rhein als „Großer Fluss des Mittelgebirges“ (LAWA-Gewässertyp 09.2) darstellt. Von den 219 km der Ruhr sind knapp 60 % des Flusslaufs als erheblich verändert (HMWB) ausgewiesen. Dies betrifft im Wesentlichen die Untere Ruhr, in der nutzungsbedingt langsam fließende bzw. gestaute Bereiche überwiegen. In diesen Ruhrabschnitten ist das gute ökologische Potenzial das Entwicklungsziel und nicht das Erreichen des guten ökologischen Zustands (siehe Kapitel 2). In Bild 4.3 sind die Ergebnisse der hydrobiologischen Untersuchungen des Gewässerzustands der Ruhr messstellenbezogen für die Module Saprobie und allgemeine Degradation (AD) der Qualitätskomponente Makrozoobenthos (MZB) dargestellt. Diese Abbildung gibt einen Überblick über den ökologischen Zustand der Ruhr im Untersuchungszeitraum der Jahre 2016 bis 2021. Die im Jahr 2021 neu untersuchten acht Probenahmestellen befinden sich in den Planungseinheiten Mittlere Ruhr, Obere Ruhr 1 und Obere Ruhr 2.

Im hier dargestellten Betrachtungszeitraum zeigte die Ruhr saprobiell wieder fast durchgängig einen guten Zustand. Die Probenahmestelle – Brücke in Wetter - konnte sogar mit „sehr gut“ bewertet werden. Das heißt, die Ruhr ist an dieser Probenahmestelle saprobiologisch leitbildkonform.

Vier Stellen in der Ruhr – oberhalb RÜ Erlenstr. (SI: 2,28), oberhalb Pegel Hattingen (SI: 2,50) R70, T8 an Mendener Brücke (SI: 2,29) und oberhalb RÜB Raffelberg (SI: 2,27) überschritten im Jahr 2021 die gewässertypische Klassengrenze von 2,25 für den guten saprobiellen Zustand und waren daher mit „mäßig“ zu bewerten. Grund für den mit „mäßig“ bewerteten Saprobienindex an der Probenahmestelle unterhalb RÜ Erlenstraße in der mittleren Ruhr bei Wickede war die Unzugänglichkeit der Probenahmestelle. Um den möglichen Einfluss des Kläranlagenablaufs auf das Gewässer beurteilen zu können, ist eine unmittelbare Nähe zur Einleitungsstelle wichtig. Die zu beprobenden Stellen wiesen steil abfallende Ufer und Steinschüttung auf, so dass hier nur ein stark reduziertes Arteninventar für die Auswertung und Bewertung zur Verfügung stand. Für die leicht bis mäßig über der Klassengrenze liegenden Saprobienindizes an den Probenahmestellen - an Mendener Brücke, oberhalb RÜB Raffelberg und oberhalb Pegel Hattingen - waren wie in den Vorjahren zum einen das Vorkommen von aus dem Rhein eingewanderten Neozoen und zum anderen das Vorkommen von Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Stillgewässern und langsam fließenden Strömen verantwortlich. Auch wenn diese Arten kausal keine Belastung indizieren, so gingen sie doch als typische Stillwasserarten, die für den Oberlauf der Ruhr als Gewässertyp 09.2 „Großer Fluss des Mittelgebirges“ scheinbar eine gewisse saprobielle Belastung indizierten, als Störanzeiger in die Bewertung ein. Hohe Planktondichten, die durch autosaprobielle Prozesse ihres Stoffwechsels oder bei ihrem Absterben in der Vergangenheit den Sauerstoffgehalt der Ruhr senkten und sich so negativ auf die Bewertung der Saprobie auswirkten, sind mit der anhaltenden Nährstofflimitierung und verstärkt durch die hohe Filtrationsrate der invasiven asiatischen Körbchenmuschel *Corbicula* [4.6] weiterhin auf einem niedrigen Niveau.

Im diesjährigen Betrachtungszeitraum war bis auf zwei Ausnahmen die Bewertung des Moduls der allgemeinen Degradation im Oberlauf der Ruhr vergleichbar mit der Vorjahresbetrachtung. Die Ausnahmen waren zum einen die Probenahmestelle (R22) oberhalb Einmündung der Röhr, wel-

[4.4] Richtlinie 2000/60/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/72, vom 22. 12.2000

[4.5] Jardin, N., Weyand, M., Podraza, P.: Mit der Integralen Entwässerungsplanung zum guten Gewässerzustand. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Band 236: 48. Essener Tagung, Aachen 15. – 17. April 2015, Seite 10/1 bis 10/16, Aachen 2015, ISBN 978-3-938996-42-3

[4.6] Ruhrverband: Vorkommen und Bedeutung der neozoischen Körbchenmuschel *Corbicula* in der Ruhr. Ruhrgütebericht 2016, S. 99 - 104

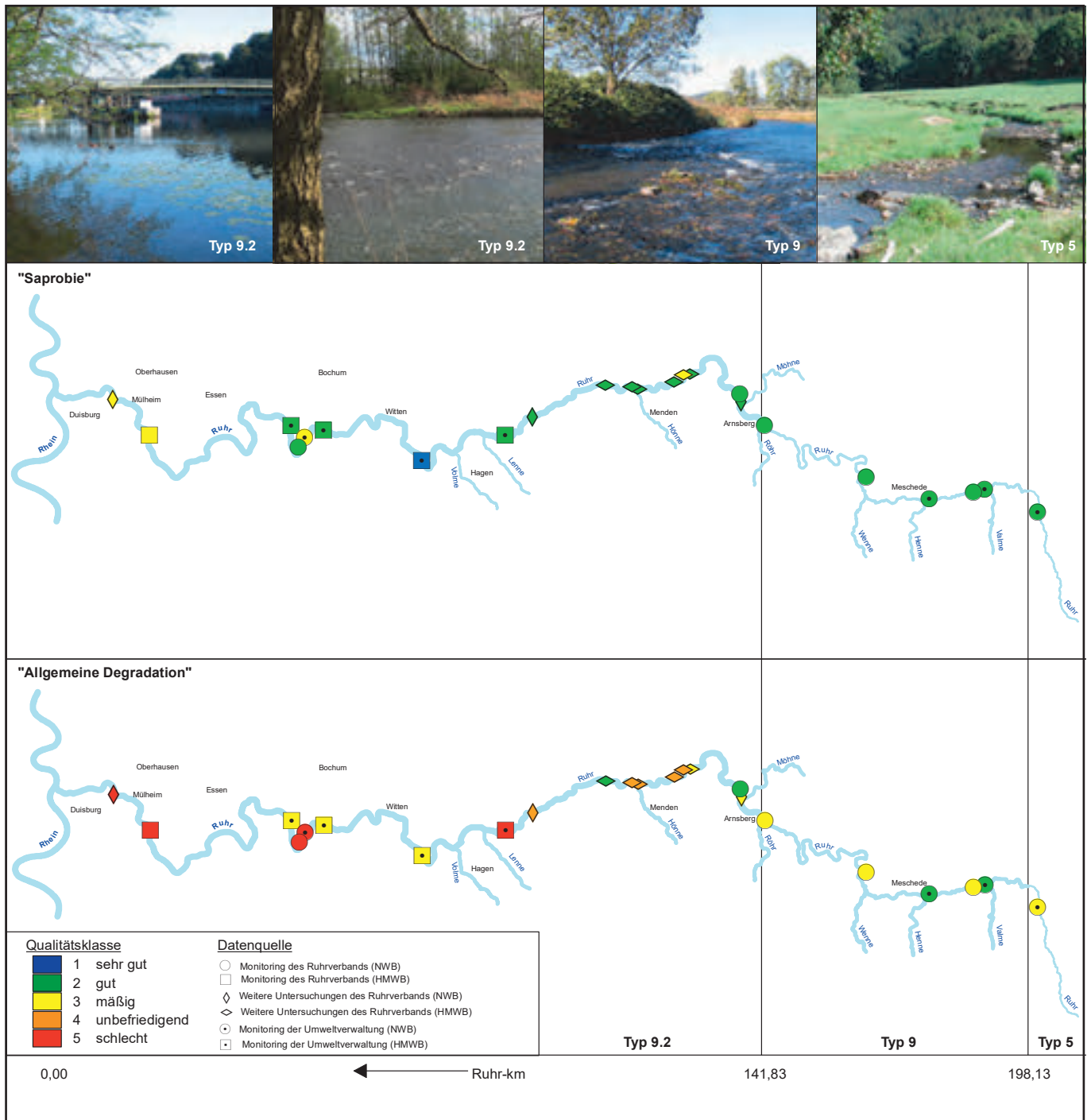


Bild 4.3: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos (Module Saprobie und Allgemeine Degradation) im Fließverlauf der Ruhr für die Jahre 2015 bis 2021. Ergebnisse „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de> in Zusammenarbeit mit dem Ruhrverband.

Fig. 4.3: Ecological status – macrozoobenthos (modules saprobic index and general degradation) along the course of the Ruhr, 2016 to 2021. Results „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz c Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de> in cooperation with Ruhrverband.

Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

che sich erfreulicherweise im Vergleich zum vorangegangenen Betrachtungszeitraum von „unbefriedigend“ auf „mäßig“ verbessert hat, und zum anderen die Probenahmestelle (R 4) unterhalb Einmündung Neger. Hier verschlechterte sich die Bewertung von einem am 19. April 2015 mit „gut“ bewerteten auf einen nun im Jahr 2021 mit „mäßig“ bewerteten Zustand. Nach Ausschluss möglicher negativer punktueller oder diffuser Einflüsse auf Höhe der Probenahmestelle war mit hoher Wahrscheinlichkeit der späte Beprobungszeitpunkt am 06. Mai ursächlich für das defizitäre Bewertungsergebnis. Um die für die untersuchten Gewässerabschnitte charakteristischen Organismengruppen in einem für die Determination aussagekräftigen Entwicklungsstadium vorzufinden, wird für Gewässer des Typ 05 „Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ ein Zeitfenster von Februar bis April empfohlen [4.7]. So ist es wahrscheinlich, dass zum Zeitpunkt der diesjährigen Beprobung bereits viele bewertungsrelevante Taxa durch Emergenz (Übergang in das geflügelte Entwicklungsstadium von aquatischen Insektenlarven) dem aquatischen Lebensraum entwichen waren.

Unterhalb der Möhne-Mündung war die Ruhr in ihrem ökologischen Zustand mit „gut“ zu bewerten. Das im Vergleich zur Ruhr kältere Tiefenwasser aus der Möhne-Talsperre führte zu einem sogenannten Rhithralisierungseffekt. Die Ruhr verlor in diesem Bereich ihre flusstypischen Eigenschaften eines Typ - 9.2 Gewässers und ähnelte v. a. im Temperaturregime mehr einem Mittelgebirgsbach. Damit einher ging, dass die kaltwasserpräferierenden, sogenannten kaltenothermen Taxa in Art und Abundanz zunahmen und sich dies positiv auf die Bewertung des ökologischen Zustands auswirkte. Zudem verstärkt der Rückhalt von Feinsedimenten durch die Talsperre weiter die Abwandlung zu einem Typ 05 Bachcharakter. Im weiteren Fließverlauf der Ruhr traten zunehmend strukturelle Defizite auf. Dazu zählten fehlende oder unzureichende Habitatstrukturen, vor allem durch Querbauwerke verursachte Staueffekte und damit verbundene Veränderungen des Strömungsbildes, sowie eine mögliche Erwärmung des Gewässers. Dies begünstigte neben einer Ansiedlung von für die Ruhr untypischen Stillwassertaxa auch die Ansiedlung von oft konkurrenzstärkeren Neozoen, die mit hohen Individuendichten die Besiedlung in der mittleren und unteren Ruhr dominierten. So wurden die als HMWB ausgewiesenen Probenahmestellen überwiegend defizitär bewertet. Weiter flussabwärts erfolgte basierend auf früheren Untersuchungen überwiegend eine schlechte Bewertung hinsichtlich der allgemeinen Degradation. Die angepasste Typzuweisung der unteren Ruhr als Typ 21_N Seeausflussgeprägtes Fließgewässer spiegelt die Charakteristika der durch Stauhaltung geprägten unteren Ruhr besser wider als die ursprünglich der Bewertung zugrunde gelegte Typzuweisung eines 9.2 Gewässers „Große Flüsse des Mittelgebirges“ (siehe Kapitel 2 „Grundlagen der Bewertung von Gewässeranalysedaten im Ruhr Gütebericht“). Durch diese differenzierte Tybbetrachtung verbesserte sich die Bewertung der aktuellen Monitoringdaten aus dem Jahr 2021 in drei von vier Fällen von „schlecht“ auf „mäßig“, wobei zu erwähnen ist, dass eine Probenahmestelle mit einem Bewertungsscore von

0,56 nah an der Klassengrenze zu „gut“ (0,6) lag. Die defizitäre Bewertung aller Probenahmestellen im Unterlauf der Ruhr vor Beginn der differenzierten Tybbetrachtung im Jahr 2019 beruht im Wesentlichen auf zwei Ursachen: Zum einen war dieser Bereich, wie bereits erwähnt, stark durch Neobiota besiedelt. Diese werden gemäß dem Bewertungssystem als gewässeruntypisch und somit als Störanzeiger angesehen, was zu einer schlechten Beurteilung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials führte. Zum anderen wurden durch die Ruhrstauseen und die ausgedehnten Rückstaubereiche Habitatbedingungen geschaffen, die nicht mehr von Arten, die typisch für breite, turbulent fließende Flüsse mit Kies- und Schotterbänken (LAWA – Gewässertyp - 09.2 „Große Flüsse des Mittelgebirges“) sind, besiedelt wurden. Im Gegenteil dominierten hier Arten der Stillgewässer und der großen Ströme. Da diese als gewässeruntypisch für den Gewässertyp 09.2, dem die Ruhr in diesem Bereich zugeordnet war, eingestuft sind, erklärt sich hierüber die schlechte Bewertung.

Negative Auswirkungen auf den saprobiellen Zustand oder die Bewertung der allgemeinen Degradation der Ruhr in Folge der Mindestwasserführung oder durch das Hochwasserereignis im Juni 2021 konnten auf Basis der vorliegenden Daten nicht festgestellt werden. Umfassende Aussagen mit Blick auf das ganze Ruhr Einzugsgebiet sind jedoch erst im Folgejahr möglich.

Der Aspekt der Versauerung ist nur im oberen Ruhrabschnitt, der dem Typ eines silikatischen Mittelgebirgsbachs (LAWA – Typ - 05) entspricht, relevant. Die Ruhr unterliegt jedoch keinem nachweisbaren Versauerungseinfluss und weist für dieses Modul einen sehr guten Zustand auf.

Hydrobiologische Untersuchungen gemäß EG-WRRL in den Gewässern der Planungseinheiten

Im Rahmen des kooperativen Gewässermonitorings lag im Jahr 2021 seitens des Ruhrverbands der Schwerpunkt der hydrobiologischen Untersuchungen mit insgesamt 32 Probenahmestellen auf den Planungseinheiten untere Lenne, mittlere Ruhr, obere Ruhr 1 und Möhne, während das LANUV 52 Untersuchungen in den Planungseinheiten mittlere Ruhr, obere Ruhr 2 und Möhne durchgeführt hat. Weitere Untersuchungen an 25 Probenahmestellen fanden im Jahr 2021 im Rahmen des IEP-Programms des Ruhrverbands in den Planungseinheiten untere Ruhr, untere Lenne, obere Lenne, mittlere Ruhr und obere Ruhr 1 statt.

Die Bilder 4.4 und 4.5 zeigen die Gewässerzustandskarten für die Module Saprobie und allgemeine Degradation. In den Karten sind die Ergebnisse messstellengenau mit farbig codierten Symbolen entsprechend der fünfstufigen Qualitätsklassifizie-

[4.7] Meier, C., Haase, P., Rolaufts, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Hering, D., *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Stand 2006, S. 4-5*

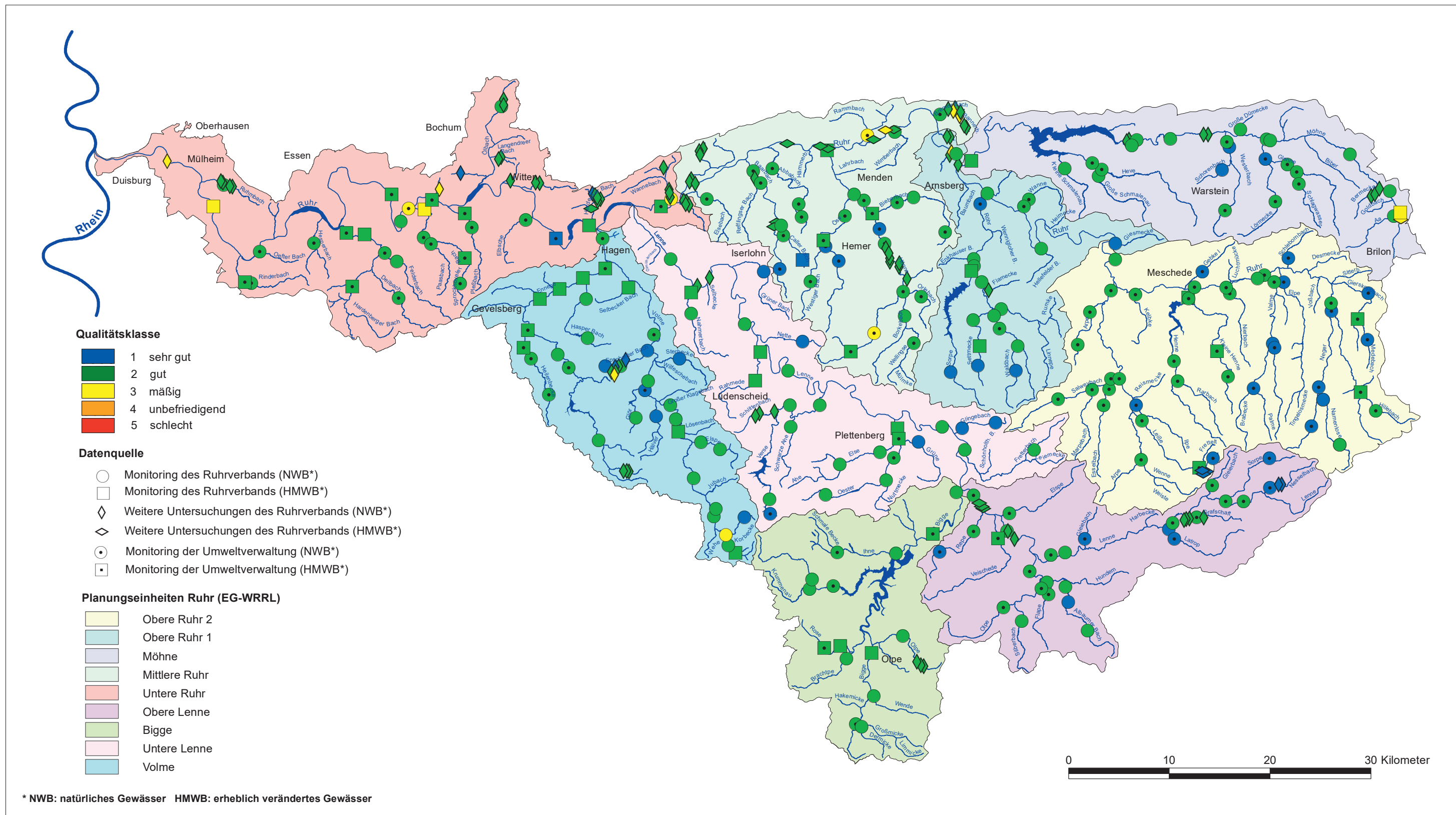


Bild 4.4: Ökologischer Gewässerzustand im Ruhrinzugsgebiet – Makrozoobenthos (Modul Saprobie) für die Jahre 2016 bis 2021. Ergebnisse „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de> in Zusammenarbeit mit dem Ruhrverband.

Fig. 4.4: Ecological status in the Ruhr catchment area – macrozoobenthos (module saprobic index), 2016 to 2021. Results „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de> in cooperation with Ruhrverband.
Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

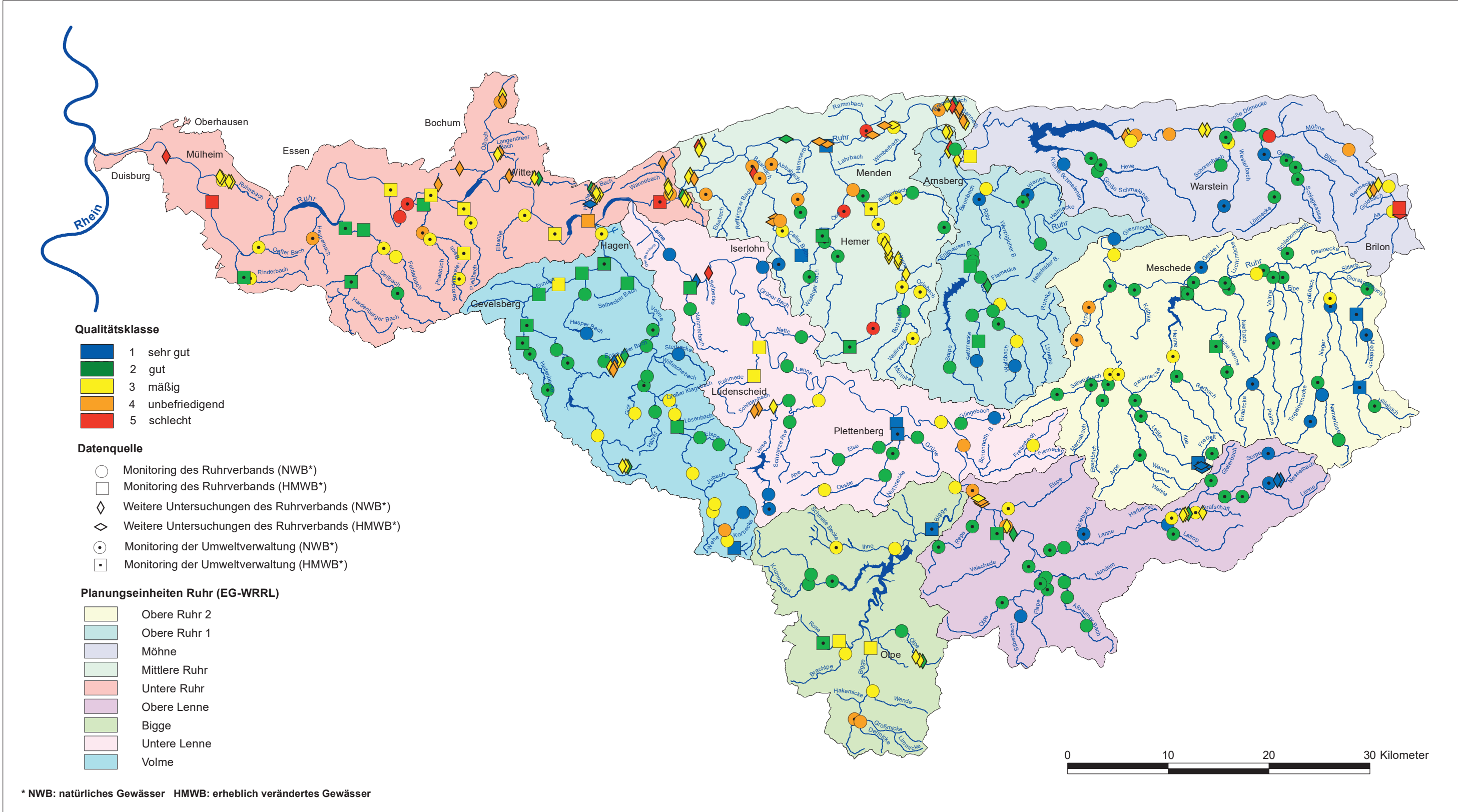


Bild 4.5: Ökologischer Gewässerzustand im Ruhreinzugsgebiet – Makrozoobenthos (Modul Allgemeine Degradation), für die Jahre 2016 bis 2021. Ergebnisse „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de> in Zusammenarbeit mit dem Ruhrverband.

Fig. 4.5: Ecological status in the Ruhr catchment area – macrozoobenthos (module general degradation), 2016 to 2021. Results „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de> in cooperation with Ruhrverband.

Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung - Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

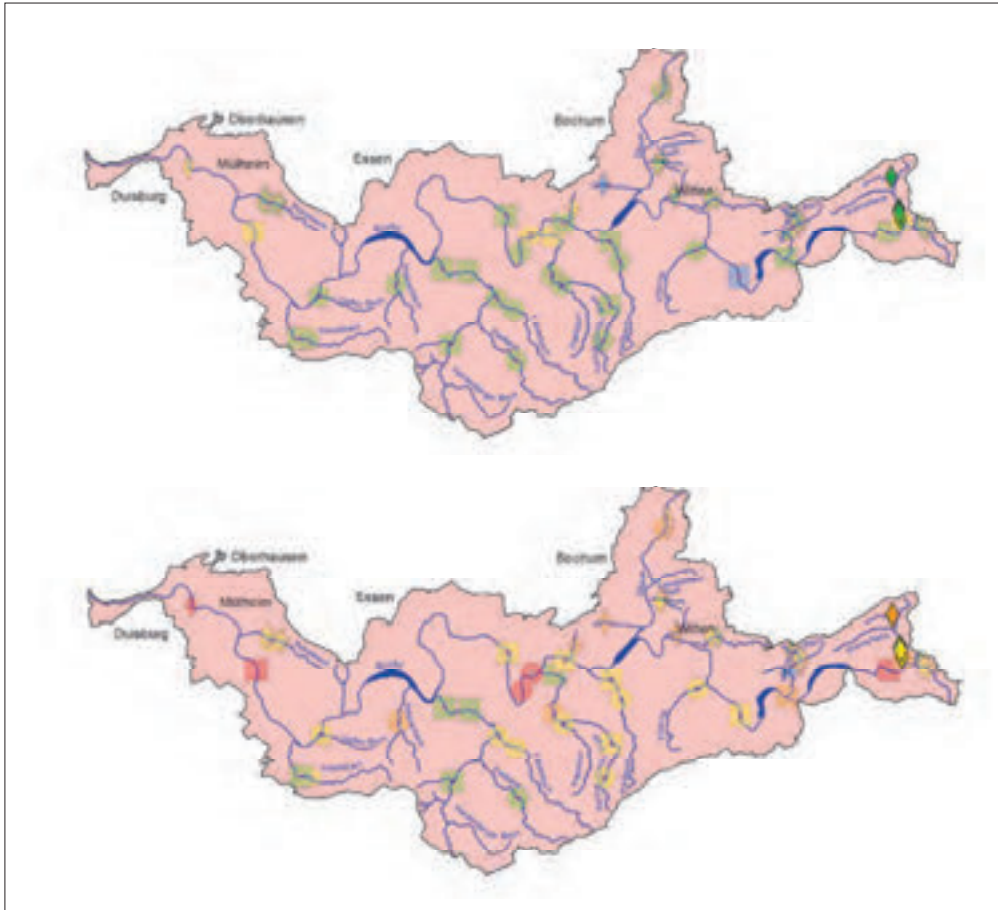


Bild 4.6: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Untere Ruhr (PE 1000). Oben: Modul Saprobie, unten: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2021, große, schwach gefärbte Symbole = 2016 bis 2020.

Fig. 4.6: Ecological status – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Lower Ruhr (PE 1100). Above: module saprobic index; below: module general degradation. Small, deeply coloured symbols = 2021, large, lightly coloured symbols = 2016 to 2020.

Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung – Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

rung nach EG-WRRL dargestellt. Die Darstellung des ökologischen Potenzials (für HMWB) für das Modul allgemeine Degradation erfolgt für Daten ab dem Jahr 2015 in der gleichen fünfstufigen Farbcodierung wie für NWB, jedoch zur Differenzierbarkeit mit anderen Symbolen. Dies weicht vom offiziellen HMWB-Farbcodierung gemäß OGEV [4.8] Anlage 12 ab, die für das höchste ökologische Potenzial keine Farbe festlegt und HMWB-Bewertungen zusätzlich mit grauen Querstreifen kennzeichnet.

Die Gewässerzustandskarten basieren auf Untersuchungen, die in den Jahren 2016 bis 2021 durchgeführt wurden. Alle Daten von Untersuchungen aus den vorhergehenden Jahren wurden entfernt bzw. durch neuere Ergebnisse ersetzt. Die Karten repräsentieren daher den Gewässerzustand der letzten sechs Jahre und umfassen 362 Probenahmestellen. Im Jahr 2021 wurden vom Ruhrverband 57 Probenahmestellen und vom LANUV 51 Probenahmestellen im Ruhreinzugsgebiet hydrobiologisch untersucht. Diese Ergebnisse wurden bei der Aktualisierung der vorliegenden Gewässerzustandskarten mitberücksichtigt.

Im Folgenden werden die Ergebnisse aus dem Jahr 2021 sowohl im Vergleich als auch ergänzend zu den Ergebnissen aus den zurückliegenden Jahren 2016 bis 2020 in Ausschnittskarten dargestellt und diskutiert.

Planungseinheit 1000 untere Ruhr (Bild 4.6)

Das Einzugsgebiet der unteren Ruhr wurde in diesem Betrachtungszeitraum an 57 Probenahmestellen in 23 Gewässern untersucht. Von den 57 Probenahmestellen lagen 43 in als NWB ausgewiesenen und 14 in als HMWB ausgewiesenen Wasserkörpern mit den Fallgruppen Bebauung mit und ohne Vorland (BoV und BmV) sowie Einzelfallbetrachtung (EFB). Anders als noch im Vorjahreszeitraum, in welchem die Bewertungsgrundlage von Seiten des Landes für HMWB-Wasserkörper der unteren Ruhr noch nicht abschließend geklärt war und diese Probenahmestellen nach dem Worst-case-Prinzip als NWB-Wasserkörper bewertet wurden, konnte dieses Jahr eine angepasste Typbewertung zugrunde gelegt werden (siehe Ka-

[4.8] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGEV), Bundesgesetzblatt G 5702, Bonn 23. Juni 2016

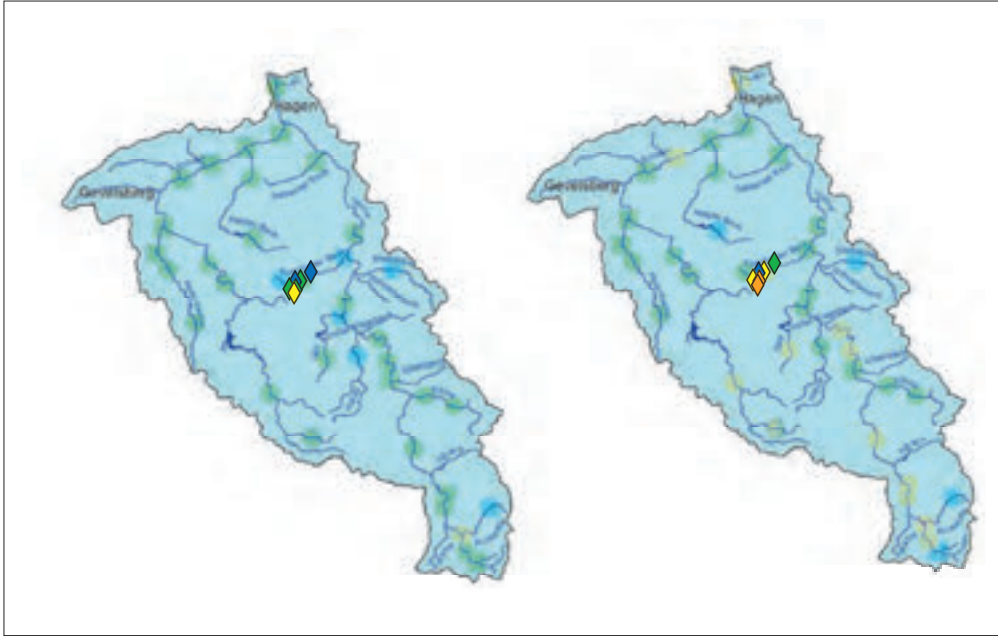


Bild 4.7: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Volme (PE 1100). Links: Modul Saprobie, rechts: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2021, große, schwach gefärbte Symbole = 2016 bis 2020.

Fig. 4.7: Ecological status – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Volme (PE 1100). Left: module saprobic index; right: module general degradation. Small, deeply coloured symbols = 2021, large, lightly coloured symbols = 2016 to 2020.

Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung – Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

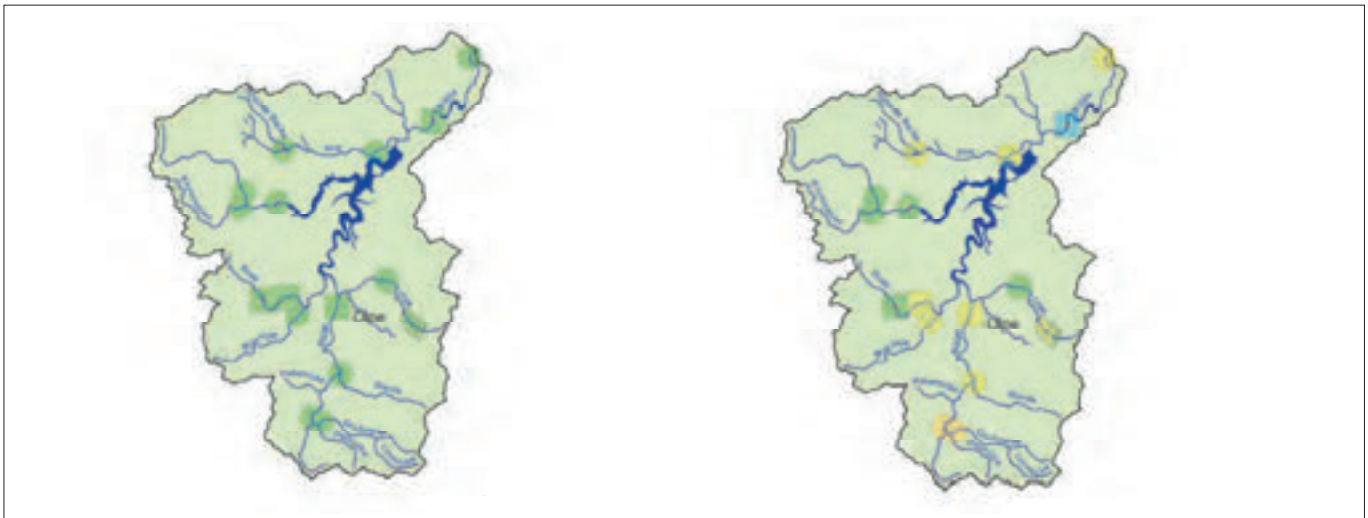


Bild 4.8: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Bigge (PE 1200). Links: Modul Saprobie, rechts: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2021, große, schwach gefärbte Symbole = 2016 bis 2020.

Fig. 4.8: Ecological status – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Bigge (PE 1200). Left: module saprobic index; right: module general degradation. Small, deeply coloured symbols = 2021, large, lightly coloured symbols = 2016 to 2020.

Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung – Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

pitel 2 „Grundlagen der Bewertung von Gewässeranalyse-
daten im Ruhrgütebericht“), so dass die betroffenen Proben-
nahmestellen als HMWB–Wasserkörper in ihrem ökologischen
Potenzial bewertet wurden.

Diese Planungseinheit wies für den Betrachtungszeitraum der
Jahre 2016 bis 2021 an 89 % der Probennahmestellen einen
sehr guten oder guten saprobiellen Zustand auf. Die allgemei-
ne Degradation erfüllte jedoch nur an 17 % der insgesamt
57 berücksichtigten Probennahmestellen die Anforderungen für

einen guten oder sehr guten ökologischen Zustand im Sinne
der EG-WRRL. 54 % der Probennahmestellen waren mit „mä-
ßig“, 21 % mit „unbefriedigend“ und 8 % mit „schlecht“ be-
wertet. Ursache für diese Befunde waren vor allem veränderte
Gewässerstrukturen. Die Gewässer sind durch bestehende
Nutzungsansprüche (Siedlungstätigkeiten, Hochwasserschutz,
Wasserkraftnutzung, Rohwasserentnahme für die Trinkwasser-
gewinnung, etc.) so überprägt, dass ein natürlicher oder na-
turnaher Zustand selten vorliegt.

Im Jahr 2021 wurde die Planungseinheit untere Ruhr im Rahmen der integralen Entwässerungsplanung an vier Probenahmestellen in zwei Gewässern ausschließlich vom Ruhrverband untersucht. Dabei verbesserte sich die Bewertung des ökologischen Zustands im Vergleich zum Vorjahreszeitraum an den beiden Probenahmestellen im Wannebach – oberhalb und unterhalb RÜB 1 Schwerte-Westhofen – von „unbefriedigend“ auf „mäßig“. Ursächlich hierfür war u. a. eine Modifizierung des Betriebs der Niederschlagswasserbehandlungsanlage, welche sich positiv auf die Bewertung der Gewässerbiologie auswirkte. Die im Jahr 2021 neu hinzugenommene Probenahmestelle im Wannebach – unterhalb Hagener Straße – bestätigt mit einem ebenfalls mit „mäßig“ bewerteten ökologischen Zustand die Verbesserung der Gewässerverhältnisse. Gemäß den Vorgaben im Genehmigungsbescheid der Bezirksregierung (BR) Arnsberg wurde im Jahr 2021 zudem auch die Gewässerträglichkeit des Stauraumkanals (SK) Krinkelweg auf den Krinkelbach im Einzugsgebiet des Wannebachs überprüft. Auch wenn das Modul der allgemeinen Degradation hier mit „unbefriedigend“ bewertet ist, ist ein negativer Einfluss des SK Krinkelweg durch die vorhandene marginale Entlastungstätigkeit als untergeordnet einzustufen. Vielmehr sind die morphologischen Voraussetzungen eines zu großen Teilen verrohrten und unbeschatteten Wiesengrabens mit fehlendem Wiederbesiedlungspotential ursächlich für den defizitären Bewertungszustand.

Planungseinheit 1100 Volme (Bild 4.7)

Von den 45, im Volme Einzugsgebiet überwiegend in als NWB ausgewiesenen Wasserkörpern liegenden Probenahmestellen wurden im Jahr 2021 sechs Probenahmestellen in zwei Gewässern im Rahmen der integralen Entwässerungsplanung (IEP) vom Ruhrverband untersucht.

Bis auf zwei Ausnahmen wiesen alle Probenahmestellen einen guten oder sogar sehr guten saprobiellen Zustand auf. Unter anderem wurde die Probenahmestelle – unterhalb KA Breckerfeld – in der Illekatte im Modul der Saprobie mit „mäßig“ bewertet. Da das Wasser der Illekatte bei mittlerem Abfluss zu etwa 60 % aus dem Kläranlagenablauf besteht, ist nicht zu erwarten, dass ein guter ökologischer Zustand auch bei optimaler Reinigungsleistung der Kläranlage erreicht werden kann. Im Modul der allgemeinen Degradation konnten 41 % der Probenahmestellen mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden. Es gab in dieser Planungseinheit keine Probenahmestelle, die mit „schlecht“ bewertet wurde.

Im Jahr 2021 fanden im Rahmen von Erfolgskontrollen sechs Untersuchungen der integralen Entwässerungsplanung an den Gewässern Epscheider Bach und Illekatte statt. Im Vergleich zur letzten Untersuchung aus dem Jahr 2015 konnte sich die Probenahmestelle im Epscheider Bach – oberhalb Mündung Illekatte – in allen Modulen auf einen mit „sehr gut“ bewerteten ökologischen Zustand verbessern und ist damit leitbildkonform. Bei den anderen im Jahr 2021 untersuchten Probenahmestellen gab es keine Veränderung auf Bewertungsebene.

Planungseinheit 1200 Bigge (Bild 4.8)

In der Planungseinheit Bigge fanden im Jahr 2021 weder durch das LANUV noch durch den Ruhrverband Makrozoobenthosuntersuchungen statt. Von den 18 dargestellten, überwiegend als NWB bewerteten Probenahmestellen (Bewertungszeitraum 2016-2020) wiesen alle einen guten saprobiellen Zustand auf.

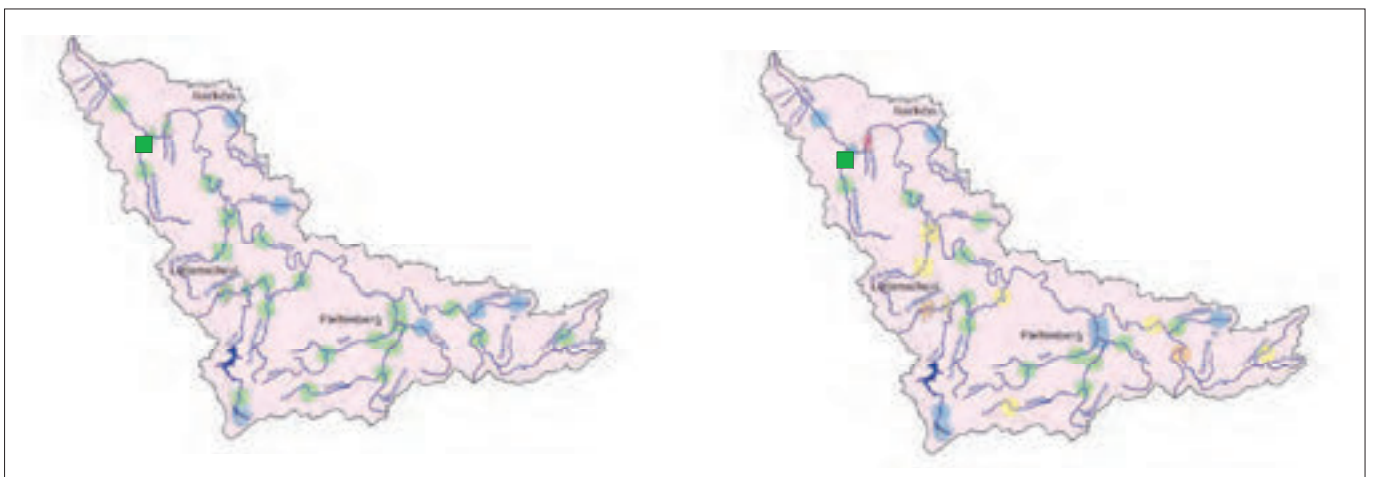


Bild 4.9: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Untere Lenne (PE 1300). Links: Modul Saprobie, rechts: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2021, große, schwach gefärbte Symbole = 2016 bis 2020.
 Fig. 4.9: Ecological status – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Lower Lenne (PE 1300). Left: module saprobic index; right: module general degradation. Small, deeply coloured symbols = 2021, large, lightly coloured symbols = 2016 to 2020.
 Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung – Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

Im Modul der allgemeinen Degradation konnten 44 % mit „gut“ bewertet werden. 56 % der Probenahmestellen weisen weiterhin Handlungsbedarf auf.

Planungseinheit 1300 untere Lenne (Bild 4.9)

Im Zeitraum zwischen den Jahren 2016 und 2021 wurden in dieser Planungseinheit 32 Probenahmestellen, davon 27 in NWB und fünf in HMWB untersucht. Von den genannten Probenahmestellen konnten saprobiell alle mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden.

Hinsichtlich des Moduls allgemeine Degradation lag der Anteil der mit „sehr gut“ und „gut“ bewerteten Probenahmestellen bei 63 %. Etwa ein Viertel der Probenahmestellen (26 %) waren mit „mäßig“, 9 % mit „unbefriedigend“ und nur eine Probenahmestelle (2 %) mit „schlecht“ bewertet.

Im Vergleich zu den Untersuchungen aus dem Vorjahres-Betrachtungszeitraum wurde lediglich die Probenahmestelle im Nahmerbach, - (R314) vor Mündung in die Lenne – im Jahr 2021 neu untersucht. Dabei konnte der gute ökologische Zustand an dieser Stelle auch in diesem Untersuchungsjahr bestätigt werden.

Planungseinheit 1400 obere Lenne (Bild 4.10)

Wie im Einzugsgebiet der Bigge wurden auch in der oberen Lenne im Jahr 2021 keine Makrozoobenthosuntersuchungen durchgeführt. Auf Basis der früheren Untersuchungen aus der Zeit zwischen den Jahren 2016 und 2020 ergaben sich die dem Bild 4.10 zugrundeliegenden Daten. Alle 38 betrachteten Probenahmestellen konnten saprobiell mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden. Hinsichtlich der allgemeinen Degradation verbesserte sich die Bewertung im Vergleich zur Vorjahresbetrachtung. So konnten 26 der 38 untersuchten Probenahmestellen (70 %) mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden. Lediglich 19 % der Probenahmestellen waren mit „mäßig“ und 11 % mit „unbefriedigend“ bewertet. Es gab keine Probenahmestelle, die mit „schlecht“ bewertet wurde.

Planungseinheit 1500 mittlere Ruhr (Bild 4.11)

Die Planungseinheit mittlere Ruhr wurde im Jahr 2021 sowohl vom LANUV als auch vom Ruhrverband im Rahmen von IEP-Untersuchungen und des operativen Monitorings untersucht. Von den insgesamt 14 untersuchten Probenahmestellen in dieser Planungseinheit befanden sich alle in einem sehr guten oder guten saprobiellen Zustand. Dagegen erhielten lediglich 21% der Probenahmestellen hinsichtlich der allgemeinen Degradation eine sehr gute oder gute Bewertung.

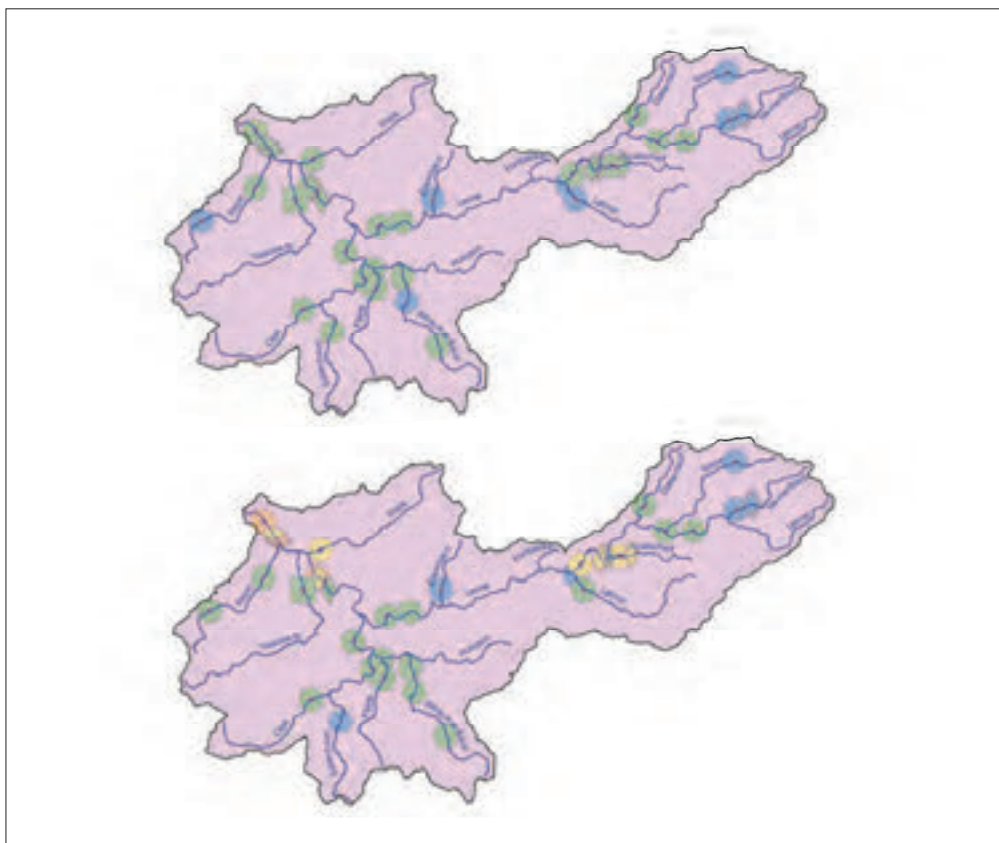


Bild 4.10: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Obere Lenne (PE 1400). Oben: Modul Saprobie, unten: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2021, große, schwach gefärbte Symbole = 2016 bis 2020.

Fig. 4.10: Ecological status – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Upper Lenne (PE 1400). Above: module saprobic index; below: module general degradation. Small, deeply coloured symbols = 2021, large, lightly coloured symbols = 2016 to 2020. Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung – Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

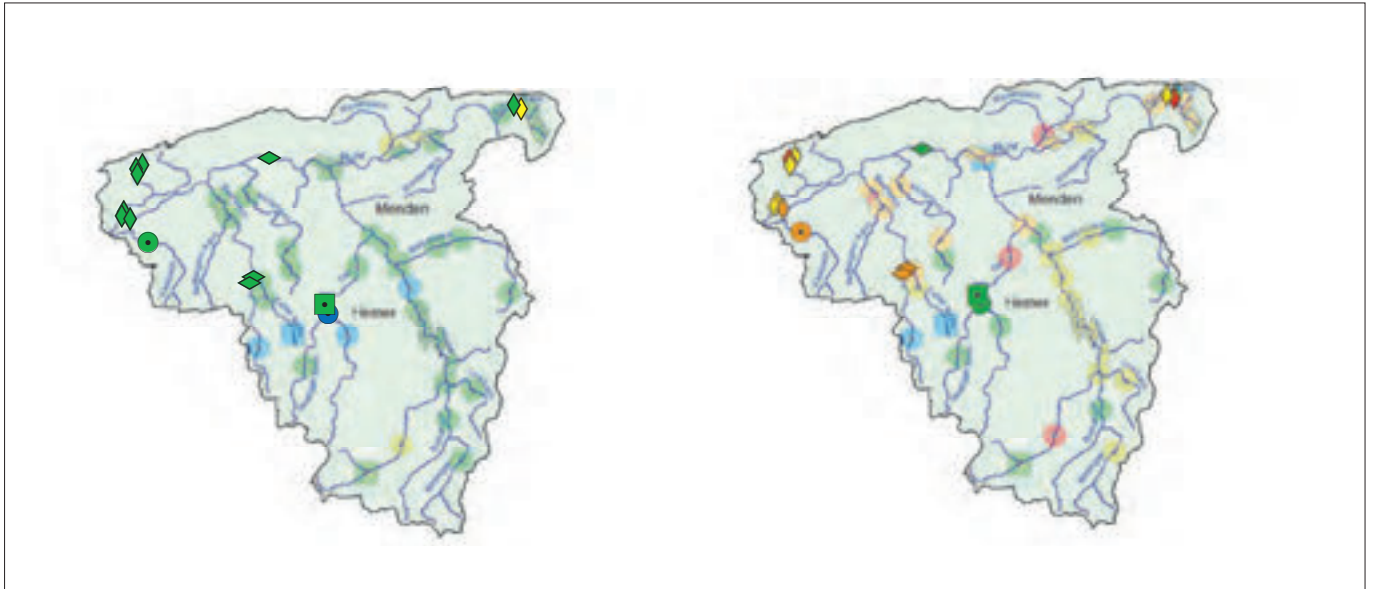


Bild 4.11: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Mittlere Ruhr (PE 1500). Links: Modul Saprobie, rechts: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2021, große, schwach gefärbte Symbole = 2016 bis 2020.

Fig. 4.11: Ecological status – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Middle Ruhr (PE 1500). Left: module saprobic index; right: module general degradation. Small, deeply coloured symbols = 2021, large, lightly coloured symbols = 2016 to 2020.

Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung – Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

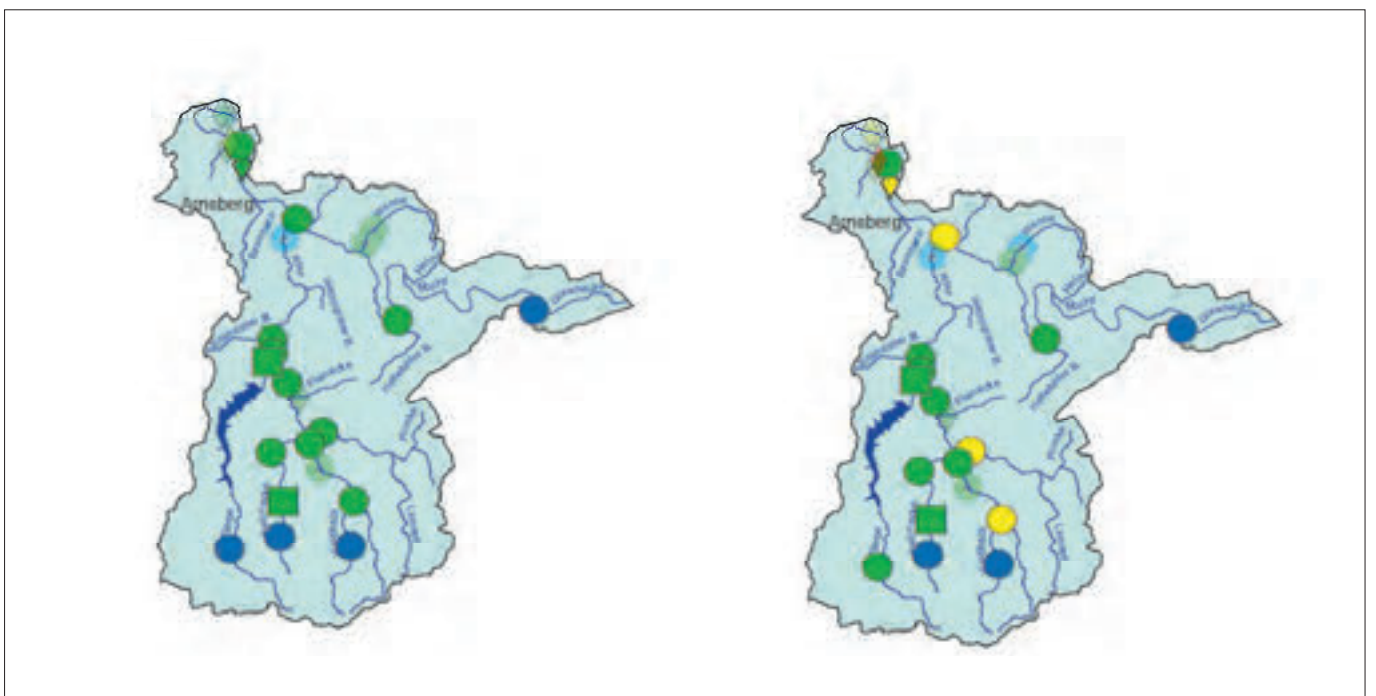


Bild 4.12: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Obere Ruhr 1 (PE 1600). Links: Modul Saprobie, rechts: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2021, große, schwach gefärbte Symbole = 2016 bis 2020.

Fig. 4.12: Ecological status – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Upper Ruhr 1 (PE 1600). Left: module saprobic index; right: module general degradation. Small, deeply coloured symbols = 2021, large, lightly coloured symbols = 2016 to 2020.

Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung – Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

In diesem Untersuchungszyklus fanden 14 Untersuchungen in sieben Gewässern statt. Die Probenahmestelle in der Oese – (R220) oberhalb Westiger Bach – konnte sich im Vergleich zur vorherigen Betrachtung in der Bewertung des ökologischen Zustandes von „mäßig“ auf „gut“ verbessern. Ursächlich dafür war, dass die gewässertypischen Taxa, die positiv in die Bewertung eingehen, im Jahr 2021 im Vergleich zum Vorjahr in ihren Abundanzen zugenommen haben. Die Probenahmestellen im Elsebach – (R370) Bei Gut Halstenberg – und im Gerrenbach – unterhalb RÜB Lichtendorf – verschlechterten sich jeweils um eine Bewertungsklasse. Der Gerrenbach wurde zur Überprüfung der Niederschlagswassereinleitung auf deren ökologische Gewässerträglichkeit in kurzen Zeitabständen in den Jahren 2013, 2019 und 2021 untersucht. Dabei ist ein Negativtrend in der Bewertung des ökologischen Zustands zu beobachten. Da das Bauwerk RÜB Lichtendorf nur sehr kurze Entlastungszeiten aufweist, sind diffuse Feinsedimenteinträge als Ursache für die Verschlechterung des ökologischen Zustands wahrscheinlich.

Planungseinheit 1600 obere Ruhr 1 (Bild 4.12)

Von den 24 überwiegend als NWB ausgewiesenen Probenahmestellen wurden 17 im Jahr 2021 im Rahmen des operativen Monitorings vom Ruhrverband untersucht.

Von den 24 Probenahmestellen wiesen bis auf eine Ausnahme alle einen guten oder sehr guten saprobiellen Zustand auf. Auch das Modul der allgemeinen Degradation konnte wie im vorherigen Betrachtungszeitraum überwiegend mit „gut“ und

„sehr gut“ bewertet werden. Lediglich 25 % der Probenahmestellen erhielten eine defizitäre Bewertung.

Die Probenahmestellen in der Ruhr – oberhalb der Einmündung Röhr und unterhalb Möhne – wurden auch im Jahr 2021 erneut untersucht. Dabei zeigte sich erfreulicherweise an beiden Probenahmestellen eine Verbesserung der Bewertung. Die in diesem Jahr erstmals untersuchte Probenahmestelle in der Settmecke – (R92e) oberhalb Dörnholthausen – und die Wiederholungsuntersuchung im Waldbach – (R91b) oberhalb Endorf – zeigten im Jahr 2021 in allen Modulen eine Bewertung mit „sehr gut“ und sind damit leitbildkonform.

Planungseinheit 1700 obere Ruhr 2 (Bild 4.13)

Das Einzugsgebiet obere Ruhr 2 umfasste im Betrachtungszeitraum 51 Probenahmestellen, von denen 42 im Jahr 2021 vom LANUV untersucht wurden. Damit war dies die im Jahr 2021 am intensivsten untersuchte Planungseinheit. Von den 51 Probenahmestellen lagen 43 in als NWB ausgewiesenen und acht in als HMWB ausgewiesenen Wasserkörpern mit den Fallgruppen Bebauung mit und ohne Vorland (BoV und BmV) sowie Landentwässerung und Hochwasserschutz (LuH).

Diese Planungseinheit wies für den Betrachtungszeitraum der Jahre 2016 bis 2021 an allen Probenahmestellen einen guten oder sehr guten saprobiellen Zustand auf. Die allgemeine Degradation erfüllte an rund 84 % der Probenahmestellen die Anforderungen für einen guten oder sehr guten ökologischen Zustand bzw. eines guten oder sehr guten ökologischen Po-

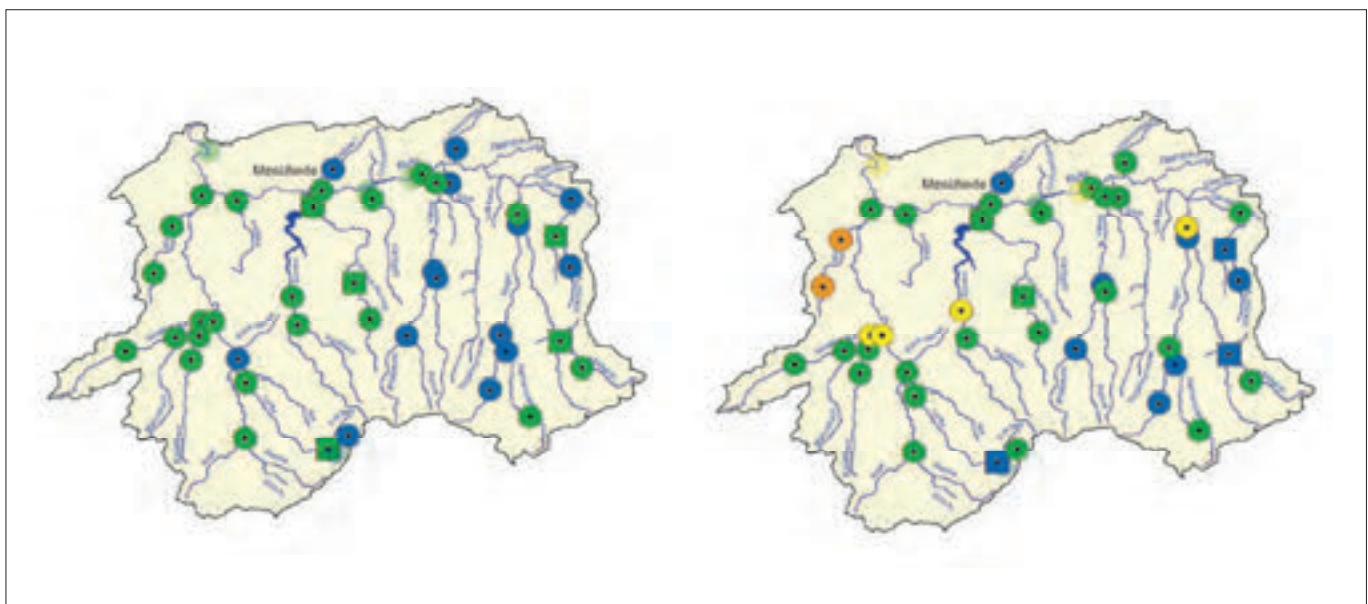


Bild 4.13: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Obere Ruhr 2 (PE 1700). Links: Modul Saprobie, rechts: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2021, große, schwach gefärbte Symbole = 2016 bis 2020.

Fig. 4.13: Ecological status – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Upper Ruhr 2 (PE 1700). Left: module saprobic index; right: module general degradation. Small, deeply coloured symbols = 2021, large, lightly coloured symbols = 2016 to 2020. Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung – Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

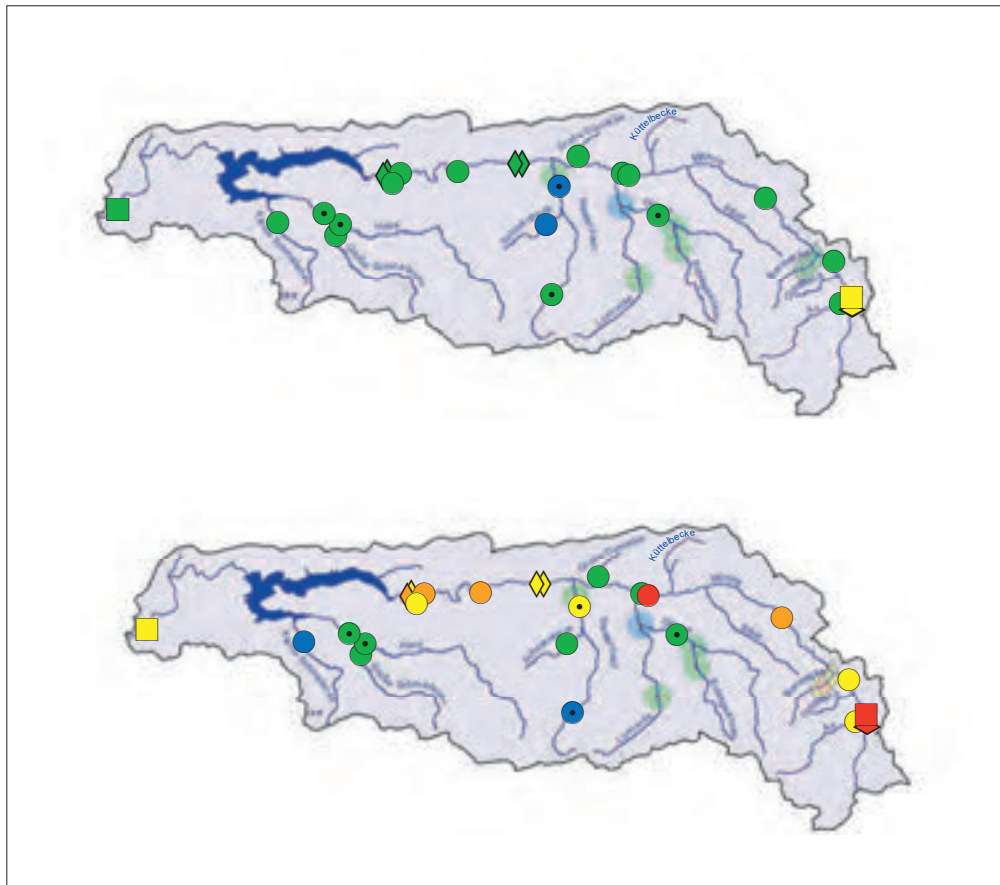


Bild 4.14: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Möhne (PE 1800). Oben: Modul Saprobie, unten: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2021, große, schwach gefärbte Symbole = 2016 bis 2020.

Fig. 4.14: Ecological status – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Möhne (PE 1800). Above: module saprobic index; below: module general degradation. Small, deeply coloured symbols = 2021, large, lightly coloured symbols = 2016 to 2020. Quelle (Karte)/Source (map): Land NRW (2021) Datenlizenz Deutschland - Namensnennung – Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0)

tenzials im Sinne der WRRL. 12 % der Probenahmestellen waren mit „mäßig“ und zwei Probenahmestellen (4 %) mit „unbefriedigend“ bewertet.

Planungseinheit 1800 Möhne (Bild 4.14)

Von den 33 im Möhne-Einzugsgebiet liegenden Probenahmestellen, die sich überwiegend in als NWB ausgewiesenen Wasserkörpern befinden, wurden im Jahr 2021 sechs vom LANUV und 17 vom Ruhrverband untersucht. Wie im vorangegangenen Betrachtungszeitraum konnten auch in diesem Betrachtungszeitraum 91 % der Probenahmestellen im Modul der Saprobie mit „gut“ und „sehr gut“ bewertet werden. Die Bewertungsergebnisse der allgemeinen Degradation zeigten hingegen ein heterogeneres Bild, in welchem 58 % der untersuchten Probenahmestellen noch keinen guten Zustand oder kein gutes Potenzial erreichten. Die Ursachen hierfür sind weiterhin vielfältig. Die Nebengewässer, welche aufgrund der zu geringen Einzugsgebietsgröße ($\leq 10 \text{ km}^2$) nicht als berichtspflichtig gelten und weiterhin als natürliche Wasserkörper bewertet werden, sind ebenso teilweise morphologisch überformt (z. B. Sohl- und Uferverbau, anthropogene Überformung des Gewässerumfelds), was durch die oben genannte Worst-case-Betrachtung jedoch in der Bewertung nicht berücksichtigt wird (siehe Kapitel 2).

Auch für die Untersuchung der Nebengewässer im Ruhr-EZG konnte auf Basis der vorliegenden Daten kein negativer Einfluss des Juli-Hochwassers auf die MZB-Biozönose nachgewiesen werden.

Zusammenfassung zum Makrozoobenthos

Eine Gesamtübersicht über die messstellenbezogene Verteilung der Ergebnisse der biologischen Gewässeruntersuchungen in den jeweiligen Planungseinheiten und dem gesamten Ruhreinzugsgebiet gibt Tabelle 4.3 wieder.

Die Ruhr zeigte saprobiell fast durchgängig einen guten oder sogar sehr guten Zustand. Zusammenfassend waren im Ruhr-Längsverlauf im Berichtszeitraum (2016 bis 2021) 4 % der 23 untersuchten Probenahmestellen saprobiell mit „sehr gut“, 79 % mit „gut“ und 17 % mit „mäßig“ bewertet.

Die Bewertung im Modul der allgemeinen Degradation zeigte ein heterogeneres Bild. Im Oberlauf, in dem die Ruhr durchgängig als NWB ausgewiesen ist, stellte sie sich zumeist mit einer guten Bewertung dar. Im weiteren Fließverlauf der Ruhr traten allerdings zunehmend strukturelle Defizite auf. Zusammenfassend waren von den insgesamt im Zeitraum der Jahre 2016 bis 2021 betrachteten 23 Probenahmestellen 17 % mit

Tabelle 4.3: Gesamtübersicht über die messstellenbezogene Verteilung der Ergebnisse der hydrobiologischen Untersuchungen zum ökologischen Gewässerzustand in den jeweiligen Planungseinheiten im Ruhreinzugsgebiet – Makrozoobenthos, für die Jahre 2016 bis 2021. Ergebnisse: „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de> in Zusammenarbeit mit dem Ruhrverband

Table 4.3: Overview of the measuring point-specific distribution of results of the hydrobiological examinations on the ecological status in the respective planning units of the Ruhr catchment area – macrozoobenthos, 2016 to 2021. Results „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de> in cooperation with Ruhrverband

		Untere Ruhr (1000)				Volme (1100)				Bigge (1200)				Untere Lenne (1300)				Obere Lenne (1400)				Mittlere Ruhr (1500)				Obere Ruhr 1 (1600)				Obere Ruhr 2 (1700)				Möhne (1800)				Ruhreinzugs- gebiet	
		Monitoring des Ruhrverbands	Weitere Untersuchungen RV	Monitoring der Umweltverwaltung	Summe	Monitoring des Ruhrverbands	Weitere Untersuchungen RV	Monitoring der Umweltverwaltung	Summe	Monitoring des Ruhrverbands	Weitere Untersuchungen RV	Monitoring der Umweltverwaltung	Summe	Monitoring des Ruhrverbands	Weitere Untersuchungen RV	Monitoring der Umweltverwaltung	Summe	Monitoring des Ruhrverbands	Weitere Untersuchungen RV	Monitoring der Umweltverwaltung	Summe	Monitoring des Ruhrverbands	Weitere Untersuchungen RV	Monitoring der Umweltverwaltung	Summe	Monitoring des Ruhrverbands	Weitere Untersuchungen RV	Monitoring der Umweltverwaltung	Summe	Monitoring des Ruhrverbands	Weitere Untersuchungen RV	Monitoring der Umweltverwaltung	Summe	Summe					
NW		○	◇	+		○	◇	+		○	◇	+		○	◇	+		○	◇	+		○	◇	+		○	◇	+		○	◇	+							
Saprobie	1 sehr gut	0	2	1	3	5	2	1	8	0	0	0	0	5	0	1	6	2	2	5	9	1	0	4	5	4	0	1	5	1	3	14	18	1	0	2	3	57	
	2 gut	4	24	20	48	21	5	8	34	10	3	5	18	19	5	2	26	5	9	15	29	4	26	22	52	12	5	3	20	3	0	29	32	11	7	9	27	286	
	3 mäßig	2	2	2	6	1	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	5	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	2	17		
	4 unbefriedigend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	5 schlecht	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Summe					57				45				18				32				38				62				26				50			32	360		
Allgemeine Degradation (Ökol. Zustand)	1 sehr gut	0	1	0	1	3	3	0	6	0	0	0	0	4	1	1	6	2	2	3	7	0	0	1	1	3	0	2	5	1	0	7	8	1	0	2	3	37	
	2 gut	0	2	1	3	8	1	5	14	3	1	1	5	11	0	1	12	5	2	11	18	2	1	6	9	8	1	2	11	1	0	25	26	3	0	8	11	109	
	3 mäßig	1	16	8	25	9	3	1	13	4	2	1	7	4	1	0	5	0	4	3	7	0	13	8	21	3	4	0	7	2	0	4	6	3	5	1	9	100	
	4 unbefriedigend	0	7	4	11	1	2	0	3	1	0	1	2	1	2	0	3	0	0	2	2	2	4	6	12	0	0	0	0	0	2	2	3	2	0	5	40		
	5 schlecht	1	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	3	3	6	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	12	
Summe					43				36				14				27				34				49				24				42			29	298		
HMWB		□	◇	+		□	◇	+		□	◇	+		□	◇	+		□	◇	+		□	◇	+		□	◇	+		□	◇	+		□	◇	+			
Allgemeine Degradation (Ökol. Potenzial)	1 sehr gut	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	2	0	0	0	1	0	2	3	0	0	0	0	0	3	3	6	0	0	0	0	14		
	2 gut	2	0	3	5	4	0	3	7	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	1	2	2	0	0	2	0	0	2	2	0	0	0	0	21		
	3 mäßig	0	0	5	5	1	0	0	1	2	0	0	2	2	0	0	2	0	1	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	14		
	4 unbefriedigend	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2	0	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9		
	5 schlecht	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	4			
Summe					14				9				4				5				4				13				2				8			3	62		
Saprobie	1 sehr gut																																						
	2 gut																																						
	3 mäßig																																						
	4 unbefriedigend																																						
	5 schlecht																																						
Allgemeine Degradation (Ökol. Zustand)	1 sehr gut																																						
	2 gut																																						
	3 mäßig																																						
	4 unbefriedigend																																						
	5 schlecht																																						
Allgemeine Degradation (Ökol. Potenzial)	1 sehr gut																																						
	2 gut																																						
	3 mäßig																																						
	4 unbefriedigend																																						
	5 schlecht																																						

„gut“, 39 % mit „mäßig“, 22 % mit „unbefriedigend“ und 22 % mit „schlecht“ bewertet, d. h. 83 % der Probenahmestellen erreichten noch nicht den guten oder sehr guten Zustand bzw. ein gutes ökologisches Potenzial.

Im Rahmen der gewässerökologischen Untersuchungen an der Ruhr und ihren Nebengewässern konnten 104 von 107 Stellen im Betrachtungszeitraum des Jahres 2021 im Hinblick auf den saprobiellen Zustand mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden. Von den insgesamt im Zeitraum der Jahre 2016 bis 2021 untersuchten 362 Probenahmestellen in der Ruhr und ihren Nebengewässern zeigten 95 % einen guten oder sehr guten saprobiellen Zustand.

Mit Blick auf die allgemeine Degradation wiesen 181 Probenahmestellen, entsprechend 50 % der im Zeitraum der Jahre 2016 bis 2021 untersuchten Probenahmestellen im Einzugsgebiet der Ruhr, einen guten bzw. sehr guten Zustand bzw. ein gutes oder besseres Potenzial auf. An der Hälfte der Probenahmestellen sind vielfach die nutzungsbedingt veränderten Gewässerstrukturen für den defizitären Zustand ursächlich.

5 Trophische Situation in der Ruhr

Planktonuntersuchungen

Die trophische Situation der unteren Ruhr mit ihren Flusssstauseen wird von den physikalisch-chemischen Gegebenheiten und biologischen Prozessen wie der planktischen Primär- und Sekundärproduktion beeinflusst. Seit etwa zwei Jahrzehnten haben sich die in der Vergangenheit klassischen Verhältnisse mit zwei Planktonblüten im Frühjahr und Spätsommer und einem durch die Zooplanktonentwicklung bedingten, dazwischenliegenden Klarwasserstadium deutlich verändert und sind nun nicht mehr in jeder Vegetationsperiode erkennbar. So hat das verstärkte Aufkommen von Makrophyten zunehmend die planktischen Algen in ihrer Bedeutung für die Trophie verdrängt. Als neue Größe gewinnen seit einigen Jahren zudem fädige Grünalgen zunehmend an Bedeutung. Auf Grund der guten Durchlichtung des Wasserkörpers bilden sie zum Teil dichte Teppiche am Gewässergrund und überwuchern die Wasserpflanzen. Aber auch das vermehrte Auftreten von algivoren Körbchenmuscheln ist für das Nahrungsnetzgefüge und die Ausprägung der Trophie in der Ruhr zunehmend von Belang und schmälert die Bedeutung des Zooplanktons als Phytoplankton-Konsument.

Zur Bewertung der planktischen Primärproduktion (Algenwachstum) wird routinemäßig der Chlorophyll-a-Gehalt herangezogen. Ergänzt werden diese Ergebnisse durch qualitative und quantitative Bestimmungen des Phytoplanktons (Primärproduzenten) und des Zooplanktons (v. a. Primärkonsumenten). In den folgenden Abschnitten werden die Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 2021 gemeinsam mit den langjährigen Untersuchungen unter Berücksichtigung abiotischer (Globalstrahlung, Wassertemperatur und Abfluss) und biotischer Faktoren (algenkonsumierende Zooplankter bzw. Muscheln sowie Makrophyten) dargestellt und erläutert. Seit dem Jahr 2019 wird die zeitgleiche Beprobung des Phytoplanktons im Zu- und Auslauf (Probenahmestellen Essen-Relinghausen und Essen-Werden) des Baldeneysees durchgeführt, um die Produktion des Stausees unter den sich ändernden klimatischen Bedingungen und unter dem Einfluss einer fortschreitenden Invasion von Neobiota beschreiben zu können.

Klimatische Bedingungen

Im Vergleich zum Vorjahr, das gekennzeichnet war durch außergewöhnlich hohe Temperaturen und geringe sommerliche Niederschläge, hatte das Jahr 2021 keine auffälligen Höchsttemperaturen und eine relativ durchschnittliche Niederschlagsmenge. In der Jahressumme wurden für Essen durch den Deutschen Wetterdienst 1.087 mm Niederschlag registriert, was 112 % des langjährigen Mittels entspricht [5.1]. Ähnlich wie in den letzten beiden Jahren gab es im Frühjahr ein Hochwasserereignis mit einem Abfluss über 350 m³/s am Pegel Hat-

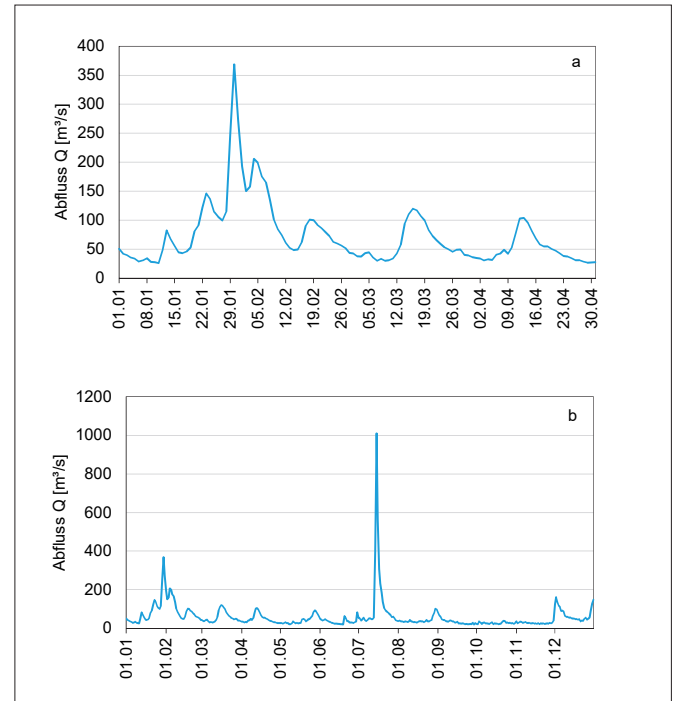


Bild 5.1: Abflussganglinie der Ruhr am Pegel Hattingen in den Monaten Januar bis Ende April 2021 (a) und Januar bis Dezember 2021 (b) auf Basis von Tagesmittelwerten
Fig. 5.1: Runoff hydrograph at the Hattingen gauging station from January to the end of April and from January to the end of December (b) based on the daily average

tingen, was jedoch bei weitem übertroffen wurde von dem außergewöhnlichen Hochwasser am 14. und 15. Juli, ausgelöst durch großflächigen Dauerregen und Starkniederschläge (Bild 5.1). In dieser Phase kam es zu Abflusswerten von über 1.000 m³/s und als Folge davon zu Ausfällen an den Überwachungsstationen an der Ruhr. Auch Planktonproben konnten in dieser Zeit nicht an allen üblichen Probenahmestellen gezogen werden, so dass einige Abbildungen in diesem Kapitel für diesen Zeitraum Lücken aufweisen. Der September war mit 29,6 mm Niederschlag der einzige auffällig zu trockene Monat des Jahres 2021. Dies entspricht nur 41 % der üblichen Regenmenge, die sonst im Mittel im Vergleichszeitraum 1999 bis 2020 gefallen ist. Alle anderen Monate blieben zumindest im Bereich der Mittelwerte bzw. lagen zum Teil deutlich darüber. Hervorzuheben sind die Monate Mai, Juni und Juli, in denen in Summe fast doppelt so viel Regen wie im langjährigen Mittel fiel. Bezüglich der Lufttemperaturen waren der April und der Juni außergewöhnlich: Der April war mit 6,9 °C um fast 3 °C bis in den Mai hinein kälter, der Juni mit 19,6 °C um 3,6 °C wärmer als der jeweilige langjährige monatliche Mittelwert. Trotz der im übrigen Jahr weniger auffälligen Temperaturentwicklung ist das Jahr 2021 laut Deutschem Wetterdienst das

[5.1] Deutscher Wetterdienst (DWD): Deutschlandwetter im Jahr 2020; www.dwd.de/presse

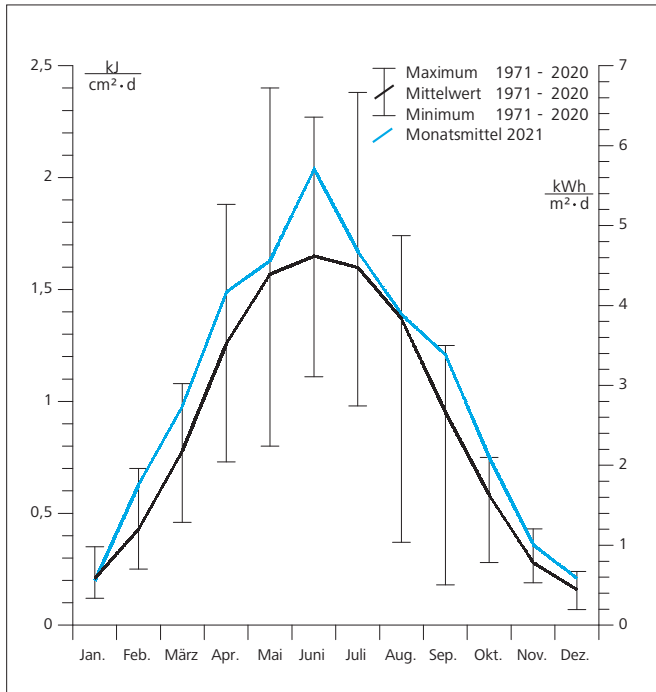


Bild 5.2: Monatsmittelwerte der Globalstrahlung bei Essen im Jahr 2021 und Spannweite der Mittelwerte der Jahre 1971 bis 2020
Fig. 5.2: Monthly means of global radiation at Essen 2021 and spectrum of mean values from 1971 to 2020

elfte zu warme Jahr in Folge, was sich auch im Bild 5.2 im Jahresverlauf der Globalstrahlung des Jahres 2021 zeigt. Denn deren Monatsmittelwerte, dargestellt als $\text{kJ}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$ liegen bereits ab Februar ohne Ausnahme über den Mittelwerten der Jahre 1971 bis 2021. Nur der Januar entspricht noch etwa dem langjährigen Mittel. Bis auf den Monat Juni, der 24 % über dem Mittelwert liegt und damit mit dem Juni 2020 gleichzieht, sind allerdings die Sommerwerte im Bereich der Globalstrahlung weniger auffällig als im Vorjahr.

Phytoplankton

Situation am Einlauf des Baldeneysees (Essen-Rellinghausen)

Die Hochwasserwelle Ende Januar verhinderte die Bildung eines sehr frühen Frühjahrsplanktons. Auf Grund der lange unter 8°C bleibenden Temperaturen kamen aber auch die Makrophyten in den Ruhrstauseen nicht zum Wachstum, so dass die vorhandenen Nährstoffe im Mai, bei zunehmender Wärme in großem Umfang den Planktonorganismen zur Verfügung standen. So wurde am 10. Mai 2021 am Einlauf des Sees ein Chlorophyllwert von $142 \mu\text{g}/\text{l}$ gemessen. Dieser in den letzten Jahren nie erreichte Höchstwert, ist in erster Linie auf das Wachstum von Kieselalgen (Bacillariophyceae) (über 90 %) zurückzuführen, die im Frühjahr häufig die Algenpopulation dominieren. Die Konzentration des Phytoplanktons betrug zu dieser Zeit etwa 25.000 Zellen/ml (Bild 5.3). Diese sehr kleinen Kieselalgen ($<5\text{-}10 \mu\text{m}$) boten für das schnell wachsen-

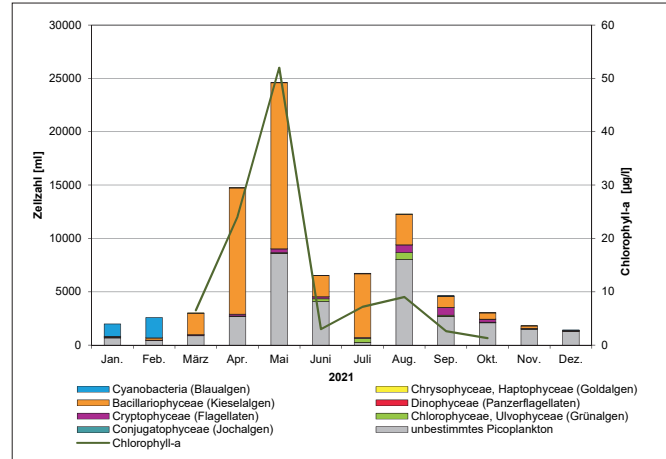


Bild 5.3: Jahresmittelwerte des Chlorophyll-a-Gehalts in der Ruhr bei Essen Rellinghausen in der Vegetationsperiode April bis Oktober der Jahre 1971 bis 2021
Fig. 5.3: Annual means of the chlorophyll-a concentration in the Ruhr at Essen-Rellinghausen during vegetation period (April to October), 1971 to 2021

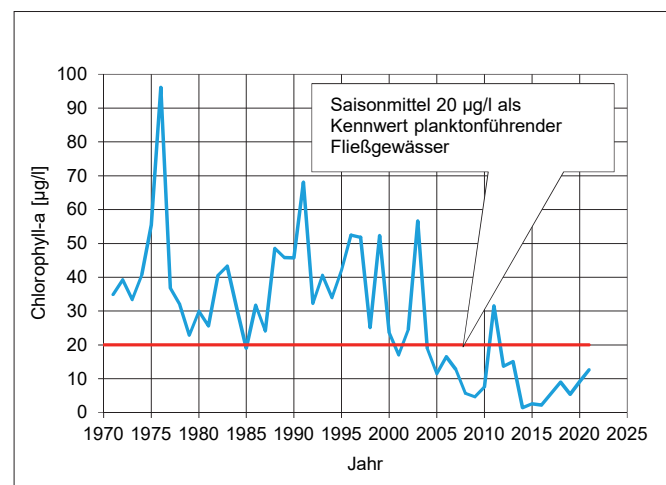


Bild 5.4: Jahreszeitliche Sukzession der Planktonalgen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen im Jahr 2021
Fig. 5.4: Seasonal succession of phytoplankton in the Ruhr River at Essen-Rellinghausen 2021

de kleine Zooplankton, welches in diesem Zeitraum überwiegend aus Rotatorien bestand, eine gute Nahrungsquelle, so dass bereits zwei Wochen später die Chlorophyll-a-Konzentration am Einlauf des Sees auf $4 \mu\text{g}/\text{l}$ zurück ging. Bis Mitte Juli war die Ruhr in Essen-Rellinghausen mit einer Chlorophyll-a-Konzentration um $3 \mu\text{g}/\text{l}$ ohne nennenswertes Phytoplankton. Am 12. Juli kam es zu einem zweiten Anstieg des Chlorophylls auf $19 \mu\text{g}/\text{l}$. Ein aufgrund der Gegebenheiten zu erwartender erneuter Anstieg des Phytoplanktoneintrags in den Sommermonaten wurde jedoch von den extrem hohen Abflusswerten über $1000 \text{ m}^3/\text{s}$ (Bild 5.1) während des Juli-Hochwassers der Ruhr durch starke Drift verhindert. Auch die bei starker Strö-

mung erhöhte Trübung des Wassers trug mit dazu bei, dass das Phytoplankton nicht weiter zunehmen konnte, da Lichtmangel die Photosyntheseaktivität verringerte. Nach Wetterberuhigung und Normalisierung der Abflussmenge kam es im Laufe des Augusts zu einem erneuten leichten Anstieg der Chlorophyllwerte auf 20 µg/l und einer Zunahme der Phytoplanktonkonzentration auf ca. 12.000 Zellen/ml, jetzt dominiert von dem sehr kleinen, nicht bestimmbar Picoplankton. Anders als im Vorjahr wies das typische „Sommerplankton“, u. a. Grünalgen und Flagellaten, mit 4,5 % nur einen geringen Anteil an der Gesamtpopulation auf. Dahingegen behielten über das gesamte Jahr 2021 hinweg die Kieselalgen bezogen auf die Zellzahl den größten Anteil, nämlich etwa 50 % der Population, während sie im Jahr 2020 nur rund 30 % der Gesamtzellzahl ausmachten. Dies lässt sich auf die im Vergleich zum Jahr 2020 kühleren Temperaturen zurückführen, die in Kombination mit dem Extremhochwasser im Juli einen Rückgang der Gesamtzellkonzentration von ca. 125.000 Zellen/ml im Jahr 2020 auf nur 83.000 Zellen/ml im Jahr 2021 verursacht haben. Bild 5.4 zeigt, dass der Chlorophyll-a Mittelwert auch in diesem Jahr unter dem Kennwert planktonführender Fließgewässer von 20 µg/l liegt. Die trotz abnehmender Zellzahlen leichte Steigerung des Werts im Vergleich zu 2020 von 9 µg/l auf fast 13 µg/l lässt sich über die veränderte Zusammensetzung des Planktons erklären. Die in diesem Jahr dominierenden Kieselalgen enthalten pro einzelner Zelle mehr Chlorophyll-a als das sehr kleine Picoplankton, das im Vorjahr den größten Anteil an der Algenpopulation hatte.

Von November 2020 bis Februar 2021 wurden geringe Mengen der Gattung Planktothrix in den See eingetragen. Diese zu den Blaualgen (Cyanobacteria) gehörende Gattung (Bild 5.3) ist in beinahe jedem Winter in geringen Zellzahlen im Plankton des Baldeneysees zu beobachten. Im Februar 2021 nehmen ihre Zellzahlen im See kurzzeitig auf fast 2.000 Zellen/ml zu. Dies ist jedoch weniger als die Hälfte im Vergleich zum Jahr 2020. Schon im April war die Gattung nicht mehr nachweisbar. Andere Blaualgen spielten im Berichtsjahr keine bedeutende Rolle.

Phytoplanktonentwicklung im Baldeneysee

Abbildung 5.3 beruht auf der mikroskopischen Zählung der Algenarten. Hierzu wurden aus den dreimal wöchentlich in Essen-Rellinghausen entnommenen Proben Monatsmischproben hergestellt und ausgezählt. Nach gleicher Methode wurden Phytoplanktonproben aus dem Baldeneysee auf Höhe des Wehres (Bild 5.5) untersucht. Durch den Vergleich beider Proben kann über Eintrag und Austrag von Phytoplankton unter Berücksichtigung des „Grazings“ durch das Zooplankton der Zuwachs an Algenbiomasse im Baldeneysee im Verlauf der Vegetationsperiode quantifiziert werden (Bild 5.6). Im Vergleich zum Jahr 2020 (durchschnittlich ca. 24.000 Zellen/ml im Monat) lag die mittlere Zelldichte beider Probenmestellen im Berichtszeitraum auf einem geringeren Niveau mit einem Mittelwert der Monatswerte April bis Oktober von rund 19.000 Zellen/ml. Von den in den 1990er Jahren gemessenen

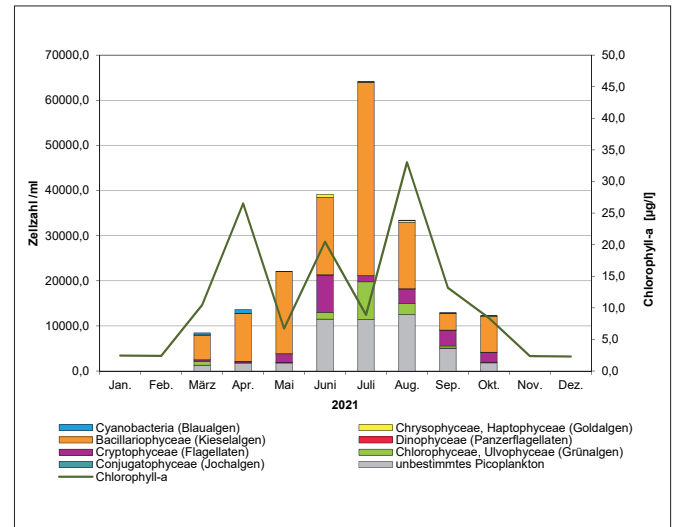


Bild 5.5: Monatsmittelwerte des Chlorophyll-a-Gehalts in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen im Jahr 2021 und Spannweite der Mittelwerte der Jahre 1971 bis 2020

Fig. 5.5: Monthly means of the chlorophyll-a concentration in the Ruhr at Essen-Rellinghausen 2021 and spectrum of mean values from 1971 to 2020

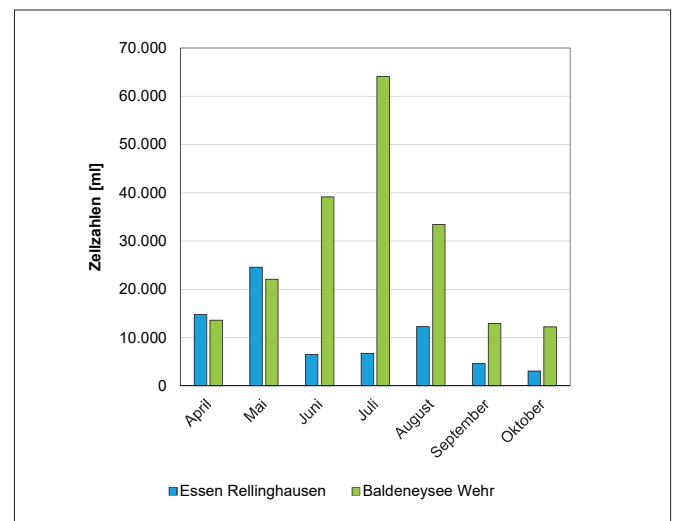


Bild 5.6: Jahreszeitliche Sukzession der Zelldichten des Phytoplanktons in Zulauf (Ruhr in Essen Rellinghausen) und am Ende des Baldeneysees vor dem Wehr in der Vegetationsperiode 2021.

Fig. 5.6: Seasonal succession of cell density of phytoplankton at the inflow (Ruhr at Essen-Rellinghausen) and the end of Lake Baldeney in front of the weir during the vegetation period 2021

Größenordnungen (Mittelwerte von 100.000 Zellen/ml und Chlorophyllwerte über 100 µg/l über mehrere Monate hinweg (Bild 5.7) ist die Ruhr auch in diesem Jahr weit entfernt.

Das Hochwasser Ende Januar in Kombination mit niedrigen Wassertemperaturen führte zu Jahresbeginn zu geringen Phytoplanktondichten und Chlorophyllgehalten in Essen-Rellinghausen, dem Zulaufbereich des Baldeneysees. Erst bei normalisiertem Abfluss und zunehmender Globalstrahlung bildeten

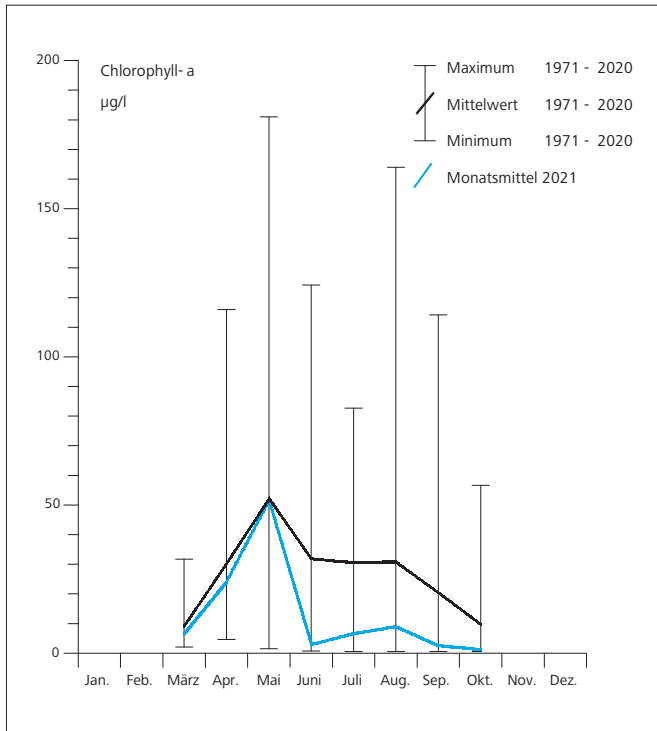


Bild 5.7: Jahreszeitliche Sukzession der Planktonalgen im Baldeneysee vor dem Wehr im Jahr 2021

Fig. 5.7: Seasonal succession of plankton algae in Lake Baldeney in front of the weir during the year 2021

sich in den Monaten April und Mai höhere Algendichten mit ca. 15.000 bzw. 25.000 Zellen/ml, die den Einlauf des Sees erreichten. In diesen noch kalten Frühlingsmonaten vermehrte sich das Phytoplankton innerhalb des Sees nicht, wie in Bild 5.6. gezeigt wird. Die Zellzahlen sind in diesem Jahresabschnitt an beiden Probenahmestellen etwa gleich und bestehen zu etwa 80 % aus Kieselalgen, in erster Linie kleinen radiären Diatomeen. Ab Mai reagierte nun auch das Zooplankton, im Vergleich zum Jahr 2020 jedoch einige Wochen später, auf das nun reichhaltige Nahrungsangebot. Die Filtrierleistung des Zooplanktons war jedoch nicht ausreichend, um die weitere Zunahme des Phytoplanktons innerhalb des Sees zu verhindern. Im überdurchschnittlich warmen Juni wurde mit steigender Wassertemperatur und überdurchschnittlicher Globalstrahlung die für die Planktonorganismen trophiebestimmende Wirkung des Baldeneysees deutlich: Die Zellkonzentration am Einlauf des Sees war mit etwa 6.500 Zellen/ml deutlich reduziert. Dies wurde durch die bei den erhöhten Wassertemperaturen besonders aktiven Körbchenmuscheln der Gattung *Corbicula* verursacht, die auch bereits in den letzten Jahren hauptsächlich zwischen den beiden Stauseen Kemnader See und Baldeneysee siedelten und in der Lage sind, mit ihrer Nahrungspräferenz für Partikel kleiner 15 µm [5.2], gerade die kleinzelligen radiären Diatomeen und das Picoplankton auf dieser Fließstrecke drastisch zu reduzieren. Am Wehr des Sees wurden im gleichen Zeitraum 40.000 Phytoplanktonzellen, mehr als sechsmal so viel wie am Einlauf, erfasst. Im darauffolgenden

Juli sind die Unterschiede noch gravierender: Bei etwa gleichbleibendem Planktoneintrag wurden am Auslauf des Sees 64.000 Zellen/ml gezählt, wobei während des außergewöhnlichen Hochwassers Mitte des Monats einige Probenahmen ausfallen mussten und daher die vorliegenden Daten zum größten Teil aus einer Mischung der Proben von vor dem Hochwasser und nur wenigen nach dem Hochwasser bestehen. Durch die stark erhöhte Fließgeschwindigkeit kam es zu einem massiven Einbruch beim Zooplankton, was die Zunahme des Phytoplanktons noch förderte. An beiden Probenahmestellen sind die Anteile des sog. „Sommerplanktons“ (Grünalgen, Goldalgen und Flagellaten), das warme Temperaturen zum Wachstum benötigt, im September am höchsten. Erklärbar ist dies mit den gleichbleibend sommerlichen Temperaturen im September, die sich von denen im August wenig unterschieden, und einer mehr als 25 % höheren Globalstrahlung im Vergleich zum langjährigen Mittel. Sowohl in Essen-Rellinghausen (Bild 5.3) als auch in Essen-Werden (Bild 5.5) hatten innerhalb dieser Gruppe die Flagellaten (Chryptophyceae) den größten Anteil mit Zelldichten um 750 Zellen/ml am Einlauf und über 3.000 Zellen/ml am Auslauf des Sees. Nur im Juli wiesen am Wehr kurzzeitig die Grünalgen (Chlorophyceae) mit 11.400 Zellen/ml eine höhere Konzentration als die Flagellaten (Chryptophyceae) auf.

Der größte Unterschied zum Vorjahr ist jedoch, dass auch in den Sommermonaten die Kieselalgen in jeder Monatsmischprobe prozentual die größten Zelldichten aufweisen, im Mittel von Juni bis Oktober etwa 50 %. Im Juli war die Population der Kieselalgen mit 42.800 Zellen/ml sogar mehr als viermal so hoch wie im gleichen Zeitraum des Jahres 2020 mit 9.140 Zellen/ml. Sie bestand auch hier in erster Linie aus sehr kleinen radiären Diatomeen. Dass im Vergleich zu der zunehmenden Phytoplanktondichte jedoch das Chlorophyll-a im Monat Juli geringer war, lässt sich zum Teil über die Zusammensetzung der Planktongemeinschaft zu dieser Zeit erklären: Die sehr kleinen radiären Diatomeen und die Gattung Klebsormidium, häufigste Grünalgengattung in diesem Zeitraum und ebenfalls unter 10 µm groß, beinhalten in ihren Zellen nur sehr wenig Chlorophyll-a. Eine weitere Erklärung liegt in der Zusammensetzung der Monatsmischprobe für den Monat Juli: Diese besteht zum größten Teil aus Teilproben von vor dem Hochwasser, so dass diese in ihrer Zusammensetzung in der Mischprobe aus dem Zeitraum des Juli-Hochwassers überrepräsentiert sind. Die niedrigen Zellzahlen während und nach dem Hochwasser konnten nicht ausreichend erfasst werden, da die Probenahmebereiche in diesem Zeitraum nicht betreten werden konnten.

Liegt der Bezug nicht auf der Zellzahl, sondern auf dem Biovolumen, wodurch größere Zellen eine höhere Bedeutung bekommen, liegen die drei Gruppen des Sommerplanktons im Baldeneysee von Juni bis Oktober 2021 im Mittel bei Volumenanteilen von etwa 60 %. Dies lässt sich über das Zellvolumen der in den beiden genannten Gruppen dominierenden Algenklassen erklären. Über den gesamten Sommer betrachtet waren die größten Anteile des Sommerplanktons in diesem Jahr Flagellaten wie z. B. die Gattung *Cryptomonas* mit einem

mittleren Zellvolumen von $2.000 \mu\text{m}^3$, während den Hauptteil der Kieselalgen die extrem kleinen radiären Diatomeen ausmachten, die nur ein mittleres Zellvolumen von $25\text{-}100 \mu\text{m}^3$ haben. Im Vergleich zum Vorjahr ist der Anteil des Sommerplanktons im Jahr 2021 jedoch auch mit Blick auf das Biovolumen 10 % geringer. Trotz des höheren Anteils der Kieselalgen im Vergleich zum Jahr 2020 entspricht das Phytoplankton mit seinen dominierenden Gruppen in etwa immer noch der Zusammensetzung, wie sie typischerweise für das Plankton natürlicher Stillgewässer beschrieben wird.

Entwicklung der Chlorophyll-a-Konzentration im Längsverlauf der Ruhr

Zu den abiotischen Einflussgrößen für die Intensität von Algenentwicklungen zählt neben dem Nährstoffangebot, der Strahlungsintensität und der Temperatur auch die für das Wachstum und die Vermehrung zur Verfügung stehende Zeit. Diese wird durch das Abflussgeschehen bzw. die Aufenthaltszeit des Wassers in der Ruhr maßgeblich bestimmt. In der mittleren und unteren Ruhr von Echthausen bis zur Mündung in den Rhein beträgt die Fließzeit des Wassers bei Trockenwetter etwa 20 Tage. Die räumliche und zeitliche Entwicklung des Algenvorkommens auf der Fließstrecke von Hattingen bis Duisburg ist für die in der Vegetationsperiode gemessenen Chlorophyll-a-Gehalte in Bild 5.8 dargestellt. Oberhalb der Messstation Hattingen sind diese schon seit vielen Jahren durchweg gering. Auch in diesem Jahr ist wie 2020 an den beiden Messstellen oberhalb des Baldeneysees, Hattingen und Essen-Rellinghausen, sowohl im April mit Höchstwerten von $23 \mu\text{g/l}$ und $32 \mu\text{g/l}$ als auch noch einmal im Juli und August mit $24 \mu\text{g/l}$ und $23 \mu\text{g/l}$ eine Primärproduktion mit planktischen Algen erkennbar, im Sommer allerdings mit dem hochwasserbedingten Einbruch Mitte Juli. Dieser sommerliche Chlorophyll-a-Anstieg wäre ohne dieses Hochwasserereignis wahrscheinlich insgesamt höher ausgefallen. Bemerkenswert und ungewöhnlich ist der hohe Eintrag von Chlorophyll-a in den Baldeneysee in Essen-Rellinghausen Anfang Mai von über $100 \mu\text{g/l}$, der sich zwar als beginnender Anstieg in Hattingen mit $48 \mu\text{g/l}$ Ende April ankündigt, aber am Auslauf des Sees im Juni bereits stark reduziert ist. Die Chlorophyllwerte erreichen dort nur noch $32 \mu\text{g/l}$ als Wochenmittelwert. Die Erklärung liegt vermutlich in den ungewöhnlich kalten Frühjahrstemperaturen, die, wie oben bereits beschrieben, bis in den Mai hinein sowohl die Entwicklung der Makrophyten als auch die Filtrationsleistung der asiatischen Körbchenmuschel *Corbicula* oberhalb des Baldeneysees reduziert haben. Somit standen die freien Nährstoffe komplett der Primärproduktion des Phytoplanktons zur Verfügung, das trotz niedriger Temperaturen um die 6°C , aber bereits bei überdurchschnittlicher Globalstrahlung (Bild 5.2) gut wachsen konnte.

Im See selbst entwickelte sich zügig ein starker Fraßdruck durch das sich schnell entwickelnde kleine Zooplankton, welches das Phytoplankton erfolgreich konsumierte, so dass das Chlorophyll-a bis zum nächsten Messpunkt am Auslauf bereits stark reduziert wurde. Die zweite kleinere Algenblüte

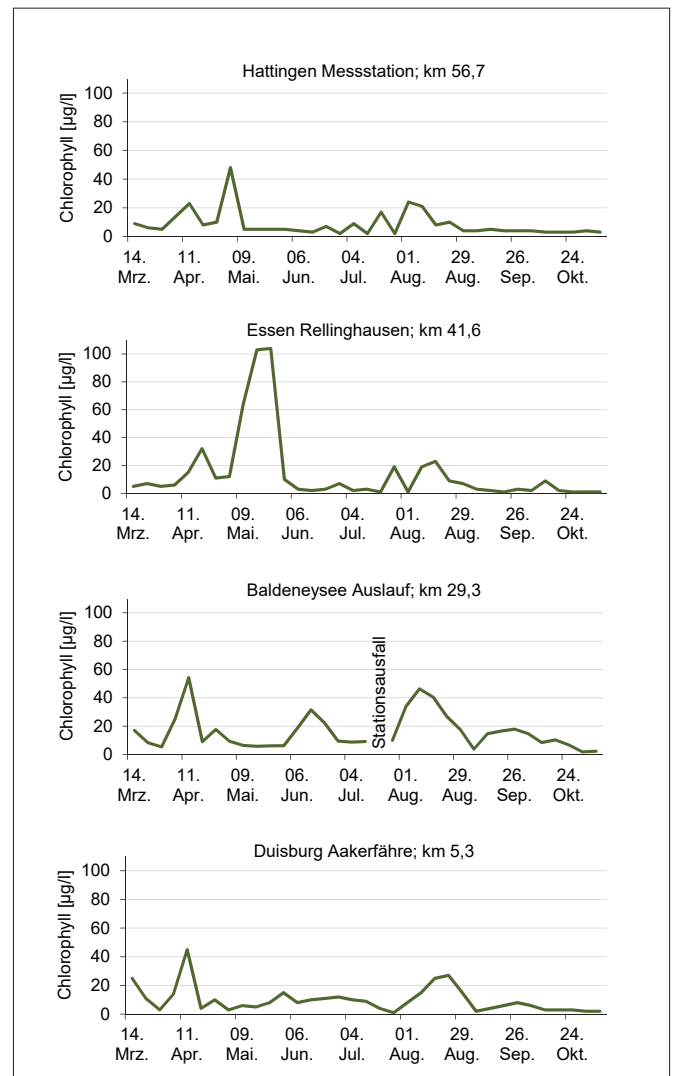


Bild 5.8: Algenentwicklung (als Chlorophyll-a-Gehalt) an verschiedenen Stellen der Ruhr im Verlauf des Jahres 2021
Fig. 5.8: Development of phytoplankton (as chlorophyll a concentration) determined in various cross-sections of the Ruhr River in 2021

im Juli und August des Jahres lässt sich sehr gut in fortlaufender Fließrichtung der Ruhr mit leicht ansteigender Chlorophyllkonzentration von knapp über $20 \mu\text{g/l}$ in Hattingen und Essen-Rellinghausen bis zu $42 \mu\text{g/l}$ am Auslauf des Sees verfolgen. In den drei oberen Ruhrstauseen sind die Aufenthaltszeiten des Wassers - und somit auch der darin enthaltenen Organismen - verglichen mit denen im Baldeneysee relativ gering, so dass hier ein größerer Anteil des in den Stauseen gebildeten Phytoplanktons zeitnah ausgetragen wird. Ein weiterer, die Biomasseproduktion der Ruhr reduzierender Faktor

[5.2] Ruhrverband: Vorkommen und Bedeutung der neozooischen Körbchenmuschel *Corbicula* in der Ruhr. – Ruhrgütebericht 2016. S. 99-104.

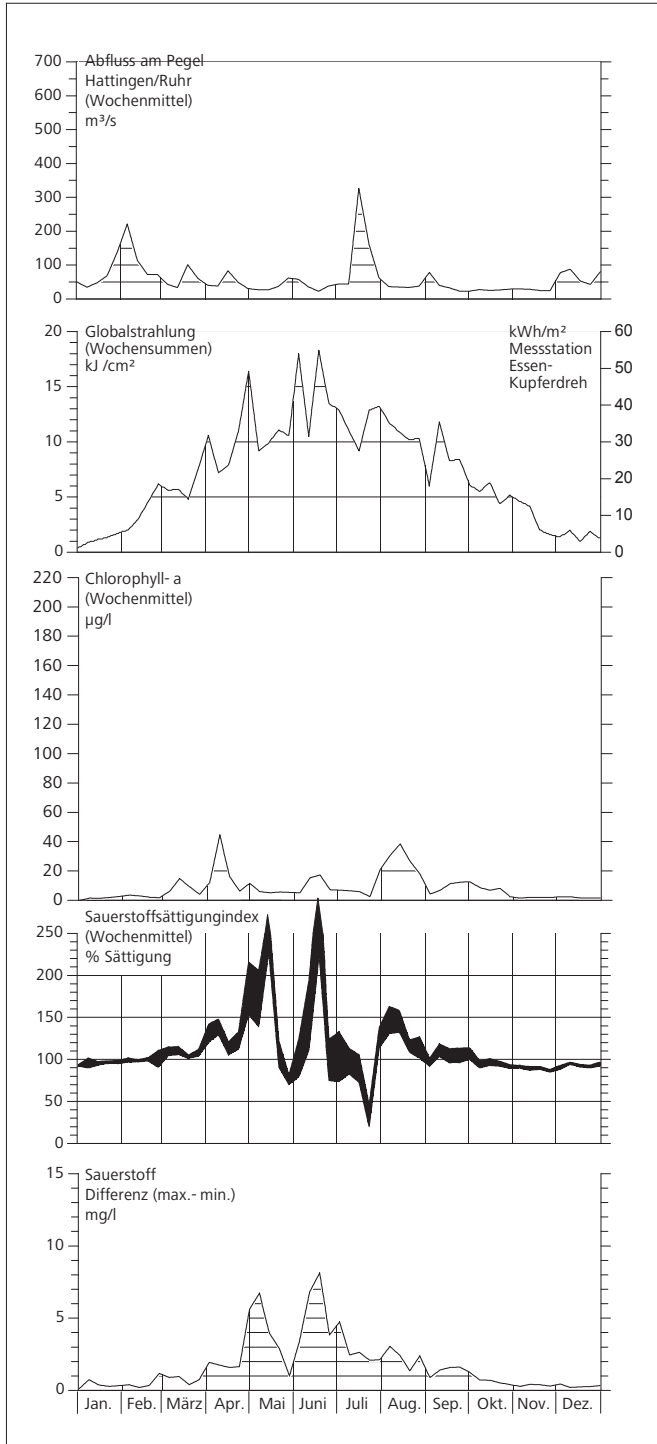


Bild 5.9: Einfluss der Wasserführung und der Globalstrahlung auf die Algenentwicklung im Baldeneysee und deren Auswirkung auf den Sauerstoffgehalt im Jahr 2021

Fig. 5.9: Influence of river flow and total radiation on phytoplankton growth in Lake Baldeney and the resulting impact on the oxygen balance in 2021

ist das Vorkommen der phytoplankton-fressenden Körbchenmuschel *Corbicula* oberhalb der Baldeneysees. In dem deutlich größeren und tieferen Baldeneysee können die benthisch, d. h. am Gewässergrund lebenden Muscheln auf Grund des für sie ungünstigen, zumeist schlammigen Substrats nicht so hohe Dichten bilden und haben daher keine Möglichkeit, das Phytoplankton so effektiv wie in den flacheren kiesigen Gewässerabschnitten oberhalb des Sees zu reduzieren. Daher kommt im Baldeneysee dem Zooplankton eine größere Bedeutung bei der Phytoplanktonreduktion zu als oberhalb des Sees. Auch an der Messstation Duisburg Aakerfähre lässt sich der Verlauf der Chlorophyllproduktion aus dem Baldeneysee noch verfolgen, jedoch bereits in abgeschwächter Form. Auf den etwa 25 Kilometern Fließstrecke zwischen dem Wehr Baldeney und Duisburg kommt es aufgrund der zumindest langsam strömenden Bedingungen zu keiner weiteren Chlorophyllentwicklung. In ihrer Gesamtheit betrachtet lagen die zwischen Hattingen und Duisburg wöchentlich gemessenen Chlorophyll-a-Gehalte im Berichtsjahr im Vergleich zum Jahr 2020 auf einem etwas höheren Niveau.

Der Einfluss abiotischer Faktoren auf die Planktonentwicklung im Ruhrlängsverlauf

In der Ruhr, einem auf den letzten 80 km mehrfach gestauten Gewässer, sind biologische Prozesse wie Photosynthese, Atmung und Biomasseaufbau bzw. -abbau eng mit abiotischen Gegebenheiten wie Abfluss, Strahlung und physikalisch-chemischen Verhältnissen verknüpft. Einige dieser Faktoren und ihre Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt zeigt Bild 5.9 am Beispiel des Baldeneysees. Für die Wasserführung und den Chlorophyll-a-Gehalt, der aus der kontinuierlich gemessenen In-vivo-Fluoreszenz errechnet wurde, werden hier die aus Tageseinzelnwerten der Überwachungsstation am Wehr des Baldeneysees berechneten Wochenmittel und für den Sauerstoffgehalt die Wochenmittelwerte der Tagesminima und -maxima des Sättigungsindex herangezogen. Die Globalstrahlung ist als Wochensumme dargestellt. Das Bild 5.9 belegt, welche Bedeutung die Abflusssdynamik für die Intensität der Primärproduktion hat. Beide Hochwasserphasen - zu Beginn und im Juli des Jahres 2021 - haben mit ihrer ausschwemmenden Wirkung, Verkürzung der Aufenthaltszeiten und Trübung des Wassers die Entwicklung der Primärproduktion deutlich beeinflusst. Erst bei Rückgang des Abflusses auf unter 50 m³/s konnten größere Mengen an Chlorophyll-a gebildet werden. Erkennbar ist auch, dass die Schwankungen in der Primärproduktion nicht durch Schwankungen in der Globalstrahlung verursacht sein können. Ausgeprägte Tag-Nacht-Wechsel von sauerstoffproduzierenden Photosyntheseprozessen und sauerstoffzehrenden Dissimilationsvorgängen (Atmung) finden sich jeweils im Zeitraum der intensivsten Globalstrahlung und relativ hoher Phytoplanktonzellzahlen (Bild 5.5) im Mai und im Juni 2021, nicht aber im Bereich der höchsten Chlorophyll-a-Werte. So lässt sich folgern, dass der Sauerstoffsättigungsindex, dargestellt als %-Sättigung, nicht in erster Linie von der Menge des vorhandenen Chlorophyll-a abhängig ist. Vielmehr ist die zu diesem Zeitraum hohe Aktivität des ge-

rade vorhandenen Chlorophylls, angeregt durch die starke Sonneneinstrahlung, ursächlich hierfür. Eine für Fische möglicherweise kritische minimale Sauerstoffkonzentration unter 7 mg/l trat kurzfristig nur zum Zeitpunkt des Juli-Hochwassers auf, ohne dass jedoch tote Fische gemeldet wurden. Die maximale Amplitude zwischen den Sauerstoffminima und -maxima, bedingt durch den Tag- und Nachtrhythmus von Photosynthese und Atmung, entwickelte sich am 16. Juni zu Beginn einer Hitzewelle mit Tagestemperaturen bis 34 °C, jedoch bei Nachttemperaturen noch unter 20 °C. An diesem Tag lag der Höchstwert der Tagesdifferenz bei 9,0 mg/l. Gleichzeitig wurde der höchste Jahreswert der Sauerstoffübersättigung mit 357 % gemessen.

