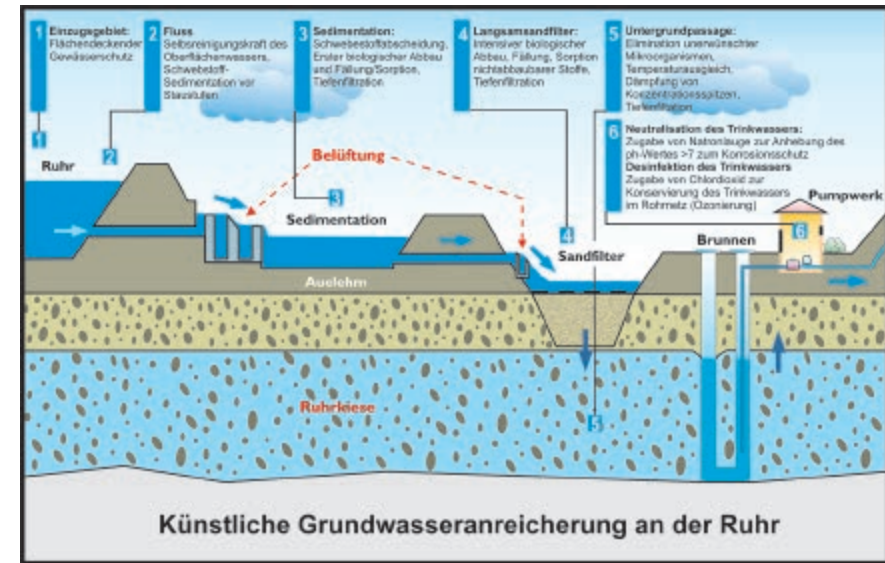