Zooplankton

Bis zum Jahr 2004 hatten das Vorkommen und die Fraßaktivität („Grazing“) des Zooplanktons neben Nährstoffsituation, Abfluss und Strahlung einen wesentlichen Einfluss auf die zeitliche Abfolge und das Ausmaß der Phytoplanktonentwicklung im Baldeysee. Umgekehrt muss algenfressendes Zooplankton ausreichend Phytoplankton als Futter zur Verfügung haben, um eine Population entwickeln zu können. Bild 5.10 zeigt deutlich den Rückgang der Zooplanktondichten im Baldeysee seit dem Jahr 2004, so dass außer im Jahr 2011 das Biovolumen immer, wie auch im aktuellen Berichtsjahr, unter 1,0 mm³/l lag. Diese im Vergleich zu der Zeit vor den 1990er Jahren geringe planktische Aktivität des Baldeysees ist der Grund dafür, dass es zu Zeiten des Absterbens und bakteriellen Abbaus des Planktons nicht mehr zu kritischen Sauerstoffminima im Baldeysee und der Ruhr unterhalb des Sees kommt, die früher zeitweise ein Belüften durch Überfall des Wassers über die Wehrkante notwendig machten. Bei der Betrachtung der taxonomischen Zusammensetzung des Zooplanktons im Verlauf des Jahres 2021 (Bild 5.11) sind in diesem Berichtsjahr ebenso trophische Interaktionen zwischen Phyto- und Zooplankton erkennbar, auch wenn diese auf einem reduzierten Intensi-

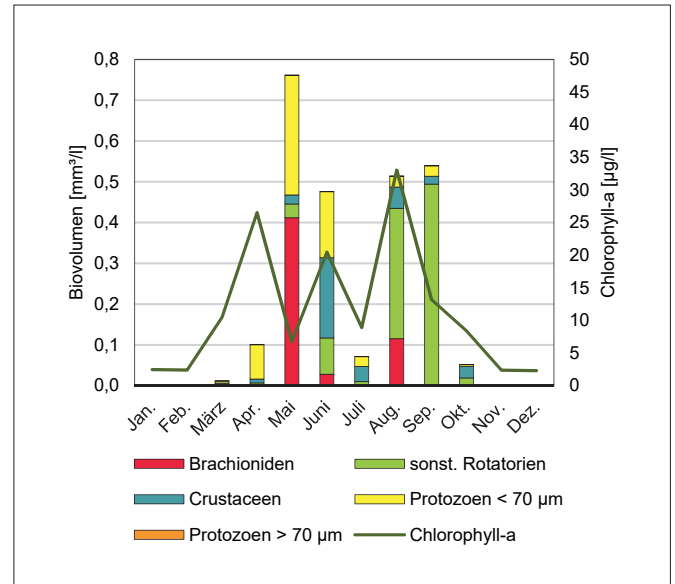


Bild 5.11: Jahreszeitliche Sukzession des Zooplanktons der Ruhr bei Essen Werden im Jahr 2021

Fig. 5.11: Seasonal succession of zooplankton in the Ruhr at Essen Werden in 2021

tätsniveau liegen und aufgrund des Hochwassers im Juli weniger deutlich sind als im letzten Jahr. Dem ersten sehr hohen Chlorophyll-a-Eintrag Anfang Mai am Einlauf des Sees folgend kam es zu einer starken Entwicklung des Zooplanktons, bestehend aus sehr kleinen Einzellern (Protozoen) und Rädertierchen (Rotatorien). Diese sind in der Lage, sich sehr schnell ungeschlechtlich fortzupflanzen und so das reiche Nahrungsangebot zu nutzen. Es dominierten die für den Baldeysee typischen Rotatoriengattungen *Brachionus sp.* und *Synchaeta sp.*, gefolgt von *Asplanchna sp.*, einem räuberisch lebenden

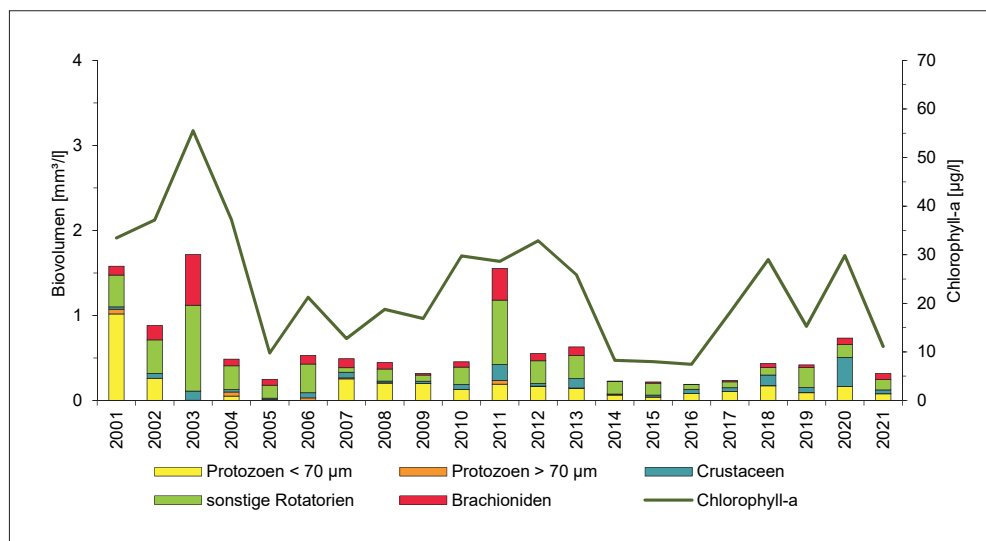


Bild 5.10: Zooplankton und Chlorophyll-a im Baldeysee (Saisonmittel März bis Oktober)

Fig. 5.10: Zooplankton and chlorophyll-a in Lake Baldey (seasonal means March to October)

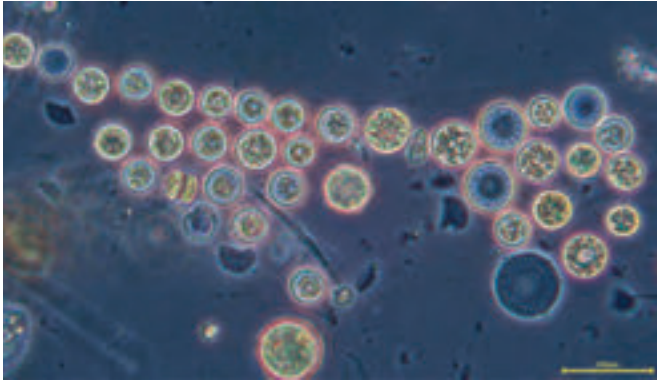


Bild 5.12: Exemplarisches Bild radiärer Diatomeen
Fig. 5.12: Exemplary image of radiate diatoms

Rädertier, das sich von kleineren Rotatorien und Ciliaten („Wimperntiere“, Protozoen < 70 µm) ernährt. Die Rädertierchen erreichten ein Gesamtbiovolumen von 0,446 mm³/l (Bild 5.11). Auf Grund weiterhin steigender Phytoplanktonzellzahlen nahmen im Juni dann auch die Blattfußkrebse (Cladoceren) und Ruderfußkrebse (Copepoden), in Bild 5.11 als Crustaceen (Krebstiere) zusammengefasst, an Biovolumen zu. Die höchste Dichte dieser Gattungen mit 69.000 Individuen/m³ wurde am 21. Juni erreicht. Den größten Anteil daran hatten *Diaphanosoma brachyurum* [5.3] und *Bosmina longirostris* [5.4] mit zusammen etwa 53.000 Individuen/m³. *Diaphanosoma brachyurum* ist ein wärmeliebender Blattfußkrebs mit einem Temperaturoptimum von 15 bis 23 °C, der daher vermehrt im Sommer auftritt. Beide genannten Arten ernähren sich auf Grund ihrer feinen Filterkämme in erster Linie von sehr kleinem Phytoplankton. Daher korreliert ihr verstärktes Auftreten im Juni und Juli sehr gut mit den auf Bild 5.5 dargestellten hohen Zahlen radiärer Diatomeen <5 µm und des Picoplanktons (Bild 5.12). Die Zunahme der cyclopoiden Copepoden, die sich omnivor ernähren und Rotatorien wie *Synchaeta sp.* und *Brachionus sp.* bevorzugt erbeuten [5.5], in Kombination mit der Entwicklung der oben genannten Blattfußkrebse als Nahrungskonkurrenten, führte zum Rückgang der Rotatorien von 0,446 mm³/l im Mai auf 0,117 mm³/l im Juni. Durch das außergewöhnliche Hochwasserereignis Mitte Juli kam es dann durch Verdriften zu einem massiven Einbruch des gesamten Zooplanktons (Bild 5.11). Nach Normalisierung der Abflussrate erholte sich die Rotatorien-Population erwartungsgemäß am schnellsten. Ihre Nahrungsgrundlage war, wie in Bild 5.5 zu erkennen, nach wie vor ausreichend vorhanden und die warmen Wassertemperaturen um 20 °C beschleunigten ihren Generationszyklus, so dass sie sich exponentiell vermehren konnten. Bei den Crustaceen waren nur die Ruderfußkrebse (Copepoden) in der Lage, zeitnah eine neue Population zu bilden. Die im August vorhandenen Individuen waren aber in erster Linie Nauplien, das heißt Larvenstadien der Copepoden, die sich noch über zwölf Häutungen in einigen Wochen zum erwachsenen Tier entwickeln müssen. Der noch vor dem Hochwasser stark vertretene Blattfußkrebs *Diaphanosoma brachyurum* schaffte es bis in den Herbst hinein nicht, eine

neue individuenreiche Population aufzubauen, obwohl auch im September die Nahrungsgrundlage in Form von kleinem Plankton vorhanden war und auch die Wassertemperaturen noch ausreichend hoch gewesen sind. *Bosmina longirostris* entwickelte im September noch einmal geringe Individuenzahlen bis zu etwa 1200 Individuen/m³. Die seit dem Jahr 2015 immer stärker vertretene Art *Ceriodaphnia reticulata*, die ihr Temperaturoptimum mit 19 °C bis 22 °C noch über dem von *Diaphanosoma brachyurum* hat [5.3], ließ sich im Jahr 2021 nur über den Juni hinweg in geringen Dichten unter 1000 Individuen/m³ nachweisen. Nach dem Tief „Bernd“ blieb sie völlig aus. Insgesamt lag das Biovolumen aller Rotatorien mit 0,191 mm³/l nicht deutlich unter dem des letzten Jahres (0,227 mm³/l). Das Biovolumen der Crustaceen (Cladoceren und Copepoden) betrug mit im Mittel 0,046 mm³/l jedoch nicht viel mehr als ein Zehntel des Vorjahres mit 0,344 mm³/l. Ursächlich dafür ist vermutlich die Kombination aus insgesamt deutlich niedrigeren sommerlichen Temperaturen und dem außergewöhnlichen Juli-Hochwasser, das für das Zooplankton im Berichtsjahr einen nicht mehr aufzuholenden Einschnitt bedeutete.

Makrophyten

Das Vorkommen von aquatischen Makrophyten (d. h. mit bloßem Auge sichtbare Wasserpflanzen) in den Ruhrstauseen war seit den 1950er Jahren auf Teichrosen in Ufernähe beschränkt. Dieser Zustand dauerte etwa 50 Jahre lang an [5.6]. Eine hohe Nährstoffkonzentration förderte zu dieser Zeit die Phytoplanktonentwicklung und führte während der Vegetationsperiode zu einer Trübung des Wassers. Da durch das dunkle trübe Wasser kein Licht bis zum Gewässergrund dringen konnte, war das Wachstum submerser, d. h. untergetaucht wachsender Wasserpflanzen nicht möglich. Nach Ausbau und Optimierung der Abwasserreinigung der Kläranlagen sank der Phosphorgehalt in der Ruhr so stark, dass das Algenwachstum in den Ruhrstauseen durch Nährstoffmangel limitiert wurde und die Algendichte deutlich zurückging. Mit Rückgang der Trübung durch planktische Algen setzte ab dem Jahr 2000 das verstärkte Wachstum von Makrophyten, vor allem der Schmalblättrigen Wasserpest *Elodea nuttallii*, ein. Ein Jahrzehnt lang wechselten sich nun Jahre mit hohen Makrophytendichten mit Jahren ab, in denen die Makrophytenaufkommen von untergeordneter Bedeutung waren [5.7; 5.8]. Das Jahr 2010 war das letzte mit nur geringem Wasserpflanzenaufkommen [5.9].

Mit dem durch den Rückgang der Nährstoffkonzentrationen hervorgerufenen Wechsel von einem nahezu makrophytenfreien, Phytoplankton-dominierten Zustand in den potenziell natürlichen Zustand der Makrophyten-dominierten, mesotrophen Flachseen zeigte sich in den Ruhrstauseen in den letzten Jahren eine aus ökologischer Sicht positive Entwicklung.

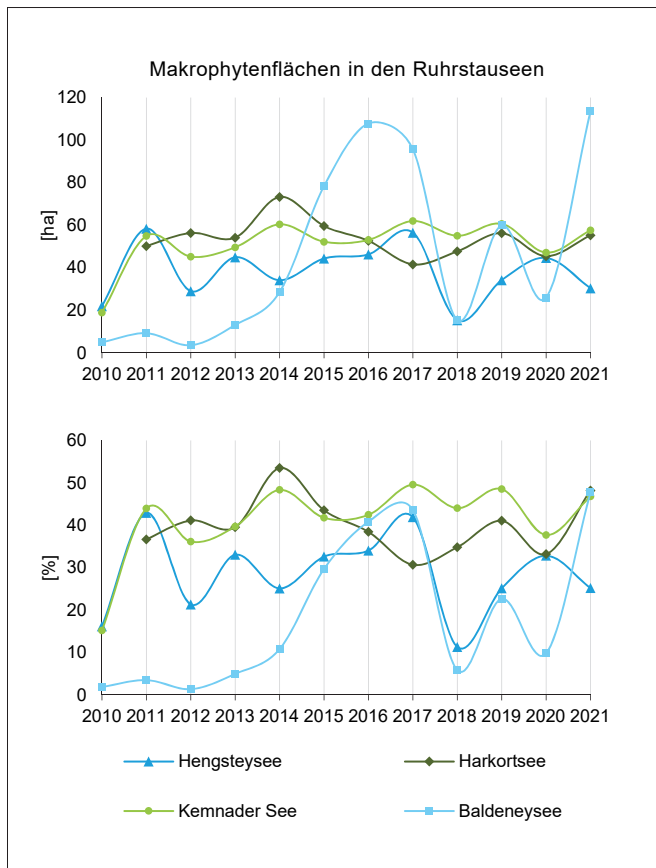


Bild 5.13: Makrophytenflächen in den Ruhrstauseen in den Jahren 2010 bis 2021 in Hektar (oben) und in prozentualen Anteil zur gesamten Wasserfläche (unten).

Fig. 5.13: Macrophyte cover in the impounded lakes of the River Ruhr from 2010 to 2021 in hectare (above) and as percentage of the entire lake surface (below)

Neben der neophytischen *Elodea nuttallii* besiedeln inzwischen auch heimische Wasserpflanzenarten in zunehmenden Abundanzen die Ruhrstauseen und treten damit in Raumkonkurrenz zu den dominierenden *Elodea*-Beständen.

Im Verlauf der Jahre 2011 bis einschließlich 2020 wurde der sommerliche Vegetationsaspekt aller Ruhrstauseen außer dem des Kettwiger Sees, der von ausgedehnten Massenvorkommen verschont geblieben ist, durchgehend durch Makrophyten-Massenaufkommen geprägt [5.10 - 5.17]. Allerdings verlief die Intensität der Massenentwicklungen in dieser Zeit in den betrachteten Seen nicht einheitlich (Bild 5.13); d. h. Zunahmen und Abnahmen der bewachsenen Flächen zeigten sich in den Seen zu unterschiedlichen Zeiten. Hier ist jedoch zu beachten, dass die Flächenauswertung – außer im Jahr 2021 – im Herbst zum Zeitpunkt der maximalen Flächenausdehnung erfolgte. Für das Jahr 2021 ist die Makrophytenausdehnung in den Ruhrstauseen vor dem Juli-Hochwasser (vgl. Kap. 1) dargestellt, d. h. zu einem Zeitpunkt, an dem die Wasserpflanzen zwar bereits über Satellitenbild auswertbar waren, jedoch die Wasseroberfläche noch nicht erreicht hatten. Das Bild 5.13

zeigt somit deutlich, dass sich das Jahr 2021 ohne die außergewöhnliche Hochwassersituation im Juli sehr wahrscheinlich zu einem der Jahre mit großen Makrophytenbeständen entwickelt hätte. Besonders der Baldeneysee wäre im Jahr 2021 von einer intensiven Verkrautung von rund der Hälfte der Seefläche betroffen gewesen.

Im Jahr 2021 konnten die Effekte der außergewöhnlichen Hochwassersituation vom 14./15. Juli 2021 auf die Makrophytensituation in den Ruhrstauseen auf Basis von Satellitenaufnahmen vor, direkt nach dem Hochwasser und rund einhalb Monate nach diesem Ereignis ausgewertet und quantifiziert werden. Jedoch waren auf Grund von Wassertrübungen und Wolkenbildung leider nicht alle vier Ruhrstauseen hinsichtlich ihres Bewuchses für alle drei Zeitpunkte auswertbar. In Bild 5.13 beruhen die Daten des Jahres 2021 auf der Auswertung der Satellitenbilder vor dem Hochwasser.

Kemnader See

Das Jahr 2021 ist für den Kemnader See das elfte Jahr in Folge, in dem sich zunächst ausgedehnte Makrophytenbestände bildeten. Bild 5.14 zeigt die maximalen Makrophytenflächen im Kemnader See in ihrer zeitlichen Entwicklung über die Jahre

- [5.3] Flößner, D.: Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas, 2000, Backhuys Publishers.
- [5.4] Lieder, U.: Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/2-3 Crustacea: Cladocera: Bosminidae, 1999, Spektrum Akademischer Verlag, Gustav Fischer
- [5.5] Einsle, U.: Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/4-1; Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida, 1993, Gustav Fischer Verlag
- [5.6] Ruhrverband: Makrophyten in den Ruhrstauseen – Vergangenheit und Gegenwart. Ruhrgütebericht 2004, S. 80 – 85.
- [5.7] Ruhrverband: Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. Abschlussbericht des Forschungsvorhabens im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW 2008.
- [5.8] Ruhrverband: Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. Broschüre der Kurzfassung des Forschungsvorhabens im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW 2009.
- [5.9] Ruhrverband: Elodea-Vorkommen in den Ruhrstauseen. Ruhrgütebericht 2010, S. 93 - 98
- [5.10] Ruhrverband: Elodea-Vorkommen in den Ruhrstauseen. Ruhrgütebericht 2011, S. 54 - 68.
- [5.11] Ruhrverband: Die Ruhr und ihre Nebengewässer – Trophische Situation der Ruhr. Ruhrgütebericht 2012, S. 58 – 70.
- [5.12] Ruhrverband: Die Ruhr und ihre Nebengewässer – Trophische Situation der Ruhr. Ruhrgütebericht 2013, S. 60 – 75.
- [5.13] Ruhrverband: Die Ruhr und ihre Nebengewässer – Trophische Situation der Ruhr. Ruhrgütebericht 2014, S. 63 – 72.
- [5.14] Ruhrverband: Die Ruhr und ihre Nebengewässer – Trophische Situation der Ruhr. Ruhrgütebericht 2015, S. 85 - 95.
- [5.15] Die Ruhr und ihre Nebengewässer – Trophische Situation der Ruhr. Ruhrgütebericht 2018, S. 67 - 74.
- [5.16] Ruhrverband: Die Ruhr und ihre Nebengewässer – Trophische Situation der Ruhr. Ruhrgütebericht 2019, S. 76 – 84.
- [5.17] Ruhrverband: Die Ruhr und ihre Nebengewässer – Trophische Situation der Ruhr. Ruhrgütebericht 2020, S. 72 – 89.

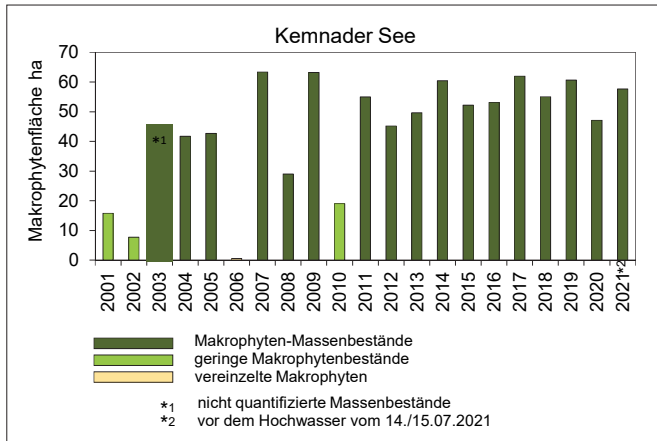


Bild 5.14: Bestandsflächen von *Elodea nuttallii* im Kemnader See in den Jahren 2001 bis 2021 (Daten auf Basis von Satelliten- und Luftbildauswertungen sowie Vor-Ort-Kartierung, in den Jahren 2008, 2012, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020 Bestände durch Mahd reduziert)

Fig. 5.14: Vegetation cover of *Elodea nuttallii* in Lake Kemnade from 2001 to 2021 (data based on satellite and aerial view pictures as well as field mapping, occurrence reduced in 2008, 2012, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 and 2020 through mowing)

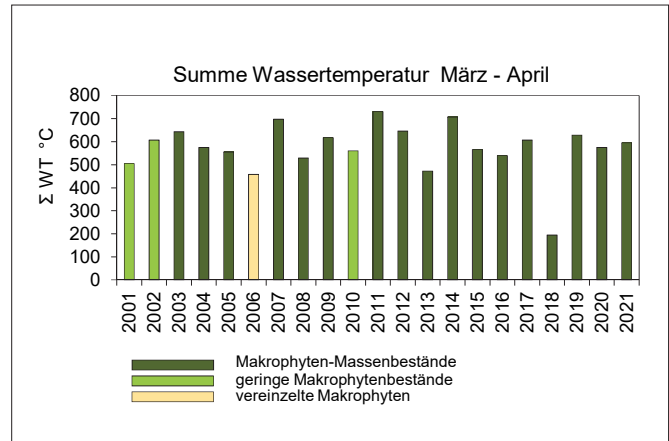


Bild 5.16: Summe der mittleren Tageswassertemperaturen des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2021 mit Zuordnung zu der entsprechenden *Elodea*-Bestandssituation.

Fig. 5.16: Sum of daily mean water temperatures during March and April at Hattingen gauging station (downstream of Lake Kemnade) from 2001 to 2021 in relation to *Elodea* abundance.

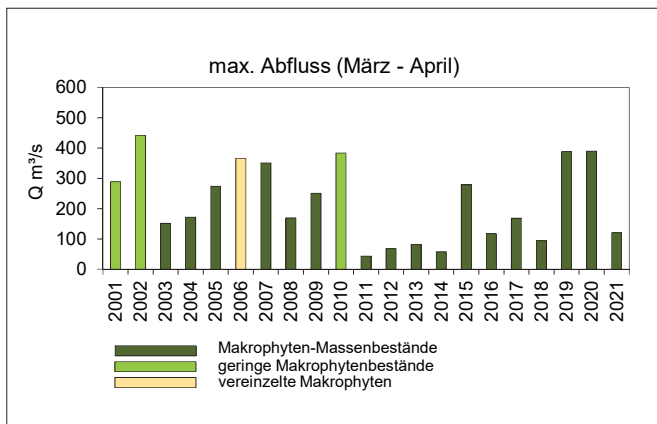


Bild 5.15: Maximaler Abfluss (Tagesmittelwerte) im Zeitraum März bis April am Pegel Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2021 mit Zuordnung zu der entsprechenden *Elodea*-Bestandssituation.

Fig. 5.15: Maximum discharge (daily means) in March and April at Hattingen gauging station (downstream of Lake Kemnade) from 2001 to 2021 in relation to *Elodea* abundance.

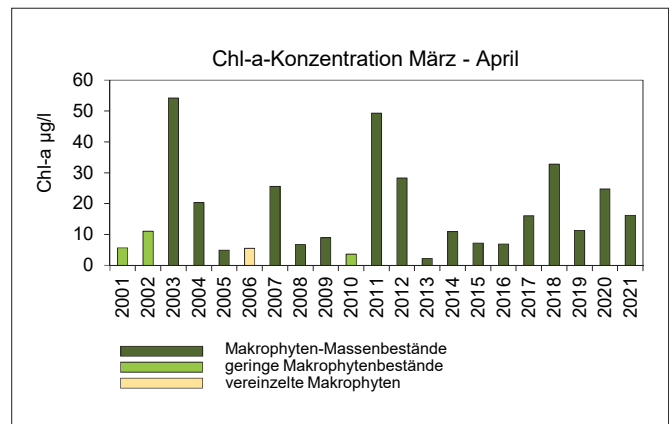


Bild 5.17: Mittelwerte der Chlorophyll-a-Konzentrationen des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2021 mit Zuordnung zu der entsprechenden *Elodea*-Bestandssituation.

Fig. 5.17: Mean concentration of chlorophyll-a in March and April at Hattingen gauging station (downstream of Lake Kemnade) from 2001 to 2021 in relation to *Elodea* abundance.

2001 bis 2021. Im Jahr 2021 betrug die vor dem Hochwasser ermittelte Makrophytenfläche 58 ha und ist damit um 11 ha größer als die maximale Fläche im Vorjahr. Bezogen auf die mittlere maximale Makrophytenfläche von 51 ha in den letzten elf Jahren lag im Kemnader See die Fläche im Jahr 2021 um 12 % höher. Verursacht wurde dieses intensive Wachstum durch die für Makrophyten günstigen klimatischen Bedingungen im Frühjahr.

Der maximale Abfluss im März bis April lag im Jahr 2021 mit 120 m³/s deutlich unter den Spitzenabflüssen der letzten beiden Jahre mit 388 bzw. 390 m³/s und ähnelte den Bedin-

gungen der Jahre 2016 und 2018 (Bild 5.15). Damit fehlten im Jahr 2021 erneut die früher typischen langanhaltenden ausgeprägten Frühjahrshochwässer, auch wenn es in den Jahren 2019 und 2020 zumindest zu erkennbar erhöhten Abflüssen kam. Vergleichbar erhöhte Abflüsse traten im Jahr 2021 mit rund 370 m³/s nur kurzfristig im Januar auf. Da dies aber vor dem Beginn der Vegetationsperiode lag, war dieser kurzzeitige Spitzenabfluss ohne Auswirkungen auf die Startphase des Makrophytenwachstums.

Die aufsummierte Wassertagstemperatur des Betrachtungszeitraums März bis April lag im Jahr 2021 mit 595 °C über

dem Mittelwert von 571 °C der Periode der Jahre 2001 bis 2020 (Bild 5.16) und belegt die für das Makrophytenwachstum günstigen gemäßigten Wassertemperaturen. Auch im weiteren Jahresverlauf ergaben sich im Jahr 2021 zwar nicht mehr solche lang andauernd hohen Temperaturen wie in den Jahren 2018 und 2019, es blieb aber insgesamt um 0,7 °C wärmer als der Vergleichszeitraum der Jahre 1981 bis 2010. Ausschlaggebend war dafür der Monat Juni, der aufgrund einer ausgeprägten Hitzewelle im Mittel um 3,3 °C wärmer und nach den beiden Jahren 2019 und 2003 sogar der drittwärmste Juni überhaupt seit Aufzeichnungsbeginn vor 140 Jahren war. Gerade die erhöhten Wassertemperaturen und die hohe Globalstrahlung (vgl. Bild 5.2) wirkten sich zusammen mit dem fehlenden Frühjahrshochwasser förderlich auf das Wasserpflanzenwachstum aus.

Die mittlere Chlorophyll-a-Konzentration in den Monaten März und April des aktuellen Berichtsjahres war mit 16 µg/l deutlich geringer als im Vorjahr mit 25 µg/l und liegt um 2 µg/l niedriger als die mittlere Chlorophyll-a-Konzentration der letzten elf Jahre (Bild 5.17). Auch die mittlere Trübung in den Monaten März und April 2021 war mit 2,96 FNU deutlich niedriger als im Vorjahr und wies nach dem Jahr 2014 sogar den zweitniedrigsten Wert der letzten elf Jahre auf (Bild 5.18). Das in diesem Betrachtungszeitraum fehlende Hochwasser, die nahezu fehlende Trübung durch aufgewirbelte Sedimente sowie das nur gering ausgeprägte Frühjahrsplankton (vgl. Kapitel 5.1) sind die Ursachen dieser in Summe für das Makrophytenwachstum förderlichen Bedingungen.

Um das Ausmaß der Makrophytenentwicklung in den jeweiligen Jahren beschreiben und mit möglichst hoher Wahrscheinlichkeit auch bereits zu Beginn der Vegetationsperiode prognostizieren zu können, wendet der Ruhrverband bereits seit dem Jahr 2010 für den Kemnader See ein Verfahren der bivariaten Kausalanalyse an, das auf den dominierenden bestandsbestimmenden abiotischen Faktoren Strömung, Wassertemperatur und Trübung beruht [5.9; 5.11 bis 5.14; 5.17]. Die bisher vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass bei einem Produkt kleiner 2.000 FNU • m³/s die Lichtbedingungen und Abflusssituationen für *Elodea nuttallii* und die anderen Wasserpflanzenarten so günstig sind, dass sie die Bildung ausgeglichener Makrophytenmassenbestände im Laufe des Sommers fördern [5.15; 5.17]. Das Produkt von 355 FNU • m³/s im Jahr 2021 liegt deutlich unter diesem Schwellenwert (Bild 5.19) und bestätigt damit Habitatbedingungen, die für die Ausbildung eines Makrophyten-dominierten Zustands förderlich sind. Auch in der bivariaten Darstellung, die den maximalen Abfluss in den Monaten März und April zu der Summe der Wassertemperatur-Tagesgrade in Relation setzt (Bild 5.20), ist der Quotient mit 0,20 m³/(s • °C) sehr gering, was förderliche Habitatbedingungen für das Wachstum von *Elodea nuttallii* beschreibt.

Lange Zeit wurde ein Quotient kleiner 0,55 m³/(s • °C) als Schwellenwert dafür angesehen, dass sich im weiteren Jahresverlauf ein Makrophyten-dominiertes Zustand ausbilden wird

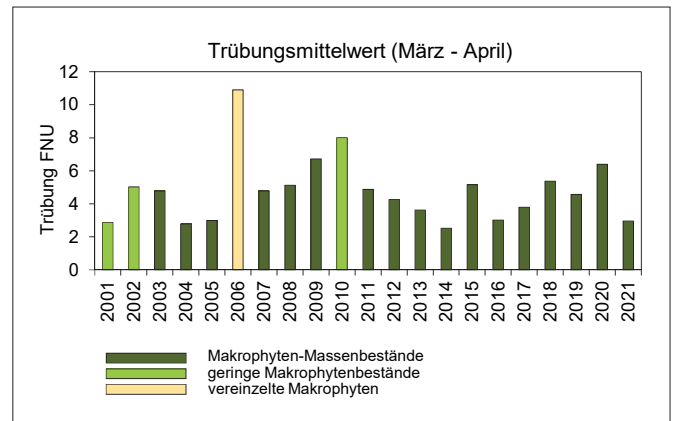


Bild 5.18: Mittelwerte der Trübung des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2021 mit Zuordnung zu der entsprechenden Elodea-Bestandssituation.

Fig. 5.18: Mean turbidity in March and April at Hattingen gauging station (downstream of Lake Kemnade) from 2001 to 2021 in relation to Elodea abundance.

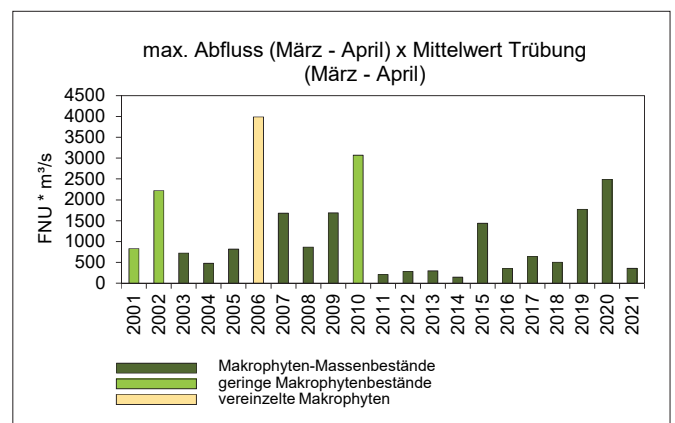


Bild 5.19: Produkt aus maximalem Abfluss und Mittelwert der Trübung des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2021 mit Zuordnung zu der entsprechenden Elodea-Bestandssituation.

Fig. 5.19: Product of the maximum discharge and mean turbidity in March and April at Hattingen gauging station (downstream of Lake Kemnade) from 2001 to 2021 in relation to Elodea abundance.

[5.15], was durch den Wert des aktuellen Berichtsjahres bestätigt wird. Jedoch führten in den beiden vorherigen Jahren auch Überschreitungen der zuvor genannten Schwellenwerte zu einer Makrophytendominanz, wenn auch in geringerer Intensität [5.16, 5.17]. Die Definition der Schwellenwerte wird daher weiter überarbeitet werden müssen, wobei möglicherweise auch der globale Klimawandel Ursache der Verschiebung der indirekt über Niederschlag und Temperatur definierten Kippunkte zwischen Makrophyten-Dominanz und Plankton-Dominanz sein kann.

Neben der theoretisch hergeleiteten Prognose der Makrophytenentwicklung im weiteren Jahresverlauf lässt der Ruhr-

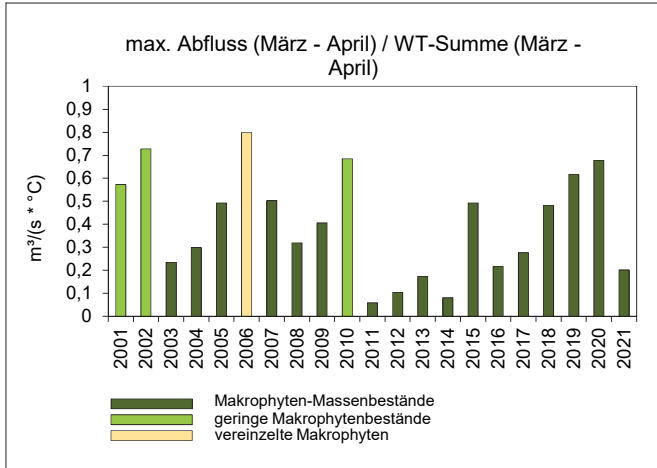


Bild 5.20: Verhältnis des maximalen Tagesabflusses zu der Summe der Tagesmittelwassertemperaturen des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2021 mit Zuordnung zu der entsprechenden *Elodea*-Bestandssituation.

Fig. 5.20: Ratio of the maximum daily discharge to the sum of daily mean water temperatures in March and April at Hattingen gauging station (downstream of Lake Kemnade) from 2001 to 2021 in relation to *Elodea* abundance

verband seit Beginn der *Elodea*-Massenbestände jährlich im Frühjahr Tauchuntersuchungen in den Ruhrstauseen durchführen, um einen ersten Eindruck des beginnenden Makrophytenwachstums zu erhalten. Im Kemnader See ergab die Unterwasserkartierung der Wasserpflanzen im Mai 2021 ebenfalls einen durchgehenden Bewuchs von *Elodea nuttallii* in den flacheren Uferbereichen des Sees. Nur das tiefere ehemalige Ruhrbett wies vereinzelte *Elodea*-Pflanzen auf und war ansonsten vor allem mit bereits hochwüchsigem Einfachen Igelkolben (*Sparganium emersum*) bewachsen. Insgesamt zeigten die Tauchuntersuchungen im Kemnader See dichtere und höher gewachsene *Elodea*-Bestände als im Vorjahr. Die Vor-Ort-Untersuchungen bestätigten damit die bivariate Prognose, dass die Frühjahrsbedingungen förderlich für das Makrophytenwachstum waren und eine ausgeprägte Makrophytenentwicklung im weiteren Jahresverlauf erwarten ließ.

Hengstey- und Harkortsee

Die Makrophytenflächen im Harkortsee können im Jahr 2021 vor dem Juli-Hochwasser mit einer Fläche von 55 ha, d. h. einer Bedeckung von rund 48 % der Seefläche, als ein sich anbahnendes Massenaufkommen eingestuft werden (Bild 5.21). Auf Grund des frühen Zeitpunkts der Erfassung im Juni waren die Wasserpflanzenbestände jedoch zumeist noch untergetaucht und vom Ufer aus nicht bzw. nur vereinzelt in Ufernähe zu erkennen. Die Tauchuntersuchungen im Mai 2021 ergaben das erstaunliche Ergebnis, dass *Elodea* zu dieser Anfangszeit der Vegetationsperiode zwar verbreitet, aber niederwüchsig vorkam. Deutlich höherwüchsig und in zwei Bereichen auch in

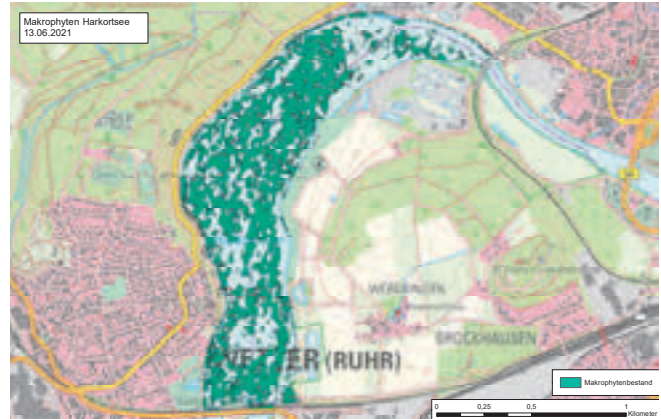


Bild 5.21: Kartographische Darstellung der Makrophytenflächen im Harkortsee im Juni 2021 vor dem Hochwasserereignis.

Fig. 5.21: Cartographic presentation of macrophyte cover in Lake Harkort in June 2021, before the flooding event



Bild 5.22: Kamm-Laichkrautes (*Potamogeton pectinatus*)
Bild: Klaus van de Weyer

Fig. 5.22: Sago pondweed (*Potamogeton pectinatus*)
photo: Klaus van de Weyer

dichten Beständen trat im untersuchten Transekt das Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) (Bild 5.22) auf, dass in den Jahren zuvor im Harkortsee zwar auch regelmäßig vorkam, ohne aber relevante Bestände zu bilden.

Die Situation im Hengsteysee stellte sich zeitgleich anders dar (Bild 5.23). Wie in den Jahren 2018 und 2019 war der Bewuchs im Hengsteysee gering. Die Gesamtfläche, die mit Makrophyten bewachsen war, lag mit 30 ha in einer ähnlichen Größenordnung wie im Jahr 2019 mit 34 ha (Bild 5.13). Dicht bewachsen war im aktuellen Berichtsjahr wie auch in den Jahren 2018 und 2019 nur die nicht durchströmte Seitenbucht des Hengsteysees direkt unterhalb des Zusammenflusses von Ruhr und Lenne.

Die Faktoren, die für das Phänomen verantwortlich sind, dass die beiden räumlich benachbarten Stauseen Harkortsee und

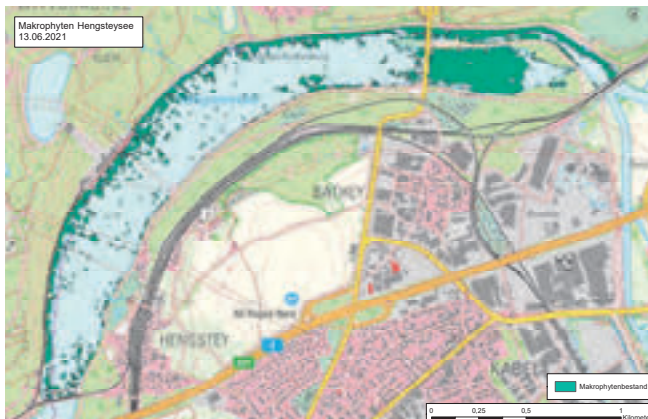


Bild 5.23: Kartographische Darstellung der Makrophytenflächen im Hengsteysee im Juni 2021 vor dem Hochwasserereignis.
Fig. 5.23: Cartographic presentation of macrophyte cover in Lake Hengstey in June 2021, before the flooding event

Hengsteysee mit ihren ähnlichen hydraulischen und klimatischen Bedingungen in den letzten Jahren stark unterschiedliche Bewuchsmengen aufwiesen, sind weiterhin unbekannt.

Bild 5.24 gibt den Treibgutanteil im Jahr 2021 an der Wasserkraftanlage des Hengsteysees im Vergleich zu den Vorjahren wieder. Die geringe Makrophytendichte im Jahr 2021 spiegelt sich auch in der geringen Menge angefallenen Treibguts wider. Erstaunlich ist die trotz des außergewöhnlichen Hochwasserereignisses geringe Treibgutmenge im Juli 2021. Da in dieser Zeit technisch keine Entnahme und Erfassung möglich war, ist davon auszugehen, dass aber die tatsächliche Treibgutmenge, die das Wehr am Hengsteysee passiert hat oder dort und im überschwemmten Umland zurückgehalten bzw. abgelagert wurde, deutlich höher gewesen ist.

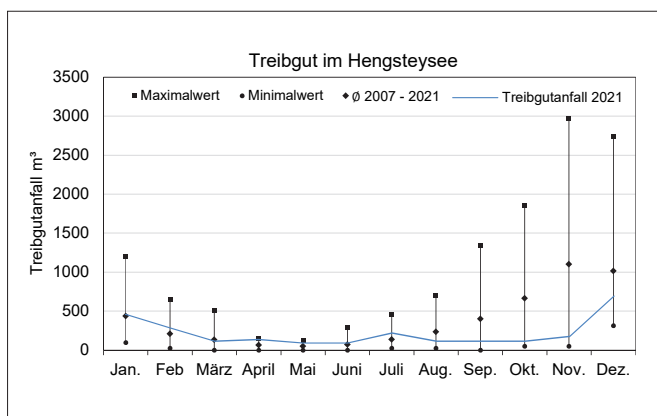


Bild 5.24: Mittelwerte des monatlichen Treibgutanteils [m³] mit Minimum- und Maximum-Werten an der Rechenanlage des Wasserkraftwerks am Hengsteysee im Zeitraum der Jahre 2007 bis 2021 sowie der zeitliche Verlauf der Treibgutmengen für das Jahr 2021

Fig. 5.24: Minimum, maximum, and mean amount of floating debris [m³] per month at the screening unit of the Hengsteysee hydropower plant from 2007 to 2021 and this amount in 2021.

Baldeneysee

Seit dem Jahr 2015 hat es auch auf dem Baldeneysee in jedem Jahr Flächen gegeben, auf denen es zu einem massenhaften Makrophytenwachstum gekommen ist (Bild 5.25). Die größte Gesamtfläche wurde vor dem aktuellen Bericht im Jahr 2016 mit 108 ha ermittelt. Die Tauchuntersuchungen im Mai 2021 zeigten, dass zu diesem Zeitpunkt *Elodea nuttallii* bereits in den Transekten im Baldeneysee zwar noch relativ niederwüchsig, aber schon in ausgedehnten Beständen verbreitet bis häufig vorkam. Die Auswertung der Satellitenaufnahme vom 13. Juni 2021 bestätigten mit einer Makrophyten-Gesamtfläche von 114 ha die Prognosen der Tauchuntersuchung und der bivariaten Analyse der klimatischen Frühjahrsergebnisse, die alle Hinweise auf ein ungewöhnlich starkes Makrophytenvorkommen für das Jahr 2021 gaben. Die im Juni 2021 über Satellitenauswertung ermittelte Makrophytenfläche (Bild 5.26) war damit die größte seit ihrer Erfassung und Auswertung. Zusätzlich

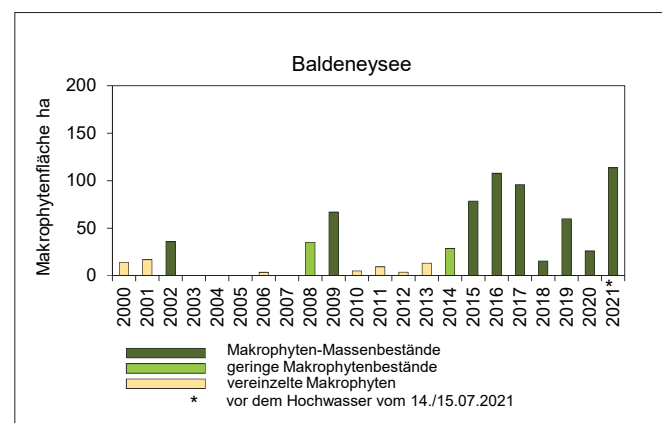


Bild 5.25: Bestandsflächen von *Elodea nuttallii* im Baldeneysee in den Jahren 2000 bis 2021 (Daten auf Basis von Satelliten- und Luftbildauswertungen sowie Vor-Ort-Kartierung, in den Jahren 2009, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020 Bestände durch Mahd reduziert)

Fig. 5.25: Vegetation cover of *Elodea nuttallii* in Lake Baldeney from 2000 to 2021 (data based on satellite and aerial view pictures as well as field mapping, occurrence reduced in 2009, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 and 2020 through mowing)

lich ist zu berücksichtigen, dass zu diesem Zeitpunkt die Vegetationsperiode noch nicht abgeschlossen war. Somit war nicht nur ein weiteres Längenwachstum bis an die Wasseroberfläche zu erwarten, sondern auch, dass sich die Bestände mit der Zeit verdichten und in ihrer Erstreckung weiter ausdehnen. Auf Grund der Frühjahrsergebnisse wurde davon ausgegangen, dass es im Jahr 2021 zu einer lang andauernden intensiven Phase der Makrophytenmahd auf dem Baldeneysee und dem Kemnader See kommen würde. Daher wurde dies in der betrieblichen Jahresplanung für beide Stauseen mitberücksichtigt und die Mähboote auf ihren Einsatz für die Saison 2021 vorbereitet. Die nachträglich erhaltenen und ausgewerteten Satellitendaten zeigen (Bild 5.26), dass im Baldeneysee im Jahr 2021

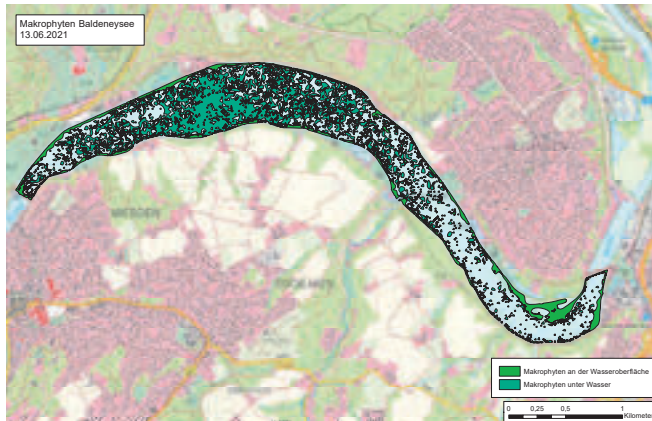


Bild 5.26: Kartographische Darstellung der Makrophytenflächen im Baldeneysee im Juni 2021 vor dem Hochwasserereignis.
Fig. 5.26: Cartographic presentation of macrophyte cover in Lake Baldeney in June 2021, before the flooding event.



Bild 5.27: Durch das Hochwasser vollständig freigespülte Sedimentoberfläche im Kemnader See Bild: Klaus van de Weyer
Fig. 5.27: Sediment surface in Lake Kemnade completely washed off due to the flood. Photo: Klaus van de Weyer

ohne das Hochwasser im Juli besonders der Bereich der Regattastrecke von einer intensiven Verkrautung betroffen gewesen wäre.

Hochwasserereignis am 14./15. Juli 2021

Wie bereits in Kapitel 1 dargestellt, kam es durch lang andauernde Starkregenereignisse des Tiefdruckgebiets „Bernd“ in der Zeit vom 14. bis 15. Juli 2021 zu einem starken Anstieg des Abflusses in Fließgewässern mit Überschwemmungen. Hiervon war auch das Ruhr-Einzugsgebiet betroffen. Das Sonderkapitel 8 widmet sich im aktuellen Ruhrgütebericht diesem Ereignis.

Natürlich waren aber auch die Makrophytenbestände in der Ruhr und in den Ruhrstauseen von dem Hochwasser betroffen, das auf die sich gerade stark entwickelnde Wasserpflanzenbestände traf. Diese waren zum Zeitpunkt des Hochwassers noch in der Phase des Streckungswachstums und hatten nur kleinräumig in flachen Bereichen die Oberfläche erreicht. Das Hochwasser führte nicht nur zu einem Anstieg der Wasserstände, sondern auch zu stark erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten. Messungen während des Hochwassers zeigten Fließgeschwindigkeiten von 3 m/s und mehr, wobei der Messbereich der Geräte dann überschritten wurde, so dass höhere Fließgeschwindigkeiten nicht erfasst werden konnten. Diese hohen Fließgeschwindigkeiten führten mit ihrer so genannten Schleppkraft zu einer weiträumigen Umlagerung der Gewässersohle – auch in den Flusstauseen. Hierdurch wurden die Wasserpflanzen zum Teil komplett ausgespült (Bild 5.27) oder es verblieben nur noch einzelne Stängel. In anderen Bereichen hatte die Strömung die oberen Teile der dicht stehenden Pflanzen abgerissen – nicht nur von *Elodea nuttallii* (Bild 5.28), sondern sogar die langen bandförmigen Blätter des Igelkolbens (*Sparganium emersum*), die als besonders reißfest gelten (Bild 5.29). In weiteren Bereichen hatte die Strömung die bereits hochwüchsigen *Elodea*-Bestände auf den Grund



Bild 5.28: Reste von *Elodea nuttallii*, nachdem das Hochwasser Teile der Pflanzen weggerissen hat. Bild: Klaus van de Weyer
Fig. 5.28: Remnants of *Elodea nuttallii* after the flood have swept away parts of the plants. Photo: Klaus van de Weyer



Bild 5.29: Vom Hochwasser zerrissene Blätter des Einfachen Igelkolbens (*Sparganium emersum*). Bild: Klaus van de Weyer
Fig. 5.29: Leaves of European bur-reed (*Sparganium emersum*) torn by the flood. Photo: Klaus van de Weyer

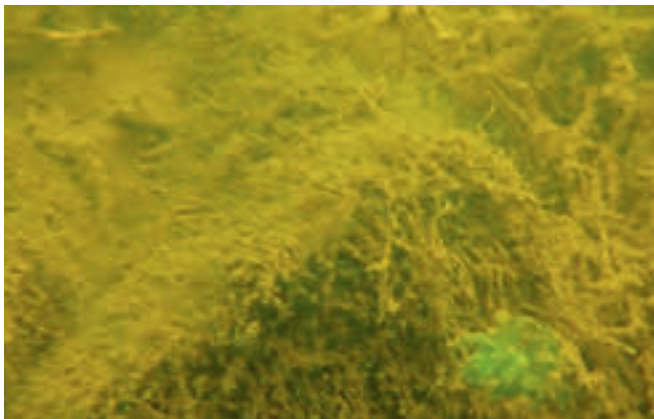


Bild 5.30: Durch das Hochwasser übersandete Elodea-Bestände.
Bild: Klaus van de Weyer
Fig. 5.30: Elodea covered by sand due to the floods.
Photo: Klaus van de Weyer

gedrückt, auf dem sie von den umgelagerten Feinsedimenten übersandet wurden (Bild 5.30). Weitere Tauchuntersuchungen rund einen Monat nach diesem außergewöhnlichen Hochwasserereignis zeigten, dass sich die *Elodea*-Bestände noch in keiner Weise von ihren Schäden erholt hatten. Die auf den Grund gedrückten, übersandeten *Elodea*-Polster zeigten nur erste Knospen eines neuen Austriebs, die freigespülten Bereiche waren weiterhin vegetationsfrei. Auf Grund dieser Situation war eine kurzfristige Neuverkrautung auszuschließen, so dass auch der Einsatz der Mähboote im Jahr 2021 entfallen konnte. Nur im Harkort- und Hengsteysee wurde das kleine Mähboot des Ruhrverbandes an die Wassersportvereine verliehen, um die im flachen Uferbereich gelegenen Liegeplätze freizuschneiden, bei denen deriedereinsetzende Pflanzenbewuchs Probleme bereitete.

Um die Auswirkungen des Hochwassers auf die Makrophytenbestände der Ruhrstauseen abschätzen zu können, wurde geprüft, ob Satellitenbilder aus dieser Zeit verfügbar waren. Es zeigte sich, dass es eine Satellitenüberfliegung vom 13. Juni 2021 gab, welche die Situation vor dem Hochwasser erfasst hatte. Eine zweite Überfliegung stammte vom 18. Juli, d. h. im

Moment der ablaufenden Hochwasserwelle und eine dritte Überfliegung vom 25. August, d. h. gut fünf Wochen nach dem Hochwasserereignis. Die Auswertung der Satellitenbilder stellte sich als schwierig dar, da die Makrophyten zu diesem Zeitpunkt die Wasseroberfläche noch nicht erreicht hatten und zudem das Wasser in den Bildern vom 18. Juli in Folge des Hochwassers noch getrübt war. Zudem wurden auf dem Satellitenbild vom 25. August zum Teil Wolken miterfasst, die eine Auswertung unmöglich machten. Trotzdem konnte in den meisten Fällen mittels Geographischem Informationssystem (GIS) eine Auswertung vorgenommen und die Makrophytenflächen konnten vermessen werden. Tabelle 5.1 fasst die Ergebnisse für die vier Ruhrstauseen zusammen. Da nicht für alle Seen beide Satellitenbilder nach dem Hochwasser ausgewertet werden konnten, wurden für die Berechnung des Makrophytenverlusts die Daten vom 13. Juni als Referenz genommen. Diese wurden dann in Relation zu den verfügbaren bzw. zu den geringsten Flächen nach dem Hochwasser gesetzt, um hierdurch den wahrscheinlich maximalen Effekt des Hochwassers auf die Makrophytenflächen beschreiben zu können. Bild 5.31 visualisiert die Flächen vor und nach dem Hochwasser in den vier Stauseen. Wie bereits die Unterwasseraufnahmen zeigten, war der Effekt des Hochwassers auf die Makrophyten sehr groß. Der Flächenverlust betrug zwischen 56 und 89 % des vorherigen Bestandes.

Die Bilder 5.32 a bis c zeigen die Situation im Baldeneysee. Hier betrug der maximale Flächenrückgang der Makrophyten 65 %. Auffällig ist die Verteilung der Makrophyten direkt nach dem Hochwasser, als sich vor allem Restbestände in dem am stärksten verkrauteten Bereich unterhalb des Hafen Scheppen zeigten. Im oberen Bereich beschränkten sich Makrophytenvorkommen auf geschützte flache Uferbereiche, während der dort relativ schmale Seekörper in der Mitte völlig makro-

Tabelle 5.1: Makrophytenflächen in den vier Ruhrstauseen vor und nach dem Hochwasserereignis im Juli 2021. (n.a. = nicht auswertbar)

Table 5.1: Surfaces covered by macrophytes in the Ruhr's four impounding lakes before and after the flood in July 2021. (n.a. = not evaluable)

	Makrophyten-Flächen [ha]			maximaler Flächenverlust durch das Hochwasser [%]
	vor Hochwasser (13.06.2021)	direkt nach Hochwasser (18.07.2021)	5,5 Wochen nach Hochwasser (25.08.2021)	
Baldeneysee	114	45	39	65
Kemnadersee	58	n.a.	6	89
Harkortsee	55	12	47	78
Hengsteysee	30	13	n.a.	56

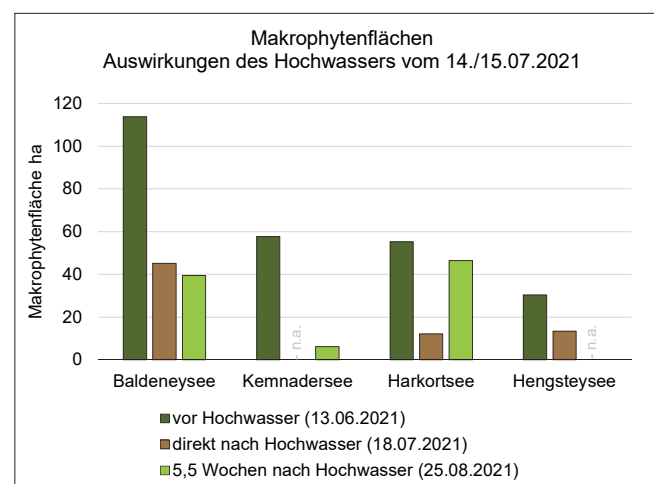


Bild 5.31: Makrophytenflächen in den vier Ruhrstauseen vor und nach dem Hochwasserereignis im Juli 2021. (n.a. = nicht auswertbar)
Fig 5.31: Surfaces covered by macrophytes in the Ruhr's four impounding lakes before and after the flood in July 2021. (n.a. = not evaluable)

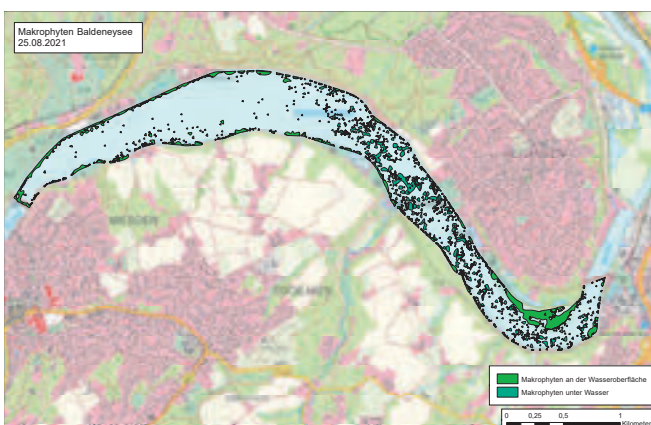
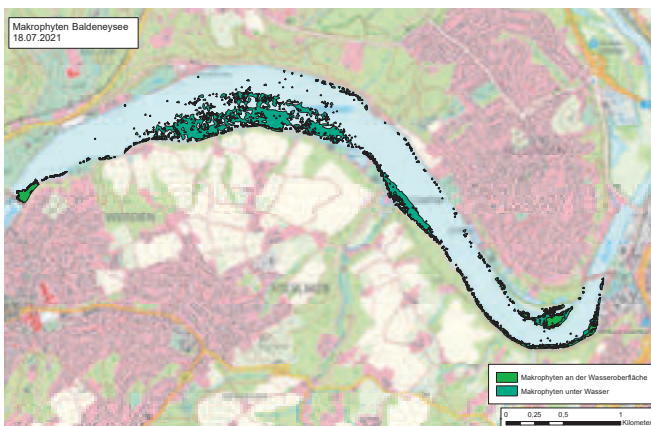
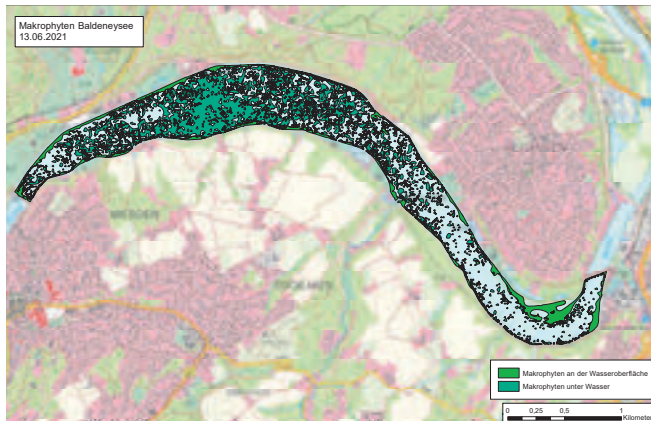


Bild 5.32 a bis c: Kartografische Darstellung der Makrophytenflächen im Baldeneysee vor dem Hochwasserereignis im Juli 2021, direkt nach dem Hochwasser und ca. 5,5 Wochen nach dem Hochwasser.

Fig. 5.32 a to c: Cartographic representation of the macrophyte surfaces in Lake Baldeney before the flood in July 2021, right after the floods and about 5.5 weeks after the flood.

phytenfrei gespült worden war. Fünf Wochen später zeigte sich ein deutlich verändertes Bild: die Restbestände unterhalb des Hafens Scheppen waren fast verschwunden. Hier ist zu vermuten, dass die Pflanzen durch das Hochwasser derart geschädigt waren oder sich besiedlungsfeindlicher anaerober Schlamm in diesem langsam durchströmten Gleithangbereich gebildet hatte, so dass dies den deutlichen Pflanzenrückgang erklärt. Im oberen Bereich des Baldeneysees hingegen, vor allem in Bereichen mit geringer Wassertiefe, hatte in den Wochen nach dem Hochwasserereignis wieder eine Neubesiedlung eingesetzt. Insgesamt nahm die Makrophytenfläche im Baldeneysee vom 18. Juli auf den 25. August in Summe von 45 ha auf 39 ha um 6 ha weiter ab.

Den größten Rückgang an Makrophyten zeigte der Kemnader See. Hier ging der Bewuchs von 58 ha auf 6 ha zurück, was einem Verlust von rund 90 % entspricht. Hier war allerdings auf Grund von Trübung das Satellitenbild direkt nach dem Hochwasser nicht auswertbar. Die Situation im Kemnader See zeigt vor dem Hochwasser (Bild 5.33a) das über die letzten Jahre bekannte Verteilungsmuster der Makrophytenbestände mit Verkrautungen sowohl im Ölbach-Mündungsarm als auch im flachen Bereich des Sees außerhalb des ehemaligen Ruhrbetts. Auch fünf Wochen nach dem Hochwasser (Bild 5.33b) ist der überwiegende Teil des Sees noch frei von Makrophyten. Nur in den Bereichen, die vorher am dichtesten mit Makrophyten bewachsen waren, sind kleine Pflanzenpolster erhalten geblieben oder kleine Inseln einer Neubesiedlung entstanden.

Der geringste Rückgang der Pflanzenbestände wurde mit 56 % für den Hengsteysee ermittelt. Hier ist zu berücksichtigen, dass sich auch bereits vor dem Hochwasser der Bewuchs auf den nicht durchströmten Seitenarm des Hengsteysees konzentrierte. Da dieser Bereich auch durch das Hochwasser kaum betroffen war, waren dort keine nennenswerten Makrophytenverluste zu erkennen. Nur die auch vor dem Hochwasser vor allem auf die Uferbereiche beschränkte Makrophytenvegetation ist hydraulisch bedingt reduziert und ausgedünnt worden.

Auf das Forschungsprojekt Elodea II, in dem verschiedene Maßnahmen zur nachhaltigen Reduzierung der *Elodea*-Bestände getestet wurden, hatte das Hochwasser negative Auswirkungen. Als erfolgsversprechendste Maßnahme wurden im Vorjahr testweise Anpflanzungen von standortgerechten, niederwüchsigen Wasserpflanzen (Characeen, d. h. Armleuchteralgen) in Testfeldern vorgenommen. Diese sollen als Raumkonkurrenten und durch zusätzliche Beschattung *Elodea* zurückdrängen. Die ausgebrachten Bestände wurden jedoch durch das Hochwasser völlig zerstört. Zum Teil konnten sogar die Markierungen der Testfelder nicht mehr aufge-

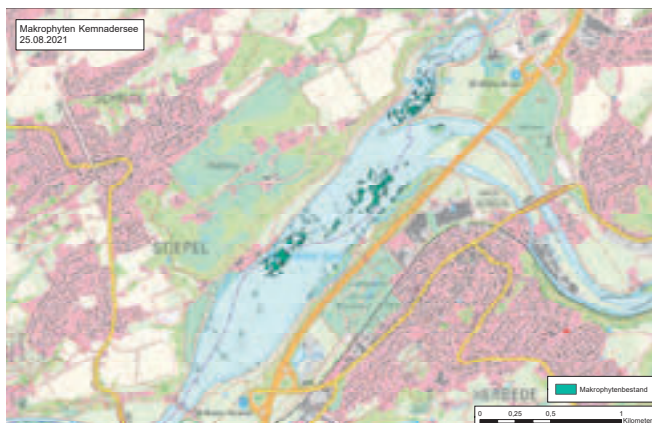


Bild 5.33 a und b: Kartografische Darstellung der Makrophytenflächen im Kemnader See vor dem Hochwasserereignis im Juli 2021 und ca. 5,5 Wochen nach dem Hochwasser.

Fig. 5.33: a and b: Cartographic representation of the macrophyte surfaces in Lake Kemnade before the floods in July 2021 and about 5.5 weeks after the flood.

funden werden. Eine Kontrolle der ehemals bepflanzten Bereiche auf Basis geographischer Koordinaten im September 2021 erbrachte das ernüchternde Ergebnis, dass keine der angepflanzten Armleuchteralgen mehr wiedergefunden werden konnte. Eine detaillierte Beschreibung der im Rahmen des Forschungsprojekts Elodea II durchgeführten Maßnahmen, die Ergebnisse und eine Diskussion der Möglichkeiten des Managements von Makrophyten-dominierten Flusstauseen wird der Ruhrgütebericht des nächsten Jahrs enthalten.

Zusammenfassung

Im Jahr 2021 führten zu Jahresbeginn kurzzeitig erhöhte Abflüsse und kalte Temperaturen dazu, dass sich zunächst nur wenig Plankton bildete. Erst im April und Mai nahm mit Anstieg der Temperaturen und der Globalstrahlung die Dichte des Phytoplanktons zu, ohne jedoch in den Stauseen solche Dichten zu bilden, dass diese in ihrer Trophie einen Phytoplankton-dominierten Zustand erreichten. Die mehrtägige Aufenthaltszeit des Wassers im Baldeneysee konnte in ihrer fördernden Wirkung auf die Phytoplanktonbildung auch im Jahr 2021 wieder nachgewiesen werden: Im Vergleich von Zulauf zu Ablauf des Sees kam es maximal zu einer mehr als Versechsfachung der Zellzahlen. In der taxonomischen Zusammensetzung wurde das Phytoplankton an allen Probenahmestellen von Kieselalgen (Diatomeen) dominiert. Die Zunahme des Phytoplanktons bewirkte, dass auch das Zooplankton, v. a. kleine Rädertiere (Rotatorien), die auf Kieselalgen als Nahrung spezialisiert sind, zeitverzögert in den Dichten zunahm und die Phytoplanktondichten wieder reduzierten. Das außergewöhnliche Hochwasser im Juli bewirkte, dass Phyto- wie Zooplankton aus den Seen ausgespült wurde und die Bildung des typischen Sommerplanktons, dominiert durch vor allem großzellige Grün- und Goldalgen, unterblieb.

Auch für die Makrophyten waren die Wachstumsbedingungen im Frühjahr mit hoher Globalstrahlung und Wassertemperatur, aber nur geringen Abflüssen sehr günstig, so dass die Entwicklung zunächst in Richtung eines starken Makrophytenwachstums in den Flusstauseen verlief. Dies wurde durch das Hochwasser im Juli unterbrochen, durch das die Pflanzenbestände großflächig ausgespült oder von Sedimenten überlagert wurden. Rund einen Monat nach dem Hochwasser zeigte sich zwar eine langsame Erholung der Makrophytenbestände, die aber im weiteren Verlauf des Jahres nicht mehr großflächig die Wasseroberfläche erreichten. Auf eine Mahd konnte daher im Jahr 2021 verzichtet werden.

Auch das Forschungsprojekt des Ruhrverbands Elodea II war von dem Hochwasser stark betroffen. Die als Raumkonkurrenten zu Elodea in Testfeldern angepflanzten Armleuchteralgen (Characeen) sind, z. T. einschließlich der Testfeld-Markierungen ausgespült und verdriftet worden.

6 Talsperrenuntersuchungen mit besonderem Blick auf die Möhnetalsperre

Allgemeines

Der Ruhrverband besitzt und bewirtschaftet im Sauerland die Henne-, Möhne-, Sorpe-, Verse-, Fürwigge-, Ennepe-, Bigge- und Listertalsperre. Mit einem Gesamtstauinhalt von 463 Millionen m³ dienen diese immer mehr der Niedrigwasseraufhöhung, um die Trinkwassergewinnung an der Ruhr auch in abflussarmen Zeiten zu gewährleisten. Durch das in Folge des Klimawandels bedingte Auftreten langer Trockenperioden hat der Wasserzuschuss aus den Talsperren zur Abflusssteuerung der Ruhr in den letzten Jahren deutlich an Bedeutung gewonnen. In abflussreichen Zeiten stehen die Speicherauffüllung und der Hochwasserschutz im Vordergrund. Abflussspitzen können wirksam gemildert werden, so dass Überflutungen und deren Folgeschäden seltener und in einem deutlich geringeren Ausmaß auftreten als ohne den Wasserrückhalt in den Staukörpern. Dies war z. B. insbesondere im Juli 2021 bei dem durch starke Regenfälle hervorgerufenen Hochwasser (s. Kapitel 1) von Bedeutung. Neben diesen primären wasserwirtschaftlichen Aufgaben dienen die Talsperren sowohl der Energieerzeugung durch Wasserkraft als auch als Ausflugs- und Urlaubsziele mit zahlreichen Freizeitmöglichkeiten sowie als ökologische Refugien im Sinne des Naturschutzes.

Der Betrieb von Talsperren umfasst die Bewirtschaftung des Talsperrensystems und Untersuchungen zur Standsicherheit der Absperrbauwerke ebenso wie Analysen und Bewertungen der einzelnen Wasserkörper wie Haupt- und Vorbecken oder Zuläufe. Die limnologischen Untersuchungen dienen dazu, die Zielerreichung einer Verbesserung der Trophie bis zu mindestens mesotrophen Verhältnissen zu überprüfen, sonstige Güteveränderungen zu erkennen und ggf. zielgerichteten Handlungsbedarf zu entwickeln. Zahlreiche Maßnahmen wie die Modernisierung und der Neubau von Kläranlagen, die zunehmende Niederschlagswasserbehandlung und die Phosphatentfernung sowie der Bau von Ringkanalisationen führten zu einer Reduzierung des Nährstoffeintrags in die Talsperren. Unterstützt wurden und werden die Maßnahmen zum Aufbau und Erhalt ökologisch intakter Talsperren durch die seit ca. 30 Jahren etablierte fischereiliche Bewirtschaftung, die lebensraumspezifisch durchgeführt wird. Dazu gehören u. a. der Besatz mit krautlaichenden Fischen und der Erhalt einer angepassten Alterspyramide durch Befischung. Das funktionierende Nahrungsnetz mit großen Zooplanktern, wie beispielsweise den Kleinkrebsen *Daphnia* und *Bosmina*, und deren erhöhter Fraßdruck auf das Phytoplankton unterstützen in den letzten 20 Jahren die Entwicklung, so dass negative Eutrophierungserscheinungen (z. B. Algenmassenentwicklungen) seltener werden.

Untersuchungsprogramm und Bewertungsgrundlagen

Die limnologischen Untersuchungen der Ruhrverbandstalsperren einschließlich der verschiedenen Zuflüsse und der Ausläufe blicken auf eine ca. 50 Jahre lange Geschichte zurück. Dabei wurde das Untersuchungskonzept in Probenahmefrequenz und Untersuchungsumfang den sich ändernden Notwendigkeiten, Entwicklungen und Anforderungen angepasst. Dazu gehören die Umsetzung der EG-WRRL bzw. der Oberflächengewässerverordnung, der Klimawandel, die trophischen Verhältnisse und nicht zuletzt die Personalressourcen. Heute werden die Hauptbecken der Talsperren im Winter zweimal an der Oberfläche und in der Vegetationsperiode siebenmal an der Oberfläche sowie in mehreren Tiefen an ausgewählten Stellen physikalisch-chemisch und biologisch untersucht. Dabei wird an den Probenahmestellen die Festlegung der jeweiligen Probenahmetiefen mit Hilfe von Messsonden jedes Mal an die aktuellen limnischen Verhältnisse im Staukörper angepasst. Dies ist nötig, weil sich die Gegebenheiten im Längs- und im Tiefenprofil laufend in Abhängigkeit von der Jahreszeit verändern, was in physikalischen (Temperaturschichtung) und biologischen (Planktonentwicklung) Einflüssen begründet liegt. Darüber hinaus werden die Nährstoffeinträge über die Zuflüsse und durch den auf die Talsperre fallenden Niederschlag bestimmt. Die Ergebnisse dieser limnologischen Untersuchungen dienen sowohl einer adäquaten fischereilichen Bewirtschaftung, dem frühzeitigen Handeln bei Gefährdungen des Ökosystems oder der Gewässernutzungen als auch der Überwachung und Bewertung entsprechend den Vorgaben der OGewV [6.1].

Zur zeitnahen Überwachung des Wasserkörpers wurde eine energetisch autarke Messboje auf der Möhnetalsperre in Betrieb genommen. Nach einer etwa zwei Jahre langen Erprobungsphase befindet sich diese nun seit dem Frühjahr 2021 im Regelbetrieb. Die Messboje wird während der Vegetationsperiode von April bis Oktober/November betrieben. Täglich werden Echogramme zur Ortung von Fischschwärmen und Tiefenprofile für die Parameter Temperatur, Sauerstoff und pH-Wert erfasst. Durch eine Datenfernübertragung stehen die Ergebnisse zeitnah zur Verfügung und können direkt bewertet werden. Inzwischen ist auch ein Abruf mit einem Smartphone möglich. Die Daten der Messboje ergänzen die oben beschriebenen monatlichen Beprobungen und unterstützen in kritischen Zeiten eine schnelle Entscheidung, ob eine Maßnahme, wie z. B. eine Tiefenwasserbegasung mit Sauerstoff, erforderlich ist. Zudem kann der Erfolg einer durchgeführten Maßnahme kontinuierlich verfolgt werden. Eine Anschaffung zusätzlicher Messbojen, die auf weiteren Talsperren des Ruhrverbands zur Überwachung eingesetzt werden können, sowie eine Erweiterung der bisher gemessenen Parameter ist für die nahe Zukunft geplant.

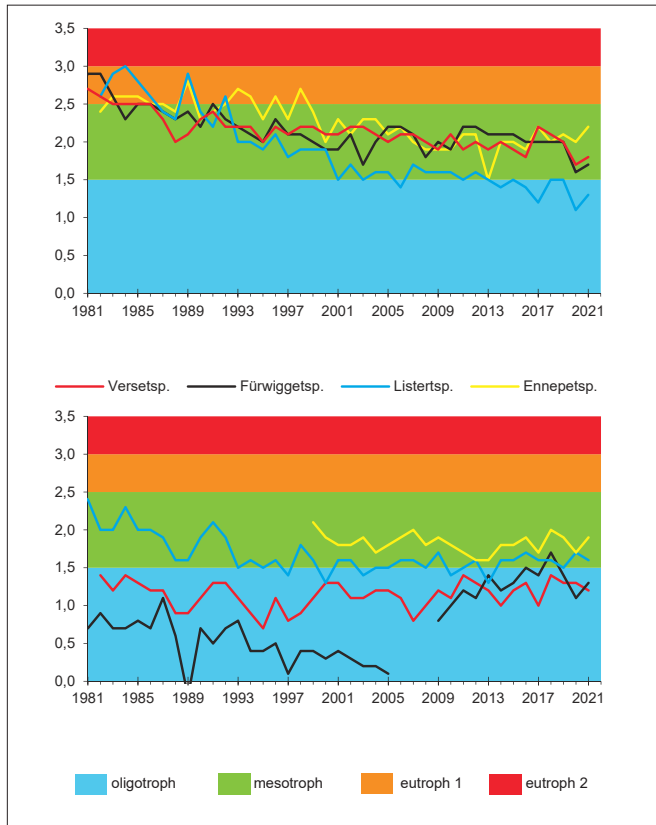


Bild 6.1: Entwicklung der Trophie in den letzten 40 Jahren in den Ruhrverbandstalsperren entsprechend der überarbeiteten Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren (LAWA 2013)

Fig. 6.1: Development of the trophic status in the Ruhrverband's reservoirs during the last 40 years according to the revised directive for the trophic classification of reservoirs (LAWA 2013)

Die Bewertung stehender Gewässer, wie hier der Talsperren, erfolgt in erster Linie durch die Bestimmung des Trophiegrads. Diese wird entsprechend dem LAWA-Abschlussbericht 2013 [6.2] mit den Anpassungen zur „Vorläufigen Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren“ [6.3] durchgeführt. Dazu werden in der Vegetationsperiode, in welcher der Wasserkörper geschichtet ist, sechs- bis siebenmal im Epilimnion der Chlorophyll-a-Gehalt, die Phosphorkonzentration und die Sichttiefe sowie zweimal die Phosphorkonzentration während der Vollzirkulation bestimmt.

In Bild 6.1 ist die 40-jährige Entwicklung der Trophie der Ruhrverbandstalsperren dargestellt. Im Vergleich zum Vorjahr stieg die Trophie bei den meisten Talsperren ein wenig an, blieb aber in dem in den letzten Jahren üblichen Bereich.

Einfluss des Hochwassers

Ein unmittelbarer Einfluss des im Juli 2021 stattgefundenen starken Unwetters auf die Trophie der Talsperren konnte nicht eindeutig nachgewiesen werden, da selbst die Untersuchungsergebnisse aus diesem Zeitfenster innerhalb der Schwankungsbreite der letzten Jahre lagen. Eine kurzzeitige – und dadurch

nicht oder kaum erfasste – Beeinträchtigung der Wasserqualität kann jedoch vermutet werden. Im Einzelfall deuten gestiegene Gesamtphosphorwerte (Gesamtphosphor umfasst sowohl gelöstes Phosphat als auch partikulär gebundenen Phosphor) in den Gesamtauslauf-Mischproben im Juli und August auf einen Einfluss hin, der sich z. B. in der Sorpeltalsperre auch in einer ungewöhnlichen Blaualgenpopulation widerspiegelt. Auch haben sich die Werte für Gesamtphosphor, Chlorophyll-a und Sichttiefe nach dem Unwetter in den Juli- und Augustproben 2021 in einigen Talsperren zum Teil leicht verschlechtert. Gegenstände und Partikel, die während des Hochwassers über Zuläufe mitgeschwemmt wurden, wurden zwar größtenteils in den Vorbecken zurückgehalten. Allerdings ist ein Teil der mitgeführten Schwebstoffe wahrscheinlich trotzdem in die Talsperren gelangt, wodurch zeitweise die Trübung verstärkt wurde und ein zusätzlicher Nährstoffeintrag gegeben war. Da die eingetragenen Phosphorverbindungen überwiegend an diese Schwebstoffe gebunden waren, schlug sich dieser Eintrag nicht in einer Zunahme der Algenentwicklung nieder. Vielmehr werden dem Wasserkörper durch die Anlagerung der vorhandenen Phosphorverbindungen an die eingetragenen Schwebstoffe und die gleichzeitige Sedimentation diese Nährstoffe entzogen. Genauso verhielt es sich mit Trübstoffen, die durch die Niederschlagswässer von den Uferbereichsflächen der Talsperren in das Talsperrenbecken gelangten. Wahrscheinlich war aber trotzdem auch ein Anteil gelösten Phosphats vorhanden, der dann als Nährstoff in der Wasserphase direkt der Primärproduktion (z. B. Phytoplanktonwachstum) zur Verfügung stand.

Über das gesamte Jahr 2021 gesehen war die Witterung zum Teil wechselhaft und insgesamt nicht so heiß und trocken wie in den letzten Jahren. Ein überdurchschnittlich sonniger und warmer Juni sowie ein milder und zum Teil sonnenscheinreicher Herbst führten zu relativ milden Wassertemperaturen bis in den Spätherbst hinein und so auch im Jahr 2021 zu einer Verlängerung der Vegetationsperiode. Damit setzt sich dieser Trend – mit den möglichen Konsequenzen wie Begünstigung von Blaualgenwachstum auch noch im Herbst oder mit negativem Einfluss auf die Trophie – auch im Jahr 2021 fort.

Bewertung der Trophie der einzelnen Talsperren

Die Möhne- und Biggetalsperre, die sich bis in die 1980er Jahre hinein zeitweise noch als eutrophe Gewässer darstellten, befinden sich seit nunmehr 30 Jahren stabil in einem mesotro-

[6.1] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV). In: Bundesgesetzblatt, 2016, Teil I, Nr. 28, S. 1373 – 1443

[6.2] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) – ProjektNr. O 4.10 Abschlussbericht: Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Stand Mai 2013

[6.3] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 2001 (Hrsg.): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren, Schwerin: Kulturbuch Verlag Berlin GmbH 2001. ISBN 3889612377

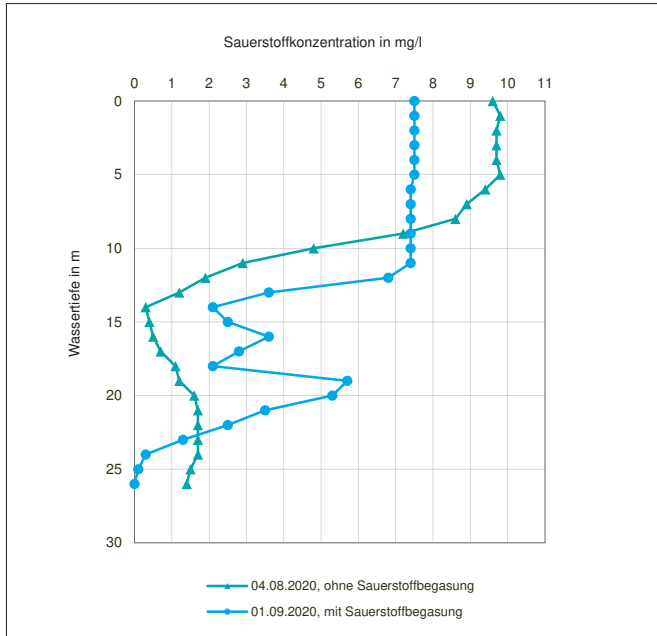


Bild 6.2: Exemplarische Sauerstoffprofile ohne und mit hypolimnischen Sauerstoffbegasung (Möhnetalsperre, 2020)

Fig. 6.2: Exemplary oxygen profiles with and without hypolimnetic oxygenation (Möhne Reservoir, 2020)

phen Zustand. An der Hennetalsperre hat sich dieser Prozess aufgrund massiver Entwicklungen des Cyanobakteriums („Blaualge“) *Planktothrix (Oscillatoria) rubescens* bis Ende der 1990er Jahre verzögert, so dass hier der mesotrophe Zustand seit gut 20 Jahren gegeben ist. Heute spielt diese als mesotrophe Zeigerart eingestufte „Blaualge“ in der Hennetalsperre wie in anderen Talsperren des Ruhrverbands, in denen sie seit mehreren Jahren zwar ebenfalls regelmäßig vorkommt, meist eine untergeordnete Rolle.

In der Biggetalsperre wurde in den vergangenen Jahren temporär ein vermehrtes Vorkommen bis hin zum Aufrahmen dieser Cyanobakterien an der Wasseroberfläche beobachtet. Die starken Massenentwicklungen, wie sie in den 1990er Jahren in der Hennetalsperre vorhanden waren, traten an der Biggetalsperre allerdings nicht auf.

Die größte Entwicklung hinsichtlich der Reoligotrophierung erfuhr die Sorpetalsperre. Diese hat schon aufgrund ihrer Beckenmorphologie – ein fast 60 m tiefes U-Tal – gute Voraussetzungen für eine wasserwirtschaftliche Bewirtschaftung. Im Nachgang zur Reduzierung der Phosphoreinträge durch die Außerbetriebnahme der Kläranlage Sundern-Amecke und der Überleitung der Abwässer zur Kläranlage Sundern im Dezember 2005 hat sich der Trophiegrad tendenziell verbessert. Seit dem Jahr 2013 ist die Sorpetalsperre erfreulicherweise als oligotroph (nährstoffarm und deshalb mit geringem Phytoplanktonwachstum) zu bewerten, wenngleich der Wert häufig an der Grenze zur Mesotrophie liegt.

Da sich dieser Trend in der Sorpetalsperre im Jahr 2021 trotz leicht gestiegener Trophie fortsetzte, ist es zunächst erstaunlich, dass im selben Jahr trotzdem ein vermehrtes Wachstum von Cyanobakterien (sogenannten Blaualgen) auftrat. Diese wurden vor allem Ende August und Anfang September 2021 nachgewiesen. Die aufgeschwemmten Cyanobakterien waren als grüne Schlieren an verschiedenen Stellen entlang des Hauptbeckens im Uferbereich zu beobachten, wohin diese durch den Wind verfrachtet wurden. Im Vergleich zu Juli zeigte die Untersuchung des Talsperrenwassers zeigte zwar im August 2021 gestiegene Gesamtphosphor- und Chlorophyll-a-Konzentrationen an, die aber noch im Schwankungsbereich der letzten Jahre lagen. Vielmehr haben sich durch die Zunahme der Trübung bzw. die geringe Sichttiefe die Bedingungen im Talsperrenwasser so verändert, dass Blaualgen gegenüber den üblicherweise im Sommer präsenten Grün- und Kieselalgen einen Konkurrenzvorteil hatten. Das äußerte sich dadurch, dass die üblicherweise vorkommenden Vertreter des so genannten Sommerplanktons wie Grün- und Kieselalgen in dieser Zeit kaum vorhanden waren. Im Talsperrenauslauf wurde im August durch den Sedimentationsprozess ein ungewöhnlich hoher Phosphorgehalt registriert.

Die Trophie der Listertalsperre verbleibt im Jahr 2021 auf dem Niveau des letzten Jahres und liegt damit, wie auch schon seit dem Jahr 2014, im unteren mesotrophen Bereich. Die Trophie der im Jahr 1997 vom Ruhrverband übernommenen Ennepetalsperre zeigte zunächst eine Tendenz zu einem abnehmenden Trophiezustand, der in den Jahren 2012 und 2013 die Nähe des Grenzbereichs zur Oligotrophie erreichte. Diese Tendenz setzte sich seitdem allerdings nicht weiter fort. Vielmehr waren ab dem Jahr 2014 mittlere mesotrophe Verhältnisse in dieser Talsperre vorhanden. Hier spielen die Verlängerung der Vegetationsperiode und der leicht angestiegene Phosphoreintrag eine Rolle.

Der im kühlen Tiefenwasser unter Sauerstoffverbrauch stattfindende Abbau abgestorbener Biomasse gehört zum typischen Kreislauf eines temperaturgeschichteten Gewässers. Kommt es im Spätsommer zu einem Algenabbau von leichterem Sommerplankton im Metalimnion (Sprungschicht), hier vor allem Cyanobakterien (Blaualgen), kann sich auch noch im Herbst dort eine stabile sauerstofffreie Schicht ausbilden. Durch die weiterhin stattfindende Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser entstanden wie auch in den letzten Jahren in der Möhne-, Ennepe- und Hennetalsperre dann oft kritische Sauerstoffverhältnisse für die kälteliebenden Fische, wie z. B. die Kleinen Maräne. Dank engmaschiger Kontrolluntersuchungen in den Talsperren konnte festgestellt werden, dass in der Hennetalsperre im Jahr 2021 keine zusätzliche hypolimnische Sauerstoffbegasung erforderlich war.

Bei der Möhnetalsperre wurde hingegen eine Sauerstoffbegasung nötig. Trotz der guten Wasser- und Gewässerqualität kam es in dieser Talsperre in den letzten zehn Jahren regelmäßig zu einem metalimnischen Sauerstoffdefizit, das in den Jahren 2013, 2016, 2018, 2020 und auch 2021 zum Schutz der

Fischfauna im Hypolimnion eine Sauerstoffanreicherung erforderlich machte. Bild 6.2 zeigt exemplarisch zwei Sauerstoffprofile aus dem Jahr 2020. Es ist erkennbar, dass sich Anfang August eine sauerstofffreie Zone im Metalimnion gebildet hat und die Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion schon so niedrig waren, dass die dort lebenden kälteliebenden Fische gefährdet waren. Nach ca. dreiwöchiger Sauerstoffbegasung hat sich die Situation Anfang September deutlich entspannt.

Ebenso musste das Tiefenwasser der Ennepetalsperre mit reinem Sauerstoff begast werden, weil die fest installierte Belüftungsanlage, die in den Sommermonaten üblicherweise Luft ins Tiefenwasser leitet, im Jahr 2021 zeitweise defekt war. Auch in der Bigge- und in der Sorpetalsperre war zu beobachten, dass der Sauerstoffgehalt in der Sprungschicht ab August deutlich abnahm. Im Jahr 2021 sank die Sauerstoffkonzentration im Metalimnion der Sorpetalsperre auf ein Niveau, das in dieser Talsperre bisher noch nicht zu beobachten war (niedrigster gemessener Wert im September 2021: 2,4 mg/l), wobei die Sauerstoffversorgung der Fische aber zu keinem Zeitpunkt gefährdet war.

Dass das Tiefenwasser von Talsperren mit Sauerstoff angereichert werden muss, ist nicht außergewöhnlich. So hatte der Ruhrverband bereits in den vergangenen Jahren in der Möhne-, Henne- und der Ennepetalsperre einem Fischsterben vorgebeugt. Abnehmende Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser ge-

hören bei temperaturgeschichteten, stehenden Gewässern zum üblichen Jahreszyklus, stehen jedoch nicht zwingend in Zusammenhang mit der Wasserqualität, die auch im Jahr 2021 in allen Talsperren des Ruhrverbands ausgezeichnet war. Als Folge der durch den Klimawandel verursachten Situation treten allerdings metalimnische Sauerstoffabnahmen auf, die der Auslöser für kritische Verhältnisse auch in trophiearmen Gewässern sein können. Durch die z. B. an der Möhnetalsperre fest installierte Begasungseinrichtung kann auf diese veränderten Bedingungen bedarfsgerecht und sehr schnell reagiert werden. Die besonderen klimatischen Bedingungen führten auch im Jahr 2021 zwar nach wie vor zu einer erhöhten Belastung des Ökosystems Talsperre, beeinträchtigten jedoch nicht die durchschnittliche Wasserqualität und den limnischen Lebensraum Talsperre. Hier wirken sich die durchgeführten abwassertechnischen Maßnahmen im Einzugsgebiet sowie die Talsperrenbewirtschaftung mit der Berücksichtigung wasserwirtschaftlicher, ökologischer und fischereilicher Aspekte positiv auf die einzelnen Talsperrensysteme aus.

Möhnetalsperre

Mit Fertigstellung der bogenförmigen Gewichtsstaumauer aus Bruchsteinen entstand nach dem Einstau im Jahr 1913 zwischen den Ortschaften Völlinghausen und Günne mit 134 Mio. m³ die zu dieser Zeit größte Talsperre im Ruhreinzugsgebiet, die Möhnetalsperre (Bild 6.3). Noch heute spielt sie als Ruhrver-



Bild 6.3: Möhnetalsperre, Blick auf die Mauer
Fig. 6.3: Möhne Reservoir, view at the dam



Bild 6.4: Luftaufnahme der Möhnetalsperre
Fig. 6.4: Aerial photograph of the Möhne Reservoir

bands-Talsperre mit dem zweitgrößten Volumen und der größten Speicher Oberfläche eine wichtige Rolle. Damals wie heute hat die Möhnetalsperre vor allem die Niedrigwasseraufhöhung, den Hochwasserschutz, die Betriebswasserbereitstellung für Industriebetriebe und die Stromversorgung als Aufgabe. Eine direkte Rohwasserentnahme zur Trinkwasseraufbereitung findet zwar nicht statt, jedoch leistet die Talsperre durch die genannten wasserwirtschaftlichen Funktionen einen wichtigen Beitrag zur Sicherung der Trinkwassergewinnung aus der Ruhr.

Darüber hinaus entwickelte sich schon früh eine ausgeprägte Freizeitnutzung. Heute ist ein Großteil der Möhnetalsperre (Bild 6.4) für Aktivitäten wie Baden, Angeln, Segeln oder Bootfahren freigegeben. Ausnahmen sind die südlichen Teile „Hevearm des Möhnesees“ und „Kleine Schmalenau-Hevesee“ (Hevevorbecken), die als Naturschutzgebiet bzw. europäisches Naturerbe besonderen Schutz genießen. Sie bereichern die Wanderwege der Gegend um besondere Ausblicke, beispielsweise zum Beobachten zahlreicher Wasservögel, denen die Möhnetalsperre als EU-Vogelschutzgebiet ideale Bedingungen bietet.

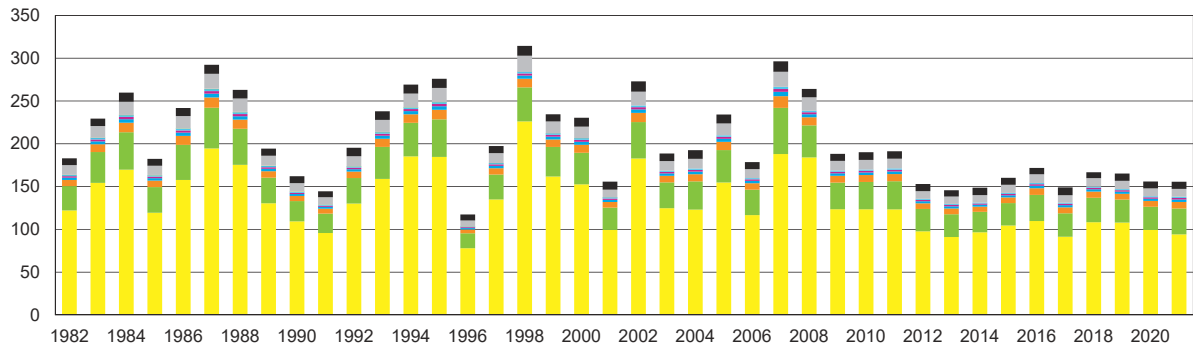
Die Wasserqualität der Möhnetalsperre wird maßgeblich durch die zufließenden Gewässer Möhne und Heve bestimmt, deren Einzugsgebiet sich insgesamt über rund 433 km² erstreckt. Die Strukturen der Einzugsgebiete von Möhne und Heve unterscheiden sich stark voneinander. Während das Möhneinzugsgebiet landwirtschaftlich geprägt ist und eine vergleichsweise

hohe Besiedlungsdichte aufweist, liegt das Heveeinzugsgebiet überwiegend im Arnsberger Wald, einem ausgewiesenen Naturschutzgebiet, und weist kaum anthropogene Einflüsse auf. Nähr-, Zehr- oder Schadstoffe gelangen deshalb hauptsächlich über die Möhne in die Talsperre.

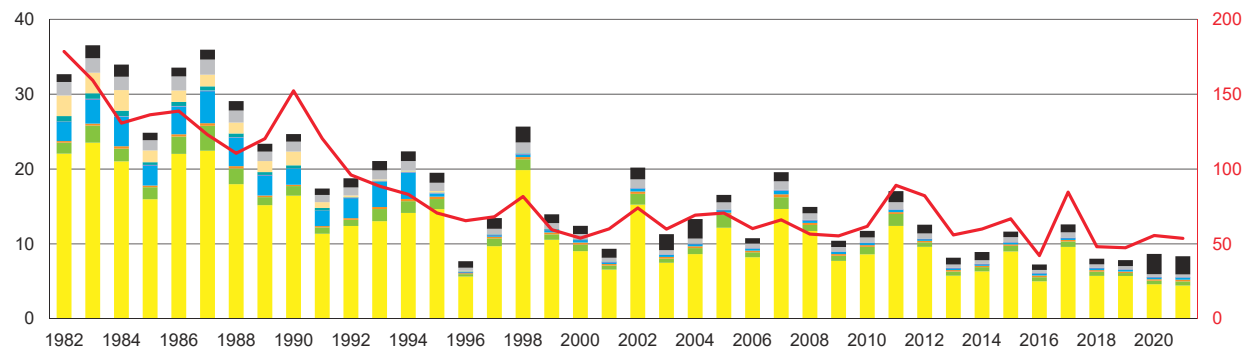
Diese unterschiedlichen Einflüsse spiegeln sich in den verschiedenen Teilen der Talsperre wider. Der südliche Teil, der vor allem von der Heve gespeist wird, ist nährstoffärmer als der nordwestliche Teil, der vor allem durch die Möhne, aber auch durch Freizeitaktivitäten beeinflusst wird. Der nördliche Teil war früher zusätzlich durch direkte Einleitungen von Kläranlagenabläufen belastet. Später verringerte sich diese Belastung, da die betroffenen kommunalen Kläranlagen zunächst nachgerüstet wurden und ab Ende der 1990er/Anfang der 2000er Jahre nicht mehr in die Talsperre entwässerten. Die indirekten Belastungen durch kommunale Kläranlagen, die bis heute im Möhneinzugsgebiet oberhalb der Talsperre bestehen, gingen bereits in den 1970er und 1980er Jahren durch Verbesserung der Kläranlagentechnik deutlich zurück.

Diese Verringerung der Nährstoffbelastung, vor allem die des limitierenden Pflanzennährstoffs Phosphor, und eine erfolgreiche Kooperation zwischen Wasser- und Landwirtschaft zur Senkung des Düngemiteleinflusses führten zu einer Verbesserung der trophischen Verhältnisse. Entsprechend sind Massentwicklungen von Cyanobakterien (so genannte Blaualgenblüten), im Gegensatz zu den 1970er Jahren, heute kaum mehr ein

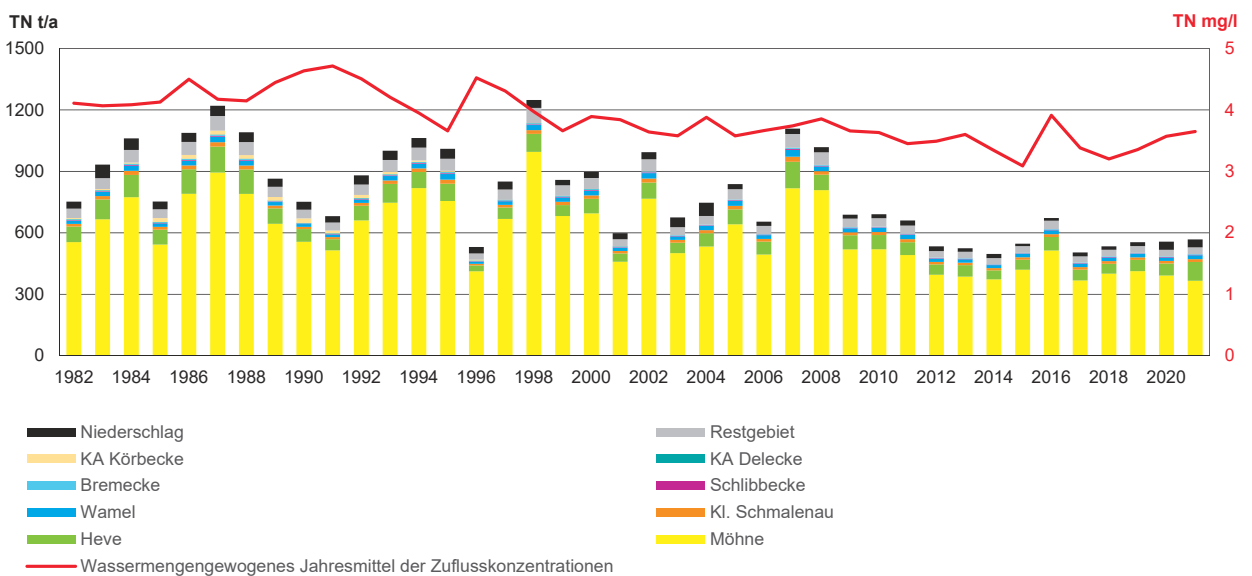
Zulauf Mio. m³/a



TP t/a



TN t/a



■ Niederschlag
 ■ KA Körbecke
 ■ Bremecke
 ■ Wamel
 ■ Heve
 ■ Wassermengengewogenes Jahresmittel der Zuflusskonzentrationen
 ■ Restgebiet
 ■ KA Delecke
 ■ Schlibbecke
 ■ Kl. Schmalenau
 ■ Möhne

Bild 6.5: Zulauffrachten und wassermengengewichtete Jahresmittel aller untersuchten Zulaufkonzentrationen an der Möhnetalsperre in den letzten 40 Jahren

Fig. 6.5: Input loads and flowweighted annual means of analysed inflow concentrations at the Möhne Reservoir during the last 40 years

Thema. Eine weitere Maßnahme zur Erreichung eines nährstoffärmeren Gewässers war die Etablierung einer ökologisch orientierten fischereilichen Bewirtschaftung der Talsperre, die zur Optimierung der Nährstoffkreisläufe im Gewässer beitrug.

Bild 6.5 zeigt sowohl die Zulaufwassermengen als auch die Zulauffrachten und -konzentrationen für Gesamtphosphor (TP) und für den gesamten gebundenen Stickstoff (TN). Während die Wassermengen bis ins Jahr 2008 noch stärkeren Schwankungen unterworfen waren und vereinzelt bis ca. 300 Mio. m³/a erreichten, lagen sie ab dem Jahr 2009 bis heute in einem engeren Bereich zwischen ca. 150 und maximal 200 Mio. m³/a. Trotz des Juli-Hochwassers ist die Zuflusssumme für 2021 vergleichbar mit den Jahren davor.

Die Gesamtphosphorkonzentration zeigte bis zum Jahr 2000 einen sinkenden Trend und stagnierte danach. Die berechnete Gesamtphosphorfracht hat erwartungsgemäß einen ähnlichen Verlauf, deutet aber - aufgrund der vergleichsweise niedrigeren Zulaufmengen - im Zeitraum 2002 bis 2021 immer noch eine leicht sinkende Tendenz an. Dabei ist der Anteil der Gesamtphosphorfracht im Niederschlag in den Jahren 2020 und 2021 im Vergleich zu den Zeiträumen davor relativ hoch und erreicht Werte, wie sie bislang nur in den Jahren 1998, 2003 und 2004 festgestellt wurden. Hierzu trugen vor allem die Regenereignisse nach Trockenwetterphasen mit üblicherweise hohen Blütenstaubkonzentrationen in der Atmosphäre bei. Weniger stark gesunken sind die Konzentrationen und Frachten des gesamten gebundenen Stickstoffs.

Bild 6.6 zeigt die Probenahmestellen an der Möhnetalsperre, die im Jahr 2021 regelmäßig beprobt wurden. Die Ergebnisse an diesen Stellen zeigen, dass sowohl das Möhne-Vorbecken als auch die Talsperre selbst Phosphor zurückhalten. Auf den ersten Blick erscheint widersprüchlich, dass der Phosphorwert vor der Mauer deutlich geringer ist als der im nah dahinter liegenden Auslauf. Dies lässt sich durch die unterschiedlichen Probenahmetiefen und -häufigkeiten erklären. Der Phosphorgehalt im Auslauf der Möhnetalsperre war im Jahresmittel 2021 (bezogen auf das Abflussjahr November 2020-Oktober 2021) merklich höher als im Vergleich zu den Jahren davor, was vor allem an den Werten aus Dezember 2020 und Juli 2021 liegt. Kurzzeitig erhöhte Phosphorwerte, wie z. B. durch Biomasseabbau, werden durch die engmaschigeren Untersuchungen am Auslauf eher gemessen als durch die monatlich stattfindenden Talsperrenuntersuchungen. Zudem wurde der partikelgebundene Phosphor, der mit den Trübstoffen nach unten sank, durch den in der Tiefe liegenden Auslauf möglicherweise besser erfasst als durch die Talsperrenbeprobungen in der euphotischen Zone.

In Bild 6.7 sind die Entwicklung der Primär- und Sekundärproduktion an der Hauptprobenahmestelle der Möhnetalsperre „vor Mauer“ für den Verlauf der letzten 38 Jahre dargestellt. Bis Ende der 1980er Jahre spielten Grünalgen im Phytoplankton der Möhnetalsperre kaum eine Rolle. Vielmehr wurde das Plankton von Kieselalgen, zeitweise zusammen mit Feualgen, dominiert. Blaualgen waren bis auf das Jahr 1988, als eine Massenentwicklung von *Anabaena flos-aquae* im Herbst

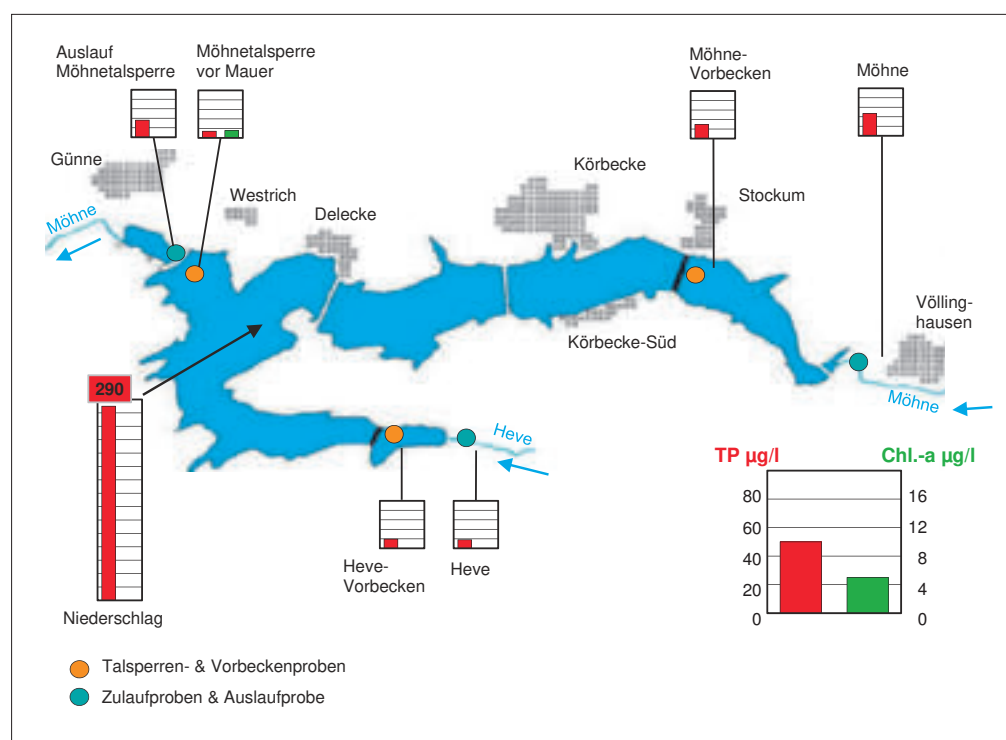


Bild 6.6: Probenahmestellen an der Möhnetalsperre mit Phosphor- und Chlorophyll-a-Konzentrationen im Talsperrensystem für das Jahr 2021
Fig. 6.6: Sampling points at the Möhne Reservoir together with phosphorus and chlorophyll a concentrations in the reservoir system in 2021

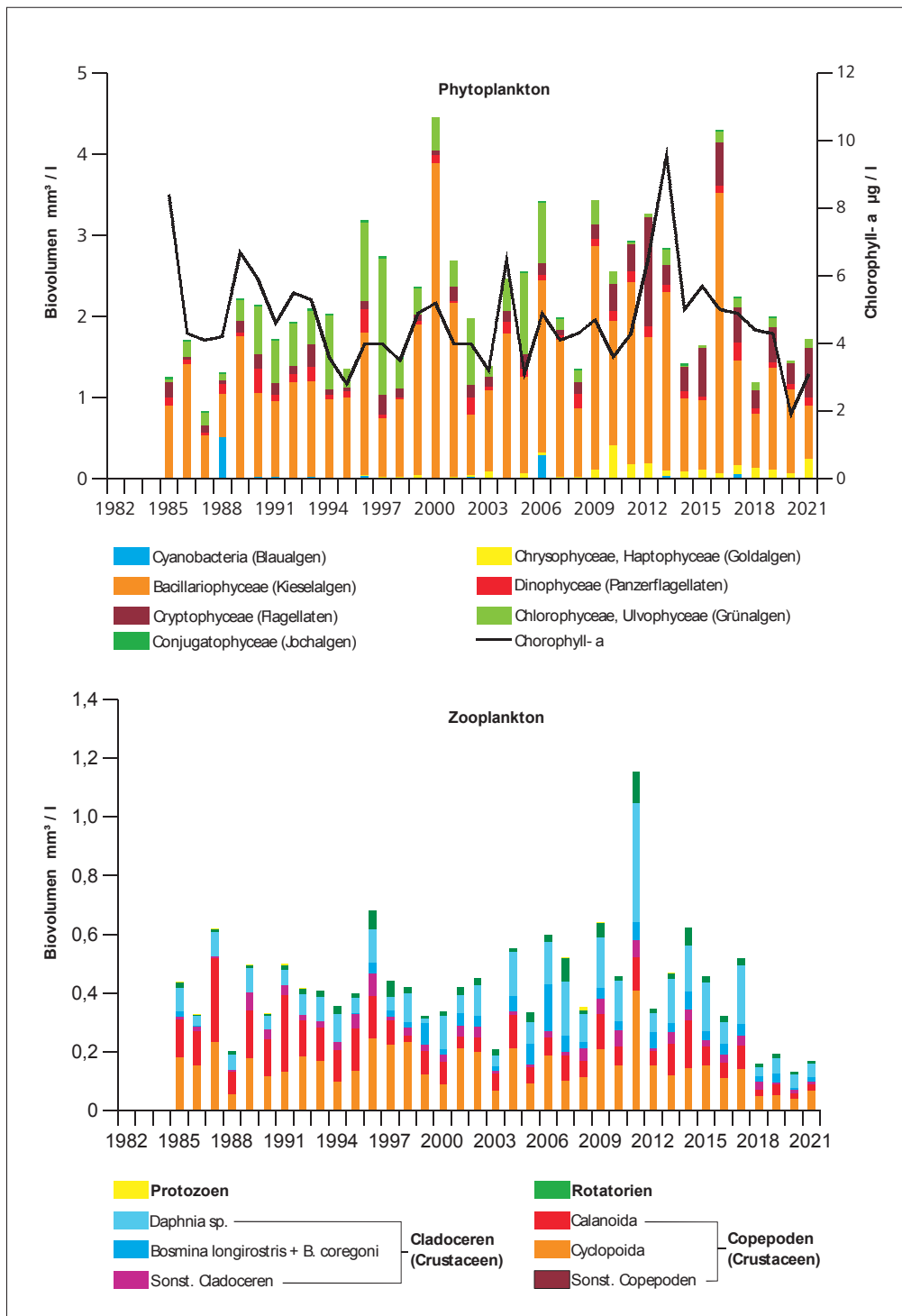


Bild 6.7: Phyto- und Zooplankton an der Probenahmestelle „Möhnetalsperre vor Mauer“ in den letzten 37 Jahren (Jahresmittel)

Fig. 6.7: Phytoplankton and zooplankton at the sampling point "Möhne Reservoir before the dam" during the last 37 years (annual means)

auftrat, eher selten. Zwischen den Jahren 1990 und 2006 waren neben den meist noch dominanten Kieselalgen größere Populationen von Grünalgen vorhanden. Die bestimmende Gattung war in diesem Zeitraum *Chlamydomonas*, eine ganzjährig vorkommende, meso- bis leicht eutrophe Bedingungen anzeigende Grünalge, die ubiquitär verbreitet ist. Nach der Verbesserung und Stabilisierung der Nährstoffverhältnisse in

der Möhnetalsperre auf einem niedrigeren Niveau reagierte einige Jahre später auch das Ökosystem mit einer Anpassung der Phytoplanktonzusammensetzung. Die Kieselalgen blieben mit einem Biovolumenanteil von 60 bis 80 % weiterhin die am stärksten vertretene Algengruppe. Im sogenannten Sommerplankton wurde allerdings die Gruppe der Grünalgen immer mehr von der Gruppe der Goldalgen verdrängt, die inzwischen

in der Möhnetalsperre zu einem festen Bestandteil des Artenspektrums des Phytoplanktons geworden sind. Eine ähnliche Entwicklung ist seit einigen Jahren an mehreren der mesotrophen Ruhrverbandstalsperren zu beobachten. Die häufig begeißelten Goldalgen (Bild 6.8) können ihren Nahrungsbedarf neben der Nutzung anorganischer Phosphorverbindungen auch über die Aufnahme von Kleinstlebewesen, wie z. B. Bakterien, decken. Dadurch schaffen sich die Goldalgen in nährstoffarmen Gewässern Konkurrenzvorteile gegenüber anderen Algengruppen. Dort können sie dann mit den Gattungen *Dinobryon*, *Kephyrion*, *Mallomonas*, *Ochromonas* und *Synura* vor allem ab dem späten Frühjahr bis in den Sommer nennenswerte Bestandsdichten erreichen. Das Auftreten von Algen mit dieser mixotrophen Lebensweise ist somit als eine Folge der verbesserten ökologischen und trophischen Verhältnisse in diesen Talsperren zu werten.

Durch den Rückgang der Nährstoffeinträge und damit auch der Primärproduktion stand dem Zooplankton, den aquatischen Primärkonsumenten im Nahrungsnetz, auch deutlich



Bild 6.8: *Dinobryon sociale*, Beispiel für eine Goldalge
Fig. 6.8: *Dinobryon sociale*, example for golden algae

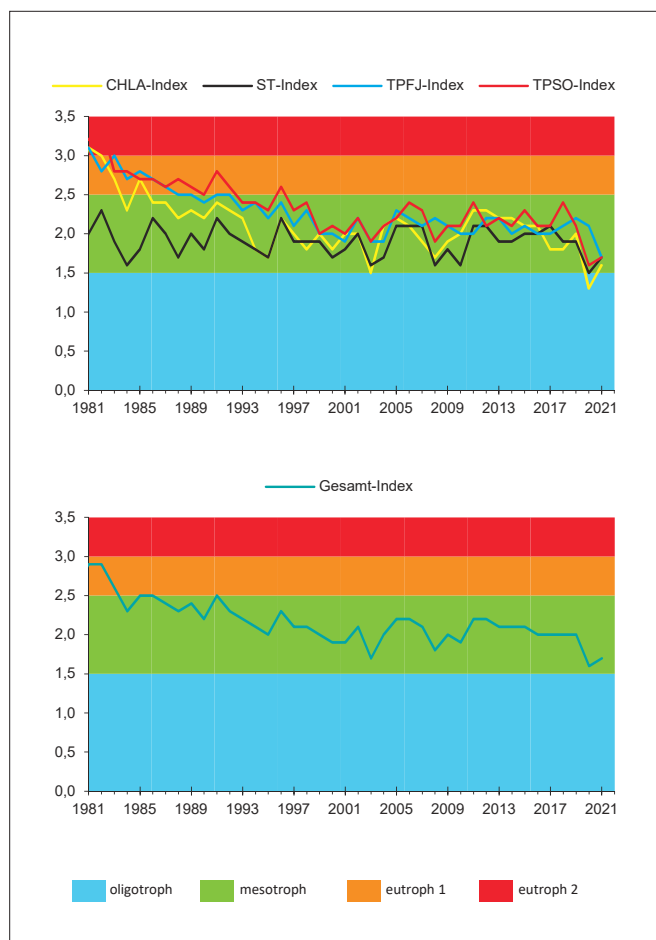


Bild 6.9: Entwicklung der Trophie in den letzten 40 Jahren in der Möhnetalsperre entsprechend der überarbeiteten Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren (LAWA 2013)
[CHLA: Chlorophyll-a; ST: Sichttiefe; TP: Gesamtphosphor; FJ: Frühjahr; SO: Sommer]

Fig. 6.9: Development of the trophic status during the last 40 years in the Möhne Reservoir according to the preliminary directive for the trophic classification of reservoirs (LAWA 2013) [CHLA: chlorophyll a; ST: Secchi depth; TP: total phosphorus; FJ: spring; SO: summer]

weniger Nahrung zur Verfügung. Die Folge war, dass sich die Zooplanktendichte in den letzten vier Jahren auf einem deutlich niedrigeren Niveau als zuvor eingependelt hat. Eine positive Folge dieser Entwicklung ist, dass sich bei den Hauptkonsumenten *Daphnia longispina/cucullata*, *Cyclops sp.* und *Eudiaptomus* immer mehr größere Individuen entwickeln, die ihrerseits den Fraßdruck auf das Phytoplankton verstärken. Dies trägt zu einem ökologisch guten und stabilen System bei. Dazu gehört auch, dass den planktivoren Fische in der Möhnetalsperre, wie z. B. der Kleinen Maräne, eine Nahrung von hoher Qualität zur Verfügung steht.

Die Möhnetalsperre, die sich bis in die 1980er Jahre hinein zeitweise noch als eutrophes Gewässer darstellte, befindet sich seit nunmehr 30 Jahren stabil in einem mesotrophen Zu-

stand. Bild 6.9 zeigt, dass sowohl die Einzeltrophieindizes für Chlorophyll-a, Sichttiefe (Sommer), Phosphor (Frühjahr) und Phosphor (Sommer) als auch der Gesamt-Trophie-Index über die Jahre zwar schwanken, aber bei den meisten Indizes ein sinkender Trend zu erkennen ist, der bis heute andauert. Der Trophie-Index für die Sichttiefe befindet sich seit den 1980er Jahren im mesotrophen, zeitweise sogar im oligotrophen Bereich. Die Trophie-Indizes für Chlorophyll-a und Phosphor zeigen erwartungsgemäß ähnliche, d. h. parallel verlaufende, Muster. Dies ist auf den Einfluss des biologisch verfügbaren Phosphors auf das Algenwachstum (quantifiziert durch den Parameter Chlorophyll-a) zurückzuführen. Für das Jahr 2021 liegen die einzelnen Trophie-Indizes und der Gesamt-Trophie-Index im langjährigen Schwankungsbereich. Wie auch schon im Jahr 2020 zeigen die Einzeltrophieindizes Chlorophyll-a und Phosphor (Sommer) im Vergleich zu den vorangegangenen Jahren besonders gute Werte.

Die Möhnetalsperre stellt auch im Jahr 2021 weiterhin ein stabiles mesotrophes Gewässer dar, das erfolgreich im Spannungsfeld wasserwirtschaftlicher und energieerzeugender Funktionen mit gleichzeitigen Ansprüchen an Ökologie und Erholung vor dem Hintergrund besonderer klimatischer Bedingungen betrieben wird.

7 Organische Spurenstoffe in der Ruhr

Die Ruhr wurde im Jahr 2021 zwölfmal im Rahmen der Ruhr-längsuntersuchungen auf organische Substanzen untersucht. Die in diesem Zusammenhang entnommenen und analysierten Wasserproben stammen von zwölf Probenahmestellen im Fließverlauf der Ruhr sowie einer Stelle in der Lenne kurz vor deren Mündung in die Ruhr. Messergebnisse der im Rahmen des Niedrigwassermanagements zusätzlich durchgeführten Untersuchungen an ausgewählten, repräsentativen Probenahmestellen, die bis Mitte April 2021 andauerten, fanden bei der hier vorliegenden Datenauswertung ebenfalls Berücksichtigung. Darüber hinaus erfolgte eine wöchentliche Beprobung der Ruhr an der Entnahmestelle in Essen-Rellinghausen. Im Folgenden werden ausgewählte Ergebnisse durchgeführter Analysen auf organische Substanzen, deren Gehalte sich im Spurenbereich bewegen, vorgestellt. Eine Auswahl der insgesamt mehr als 440 Substanzen, auf welche untersucht wurde, ist in Tabelle 7.1 dargestellt. Das Substanzspektrum umfasst beispielsweise Pharmaka, Pestizide, endokrin aktive Substanzen, Flammenschutzmittel, Weichmacher sowie Haushalts- und Industriechemikalien. Der Analysenumfang richtet sich u. a. nach gesetzlichen Regelungen wie der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) [7.1] und der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) [7.2; 7.3; 7.4]. In den genannten Vorgaben enthalten sind Stoffe und Stoffgruppen, die zum Teil mit Umweltqualitätsnormen (UQN) versehen sind. Als zusätzliche Qualitätskriterien werden verschiedene nicht gesetzlich geregelte Werte, wie zum Beispiel der für Trinkwasser geltende gesundheitliche Orientierungswert (GOW) und der Orientierungswert (OW) verwendet, die hier aber für Oberflächengewässer herangezogen werden (siehe Kapitel 2). Frachtberechnungen erfolgten für die an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen gemessenen Konzentrationen unter Verrechnung mit den korrespondierenden Tagesmittelwerten der jeweiligen Abflüsse der Ruhr am Pegel Hattingen und dienen zur besseren Einordnung der Eintragsmengen unabhängig von den Abflussverhältnissen.

[7.1] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV). In: Bundesgesetzblatt, 2016, Teil I, Nr. 28, S. 1373 - 1443

[7.2] Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: Amtsblatt der Europäischen Union, 2000, L 327, S. 1 - 72

[7.3] Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. In: Amtsblatt der Europäischen Union, 2008, L 348, S. 84 - 97

[7.4] Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. In: Amtsblatt der Europäischen Union, 2013, L 226, S. 1 - 17

Tabelle 7.1: Ausgewählte organische Einzelverbindungen des Untersuchungsprogramms für das Jahr 2021
Table 7.1: Selected organic compounds of the investigation program 2021

Röntgenkontrastmittel	Piperacillin	Fluroxypyr	Acenaphthylen
Amidotrizoesäure ³	Roxythromycin	Flurtamon ^{2,3}	Anthracen ^{1,2}
Iohexol	Sulfadiazin	Haloxypop	Benzo[a]anthracen ⁴
Iomeprol	Sulfamethoxazol ⁴ , Acetyl-Sulfametaxazol	HCH (α-, β-, δ-, ε-, und γ-) ^{1,2}	Benzo[a]pyren ^{1,2}
Iopamidol ³	Sulfapyridin	Heptachlor, Heptachlorepoxyd ^{1,2}	Benzo[b]fluoranthren ^{1,2,4}
Iopromid	Trimethoprim	Hexachlorbenzol	Benzo[g,h,i]perylene ^{1,2}
Medikamente und ihre Metabolite	Süßstoffe	Hexachlorbutadien	Benzo[k]fluoranthren ^{1,2,4}
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	Acesulfam	Hexazinon ²	Chrysen
4-Acetamidoantipyrin	Cyclamat	Imazalil	Fluoranthren ^{1,2}
4-Aminophenazon	Saccharin	Imidacloprid ²	Fluoren ⁴
4-Formylaminoantipyrin	Sucralose	Ioxynil ⁴	Indeno[1,2,3-cd]pyren ^{1,2,4}
Amisulprid	Synthetische Komplexbildner	Isoproturon ^{1,2}	Naphthalin ^{1,2}
Bezafibrat	DTPA	Linuron ²	Phenanthren ²
Bisoprolol	EDTA ⁴	MCPA ²	Pyren ⁴
Buflomedil	MGDA	MCPB ⁴	Flammschutzmittel, Weichmacher
Candesartan ³	NTA ⁴	Mecoprop (MCP) ²	BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 ^{1,2} , 183
Carbamazepin ^{3,4} , Carbamazepinepoxid	Pestizide und ihre Metabolite	Mesotrion	Hexabromcyclododecan (HBCD) ²
Clenbuterol	2,4,5-T ⁴	Metalaxyl ³	2,4,6-Tribromphenol
Clofibrinsäure ⁴	2,4,5-TP	Metazachlor ^{2,3}	PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180 ² , 194
Cyclophosphamid	2,4-D ²	Metazachlor ESA	Tributylphosphat (TBP) ⁴
Desvenlafaxin	2,4-DB	Methabenzthiazuron ²	Triethylphosphat (TEP)
Diazepam	2,4-DP (Dichlorprop)	Methiocarb	Triphenylphosphat (TPP) ⁴
Diclofenac ^{3,4} , Hydroxydiclofenac	2,6-Dichlorbenzamid	Methoxychlor	Tris(butoxyethyl)phosphat (TBEP)
Fenoprofen	Acetamidiprid	Methyl-desphenylchloridazon	Tris(chlorethyl)phosphat (TCEP) ⁴
Fexofenadin	Aclonifen ^{1,2}	Metolachlor ^{2,3}	Tris(chlorisopropyl)phosphat (TCPP) ³
Fluconazol	Alachlor ^{1,2}	Metolachlor ESA, CGA 37735, CGA 50267	Tris(dichlorisopropyl)phosphat (TDCP)
Furosemid	alpha-, beta-Endosulfan	Metoxuron ⁴	Tritolylphosphat
Gabapentin ³ , Gabapentin-Lactam ³	Atrazin, Simazin ^{1,2}	Metribuzin ²	Diethylphthalat
Gemfibrozil	Azinphos-methyl-, -ethyl ²	Mirex	Dimethylphthalat
Hydrochlorothiazid	Azoxystrobin ³	Monolinuron ²	Butylbenzylphthalat ⁴
Ibuprofen ^{3,4}	Bentazon ²	Nicosulfuron ²	Bis(2-ethylhexyl)phthalat ^{1,2}
Indoprofen	Bifenox ^{1,2}	Nitenpyram	Di(2-ethylhexyl)adipat
Irbesartan	Boscalid	Phenmedipham ⁴	2-Ethylhexyl-4-methoxycinnamat
Ketoprofen	Bromacil ²	Phoxim	Bisphenol A ⁴ , F, S
Lamotrigin ³	Bromocyclen ⁴	Pirimicarb ²	Tetrabrombisphenol A
Metformin	Bromoxynil ²	Prochloraz	Alkylphenole, -ethoxylate
Metoprolol ⁴ , Hydroxymetoprolol	Carbendazim ²	Prometryn ²	Nonylphenol ^{1,2}
Naproxen	Carbetamid	Propazin ⁴	4-tert-Octylphenol ^{1,2}
N-Desethylvaridenafil	Carfentrazon-ethyl	Propiconazol ²	4-OP-1-EO, 4-OP-2-EO
N-Desmethylsildenafil	Carflutrazon-ethyl	Prosulfocarb	4-NP-1-EO, 4-NP-2-EO
Oxazepam	Chlorfenvinphos ^{1,2}	Quinmerac ³	Perfluorierte Verbindungen
Oxipurinol ³	Chloridazon ^{2,3} , Desphenylchloridazon	Quinoxifen ^{1,2}	1H,1H,2H,2H-PFOS (H4PFOS) ³
Paracetamol	Chlorothalonil R471811	Sebutylazin	Perfluorbutansäure (PFBA)
Phenazon ^{3,4}	Chloroxuron ⁴	Sulcotrion ²	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)
Phenylethylmalonamid	Chlorpropham	Tebuconazol ⁴	Perfluordecansäure (g-PFDA) ³
Pregabalin	Chlorpyrifos-ethyl ^{1,2}	Terbutylazin ²	Perfluorheptansäure (g-PFHpA) ³
Primidon ³	Chlorthalonil ³	Terbutryn ^{1,2}	Perfluorhexansäure (g-PFHxA)
Propranolol	Chlorthalonil R417888	Thiacloprid ³	Perfluorhexansulfonsäure (g-PFHxS)
Propyphenazon ³	Chlortoluron ²	Thiamethoxam	Perfluomonansäure (g-PFNA)
Ramipril	Clodinafop	Trifluralin ^{1,2}	Perfluoroctansäure (g-PFOA)
Ritalinsäure	Clopyralid	Vinclozolin	Perfluoroctansulfonsäure (g-PFOS) ^{1,2}
Salbutamol	Clothianidin	Leichtfl. org. Stoffe, VOC	Perfluorpentansäure (PFPeA) ³
Sildenafil	Cyanazin ⁴	1,1,1-Trichlorethan ⁴	Benzotriazole
Sitagliptin	Cybutryn ^{1,2}	1,2-Dichlorethan ^{1,2}	1H-Benzotriazol ³
Sotalol	Cyclodien Pestizide ²	Benzol ^{1,2}	4-Methyl-1H-Benzotriazol
Sulpirid	Desethyl-, Desisopropylatrazin	Chlorbenzol ²	5-Methyl-1H-Benzotriazol
Tadalafil	Desethylterbutylazin	Dichlormethan ^{1,2}	Duftstoffe
Telmisartan	Desmedipham	Ethylbenzol ⁴	Galaxolide ⁴
Temazepam	Diazinon ²	Hexachlorbutadien ^{1,2}	Tonalide ⁴
Timolol	Dichlorvos ^{1,2}	Isopropylbenzol ⁴	OTNE
Tolbutamid	Diflufenican ²	o-, m/p-Xylol ⁴	Weitere org. Spurenstoffe
Tolfenaminsäure	Dimethylsulfamid	Tetrachlorethan ²	Anilin ²
Tramadol, Desmethyltramadol	Dimoxystrobin ²	Tetrachlormethan ²	2-Hydroxybenzothiazol
Valsartan ³ , Valsartansäure ³	Dinoterb	Toluol ⁴	2-Methylthiobenzothiazol
Vardenafil	Diuron ^{1,2,4}	Trichlormethan (Chloroform) ^{1,2}	Benzothiazol
Venlafaxin	Epoxiconazol ²	Steroidhormone	Chlornitrobenzole ^{2,4}
Antibiotika und ihre Metabolite	Ethidimuron	17-alpha-Ethinylestradiol ⁴	DEET ⁴
Azithromycin ³	Ethofumesat ⁴	17-beta-Estradiol ⁴	Nitrobenzol ²
Ciprofloxacin	Fenoprop	Dehydroepiandrosteron	TMDD
Clarithromycin ⁴	Fenoxaprop	Estron	TOSU ³
Clindamycin ⁴	Fenpropimorph ²	Testosteron	Triclocarban
Erythromycin, dh-Erythromycin	Fipronil	PAK	Triclosan ^{2,4} , Triclosanmethylether
PenicillinV	Flufenacet ^{2,3}	Acenaphthen ⁴	Trifluoracetat

¹ prioritärer Stoff der EG-WRRL

² Substanz besitzt eine UQN gemäß EG-WRRL und/oder OGewV

³ Substanz besitzt einen GOW

⁴ Substanz besitzt einen OW

Rund um das außergewöhnliche Hochwasser im Juli des Jahres 2021 ist bei den Konzentrationen und Frachten für eine Vielzahl von Spurenstoffen an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen ein besonderes Verhalten zu beobachten (Bild 7.1). So blieben die Konzentrationen der meisten Spurenstoffe am 14. Juli 2021 bei einem zehnfach so hohen Abfluss auf einem ähnlichen Niveau wie eine Woche zuvor. Bei vergleichbarem Stoffeintrag und deutlich größerem Abfluss wäre üblicherweise mit geringeren Konzentrationen zu rechnen. Bei nach dem Hochwasser wieder fallendem Abfluss wurden hingegen deutlich niedrigere Konzentrationen als für die Messstelle typisch gemessen. Zwei Wochen nach dem Hochwasser pendelten sich die Konzentrationen wieder auf das „normale“ Niveau an dieser Probenahmestelle ein. Für die Frachtbetrachtungen der Spurenstoffe bedeutete dieses Phänomen, dass am 14. Juli 2021 für einige Substanzen ein Zehntel der gesamten Jahresfracht zu verzeichnen war. Ein derartiges Verhalten von Konzentration, Abfluss und Fracht bei Starkregenereignissen ist aus Betrachtungen von Kläranlagen sowie von kleinen und großen Gewässern bereits bekannt und dort als kinematischer Welleneffekt beschrieben [7.5; 7.6]. Durch die großen, einströmenden Wassermassen wird das vorhandene Wasser, in dem „normale“ Konzentrationen an Spurenstoffen vorliegen, komprimiert und wie ein Pfropf durch den Gewässerlauf geschoben. Hinter diesem folgt dann relativ unbelastetes Wasser, welches zu der Unterschreitung der normalerweise zu beobachtenden Konzentrationen führt. Der hier beschriebene Umstand führte zu der Entscheidung, die während des außergewöhnlichen Juli-Hochwassers erhobenen Messdaten nicht in den Durchschnittswerten des Berichtsjahres 2021 zu berücksichtigen.

Neben den in diesem Kapitel durchgeführten Betrachtungen finden organische Spurenstoffe auch in den Kapiteln 16 und 21 Erwähnung. Diese unterscheiden sich teilweise in den Untersuchungsumfängen und -häufigkeiten sowie Probenahme-

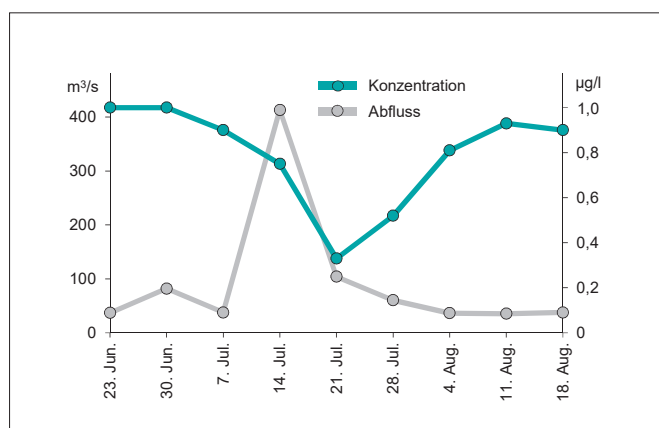


Bild 7.1: Entwicklung des Abflusses und der Konzentration von 1H-Benzotriazol rund um das außergewöhnliche Hochwasser im Juli 2021 in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen

Fig. 7.1: Development of runoff and concentration of 1H-Benzotriazole before and after the exceptional flooding in July 2021 in the Ruhr at Essen-Rellinghausen

stellen und -zeitpunkten aufgrund anderer Fragestellungen im Bereich der Gewässergüte und Trinkwasserversorgung. Ebenso differieren die erreichten Bestimmungsgrenzen. Zudem werden bei der Bewertung stellenweise unterschiedliche Betrachtungszeiträume zugrunde gelegt. Alle erwähnten Aspekte haben Auswirkungen auf die genannten Konzentrationen und Frachten. Generell weisen die Auswertungen jedoch die gleiche Tendenz auf.

Pharmaka, Diagnostika und deren Metabolite

Arzneimittel sind in der modernen Humanmedizin unverzichtbar und finden auch in der kommerziellen Tierhaltung breite Anwendung. Sie helfen Krankheiten vorzubeugen, zu diagnostizieren und zu heilen sowie Symptome, wie beispielsweise Schmerzen, zu lindern. In Deutschland werden in der Humanmedizin zurzeit etwa 2.500 verschiedene Wirkstoffe mit einer jährlichen Verbrauchsmenge von mehr als 30.000 t eingesetzt. Etwa der Hälfte dieser Verbindungen wird aufgrund ihrer Eigenschaften eine Umweltrelevanz zugesprochen. Von dieser Gruppe der umweltrelevanten Humanpharmaka werden jährlich etwa 9.000 t verbraucht. Neben dem Einsatz in der Humanmedizin findet eine Vielzahl von Wirkstoffen Anwendung in der Veterinärmedizin. Hier liegen zu Einsatzmengen, außer zu denen der Antibiotika, mit 670 t im Jahr 2019, keine belastbaren Zahlen vor [7.7].

Arzneimittel werden vom menschlichen Organismus häufig nicht oder nur unvollständig abgebaut. Vielfach entstehen Metabolite, die in einigen Fällen erst die therapeutisch wirksame Form darstellen. Über Ausscheidungen oder durch die Körperreinigung bei äußerlicher Anwendung, z. B. Cremes, zum Teil leider aber auch über die unsachgemäße Entsorgung von Medikamenten in Abfluss und Toilette, werden diese mit dem Abwasser über die Kanalisation in die Kläranlagen transportiert. Da in Kläranlagen gemäß dem Stand der Technik selbst unter Anwendung weitergehender Reinigungsstufen keine vollständige Entfernung möglich ist, gelangen die Wirkstoffe selbst oder ihre Abbauprodukte in Oberflächengewässer. Arzneimittel aus der intensiven Tierhaltung erreichen meist mit Gülle und Mist landwirtschaftliche Flächen und werden bei Regenereignissen unter Umständen in Gewässer gespült, ohne dass die Möglichkeit besteht, diese zurückzuhalten.

In Deutschland sind bisher mindestens 414 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe, deren Metabolite oder Transformationsprodukte in der Umwelt, meist in Flüssen, Bächen oder Seen,

[7.5] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.: Schmutzfrachtsimulation in der Siedlungsentwässerung. In: DWA-Arbeitsbericht, Juli 2012

[7.6] https://ubt.opus.hbz-nrw.de/opus45-ubtr/frontdoor/deliver/index/docId/145/file/04_Kapitel_2_Galle.pdf, Zugriff 13. Mai 2022

[7.7] <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/arzneimittel>, Zugriff 10. Mai 2022

nachgewiesen worden. Ungefähr zwei Drittel der durch diese Substanzen verursachten Menge entfallen auf nur 16 verschiedene Wirkstoffe. Darunter befinden sich z. B. das Antidiabetikum Metformin, das Analgetikum Ibuprofen und der Betablocker Metoprolol [7.8].

Zurzeit erfolgt im Kooperationslabor die Analyse von mehr als 110 Arzneimittelsubstanzen und -metaboliten, die im Jahr 2021 in über 210 Proben der Ruhr bestimmt wurden. Anforderungen an die Konzentrationen von Arzneimittelwirkstoffen in Oberflächengewässern sind bisher nicht Bestandteil der OGewV oder der EG-WRRL. Allerdings existieren für einige im Ruhreinzugsgebiet relevante Diagnostika, Arzneimittelwirkstoffe und -metabolite im Monitoringleitfaden NRW gesetzlich nicht verbindliche OW. Zusätzlich werden GOW herangezogen, deren Unterschreitung einen unbedenklichen, lebenslangen Trinkwassergenuss für Menschen indiziert. Diese werden hier auf Gewässer übertragen (siehe Kapitel 2).

Die zu den Diagnostika gehörenden, in Krankenhäusern und radiologischen Praxen verabreichten iodierten Röntgenkontrastmittel (RKM) absorbieren bei entsprechenden Untersuchungen eingesetzte Strahlung stärker als normales Weichteilgewebe und helfen so gezielt, bestimmte Gewebestrukturen sichtbar zu machen. Je nach Art der Untersuchung erhalten Patienten eine Kontrastmitteldosis, die 30 bis 50 g Iod enthält. Die Verkaufsmenge an iodiertem Kontrastmittel betrug im Jahr 2019 in Deutschland 633 t. Aufgrund ihrer Struktur, bei dem sich das Iod, dass mit seiner hohen Atommasse für die kontrastgebenden Eigenschaften verantwortlich ist, im dreifach substituierten Benzolring befindet, stellen sie vermutlich die stabilsten Arzneistoffe in der Umwelt dar. Wegen dieser durchaus beabsichtigten Eigenschaften werden sie kurz nach der Applikation unverändert und vollständig über die Nieren aus-

geschieden und gelangen über die konventionelle Abwasserbehandlung mit dem gereinigten Abwasser in die Oberflächengewässer. Ökotoxikologisch besitzen die Substanzen keine bekannte Relevanz. Eine Akkumulation ist wegen ihrer hohen Polarität nicht zu erwarten [7.8; 7.9]. Dennoch wurden RKM im Rahmen des Spurenstoffdialogs in den Fokus genommen, u. a. im ersten sogenannten "Runden Tisch" zur Erarbeitung von Maßnahmen im Bereich der Herstellerverantwortung [7.10].

Die Ruhr wurde im Berichtszeitraum auf insgesamt sieben iodierte RKM untersucht. Die beiden Verbindungen **loxi-thalaminsäure** und **loversol** wiesen durchgehend bzw. mit wenigen Ausnahmen Messwerte unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenzen auf. Relevante Befunde im Ruhrverlauf ließen sich für **lopamidol** in den Jahren 2018 und 2019 ab der Probenahmestelle Kraftwerk Westhofen bei Ruhr-km 95,15 beobachten. In den Jahren 2020 und 2021 waren nennenswerte Konzentrationen in der Ruhr erst ab km 80,66 an der Probenahmestelle Wetter mit 0,17 µg/l festzustellen. Grund für den deutlichen Anstieg an dieser Stelle ist die Belastung in der Lenne, die in ihrem Mündungsbereich eine im Vergleich zur Ruhr in diesem Abschnitt deutlich höhere mittlere Konzentration von 0,28 µg/l aufwies. Die Konzentration von lopamidol erreichte an der Ü.-Station Essen-Werden mit 0,32 µg/l ihren höchsten Jahresmittelwert. Für die Substanzen **lomeprol** und **lopromid** waren im Jahr 2020 signifikante Konzentrationen bereits ab Fluss-km 160,72 in Höhe Oeventrop festzustellen. Im Jahr 2021 war dies nicht der Fall. Während relevante Konzentrationen für lomeprol erst etwa 30 Kilometer flussabwärts festzustellen waren, konnten diese für lopromid sogar erst bei Fluss-km 31,18 an der Probenahmestelle Essen-Werden gemessen werden. Ihre maximalen Konzentrationen erreichten beide Vertreter in der unteren Ruhr. lomeprol wies

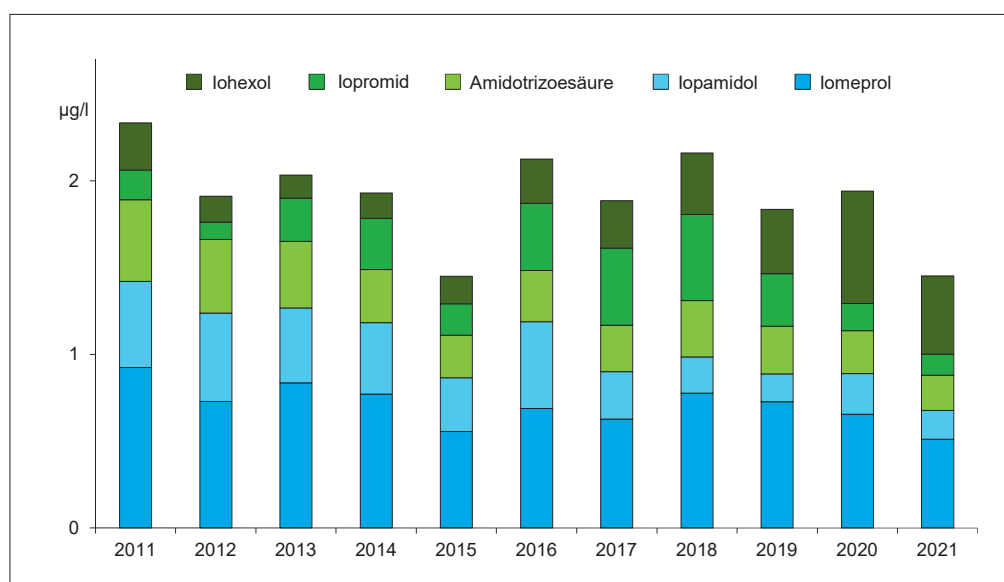


Bild 7.2: Entwicklung der mittleren Konzentrationen ausgewählter Diagnostika in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen im Verlauf der Jahre 2011 bis 2021

Fig. 7.2: Development of the mean concentrations of selected diagnostic agents in the Ruhr at Essen-Rellinghausen during the years 2011 to 2021

an der Probenahmestelle Ü-Station Hattingen einen Jahresmittelwert von 0,45 µg/l auf, Iopromid einen Wert von 0,17 µg/l bei Fluss-km 31,18. Beide Konzentrationen sind im Vergleich zum Vorjahr signifikant geringer. Die Konzentrationen von **Amidotrizoesäure** und **Iohexol** nahmen von der Quelle bis zur Probenahmestelle Essen-Werden zu und erreichten an dieser Stelle Werte von 0,26 bzw. 0,64 µg/l, liegen aber jeweils etwa 20 % unter denen des Vorjahres. Die mittleren Konzentrationen für Amidotrizoesäure und Iopamidol unterschritten an allen Probenahmestellen der Ruhr den jeweils geltenden GOW von 1 µg/l.

Unter den in der Ruhr untersuchten Röntgenkontrastmitteln war Iomeprol mit 0,85 t/a, was einem Anstieg im Vergleich zu den Vorjahren entspricht, die Substanz mit der höchsten Jahresfracht an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen. Auch für die Frachten der übrigen RKM, die zuvor mit relevanten Befunden vorgestellt wurden, konnte anders als bei den Konzentrationen ein Anstieg festgestellt werden. Das Bild 7.2 stellt die Entwicklung der Konzentrationen der beschriebenen RKM der letzten Jahre dar, aus denen sich keine eindeutigen Tendenzen ablesen lassen.

Der Verbrauch von Antidiabetika lag 2020 bei 2,4 Mrd. Tagesdosen (DDD = Defined Daily Dose), was einer Verdopplung seit dem Jahr 1996 entspricht. Ein Vertreter dieser Wirkstoffgruppe, das **Metformin**, wird zur Behandlung von Diabetes Typ 2 eingesetzt. Es ist mengenmäßig der meist verschriebene Arzneiwirkstoff in Deutschland und auch weltweit. Werden die im Jahr 2020 im Bereich der gesetzlichen Krankenversicherungen, denen ca. 90 % der deutschen Bevölkerung angehören, verordneten 652 Mio. DDD Metformin mit der Masse der Tagesdosis (2 g) multipliziert, so ergibt sich eine jährliche Verschreibungsmenge von rund 1.300 t [7.11]. Vom menschlichen Körper wird Metformin vollständig und unverändert ausgeschieden. Das relativ kleine und polare Molekül ist gut wasserlöslich. In Kläranlagen wird Metformin in der Regel zu über 90 %, primär durch Transformation zu dem Hauptmetaboliten **Guanylharnstoff**, entfernt [7.12]. Ergebnisse von erweiterten Biodegradationsstudien zeigen zusätzliche Abbauwege bis hin zur vollständigen Mineralisierung von Metformin und Guanylharnstoff, wozu allerdings eine längere Adaptierungsphase der Mikroorganismen Voraussetzung ist [7.13].

Aufgrund der hohen Verschreibungsmenge fand sich Metformin in der Ruhr ab der zweiten Probenahmestelle im Fließverlauf in allen untersuchten Proben in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,03 µg/l. Für Guanylharnstoff war dies aufgrund der höheren Bestimmungsgrenze von 0,3 µg/l erst ab der vierten Probenahmestelle der Fall. Die Konzentration des Metformins stieg bereits im Bereich der oberen Ruhr bei Fluss-km 160,72 rasch auf etwa 0,4 µg/l an und verblieb an vielen der weiteren Probenahmestellen der mittleren und unteren Ruhr auf diesem Niveau. An der Mündung der Ruhr bei Duisburg erreichte die Konzentration ihr Maximum mit 0,47 µg/l. Die höchste Durchschnittskonzentration von Guanylharnstoff wurde im Längsverlauf mit 3,4 µg/l an der Probenah-

mestelle Kraftwerk Westhofen gemessen. Bis zur Mündung der Ruhr bei Duisburg reduzierte sich diese auf 2,4 µg/l. Diese Konzentrationsverläufe über den Fließweg der Ruhr sind bemerkenswert, da bei abwasserbürtigen Substanzen mit einer konstanten Zunahme der Summe von Ausgangs- und Transformationsprodukten zu rechnen ist. Ursächlich für diese genteilige Beobachtung ist wahrscheinlich der oben thematisierte Abbau von Metformin und Guanylharnstoff durch Mikroorganismen in der Ruhr.

An der wöchentlich beprobten Messstelle in Essen-Rellinghausen betrug 2021 der Jahresmittelwert von Metformin 0,45 µg/l und lag damit niedriger als in den Vorjahren. Für Guanylharnstoff ergab sich ein Jahresmittelwert von 2,6 µg/l. Unter den regelmäßig bestimmten organischen Spurenstoffen ist Guanylharnstoff mit 5,0 t/a derjenige mit der höchsten Jahresfracht im Betrachtungszeitraum (Bild 7.3).

Zur Bewertung der beiden Substanzen kann aufgrund von fehlenden Daten zur Ökotoxizität derzeit nur auf die vom UBA abgeleiteten und nicht für Oberflächenwasser geltenden GOW in Höhe von jeweils 1,0 µg/l zurückgegriffen werden. An der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen wird dieser Wert von Metformin unter- und von Guanylharnstoff überschritten. Die hier berichteten Werte aus der Ruhr sind vergleichbar mit Gehalten anderer Flüsse in NRW [7.14].

Oxipurinol, selbst kein Arzneimittel, ist der pharmazeutisch wirksame Metabolit des verbreiteten Gichtmittels Allopurinol, von dem im Jahr 2014 rund 140 t im Bereich der GKV verschrieben wurden [7.15]. Die Substanz wird erst nach der Ein-

-
- [7.8] <https://www.arzneimittel-atlas.de/arzneimittel/a10-antidiabetika/verbrauch/>, Zugriff 02. Mai 2022
 - [7.9] Studie zur Prüfung der Praxistauglichkeit von Urinauffangsystemen zur Verringerung des Röntgenkontrastmittel-Eintags in das Abwasser – Sammlung von RKM-haltigem Urin von Patient:innen, Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI, Juni 2021
 - [7.10] Ergebnisse des Runden Tisches Röntgenkontrastmittel zum Ende der Pilotphase zur Spurenstoffstrategie des Bundes. September 2021
 - [7.11] <https://www.arzneimittel-atlas.de/arzneimittel/a10-antidiabetika/top-10/>, Zugriff 02. Mai 2022
 - [7.12] Briones, R. M., Sarmah, A. K., Padhye, L. P.: A global perspective on the use, occurrence, fate and effects of anti-diabetic drug metformin in natural and engineered ecosystems. In: *Environmental Pollution*, 2016, 219, S. 1007-1020
 - [7.13] Straub, J., Caldwell, D., Davidson, T., D'Aco, V., Kappler, K., Robinson P., Simon-Hettich, B., Tell, J.: Environmental risk assessment of metformin and its transformation product guanylharnstoff. In: *Environmental fate*. In: *Chemosphere*, 2019, 216, S. 844 - 854
 - [7.14] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Metformin / N-Guanylharnstoff. In: *ECHO-Stoffbericht*, Oktober 2020
 - [7.15] Billecke L., Becker, A., Baum, E., Viniol, A.: Querschnittserhebung zur Einnahme von Allopurinol. In: *Zeitschrift für Allgemeinmedizin*, 2016, 92, S. 490-494

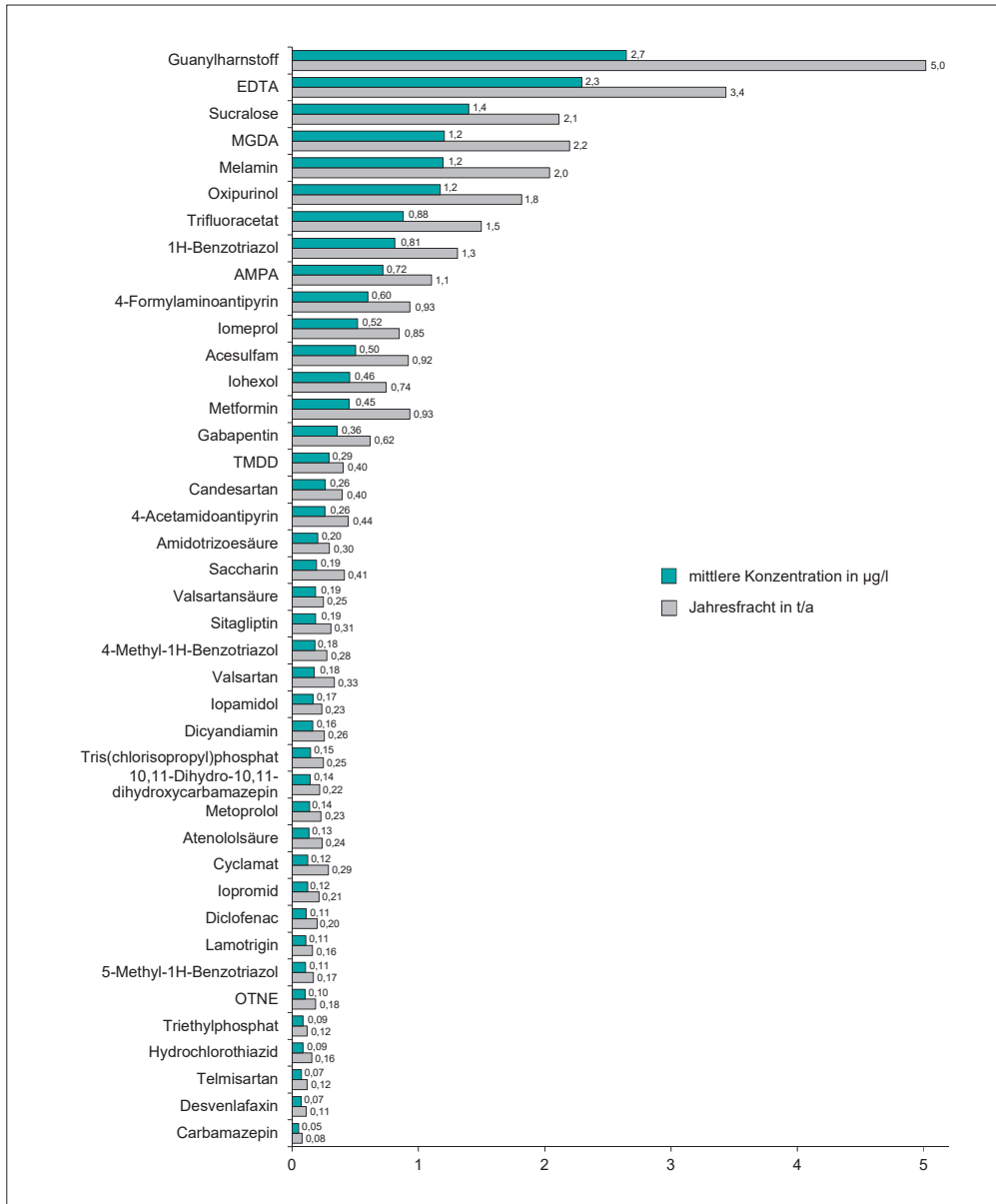


Bild 7.3: Ausgewählte organische Spurenstoffe mit ihren mittleren Konzentrationen und Jahresfrachten in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen im Jahr 2021

Fig. 7.3: Selected organic trace substances with their mean concentrations and annual loads in the river Ruhr at Essen-Rellinghausen in 2021

nahme durch das Enzym Xanthinoxidase im menschlichen Körper gebildet. Oxipurinol hemmt das genannte Enzym und verhindert so die Synthese von Harnsäure [7.16].

In der Ruhr konnte Oxipurinol ab der Probenahmestelle unterhalb Meschede bei Fluss-km 175,32 in nahezu allen untersuchten Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l nachgewiesen werden. Die mittleren Konzentrationen im Fließverlauf stiegen bis zur Mündung relativ gleichmäßig an und erreichten mit einem Jahresmittelwert von 1,3 µg/l ihr Maximum an der Mündung der Ruhr. Im Vergleich zum Vorjahr ist dies ein deutlicher Rückgang um fast 50 %. Der GOW von 0,3 µg/l ist dort und an vielen anderen Probenahmestellen der Ruhr trotzdem deutlich überschritten. Auch an der Dauer-

messstelle Essen-Rellinghausen konnte mit 1,2 µg/l eine niedrigere mittlere Durchschnittskonzentration als im Vorjahr ermittelt werden. Die Jahresfracht an dieser Stelle war allerdings leicht höher als im Jahr 2020. Oxipurinol zählte mit 1,8 t/a zu den organischen Spurenstoffen, die im Jahr 2021 eine hohe Fracht in der Ruhr aufwiesen (Bild 7.3). Die Substanz wurde in vielen anderen deutschen Oberflächengewässern mit hohem Anteil an gereinigtem Abwasser mit Konzentrationen bis zu 23 µg/l nachgewiesen [7.17].

Das Schmerzmittel Metamizol war vor mehr als 100 Jahren eines der ersten Medikamente, das synthetisiert und eingesetzt wurde, ohne ein Naturstoffvorbild zu besitzen. Die Verordnungsmengen zeigen eine kontinuierliche Zunahme von

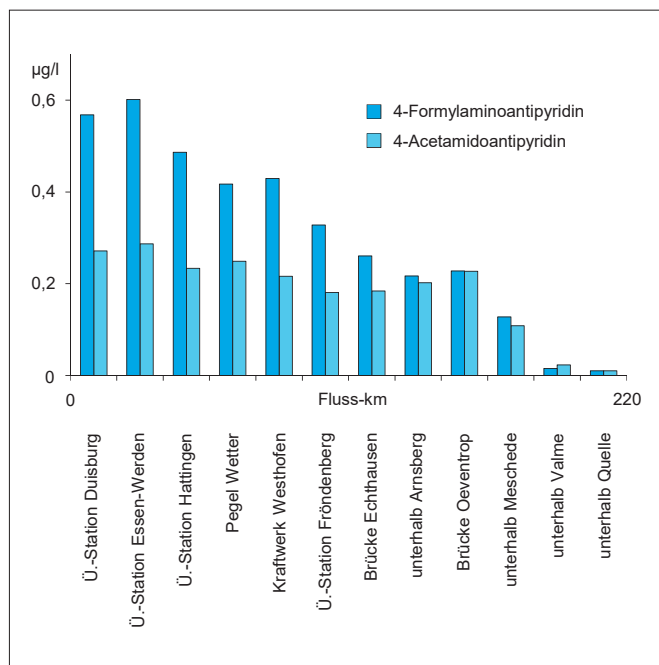


Bild 7.4: Mittlere Konzentration von 4-Formylaminoantipyridin und 4-Acetamidoantipyridin im Ruhrlängsverlauf im Jahr 2021
 Fig. 7.4: Mean concentrations of 4-Formylaminoantipyridine and 4-Acetamidoantipyridine along the river Ruhr in 2021

metamizolhaltigen Medikamenten, obwohl sich die Indikation des rezeptpflichtigen Medikaments nur auf die Behandlung starker Schmerzen beschränkt [7.18]. Trotz dieser Einschränkung nahm Metamizol im Jahr 2019 unter den Analgetika mit 244 Mio. verordneten Tagesdosen, im Jahr 2007 waren es lediglich 87 Millionen, innerhalb der GKV den ersten Platz ein [7.19]. Der Wirkstoff Metamizol, von dem somit rund 730 t verschrieben wurden, ist ein sogenanntes „Prodrug“ und wird auf unterschiedlichen Wegen, je nach Applikation, zu verschiedenen Metaboliten umgesetzt. Die Substanz hydrolysiert im Organismus vollständig zum therapeutisch wirksamen 4-Methylaminoantipyrin. Dieser Metabolit wird nachfolgend hauptsächlich zu **4-Formylaminoantipyrin (FAA)** und 4-Aminoantipyrin transformiert, welches wiederum teilweise zu **4-Acetaminoantipyrin (AAA)** umgesetzt wird [7.20]. Die Metabolite FAA und AAA konnten im Längsverlauf der Ruhr bereits ab der zweiten Probenahmestelle nahezu in allen Proben oberhalb ihrer Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l nachgewiesen werden. Die mittleren Konzentrationen stiegen zunächst mit dem zunehmenden Anteil an gereinigtem Abwasser an. Im Bereich der mittleren Ruhr entwickelten sich die Konzentrationen der beiden Abbauprodukte unterschiedlich. Während die mittleren Gehalte von FAA im weiteren Verlauf bis zur Mündung bei Duisburg kontinuierlich bis auf etwa 0,6 µg/l anstiegen, pendelten sie sich für AAA bei etwa 0,3 µg/l ein (Bild 7.4). Da sich das Verhältnis der Metabolite, die beide über das gereinigte Abwasser in die Ruhr gelangen, mit dessen zunehmendem Anteil eigentlich nicht verändern sollte, kann der beschriebene Umstand nur mit einem unterschiedlichen Abbau-

oder Sorptionsverhalten erklärt werden. Der GOW von 0,3 µg/l für FAA wird an vielen Probenahmestellen in der Ruhr überschritten. An der wöchentlich untersuchten Probenahmestelle Essen-Rellinghausen nahmen gegenüber dem Vorjahr die mittleren Konzentrationen deutlich ab. Die jeweiligen Jahresfrachten stiegen moderat an.

Diclofenac, ein Nicht-Opioid-Analgetika, ist auch rezeptfrei in der Apotheke zu erwerben und wird zusätzlich als Entzündungshemmer in der Rheumatherapie verschrieben. Der Verbrauch in Deutschland liegt bei etwa 85 t im Jahr. Im Rahmen der umweltpolitischen Diskussion ist derzeit die Festlegung einer JD-UQN von 0,04 µg/l für Diclofenac wahrscheinlich, welche etwas geringer als der gegenwärtige, gesetzlich nicht verbindliche Orientierungswert von 0,05 µg/L wäre [7.21].

Die maximale mittlere Diclofenac-Konzentration von 0,11 µg/l war bereits im Bereich der mittleren Ruhr am Kraftwerk Westhofen bei Fluss-km 95,15 festzustellen. Im weiteren Fließverlauf sank die Konzentration wieder und erreichte an der Mündung bei Duisburg einen Mittelwert von 0,085 µg/l. Insgesamt ist an fast allen Probenahmestellen der Ruhr eine Überschreitung des aktuell angewendeten, gesetzlich nicht verbindlichen OW festzustellen. Die mittlere Konzentration von Diclofenac an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen, von der auch im Berichtszeitraum erneut fast 50 Proben analysiert wurden, war mit 0,11 µg/l identisch mit der des Vorjahres. Generell kann festgestellt werden, dass die entsprechenden Konzentrationen dort seit mehr als zehn Jahren vergleichsweise konstant um einen Wert von 0,1 µg/l pendeln.

Das ebenfalls zur Gruppe der Analgetika gehörende **Ibuprofen** wurde in der Ruhr in geringeren Konzentrationen als Diclofenac bestimmt. Es fand sich schon ab Fluss-km 175,32 in der oberen Ruhr in allen untersuchten Proben in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l. Anders als bei vielen anthropogenen Substanzen, die wie das Ibuprofen als Humanarzneimittel über das Abwasser ihren Weg in die Ruhr finden, erreichte die Konzentration des Ibuprofens bereits an der Probenahmestelle unterhalb Arnsberg mit 0,023 µg/l im

- [7.16] Rathod, D. M., Patel, K. R., Mistri, H. N., Jangid, A. G., Shrivastav, P. S., Sanyal, M.: Simultaneous analysis of allopurinol and oxypurinol using a validated liquid chromatography–tandem mass spectrometry method in human plasma. In: *Journal of Pharmaceutical Analysis*, 2017, 7, S. 56 - 62
- [7.17] Funke, J., Prasse, C., Eversloh, C. L., Ternes, T. A.: Oxypurinol – A novel marker for wastewater contamination of the aquatic environment. In: *Water Research* 2015, 74, S. 257 – 265
- [7.18] <https://www.deutsche-apotheker-zeitung.de/daz-az/2018/daz-2-2018/wie-gefaehrlich-ist-metamizol>, Zugriff 22. Februar 2022
- [7.19] <https://www.arzneimittel-atlas.de/arzneimittel/n02-analgetika/top-10/>, Zugriff 03. März 2022
- [7.20] Reinhardt, N., Jantos, R., Sinning, C., Imming, P.: Metamizol – Renaissance eines Analgetikums. In: *Pharmazeutische Zeitung*, 2006, 32
- [7.21] Final Draft of EQS Datasheet Diclofenac. European Commission (EC), Stand Juni 2021

Bereich der oberen Ruhr ihren maximalen Wert. Im weiteren Verlauf sank die Konzentration deutlich und erreichte an der Mündung in Duisburg wieder einen Wert von 0,014 µg/l. Der chemisch verwandte Wirkstoff **Naproxen** weist einen ähnlichen Konzentrationsverlauf auf einem ähnlichen Niveau auf. Der GOW des UBA von 1,0 µg/l für Ibuprofen wird in der Ruhr im Jahr 2021 im gesamten Fließverlauf sicher eingehalten.

Arzneimittel zur Behandlung von Hypertonie waren im Jahr 2020 mit 16,8 Mrd. DDD die am häufigsten rezeptierten im Bereich der GKV [7.22]. Die Verordnungsmenge nahm damit um rund 20 % gegenüber dem Jahr 2010 zu.

Obwohl **Ramipril** im Jahr 2020 mit 4,5 Mrd. verordneten DDD ohne Berücksichtigung von Kombinationspräparaten das am meisten verordnete Hypertonikum darstellte, waren in der Ruhr 2021 so gut wie keine Befunde zu verzeichnen. Gründe hierfür sind die niedrige eingesetzte tägliche Dosis sowie ein hoher Metabolisierungsgrad nach der Einnahme des Prodrugs im menschlichen Körper [7.23].

Die Wirkstoffklasse der Sartane, die zu den AT1-Antagonisten zählen und deren Vorkommen anhand von sechs Verbindungen in der Ruhr überwacht wird, gehört ebenfalls zu den Blutdrucksenkern mit insgesamt leicht steigenden Verbrauchszahlen. Im Ruhrgütebericht des letzten Jahres war von einer interessanten Verschiebung der Verbrauchszahlen innerhalb dieser Gruppe berichtet worden. Wegen eines Rückrufs von Präparaten mit dem Wirkstoff Valsartan reduzierten sich die verordneten Dosen von 2018 auf 2019 um etwa 50 %, während die des Candesartans im gleichen Zeitraum um fast 60 % anstiegen. Im Jahr darauf war eine leichte Zunahme bei Valsartan um 4 % und eine deutlichere bei Candesartan um 14 % festzustellen [7.24].

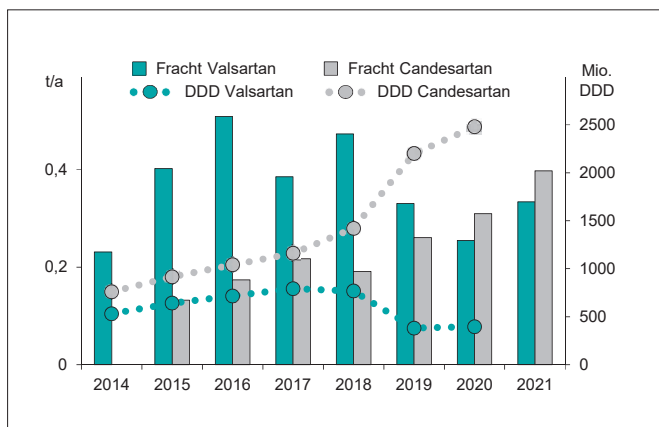


Bild 7.5: Entwicklung der Jahresfrachten von Candesartan und Valsartan in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen im Vergleich mit den verordneten DDD im Bereich der GKV [7.25]

Fig. 7.5: Development of annual loads of Candesartan and Valsartan in the Ruhr at Essen-Rellinghausen compared to the prescribed DDD in the area of statutory health insurance [7.25]

Die Konzentrationen des Candesartan, die im Längsverlauf kontinuierlich zunahm, erreichten an der Mündung bei Duisburg den maximalen Jahresmittelwert von 0,27 µg/l. An der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen waren es 0,26 µg/l. Dies entspricht mehr als einer Verdopplung des Wertes von 2015, der den Anstieg der Verschreibungszahlen gut widerspiegelt. Für Valsartan konnte im Jahr 2021 das Konzentrationsmaximum ebenfalls im Bereich der unteren Ruhr mit 0,17 µg/l festgestellt werden. Wird hier der Vergleich mit dem Wert von 2015 angestellt, so ist ein Rückgang von etwa 25 % zu beobachten (Bild 7.5).

Das Abbauprodukt der genannten Sartane, die **Valsartansäure**, zeigte wie eine seiner Ausgangssubstanzen Candesartan ein nahezu kontinuierliches Anwachsen der Konzentrationen mit steigendem Abwasseranteil im Fließverlauf der Ruhr. Im Bereich der unteren Ruhr, in der seit Untersuchungsbeginn im Jahr 2015 immer wieder Überschreitungen des GOW zu verzeichnen waren, lagen die Jahresmittelwerte der drei letzten Probenahmestellen im Beobachtungszeitraum klar unterhalb des GOW von 0,3 µg/l. Die mittlere Konzentration an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen betrug 0,19 µg/l und lag somit deutlich unterhalb der des Vorjahres. Die zugehörige Fracht war höher als 2020 und betrug 0,25 t/a. Damit zählte der Metabolit zu den mengenmäßig relevanten organischen Spurenstoffen in der Ruhr (Bild 7.3).

Nachdem der Verbrauch von Medikamenten aus der Gruppe der Betablocker im Bereich der GKV im Jahr 2012 sein Maximum erreichte, sind seitdem langsam, aber stetig sinkende Verschreibungszahlen zu verzeichnen [7.22]. Unter den Betablockern war im Jahr 2020 **Metoprolol** mit rund 122 t der mengenmäßig Bedeutendste. Diese Substanz, eine von sieben Betablockern im Untersuchungsprogramm, ist in der Ruhr nach der Probenahmestelle unterhalb Meschede in allen untersuchten Proben nachweisbar und erreichte mit 0,14 µg/l ihre maximale Durchschnittskonzentration an der Überwachungsstation Essen-Werden. In den in der Regel wöchentlich untersuchten Proben der Ruhr in Essen-Rellinghausen war der Durchschnittswert im Jahr 2021 gegenüber dem Vorjahr niedriger, er betrug 0,14 µg/l. Der OW von 8,6 µg/l wird somit sehr sicher eingehalten. Hydroxymetoprolol, ein vom menschlichen Organismus gebildeter Metabolit des Metoprolols, ließ sich lediglich in der unteren Ruhr regelmäßig nachweisen. Die mittleren Konzentrationen lagen jeweils im Bereich der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l. Die anderen sechs in der Ruhr untersuchten Betablocker spielten auf Grund ihrer Gehalte nur eine untergeordnete Rolle.

Antiepileptika, die vielfach auch als Schmerzmittel eingesetzt werden, gehören zu den häufig eingenommenen Arzneimitteln. Ihr Verbrauch steigt seit Ende der neunziger Jahre relativ konstant an und hat sich seitdem fast verdreifacht. Der Wirkstoff mit den meisten verschriebenen Tagesdosen ist das **Pre-gabalin**, das ebenso wie Gabapentin zur Behandlung von neuropathischen Schmerzen eingesetzt wird. Beide Substanzen unterliegen im menschlichen Organismus so gut wie kei-

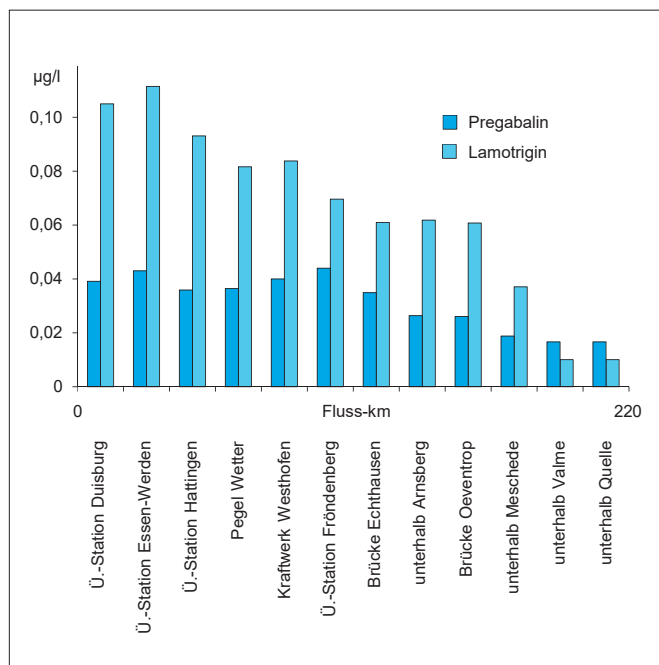


Bild 7.6: Entwicklung der mittleren Konzentration von Pregabalin und Lamotrigin im Ruhrfließweg im Jahr 2021

Fig. 7.6: Development of mean concentration of Pregabalin and Lamotrigine along the river Ruhr in 2021

ner Metabolisierung [7.23]. Allein in den Jahren 2015 bis 2019 war beim Pregabalin ein Zuwachs der Verordnungsmenge von etwa 30 % zu verzeichnen. Dies entspricht einem Mehrverbrauch des Wirkstoffs von etwa 8 t [7.26].

Pregabalin konnte im Jahr 2021 im Rahmen der Längsuntersuchungen in der überwiegenden Zahl der Proben, außer denen der beiden obersten Probenahmestellen, mit Werten oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,03 µg/l nachgewiesen werden. Der Jahresmittelwert an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen betrug im Berichtszeitraum 0,043 µg/l. Ein ansteigender Trend, wie ihn die Verschreibungsmengen vermuten lassen, ist derzeit nicht erkennbar.

Die verschriebene Menge an **Lamotrigin** betrug mit 15 t weniger als die Hälfte derjenigen von Pregabalin im Jahr 2019. Die Substanz wird zu großen Teilen über Biotransformation in pharmakologisch unwirksame Metabolite umgewandelt [7.23]. Dennoch bewegen sich die Konzentrationen in der unteren Ruhr auf deutlich höherem Niveau als diejenigen von Pregabalin. Die maximale mittlere Konzentration der Substanz in der Ruhr an der Probenahmestelle Essen-Werden betrug 0,11 µg/l im Jahr 2021. Daher ist im Fall des Lamotrigins von einer schlechteren Abbaubarkeit in Kläranlagen im Vergleich zum Pregabalin auszugehen. Auch der Konzentrationsverlauf im Fließweg der Ruhr lässt die unterschiedliche Abbaubarkeit erkennen. So nimmt die Konzentration des Lamotrigins dem steigenden Abwasseranteil folgend in der Ruhr zu, die von

Pregabalin stagniert und lässt so die Vermutung zu, dass auch im Oberflächenwasser ein Abbau stattfindet (Bild 7.6).

Der Wirkstoff **Gabapentin** wird in der Umwelt nur in geringem Umfang abgebaut [7.27]. Aufgrund dieses Umstandes und der nicht unerheblichen Verschreibungsmenge, im Jahr 2019 waren es mit rund 85 t in etwa so viel wie im Jahr 2015, konnte die Substanz in vielen Proben der Ruhr nachgewiesen werden. An der Probenahmestelle bei Essen-Rellinghausen war die höchste mittlere Konzentration des Jahres 2021 zu messen. Sie war mit 0,36 µg/l geringer als im Vorjahr und hielt den GOW von 1,0 µg/l ein. Damit setzt sich der abnehmende Trend, der sich seit Messbeginn im Jahr 2014 beobachten lässt, fort. Mit 0,62 t/a gehört Gabapentin allerdings immer noch zu den Substanzen mit einer hohen Jahresfracht (Bild 7.3).

Seit zwei Jahren wird das Vorkommen des Metabolits Gabapentin-Lactam in der Ruhr vom Kooperationslabor analysiert. Er ist bereits in der oberen Ruhr an der Probenahmestelle unterhalb Meschede in der Mehrzahl der Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l zu finden. Ebenso wie die seiner Ausgangssubstanz nimmt die Konzentration des Metaboliten mit dem Fließweg der Ruhr zu und weist mit 0,056 µg/l die höchste mittlere Konzentration an der Mündung in Duisburg auf. Das Verhältnis der Konzentrationen der beiden Stoffe bleibt dabei recht konstant.

Das Antiepileptikum **Carbamazepin** wird biologisch weder in Kläranlagen noch im Gewässer signifikant abgebaut, jedoch werden nur etwa 10 bis 20 % der verabreichten Menge unverändert ausgeschieden. Der größte Teil wird zum 10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxy-Carbamazepin metabolisiert, welches über die Nieren ausgeschieden wird. Ein sehr kleiner Teil wird zum Carbamazepinepoxid umgesetzt [7.23]. Die Verschreibungsmenge des Wirkstoffes ist in den letzten Jahren rückläufig. So reduzierte sich die Anzahl der verordneten Tagesdosen vom Jahr 2015 auf das Jahr 2019 um rund ein Viertel auf 31 Millionen.

Die mittlere Konzentration des Carbamazepins in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen betrug im Berichtszeitraum 0,051 µg/l. Mit 0,14 µg/l beträgt an dieser Probenahmestelle die mittlere Konzentration des Metaboliten 10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxy-Carbamazepin das Dreifache der Ausgangssubstanz und ist

[7.22] <https://www.arzneimittel-atlas.de/arzneimittel/c02c09-mittel-bei-hypertonie/verbrauch/>, Zugriff 04. April 2022

[7.23] <https://www.gelbe-liste.de/wirkstoffe>, Zugriff 18. März 2022

[7.24] <https://www.pharmazeutische-zeitung.de/ein-jahr-mit-dem-valsartan-stoerfall/>, Zugriff 18. Mai 2021

[7.25] Arzneiverordnungs-Reporte der Jahre 2016-2019, U. Schwabe, D. Paffrath, Springer Verlag

[7.26] https://www.whocc.no/atc_ddd_index, Zugriff 10. Mai 2022

[7.27] Paz, A., Tadmor, G., Malchi, T., Blotvogel, J., Borch, T., Polubesova, T., Chefetz, B.: Fate of carbamazepine, its metabolites, and lamotrigine in soils irrigated with reclaimed wastewater: Sorption, leaching and plant uptake. In: Chemosphere, 2016, 160, S. 22 – 29

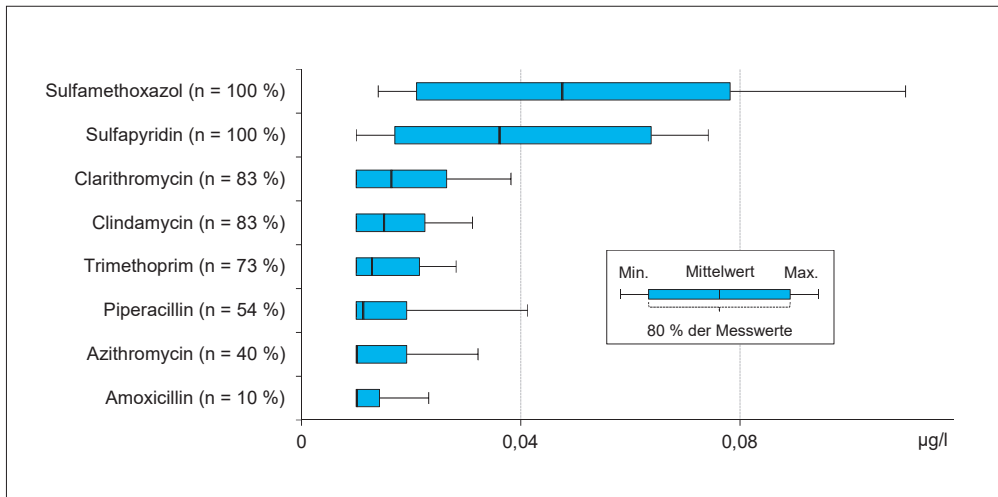


Bild 7.7: Mittelwerte, Minimal- und Maximalkonzentrationen ausgewählter Antibiotika in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (n = Häufigkeit der Befunde) im Jahr 2021

Fig. 7.7: Means, minimum and maximum concentrations of selected antibiotics in the river Ruhr at Essen-Rellinghausen (n = frequency of findings) in 2021

damit wie die des Carbamazepins geringer als im Vorjahr. Der gesetzlich nicht verbindliche OW für Carbamazepin von 0,5 µg/l wurde an allen Probenahmestellen eingehalten, der für den Metaboliten von 0,1 µg/l jedoch nicht. Carbamazepinopoxid konnte praktisch nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l detektiert werden.

Antibiotika ist der Sammelbegriff für Wirkstoffe, die zur Behandlung von bakteriellen Infektionskrankheiten eingesetzt werden. Verwendung finden sie in der Human- und Veterinärmedizin. Seit einigen Jahren ist das Thema Antibiotika eng mit dem der Antibiotikaresistenzen verknüpft und es wird über den Zusammenhang von Einsatzhäufigkeiten von Antibiotika und daraus resultierenden Resistenzen berichtet. In Deutschland ist der Verbrauch systemischer Antibiotika im Zeitraum 2010 bis 2018 zwar um 21 % gesunken, dennoch ist der Verbrauch in Deutschland und vor allem weltweit immer noch zu hoch [7.28]. Dieser Umstand ist unter anderem in einer Studie des Bundesverbands der Arzneimittelhersteller erkennbar. In dieser werden in den altersstandardisierten Verordnungsraten systemischer Antibiotika große regionale Unterschiede in Deutschland aufgezeigt. So liegt die Zahl von verordneten Antibiotika bezogen auf 1.000 Versicherte in Brandenburg bei 317, im Saarland hingegen bei 572 [7.28]. Da 80 % aller Antibiotika im ambulanten Bereich verordnet werden, ist es somit immens wichtig, die Bevölkerung, aber insbesondere die Ärzte für die Themen Einsatz von Antibiotika, Antibiotikaresistenzen und Vorkommen/Verhalten in der aquatischen Umwelt zu sensibilisieren [7.29].

Proben der Ruhr wurden auf insgesamt 23 Antibiotika untersucht. Nennenswerte Befunde an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen konnten nur für acht Wirkstoffe festgestellt werden, die mit ihrer Minimal-, Maximal- und Durchschnittskonzentration in Bild 7.7 dargestellt sind. Wie bei vielen anderen Substanzen auch sind die Konzentrationen im Jahr 2021 tendenziell niedriger als im vorherigen Jahr.

Interessant ist der Konzentrationsverlauf von Sulfapyridin und Sulfamethoxazol über den Fließweg der Ruhr (Bild 7.8), der bis zur Probenahmestelle Kraftwerk-Westhofen ähnlich verläuft. Nach dem Zufluss der Lenne zeigt sich jedoch ein konträrer Verlauf. So sinkt die Konzentration von Sulfapyridin bis zur Ruhr-Mündung, wohingegen die Konzentration von Sulfamethoxazol weiterhin ansteigt. Dieser unterschiedliche Konzen-

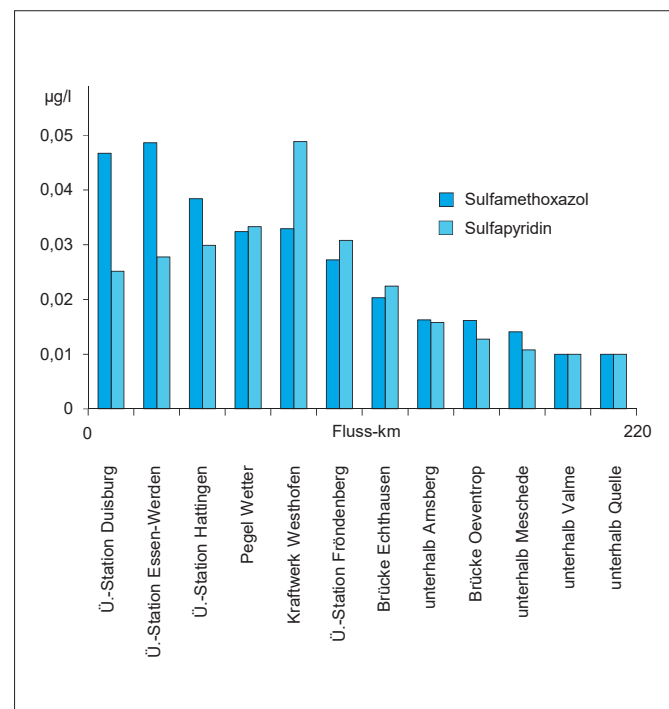


Bild 7.8: Mittlere Konzentration von Sulfamethoxazol und Sulfapyridin im Ruhrfließverlauf im Jahr 2021

Fig. 7.8: Mean concentration of Sulfamethoxazole and Sulfapyridine along the river Ruhr in 2021

trationsverlauf konnte bereits in den vergangenen Jahren beobachtet werden. Ursächlich dafür ist wahrscheinlich ein höherer mikrobiologischer Abbau von Sulfapyridin gegenüber Sulfamethoxazol in den staugeprägten Bereichen mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten der unteren Ruhr [7.30, 7.31].

Süßstoffe

Künstliche Süßstoffe sind in zahlreichen Lebensmitteln wie Softdrinks oder Süßwaren, aber auch in zahlreichen Fertiggerichten und anderen Zubereitungen enthalten, um natürliche Zucker zu substituieren. Momentan sind in der EU elf künstliche Süßstoffe in Lebensmitteln zugelassen. Diese Stoffe sind durch internationale Expertengremien gesundheitlich bewertet worden und dürfen, zum Teil aber nur unter Einhaltung bestimmter Regeln, Lebensmitteln zugesetzt werden. Bei der gesundheitlichen Bewertung wurden für die einzelnen Stoffe ADI-Werte (Acceptable Daily Intake = akzeptable tägliche Aufnahmemenge) festgelegt. Diese Menge, abgeleitet aus Tierexperimenten und mit einem Sicherheitsfaktor versehen, kann täglich lebenslang aufgenommen werden, ohne dass negative Folgen zu erwarten wären [7.32].

Seit dem Jahr 2012 werden vier Vertreter dieser Süßstoffe, bei denen mit Befunden in Oberflächengewässern wegen ihres Einsatzes oder ihres Metabolismus zu rechnen ist, regelmäßig in der Ruhr analysiert. Dabei handelt es sich um Acesulfam, Cyclamat, Saccharin und Sucralose. Die Verbindungen werden im menschlichen Organismus nicht oder nur unwesentlich metabolisiert. Ihre Abbaubarkeit in der Abwasserbehandlung ist unterschiedlich. Sucralose gilt als persistent, Acesulfam, Cyclamat und Saccharin hingegen als gut abbaubar [7.33, 7.34].

Bereits in der oberen Ruhr bei Fluss-km 175,32 an der Probenahmestelle unterhalb Meschede liegen alle gemessenen Werte des **Cyclamat**, dem zugelassenen Süßstoff mit der geringsten Süßkraft, oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l. Das Konzentrationsmaximum von 0,16 µg/l tritt anders als in den Vorjahren erst an der Mündung bei Duisburg auf und nicht bereits im Bereich der oberen Ruhr unterhalb Arnsberg. Mit einer mittleren Konzentration von 0,12 µg/l an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen und einer resultierenden Jahresfracht von 0,29 t ist Cyclamat der Süßstoff mit der geringsten transportierten Menge. **Saccharin**, bereits im Jahr 1879 entdeckt, erreicht mit 0,21 µg/l die maximale mittlere Konzentration an der Probenahmestelle Essen-Werden. Bei Essen-Rellinghausen betrug die Fracht für das Berichtsjahr 0,41 t. Für das Jahr 2021 konnte die höchste mittlere Konzentration des Süßstoffes **Acesulfam** bei Essen-Rellinghausen mit 0,50 µg/l ermittelt werden. Dies ist seit dem Jahr 2012 das erste Mal, dass im Vergleich zum Vorjahr eine leichte Steigerung und keine weitere Abnahme festzustellen ist. An der Probenahmestelle Essen-Werden erreichte die **Sucralose**-Konzentration nach relativ kontinuierlichem Anwachsen mit 1,4 µg/l ihre maximale mittlere Konzentration im Verlauf der Ruhr. Die Jahresfracht bei Essen-Rellinghausen betrug 2,1 t und bedeutet eine erhebliche Erhöhung im Vergleich zu den Vorjahren. Einen

Überblick über die Entwicklung der mittleren Jahreskonzentrationen der vier Süßstoffe in den letzten zehn Jahren ermöglicht Bild 7.9.

Komplexbildner

Komplexbildner sind Bestandteil von Reinigungs- und Waschmitteln und werden auch in privaten Haushalten eingesetzt. In der Industrie finden sie beispielsweise Anwendung in metallverarbeitenden Betrieben bei Reinigungs- oder Produktionsprozessen sowie zur Maskierung unerwünschter und störender Erdalkali-, Metall- und Schwermetall-Kationen in Betrieben der Zellstoffindustrie.

Zu den in der Ruhr untersuchten synthetischen Komplexbildnern vom Typ der Aminopolycarbonsäuren gehören neben **EDTA** (Ethyldiamintetraessigsäure) und **MGDA** (Methylglycindiessigsäure) noch weitere fünf Vertreter. Die Substanzen gelten hinsichtlich ihrer Toxizität als unbedenklich, sind allerdings zum Teil biologisch schwer abbaubar.

EDTA, dass mittlerweile ausschließlich in Gewerbe und Industrie Anwendung findet, zeigt mit Abbauraten bis etwa 30 % eine schlechte Entfernbarkeit in den Kläranlagen und wird auch mit Pulveraktivkohle nur schwach zurückgehalten [7.35, 7.36, 7.37]. Signifikante Konzentrationen der untersuchten Komplexbildner waren im Jahr 2021 in der Ruhr lediglich für EDTA, welches seit 35 Jahren vom Labor des Ruhrverbands untersucht wird, und für MGDA, einem relativ neuen Vertreter dieser Stoffklasse, das zum Beispiel in Spülmaschinenreinigern verwendet wird, zu verzeichnen. Der starke Komplexbildner

- [7.28] Resistenzen – Wenn Antibiotika nutzlos werden. In: Operation Gesundheitswesen, Sonderausgabe November 2019
- [7.29] <https://www.bundesgesundheitsministerium.de/themen/praevention/antibiotika-resistenzen/antibiotika-resistenzstrategie.html>, Zugriff 03. Mai 2022
- [7.30] Morato, C. C.: Biodegradation of pharmaceuticals by *Trametes versicolor*. PhD Thesis, Universitat de Barcelona, 2013
- [7.31] Reis, A. C., Kolvenbach, B. A., Nunes, O. C., Corvini, P. F. X.: Biodegradation of antibiotics-The new resistance determinants – part I. In: New Biotechnology, 2020, 54, S. 34 - 51
- [7.32] https://www.bfr.bund.de/cm/343/bewertung_von_suessstoffen.pdf, Zugriff 22. März 2022
- [7.33] Lange, F. T., Scheurer M., Brauch, H.-J.: Artificial sweeteners – a recently recognized class of emerging environmental contaminants: a review. In: Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2012, 403, S. 2503-2518
- [7.34] Storck, F. R., Brauch, H.-J., Skark, C., Remmler, F., Zullei-Seibert, N.: Acesulfam – ein universeller Tracer? In: energie/wasser-praxis, 7/8 2015
- [7.35] Groß, R., Bunke, D., Moch, K., Leisewitz, A.: Untersuchung der Einsatzmengen von schwer abbaubaren organischen Inhaltsstoffen in Wasch- und Reinigungsmitteln im Vergleich zum Einsatz dieser Stoffe in anderen Branchen im Hinblick auf den Nutzen einer Substitution. In: UBA-FB 3709 65 430, Umweltbundesamt, 2012
- [7.36] Hillenbrand T., Tettenborn F., Menger-Krug E., Marscheider-Weidemann F., Fuchs S., Toshovski S., Kittlaus S., Metzger S., Tjoeng I.,
- [7.37] Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (Hrsg.): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg, Ausgabe August 2014

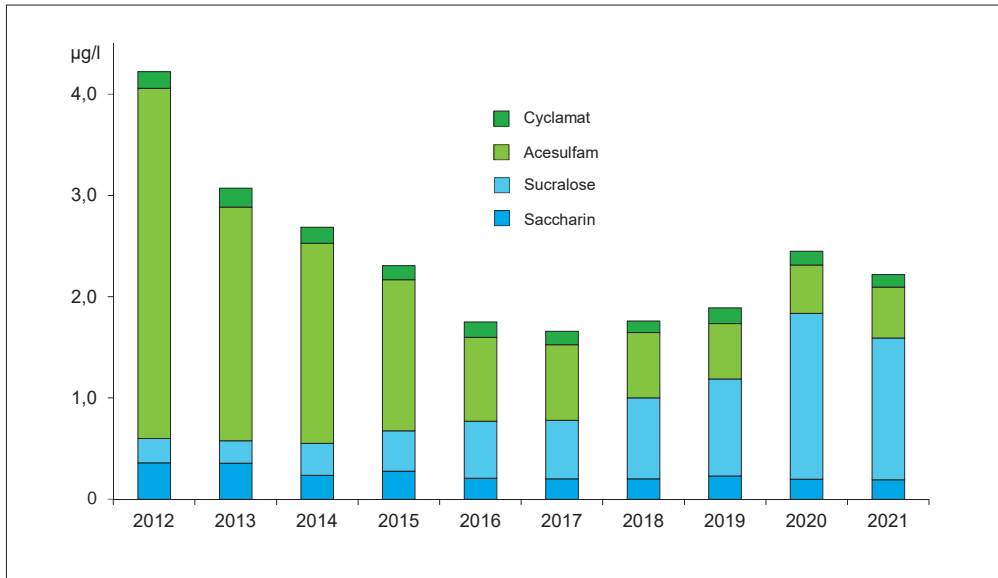


Bild 7.9: Entwicklung der mittleren Konzentrationen von Cyclamat, Acesulfam, Sucralose und Saccharin in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen
Fig. 7.9: Development of mean concentrations of Cyclamate, Acesulfame, Sucralose und Saccharine in river at Essen-Rellinghausen

MGDA, der auch als Alternative zu EDTA einsetzbar ist, zeichnet sich gegenüber diesem durch die gute biologische Abbaubarkeit aus. Ab Fluss-km 190,81 im Bereich der oberen Ruhr ließen sich erste Befunde an MGDA feststellen, bei der nächsten Probenahmestelle unterhalb Meschede konnten diese auch für EDTA verzeichnet werden. Der höchste Jahresmittelwert für EDTA konnte am Pegel Wetter mit 2,5 µg/l festgestellt werden, der für MGDA mit 1,3 µg/l an der Probenahmestelle Kraftwerk Westhofen. An der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen wurden im Jahr 2021 mehr als 120 Proben untersucht. In praktisch allen konnten EDTA und MGDA oberhalb ihrer Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l gefunden werden. Die Mittelwerte für EDTA bzw. MGDA betrugen 2,3 bzw. 1,2 µg/l und waren etwas niedriger als im Vorjahr. Der gesetzlich nicht verbindliche OW für EDTA in Höhe von 2.200 µg/l wird an allen Probenahmestellen in der Ruhr mit deutlichem Abstand eingehalten.

Die Jahresfrachten fielen 2021 mit 3,4 t für EDTA höher und mit 2,2 t für MGDA geringer aus als im Vorjahr. Für EDTA setzt sich somit der Langzeittrend zu reduzierten Frachten erst einmal nicht weiter fort. Für MGDA liegt der beobachtete Wert innerhalb der Schwankungen der letzten Jahre. Insgesamt lässt sich festhalten, dass die Belastung der Ruhr mit den untersuchten Komplexbildnern in den letzten Jahren und Jahrzehnten stark abgenommen hat. Betrug die jährliche Fracht in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen an EDTA vor 30 Jahren noch annähernd 26 t im Jahr, so stellen die 2021 ermittelten Frachten einen Bruchteil der damaligen Menge dar.

Nachdem von **DTPA** noch im Jahr 1999 rund 33 t von der Ruhr transportiert wurden, konnte die Substanz auch 2021 in keiner der über 260 untersuchten Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/l nachgewiesen werden. Auch die übrigen untersuchten Komplexbildner, wie beispielsweise **NTA**

oder **1,3-PDTA**, für die zum Teil ebenfalls Prüfwerte (PW) oder OW gelten, konnten nicht oder lediglich im Bereich ihrer jeweiligen Bestimmungsgrenze detektiert werden.

Pestizide und deren Metabolite

Unter dem Begriff Pestizide werden chemische und biologische Substanzen sowie Produkte zusammengefasst, die ihren Einsatz in der Bekämpfung von schädlichen Pflanzen, Pilzen und Tieren finden. Der ebenfalls geläufige Begriff der Pflanzenschutzmittel (PSM) wird oftmals synonym verwendet. Er beschreibt lediglich eine andere Sichtweise auf den Zweck der verwendeten Verbindungen. PSM waren und sind ein entscheidender Faktor des konventionellen Ackerbaus. In den letzten Jahren wurden einerseits immer wieder einzelne Wirkstoffe aus der Gruppe der PSM aufgrund ihrer schädlichen Wirkungen auf verschiedene Bereiche des Ökosystems verboten. Andererseits stieg zeitgleich die Zahl der zugelassenen PSM-Wirkstoffe seit dem Jahr 2011 von 258 auf 283 im Jahr 2020 [7.38]. Dadurch nehmen die Anforderungen an das Umweltmonitoring immer weiter zu, da zusätzliche Verbindungen und deren Metabolite untersucht werden müssen. Wird die Einsatzmenge an PSM-Wirkstoffen in Deutschland betrachtet, so bewegt sich diese in den letzten 20 Jahren auf einem ähnlichen Niveau und schwankt im Bereich von 27.500 bis 34.500 t pro Jahr [7.38]. Ein einheitlicher Trend, insbesondere ein Rückgang aufgrund eines sparsameren Einsatzes, kann in den Daten nicht erkannt werden. In gesetzlichen Regelungen wie der OGewV werden aktuell die Änderungen im Wirkungsspektrum im Bereich der PSM nicht erfasst, da diese aufgrund der langwierigen Entstehungsprozesse der gesetzlichen Regelungen nie den aktuellen Stand des tatsächlichen Einsatzes abdecken können. Dies führt auch dazu, dass auf der einen Seite von den 71 in der OGewV gelisteten PSM, von denen im Kooperationslabor nahezu alle analysiert werden, nur neun überhaupt

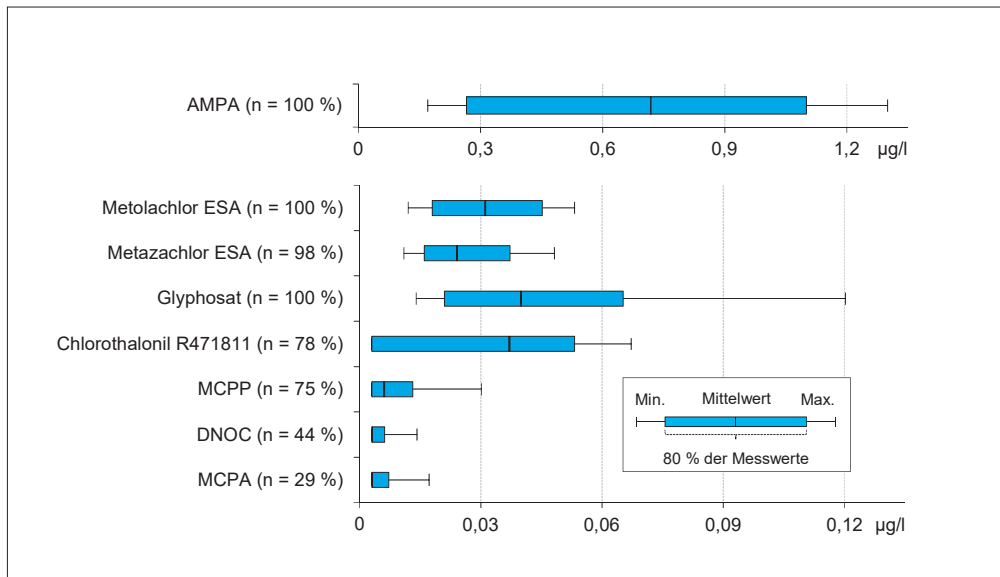


Bild 7.10: Mittelwerte, Minimal- und Maximalkonzentrationen ausgewählter Pestizide und Metabolite in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (n = Häufigkeit der Befunde) im Jahr 2021

Fig. 7.10: Means, minimum and maximum of selected pesticides and metabolites in the river Ruhr at Essen-Rellinghausen (n = frequency of findings) in 2021

und davon wiederum lediglich drei regelmäßig im Jahr 2021 in der Ruhr nachgewiesen werden konnten. Auf der anderen Seite werden einige Verbindungen, insbesondere PSM-Metabolite, die bisher nicht in der OGewV geregelt sind, zum Teil regelmäßig in der Ruhr nachgewiesen. Um ein Werkzeug an der Hand zu haben, mit dem auch solche Substanzen bewertet werden können, wird in NRW die D4-Liste herangezogen. Die dort aufgeführten Beurteilungswerte sind allerdings nicht gesetzlich verbindlich und teilweise nur bedingt für die Beurteilung von Oberflächengewässern geeignet (siehe Kapitel 2).

Die Pflanzenschutzmittel und -metabolite, welche im Jahr 2021 regelmäßig in der Ruhr oberhalb ihrer jeweiligen Bestimmungsgrenze bestimmt wurden, sind in Bild 7.10 mit ihren Minimal-, Maximal- und Durchschnittskonzentrationen angegeben. Die bestehenden UQN von 2 bzw. 0,1 µg/l für **MCPA** und **MCPP** sowie die Orientierungswerte für **Glyphosat** und **AMPA** von 28 bzw. 96 µg/l wurden somit sicher unterschritten.

Trifluoracetat

Bei Trifluoracetat (TFA) handelt es sich um das Anion der Trifluoressigsäure. In der Umwelt liegt die Verbindung nahezu ausschließlich als Salz vor. Da es für TFA keine wirksamen chemischen und/oder biologischen Abbaupfade in der Umwelt gibt, akkumuliert es in dieser [7.39]. Trifluoressigsäure selbst ist eine bedeutsame Verbindung in der Industrie. Dort wird sie unter anderem als Lösungsmittel, Ausgangsstoff für die Synthese sowie als Reagenz in der Peptidsynthese verwendet. Zudem ist TFA ein mögliches Abbauprodukt von nahezu allen Verbindungen, die eine Trifluormethyl (CF₃)-Gruppe enthalten. Dazu zählen unter anderem Medikamente wie Sitagliptin und Pflanzenschutzmittel wie Flufenacet. Je nach Verwendung der Ausgangssubstanz erfolgt der Eintrag von TFA in die Umwelt entweder über Kläranlagen oder dif-

fus über Abschwemmungen von Ackerflächen. Ein weiterer Eintrag von TFA in Oberflächengewässer erfolgt über die Atmosphäre, in der es als Abbauprodukt von modernen Kältemitteln gebildet und vom Regen ausgewaschen wird [7.40].

Das Monitoring von TFA in der Ruhr zeigte 2021 im Vergleich zu den vorherigen Jahren keine Auffälligkeiten. In den Ruhr-längsuntersuchungen stieg die Konzentration von der Probenahmestelle unterhalb Quelle bis Kraftwerk Westhofen kontinuierlich an, um nach dem Zufluss der Lenne bis zur Mündung in den Rhein auf einem etwas niedrigeren, aber konstanten Niveau zu bleiben. Die Konzentration an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen bewegte sich im Bereich von 0,65 bis 1,1 µg/l. Grenzwerte für TFA in Oberflächengewässern sind zwar nicht vorhanden, die Messwerte in der Ruhr unterschreiten aber alle deutlich den existierenden Trinkwasserleitwert von 60 µg/l sowie den teilweise von Behörden herangezogenen niedriger liegenden Schwellenwert für Pflanzenschutzmittel von 10 µg/l.

- [7.38] Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit: Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland, Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2020. Dezember 2021
- [7.39] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Trifluoracetat (TFA) – Update. In: ECHO-Stoffbericht, November 2020
- [7.40] Wille, J.: Kältemittel in der Atmosphäre. In: Frankfurter Rundschau, 08. Mai 2015

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Vertreter der ubiquitär vorkommenden, etwa 10.000 Einzelverbindungen umfassenden Gruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen hauptsächlich bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe und sind überwiegend anthropogenen Ursprungs. Der Ruhrverband bestimmt seit mehr als 20 Jahren regelmäßig die sogenannten 16 EPA-PAK, die im Jahr 1977 von der amerikanischen Umweltbehörde, der United States Environmental Protection Agency (US-EPA), als Leitsubstanzen ausgewählt wurden. In einer Studie des Umweltbundesamtes aus dem Jahr 2017 wurde modelliert, wie hoch der Eintrag der 16 EPA-PAK (PAK₁₆) in die Oberflächengewässer ist [7.41]. Laut dem Bilanzierungsmodell wurden 16.300 kg PAK₁₆ pro Jahr in die Oberflächengewässer in Deutschland eingetragen. Mit 45 % ist die größte Menge dabei auf urbane Quellen zurückzuführen. Der Eintrag durch Kläranlagen liegt mit 6 % nur auf dem fünften Rang hinter urbanen Systemen, atmosphärischer Deposition, Binnenschifffahrt und Erosion. Europaweit sind acht PAK mit zum Teil toxischem und krebserregendem Potenzial als prioritär gefährliche Stoffe eingestuft, sieben davon sind mit einer UQN versehen [7.42]. Zusätzlich gilt in Deutschland für Phenanthren eine UQN.

PAK waren im unteren ng/l-Bereich über den gesamten Verlauf der Ruhr nachweisbar. An der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen wurden Phenanthren, Fluoranthen und Pyren im Jahr 2021 am häufigsten nachgewiesen. Die höchsten Maxi-

malbefunde wurden für Naphthalin, Phenanthren und Fluoranthen, dicht gefolgt von Pyren und Benzo(b)fluoranthen detektiert (Bild 7.11). Die ZHK-UQN ebenso wie die JD-UQN wurden, sofern vorhanden, für alle betrachteten PAK eingehalten. Nur für Benzo[a]pyren kann die Einhaltung der sehr niedrigen JD-UQN von 0,00017 µg/l aufgrund der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l nicht überprüft werden.

Benzotriazole

Die überwiegend als Korrosionsschutzmittel für Metalle in Haushalt und Industrie eingesetzten Benzotriazole werden seit dem Jahr 2010 jährlich in rund 200 Proben der Ruhr untersucht. Die wichtigsten Verbindungen dieser Stoffgruppe sind das 1H-Benzotriazol und die beiden Tolyltriazole, 4-Methyl-1H-Benzotriazol und 5-Methyl-1H-Benzotriazol. Enthalten sind die gut wasserlöslichen und schlecht abbaubaren Verbindungen z. B. in Farben, Lacken, Frostschutz- und Kühlschmierflüssigkeiten sowie in Spülmaschinenreinigern [7.43].

In der Ruhr konnte außer im unmittelbaren Quellbereich bei Fluss-km 217,72 in jeder Probe **1H-Benzotriazol** oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l nachgewiesen werden. Ab Fluss-km 160,72 galt dies auch für die beiden Tolyltriazole.

Die maximale mittlere Konzentration von 1H-Benzotriazol in Höhe von 0,81 µg/l wird an der Probenahmestelle Essen-Werden im Bereich der unteren Ruhr gemessen. Der GOW von 3,0 µg/l wird dort und an allen anderen Probenahmestellen

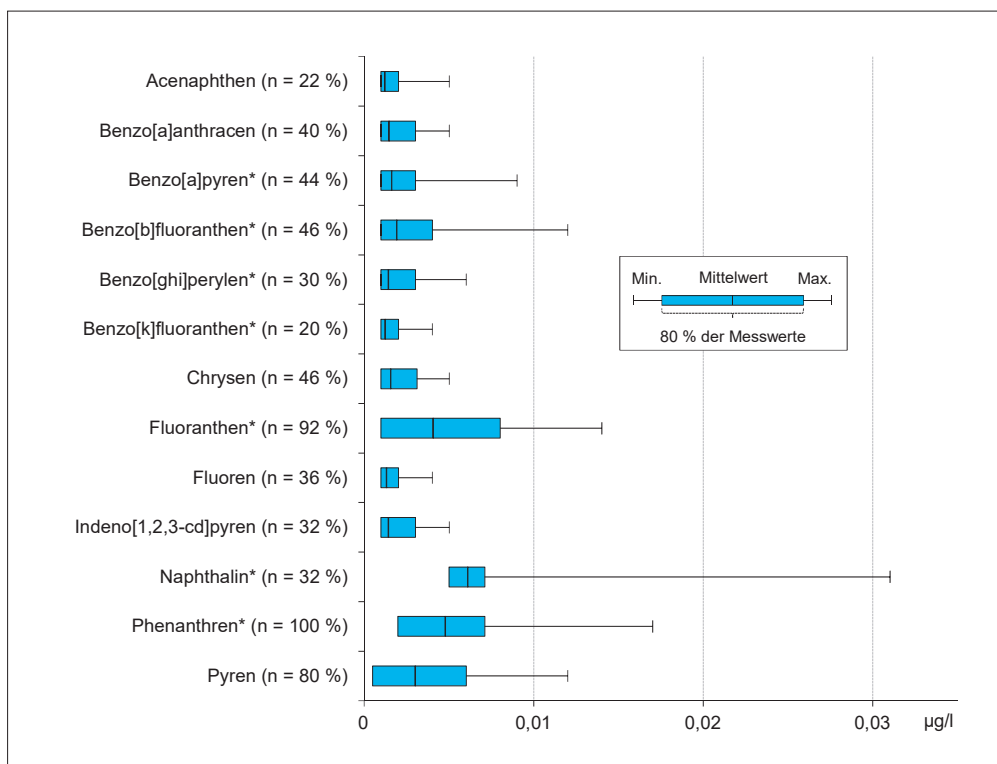


Bild 7.11: Mittelwerte, Minimal- und Maximalkonzentrationen ausgewählter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (n = Häufigkeit der Befunde) im Jahr 2021; * Substanz besitzt eine UQN gemäß EG-WRRL und/oder OGewV

Fig. 7.11: Mean, minimum and maximum concentrations of selected polycyclic aromatic hydrocarbons in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (n = frequency of detection) in 2021; * substance is subject to an UQN according to the European Water Framework Directive and/or the German Surface Water Regulation

sicher eingehalten. Auch die jeweiligen Maxima von **4-Methyl- und 5-Methyl-1H-Benzotriazol** werden mit 0,19 und 0,11 µg/l in Höhe Essen-Werden erreicht. Wie bei vielen anderen Substanzen liegen die mittleren Konzentrationen deutlich unter denen des Vorjahrs. Bei den Frachtberechnungen zeigt sich auch in diesem Fall die besondere Situation zur Zeit des außergewöhnlichen Hochwassers im Juli 2021. So wurde am 14. Juli des Berichtsjahres etwa 10 % der gesamten Jahresfracht an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen registriert.

Amidosulfonsäure

Amidosulfonsäure (AS), oft auch als Sulfamidsäure bezeichnet, zählt zu den anorganischen Verbindungen, da sie kein Kohlenstoffatom enthält. Sie ist eine typische Industriechemikalie, die in der EU in der Produktions- bzw. Importklasse von 10.000 bis 100.000 t/a registriert ist und in vielfältiger Weise Anwendung findet [7.44]. In der Industrie wird AS unter anderem als Ausgangsverbindung für die Synthese des künstlichen Süßstoffes Acesulfam eingesetzt. Ein großer Anwendungsbereich von Amidosulfonsäure ist jener als Bestandteil von Entkalkern, Reinigungsmitteln, Desinfektions- und Oberflächenbehandlungsmitteln im industriellen sowie privaten Umfeld [7.45].

Wie in den letzten Jahren wurde die höchste mittlere Konzentration mit 150 µg/l an der Probenahmestelle Kraftwerk Westhofen ermittelt. Die mittlere Konzentration an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen lag mit 82 µg/l ebenfalls in einem ähnlichen Bereich wie in den Jahren zuvor. Alle ermittelten Werte halten den 2017 vom UBA abgeleiteten Trinkwasserleitwert von 2.000 µg/l sehr sicher ein.

TMDD

Die sehr gut wasserlösliche Substanz 2,4,7,9-Tetramethyl-5-decin-4,7-diol, kurz TMDD, wird auf Grund ihrer Fähigkeit, die Oberflächenspannung von wässrigen Lösungen und Dispersionen zu senken, in verschiedenen Produkten als Substitutent für organische Lösungsmittel eingesetzt. Unter anderem findet sich das nicht ionische Tensid in Druckertinten, Farben, Klebstoffen und Zementadditiven. Hohe Konzentrationen an TMDD werden häufig in den Abwässern der Papierrecycling- sowie der Lack- und Druckfarbenindustrie nachgewiesen. Die Substanz ist erst in höheren mg/l-Konzentrationen schädlich für im Wasser lebende Tiere, wie Studien u. a. mit Daphnien und Fischen belegen [7.46].

Wie in den Jahren zuvor befindet sich die erste Probenahmestelle mit relevanten Befunden des Tensids in allen zwölf untersuchten Proben mit der Brücke Oeventrop im Bereich der oberen Ruhr. Die mittlere Konzentration lag dort bei 0,31 µg/l und war damit deutlich geringer als im Vorjahr. Im weiteren Fließverlauf der mittleren Ruhr stieg die TMDD-Konzentration bis auf maximal 0,72 µg/l an, was nahezu dem letztjährigen Wert entsprach, und nahm bis zur Mündung in Duisburg wieder auf 0,25 µg/l ab. Die für die Probenahmestelle Essen-Rellinghausen bestimmte mittlere

Konzentration betrug 0,29 µg/l, was einem Rückgang zu den im Jahr 2020 festgestellten 0,37 µg/l entspricht.

Anilin und Nitrobenzole

Anilin, Nitrobenzol sowie die Chlornitrobenzole, 1-Chlor-2-Nitrobenzol und 1-Chlor-4-nitrobenzol, werden in der chemischen und pharmazeutischen Industrie als Ausgangs- und Zwischenprodukte eingesetzt. Sie werden ebenfalls als flussgebietsspezifischer Schadstoff zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials in der OGewV herangezogen (siehe Kapitel 2). Von den vier erwähnten Verbindungen konnte nur Anilin regelmäßig in der Ruhr oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Die JD-UQN von 0,8 µg/l für Anilin wurde wie für Nitrobenzol (JD-UQN: 0,1 µg/l) und die Chlornitrobenzole (JD-UQN: 10 bzw. 30 µg/l) sicher eingehalten.

Endokrin aktive Substanzen

Unter endokrin aktiven Substanzen (EAS) werden Stoffe verstanden, die auf die Hormonaktivität von Organismen Einfluss nehmen können. Von endokrinen Disruptoren (EA) wird erst dann gesprochen, wenn durch die Substanzen tatsächlich Beeinträchtigungen im Hormonsystem hervorgerufen werden. Heutzutage ist eine Vielzahl an endokrin aktiven Substanzen bekannt, von denen viele künstlich hergestellt werden, welche aber auch natürlichen Ursprungs sein können. Bei den künstlichen EAS handelt es sich zum einen um solche, die bewusst wegen ihrer Wirkung auf das Hormonsystem hergestellt und eingesetzt werden, wie z. B. die Wirkstoffe der Antibabypille, und zum anderen um solche, die für andere Anwendungsgebiete produziert werden, wie z. B. Bisphenol A. Da die EAS und EA über verschiedene Eintragspfade auch in Oberflächengewässer gelangen, werden einige Vertreter im Rahmen des Routinemonitorings in der Ruhr überwacht [7.47].

-
- [7.41] Umweltbundesamt: Zustandsbewertung Industriechemikalien. In: *Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung*, 2017, S. 59 - 60
 - [7.42] Brandt, M., Einhenkel-Arle, D.: Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. In: *Hintergrundpapier*, Umweltbundesamt, Januar 2016
 - [7.43] Will, J., Högel, C., Klopp, R.: Vorkommen und Herkunft der Industriechemikalien Benzotriazole und TMDD im Oberflächenwasser und kommunalen Abwasser – Beispiel Ruhr. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 2013, 60 (8), S. 684 – 690
 - [7.44] Nödler, K., Freeling, F., Sandholzer, A., Schaffer, M., Schmid, R., Scheurer, M.: Untersuchungen zum „Vorkommen und Bildungspotential von Trifluoressigsäure (TFA) in niedersächsischen Oberflächengewässern“. Februar 2019
 - [7.45] Castronovo, S., Wick, A., Scheurer, M., Nödler, K., Schulz, M., Terne, T.A.: Biodegradation of the artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment and sandfilters. In: *Water Research*, 2017, 110, S. 342 – 353
 - [7.46] Guedez, A. A., Püttmann, W.: Printing ink and paper recycling sources of TMDD in wastewater and rivers. In: *Science of the total Environment*, 2014, 468 - 469, S. 671-676
 - [7.47] <http://www.efsa.europa.eu/de/topics/topic/endocrine-active-substances>, Zugriff 13. April 2022

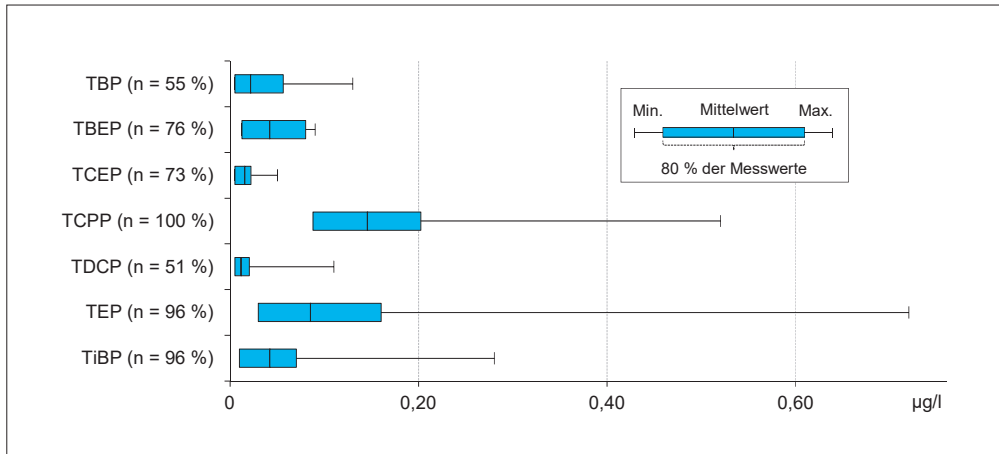


Bild 7.12: Mittelwerte, Minimal- und Maximalkonzentrationen ausgewählter Organophosphate in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (n = Häufigkeit der Befunde) im Jahr 2021

Fig. 7.12: Means, minimum and maximum of selected organophosphates in the river Ruhr at Essen-Rellinghausen (n = frequency of findings) in 2021

Bisphenol A (BPA) wird nahezu ausschließlich zur Herstellung von Kunststoffen wie Polycarbonaten und Epoxidharzen verwendet [7.48]. Diese werden unter anderem in Getränke- und Konservendosen sowie für Kartons von Fast-Food-Verpackungen eingesetzt. Zu BPA wurde in den letzten Jahren sowohl in der Fachpresse als auch in der öffentlichen Berichterstattung viel publiziert. In den Jahren 2017 bzw. 2018 wurde BPA, dessen hormonelle Aktivität bereits seit Jahrzehnten bekannt ist, als endokriner Disruptor für die menschliche Gesundheit bzw. für die Umwelt eingestuft [7.49]. Ende 2021 veröffentlichte die EFSA (europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit) die Ergebnisse ihrer im Jahr 2018 gestarteten Neubewertung von BPA. Dabei senkte sie die 2015 vorläufig festgesetzte TDI (tolerierbare tägliche Aufnahmemenge) von 4 µg/kg Körpergewicht auf 0,00004 µg/kg Körpergewicht ab. Aufgrund des sehr niedrigen Wertes und anhand von Schätzungen der ernährungsbedingten BPA-Exposition von Verbrauchern kommt die EFSA zu dem Schluss, dass in allen Altersgruppen mit Überschreitungen der neuen TDI zu rechnen ist [7.50].

Anders als bei vielen anderen Parametern konnte für BPA eine Zunahme der mittleren Jahreskonzentration festgestellt werden. So wurde die höchste mittlere Konzentration in Essen-Werden bestimmt und lag dort mit 0,037 µg/l deutlich über der des Vorjahres von 0,007 µg/l. Der gesetzlich nicht verbindliche OW von 0,1 µg/l wurde dennoch in allen untersuchten Proben sicher eingehalten. Neben BPA wird in der Ruhr auch **Bisphenol F (BPF)** routinemäßig analysiert. Im Gegensatz zum BPA wurden hier durchgehend niedrigere Konzentrationen als im Vorjahr gefunden, wobei die höchste mittlere Konzentration mit 0,0015 µg/l am Kraftwerk Westhofen ermittelt wurde.

Ebenso endokrin wirksam sind **Nonyl- und Octylphenole**, die im Berichtszeitraum im Rahmen der Längsuntersuchungen in rund 130 Proben untersucht wurden. Hauptvertreter sind das 4-Nonylphenol und das Octylphenol. Beide Verbindungen werden zur Produktion der entsprechenden Alkylphenolethoxylate eingesetzt, die ihrerseits als nichtionische Tenside verwendet werden. Diese Ethoxylate werden in Kläranlagen oder

Gewässern wieder zu den entsprechenden Alkylphenolen abgebaut. Trotz weitreichender Anwendungsverbote in Europa sowohl für die Phenole als auch für die Ethoxylate [7.51] werden die beiden Alkylphenole nach wie vor in der Umwelt gefunden. Sie sind in der Liste prioritärer Stoffe der EG-WRRL aufgeführt, wobei Nonylphenol sogar den prioritär gefährlichen Stoffen zugeordnet ist.

In der Ruhr wurden im Jahr 2021 für Octyl- und Nonylphenol vereinzelt Werte knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l festgestellt. Die geltenden JD-UQN von 0,1 bzw. 0,3 µg/l wurden somit sicher eingehalten.

Im Jahr 2015 wurden drei Verbindungen aus der Klasse der Steroidhormone auf die erste EU Watch List aufgenommen. Dabei handelte es sich um **Estron (E1)** und **17-beta-Estradiol (E2)** mit einer höchstzulässigen Nachweisgrenze von jeweils 0,0004 µg/l sowie **17-alpha-Ethinylestradiol (EE2)** mit 0,000035 µg/l. Mit der zweiten Änderung der EU Watch List im August 2020 wurden die drei Substanzen von dieser entfernt, da der Zeitraum einer kontinuierlichen Überwachung vier Jahre nicht überschreiten darf.

Im Berichtsjahr wurden die Proben der Ruhrlängsuntersuchungen auf neun Steroidhormone analysiert. Für 17-alpha-Ethinylestradiol konnten dabei trotz der sehr niedrigen Bestimmungsgrenze von 0,00003 µg/l keine Befunde ermittelt werden. Einzelne Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze konnten für 17-beta-Estradiol bestimmt werden. Estron wurde an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen in nahezu allen Proben nachgewiesen. Der Maximalwert lag bei 0,0024 µg/l.

Aus der Gruppe der **Phthalate**, die vor allem als Weichmacher in Kunststoffen Verwendung finden, werden in der Ruhr zehn Substanzen analysiert. Wie im Vorjahr konnten nur sehr vereinzelt Substanzen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l nachgewiesen werden. Die geltende JD-UQN von 1,3 µg/l für Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) konnte sicher eingehalten werden.

Flammschutzmittel und Weichmacher

Flammschutzmittel und Weichmacher sind in vielen Produkten unseres Alltags enthalten, u. a. in Fernsehern und Smartphones. Aufgrund von Gefahren für die Umwelt und die menschliche Gesundheit ist die Anwendung vieler dieser Verbindungen teilweise bereits seit 30 Jahren in der EU verboten oder streng reglementiert [7.52]. Dazu zählen u. a. die Klassen der **polychlorierten Biphenyle (PCB)**, der **polybromierten Diphenylether (PBDE)**, der **kurzkettigen Chloralkane** bzw. polychlorierten Paraffine (short chain chlorinated paraffins, **SCCP**) und das **Hexabromcyclododecan (HBCD)**. Für die genannten Substanzen gilt, dass bereits seit vielen Jahren keine Befunde oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze zu verzeichnen waren. Die jeweils geltenden UQN wurden für alle hier betrachtenden Substanzen, sicher eingehalten. Lediglich eine abschließende Beurteilung der JD-UQN der PCB von 0,0005 µg/l ist aufgrund einer Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l nicht möglich.

Da die positiven Eigenschaften von Flammschutzmitteln und Weichmachern nicht verzichtbar, viele Substanzen aber verboten sind, müssen immer neue Verbindungen entwickelt werden. Eine solche relativ neue Substanzklasse ist die der **Organophosphate**, deren Vertreter aber auch andere Verwendungszwecke haben. Allerdings deuten sich auch bei Vertretern aus dieser Substanzklasse schädliche Eigenschaften an.

In den untersuchten Ruhrproben wurden im Jahr 2021 sieben Organophosphate regelmäßig nachgewiesen (Bild 7.12). Die vergleichsweise hohen Maximalbefunde für Tris(chlorisopropyl)-phosphat (TCPP), Triethylphosphat (TEP) und Triisobutylphosphat (TiBP) wurden zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Jahr ermittelt. So wurde das Maximum für TEP in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen im November 2021 festgestellt. TEP wurde zum damaligen Zeitpunkt mehrere Tage über die Lenne in die Ruhr eingetragen. Es wird beispielsweise bei der Herstellung von Kunststoffen, Pharmazeutika, Agrarchemikalien, Schmierölen und Lacken verwendet und dort als Flammschutzmittel, Weichmacher, Lösungsmittel oder als Träger für Additive eingesetzt [7.53]. Die wasserlösliche Substanz gilt als schwach wassergefährdend und neigt nicht zur Bioakkumulation [7.54]. Der für TCPP geltende GOW von 1,0 µg/l wird an allen Probenahmestellen deutlich unterschritten.

2,4,6-Tribromphenol, welches ebenfalls als Flammschutzmittel bei der Herstellung von Kartonagen, Farbstoffen und Kunststoffen und zur Holzimprägnierung eingesetzt wird [7.55], konnte bei der nahezu wöchentlichen Untersuchung in Essen-Rellinghausen im Jahr 2021 nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l nachgewiesen werden.

Benzothiazole

Benzothiazol und seine Derivate werden u. a. als Vulkanisationsbeschleuniger, Fällungshilfsmittel und Korrosionsinhibitoren verwendet und dienen als Ausgangsubstanzen in der Farb-

stoff-, Fungizid- und Pharmaka-Herstellung. Gummierzeugnisse bzw. Reifenabrieb gelten als einer der Haupteintragswege in die Umwelt. Benzothiazol, 2-Hydroxybenzothiazol und 2-Methylthiobenzothiazol wurden als Hauptkomponenten unter den Benzothiazolen in Reifen identifiziert. Sie gelangen aber auch als Abbauprodukte von Fungiziden in die Umwelt. Benzothiazole werden in kommunalen Kläranlagen nicht vollständig abgebaut und gelangen somit auch über diese in Oberflächengewässer [7.56, 7.57].

Benzothiazol, 2-Hydroxybenzothiazol und 2-Methylthiobenzothiazol wurden ab Fluss-km 190,81 an allen Probenahmestellen der Ruhrlängsuntersuchungen nachgewiesen. Ab der Probenahmestelle Brücke Oeventrop (Fluss-km 160,72 km) lag die Befundhäufigkeit über 80 %. Dies spiegelt sich auch an der nahezu wöchentlich untersuchten Probenahmestelle in Essen-Rellinghausen wider (Bild 7.13). Die mittleren Konzentrationen der drei Substanzen, für die aktuell keine Grenzwerte bekannt sind, lagen hier unter 0,1 µg/l und damit in einem vergleichbaren Konzentrationsbereich wie in anderen deutschen Flüssen [7.56].

Leichtflüchtige organische Verbindungen (VOC)

In der OGewV sind einige VOC (Volatile Organic Compounds) mit unterschiedlichen Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnormen (JD-UQN) belegt. Bei den in der Ruhr untersuchten Substanzen handelt es sich beispielsweise um Chlorbenzol, Benzol, Dichlormethan und Tetrachlorethen. Diese Vertreter wurden zusammen mit 60 anderen VOC mit einer Bestimmungsgrenze von jeweils 0,1 µg/l analysiert. Ausgewählte Verbindungen der VOC sind in Tabelle 7.1 aufgeführt. Befunde konnten in den untersuchten Proben so gut wie nicht festgestellt werden. Einzige signifikante Ausnahme war Tetra-

[7.48] www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/dokumente/pm-2018-02_bpa.pdf, Zugriff 13. Mai 2022

[7.49] Fragen und Antworten zu Bisphenol A in verbrauchernahen Produkten, FAQ des BfR vom 9. Oktober 2020

[7.50] <https://www.efsa.europa.eu/de/news/bisphenol-efsa-draft-opinion-proposes-lowering-tolerable-daily-intake>, Zugriff 12. Mai 2022

[7.51] Richtlinie 2003/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Juni 2003 zur Änderung der Richtlinie 76/769/EWG des Rates über Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen (Nonylphenol, Nonylphenolethoxylat und Zement)

[7.52] Verordnung zum Verbot von polychlorierten Biphenylen, polychlorierten Terphenylen und zur Beschränkung von Vinylchlorid; PCB-, PCT-, VC-Verbotsverordnung vom 18. Juli 1989, Bundesgesetzblatt

[7.53] <https://www.chemie.de/lexikon/Triethylphosphat.html#Verwendung>, Zugriff 06. April 2022

[7.54] Sicherheitsdatenblatt, Triethylphosphat zur Synthese, Sigma-Aldrich, Version 8.3, Stand 27.03.2021

[7.55] <https://www.ua-bw.de/pub/beitrag.asp?subid=1&ID=1380>, Zugriff 14. April 2022

[7.56] https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/fliessgewaesser/gewaesserbelastung/orientierende_messungen/6.25Benzothiazole.pdf, Zugriff 19. April 2022

[7.57] <https://www.arguk.de/news/documents/BenzothiazolRW-AIR2020.pdf>, Zugriff 19. April 2022

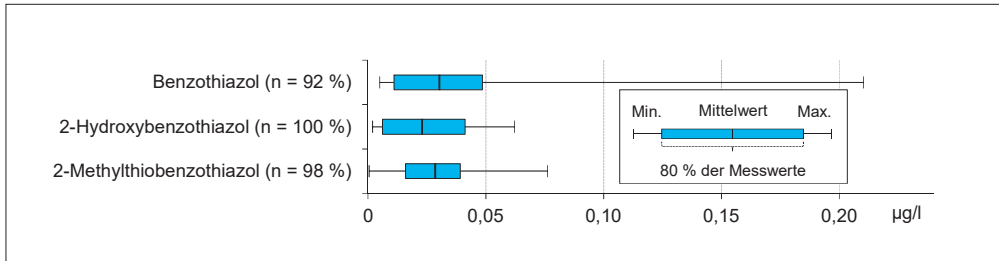


Bild 7.13: Mittelwerte, Minimal- und Maximalkonzentrationen ausgewählter Benzothiazole in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (n = Häufigkeit der Befunde) im Jahr 2021

Fig. 7.13: Means, minimum and maximum of selected Benzothiazole in the river Ruhr at Essen-Rellinghausen (n = frequency of findings) in 2021

chlorethen, welches an der Probenahmestelle Überwachungsstation Fröndenberg in neun von zwölf untersuchten Proben knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze nachzuweisen war. Die Substanz wird hauptsächlich zu Reinigungszwecken eingesetzt und lässt sich möglicherweise aufgrund der im Bereich der mittleren Ruhr ansässigen gewerblichen Betriebe finden. Insgesamt kann festgestellt werden, dass alle UQN sicher eingehalten wurden.

Duftstoffe

Duftstoffe finden sich in vielen Alltagsprodukten wie Reinigungs- und Waschmitteln sowie Personal-Care-Produkten. Vertreter dieser Substanzgruppe sind Nitro- und Polyzyklische Moschus-Duftstoffe. Während die Nitro-Moschus-Verbindungen u. a. aus toxikologischen Gründen mittlerweile keine Verwendung mehr finden, werden die polyzyklischen Moschus-Duftstoffe, von denen **Galaxolide** (HHCB) und **Tonalide** (AHTN) einen Anteil von 95 % ausmachen, nach wie vor in großen Mengen eingesetzt [7.58, 7.59]. Die lipophilen und schwer abbaubaren Duftstoffe gelangen über das gereinigte kommunale Abwasser ins Oberflächenwasser, wobei sie aber im Allgemeinen zu etwa 80 bis 90 % durch Sorption mit dem Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt werden [7.60].

Polyzyklische Moschus-Duftstoffe werden vom Labor des Ruhrverbands seit Mitte der 1990er Jahre analysiert [7.61]. Der maximale Jahresmittelwert von HHCB, ermittelt an der Überwachungsstation Essen-Werden, betrug im Berichtsjahr 0,048 µg/l. AHTN erreichte die maximale Konzentration von 0,005 µg/l im Bereich der mittleren Ruhr. Die OW von 3,5 µg/l für Tonalide und 7 µg/l für Galaxolide wurden sicher unterschritten. Insgesamt waren die Gehalte vergleichbar mit Werten, die zu Beginn des 21. Jahrhunderts in der Ruhr gemessen wurden.

Seit Beginn des Jahres 2021 wird der Duftstoff OTNE, der auch als [1,2,3,4,5,6,7,8-Octahydro-2,3,8,8-tetramethylnaphthalin-2-yl]-ethan-1-on bezeichnet werden kann, routinemäßig durch das Kooperationslabor in Proben der Ruhr bestimmt. Die Substanz ist Hauptbestandteil der erfolgreichen Formulierung, die unter dem Namen Iso-E-Super vertrieben wird und deren Produktionsmenge die des Duftstoffs Galaxolide übersteigt. In Kläranlagen wird OTNE vor allem durch Sorption bis zu etwa

65 % zurückgehalten. Ähnlich wie den oben beschriebenen Duftstoffen wird OTNE Bioakkumulation zugeschrieben [7.62].

In der Ruhr war der Duftstoff bereits in deren oberem Abschnitt ab der Probenahmestelle unterhalb Meschede in praktisch jeder Probe oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l nachweisbar. Die höchste mittlere Konzentration im Jahr 2021 betrug 0,12 µg/l und konnte an der Stelle Kraftwerk Westhofen ermittelt werden. An der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen betrug im Jahr 2021 der Mittelwert der untersuchten 49 Proben 0,10 µg/l.

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)

In den letzten Jahren hat sich für die Gruppe der fluorierten Substanzen die Bezeichnung per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) durchgesetzt und damit die bisherige Bezeichnung perfluorierte Tenside (PFT) abgelöst. Verbindungen aus dieser Gruppe finden vor allem im Bereich der Oberflächenbeschichtungen und der Galvanikindustrie Anwendung. Ihre besonderen Eigenschaften, z. B. wasserabweisend zu sein, führte und führt dazu, dass diese in sehr vielen Bereichen des Alltags verwendet werden. Dadurch kommt es zu einem Eintrag in den Wasserkreislauf. Eine weitere problematische Eintragsquelle sind unter anderem kontaminierte Bodenflächen, z. B. durch Feuerlöschschaum belastete Übungsgelände oder Ackerflächen, auf denen PFAS-haltiges Material entsorgt wurde. In den letzten Jahrzehnten wurden durch verschiedenste Studien die Gefahren auch für die menschliche Gesundheit, die von Substanzen aus der Gruppe der PFAS ausgehen, untersucht und aufgezeigt. Unter anderem wurde aus dem Grund die Gruppe der PFAS in die im Jahr 2020 novellierte EU-Trinkwasserrichtlinie aufgenommen [7.63]. So darf die Summe an 20 benannten Einzelverbindungen, die im Hinblick auf Wasser als bedenklich für die menschliche Gesundheit eingestuft wurden, einen Wert von 0,1 µg/l nicht überschreiten. Ebenfalls im Jahr 2020 hat die EFSA ihre letzte Risikobewertung von 2018 erneut überarbeitet und eine neue, nochmals niedrigere TWI (tolerierbare wöchentliche Aufnahme) ermittelt. Diese bezieht sich nun auch nicht mehr nur auf die beiden Einzelverbindungen PFOA (Perfluorooctansäure) und PFOS (Perfluorooctansulfonsäure), sondern auf die Summe der vier Verbindungen PFOS, PFOA,

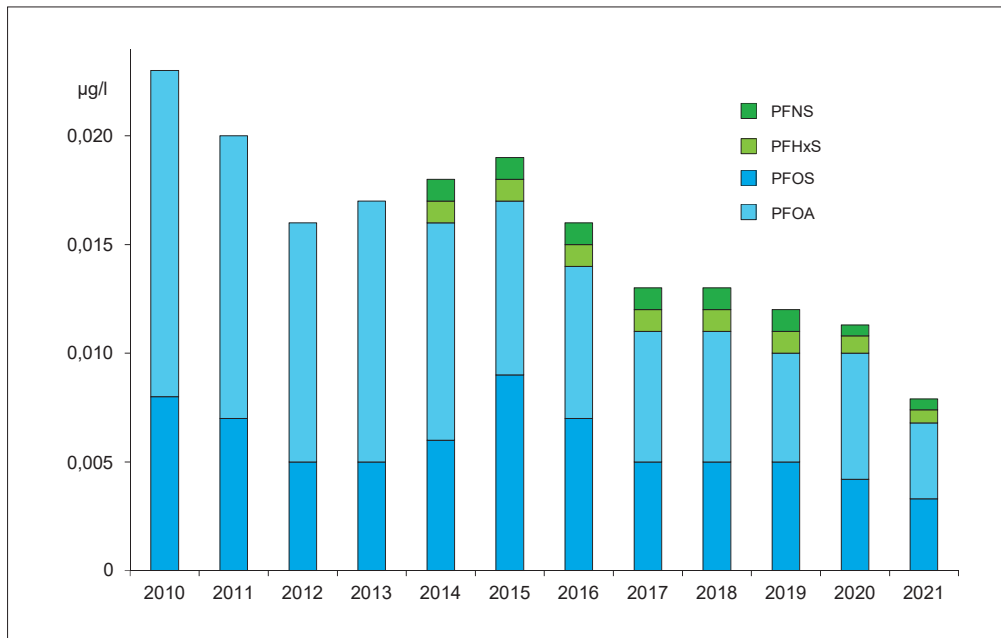


Bild 7.14: Entwicklung der mittleren Konzentrationen von PFNS, PFHxS, PFOS und PFOA in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen

Fig. 7.14: Development of mean concentrations of PFNS, PFHxS, PFOS and PFOA in the Ruhr at Essen-Rellinghausen

Perfluornonansäure (PFNA) sowie Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) und liegt bei 4,4 ng/kg Körpergewicht. Diese Risikobewertung wurde im Juni 2021 seitens des BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung) bestätigt [7.64].

Im Jahr 2021 setzte sich der abnehmende Trend der mittleren Konzentrationen an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen weiter fort (Bild 7.14). So betrug die Summe aus PFOS und PFOA dort nur noch 0,0068 µg/l anstelle von 0,010 µg/l im Jahr davor. Wenn gemäß der neuen EFSA-Einschätzung die Summe aus PFOS, PFOA, PFNA und PFHxS betrachtet wird, so ist festzuhalten, dass erstens für PFNA bisher keine Befunde oberhalb der jeweils geltenden Bestimmungsgrenze und zweitens für PFHxS erst nach der Absenkung der Bestimmungsgrenze auf 0,0005 µg/l regelmäßig Werte oberhalb dieser ermittelt wurden. Dementsprechend gering ist auch die Veränderung in der Summe, wenn die genannten vier statt der bisherigen zwei PFAS-Verbindungen betrachtet werden. Ein Abgleich der Messergebnisse mit der geltenden Anforderung der neuen EU-Trinkwasserrichtlinie bezüglich der Summe der 20 Einzelverbindungen kann derzeit noch nicht getroffen werden, da bisher nicht alle Substanzen im Kooperationslabor untersucht werden. Die in der OGewV genannte, sehr niedrige UQN von 0,00065 µg/l für PFOS konnte in der Ruhr nicht eingehalten werden.

Zusammenfassung

Ergänzend zu den zwölf Messstellen der monatlich durchgeführten Ruhrlängsuntersuchung wurden wöchentlich Wasserproben an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen auf mehr als 440 organische Substanzen untersucht, deren Auswahl sich u. a. an der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) und der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) orientiert

(Tabelle 7.1). Neben den darin enthaltenen Umweltqualitätsnormen (UQN) werden auch die für Trinkwasser geltenden gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) und Orientierungswerte (OW) als nicht gesetzlich geregelte Qualitätskriterien zur Beurteilung der Gewässergüte herangezogen (siehe Kapitel 2). Die während des außergewöhnlichen Hochwassers im Juli 2021 erhobenen Messdaten wurden bei der Erhebung der Durchschnittswerte nicht berücksichtigt.

- [7.58] Lange, C., Kuch, B., Metzger, J. W.: Occurrence and fate of synthetic musk fragrances in a small German river. In: *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 282, S. 34-40
- [7.59] Frister, T., Beutel, S.: Moschusduft und Patchouliöl. In: *Chemie in unserer Zeit*, 2015, 49, S. 294-301
- [7.60] Luo, Y., Guo, W., Ngo, H., H., Nghiem, L., D., Hai, F., I., Zhang, J., Liang, S., Wang, X., C.: A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. In: *Science of the Total Environment*, 2014, 473-474, S. 619-641
- [7.61] Eschke, H.-D., Traud, J., Dibowski, H.-J.: Untersuchungen zum Vorkommen polycyclischer Moschus-Duftstoffe in verschiedenen Umweltkompartimenten. In: *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 1994, 6, S. 183-189
- [7.62] Bester, K., Hüffmeyer, N., Schaub, E., Klasmeier, J.: Surface water concentrations of the fragrance compound OTNE in Germany – A comparison between data from measurements and models. In: *Chemosphere*, 2008, 73, S. 1366-1372
- [7.63] Richtlinie 2003/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Neufassung). In: *Amtsblatt der Europäischen Union*, 2020, L 435, S. 1 - 62
- [7.64] <https://www.bfr.bund.de/cm/343/pfas-in-lebensmitteln-bfr-bestaetigt-kritische-exposition-gegenueber-industriechemikalien.pdf>, Zugriff 13. Mai 2022

Tabelle 7.2: Ausgewählte Substanzen und deren Einhaltung der UQN, GOW und OW in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (Jahresmittelwert) im Jahr 2021

Table 7.2: Selected Substances and compliance with EQS, HOV and OV in the river Ruhr at Essen-Rellinghausen (annual mean value) in 2021

Stoffname	JD - UQN µg/l	JD - Ruhr µg/l	ZHK - UQN µg/l	HK - Ruhr µg/l	GOW µg/l	JD - Ruhr µg/l	OW µg/l	JD - Ruhr µg/l
1,2-Dichlorethan	10	< 0,1						
1-Chlor-2-nitrobenzol	10	< 0,02						
1-Chlor-4-nitrobenzol	30	< 0,02						
1H-Benzotriazol					3	0,81		
2,4-D	0,2	< 0,003	1	0,01				
Aclonifen	0,12	< 0,05	0,12	< 0,05				
Alachlor	0,3	< 0,01	0,7	< 0,01				
Amidotrizoessäure					1	0,20		
Anilin	0,8	0,061						
Anthracen	0,1	< 0,001	0,1	0,002				
Azithromycin					0,3	< 0,01		
Benzo[a]pyren	0,00017	0,002	0,27	0,009				
Benzo[b]fluoranthen			0,017	0,012				
Benzo[g,h,i]perylene			0,0082	0,006				
Benzo[k]fluoranthen			0,017	0,004				
Benzol	10	< 0,1	50	< 0,1				
Bifenox	0,012	< 0,01	0,04	< 0,01				
Bromacil	0,6	< 0,01						
Bromoxynil	0,5	< 0,01						
Candesartan					0,3	0,26		
Carbamazepin					0,3	0,051	0,5	0,051
Carbendazim	0,2	< 0,01						
Chlorbenzol	1	< 0,1						
Chlorfenvinphos	0,1	< 0,01	0,3	< 0,01				
Chloridazon	0,1	< 0,01			3	< 0,01		
Chlorpyrifos-ethyl	0,03	< 0,03	0,1	< 0,03				
Chlortoluron	0,4	< 0,01						
Clarithromycin							0,1	0,016
DEHP	1,3	< 0,1						
Dichlormethan	20	< 0,1						
Diclofenac					0,3	0,11	0,05	0,11
Diuron	0,2	< 0,01	1,8	0,02				
EDTA							240	2,3
Erythromycin							0,2	< 0,01
Flufenacet	0,04	< 0,025	0,2	< 0,025	1	< 0,025		
Fluoranthen	0,0063	0,004	0,12	0,014				
Gabapentin					1	0,36		
Galaxolide							7	0,046
g-PFOS	0,00065	0,0035	36	0,0073				
H4PFOS					0,1	0,0073		
Hexachlorbenzol			0,05	< 0,001				
Hexachlorbutadien			0,6	< 0,1				
Ibuprofen					1	0,012	0,01	0,012
Iopamidol					1	0,17		
Isoproturon	0,3	< 0,01	1	< 0,01				
MCPA	2	0,003						
Mecoprop	0,1	0,006						
Metazachlor	0,4	< 0,01						
Metformin					1	0,45		
Metolachlor	0,2	< 0,01						
Metoprolol							7,3	0,14
Naphthalin	2	< 0,005	130	0,031				
Nitrobenzol	0,1	< 0,01						
NTA							80	< 0,5
Oxipurinol					0,3	1,2		
Pentachlorphenol	0,8	< 0,05	1	< 0,05				
Phenanthren	0,5	0,005						
Propiconazol	1	< 0,01						
Sulfamethoxazol							0,6	0,05
TCPP					1	0,15		
Terbutryn	0,065	< 0,01	0,34	0,01				
Terbutylazin	0,5	< 0,01						
Tetrachlorethen	10	0,1						
Tetrachlorkohlenstoff	12	< 0,1						
Tonalide							3,5	0,004
Trichlorbenzole	0,4	< 0,3						
Trichlorethen	10	< 0,1						
Trichlormethan	2,5	< 0,1						
Triclosan	0,02	< 0,001	0,2	0,002				
Valsartansäure					0,3	0,19		

= UQN eingehalten
 = UQN, GOW bzw. OW nicht eingehalten

Nur in wenigen Ausnahmefällen überschritten die nachgewiesenen Pharmaka, Diagnostika oder deren Metaboliten die für sie betrachteten Grenzwerte (Tabelle 7.2). Die untersuchten Süßstoffe und die Komplexbildner EDTA und MGDA wurden wie in den Vorjahren regelmäßig in der Ruhr nachgewiesen. Der für EDTA existierende OW wurde dabei sicher eingehalten. Ebenfalls wurde erneut nur ein geringer Anteil der untersuchten Pflanzenschutzmittel und -metabolite im Betrachtungszeitraum oberhalb ihrer jeweiligen Bestimmungsgrenzen detektiert. TFA wurde aufgrund seines ubiquitären Vorkommens an allen Probenahmestellen nachgewiesen, unterschritt jedoch deutlich den existierenden Trinkwasserleitwert. PAK waren in niedrigen Konzentrationen, die in Ausnahmen die UQN überschritten, ebenfalls über den gesamten Verlauf der Ruhr nachweisbar ebenso wie das Korrosionsschutzmittel 1H-Benzotriazol, dessen GOW an allen Probenahmestellen sicher unterschritten wurde. Ebenfalls wurde die UQN für Anilin und die Nitrobenzole eingehalten. Zu den untersuchten endokrinen aktiven Substanzen gehörten u. a. die Bisphenole A und F, die Nonyl- und Octylphenole sowie die Steroidhormone und Phthalate, deren Grenzwerte, sofern vorhanden, eingehalten wurden. Dies trifft auch auf die analysierten Flammenschutzmittel und Weichmacher, die polybromierten Diphenylether, Hexabromcyclododecan, die kurzkettigen Chloralkane und die Organophosphate mit Ausnahme der polychlorierten Biphenyle zu. Für die ebenfalls in der Ruhr nachgewiesenen, vielseitig eingesetzten Benzothiazole liegen aktuell keine Qualitätskriterien vor, die zur Beurteilung der Wassergüte herangezogen werden können. Insgesamt wurden über 60 leichtflüchtige organische Verbindungen untersucht, welche die jeweilige UQN, sofern vorhanden, einhalten. Ebenso wurden die OW für die untersuchten polyzyklischen Moschus-Duftstoffe sicher unterschritten. Für die PFAS konnten bis auf die mit 0,00065 µg/l sehr niedrige UQN von PFOS ebenfalls alle Anforderungen sicher eingehalten werden. Eine zusammenfassende Übersicht über die Einhaltung der JD-UQN, ZHK-UQN, GOW und OW an der Messstelle Essen-Rellinghausen ist in Tabelle 7.2 gegeben.

8 Das Hochwasser im Juli 2021: Auswirkungen auf die Gewässerqualität, -ökologie und -morphologie

Die hydrologischen Ausmaße des außergewöhnlichen Hochwassers im Juli 2021 sind in Kapitel 1 dieses Ruhrgüteberichts dargestellt. In der Nachbetrachtung der Folgen dieses Ereignisses sind aus Sicht des Ruhrverbands neben den Schäden an wasserwirtschaftlichen Bauwerken und Anlagen auch die Auswirkungen des Hochwassers auf die Gewässer selbst zu erfassen und zu bewerten. Neben dem Rückblick auf kurzfristige Effekte steht dabei die Frage im Zentrum, in welchem Maße die Gewässerqualität, -ökologie und -morphologie durch das Hochwasser nachhaltig verändert oder beeinträchtigt wurden und welche Maßnahmen daraus abzuleiten sind.

Auswirkungen des Hochwassers auf die chemische Gewässergüte

Für die chemische Gewässergüte war durch das Hochwasser eher mit kurzfristigen Verschlechterungen zu rechnen, die aus dem Eintrag von Schadstoffen aufgrund von Überflutungen und Beschädigungen von Fahrzeugen, Gewerbe- und Industriestandorten und Infrastruktureinrichtungen resultieren. Hierunter ist auch der Eintrag ungereinigten Abwassers aus überlasteten Kanalsystemen und überfluteten Kläranlagen einzuordnen. Die Messergebnisse der Untersuchungen des Ruhrverbands für chemisch-physikalische Parameter sowie organische Spurenstoffe sind in Kapitel 3 und Kapitel 7 dieses Berichts ausführlich dargestellt und bewertet. Zusammenfassend ist festzuhalten, dass während des Hochwassers und kurz danach keine signifikanten Auswirkungen auf die chemische Güte festgestellt werden konnten. Zu diesem Ergebnis für Rhein und Ruhr kommt auch das LANUV NRW [8.1]. Dieses erfreuliche Ergebnis ist wesentlich auf die große Verdünnung mit Niederschlagswasser zurückzuführen, die einem kritischen Anstieg der Stoffkonzentrationen entgegengewirkt hat. Aber auch die schnelle Wiederinbetriebnahme beschädigter Kläranlagen und weiterer abwassertechnischer Infrastruktur (Pumpwerke, Niederschlagswasserbehandlungsanlagen) hat zum Schutz der Gewässergüte beigetragen. Auf die Schäden an abwassertechnischen Anlagen und die Wiederinbetriebnahme der betroffenen Kläranlagen wird im letzten Abschnitt dieses Kapitels genauer eingegangen.

Auswirkungen des Hochwassers auf die Gewässerökologie

Im Bereich der biologischen Gewässergüte sind die Auswirkungen des Hochwassers auf die verschiedenen Qualitätskomponenten unterschiedlich zu bewerten. Beim Makrozoobenthos (MZB) können grundsätzlich verschiedene Effekte in Folge eines Hochwassers auftreten. Als akuter Effekt ist die sogenannte „Katastrophendrift“ durch Sedimentumlagerung zu nennen. Diese Drift erfolgt passiv, d. h. die Organismen werden weggespült oder durch das sich bewegende Sediment, dem bevorzugten Lebensraum der meisten Makrozoobenthos-Arten, mechanisch geschädigt. Dabei können Verluste von bis zu 90 % der vorherigen Besiedlung auftreten. Als akute Folge kann zudem die sogenannte „Verhaltensdrift“ auftreten, d. h. Organismen verlassen aktiv ihren Lebensraum als Fluchtreaktion vor z. B. sich plötzlich ändernder Wasserqualität.

Mittelfristige Effekte können in erster Linie Änderungen in der Nahrungsverfügbarkeit für das MZB betreffen. Durch die Umlagerung von Steinen werden die Aufwuchsalgen, vor allem Diatomeen (Kieselalgen), abgerieben oder befinden sich auf der nicht für Licht zugänglichen Unterseite. Diese Algen sind aber die Nahrung für die hierauf spezialisierten phytophagen Weidegänger, zu denen Schnecken und viele Eintags- und Köcherfliegenarten gehören. Weiterhin können die zu den Zerkleinerern gehörenden MZB-Arten betroffen sein, da deren Nahrung - das Falllaub - ebenfalls verdriftet und ausgespült werden kann. Damit können in den Wochen nach einem Hochwasser die Dichten dieser Ernährungsgilden weiter zurückgehen, obwohl kein hydraulischer Stress oder ungünstige Wasserqualitätsbedingungen herrschen. Andererseits kann sich Hochwasser auch günstig auf das MZB auswirken, da hierdurch kolmatiierte Sedimentbereiche freigespült werden und damit freies Interstitial als neuer Lebensraum für das MZB geschaffen wird.

Im Ruhr-EZG konnte auf Basis der vorliegenden Daten kein negativer Einfluss des Juli-Hochwassers auf die MZB-Biozönose nachgewiesen werden. Allerdings wurde auch keine systematische Untersuchung des ökologischen Zustands in Form von Vorher-Nachher-Untersuchungen durchgeführt (Typ 5 Gewässer wurden bereits im Frühjahr 2021 vor dem Hochwasser untersucht, Typ 9 Gewässer zum Teil nach dem Hochwasser). Zusätzliche Untersuchungen des LANUV an Rhein und Ruhr im Nachgang zum Hochwasser haben gezeigt, dass an keiner der untersuchten Stellen ein Totalausfall der Makrozoobenthos-

[8.1] Furtmann, K., Lacombe, J., Schultze, A., Schwach, A und Selke, D.M.: Umweltmonitoring nach einem Hochwasserereignis: Fragestellungen und Konzepte. In Gewässerschutz Wasser Abwasser (GWA), Band 254, Digitale 55. Essener Tagung für Wasserwirtschaft, 9.3.- 11.3.2022, S: 10/1 – 10/6

Biozönose zu verzeichnen war und nur in Ausnahmefällen deutlich ausgedünnte Individuendichten auftraten [8.1]. Diese Ergebnisse legen nahe, dass nicht von einer nachhaltigen, flächendeckenden Schädigung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos durch das Hochwasser im Juli 2021 auszugehen ist. Zudem erfolgt aufgrund der kurzen Generationszeiten in der Regel die Wiederbesiedelung innerhalb weniger Wochen. Im Gegensatz dazu bedeutete für das Zooplankton in den Ruhrstauseen u. a. die Verdriftung durch das starke Hochwasserereignis einen nicht mehr aufzuholenden Einschnitt in der Populationsentwicklung (vgl. Kapitel 5).

Die Monitoring-Ergebnisse zu Makrophyten und Phytoplankton werden ebenfalls in Kapitel 5 dieses Berichts ausführlich dargestellt und diskutiert. Das Hochwasser hat mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten zu einer starken Verdriftung von Phytoplankton und Makrophyten, insbesondere aus den Ruhrstauseen geführt. Makrophyten wurden z. T. als ganze Pflanzen mitsamt ihren Wurzeln ausgerissen, teilweise wurden Fragmente verdriftet oder Pflanzen niedergedrückt und mit Sedimenten überlagert. In der Folge war im Sommer 2021 kein massenhaftes Vorkommen von *Elodea nuttallii* in den Ruhrstauseen zu verzeichnen.

Aufgrund der kurzen Expositionszeiten und der bei hohen Abflüssen unkritischen Konzentrationen ist eine Schadstoffbelastung von Fischen unwahrscheinlich. Selbst bei erhöhten Spurenstoffkonzentrationen, die meist nicht akut, sondern nur ggf. chronisch wirken können, ist von einer relevanten Schadstoffaufnahme und Belastung der Fische nicht auszugehen. Eigene Messerergebnisse hierzu liegen aber nicht vor.

Eine theoretisch mögliche Akkumulation von Schadstoffen im Zuge des Eintrags von Belebtschlamm aus Kläranlagen in die Gewässer und nachfolgender Integration in die Nahrungskette über sedimentfressende MZB-Arten ist weitgehend auszu-

schließen, da nur zwei Kläranlagen im Ruhreinzugsgebiet von einer vollständigen Überschwemmung und damit einem Schlammaustrag betroffen waren.

Ein weiterer Einfluss des Hochwassers auf die Fischfauna ist in der hydraulischen Belastung des Gewässergrunds zu vermuten, der zu flächiger Umlagerung der Substrate geführt hat (s. u.). Wie bereits beschrieben, kann dies positive ökologische Auswirkungen gehabt haben, indem die Kolmatierung der Sedimente reduziert und das Interstitial praktisch hydraulisch „freigepustet“ wurde. Hierdurch wäre das Interstitial als Lebensraum für das Makrozoobenthos sowie als Kinderstube und Laichhabitat für kieslaichende Fischarten aufgewertet worden. Da nicht von einer dauerhaften Reduzierung des Makrozoobenthos als „Fischnährtiere“ auszugehen ist, sollte ein Nahrungsmangel in Folge des Hochwassers in seinen Dimensionen sehr begrenzt gewesen sein und keine nachhaltigen Effekte auf die Fischzönosen gehabt haben. Auch zu dieser Qualitätskomponente liegen dem Ruhrverband allerdings keine ausreichenden Daten für eine detaillierte Vorher-Nachher-Betrachtung vor.

Dagegen sind die Auswirkungen des Hochwassers auf die Gewässerstruktur an vielen Stellen im Einzugsgebiet der Ruhr augenfällig: Fein- und Grobsedimente sind umgelagert, die Strukturen von Gewässersohlen, Uferbereichen und angrenzenden Landflächen stark verändert worden. Diese Effekte und daraus abzuleitende Maßnahmen werden nachfolgend vertieft dargestellt, ebenso die Auswirkungen des Hochwassers auf den Betrieb der Abwasserreinigung.

Auswirkungen des Hochwassers auf die Gewässerstruktur: Sedimentverlagerung und Dynamik von Renaturierungsbereichen

Hochwasserereignisse bewirken eine extreme Verlagerung von Fein- und Grobsedimenten. Dies ist ein natürlicher Vorgang, der aus hydromorphologischer Sicht durchaus positiv zu bewerten ist. Gleichzeitig können Sedimentverlagerungen an baulichen Anlagen aber zu großen Problemen führen. In Folge des Juli-Hochwassers sind hiervon beim Ruhrverband insbesondere die großen Stauanlagen entlang der unteren Ruhr betroffen. Diese Effekte werden nachfolgend exemplarisch anhand von Bildern und Vermessungsergebnissen dargestellt.

Sedimentablagerungen am Kemnader Stausee

Am Kemnader See wurden in den letzten Jahren hydrografische Vermessungen durchgeführt, da sich zunehmend das Thema des Umgangs mit den Sedimenten stellt, die in Teilen die wassergebundene Freizeitnutzung auf dem See beeinträchtigen. Die Vermessung, die nach dem Hochwasser im Januar 2022 durchgeführt wurde, hat einen Zuwachs an Sedimenten

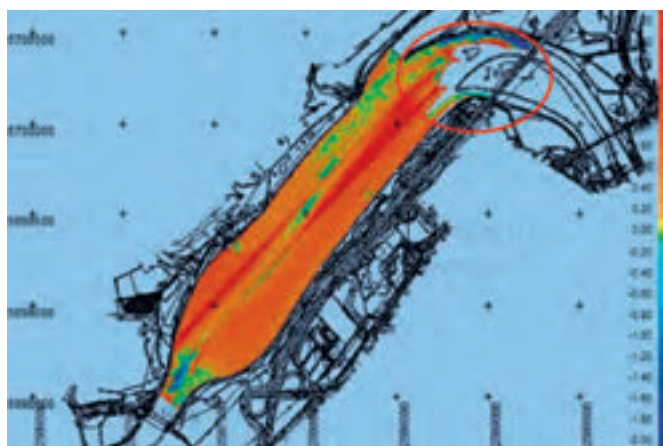


Bild 8.1: Ergebnis der hydrografischen Vermessung des Kemnader Sees mit der Vogelinsel

Fig. 8.1: Result of the hydrographic mapping of Lake Kemnade and the bird island



Bild 8.2: Vogelinsel im Zulaufbereich des Kemnader Stausees nach dem Hochwasser im Juli 2021
Fig. 8.2: Bird island in the inlet area of Lake Kemnade after the flood in July 2021

im Vergleich zur Vermessung im Jahr 2017 aufgezeigt. Die sogenannte Vogelinsel im Zulaufbereich verlandet immer mehr, da dieser Bereich, in dem sich die Fließgeschwindigkeit im Übergang von einem Fließ- zu einem Stillgewässer relativ abrupt reduziert, prädestiniert für Ablagerungen größeren Materials ist. Die Insel engt den Zuflussbereich ein und hat mittlerweile eine Fläche von rund 6.000 m² (zum Vergleich: gesamte Oberfläche Kemnader See: 1,25 km²) erreicht (Bilder 8.1 und 8.2). In Bild 8.1 ist dieser Bereich, in dem die Sedimente unter Wasser bereits einen so hohen Stand haben, dass eine hydrografische Vermessung nicht mehr erfolgen kann, rot markiert.

Die Entwicklung der Sedimentablagerungen wird durch den Ruhrverband weiterhin beobachtet, um rechtzeitig Maßnahmen zu ergreifen, falls die Ableitung von Hochwasserabflüssen in diesem Bereich nicht mehr gesichert erscheint.

Sedimentverlagerungen am Baldeneysee

Am Baldeneysee stellt sich die Sedimentsituation etwas anders dar. Erfreulicherweise hat sich in der Betrachtung zur letzten Untersuchung Ende des Jahres 2020 bei der vergleichenden Vermessung Anfang des Jahres 2022 gezeigt, dass etwa



Bild 8.3: Sedimentablagerungen unterhalb der Wehranlage Baldeneysee im Jahr 2020
Fig. 8.3: Sedimentation downstream of the Lake Baldeney weir in 2020



Bild 8.4: Sedimentablagerungen unterhalb der Wehranlage Baldeneysee im Jahr 2022
Fig. 8.4: Sedimentation downstream of the Lake Baldeney weir in 2022



Bild 8.5: Sedimentsituation nach dem Hochwasser im Juli 2021 an der Wehranlage Stiftsmühle
Fig. 8.5: Sediment situation after the floods in July 2021 at the weir Stiftsmühle

110.000 m³ weniger Sedimente im See enthalten sind. Das mag daran liegen, dass die Sedimente im Baldeneysee eine sehr feine Struktur aufweisen und durch ein Hochwasser wie im Jahr 2021 gut remobilisiert und weiter transportiert werden können. Ferner ermöglicht die Gestaltung der Wehranlage den Sedimenttransport ins Unterwasser, da die Wehrverschlüsse (Hubwalzen) im Hochwasserfall angehoben werden und sich eine untergrundnahe Durchströmung einstellt.

Im Unterwasser der Wehranlage wiederum haben sich Inseln gebildet, die sich sukzessive seit dem Jahr 2002 immer weiter ausgebreitet haben und nach dem Hochwasser im Juli 2021 nochmals einen größeren Zuwachs erhalten haben (s. Bilder 8.3 und 8.4). Hier findet das Wasser, nachdem es die Wehranlage passiert hat und seine Energie im Tosbecken abbauen konnte, wieder Ruhe und die gröberen Sedimente können sich ablagern. 8.000 bis 9.000 m³ Sedimente müssen hier beraumt werden, um die Inseln abzutragen, da diese insbesondere im Hochwasserfall bei einer weiteren Vergrößerung Abflusshindernisse darstellen.

Wehranlage Stiftsmühle

Eine Sedimententnahme ist an der Wehranlage nach dem Hochwasser im Juli 2021 erforderlich, da sich die Sedimente im Unterwasser der Stauhaltung bis an die Wehranlage angelagert haben (Bild 8.5). Dies führt dazu, dass sich durch Inbetriebnahme der Klappen im Bereich der Wehrfelder 1 und 2 zusätzliche Schäden am Stahlwasserbau, an den Antriebssträngen und insbesondere am Korrosionsschutz ergeben können (die Klappen würden beim Legen auf die Sedimente drücken). Ein ordnungsgemäßer Betrieb ist in diesem Zustand nicht möglich. Hinzu kommt, dass durch die Anlagerung ungünstige Abflussverhältnisse beispielsweise durch einen Rückstau im Oberwasser entstehen könnten. Insgesamt werden hier rund 7.000 m³ Sedimente zu beraumen sein.

Beispiel für die Veränderung eines renaturierten Gewässerabschnitts

Neben den immensen Schäden an Häusern, Straßen und Infrastruktureinrichtungen brachte das Hochwasserereignis im Juli 2021 aus hydromorphologischer Sicht an naturnahen Gewässerabschnitten im Ruhreinzugsgebiet auch positive Veränderungen mit sich. Natürliche Fließgewässer sind dynamische Lebensräume: Variierende Abflüsse sind maßgeblich an der Gestaltung der Strukturen im Gewässer, aber auch am Ufer und in der Aue beteiligt. Infolge erhöhter Abflussmengen werden Uferstrukturen beeinflusst und Geschiebe lagert sich innerhalb des Flussbettes um. Extremes Hochwasser verändert die Landschaft, bricht Ufer am Prallhang ab, spült Kolke (wassergefüllte Vertiefungen am Ufer oder der Gewässersohle) aus, schüttet Kies-, Sand- und Schlamm-bänke auf, verlagert Flüsse und lässt neue Altwässer entstehen. Die Sediment- und Abflussdynamik bestimmt somit maßgeblich die Morphologie von Fließgewässern sowie deren ökologische Funktionsfähigkeit. Ohne die prägende Strömungsdynamik, wie beispielsweise an begradigten Fließgewässerstrecken mit Sohl- und Uferbefestigungen, bleiben Erosion und Umlagerung von Sediment aus und typische Pionierlebensräume verschwinden.

Die unterschiedlich stark ausgeprägten Effekte des Juli-Hochwassers auf die Gewässermorphologie im Ruhreinzugsgebiet lassen sich beispielhaft an einem Teilabschnitt der Ruhr unterhalb und oberhalb der Möhнемündung verdeutlichen. Im Mai 2021 und im März 2022 hat der Ruhrverband Querprofile für hydraulische Berechnungen im Rahmen des Projekts „EKlima“ (vgl. Kapitel 10) für diesen Ruhrabschnitt aufgenommen. Der direkte Vergleich der Messergebnisse verdeutlicht die räumliche Veränderung des Gewässerbetts und die dynamische Entwicklung infolge von erhöhten Abflussereignissen, insbesondere dem Hochwasser im Juli 2021. Exemplarisch werden die Ergebnisse der beiden Querschnitte bei Ruhrkilometer 136,7 und 138,5 detailliert betrachtet (Bild 8.6).

Im Bild 8.7 sind die Ergebnisse für die Kilometrierung 138,5 gegenübergestellt. Das Profil befindet sich in einem renaturierten Gewässerabschnitt, in dem das Gewässer entfesselt wurde, sodass es sich frei entwickeln kann. Erkennbar ist eine Veränderung der Querschnittsfläche (Verlandung des rechten Flussbetts) sowie eine damit einhergehende Verlagerung des gesamten Geschwindigkeitsprofils. Die gewünschte Eigendynamik hat sich in diesem Bereich schadlos abspielen können.

Deutlich weniger Veränderungen in der Gewässermorphologie zeigen sich für den Gewässerabschnitt bei Fließkilometer 136,7 (vgl. Bild 8.8). Die Ruhr ist an dieser Stelle stark anthropogen beeinflusst (begradigt und beidseitig befestigt), wodurch eine naturnahe Entwicklung nicht stattfinden kann. Das

Querprofil hat sich trotz des Hochwasserereignisses kaum verändert. Gleiches gilt – bei vergleichbaren Abflussverhältnissen – für die gemessenen Fließgeschwindigkeiten.

Auswirkungen auf den Betrieb der Abwasserreinigung

Auch für die Abwasserreinigung hatte das außergewöhnliche Hochwasser teils schwerwiegende Folgen. Durch Überflutungen und Stromausfälle war ein Regelbetrieb ab dem Nachmittag des 14. Juli 2021 auf mehreren Kläranlagen nicht mehr möglich. Die meisten Kläranlagen konnten den Regelbetrieb allerdings schon am nächsten Tag wieder aufnehmen. Besonders stark betroffen waren die Kläranlagen Hemer und Rahmedetal. Die Kläranlage Hemer wurde komplett überflutet und große Teile der maschinen- und elektrotechnischen Ausrüstung einschließ-

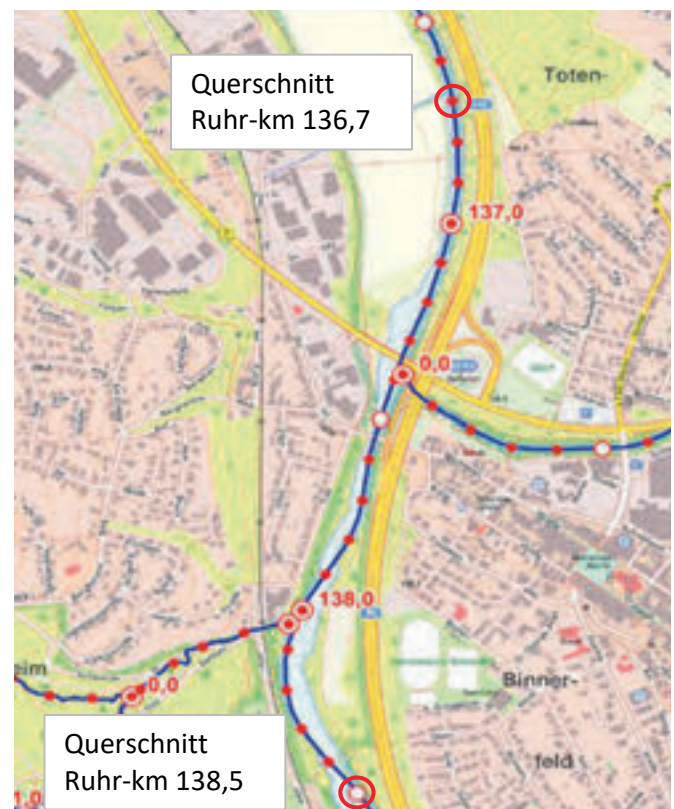


Bild 8.6: Lage der beiden ausgewählten Querschnitte im Längsverlauf der Ruhr
Fig. 8.6: Location of the two selected cross-sections in the course of the Ruhr

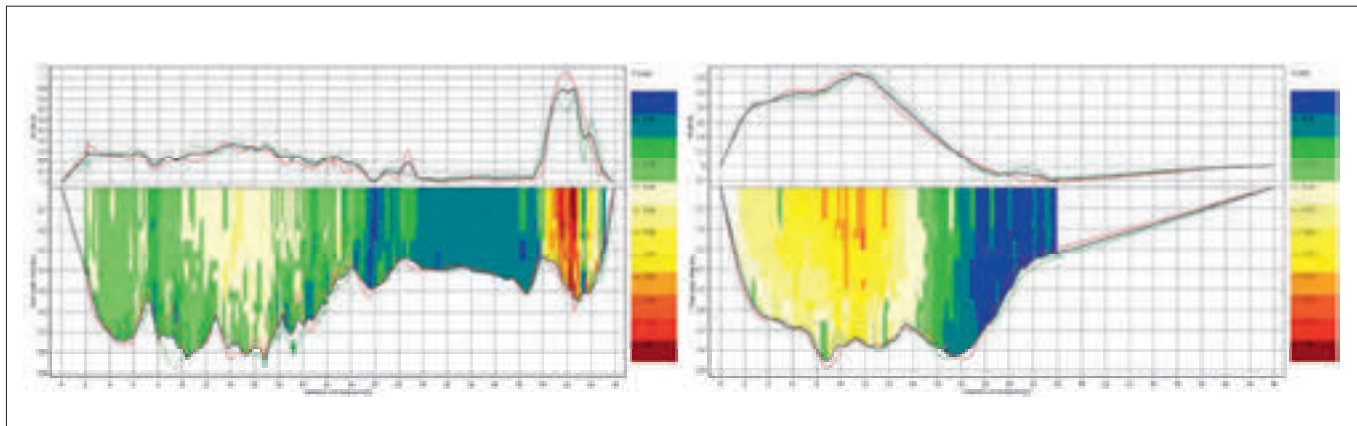


Bild 8.7: Gegenüberstellung der Querprofile eines renaturierten Gewässerabschnitts an km 138,5 von Mai 2021 (links) und März 2022 (rechts)
 Fig. 8.7: Comparison of cross profiles of a renatured water section at kilometer 138.5 from May 2021 (left) and March 2022 (right)

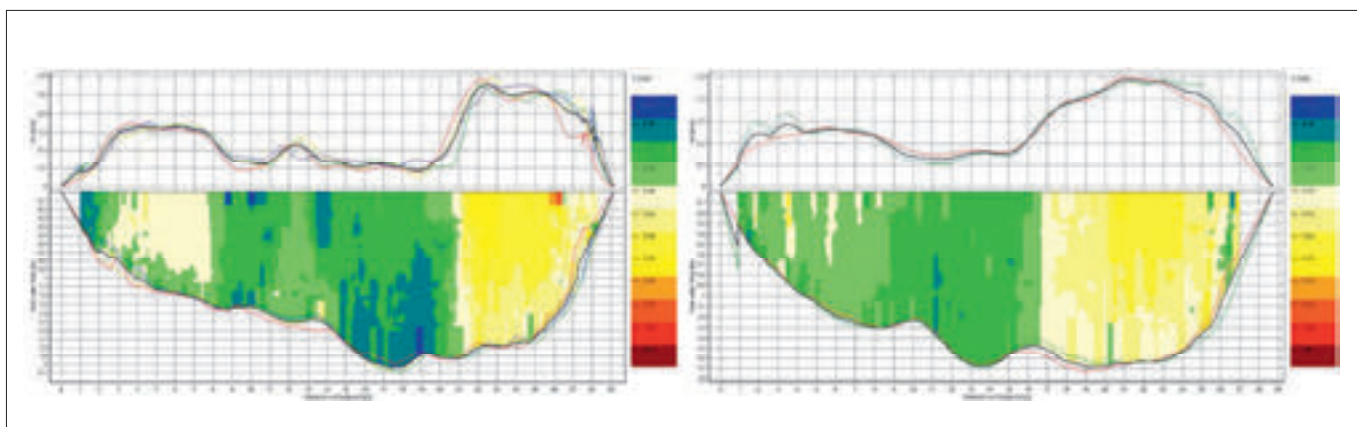


Bild 8.8: Gegenüberstellung der Querprofile eines begradigten und befestigten Gewässerabschnitts an km 136,7 von Mai 2021 (links) und März 2022 (rechts)
 Fig. 8.8: Comparison of cross profiles of a rectified and reinforced water section at kilometer 136.7 from May 2021 (left) and March 2022 (right)

lich der Messtechnik wurden zerstört. Bereits nach einer Woche und Einrichtung von Provisorien konnte ein stabiler Betrieb gewährleistet werden. Auf der Kläranlage Rahmedetal führte das Hochwasser zu einer kompletten Überflutung und einem Stromausfall (Bild 8.9). Auch hier konnten nach nur einer Woche alle Verfahrensstufen zumindest provisorisch wieder in Betrieb gehen. Dank guter Organisation und engagierte Einsatz der beteiligten MitarbeiterInnen wurden auf keiner Kläranlage die Überwachungswerte überschritten. Dabei muss aber auch berücksichtigt werden, dass aufgrund hoher Verdünnung infolge von Starkregen und Überflutungen kein Abwasser in gewohnter Zusammensetzung zu den Kläranlagen geleitet wurde.

Betroffen war auch die Schlammmentsorgung. Die Wirbelschichtfeuerungsanlage in Werdohl-Elverlingsen war für zehn Tage aufgrund verschütteter Zufahrtsstraßen nicht erreichbar. 3.000 t Klärschlamm der Ruhrverbands-Kläranlagen wurden kurzfristig zu externen Entsorgungsstellen abgegeben.

Weitere nachgelagerte Effekte machten sich später bemerkbar. So wurde ein erhöhter Anfall an Rechengut, Sandfanggut und Klärschlamm festgestellt, der durch ungewollte Einträge in die Kanalisation verursacht wurde. Messbar war auch eine Erhöhung des anorganischen Anteils im Klärschlamm.



Bild 8.9: Kläranlage Rahmedetal, Überflutung Nachklärbecken/Regenüberlaufbecken am 14.07.2021 gegen 17.30 Uhr
 Fig. 8.9: Rahmedetal sewage treatment plant, flooding of the secondary sedimentation tank/detention basin on July 14, 2021 at 5:30 p.m.

Der Gesamtumfang der durch dieses außergewöhnliche Hochwasser verursachten Schäden beläuft sich für den Ruhrverband auf 14,2 Mio. €. Auf die Abwasserbehandlungsanlagen entfallen davon 6,4 Mio. €. Es wurde ein Antrag auf Förderung des Aufwandes für die Schadensbehebung im Rahmen der Förderrichtlinie Wiederaufbau Nordrhein-Westfalen gestellt und bewilligt.

9 Untersuchungen zur Emissions- und Immissionssituation im Einzugsgebiet der Möhne

Untersuchungen zur Erfassung und Bewertung der Gewässerqualität der Ruhr werden seit vielen Jahren vor allem in Form der Ruhr längsuntersuchungen und der zeitlich dichten Untersuchungen bei Essen-Rellinghausen durchgeführt (vgl. Kapitel 3). Neben der Ruhr selbst sind aber auch ihre Nebengewässer von Interesse. So erfolgte beispielsweise im Jahr 2014 eine intensive Untersuchung der Lenne nach dem Modell der Ruhr längsuntersuchung [9.1]. Neben diffusen Einträgen stellen Emissionen aus der Siedlungsentwässerung eine wichtige Einflussgröße für den chemischen aber auch den ökologischen Zustand der aufnehmenden Gewässer dar. Bei den Stoffeinträgen handelt es sich sowohl um die typischen die Trophie und die Saprobie der Gewässer belastenden Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen als auch um eine Vielzahl organischer Spurenstoffe, welche sich möglicherweise konzentrationsabhängig auf die Gewässerbiozönose auswirken können. Über die Spurenstoffbelastung im Ablauf der Verbandskläranlagen wurde im Ruhrgütebericht bereits in der Vergangenheit berichtet [9.2].

Um detailliertere und gewässerabschnittsspezifische Informationen über die Emissions- und Immissionssituation zu erhalten, eignen sich vor allem kombinierte Untersuchungen von Kläranlagenzu- und -ablauf sowie im Gewässer oberhalb und unterhalb der jeweiligen Kläranlageneinleitung. Solche Untersuchungen ermöglichen Aussagen über die Herkunft von Spuren- und Nährstoffen und deren Bedeutung für den chemischen Gewässerzustand sowie für eventuelle Auswirkungen auf die ökologische Situation im Gewässer. Darüber hinaus bilden sie die Basis für Stoffflussmodellierungen, welche wiederum als Instrument der Maßnahmenauswahl in der Wirtschaftsplanung dienen [9.3]. Im Zusammenhang mit der Verlängerung der wasserrechtlichen Einleitungserlaubnisse von Kläranlagen stellen diese Messprogramme zudem eine wichtige Bewertungshilfe für die gezielte Ableitung von Ablaufanforderungen an die Kläranlageneinleitungen dar (u. a. Vorgaben für Jahresbetriebsmittelwerte als Bestandteil von Einleitungserlaubnissen). Gleichzeitige Emissions- und Immissionsuntersuchungen wurden bereits als Bestandteil der integralen Entwässerungsplanung z. B. in den Jahren 2014 und 2015 in den Einzugsgebieten der Kläranlagen Iserlohn-Baarbachtal und

[9.1] Ruhrverband: Ergebnisse der Lennelängsuntersuchungen. In: Ruhrgütebericht 2014, Essen, S. 96-105
 [9.2] Ruhrverband: Mikroverunreinigungen im Ablauf kommunaler Kläranlagen. In: Ruhrgütebericht 2011, Essen, S. 92-99
 [9.3] Ruhrverband: Stoffflussanalyse und -modellierung von Ruhr und Lenne. In: Ruhrgütebericht 2016, Essen, S. 105-108

Rahmedetal durchgeführt. Mit der Hönne-Längsuntersuchung 2017/2018 wurde erstmals ein ganzes Gewässereinzugsgebiet mit insgesamt vier Kläranlagen betrachtet [9.4]. Es folgten die Volme-Längsuntersuchung 2019 mit den sechs zugehörigen Kläranlagen [9.5] und die Untersuchung der Unteren Lenne mit den neun im Einzugsgebiet liegenden Kläranlagen im Jahr 2020 [9.6]. Im Jahr 2021 wurde nun als ein weiteres Gewässersystem die Planungseinheit Möhne systematisch untersucht. Das einjährige physikalisch-chemische Untersuchungsprogramm umfasste achtzehn Probenahmestellen im Gewässer oberhalb und unterhalb der Kläranlageneinleitungen sowie die Zu- und Abläufe der sechs im Einzugsgebiet liegenden Kläranlagen Brilon, Brilon-Scharfenberg, Rüthen, Warstein, Warstein-Belecke und Möhnesee-Völlinghausen.

Untersuchungsprogramm

Die 65,1 km lange Möhne entspringt südlich der Stadt Brilon und fließt als Hunderbecke zunächst verrohrt bzw. als künstliches Fließgerinne. Nach Aufnahme der biologisch gereinigten Abwässer der Kläranlage Brilon weist diese dann ein fast naturnahes Erscheinungsbild auf und nimmt in der Folge die Aa und den Goldbach auf. Die Oberläufe der Möhne versickern je nach Abflussverhältnissen über weite Teile des Jahres im Bereich oberhalb des Osterhofes in das trinkwassergenutzte

Grundwasser (Massenkalk). Dadurch ist der Goldbach in diesen Zeiten das Hauptquellwasser der Möhne. Bis zur Mündung der Bermecke, über welche die biologisch gereinigten Abwässer der Kläranlage Brilon-Scharfenberg zugeleitet werden, verläuft die Fließstrecke überwiegend durch Weide- und Ackerland. Von hier an fließt sie über weite Strecken durch reines Waldgebiet und nimmt im weiteren Verlauf die Biber sowie die Küttelbecke und mit dieser die gereinigten Abwässer der Kläranlage Rüthen auf. Auf der nachfolgenden Fließstrecke bis zur Möhnetalsperre, die auf der einen Flusseite durch Acker- bzw. Weideland und auf der anderen durch den forstwirtschaftlich genutzten Arnsberger Wald geprägt wird, münden als größere Gewässer Silberbach, Glenne, Große Dümecke und Wester mit den gereinigten Abwässern der Kläranlage Warstein. Zudem gelangen die Abläufe der Kläranlagen Warstein-Belecke und Möhnesee-Völlinghausen auf diesem Gewässerabschnitt direkt in die Möhne. Unterhalb der Möhnetalsperre durchfließt die Möhne bis zur Mündung in die Ruhr den Enser See und nimmt die Große Aupke auf. Das gesamte oberirdische Einzugsgebiet der Möhne (A_{Eo}) beträgt 468,6 km² und das bei der Möhne-Längsuntersuchung berücksichtigte Einzugsgebiet bis zum Zulauf in die Möhnetalsperre 295,6 km² [9.7]. Die Nutzungenflächen des Gesamteinzugsgebiets der Möhne und des Einzugsgebiets bis zur Möhnetalsperre sind in der Tabelle 9.1 dargestellt [9.8, 9.9]. Ausgewählte relevante Kenndaten der

Tabelle 9.1: Landnutzung im Einzugsgebiet der Möhne
Table 9.1: Usage of land in the Möhne catchment area

Gewässername	Möhne		Möhne	
	bis Zulauf Talsperre		bis Mündung	
Gewässerkennzahl				
AEO [km²]	295,57		468,58	
Landnutzung	AEO [km²]	Anteile [%]	AEO [km²]	Anteile [%]
Abbauflächen	1,11	0,38	1,11	0,24
Baustellen	0,00	0,00	0,00	0,00
Durchgängig städtische Prägung	0,29	0,10	0,29	0,06
Industrie- und Gewerbeflächen	1,39	0,47	1,88	0,40
Komplexe Parzellenstrukturen	25,50	8,63	29,80	6,36
Landwirtschaftliche Nutzung und natürliche Bodenbedeckung	4,74	1,6	5,63	1,2
Laubwälder	42,69	14,4	83,41	17,8
Mischwälder	34,40	11,6	63,38	13,5
Nadelwälder	68,60	23,2	117,98	25,2
Natürliches Grünland	0,00	0,0	0,00	0,0
Nicht bewässertes Ackerland	60,36	20,4	89,41	19,1
Nicht durchgängig städtische Prägung	16,17	5,47	22,50	4,80
Sport- und Freizeitanlagen	0,00	0,0	0,00	0,0
Städtische Grünflächen	0,00	0,0	0,00	0,0
Wald-Strauch-Übergangsstadien	0,00	0,0	0,00	0,0
Wasserflächen	0,00	0,00	9,77	2,08
Wiesen und Weiden	40,32	13,64	43,41	9,26
Gesamtfläche	295,57	100,00	468,58	100,00

Tabelle 9.2: Ausgewählte Kenndaten der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Möhne
 Table 9.2: Selected characteristics of the sewage treatment plants in the Möhne catchment area

Kläranlage	Ein- heit	Brilon	Brilon- Scharfen- berg	Rüthen	Warstein	Warstein- Belecke	Möhnesee- Völling- hausen
Gewässer		Hunderbecke	Bermecke	Küttelbecke	Wester	Möhne	Möhne
Einzugsgebiet	ha	1.167					
Ausbaugröße	E	24.000	1.800	9.625	45.200	12.100	13.500
Einwohner 2020	E	15.081	1.276	6.868	11.687	8.705	8.617
Abwasseranfall 2021	Mio. m³/a	2,742	0,383	0,967	3,073	2,281	1,690
Jahresschmutzwasser- menge 2021	Mio. m³/a	1,585	0,300	0,559	2,493	1,614	1,406
spez. Schmutzwasseranfall 2021	l/(E·d)	277	644	218	453	461	446
Trockenwetterzufluss (Q _t) 2021	l/s	50,3	9,5	17,7	79,1	51,2	44,6
Maximaler Zufluss berechnet (Q _{max})	l/s	275	28	176	389	272	161
NWBA (RV-eigen) / RRB	n	1 RÜB, 3 SK / 2 RRB	1 RÜB, 1 SK	4 RÜB / 1 RRB	2 RÜB, 1 SK / 2 RRB	2 RÜB, 10 SK / 2 RRB	2 RÜB, 4 SK
NWBA (RV-eigen) / RRB - Volumen	m³	8.738 / 17.200	706	2.892 / 5.000	6.080 / 14.500	5.799 / 4.600	1.278
Industrieabwasser 2020	m³/a	60.833	0	12.867	559.554	148.886	0
Anteil Industrieabwasser am Abwasseranfall	%	2,2	0	1,3	18,2	6,5	0
Betriebe gesamt / Anhang 40	n	4 / 1	0	2 / 0	1 / 0	4 / 1	0
CSB - Überwachungswert	mg/l	40	40	60	70	90	90
CSB - Niedrigerklärer Wert	mg/l	32	25	40	40	27	25
TIN - Überwachungswert	mg/l	15	15	35	15	18	18
TIN - Niedrigerklärer Wert	mg/l		8		10	14	
NH ₄ -N - Betriebsmittelwert	mg/l	0,7	1,0/0,8 (geplant)		0,7	0,4 (geplant)	0,4 (geplant)
P _{ges.} - Überwachungswert	mg/l	1,5	1,0	1,0	1,0	2,0	2,0
P _{ges.} - Niedrigerklärer Wert	mg/l	0,5	0,6	0,5	0,4	0,5	0,6
P _{ges.} - Betriebsmittelwert	mg/l	0,5	0,6/0,4 (geplant)		0,4	0,4 (geplant)	0,4 (geplant)

sechs untersuchten Kläranlagen sind in Tabelle 9.2 zusammengefasst.

Die Lage der Probenahmestellen ist in Bild 9.1 dargestellt. Zwölf Probenahmestellen liegen dabei jeweils oberhalb und unterhalb der Kläranlagen Brilon, Brilon-Scharfenberg, Rüthen, Warstein, Warstein-Belecke und Möhnesee-Völlinghausen. Zudem wurden aus der Möhne oberhalb und unterhalb der Einmündungen von Bermecke, Küttelbecke und Wester Proben entnommen. Weiterhin wurden jeweils datumsgleich zu den entsprechenden Probenahmestellen im Gewässer die Zuläufe

- [9.4] Ruhrverband: Untersuchungen zur Emissions- und Immissionssituation im Einzugsgebiet der Hönne. In: Ruhrgütebericht 2018, Essen, S. 109-116
- [9.5] Ruhrverband: Untersuchungen zur Emissions- und Immissionssituation im Einzugsgebiet der Volme. In: Ruhrgütebericht 2019, Essen, S. 117-127
- [9.6] Ruhrverband: Untersuchungen zur Emissions- und Immissionssituation im Einzugsgebiet der Unteren Lenne. In: Ruhrgütebericht 2020, Essen, S. 109-124
- [9.7] Teileinzugsgebiete der Gewässer: Gewässerstationierungskarte des Landes Nordrhein-Westfalen (GSK3C, Auflage 30.11.2010)
- [9.8] https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/pe-stb_2016-2021_ruhr_final.pdf, 25.04.2022
- [9.9] Landnutzungsdaten: Bodenbedeckung (CORINE) Land Cover 2000

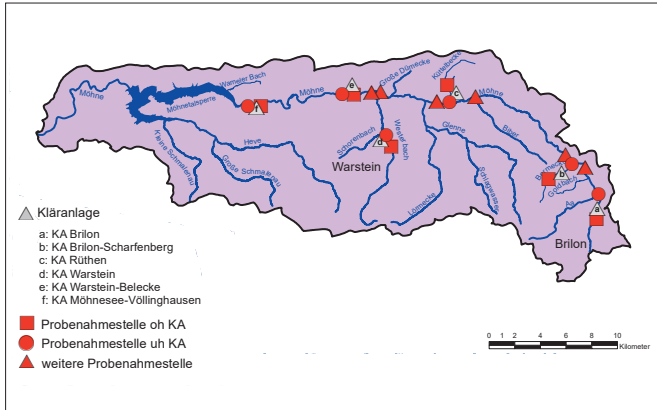


Bild 9.1: Längsuntersuchung der Möhne – Lage der Probenahmestellen
Fig. 9.1: Examinations along the Möhne – location of sampling points

und Abläufe der sechs Kläranlagen als 24-Stunden-Mischproben beprobt. Auf der Kläranlage Brilon wurden im März 2021 die Schönungsteiche 2 und 3 außer Betrieb genommen und dort mit den Arbeiten zur Kläranlagenerweiterung (PAK-Reaktor und Tuchfiltration) begonnen. Entsprechend änderte sich die Probenahmestelle vom Ablauf Schönungsteich zum Ablauf Nachklärung. Die Untersuchungen fanden sechsmal in der Zeit von Januar bis Oktober 2021 in einem Abstand von sechs bis neun Wochen statt. Aus logistischen Gründen wurden die Probenahmen einer Kampagne an jeweils drei aufeinanderfolgenden Tagen durchgeführt.

Das physikalisch-chemische Monitoringprogramm umfasste die in Tabelle 9.3 aufgeführten Parametergruppen. Bei den in der Tabelle genannten Leitparametern handelt es sich um zwischen Ruhrverband und der Bezirksregierung Arnsberg abgestimmte Kenngrößen zur Zustandsbewertung von Gewässerabschnitten und zur gezielten Ableitung von Ablaufanforderungen für Kläranlageneinleitungen. Diese stehen im Vordergrund der folgenden Betrachtungen.

Die Befunde im Gewässer werden in erster Linie anhand der Umweltqualitätsnormen (UQN) der Anlagen 6 (flussgebiets-spezifische Schadstoffe) und 8 (prioritäre Stoffe) sowie der Werte der Anlage 7 (allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten) der Oberflächengewässerverordnung [9.10] und ergänzend dazu nach den gesetzlich nicht verbindlichen Orientierungswerten des Leitfadens „Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW, Anlage D4 [9.11], bewertet (vgl. Kapitel 2). Für Ammoniak-Stickstoff wird als weiteres Bewertungskriterium eine aktuell in Diskussion befindliche, aber noch nicht verbindliche zulässige Höchstkonzentration betrachtet [9.12]. Um den entsprechenden Einfluss auf die Gewässergüte besser zu erkennen, wurden die in den Kläranlagenabläufen ermittelten Werte ebenfalls mit diesen Anforderungen verglichen. Zudem wurden die Ablaufkonzentrationen gemäß den in den wasserrechtlichen Bescheiden festgelegten Überwachungswerten, den nach Abwasserabgabengesetz niedrigerklärten Werten und den Zahlenwerten der von Ruhrverband und Bezirksregierung Arnsberg vereinbarten Jahresbetriebsmittelwerte, die sich aus der jeweiligen Leistungsfähigkeit der Kläranlagen über eine statistische Betrachtung

Tabelle 9.3: Längsuntersuchung der Möhne – Parametergruppen und Leitparameter des Monitoringprogramms

Table 9.3: Examinations along the Möhne – groups of parameters and guiding parameters of the monitoring programme

Parametergruppe	Anzahl Parameter	Leitparameter
Basiskonnengrößen	15	W-Temperatur, O ₂ , pH-Wert, TOC, CSB
Nährstoffe	8	P ges., o-PO ₄ -P, NH ₄ -N, NO ₂ -N, NO ₃ -N
Anionen	4	Chlorid, Sulfat
Metalle	44	Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Zink
Komplexbildner	7	EDTA, MGDA
Perfluorierte Verbindungen	14	
Korrosionsschutzmittel	3	1H-Benzotriazol
PAK	16	
Pestizide und ihre Metabolite	103	Terbutryn
Süßstoffe	4	Acesulfam, Sucralose
Antibiotika	25	Clarithromycin
Arzneimittelwirkstoffe und ihre Metabolite	82	Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sulfamethoxazol, Metformin, Guanylarnstoff
Röntgenkontrastmittel	6	Amidotrizoesäure, Iopamidol, Iopromid
Moschus-Verbindungen	3	
Alkylphenole	7	
Flammschutzmittel	11	
sonstige organische Verbindungen	77	

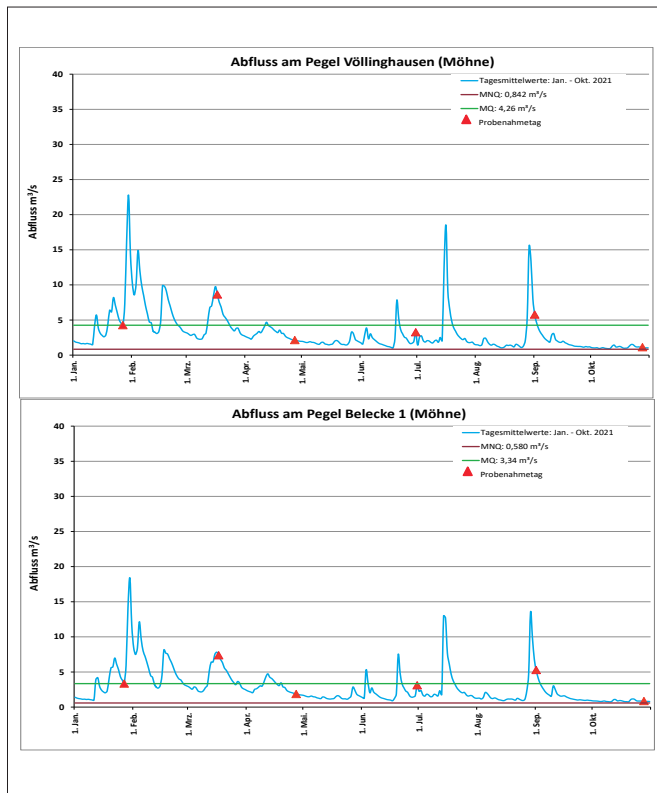


Bild 9.2: Längsuntersuchung der Möhne – Pegeldata 1. Januar bis 31. Oktober 2021

Fig. 9.2: Examinations along the Möhne – water level data from January 1 to October 31, 2021

der Ablaufkonzentrationen ergeben, bewertet. Bei Frachtrechnungen wurden gemäß den Vorgaben der Oberflächengewässerverordnung Konzentrationswerte unterhalb der Bestimmungsgrenze mit der halben Bestimmungsgrenze einbezogen. Die Reinigungsleistungen der Kläranlagen wurden aus den mittleren Zu- und Abflussfrachten berechnet. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Probenahmen nicht zeitkorrespondierend erfolgten.

Hydrologische Situation

Zur Bewertung der Abflüsse wurden der vom Ruhrverband betriebene, oberhalb der Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen gelegene Pegel „Völlinghausen“ (Möhne-km 24,40) und der vom LANUV betriebene, zwischen der Mündung der Wester in die Möhne und der Kläranlage Warstein-Belecke gelegene Pegel „Belecke 1“ (Möhne-km 35,31) herangezogen (Bild 9.2).

Die Probenahmen im Januar und März fanden nach zwei bzw. vier vorangegangenen Regentagen statt. Die Abflüsse an beiden Pegeln lagen an den drei Probenahmetagen im Januar bei abnehmenden Abflüssen im Bereich der mittleren Abflüsse (MQ) von 4,26 bzw. 3,34 m³/s. Während der Probenahmen im März wurden an beiden Pegeln Abflussspitzen mit Abflüssen

um den doppelten MQ festgestellt. In den genannten Probenahmezeiträumen wurden auf den Kläranlagen für das Verhältnis von Abwassermenge am Untersuchungstag zu mittlerer Schmutzwassermenge (Q/Q_t) im Januar Werte bis 3,0 (Kläranlagen Brilon und Warstein-Belecke) und im März bis 4,6 (Kläranlage Brilon) festgestellt.

Die Untersuchungen Ende April wurden in einer mehrtägigen Trockenwetterperiode durchgeführt, wobei die Abflüsse an beiden Pegeln etwa beim halben MQ und somit noch deutlich über dem jeweiligen mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) von 0,84 bzw. 0,54 m³/s lagen. Die Hunderbecke war unterhalb der Kläranlage Brilon am Probenahmetag trocken, so dass keine Probenahme möglich war. Das Q/Q_t -Verhältnis in den Kläranlagenzuläufen betrug maximal 1,4.

Im Juni fanden die Probenahmen nach mehreren Trockenwettertagen, aber teilweise unter Niederschlagseinfluss statt, wobei sich in den Kläranlagenzuläufen Q/Q_t -Verhältnisse bis 2,2 (Kläranlage Rüthen) ergaben. Die Abflüsse an den beiden Pegeln lagen an den beiden ersten Tagen in etwa beim halben MQ und am dritten Probenahmetag im Bereich des MQ. Die Hunderbecke war sowohl oberhalb als auch unterhalb der Kläranlageneinleitung trocken, so dass an diesen Stellen keine Proben entnommen werden konnten.

Im August erfolgten die Untersuchungen bei allenfalls geringen Niederschlägen. Die an diesen Tagen vor allem auf den Kläranlagen Brilon und Brilon-Scharfenberg mit 3,2 bzw. 2,5 festgestellten Q/Q_t -Verhältnisse sind durch den Nachlauf der vorangegangenen etwa fünf niederschlagsreichen Tage zu erklären. Entsprechend war an den beiden Pegeln eine abklingende Abflussspitze zu beobachten, so dass die Abflüsse am ersten Probenahmetag etwa dem dreifachen MQ entsprachen und bis zum dritten Probenahmetag auf den ca. 1,5-fachen MQ sanken. Die Probenahmen im Oktober fanden in einer mehrtägigen Trockenwetterphase statt. Der Bachlauf der Hunderbecke oberhalb und unterhalb der Kläranlage Brilon war am Probenahmetag ohne Wasser, so dass an diesen Stellen erneut keine Probenahme möglich war. Die Abflüsse an den Pegeln lagen an allen drei Tagen leicht über dem MNQ und das Q/Q_t -Verhältnis in den Kläranlagenzuläufen bei maximal 0,7.

[9.10] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktions-sicherheit: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV), 20. Juli 2016

[9.11] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft Natur- und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.): Monitoringleitfaden Oberflächengewässer Anlage D4. Düsseldorf. Zugriff 25 April 2022: <https://www.flussgebiete.nrw.de/monitoringleitfaden-oberflaechengewasser-anlage-d4-7724>

[9.12] Ergebnisprotokoll vom 09.09.2020 zur dritten Sitzung der Unterarbeitsgruppe Wassergüte des Projektes „Niedrigwasser-management Ruhr“ am 25.08.2020 beim Ruhrverband

Zulaufbeschaffenheit und Reinigungsleistung der Kläranlagen

Zulaufbeschaffenheit

Während der sechs Probenahmen der Möhne-Längsuntersuchung 2021 lag die Zulaufbelastung der sechs Kläranlagen durch die organischen Summenparameter sowie die Nährstoffe jeweils im Schwankungsbereich der in den vorangegangenen drei Jahren durchgeführten Routineuntersuchungen. Im Vergleich zu diesem Zeitraum waren die mittleren Konzentrationen bezogen auf die abfiltrierbaren Stoffe, CSB, BSB₅ und Phosphor im Zulauf der Kläranlagen Brilon, Brilon-Scharfenberg und Möhnesee-Völlinghausen insgesamt unterdurchschnittlich und bildeten in etwa die 20- bis 40-Perzentile ab. Auf den drei anderen Kläranlagen Rüthen, Warstein und Warstein-Belecke war das Konzentrationsniveau mit mittleren Gehalten im Bereich der 40- bis 80-Perzentile dagegen höher. Die Betrachtung der mittleren Zulaufmengen ergab im Vergleich zu den drei Vorjahren für alle sechs Kläranlagen insgesamt überdurchschnittliche Werte etwa im Bereich der 60- bis 90-Perzentile. Die Schwermetallbelastung war während der sechs Probenahmen unauffällig.

Mit Blick auf die mit der Bezirksregierung vereinbarten Leitparameter ergaben sowohl die Medikamentenrückstände als auch die Röntgenkontrastmittel und die künstlichen Süßstoffe das zu erwartende breite Spektrum hinsichtlich Positivbefunden und Belastungshöhe, wobei sich die mittleren Konzentrationen und einwohnerspezifischen Frachten im üblichen Bereich der Ruhrverbandskläranlagen befanden. Für die Pflanzenschutzmittel wurden mit wenigen Ausnahmen, wie etwa bei Cypermethrin, Terbutryn, MCPA oder Mecoprop, Werte unterhalb der Bestimmungsgrenzen gemessen. Positivbefunde wurden aber in allen Kläranlagenzuläufen beim Herbizid Glyphosat und dessen Metaboliten AMPA festgestellt. Industriell-gewerblich verursacht wurden im Zulauf der Kläranlage Brilon im Ruhrverbandsvergleich weit überdurchschnittliche Gehalte für die Industriechemikalie Melamin festgestellt, deren Hauptanwendung in der Produktion von Melamin-Formaldehyd-Harzen liegt. Im Zulauf der Kläranlage Brilon-Scharfenberg wurden erwartungsgemäß Belastungen durch die perfluorierten Tenside PFOA und PFOS gemessen, welche durch Fremdwasser aus der hinlänglich bekannten Altlastenfläche, auf der PFT-belastete Industrieschlämme illegal als „Bodenverbesserer“ eingesetzt worden waren, verursacht werden. Auf der Kläranlage Warstein wurden wiederum erhöhte Gehalte des in Industrie und Gewerbe in Bodenreinigungsmitteln eingesetzten Tris(butoxyethyl)phosphat festgestellt.

Reinigungsleistung der Kläranlagen

Mit Ausnahme der Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen ergab sich für die Untersuchungstage ein hoher Rückhalt der abfiltrierbaren Stoffe. Auf der Kläranlage Brilon-Scharfenberg waren im Vergleich zum Vorjahr die Reinigungsleistungen für CSB, Stickstoff gesamt und Phosphor niedriger. Während der

Abbau von Stickstoffverbindungen auf der Kläranlage Brilon höher als im Jahr 2020 war, lag er auf der Kläranlage Rüthen niedriger. Auf der Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen wurde im Vergleich zum Vorjahr ein geringerer Rückhalt für Phosphor festgestellt. Darüber hinaus lagen die Reinigungsleistungen für die organischen Summenparameter und die Nährstoffe im üblichen Rahmen.

Die Rückhalteleistungen für Schwermetalle fielen erwartungsgemäß unterschiedlich aus und lagen beispielsweise bei Kupfer deutlich höher als bei Nickel. Für das filtrierte Nickel ergeben sich noch geringere Retentionsraten. Für die Schwankungsbreiten der Retentionsraten zwischen den untersuchten Kläranlagen ist neben der Zulaufbelastung auch die Bindungsform des jeweiligen Metalls verantwortlich.

Für die Diagnostika sind wegen ihrer charakteristischen Applikation die Reinigungsleistungen vor allem bei nicht zeitkorrespondierend entnommenen Proben nur bedingt auswertbar. Die Retentionsleistungen für die einzelnen Arzneimittelrückstände fielen sehr unterschiedlich aus. Während Carbamazepin praktisch gar nicht und Diclofenac zu weniger als der Hälfte aus dem Abwasser entfernt wurden, wurde das biologisch gut abbaubare Ibuprofen im Verlauf des Reinigungsprozesses nahezu vollständig eliminiert. Vergleichbar hohe Retentionsleistungen ergaben sich auch für Metformin. Bei dessen Abbau bildet sich als ein Hauptmetabolit Guanylharnstoff, so dass für diesen die Ablauffracht deutlich über der Zulaufbelastung lag. Aufgrund der unterschiedlichen biologischen Abbaubarkeit der künstlichen Süßstoffe ergab sich für die kaum abbaubare Sucralose eine niedrige Reinigungsleistung, während Acesulfam im Mittel zu drei Vierteln aus dem Abwasser entfernt wurde. Bei den Industriechemikalien konnte für das polare Melamin auf der Kläranlage Brilon kein Rückhalt festgestellt werden. Im Gegensatz dazu wurde Tris(butoxyethyl)phosphat auf der Kläranlage Warstein fast vollständig aus dem Abwasser entfernt.

Untersuchungsergebnisse im Fließverlauf

In Tabelle 9.4 sind für ausgewählte Kenngrößen die mittleren Konzentrationen in den Kläranlagenabläufen und an den Gewässerprobenahmestellen sowie deren Einhaltung der jeweiligen UQN bzw. des jeweiligen Orientierungswertes dargestellt.

Einzugsgebiet der Kläranlage Brilon

Probenahmestelle Möhne oberhalb Kläranlage Brilon (Möhne-km 61,4)

Die erste Probenahmestelle liegt 100 m oberhalb der Kläranlage Brilon. Im Juni und Oktober war dieser Gewässerabschnitt trockengefallen, so dass keine Probenahme möglich war. An den vier anderen Untersuchungstagen hielten die Nährstoffe Ammonium-Stickstoff und Phosphor sowie ortho-Phosphat-Phosphor den sehr guten Zustand ein. Auch der Orientierungs-

wert für Ammoniak-Stickstoff wurde unterschritten. Lediglich für die Metalle Kupfer, Zink und Cadmium kam es zu Überschreitungen der Orientierungswerte bzw. der UQN. Die Konzentrationen der weiteren Leitparameter lagen überwiegend im Bereich der Bestimmungsgrenzen und deutlich unter den jeweiligen Qualitätszielen. Gleiches gilt für die weiteren untersuchten organischen Spurenstoffe.

Kläranlage Brilon – Ablauf Nachklärung (Möhne-km 61,3)

Sowohl die in den Genehmigungsbescheiden vorgegebenen Überwachungswerte als auch die niedrigerklärten Werte wurden für CSB, den anorganischen Stickstoff (kein niedrigerklärter Wert) und den Gesamt-Phosphor auch von den Maximalwerten unterschritten. Die Zahlenwerte der vereinbarten Betriebsmittelwerte (Jahresmittelwerte) wurden beim Phosphor durchgehend und beim Ammonium-Stickstoff mit einer Ausnahme im März in der Einzelprobe bei einem sehr hohen Abfluss eingehalten. Die Schwermetallgehalte lagen auf niedrigem Niveau und ausnahmslos mit deutlichem Abstand unter den Vorgaben des Genehmigungsbescheids. Hinsichtlich der Leitparameter waren im Ablauf Konzentrationen an Kupfer, Zink, Acesulfam, Amidotrizoesäure, Diclofenac, Metformin und Clarithromycin über den für Gewässer geltenden und nicht verbindlichen Orientierungswerten vorhanden. Bei den Pflanzenschutzmitteln wurden Überschreitungen der Qualitätsziele bei Cypermethrin, Fenpropomorph und Imidacloprid festgestellt. Erwähnenswert ist die im Vergleich zu anderen Kläranlagenabläufen sehr hohe Belastung durch Melamin.

Probenahmestelle Möhne unterhalb Kläranlage Brilon (Möhne-km 60,1)

Die Probenahmestelle liegt 1,2 km unterhalb der Kläranlage Brilon noch oberhalb des nächsten Zuflusses, der Aa. Probenahmen waren an dieser Stelle wegen der bereits beschriebenen Versickerungsprozesse im April, Juni und Oktober nicht möglich. Gemäß Oberflächengewässerverordnung sind bei weniger als vier Messwerten zur Bewertung die maximalen Konzentrationen zu verwenden. Zur besseren Vergleichbarkeit mit den anderen Probenahmestellen wurden aber zusätzlich für die Leitparameter die Mittelwerte betrachtet. Das Gewässer wird an dieser Stelle im Wesentlichen aus dem Kläranlagenablauf gespeist. Trotz überwiegender Einhaltung der Betriebsmittelwerte auf der Kläranlage Brilon wurde für die Parameter Ammonium-Stickstoff sowie Phosphor gesamt und ortho-Phosphat-Phosphor sowohl für die Maximalwerte als auch die mittleren Konzentrationen eine Verschlechterung der Bewertung im Vergleich zur oberhalb gelegenen Stelle festgestellt. Die Ammoniak-Stickstoffkonzentration lag im März über dem Orientierungswert. Wie bereits im Oberlauf wurden für Kupfer und Zink sowie entsprechend der Kläranlagenablaufbelastung für die Leitparameter, Acesulfam, Amidotrizoesäure, Diclo-

fenac, Metformin und Clarithromycin und das Pflanzenschutzmittel Cypermethrin die Qualitätsziele überschritten. Auch die im Kläranlagenablauf festzustellende hohe Melaminbelastung fand sich an der Gewässerprobenahmestelle wieder, so dass der Parameter mit „mäßig“ bewertet wurde. Im Vergleich zum vorangegangenen Probenahmepunkt hat sich die Bewertung für Cadmium verbessert.

Einzugsgebiet der Kläranlage Brilon-Scharfenberg

Probenahmestelle Möhne oberhalb Bermeckemündung (Möhne-km 57,6)

Die Probenahmestelle liegt in Wülfte knapp 1,5 km oberhalb des Zuflusses der Bermecke. Auf der etwa 2,5 km langen Fließstrecke von der vorangegangenen Probenahmestelle fließen die Aa und der Goldbach zu, welcher wesentlich zum Abfluss im Oberlauf der Möhne beiträgt. Durch die hieraus resultierenden Verdünnungseffekte nahmen die Konzentrationen für die kläranlagenrelevanten Parameter erwartungsgemäß ab, so dass die Nährstoffe wieder eine gute Bewertung erfuhren und lediglich im März deren Orientierungswerte überschritten wurden. Für die Parameter Zink, Acesulfam, Amidotrizoesäure, Diclofenac und Metformin erfolgte weiterhin eine mäßige Bewertung. Für die Mehrheit der untersuchten Spurenstoffe, vor allem die aus der Gruppe der Pflanzenschutzmittel, lagen die Konzentrationen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze. Die Konzentration des PSM-Metaboliten Metazachlor ESA lag im Mittel allerdings über dem Orientierungswert. Die an der vorangegangenen Probenahmestelle festgestellten hohen Melaminkonzentrationen lagen in der Möhne bei Wülfte wieder deutlich unter dem Qualitätsziel.

Probenahmestelle Bermecke oberhalb Kläranlage Brilon-Scharfenberg (Bermecke-km 1,3)

Die Probenahmestelle liegt in der 4,6 km langen Bermecke 300 m oberhalb der Kläranlage Brilon-Scharfenberg. Zwischen der Messstelle und der Kläranlage sind keine Einleitungen vorhanden. Die Nährstoffe Ammonium-Stickstoff, Phosphor gesamt sowie ortho-Phosphat-Phosphor hielten bei den Untersuchungen durchgehend und Ammoniak-Stickstoff mit Ausnahme einer Überschreitung im Juni den guten bzw. sehr guten Zustand ein. Lediglich für die Metalle Kupfer, Zink und Cadmium kam es zu Überschreitungen der Qualitätsziele. Auf Grund der Einflüsse der bekannten PFT-Altlastenfläche wurden hohe Konzentrationen an Perfluorooctansäure und Perfluorooctansulfonsäure festgestellt. Der PSM-Metabolit Metazachlor-ESA wurde mit „mäßig“ bewertet. Die Konzentrationen der weiteren Leitparameter lagen aber überwiegend im Bereich der Bestimmungsgrenzen und deutlich unter den jeweiligen Qualitätszielen.

Tabelle 9.4: Längsuntersuchung der Möhne – mittlere Konzentrationen
Table 9.4: Examinations along the Möhne – mean concentrations

		Möhne	Brilon	Möhne	Möhne	Möhne	Bermecke	Brilon-Scharfenberg	Bermecke	Möhne	Möhne	Küttelbecke	Rüthen	Küttelbecke	Möhne
		oh KA Brilon	Ablauf	uh KA Brilon	unterhalb KA Brilon	oh Bermecke	oh KA B.-Scharfenberg	Ablauf	uh KA B.-Scharfenberg	uh Bermecke	oh Küttelbecke	oh KA Rüthen	Ablauf	uh KA Rüthen	uh Küttelbecke
		7		7	7	7	5		5	5	5	7		7	5
Parameter	Einheit	MW	MW	MW	Max		MW	MW		MW	MW	MW	MW	MW	MW
Abfluss	m³/s		9652					1232					2893		
Wassertemperatur Winter	°C	3,8	5,7	5	6,3	4,2	4,4	5,4	4,6	4,3	3	4,3	7,7	4,8	3,3
Wassertemperatur Sommer	°C	11	14	15	14,7	9,8	10	14	11	11	11	11	13	12	12
Sauerstoff	mg/l	12		11	11,8	11	11		11	11	11	11		10	12
pH-Wert					7,9										
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	430	670	550	849	410	310	520	350	340	250	590	850	640	310
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	2,2	3,8	13	29	10	8,3	2,3	9,8	8,1	8,8	8,1	8,5	10	9
TOC	mg/l	2,4	5,9	4,2	4,7	2,6	3,2	5,9	4	4,2	7,7	3,6	5,8	4,7	7,4
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0,025	0,53	0,3	0,8	0,088	0,043	0,57	0,11	0,093	0,073	0,035	0,51	0,082	0,05
Ammoniak-N (Berechnung)	µg/l	0,7	2,4	1,4	3,5	0,99	0,51	13	1,1	1,0	0,47	0,57	2	0,61	0,39
Nitrat-Stickstoff	mg/l	1,6	7,3	5,8	7,5	4,2	3,1	4,8	3,3	3,5	2,9	4,2	18	11	3,8
Nitrit-Stickstoff	mg/l	0,011	0,077	0,07	0,16	0,017	<0,01	0,13	0,027	0,018	<0,01	<0,01	0,16	0,038	0,014
Phosphor	mg/l	<0,02	0,38	0,36	0,47	0,07	0,034	0,33	0,10	0,067	0,04	0,10	0,23	0,16	0,056
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0,007		0,27	0,27	0,034	0,011	0,28	0,053	0,029	0,011	0,028	<0,2	0,022	0,01
Chlorid	mg/l	37	110	76	130	18	25	77	35	22	17	42	140	71	25
Sulfat	mg/l	22	27	21	30	19	22	31	23	19	18	29	37	32	20
Blei	µg/l	2,0	<1	10	20	7,2	1,5	<1	1,5	6,8	4,6	0,77	<1	0,78	3,8
Blei (filtriert) ⁴	µg/l	0,4	<1	0,59	0,82	0,55	0,1	<1	0,12	1,1	1,3	0,11	<1	0,11	1,1
Cadmium	µg/l	0,24	<0,05	0,18	0,28	0,21	0,4	0,089	0,33	0,21	0,22	0,048	<0,05	0,047	0,19
Cadmium (filtriert) ³	µg/l	0,21	<0,05	0,085	0,099	0,12	0,31	0,07	0,22	0,14	0,15	0,034	<0,05	0,032	0,12
Kupfer ³	µg/l	1,7	5,2	4	5,3	0,96	1,3	6,4	2,2	1,6	1,5	1,9	11	4,5	2
Kupfer (filtriert)	µg/l	1,3	5,2	2,8	3,4	0,8	1,3	5,1	1,8	1,3	1,5	1,2	9,2	4,3	2
Nickel	µg/l	0,76	2,1	1,8	2,5	1,4	3,1	<2	2,7	2,5	5,6	3	4,5	4	5,3
Nickel (filtriert) ⁴	µg/l	0,65	2,8	1,2	1,3	0,74	2	<2	1,8	2	5	2,6	4,7	3,7	5,2
Zink ⁵	µg/l	40	40	46	88	26	8,2	22	9,5	14	16	8,1	39	16	18
Zink (filtriert)	µg/l		38	43	55	20	6,7	20	8,7	12	16	5,5	36	18	13
Acesulfam	µg/l	0,01	2,0	2,8	3,8	0,28	0,018	2,9	0,52	0,28	0,091	0,026	16	5,2	0,7
Amidotrizoensäure	µg/l	<0,05	3,2	1	1,7	0,11	<0,05	1	0,3	0,1	<0,05	<0,05	1,6	0,73	0,11
Iopamidol	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Iopromid	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	2,3	1,4	0,12
Carbamazepin	µg/l	<0,01	0,37	0,15	0,21	0,016	<0,01	0,052	0,011	<0,01	<0,01	0,012	0,4	0,17	0,023
Diclofenac	µg/l	<0,01	1,4	0,78	0,99	0,067	<0,01	0,45	0,089	0,056	0,019	<0,01	1,3	0,54	0,083
Guanylylurea	µg/l	<0,3	26	11	15	0,76	<0,3	28	4	1,3	0,33	<0,3	46	19	2,7
Metformin	µg/l	<0,03	1,3	1,9	2,4	0,19	0,063	1,6	0,71	0,33	0,13	0,072	32	13	1,3
Metoprolol	µg/l	<0,01	0,53	0,27	0,37	0,023	<0,01	0,29	0,053	0,025	<0,01	<0,01	0,64	0,27	0,04
Clarithromycin	µg/l	<0,01	0,19	0,14	0,19	0,014	<0,01	0,013	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,21	0,11	0,012
Sulfamethoxazol	µg/l	<0,01	0,26	0,19	0,35	0,014	<0,01	0,14	0,03	0,016	<0,01	<0,01	0,049	0,015	<0,01
Terbutryn	µg/l	<0,01	0,013	<0,01	0,015	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,015	<0,01	<0,01
EDTA	µg/l	<0,5	7,2	6,9	8,6	0,78	<0,5	<2,5	<0,5	0,65	<0,5	<0,5	3,3	2,2	<0,5
MGDA	µg/l	<0,5	27	6,4	12	0,66	<0,5	13	0,54	0,65	<0,5	<0,5	44	11	1,3
Perfluorooctansäure	ng/l	0,5	<5	2,3	3	1,3	160	240	150	57	23	320	12	220	50
Perfluorooctansulfonsäure	ng/l	<0,5	<5	2,9	3,5	0,97	120	160	110	41	13	71	<5	52	16
1H-Benzotriazol	µg/l	<0,01	3,1	2	2,3	0,16	<0,01	1,4	0,28	0,16	0,057	<0,01	2,9	1	0,19
Melamin	µg/l	<0,5	43	36	74	1,5	<0,5	0,75	<0,5	0,78	<0,5	<0,5	1	<0,5	<0,5

OGewV Anlage 6 und 7
Leitfaden NRW (Anl. D4)

sehr gut
gut
mäßig

OGewV Anlage 8

gut
nicht gut
nicht bewertet

Kläranlage Brilon-Scharfenberg – Ablauf Schöningsteich (Bermecke-km 1,0)

Die im wasserrechtlichen Genehmigungsbescheid festgelegten Überwachungswerte und auch die niedrigerklärten Werte wurden für alle Parameter auch von den Maximalwerten sicher unterschritten. Die Zahlenwerte der aktuellen Betriebsmittelwerte (Jahresmittelwerte) wurden für Phosphor durchgehend und für Ammonium-Stickstoff mit Ausnahme einer geringen Überschreitung im April in der Einzelprobe eingehalten. Auch die ab dem Jahr 2022 abgestimmten niedrigeren Betriebsmittelwerte wurden im Mittel eingehalten und jeweils nur zweimal zahlenmäßig überschritten. Überschreitungen der nicht verbindlichen gewässerbezogenen Orientierungswerte wurden bei den Leitparametern Kupfer, Zink, Acesulfam, Amidotrizoensäure, Diclofenac und Metformin festgestellt. Bei den Pflan-

zenschuttmitteln wurden Überschreitungen der Qualitätsziele bei Cypermethrin und Imidacloprid festgestellt. Erwähnenswert ist die altlastenbedingte, gegenüber anderen Kläranlagenabläufen überdurchschnittliche Belastung durch die perfluorierten Tenside Perfluorooctansäure und Perfluorooctansulfonsäure.

Probenahmestelle Bermecke unterhalb Kläranlage Brilon-Scharfenberg (Bermecke-km 0,2)

Zwischen der Messstelle kurz vor der Einmündung der Bermecke in die Möhne und der 800 m darüber liegenden Kläranlage kommt es zu keinen weiteren Zuflüssen. Die an dieser Probenahmestelle festgestellten Überschreitungen sind im Wesentlichen auf die Kläranlagenemission zurückzuführen. Dies gilt insbesondere für die Konzentrationen der Leitparameter Acesulfam, Amidotrizoensäure, Diclofenac und Metformin,

Tabelle 9.4: Längsuntersuchung der Möhne – mittlere Konzentrationen
Table 9.4: Examinations along the Möhne – mean concentrations

		Möhne	Wester	Warstein	Wester	Möhne	Möhne	Warstein- Belecke	Möhne	Möhne	Möhne- Völlinghausen	Möhne
		oh Wester	oh KA Warstein	Ablauf	uh KA Warstein	uh Wester	oh KA W.- Belecke	Ablauf	uh KA W.- Belecke	oh KA M.- Völlinghausen	Ablauf	uh KA M.- Völlinghausen
		9	7		7	9	9		9	9		9
Parameter	Einheit	MW	MW	MW	MW	MW	MW	MW	MW	MW	MW	MW
Abfluss	m³/s			9357				7300			6118	
Wassertemperatur Winter	°C	3,6	8,2	11	8,3	4,2	4,4	8,1	4,4	4,6	7,7	4,4
Wassertemperatur Sommer	°C	12	14	10	14	13	13	14	13	13	14	13
Sauerstoff	mg/l	11	10		10	11	11		11	11		11
pH-Wert												
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	260	720	1400	790	440	450	1200	470	470	750	480
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	15	3,6	23	4,2	13	8,4	3,4	7,4	11	3	6
TOC	mg/l	8	2,6	7	2,7	5,6	5	5,4	5,2	4,6	5,8	5,3
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0,052	0,013	0,29	0,032	0,028	0,038	0,26	0,033	0,035	0,22	0,03
Ammoniak-N (Berechnung)	µg/l	0,64	0,27	3,6	0,99	0,62	0,98	<1,9	0,65	0,93	1,2	0,71
Nitrat-Stickstoff	mg/l	3	3,5	4	3,5	3,2	3,3	7,7	3,5	3,5	12	3,7
Nitrit-Stickstoff	mg/l	0,011	<0,01	0,092	0,01	<0,01	<0,01	0,09	0,011	<0,01	0,19	0,016
Phosphor	mg/l	0,054	0,021	0,26	0,038	0,053	0,039	0,34	0,051	0,058	0,39	0,067
Orthophosphat-Phosphor	mg/l	0,0069	0,0031	<0,2	0,0078	0,0069	0,0068	0,24	0,012	0,012	0,28	0,018
Chlorid	mg/l	18	100	240	110	50	50	200	55	53	100	55
Sulfat	mg/l	20	26	33	27	22	23	49	24	25	42	25
Blei	µg/l	5,2	0,46	<1	0,39	4,0	2,1	<1	2,0	2,3	<1	2,2
Blei (filtriert) ⁴	µg/l	0,97	<0,1	<1	<0,1	0,93	0,47	<1	0,43	0,61	<1	0,4
Cadmium	µg/l	0,31	0,18	<0,05	0,16	0,27	0,22	0,15	0,21	0,22	<0,05	0,2
Cadmium (filtriert) ³	µg/l	0,16	0,15	<0,05	0,13	0,16	0,14	0,14	0,14	0,09	<0,05	0,1
Kupfer ²	µg/l	2	0,87	<2	0,78	1,6	1,8	2,8	1,9	1,8	2,6	1,8
Kupfer (filtriert)	µg/l	1,9	0,63	<2	0,63	1,8	1,4	2,1	1,4	1,5	2,5	1,4
Nickel	µg/l	6,5	2,8	2,3	2,6	6	5,2	2,6	5,1	5,3	2,5	5,2
Nickel (filtriert) ⁴	µg/l	5,2	2,4	2,3	2,4	4,7	4,4	2,4	4,4	4	2,4	4,3
Zink ⁵	µg/l	20	41	9,8	36	22	20	17	22	18	13	18
Zink (filtriert)	µg/l	13	41	9,6	36	22	16	21	17	11	13	13
Acesulfam	µg/l	0,28	0,057	0,44	0,075	0,18	0,2	1,4	0,26	0,28	5	0,42
Amidotrizoesäure	µg/l	0,062	<0,05	3,4	0,29	0,13	0,12	0,68	0,13	0,17	0,52	0,18
Iopamidol	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Iopromid	µg/l	<0,05	<0,05	0,098	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,073	<0,05
Carbamazepin	µg/l	<0,01	<0,01	0,24	0,022	0,012	0,013	0,28	0,022	0,023	0,27	0,031
Diclofenac	µg/l	0,031	<0,01	0,8	0,074	0,041	0,044	1,2	0,089	0,072	1,2	0,11
Guanylfurea	µg/l	0,69	<0,3	17	1,2	0,79	0,87	51	2,7	1,9	57	3,4
Metformin	µg/l	0,61	<0,03	0,71	0,031	0,31	0,3	2	0,34	0,41	2,1	0,45
Metoprolol	µg/l	0,015	<0,01	0,29	0,023	0,018	0,018	0,59	0,038	0,034	0,75	0,058
Clarithromycin	µg/l	<0,01	<0,01	0,11	<0,01	<0,01	<0,01	0,13	0,01	<0,01	0,18	0,012
Sulfamethoxazol	µg/l	<0,01	<0,01	0,25	0,021	0,013	0,01	0,44	0,024	0,022	0,34	0,03
Terbutryn	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,032	<0,01	<0,01	0,041	<0,01
EDTA	µg/l	<0,5	<0,5	25	2,9	1,3	1,3	3,2	1,7	1,7	<2,5	1,6
MGDA	µg/l	0,85	<0,5	4,1	<0,5	<0,5	<0,5	7,3	0,98	<0,5	6,9	<0,74
Perfluorooctansäure	ng/l	23	1,3	<5	1,3	15	15	5,1	14	14	<10	13
Perfluorooctansulfonsäure	ng/l	7,6	0,56	<5	0,57	5,3	5	5	4,5	4,7	<10	4,3
1H-Benzotriazol	µg/l	0,076	<0,01	3,3	0,28	0,15	0,16	1,7	0,22	0,2	3	0,28
Melamin	µg/l	<0,5	<0,5	0,85	<0,5	<0,5	<0,5	3,3	<0,5	<0,5	0,63	<0,5

OGewV Anlage 6 und 7
Leitfaden NRW (Anl. D4)

sehr gut
gut
mäßig

OGewV Anlage 8

gut
nicht gut
nicht bewertet

deren mittlere Konzentrationen über den jeweiligen Orientierungswerten lagen. Die Konzentrationen an Ammonium-Stickstoff lagen im März und August und die an Ammoniak-Stickstoff bei den Untersuchungen zwischen März und August über den Orientierungswerten. Dies führte jeweils zu einer mäßigen Bewertung, auch wenn der Betriebsmittelwert für Ammonium-Stickstoff auf der Kläranlage mit einer Ausnahme eingehalten wurde. Die Einstufung für Gesamtphosphor änderte sich von „sehr gut“ nach „gut“. Wie bereits im Oberlauf der Bermecke wurden Überschreitungen der Qualitätsziele von Kupfer, Cadmium und vor allem altlastenbedingt bei der Perfluorooctansulfonsäure festgestellt. Auch das Metazachlor-ESA wurde weiterhin mit „mäßig“ bewertet, während die Zinkkonzentrationen im Mittel unter dem Orientierungswert lagen.

Probenahmestelle Möhne unterhalb Bermeckemündung (Möhne-km 55,3)

Die Probenahmestelle liegt in der Möhne etwa 800 Meter unterhalb des Zuflusses der Bermecke. Trotz der Vorbelastung aus der Bermecke wurden an dieser Probenahmestelle die Qualitätsziele für Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff, Phosphor gesamt und ortho-Phosphat-Phosphor wie bereits bei der vorherigen Probenahmestelle in der Möhne eingehalten. Im Gegensatz dazu wurden für Kupfer und Zink höhere Konzentrationen ermittelt, die jeweils zu einer Einstufung in „mäßig“ führten. Die Konzentrationen der Leitparameter Acesulfam, Amidotrizoesäure, Diclofenac und Metformin lagen auch an dieser Probenahmestelle über den Qualitätszielen. Im Vergleich zur Bermecke waren die Gehalte an PFOA und PFOS auf Grund von Verdünnungseffekten rückläufig.

Einzugsgebiet der Kläranlage Rüthen

Probenahmestelle Möhne oberhalb Zufluss Küttelbecke (Möhne-km 45,3)

Die Probenahmestelle zwischen den Zuflüssen von Biberbach und Küttelbecke liegt ca. 9,8 km unterhalb der vorangegangenen Messstelle. Im Vergleich zu dieser Stelle wurden für die Nährstoffe mit Ausnahme eines erhöhten Ammonium-Stickstoffwertes im Januar durchgehend niedrigere Konzentrationen ermittelt, die zu einer guten bzw. sehr guten Bewertung führten. Gleiches gilt für die Leitparameter aus den Gruppen der Süßstoffe, Röntgenkontrastmittel, Medikamente mit Ausnahme von Metformin, Antibiotika und der weiteren Kenngrößen. Die mittleren Gehalte an Kupfer und Zink sowie im Unterschied zur oberhalb gelegenen Messstelle TOC, Blei, Cadmium und Nickel lagen dagegen über den Qualitätszielen. Bei den perfluorierten Tensiden ist bei weiterhin erhöhten Konzentrationen ein zunehmender Verdünnungseffekt zu erkennen.

Probenahmestelle Küttelbecke oberhalb Kläranlage Rüthen (Küttelbecke-km 1,6)

Die Probenahmestelle liegt in der 5,3 km langen Küttelbecke oberhalb der Kläranlage Rüthen. Für Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff sowie Phosphor und ortho-Phosphat-Phosphor erfolgte an dieser Probenahmestelle eine gute oder sogar sehr gute Bewertung, wobei der Orientierungswert für Gesamtphosphor bei der Hälfte der Untersuchungen überschritten wurde. Mit Ausnahme von Kupfer lagen die Konzentrationen der weiteren Leitparameter unter den Qualitätszielen und für die meisten Medikamente, Antibiotika und Pflanzenschutzmittel im Bereich der jeweiligen Bestimmungsgrenzen. Ausnahmen bildeten Metazachlor ESA und Diflufenican. Durch die PFT-Altlast im Einzugsgebiet der Küttelbecke werden nach wie vor perfluorierte Tenside in das Gewässer eingetragen, die zu überdurchschnittlichen Gehalten führen.

Kläranlage Rüthen – Ablauf Nachklärung (Küttelbecke-km 0,7)

Sowohl die im wasserrechtlichen Genehmigungsbescheid festgelegten Überwachungswerte als auch die niedrigerklärten Werte für CSB, Phosphor und anorganischen Stickstoff (kein niedrigerklärter Wert) wurden durchgehend eingehalten. Betriebsmittelwerte sind für die Kläranlage Rüthen nicht vereinbart worden. Für Nitrat-Stickstoff wurden im April und Oktober überdurchschnittliche Werte gemessen. Die Schwermetallgehalte lagen auf niedrigem Niveau, wobei die Überwachungswerte auch von den Maximalkonzentrationen deutlich unterschritten wurden. Die mittleren Konzentrationen der Leitparameter Kupfer, Nickel, Zink, Acesulfam, Amidotrizoesäure, Iopamidol, Diclofenac, Metformin und Clarithromycin lagen über den jeweiligen nicht verbindlichen im Gewässer geltenden Orientierungswerten. Die Konzentrationen der Pflanzenschutzmittel mit Ausnahme von Diflufenican, Imidacloprid und Metazachlor ESA waren unauffällig.

Probenahmestelle Küttelbecke unterhalb Kläranlage Rüthen (Küttelbecke-km 0,0)

Die ca. 80 Meter unterhalb der Kläranlage Rüthen gelegene Probenahmestelle befindet sich in der Küttelbecke wenige Meter vor der Einmündung in die Möhne. Im Vergleich zur oberhalb gelegenen Probenahmestelle ergaben sich für Gesamtphosphor mit einer Ausnahme Konzentrationen über dem Orientierungswert, was zu einer Verschlechterung der Bewertung führte. Dagegen wiesen Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff sowie ortho-Phosphat-Phosphor weiterhin den guten oder sehr guten Zustand auf. Die Einflüsse aus der Siedlungsentwässerung machten sich durch Überschreitungen der Qualitätsziele bei den Parametern Zink, Acesulfam, Amidotrizoesäure, Iopamidol, Diclofenac, Metformin und Clarithromycin bemerkbar. Wie bereits oberhalb der Kläranlage Rüthen waren die Gehalte an PFOA und PFOS auch an dieser Probenahmestelle überdurchschnittlich hoch. Die Pflanzenschutzmittel Metazachlor ESA und Diflufenican wurden wie bereits oberhalb der Kläranlageneinleitung als „mäßig“ bewertet.

Probenahmestelle Möhne unterhalb Zufluss der Küttelbecke (Möhne-km 42,7)

Die Probenahmestelle 250 Meter unterhalb des Zuflusses der Küttelbecke liegt noch oberhalb der Einmündung des Silberbachs, so dass an dieser Stelle keine weiteren Zuflüsse mit erfasst werden. Während im Vergleich zur Probenahmestelle vor Zufluss der Küttelbecke die Bewertung für Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff sowie ortho-Phosphat-Phosphor gleichbleibend „gut“ war, änderte sich die Einstufung für Gesamtphosphor von „sehr gut“ in „gut“. Wie bereits vor der Mündung der Küttelbecke wurden TOC, Kupfer, Zink und Metformin weiterhin mit „mäßig“ beurteilt. Der Einfluss der Küttelbecke und somit der Kläranlage Rüthen machten sich durch Überschreitungen der Qualitätsziele bei den Parametern Nickel, Acesulfam, Amidotrizoesäure, Iopamidol und Diclofenac bemerkbar. Die PFOS-Konzentration lag im Mittel niedriger als vor der Küttelbecke, war aber noch erkennbar erhöht.

Einzugsgebiet der Kläranlage Warstein

Probenahmestelle Möhne oberhalb Zufluss Wester (Möhne-km 36,6)

Die Probenahmestelle oberhalb des Zuflusses der Wester liegt 6,1 km unterhalb der vorangegangenen Messstelle. Zwischen diesen beiden Stellen fließen Silberbach, Glenne und Große Dümecke zu. Die Gehalte der untersuchten Parameter lagen mehrheitlich auf oder unter dem Niveau der oberhalb gelegenen Probenahmestelle. So hielten die Nährstoffkonzentrationen weiterhin den guten bzw. sehr guten Zustand sicher ein, während TOC, Kupfer und Zink nach wie vor mit „mäßig“ bewertet wurden. Für Cadmium wurde im Mittel die UQN ebenso überschritten wie für Perfluorooctansulfonsäure. Während Acesulfam und Metformin weiterhin die Qualitätsziele nicht einhielten, lagen die Konzentrationen der anderen orga-

nischen Leitparameter und auch der Pflanzenschutzmittel unter den Orientierungswerten und teilweise im Bereich der Bestimmungsgrenzen.

Probenahmestelle Wester oberhalb Kläranlage Warstein (Wester-km 4,8)

Die Probenahmestelle liegt in der 14,3 km langen Wester oberhalb der Kläranlage Warstein. Die Nährstoffgehalte hielten bei den Untersuchungen durchgehend den guten oder sogar sehr guten Zustand ein. Die Konzentrationen der betrachteten Leitparameter lagen mit Ausnahme von Zink deutlich unter den Qualitätszielen und vor allem bei den Medikamenten und Pflanzenschutzmitteln im Bereich der Bestimmungsgrenzen.

Kläranlage Warstein – Ablauf Nachklärung (Wester-km 4,2)

Die Ablaufkonzentrationen lagen bei geringem Feststoffausrag für CSB, den anorganischen Stickstoff und Phosphor durchgehend unterhalb der Bescheid- und der niedrigerklärten Werte. Die Zahlenwerte der vereinbarten Betriebsmittelwerte (Jahresmittelwerte) wurden sowohl von den Phosphorkonzentrationen als auch den Gehalten an Ammonium-Stickstoff ausnahmslos in den Einzelproben unterschritten. Die Schwermetallgehalte lagen jeweils auf niedrigem Niveau, wobei die Überwachungswerte auch von den Maximalkonzentrationen deutlich unterschritten wurden. Die mittleren Konzentrationen der Leitparameter Acesulfam, Amidotrizoesäure, Carbamazepin, Diclofenac, Metformin und Clarithromycin lagen über den jeweiligen gesetzlich nicht verbindlich im Gewässer geltenden Orientierungswerten. Die Konzentrationen der Pflanzenschutzmittel waren mit Ausnahme von Cypermethrin und Imidacloprid unauffällig. Bei mehreren PAK wurden im Oktober im Vergleich zu den anderen Untersuchungen höhere Werte festgestellt. Das in Bodenreinigungsmitteln verwendete Tris(butoxyethyl)phosphat wurde in der Kläranlage zum überwiegenden Teil entfernt, so dass die Ablaufkonzentrationen in einem für gereinigtes kommunales Abwasser niedrigen Bereich lagen.

Probenahmestelle Wester unterhalb Kläranlage Warstein (Wester-km 4,1)

Zwischen der 120 m oberhalb liegenden Kläranlage und der Messstelle fließen keine weiteren Gewässer zu. Die Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung führten weder für Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff noch für Gesamt- und ortho-Phosphat-Phosphor zu einer Verschlechterung der oberhalb der Kläranlage festgestellten guten bzw. sehr guten Bewertung. Zink wurde weiterhin mit mäßig bewertet. Bei den weiteren Leitparametern ergab sich eine Verschlechterung der Bewertung lediglich bei Amidotrizoesäure und Diclofenac. Die im Zulaufbereich der Kläranlage festgestellten hohen Konzentrationen des gut abbaubaren Tris(butoxyethyl)phosphat waren in der Wester unauffällig und hielten den Orientierungswert ein.

Probenahmestelle Möhne unterhalb Zufluss Wester (Möhne-km 36,2)

Die Probenahmestelle liegt 200 Meter unterhalb des Zuflusses der Wester. Wie bereits in der Möhne oberhalb der Westermündung und an den beiden Probenahmestellen in der Wester hielten die Parameter Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff sowie Gesamtphosphor und ortho-Phosphat sicher den guten bzw. sehr guten Zustand ein, während Zink weiterhin mit „mäßig“ bewertet wird. Die an dieser Stelle festgestellten Überschreitungen der Qualitätsziele für Cadmium, Kupfer, Zink, Acesulfam, Metformin und Perfluorooctansulfonsäure sind vor allem auf die Vorbelastung in der Möhne oberhalb der Westermündung zurückzuführen. Dagegen stammt die Belastung durch Amidotrizoesäure überwiegend aus der Wester.

Einzugsgebiet der Kläranlage Warstein-Belecke

Probenahmestelle Möhne oberhalb Kläranlage Warstein-Belecke (Möhne-km 34,4)

Die Probenahmestelle liegt etwa 1,8 km unterhalb der Westermündung und rund 80 m oberhalb der Kläranlage Warstein-Belecke. Die Konzentrationen der meisten Parameter lagen auf dem Niveau der vorangegangenen Probenahmestelle. Entsprechend hielten die Parameter Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff sowie Gesamtphosphor und ortho-Phosphat-Phosphor sicher den guten bzw. sehr guten Zustand ein. Auch wurden mit Ausnahme von Cadmium wiederum Überschreitungen der Qualitätsziele für die Parameter Kupfer, Nickel, Zink, Acesulfam, Metformin und Perfluorooctansulfonsäure festgestellt. Die Konzentrationen der Pflanzenschutzmittel waren dagegen unauffällig.

Kläranlage Warstein-Belecke – Ablauf Nachklärung (Möhne-km 34,3)

Die im wasserrechtlichen Genehmigungsbescheid festgelegten Überwachungswerte und auch die niedrigerklärten Werte wurden für CSB, den anorganischen Stickstoff und Phosphor durchgehend eingehalten. Betriebsmittelwerte waren für die Kläranlage Warstein-Belecke für den Zeitraum der Möhne-Längsuntersuchung zwar noch nicht festgelegt, sind aber geplant. Die Zahlenwerte dieser im Untersuchungszeitraum noch nicht geltenden Betriebsmittelwerte wurden für Ammonium-Stickstoff mit einer Ausnahme im Januar und für Phosphor bis auf die Juniuntersuchung in den Einzelproben unterschritten. Die Schwermetallgehalte waren insgesamt unauffällig, so dass die Überwachungswerte auch von den Maximalkonzentrationen eingehalten wurden. Die mittleren Konzentrationen der Leitparameter Kupfer, Zink, Acesulfam, Amidotrizoesäure, Diclofenac, Metformin und Clarithromycin lagen über den jeweiligen nicht verbindlichen im Gewässer geltenden Qualitätszielen. Die Konzentrationen der Pflanzenschutzmittel waren unauffällig.

Probenahmestelle Möhne unterhalb Kläranlage Warstein-Belecke (Möhne-km 34,0)

Die vergleichsweise niedrigen Ablaufkonzentrationen der 300 Meter oberhalb liegenden Kläranlage Warstein Belecke führten an dieser Probenahmestelle für Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff sowie ortho-Phosphat-Phosphor zu keiner Änderung der oberhalb der Kläranlageneinleitung festgestellten guten bzw. sehr guten Bewertung. Für Gesamtposphor änderte sich der Zustand lediglich von „sehr gut“ auf „gut“. Wie bereits an der vorangegangenen Probenahmestelle wurden auf entsprechendem Konzentrationsniveau die Qualitätsziele für die Parameter Kupfer, Nickel, Zink, Acesulfam, Metformin und Perfluorooctansulfonsäure überschritten. Für Diclofenac führten die Ablaufkonzentrationen der Kläranlage zu einer Überschreitung des Orientierungswertes. Die Konzentrationen der Pflanzenschutzmittel waren insgesamt unauffällig.

Einzugsgebiet der Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen

Probenahmestelle Möhne oberhalb Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen (Möhne-km 23,7)

Die Probenahmestelle liegt 50 m oberhalb der Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen. Auf der rund 6,2 km langen Strecke von der Probenahmestelle unterhalb der Kläranlage Warstein-Belecke kam es für die betrachteten Parameter zu keinen gravierenden Konzentrationsänderungen. Dies führte dazu, dass die Bewertung für die Nährstoffe gleichbleibend „gut“ bzw. „sehr gut“ war und lediglich die Phosphorkonzentration einmal im Juni und die Ammoniak-Stickstoff-Gehalte im April und Juni über dem jeweiligen Orientierungswert lagen. Die Konzentrationen der Leitparameter Kupfer, Nickel, Zink, Acesulfam, Diclofenac, Metformin und Perfluorooctansulfonsäure überschritten wie an der vorangegangenen Probenahmestelle die jeweiligen Qualitätsziele. Die Konzentrationen der Pflanzenschutzmittel waren weiterhin unauffällig.

Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen – Ablauf Schöningsteich (Möhne-km 23,7)

Die im wasserrechtlichen Genehmigungsbescheid festgelegten Überwachungswerte sowie die niedrigerklärten Werte für CSB, anorganischen Stickstoff (keine Niedrigerklärung) und Phosphor wurden bei insgesamt niedrigen Gehalten an abfiltrierbaren Stoffen durchgehend eingehalten. Betriebsmittelwerte waren für die Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen für den Zeitraum der Möhne-Längsuntersuchung zwar noch nicht festgelegt, sind aber geplant. Die Zahlenwerte dieser im Untersuchungszeitraum noch nicht geltenden Betriebsmittelwerte wurden sowohl für Ammonium-Stickstoff als auch für Phosphor im Mittel unterschritten. Während bei den Ammonium-Konzentrationen nur einmal im Juni eine Überschreitung in der Einzelprobe festgestellt wurde, lagen beim Phosphor die Gehalte in vier Proben über dem Zahlenwert. Die insgesamt niedrigen Schwermetallgehalte hielten die Überwachungswerte ausnahmslos ein. Die mittleren Konzentrationen der Leitpara-

meter Kupfer, Zink, Acesulfam, Amidotrizoesäure, Diclofenac, Metformin und Clarithromycin lagen über den jeweiligen nicht verbindlichen im Gewässer geltenden Orientierungswerten. Die Konzentrationen der Pflanzenschutzmittel waren mit Ausnahme von Imidacloprid unauffällig.

Probenahmestelle Möhne unterhalb Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen (Möhne-km 23,4)

Die Probenahmestelle liegt etwa 300 m unterhalb der Kläranlage. Auf dieser Strecke fließen keine weiteren Gewässer zu. Auch wegen der Unterschreitung der geplanten Betriebsmittelwerte im Kläranlagenablauf hielten die Konzentrationen der Nährstoffe Ammonium-Stickstoff und ortho-Phosphat-Phosphor durchgehend sowie von Ammoniak-Stickstoff und Gesamtposphor mit Ausnahme der Probenahme im Juni die Qualitätsziele im Gewässer unterhalb der Einleitung ein und wurden wie an der vorangegangenen Probenahmestelle mit „gut“ bzw. „sehr gut“ bewertet. Im Vergleich zur oberhalb gelegenen Messstelle lagen die Gehalte für die meisten Parameter auf vergleichbarem Niveau, so dass entsprechend Überschreitungen der Qualitätsziele für Kupfer, Nickel, Zink, Acesulfam, Diclofenac, Metformin und Perfluorooctansulfonsäure festgestellt wurden. Die Gehalte der Pflanzenschutzmittel waren erneut unauffällig.

Zusammenfassende Betrachtung der Phosphor- und Ammonium-Stickstoff-Gehalte im Fließverlauf

Hinsichtlich der Qualitätsziele im Gewässer und der potenziellen, gezielten Maßnahmen auf Kläranlagen zur Einhaltung der Umweltqualitätsnormen bzw. Orientierungswerte in den Wasserkörpern stehen zurzeit die Parameter Gesamtposphor und ortho-Phosphat-Phosphor sowie Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff besonders im Fokus. In den Bildern 9.3 und 9.4 sind die Mittelwerte dieser Kenngrößen im Fließverlauf dargestellt.

Die Untersuchungen ergaben einen erkennbaren Einfluss der Kläranlagenemission auf die Nährstoffgehalte im Gewässer unmittelbar unterhalb der jeweiligen Einleitungen. Dieser Einfluss ist im Oberlauf der Möhne und in den kleineren Nebengewässern Bermecke und Küttelbecke ausgeprägter als im weiteren Fließverlauf der Möhne, was auch auf die vergleichsweise hohen Anteile an gereinigtem Abwasser am Abfluss im Gewässer zurückzuführen ist. Allerdings führen diese Einflüsse aus der Siedlungsentwässerung nur in sehr wenigen Fällen zu Überschreitungen der Orientierungswerte in der Möhne und ihren Nebengewässern.

So wird die Hunderbecke im Bereich der Probenahmestelle unterhalb der Kläranlage Brilon im Wesentlichen aus dem Kläranlagenablauf gespeist. Auch bei nahezu vollständiger Einhal-

tung der Betriebsmittelwerte wurden daher im Gewässer unterhalb der Einleitung die Orientierungswerte für Ammonium-Stickstoff einmalig und für Gesamtphosphor und ortho-Phosphat-Phosphor durchgehend überschritten, was zu mäßigen Bewertungen führte. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass auf Grund des zeitweisen Trockenfallens der Hunderbecke an dieser Stelle im Untersuchungszeitraum lediglich drei Probenahmen durchgeführt werden konnten. Bis zur nachfolgenden Probenahmestelle in der Möhne oberhalb der Bermeckemündung führten vor allem Verdünnungseffekte bereits wieder zu einer guten Bewertung der Nährstoffe. Auf der Kläranlage Brilon erfolgen zurzeit die betriebliche Optimierung der vorhandenen Anlage und bis zum Jahr 2024 der Bau einer weitergehenden Abwasserreinigung zur Reduzierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge. Nach der Inbetriebnahme gelten strengere Qualitätskriterien für den Kläranlagenablauf, so dass in der Folge mit einer Verbesserung der Immissionssituation zu rechnen ist.

In der Bermecke unterhalb der Kläranlage Brilon-Scharfenberg führt ebenfalls ein vergleichsweise hoher Anteil an gereinigtem Abwasser im Gewässer zu einem Anstieg der Nährstoffkonzentrationen, wobei die aktuellen Betriebsmittelwerte im Kläranlagenablauf mit einer Ausnahme und die ab dem Jahr 2022 geltenden mit jeweils zwei Ausnahmen unterschritten wurden. Während sich in der Bermecke für Phosphor noch eine gute Bewertung ergab, wurden für Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff die Orientierungswerte jeweils zweimal überschritten, woraus sich mäßige Bewertungen ergaben. Die aktuell diskutierte, aber noch nicht verbindlich geregelte zulässige Höchstkonzentration für Ammoniak-Stickstoff wurde aber hier wie auch an allen anderen Gewässerprobenahmestellen ausnahmslos unterschritten. Die Kläranlage Brilon-Scharfenberg soll bis zum Jahr 2029 an die Kläranlage Brilon angeschlossen werden, so dass spätestens ab diesem Zeitpunkt eine Verringerung der Konzentrationen in der Bermecke zu erwarten ist. In der Möhne unterhalb der Bermeckemündung machte sich hinsichtlich der Nährstoffbelastung der Einfluss der Kläranlagen-einleitung kaum bemerkbar.

In der Küttelbecke führten die durch den Kläranlagenablauf bedingten Konzentrationserhöhungen lediglich beim Phosphor zu einer Verschlechterung der Bewertung. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die mittlere Phosphorkonzentration im Gewässer oberhalb der Kläranlage bereits dem Orientierungswert entsprach. In der Möhne unterhalb der Mündung der Küttelbecke machte sich der Einfluss der Kläranlage Rüthen nicht oder kaum bemerkbar. Auf der Kläranlage Rüthen ist bis zum Jahr 2027 eine Optimierung der Betriebsweise geplant, die zu einer weiteren Verbesserung der Ablaufqualität führen sollte. Zudem ist eine Machbarkeitsprüfung zur Stilllegung der Kläranlage und zum Anschluss an eine neue Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen II bis zum Jahr 2033 in Arbeit.

Die Einleitungen der Kläranlage Warstein führten während des Untersuchungszeitraums zu Konzentrationsanstiegen in der Wester, aus denen aber keine Verschlechterung der Bewertung resultierte. Hierzu trugen Ablaufkonzentrationen durchgängig unterhalb der Betriebsmittelwerte bei. Zur weiteren Verbesserung der Ablaufqualität ist ab dem Jahr 2022 die betriebliche Optimierung der Phosphatfällung angedacht. In der Möhne unterhalb der Westermündung waren keine Konzentrationserhöhungen durch die Einleitungen der Kläranlage Warstein erkennbar.

Auch im weiteren Fließverlauf der Möhne wurden die Orientierungswerte sicher eingehalten. Unterhalb der Kläranlagen Warstein-Belecke, deren Stilllegung und Anschluss an eine neue Kläranlage Möhnesee-Völlinghausen II bis zum Jahr 2033 derzeit geprüft wird, und Möhnesee-Völlinghausen war lediglich ein minimaler Anstieg der Phosphorgehalte zu erkennen.

Fazit

Die Möhne-Längsuntersuchung 2021 fand in der Zeit von Januar bis Oktober 2021 an achtzehn Stellen im Gewässer sowie im Zu- und Ablauf der sechs Kläranlagen im Einzugsgebiet bei Trockenwetterverhältnissen, aber teilweise auch bei erhöhten Abflüssen statt.

Die Zulaufbelastung und die Ablaufwerte lagen bezüglich der organischen Substanzen und der Nährstoffe insgesamt im für die jeweiligen Kläranlagen üblichen Schwankungsbereich, wobei die Gehalte im Vergleich zu den vorangegangenen Jahren im Zulauf der Kläranlagen Brilon, Brilon-Scharfenberg und Möhnesee-Völlinghausen eher unterdurchschnittlich waren, während auf den Kläranlagen Rüthen, Warstein und Warstein-Belecke das Konzentrationsniveau tendenziell als überdurchschnittlich einzustufen war.

Die in den Genehmigungsbescheiden vorgegebenen Überwachungswerte und die niedrigerklärten Werte wurden auch von den in den Abläufen der sechs Kläranlagen gemessenen Maximumkonzentrationen eingehalten. Auch die Zahlenwerte der mit der Bezirksregierung für fünf von sechs Kläranlagen vereinbarten bzw. geplanten Jahresbetriebsmittelwerte für Ammonium-Stickstoff und Gesamtphosphor wurden bei den Untersuchungen mit wenigen Ausnahmen unterschritten, so dass die Werte im Mittel durchgehend eingehalten wurden.

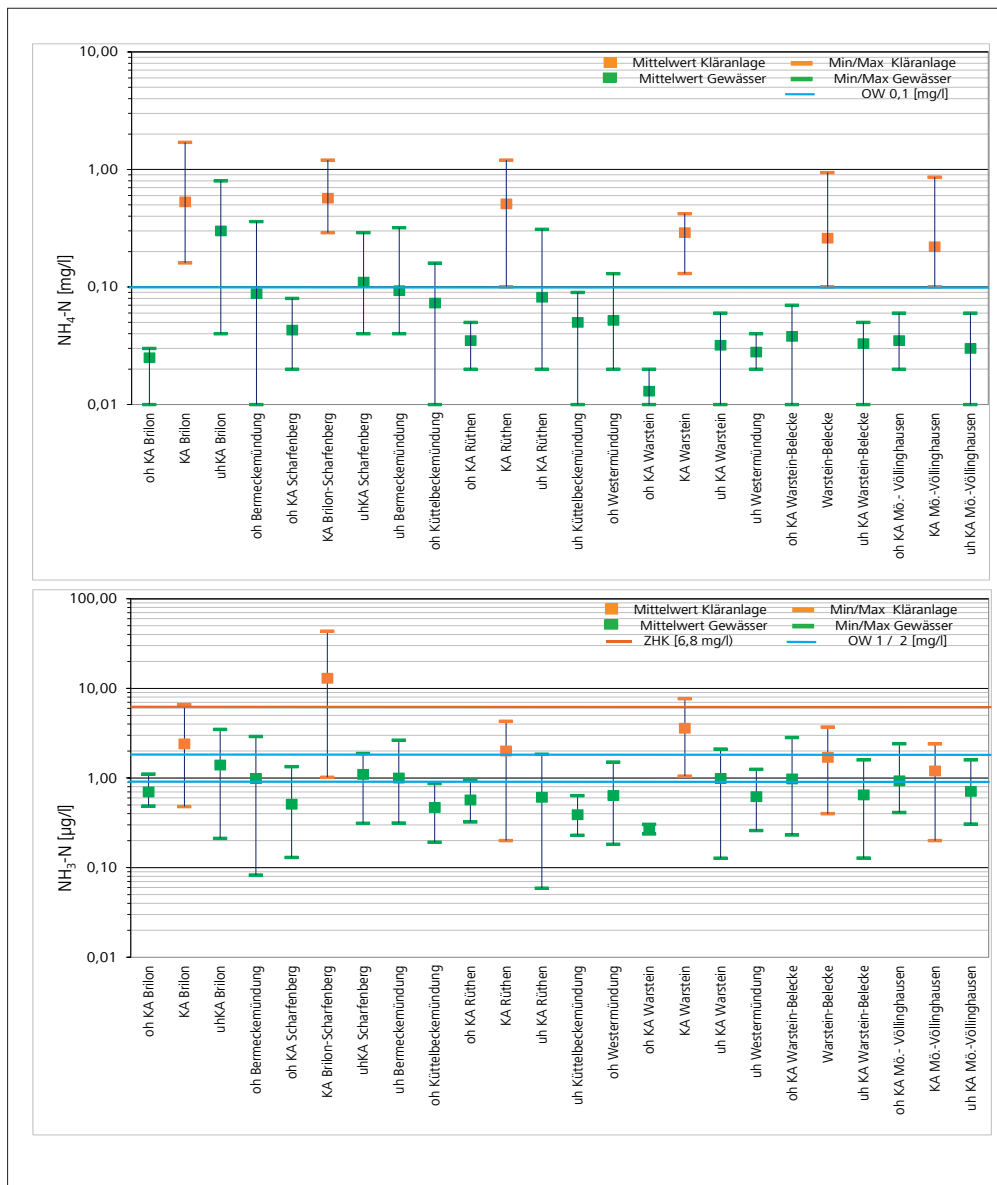


Bild 9.3: Spannweiten und Mittelwerte der Ammonium- und Ammoniak-Stickstoff-Gehalte im Fließverlauf

Fig. 9.3: Spectrums and mean values for the concentrations of ammonium and ammonia nitrogen along the course of the river

Die Untersuchungen ergaben einen erkennbaren Einfluss der Kläranlagenemission auf die Nährstoffgehalte im Gewässer unmittelbar unterhalb der jeweiligen Einleitungen. Dieser Einfluss ist im Oberlauf der Möhne und in den kleineren Nebengewässern Bermecke und Küttelbecke ausgeprägter als im weiteren Fließverlauf der Möhne, was auch auf die vergleichsweise hohen Anteile an gereinigtem Abwasser am Abfluss im Gewässer zurückzuführen ist. Allerdings führen diese Einflüsse aus der Siedlungsentwässerung nur unterhalb der Kläranlagen Brilon, Brilon-Scharfenberg und Rütten zu Überschreitungen von Orientierungswerten in der Möhne und ihren Nebengewässern.

Der Ruhrverband hat sich zum Ziel gesetzt, bis zum Jahr 2024 alle von Kläranlagen beeinflussten Gewässer hinsichtlich der Parameter Ammonium und Gesamtphosphor in den mindestens guten Zustand zu überführen. Zu diesem Zweck wurde ein Maßnahmenprogramm aufgestellt und sukzessive in die Umsetzung gebracht, das von betrieblichen Optimierungen bis hin zu baulichen Anpassungen einzelner Kläranlagen reicht. Im Einzugsgebiet der Möhne umfasst dies die nachfolgend benannten Maßnahmen: Auf der Kläranlage Brilon erfolgen aktuell die betriebliche Optimierung der vorhandenen Anlage und bis zum Jahr 2024 der Bau einer weitergehenden Abwasserreinigung zur Reduzierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge. Nach Inbetriebnahme ist mit einer Verbesserung der Immissionssituation in der Hunderbecke zu rechnen. Die Klär-

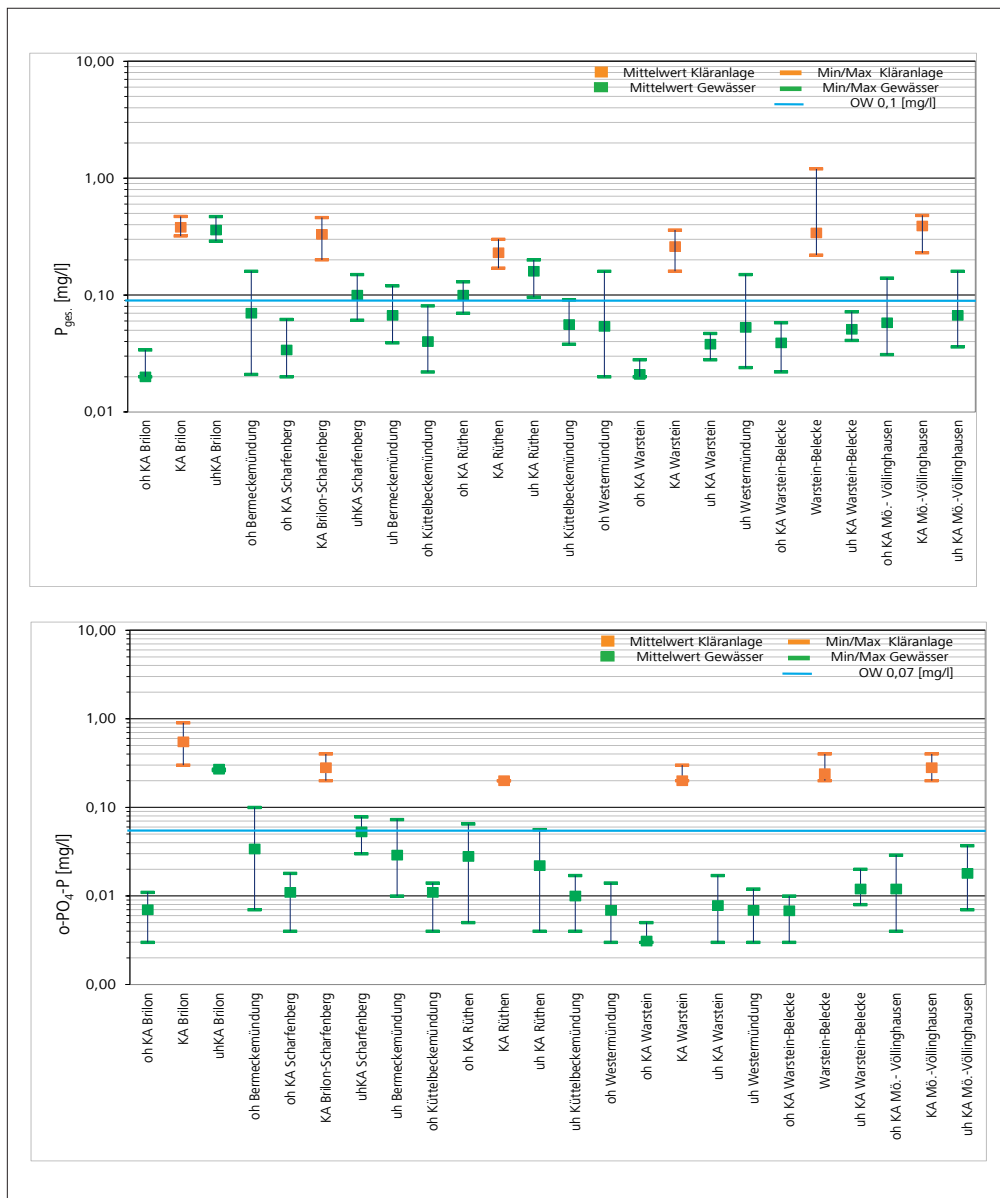


Bild 9.4: Spannweiten und Mittelwerte der Gehalte an $P_{ges.}$ und $o-PO_4-P$ im Fließverlauf
Fig. 9.4: Spectrums and mean values for the concentrations of $P_{ges.}$ and $o-PO_4-P$ along the course of the river

anlage Brilon-Scharfenberg soll bis zum Jahr 2029 an die Kläranlage Brilon angeschlossen werden, so dass spätestens zu diesem Zeitpunkt eine Verringerung der Konzentrationen in der Bernecke zu erwarten ist. Auf der Kläranlage Rüthen ist bis zum Jahr 2027 eine Optimierung der Betriebsweise geplant, die zu einer weiteren Verbesserung der Ablaufqualität führen sollte. Auch hier wird langfristig die Aufgabe des Kläranlagenstandortes und Überleitung der Abwässer geprüft, um das Gewässer zu entlasten.

Die festgestellten Konzentrationsanstiege bei einigen Süßstoffen, Röntgenkontrastmitteln und einer Anzahl von Arzneimittelrückständen in der Möhne und den untersuchten Nebengewässern an den Probenahmestellen unterhalb der

Kläranlagen sind vor allem auf die Einleitungen der gereinigten Abwässer der Kläranlagen zurückzuführen. Bei der Betrachtung der Schwermetalle Kupfer und Zink sind auch die jeweilige Hintergrundbelastung bzw. diffuse Einträge zu berücksichtigen. Zudem überschritten die PFOS-Konzentrationen durchgehend die sehr niedrige UQN.

Die kombinierten Untersuchungen eines Gewässereinzugsgebietes und der dazugehörigen Kläranlagen zur detaillierten Erfassung und Bewertung der Emissions- und Immissionssituation werden zunächst im Längsverlauf der Hönne fortgesetzt.

10 Projekt „Erhöhung der Klimaresilienz der Trinkwasserversorgung aus der Ruhr durch angepasste Steuerung des RV-Talsperrensystems (EKlima)“

Veranlassung

Die bereits heute feststellbaren Folgen und die zukünftig zu erwartenden weiteren Veränderungen der hydrologischen Verhältnisse durch den Klimawandel im Ruhreinzugsgebiet stellen eine Gefährdung der Trinkwasserversorgung von ca. 4,6 Mio. Menschen dar. Dies hat den Ruhrverband dazu veranlasst, intensive Untersuchungen durchzuführen, ob und wie durch Anpassung der gesetzlich festgelegten Abflussgrenzwerte in der Ruhr am Pegel Villigst (8,4 m³/s im 5-Tage übergreifenden Mittel (GW5TM)) und vom Pegel Hattingen bis zur Ruhrmündung (15 m³/s im 5-Tage übergreifenden Mittel) im Ruhrverbandsgesetz (RuhrVG) die Klimaresilienz des Talsperrensystems verbessert werden kann. Im Rahmen des Projekts „EKlima“ (Erhöhung der Klimaresilienz der Trinkwasserversorgung aus der Ruhr durch angepasste Steuerung des RV-Talsperrensystems) wurden dazu notwendige Grenzwerte zur Erhöhung der Klimaresilienz abgeleitet sowie die potenziellen Auswirkungen auf Flora und Fauna analysiert. Die Ergebnisse dienen als Grundlage für die politische Entscheidung zu einer möglichen Gesetzesänderung des RuhrVG. Fachlich war das Projekt in die vier nachstehend genannten Unterprojekte aufgeteilt, die eigenständig bearbeitet wurden, inhaltlich jedoch voneinander abhängen:

- Wassermengenwirtschaftliche Ermittlung neuer gesetzlicher Mindestabflüsse für das RuhrVG unter Verwendung eines Wasserhaushaltsmodells und verschiedener Klimaprojektionen
- Auswirkungsanalyse für chemisch-physikalische Parameter (Wassertemperatur, Sauerstoff, pH-Wert, NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N, NH₃-N, PO₄-P)
- Auswirkungsanalyse für den chemischen Zustand nach OGewV
- Auswirkungsanalyse für den ökologischen Zustand und die Betroffenheit von FFH-Gebieten

Die im ersten Arbeitspaket wassermengenwirtschaftlich ermittelten neuen gesetzlichen Mindestabflüsse für das RuhrVG wurden in den weiteren Betrachtungen hinsichtlich der Auswirkungsanalyse chemisch-physikalischer Parameter sowie weiterer Fragestellungen hinsichtlich ökologischer Auswirkungen als Grundlage verwendet. Die Ergebnisse dieser hydrologischen Beurteilung zur Erhöhung der Klimaresilienz werden daher nachfolgend in Kurzform dargestellt.

Hydrologische Beurteilung zur Erhöhung der Klimaresilienz

Für die wassermengenwirtschaftlichen Untersuchungen zu den Auswirkungen von reduzierten Mindestabflüssen in der Ruhr auf die Verfügbarkeit der Wasservolumina in den Talsperren wurde das Wasserhaushaltsmodell (WHM) LARSIM verwendet. Auf das kalibrierte und validierte LARSIM-WHM des Ruhreinzugsgebiets wurde ein Ensemble aus fünf Klimaprojektionen (5 x 110 Jahre, 1990 bis 2100) des Emissionsszenarios RCP8.5 („Weiter-so-wie-bisher“) angewendet. Dieses Ensemble bildet dabei die notwendige Bandbreite der Unsicherheiten und der möglichen zukünftigen Entwicklungen ab. Der Einfluss der Klimaänderung äußert sich insbesondere in den Stauinhaltsentwicklungen der Talsperren, bei welchen in ferner Zukunft (Jahre 2071 bis 2100) vermehrt, aber auch in der nahen Zukunft (unter Beibehaltung der aktuellen Mindestabflüsse in der Ruhr) zeitweise mit einer kritischen Beanspruchung bis zur rechnerisch vollständigen Entleerung zu rechnen ist.

Die Simulationen der fünf Klimaprojektionsdatensätze zeigen, dass bei der Beibehaltung der aktuellen Grenzwerte von 8,4 m³/s am Pegel Villigst und 15 m³/s am Pegel Hattingen („8,4/15“) im 5-Tage-übergreifenden Mittel (GW5TM) weder diese Grenzwerte noch im Vorfeld definierte ökologische Mindeststauinhalte der Talsperren kontinuierlich eingehalten werden können. Die Talsperren würden zudem zeitweise vollständig entleert sein, wovon besonders stark die Talsperren-nordgruppe (Henne-, Möhne-, Sorpetalsperre) betroffen wäre. Hierdurch müsste mit einem Versagen der Trinkwasserversorgung gerechnet werden. Zwei weitere Simulationsläufe hatten auf 6,6 m³/s (Pegel Villigst) und 13 m³/s (Pegel Hattingen) bzw. 5,4 m³/s und 12 m³/s abgesenkte Grenzwerte zur Grundlage. Diese sind mit „6,6/13-Szenario“ und „5,4/12-Szenario“ bezeichnet. Bei diesen beiden untersuchten Grenzwertkombinationen kommt es zu deutlich weniger Unterschreitungen der Mindeststauinhalte, jedoch treten selbst bei dem „5,4/12-Szenario“ im Untersuchungszeitraum noch Unterschreitungen der Mindeststauinhalte der Talsperren auf und es besteht die Möglichkeit der vollständigen Entleerung. Damit ist das „5,4/12-Szenario“ in Relation zur aktuellen Regelung („8,4/15“) zwar klimaresilienter, aber nicht vollständig klimaresilient.

Auf Basis der vorliegenden Simulationsergebnisse für die ausgewählten fünf Klimaprojektionen wird im Sinne einer zukünftig klimaresilienteren Aufstellung des Talsperrensystems des Ruhrverbands eine dauerhafte Absenkung der GW5TM im Ruhrverbandsgesetz auf 5,4 m³/s am Pegel Villigst bzw. auf 12 m³/s ab dem Pegel Hattingen bis zur Ruhrmündung angestrebt. Diese Grenzwerte wurden daher als Grundlage für die Analyse verwendet, welche möglichen Folgen mit einer Umsetzung der angestrebten Abflussreduzierung für die Gewässergüte verbunden sind.

Auswirkungen verringerter Abflüsse in Ruhr und Lenne auf die Gewässergüte und die ökologischen Qualitätskomponenten

Zur Analyse potenzieller Auswirkungen auf die Gewässergüte infolge reduzierter Talsperrenabgaben wurden Gewässergütemodelle für die obere und mittlere Ruhr, die untere Ruhr sowie die Lenne aufgesetzt, validiert und kalibriert. Hierzu wurde das Softwarepaket QSim der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) verwendet. QSim beschreibt chemische und biologische Vorgänge in Fließgewässern in mathematischer Weise und verknüpft dabei hydraulische und ökologische Modellbausteine. Das Modell berechnet die wichtigsten biologischen Prozesse des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes, die Algen- und Zooplanktonentwicklung sowie Vorgänge am Gewässerbett.

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich an der Ruhr vom Pegel Olsberg (Ruhr-km 195,75) bis zum Pegel Mülheim (Ruhr-km 13,37) sowie an der Lenne vom Pegel Bamenohl (Lenne-km 75,30) bis zum Pegel Hagen-Hohenlimburg (Lenne-km 6,90). Aus modelltechnischen Gründen wurde das Betrachtungsgebiet in die zuvor genannten drei Teilmodelle unterteilt (vgl. Bild 10.1). Jedes dieser drei Modelle war dabei als unabhängig von den beiden übrigen zu betrachten. Damit wurde ermöglicht, den Einfluss reduzierter Abflüsse ohne Berücksichtigung der Gesamtzusammenhänge des Talsperrenverbundsystems in einer jeweils extremen Form anzusetzen und zu analysieren.

Für das Teilmodell der oberen und mittleren Ruhr wurde angenommen, dass entsprechend reduzierte Abgaben aus den Talsperren der Nordgruppe immer auf einen Grenzwert von $5,4 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Villigst ausgerichtet sind. Mit Blick auf das gesamte Talsperrensystem und dessen Steuerung bleibt damit die Tatsache der bestehenden Biggetalsperre vollkommen außen vor. Eine derartige Konstellation ist in Einzelfällen möglich, aller-

dings nicht als stetig andauernd auf ein gesamtes Abflussjahr zu übertragen. Denn auf den Abfluss am Pegel Hattingen wirken die Abgaben sowohl aus der Talsperrennord- als auch der Talsperrensüdgruppe (überwiegend aus der Biggetalsperre) ein. Da für die durchgeführten Betrachtungen von einer gleichartigen Absenkung der Abflüsse am Pegel Hattingen und am Pegel Villigst ausgegangen wurde, wäre mit der für das Teilmodell der oberen und mittleren Ruhr angenommenen Vorgabe eines Grenzwertes von $5,4 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Villigst auch die maximale Reduzierung am Pegel Hattingen bereits erreicht. Damit hätte jedoch die Talsperrensüdgruppe mit der großen Biggetalsperre keinen Anteil an dieser angestrebten Veränderung des Grenzwertes in Hattingen, was mit Blick auf das Talsperrenverbundsystem keinen Sinn macht. Daher erfolgte für diesen Pegel und somit für das Teilmodell der unteren Ruhr die Annahme, dass sich die vorgesehene Abflussreduzierung von $3 \text{ m}^3/\text{s}$ aus einer um $1,76 \text{ m}^3/\text{s}$ verringerten Abgabe aus der Nordgruppe und einer solchen um $1,24 \text{ m}^3/\text{s}$ aus der Biggetalsperre zusammensetzt. Diese Aufteilung entspricht näherungsweise dem Verhältnis der jeweiligen Talsperrenvolumina von 243,3 Mio. m^3 der Talsperrennordgruppe bzw. von 171,7 Mio. m^3 der Biggetalsperre. Demzufolge liegt dem Teilmodell der Lenne der Lastfall einer Abflussreduzierung von $1,24 \text{ m}^3/\text{s}$ zugrunde. Eine darüberhinausgehende Reduzierung des Abflusses aus der Biggetalsperre erscheint unrealistisch, da diese die größte Talsperre im Verbundsystem ist und zudem aufgrund ihrer topographischen Lage statistisch das höhere Niederschlagsaufkommen aufweist.

Nach erfolgter Kalibrierung liefert das Gewässergütemodell für den Großteil der betrachteten Parameter (Wassertemperatur, Sauerstoff, pH-Wert, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ sowie ausgewählte Spurenstoffe) plausible und verwertbare Modellergebnisse. Dies gilt sowohl für den Hydraulik- als auch den Gütebereich. Die Qualität der einzelnen Teilmodelle (obere

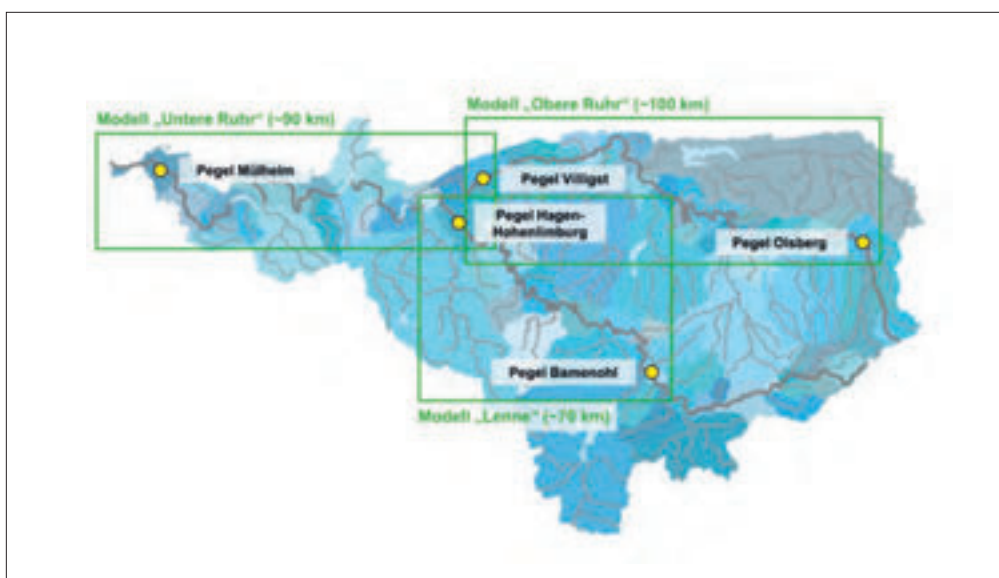


Bild 10.1: Betrachtete Teilmodelle im Ruhrinzugsgebiet
Fig. 10.1: Examined submodels in the river Ruhr catchment area

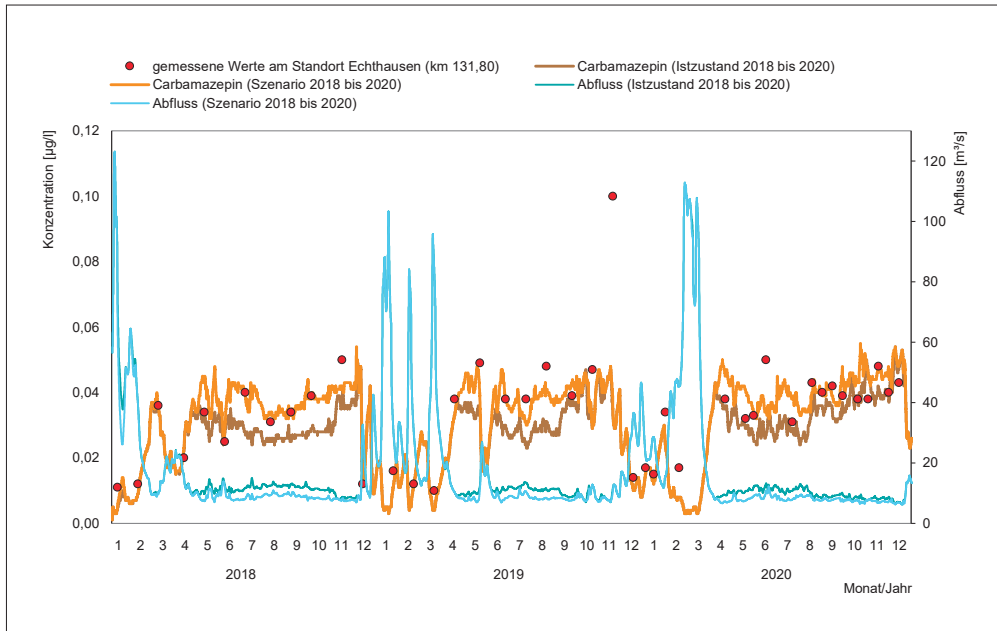
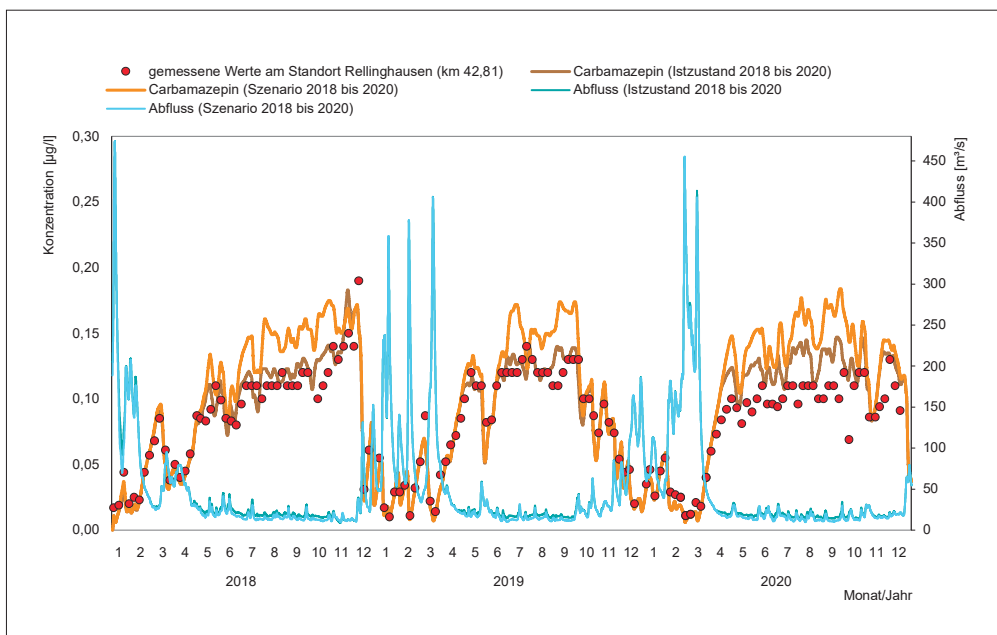


Bild 10.2: Exemplarische Darstellung der Carbamazepin-Konzentrationen für den Ist-Zustand (Jahre 2018 bis 2020) und den Zustand bei reduzierten Talsperrenabgaben (Szenario 2018 bis 2020) am Standort Echthausen (Ruhr km 131,80)

Fig. 10.2: Exemplary representation of carbamazepine concentrations for the current state (2018-2020) and the state with reduced reservoir discharges (scenario 2018-2020) at the site Echthausen (Ruhr km 131.80).



BBild 10.3: Exemplarische Darstellung der Carbamazepin-Konzentrationen für den Ist-Zustand (Jahre 2018 bis 2020) und den Zustand bei reduzierten Talsperrenabgaben (Szenario 2018 bis 2020) am Standort Essen-Rellinghausen (Ruhr km 42,81)

Fig. 10.3: Exemplary representation of carbamazepine concentrations for the current state (2018-2020) and the state with reduced reservoir discharges (scenario 2018-2020) at the site Essen-Rellinghausen (Ruhr km 42.81).

und mittlere Ruhr, untere Ruhr und Lenne) unterscheidet sich aufgrund abweichender Datenverfügbarkeiten sowie anders gelagerter Rahmenbedingungen in den jeweiligen Betrachtungsgebieten. Daraus resultieren teilweise Abweichungen in den Ergebnissen der Modellierungen zu den real gemessenen Werten der Gewässergüte. Dies ist auf eine Vielzahl von Faktoren zurückzuführen, die aufgrund ihrer Komplexität im Einzelfall zu betrachten und zu bewerten sind. Wesentliche Ursachen für diese Differenzen sind nicht verfügbare bzw. nicht ausreichend hoch aufgelöste Randbedingungsdaten sowie Ungenauigkeiten der hydraulischen Modellierung. Insbesondere

für das Teilmodell der unteren Ruhr mit einer Vielzahl stark rückstaubeeinflusster Bereiche, wie z. B. die Ruhrstauseen, sind die Ergebnisse der hydraulischen Modellierung sowie der Gewässergütemodellierung somit mit einer gewissen Zurückhaltung zu betrachten. Bedingt durch die nur eindimensional mögliche hydraulische Modellierung werden daher bei der Gewässergütesimulation für diese Bereiche sowohl die Sauerstoffkonzentration als auch der pH-Wert sowie die ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration über- bzw. unterschätzt, wodurch es zu einer Über- bzw. Unterschreitung der vorgegebenen Grenzwerte entsprechend der Oberflächengewässerver-

ordnung (OGewV) kommt. Daher konnte für die untere Ruhr die Bewertung von möglichen Veränderungen infolge reduzierter Talsperrenabgaben für diese Parameter lediglich relativ erfolgen.

Einschränkungen in der Abbildung tatsächlich vorhandener Verhältnisse sind teilweise auch an Betrachtungspunkten unterhalb von Kläranlagen gegeben. Dies ist dadurch bedingt, dass die Konzentrationswerte des Kläranlagenablaufs oftmals nur als Ergebnis einer Tagesmischprobe vorliegen, die werktäglich oder bei kleineren Anlagen auch nur einmal wöchentlich analysiert werden. Somit lassen sich z. B. Schwankungen in der Nitrifikationsleistung von Kläranlagen, die mitunter auch zu kurzzeitigen Konzentrationsspitzen beim Ammonium-Stickstoff führen können, im Modell kaum wiedergeben. Eine genauere Abbildung eines derartigen Betrachtungsniveaus verspricht hier nur der Rückgriff auf ggf. vorhandene Online-Messwerte mit deren deutlich höherer zeitlicher Auflösung und Möglichkeit der Abbildung einer Konzentrationsganglinie über einen Tag.

Zur Quantifizierung der Auswirkungen verringerter Abflüsse auf die Gewässergüte in Ruhr und Lenne erfolgte ein Vergleich der Modellergebnisse des Ist-Zustands (Jahre 2018 bis 2020) mit den Modellergebnissen unter Berücksichtigung reduzierter Talsperrenabgaben (Szenario 2018 bis 2020). Für dieses Szenario waren die Eingangsdaten zur hydraulischen Modellierung zu modifizieren und anzupassen. Zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse blieben alle weiteren Eingangsdaten (Einleitungen, Güteparameter sowie Wetterdaten) unverändert.

Die Modellrechnungen mit verringerten Abflüssen zeigen im Vergleich zum modellierten Ist-Zustand je nach Parameter und Betrachtungsgebiet unterschiedlich stark ausgeprägte Abweichungen. Von reduzierten Abflussmengen besonders betroffen wären konservative Stoffe, die einer reinen Mischungsrechnung unterliegen. Dies ist insbesondere für den Abschnitt der oberen und mittleren Ruhr aufgrund der dortigen verhältnismäßig hohen Abflussreduzierung der Fall (vgl. Bild 10.2).

Im Bereich der unteren Ruhr sind ebenfalls Konzentrationserhöhungen zu erwarten, die allerdings aufgrund des dort höheren Vermischungsgrades deutlich geringer ausfallen (vgl. Bild 10.3). Die weiteren Güteparameter unterliegen ebenfalls Veränderungen, allerdings in einem erheblich geringeren Maße.

Insgesamt betrachtet sind anhand der durchgeführten Modellierungen (Vergleich Ist-Zustand und Zustand mit verringerten Abflüssen) auf Basis eines Vergleichs von Jahresmittelwerten keine negativen Effekte in Form von neu hinzukommenden Über- oder Unterschreitungen von Orientierungswerten der OGewV zu erwarten (vgl. Bild 10.4). Für den Bereich der unteren Ruhr, der im Modell nicht realitätstreu abgebildet werden konnte, basiert diese Einschätzung auf einer Anpassung der dort real gemessenen Werte um die Abweichungen, die sich für die jeweiligen Parameter aus den Ergebnissen der Mo-

dellierung der beiden Betrachtungszustände ergeben. Daraus wären auch keine negativen Effekte in Bezug auf die Orientierungswerte der OGewV zu erwarten.

Für die Beurteilung möglicher Auswirkungen reduzierter Grenzwerte auf die biologischen Qualitätskomponenten erfolgte eine Fokussierung auf die Verhältnisse in den oberhalb von Villigst gelegenen Abschnitten der Ruhr. Denn hier ist der Rückgang des Abflusses bezogen auf den aktuell gültigen Abflussgrenzwert deutlich höher als in der Lenne und der unteren Ruhr. Zudem wirken sich viele für Flora und Fauna relevante Faktoren in der überwiegend gestauten unteren Ruhr gar nicht oder deutlich geringer aus. Weiterhin ist zu konstatieren, dass die aus biologischer Sicht empfindlicheren Gewässerstrecken im Bereich der renaturierten Abschnitte oberhalb von Villigst liegen.

Grundlage der Beurteilung sind die für diesen Ruhrabschnitt vorliegenden Ergebnisse des durchgeführten Gewässermonitorings während der Niedrigwasserphasen mit temporär verringerten Abflussgrenzwerten in den vergangenen Jahren. Zusätzlich erfolgten sowohl für das Makrozoobenthos sowie die Fischfauna – hier vor allem mit Blick auf die drei Arten Äsche, Bachneunauge und Groppe – im Jahr 2021 ergänzende Beprobungen und Analysen. Insgesamt zeigen die vorliegenden Monitoringergebnisse eine äußerst heterogene Entwicklung über die letzten Jahre. Zwar ist eine Tendenz zu verstärkten Massentwicklungen langfädiger Grünalgen zu erkennen, die durch eine Abnahme der Diversität und Abundanz von Makrozoobenthosarten und eine leichte Zunahme der Saprobie begleitet sind. Es erscheint aber plausibel, dass diese Phänomene, die auch in anderen Gewässern NRW beobachtet werden, ursächlich zusammenhängen und sich durch die klimawandelbedingte hohe Photosyntheserate der Wasserpflanzen erklären lassen. Ein negativer Einfluss einer Reduzierung der Niedrigwasserabflüsse, wie sie in den Jahren 2018 bis 2020 zeitweilig gegeben war, auf die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten ist aus den Monitoringergebnissen hingegen bislang nicht ableitbar.

Die Biozönosen der Referenzgewässer für den sehr guten ökologischen Zustand haben sich in ihrer Entwicklungsgeschichte über Millionen Jahre an natürlicherweise stark schwankende Bedingungen zwischen Niedrigwasser- und Hochwasserphasen angepasst. Eine Verschlechterung des ökologischen Zustands durch hydrologische Faktoren ist daher nicht zu erwarten. Dennoch bleibt eine Prognose der Entwicklungen in einem komplexen Ökosystem mit vielen beeinflussenden Wirkfaktoren zwangsläufig mit Unsicherheiten behaftet. Letztlich ist auf Basis der bislang vorliegenden Daten und Erkenntnisse eine abschließende Bewertung zum Einfluss der Absenkung auf die Biologie kaum möglich, da hier auch Überlagerungen durch andere Effekte (z. B. Klimawandel) eine Rolle spielen können.

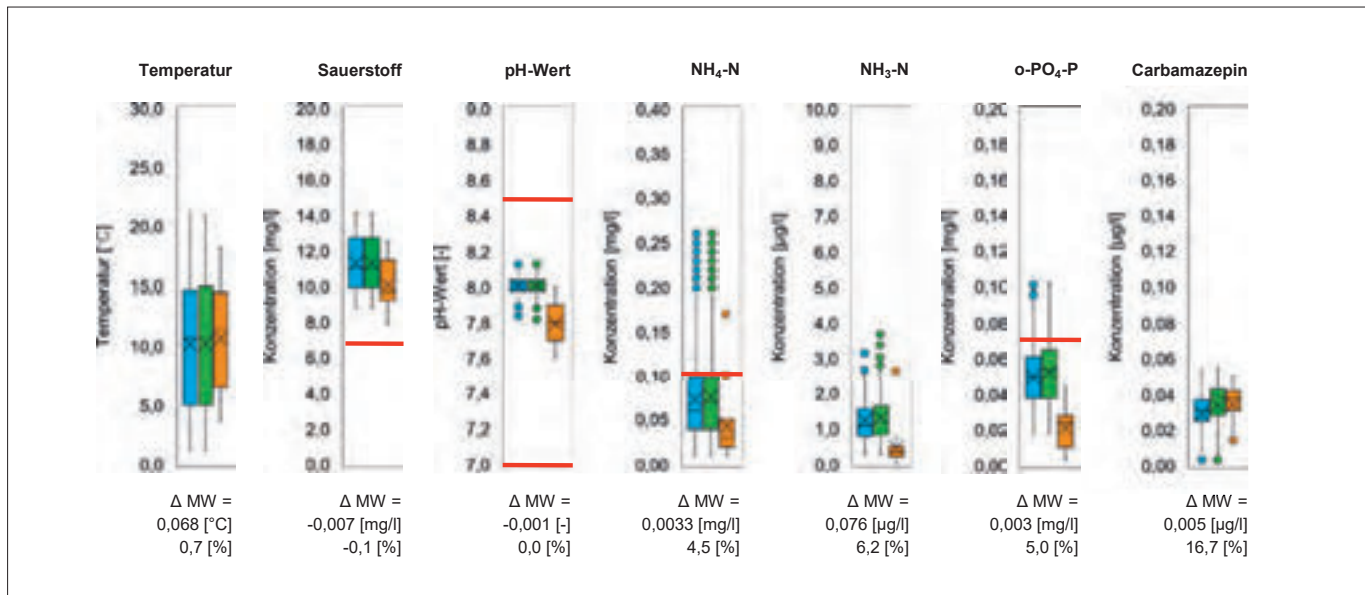


Bild 10.4: Exemplarische Box-Whisker-Diagramme für ausgewählte Güteparameter für das Jahr 2020 am Standort Echthausen (Ruhr km 131,80). Dargestellt sind in blau der modellierte Ist-Zustand (n=365), in grün der modellierte Zustand bei reduzierten Talsperrenabgaben und in orange die realen Messwerte (n=16). Die rote Markierung zeigt den jeweiligen Grenz- bzw. Orientierungswert aus der OGWV.

Fig. 10.4: Exemplary box-whisker diagrams for selected water quality parameters for the year 2020 at the site Echthausen (Ruhr km 131,80). Shown in blue is the modelled actual state (n=365), in green the modelled state with reduced reservoir discharge and in orange the real measured values (n=16). The red marking shows the limit or orientation value from the German Surface Water Regulation.

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse der Gewässergütesimulation auf, dass eine Reduzierung des Mindestwasserabflusses um 3 m³/s am Pegel Villigst und auf der Gewässerstrecke ab dem Pegel Hattingen bis zur Ruhrmündung mit Ausnahme der Spurenstoffe zu eher geringfügigen Veränderungen bei den chemisch-physikalischen Parametern im Fließverlauf von Ruhr und Lenne führen würde. Unter Berücksichtigung der dargelegten Ergebnisinterpretation für das Teilmodell der unteren Ruhr sind diese Veränderungen jedoch nicht mit einer Über- bzw. Unterschreitung von Orientierungswerten der Oberflächengewässerverordnung verbunden. Auch die Analyse und Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten lässt erwarten, dass eine Reduzierung des Mindestwasserabflusses keine negativen Folgen auf deren Bewertungsergebnis hat. Insofern ist die Reduzierung des Mindestabflusses hinsichtlich dieses Umstands mit dem Verschlechterungsverbot und dem Zielerreichungsgebot der Wasserrahmenrichtlinie vereinbar.

Fazit und Ausblick

Für einen zukunftssicheren Betrieb des Talsperrensystems unter den sich ändernden klimatischen Randbedingungen steht für den Ruhrverband eine sich daran orientierende Anpassung der Grenzwerte für den Mindestabfluss am Pegel Villigst und auf der Gewässerstrecke ab dem Pegel Hattingen bis zur Ruhrmündung außer Frage. Die Ermittlung geeigneter niedrigerer Mindestabflüsse an diesen beiden Kontrollstellen umfasste da-

bei nicht nur eine Betrachtung wassermengenwirtschaftlicher Aspekte, sondern beinhaltet ebenfalls deren Auswirkungen auf die Wassergüte sowie die Gewässerökologie. In Ergänzung dazu erfolgte zudem eine Analyse ökotoxikologischer Effekte sowie naturschutzfachlicher Gesichtspunkte.

Hierzu haben die hydrologischen Langzeitanalysen eine belastbare Grundlage geliefert. Aus den Ergebnissen der durchgeführten Simulationsberechnungen mit den ausgewählten fünf Klimaprojektionen resultiert der Vorschlag, im Sinne einer zukünftig klimaresilienten Aufstellung des Talsperrensystems des Ruhrverbands eine dauerhafte Absenkung der Grenzwerte im Ruhrverbandsgesetz auf 5,4 m³/s am Pegel Villigst bzw. auf 12 m³/s ab dem Pegel Hattingen bis zur Ruhrmündung anzustreben.

Die Untersuchungen zu den Auswirkungen geringerer Abflüsse in Ruhr und Lenne auf die Gewässergüte und die Gewässerbiozönose lassen Effekte erkennen. Diese sind aber nicht derart gravierend, dass eine Realisierung dieser geringeren Abflüsse zu verwehren wäre. Denn eine ansonsten mögliche vollständige Entleerung einzelner Talsperren und damit ein Versagen des Talsperrensystems hätte nochmals niedrigere Abflüsse in Ruhr und Lenne zur Folge, die mit deutlich negativeren Folgen für die dortige Flora und Fauna verbunden wären. Die Anpassung der Grenzwerte ist somit auch als Klimawandel-Anpassungsstrategie zu verstehen, die der langfristigen Sicherstellung der Trink- und Brauchwasserversorgung

im Ruhrgebiet, aber auch dem Schutz der aquatischen Lebensräume dient, die aufgrund des hohen Nutzungsdrucks ohne Abflusstützung durch Talsperren stark gefährdet sind.

Der Ruhrverband ist daher bestrebt, die vorgenannten niedrigeren Abflussgrenzwerte dauerhaft festzusetzen. Mit Blick auf die Komplexität von Ökosystemen und die schwierige Prognose einzelner Effekte auf deren Entwicklung sollten die sich dadurch für die biologischen Qualitätskomponenten real einstellenden Verhältnisse durch ein begleitendes, in seiner Ausrichtung und seinem räumlichen und zeitlichen Umfang noch festzulegendes Monitoring ermittelt werden.

11 Untersuchungen zu Einflussfaktoren auf die Fischfauna

Einleitung

Ende des Jahres 2021 hat das Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz (MULNV) den dritten Bewirtschaftungsplan für die Gewässer in Nordrhein-Westfalen [11.1] veröffentlicht, der den Zeitraum der Jahre 2022 bis 2027 umfasst. Aus den darin dargestellten Ergebnissen des Gewässermonitorings lässt sich feststellen, dass insgesamt lediglich knapp 9 % der Gewässerstrecken bereits heute einen guten ökologischen Zustand oder ein gutes ökologisches Potenzial erreichen. Daher sieht dieser Bewirtschaftungsplan weiterhin umfangreiche Maßnahmen vor, um mit deren Umsetzung diesen Anteil in den kommenden Jahren zu steigern. Neben einer Vielzahl von Aktivitäten im hydromorphologischen Bereich weist dieses Maßnahmenprogramm auch verschiedene Ansatzpunkte zur Reduzierung der Belastungen aus der Siedlungsentwässerung auf. Diese umfassen u. a. Verbesserungen bei der Niederschlagswasserbehandlung und Optimierungen des Kläranlagenbetriebs. In Ergänzung dazu setzt das MULNV zur Erreichung eines guten Gewässerzustands auch auf den Ausbau von Kläranlagen mit weitergehenden Verfahren zur Spurenstoffentfernung.

Diesen Maßnahmenschwerpunkt begründet das MULNV damit, dass die heutige moderne Industriegesellschaft eine Fülle von Stoffen, wie zum Beispiel Arzneimittel oder weitere Industrie- und Haushaltschemikalien, produziert und verwendet, die sich teilweise in den Gewässern wiederfinden. Zudem wird konstatiert, dass für zahlreiche dieser Stoffe und Spurenstoffe neue wissenschaftliche Erkenntnisse über ihre Wirkung im Gewässer vorliegen und es daher auch ohne Vorliegen einer gesetzlichen Regelung zu prüfen gilt, ob ihr Vorkommen in den inzwischen erreichten Konzentrationen dazu beiträgt, dass die belasteten Wasserkörper die Bewirtschaftungsziele nicht erreichen. Dabei liegt ein besonderer Fokus auf dem Stoff Diclofenac, der auch in vielen Gewässern des Ruhreinzugsgebietes den aktuell diskutierten Orientierungswert überschreitet (vgl. Kapitel 7). Diclofenac ist vor allem für die Fischfauna von Relevanz, denn Ergebnisse aus unterschiedlichen Laborversu-

[11.1] Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Bewirtschaftungsplan 2022-2027 für die Anteile der Flussgebiete Rhein, Weser, Ems und Maas in NRW. <https://www.flussgebiete.nrw.de/bewirtschaftungsplan-2022-2027-fuer-nrw-9180>

chen zeigen auf, dass dieser Stoff bei Fischen Gewebeveränderungen, Entzündungsprozesse oder Schädigungen an den Kiemen auslösen und sich in Leber und Galle anreichern kann [11.2, 11.3].

Bei Untersuchungen in Flüssen gefangener Fische stellte sich im Rahmen der Studie aus Niedersachsen allerdings heraus, dass derartige Laborergebnisse nicht ohne Weiteres auf die Verhältnisse im Freiland übertragen werden können. Denn die Analyse der Proben zeigte u. a. auch für Diclofenac eine Unterschreitung der analytischen Bestimmungsgrenze im untersuchten Muskel- und Lebergewebe auf. Eine nennenswerte Bioakkumulation konnte somit im Rahmen dieser Untersuchungen nicht festgestellt werden. Dennoch geht das MULNV auf Basis der Laborbefunde und unter Anwendung des Vorsorgeprinzips davon aus, dass der überwiegend nicht gute Gewässerzustand für die Fischfauna durch das Vorkommen von Diclofenac in den Gewässern mit verursacht ist.

Dies war für den Ruhrverband Anlass, die Beurteilung der möglichen Ursachen für einen nicht guten Zustand der Fischfauna auf eine breitere Datengrundlage zu stellen. Dabei war es das Ziel, mittels einer Auswertung vorhandener Befischungsdaten und weiterer Informationen (Randbedingungen in den jeweiligen Gewässern) die Einflussfaktoren für die Entwicklung der Fischfauna hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Zustandsbewertung besser beurteilen zu können. Dies sollte in einem ersten Schritt in Form einer orientierenden Betrachtung erfolgen. Mit einer derartigen Studie hat der Ruhrverband das Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei (BUGeFi) in Bielefeld beauftragt, deren Ergebnisse im Folgenden auszugsweise vorgestellt werden.

Potenzielle Einflussfaktoren auf die Populationsentwicklung der Fische

Im Vergleich zu den übrigen Organismenarten der Fauna, die als Indikatoren für die Bewertung des Gewässerzustands dienen, sind die meisten Fischarten als äußerst mobil zu bezeichnen. Diese Eigenschaft ist gleichzeitig auch Grundvoraussetzung für das Durchlaufen der unterschiedlichen Phasen ihres Lebenszyklus. Somit ist die Mobilität der Fische einerseits essenziell für ihre jeweilige individuelle und populationsbedingte Entwicklung, eröffnet andererseits aber auch die Möglichkeit, etwaigen auftretenden lokalen Belastungssituationen ausweichen zu können.

Die wichtigste Bedingung zur realen Wahrnehmung dieser Mobilität ist in vielen Gewässern – auch des Ruhreinzugsgebietes – allerdings nur noch eingeschränkt gegeben. Denn Wehranlagen, Abstürze und Sohlschwelen unterbrechen mehr oder weniger die notwendige longitudinale Durchgängigkeit der Fließgewässer. Dadurch kommt es zu einer unnatürlichen Segmentierung von Lebensräumen mit der Folge einer Einschränkung des genetischen Austauschs von Populationen.

Mit der Errichtung der vorgenannten Querbauwerke verbunden war häufig auch der Ausbau der dazwischen liegenden Gewässerstrecken. Damit gingen natürliche Fließzustände und Gewässerstrukturen verloren, so dass der Fischfauna heute oftmals nur unzureichende hydromorphologische Habitat- und Lebensraumbedingungen zur Verfügung stehen. Dies wiederum schlägt sich in fehlenden oder nur minderwertig geeigneten Laich- und Aufwuchshabitaten nieder. Ebenfalls führte dieser Ausbau vielfach zu einem Rückgang oder teilweise auch zu einer kompletten Beseitigung von Ufergehölzen, so dass die Gewässer auf langen Fließstrecken nicht mehr beschattet sind. Daraus resultiert eine unnatürliche Erwärmung des Gewässers mit negativen Folgen für die Fischfauna.

Ebenfalls von Bedeutung für das Vorkommen unterschiedlicher Fischarten in den jeweiligen Gewässerstrecken können Besatzmaßnahmen sein, die in der Regel bei einer bestehenden Gewässersegmentierung zur Stützung der Fischpopulation durchgeführt werden. Gleichfalls sind auch ein bestehender Prädatorendruck, das Aufkommen von nicht heimischen Tier- und Pflanzenarten oder auch chemisch-physikalische Belastungsfaktoren anzuführen.

Diese nicht abschließende Aufzählung von unterschiedlichen Gegebenheiten zeigt nachdrücklich auf, dass der Zustand und die Zusammensetzung der aktuell in den Gewässern anzutreffende Fischzönose nicht auf einen Umstand allein zurückgeführt werden kann. Vielmehr ist sie ein Spiegelbild verschiedener, teilweise auch in gegenseitigen Wirkzusammenhängen stehender Einflussgrößen, deren jeweiliger Einzelanteil oftmals nur schwierig zu quantifizieren ist.

Grundsätzliches Vorgehen zur Untersuchung der Einflussfaktoren

Um die möglichen Wirkungen der vorgenannten unterschiedlichen Gewässerverhältnisse überhaupt analysieren zu können, bedarf es der Verfügbarkeit von entsprechenden, diese Verhältnisse beschreibenden Informationen. Als hierfür relevant werden die im Folgenden genannten Größen angesehen:

- Fischbestandsdaten (Artenspektrum, Altersstruktur, Artenzusammensetzung bzw. Dominanz, Stetigkeit)
- Daten zur Gewässerstrukturgüte
- Daten zur Gewässergüte (vor allem Nährstoffe und Schadstoffe)
- Informationen zu Querbauwerken
- Angaben zur angrenzenden Landnutzung
- Daten zum Wasserdargebot und zur Wassertemperatur

Die zu diesen Größen vorhandenen Daten sind vor einer weitergehenden Analyse stets auf ihre Verlässlichkeit und auf ihre verfügbare Struktur hin zu prüfen bzw. zu bewerten. Mit Blick auf die Verschiedenartigkeit der einzelnen Größen macht speziell deren vorliegende Datenstruktur eine direkte vergleichende Analyse in den meisten Fällen sehr schwierig, da die jeweiligen Daten nicht vor dem Hintergrund des hier angedachten analytischen Verschnitts erhoben wurden. Zudem ist die Mehrzahl der Daten auch in verschiedenen zeitlichen sowie zumeist nicht zueinander passenden Intervallen abgespeichert und die Erhebungen zur Fischfauna erfolgten auch nicht immer an vergleichbaren Probestrecken. Daher ist eine direkte Analyse z. B. der Abhängigkeit relevanter Entwicklungsschritte, die bei der Fischfauna ein relevanter Bewertungsmaßstab sind, von einzelnen der vorgenannten Einflussgrößen nicht möglich.

Um dennoch Aussagen treffen zu können, war es notwendig, die Daten verschiedener Zeithorizonte zu poolen. Dies hat zur Konsequenz, dass kurzfristig auftretende Entwicklungserscheinungen, die allerdings keine Langzeitwirkungen auslösen, nur zufällig erfasst werden. Diese Einschränkung ist für die anstehenden Betrachtungen jedoch von geringer Bedeutung, da im Rahmen der vorliegenden Aus- und Bewertungen der Fokus im Wesentlichen auf einer Analyse langfristiger Veränderungen liegt.

Wichtigste Beurteilungsgröße sind Informationen über die Fischfauna, zu der die erforderlichen Daten aus der Datenbank FischInfo des Landes Nordrhein-Westfalen entnommen wurden. Diese waren mit Blick auf die vorgenannten Einschränkungen zu sichten und auswertungsrelevant aufzuarbeiten. Um im Rahmen der vorgesehenen Analysen bewerten zu können, ob und welche Einflussgrößen tatsächlich wirken bzw. gewirkt haben, kommen die zuvor unter Fischbestandsdaten aufgeführten Bewertungsebenen zur Anwendung. Die daraus resultierenden statistischen Auswertungen sind geeignet, um deren Ergebnisse mit den Daten der anderen Einflussgrößen abzugleichen und so potenzielle Entwicklungen sichtbar zu machen.

Die ökologische Zustandsbewertung der Fischfauna basiert auf dem hierfür entwickelten fischbasierten Bewertungssystem fiBS. Sie erfolgt probestreckenbezogen und basiert auf sechs unterschiedlichen Qualitätsmerkmalen, dem Arten- und Gildeninventar (QM 1), der Artenabundanz und Gildenverteilung (QM 2), der Altersstruktur (QM 3), der Migration (QM 4), der Fischregion (QM 5) sowie der gesonderten Betrachtung dominanter Arten (QM 6). Diese sechs Einzelkomponenten wurden bei der Analyse jeweils separat betrachtet und ausgewertet, um etwaige bestehende Defizite möglichst genau den übrigen jeweiligen Bewertungsgrößen zuordnen zu können.

Die Vielzahl an zu betrachtenden Einflussgrößen und die dargelegte Komplexität der angedachten Analyse machten eine Durchführung einer derartigen Untersuchung für das gesamte

Ruhreinzugsgebiet nicht möglich. Daher erfolgte eine Verständigung auf eine beispielhafte Betrachtung von acht Gewässerabschnitten im Umfeld von einleitenden Kläranlagen des Ruhrverbands. Dies sind:

- die Ennepe im Umfeld der Kläranlage Gevelsberg
- die Oese im Umfeld der Kläranlage Hemer
- die Rahmede im Umfeld der Kläranlage Rahmedetal
- die Verse im Umfeld der Kläranlage Lüdenscheid-Schlittenbachtal
- die Volme im Umfeld der Kläranlagen Volmetal und Schalksmühle
- die Hönne im Umfeld der Kläranlagen Balve und Balve-Binolen
- die Ruhr im Umfeld der Kläranlage Bestwig
- der Baarbach im Umfeld der Kläranlage Iserlohn-Baarbachtal

Für diese Gewässerabschnitte wurden die für die vorgenannten Einflussgrößen vorliegenden Informationen aller in deren Umfeld gelegenen Mess- und Probenahmestellen zusammengetragen, gesichtet, ausgewertet sowie analysiert. Um den Aufwand für den orientierenden Charakter dieser Untersuchungen zu begrenzen, erfolgte weitgehend eine Einschränkung des zeitlichen Betrachtungshorizonts auf die Jahre 2010 bis 2020.

Ergebnisdarstellung

Im Folgenden werden die Ergebnisse der durchgeführten Betrachtungen am Beispiel des Gewässerabschnitts der Volme im Umfeld der Kläranlagen Volmetal und Schalksmühle aufgezeigt. Dies erfolgt über einen Vergleich der verfügbaren Daten für die Mess- und Probenahmestellen oberhalb der Kläranlage Volmetal, unterhalb der Kläranlage Schalksmühle sowie zwischen diesen beiden Anlagen. Auf der zeitlichen Ebene sind diese in die beiden Zeiträume der Jahre 2010 bis 2014 und 2015 bis 2020 zusammengefasst.

[11.2] Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN): Biota-Monitoring in niedersächsischen Gewässern – Untersuchung von Fischen auf ausgewählte Humanarzneimittel. August 2009.

<https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/25668>
 [11.3] Umweltbundesamt: EFF-Pharm: Effects of pharmaceuticals (non-steroidal anti-inflammatory drugs and beta-blockers) in fish and invertebrates and their detection by newly developed in vitro-bioassays. UBA-Texte 44/2017, Dessau, Juni 2017.
<https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/eff-pharm-effects-of-pharmaceuticals-nonsteroidal>

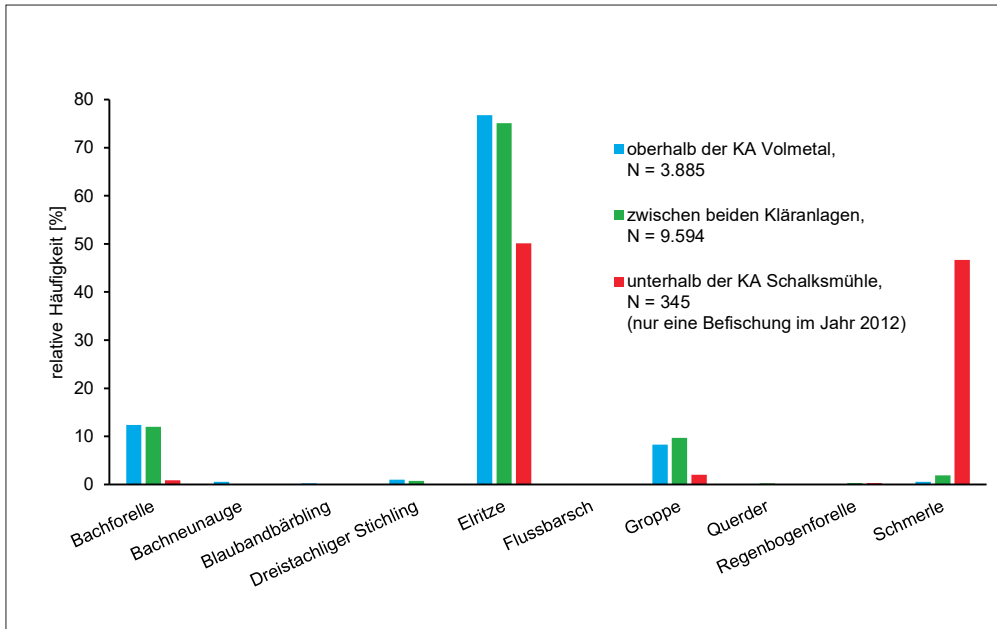


Bild 11.1: Verteilung der relativen Häufigkeiten der in der Volme oberhalb der Kläranlage Volmetal, unterhalb der Kläranlage Schalksmühle und zwischen den beiden Kläranlagen festgestellten Fischarten für den Zeitraum der Jahre 2010 bis 2020

Fig. 11.1: Relative frequency distribution of fish species found in the Volme river upstream of the sewage treatment plant Volmetal, downstream of the sewage treatment plant Schalksmühle and between the two sewage treatment plants between 2010 and 2020

Bei den zur Volme vorliegenden Informationen ist zu berücksichtigen, dass die Datenverfügbarkeit zwar sehr hoch, jedoch in der Verteilung sehr heterogen ist. Dies bedeutet, dass z. B. bei den Fischbestandsdaten nicht für alle Probenahmestrecken oder Probenahmezeiträume gleichartig ausgeprägte Grundlagen vorhanden sind. Dies ist beispielsweise aus der in Bild 11.1 wiedergegebenen relativen Häufigkeitsverteilung der Fischarten ablesbar, die sich für den Bereich unterhalb der Kläranlage Schalksmühle nur auf eine vorgenommene Befischung aus

dem Jahr 2012 stützen kann. Für die beiden gewässertypischen Leitarten Bachforelle und Groppe zeigen die Bilder 11.2 und 11.3 die jeweiligen Körperlängenverteilungen.

Aus dem Bild 11.1 ist deutlich abzuleiten, dass die Elritze die dominante Art in der Volme ist. Für die Bereiche oberhalb der Kläranlage Volmetal und zwischen den beiden Kläranlagen trifft dies im Vergleich zur Gewässerstrecke unterhalb der Kläranlage Schalksmühle mit deutlichem Abstand zu. In letzterer

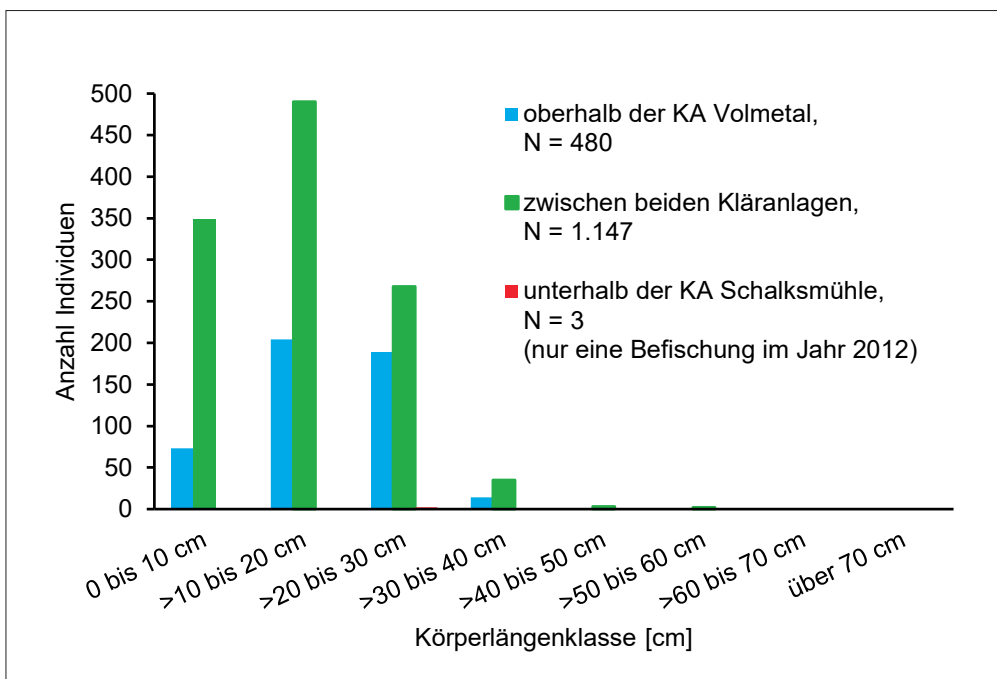


Bild 11.2: Körperlängenverteilungen der in der Volme oberhalb der Kläranlage Volmetal, unterhalb der Kläranlage Schalksmühle und zwischen den beiden Kläranlagen vorkommenden Bachforellen für den Zeitraum der Jahre 2010 bis 2020

Fig. 11.2: Distribution of body lengths of brown trout found in the Volme river upstream of the sewage treatment plant Volmetal, downstream of the sewage treatment plant Schalksmühle and between the two sewage treatment plants between 2010 and 2020

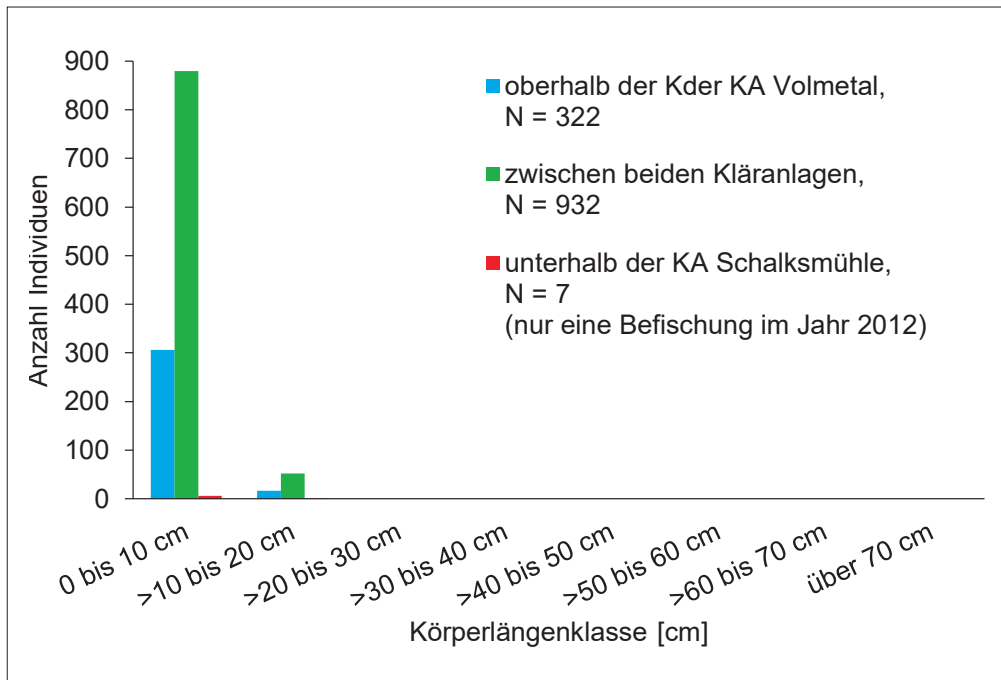


Bild 11.3: Körperlängenverteilungen der in der Volme oberhalb der Kläranlage Volmetal, unterhalb der Kläranlage Schalksmühle und zwischen den beiden Kläranlagen vorkommenden Groppen für den Zeitraum der Jahre 2010 bis 2020

Fig. 11.3: Distribution of body lengths of cottid found in the Volme river upstream of the sewage treatment plant Volmetal, downstream of the sewage treatment plant Schalksmühle and between the two sewage treatment plants between 2010 and 2020

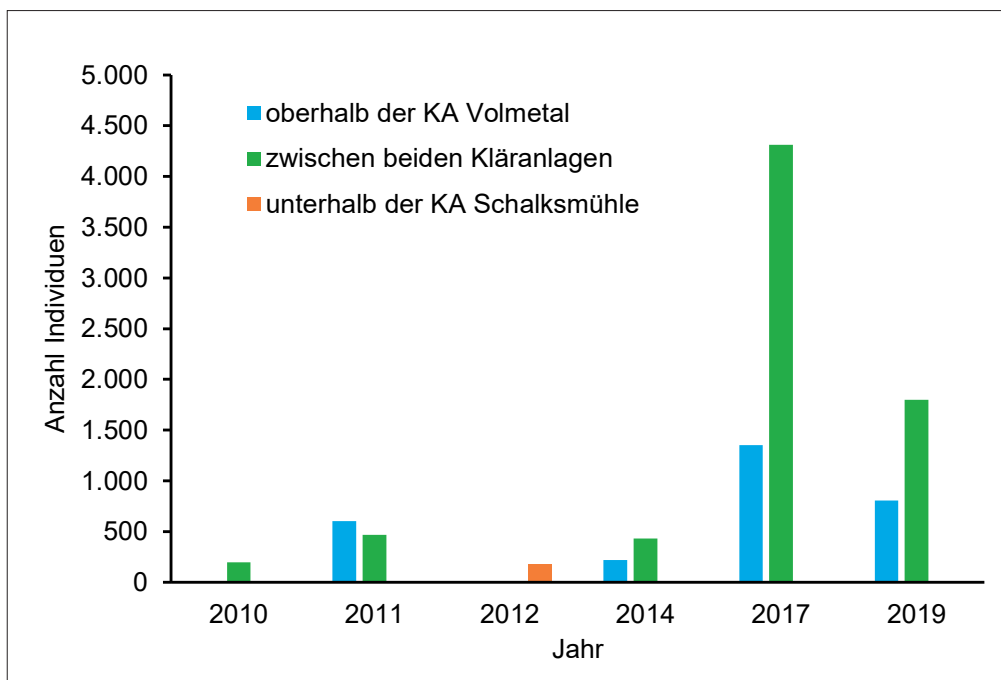


Bild 11.4: Entwicklung der in der Volme oberhalb der Kläranlage Volmetal, unterhalb der Kläranlage Schalksmühle und zwischen den beiden Kläranlagen vorkommenden Elritzen für den Zeitraum der Jahre 2010 bis 2019

Fig. 11.4: Development of minnow found in the Volme river upstream of the sewage treatment plant Volmetal, downstream of the sewage treatment plant Schalksmühle and between the two sewage treatment plants between 2010 and 2019

war bei der einzigen Befischung im Jahr 2012 auch die Schmerle häufig vertreten, so dass hier der Unterschied geringfügiger ausfällt. Diese Dominanz der Elritze bestätigt sich auch durch tiefergehende Analysen bis hin zur Betrachtung einzelner Probestrecken. Bei einer separaten Analyse der zeitlichen Entwicklung der Elritze ist auffällig, dass die Elritze seit der Untersuchung im Jahr 2014 deutlich an Bedeutung zugenommen hat (vgl. Bild 11.4). Dies betrifft in erster Linie die

Fließabschnitte oberhalb der Kläranlage Volmetal und auch den Abschnitt zwischen den Kläranlagen.

Hinsichtlich der fiBS-Auswertungen zeigen die Bilder 11.5 und 11.6, dass für die Fließabschnitte oberhalb der Kläranlage Volmetal und zwischen den beiden Kläranlagen in den Jahren 2017 und 2019 der gute Zustand erreicht wurde. Trotz dieses Ergebnisses ist zu berücksichtigen, dass der Fischregionsindex

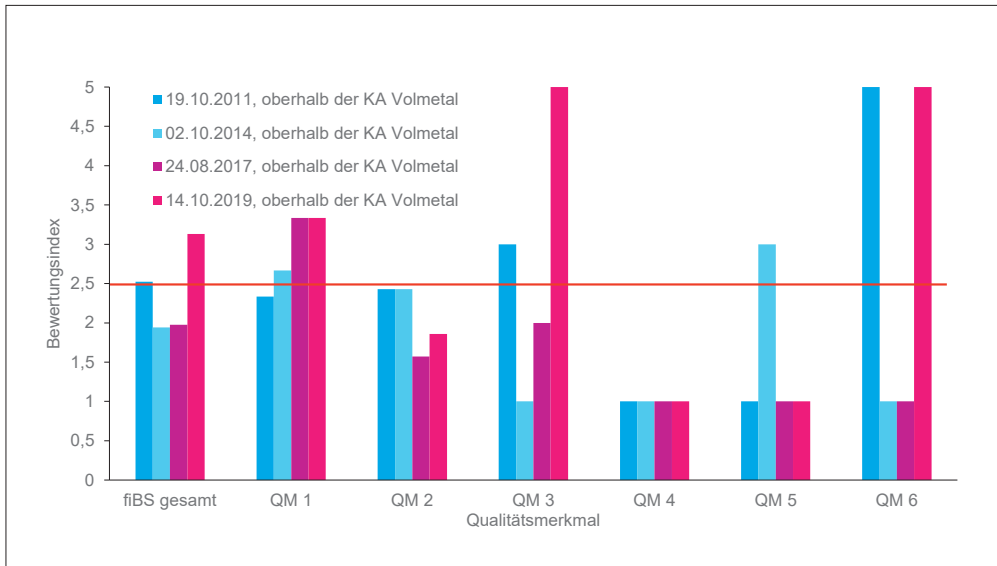


Bild 11.5: Ergebnisse zu den fiBS-Bewertungen für ausgewählte Probestrecken in der Volme oberhalb der Kläranlage Volmetal für den Zeitraum 2011 bis 2019. Ein Überschreiten der roten Linie ist gleichbedeutend mit dem Erreichen des guten Zustands.

Fig. 11.5: Results of the fiBS evaluations for selected sampling sections in the Volme river upstream of the sewage treatment plant Volmetal between 2011 and 2019. Surpassing the red line means reaching a good status.

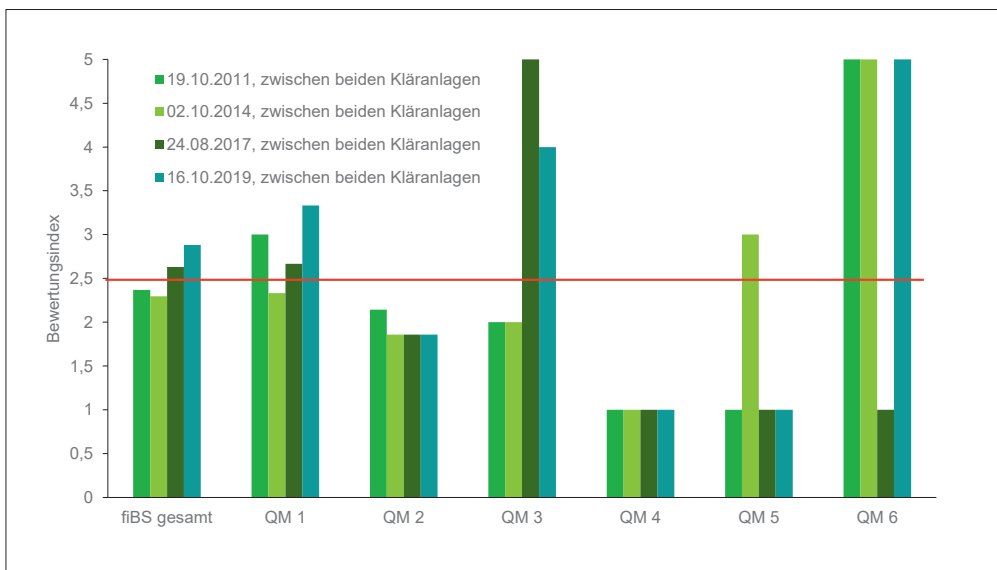


Bild 11.6: Ergebnisse zu den fiBS-Bewertungen für ausgewählte Probestrecken in der Volme zwischen den beiden Kläranlagen Volmetal und Schalksmühle für den Zeitraum 2011 bis 2019. Ein Überschreiten der roten Linie ist gleichbedeutend mit dem Erreichen des guten Zustands.

Fig. 11.6: Results of the fiBS evaluations for selected sampling sections in the Volme river between the sewage treatment plants Volmetal and Schalksmühle between 2011 and 2019. Surpassing the red line means reaching a good status.

(QM 5) und der Migrationsindex (QM 4) sowie die Artenabundanz und Gildenverteilung (QM 2) mit schlecht bewertet sind. Für den Bereich unterhalb der Kläranlage Schalksmühle liegen innerhalb des gewählten Betrachtungsabschnitts von fünf Kilometern leider keine fiBS-Bewertungen vor.

Ein relevanter Punkt, der das aufgezeigte Ergebnis in seiner Aussagekraft etwas schmälern könnte, ist eine in Zukunft mögliche weitere Zunahme des Aufkommens von Elritzen. Denn diese Art kann, obwohl sie zu den Leitarten des Fischgewässertyps 09 (Äschentyp Mittelgebirge) gehört, auch Störungen in der natürlichen Verteilung des Fischbestandes anzeigen. Dies scheint immer dann einzutreten, wenn der gewässertypische Lebensraum durch Algenbildung und Sohl-

kolmation nachhaltig verändert wird. Während weitere Arten des Gewässertyps durch diese einschränkend wirkenden Umstände in ihrer Abundanz zurückgehen, kann die Elritze diese Situation als Konkurrenzvorteil nutzen.

Genauso von Bedeutung für eine Verschiebung des Artenspektrums eines Gewässerabschnitts können der Abfluss und die Wassertemperatur sein. So zeigt die Abflussganglinie der Volme für den Pegel Stephansohl im Verlauf der Jahre 2001 bis 2020 eine deutlich abnehmende Tendenz, die das Wasserdargebot für die Fischfauna stetig geringer werden ließ (vgl. Bild 11.7). Für die Wassertemperatur ist an der gleichen Messstelle für den hier betrachteten Zeitraum der Jahre 2007 bis 2020 – für die Jahre 2001 bis 2006 liegen leider keine oder

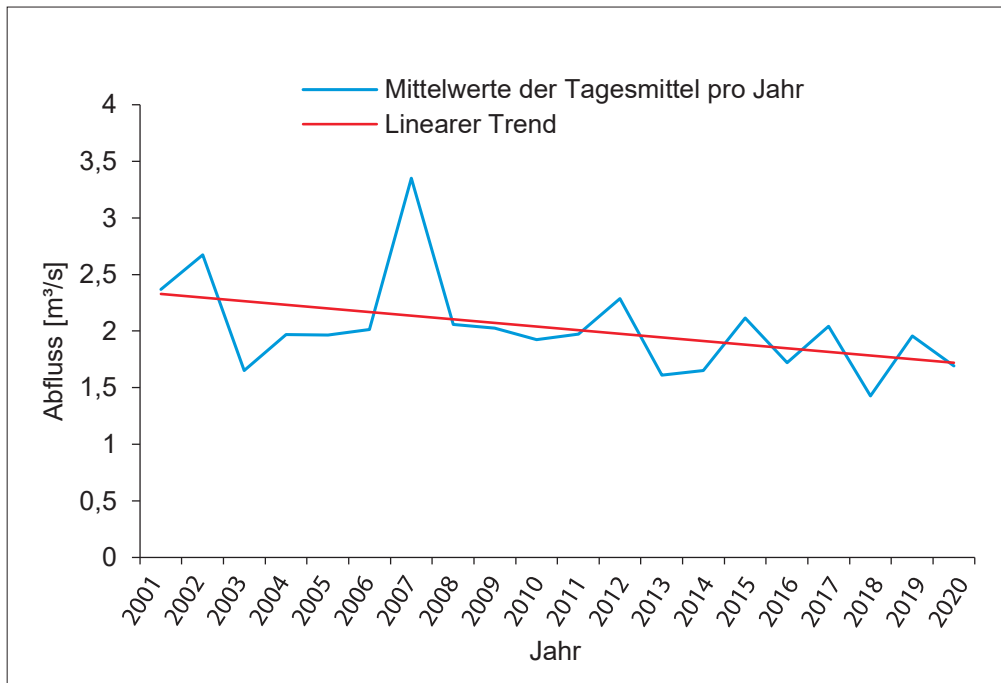


Bild 11.7: Abfluss der Volme am Pegel Stephansohl für die Jahre 2001 bis 2020, dargestellt für jedes Jahr als jeweiliger Mittelwert der Tagesmittelwerte (Datenquelle: LANUV NRW, Stand 23.06.2021)

Fig. 11.7: Runoff of the Volme river at the gauging station Stephansohl for the years 2001 to 2020, shown for each year as mean value of all daily mean values (data source: LANUV NRW as of June 23, 2021)

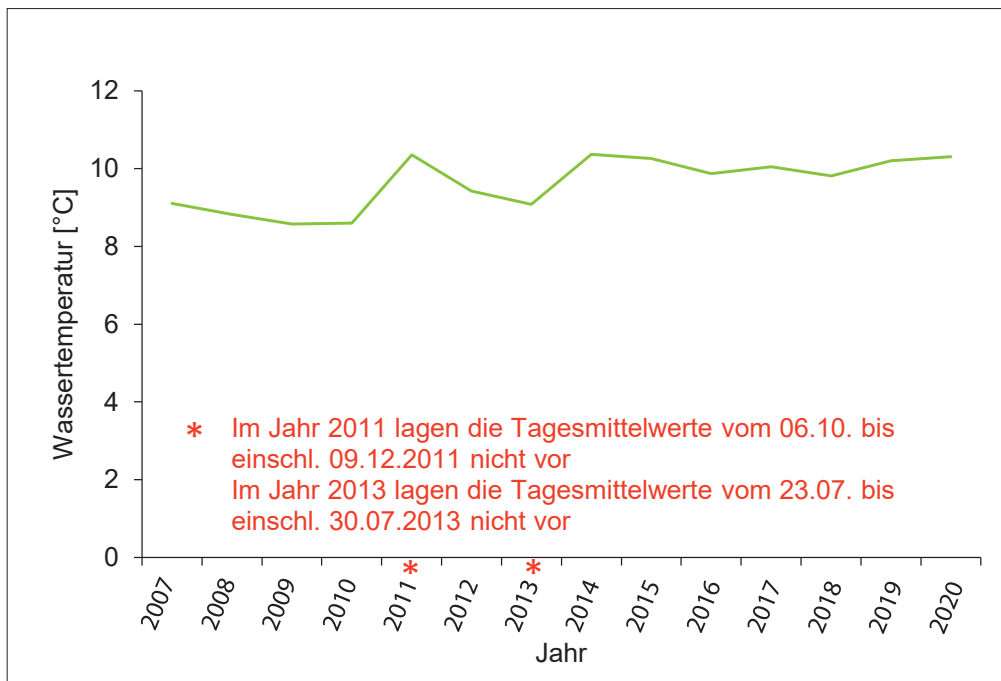


Bild 11.8: Wassertemperatur der Volme am Pegel Stephansohl für die Jahre 2007 bis 2020, dargestellt als jeweiliger Jahresmittelwert (Datenquelle: LANUV NRW, Stand 23.06.2021)

Fig. 11.8: Water temperature of the Volme river at the gauging station Stephansohl for the years 2007 to 2020, shown as respective annual mean values (data source: LANUV NRW as of June 23, 2021)

nur sehr unvollständige Messreihen vor – ein leichter Anstieg festzustellen (vgl. Bild 11.8). Diese beiden Entwicklungen können ebenfalls dazu beigetragen haben, dass sich die Konkurrenzverhältnisse für die Fischfauna in der Volme verschoben haben. Allerdings lässt sich auch nicht ausschließen, dass diffuse Stoffeinträge den Gewässerlebensraum verändert und damit die Entwicklung der Äsche eingeschränkt haben.

Ergebnisdiskussion

In analoger Weise wie zuvor für das Gewässer Volme dargestellt erfolgte die Analyse des Zustands der Fischfauna für die übrigen sieben ausgewählten Gewässerstrecken. Generell ist mit Blick auf die gewonnenen Ergebnisse zu konstatieren, dass diese in Hinblick auf den orientierenden Charakter der Unter-

suchungen und den hierfür zu Verfügung stehenden Zeitrahmen lediglich erste Hinweise auf mögliche Zusammenhänge geben können. So war es leider nicht immer möglich, alle eigentlich notwendigen Informationen zeitnah zu erhalten, obwohl die hierfür angefragten Stellen dankenswerterweise in einem hohen Maß kooperiert haben. Ferner konnten im Anschluss die erhaltenen Daten nur eingeschränkt auf Validität geprüft und aufbereitet werden. Dennoch lassen sich aus diesen Untersuchungen erste vertiefende Hinweise dahingehend ableiten, ob und welche Einflussfaktoren im Umfeld von Kläranlagen wirken und wie die Einleitungen aus den Kläranlagen als Eintragspfad von Diclofenac mit Blick auf die Entwicklung der Fischfauna zu werten sind.

Die Daten der analysierten Befischungsergebnisse zeigen klar auf, dass an sieben der ausgewählten acht Gewässerstrecken Unterschiede in der Zusammensetzung der Fischzönosen ober- und unterhalb der einleitenden Kläranlagen gegeben sind. Für fünf dieser Gewässerstrecken konnte zudem eine Dominanz der Elritze festgestellt werden. Als weitere Besonderheiten sind an zwei Gewässerstrecken ein auffällig hoher Bachforellenteil sowie in jeweils einer Gewässerstrecke der fehlende Nachweis von Äsche bzw. Groppe zu nennen. Im Hinblick auf die Zustandsbewertung gemäß dem fischbasierten Bewertungssystem fiBS konnte der gute Zustand an allen Gewässern nicht oder nur zeitweilig in verschiedenen Jahren erreicht werden.

Die Auswertung hydromorphologischer Parameter offenbarte, dass bis auf die Verse alle weiteren Gewässer durch defizitäre Gewässerstrukturen gekennzeichnet sind. Eine differenzierte Betrachtung der Verhältnisse ober- und unterhalb der Kläranlageneinleitungen ergab dabei an vier Gewässern signifikante Unterschiede, die mitunter von Relevanz für das Vorkommen von Fischen sein können. Leider war es nur für drei Gewässer möglich, qualifizierte Informationen zum Aspekt der Gewässerdurchgängigkeit auszuwerten zu können. Daraus resultierte in allen Fällen ein aktuell bestehendes Durchgängigkeitsdefizit.

Hinsichtlich der Gewässergüte weisen die untersuchten Gewässerstrecken mit Ausnahme des Baarbachs einen guten saprobiellen Zustand auf. Allerdings sind an vier Gewässerstrecken für die Fischfauna ungünstige Nährstoffeinträge nicht auszuschließen. Die Analyse der Abflussverhältnisse lässt für alle betrachteten Gewässer eine zurückgehende Wasserfüh-

rung erkennen. Regenereignisse finden mittlerweile kurz und heftig statt, wodurch auch der Abfluss im Gewässer nur in einem begrenzten Zeitraum ansteigt und dann schnell wieder abfällt. Zudem sind Ereignisse im Sommer offensichtlich seltener geworden. Für die Fische bedeutet dies über weite Strecken im Sommer eine erkennbare Verknappung des Wasserdargebots, womit eine Einschränkung ihres Lebensraums einher geht. Die länger anhaltende Sonneneinwirkung mit daraus resultierenden höheren Wassertemperaturen führt ferner dazu, dass auch weitere, die Fischfauna nachhaltig beeinflussende Entwicklungen stattfinden. Dies sind u. a. Sauerstoffmangel, pH-Wert-Änderungen und die Förderung von Algenwachstum.

Letztlich bestätigen diese Ergebnisse, dass der Zustand der Fischpopulation in Gewässern nicht von einem Parameter allein – sei er quantitativer, qualitativer oder hydromorphologischer Natur – abhängt. Vielmehr ist er auf ein komplexes Zusammenspiel unterschiedlicher, sich teilweise gegenseitig beeinflussender Faktoren zurückzuführen. Daher ist aus Sicht des Ruhrverbands die Analyse dieser verschiedenen Faktoren ein wesentlicher Baustein dafür, um zielgerichtet Maßnahmen, welche die Entwicklung der WRRL-relevanten Qualitätskomponente Fisch positiv beeinflussen können, abzuleiten.

Fazit

Auch wenn die durchgeführten Untersuchungen lediglich orientierenden Charakter hatten, so lässt sich auf Basis der hierzu betrachteten verschiedenen Kenngrößen kein eindeutiger kausaler Zusammenhang zwischen der Entwicklung von Fischpopulationen und dem Einfluss von Kläranlagen ableiten. Zwar lässt sich auf theoretischer Ebene nicht von der Hand weisen, dass Kläranlageneinleitungen in Form eines zusätzlichen Stressfaktors die Fischfauna eines Gewässers durchaus beeinflussen können, dies wird anhand der im Rahmen dieser Studie durchgeführten Analysen allerdings nicht sichtbar. Vielmehr zeigen die dargelegten Ergebnisse für die Fischfauna, dass das Ziel der Erreichung eines guten Zustands vor allem infolge der bekannten klassischen Unzulänglichkeiten der Gewässer verfehlt wird. Hierzu zählen defizitäre Gewässerstrukturen, die fehlende Fischdurchgängigkeit und teilweise auch Beeinträchtigungen der Wasserqualität durch Nährstoffe.

Zudem lässt sich aus dieser Studie ableiten, dass auch der Klimawandel einen nicht zu vernachlässigenden Einflussfaktor für die Populationsentwicklung der Fische darstellt. Insbesondere in sommerlichen Phasen anhaltender Trockenheit ist ein stetiger Rückgang des Gewässerabflusses zu verzeichnen, der ein geringeres Wasserdargebot und damit auch einen niedrigeren Wasserstand zur Folge hat. Erhöhte Lufttemperaturen sowie die sich mit zurückgehendem Abfluss verringernden Fließgeschwindigkeiten führen im Längsverlauf eines Gewässers zu steigenden Wassertemperaturen. Damit ist zumeist auch eine Veränderung des pH-Wertes verbunden. Diese Faktoren können sich einschränkend auf das Lebensumfeld der Fische auswirken und Verschiebungen in der Artenzusammensetzung mit sich bringen.

Ebenfalls ist prinzipiell unstrittig, dass die in den Gewässern nachgewiesenen Spurenstoffe wie Industriechemikalien, Pflanzenschutzmittel und Arzneistoffe Einfluss auf die Fischfauna haben können. Hinsichtlich der Bewertung der tatsächlichen Auswirkungen auf die unterschiedlichen Fischarten eines Gewässers besteht allerdings noch Untersuchungsbedarf. Dennoch ist mit Blick auf die Analyseergebnisse dieser Studie zweifelhaft, ob diese Auswirkungen von einem solchen Umfang sind, der populationsbedrohende Ausmaße annimmt. Dies ist eher zu erwarten, wenn es in Zukunft nicht gelingt, in den Gewässern den Lebensraum, die Habitatqualität und die Nahrungsqualität für die Fische wieder so zu entwickeln, dass diese naturnahen Verhältnissen entsprechen. Somit wird die Etablierung einer vierten Reinigungsstufe auf Kläranlagen keine durchgreifende Verbesserung des ökologischen Zustands für die Fischfauna bewirken, sofern die vorgenannten Belastungsfaktoren weiterhin existent sind.

12 Registrierte Gewässerverunreinigungen

Im Kalenderjahr 2021 sind dem Ruhrverband bzw. den an der Ruhr ansässigen Wasserwerken erfreulicherweise nur drei als relevant einzustufende Gewässerverunreinigungen gemeldet worden. Ereignisse, bei denen es sich lediglich um vorsorgliche Meldungen handelt, sowie offensichtliche Bagatelldfälle werden hier nicht berücksichtigt.

Am 6. Januar 2021 wurde aus einer Altlastenfläche in Hagen-Hohenlimburg über den Nahmer Bach Öl in die Lenne eingetragen. Durch die starke Strömung war es nicht möglich, das Öl im Bach zurückzuhalten, so dass es erst am Wehr des Hengsteysees durch eine Spezialfirma abgesaugt werden konnte. Auswirkungen auf die Biozönose in den betroffenen Gewässern oder die Trinkwassergewinnung sind nicht aufgetreten.

Anfang Februar 2021 erreichte den Ruhrverband der WIP-Sofortbericht des Warn- und Informationsdiensts Ruhr (LANUV) über erhöhte Konzentrationen von 1-Propanol (CAS 71-23-8), 2-Propanol (CAS 67-63-0) und etwas später von Tetrahydrofuran (CAS 109-99-9), die in den Mischproben vom 1. Februar 2021 an der Station Fröndenberg gemessen wurden. Bei den aufgetretenen Konzentrationen im unteren Mikrogrammbereich waren diese Stoffe ökologisch und toxikologisch unbedenklich. Ab dem 4. Februar 2021 konnte keine dieser Verbindungen mehr nachgewiesen werden. Auswirkungen auf die Biozönose in den betroffenen Gewässern oder die Trinkwassergewinnung sind nicht aufgetreten.

Auf Grund eines Brandereignisses auf einem Firmengelände in Hagen gelangten am 24. September 2021 ca. 50 m³ Salzsäure in die Volme, welche kurz danach in die Ruhr mündet. Die Feuerwehr versuchte als Sofortmaßnahme die Salzsäurekonzentration zu verdünnen, indem sie Wasser in die Volme pumpt. Vom LANUV wurde vor Ort ein unkritischer pH-Wert von 7,2 gemessen. Einen Tag später wurde bekannt, dass durch die Einleitung der Salzsäure ein massives Fischsterben eingetreten war. Auf einer Länge von ca. 2 km (Schadensquelle bis zum Hagener Rathaus) wurden mehrere hundert tote Fische (ca. 8 bis 10 cm), bei denen es sich zumeist um Jungfische handelte, in der Volme gesichtet. Am 26. September 2021 waren weder weitere tote Fische noch niedrige pH-Werte vorhanden. Die Trinkwassergewinnung war nicht beeinträchtigt.

Mehrere weitere Gewässerverunreinigungen traten in der Ruhr und ihren Nebengewässern mit und nach dem Hochwasserereignis am 15. Juli 2021 auf, die z. B. durch Überschwemmungen ufernaher Bereiche mit gewerblicher Nutzung, Aufwirbelungen aus Sedimenten, Abtragung von Straßen usw. entstanden. Alle hierzu beim Ruhrverband eingegangenen Meldungen waren eher vorsorglicher Natur. Eine gravierende Beeinträchtigung der Gewässer- oder Wasserqualität war nicht festzustellen.

13 Leistungen der Kläranlagen des Ruhrverbands

Der Ruhrverband betreibt im Verbandsgebiet aktuell 65 Kläranlagen, um die anfallenden Haushalts- und Industrieabwässer sowie das Niederschlagswasser unter Einhaltung der gesetzlichen Regelungen und Grenzwerte zu behandeln und in den natürlichen Wasserkreislauf zurückzuführen. Unter Berücksichtigung wirtschaftlicher und ökologischer Aspekte wird der Betrieb der Anlagen stets weiter verbessert – insbesondere hinsichtlich des Einsatzes an Energie, Hilfs- und Betriebsstoffen.

Bei einem Anschlussgrad von über 99 % der EinwohnerInnen im Ruhreinzugsgebiet wurden auf den Verbandskläranlagen im Jahr 2021 rund 375 Mio. m³ Abwasser gereinigt. Dies entspricht einem Jahresmittelwert von 11,9 m³/s und liegt ca. 12,7 % über dem Vorjahreswert. Ein Anteil von 78 % dieser Menge entfällt auf die Jahresschmutzwassermenge (einschließlich Fremdwasser) mit rd. 291 Mio. m³. Die Differenz zur Jahresabwassermenge ergibt sich durch das auf den Kläranlagen mitbehandelte Niederschlagswasser. Die behandelten Abwasser- und Schmutzwassermengen der letzten fünf Jahre sind in Bild 13.1 dargestellt, dem auch der spezifische Abwasseranfall von 168 m³ je Einwohnerwert (E) zu entnehmen ist. Die wichtigsten Kennzahlen für die Verbandskläranlagen sind in der Tabelle 13.1 dargestellt.

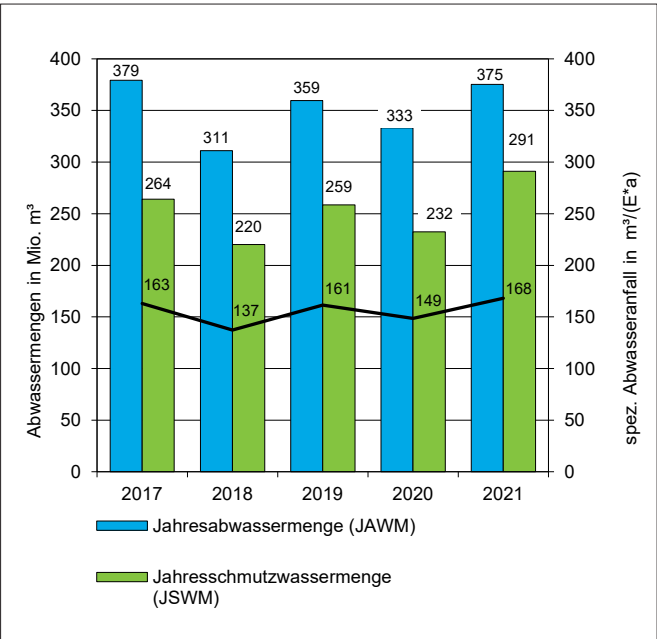


Bild 13.1: Abwassermengen und spezifischer Abwasseranfall der Ruhrverbandskläranlagen von 2017 bis 2021
Fig. 13.1: Sewage volumes and specific sewage loads at the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2017 to 2021

Tabelle 13.1: Kennzahlen der Ruhrverbandskläranlagen für das Jahr 2021
Table 13.1: Parameters of the Ruhrverband's sewage treatment plants in 2021

Anzahl Kläranlagen	65
Jahresabwassermenge	375 Mio. m³
Jahresschmutzwassermenge	291 Mio. m³
Gesamt-Ausbaugröße aller Anlagen	3,251 Mio. E
Angeschlossene Einwohner (Einwohnerzahl)	2,022 Mio. E
Anschlussgrad	99,3 %
Mittlere Einwohnerbelastung (Bezug: 120 g CSB / (E*d))	2,2 Mio. E
Verhältnis Ausbaugröße / Mittlere CSB-Belastung	1,5
85-Perzentil der Einwohnerbelastung (Bezug: 120 g CSB / (E*d))	2,8 Mio. E
Spezifischer Abwasseranfall (Bezug: mittlere CSB-Belastung)	168 m³/(E*a)
Spezifischer Stromverbrauch (Bezug: mittlere CSB-Belastung)	35,9 kWh/(E*a)

Analog zu dem von der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) veröffentlichten bundesweiten Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen [13.1] wird alljährlich der aktuelle Stand der Reinigungsleistung der Verbandskläranlagen ermittelt. Grundlage der Leistungszahlen bilden die mittleren Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der Kläranlagen hinsichtlich der Kenngrößen Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Gesamtphosphor (TP) sowie Ammoniumstickstoff (NH₄-N) und Gesamtstickstoff (TN). Die Ergebnisse im Ablauf entstammen den laufenden Untersuchungen des Betriebspersonals im Rahmen der Selbstüberwachung. Die Untersuchungsergebnisse aus den Zuläufen der Kläranlagen werden durch das Kooperationslaboratorium erhoben. In den zugehörigen Auswertungen wird die Kläranlage Hagen-Boele nicht berücksichtigt, deren kommunales Abwasser auf einer industriellen Anlage biologisch mitbehandelt wird. Tabelle 13.2 enthält die frachtgewichteten Zu- und Ablaufkonzentrationen im Abwasser.

Tabelle 13.2: Mittlere Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Ruhrverbandskläranlagen im Jahr 2021
Table 13.2: Average concentrations in the inlet and outlet of the Ruhrverband's sewage treatment plants in 2021

	Zulauf	Ablauf
Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅)	95 mg/l	4,0 mg/l
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	260 mg/l	17,5 mg/l
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)		0,6 mg/l
Anorganisch gebundener Stickstoff (TIN)		5,9 mg/l
Gesamtstickstoff (TN)	26,5 mg/l	6,6 mg/l
Gesamtphosphor (TP)	3,7 mg/l	0,35 mg/l

Die Ablaufqualität des gereinigten Abwassers ist weiterhin ausgezeichnet und liegt deutlich unter den in der nationalen Abwasserverordnung geregelten und in behördlichen Bescheiden festgelegten Anforderungen. Überwachungswerte für die Kläranlagen bzgl. Stickstoff bestehen wegen der erschwerten mikrobiologischen Bedingungen bei niedrigen Temperaturen lediglich für Abwassertemperaturen über 12 °C. Zusätzlich zu den Überwachungswerten wurden inzwischen für 36 Kläranlagen mit immissionsbedingten erhöhten Anforderungen an das aufzunehmende Gewässer Betriebsmittelwerte für einzelne Parameter mit den Behörden auf Grundlage von im Gewässer zu erwartenden Konzentrationen unterhalb der Einleitungsstelle vereinbart. Die in Genehmigungsbescheiden festgelegten Betriebsmittelwerte (Jahresmittelwerte) konnten im Jahr 2021 auf den meisten Kläranlagen erreicht werden. Die Reinigungsleistung befindet sich seit Jahren gleichbleibend auf einem hohen Niveau. Bild 13.2 zeigt die Ergebnisse für die wesentlichen Parameter.

Die Zulaufkonzentrationen sind teilweise durch den Fremdwasseranteil beeinflusst, der für eine deutliche Verdünnung des Abwassers sorgt und auch bei niedrigen Ablaufkonzentrationen zu einem geringeren Wirkungsgrad führt. Im Vergleich ist der spezifische Abwasseranfall mit 168 m³ je Einwohnerwert (E) und Jahr beim Ruhrverband mehr als doppelt so hoch als der entsprechende bundesweite Wert (DWA) von 82 m³/(E*a) [13.1]. Der Ruhrverband bemüht sich daher in Zusammenarbeit mit den beteiligten Kommunen auf vielfältige Weise um eine Reduzierung der Fremdwasserbelastungen.

Den Verbandskläranlagen wurde im Jahr 2020 eine Gesamtzulaufmenge von über 96 Mio. kg CSB zugeführt. Bei einem spezifischen Wert von 120 Gramm CSB je Einwohner und Tag lässt sich daraus die Bezugsgröße von rd. 2,2 Mio. Einwohnerwerten als mittlere Belastung berechnen. Der 85-Perzentilwert der CSB-Zulaufbelastung betrug 2,8 Mio. E, dem beim Ruhrverband eine Behandlungskapazität von rd. 3,25 Mio. E gegenüber steht. Im Mittel weist eine Ruhrverbandskläranlage eine Ausbaugröße von rund 50.000 E auf (min. 80 E, max. 450.000 E). An die Ruhrverbandsanlagen angeschlossen sind rd. 2,0 Mio. EinwohnerInnen. Die zeitliche Entwicklung der Gesamtfrachten für die Kenngrößen CSB, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor zeigen die Bilder 13.3, 13.4 und 13.5.

Durch die Abwasserreinigung entstehen Reststoffe in Form von Rechen- und Sandfanggut sowie Klärschlamm. Ziel unterschiedlicher Maßnahmen ist es, die Reststoffe in ihrer Menge zu minimieren und möglichst einer Verwertung zuzuführen bzw. schadlos zu beseitigen – dies auch unter besonderer Beachtung wirtschaftlicher Gesichtspunkte. Der anfallende Rohschlamm weist mengenmäßig den größten Anteil auf und muss zunächst stabilisiert werden, um eine effektive Weiterbehandlung zu ermöglichen und Geruchsbelästigungen zu vermeiden. Die Stabilisierung erfolgt fast ausschließlich anaerob in Faulbehältern, wodurch eine beträchtliche Reduzierung der Feststoffmenge erreicht wird. Die anschließende Entwässerung

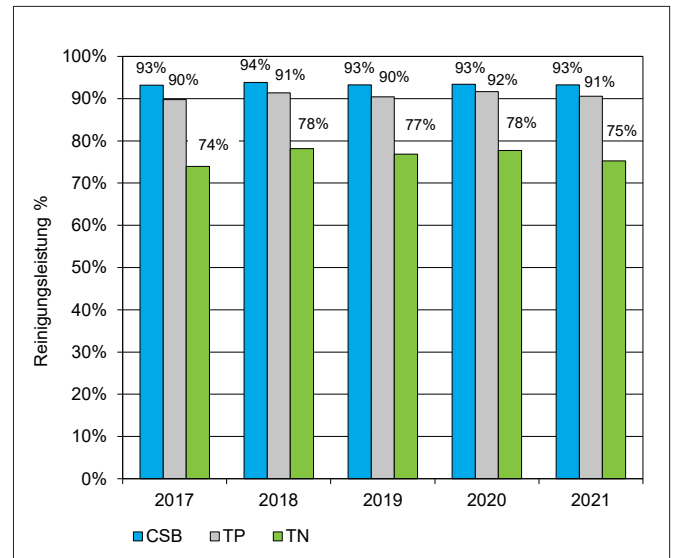


Bild 13.2: Entwicklung der Reinigungsleistung der Ruhrverbandskläranlagen von 2017 bis 2021

Fig. 13.2: Development of the treatment performance of the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2017 to 2021

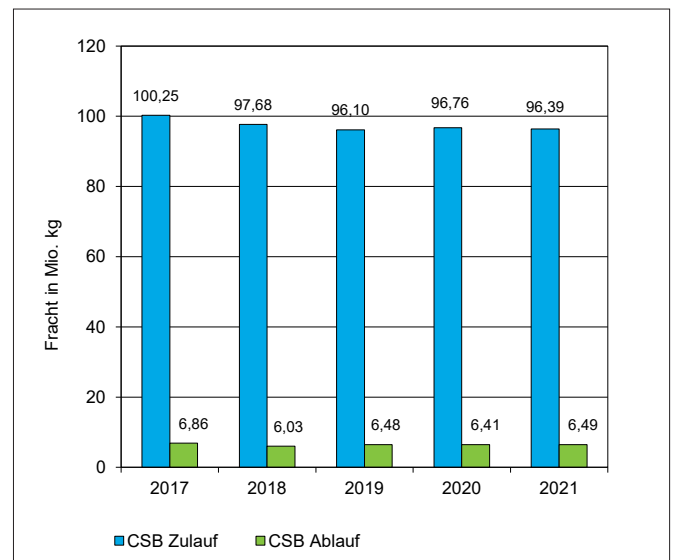


Bild 13.3: Jahresfrachten CSB im Zu- und Ablauf der Ruhrverbandskläranlagen von 2017 bis 2021

Fig. 13.3: Annual loads of COD in the inlet and outlet of the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2017 to 2021

[13.1] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA): 33. Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen (KA Korrespondenz Abwasser, Abfall-2021 (68) Nr. 11, S.918 - 925)

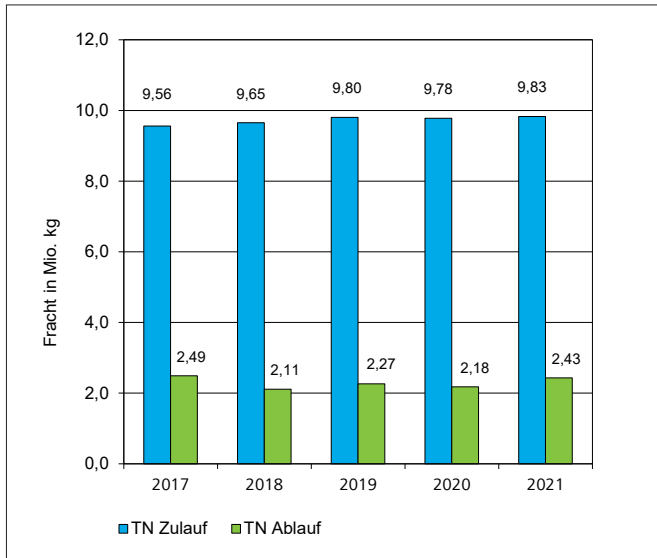


Bild 13.4: Jahresfrachten Gesamtstickstoff im Zu- und Ablauf der Ruhrverbandskläranlagen von 2017 bis 2021

Fig. 13.4: Annual loads of total nitrogen in the inlet and outlet of the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2017 to 2021

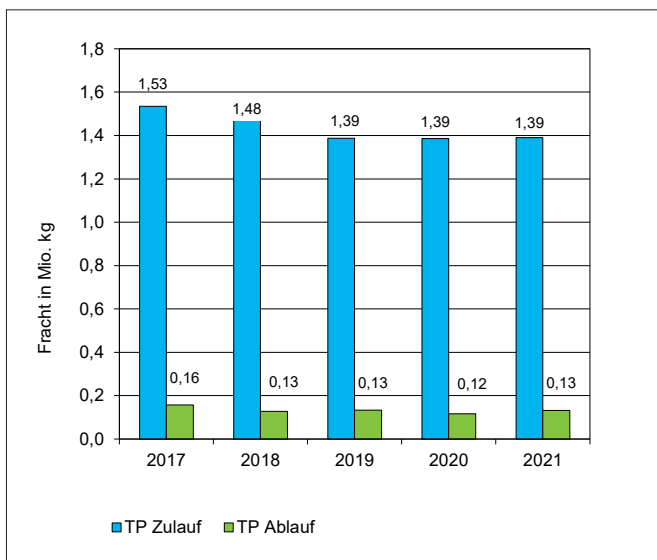


Bild 13.5: Jahresfrachten Gesamtphosphor im Zu- und Ablauf der Ruhrverbandskläranlagen von 2017 bis 2021

Fig. 13.5: Annual loads of total phosphorus in the inlet and outlet of the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2017 to 2021

verbessert die Transportbedingungen und schafft die Voraussetzung für eine thermische Behandlung. Gegenüber dem Vorjahr ist die Menge an stabilisiertem Schlamm mit 38.630 t Trockenmasse um 1,6 % geringfügig gestiegen.

Bild 13.6 zeigt die angefallenen Abfallmengen an stabilisiertem Schlamm, Rechen- und Sandfanggut. Daneben sind die angelieferten Mengen an Fettabseiderinhalten für die Co-Vergärung dargestellt, durch die ein höherer Gasanfall für die Eigenenergieerzeugung ermöglicht wird. Seit dem Jahr 2020 werden im Wesentlichen wegen der Corona-Pandemie keine Küchen- und Speiseabfälle mehr angeliefert. Die Abfallmengen an Rechengut und Sandfanggut haben sich in Folge des außergewöhnlichen Hochwassers im Juli 2021 durch ungewollte Einträge in die Kanalisation erhöht. Durch Pressen bzw. Waschpressen erfolgt beim Rechengut eine deutliche Massenreduktion, bevor es in der Verbrennung entsorgt wird. Beim Sandfanggut erfolgt die Verwertung zu 100 %.

Eine wesentliche Komponente der Kläranlagenleistung ist die Energieeffizienz. Die zumeist elektrisch betriebenen Verdichter bzw. Belüfter für die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen in den Belebungsbecken haben den größten Anteil am Energieverbrauch. So sind Maßnahmen zur effizienteren Energienutzung in Kombination mit Eigenenergieerzeugung geeignet, die Energiebilanz positiv zu beeinflussen. Seit dem Jahr 2015 betreibt der Ruhrverband ein Energiemanagementsystem, um die Energieeffizienz gezielt zu optimieren und die Energiekosten zu minimieren. Dabei werden die Abwasseranlagen bezüglich ihres Energieeinsatzes eingehend analysiert.

Um den externen Bezug von Strom von Energieversorgungsunternehmen zu senken, werden auf 30 Kläranlagen insgesamt 52 Blockheizkraftwerke (BHKW) und Direktverdichter eingesetzt. Die durch das Faulgas angetriebenen Motoren erzeugen elektrische, mechanische und thermische Energien, die nahezu vollständig auf den Kläranlagen genutzt werden. Der nicht auf den Anlagen zu verwertende Strom wird entweder dem Bilanzkreis des Ruhrverbandes zugeführt oder ins öffentliche Stromnetz eingespeist. Bild 13.7 zeigt die zeitliche Entwicklung der Klärgasverwertung über die vergangenen fünf Jahre.

Eine weitere Energiequelle wurde durch die Aufstellung von insgesamt zwölf Photovoltaikanlagen (PV) erschlossen, die im Jahr 2021 insgesamt rd. 0,9 Mio. kWh Strom erzeugt haben. Von dem in drei eigenen Wasserkraftanlagen (WK) erzeugten Strom konnten 1,1 Mio. kWh auf Kläranlagen genutzt werden.

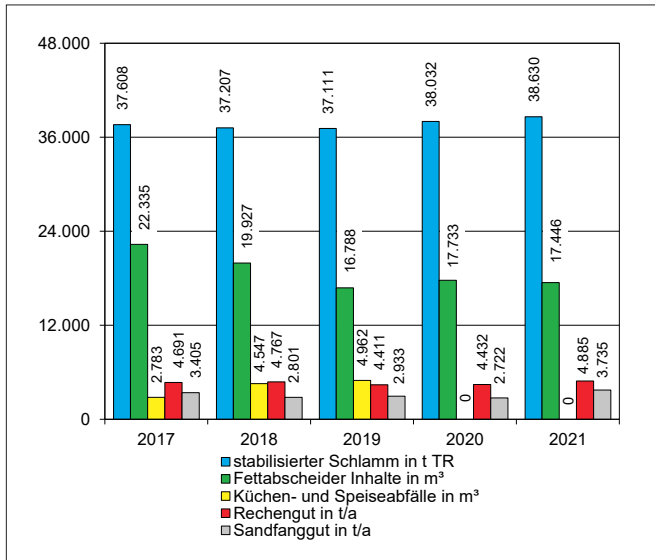


Bild 13.6: Reststoffmengen und angelieferte Co-Substrate für die Jahre 2017 bis 2021

Fig. 13.6: Residue volumes and supplied co-substrates from 2017 to 2021

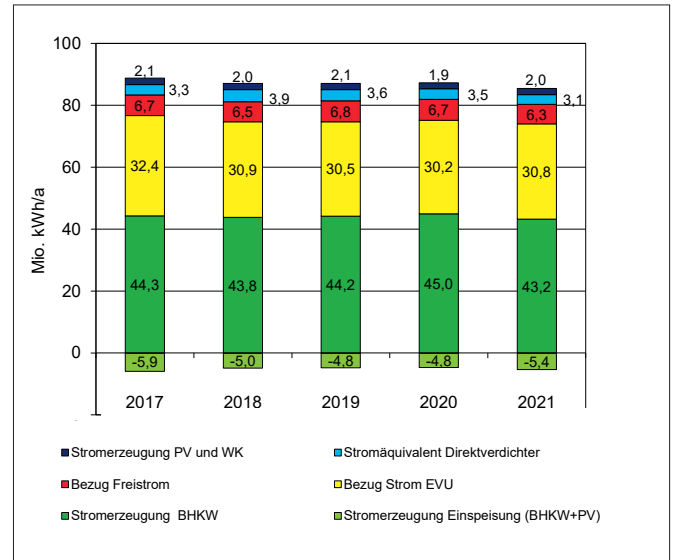


Bild 13.8: Energieeinsatz auf den Ruhrverbandskläranlagen von 2017 bis 2021

Fig. 13.8: Energy data from the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2017 to 2021

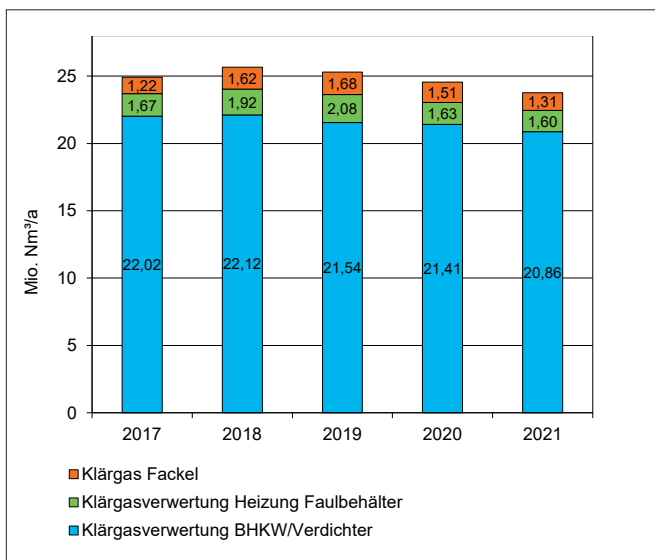
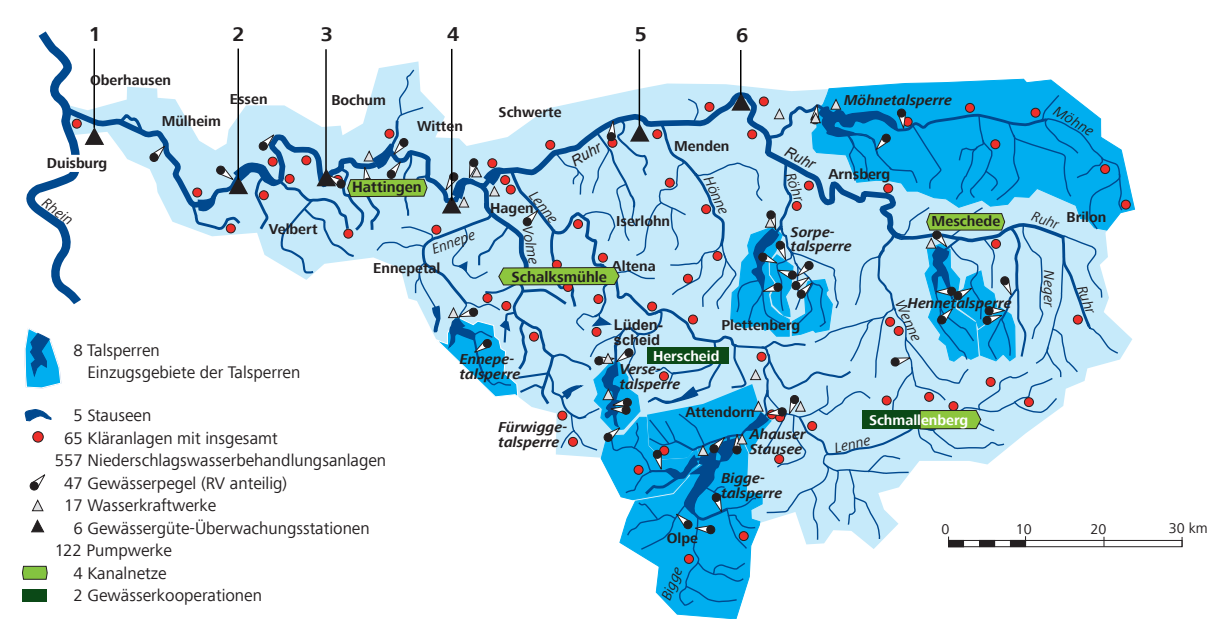


Bild 13.7: Klärgasverwertung auf den Ruhrverbandskläranlagen von 2017 bis 2021

Fig. 13.7: Sewage gas utilisation at the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2017 to 2021

Durch diese Maßnahmen konnte in den vergangenen Jahren der Strombezug von Energieversorgungsunternehmen (EVU) auf Kläranlagen gesenkt werden. Seit dem Jahr 2006 ist der Strombezug von 64,9 Mio. kWh auf 30,8 Mio. kWh um mehr als die Hälfte reduziert worden. Der Gesamtstromverbrauch der Kläranlagen beträgt 80,1 Mio. kWh/a. Die BHKW liefern dabei 43,2 Mio. kWh/a und damit 54 % des erforderlichen Stroms. Die zeitliche Entwicklung bei Verbrauch, Bezug und Erzeugung von Strom beim Ruhrverband zeigt Bild 13.8. Zusätzlich enthält diese Darstellung den Energieeinsatz bei den durch Faulgas direkt angetriebenen Verdichtern für Druckluft und den bezogenen Freistrom. Dieser durch Altverträge gesicherte Bezug an kostenfreiem bzw. kostenreduziertem Strom aus der Verpachtung einer Wasserkraftanlage betrug im letzten Jahr 6,3 Mio. kWh/a. Aus dem Gesamtstromverbrauch ergibt sich über die mittlere CSB-Lastung ein spezifischer Stromverbrauch für die Kläranlagen des Ruhrverbands von derzeit 35,9 kWh je Einwohner und Jahr.

Der Ruhrverband in Zahlen



Gewässergüte-Überwachungsstationen (kontinuierlich)

- ▲ 1. Duisburg (RV, Ruhr-km 2,65)
- ▲ 2. Essen-Werden (RV, Ruhr-km 31,18)
- ▲ 3. Hattingen (RV/LANUV, Ruhr-km 56,70)
- ▲ 4. Wetter (LANUV, Ruhr-km 81,49)
- ▲ 5. Fröndenberg (LANUV/WWU, Ruhr-km 113,78)
- ▲ 6. Echthausen (WWU, Ruhr-km 128,32)

Charakterisierung des Ruhrinzugsgebiets nach EG-WRRRL

Fläche:	4.478 km²
Höhenverhältnisse:	20 bis 800 m ü. NN
Anzahl der Planungseinheiten:	9
Gesamtlänge der Fließgewässer:	~7.000 km
Anzahl Gewässer mit Einzugsgebiet > 10 km²:	122
Anzahl Grundwasserkörper:	30
178 natürliche und 65 als erheblich verändert ausgewiesene Wasserkörper	

BETRIEBSANLAGEN

Bereich Wassergütwirtschaft

Kläranlagen	65
Niederschlagswasserbehandlungsanlagen	557
Stauseen	5
Pumpwerke	122
Wasserkraftwerke	7

Bereich Wassermengenwirtschaft

Talsperren	8
Gesamtstauraum (in Millionen m³)	472,4 *
Wasserkraftwerke	10

* einschl. kleiner Talsperren mit 9,5 Millionen m³ Inhalt

MITGLIEDER

Mitglieder insgesamt	543
----------------------	-----

BESCHÄFTIGTE

MitarbeiterInnen in Vollzeitäquivalenten	958
--	-----

JAHRESABSCHLUSS

Anlagevermögen zu AHK	3.543,1 Millionen Euro
Umsatz	286,5 Millionen Euro
davon Verbandsbeiträge	258,6 Millionen Euro
Eigenkapitalquote	34,2 Prozent
Investitionen	36,3 Millionen Euro

LEISTUNGEN DER WASSERGÜTEWIRTSCHAFT

Abwasserentsorgung eines Gebietes mit _____ 2,04 Millionen EinwohnerInnen **
Anschlussgrad _____ rd. 99,5 Prozent **
Gesamtkapazität der Kläranlagen _____ 3,251 Millionen Einwohnerwerte (E)
Gesamtabwasservolumen
(einschließlich Niederschlagswasser) _____ 375,6 Millionen m³/Jahr

Ablaufwerte des gereinigten Abwassers (mengengewichtete Mittelwerte)

Biochemischer Sauerstoffbedarf (ATH-BSB₅) _____ 4,0 mg/l
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) _____ 17,5 mg/l
Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) _____ 0,6 mg/l
Stickstoff (N_{anorganisch}) _____ 5,9 mg/l
Stickstoff (N_{gesamt}) _____ 6,6 mg/l
Phosphor (P_{gesamt}) _____ 0,35 mg/l

Klärschlammbehandlung

entsorgte Trockenmasse _____ 39.698 t_{TM}/Jahr

**30. Juni 2021

LEISTUNGEN DER WASSERMENGENWIRTSCHAFT

Sicherung der Wasserversorgung

eines Gebiets mit _____ 4,6 Millionen EinwohnerInnen

Schutz vor Hochwasser und Wassermangel

(bezogen auf die Ruhrmündung)

durch Verringerung des Maximalabflusses von _____ 1.531 auf 1.270 m³/s

durch Erhöhung des Minimalabflusses von _____ 10,6 auf 18,8 m³/s

SONSTIGE LEISTUNGEN

Qualitätsüberwachung und Beratung

Probenahmen mit insgesamt _____ 250.000 Bestimmungen

Stromerzeugung

LLK-Biggegruppe _____ 26,61 Millionen kWh

LLK-Nordgruppe _____ 14,22 Millionen kWh

Ruhrverbands-Stauseen _____ 77,57 Millionen kWh

Blockheizkraftwerke auf Kläranlagen _____ 43,2 Millionen kWh

Photovoltaikanlagen auf Kläranlagen _____ 0,87 Millionen kWh

Stromerzeugung insgesamt _____ 162,5 Millionen kWh

Forstwirtschaft und Fischerei

Waldflächen im Besitz des Ruhrverbands _____ 3.100 Hektar

Fischereierlaubnisverträge _____ 6.393 Stück

Stand: 31. Dezember 2021

Die Arbeitsgemeinschaft
der Wasserwerke an der Ruhr e. V. (AWWR) im Jahr 2021



Überflutete Schleuseninsel in Mülheim an der Ruhr am Kraftwerk Kahlenberg der RWW während des Hochwassers im Juli 2021 (Bild: RWW)





Bernd Heinz

In der letzten Zeit jagt eine Krise die nächste – u. a. Klimakrise, Pandemie, Finanzkrise, Ukraine-Krieg, Lieferkettenprobleme, Inflation – und bei uns im Ruhreinzugsgebiet nach den Trockenjahren 2018 bis 2020 das Extremhochwasser vom Juli 2021. Doch die Trinkwasserversorgung der rund 4,6 Mio. Menschen in den Versorgungsgebieten der 18 AWWR-Mitgliedsunternehmen war bisher jederzeit gesichert.

Somit alles in Ordnung? Keinesfalls!

Das abrupte Julihochwasser 2021 hatte in unserer Region dramatische Folgen (mehr dazu in Kapitel 17 des vorliegenden Berichts). Die Trinkwasserversorger konnten durch außerordentlichen Einsatz der Mitarbeitenden, gute Vorbereitung und Kreativität die Trinkwasserversorgung trotz schwerer Schäden an Wasserversorgungsanlagen aufrechterhalten. Schnelle, pragmatische und flexible Reaktionen waren die Erfolgsfaktoren. Dennoch haben die Wasserversorger an der Ruhr Sachschäden in mehrfacher Millionenhöhe erlitten.

Die Talsperren des Ruhrverbands haben die Hochwasserspitze deutlich gekappt und damit noch schlimmere Auswirkungen verhindert. Hier zeigte sich, wie wertvoll das Fluss-Talsperren-System Ruhr nach drei Trockenjahren auch für Extremniederschläge ist.

Bereits bei den ersten spürbaren Auswirkungen haben die AWWR-Mitgliedsunternehmen begonnen, sich auf den Klimawandel einzustellen. Ziel ist, die Trinkwasserversorgung an der Ruhr generell resilienter aufzustellen. Hierzu gehören insbesondere:

- Niedrigwassermanagement
- Ausbau von Verbundlösungen und Engpassbeseitigung
- Vorbereitungen für Blackouts
- Ausbau der Erneuerbaren Energien
- Verstärkte Qualitätsüberwachung und Datentransparenz
- Chancen der Digitalisierung nutzen
- Härtung der IT-Strukturen
- Professionalisierung des Krisenmanagements
- Verstärkte Zusammenarbeit, Austausch und Hilfe untereinander

Die AWWR-Mitglieder investieren in diese Maßnahmen hohe Geld-, Personal- und Managementressourcen. Doch dies alleine hilft nicht, wenn übergeordnete Rahmenbedingungen sich nicht weiterentwickeln.

Mit Abstand am wichtigsten ist ein flexibleres Talsperren-Management an der Ruhr. Seit über drei Jahren arbeiten wir eng mit dem Ruhrverband und dem Fachministerium an Lösungen. Seit letztem Jahr liegt ein abgestimmter und gutachterlich untermauerter Vorschlag zur Senkung der Mindestabflüsse und weiterer Maßnahmen vor. Die Lösung hilft bei Trockenperioden und Hochwassersituationen gleichermaßen. Ich hoffe, dass die neue Landesregierung diese Vorarbeit schnell rechtlich umsetzt, bevor das nächste Extremwetter naht. Aktuelle Klimadaten bestätigen einen beschleunigten Klimawandel. Auch wenn wir seit 2021 bisher keine extremen Dürre-/Hitzephase mehr erlitten, so reicht der Blick in andere Gebiete mit neuen Spitzentemperaturen und Wassermangel. Die Trockenheit ist nicht fort – sie nimmt Anlauf für den nächsten Rekord!

Als AWWR-Vorsitzender und Geschäftsführer eines Wasserversorgers weiß ich, wie wichtig Geschwindigkeit und Flexibilität in diesen dynamischen Zeiten für eine erfolgreiche und sichere Wasserversorgung sind. Meine Erfahrung bei Zeitdruck ist: besser eine schnelle 95%-Lösung, die man ggf. nachsteuert, als langwierige Konzept- und Detailprüfungen für den letzten Prozentpunkt an vermeintlicher Perfektion. In der heutigen Zeit können wir mit Abläufen aus dem letzten Jahrhundert keine sichere Versorgung mehr gewährleisten. Mit der angestrebten neuen Regelung vermeiden wir eine Krise – Prävention statt Krisenmanagement.

Die drei Fachausschüsse der AWWR haben im letzten Jahr viele praktische Themen von Hochwasser, Trinkwasserqualität, Technik, Organisation und Kommunikation bearbeitet (s. Kap.15). Das AWWR-Netzwerk hat beim Julihochwasser und der Nacharbeit seinen Mehrwert bewiesen. Eindrucksvolle Bilder und Schilderungen zum Hochwasser in den Wasserwerken empfehle ich auf den nachfolgenden Seiten – dieses Ereignis wünscht man sich kein zweites Mal.

Mit der Energiekrise erhalten Laufwasserkraftwerke wieder mehr Aufmerksamkeit. An der Ruhr produzieren diese ganzjährig ökologischen Strom und sichern mit Fischpässen die Durchgängigkeit, wie eine anschauliche Untersuchung in Bochum ergab (s. Kap. 18).

Stichwort Energiewende: viele AWWR-Mitglieder wollen in eigene Photovoltaikanlagen investieren, um Trinkwasser noch ökologischer und sicherer zu produzieren. Trotz langwieriger Verfahren gibt es erste positive Entwicklungen für Freiflächenanlagen in Wasserwerken an der Ruhr. Hier hoffe ich, dass Berlin den Ausbau für Erneuerbare Energien auch für Wasserwerke vereinfacht.

Die AWWR engagiert sich aktiv im gesellschaftlichen Umbauprogramm zu Klimawandel und Energiewende. Gemeinsam mit dem Ruhrverband setzen wir uns für eine schnelle Anpassung des Ruhrverbandsgesetzes ein. Dies ist die aktuelle Schlüsselaufgabe für eine weiterhin sichere Trinkwasserversorgung an der Ruhr.

Schwerte, im Juni 2022

Bernd Heinz
Wasserwerke Westfalen GmbH
Vorsitzender des Präsidiums
der Arbeitsgemeinschaft der
Wasserwerke an der Ruhr e.V. (AWWR)

15 AWWR-Ausschusstätigkeit

Ausschuss Wassergüte

Obmann: Dr. Henning Schünke, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte

In 2021 tagte der Fachausschuss Wassergüte der AWWR zu seiner 106. und 107. Sitzung im zweiten Jahr im Online-Format. In dem inzwischen üblichen Format konnten die aktuellen Themen der Wassergüte an der Ruhr durch die Mitglieder des Ausschusses – Fachleute aus den Wasserversorgungsunternehmen sowie den beiden Untersuchungslaboren (Hygiene-Institut des Ruhrgebiets Gelsenkirchen, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH) und dem Ruhrverband – beraten werden (s. Mitglieder Ausschuss Wassergüte Kap. 19).

Dem Ausschuss sind die Arbeitskreise „Anorganische Spurenanalytik“, „Organische Spurenanalytik“ und „Mikrobiologie“ zugeordnet, die die Kompetenz des Ausschusses durch ihre vertiefte fachliche Beratung in ihren Fachgebieten absichern. Weiterhin ist in den Ausschuss die Kooperation Landwirtschaft / Wasserwirtschaft an der Ruhr eingebunden; die Vertretung der Kooperation im Ausschuss unterstützt bei Fragen zur landwirtschaftlichen Bewirtschaftung im Ruhreinzugsgebiet.

In der Mitte des Jahres 2021 schied Ulrich Schulte-Ebbert aus dem Dienst bei der Wasserwerke Westfalen GmbH, die er auch im Ausschuss Wassergüte vertreten hat, aus. Als weitere Funktion arbeitete Herr Schulte-Ebbert in der Kooperation Landwirtschaft / Wasserwirtschaft an der Ruhr mit. Mit Herrn Schulte-Ebbert hat der Ausschuss ein sehr kompetentes Mitglied verloren. Er arbeitete seit vielen Jahren in verschiedenen Positionen für die Wasserversorgung an der Ruhr und brachte sein tiefes Fachwissen in den Ausschuss ein. Auch im Bereich der Landwirtschaft hat er sich als Fachmann auf der Basis seines Tätigkeitsfelds bei Wasserwerke Westfalen fundiert für die Belange der Wasserwirtschaft eingesetzt. Der Ausschuss und die Wasserwirtschaft an der Ruhr verlieren mit ihm einen sehr geschätzten Kollegen, der sich stets für den Wasserschutz einsetzte. Wir wünschen Herrn Schulte-Ebbert vor allem Gesundheit und alles erdenklich Gute für die Zukunft an seinem neuen Lebensmittelpunkt und sagen „au revoir“.

Die fortlaufenden Aufgaben des Ausschusses Wassergüte der AWWR umfassen die folgenden Themen der Wasserwirtschaft an der Ruhr:

- Beobachtung und Bewertung der chemisch-hygienischen Ruhrwasserqualitäten
- Beurteilung und Ursachenforschung von aktuellen Belastungen der Ruhrwasserqualität anhand von Informationen der Versorger und des Ruhrverbands
- Erfassung und Auswertung der Ergebnisse aus den Ruhr-längsuntersuchungen und den zeitdichten Untersuchungen
- Bewertung der Ergebnisse der gemeinsamen Ruhr-längsuntersuchungen und der freiwilligen zeitdichten Untersuchungen durch die Mitgliedsunternehmen und des Ruhrverbands im Rahmen des Ruhrgüteberichts
- Initiierung, fachliche Konzeptionierung, Begleitung, Auswertung und Präsentation von Sondermessprogrammen zu chemischen Qualitätsmerkmalen:
 - aktuelle Untersuchungsprogramme waren 2021:
 - organische Spurenstoffe
 - Virenrückhalt bei der Grundwasseranreicherung
- Qualitätssicherung und -verbesserung von Analyseverfahren in den AWWR-Laboratorien durch Vergleichsuntersuchungen in den Arbeitskreisen:
 - anorganische Spurenanalytik
 - organische Spurenanalytik
 - Mikrobiologie
- Austausch von qualitätsrelevanten Informationen aus der Wasserwerkspraxis
- Fachliche Schnittstelle zum Beirat Landwirtschaft / Wasserwirtschaft
- Beurteilung von aktuellen Entwicklungen in der nationalen und internationalen Gesetzgebung hinsichtlich ihrer Relevanz für die Mitglieder der AWWR
- Beratung der AWWR-Mitgliederversammlung bei allen qualitätsrelevanten Fragestellungen, ggf. in Zusammenarbeit mit den Ausschüssen Wassergewinnung und -aufbereitung und/oder Öffentlichkeitsarbeit
- Unterstützung der AWWR-Mitglieder bei Behördenterminen
- Erarbeitung von Fachbeiträgen zur Ruhr- und Trinkwassergüte z.B. für den Ruhrgütebericht
- Inhaltliche Unterstützung bei der Verbesserung des Internet-Auftritts der AWWR
- Unterstützung beim Ausbau einer verbesserten Kommunikation bei Ausschuss-übergreifenden Themen innerhalb der AWWR: Benennung und Präsentation vorhandener Kompetenzen

Der Ausschuss befasste sich im Jahr 2021 außerdem mit den folgenden Themen:

- Während in der Frühjahrssitzung der Niedrigwasserabfluss noch stark diskutiert wurde, gab es in der zweiten Sitzung einen intensiven Austausch zu dem Sommerhochwasser.
- Die Planungen zu Abflüssen aus den Grubenwässern in die Ruhr durch die RAG wurde diskutiert.
- Zu Schwierigkeiten bei dem Untersuchungsprogramm zur Reduktion von Viren, vor allem Adenoviren, bei der Wasseraufbereitung an der Ruhr wurden die Informationen gegeben. Für die Untersuchungen an verschiedenen Wasserwerken an der Ruhr werden weitere methodische Optimierungen notwendig.
- Über die Neuerungen aus der EU-Trinkwasserrichtlinie und die Stellungnahmen über den DVGW wurde informiert. Es wurde zu den chemischen und mikrobiologischen Anforderungen aus der EU-Richtlinie Fragen für die Umsetzung in die TrinkwV formuliert.
- Zu einer geplanten Sedimentverlagerung aus dem Staubereich des Hammerteiches des Nebenbaches Borbach in die Ruhr bei Witten wurde dem Präsidium der AWWR eine Stellungnahme ausgearbeitet, die als Grundlage für die AWWR-Rückmeldung an den Vorhabensbetreiber verwendet wurde.

Schwerpunkt der Ausschussarbeit war erneut die Bewertung der Ruhrwasserqualität. Dazu wurden die Untersuchungen des Ruhrverbandes an der Probestelle Essen-Rellinghausen und des Spurenstoffmonitorings der AWWR im Ausschuss diskutiert und bewertet. Die Untersuchungen des Grubenwassermonitorings aus dem Altbergbau im so genannten Erbstollen-Projekt wurden 2020 abgeschlossen und die Ergebnisse diskutiert. Es konnte keine aktuelle Belastung aus den Zuflüssen für die Ruhr aufgefunden werden.

Arbeitskreis Allgemeine und anorganische Analytik

Obmann: Dr. Georg Böer, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte

Die Mitgliederzahl des Arbeitskreises blieb trotz personeller Veränderungen konstant bei acht Mitgliedern im Arbeitskreis. Das jährliche Treffen hat zur Jahresmitte am 1.7.2021 stattgefunden, pandemiebedingt als TEAMS-Online-Sitzung.

Weil im Vorjahr 2020 drei der vier sonst vierteljährlichen Vergleichsanalysen (VA) entfielen, beschränkte sich die übliche Besprechung der Vergleichsanalysen (VA) auf die VA 121 und 122, die jeweils im Februar 2020 und 2021 durchgeführt wurden. Für 2021 wurde im September eine weitere Vergleichsanalyse organisiert (VA 123).

Ergebnisse / Konsequenzen aus den Vergleichsanalysen (VA):

- Die besondere Probennahme mit längeren Zeitabständen zwischen den Beprobungen hat bei der VA 122 bemerkenswerterweise nicht zu uneinheitlichen Ergebnissen geführt.
- Es wurden auch relativ einheitliche Ergebnisse bei einer Sonderprobe zur Titration der Basekapazität erzielt. Die normgerechte Vorlage und Rücktitration der Natronlauge bei einem Teilnehmer könnte zu etwas höheren Werten führen. Die WWU will diese Sonderprobe einmal im Jahr bereitstellen.
- Im Vergleich zu vorangegangenen Vergleichsanalysen wurde die Sonderprobe „Abfiltrierbare Stoffe“ (AFS) mit einer offenbar geringeren Schwankungsbreite analysiert. Die Auswertung sämtlicher seit 2015 durchgeführten AFS-Vergleiche zeigt insgesamt eine Verbesserung bei diesem Parameter. Die Sonderprobe zu AFS soll jährlich im Februar bereitgestellt werden.
- Beim AOX wurden seit 2014 insgesamt nur drei dotierte Sonderproben verteilt, so dass die Auswertung sämtlicher Vergleiche wenig aussagekräftig ist.

Erfahrungsaustausch

Der Erfahrungsaustausch wird als Bestandteil der Treffen geschätzt und intensiv geführt, im Jahr 2021 z.B. zu folgenden Themen:

- die Teilnehmer wurden auf Probleme mit Kalibrierdaten bei einer geläufigen IC-Software hingewiesen (anstelle der Aktualisierung wird auf eine voreingestellte Alt-Kalibration zurückgegriffen),
- Probleme bei ICP-MS-Neuanschaffungen: es gab Mängel bei der Qualität ab Werk und beim Service,
- für die Auswahlkriterien und Erfahrungen bei der Einführung von neuen Labor-Informations- und Management-Systemen wurde über mögliche Beratungsunternehmen informiert.

Arbeitskreis Organische Spurenanalytik

Obfrau: Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen

Der Arbeitskreis mit seinen sieben Mitgliedern hat im Jahr 2021 turnusgemäß zweimal getagt. Jedoch war die Arbeit des Arbeitskreises auch im Jahr 2021 auf Grund der Coronapandemie nur eingeschränkt möglich. Ein Treffen im Februar 2021 konnte wiederum nur virtuell stattfinden, im Oktober 2021 war dann ein Treffen in Präsenz möglich.

Ein wichtiges Ziel der Sitzungen des Arbeitskreises „Organische Spurenanalytik“ ist der Austausch über neue Entwicklungen und Erfahrungen aus den jeweiligen Arbeitsbereichen. Dabei spielt insbesondere auch der Erfahrungsaustausch über Analysemethoden für neue Zielsubstanzen eine große Rolle. Dies spiegelt sich auch in der Durchführung der Vergleichsuntersuchungen, die aus dem Arbeitskreis heraus vorbereitet werden, wider.

Im Jahr 2021 konnten im Arbeitskreis trotz der pandemiebedingten Einschränkungen Vergleichsuntersuchungen zu folgenden Parametergruppen durchgeführt werden:

- Pflanzenschutzmittelwirkstoffe, zusätzlich Glyphosat und AMPA sowie Sulfonylharnstoffe (PSM)
- LHKW / BTEX mit MTBE und ETBE
- Komplexbildner
- Phosphororganische Flammschutzmittel
- Polyfluorierte Verbindungen (PFC), incl. höherkettige Verbindungen
- Ausgewählte Arzneimittelwirkstoffe
- Trifluoressigsäure (TFA)

Zu einigen dieser Vergleichsuntersuchungen hat der Arbeitskreis Gäste eingeladen. Die Ergebnisse zeigen, dass auch im Vergleich mit Laboratorien außerhalb des Arbeitskreises vergleichbare Ergebnisse erzielt werden.

Der Arbeitskreis bespricht regelmäßig den geplanten Umfang der Vergleichsuntersuchungen. Hier sieht man am Beispiel der PFC, dass so auch kurzfristig auf Veränderungen des Untersuchungsumfanges, der von den beteiligten Laboratorien abgedeckt werden muss, reagiert werden kann. Mit der Umsetzung der aktuellen EU-Trinkwasserrichtlinie in deutsches Recht spätestens im Januar 2023 wird der Umfang der zu bestimmenden PFCs (dort PFAS = per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen) erweitert. Die Analytik dieser zusätzlichen PFCs wurde im Arbeitskreis besprochen und die geplante Vergleichsuntersuchung entsprechend angepasst.

Der allgemeine Erfahrungsaustausch zwischen den Laboren ist für die Teilnehmer immer ein wichtiger Tagesordnungspunkt. Dieser hat insbesondere auf der Herbstsitzung einen breiten Raum eingenommen. So wurde unter anderem über geplante und erfolgte Labor-Um- und Neubauten berichtet.

Arbeitskreis Mikrobiologie

Obfrau Dr. Anne Heyer, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim

Im Arbeitskreis Mikrobiologie vertritt seit 2021 Dr. Christina Meinert-Berning den Ruhrverband. Sie übernimmt von Susanne Zander-Hauck, die in den Ruhestand getreten ist. Wir danken Frau Zander-Hauck für ihre aktive und engagierte Teilnahme an den Treffen des Arbeitskreises. Unser Dank gilt ebenso Dr. Jost Wingender von der Universität Duisburg Essen, der nach gut 30 Jahren konstruktiver Zusammenarbeit im Mai 2022 verabschiedet wurde und nun seinen Ruhestand genießen wird.

Trotz strikter Corona-Maßnahmen mit Zeitabständen bei der Beprobung konnte im Arbeitskreis Mikrobiologie eine Vergleichsanalyse zum Enterokokken-Nachweis vorgenommen werden. Eine weitere Vergleichsuntersuchung wurde im Oktober für die Clostridien-Nachweise durchgeführt, sowohl für die genormte Trinkwasseranalytik als auch für das alte Verfahren nach Trinkwasserverordnung. In beiden Vergleichen wurden die Parameter erfolgreich bestimmt. Bei den Clostridien-Untersuchungen konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Methoden nach DIN EN ISO 14189 und dem mCP-Verfahren nach TrinkwV 2001 festgestellt werden. Begleitend zu den Vergleichsuntersuchungen gab es unter den Teilnehmer einen Erfahrungsaustausch zu den Lieferanten von Fertigmedien. Die nächste Vergleichsanalyse ist auf Ende September 2022 terminiert und wird, der Routineanalytik angeglichen, die allgemeine Koloniezahl, Coliforme Keime/E.coli und Enterokokken jeweils als Einzelbestimmung umfassen.

Als neue Rechtsgrundlage wurden insbesondere die Inhalte der neuen EU-Trinkwasserrichtlinie thematisiert, die innerhalb von zwei Jahren in deutsches Recht umgesetzt werden muss. Die neue Trinkwasserverordnung wird im Januar 2023 erwartet. Coliphagen und Microcystin werden als neue Parameter aufgenommen werden.

Bezüglich technischer Vorgaben wurden folgende Neuerungen besprochen:

- DVGW:
Neufassung des DVGW Arbeitsblattes W 559 (Vermeidung der Kontamination von Trinkwasserinstallationen mit *P. aeruginosa* und Maßnahmen zu deren Bekämpfung) wird 2022 erwartet,
Legionellenrichtlinie DVGW W 551 aktuell in Überarbeitung,
DVGW Twin 15 zu Trinkwasserversorgung bei Volksfesten wurde veröffentlicht,
DVGW W 263 (Hygiene in der Wasserversorgung) wird im Herbst 2022 erscheinen.
- DAkKS:
Die DAkKS fordert die Überarbeitung der ISO-Norm zur mikrobiologischen Messunsicherheit vom UBA, die sich dieses Themas angenommen hat.
Die DAkKS fordert bei Einbindung externer Probenehmer separate Verträge zwischen Labor und Probenehmer, Einsprüche durch WWUs und DVGW laufen.
- Normung im Bereich der Analytik:
ISO 7704: Testung von Membranfiltern, singular und mit Medien soll im August 2022 verabschiedet werden,
der R2A-Agar soll genormt werden,
die DIN EN ISO 8999 für die Grundlagen zur Kultivierung von Mikroorganismen wurde mit neuen Festlegungen zu den Auswertungen aktualisiert,
eine Arbeitsgruppe zur Validierung des MALDI-ToF als alternatives Bestätigungsverfahren wird derzeit vorbereitet.

Auch im AK Mikrobiologie gab es einen Erfahrungsaustausch über das Hochwasserereignis 2021. Deutlichen Einfluss auf die Hochwassersituation nahmen auch die Zuströme aus den Nebengewässern Hönne und Lenne. Zum Teil konnte auf eine alternative, von der Ruhr unabhängige Trinkwasserversorgung umgestellt werden, zum Teil mussten Wasserwerke außer Betrieb genommen und die Versorgung in diesen Fällen über andere Wasserwerke aufrechterhalten werden. Die Wiederinbetriebnahmen dauerten bis zu fünf Wochen.

Kooperation Wasserwirtschaft / Landwirtschaft im Ruhreinzugsgebiet

Sprecher: Klaus Döhmen, Verbund-Wasserwerk Witten, Witten
Bericht: Klaus Döhmen, Verbund-Wasserwerk Witten, Witten und Kirstin Richter, Wasserwerke Westfalen, Schwerte

Bei der Zusammensetzung der AWWR-Vertreter ergab sich 2021 eine personelle Änderung. Herr Schulte-Ebbert von der Wasserwerke Westfalen GmbH hat sich im Sommer 2021 in seinen wohlverdienten Ruhestand verabschiedet und sich aus der landwirtschaftlichen Kooperation zurückgezogen. Im Namen der Kooperation gilt es ihm für seine geleistete Arbeit Dank auszusprechen und alles Gute für den neuen Lebensabschnitt zu wünschen. Für Hr. Schulte-Ebbert ist als neue Vertreterin Frau Kirstin Richter von WWW der landwirtschaftlichen Kooperation beigetreten.

Die Tätigkeit der drei Fachberater der Landwirtschaftskammer NRW für den landwirtschaftlichen Gewässerschutz war im Jahr 2021 erneut in starkem Maße durch die Corona-Schutzregeln beeinträchtigt. Dies und konkurrierende neue Förderangebote der Landwirtschaftlichen Rentenbank (Ausschluss von Doppelförderungen) bewirkten einen Rückgang der geförderten Gewässerschutzmaßnahmen durch die AWWR gegenüber dem Vorjahr. Insgesamt sind in 2021 61 Einzelförderungen beantragt und mit 37.284,79 € abgerechnet worden. Die Anzahl der kooperierenden landwirtschaftlichen Betriebe betrug 909, die mit einer Gesamtfläche von 46.829 ha einen Anteil an der Agrarfläche im Einzugsgebiet von 50,7 % repräsentieren (Stichtag 01.03.2022). Die Mitgliederanzahl der Kooperationsbetriebe im Ruhreinzugsgebiet weist bedingt durch den Zusammenschluss von Betrieben sowie den Aufkauf von kleinen Einzelbetrieben durch die Großbetriebe einen abnehmenden Trend auf. Dagegen verbleibt die bewirtschaftete Gesamtflächengröße durch die Kooperationsbetriebe relativ stabil.

Durch die drei Berater wurden für 909 Kooperationsbetriebe

- 288 Nährstoffvergleiche/N-Obergrenze,
- 98 Stoffstrombilanzen,
- 112 Düngebedarfsermittlungen und
- 35 Düngepläne erstellt.

Bereits 2021 konnte durch die stark ansteigenden Energie- und Rohstoffpreise ein Umdenken bei der Düngestrategie für das Frühjahr 2022 beobachten werden, das sich auf die Beratung der Kooperationsbetriebe auswirkte. Die Wertigkeit und Nachfrage von organischem Dünger steigt, wobei der steigenden Nachfrage eine fehlende Verfügbarkeit gegenübersteht. Es ist folglich davon auszugehen, dass Düngemittel in 2022 effektiver eingesetzt werden und die Anfragen für die gesamtbetrieblichen Düngeplanungen für das kommende Jahr steigen werden.

Die Landwirtschaftskammer (LWK) hat im Jahr 2021 im Rahmen der Ruhrkooperation Feldversuche zum Anbau von Zwischenfrüchten angelegt. Durch Zwischenfrüchte soll auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und den Umbruch verzichtet werden. Bei den Feldversuchen wurden verschiedene Varianten angelegt, die die Bestellung der Felder hinsichtlich der Düngung (mit/ohne), Bodenbearbeitung (keine/flach/tief) und Zeitpunkt der Aussaat der Zwischenfrüchte berücksichtigen. Bei den Feldversuchen in 2021 wurde sich vorwiegend auf die nachfolgenden Aspekte und Fragestellungen konzentriert:

- Beurteilung der Stickstoffbindung und -verlagerung durch die Zwischenfrüchte mittels N_{min} -Proben,
- Beobachtung des Ausfallgetreides sowie der Unkrautunterdrückung,
- welche Bodenbearbeitungsstrategie liefert das beste Ergebnis,
- welche Variante/Bestellung ist in der Praxis zu empfehlen.

Im Oktober 2021 hatten die AWWR-Vertreter die Möglichkeit, die Feldversuche und erste Zwischenergebnisse in Begleitung der LWK zu besichtigen. Eine abschließende Bewertung der Feldversuche erfolgt in 2022.

Die Kooperationspartner werden die grundsätzliche Ausrichtung der Kooperation in 2022 einer umfassenden Prüfung unterziehen und den Förderungskatalog angesichts fachrechtlicher Änderungen neugestalten und finanziell bewerten.

Der zugrundeliegende Vertrag zwischen AWWR und LWK zur Gestaltung der Gewässerschutz-Beratung und Umsetzung der Förderung landwirtschaftlicher Betriebe stammt aus 2002 und soll angesichts der Novellierungen landesweiter Regelungen in 2021 (12-Pkt.-Programm, Rahmenvereinbarung zw. Wasserverbänden und LWK) ebenfalls bis Ende 2022 neu gefasst werden. Die Qualität der Ruhr war auch 2021 nicht in besonderer Weise durch landwirtschaftliche Einflüsse negativ beeinflusst. Allerdings bewirkte das Extremhochwasser vom Juli 2021 Abschwemmungen und Erosionen von landwirtschaftlichen Flächen, die zusammen mit anderen Einträgen aus Siedlungen, Verkehrsflächen und Wald zur kurzzeitig erhöhten stofflichen Belastung der Ruhr beitrugen. Vorsorgestrategien vor belastenden Stoffeinträgen auch aus der Landwirtschaft bleiben eine Zukunftsaufgabe.

Ausschuss Wassergewinnung und -aufbereitung

Obmann: Dr. Michael Plath, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr

Im Jahr 2021 fanden zwei Sitzungen des Ausschusses Wassergewinnung und -aufbereitung online statt. Es gab eine personelle Veränderung im Ausschuss, Herr Dietrich hat sich in der Sitzung im April in Rente verabschiedet. Er war lange Jahre im Ausschuss wie auch im Präsidium tätig. An der Sitzung im November nahm bereits Herr Sommer als Vertreter der Hochsauerlandwasser teil.

Projekt „Niedrigwassermanagement Ruhr – EKlima“

Der Schwerpunkt in der Sitzung im April war die Trockenheit der Jahre 2018 bis 2020 und das hauptsächlich vom Ruhrverband vorangetriebene Projekt „Niedrigwassermanagement Ruhr – EKlima“ (vgl. Kap. 10). Im April wurde das Projekt mit den Arbeitspaketen vorgestellt. In der Novembersitzung wurde vom Fortschritt des Projekts und von ersten Ergebnissen berichtet. Diese wurden intensiv besprochen und diskutiert. Wichtigste Erkenntnis für den Ausschuss war hier, dass nicht die Jährlichkeit bewertet wird, sondern wie häufig die Talsperren den ökologischen Mindeststauinhalt in dem betrachteten Zeitraum unterschreiten, wenn keine Maßnahmen (Grenzwertreduzierungen usw.) ergriffen werden. Klar ist bereits, dass die Talsperren bei einem „weiter wie bisher“ trockenfallen werden.

Photovoltaik bei Wasserversorgern

Drei Unternehmen stellten in der Aprilsitzung ihre Projekte zum Thema PV vor. Bei zwei Wasserversorgern wurden bereits größere Projekte auch in Schutzgebieten umgesetzt. Weitere Projekte sind in Planung. Diese wurden bereits letztes Jahr in einem eigenen Beitrag vorgestellt. Im Ausschuss wurde beschlossen, dass Thema zu einem Standardpunkt in der Agenda zu machen.

Hochwasser im Sommer 2021

Ein Schwerpunkt auf der Novembersitzung war das Hochwasser im Juli 2021. Dem ausführlichen Bericht vom Ruhrverband zur Niederschlagsituation und dem Abflussgeschehen, folgte eine längere Diskussion. Hierbei wurden die Förderrichtlinien besprochen, das Problem, geeignete Gutachter zu finden, die Schwierigkeit, das Hochwasser von der Jährlichkeit einzuordnen usw. Abschließend haben die Wasserversorger von ihren Erfahrungswerten berichtet, Details sind dem gesonderten Beitrag hierzu (Kap. 17) zu entnehmen.

Berichte aus den Mitgliedsunternehmen

Der Bau des Wasserwerks Hengstey bei Mark-E wurde 2021 abgeschlossen und die Wasseraufbereitung in Betrieb genommen. Auch das Wasserwerk Westhofen von Wasserwerke Westfalen wurde um eine „Weitergehende Wasseraufbereitung“ ergänzt. Weiterhin wurden mehrere kleinere Anpassungen bei einzelnen Versorgern umgesetzt.

Meldeplan Ruhr

2021 wurde der Meldeplan Ruhr überarbeitet und zur Verfügung gestellt. Der AWWR-Meldeplan wird von den Behörden, aber auch von den Mitgliedsunternehmen, weiterhin intensiv genutzt. Die Meldungen aus dem Jahr 2021 wurden wie immer kurz angesprochen, es gab aber keinen weiteren Diskussionsbedarf. Es kam nur der Wunsch auf, dass Abschlussmeldungen auch wirklich gemacht werden, wenn eine Meldung abgeschlossen ist.

Diskutiert wurde auf der Novembersitzung eine weitere Digitalisierung des Meldeplans. Weg vom Fax hin zur E-Mail, die aktuell schon bei vielen das Mittel der Wahl ist.

Weitere Themen

Die Erstellung der landesweiten Wasserschutzgebietsverordnung wurde ebenso wie der WRRL-Bewirtschaftungsplan 2022-2027 angesprochen. Mitglieder des Ausschusses bzw. Mitarbeiter aus den Mitgliedsunternehmen sind beteiligt.

Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit

Obfrau: Tanja Vock, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte

2021 fand eine Sitzung des Ausschusses Öffentlichkeitsarbeit am 16. April statt, pandemiebedingt als Online-Sitzung. (Mitglieder Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit s. Kap. 19)

Maria Geers von den Stadtwerken Menden orientierte sich beruflich neu und schied dadurch zum 30.06.2021 aus dem Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit der AWWR aus. An dieser Stelle noch einmal einen herzlichen Dank für fünf Jahre des sehr regen und konstruktiven Austauschs in unserem Ausschuss und viel Erfolg für die neue berufliche Herausforderung! An ihrer Stelle besetzt ihr Nachfolger Josef Guthoff den Ausschuss seit Anfang Juli 2021.

In der **Frühjahrs-Sitzung** im April stellte der Ruhr Tourismus das gemeinsam mit a tip:tap ins Leben gerufene Nachhaltigkeitsprojekt, den RuhrtalRadweg bis zum Weltwassertag am 22.03.2022 mit bis zu 50 Leitungswasser-Zapfstellen auszustatten, vor und bat hierfür um Unterstützung der Wasserversorger.

Des Weiteren wurde aufgrund von Anfragen zur Aufrechterhaltung der Wasserversorgung bei Stromausfall das im Anschluss zur Veranstaltung „Blackout“ von 2015 erarbeitete AWWR-Positionspapier auf seine Aktualität hin geprüft und der Arbeitskreis Wassergewinnung und -aufbereitung um eine Überarbeitung gebeten.

Es wurden die Themen für den Ruhrgütebericht 2020 besprochen. Die Idee aus dem Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit einen Bericht über den RuhrCleanUp zu bringen, wurde vertagt, bis mehr Mitgliedsunternehmen an dieser gelungenen Umweltaktion teilnehmen. Die anderen Themen werden im folgenden Abschnitt „Pressekonferenz zum Ruhrgütebericht 2020“ erörtert.

Zu Ende wurden die aktuellen Themen und Projekte aus den Mitgliedsunternehmen vorgestellt und sich hierzu ausgetauscht.

Während der **Krisenkommunikation zur Hochwasserkatastrophe im Juli 2021** gab es einen sehr regen Austausch zwischen den Ausschussmitgliedern. Von daher wurde für die Nachbetrachtung und Aufarbeitung keine Herbstsitzung mehr einberufen, sondern dieses in der Frühjahrssitzung 2022 vorgenommen. Allerdings bestand direkt nach der Krisensituation schon der Konsens, dass es sehr wünschenswert wäre, wenn eine Nothilfe für die Kommunikationsabteilungen zwischen den Mitgliedsunternehmen der AWWR organisiert werden könnte.

Zu den Standardaufgaben des Ausschusses gehörten wie in den Vorjahren folgende Tätigkeiten:

- Erarbeitung von Beiträgen für die AWWR-Mitgliederversammlungen, Präsidiumssitzungen, den Ruhrgütebericht und die zugehörige Pressekonferenz
- Koordination und Betreuung der Erstellung der AWWR-Beiträge zum Ruhrgütebericht
- Vorbereitung der AWWR-Themen und der Unterlagen für die Pressekonferenz zum Ruhrgütebericht sowie Teilnahme an der PK
- Bearbeitung von Presseanfragen
- Bearbeitung von Sprachregelungen / Krisenkommunikation
- Öffentlichkeitswirksame Außendarstellung der AWWR und ihrer Tätigkeiten
- Austausch zu öffentlichkeitsrelevanten Themen der Mitgliedsunternehmen
- Aktualisierung und Weiterentwicklung des öffentlichen AWWR-Internetauftritts (nicht des Mitgliederbereichs)

Pressekonferenz zum Ruhrgütebericht 2020

Die Pressekonferenz zur Vorstellung des Ruhrgüteberichts fand am 22. September 2021 beim Ruhrverband in Essen statt. Der Ruhrverband und die AWWR informierten hier wie jedes Jahr gemeinsam über ihre Schwerpunktthemen. Von Seiten der AWWR nahmen teil der AWWR-Vorsitzende Roland Rütter, der Geschäftsführer Ulrich Peterwitz, der Obmann des Ausschusses Wassergüte Dr. Henning Schünke und die Obfrau des Ausschusses Öffentlichkeitsarbeit Tanja Vock.

Das bestimmende Thema in der RGB-Presskonferenz war selbstredend das frisch überstandene Juli-Hochwasser und dessen Folgen. Dennoch wurde, auch wenn dieses aufgrund der Aktualität dominierte, im Rückblick erneut die andere Seite des Klimawandels, die extreme Trockenheit der letzten drei davorliegenden Jahre in Verbindung mit dem Thema Niedrigwassermanagement, erörtert. Die dringende Erforderlichkeit der von Ruhrverband und AWWR angestrebten Anpassung des Ruhrverbandsgesetzes mit neuen zukunftsfähigen und versorgungssicheren Niedrigwasserabflüssen zur Sicherstellung der Daseinsvorsorge wurde der Presse erklärt. Als Nachhaltigkeitsthemen wurden das innovative Beleuchtungskonzept im Wasserwerk Hengstey und der Baufortschritt bei der Errichtung der Weitergehenden Aufbereitungsanlagen – Fertigstellung im Wasserwerk Hengstey von Mark-E und im WW Westhofen von Wasserwerke Westfalen – vorgestellt.

Auch der Ruhrverband berichtete über das Hochwasser und die Niedrigwassersituation und sprach sich für die Ruhrverbandsgesetzänderung zur flexibleren Bewirtschaftung der Talsperren aus. Weiterhin wurde von dieser Seite über das SARS-CoV-2-Abwassermonitoring berichtet.

Die Botschaften wurden mit hoher Medienreichweite unter den Schlagzeilen „Wasserwirtschaft an der Ruhr stellt sich auf die Folgen des Klimawandels ein“ und „Wasserwerke sorgen sich um die Trinkwasserversorgung“ aufgenommen.

16 Monitoring organischer Spurenstoffe in der Ruhr

Christian Skark, Dortmund

Im Jahr 2021 wurde das Monitoring der AWWR mit vier weiteren Probenahmen und der Untersuchung auf insgesamt 61 organische Spurenstoffe im Oberflächenwasser der Ruhr weitergeführt. Somit wurden in mehr als dreizehn Jahren 54 Probenahmen erreicht, deren Untersuchungsergebnisse ausgewertet wurden. Hier wird der Vorbericht über den Zeitraum 2008 bis 2020 (50 Probenahmen [16.1]) fortgeschrieben. Auch im Jahr 2021 erfolgte eine neuerliche Anpassung des Untersuchungsspektrums. Aktuell werden Stoffe analysiert, die zu den Gruppen Humanpharmaka (HP, 43 Stoffe), Röntgenkontrastmittel (RKM, 6 Stoffe), Organophosphor-Flammschutzmittel (FSM, 11 Stoffe) und Korrosionsschutzmittel (1 Stoff) gehören, die im Einzugsgebiet der Ruhr verbraucht werden und über gereinigtes Abwasser in das Oberflächenwasser gelangen können. Die zur Analyse ausgewählten Substanzen sind nicht in der Trinkwasserverordnung reguliert. Aufgrund der Hinweise auf ihre verbreitete Anwendung kann angenommen werden, dass ihr Auftreten im Oberflächenwasser der Ruhr möglich ist. Für mehrere Untersuchungsparameter ließ sich dies jedoch nicht bestätigen.

Über Untersuchungen zu den hier betrachteten organischen Stoffen wird ebenfalls im Kapitel 7 berichtet. Jedoch betreffen die dort zugrundeliegenden Analyseergebnisse sowohl einen anderen Probenahmezeitraum als auch andere Zeitpunkte sowie abweichende Probenahmeorte. Darüber hinaus liegen den dort berichteten Ergebnissen andere Probenahmehäufigkeiten, abweichende Untersuchungsmethoden und andere Bestimmungsgrenzen zugrunde. Alle diese Unterschiede können die Interpretation beeinflussen – insbesondere im Hinblick auf maximale Konzentrationen und die abgeschätzten Frachten. Dennoch weisen die generellen Tendenzen der Auswertung in den verschiedenen Berichten in die gleiche Richtung.

Probenahmeorte und Untersuchungsmethoden

An neun Probenahmestellen längs der Ruhr werden alle drei Monate Stichproben entnommen. Die Probenahmestellen an der Ruhr entsprechen den Rohwasserentnahmeorten der beteiligten Wasserwerke (WGA, Tabelle 16.1). Dies schließt weiterhin die Probenahmestelle in Bochum-Stiepel ein, obwohl dort die Trinkwassergewinnung im November 2015 eingestellt wurde. Allerdings fiel dort die Probenahme im Oktober 2020 und im Januar 2021 aus.

Die einzelnen Probenahmestellen repräsentieren unterschiedliche Anteile des ca. 4.500 km² großen Einzugsgebiets der Ruhr (zwischen 400 km² in Meschede und 4.400 km² in Mülheim). Insbesondere zwischen Schwerte (WGA Westhofen) und Hagen (WGA Hengstey) nimmt das oberstromige Einzugsgebiet und der Abfluss durch den Zufluss der Lenne stark zu.

Tabelle 16.1: Lage der Probenahmestellen für Oberflächenwasser der Ruhr. MQ – durchschnittlicher Abfluss, Gewässerstationierung [16.2]. Der Pegel Werden stand hochwasserbedingt zwischen 15.07.2021 und 23.09.2021 nicht zur Verfügung.

Table 16.1: Sampling sites for the surface water in the river Ruhr. MQ – mean run-off, water stationing [16.2]. The gauging station Werden was not available from 15.07.2021 to 23.09.2021 due to stormwater discharge.

Ort	Probenahme- stelle	Probe- nahme	Abfluss- pegel	Abfluss	Einzugs- gebiet	MQ langjährig	MQ (07/2008 - 12/2021)	MQ (2021)
		Fluss-km		Fluss-km	[km ²]	[m ³ /s]	[m ³ /s]	[m ³ /s]
Meschede	Mengesohl	183,7	Meschede 1	179,4	426	9,1	7,4	6,5
Arnsberg	Langel	163,8	Oeventrop	159,5	760	14,9	12,1	11,3
Wickede	Echthausen	128,3	Bachum	133,8	1.530	27,1	21,3	17,0
Fröndenberg	Warmen	121,2	Fröndenberg	109,3	1.914	-	-	-
Schwerte	Westhofen	95,2	Villigst	100,2	2.013	28,8	24,2	25,0
Hagen	Hengstey	88,8	Wetter	79,8	3.908	67,6	55,1	54,3
Bochum	Stiepel	62,7	Hattingen	56,0	4.118	70,6	58,6	59,2
Essen	Spiek	44,1	Werden	29,0	4.337	79,5	60,0	57,9
Mülheim	Styrum-Ost	11,3	Mülheim	13,2	4.420	76,3	62,8	62,9

Tabelle 16.2: Untersuchte Stoffe im AWWR-Monitoring „Organische Spurenstoffe in der Ruhr“. AB – Antibiotika, BG – Bestimmungsgrenze, CAS-RN – Chemical Abstract Service Registrierungsnummer, FSM – Flammenschutzmittel, HP – Humanpharmaka, M – Metabolit, RKM – Röntgenkontrastmittel, VP – Veterinärpharmaka. Grün – Anteil der Untersuchungen über der BG $\leq 10\%$, hellgelb – Anteil der Untersuchungen mit Positivbefund $\geq 90\%$, Anzahl aller Untersuchungen seit 2008 n(A) = 483 (außer [a] Codein, Clofibrinsäure, Phenazon und Primidon n(A) = 357 seit 2012; [b] Gabapentin, Metformin, Naproxen, Oxazepam, Pregabalin, Propanolol, Ranitidin, Sulfadiazin, Sulfamethazin, Tramadol, Guanylharnstoff, FAA, AAA n(A) = 250 seit 2015; [c] TiBP, Lamotrigin, Venlafloxin n(A) = 178 seit 2017; [d] TEHP, omp-TKP, Metoprololsäure, DH-CBZ n(A) = 106 seit 2019; [e] Azilsartan Clarithromycin, Eprosartan, Erythromycin, Irbesartan, Irbesartan, Losartan, Olmesartan, Telmisartan, Valsartan, IBU-H, Valsartansäure, n(A) = 70 seit 2020; [f] 1-H-Benzotriazol, n(A) = 35 seit 2021)

Table 16.2: Analysed substances in the scope of the AWWR-Monitoring "Trace organics in the river Ruhr". AB – antibiotics, BG – limit of quantification, CAS-RN – Chemical Abstract Service registry number, FSM – flame retardants, HP – human pharmaceuticals, M – metabolites, RKM – X-ray contrast media, VP – veterinary pharmaceuticals. Green: substances $\leq 10\%$ results above LQ, pale yellow – ratio of results $\geq 90\%$ exceeds 90 % of all samples, number of samples n(A) = 483 since 2008 (except [a] Codein, Clofibrinsäure, Phenazon und Primidon n(A) = 357 since 2012; [b] Gabapentin, Metformin, Naproxen, Oxazepam, Pregabalin, Propanolol, Ranitidin, Sulfadiazin, Sulfamethazin, Tramadol, Guanylharnstoff, FAA, AAA n(A) = 250 since 2015; [c] TiBP, Lamotrigin, Venlafloxin n(A) = 178 since 2017; [d] TEHP, omp-TKP, Metoprololsäure, DH-CBZ n(A) = 106 since 2019; [e] Azilsartan Clarithromycin, Eprosartan, Erythromycin, Irbesartan, Irbesartan, Losartan, Olmesartan, Telmisartan, Valsartan, IBU-H, Valsartansäure, n(A) = 70 since 2020; [f] 1-H-Benzotriazol, n(A) = 35 since 2021)

Lfd. Nr.	Substanz	Kurzzeichen	Stoffgruppe	CAS-RN	Positiv- befunde	BG
					[%]	[µg/L]
1	Tributylphosphat	TBP	FSM	126-73-8	32	0,020
2	Tri-isobutylphosphat	TiBP [c]	FSM	126-71-6	64	0,020
3	Trisphenylphosphat	TPP	FSM	115-86-6	5	0,020
4	Tris-(2-Chlorethyl)-phosphat	TCEP	FSM	115-96-8	75	0,020
5	Tris-(2-Chlorpropyl)-phosphat	TCPP	FSM	13674-84-5	97	0,020
6	Tris-(butoxyethyl)-phosphat	TBEP	FSM	78-51-3	84	0,020
7	Tris-(dichlorpropyl)-phosphat	TDCP	FSM	13674-87-8	71	0,020
8	Tris-(2-ethylhexyl)-phosphat	TEHP [d]	FSM	78-42-2	4	0,020
9	o-Trikresylphosphat	oTKP [d]	FSM	78-30-8	0	0,020
10	m-Trikresylphosphat	mTKP [d]	FSM	563-04-2	0	0,020
11	p-Trikresylphosphat	pTKP [d]	FSM	78-32-0	0	0,020
12	Atenolol		HP	29122-68-7	8	0,025
13	Azilsartan	[e]	HP	147403-03-0	0	0,050
14	Bezafibrat		HP	41859-67-0	41	0,025
15	Candesartan	CDS [e]	HP	139481-59-7	94	0,050
16	Carbamazepin	CBZ	HP	298-46-4	85	0,025
17	Clarithromycin	[e]	HP-AB	81103-11-9	11	0,025
18	Clofibrinsäure	[a]	HP	882-09-7	0	0,050
19	Codein	[a]	HP	76-57-3	0	0,050
20	Diclofenac	DCF	HP	15307-86-5	88	0,050
21	Eprosartan	[e]	HP	133040-01-4	0	0,050
22	Erythromycin	[e]	HP-AB	114-07-8	0	0,025
23	Gabapentin	GBP [b]	HP	60142-96-3	99	0,025
24	Ibuprofen	IBU	HP	15687-27-1	19	0,050
25	Irbesartan	[e]	HP	138402-11-6	17	0,050
26	Lamotrigin	[c]	HP	84057-84-1	84	0,050
27	Losartan	[e]	HP	114798-26-4	0	0,050

[16.1] Skark, C.: Monitoring organischer Spurenstoffe in der Ruhr.- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhrgrütebericht 2020.- Schwerte, Essen, 158-170 (2021).

[16.2] LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen): Gewässerstationierungskarte GSK3B.- Auflage 31.07.2006, 3. Auflage, (2006) <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/gstat.htm>, Stand 01.07.08.

Tabelle 16.2: Untersuchte Stoffe im AWWR-Monitoring „Organische Spurenstoffe in der Ruhr“ (Fortsetzung, Abkürzungen vgl. S. 163)
 Table 16.2: Analysed substances in the scope of the AWWR-Monitoring "Trace organics in the river Ruhr" (continuation, abbreviations cf. p. 163)

Lfd. Nr.	Substanz	Kurzzeichen	Stoff- gruppe	CAS-RN	Positiv- befunde	BG
					[%]	[µg/L]
28	Metformin	MTF [b]	HP	657-24-9	100	0,025
29	Metoprolol	MTP	HP	51384-51-1	96	0,025
30	Naproxen	[b]	HP	22204-53-1	22	0,100
31	Olmesartan	[e]	HP	144689-63-4	14	0,050
32	Oxazepam	[b]	HP	604-75-1	6	0,050
33	Phenazon	[a]	HP	60-80-0	10	0,025
34	Pregabalin	[b]	HP	148553-50-8	48	0,050
35	Primidon	[a]	HP	125-33-7	32	0,050
36	Propanolol	[b]	HP	525-66-6	0	0,025
37	Ranitidin	[b]	HP	66357-35-5	13	0,025
38	Sotalol		HP	3930-20-9	56	0,025
39	Sulfadiazin	[b]	HP/VP-AB	68-35-9	2	0,050
40	Sulfamethazin	[b]	HP/VP-AB	57-68-1	0	0,050
41	Sulfamethoxazol	SMX	HP-AB	723-46-6	70	0,050
42	Sulfapyridin		HP-AB	144-83-2	51	0,050
43	Telmisartan	[e]	HP	144701-48-4	39	0,050
44	Tramadol	[b]	HP	27203-92-5	51	0,025
45	Trimetoprim		HP/VP-AB	738-70-5	3	0,025
46	Valsartan	VS [e]	HP	137862-53-4	61	0,050
47	Venlafaxin	[c]	HP	93413-69-5	13	0,025
48	Dihydroxi-Dihydro-Carbamazepin	DH-CBZ [d]]	HP-M	35079-97-1	95	0,025
49	Guanylharnstoff	GH [b]	HP-M	141-83-3	96	0,050
50	Ibuprofen-2-Hydroxid	IBU-H [e]	HP-M	51146-55-5	40	0,050
51	Metoprololsäure	MTPS [d]	HP-M	56392-14-4	99	0,025
52	N-Acetyl-Aminoantipyrin	AAA [b]	HP-M	83-14-8	100	0,025
53	N-Formyl-Aminoantipyrin	FAA [b]	HP-M	1672-58-8	100	0,025
54	Valsartansäure	VSS [e]	HP-M	164265-78-5	80	0,050
55	Amidotrizoesäure	ATZ	RKM	117-96-4	84	0,050
56	Iohexol		RKM	66108-95-0	65	0,050
57	Iomeprol		RKM	78649-41-9	73	0,050
58	Iopamidol	IPM	RKM	60166-93-0	70	0,050
59	Iopromid		RKM	73334-07-3	63	0,050
60	Ioxithalaminsäure		RKM	28179-44-4	4	0,050
61	1-H-Benzotriazol	BT [f]	KS	95-14-7	100	0,050

Tabelle 16.2 gibt das Untersuchungsspektrum der 61 Substanzen im Jahr 2021 wieder. Für Stoffe (n(S) = 23), die bereits seit 2008 analysiert werden, ergeben sich mit dem Jahr 2021 jeweils 483 Einzelanalysen. Seit 2012 werden vier weitere Verbindungen untersucht ([a] Codein, Clofibrinsäure, Phenazon und Primidon; Analysen n(A) = 357). Ab 2015 werden zusätzlich 10 Pharmaka ([b] Gabapentin, Metformin, Naproxen, Oxazepam, Pregabalin, Propanolol, Ranitidin, Tramadol sowie die Sulfadiazin und Sulfamethazin) und 3 Metabolite analysiert ([b] Guanylharnstoff, N-Formyl-Aminoantipyrin [FAA] und N-Acetyl-Aminoantipyrin [AAA]; Analysen n(A) = 250). Im Jahr 2017 werden 2 weitere Pharmaka ([c] Lamotrigin, Venlafloxin) und ein Flammenschutzmittel ([c] Tri-isobutylphosphat [TiBP]) in die Untersuchung aufgenommen (n(A) = 178). Seit 2019 werden 4 weitere FSM, Tri-(2-ethylhexyl)-phosphat (TEHP) und ortho-, meta- und para-Trikresylphosphat, sowie 2 weitere Arzneimittel-Metabolite Metoprololsäure und 10,11-Dihydroxi-10,11-Dihydro-Carbamazepin (DH-CBZ) untersucht ([d], n(A) = 106). Für die 12 Pharmaka und Arzneimittel-Metabolite, die seit 2020 untersucht werden ([e], 2 Antibiotika [Clarithromycin, Erythromycin], 8 Sartane [Azilsartan, Candesartan, Eprosartan, Irbesartan, Losartan, Olmesartan, Telmisartan und Valsartan], 2 Metabolite [Ibuprofen-2-hydroxid [IBU-H] und Valsartansäure]) liegen jetzt 70 Analysen vor. Das Korrosionsschutzmittel 1-H-Benzotriazol wurde seit Januar 2021 35 mal analysiert.

Die Analytik der Wasserproben wird bei der Westfälischen Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Gelsenkirchen und Schwerte, gegebenenfalls nach einer stoffspezifischen Anreicherung (Festphasenextraktion, Ionenaustauscher) mittels LC-MS/MS oder GC-NPD durchgeführt. Die Bestimmungsgrenzen (BG) für eine sichere Quantifizierung in den Wasserproben aller Analyte sind in Tabelle 16.2 aufgeführt. Für die Analysen im Jahr 2021 wurde die Bestimmungsgrenze für Lamotrigin von 0,025 auf 0,05 µg/L angehoben.

Ergebnisse

Für die Stoffe, die seit Anfang des Monitorings im Jahr 2008 untersucht werden, ergeben sich bislang 54 Beprobungen an jeder der neun Probenahmestellen. Aufgrund von drei Probenausfällen (Essen, Januar 2012; Bochum Oktober 2020, Januar 2021) summiert sich dies zu 483 Proben für den Zeitraum von 2008 bis 2021. In Tabelle 16.2 werden für die verschiedenen Untersuchungsparameter die Anteile der Positivbefunde über den jeweiligen Bestimmungsgrenzen an der Gesamtzahl der jeweiligen Untersuchungen angegeben. Für Stoffe, die erst später in den Untersuchungsumfang eingeführt wurden, werden die entsprechend geringeren Analysenzahlen zugrunde gelegt.

Bei 19 von 61 Substanzen werden in keiner oder nur bis zu 10 % der Untersuchungen Positivbefunde festgestellt. Hierzu gehören 5 FSM, 4 Antibiotika, 9 weitere Pharmaka sowie ein RKM. Seit 2008 werden 2 Substanzen, TCPP (FSM) und Metoprolol (HP) in mindestens 90 % der Untersuchungen über der BG detektiert (in mindestens 434 der 483 Untersuchungen).

Bei den Substanzen, die ab 2012 in die Untersuchung aufgenommen wurden (n(S) = 39), zeigen sich bei insgesamt 9 Parametern in mehr als 90 % der Untersuchungen Konzentrationen über der BG. Es handelt sich um Gabapentin, Metformin und die Metabolite Guanylharnstoff, FAA und AAA (mindestens 225 von n(A) = 250) sowie DH-CBZ und Metoprololsäure (mindestens 95 von n(A) = 106). Weiterhin gehören das Arzneimittel Candesartan (mindestens 63 von n(A) = 70) und das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol (mindestens 32 von n(A) = 35) dazu. Bei 15 der 39 Stoffe, die seit 2012 in das Untersuchungsspektrum aufgenommen wurden, konnte jedoch keine oder nur vereinzelte Positivbefunde festgestellt werden.

Konzentrationsbetrachtungen

Tabelle 16.3 gibt einen Überblick zu Konzentrationsgrößen ausgewählter Substanzen. Dabei werden 19 Stoffe gezeigt, bei denen in mehr als 20 % der Analysen seit 2008 (mindestens 96 Positivbefunde von n = 483) Befunde über der BG festgestellt wurden. Zusätzlich sind Ergebnisse für Primidon (n(A) = 357) und TiBP (n(A) = 178) mit geringerer Analysenhäufigkeit wiedergegeben. Bei der Berechnung der statistischen Kennwerte gehen Gehalte unter der Bestimmungsgrenze mit der Hälfte der BG ein. Sollte das Ergebnis jedoch unter der entsprechenden BG liegen, erscheint dies in den Tabellen vermerkt.

Für den Betrachtungszeitraum 2008 bis 2021 liegen für den Betablocker Metoprolol und das FSM TCPP sowie 4 RKM die Medianwerte über 0,1 µg/L. Maximale Konzentrationen über 0,5 µg/L treten für Röntgenkontrastmittel und einzelne Flammenschutzmittel auf. Für 6 Substanzen werden noch die Median-Konzentrationen unter der BG (4 Pharmaka, 2 FSM) ermittelt. Für TBP, Primidon und Sulfapyridin ist dies auch für den 75-Perzentilwert der Fall.

In Tabelle 16.4 sind die Ergebnisse für die Stoffe mit mehr als 20 % Befunden über der BG zusammengestellt, die nach 2015 in die Untersuchung aufgenommen wurden (18 Substanzen). Für Gabapentin, Metformin, Candesartan sowie die Metabolite Guanylharnstoff, FAA, AAA und Metoprololsäure ebenso wie 1-H-Benzotriazol lassen sich Mediankonzentrationen deutlich über 0,1 µg/L im Untersuchungszeitraum bis 2021 ermitteln. Für Valsartansäure wird dieser Wert gerade erreicht. Maximale Gehalte über 0,5 µg/L treten für 9 Stoffe auf, wovon 5 Substanzen Metabolite sind. Für 5 Verbindungen liegt der Medianwert unterhalb der BG. Dazu zählen unter anderem der Blutdrucksenker Telmisartan, das Antibiotikum Clarithromycin und der Schmerzmittel-Metabolit IBU-H, die erst 2020 in die Untersuchung aufgenommen wurden. Für 3 dieser Stoffe liegt auch der 75-Perzentilwert unter der BG, wobei die Anhebung der BG im Jahr 2020 bei Pregabalin und Naproxen das Bild des Auftretens verändert.

Bezogen auf die Probenahmeorte werden in Tabelle 16.5 die Medianwerte von 16 Stoffen mit mehr als 20 % Positivbefunden für den Betrachtungszeitraum 2008-2021 wiedergege-

Tabelle 16.3: Ergebnisübersicht aller Analysen für Stoffe mit Anteilen von Positivbefunden über 20 %. Q – Perzentil, sonstige Abkürzungen vgl. Tabelle 16.2. n = 483 (Zeitraum 2008 – 2021); Primidon n(A) = 357; TiBP n(A) = 178, n = 483 (Zeitraum 2008 – 2021); Primidon n(A) = 357; TiBP n(A) = 178. Grün: Konzentration < BG, grau: 0,09 µg/L < Konzentration ≤ 0,1 µg/L, gelb: 0,1 µg/L < Konzentration ≤ 0,5 µg/L, orange: 0,5 µg/L < Konzentration. Werte < BG werden für die Berechnung mit 0,5 * BG angesetzt
Table 16.3: Overview of analytical results for substances with a ratio of results above BG greater than 20 %. Q – percentile, other abbreviations cf. table 16.2. n = 483 (period of analyses 2008 – 2021); Primidon n(A) = 357; TiBP n(A) = 178, green: concentration < BG, grey: 0,09 µg/L < concentration ≤ 0,1 µg/L, yellow: 0,1 µg/L < concentration ≤ 0,5 µg/L, orange: 0,5 µg/L < concentration. Calculation considered values < LQ with 0,5 * LQ

Lfd. Nr.	Substanz	Q25	arithmetischer Mittelwert	Median	Q75	Q90	Maximum
		[µg/L]					
1	TBP	< BG	< BG	< BG	< BG	0,033	0,600
2	TiBP	< BG	0,032	0,027	0,044	0,065	0,144
3	TCEP	< BG	0,037	0,025	0,044	0,082	0,415
4	TCPP	0,060	0,130	0,111	0,180	0,250	1,086
5	TBEP	0,021	0,049	0,042	0,070	0,097	0,278
6	TDCPP	< BG	0,022	< BG	0,027	0,039	0,329
7	Bezafibrat	< BG	0,026	< BG	0,039	0,056	0,089
8	Carbamazepin	0,032	0,061	0,056	0,084	0,110	0,190
9	Diclofenac	< BG	0,083	0,071	0,120	0,160	0,490
10	Metoprolol	0,066	0,130	0,110	0,180	0,240	0,460
11	Sotalol	< BG	0,036	0,029	0,052	0,078	0,150
12	Sulfamethoxazol	< BG	< BG	< BG	0,063	0,086	0,140
13	Sulfapyridin	< BG	< BG	< BG	< BG	0,053	0,130
14	Primidon	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,079
15	Amidotrizoesäure	0,086	0,252	0,220	0,360	0,510	0,830
16	Iohexol	< BG	0,204	0,110	0,300	0,480	1,400
17	Iomeprol	< BG	0,380	0,230	0,610	0,968	2,000
18	Iopamidol	< BG	0,376	0,270	0,610	0,870	2,300
19	Iopromid	< BG	0,138	0,086	0,180	0,340	1,100

ben. TBP, Sulfapyridin und Primidon treten örtlich und zeitlich so vereinzelt auf, dass für keine Probenahmestelle Mediangehalte über der BG ermittelt werden können, weshalb sie in Tabelle 16.5 nicht dargestellt sind. Die Anzahl der Parameter, die Mediankonzentrationen über 0,1 µg/L zeigen, nimmt ruhrabwärts zu. Diclofenac tritt in Meschede und Schwerte mit einem Medianwert von 0,1 µg/L auf. In der langjährigen Betrachtung liegen in Wickede im Mittel nur 3 RKM (Amidotrizoesäure, Iomeprol, Iopamidol) über 0,1 µg/L. Metoprolol erreicht hier gerade eine mittlere Konzentration von 0,1 µg/L, die in Fröndenberg geringfügig absinkt, um danach im weiteren Ruhrverlauf beständig über 0,1 µg/L anzusteigen. Zusätzlich zu den 3 RKM wird in Fröndenberg zusätzlich TCPP im Mittel über 0,1 µg/L gefunden. Ab Hagen werden 2 weitere RKM mit Medianwerten über 0,1 µg/L nachgewiesen, so dass in der Ruhr bis nach Mülheim insgesamt 7 Verbindungen diesen Wert überschreiten. Nach dem Zufluss der Lenne zwischen Schwerte und Hagen sinken die mittleren Konzentrationen bei insgesamt 17 von 30 Stoffen, die in den Tabellen 16.5 und 16.6 aufgeführt sind. Dies deutet auf einen Zufluss von Wasser aus der Lenne, das für einige Substanzen geringere Konzentrationen als die oberstromige Ruhr aufweist.

Aber für 13 der 30 Substanzen ergibt sich nach dem Zustrom von Lenne-Wasser ein steigender Mittelwert, so dass auch ein Beitrag der Lenne zur Zunahme der mittleren Stoff-Konzentrationen in der Ruhr angenommen werden muss. Auch im weiteren Ruhrverlauf können mittlere Konzentrationen gegenüber oberstromigen Probenahmestellen abnehmen. So liegen bei 10 von 30 Substanzen die Medianwerte – wenn auch teilweise nur geringfügig – in Mülheim unter denen in Essen.

Unter den Flammschutzmitteln sticht TCPP im Jahr 2021, wie in den Vorjahren, mit häufigen Nachweisen über der BG (33 von 35 Proben) und häufigen mittleren Konzentrationen über 0,1 µg/L hervor (10 Proben). Die maximale Konzentration wird in Schwerte (25.01.21) bei mittlerem Abfluss gefunden.

Bei den RKM liegen in der langjährigen Betrachtung mittlere Konzentrationen oberhalb von Wickede unter der Bestimmungsgrenze (Tabelle 16.5). In Arnsberg und Meschede sind im Jahr 2021 lediglich vereinzelte Positivbefunde für Amidotrizoesäure und Iohexol festzustellen. Iodierte Röntgenkontrastmittel nehmen im Ruhrverlauf in ihrer Konzentration zu. So liegen ab Hagen mittlere Konzentrationen von 5 RKM für den

Tabelle 16.4: Ergebnisübersicht aller Analysen für Stoffe mit Anteilen von Positivbefunden über 20 % und Aufnahme in das Monitoring in den Jahren 2015, 2017, 2019, 2020 und 2021. Q – Perzentil, sonstige Abkürzungen vgl. Tabelle 16.2, n(A) = 250, Lamotrigin n(A) = 178, Metoprololsäure, DH-CBZ n(A) = 106, Candesartan, Clarithromycin, Irbesartan, Olmesartan, Telmisartan, Valsartan, Valsartansäure, IBU-H n(A) = 70; Benzotriazol n(A) = 35, grau: 0,09 µg/L < Konzentration ≤ 0,1 µg/L gelb: 0,1 µg/L < Konzentration ≤ 0,5 µg/L, orange: 0,5 µg/L < Konzentration. Werte < BG werden für die Berechnung mit 0,5 * BG angesetzt

Table 16.4: Overview of analytical results for substances with a ratio of results above LQ greater than 20 % and integration to the monitoring in the years 2015, 2017, 2019, 2020 and 2021. Q – percentile, other abbreviations cf. table 16.2, n(A) = 250, Lamotrigin n(A) = 178, Metoprololsäure, DH-CBZ n(A) = 106, Candesartan, Clarithromycin, Irbesartan, Olmesartan, Telmisartan, Valsartan, Valsartansäure, IBU-H n(A) = 70; Benzotriazole n(A) = 35, grey: 0,09 µg/L < concentration ≤ 0,1 µg/L, yellow: 0,1 µg/L < concentration ≤ 0,5 µg/L, orange: 0,5 µg/L < concentration. Calculation considered values < LQ with 0,5 * LQ

Lfd. Nr.	Substanz	Q25	arithmetischer Mittelwert	Median	Q75	Q90	Maximum
[µg/L]							
1	Metformin	0,340	0,635	0,465	0,760	1,210	2,600
2	Gabapentin	0,200	0,384	0,340	0,510	0,744	1,100
3	Pregabalin	< BG	< BG	< BG	< BG	0,064	0,100
4	Tramadol	< BG	0,028	0,025	0,038	0,054	0,087
5	Naproxen	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,120
6	Lamotrigin	< BG	0,082	0,075	0,110	0,150	0,240
7	Guanylharnstoff	1,500	3,050	2,700	4,400	5,400	13,000
8	FAA	0,160	0,342	0,290	0,470	0,641	1,100
9	AAA	0,163	0,232	0,220	0,288	0,360	0,650
10	Metoprololsäure	0,083	0,173	0,130	0,188	0,320	0,830
11	DH-CBZ	0,061	0,102	0,087	0,140	0,175	0,310
12	IBU-H	< BG	< BG	< BG	0,060	0,075	0,100
13	Valsartansäure	0,057	0,167	0,100	0,240	0,433	0,660
14	Candesartan	0,103	0,188	0,155	0,250	0,385	0,560
15	Telmisartan	< BG	< BG	< BG	0,058	0,094	0,130
16	Valsartan	< BG	0,094	0,061	0,120	0,232	0,350
17	Clarithromycin	< BG	< BG	< BG	< BG	0,027	0,041
18	1-H-Benzotriazol	0,180	0,512	0,450	0,845	1,030	1,294

Zeitraum 2008 bis 2021 über 0,1 µg/L. Wie in den Vorjahren werden auch 2021 vereinzelt RKM mit Konzentrationen von 1 µg/L und mehr im Oberflächenwasser gefunden (Iohexol 4 x, Bochum, Essen, Mülheim, alle am 26.04.2021 und Mülheim am 25.10.2021). Im Jahr 2021 treten Amidotrizoesäure und Iopamidol sowohl in Hinblick auf ihre Konzentrationshöhe als auch in Hinblick auf ihre Auftretenshäufigkeit in einem etwas geringeren Umfang auf, während Iohexol im Vergleich zu den Vorjahren an Bedeutung zunimmt. In 13 der 35 Einzelproben des Jahres 2021 werden RKM-Summenkonzentrationen über 1 µg/L festgestellt. Ebenso wie Konzentration über 1 µg/L eines Einzel-RKM tritt dieser Befund mit einer geringeren Häufigkeit wie in den Vorjahren zumeist im April und Oktober auf, wobei vor allem die Probenahmestellen ab Schwerte ruhrabwärts betroffen waren.

Bei den seit längerer Zeit untersuchten Pharmaka werden für 2 Arzneimittel, Carbamazepin und Metoprolol, an allen Probenahmestellen Mediangehalte über der Bestimmungsgrenze ermittelt, wobei Metoprolol ab Schwerte ruhrabwärts einen Mediangehalt von 0,1 µg/L und darüber aufweist (Betrachtungszeitraum 2008-2021, Tabelle 16.5). Das Schmerzmittel

Diclofenac zeigt in Meschede und Schwerte derartige Medianwerte. Diese 3 Verbindungen weisen auch im Jahr 2021 die meisten Befunde über der BG in der Gruppe der Pharmaka, die seit 2008 untersucht werden, auf. Metoprolol wird im Jahr 2021 in 31 von 35 Proben über der BG und in 6 Proben mit Gehalten von 0,1 µg/L und darüber gefunden (Maximalwert 0,27 µg/L, Mülheim 25.10.2021). Diclofenac wird 2021 in 17 von 35 Proben über der BG und in 8 Proben über 0,1 µg/L (Maximalgehalt 0,18 µg/L, Mülheim 25.10.2021) nachgewiesen. Carbamazepin wird im Jahr 2021 in 21 Proben über der BG bestimmt (Maximalwert 0,088 µg/L, Mülheim 25.10.2021). Der zugehörige Metabolit 10,11-Dihydroxy-10,11-Dihydro-Carbamazepin (DH-CBZ) wird dagegen 2021 in 32 Proben über der BG und achtmal mit Konzentrationen über 0,1 µg/L gefunden (Maximum 0,21 µg/L, Mülheim 25.10.2021). Für den Betrachtungszeitraum ab 2019 tritt DH-CBZ im Mittel ab Bochum ruhrabwärts mit mittleren Konzentrationen über 0,1 µg/L auf (Tabelle 16.6). Der Metabolit Metoprololsäure wird 2021 in fast jeder Probe über der BG (34 von 35 Proben) und in 12 Proben über 0,1 µg/L analysiert. Die Maximalkonzentration beträgt 0,16 µg/L (Mülheim 26.04.2021). Außer in Arnsberg und Fröndenberg tritt Metoprololsäure in allen Probenahme-

Tabelle 16.5: Ergebnisübersicht der Mediangehalte [µg/L] in den einzelnen Probenahmestellen (Anzahl der Analysen in jeder Probenahmestelle k = 54; Essen k = 53, Bochum k = 52; Zeitraum 2008 – 2021; TiBP k = 20). Abkürzungen vgl. Tabelle 16.2 grün: Konzentration < BG, grau: 0,09 µg/L < Konzentration ≤ 0,1 µg/L, gelb: 0,1 µg/L < Konzentration ≤ 0,5 µg/L, orange: 0,5 µg/L < Konzentration. Werte < BG werden für die Berechnung mit 0,5 * BG angesetzt

Table 16.5: Median concentrations [µg/L] in every sampling point (number of analyses in each sampling site k = 54; Essen k = 53, Bochum k = 52; period 2008 – 2021; TiBP k = 16), abbreviations cf. table 16.2. Green: concentration < LQ, grey: 0,09 µg/L < concentration ≤ 0,1 µg/L, yellow: 0,1 µg/L < concentration ≤ 0,5 µg/L, orange: 0,5 µg/L < concentration. Calculation considered values < LQ with 0,5 * LQ

Stoff	Probenahmestelle								
	Meschede	Arnsberg	Wickede	Fröndenberg	Schwerte	Hagen	Bochum	Essen	Mülheim
	[µg/L]								
TiBP	< BG	< BG	0,021	0,025	0,033	0,028	0,041	0,041	0,037
TCEP	< BG	< BG	< BG	< BG	0,041	0,023	0,038	0,039	0,024
TCPP	0,037	0,036	0,078	0,126	0,127	0,116	0,177	0,172	0,175
TBEP	< BG	< BG	0,044	0,049	0,057	0,043	0,065	0,059	0,052
TDCPP	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,025	0,026	< BG
Bezafibrat	< BG	< BG	< BG	< BG	0,030	< BG	0,039	0,034	0,033
Carbamazepin	0,030	0,026	0,048	0,045	0,061	0,064	0,090	0,087	0,097
Diclofenac	0,100	< BG	0,065	0,068	0,120	0,061	0,080	0,084	0,089
Metoprolol	0,073	0,038	0,100	0,096	0,140	0,105	0,175	0,200	0,220
Sotalol	0,026	< BG	0,030	0,028	0,033	< BG	0,035	0,037	0,036
Sulfamethoxazol	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,063	0,066	0,074
Amidotrizoesäure	< BG	< BG	0,180	0,190	0,260	0,265	0,350	0,380	0,470
Iohexol	< BG	< BG	0,068	0,081	0,097	0,150	0,255	0,290	0,500
Iomeprol	< BG	< BG	0,104	0,135	0,290	0,340	0,810	0,790	0,675
Iopamidol	< BG	< BG	0,380	0,480	0,520	0,320	0,365	0,390	0,585
Iopromid	< BG	< BG	0,053	0,072	0,080	0,140	0,205	0,210	0,200

Tabelle 16.6: Ergebnisübersicht der Mediangehalte [µg/L] in den einzelnen Probenahmestellen, Monitoringbeginn 2015 (k = 28), 2017 (k = 20), 2019 (k = 12), 2020 (k = 8) und 2021 (k = 4). Abkürzungen vgl. Tabelle 16.2, grün: Konzentration < BG, grau: 0,09 µg/L < Konzentration ≤ 0,1 µg/L, gelb: 0,1 µg/L < Konzentration ≤ 0,5 µg/L, orange: 0,5 µg/L < Konzentration < 1 µg/L, rot: 1 µg/L < Konzentration. Werte < BG werden für die Berechnung mit 0,5 * BG angesetzt

Table 16.6: Median concentrations [µg/L] in every sampling point, start of monitoring 2015 (k = 28), 2017 (k = 20), 2019 (k = 12), 2020 (k = 8) and 2021 (k = 4). Abbreviations cf. table 16.2. Green: concentration < LQ, grey: 0,09 µg/L < concentration ≤ 0,1 µg/L, yellow: 0,1 µg/L < concentration ≤ 0,5 µg/L, orange: 0,5 µg/L < concentration < 1 µg/L, red: 1 µg/L < concentration. Calculation considered values < LQ with 0,5 * LQ

Stoff	Probenahmestelle								
	Meschede	Arnsberg	Wickede	Fröndenberg	Schwerte	Hagen	Bochum	Essen	Mülheim
	[µg/L]								
Metformin	0,465	0,250	0,380	0,445	0,470	0,600	0,655	0,555	0,605
Gabapentin	0,220	0,130	0,270	0,275	0,395	0,375	0,550	0,525	0,595
Tramadol	< BG	< BG	< BG	< BG	0,036	0,029	0,041	0,043	0,040
Lamotrigin	0,053	< BG	0,071	0,067	0,088	0,077	0,110	0,110	0,130
Candesartan	0,102	0,056	0,130	0,120	0,195	0,200	0,260	0,240	0,365
Telmisartan	< BG	< BG	< BG	< BG	0,066	0,056	0,076	0,091	0,113
Valsartan	0,058	< BG	0,057	< BG	0,112	0,088	0,075	0,120	0,099
Guanylharnstoff	3,900	1,550	2,900	2,900	4,800	2,900	2,850	2,650	2,100
FAA	0,150	0,096	0,220	0,215	0,390	0,325	0,500	0,510	0,560
AAA	0,175	0,100	0,190	0,190	0,230	0,240	0,280	0,270	0,280
Metoprololsäure	0,110	0,049	0,104	0,098	0,115	0,120	0,155	0,155	0,165
DH-CBZ	0,056	0,045	0,079	0,075	0,100	0,088	0,140	0,140	0,150
Valsartansäure	0,063	< BG	0,077	0,086	0,151	0,190	0,170	0,168	0,320
1-H-Benzotriazol	0,180	0,107	0,260	0,265	0,460	0,700	0,860	0,665	0,770

orten mit mittleren Gehalten über 0,1 µg/L auf (Untersuchung seit 2019, Tabelle 16.6).

Unter den Antibiotika werden im Jahr 2021 nur die Sulfonamide Sulfamethoxazol und Sulfapyridin vereinzelt mit geringeren Konzentrationen als in den Vorjahren und unter 0,1 µg/L nachgewiesen.

Die Pharmaka, die ab 2015 und später in das Monitoring integriert wurden und gleichzeitig häufig über der BG gefunden wurden, sind mit den Medianwerten seit ihrer Einbeziehung in das Untersuchungsprogramm für die einzelnen Probenahmeorte in Tabelle 16.6 zusammengestellt. Insgesamt 7 Verbindungen, das Antidiabetikum Metformin, der Krampflöser Gabapentin und der Blutdrucksenker Candesartan sowie die Arzneimittel-Metabolite Guanylharnstoff, FAA, AAA und Metoprololsäure treten bereits in Meschede an der oberen Ruhr mit Mediangehalten über 0,1 µg/L auf. Für Guanylharnstoff wird bereits in Meschede ein Median von fast 4 µg/L ermittelt. Die höchste mittlere Konzentration wird in Schwerte mit 4,8 µg/L beobachtet. Zwischen Meschede und Schwerte und danach ruhrabwärts nehmen die Medianwerte jedoch ab. Dies kann auf einen Abbau im Gewässer oder den Zustrom unbelasteten Wassers zurückzuführen sein. Im Jahr 2021 wird Guanylharnstoff wie in den Vorjahren häufig mit Konzentrationen über 1 µg/L (26 von 35 Proben) gefunden. Auch in der Probenahme nach dem Juli-Hochwasser war Guanylharnstoff in 6 von 9 Proben mit Konzentrationen über 1 µg/L zu analysieren. Der Maximalgehalt beträgt 4,7 µg/L (Meschede 25.10.2021). Als Quelle für die Guanylharnstoff-Gehalte im Oberflächenwasser werden neben dem Abbau von Metformin unter anderem Transformationsprodukte aus der Landwirtschaft sowie der Papier- und Textilindustrie diskutiert [16.3 - 16.6]. Für Metformin liegen die Mediankonzentrationen für den gesamten Ruhrverlauf zwischen ca. 0,25 und 0,66 µg/L (Zeitraum 2015-2021, Tabelle 16.6). Im Jahr 2021 beträgt der Maximalwert 0,61 µg/L (Bochum 26.04.2021). Ähnlich wie in den Vorjahren werden auch 2021 beständig Metformin-Gehalte über 0,1 µg/L detektiert [16.1].

Median-Gehalte des krampflösenden Wirkstoffs Gabapentin zeigen längs des Verlaufs der Ruhr eine weitgehend beständige Zunahme zwischen 0,22 und 0,6 µg/L, wobei in Arnsberg der Gehalt gegenüber der oberstromigen Probenahmestelle abnimmt (Zeitraum 2015-2021, Tabelle 16.6). Dies deutet ebenfalls einen Abbau oder eine Verdünnung im Gewässer an. Auch im Jahr 2021 wird Gabapentin zumeist mit Konzentrationen über 0,1 µg/L gefunden (32 von 35 Proben). In Mülheim (26.04.) wird der Maximalgehalt von 0,52 µg/L für 2021 detektiert. Das krampflösende Medikament Lamotrigin wird in 19 Proben im Jahr 2021 über der BG nachgewiesen, findet sich jedoch nur in 8 Proben mit Gehalten von 0,1 µg/L und mehr (Maximum 0,18 µg/L, Mülheim 25.10.2021). Mittlere Gehalte liegen von Bochum ruhrabwärts etwas über 0,1 µg/L.

Weitere Schmerzmittel und krampflösende Wirkstoffe wie Phenazon, Pregabalin und Tramadol werden vereinzelt über der BG analysiert, ohne dass Konzentrationen über 0,1 µg/L gefunden werden.

Der Metamizol-Metabolit FAA zeigt im Ruhrverlauf mittlere Gehalte zwischen 0,096 und 0,56 µg/L (Zeitraum 2015-2021, Tabelle 16.6). Im Jahr 2021 tritt FAA in 31 von 35 Proben mit Gehalten über 0,1 µg/L in der Ruhr auf (Maximum 0,86 µg/L, Mülheim 25.10.2021). Mediangehalte des Metamizol-Metaboliten AAA liegen im Ruhrverlauf zwischen 0,1 und 0,28 µg/L und damit in der Größenordnung des Vorjahres (Zeitraum 2015-2021, Tabelle 16.6). In den Proben des Jahres 2021 werden AAA-Gehalte bis zu 0,37 µg/L gefunden (Mülheim 25.10.2021), wobei in 31 von 35 Proben die Konzentration von 0,1 µg/L erreicht oder überschritten wird.

Von den ab 2020 neu untersuchten Blutdrucksenkern der Sartane fällt der Wirkstoff Candesartan mit Mediangehalten von 0,1 µg/L und darüber in weiten Teilen des Ruhrverlaufs auf. Wiederum sinkt die Durchschnittskonzentration von Meschede nach Arnsberg, um im weiteren Verlauf bis auf ca. 0,37 µg/L in Mülheim zu steigen (Zeitraum 2020-2021, Tabelle 16.6). In 17 von 35 Proben des Jahres 2021 werden Gehalte über 0,1 µg/L gefunden (Maximum 0,45 µg/L, Mülheim 25.10.2021). Mit Valsartan wird ein weiterer Wirkstoff aus der Gruppe der Sartane im Jahr 2021 häufig über der BG (20 der 35 Proben), aber eingeschränkt über 0,1 µg/L gefunden (10 Proben). Als Maximalgehalt wird für Valsartan 0,34 µg/L (Essen 26.04.2021) bestimmt. Der Metabolit Valsartansäure wird in ähnlicher Häufigkeit über der BG (23 von 35 Proben) und in 10 Proben über 0,1 µg/L bestimmt (Maximum 0,43 µg/L, Mülheim 25.10.2021). Die Mediangehalte liegen ab Schwerte ruhrabwärts über 0,1 µg/L.

Für die Stoffgruppe der Benzotriazole wurde 1-H-Benzotriazol im Jahr 2021 in das Monitoring aufgenommen. Diese Stoffgruppe wird als Korrosions- und Frostschutzmittel im privaten und gewerblichen Bereich eingesetzt. Die Stoffe sind mit einem niedrigen Wasser-Oktanol-Verteilungskoeffizienten

[16.3] Scheurer, M.; Sacher, F.; Brauch, H.-J.: Studie zur Bedeutung von Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren für die Roh- und Trinkwasserbeschaffenheit in Deutschland.- DVGW W1/01/12, Bonn, 88 S. (2014)

[16.4] Hallinger, S.; Wallnöfer, P. R.; Goldbach, H.; Amberger, A.: Several aspects of bacterial dicyandiamide degradation.- *Naturwissenschaften* 77, 332-334 (1990)

[16.5] Kümmerer, K.; Schuster, A.; Längin, A.; Happel, O.; Thoma, A.; Schneider, K.; Hassauer, M.; Gartiser, S.; Hafner, C.: Identifizierung und Bewertung ausgewählter Arzneimittel und ihrer Metaboliten (Ab- und Umbauprodukte) im Wasserkreislauf.- UBA-Texte 46/2011, 195 S. (2011)

[16.6] ter Laak, T.; Baken, K.: The occurrence, fate and ecological and human health risks of metformin and guanylharnstoff in the water cycle - A literature review.- KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein, 24 S. (2014)

(log K_{OW} = 1,34) und einer hohen Löslichkeit (S = 19,8 g/L) als polar gekennzeichnet. In der Ruhr ist Benzotriazol in 33 von 35 Proben mit Konzentrationen über 0,1 µg/L zu finden. Die maximale Konzentration von 1,2 µg/L wird am 25.10.2021 in Essen festgestellt.

In den Jahren 2007 bis 2020 wurden viele der in diesem Monitoring-Programm auffälligen Substanzen mit ähnlichen Konzentrationen bei Untersuchungen der AWWR-Mitgliedsunternehmen, des Ruhrverbands sowie des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW in der Ruhr gefunden [16.7-16.11]. Dies kann vor allem für die Pharmaka Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol und Sulfamethoxazol, das Flammschutzmittel TCPP sowie die RKM Amidotrizoesäure und Iopamidol gelten, die in der hier beschriebenen Fundhäufigkeit und Konzentrationshöhe über die letzten 10 Jahre ein sehr ähnliches Muster aufweisen.

Die vorstehenden Konzentrationsangaben beziehen sich auf Oberflächenwasser, das noch nicht zu Trinkwasser aufbereitet ist. Um die gefundenen Konzentrationen im Oberflächenwasser einzuordnen, werden hier aber sowohl der allgemeine Vorsorgewert für Trinkwasser (0,1 µg/L, VW) als auch gesundheitsbasierte Orientierungswerte (GOW, oberer Vorsorgewert für einen lebenslangen unbedenklichen Trinkwassergenuss, Warnwert) herangezogen [16.12-16.13]. Eine Zusammenstellung der entsprechenden GOW für die betrachteten Substanzen gibt Tabelle 16.7. Die gefundenen Konzentrationen werden durch die jeweiligen GOW oder VW geteilt. Liegen die erhaltenen Bewertungsquotienten unter 1, deutet dies eine unbedenkliche Nutzung der Wasserressource für die Trinkwassergewinnung an. Im Jahr 2021 wurden die GOW bereits im nicht aufbereiteten Oberflächenwasser

Tabelle 16.7: Zusammenstellung von gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW) und Leitwerten (LW) zur Bewertung von Stoffen im Trinkwasser. Abkürzungen vgl. Tabelle 16.2, GOW – Vorsorgewert für einen lebenslangen unbedenklichen Trinkwassergenuss

Table 16.7: Health oriented values (GOW) and guidance values (LW) for the assessment of substances occurring in drinking water. Abbreviations cf. table 16.2. GOW – precautionary value for life-time harmless drinking water consumption

Stoff	GOW [µg/L]	Stoff	GOW [µg/L]
TCPP	1	Lamotrigin	0,3
Candesartan	0,3	Metformin	1
Carbamazepin	0,3	Olmesartan	0,3
Clofibrat	3	Phenazon	0,3
DH-CBZ	0,3	Primidon	3
Diclofenac	0,3	Valsartan	0,3
FAA	0,3	Valsartansäure	0,3
Gabapentin	1	Amidotrizoesäure	1
Guanylharnstoff	1	Iopamidol	1
Ibuprofen	1	Benzotriazol	3

für viele Untersuchungsparameter unterschritten. Für 5 der 20 Verbindungen, die in Tabelle 16.7 aufgeführt werden, kam es jedoch zu einzelnen oder mehrfachen Überschreitungen der GOW. Vereinzelte Überschreitungen konnten für die Arzneimittel Candesartan (3 x) und Valsartan (2 x) sowie den Arzneimittelmetaboliten Valsartansäure (1 x) ermittelt werden. Häufige Überschreitungen fanden sich für die Arzneimittelmetaboliten Guanylharnstoff (26 von 34 Positivbefunden) und FAA (10 von 35 Positivbefunden).

Für Carbamazepin und Diclofenac wurden für die Oberflächenwasserkonzentrationen im Jahr 2021 maximale Bewertungsquotienten bezogen auf GOW von 0,29 bzw. 0,6 erreicht. Für den Carbamazepin-Metaboliten DH-CBZ wurde ein maximaler Bewertungsquotient von 0,7 bestimmt. Für weitere Arzneimittel wie Metformin, Gabapentin und Lamotrigin wurden als maximale Bewertungsquotienten Werte von 0,61, 0,52 und 0,6 ermittelt. Beim Flammschutzmittel TCPP tritt ein maximaler Quotient von 0,25 und beim Korrosionsschutzmittel Benzotriazol von 0,16 auf.

Auch Substanzen mit Gehalten über den GOW im Oberflächenwasser wurden im Laufe der Wasseraufbereitung mit naturnahen Verfahren in ihrer Konzentration so stark vermindert, dass im Trinkwasser entweder keine Befunde über den jeweiligen Bestimmungsgrenzen oder zumindest eine deutliche Unterschreitung der jeweiligen GOW zu beobachten waren [16.14].

Abflussbetrachtung

Für die Betrachtung des Ruhrabflusses an den Probenahmestellen werden Abflusspegel einbezogen, die in der Nähe der Probenahmestellen liegen. Die Abflusspegel liegen zwischen 2 und 15 km von den Probenahmestellen entfernt (Tabelle 16.1). Als mittlerer Abstand lässt sich eine Entfernung von 6,5 km bestimmen. Der Pegel Fröndenberg stand 2021 wie in den Vorjahren nicht zur Auswertung zur Verfügung. Infolge des Hochwassers im Juli 2021 stand der Pegel Werden zeitweilig nicht zur Verfügung. Die Werte für den Pegel Villigst können ebenfalls das tatsächliche Abflussgeschehen am Probenahmeort Schwerte für die 2. Hälfte des Juli 2021 unterschätzen. Die mittleren Abflüsse im gesamten Untersuchungszeitraum zwischen Juli 2008 und Dezember 2021 fallen niedriger aus als die langjährigen Mittelwerte und bestätigen damit die Situation aus den unmittelbaren Vorjahren. Die mittleren Abflüsse im Jahr 2021 unterschreiten die 13-jährigen Mittelwerte zumeist geringfügig. Im Jahr 2021 liegen die mittleren Abflüsse mit Ausnahme des Pegels Bachum über denen des Jahres 2020 [16.1]. Ein ähnliches Bild ergibt der Vergleich mit dem besonders trockenen Jahr 2018.

Die Tagesabflüsse an den Probenahmetermenen im Jahr 2021 betrugen zwischen 28 und 163 % des langjährigen mittleren Abflusses (MQ). Im Mittel wurde an den Probenahmetagen des Jahres 2021 ein Abfluss von 78 % des langjährigen MQ beobachtet. Dieser Wert liegt deutlich über dem entspre-

Tabelle 16.8: Ergebnisübersicht der Mediane von Tagesfrachten [g/d]. Abkürzungen vgl. Tabelle 16.2, Zeitraum 2008 bis 2021, für die Frachtermittlung werden Konzentrationen unter der BG nicht berücksichtigt. Der Frachtermittlung liegen unterschiedliche Anzahlen von Einzelanalysen zugrunde, vgl. Tabellen 16.3 und 16.4. In die Frachtermittlung für Arnsberg gehen die Werte für das Jahr 2018 nicht ein, da der zugehörige Pegel Oeventrop nicht zur Verfügung stand. Grün: Median Tagesfracht = 0, grau: $100 \leq \text{Tagesfracht} < 500$, gelb: $500 \leq \text{Tagesfracht} < 1.000$, orange: $1.000 \leq \text{Tagesfracht}$

Table 16.8: Median of daily loads [g/d]. Abbreviations cf. table 16.2, period 2008-2021, load calculation do not consider concentrations below LQ. Load calculations are based on varying analyses numbers cf. tables 16.3 and 16.4. Load calculation for Arnsberg in the year 2018 was not available due to the lack of discharge data. Green: median daily load = 0, grey: $100 \leq \text{daily load} < 500$, yellow: $500 \leq \text{daily load} < 1.000$, orange: $1.000 \leq \text{daily load}$

Stoff	Probenahmestelle							
	Meschede	Arnsberg	Wickede	Schwerte	Hagen	Bochum	Essen	Mülheim
	[g/d]							
TiBP				42	57	98	78	105
TCEP	4	7	19	51	66	132	126	65
TCPP	14	21	96	147	348	499	528	577
TBEP			66	83	115	150	139	182
TDCPP	6	8	16	24	31	67	69	63
Bezafibrat				30		101	96	100
Carbamazepin	9	4	53	68	173	237	250	282
Diclofenac	36	15	84	122	186	278	289	380
Metoprolol	25	21	125	164	302	581	632	718
Sotalol			37	39		114	96	109
Sulfamethoxazol	6		35	55	97	174	172	205
Metformin	140	134	439	579	1.679	1.771	1.682	1.868
Gabapentin	76	65	323	460	1.048	1.550	1.570	1.899
Tramadol				34	67	104	104	115
Lamotrigin	12	13	69	93	227	301	285	371
Candesartan	30	27	134	209	510	670	629	977
Telmisartan				42	105	158	145	188
Valsartan	6		60	62	199	124	270	253
Guanylharnstoff	1.059	843	3.405	5.320	8.451	9.317	7.034	6.660
FAA	56	44	238	406	849	1.353	1.435	1.757
AAA	63	61	211	295	617	775	685	757
Metoprololsäure	30	27	125	149	311	414	374	469
DH-CBZ	17	17	80	108	290	362	360	426
Valsartansäure	6	10	65	148	559	467	396	800
Amidotrizoesäure			216	300	763	1.170	1.083	1.476
Iohexol			102	123	361	847	831	1.794
Iomeprol			114	324	995	2.343	2.208	2.077
Iopamidol			552	494	965	1.111	1.125	1.780
Iopromid			53	96	401	690	707	755
1-H-Benzotriazol	88	102	367	672	2.431	2.600	2.400	3.345

[16.7] Zullei-Seibert, N.; Schöpel, M.; Strücker, G.: Stoffspuren in der Ruhr – Ergebnisse aus den Wasserversorgungsunternehmen zu Arzneimitteln und Flammenschutzmitteln.- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhrgütebericht 2007.- Gevelsberg, Essen, 148-159 (2008)

[16.8] Ruhrverband: Organische Spurenstoffe in der Ruhr.- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhrgütebericht 2019.- Schwerte, Essen, 93-108 (2020)

[16.9] Ruhrverband: Organische Spurenstoffe in der Ruhr.- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhrgütebericht 2020.- Schwerte, Essen, 88-102 (2021)

[16.10] Ruhrverband: Polare Substanzen in der Ruhr.- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhrgütebericht 2020.- Schwerte, Essen, 133-139 (2021)

[16.11] LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen): HYGON (Hydrologische Rohdaten Online). Messwerte der Station Mülheim; https://luadb.it.nrw.de/LUA/hygon/pegel.php?messstellen_nr=022810&guete=tabelle. Abgerufen: 30.03.2021

[16.12] Dieter, H.H.: Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte - Definitionen und Festlegungen mit Beispielen aus dem UBA.- Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Stand: 16.12.2011; http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/trinkwasser/toxikologie/grenzwerte_leitwerte.pdf (2011)

[16.13] Umweltbundesamt: Liste der nach GOW bewerteten Stoffe – Stand Juli 2020; https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5620/dokumente/listegowstoffeohnepsm-20200728-homepage_kopie.pdf. Abgerufen: 03.05.2021

[16.14] Wasserwerke Westfalen: Trinkwasseranalyse - Stand Mai 2021; <https://www.wasserwerke-westfalen.de/wasser/unsere-wasserwerke/hengsen/>. Abgerufen: 12.05.2021

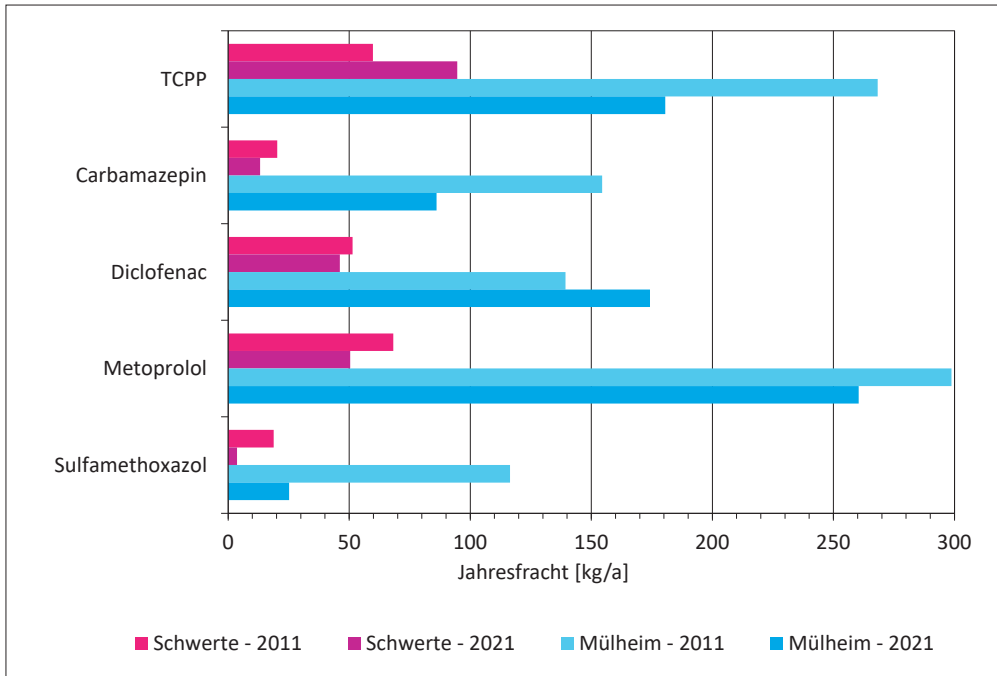


Bild 16.1: Geschätzte Jahresfrachten ausgewählter Verbindungen im Oberflächenwasser der Ruhr im Vergleich der Jahre 2011 und 2021 und der Probenahmestellen Schwerte und Mülheim

Fig. 16.1: Estimated annual loads for selected substances in comparison between 2011 and 2021 and between the sampling points Schwerte and Mülheim

chenden Wert des Vorjahres (37 %). Insbesondere an den Probenahmetagen im Januar und Juli 2021 werden die langjährigen mittleren Abflüsse erreicht oder überschritten. Die in diesem Monitoring betrachteten Spurenstoffe werden überwiegend mit dem gereinigten Abwasser in das Fließgewässer eingetragen. Dies hat insbesondere bei anhaltend unterdurchschnittlichen Abflüssen zur Folge, dass vergleichsweise hohe Konzentrationen der Spurenstoffe zu beobachten sind. Daher treten bei vielen Stoffen maximale Konzentrationen in der Herbst-Probenahme nach anhaltend niedrigen Abflüssen an der unteren Ruhr bei Mülheim auf. Insgesamt jedoch ähneln in allen Probenahmestellen die Muster des Stoff-Auftretens sowohl hinsichtlich ihrer Konzentrationshöhe als auch hinsichtlich der Häufigkeit ihres Auftretens im Wesentlichen denen der Vorjahre.

Frachtbetrachtung

Die mittleren Tagesfrachten für einzelne Parameter nehmen in der Regel von den oberstromigen Probenahmestellen zu den unterstromigen deutlich zu. In Mülheim treten jedoch nicht für alle Stoffe die höchsten mittleren Tagesfrachten auf (Zeitraum 2008-2021, Tabelle 16.8, z.B. TCEP, Guanylharnstoff, lomeprol). Konzentrationsabnahmen, wie sie für einzelne Parameter nach dem Zufluss der Lennemündung festzustellen sind, werden jedoch durch die stärkere Zunahme des Abflusses kompensiert. Bei der Berechnung der Tagesfrachten werden Konzentrations-Befunde unterhalb der BG nicht berücksichtigt. Für Essen konnten außerdem die Ergebnisse der Juli-Beprobung 2021 nicht in die Frachtberechnung eingeführt werden, da der zugeordnete Pegel in diesem Zeitraum hochwasserbedingt nicht zur Verfügung stand.

Im Mittel lagen und liegen die Tagesfrachten einzelner Verbindungen – sofern sie sich überhaupt bestimmen lassen – in den oberstromigen Messstellen Meschede und Arnsberg unter 80 g/d (Zeitraum 2008 bis 2021). Lediglich für Metformin und den Metaboliten Guanylharnstoff werden hier mittlere Tagesfrachten über 100 g/d ermittelt. In Wickede und ruhrabwärts nehmen die Untersuchungsparameter zu, bei denen die mittlere Tagesfracht je Einzelstoff 100 g/d übersteigt. In Wickede sind es bereits 14 und in Mülheim 28 von 30 relevanten Stoffen.

Außer für die RKM Amidotrizoesäure, Iohexol, lomeprol und lopamidol werden mittlere Tagesfrachten über 1 kg/d für die Arzneimittel Metformin und Gabapentin sowie die Arzneimittel-Metabolite Guanylharnstoff und FAA sowie für das Korrosionsschutzmittel 1-H-Benzotriazol gefunden. Bereits in Meschede und Wickede werden im Mittel mehr als 1 kg/d an Guanylharnstoff beobachtet. In Hagen treten Metformin, Gabapentin und Benzotriazol in dieser Klasse hinzu (Zeitraum 2008 bis 2021, Tabelle 16.8).

Aus den jährlichen 4 Probenahmen und den ermittelten Tagesfrachten kann der Transport während des gesamten Jahres geschätzt werden. In den Bildern 16.1 und 16.2 werden die geschätzten Jahresfrachten für ausgewählte Stoffe in Schwerte und Mülheim und für die Jahre 2011 und 2021 miteinander verglichen. Für das Flammschutzmittel TCPP nimmt die Jahresfracht im Jahr 2021 von Schwerte nach Mülheim von ca. 95 auf ca. 180 kg/a zu (Bild 16.1). Dieses erwartungsgemäße Bild korrigiert den vorjährigen Befund einer Frachtabnahme zwischen den beiden Probenahmeorten und bestätigt die Annahme, dass dies auf vereinzelte hohe TCPP-Konzentrationen in

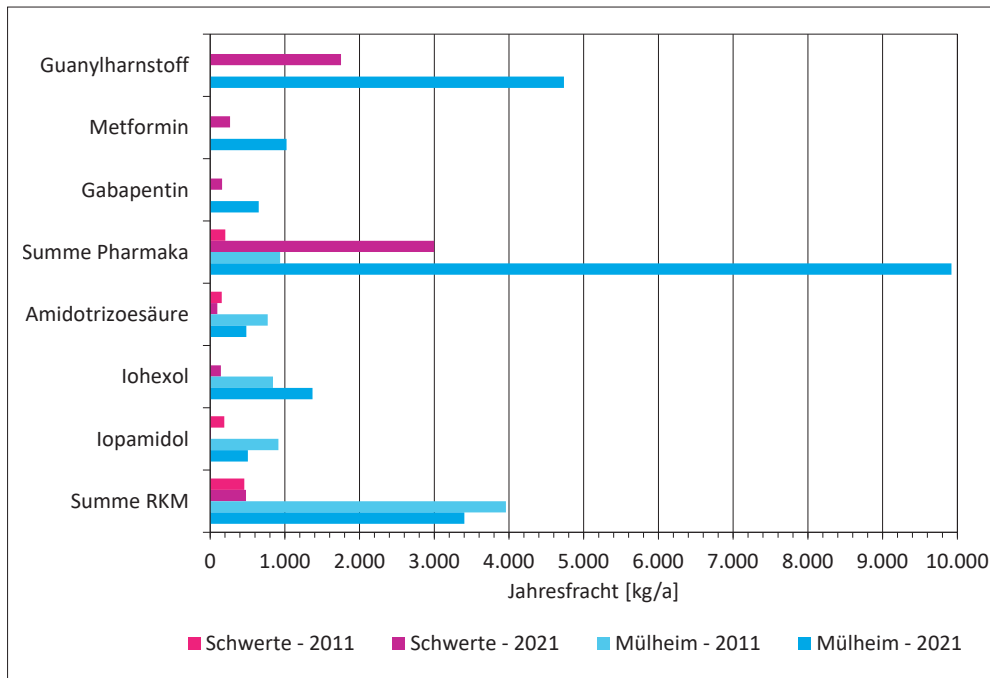


Bild 16.2: Geschätzte Jahresfrachten ausgewählter Verbindungen im Oberflächenwasser der Ruhr im Vergleich der Jahre 2011 und 2021 und der Probenahmestellen Schwerte und Mülheim. Gabapentin, Metformin und Guanylharnstoff wurden 2011 nicht untersucht, Summe Pharmaka beruht 2011 auf 11 und 2021 auf 43 untersuchten Parametern

Fig. 16.2: Estimated annual loads for selected substances in comparison between 2011 and 2021 and between the sampling points Schwerte and Mülheim. Gabapentin, metformin and guanyl urea were not analysed in 2011, pharmaceuticals combined is based on 11 analysed parameters in 2010 and on 43 analysed parameters in 2021

Schwerte im Jahr 2020 zurückzuführen war. Bei langjährig untersuchten Pharmaka ist 2021 eine Zunahme von etwa 5 bis 50 kg/a in Schwerte auf ca. 25 bis 260 kg/a in Mülheim zu beobachten (Bild 16.1). Während für Sulfamethoxazol sowohl in Schwerte als auch in Mülheim und in Schwerte auch für die anderen Arzneimittel eine Frachtabnahme gegenüber dem Vorjahr festzustellen ist, steigen die geschätzten Jahresfrachten in Mülheim leicht an. Im Vergleich des Zehn-Jahreszeitraums nehmen sowohl in Schwerte als auch in Mülheim für Carbamazepin, Metoprolol und Sulfamethoxazol die Jahresfrachten ab. Für Diclofenac ist in Schwerte eine leichte Abnahme der Jahresfracht über die zehn Jahre zu verzeichnen. In Mülheim steigen die Jahresfrachten von Diclofenac leicht um ca. 35 kg/a. Bei den Stoffen, die im Jahr 2015 in das Monitoring aufgenommen wurden, steigen die abgeschätzten Jahresfrachten von Guanylharnstoff mit ca. 1,7 und 4,7 t/a gegenüber 2020 deutlich und liegen wieder in der Größenordnung des Jahres 2019 (Bild 16.2). Die Frachtsumme von Pharmaka steigt zwischen 2011 und 2021 stark an. Dies liegt am veränderten Untersuchungsumfang in dieser Stoffgruppe. Wurden 2011 11 Substanzen untersucht, werden 2021 43 Pharmaka und Arzneimittel-Metabolite analysiert. In Schwerte und Mülheim werden 2021 summierte Jahresfrachten von ca. 3 bzw. 10 t/a Pharmaka (einschließlich Abbauprodukten) abgeschätzt. In Mülheim ergibt sich somit wieder die Frachtsumme des Jahres 2019, während in Schwerte ein Wert in der Größenordnung der vergleichsweise niedrigen Frachtsumme des Jahres 2020 ermittelt wird.

Für einzelne häufig gefundene RKM werden in Schwerte in der Ruhr für das Jahr 2021 Jahresfrachten zwischen ca. 12 und 150 kg/a abgeschätzt, während in Mülheim zwischen

ca. 500 und 1.400 kg/a auftreten (Bild 16.2). Wegen der vereinzelt hohen Konzentrationen für Iohexol im Jahr 2021 wurde dieses RKM anstelle von Iomeprol dargestellt. Dieses RKM scheint in den letzten 10 Jahren auf der Verbrauchsseite an Bedeutung zugenommen zu haben. Für Schwerte werden geringere Jahresfrachten für Iopamidol festgestellt. In der Summe aller untersuchten RKM werden in Schwerte im Jahr 2021 mit ca. 480 kg/a etwa die Mengen des Jahr 2011 mit einer Fracht von ca. 460 kg/a ermittelt. In Mülheim sinken die RKM-Jahresfrachten von 2011 (ca. 4 t/a) bis 2021 (ca. 3,4 t/a).

Wie 2021 lagen auch 2011 die Abflüsse an den Probenahmestellen über denen trockener Jahre. Dies resultiert sowohl in teilweise gegenüber dem jeweiligen Vorjahr gestiegenen Jahresfrachten als auch in vergleichsweise großer Übereinstimmung im Zehnjahresvergleich.

Zusammenfassung

Mit den Proben im Jahr 2021 wurde im Monitoring das Oberflächenwasser der Ruhr an 9 Probenahmestellen insgesamt 54-mal (Essen n = 53, Bochum n = 52) seit 2008 auf organische Spurenstoffe untersucht. Das Untersuchungsspektrum wurde bis 2021 auf 61 Substanzen aus den Stoffgruppen phosphororganische Flammenschutzmittel, Humanpharmaka, iodierter Röntgenkontrastmittel und Korrosionsschutzmittel umgestellt.

Soweit gesundheitliche Orientierungswerte für einzelne Stoffe als Vorsorgewerte für den menschlichen Trinkwassergenuss formuliert wurden, werden diese oft bereits im nicht aufbereiteten Oberflächenwasser eingehalten. Im Jahr 2021 werden

bei den Arzneimittel-Metaboliten Guanylharnstoff und FAA sowie dem Arzneimittel Candesartan diese Trinkwasser-Vorsorgewerte mehrfach im nicht aufbereiteten Oberflächenwasser überschritten. Im aufbereiteten Trinkwasser konnten diese Vorsorgewert-Überschreitungen nicht mehr nachgewiesen werden.

Insgesamt 19 Verbindungen aus allen Stoffgruppen wurden bisher entweder gar nicht oder nur vereinzelt im Oberflächenwasser gefunden. Mittlere Konzentrationen übersteigen für TCPP, 4 RKM, Metoprolol, Metformin, Gabapentin und Candesartan, die Metabolite Guanylharnstoff, FAA, AAA und Metoprololsäure sowie den Anti-Korrosionswirkstoff Benzotriazol den Wert von 0,1 µg/L (allgemeiner Vorsorgewert). Die Muster der Befunde in den verschiedenen Monitoringabschnitten zwischen 2008 und 2021 sind bei Flammenschutzmitteln, Röntgenkontrastmitteln und vielen untersuchten Pharmaka sowohl hinsichtlich der Häufigkeit ihres Auftretens als auch hinsichtlich der gefundenen Konzentrationshöhen ähnlich.

Unter den nach 2015 in das Monitoring aufgenommenen Stoffen fallen vor allem Metformin, Gabapentin, Lamotrigin, Candesartan und Valsartan, die Metabolite Guanylharnstoff, FAA, AAA, Metoprololsäure, DH-CBZ und Valsartansäure sowie 1-H-Benzotriazol mit Konzentrationen auf, die häufig den Wert von 0,1 µg/L übersteigen (allgemeiner Vorsorgewert).

Im Jahr 2021 wurden bei 2 der 4 Probenahmen (April und Oktober) unterdurchschnittliche Abflüsse in der Ruhr beobachtet, während bei den weiteren Probenahmen die mittleren Abflüsse erreicht und überschritten wurden (28 bis 163 % des langjährigen MQ). Entsprechend treten für viele Stoffe Maximalkonzentrationen nach einer längeren Phase niedriger Abflüsse im Oktober 2021 und häufig in der unteren Ruhr bei Mülheim auf. Dennoch verbleiben die Konzentrationen aller Parameter an allen Probenahmestellen in ähnlichen Größenordnungen wie in den Vorjahren.

Die mittleren Tagesfrachten der Einzelsubstanzen liegen in Meschede und Arnsberg meist unter 80 g/d, während ab Wickede ruhrabwärts zunehmend für mehrere Stoffe mittlere Tagesfrachten über 100 g/d ermittelt werden können. Mittlere Frachten über 1 kg/d werden in Meschede, Wickede und Schwerte für den Arzneimittel-Metaboliten Guanylharnstoff und unterhalb der Lennemündung ab Hagen zusätzlich für die Pharmaka Metformin und Gabapentin sowie 1-H-Benzotriazol beobachtet. Ab Bochum treten die RKM Amidotrizoesäure, Iopamidol und Iomeprol sowie der Arzneimittel-Metabolit FAA in dieser Klasse hinzu. Im Jahr 2021 werden für alle Flammenschutzmittel Jahresfrachten zwischen ca. 6 und 500 kg/a ermittelt, während die Jahresfrachten für RKM mit Werten zwischen ca. 2 und 3.400 kg/a sowie für alle untersuchten Pharmaka zwischen 520 und ca. 10.000 kg/a abgeschätzt werden (jeweils als Summen-Werte für die Stoffgruppen).

17 Auswirkungen des Hochwassers im Juli 2021 auf die Trinkwasserversorgung an der Ruhr

Ulrich Peterwitz, Gelsenwasser AG; Dr. Michael Plath, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH

Das Hochwasser im Juli 2021 hat Anliegern und Betrieben vor Augen geführt, welchen Effekt der Klimawandel auf das Ruhreinzugsgebiet schon heute haben kann. Sowohl die Ruhr selbst als auch ihre Nebenflüsse waren stark betroffen. Schadstoffe und Treibgut aus überspülten Flächen und Gebäuden haben die Gewässer während der Zeit massiv beeinträchtigt. Aufgrund der Intensität und der großflächigen Verbreitung der Starkniederschläge kam das Ereignis trotz rechtzeitiger Warnung über den Hochwasserwarndienst in einer Stärke und Geschwindigkeit, die niemand so erwartet hatte. Die Jährlichkeit des Ereignisses an der Ruhr ist unterschiedlich stark ausgefallen. Im Vergleich zu bisherigen Ereignissen war es wahrscheinlich aber das höchste Hochwasser seit 1946.

Viele Wasserwerke der Mitgliedsunternehmen der AWWR liegen wegen der künstlichen Grundwasseranreicherung und der Gewinnung von Uferfiltrat direkt am Fluss. So vorteilhaft diese Nähe zum Gewässer für die Wasserversorgung ist, bringt sie bei Hochwasser mögliche Gefahren für die Werksanlagen mit sich. Da nicht alle Wasserwerke der AWWR-Mitgliedsunternehmen aufgrund der Enge des Ruhrtals und des erforderlichen Raums für den Hochwasserabfluss eingedeicht sind, werden einige der Wassergewinnungsflächen und zum Teil auch Anlagen bei größeren Hochwässern überflutet. Andere Anlagen sind wiederum gänzlich hochwasserfrei.



Bild 17.1: Ansammlung von Treibgut an der Wehrklappe des Wasserkraftwerks Echthausen (WWW)
Fig. 17.1: Flotsam accumulating at the weir gate of the hydropower station Echthausen (WWW)



Bild 17.2: Gerissene Kette der Wehrwalze des Wasserkraftwerks Halingen (WWW)
Fig. 17.2: Torn chain of the drum of the hydropower station Halingen (WWW)

Die erste Hochwassermeldung erreichte die Wasserwerke an der Ruhr über den behördlichen Meldedienst am Mittwoch, den 14. Juli 2021 um 4:15 Uhr. Innerhalb weniger Stunden traten zwar erste Geländeüberflutungen ein, es verblieb aber die Zeit für erste Sicherheitsvorkehrungen und Evakuierungsmaßnahmen wie das Bergen von Fahrzeugen und das Abschalten von Anlagenteilen, die drohten, überflutet zu werden. Der Höhepunkt des dann anwachsenden Hochwassers wurde am Folgetag, dem 15. Juli 2021, erreicht. Wäre die Ruhr nicht nach fast zwei Tagen wieder in ihr gewohntes Flussbett zurückgekehrt und hätte der Ruhrverband nicht einen Teil des Zuflusses in seinen Talsperren zurückgehalten, wären die Auswirkungen für die Wasserwerke noch stärker ausgefallen. Verglichen mit der Stadt Hagen und dem Ahrtal fiel das Ausmaß der Zerstörung im Ruhrtal gering aus.

Wasserkraftanlagen

Die Wasserversorger an der Ruhr betreiben neben ihren Wasserwerken auch eine Vielzahl von Wasserkraftanlagen. An diesen traten zahlreiche Schäden auf, ebenso an den Stau- und Zaunanlagen. Hauptsächlich das Treibgut sorgte dafür, dass Schützenantriebe und Zahnstangen ersetzt werden mussten.

Das Bild 17.1 zeigt die große Menge an Treibgut, die sich vor der Wehrklappe des Wasserwerks Echthausen der Wasserwerke Westfalen GmbH gesammelt hat. Das Bild 17.2 zeigt die unter der starken Last gerissene Kette der Wehrwalze des Wasserkraftwerks Halingen der WWW. Die Wehranlage in Mülheim musste einen Rammstoß durch ein Schiff überstehen. Das Fahrgastschiff „Moor-nixe“ hatte sich in Essen losgerissen, rammte die rechte Wehrwalze, wurde hinunter- und dann unter dieser durchgezogen. Die Walze blieb schadensfrei. Das Kraftwerk Kahlenberg in Mülheim musste hingegen am Hochwasserscheitel wegen der Wassermassen aufgegeben werden. Hintergrund hier: Die sogenannte Schleuseninsel war überspült, der Hang abgerutscht und die Zuwegung zerstört.

Wasserkraftsanlagen

In den Wassergewinnungsgebieten unterspülte das auflaufende Hochwasser Fahrbahndecken, Wege und Böschungsplatten von Versickerungsbecken und Uferbefestigungen rutschten ab. Sedimentations- und Filterbecken verschlammten durch die von der Ruhr mitgeführte Feinkornfraktion. Bild 17.3 zeigt die Dicke und Konsistenz der Verschlammung auf einem Langsamsandfilter im Wasserwerk Mülheim-Styrum/Ost der Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH.



Bild 17.3: Filterbecken mit Schlammablagerung oberhalb des Filtersands im Wasserwerk Mülheim-Styrum/Ost (RWW)
Fig. 17.3: Filter tank with landfilling above the filter sand at the waterworks Mülheim-Styrum/Ost (RWW)



Bild 17.4: Aufgetriebene Flockungsmittelbehälter am Sedimentationsbecken des Wasserwerks Witten (WWW)
 Fig. 17.4: Uplifted flocculants at the sedimentation tank of the waterworks Witten (WWW)



Bild 17.5: Wassereintritt in das Pumpwerk des Wasserwerks Essen-Kettwig (RWW)
 Fig. 17.5: Inlet of water into the pumping station of the waterworks Essen-Kettwig (RWW)

Die Behälter einer Flockungsanlage im WWW-Wasserwerk Witten schwammen auf und wurden zerstört (Bild 17.4). Vor dem Hochwasser eingerichtete Baustellen mussten rekonstruiert und abgetriebene Baustelleneinrichtungs- und Ausrüstungsgegenstände ersetzt werden. Zudem wurden einige Vorfeldmessstellen zerstört.

Infolge der Geländeüberflutungen und Wassereintritte wurden verfahrenstechnische, wie auch elektrische Anlagen in Außen- und Innenbereichen der Wasserwerke, wie z. B. Prozessleittechnik und Schaltschränke, beschädigt. Eine Reihe von Gebäuden musste leergepumpt, getrocknet und instandgesetzt werden. Bild 17.5 zeigt das überflutete Maschinenhaus im Wasserwerk Essen-Kettwig der RWW. Der Keller des Gebäudeteils stand komplett unter Wasser und Pumpen sowie elektrische Anlagen wurden zerstört. Nur durch den Einsatz von Feuerwehr und THW konnte das Pumpwerk gehalten werden.

Im Pumpwerk Essen-Horst der WGE war der Hochwasserscheitel einem Abgasrohr der Notstromdieselversorgung schon bedenklich nahegekommen. Die Abgasleitung wurde zwecks Anlagen- und Gebäudeschutz aufgetrennt und mit einem Blindflansch verschlossen. Benachbarte Wohnhäuser wurden vorsorglich evakuiert. Das Technische Hilfswerk war daher vor Ort, letztlich aber nur zur Vorsorge, um Sandsäcke zu füllen und aufzuschichten. (Bild 17.6 und 17.7)

Auswirkungen auf die Wasserversorgung

Ein Rückblick auf die Auswirkungen des Hochwassers zeigt, dass drei von 30 Wasserwerken ausgefallen sind. Das Wasserwerk Witten der VWW fiel für wenige Stunden aufgrund eines Elektroschadens aus, konnte aber mit Hilfe einer bestehenden Besicherungsverbindung zum Wittener Werk von WWW ersetzt werden. Im Wasserwerk Essen-Kettwig musste aufgrund der Überflutung des Wassergewinnungsgeländes eine Einspeisung aus einem anderen Wasserwerk vorgenommen werden. Nach wenigen Stunden war das Werk aber wieder im Einsatz. Im RWW-Wasserwerk Mülheim-Styrum/West wurde der Maschinenhauskeller überflutet. Dabei wurden die elektrischen Antriebe der Armaturen der Förderpumpen zerstört. Auch aufgrund der Überflutung des Wassergewinnungsgeländes war das Wasserwerk einige Zeit außer Betrieb, der Ausfall konnte aber kompensiert werden. Im Wasserwerk Mülheim-Styrum/Ost wurden erhöhte Trübungswerte im Trinkwasser festgestellt, woraufhin die Notchlorung zum Einsatz kam. Trotz intensiver Desinfektion wurde in enger Abstimmung mit dem Gesundheitsamt entschieden, vorsorglich ein Abkochgebot für das Trinkwasser auszusprechen. Im Rohrnetz konnte allerdings zu keiner Zeit eine Verkeimung festgestellt werden.

Insgesamt betrachtet konnte die Trinkwasserversorgung der Bevölkerung trotz der im Einzelfall dramatischen Auswirkungen jederzeit aufrechterhalten werden. Die bestehenden Sicherheitsvorkehrungen haben sich bewährt. Die Schäden aller 18 AWWR-Mitgliedsunternehmen lagen insgesamt bei rund fünf Millionen Euro.



Bild 17.6: Abgasrohre der Notstromdieselanlage des Pumpwerks Essen-Horst mit THW-Mitarbeitern während des Hochwasserscheitels (WGE)
 Fig. 17.6: Exhaust pipe of the diesel-powered emergency electricity supply system at the pumping station Essen-Horst with employees of Germany's Federal Agency for Technical Relief (THW) during the flood peak (WGE)



Bild 17.7: THW-Mitarbeiter befüllen Sandsäcke am Pumpwerk Essen-Horst (RWW)
 Fig. 17.7: THW employees are filling sand bags at the pumping station Essen-Horst (RWW)

Ausblick

Wie bereits zuvor beschrieben, ist die Jährlichkeit an der Ruhr unterschiedlich zu bewerten. RWW liegt mit ihren Wasserwerksanlagen am Unterlauf der Ruhr und war somit den größten Wassermassen ausgesetzt. Speziell die Zuflüsse aus dem Rinderbach und Deilbach führten vermutlich nochmals zu einer weiteren Aufhöhung des Hochwassers. Einen Umstand gab es, der einen positiven Einfluss hatte: Der Rhein führte zur

gleichen Zeit kein Hochwasser, so dass das Ruhrwasser frei ablaufen konnte und nicht noch ein Auf- bzw. Rückstau befürchtet werden musste.

Nach der Beseitigung der Schäden und der Rückschau auf das Ereignis machen sich die AWWR-Mitgliedsunternehmen jetzt Gedanken, wie man sich in Zukunft vor derart extremen Ereignissen besser schützen kann. Deshalb werden derzeit bestehende Deiche und Stauanlagen überprüft und bei Bedarf ertüchtigt bzw. erneuert. Hierbei werden auch Erkenntnisse berücksichtigt, die sich aus eigenen Beobachtungen während des Hochwasserereignisses ergeben haben und möglicherweise noch aus der erwarteten Überarbeitung der Hochwassergefahrenkarten des Landes NRW ergeben werden. Die Karten des Landes zeigen auf, welche Bereiche bei Hochwasser überflutet sind und welche Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten zu erwarten sind. Am mehreren Stellen konnte festgestellt werden, dass diese Karten nunmehr fehlerhaft sind. Die AWWR arbeitet aktiv an einer neu ins Leben gerufenen Kommission des Landes NRW zur Verbesserung der Hochwasservorsorge (10-Punkte-Plan) mit.

Das Hochwasserereignis im Juli 2021 konnte trotz einiger Blessuren sicher gemeistert werden. Ein Dank gilt daher allen Mitarbeitern und Einsatzkräften, die Hervorragendes geleistet haben. Auch die Zusammenarbeit mit den Krisenstäben hat dankenswerterweise gut funktioniert.

18 Funktionskontrolle der Fischaufstiegsanlage an der Wasserkraftanlage Bochum-Stiepel

Rüdiger Szymczak, Westfälische Wasser und Umweltanalytik GmbH

Rund 105 Jahre lieferte das von den Stadtwerken Bochum und der GELSENWASSER AG gemeinsam betriebene Wasserwerk Bochum-Stiepel Trinkwasser für die Menschen der Region. Seit Januar 2018 wird das am Ruhrkilometer 62,6 gelegene Werk ausschließlich zur Energiegewinnung von der Wasserbeschaffung und Energieerzeugung Mittlere Ruhr GmbH (kurz WMR) betrieben, einer Tochtergesellschaft von GELSENWASSER und den Stadtwerken Bochum. Vier Kaplanturbinen erzeugen mit der Wasserkraft der Ruhr seither Ökostrom – bei maximaler Auslastung 1040 kWh. Die Jahresproduktion der WKA beträgt etwa 5,4 GWh.

Um der Fischfauna des Ruhrabschnitts einen gesicherten Korridor für die Passage der WKA zu ermöglichen, wurde auf einer Länge von 118 Metern ein Schlitzbeckenpass mit 27 Becken parallel zum Treibwasserkanal errichtet. Die rund 8 m² großen Becken haben eine Abmessung von 3,25 * 2,45 m. Die Fallhöhe zwischen den einzelnen Becken beträgt 13 cm, die Abflussmenge pro Sekunde 400 Liter. Die Fischaufstiegsanlage (FAA) ermöglicht den Fischen den Höhenunterschied von 3,6 Metern zu überwinden, um ins Ober- bzw. Unterwasser der WKA zu gelangen. Rund 1,2 Mio. Euro betrugen die Baukosten, die ohne öffentliche Mittel vom Betreiber der Anlage finanziert wurden (Bild 18.1 und 18.2).

Die Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH (WWU) wurde 2021 beauftragt, die Funktionstüchtigkeit der FAA in Form eines Monitorings zu überprüfen. Es sollte der Nachweis erbracht werden, dass Fische den Beckenpass sowohl aus Richtung Unterwasser als auch aus Richtung Oberwasser durchwandern können und dass ein sogenanntes Aalfluchtröhr von Fischen als zusätzlicher Einstieg in die FAA genutzt

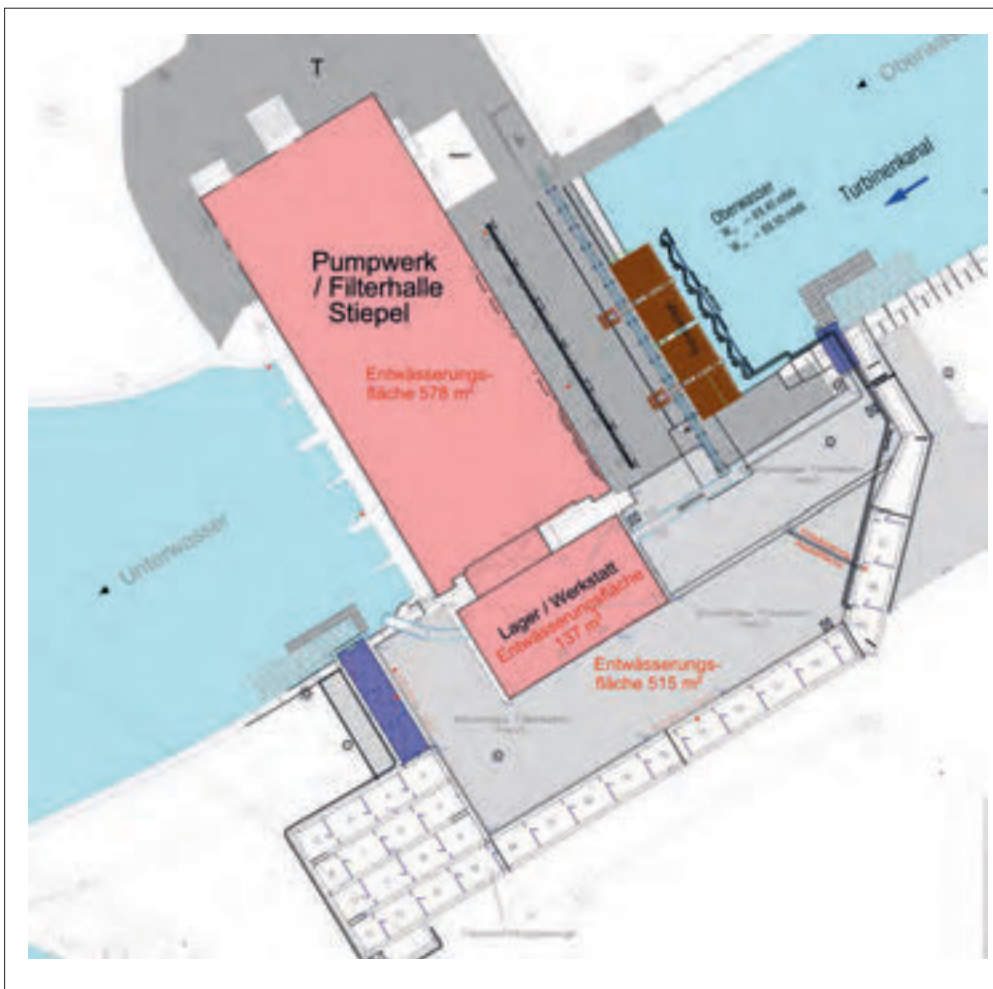


Bild 18.1: Zeichnung der Wasserkraftanlage Bochum-Stiepel
Fig. 18.1: Drawing of the hydropower station Bochum-Stiepel



Bild 18.2: Luftaufnahme der Wasserkraftanlage Bochum-Stiepel und Umgebung
Fig. 18.2: Aerial view of the hydropower station Bochum-Stiepel and its surroundings

wird. Das Aalfluchtrohr soll Fischen, welche sich im Treibwasserkanal in Bodennähe vor der Rechenanlage befinden, den Einstieg in die FAA ermöglichen (Bild 18.3).

Durchführung und Ergebnisse

Tag 1 [23.08.2021]

Begonnen wurde das Monitoring mit der Erfassung der in der FAA befindlichen Fische. Hierzu wurde der im Unterwasser der WKA gelegene, vorletzte Becken-Schlitzpass mit einer engmaschigen Gittertafel gesichert, um ein Ausschwimmen größerer Fische während der Untersuchung zu unterbinden. Anschließend wurden zeitgleich Zu- und Ablaufschieber der FAA sowie der Schieber des Aalfluchtrohrs geschlossen. Mit einer in einem Gitterkorb eingehausten, starken Tauchpumpe wurde das in der FAA befindliche Wasser aus dem letzten unteren Becken abgepumpt. Zur Aufrechterhaltung eines geringen

Wasserstands in den Becken blieb der Zulaufschieber im Oberwasser einen Spalt breit geöffnet. Das nachfließende Wasser wurde kontinuierlich abgepumpt. Nun konnte mit der Momentaufnahme der in der Anlage befindlichen Fische begonnen werden (Bild 18.4 und 18.5).

Hierzu wurde die FAA, vom Oberwasser aus beginnend, Becken für Becken durchwatet und anwesende Fische mittels Elektrofischerei betäubt, erfasst und größere Exemplare (> 10 cm) entnommen (Bild 18.6). Eine Entnahme sämtlicher Fische ist bei dieser Methode nicht möglich, da sich vor allem kleinere Exemplare im Lückensystem der mit Steinen unterschiedlicher Größe belegten Beckensohle verbergen (Bild 18.7).



Bild 18.4: Bis auf einen geringen Wasserstand entleerte Becken
Fig. 18.4: Tanks emptied to a low water level



Bild 18.3: Aalfluchtrohr vor der Rechenanlage
Fig. 18.3: Escape pipe for eels in front of the screening system



Bild 18.5: Totholzansammlung in einem Becken
Fig. 18.5: Accumulation of deadwood in a tank



Bild 18.6: Drei Barben
Fig. 18.6: Three barbels



Bild 18.7: Schwarm kleinerer Fische
Fig. 18.7: A school of smaller fish

Ergebnisse Tag 1

Insgesamt konnten 64 Barben unterschiedlicher Größenklassen bei der Momentaufnahme aus der FAA entnommen werden. Dies ist insofern erfreulich, da die Barbe der Leitfisch der Gewässerregion ist (Bild 18.8). Hinzu kamen drei Bachforellen und fünf Aale. Die Vielzahl kleinerer Fische - in allererster Linie Schwarzmundgrundeln - wurden in der FAA belassen. In jedem Becken wurde etwa 50 Tiere dieser invasiven Fischart angetroffen. Zudem konnten fünf Exemplare des roten amerikanischen Sumpfkrebs (Bild 18.9), ein Kamberkrebs und zahlreiche Schalen sowie lebende Vertreter der grobgerippten Körbchenmuschel bei der Befischung in der FAA nachgewiesen werden. Nach kurzer Erholungsphase wurden die entnommenen Fische wieder unbeschadet ins Unterwasser der WKA ausgesetzt (Bild 18.10).

Im direkten Anschluss an diese Befischung wurde der Schlitzpass zwischen zwei in der Mitte der FAA gelegenen Becken mit einer Absperr-Gittertafel versehen. Größere Fische können diese Gittertafel nicht passieren. Die FAA wurde für 42 Stunden wieder in Betrieb genommen. Das Absperrgitter vor der Pumpe und die Pumpe selbst wurden zuvor aus der Anlage entfernt.

Tag 2 (25.08.2021)

Nach rund 42-stündigem Betrieb fand die erneute Erfassung der in der Anlage befindlichen Fische statt. Wie zuvor wurde hierzu die Anlage bis auf etwas Restwasser entleert. Beginnend vom Zulauf bis zur eingesetzten Absperr-Gittertafel in der Mitte der FAA wurden wieder nur größere Fische (> 10 cm) entnommen und bestimmt. Da diese Tiere während des 42-stündigen Betriebs nur vom Oberwasser kommend in die FAA eingeschwommen sein können, wurden sie als absteigende Fische gewertet. Im Anschluss wurde der Bereich unterhalb der eingesetzten Absperr-Gittertafel auf gleiche Weise abgefischt. Da hier nur Fische aus dem Unterwasser der WKA in die FAA eingeschwommen sein können, wurden sie als aufsteigende Fische gewertet.

Ergebnis Tag 2: Absteigende Fische

Insgesamt konnten 23 Barben unterschiedlicher Größenklassen als absteigende Fische erfasst werden.

Ergebnis Tag 2: Aufsteigende Fische

Insgesamt waren es 21 Barben unterschiedlicher Größenklassen, zwei Aale, eine Bachforelle und eine Quappe (Bild 18.11), die als aufsteigende Fische erfasst wurden.



Bild 18.8: Barbe, Leitfisch der Gewässerregion
Fig 18.8: Barbel, lead species in the water region



Bild 18.9: Roter amerikanischer Sumpfkrebs
Fig. 18.9: Louisiana crawfish



Bild 18.10: Guter Vitalzustand der Fische nach kurzer Ruhephase
Fig. 18.10: Good vital condition of fish after a short period of rest

Zusatzuntersuchung Tag 3 und 4 (26.08. und 27.08.2021)

Bei den vorherigen Abfischungen wurde festgestellt, dass sich einige Barben in dem für die Befischung abgeschieberten Aalfluchtrohr befanden. Sie wurden daraus entfernt. Da nicht bekannt war, auf welchem Wege sie dorthin gelangt sind, wurde der Auslauf des Aalfluchtrohrs in der FAA im Anschluss an die Befischung vom 25.08.2021 mit einer großen Reuse versehen (Bild 18.12).

Fische, die sich am Folgetag in der Reuse befanden, können somit nur vom Oberwasser kommend über das Aalfluchtrohr in die FAA bzw. die dort installierte Reuse eingeschwommen sein.

Ergebnisse Reusenkontrolle Aalfluchtrohr.

Bei der Kontrolle der Reuse am Auslauf des Aalfluchtrohrs waren am 26.08.2021 zwei Barben und eine ausgewachsene Schwarzmundgrundel in der Reuse enthalten (Bild 18.13). Die Tiere sind somit während des 18-stündigen Zeitraums über das Aalfluchtrohr in die FAA eingeschwommen. Am Folgetag (27.08.) wurden erneut zwei Barben in der Reuse angetroffen. Das Ergebnis belegt die Fischgängigkeit des Aalfluchtrohrs. Die Tiere wiesen keine Verletzungen auf.

Videodokumentation

Am 25.08.2021 wurde eine Unterwasserkamera an einem Leitblech von einem Beckenschlitzpass positioniert (Bild 18.14). Die Kamera zeichnete für rund fünf Stunden auf. Die



Bild 18.11: Quappe
Fig. 18.11: Burbot



Bild 18.12: Reuse am Auslauf des Aalfluchtrohrs
Fig. 18.12: Fish trap at the outlet of the escape pipe for eels



Bild 18.13: Über das Aalfuchtrohr eingeschwommene Grundeln und Barbe
Fig. 18.13: Gobies and barbel entered through the escape pipe for eels



Bild 18.15: Videobild einer Bachforelle und einer Barbe
Fig. 18.15: Video image of a brown trout and a barbel

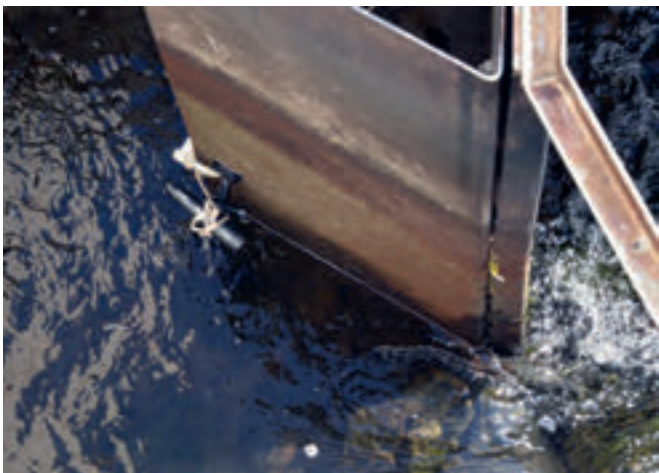


Bild 18.14: Unterwasserkamera am Leitblech
Fig. 18.14: Underwater camera at the guide plate

Videosequenzen erfassten eine aufsteigende Barbe sowie sechs absteigende Fische (eine kleine Schwarzmundgrundel, eine Bachforelle, eine Barbe und zwei weitere Fische, bei denen es sich vermutlich ebenfalls um Barben handelte). Die Aufnahmen belegen deutlich, dass der Schlitzpass ohne Probleme von Fischen unterschiedlicher Größe passiert werden kann. Erfreulich ist, dass selbst ein kurzzeitiges Verweilen der Fische im stark durchströmten Durchgang zwischen zwei Becken möglich ist (Bild 18.15).

Fazit

Die Ergebnisse belegen die Funktionstüchtigkeit der Fischaufstiegsanlage an der Wasserkraftanlage Bochum-Stiepel. Es wurden zahlreiche auf- und absteigende Fische unterschiedlicher Art und Größenklasse nachgewiesen. Erfreulich ist, dass es in erster Linie die Barbe war, die Leitfischart der Gewässerregion, die im Untersuchungszeitraum die FAA rege genutzt hat. Ebenso konnte die Fischgängigkeit des Aalfuchtrohrs wiederholt nachgewiesen werden. Fische, welche sich bodenorientiert vor dem Rechen der Turbinenzuläufe einfinden, nutzen die Einstiegsöffnungen des Aalfuchtrohrs und finden so unbeschadet den Weg über die FAA ins Unterwasser der WKA.

19 Organisation der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e.V. (AWWR)

Stand 31. Dezember 2021

Präsidium

*Vorsitzender: Roland Rütter,
Mark-E Aktiengesellschaft, Hagen (bis 05.11.2021)
Bernd Heinz,
Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte (ab 06.11.2021)
stellv. Vorsitzender: Robert Dietrich,
Hochsauerlandwasser GmbH, Meschede (bis 05.11.2021)
Matthias Lürbke,
Stadtwerke Menden GmbH (ab 06.11.2021)*

Robert Dietrich, Hochsauerlandwasser GmbH,
Meschede (bis 05.11.2021)
Klaus Döhmen, VWW Verbund-Wasserwerk Witten GmbH,
Witten
Bernd Heinz, Wasserwerke Westfalen GmbH,
Schwerte (ab 06.11.2021 Vorsitzender)
Matthias Lürbke, Stadtwerke Menden GmbH (ab 06.11.2021)
Rainer Roggatz, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerks-
gesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr (ab 06.11.2021)
Roland Rütter, Mark-E Aktiengesellschaft, Hagen
(bis 05.11.2021 Vorsitzender)
Dr. Franz-Josef Schulte, RWW Rheinisch-Westfälische Wasser-
werksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr (bis 05.11.2021)

Mitglieder

Klaus Döhmen, VWW Verbund-Wasserwerk Witten GmbH,
Witten
Robert Dietrich, Hochsauerlandwasser GmbH,
Meschede (bis 14.04.2021)
Peter Flosbach, Dortmunder Energie- und Wasserver-
sorgung GmbH
Bernd Heinz, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte
Bernd Heitmann, Stadtwerke Fröndenberg Wickede GmbH
(bis 28.02.2021)
Thomas Kroll, Wasserbeschaffungsverband Arnsberg
und Stadtwerke Arnsberg
Gregor Langenberg, Wassergewinnung Essen GmbH
Alexander Loipfinger, Stadtwerke Fröndenberg
Wickede GmbH (ab 18.06.2021)
Dr. Frank Peper, Stadtwerke Bochum GmbH
Friedrich Reh, Gelsenwasser AG, Gelsenkirchen
Bernd Reichelt, Stadtwerke Menden GmbH, Menden
Axel Reuber, Stadtwerke Brilon AöR
Rainer Roggatz, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerks-
gesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr (ab 05.11.2021)
Roland Rütter, Mark-E AG, Hagen
Sascha Adamski, Stadtwerke Essen AG

Dieter Schick, Stadtwerke Hamm GmbH
Dr. Franz-Josef Schulte, RWW Rheinisch-Westfälische Wasser-
werksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr (bis 04.11.2021)
Jürgen Schwarberg, Stadtwerke Sundern
Michael Sommer, Hochsauerlandwasser GmbH,
Meschede (ab 15.04.2021)
Henrik Weiß, Stadtwerke Winterberg AöR, Winterberg

Ständige Gäste

Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebiets,
Gelsenkirchen
Heinz Esser, DVGW-Landesgruppe NRW, Düsseldorf
Holger Gassner, BDEW/DVGW Landesgruppe NRW, Bonn
Dr. Dirk Grete, Bezirksregierung Arnsberg
Prof. Dr.-Ing. Norbert Jardin, Ruhrverband, Essen
Markus Moraing, VKU-Landesgruppe NRW, Düsseldorf
Heidemarie Ohlhoff, Bezirksregierung Düsseldorf
Dr. Carsten Schmitt, ARW Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasser-
werke e.V., Köln
Dr. Friederike Vietoris, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt,
Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW,
Düsseldorf

Kontakte

Sitz der Arbeitsgemeinschaft:

AWWR Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e.V.
Zum Kellerbach 52
58239 Schwerte

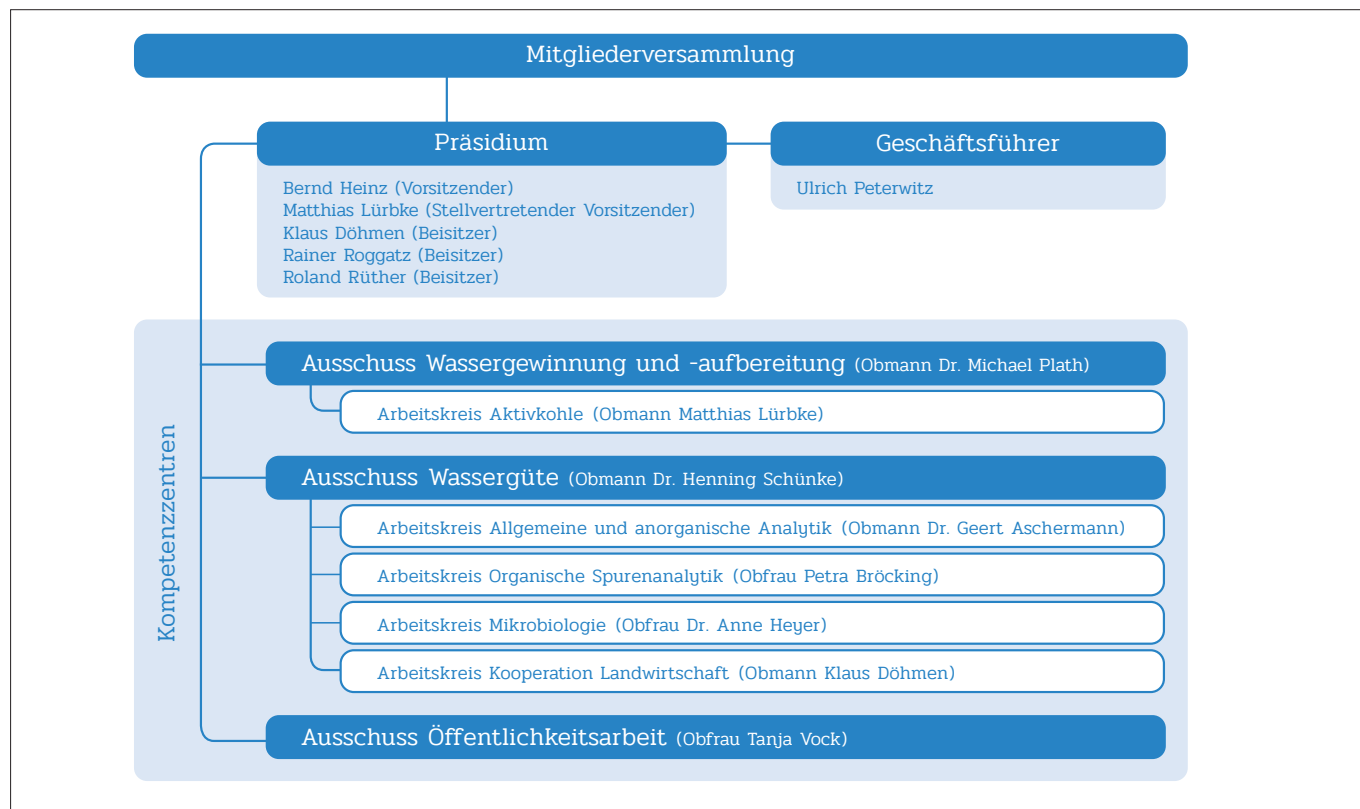
Geschäftsstelle:

AWWR Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e.V.
c/o Gelsenwasser AG
Geschäftsführer Dipl.-Geol. Ulrich Peterwitz
Willy-Brandt-Allee 26
45891 Gelsenkirchen
Tel.: 0209 708-274
E-Mail: ulrich.peterwitz@gelsenwasser.de

Pressestelle:

AWWR Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e.V.
Pressesprecherin Tanja Vock
Zum Kellerbach 52
58239 Schwerte
Tel.: 02304 9575-204
E-Mail: tanja.vock@wasserwerke-westfalen.de

Ausschüsse und Arbeitskreise 2021



Ausschuss Wassergüte

Obmann: Dr. Henning Schünke, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte

Dr. Thomas Bals, Energie-und Wasserversorgung Hamm GmbH, Hamm
 Dr. Georg Böer, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
 Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen
 Frank Eifler, Stadtwerke Menden GmbH, Menden
 Uwe Frost, Ruhrverband, Essen
 Dr. Anne Heyer, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
 Henrike Kreft, VWW Verbund Wasserwerk Witten GmbH, Witten
 Thomas Kroll, Stadtwerke Arnsberg GmbH & Co KG, Arnsberg

Monika Raabe, Enervie-Gruppe – Mark-E AG, Hagen
 Kirstin Richter, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte (ab Juni 2021)
 Ulrich Schulte-Ebbert, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte (bis Juni 2021)
 Dr. Henning Schünke, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
 Christian Skark, Gast (ehem. Institut für Wasserforschung GmbH), Dortmund
 Dr. Joanna Will, Ruhrverband, Essen

Arbeitskreis Allgemeine und anorganische Analytik

Obmann: Dr. Georg Böer, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte

Dr. Thomas Bals, Energie- und Wasserversorgung Hamm GmbH, Hamm
Dr. Georg Böer, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen
Kay Jansen, Ruhrverband, Essen
Sonja Klenk, Bergisches Wasser- und Umweltlabor der BTV-GmbH, Wuppertal (als Gast)
Monika Raabe, Mark-E AG, Hagen
Dr. Achim Rübel, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung Gemeinnützige GmbH, Mülheim
Dr. Daniel Schunk, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
Timon Wessel, VWW Verbundwasserwerk Witten GmbH, Witten

Arbeitskreis Organische Spurenanalytik

Obfrau: Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebietes, Gelsenkirchen

Dr. Peter Balsaa, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, Mülheim
Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebietes, Gelsenkirchen
Beate Steinsiepe-Burchard, Ruhrverband, Essen
Marina Klapat, Mark-E Aktiengesellschaft, ENERVIE Gruppe, Labor
Regina Respondek, LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Recklinghausen, Außenstelle Düsseldorf
Dr. Daniel Schunk, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
Thomas Sentis, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Gelsenkirchen

Arbeitskreis Mikrobiologie

Obfrau: Dr. Anne Heyer, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim

Stellvertretende Obfrau: Monika Raabe, Mark-E AG, Hagen

Dr. Thomas Bals, Energie- und Wasserversorgung Hamm GmbH, Fröndenberg
Guido Geburtzky, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
Helga Gehrke (Gast), Ruhrverband, Essen
Bernd Lange, IWW Zentrum Wasser, Mülheim
Bettina Langer, Hygiene-Institut des Ruhrgebietes, Gelsenkirchen
Daniela Mattes, IWW Zentrum Wasser, Mülheim
Dr. Christina Meinert-Berning, Ruhrverband, Essen
Kristina Ronge, Hygiene-Institut des Ruhrgebietes, Gelsenkirchen
Ute Stratmann, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
Gisela Trope, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Gelsenkirchen
Antje Wygoda, Verbundwasserwerk Witten GmbH, Witten

Kooperation Landwirtschaft – Wasserwirtschaft an der Ruhr

Obmann: Klaus Döhmen, Verbundwasserwerk Witten GmbH, Witten

Klaus Döhmen, Verbundwasserwerk Witten GmbH, Witten
Alenah Phelan, Gelsenwasser AG, Gelsenkirchen
Kirstin Richter, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte (ab Juni 2021)
Ulrich Schulte-Ebbert, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte (bis Juni 2021)
Celina Solibida, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim

Ausschuss Wassergewinnung und -aufbereitung

Obmann: Dr. Michael Plath, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr

Sascha Adamski, Stadtwerke Essen AG, Essen
Thomas Bock, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte
Thomas Brenne, Mark-E Aktiengesellschaft, Hagen
Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebietes, Gelsenkirchen
Robert Dietrich, Hochsauerlandwasser GmbH, Meschede (bis 10.11.2021)
Klaus Döhmen, AVU Aktiengesellschaft für Versorgungsunternehmen, Gevelsberg
Christian Finger, Stadtwerke Brilon, Brilon
Volker Kretschmer, Stadtwerke Fröndenberg GmbH, Fröndenberg
Thomas Kroll, Stadtwerke Arnsberg GmbH & Co KG, Arnsberg
Peter Lemmel, Ruhrverband, Essen
Matthias Lürbke, Stadtwerke Menden GmbH, Menden
Andreas Lütz, Wassergewinnung Essen GmbH, Essen
Dr. Michael Plath, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr
Dieter Schick, Stadtwerke Hamm GmbH, Hamm
Jürgen Schwarberg, Stadtwerke Sundern, Sundern
Michael Sommer, Hochsauerlandwasser GmbH, Meschede (ab 11.11.2021)
Henrik Weiß, Stadtwerke Winterberg AöR, Winterberg
Stephan Willmes, Stadtwerke Bochum GmbH, Bochum
Georg zur Strassen, Ruhrverband, Essen

Arbeitskreis Aktivkohle

Obmann: Matthias Lürbke, Stadtwerke Menden GmbH, Menden

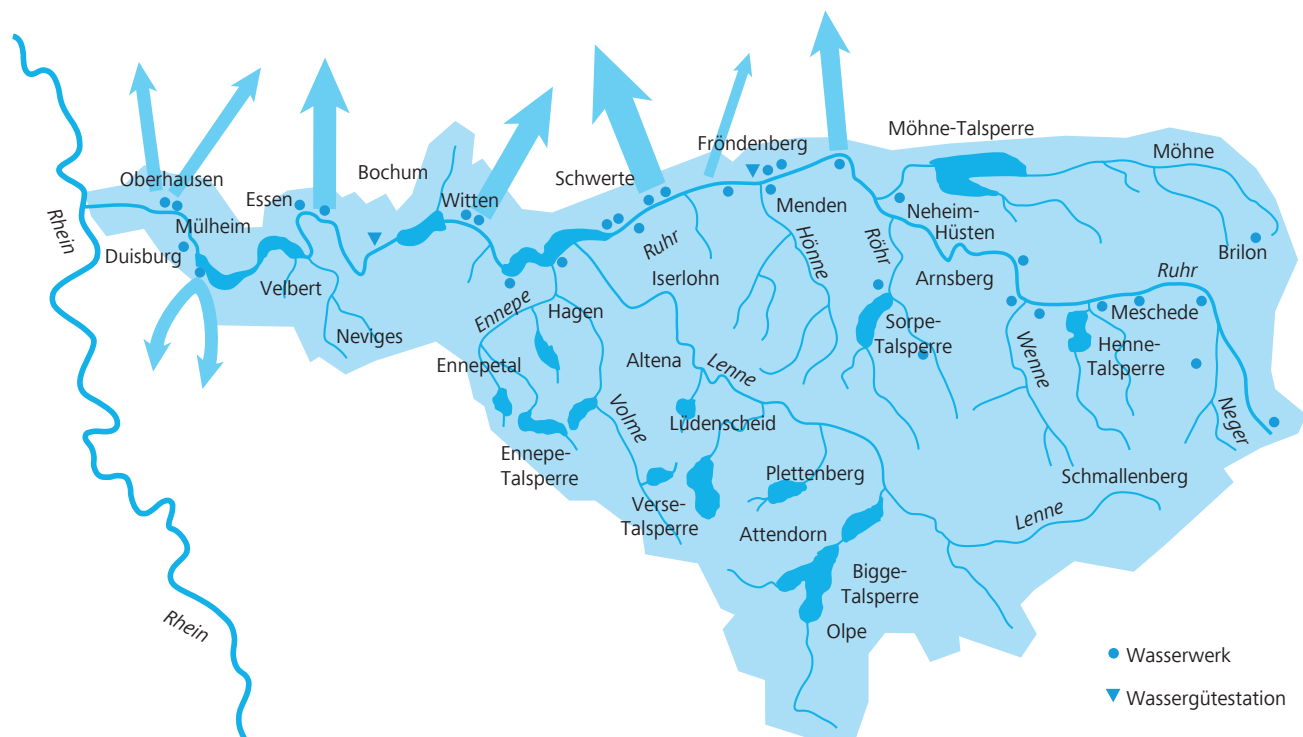
Dr. Geert Aschermann, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
Dr. Thomas Bals, Energie- und Wasserversorgung Hamm GmbH, Hamm
Klaus Döhmen, VWW Verbund-Wasserwerk Witten GmbH, Witten
Frank Eifler, Stadtwerke Menden GmbH, Menden
Thomas Kroll, Stadtwerke Arnsberg GmbH, Arnsberg
Guido Lens, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr
Matthias Lürbke, Stadtwerke Menden GmbH, Menden
Andreas Lütz, Wassergewinnung Essen GmbH, Essen
Uwe Pott, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
Christian Heß, Mark-E Aktiengesellschaft, Hagen
Markus Roters, Stadtwerke Sundern, Sundern
Jürgen Schwarberg, Stadtwerke Sundern, Sundern
Rolf Wegener, Hochsauerlandwasser GmbH, Meschede

Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit

Obfrau: Tanja Vock, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte

Heidrun Becker, Gelsenwasser AG, Gelsenkirchen
Jörg Fröhling, Hochsauerlandwasser GmbH, Meschede
Maria Geers, Stadtwerke Menden GmbH, Menden (bis 30.06.2021)
Josef Guthoff, Stadtwerke Menden GmbH, Menden (ab 01.07.2021)
Cornelia Helm, Stadtwerke Hamm GmbH, Hamm
Jana-Larissa Marx, Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH, Dortmund
Marie Luise Niepel, Stadtwerke Arnsberg GmbH, Arnsberg
Dirk Pomplun, Stadtwerke Essen AG, Essen
Jörg Prostka für VWW Verbund-Wasserwerk Witten GmbH, Witten
Markus Rüdell, Ruhrverband, Essen
Ramon Steggink, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr
Tanja Vock, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte

20 Die AWWR in Zahlen



Mitglieder der AWWR	Anzahl der Ruhrwasserwerke	Gesamt-Wasserförderung
Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH	siehe WWW	ca. 251 Mio. m³/a
Gelsenwasser AG	siehe WGE	
Hochsauerlandwasser GmbH	5	
Mark-E Aktiengesellschaft	1	
RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH	3	
Stadtwerke Arnsberg GmbH	1	
Stadtwerke Bochum GmbH	siehe WGE/WWW	
Stadtwerke Brilon AöR	1	
Stadtwerke Essen AG	siehe WGE	
Stadtwerke Fröndenberg GmbH	1	
Stadtwerke Hamm GmbH	1	
Stadtwerke Menden GmbH	1	
Stadtwerke Sundern	2	
VWW Verbund-Wasserwerk Witten GmbH	1	
Wasserbeschaffungsverband Arnsberg	1	
Wassergewinnung Essen GmbH (WGE)	1	
Wasserwerke Westfalen GmbH (WWW)	6	
Stadtwerke Winterberg AöR	5	

21 Analyseergebnisse des Ausschusses Wassergüte

Dr. Henning Schünke, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH

Erhebung und Verarbeitung der Daten

Für den Ruhrgütebericht werden die Analysedaten durch den Ruhrverband und die Wasserversorger an der Ruhr in Messprogrammen eigenständig erhoben und für die gemeinsame Auswertung durch die AWWR zur Verfügung gestellt. Während des Jahres werden in den Sitzungen des Ausschusses Wassergüte der AWWR die Ergebnisse der zeitdichten Untersuchungen des Ruhrverbands in Essen-Rellinghausen regelmäßig diskutiert und bewertet. Die Analyseergebnisse aus den zeitdichten Untersuchungen der Wasserversorger sowie den Ruhrlängsuntersuchungen werden im Rahmen des Ruhrgüteberichtes zusammengefasst und an dieser Stelle für das Jahr 2021 ausgewertet. Diese unterscheiden sich jedoch von der Datenbasis, die Kapitel 7 zugrunde liegt. Die Daten für die hier vorgelegte Auswertung wurden von den folgenden Unternehmen zur Verfügung gestellt:

- Hochsauerlandwasser GmbH, Meschede
- Mark-E Aktiengesellschaft, Hagen
- Ruhrverband, Essen
- RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
- Stadtwerke Hamm GmbH, Hamm
- Verbund-Wasserwerk Witten GmbH, Witten
- Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte

Die Untersuchungen erfolgten in den unternehmenseigenen Laboren, dem Hygiene-Institut des Ruhrgebiets sowie durch die Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH.

Die aktuelle Messstrategie sieht seit 2006 eine zeitlich dichte Überwachung durch die Wasserversorger und den Ruhrverband mit mindestens einer monatlichen Messung vor. Zum Teil werden jedoch deutlich häufiger Proben analysiert und für die Auswertung zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus werden durch den Ruhrverband und das Hygiene-Institut jeweils zwei Probenahmen zur Erhebung der Daten für die Ruhrlängsuntersuchungen über den gesamten Flussverlauf vorgenommen, deren Untersuchungszeiträume in Tabelle 21.1 aufgeführt werden.

Tabelle 21.1: Mittlere Abflüsse während der Längsuntersuchungen
Table 21.1: Average flows during examinations along the course of the river

Längsuntersuchung Untersuchungslabor	Untersuchungs- zeitraum	Abfluss am Pegel Hattingen m ³ /s
Winter / Hygiene-Institut (HYG)	01.02.2021	193,0
Frühjahr / Ruhrverband (RV)	08./09./10.03.2021	31,6
Sommer / Hygiene-Institut (HYG)	02.08.2021	40,7
Herbst / Ruhrverband (RV)	04./05./06.10.2021	26,9

Neben der Untersuchung der Ruhr werden durch den Ruhrverband in den acht wichtigsten Nebenflüssen verschiedene physikalische, chemische und biologische Parameter gemessen. Die erhaltenen Messwerte werden gemittelt. In den Abbildungen werden die Mittelwerte dem Mittel aus der Ruhr im Mündungsbereich vergleichend gegenübergestellt.

Eine Übersicht über die beprobten Messstellen sowie die Untersuchungslabore gibt Tabelle 21.2 wieder.

Für die Positionierung der Nebengewässer wird in der Spalte „Ruhr-km“ in Klammern die Kilometrierung angegeben, bei der die Gewässer in die Ruhr münden. In Tabelle 21.3 sind die Mittelwerte der Messungen für 41 untersuchte Kenngrößen in den acht Nebenflüssen/-bächen der Ruhr aufgeführt.

Für die Ruhr wurden von 2005 bis 2015 durch die AWWR eigene Zielwerte für die Wasserqualität festgelegt, die auf einer Bewertung des 90er-Perzentils beruhen. Seit 2013 unterstützt die AWWR auch das Europäische Fließgewässermemorandum, dessen Zielwerte als Maximalwerte vor allem auf den großen Flusssystemen Rhein, Elbe und Donau aufgebaut wurden. Mit dem Beschluss der AWWR-Mitgliederversammlung werden seit 2016 auch für die Ruhr die im Fließgewässermemorandum festgelegten Zielwerte als allein gültige Zielwerte übernommen. In der Tabelle 21.4 sind für die 16 vereinbarten Stoffe bzw. Stoffgruppen die nach dem Europäischen Fließgewässermemorandum nachgewiesenen Überschreitungen der Zielwerte im Jahr 2021 zusammengefasst.

Eine Auswertung der untersuchten Pflanzenschutzmittel erfolgt gesondert als Zusammenfassung in Tabelle 21.5.

Ruhrlängsuntersuchungen

Für die Längsuntersuchungen der Ruhr wurden durch den Ruhrverband und das Hygiene-Institut jeweils in zwei Probenahmeaktionen entlang des Ruhrverlaufs Proben gezogen. Die Analysen der Proben wurden durch den Ruhrverband bzw. durch das Hygiene-Institut in Gelsenkirchen im Auftrag der Wasserversorger Hochsauerlandwasser, Stadtwerke Hamm, Mark-E, Gelsenwasser, Verbundwasserwerk Witten, Wassergewinnung Essen und der Rheinisch Westfälischen-Wasserwerke vorgenommen. Die beiden Labore übermitteln ihre Daten per E-Mail an die Westfälische Wasser- und Umweltanalytik, wo die Auswertung übernommen wird.

Für die Ruhrlängsuntersuchung entnahm das Hygiene-Institut an 13 Stellen Proben, in denen bis zu 53 Parameter (ohne Pflanzenschutzmittel) untersucht wurden. Insgesamt konnten 1.378 Werte erhoben werden. Der Ruhrverband entnahm an

Tabelle 21.2: Übersicht über die Messstellen und die untersuchenden Laboratorien
Table 21.2: Overview of measuring points and research laboratories

Ruhr-km	Fluss-km	Längsuntersuchung RV	Längsuntersuchung HYG	Zeitlich dichte Ruhrüberwachung	Messstellenbezeichnung
164,73		X	X		Ruhr, oberhalb Wildshausen
156,74		X			Ruhr, oberhalb Arnsberg, Wolfsschlucht
142,25		X			Ruhr, Neheim-Hüsten oberhalb Zulauf Kläranlage
(141,83)	0,28	X			Röhr, 280 m vor Mündung in die Ruhr
137,66		X	X		Ruhr, oberhalb Zulauf Möhne
(137,35)	0,05	X			Möhne, 50 m vor Mündung in die Ruhr
128,31		X	X	WWU	Ruhr, Echthausen Oberwasser
121,17		X	X	SWH	Ruhr, Wasserwerk Hamm-Warmen
(116,58)	0,18	X	X		Hönne, 180 m vor Mündung in die Ruhr
113,78		X	X		Ruhr, Halingen, Messstelle AWWR
108,39		X		WWU	Ruhr, Hengsen Obergraben
(106,96)	0,08	X			Baarbach, 80 m vor Mündung in die Ruhr (unterh. KA)
105,11		X	X		Ruhr, Geisecke-Wellenbad (Brückenmitte)
95,15		X		WWU	Ruhr, Westhofen, Kraftwerk
(92,72)	2,74	X	X		Lenne, 2740 m vor Mündung in die Ruhr
88,75		X	X	Mark E	Ruhr, Auslauf Hengsteysee
(87,67)	1,24	X	X		Volme, 1240 m vor Mündung in die Ruhr (am Pegel Eckesey)
80,66		X	X		Ruhr, Pegel Wetter
74,45		X			Ruhr, in Höhe Kraftwerk Hohenstein
71,91				WWU	Ruhr, Witten, Wasserwerk Gelsenwasser
69,00		X			Ruhr, Einlauf Stausee Kemnade
(67,35)	1,33	X			Ölbach, unterhalb Teich 3, 1330 m vor Mündung in die Ruhr
62,65		X	X	WWU	Ruhr, Oberwasser Kraftwerk Stiepel WMR
51,28		X			Ruhr, Schwimmbrücke Dumberg
47,42		X	X		Ruhr, Steele-Horst, Pumpwerk Gelsenwasser
42,76		X		RV	Ruhr, Essen-Rellinghausen, Zornige Ameise
38,35		X			Ruhr, Einlauf Baldeneysee
31,18		X			Ruhr, Auslauf Baldeneysee
23,47		X	X	RWW	Ruhr, Auslauf Stausee Kettwig
(23,24)	0,02	X			Rinderbach, 20 m vor Mündung in die Ruhr
14,43		X			Ruhr, Kraftwerk Mülheim-Kahlenberg
11,35				RWW	Ruhr, Wasserwerk Styrum-Ost
5,43		X			Ruhr, Duisburg Aakerfähre
Mark E Mark-E Aktiengesellschaft, Hagen					
RV Ruhrverband, Essen					
RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim					
SWH Stadtwerke Hamm GmbH, Hamm					
WWU Westfälische Wasser und Umweltanalytik GmbH, Gesenkirchen und Schwerte					

23 Probenahmestellen Proben und analysierte darin bis zu 37 Kenngrößen (ohne Pflanzenschutzmittel). Insgesamt wurden durch den Ruhrverband für diese Untersuchung 1.736 Analysewerte erhoben.

Während der vier Längsuntersuchungen wurden am Pegel Hattingen die in Tabelle 21.1 aufgeführten Abflüsse gemessen.

Die Analyseergebnisse aus den Ruhrlängsuntersuchungen werden nachfolgend in Form von Ganglinien dargestellt (Bild 21.2 bis 21.8). Dabei wurden jeweils bis zu sechs Kenngrößen zu einem Block zusammengefasst. In der letzten Graphik ist der mittlere Abfluss am Pegel Hattingen als zusätzliche Größe an den Probenahmen in Bild 21.8 dargestellt.

Analysewerte unterhalb der Bestimmungsgrenze werden in Höhe der Bestimmungsgrenze in den Grafiken berücksichtigt und mit dem Symbol „*“ kenntlich gemacht. Die senkrechten, gestrichelten Linien kennzeichnen die Lage der Probenahmestellen im Ruhrverlauf. Die Abkürzungen RV bzw. HYG stehen für Ruhrverband respektive Hygiene-Institut des Ruhrgebietes.

Zusätzlich wurden insgesamt 708 Werte zu vier Untersuchungszeiten aus den Nebenflüssen/-bächen durch den Ruhrverband erhoben, die als Mittelwert zusammengefasst wurden und in Tabelle 21.3 aufgeführt sind. Für sechs ausgesuchte Kenngrößen werden die Mittelwerte zusätzlich als Punkte den Ganglinien der Mittelwerte dieser Parameter in der Ruhr graphisch gegenübergestellt (Bild 21.9).

Tabelle 21.3: Mittelwerte ausgewählter Gütemerkmale von acht Nebenflüssen der Ruhr
 Table 21.3: Means of selected quality parameters for eight tributaries of the Ruhr

Kenngröße	Einheit	Zufluss/Ruhr-km							
		Rinderbach 23,24	Ölbach 67,35	Volme 87,67	Lenne 92,72	Baarbach 106,96	Hönnne 116,58	Möhne 137,35	Röhr 141,83
Wassertemperatur	° C	9,9	12,0	9,9	10,2	10,5	9,9	8,7	8,8
pH-Wert		8,30	7,55	7,74	7,61	7,60	8,21	7,75	7,75
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	628	2152	317	395	896	591	383	417
Trübung	FNU	8,1	4,8	2,4	2,5	3,1	2,5	1,8	2,6
Spektr. Absorptionskoeff. bei 254 nm	l/m	7,0	8,7	5,0	4,9	10,2	3,8	8,1	3,6
Spektr. Absorptionskoeff. bei 436 nm	l/m	0,45	0,50	0,28	0,28	0,55	0,18	0,35	0,25
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	mg/l			6,0	6,5		7,0		
Gelöster organ. gebund. Kohlenstoff (DOC)	mg/l	2,8	3,9	1,8	2,0	4,3	1,3	3,2	1,6
Gelöster Sauerstoff	mg/l	11,6	7,7	11,3	10,1	10,2	11,5	11,0	11,3
Chlorophyll-a	µg/l	21,5	2,0	7,5	3,7	2,0	5,5	1,7	< 1,0
Gesamter gelöster Phosphor als PO4	mg/l	0,55	0,69	0,12	0,29	0,24	0,10	< 0,06	0,18
Borat-Bor	mg/l	0,06	0,29	< 0,05	0,05	0,15	0,06	0,02	0,02
Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)	µg/l	4,6	3,6	< 2,0	3,3	10,1	< 2,0	1,0	0,9
Nitrilotriessigsäure (NTA)	µg/l	< 2,5	< 2,5	< 2,0	< 2,0	< 2,5	< 2,0	< 0,5	< 0,5
Diethylentrinitrilopentaessigsäure (DTPA)	µg/l	< 5,0	< 5,0	< 1,0	< 1,0	< 5,0	< 1,0	< 1,0	< 1,0
Ammonium	mg/l	0,05	0,82	< 0,04	< 0,04	0,06	0,02	0,01	0,11
Nitrat	mg/l	17,7	7,1	16,0	13,1	18,6	19,8	9,7	13,5
Nitrit	mg/l	0,10	0,21	0,04	0,08	0,05	0,05	0,04	0,30
Organisch gebundener Stickstoff	mg/l	< 1,00	1,02	< 1,00	< 1,00	1,33	< 1,00	< 1,00	< 1,00
Mangan	µg/l	30	104	14	35	57	15	25	21
Gelöstes Mangan	µg/l	10	99	< 10	22	51	< 10	13	< 10
Eisen	mg/l	0,30	0,21	0,11	0,11	0,17	0,07	0,03	0,09
Gelöstes Eisen	mg/l	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	< 0,01	0,01	< 0,01
Natrium	mg/l	48	340	20	25	61	35	27	15
Kalium	mg/l	7,5	13,5	3,2	4,2	11,5	3,7	2,6	2,8
Magnesium	mg/l	11,0	19,5	5,5	7,2	12,0	6,9	6,5	6,9
Calcium	mg/l	62	58	31	37	93	74	41	61
Barium	µg/l	14	550	< 50	< 50	29	< 50	26	54
Kupfer	µg/l	2,5	2,1	< 5,0	< 5,0	4,2	< 5,0	1,4	1,8
Nickel	µg/l	5,5	4,8	1,6	1,2	6,9	1,0	2,3	2,2
Chrom	µg/l	1,1	0,5	0,5	< 0,5	0,8	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Zink	µg/l	19	11	< 10	20	90	11	2	6
Blei	µg/l	3,4	0,4	< 1,0	< 1,0	0,6	< 1,0	< 0,1	0,8
Cadmium	µg/l	0,07	0,03	< 0,10	< 0,10	0,09	< 0,10	0,02	0,03
Chlorid	mg/l	73	480	31	44	120	59	39	22
Sulfat	mg/l	50	62	29	33	110	42	29	48
Fluorid	mg/l	0,13	0,21	0,09	0,06	0,17	0,09	0,08	0,07
Polycyclische aromat. Kohlenwasserstoffe	ng/l	7	8	5	2	1	4	0	0
Adsorb. org. geb. Halogene (AOX)	µg/l	13	19	< 10	< 10	18	< 10	11	< 5
Coliforme Bakterien	1/100 ml	8494	17329	8156	7648	17329	4257	428	7407
Escherichia coli	1/100 ml	1529	11386	1632	3541	13636	1437	52	2597

Zeitlich dichte Ruhrüberwachung

Die zeitlich dichte Überwachung der Ruhr wird an zehn Stellen durch die Versorgungsunternehmen Wasserwerke Westfalen, Stadtwerke Hamm, Mark-E und Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft sowie den Ruhrverband vorgenommen. Dabei werden aufgrund der unterschiedlichen Monitoringstrategien der Unternehmen bis zu 24 Messgrößen untersucht, die meist in wöchentlichen oder monatlichen Untersuchungen bestimmt werden. Die Untersuchungshäufigkeit durch den Ruhrverband betrug in Essen-Rellinghausen sogar bis zu 129 Proben.

Nicht alle Kenngrößen wurden an allen Messstellen bestimmt. Der Auswertung der zeitdichten Untersuchungen liegen knapp 9.300 Messwerte (ohne Pflanzenschutzmittel) zugrunde.

Die Ergebnisse der Analysen wurden zu statistischen Größen wie Mittel-, Maximal-, Minimal- sowie Perzentilwerten verdichtet und werden nachfolgend kombiniert tabellarisch/grafisch als Jahresgang dargestellt (Bild 21.10 bis 21.34). Innerhalb der Rechenalgorithmen wurden Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze mit 30 % der Bestimmungsgrenze berücksichtigt. Bei den Mittelwerten und Perzentilen, deren errechneter Be-

Tabelle 21.4: Zielwerte für die Qualität des Ruhrwassers mit Überschreitungen im Jahr 2021

Table 21.4: Target values for the quality of Ruhr water and exceedings in 2021

Kenngröße		Einheit	Zielwert Europäisches Fließgewässer Memorandum 2020 (ERM)	Trinkwasser- Grenzwert (TrinkwV. 2001) (informativ)	Überschreitungen der Zielwerte Eur. Fließgewässer- Memorandum / Trinkwasser-Grenzwerte (GW)
Cadmium	Cd	µg/l	-	5	keine
Nickel	Ni	µg/l	-	20	1 GW (von 332 Proben)
Ammonium	NH ₄	mg/l	0,3	0,5	4 (von 455 Proben)
Nitrat	NO ₃	mg/l	25	50	keine
Gel. org. geb. Kohlenstoff	DOC	mg/l	3	-	93 (von 481 Proben)
Tetrachlorethen		µg/l	0,1	10 für die Summe aus beiden	5 (von 158 Proben)
Trichlorethen		µg/l	0,1		1 (von 155 Proben)
Diethyltrinitrilopentaessigsäure	DTPA	µg/l	1	-	45 (von 175 Proben < 2,5 ³⁾)
Ethylendinitrilotetraessigsäure	EDTA	µg/l	1	-	286 (von 307 Proben)
Nitritotriessigsäure	NTA	µg/l	1	-	keine
PSM ¹⁾		ng/l	100	100	1 (von 4912 Proben)
Coliforme Bakterien		100 ml ⁻¹	-	0	-
Zusätzliche Parameter					
Elektrische Leitfähigkeit	LF	µS/cm	700	2170	keine
pH-Wert			7 – 9	6,5 – 9,5	3 (von 477 Proben)
Temperatur	T	°C	25	-	keine
Sauerstoff	O ₂	mg/l	> 8	-	24 (von 479 Proben)
Chlorid	Cl	mg/l	100	-	keine
Sulfat	SO ₄	mg/l	100	250	keine
Fluorid	F	mg/l	1,0	1,0	keine

¹⁾ Organisch-chemische Stoffe zur Pflanzenbehandlung und Schädlingsbekämpfung.

²⁾ Zielwerte als geometrisches Jahresmittel.

³⁾ Bestimmungsgrenze liegt über dem Zielwert des Fließgewässermemorandums.

Tabelle 4: Zielwerte für die Qualität des Ruhrwassers mit den Überschreitungen im Jahre 2021

trag unterhalb der Bestimmungsgrenze lag, wird ersatzweise die Bestimmungsgrenze mit einem vorangestellten Zeichen „<“ im Tabellenteil angegeben. Für die Minimal- und Maximalwerte wird jeweils das zugehörige Messdatum mit angegeben. Sofern ein Maximalwert mehrfach nachgewiesen wurde, wird statt eines Datums der Wert mit „Mehrere“ kenntlich gemacht.

Unterhalb der Tabellen werden die Messwerte der zeitlich dichten Untersuchung im Jahresverlauf dargestellt. Die Grafiken enthalten die Messwerte von jeweils zwei benachbarten Probenahmestellen. Die Zuordnung der Ganglinie zur Datenspalte erfolgt mittels der schwarzen bzw. blauen Linie unterhalb der Tabellenspalten. Zur besseren Vergleichbarkeit wur-

den alle Grafiken für eine Kenngröße gleich skaliert. Als ergänzende Information ist jeweils links auf der Seite der zeitliche Verlauf des Abflusses der Ruhr am Pegel Hattingen dargestellt. Für die Zielwertbetrachtung werden die Zielwerte des Europäischen Fließgewässermemorandums herangezogen.

Untersuchungen von Pflanzenschutzmitteln (PSM)

PflanzenSchutzMittel sind chemische Verbindungen, die in erster Linie zum Schutz von Nutzpflanzen vor Schädlingsbefall wie zum Beispiel Insekten oder Pilze eingesetzt werden, oder einen konkurrierenden Pflanzenwuchs unterbinden sollen. Diese hochwirksamen Verbindungen werden z.T. nur langsam abgebaut, dürfen aber in Lebensmitteln und dem Trinkwasser

nur in geringen Spuren vorkommen. Der Gesetzgeber hat für Einzelsubstanzen im Trinkwasser einen Grenzwert von 100 ng/l festgelegt und für die Summe aller nachgewiesenen Einzelsubstanzen einen Maximalwert von 500 ng/l.

Die Untersuchung der Pflanzenschutzmittel wurde neben den wasserchemischen Parametern sowohl in den Längsuntersuchungen als auch der zeitdichten Ruhrüberwachung 2021 mit knapp 5.000 Analysen durchgeführt. Die Ergebnisse aus den Untersuchungen werden in der Tabelle 21.5 als Überschreitungsstatistik zusammengefasst.

Für die Kooperation Landwirtschaft/Wasserwirtschaft an der Ruhr wird durch die nachfolgend dargestellten Ergebnisse zu den Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln die Berichterstattung für das laufende Jahr gewährleistet. Wie in den Vorjahren werden diese Ergebnisse im Beirat der Kooperation diskutiert und fließen in die Tätigkeit der von den Wasserversorgungsunternehmen finanzierten Berater mit ein.

Kommentierung der Ergebnisse 2021

Seit der Aufgabe des Wasserwerks in Bochum Stiepel wird diese Messstelle nicht mehr untersucht, so dass zwischen Witten und Essen-Rellinghausen keine weiteren Daten vorliegen.

Niederschläge und Abfluss: Im Jahr 2021 trat bei den Niederschlägen eine stark schwankende jährliche Verteilung für das Ruhreinzugsgebiet auf; neben den meist unterdurchschnittlichen Niederschlagswerten, die nur in den Sommermonaten Mai, Juni und August den Durchschnitt erreichten, wurden im Juli durch das Starkregen-Ereignis in der Monatsmitte die gut dreifachen Niederschläge im Vergleich zu den Mittelwerten erreicht. Trotz dieses Ereignisses wurde über den gesamten Jahresverlauf die Niederschlagsmenge des langjährigen Mittels nicht erreicht, sondern betrug nur gut 86 % des Mittelwertes. Insgesamt blieb damit das Jahr erneut zu trocken. Eine Veränderung in den klimatischen Bedingungen mit geringeren Regenmengen scheint sich damit zu manifestieren. Damit setzt sich im Jahr 2021 das Niederschlagsdefizit wie auch geringe Abflüsse in die Stauseen und die Ruhr weiter fort (2013 71 %, 2014 75 %, 2015 90 %, 2016 81 %; 2017 91 %; 2018 70 %, 2019 83 %, 2020 76 % Quelle: DGJ-Seiten Ruhrverband).

Bei den Abflüssen folgten die Mengen den Niederschlagsmengen und wiesen einen parallelen Verlauf auf: der Spitzenabfluss mit mehr als 1.200 m³/s (Pegel Hattingen) wurde im Juli gemessen. Die übrigen Abflüsse lagen unter den Durchschnittswerten. Der Ruhrabfluss am Pegel Hattingen wird als ergänzende Information zur Einordnung der Konzentrationen an Wasserinhaltsstoffen in den Bildern 21.10 bis 21.34 aufgeführt.

Temperaturen: Das Jahr 2021 wies nach den letzten drei sehr heißen Jahren einen leichten Rückgang bei Lufttemperaturen auf, der sich auch bei den Wassertemperaturen zeigte. Die Luft-Temperaturen wiesen im Jahresmittel für Nordrhein-Westfalen einen Wert von 9,8 °C auf und lagen damit 0,8 °C über dem Wert der Referenzperiode von 1961 bis 1990 bzw. 0,2 °C unter dem Wert der neuen Referenzperiode von 1991 bis 2020, die damit eine Zunahme von 1 °C bei den Referenzwerten aufwies (Quelle: Klimaatlas.NRW.de, Bild 21.1). Nach den vorangehenden sehr trockenen Jahren, in denen die Temperatur bis in den August im Wasser zunahm, wurde für 2021 ein früher steiler Anstieg der Temperatur bis in den Juni gemessen, der nach dem Hochwasser etwas einbrach und auf einem niedrigeren Niveau verblieb. Als Maximaltemperaturen wurden deshalb für 2021 keine Überschreitungen des Zielwertes des Fließgewässermemorandums gemessen, während in den Vorjahren ab der mittleren Ruhr bei Witten Überschreitungen nachgewiesen werden konnten (Bild 21.10). Die höchsten Temperaturen traten meist nach den Stauhaltungen in dem mittleren bis unteren Ruhrabschnitt auf. Die höchste Temperatur wurde in den sehr zeitdichten Untersuchungen des Ruhrverbands in Essen nachgewiesen, diese blieb aber auch noch deutlich vom Zielwert entfernt.

In der Ruhrlängsuntersuchung für den Sommer Anfang August 2021 wurde im Temperaturprofil der Ruhr ebenfalls keine Überschreitung des Zielwertes von 25 °C nachgewiesen (Bild 21.2).

Leitfähigkeit und Salze: Die vor allem durch die Abflüsse abhängigen Parameter Leitfähigkeit und Salze werden im Messprogramm direkt und anhand des Chlorids untersucht (Bild 21.11 und 21.12). Der parallele Verlauf der Parameter spiegelt gegenläufig den Abfluss in der Ruhr wider. Im Jahr 2021 war an den meisten Probestellen auf Grund der höheren Abflüsse über den Jahresverlauf keine Zunahme nachzuweisen. Einzig in der unteren Ruhr waren im Oktober und November geringfügig höhere Werte messbar, die aber auch nicht die Werte der Vorjahre erreichten. Mit dem Dezember sank die Leitfähigkeit erneut durch die erhöhten Abflüsse nach den einsetzenden Niederschlägen.

Der an der unteren Ruhr auftretende Effekt von höheren Werten der Leitfähigkeit in der Frühjahrs- und der Herbstmessung wurde auch bei der Längsuntersuchung festgestellt: beide Messungen waren von den erhöhten Abflüssen nach dem Starkregen im Juli nicht beeinflusst, wobei in der Sommermessung bedingt durch das Hochwasser noch deutlich geringere Werte über den Ruhrverlauf auftraten (Bilder 21.2 und 21.5). Bei den höheren Abflüssen im Sommer waren die Beeinflussungen der Leitfähigkeit und des Chloridgehalts durch den Zustrom der Lenne (km 92) und des Ölbachs (km 67) weniger deutlich ausgeprägt. Nach der Lenne wurde nur eine sehr geringe Abnahme durch den Zustrom bewirkt. Etwas deutlicher ist die erhöhte Konzentration der Salze und der Anstieg nach dem Zufluss des Ölbachs, der durch die Aufnahme der Sumpfungswässer aus dem tiefen Bergbau eine hohe Salzfracht führt (Bild 21.2).

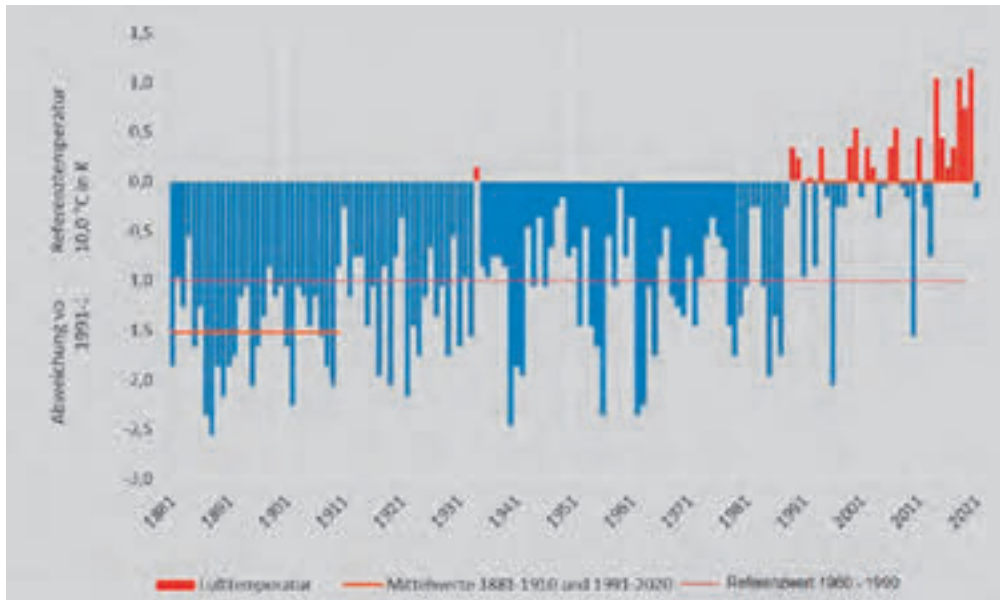


Bild 21.1: Abweichung der Temperaturen von den Referenzwerten
(Quelle: Klimaatlas.NRW, verändert)

Fig. 21.1: Deviation of temperatures from reference values
(source: Klimaatlas.NRW)

Besonders deutlich wird dies bei dem Chlorid in der Ruhrlängsuntersuchung, aber auch für Natrium (Bild 21.5) und das Barium (Bild 21.8), weniger ausgeprägt aber auch für weitere Elemente wie Kalium und Magnesium. (Bild 21.5).

Der Zustrom der Salze wird hier vor allem durch die Grubenwässer der beiden Gruben Robert Müser und Heinrich bedingt. Der Einfluss der Grubenwässer wird besonders an der Mündung des Ölbachs durch den starken Anstieg des Bariums nachgewiesen. Durch diesen Eintrag wird eine Verdopplung der Konzentration in der Ruhr erreicht (Bild 21.8).

In der Längsuntersuchung wurde das Borat-Bor als Anzeiger des anthropogenen Einflusses untersucht: hier traten die größten Zunahmen hinter den Zuflüssen nach Meschede, hinter Wickede, der Hönne, dem Baarbach und dem Ölbach auf (Bild 21.8).

Trübung: Die Trübung wird maßgeblich durch die Mobilisierung von Sedimenten bei erhöhten Abflüssen oder Hochwasser beeinflusst. In den Untersuchungen der Unternehmen konnten deshalb Trübungswerte gemessen werden, die dem Verlauf der Abflüsse entsprachen. Neben den erhöhten Werten im Frühjahr während der Regenfälle im Januar und Februar wurden im Jahr 2021 die höchsten Werte zu den Zeiten des Hochwassers im Juli gemessen, die kurz nach dem Starkregenereignis registriert wurden. Der Spitzenwert wurde im oberen Verlauf nachgewiesen, aber auch im weiteren Ruhrverlauf bis nach Essen konnten außergewöhnlich hohe Trübungswerte festgestellt werden, soweit die Messung innerhalb dieses kurzen Zeitfensters des Hochwassers erfolgt ist. Dabei wurden Maximalwerte erreicht, die für die Ruhr bisher auch bei Hochwasser in der Regel nicht erreicht wurden (Bild 21.13).

Bei den Längsuntersuchungen, die nicht im Zeitraum des Hochwassers vorgenommen wurden, ist dagegen ein üblicher Verlauf der saisonalen Trübungsentwicklung für die Ruhr festgehalten worden: auch hier sind die höchsten Werte mit den erhöhten Abflüssen in der Wintermessung korreliert, weisen aber besonders vor den Stauhaltungen der Ruhr die höchsten Werte auf, während sie nach den Ruhrstauen nur noch mit reduzierten Werten nachgewiesen werden konnten. In den weiteren Untersuchungsreihen wurden nur geringe Werte mit wenigen lokalen Spitzenwerten ermittelt (Bild 21.2).

Chlorophyll, Sauerstoff und pH-Werte: Die drei Parameter sind durch den Stoffwechsel der Algen direkt voneinander abhängig und werden deshalb hier gemeinsam bewertet. Mit dem Parameter Chlorophyll a (Chl-a) wird das Wachstum der pelagischen Algen bestimmt (Bild 21.14). Durch die Stoffwechselaktivität der grünen Algen wird dem Wasserkörper das Hydrogencarbonat entzogen mit der Folge, dass der pH-Wert ansteigt (Bild 21.15), wobei gleichzeitig durch die Photosynthese Sauerstoff freigesetzt wird, der die Konzentration ansteigen lässt (Bild 21.16). Wie in den vergangenen Jahren lagen an der oberen Ruhr nur geringe Schwankungen des Chlorophyllgehaltes vor. Deutliche Chlorophyllkonzentrationen, die auf ein Algenwachstum hinweisen, wurden erst hinter den Stauhaltungen der Ruhr ab dem Hengsteysee in Hagen im Frühjahr vorgefunden. Der maximale Chlorophyllgehalt lag an der Probestelle Essen-Rellinghausen im Mai vor. Hier war erstmals nach den letzten Jahren wieder ein Anstieg der Chlorophyllgehalte festzustellen. Ein weiterer kleiner Anstieg war hier im August nachweisbar, wie er auch im Vorjahr bereits einmal aufgetreten war (Bild 21.14). Durch die Längsuntersuchung im Frühjahr konnte die Zunahme der Algenkonzentration über den Ruhrverlauf ebenfalls deutlich gemacht werden: obwohl

die Messung nicht zu den Zeiten der Algenblüte erfolgte, wurde in der mittleren Ruhr ein moderater Anstieg gemessen, ab der Messstelle Essen trat eine deutliche Zunahme der Chlorophyllgehalte auf (Bild 21.4). In der Herbstmessung wurden erwartungsgemäß keine Algenentwicklungen sichtbar.

Die gemessenen pH-Werte spiegeln das Bild der Algenentwicklung wider: zu den Zeiten des Algenwachstums wurde durch den Stoffwechsel der pH-Wert angehoben. In den beiden Zeiträumen im April-Mai und August wurden entsprechend höhere pH-Werte in der mittleren und unteren Ruhr gemessen. Der deutlichste Effekt war auch hier ab der Messstelle in Essen-Rellinghausen festzustellen (Bild 21.15). Im oberen Flusslauf wurden dagegen deutlich ausgeglichene Verläufe der pH-Werte nachgewiesen.

In den Messreihen der Längsuntersuchungen lagen dagegen keine großen Unterschiede vor. Die Zeiten der Erhebung der Messwerte lagen aber auch deutlich außerhalb der Phasen des Algenwachstums (Bild 21.2).

Der gelöste Sauerstoff wird neben der physikalischen Löslichkeit in Abhängigkeit von der Temperatur als Nebenprodukt der Photosynthese durch die Entwicklung der Algen mit beeinflusst. Im Jahr 2021 waren nur geringe Korrelationen mit dem Algenwachstum festzustellen. Neben den höheren Sauerstoffgehalten in der Winterphase und einem ersten Abfall der Konzentrationen im Frühjahr, war ein leichter Anstieg der Gehalte im April-Mai zu den Zeiten des höchsten Algenvorkommens an der unteren Ruhr nachweisbar. Im weiteren Jahresverlauf fiel der Gehalt wie an den anderen Messstellen anschließend durch die steigenden Temperaturen ab (Bild 21.16).

Trotz der höheren Sauerstoffgehalte über den Jahresverlauf 2021 lagen die Minimalwerte in den Sommermonaten an den meisten Probestellen wie in den Vorjahren unterhalb der Zielwerte des Fließgewässermemorandums. Nur an der oberen Ruhr waren an den Messstellen Warmen und Hengsen die Minimalwerte an der Grenze der Zielwerte, alle anderen untersuchten Stellen wiesen eine Unterschreitung von 8 mg/l an Sauerstoff auf. Im gesamten Ruhrverlauf lagen die minimalen Gehalte aber über 5 mg/l und hatten damit noch ausreichende Gehalte für die Fauna im Fluss (Bild 21.16). Mit insgesamt nur etwa 5 % der Sauerstoffwerte unterhalb des Zielwertes wurde damit der Zielwert nur halb so oft unterschritten wie im Vorjahr (ca. 10 %; Tab. 21.4).

In den Längsuntersuchungen wurden bei den Sauerstoffgehalten ebenfalls über den gesamten Ruhrverlauf in den vier Messreihen keine Unterschreitungen der Zielwerte nachgewiesen: alle Werte lagen über 9 mg/l gelöstem Sauerstoff. Für die Sommer- und die Herbstuntersuchung wurden auf Grund der höheren Temperaturen die niedrigeren Werte ermittelt (Bild 21.4).

Nährstoffe, UV-Absorption und gebundener Kohlenstoff:

Für das Wachstum sowohl der Landpflanzen, aber auch der Wasserpflanzen, werden neben Kohlenstoff auch Nährstoffe aufgenommen und dadurch während der Vegetationsphase in der Umwelt reduziert. Durch das Pflanzenwachstum (Primärproduzenten) werden daraus Kohlenstoffverbindungen produziert, die z.T. beim Wachstum oder nach der Vegetationsphase wieder in die Umwelt freigesetzt werden. Dieser natürliche Kreislauf der Nährstoffe kann jedoch durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung überdeckt werden, da hier zusätzliche Nährstoffe in Form von Düngemitteln ausgebracht werden, bzw. die pflanzlichen Produkte nach der Ernte aus dem örtlichen Kreislauf entfernt werden. Weitere Einträge von Nährstoffen in die Gewässer erfolgen über Einleitungen aus Abwasseranlagen oder als Einträge nach Starkregenereignissen über Abschwemmungen sowie über Abschlüge von Regenwasserentlastungen. Als Nährstoffe werden hier vor allem Makronährstoffe wie Stickstoff-Verbindungen und Phosphat betrachtet.

Von den Stickstoffverbindungen werden in der zeitdichten Untersuchung Nitrat und Ammonium gemessen, die als Stickstoffquellen bzw. primäre Abbauprodukte bewertet werden können. Für Nitrat als Stickstoffquelle konnte ein jahreszeitlicher Verlauf nachgewiesen werden, der in Zeiten des stärksten Wachstums wie in den Vorjahren nach der Winterruhe (ab ca. März) eine Abnahme aufwies. Zum Jahresende wird durch die reduzierte Vegetation auch wieder mehr Nitrat in den Gewässern gemessen. Im Jahr 2021 wurde dieser Zyklus durch das Starkregenereignis im Juli unterbrochen, da hier durch Abschwemmung und Abschlüge Nitrate in die Gewässer eingetragen wurden. Dieser kurzfristige Effekt war an nahezu allen Messstellen nachweisbar (Bild 21.18). Trotz der Einträge wurde in der Ruhr bei keiner Messung ein Überschreiten des Zielwertes des Fließgewässermemorandums beobachtet.

Der im Ammonium gebundene Stickstoff resultiert aus dem Abbau organischer Substanzen. Seine Freisetzung in die Gewässer tritt vor allem bei niedrigen Temperaturen auf, bei denen die Oxidation des Stickstoffs nur eingeschränkt abläuft. Zusätzlich kann bei hohen Niederschlägen eine Freisetzung durch Abschlüge ohne eine vollständige Abwasserbehandlung auftreten. Im Jahresverlauf 2021 traten sowohl erhöhte Konzentrationen im Winter als auch nach den starken Niederschlägen in der Jahresmitte auf (Bild 21.17). Hier war ein Eintrag im Juni vor dem Starkregenereignis im Juli nachzuweisen. Vor allem im mittleren Ruhrverlauf wurden nach dem Algenwachstum im Juni Konzentrationsspitzen gemessen, die die Zielwerte aus dem Fließgewässermemorandum überschritten. Während des Hochwassers im Juli wurde dagegen offenbar durch die sehr großen Wassermengen eine Verdünnung erzielt, so dass sich kein besonderer Eintrag an Ammonium nachweisen ließ.

Die jahreszeitlichen Änderungen in der Zusammensetzung der Stickstoffverbindungen konnten auch in den Ruhrlängsuntersuchungen beobachtet werden: Die unterschiedlichen Konzentrationsniveaus bei Nitrat zwischen Winter-/Frühjahrs- und Sommer-/Herbstmessungen sind durch die Vegetation bedingt. Das Ammonium, bei dem vor allem im Herbst die höchsten Konzentrationen auftreten, weist zum Nitrat gegenläufige Niveaus aus (Bild 21.3).

Das Phosphat stellt in Gewässern oft einen limitierenden Nährstoff für Pflanzen dar (Bild 21.19). Im Jahr 2021 wiesen die Phosphatmessungen über das Frühjahr eine abnehmende Tendenz auf. Mit dem Ende des Algenwachstums in der Jahresmitte wurde ab Mai ein Anstieg der Konzentrationen nachgewiesen, der nachfolgend erneut zurück ging bis zu einem geringen erneuten Anstieg im Herbst. Der Anstieg in der Jahresmitte scheint auf eine Abschwemmung oder Mobilisierung aus dem Hochwasserereignis zurückzuführen zu sein.

Bei den Längsuntersuchungen liegen für Phosphat Messreihen für das Frühjahr und den Herbst vor. Im Frühjahr wurde erwartungsgemäß ein niedrigerer Phosphatgehalt mit einer geringen Zunahme über den Ruhrverlauf nachgewiesen. Dagegen war im Herbst eine deutliche Zunahme der Konzentrationen mit dem Fließweg festzustellen. Eine deutliche Konzentrationszunahme konnte hinter dem Zufluss der Lenne/Volme festgestellt werden (Bild 21.3).

Der gelöste organische Kohlenstoff kann in der Natur durch biologische Aktivität gebildet oder den Abbau von biologischem Material freigesetzt werden, wird aber auch anthropogen eingetragen. Er ist ein Maß für die organische Belastung des Gewässers (Bild 21.20). Im Verlauf der Ruhr lagen die Konzentrationen im Jahr 2021 überwiegend zwischen 1,8 und 3,8 mg/l Kohlenstoff, wiesen allerdings deutliche kurzfristige Schwankungen auf, wie z.B. bei dem Hochwasser. Sowohl die Maximalwerte als auch die 90er-Perzentile überschritten dabei den Zielwert des Gewässermemorandums über fast die gesamte Ruhr. Dies weist auf eine konstante Belastung hin, die an der Grenze des Zielwertes liegt.

Eine nahezu konstante Belastung wurde auch durch die Werte der Längsuntersuchungen gestützt: dabei lagen nahezu alle Werte in den vier Messreihen unter dem Zielwert, einzig der Messwert nach dem Baarbach weist in der Wintermessung einen deutlich höheren Gehalt auf (Bild 21.3).

Mit der UV-Absorption lassen sich organische Substanzen sehr sensitiv nachweisen. Dadurch werden neben Kohlenstoffverbindungen vor allem Peptide (stickstoffhaltige Kohlenstoffverbindungen) detektiert (Bild 21.21). Bei der Gewässerkontrolle weisen diese Werte meist einen parallelen Wert zu den DOC-Messungen auf. Auch durch diesen Parameter wurde eine gleichmäßige Belastung der Ruhr nachgewiesen, wobei die Maxima meist bei den sommerlichen Niederschlägen zu verzeichnen waren.

In den Längsuntersuchungen wurde dieser Parameter über den Ruhrverlauf ebenfalls mit meist gleichbleibenden Konzentrationen gemessen. Wie in den Vorjahren war jedoch nach dem Möhnezuluß ein deutlicher Anstieg der Absorption in der Sommer- und Herbstmessung nachweisbar (Bild 21.2).

Die Messung der Farbe bei 436 nm wies ebenfalls nur geringe Änderungen im Ruhrverlauf bei den Längsuntersuchungen auf. Ein sehr deutliches Maximum wurde allerdings am Tag des Juli-Hochwassers in Warmen gemessen (Bild 21.22). Erneut wurde eine deutliche Zunahme der Farbe bei der sonst gleichbleibenden Belastung nach dem Zustrom der Lenne in der Herbstmessung festgestellt (Bild 21.2).

Metalle: Auf Grund der unterschiedlichen Nachweisverfahren bei den Metallen und den damit einhergehenden unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen in den Laboren waren auch im Jahr 2021 die Gehalte nicht an jeder Untersuchungsstelle durchgehend nachweisbar. Für Cadmium liegt deshalb nur an der Messstelle Essen-Rellinghausen ein Verlauf der Konzentrationen über das gesamte Jahr vor. Hier konnte die enge Korrelation des Metalls mit den Abflüssen aufgezeigt werden: neben geringen Gehalten bei den winterlich erhöhten Abflüssen waren vor allem beim Hochwasser deutliche Maximalwerte durch Mobilisierung der Sedimente nachweisbar (Bild 21.23). Da das Metall durch das Gewässermemorandum nicht bewertet wird, kann nur eine Bewertung in Bezug auf das Trinkwasser erfolgen. Selbst bei dem Hochwasser wurden die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (3 µg/l) bei Weitem nicht erreicht. Die für Cadmium getroffenen Aussagen treffen ebenfalls auf Chrom zu. Ausschließlich an der Probestelle in Essen konnten hier Maximalwerte ermittelt werden, die aber auch zu keiner Zeit die Trinkwassernutzung beeinflussen konnten (Grenzwert der Trinkwasserverordnung (50 µg/l) (Bild 21.24).

Mit Bestimmungsgrenzen von 1,0 und 2,0 µg/l wurde Nickel nachgewiesen. Auch dieses Metall korrelierte stark mit dem Abfluss, so dass auch hier von einer Remobilisierung des Metalls aus den Sedimenten auszugehen ist (Bild 21.25). Trotz des starken Hochwassers wurden hier keine Werte gemessen, die die Konzentrationen der Vorjahre überschritten.

Für das gelöste Mangan konnten an allen Messstellen Werte oberhalb der Bestimmungsgrenzen nachgewiesen werden. Auch bei Mangan korrelierten die gemessenen Konzentrationsspitzen meist mit den Abflüssen. Konzentrationsspitzen wurden zu allen Abflusssituationen nachgewiesen (Bild 21.26). Nur in der Messstelle Hengstey an der mittleren Ruhr wurden auch unabhängig vom Abfluss deutlich höhere Konzentrationen nachgewiesen. Ein Einfluss auf die Mangankonzentration ist an der Lenne durch den Komplexbildner EDTA begründet.

Bei den vier Längsuntersuchungen der Ruhr wurde ein größeres Spektrum an Schwermetallen untersucht: neben Cadmium, Chrom und Nickel wurden hier noch Kupfer, Blei und Zink untersucht (Bild 21.6). Für Cadmium, Chrom und Blei konnten die weitgehend gleichbleibenden Konzentrationen bestätigt werden, für Nickel und Kupfer wurde über die Fließstrecke ein leichter Anstieg der Konzentrationen beobachtet. Bei Zink trat vor allem in der Winter- und der Frühjahrsmessung eine höhere Konzentration im Oberlauf der Ruhr auf, die mit der Laufstrecke abnahm. Für die weiteren Metalle Eisen und Mangan wurde bei Eisen eine gleichbleibende Konzentration mit unterschiedlichen Schwankungen in den Quartalsuntersuchungen nachgewiesen, bei dem Mangan wurde dagegen eine leichte Zunahme über die Fließstrecke beobachtet, die besonders in der Frühjahrsmessung auftrat (Bild 21.7).

Anthropogene Spurenstoffe: Die Wasserqualität der Fließgewässer wird durch die Nutzung auch mit anthropogenen Spurenstoffen belastet. In dem Messprogramm der zeitdichten Untersuchungen der AWWR sind nur wenige Substanzen aus diesem Spektrum enthalten. Die Spurenstoffe werden stattdessen durch das AWWR-Untersuchungsprogramm „Spurenstoffe“ nachgewiesen und in diesem Bericht gesondert behandelt.

In dieser Auswertung werden die adsorbierbaren-organischen-Halogene (AOX) bestimmt, die von Halogenverbindungen aus Industriechemikalien und Pestiziden stammen können (Bild 21.27). Im limnischen Bereich treten natürliche Halogenverbindungen nur selten auf. Nachgewiesen werden Verbindungen mit Chlor-, Brom- oder Jod-Atomen; fluorhaltige Verbindungen wie die Perfluorierten Tenside (PFT oder PFAS) können nicht erfasst werden. Für diesen Parameter werden ebenfalls unterschiedliche Bestimmungsgrenzen angewendet, die meist über den auftretenden Stoffkonzentrationen liegen. So wurde nur in Essen mit einer niedrigen Bestimmungsgrenze ein Nachweis des Parameters über das Jahr möglich. Bei allen anderen Probestellen konnten nur höhere Spitzenwerte erfasst werden. Auch die Messung in Essen wies einen Median deutlich unter den Bestimmungsgrenzen an den übrigen Messstellen auf. Über den Jahresverlauf lagen i.d.R. die Konzentrationen unter 10 µg/l und zeigten keine Änderungen über den Fließweg. Vergleichbare Werte wurden auch in den Ruhrlängsuntersuchungen aufgefunden (Bild 21.7). Dabei waren die Schwankungen vor allem in den Messungen in der oberen Ruhr festzustellen, während im mittleren und unteren Ruhrabschnitt die Werte um einen Wert von 10 µg/l schwankten.

Alle untersuchten Chlorkohlenwasserstoffe (Tetrachlorethen Bild 21.28, Trichlorethen Bild 21.29) konnten, wie in den Jahren zuvor, meist nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden.

Anthropogenen Ursprungs sind auch die Komplexbildner, die in der Ruhr in der Vergangenheit mit vergleichsweise hohen Konzentrationen nachgewiesen werden konnten. Als Einträge aus der Abwasserbehandlung tritt vor allem EDTA in allen Flusssystemen auf. In der Ruhr waren zusätzlich auch das DTPA (Diethylentriaminpentaessigsäure) durch eine industrielle Anwendung stark vertreten. In der Zwischenzeit kann dieser Komplexbildner DTPA in der Ruhr nicht mehr nachgewiesen werden (Bild 21.30).

Der Komplexbildner EDTA (Ethyldiamintetraessigsäure) ist dagegen deutlich weiter verbreitet und wird neben der direkten Anwendung auch als Umwandlungsprodukt anderer Komplexbildner freigesetzt. Der Ursprung von Gewässereinträgen dieser Verbindung ist neben der industriellen auch bei häuslichen Anwendungen zu sehen. Im Verlauf der Ruhr konnte deshalb dieser Komplexbildner durchgängig mit einer ansteigenden Konzentration nachgewiesen werden (Bild 21.31). Durch die weite Verbreitung wird hier der Zielwert des Fließgewässermemorandums im Maximum an jeder Probestelle überschritten. Selbst die Medianwerte liegen oberhalb dieses Zielwertes. Auf Grund der höheren Abflüsse war aber ein Verdünnungseffekt gegenüber dem Vorjahr festzustellen.

Bei dem Komplexbildner EDTA war im Ruhrverlauf in allen Messreihen neben einem leichten Anstieg durch den diffusen Eintrag an der Lennemündung ein starker Anstieg durch die bekannte Immission nachzuweisen.

Als dritte Verbindung wird der Komplexbildner Nitritoessigsäure (NTA) untersucht, der durch seine biologische Abbaubarkeit jedoch nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden konnte (Bild 21.32).

Bei dem Vergleich dieser Werte mit den Ruhrlängsuntersuchungen wurde NTA ebenfalls nicht regelmäßig wiedergefunden (Bild 21.8). Für die untere Ruhr liegen jedoch bei niedriger Bestimmungsgrenze vereinzelte Nachweise vor.

Gewässerhygiene: Der Gewässerhygiene der Ruhr wurde im Jahr 2021 zum dritten Mal anhand der Coliformen Bakterien (Bild 21.33) und der *Escherichia coli* geprüft (Bild 21.34). Wie in den Vorjahren weisen die beiden Datenreihen einen vergleichbaren Verlauf auf: das Vorkommen der hygienisch relevanten Bakterien ist zum einen abhängig von den herrschenden Abflüssen, zeigt bei deren Schwankungen aber auch eine Abhängigkeit von der Lage im Fluss und der Witterung. Dabei sind die Coliformen Bakterien mit deutlich höheren Zahlen nachweisbar (etwas mehr als dem Vierfachen der Zahlen von *E. coli*). Die meisten Schwankungen waren in den kälteren Monaten und in der oberen Ruhr nachzuweisen, während in

der unteren Ruhr nach den Stauhaltungen deutlich und bei sommerlichen Temperaturen weniger Belastungsspitzen auftraten. Diese bekannten Abhängigkeiten wurden durch das sommerliche Hochwasser und die starken Abflüsse im Jahr 2021 überlagert. Vor allem nach dem Zufluss der Hönne wurden nach dem Hochwasser die höchsten Keimzahlen gemessen.

Durch die Ruhrlängsuntersuchungen wurde nochmals bestätigt, dass die Schwankungen der Belastungen auch durch lokale Ereignisse ausgelöst werden können, wie dies aus der Winter- und der Herbstuntersuchung deutlich wird. (Bild 21.4).

Pflanzenschutzmittel: Aus den vorangehenden Messungen ist bekannt, dass die Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (PSM) nur selten in der Ruhr nachgewiesen werden. Für das Jahr 2021 wurden deshalb die Analysen und Befunde erneut in einer Übersichtstabelle komprimiert dargestellt. Bei fast 5000 Analysen der 43 untersuchten Pflanzenschutzmittel wurden für 2021 fünf Wirkstoffe in 64 Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Dies entspricht einem Anteil von 1,3 % (Tabelle 21.5). Bei vier Substanzen traten positive Nachweise nur im einstelligen Prozentbereich auf. Die häufigsten Nachweise lagen bei MCPA (2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure) vor, das in ca. 24 % der Proben aufgefunden werden konnte. Durch unterschiedliche Bestimmungsgrenzen werden hier aber auch Werte im einstelligen Nanogrammbereich mit aufgeführt, die die überwiegenden Befunde ausmachen (ca. 17 %). Trotzdem ist im Jahr 2021 eine Zunahme der Befunde von MCPA festzustellen. Für ein PSM, Terbutylazin, wurde sogar der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 100 ng/l im Oberflächenwasser der Ruhr überschritten. Dies ist eine deutliche Zunahme, die sich trotz der höheren Abflüsse nachweisen ließ. Der Anstieg der Nachweise beruht vor allem auf MCPA, einem Mittel, das als Wuchsstoff-Herbizid sowohl in der Landwirtschaft als auch im Gartenbau eingesetzt wird.

Nebengewässer: Neben der Ruhr wurden durch den Ruhrverband mit zwei Probenahmen die acht wichtigsten Nebengewässer vor der Mündung in die Ruhr untersucht. Die gemittelten Messwerte wurden in Tabelle 21.3 zusammengefasst. Für sechs Wasserparameter der Zuflüsse werden in Bild 21.9 die Mittelwerte den gemittelten Werten der Ruhr gegenübergestellt. Die Nebengewässer wiesen 2021 erneut bei einigen Parametern deutlich höhere Messwerte als die Ruhr auf. Aus den Werten der Nebenflüsse können so punktuell eingetragene Belastungen für die Ruhr nachvollzogen werden (Tabelle 21.3).

Auch in dem Betrachtungszeitraum 2021 wurden die höchsten Belastungen bei den Nebengewässern Baarbach und Ölbach gemessen. Einige erhöhte Werte wies auch der Rinderbach auf, aber auch in der Lenne wurde ein erhöhter Wert für EDTA nachgewiesen.

Für den Baarbach konnte anhand der erhöhten Parameter die Einleitung aus häuslichem Abwasser abgeleitet werden, z.B. durch Bor, Nitrat, Kalium, Magnesium und coliformen Bakterien sowie *E. coli*. Ein weiterer Einfluss wird hier durch Parameter aus industriellem Ursprung deutlich wie EDTA, Mangan, Zink, Cadmium und die adsorbierbaren Halogene (AOX). Beim Ölbach lag ein Schwerpunkt der Belastungen auf dem Salzgehalt, den dieser Bach mit sich führt. Der Ursprung für die hohen Salzgehalte ist hauptsächlich auf die Einleitung von Sumpfungswässern aus dem stillgelegten Bergbau zurückzuführen. Hier sind vor allem die Salze Natrium, Chlorid und Barium mit einem sehr hohen Gehalt zu nennen. Aber auch ein Einfluss aus häuslichen Abwässern kann anhand der coliformen Bakterien und *E. coli*, Ammonium, Borat und gebundenem Kohlenstoff nachgewiesen werden. Da der Ölbach als Vorflut für die Industriestädte Bochum und Witten fungiert, ist es nicht erstaunlich, dass auch ein Einfluss von Industrien mit den Parametern AOX, EDTA und Mangan abgeleitet werden kann.

Auch beim Rinderbach konnten anhand der Werte deutliche Einträge aus Haushaltungen und durch die Industrie nachgewiesen werden.

In Bild 21.9 werden einige dieser Parameter den Werten aus der Ruhr gegenübergestellt. Dadurch kann anschaulich verdeutlicht werden, welche Parameter eventuell eine Veränderung der Qualität in der Ruhr hervorrufen können. Neben den bakteriologischen Parametern aus häuslichen Abwässern sind hier die industriellen Einleitungen zu nennen, die z.B. EDTA-Konzentrationen deutlich beeinflussen können, etwa nach dem Zustrom des Baarbachs. Für EDTA wird durch die Lage der Messstelle an der Lenne der hauptsächliche Emitent allerdings nicht miterfasst, der Einfluss kann aber aus der Längsuntersuchung eindeutig abgeleitet werden. Bei dem Gewässer Ölbach spielt zusätzlich die Einleitung von Grubenwässern eine nachhaltige Rolle für die Ruhr, wie anhand der Leitfähigkeiten und des gelösten Mangans ersichtlich wird.

Zielwerte: Seit 2017 werden die Zielwerte des Europäischen Fließgewässermemorandums zur Bewertung herangezogen. Zusätzlich zur Bewertung der Messwerte anhand dieser Zielwerte bei den einzelnen Parametern werden die Überschreitungen in Tabelle 21.4 zusammengefasst. Bei Parametern mit früheren Ruhrzielwerten, für die keine Zielwerte im Memorandum genannt werden, werden zur Orientierung die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung mit angegeben. Während die Bewertung nach dem Fließgewässermemorandum auf den Maximalwerten basiert, wurde bei der Bewertung entsprechend der alten Zielwerte an der Ruhr das 90er-Perzentil bei den Parametern bewertet, da in kleineren Flussgebieten wie der Ruhr höhere Schwankungen auftreten können.

Für die Metalle Cadmium und Nickel werden keine Zielwerte angegeben. Bei der Überprüfung anhand der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) wurde eine einmalige Überschreitung bei Nickel festgestellt. Da alle weiteren Werte mit sehr deutlichem Abstand zu dem Grenzwert lagen, kann hier nicht von einer relevanten Belastung ausgegangen werden. Bei Ammonium wurden vier Überschreitungen des Fließgewässermemorandum-Zielwerts gemessen, die allerdings keine Grenzwertüberschreitung der TrinkwV einschlossen. Drei der Überschreitungen lagen im Zusammenhang mit Starkregen vor, während die vierte Überschreitung in der Winterzeit bei erniedrigtem Ammoniumabbau auftrat.

Bei dem gelösten organischen Kohlenstoff werden dagegen regelmäßig Überschreitungen des Zielwerts des Memorandums gemessen, wobei die Häufigkeit durch die höheren Abflüsse gegenüber dem Vorjahr deutlich reduziert war. Auch der 90er-Perzentilwert weist eine Grundlast über den gesamten Ruhrverlauf auf (Bild 21.20), der auf natürliche Quellen für diesen Parameter hinweist.

Für die leichten Kohlenwasserstoffe traten einmalig Überschreitungen bei den Zielwerten auf. Von einer konkreten Belastung kann deshalb hier nicht ausgegangen werden. Die Komplexbildner wiesen dagegen eine häufige Überschreitung bei EDTA auf. Neben dem diffusen Eintrag ist hier ein Eintrag aus Punktquellen wie dem Baarbach oder der Lenne mit ausschlaggebend (Bild 21.31 und 21.8). Bei DTPA konnte auf Grund der hohen Bestimmungsgrenze teilweise kein eindeutiger Bezug zum 1 µg/l-Zielwert getroffen werden. Der als abbaubar nachgewiesene Komplexbildner NTA wies keine Überschreitungen auf.

Erneut wurde 2021 einmalig der Zielwert bei den Pflanzenschutzmitteln überschritten.

Der physikalische Parameter pH-Wert überschritt nur selten den Zielwert, bei dem Sauerstoff waren häufigere Unterschreitungen nachzuweisen. Die Unterschreitungen waren aber deutlich gegenüber dem Vorjahr reduziert. Insgesamt lagen die Sauerstoffwerte noch recht hoch und immer über 5,2 mg/l. Damit ist eine Unterschreitung kritischer Sauerstoffgehalte für Fische im Jahr 2021 nicht gefunden worden (Tab. 21.4).

Zusammenfassung

Das Jahr 2021 mit einem deutlich höheren Abfluss als die extremen Trockenjahre zuvor erbrachte keine deutliche Senkung der Konzentrationen, sei es auf Grund einer Remobilisierung oder eines Eintrages durch das 2021 prägende Sommerhochwasser. Bei einigen Stoffen, die durch Punktquellen verursacht werden, wie den Komplexbildnern, wurde aber durch den höheren Abfluss gegenüber den Vorjahren eine niedrigere Konzentration erreicht. Für den ausschlaggebenden Komplexbildner EDTA bleiben auch ohne die Punktquelle in Hagen die Zielwerte im gesamten Flussgebiet durch die weiteren Einträge überschritten.

Bei den Pflanzenschutzmitteln (PSM) wurde im Jahr 2021 trotz der höheren Abflüsse die Nachweishäufigkeit des letzten Jahres überschritten. Auch im Jahr 2021 war das Wuchsstoffherbizid MCPA mit deutlichem Abstand das am häufigsten nachgewiesene PSM. Erneut gab es eine einmalige Überschreitung des Ziel- bzw. Grenzwertes der Trinkwasserverordnung für Terbutylazin im Oberflächenwasser. Dennoch machte das beobachtete Auftreten von PSM auch im Jahr 2021 wegen den geringen Konzentrationsgrößen keine besonderen Maßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung notwendig.

In den Nebengewässern wurden erneut einige auffällige Gehalte nachgewiesen, die sich in den Zeiten der niedrigen Abflüsse auch auf die Ruhr auswirkten. So wurde der Komplexbildner EDTA neben der Lenne erneut im Baarbach erhöht vorgefunden. Kritische Konzentrationen wurden aber auch in den Zuläufen Ölbach und Rinderbach gemessen. Diese Einträge verursachen den überwiegenden Teil der Zielwertüberschreitungen.

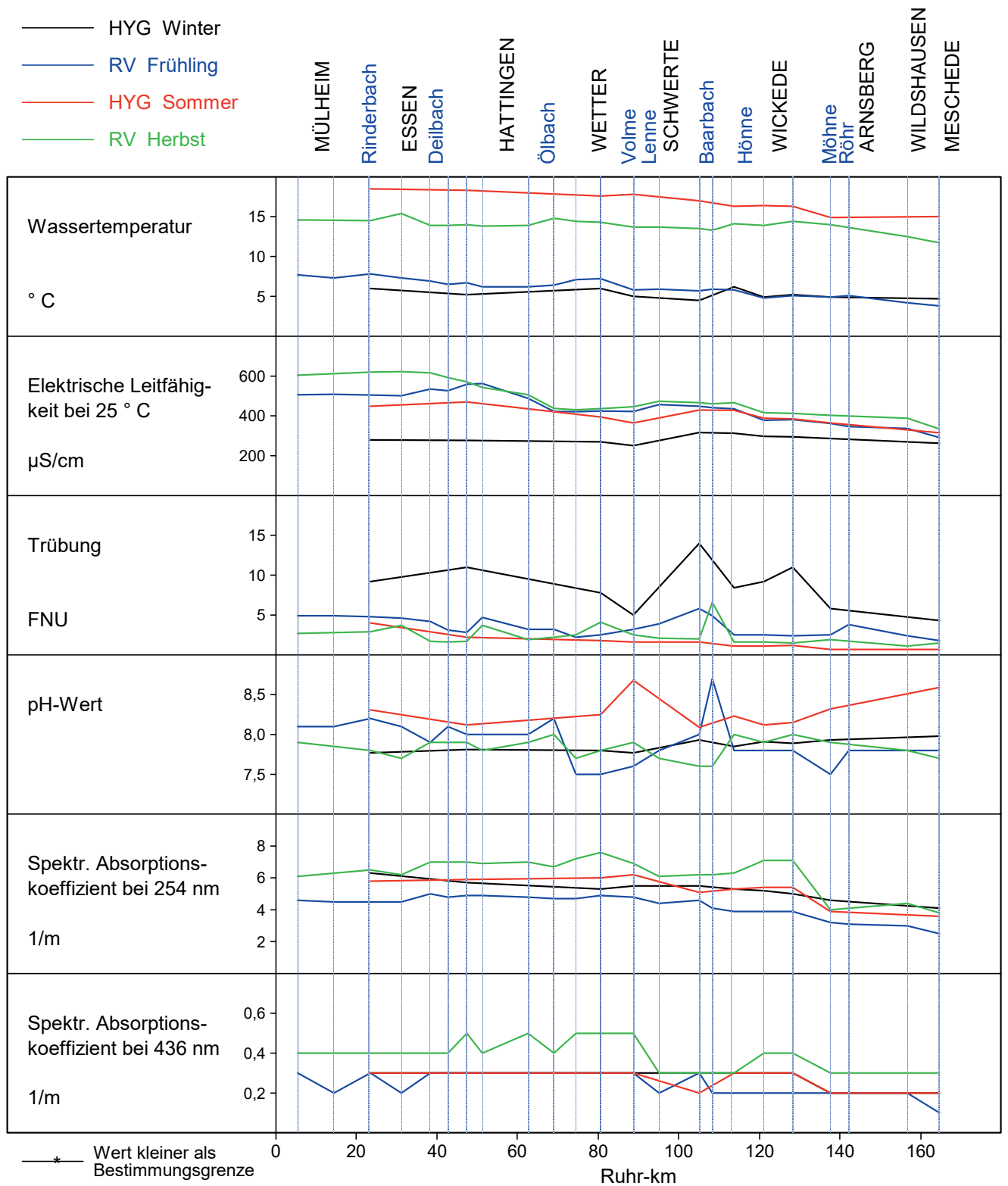


Bild 21.2: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr in den Ruhrlängsuntersuchungen
 Fig. 21.2: Water condition of the Ruhr according to the examinations along the Ruhr

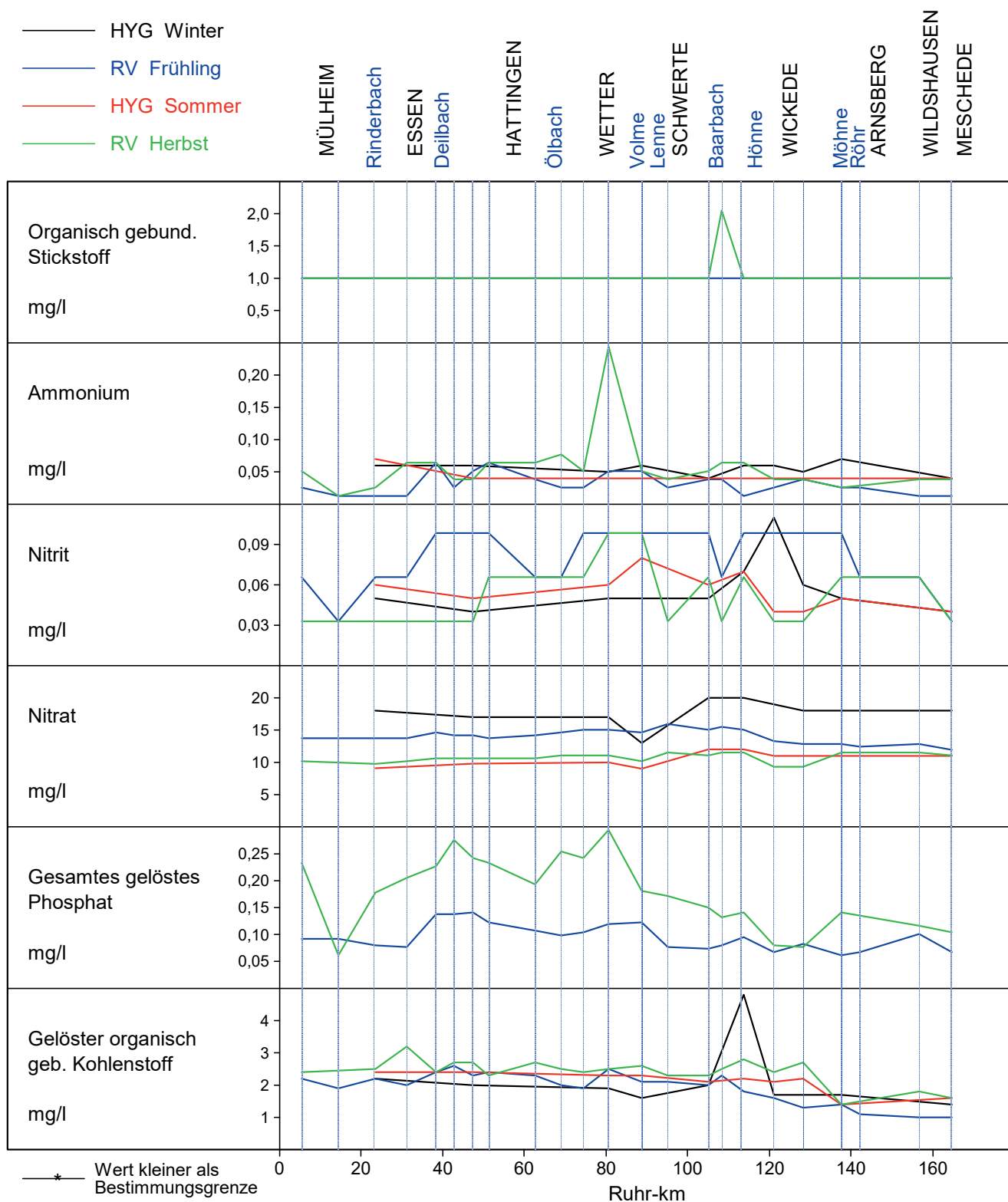


Bild 21.3: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr in den Ruhrlängsuntersuchungen
 Fig. 21.3: Water condition of the Ruhr according to the examinations along the Ruhr

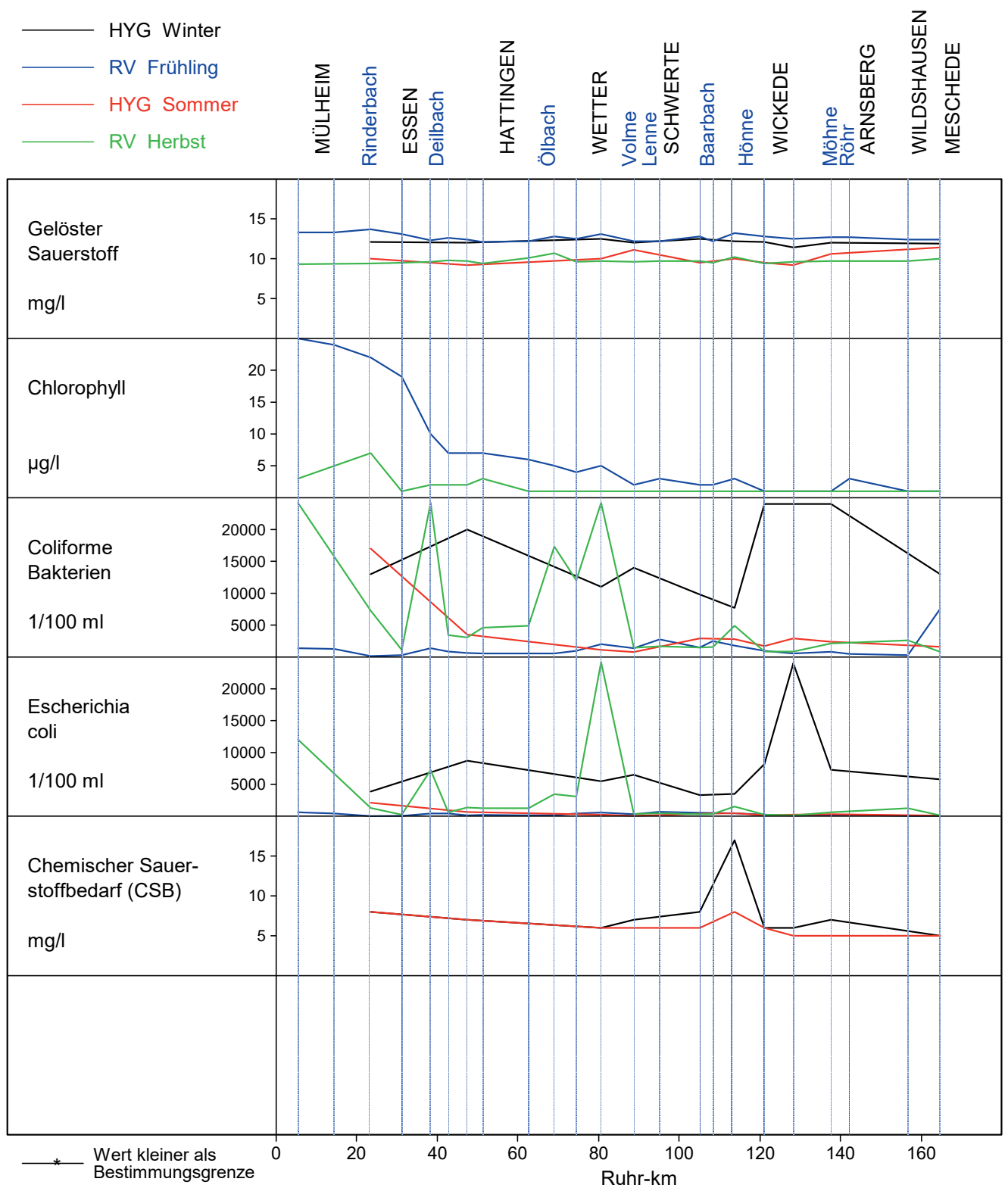


Bild 21.4: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr in den Ruhrlängsuntersuchungen
 Fig. 21.4: Water condition of the Ruhr according to the examinations along the Ruhr

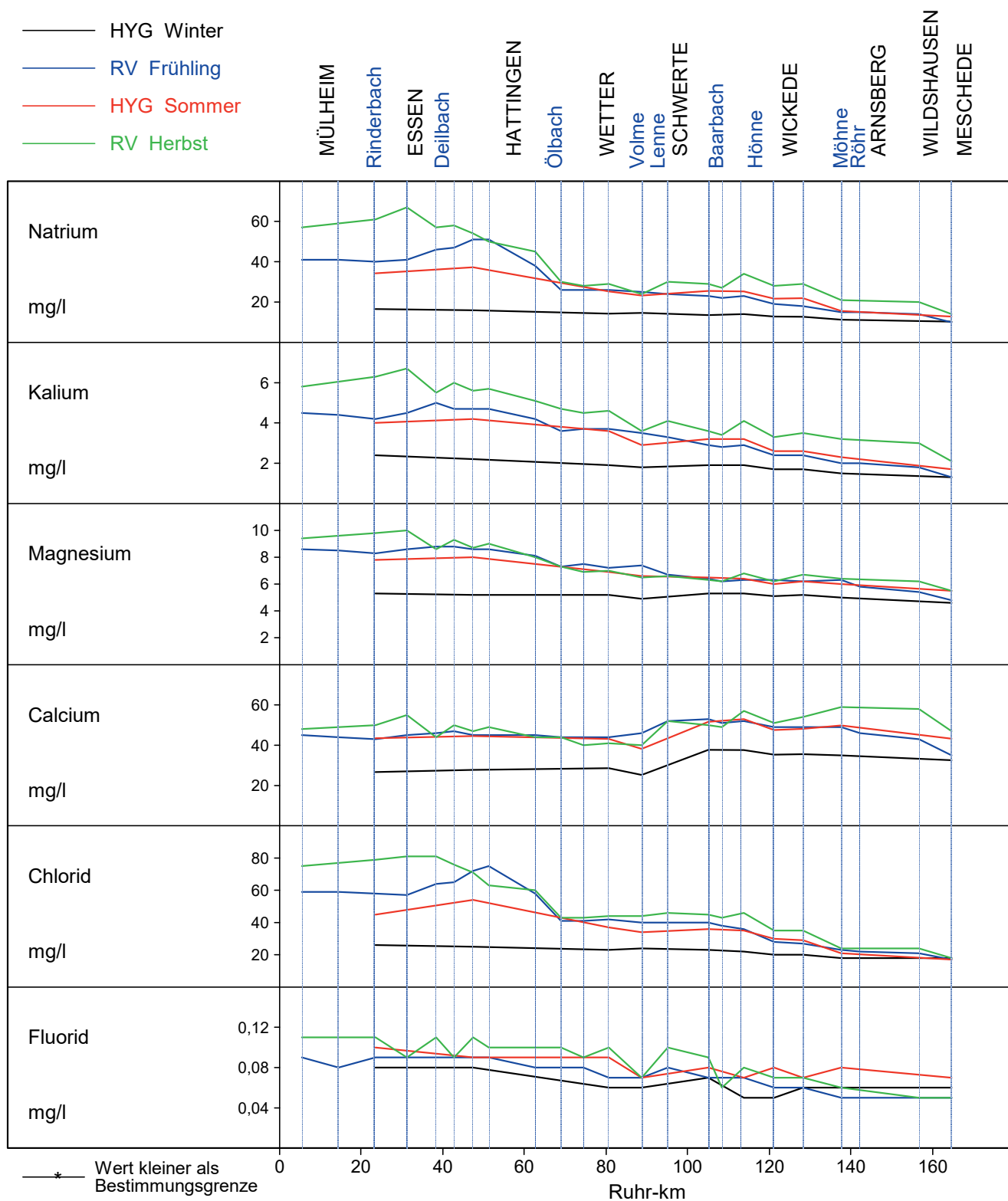


Bild 21.5: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr in den Ruhrlängsuntersuchungen
 Fig. 21.5: Water condition of the Ruhr according to the examinations along the Ruhr

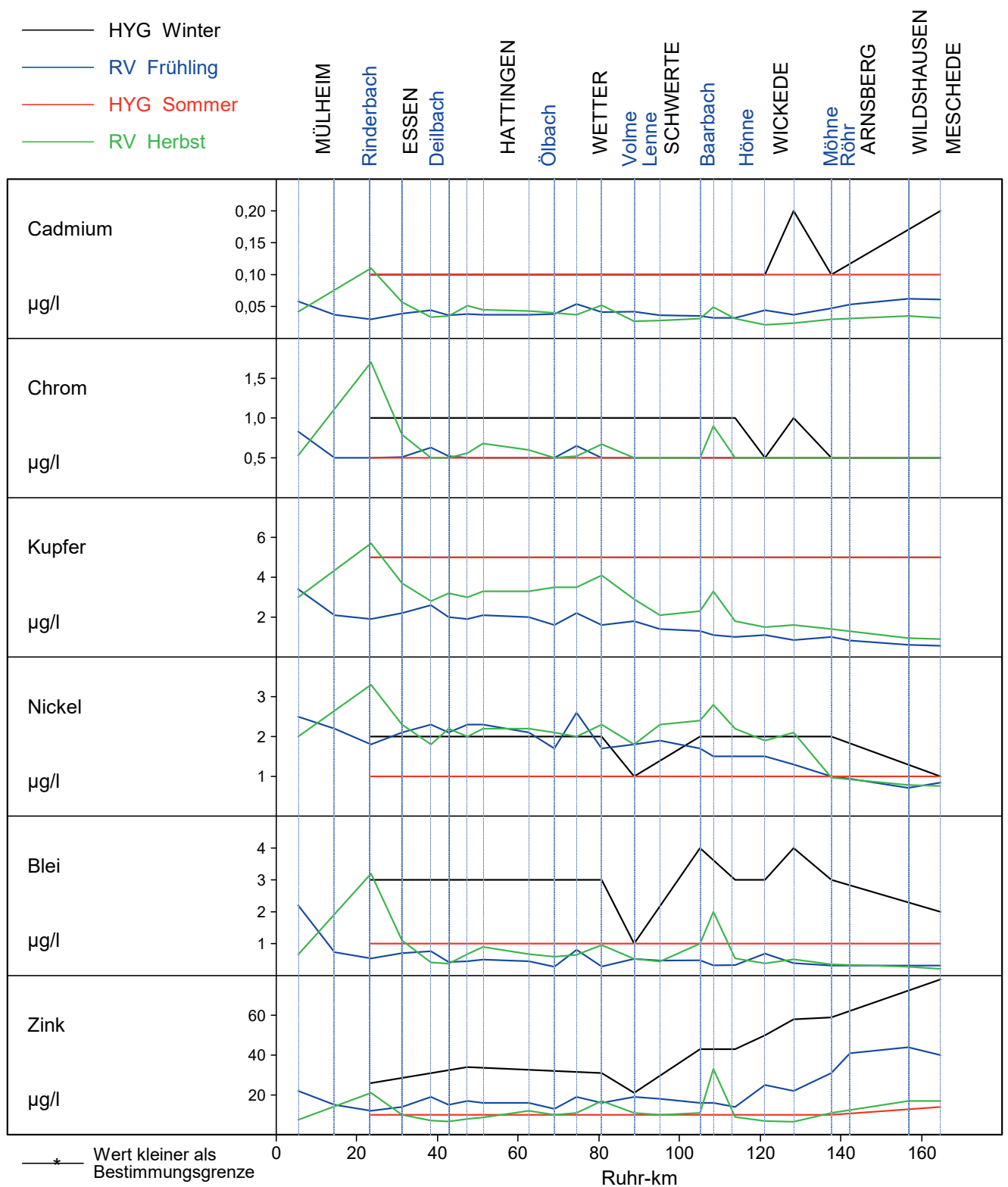


Bild 21.6: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr in den Ruhrlängsuntersuchungen
 Fig. 21.6: Water condition of the Ruhr according to the examinations along the Ruhr

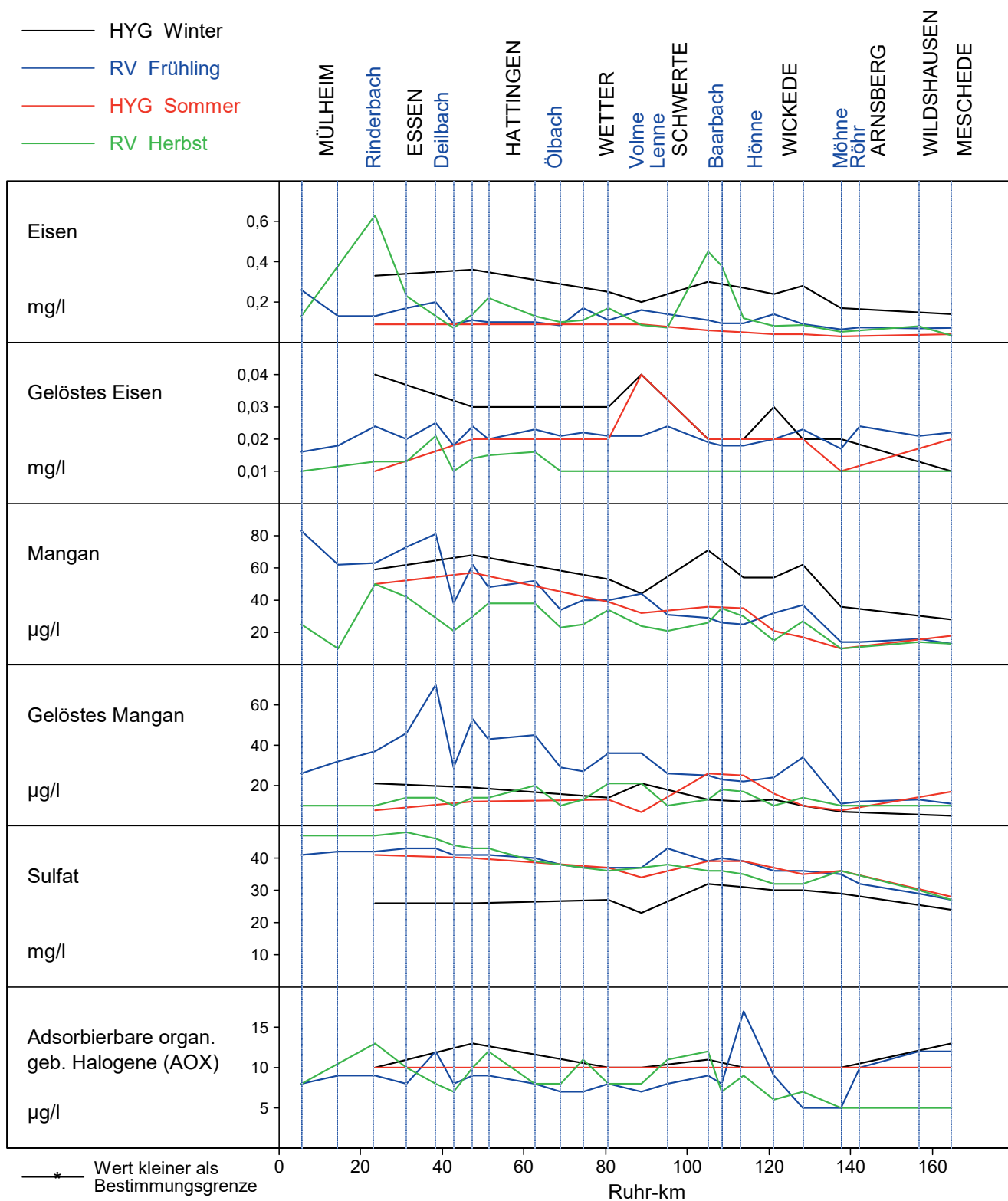


Bild 21.7: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr in den Ruhrlängsuntersuchungen
 Fig. 21.7: Water condition of the Ruhr according to the examinations along the Ruhr

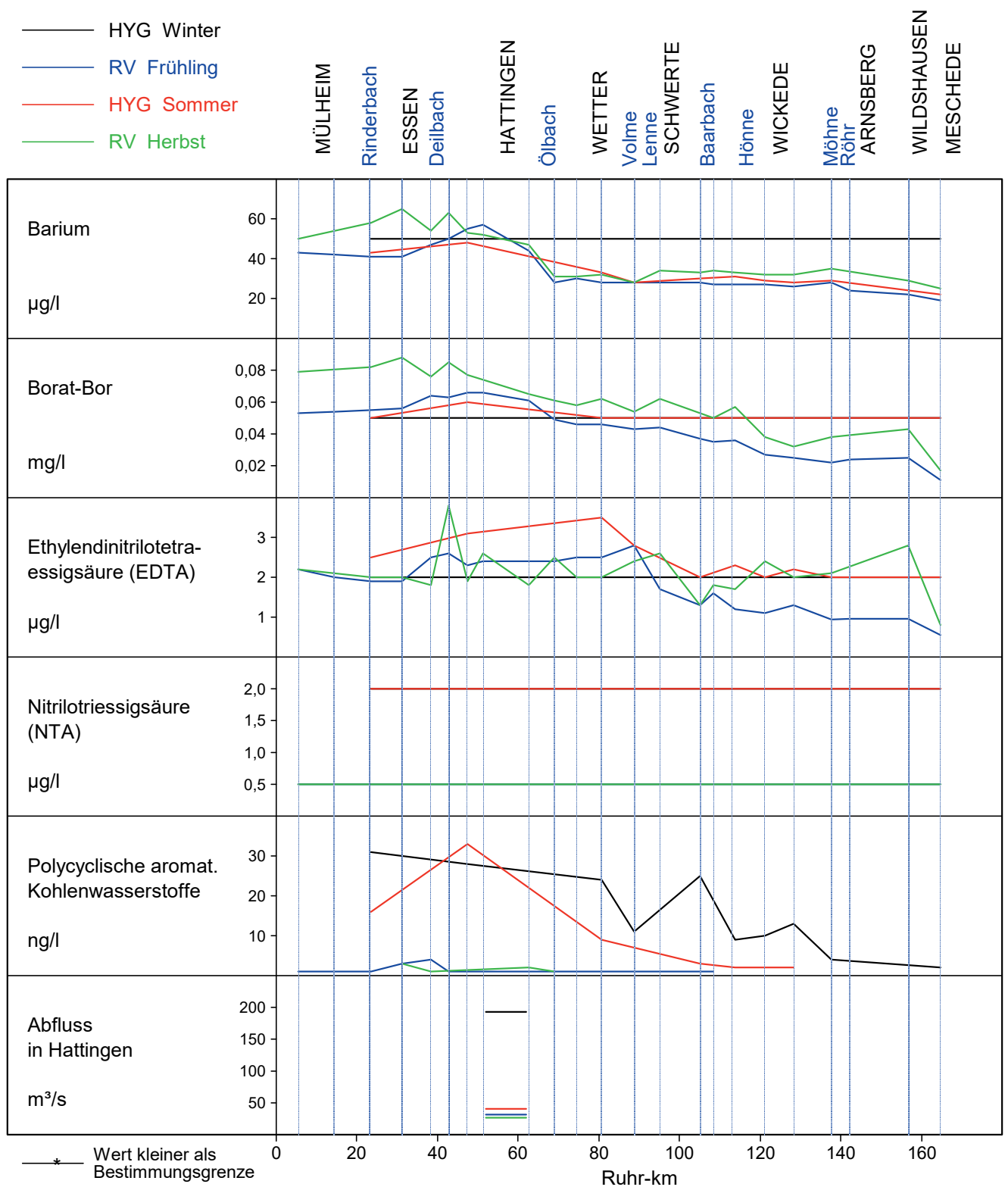


Bild 21.8: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr in den Ruhrlängsuntersuchungen
 Fig. 21.8: Water condition of the Ruhr according to the examinations along the Ruhr

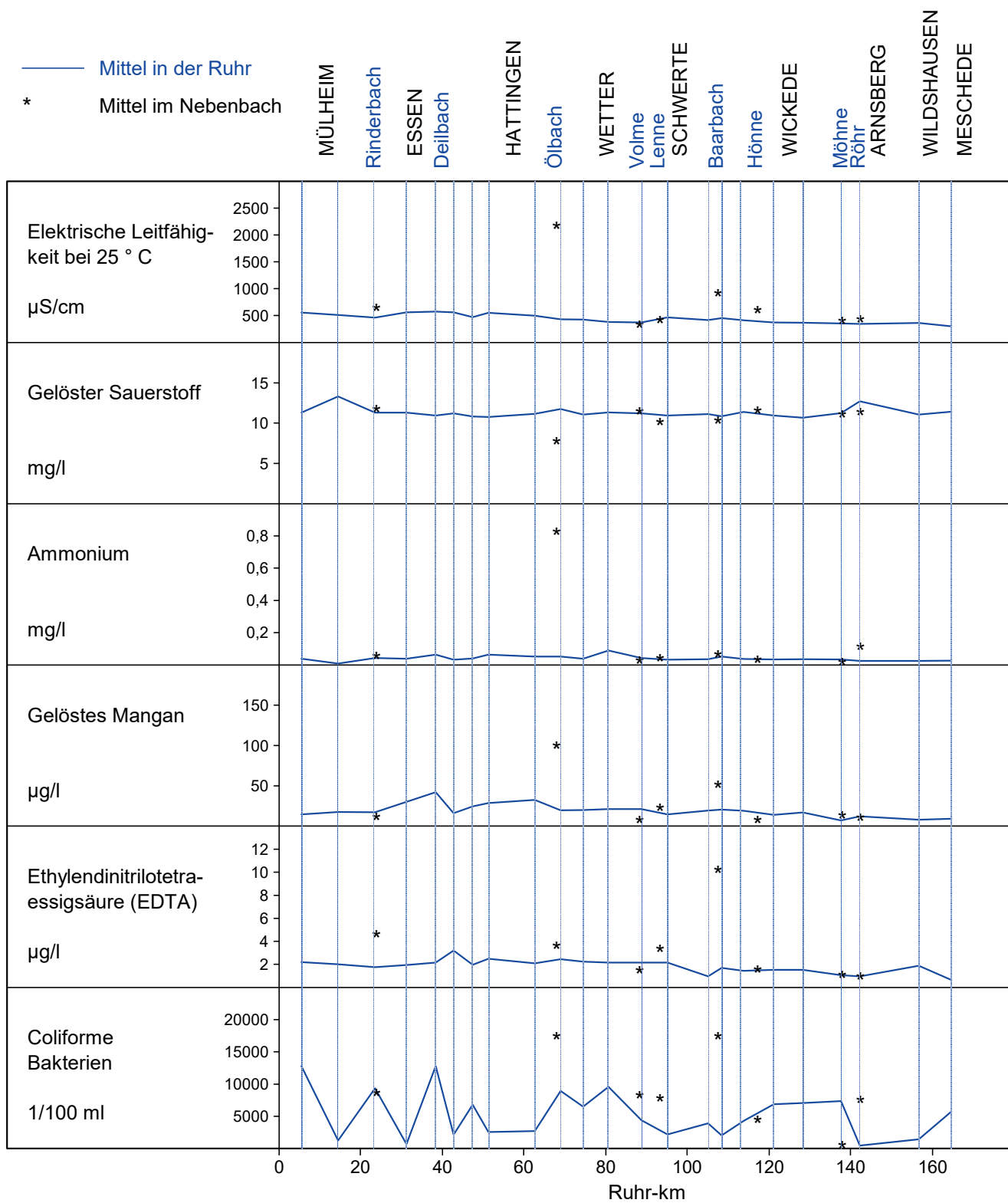


Bild 21.9: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr und ihrer Nebenbachmündungen anhand von sechs ausgesuchten Parametern
Fig. 21.9: Water condition of the Ruhr and its tributaries at their inflows indicated by six selected parameters

Kenngröße: Wassertemperatur

Einheit: °C

Zielwert: 25 °C

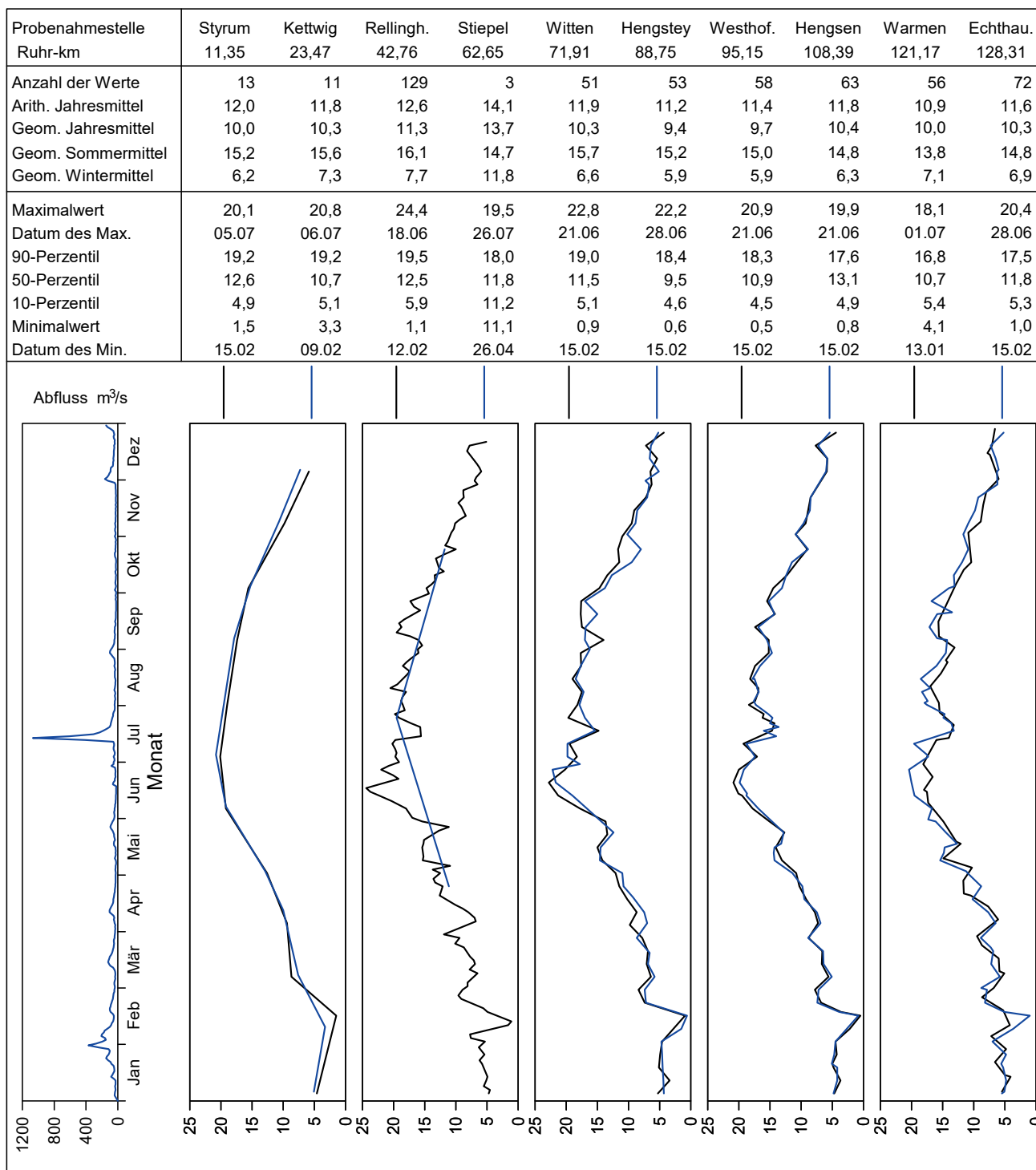


Bild 21.10: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.10: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Elektrische Leitfähigkeit bei 25 ° C

Einheit: $\mu\text{S}/\text{cm}$

Zielwert: 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	12	11	129		52	53	51	58	56	51
Arith. Jahresmittel	454	458	450		385	369	440	424	381	376
Geom. Jahresmittel	448	450	443		381	365	438	421	379	374
Geom. Sommermittel	439	457	437		377	359	438	419	375	375
Geom. Wintermittel	458	444	457		387	371	438	425	384	374
Maximalwert	602	619	592		474	436	540	525	452	477
Datum des Max.	04.10	05.10	06.10		27.09	01.12	11.01	11.01	13.01	Mehrere
90-Perzentil	538	538	543		439	433	495	470	416	410
50-Perzentil	456	444	450		388	364	444	434	388	375
10-Perzentil	373	352	340		316	293	371	358	334	331
Minimalwert	326	327	272		265	237	319	313	244	291
Datum des Min.	06.12	09.02	01.02		01.02	01.02	01.02	16.07	15.07	01.02

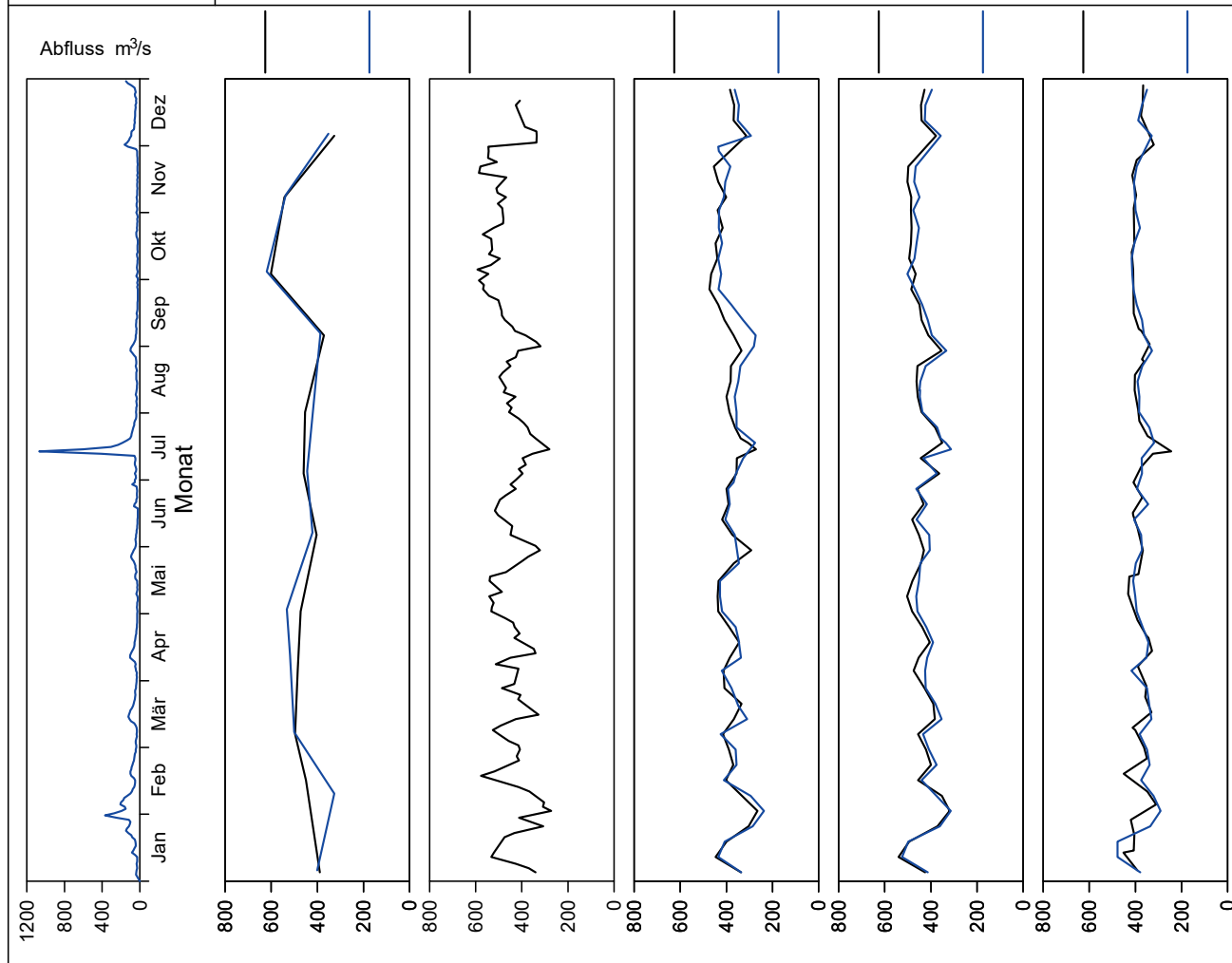


Bild 21.11: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.11: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Chlorid
Zielwert: 100 mg/l

Einheit: mg/l

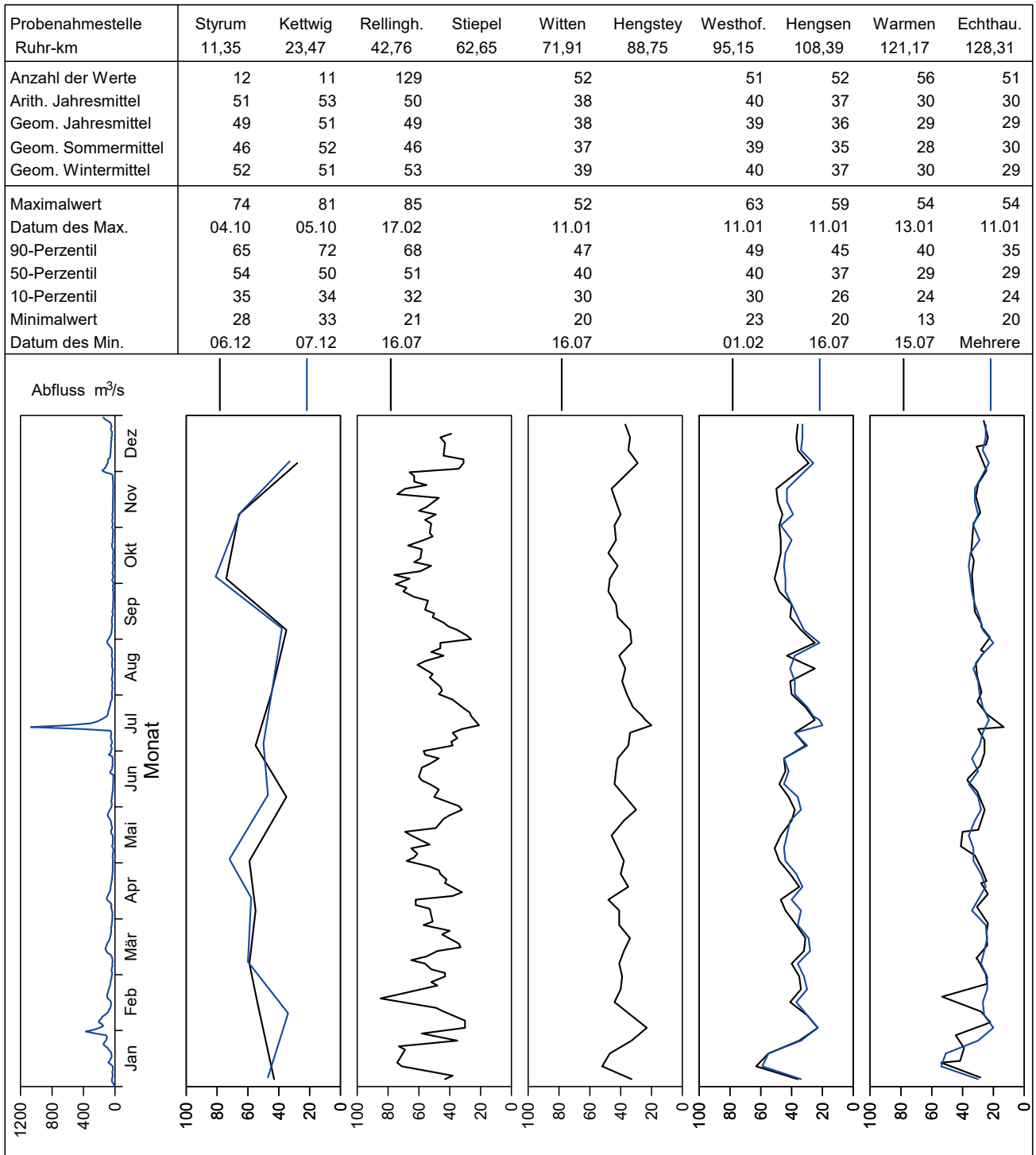


Bild 21.12: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.12: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Trübung

Einheit: FNU

Zielwert:

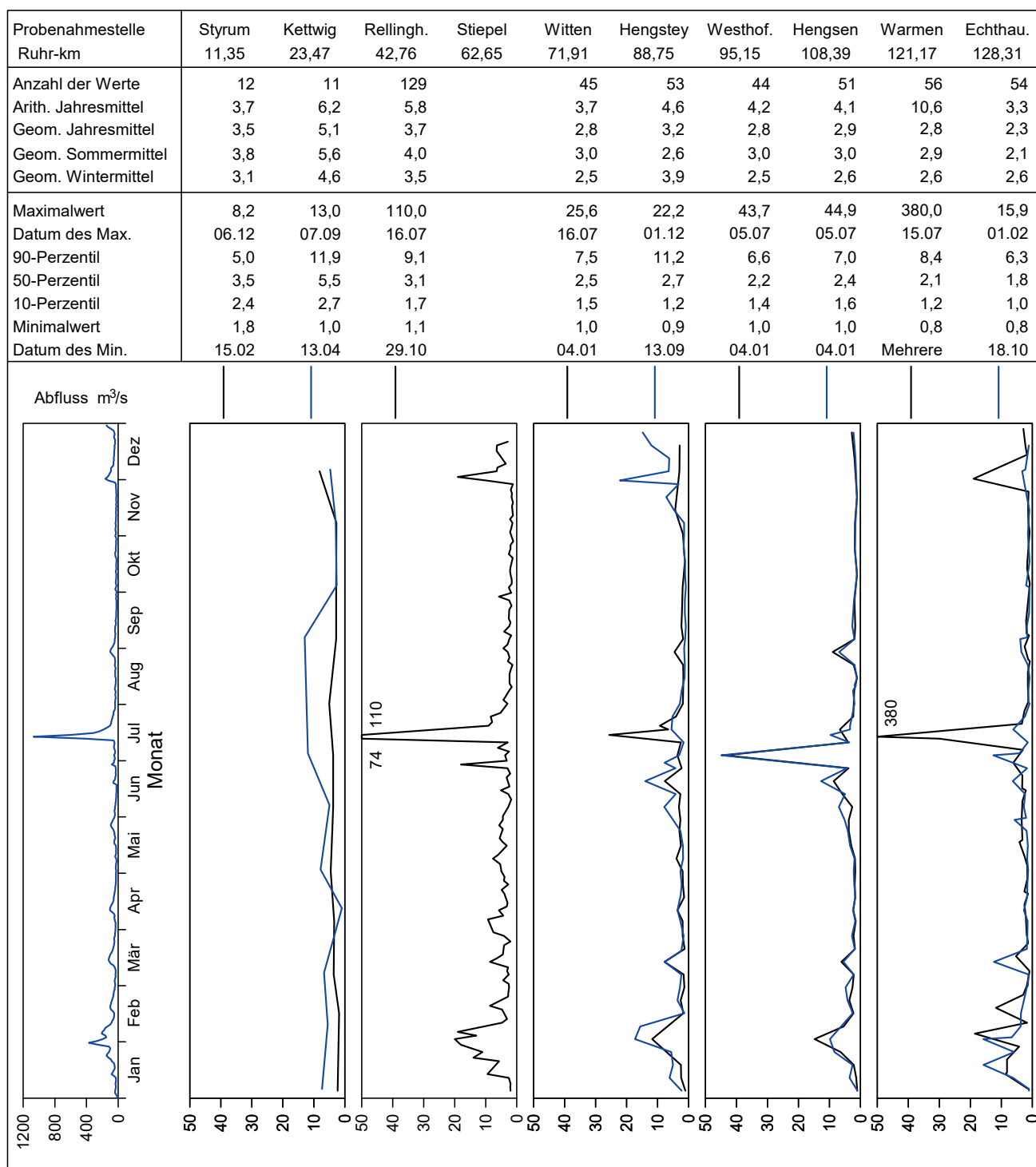


Bild 21.13: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.13: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Chlorophyll-a

Einheit: µg/l

Zielwert:

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte			92		24	53	17	17	12	27
Arith. Jahresmittel			12,6		6,4	7,4	< 3,0	< 3,0	3,2	< 3,0
Geom. Jahresmittel			4,5		< 3,0	< 5,0	< 3,0	< 3,0	< 2,0	< 3,0
Geom. Sommermittel			5,4		4,7	5,2	< 3,0	< 3,0	3,0	< 3,0
Geom. Wintermittel			2,8		< 3,0	< 5,0	< 3,0	< 3,0	< 2,0	< 3,0
Maximalwert			142,0		48,7	71,0	14,7	9,6	12,8	15,7
Datum des Max.			10.05		10.05	20.12	02.08	02.08	21.04	12.04
90-Perzentil			22,9		14,3	20,7	4,2	4,8	8,5	3,4
50-Perzentil			3,0		< 3,0	< 5,0	< 3,0	< 3,0	< 2,0	< 3,0
10-Perzentil			1,0		< 3,0	< 5,0	< 3,0	< 3,0	< 2,0	< 3,0
Minimalwert			< 1,0		< 3,0	< 5,0	< 3,0	< 3,0	< 2,0	< 3,0
Datum des Min.			Mehrere		Mehrere	Mehrere	Mehrere	Mehrere	Mehrere	Mehrere

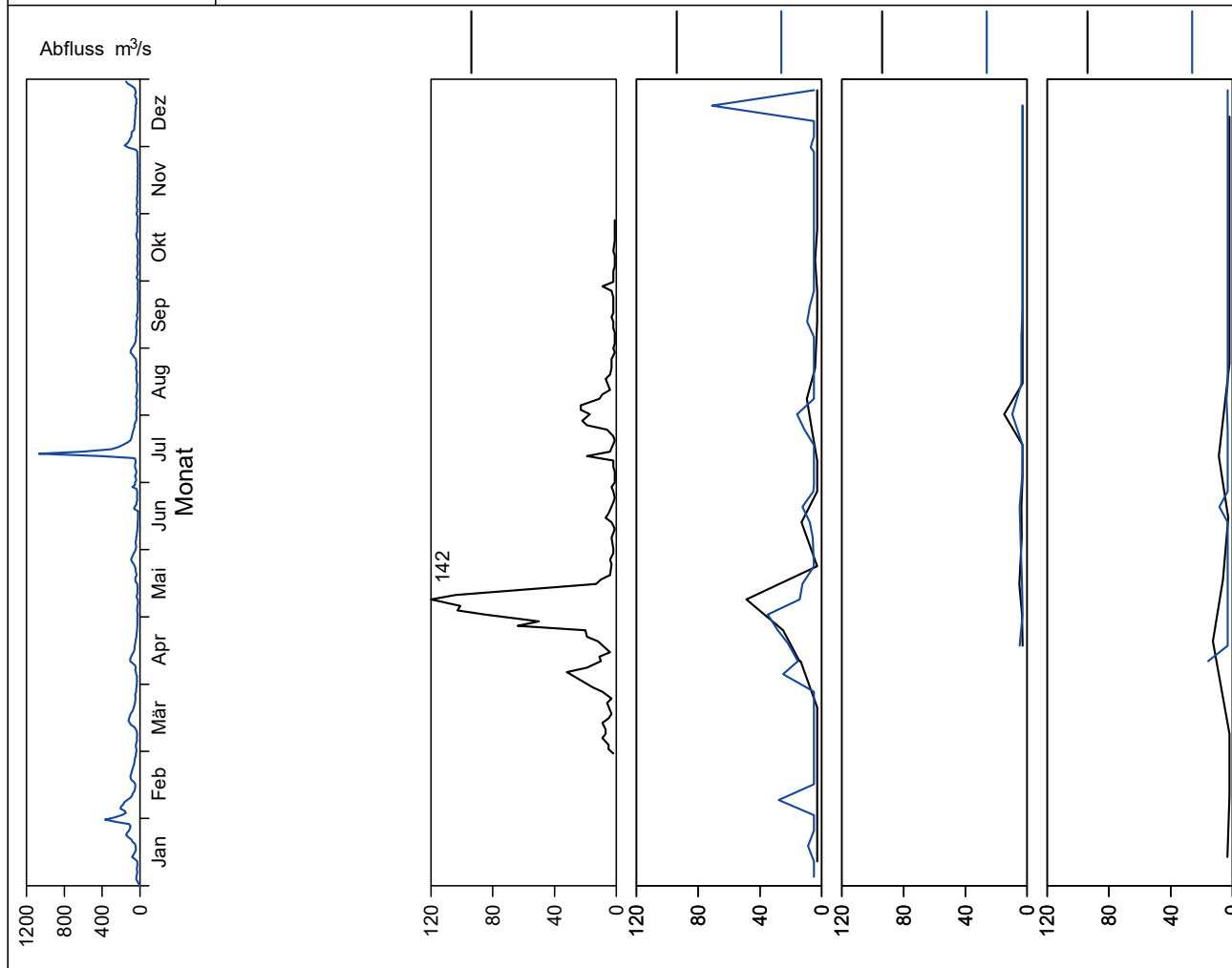


Bild 21.14: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.14: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: pH-Wert

Einheit:

Zielwert: 7 - 9

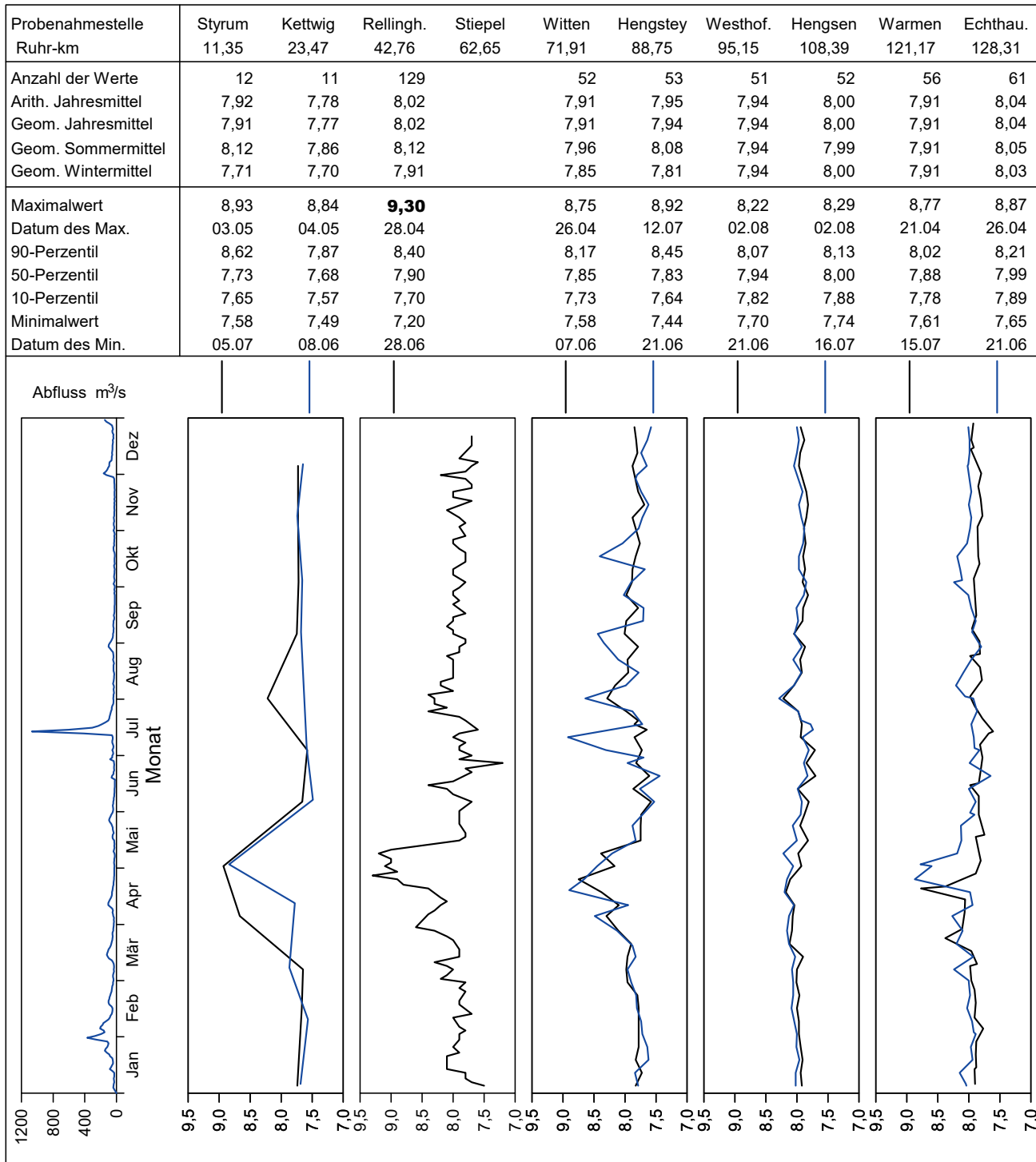


Bild 21.15: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.15: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Gelöster Sauerstoff

Einheit: mg/l

Zielwert: >8 mg/l

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	12	11	129		50	53	51	56	56	61
Arith. Jahresmittel	10,0	9,8	10,6		10,2	10,0	10,6	10,6	10,2	10,4
Geom. Jahresmittel	9,8	9,5	10,5		10,0	9,9	10,5	10,5	10,1	10,2
Geom. Sommermittel	9,1	8,1	9,6		9,3	9,3	9,6	9,8	9,4	9,0
Geom. Wintermittel	10,5	10,8	11,5		10,8	10,4	11,5	11,6	11,0	11,5
Maximalwert	12,8	12,9	13,9		13,3	13,6	14,3	14,4	13,5	13,9
Datum des Max.	15.02	09.02	12.02		26.04	20.04	15.02	15.02	10.02	15.02
90-Perzentil	12,6	12,4	12,4		12,3	12,0	12,6	12,6	12,0	12,5
50-Perzentil	10,0	9,7	10,6		10,0	10,1	10,4	10,1	10,0	10,6
10-Perzentil	7,4	6,2	8,8		8,0	7,8	8,8	8,8	8,6	8,2
Minimalwert	6,8	6,1	7,8		6,2	5,2	7,3	8,1	8,0	5,9
Datum des Min.	05.07	08.06	18.06		04.10	21.06	21.06	05.07	01.07	30.08

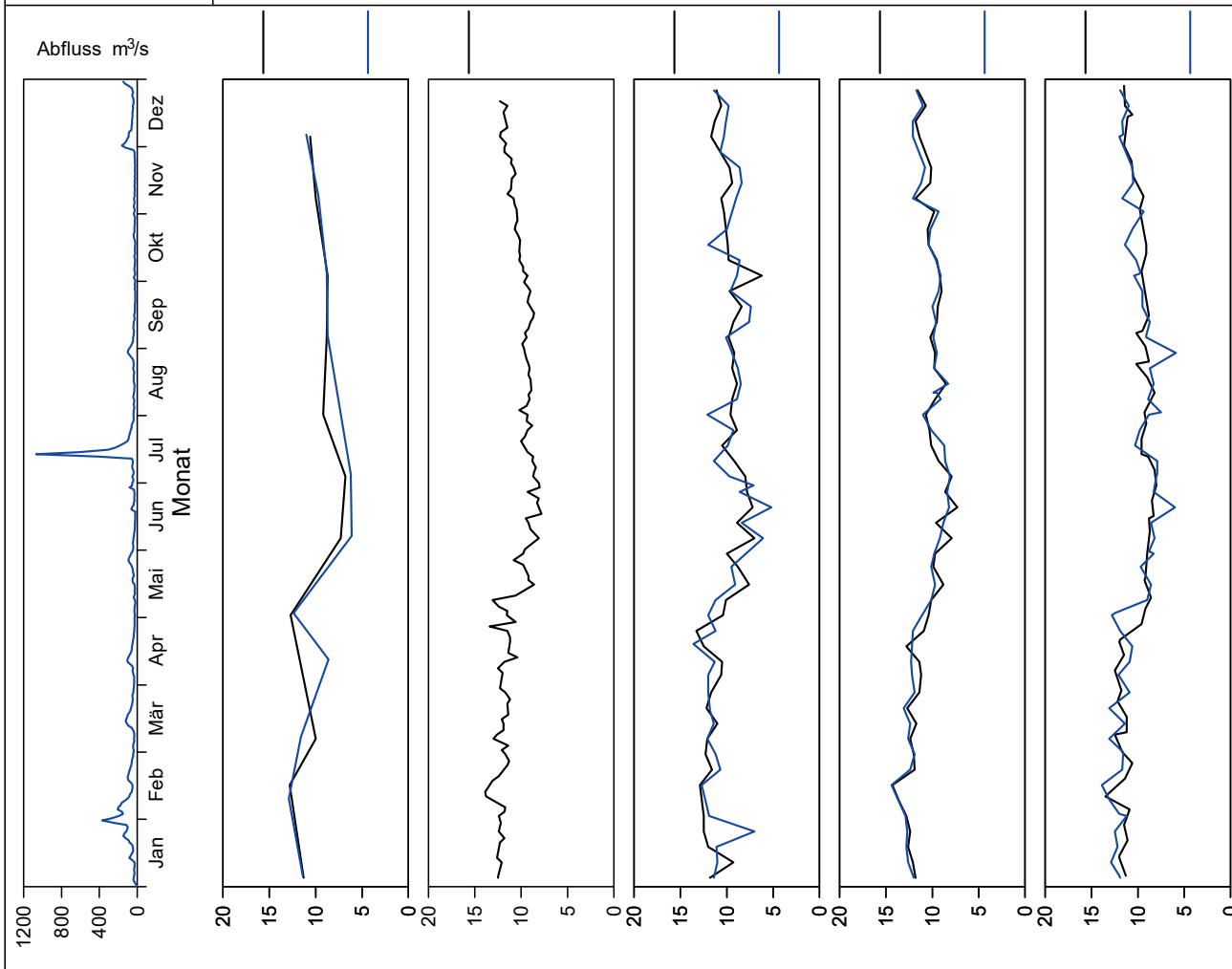


Bild 21.16: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.16: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Ammonium

Einheit: mg/l

Zielwert: 0.3 mg/l

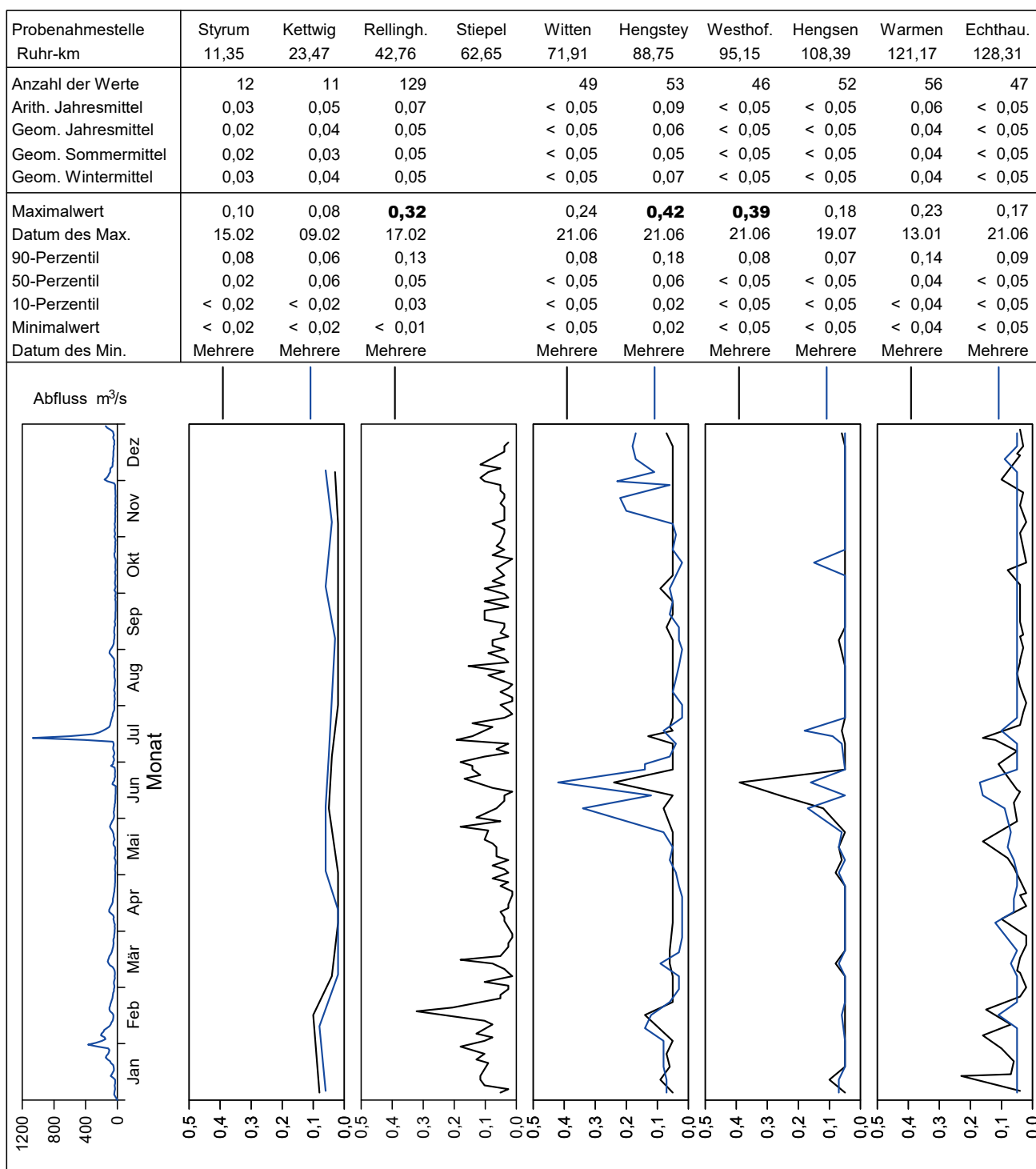


Bild 21.17: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.17: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Nitrat

Einheit: mg/l

Zielwert: 25 mg/l

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	12	11	135		52	53	51	52	56	51
Arith. Jahresmittel	12	12	12		13	10	13	13	12	12
Geom. Jahresmittel	12	12	11		12	10	13	13	12	12
Geom. Sommermittel	10	10	10		11	8	12	12	11	11
Geom. Wintermittel	14	14	13		14	11	14	14	13	13
Maximalwert	17	16	17		18	15	20	20	16	18
Datum des Max.	15.02	Mehrere	22.01		01.02	18.01	01.02	01.02	Mehrere	01.02
90-Perzentil	17	16	15		16	14	17	16	15	15
50-Perzentil	11	12	11		12	10	12	12	12	11
10-Perzentil	9	9	9		10	7	11	11	10	9
Minimalwert	8	8	7		9	5	10	10	9	7
Datum des Min.	07.06	04.05	18.06		03.05	12.07	21.06	21.06	26.08	30.08

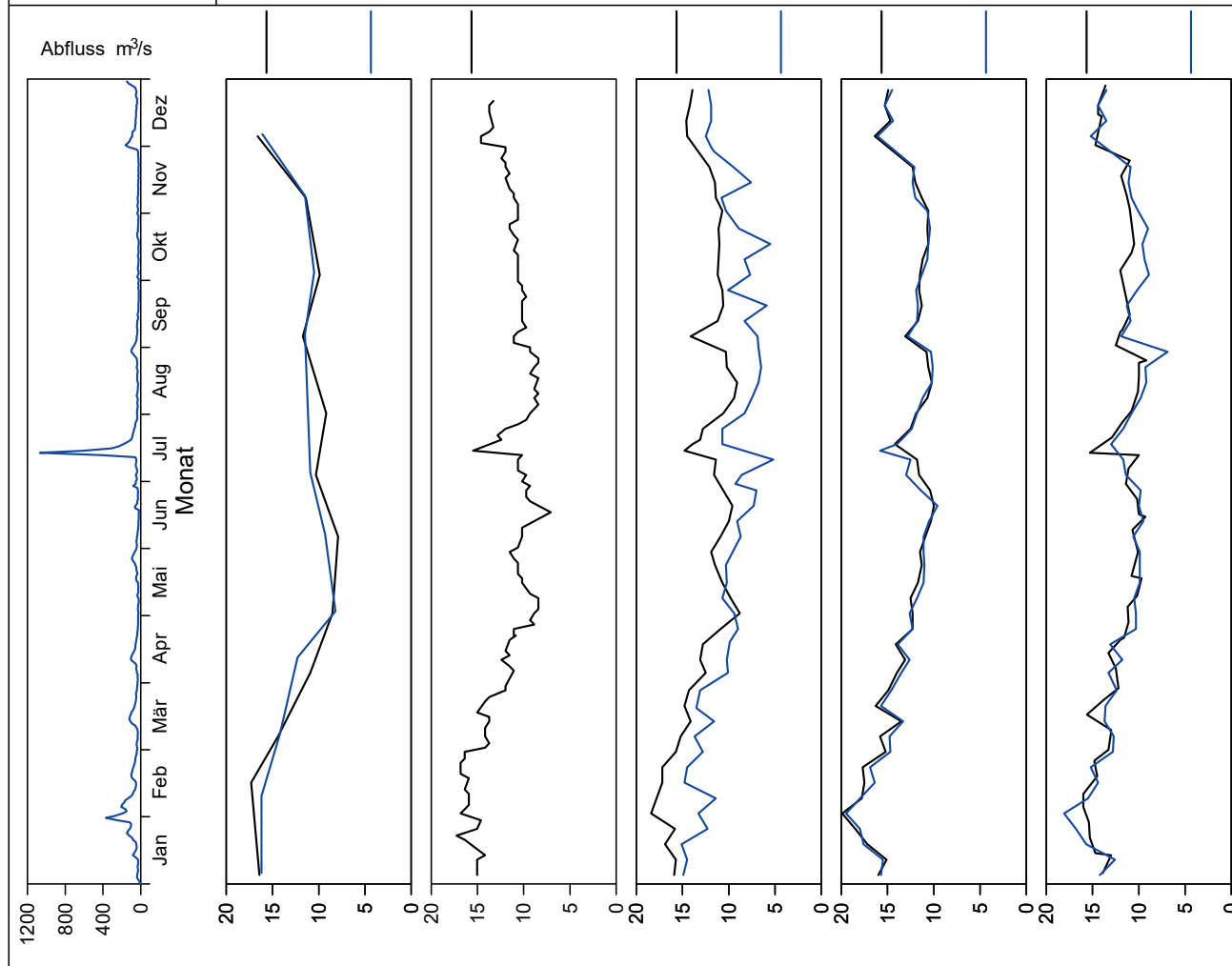


Bild 21.18: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.18: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Gesamtes gelöstes Phosphat

Einheit: mg/l

Zielwert:

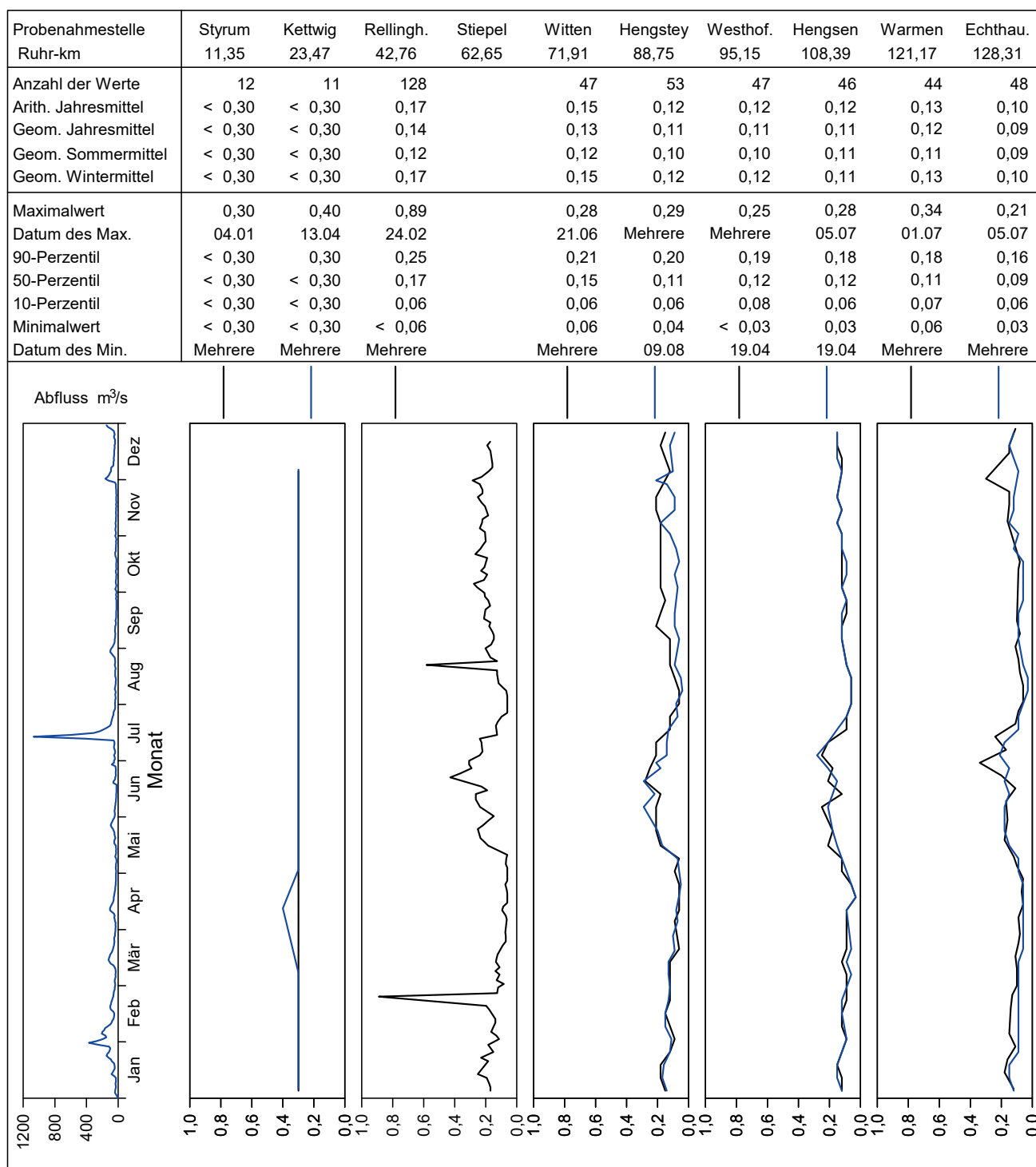


Bild 21.19: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.19: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC) Einheit: mg/l
Zielwert: 3 mg/l

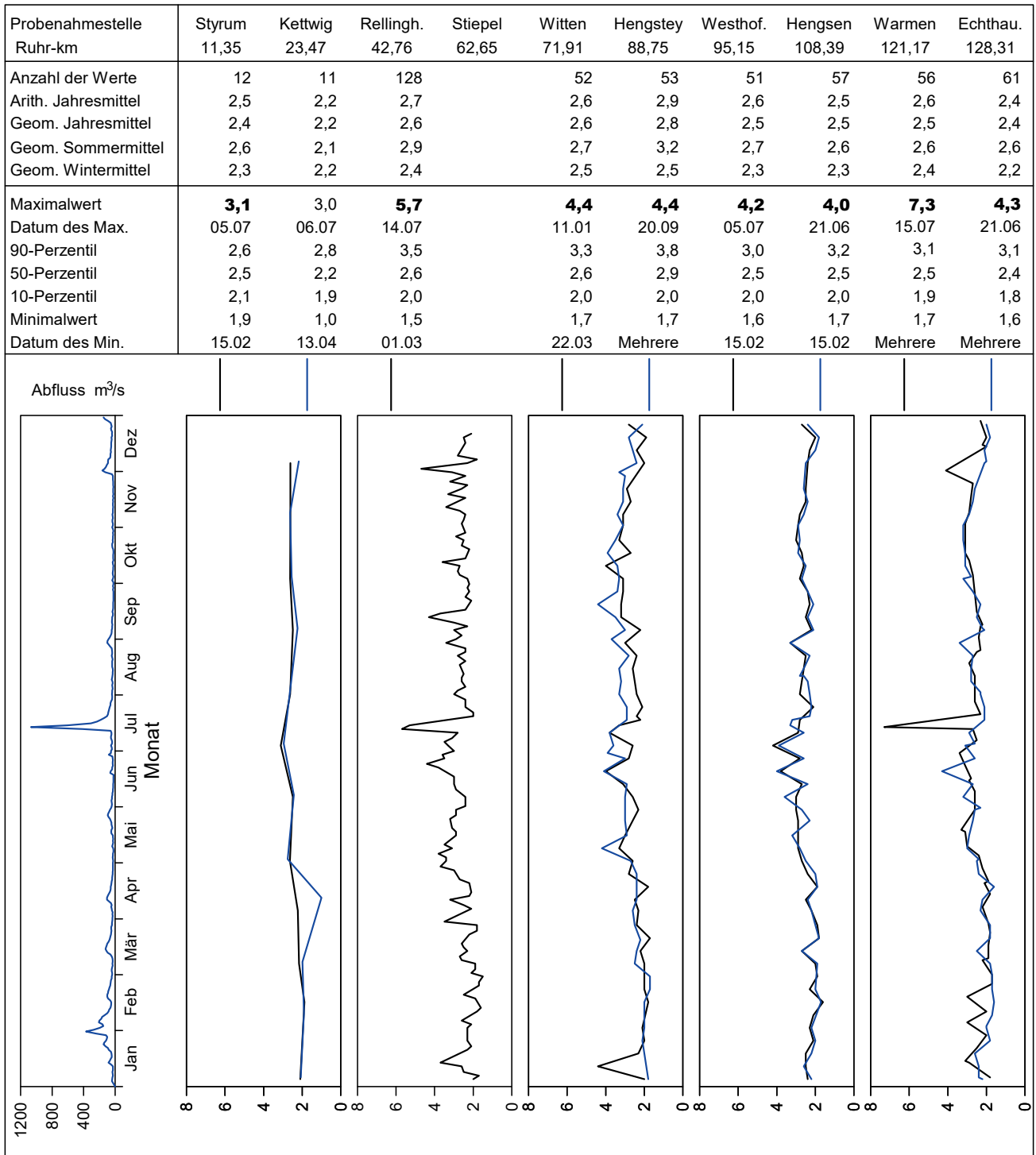


Bild 21.20: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.20: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm

Einheit: 1/m

Zielwert:

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	12	11	129		52	53	51	58	56	61
Arith. Jahresmittel	6,1	5,5	6,1		6,0	6,6	6,0	5,9	6,3	5,8
Geom. Jahresmittel	6,0	5,3	5,9		5,8	6,4	5,6	5,6	6,0	5,5
Geom. Sommermittel	6,2	4,9	6,3		6,4	7,1	6,2	6,2	6,2	6,1
Geom. Wintermittel	5,8	5,6	5,6		5,2	5,8	5,0	4,9	5,8	4,8
Maximalwert	8,4	7,9	13,8		10,5	11,3	12,7	11,6	21,1	10,5
Datum des Max.	05.07	06.07	16.07		21.06	21.06	05.07	05.07	15.07	21.06
90-Perzentil	7,0	6,6	7,6		7,6	8,0	7,3	7,7	8,0	7,4
50-Perzentil	6,0	5,8	6,0		6,0	6,5	5,8	5,8	6,2	5,6
10-Perzentil	5,1	4,8	4,6		4,5	4,9	4,5	4,3	4,2	4,1
Minimalwert	4,3	1,8	3,8		1,4	4,2	0,3	0,4	3,7	0,4
Datum des Min.	15.02	13.04	Mehrere		25.10	01.03	11.10	11.10	10.02	11.10

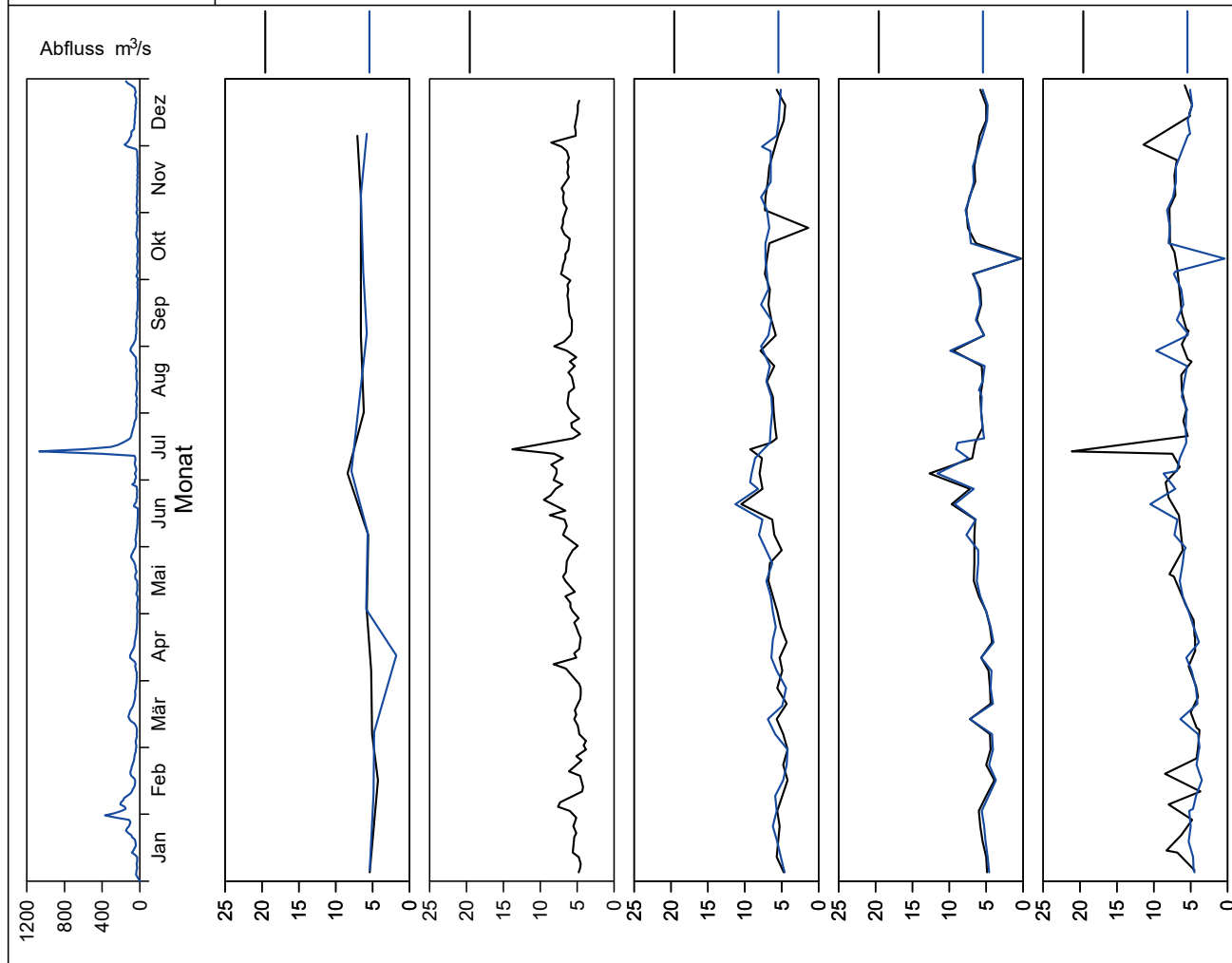


Bild 21.21: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.21: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Spektraler Absorptionskoeffizient bei 436 nm

Einheit: 1/m

Zielwert:

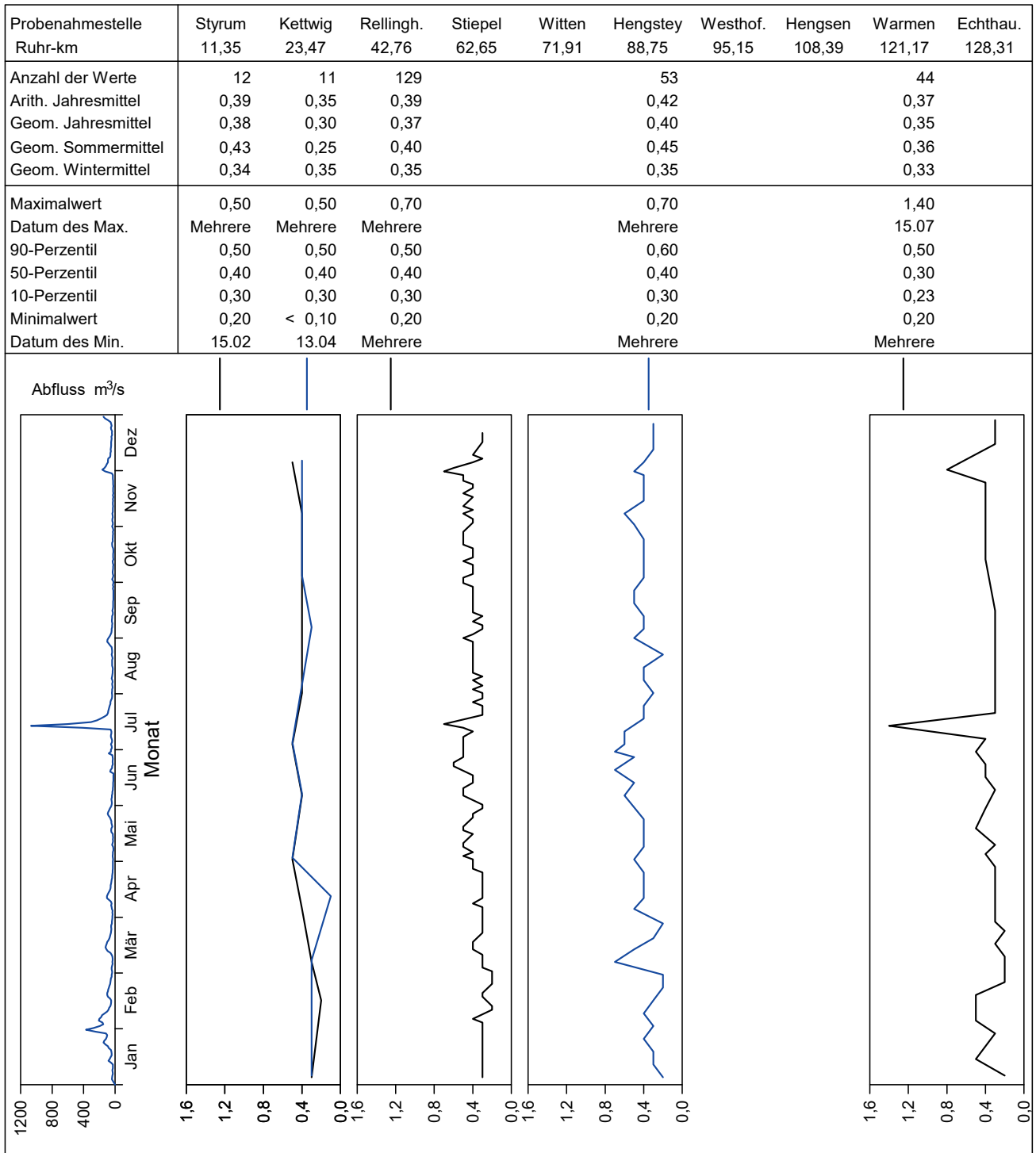


Bild 21.22: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.22: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Cadmium

Einheit: µg/l

Zielwert:

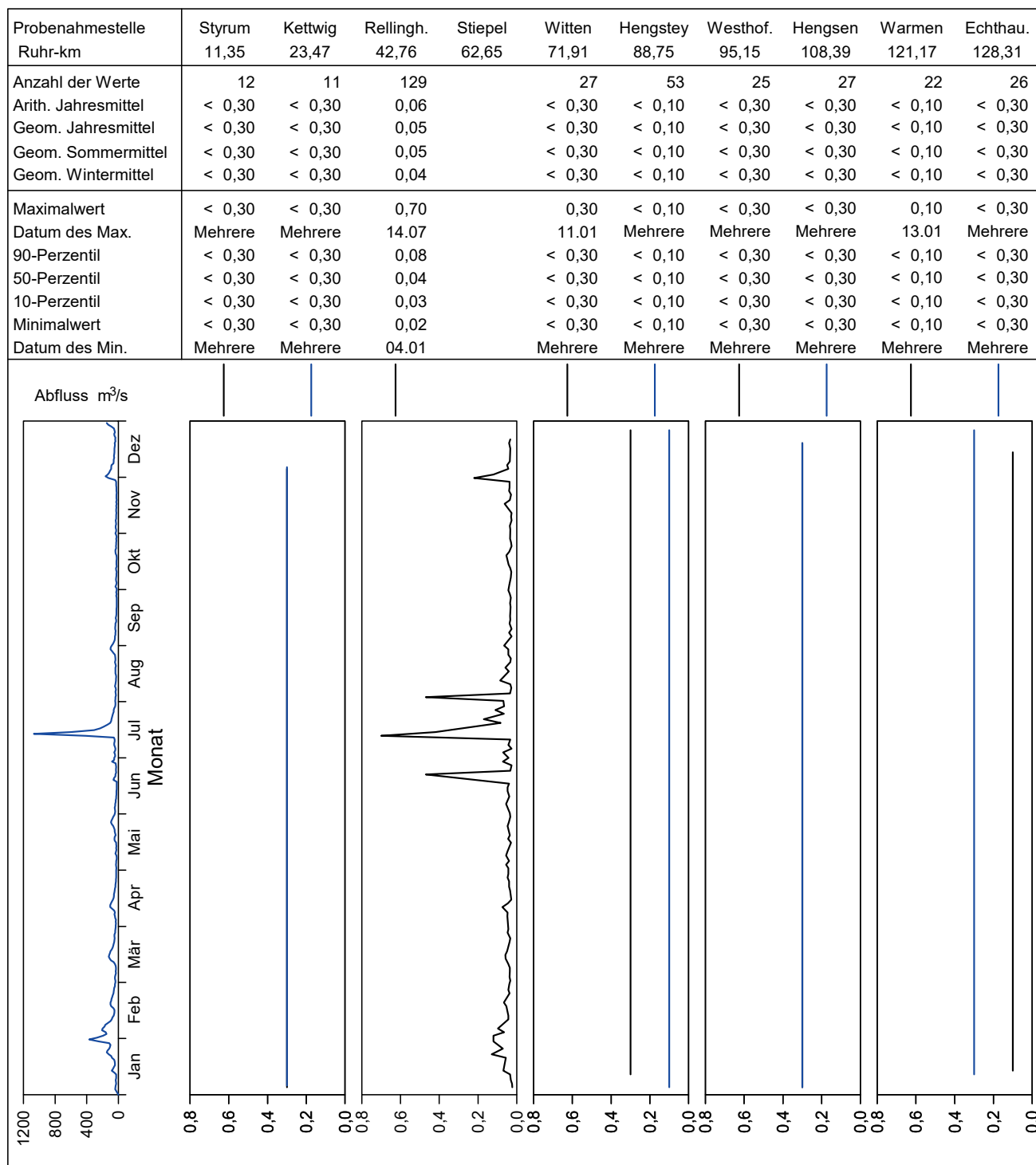


Bild 21.23: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.23: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Chrom

Einheit: µg/l

Zielwert:

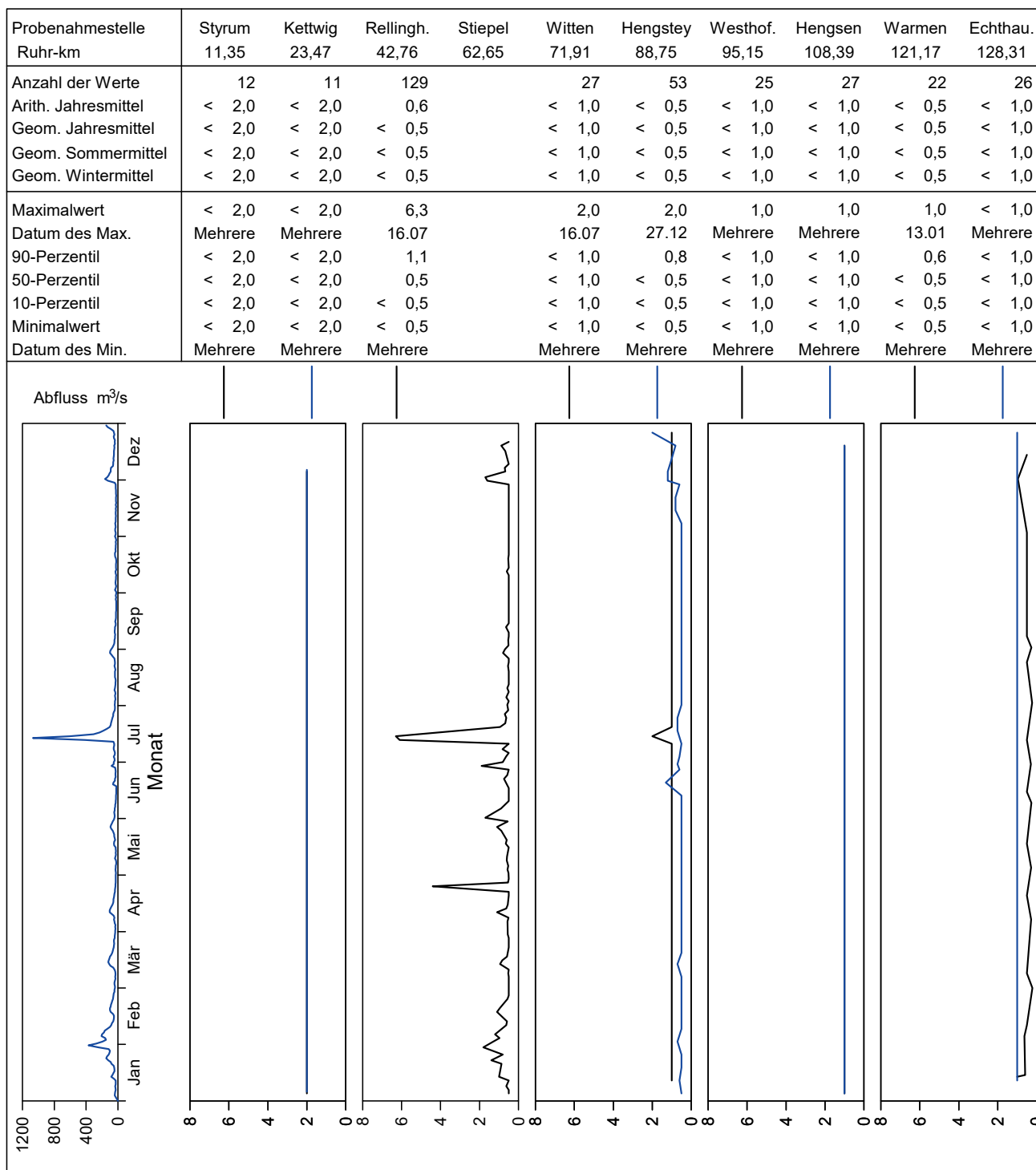


Bild 21.24: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.24: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Nickel

Einheit: µg/l

Zielwert:

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	12	11	129		27	53	25	27	22	26
Arith. Jahresmittel	2,2	2,5	2,1		< 2,0	< 2,0	3,1	2,4	< 2,0	< 2,0
Geom. Jahresmittel	2,1	2,4	2,0		< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
Geom. Sommermittel	2,3	2,8	2,0		< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
Geom. Wintermittel	1,9	2,2	1,9		< 2,0	< 2,0	2,2	2,0	< 2,0	< 2,0
Maximalwert	3,0	3,0	10,0		6,0	3,6	27,0	5,0	3,0	3,0
Datum des Max.	Mehrere	Mehrere	Mehrere		16.07	21.06	18.01	Mehrere	Mehrere	26.07
90-Perzentil	3,0	3,0	2,5		3,4	2,6	3,0	4,0	3,0	2,0
50-Perzentil	2,0	3,0	1,9		< 2,0	< 2,0	3,0	3,0	2,0	< 2,0
10-Perzentil	2,0	2,0	1,6		< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
Minimalwert	1,0	1,0	1,3		< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
Datum des Min.	04.01	05.01	Mehrere		Mehrere	Mehrere	Mehrere	Mehrere	Mehrere	Mehrere

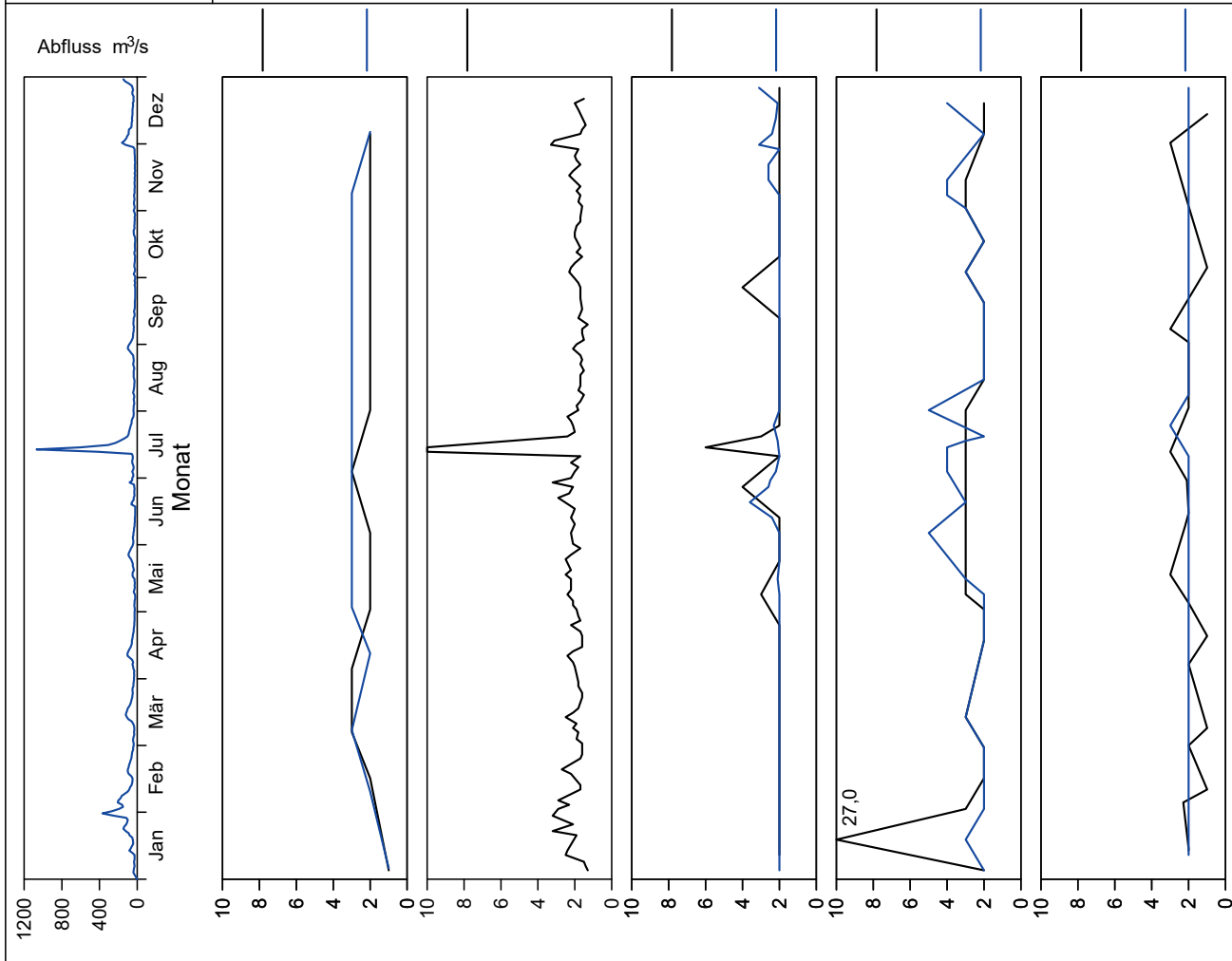


Bild 21.25: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.25: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Gelöstes Mangan

Einheit: µg/l

Zielwert:

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	12	11	129		47	53	47	52	23	48
Arith. Jahresmittel	15	19	13		21	46	16	18	27	17
Geom. Jahresmittel	9	14	< 10		18	29	14	17	19	14
Geom. Sommermittel	6	10	< 10		15	27	14	18	25	17
Geom. Wintermittel	14	19	12		21	31	15	16	15	11
Maximalwert	36	35	68		41	168	30	46	200	93
Datum des Max.	08.03	09.03	16.07		15.11	21.06	19.07	19.07	15.07	25.05
90-Perzentil	34	34	29		32	120	26	27	31	32
50-Perzentil	13	17	11		21	32	16	18	17	12
10-Perzentil	< 4	8	< 10		9	14	8	11	10	7
Minimalwert	< 4	< 4	< 10		< 2	< 1	3	6	8	6
Datum des Min.	Mehrere	04.05	Mehrere		13.09	06.04	Mehrere	16.08	02.12	Mehrere

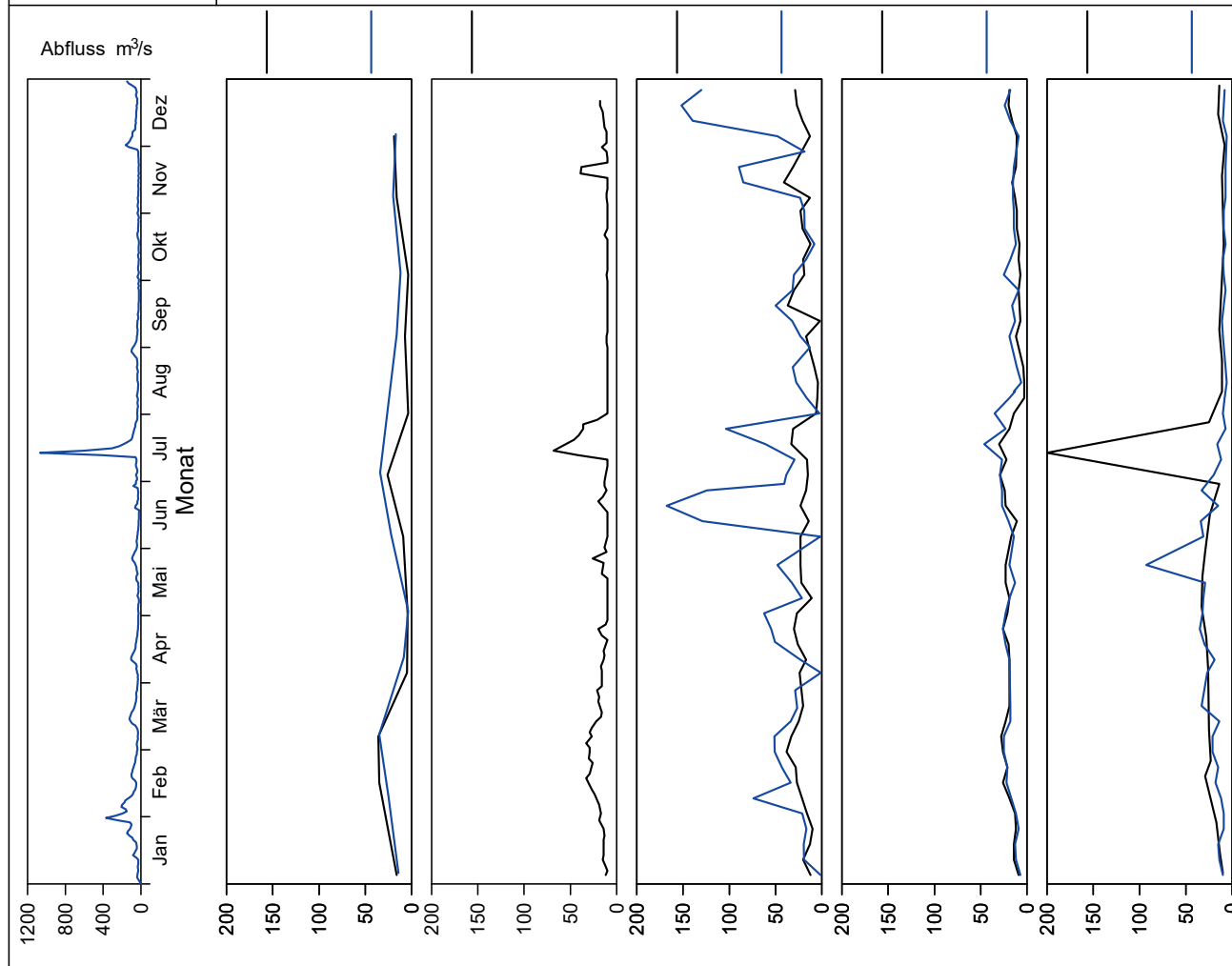


Bild 21.26: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.26: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Zielwert:

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	4		129		25	2	25	25	12	26
Arith. Jahresmittel	< 10,0		7,0		< 10,0	< 0,0	< 10,0	< 10,0	17,4	< 10,0
Geom. Jahresmittel	< 10,0		< 6,0		< 10,0	< 0,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Geom. Sommermittel	< 10,0		< 6,0		< 10,0	< 0,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Geom. Wintermittel	< 10,0		6,1		< 10,0	< 0,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Maximalwert	20,0		17,0		13,0	< 0,0	12,0	12,0	130,0	12,0
Datum des Max.	15.02		12.11		08.11	Mehrere	Mehrere	18.01	13.01	Mehrere
90-Perzentil	17,0		11,0		< 10,0	< 0,0	11,6	11,0	27,6	11,0
50-Perzentil	< 10,0		7,0		< 10,0	< 0,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
10-Perzentil	< 10,0		< 6,0		< 10,0	< 0,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Minimalwert	< 10,0		< 6,0		< 10,0	< 0,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0	< 10,0
Datum des Min.	Mehrere		Mehrere		Mehrere	Mehrere	Mehrere	Mehrere	Mehrere	Mehrere

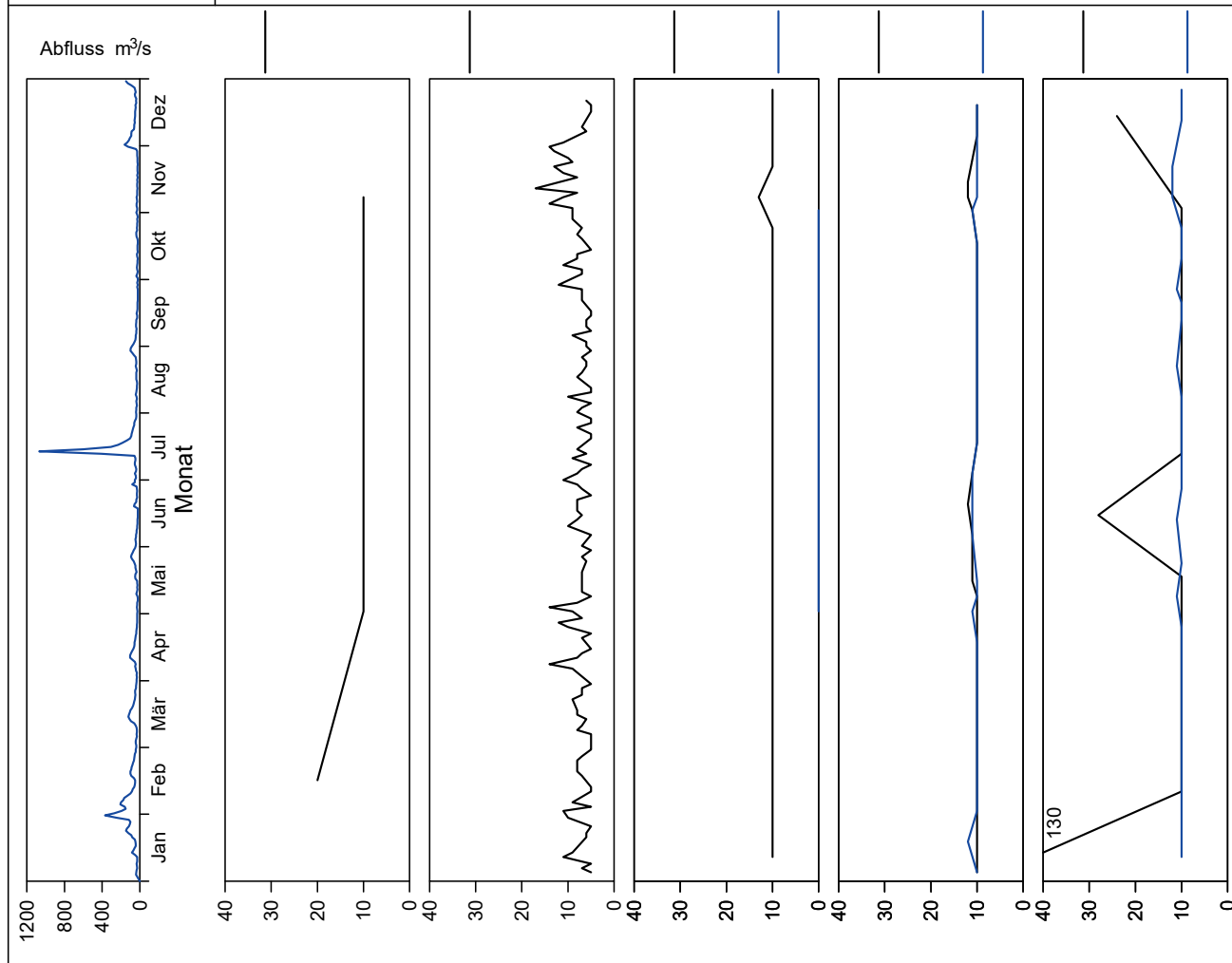


Bild 21.27: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.27: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Tetrachlorethen

Einheit: µg/l

Zielwert: 0.1 µg/l

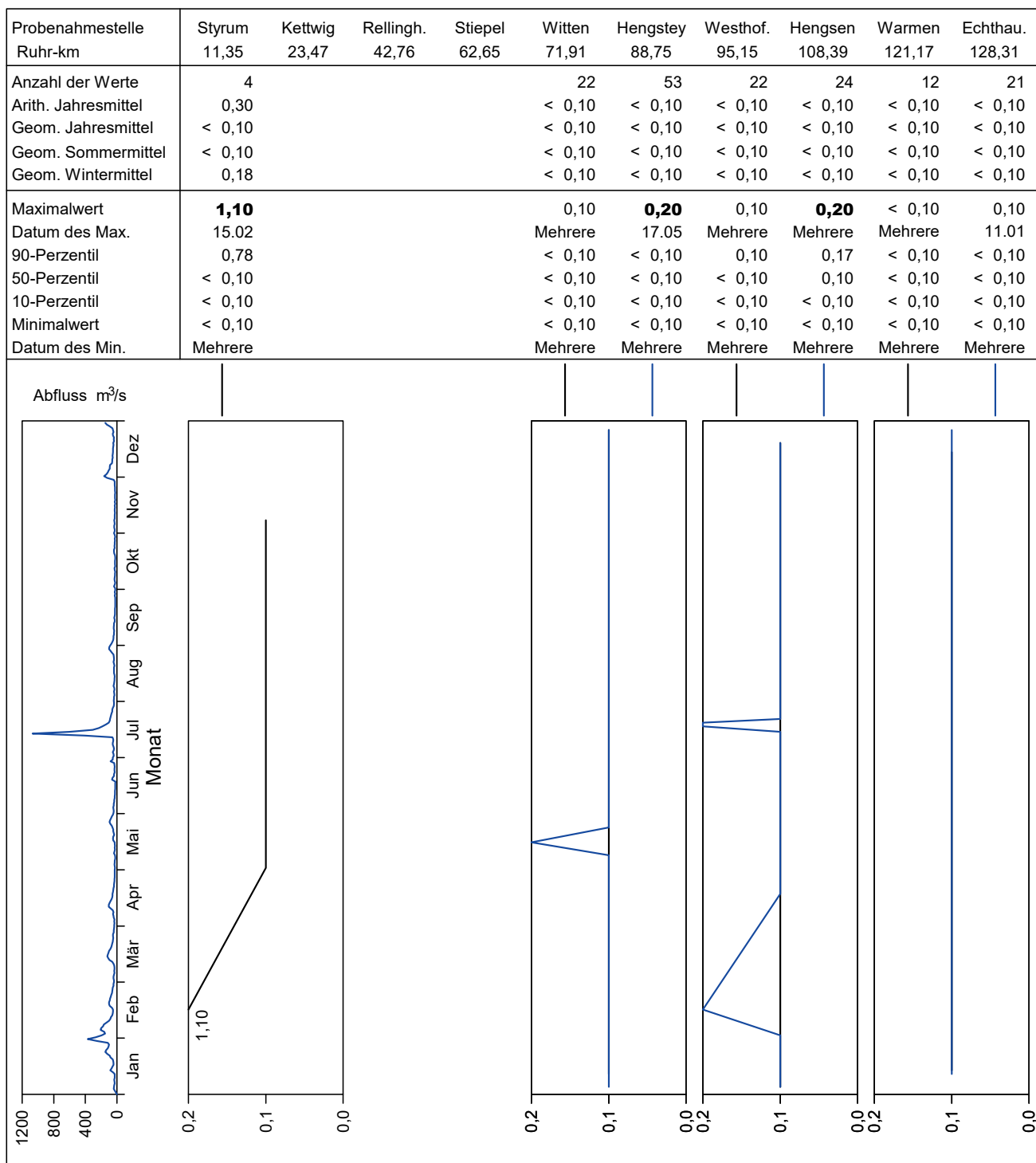


Bild 21.28: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.28: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Trichlorethen

Einheit: µg/l

Zielwert: 0.1 µg/l

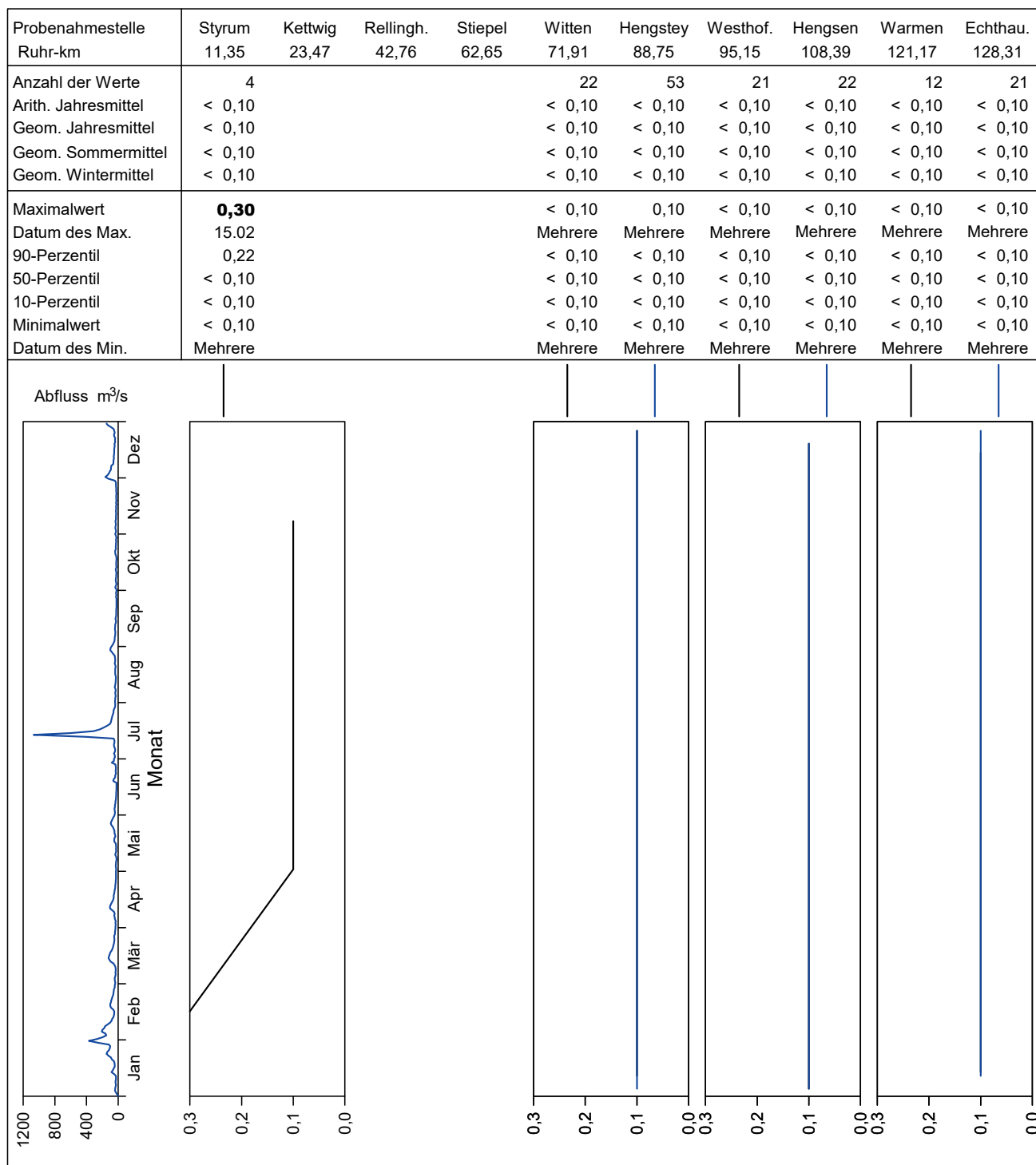


Bild 21.29: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.29: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Diethyltrinitrilopentaessigsäure (DTPA)

Einheit: µg/l

Zielwert: 1 µg/l

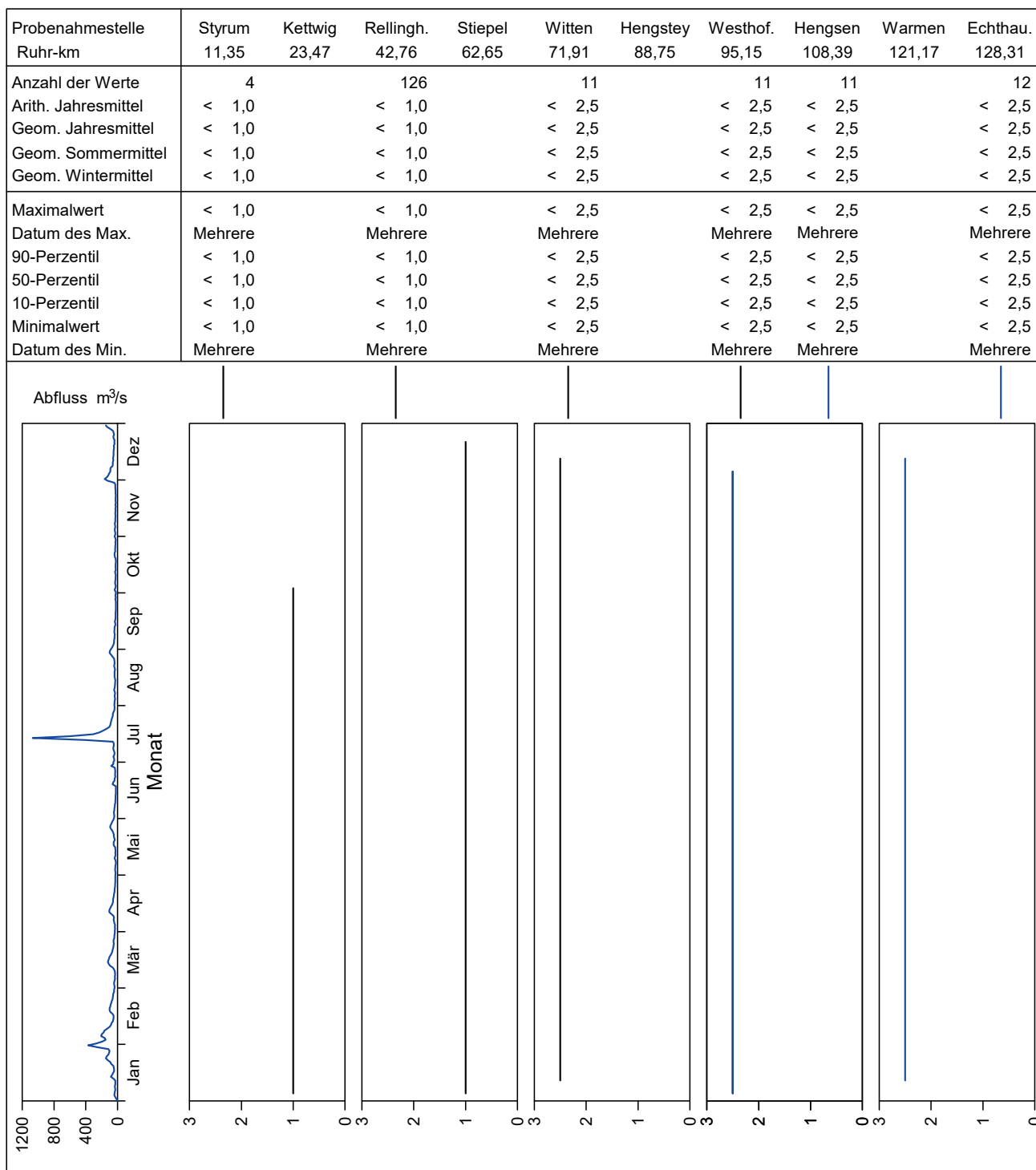


Bild 21.30: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.30: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water8

Kenngröße: Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)

Einheit: µg/l

Zielwert: 1 µg/l

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	4		129		43		44	43		44
Arith. Jahresmittel	3,6		2,3		3,7		2,6	2,0		1,7
Geom. Jahresmittel	3,3		2,0		3,4		2,3	1,8		1,5
Geom. Sommermittel	3,5		2,0		3,4		2,4	1,7		1,6
Geom. Wintermittel	3,1		2,1		3,5		2,2	1,8		1,3
Maximalwert	5,0		12,0		7,6		4,9	4,9		4,2
Datum des Max.	05.07		10.09		19.04		17.05	18.01		18.01
90-Perzentil	4,9		3,6		4,7		4,1	3,0		2,9
50-Perzentil	3,6		2,1		3,8		2,5	1,8		1,8
10-Perzentil	2,2		1,2		2,1		1,5	1,2		< 1,0
Minimalwert	2,0		< 0,5		1,1		< 1,0	< 1,0		< 1,0
Datum des Min.	04.01		10.12		19.07		Mehrere	Mehrere		Mehrere

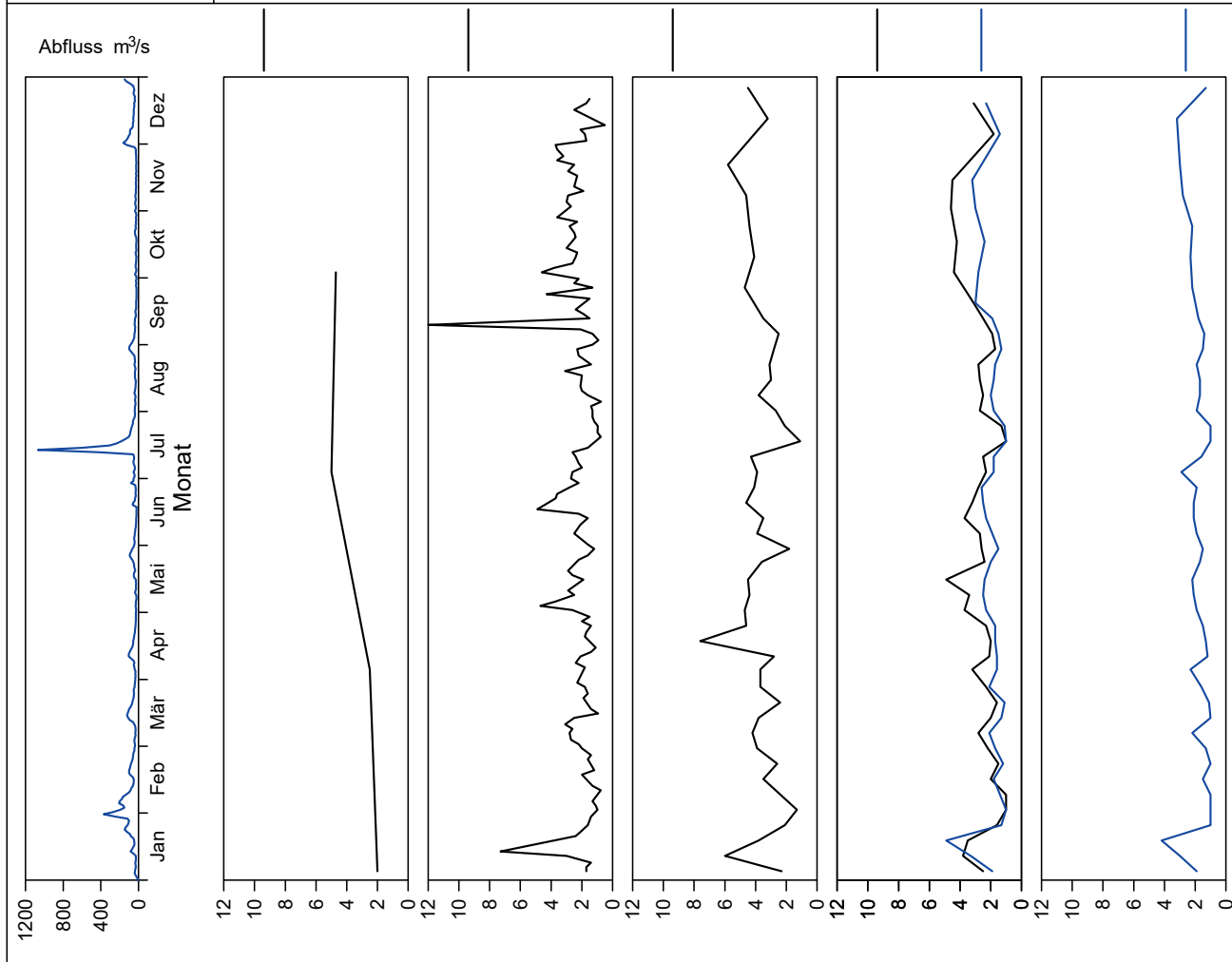


Bild 21.31: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.31: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Nitrilotriessigsäure (NTA)

Einheit: µg/l

Zielwert: 1 µg/l

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	4		129		23		23	23		24
Arith. Jahresmittel	< 1,0		< 0,5		< 1,0		< 1,0	< 1,0		< 1,0
Geom. Jahresmittel	< 1,0		< 0,5		< 1,0		< 1,0	< 1,0		< 1,0
Geom. Sommermittel	< 1,0		< 0,5		< 1,0		< 1,0	< 1,0		< 1,0
Geom. Wintermittel	< 1,0		< 0,5		< 1,0		< 1,0	< 1,0		< 1,0
Maximalwert	< 1,0		0,9		< 1,0		< 1,0	< 1,0		< 1,0
Datum des Max.	Mehrere		02.08		Mehrere		Mehrere	Mehrere		Mehrere
90-Perzentil	< 1,0		< 0,5		< 1,0		< 1,0	< 1,0		< 1,0
50-Perzentil	< 1,0		< 0,5		< 1,0		< 1,0	< 1,0		< 1,0
10-Perzentil	< 1,0		< 0,5		< 1,0		< 1,0	< 1,0		< 1,0
Minimalwert	< 1,0		< 0,5		< 1,0		< 1,0	< 1,0		< 1,0
Datum des Min.	Mehrere		Mehrere		Mehrere		Mehrere	Mehrere		Mehrere

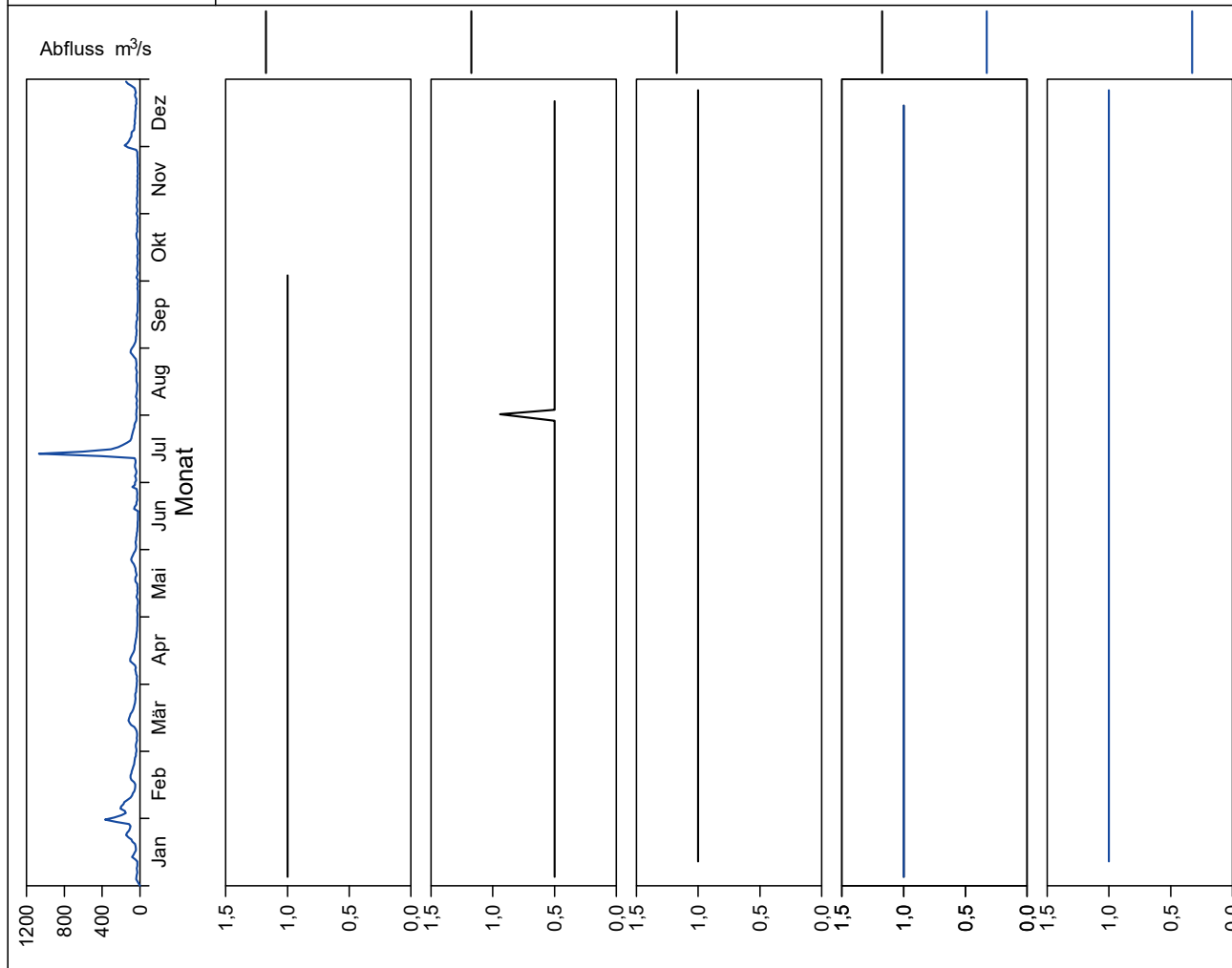


Bild 21.32: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.32: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water8

Kenngröße: Coliforme Bakterien

Einheit: 1/100 ml

Zielwert:

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	12	11	51		51	51	48	47	46	63
Arith. Jahresmittel	3873	750	3657		5222	6817	7288	5994	2453	5263
Geom. Jahresmittel	2366	534	1458		2599	2405	3383	2772	1413	2854
Geom. Sommermittel	2228	394	1367		2428	2682	3677	2783	1032	2777
Geom. Wintermittel	2512	687	1551		2789	2147	3066	2759	1934	2940
Maximalwert	12000	2610	24196		39000	86640	58000	69000	17329	39000
Datum des Max.	04.10	09.02	Mehrere		19.07	01.12	21.06	21.06	18.02	21.06
90-Perzentil	8031	1040	8664		12000	14136	17900	13400	5028	16800
50-Perzentil	2365	712	1607		2400	2419	2850	2400	1674	2400
10-Perzentil	432	203	246		510	387	988	748	376	992
Minimalwert	262	134	20		56	206	480	450	64	480
Datum des Min.	03.05	09.11	21.04		19.04	10.05	10.05	26.04	29.04	03.05

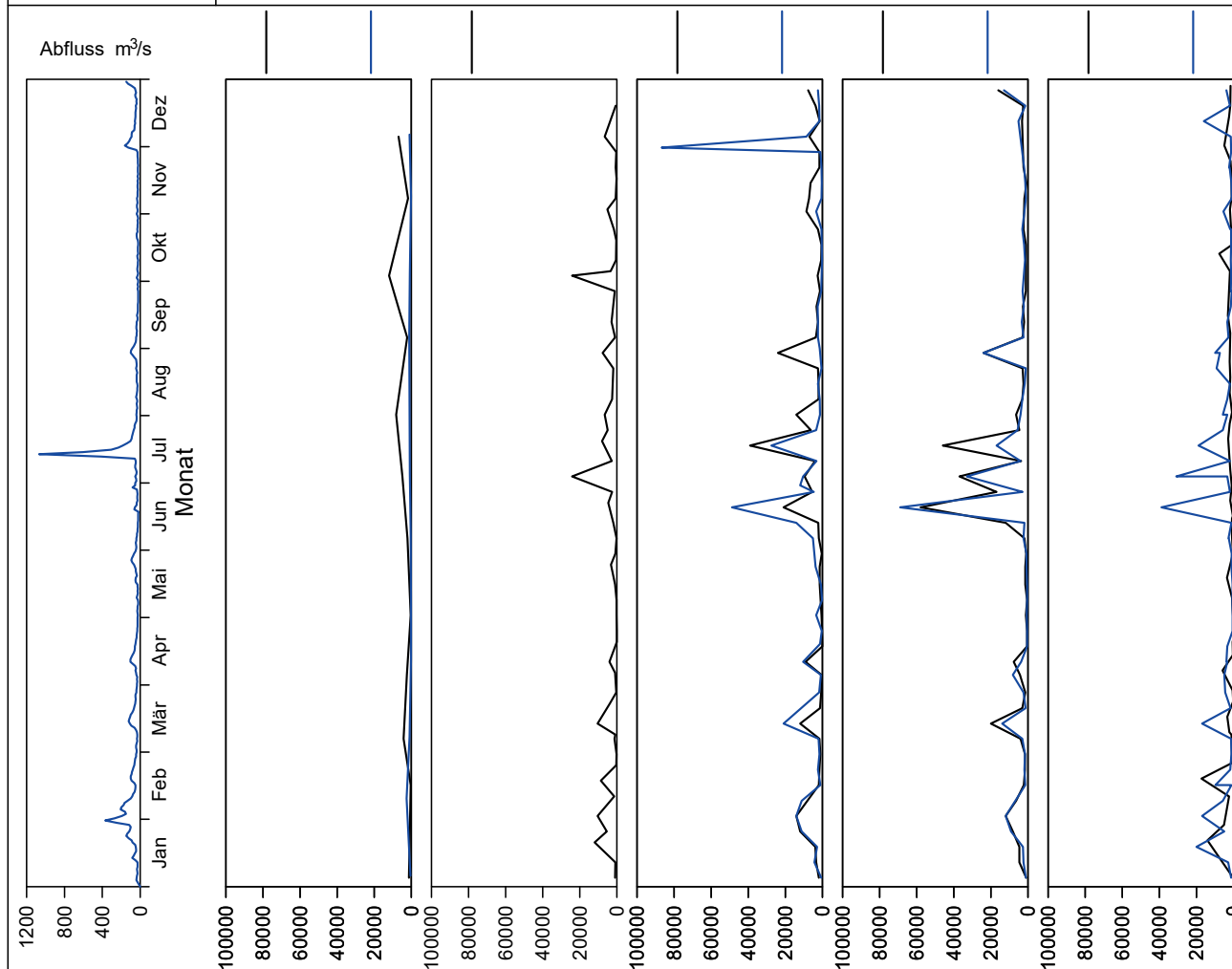


Bild 21.33: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.33: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Escherichia coli

Einheit: 1/100 ml

Zielwert:

Probenahmestelle Ruhr-km	Styrum 11,35	Kettwig 23,47	Rellingh. 42,76	Stiepel 62,65	Witten 71,91	Hengstey 88,75	Westhof. 95,15	Hengsen 108,39	Warmen 121,17	Echthau. 128,31
Anzahl der Werte	12	11	51		51	53	48	47	39	63
Arith. Jahresmittel	876	192	1151		1258	1350	1841	1291	1260	1416
Geom. Jahresmittel	459	58	337		382	254	691	416	356	423
Geom. Sommermittel	325	18	222		248	128	578	278	173	274
Geom. Wintermittel	649	157	504		600	491	855	686	759	684
Maximalwert	3260	909	8164		7900	23100	11000	16000	12033	9100
Datum des Max.	06.12	09.02	Mehrere		30.08	01.12	05.07	30.08	14.01	05.07
90-Perzentil	2644	471	4786		3400	3469	5680	3360	3527	4560
50-Perzentil	480	110	281		370	200	490	390	341	350
10-Perzentil	107	20	63		41	33	131	63	59	55
Minimalwert	52	0	10		10	5	52	41	10	10
Datum des Min.	03.05	04.05	21.04		26.04	16.08	10.05	Mehrere	17.06	Mehrere

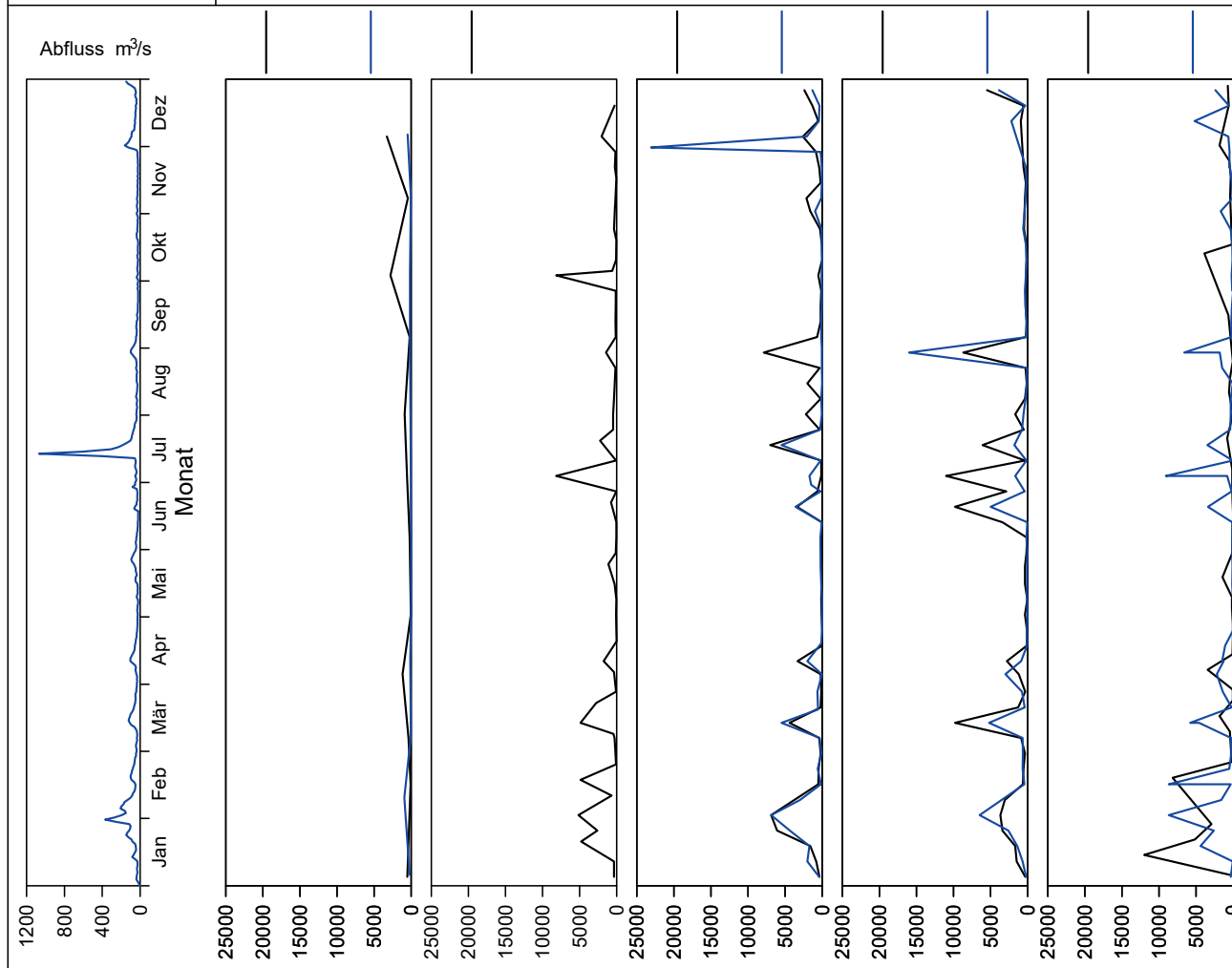


Bild 21.34: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 21.34: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water8

Tabelle 21.5: Im Ruhrwasser bestimmte PSM und Überschreitungen der Trinkwassergrenzwerte von 100 ng/l bzw. der Zielwerte von 50 ng/l
 Table 21.5: Pesticides measured in the Ruhr water and exceedings of the limit for drinking water of 100 ng/l and the target value of 50 ng/l respectively

Kenngröße	Zahl der ausgewerteten Analysen	Zahl der Proben mit positivem Befund	Anteil der Proben mit positivem Befund %	Zahl der Proben mit Werten >100 ng/l	Anteil der Proben mit Werten >100 ng/l %	Zahl der Proben mit Werten >50 ng/l	Anteil der Proben mit Werten >50 ng/l %	Maximalwert ng/l
Atrazin	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 25
Bentazon	181	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Bifenox	93	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Bromoxynil	181	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Carbetamid	112	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 25
Carfentraton-ethyl	69	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Chloridazon	69	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Chlorthalonil	119	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Chlortoluron	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Clodinafop	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Clopyralid	181	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 100
2,4-D	181	5	2,8	0	0,0	0	0,0	10
Desethylatrazin	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 25
Desethylterbutylazin	95	5	5,3	0	0,0	1	1,1	52
Desisopropylatrazin	4	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Desmedipham	119	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Dichlorprop	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Diflufenikan	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Dimefuron	112	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 25
Diuron	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Epoxiconazol	78	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Ethofumesat	69	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Fenpropimorph	78	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Flufenacet	207	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Fluroxypyr	181	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 100
Flurtamone	112	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 25
Hexazinon	181	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 25
Ioxynil	181	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Isoproturon	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
MCPA	185	44	23,8	0	0,0	0	0,0	43
Mecoprop	95	3	3,2	0	0,0	0	0,0	30
Metamitron	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Metazachlor	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 25
Methabenzthiazuron	112	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 25
Metolachlor	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Metribuzin	69	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Pendimethalin	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Phenmedipham	181	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Propiconazol	78	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Quinmerac	181	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Simazin	95	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 25
Tebuconazol	78	0	0,0	0	0,0	0	0,0	< 50
Terbutylazin	95	7	7,4	1	1,1	3	3,2	110

Bachmann-Machnik, A.; Dittmer, U.:

Optimal Operation of Combined Sewer Systems – An Evaluation of Static and Dynamic Strategies Based on Measured Data
Optimaler Betrieb von Kanalnetzen im Mischsystem – Eine Bewertung statischer und dynamischer Steuerungsstrategien auf Basis von Messdaten
IWA Digital World Water Congress, 24.05. bis 04.06.2021

Banhold, K.; Teschlade, D.; Weyand, M.:

Auswirkung reduzierter Talsperrenabgaben auf die Gewässergüte im Ruhr-Einzugsgebiet
Consequences of reduced reservoir discharges onto the water quality in the Ruhr River Basin
Vortrag auf dem BfG-Workshop „Gewässergütemodellierung: Aktuelle Anwendungen und integrative Modellansätze“ am 15. und 16.10.2021

Banhold, K.; Teschlade, D.; Weyand, M.:

Auswirkungen einer geänderten Wasserabgabe aus dem Ruhr-Talsperrensystem auf die Gewässergüte
Effects of a changed water discharge from the reservoir system in the Ruhr River catchment on the water quality
Vortrag auf dem 20. IFWW Fachkolloquium, 27.05.2021, Online-Veranstaltung

Borchardt, D.; Podraza, P. et al.:

Merkblatt DWA-M 102-3/BWK-M 3-3: Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwasserabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer – Teil 3: Immissionsbezogene Bewertungen und Regelungen
Guidance document DWA M 102-3/BWK M 3-3: Objectives on management and treatment of rainwater discharged to surface waters – part 3: immission guidelines and principles of assessment
Hennef 2021 (BWK Arbeitsgruppe 2.3)

Gerner, N.; Sommerhäuser, M.; Podschun, S.; Weyand, M.:

Ökosystemleistungen zur Erfolgsbewertung und -darstellung von Gewässerumgestaltungs- und unterhaltungsmaßnahmen
Ecosystem services to rate and demonstrate the success of water body restoration and maintenance measures
KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2021, KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2021, 14 (5), 265–271, ISSN 1865-9926

Grünebaum, T.; Podraza, P. et al.:

Folgewirkungen des Klimawandels für den Zustand der Fließgewässer – Bedeutung für Bewertung und Management vor dem Hintergrund der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie
Climate change effects on the status of running waters – Importance for assessment and management following the European Water Framework Directive
DWA Themenband T3/2021 September 2021, Hennef, 33 Seiten, ISBN 978-3-96862-139-5 (DWA-Fachausschuss GB-1 „Ökologie und Management von Flussgebieten“)

Grünebaum, T.; Podraza, P. et al.:

Folgewirkungen des Klimawandels für den Zustand der Fließgewässer – Bedeutung für Bewertung und Management vor dem Hintergrund der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Kurzfassung zum Themenband
Climate change effects on the status of running waters – Importance for assessment and management following the European Water Framework Directive – abbreviated version
Korrespondenz Wasserwirtschaft Bd. 10, 611 – 615

Huber, C.:

Erhöhung der Klimaresilienz des Ruhrverbands-Talsperrensystems
Increase of climate resilience of the reservoir system of the Ruhrverband
Vortrag auf der DGL Tagung „Wenn Extreme zur Normalität werden – Gewässer im Klimawandel“, 27.09. bis 01.10.2021

Jardin, N.:

Water Framework Directive in Europe: Ambition and Reality
Wasserrahmenrichtlinie in Europa: Anspruch und Realität
OZWater 2021 – Reimagining our Water Future. Australian Water Association, digital, 04.05.2021

Jardin, N.:

Spurenstoffelimination aus Betreibersicht
Elimination of micropollutants from the operator's perspective
54. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft.
Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, digital, 09.06.2021

Jardin, N.:

Strategien zur künftigen Klärschlamm Entsorgung und Umsetzung der Pflichten zur P-Rückgewinnung am Beispiel des Ruhrverbandes
Future sewage sludge disposal strategy and implementation of P-recovery at Ruhrverband
12. DWA-Klärschlamm Tage. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, digital, 10.06.2021

Jardin, N.:

First full scale municipal wastewater treatment plant in Germany using granular activated sludge with the NEREDA® technology.
Die erste großtechnische kommunale Kläranlage in Deutschland mit dem NEREDA®-Verfahren
DEX Webinar 2021. Deutscher Expertenrat für Umwelttechnik und Infrastruktur, digital, 16.06.2021

Jardin, N.:

Mehr Klimaresilienz durch wassersensible Stadtentwicklung
Increasing climate resilience through water-sensitive urban design
SPD Schwerte. Schwerte, 05.10.2021

Jardin, N.:

Die erste großtechnische kommunale Kläranlage in Deutschland nach dem NEREDA®-Verfahren – Planung, Bau und Inbetriebnahme
First full scale municipal wastewater treatment plant in Germany with NEREDA®-technology – Planning, construction and implementation
D-Vorlesung, Institut IWAR der TU Darmstadt, digital, 31.01.2022

Jardin, N.:

Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft an Ruhr und Lenne – Trockenperioden und Hochwässer als neue Normalität?
Effects of climate change on water management at the Rivers Ruhr and Lenne – droughts and floods as the new normal?
Lions Club Plettenberg. Plettenberg, 24.02.2022

Jardin, N.:

Optimizing Nutrient Removal and Energy Efficiency at Large Wastewater Treatment Plants – Practical Experiences from a Plant Operator
Optimierung der Nährstoff- und Energieeffizienz bei großen Abwasserbehandlungsanlagen – Praktische Erfahrungen eines Anlagenbetreibers
IWA Water and Resource Recovery Conference. International Water Association, digital, 13.04.2022

Jardin, N.; Thöle, D.; Weißbach, M.:

Der Ruhrverband auf dem Weg zur ausgeglichenen Klimabilanz
The Ruhrverband on its way towards a carbon-neutral footprint
In: DVGW energie/wasser-praxis 73 (06+07)

Jardin, N.; Thöle, D.; Weißbach, M.:

Der Ruhrverband auf dem Weg zur Klimaneutralität – Herausforderungen und Lösungsansätze.
The Ruhrverband on its way towards climate neutrality – challenges and potential solutions
In: T. Wintgens und J. Pinnekamp (Hg.): 55. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Band 254. Essen, 09.03. bis 11.03.2022. Aachen: Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen (Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Band 254), 19/1–19/13.

Kühlmann, M.:

Der Fischlift Baldeney – Umsetzung und erste Erfahrungen
The fish lift Baldeney – implementation and first experiences
Vortrag auf der Fachtagung Wasserkraft der EnergieAgentur NRW, 28.01.2021, Online-Veranstaltung

Podraza, P.:

Makrophytenmanagement durch Krautung
Makrophyte management by mowing
Vortrag mit PowerPoint-Präsentation im Workshop „9. Dialog am Müggelsee: Massenentwicklung von Wasserpflanzen – Ursachen, ökologische Bedeutung und nachhaltiges Management“, 6. Oktober 2021, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB), Berlin

Ruppelt, J. P.; Tondera, K.; Pinnekamp, J.:

Removal Of Micropollutants And Pathogens In Retention Soil Filters For The Advanced Treatment Of Combined Sewer Overflow
Rückhalt von Mikroschadstoffen und pathogenen Mikroorganismen in Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Mischwasserbehandlung
IWA Digital World Water Congress (online), 24.05. bis 04.06.2021

Schneider, Y.:

Demonstrationsprojekt AMPHORE – Regionale Strategieentwicklung und Verfahrensauswahl für das Phosphorrecycling aus Klärschlammasche
Demonstration project AMPHORE – development of regional strategies and technology selection for phosphorus recycling from sewage sludge ashes
Osnabrück (bzw. online) 04.02.2021

Schneider, Y.:

Neue Wege der Klärschlammverwertung unter Nutzung der enthaltenen Ressourcen am Beispiel des Projektes AMPHORE
New pathways for sewage sludge utilization making use of contained resources – the project AMPHORE
DWA-Landestagung NRW, Web-Konferenz, 01.09.2021

Schneider, Y.:

Forschung für eine zukunftsichere Abwasserentsorgung und Gewässerbewirtschaftung
Research for robust future wastewater disposal and water management
Innovationsforum Wasserwirtschaft, Online-Forum auf der GATWAT 2021, 15.11.2021

Weyand, M.:

Wasserwirtschaftliche Schwerpunkte eines neuen Jahrzehnts
Main topics of water management in a new decade
KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2021, 14 (9), 548-551, ISSN 1865-9926

Will, J.; Kullick, T.:

Bericht zum Runden Tisch Benzotriazol
Report of the Round Table Benzotriazole
Digitale Veranstaltung des Bundesumweltministeriums und des Umweltbundesamts „Verstetigung der Spurenstoffstrategie des Bundes“, 07.10. 2021

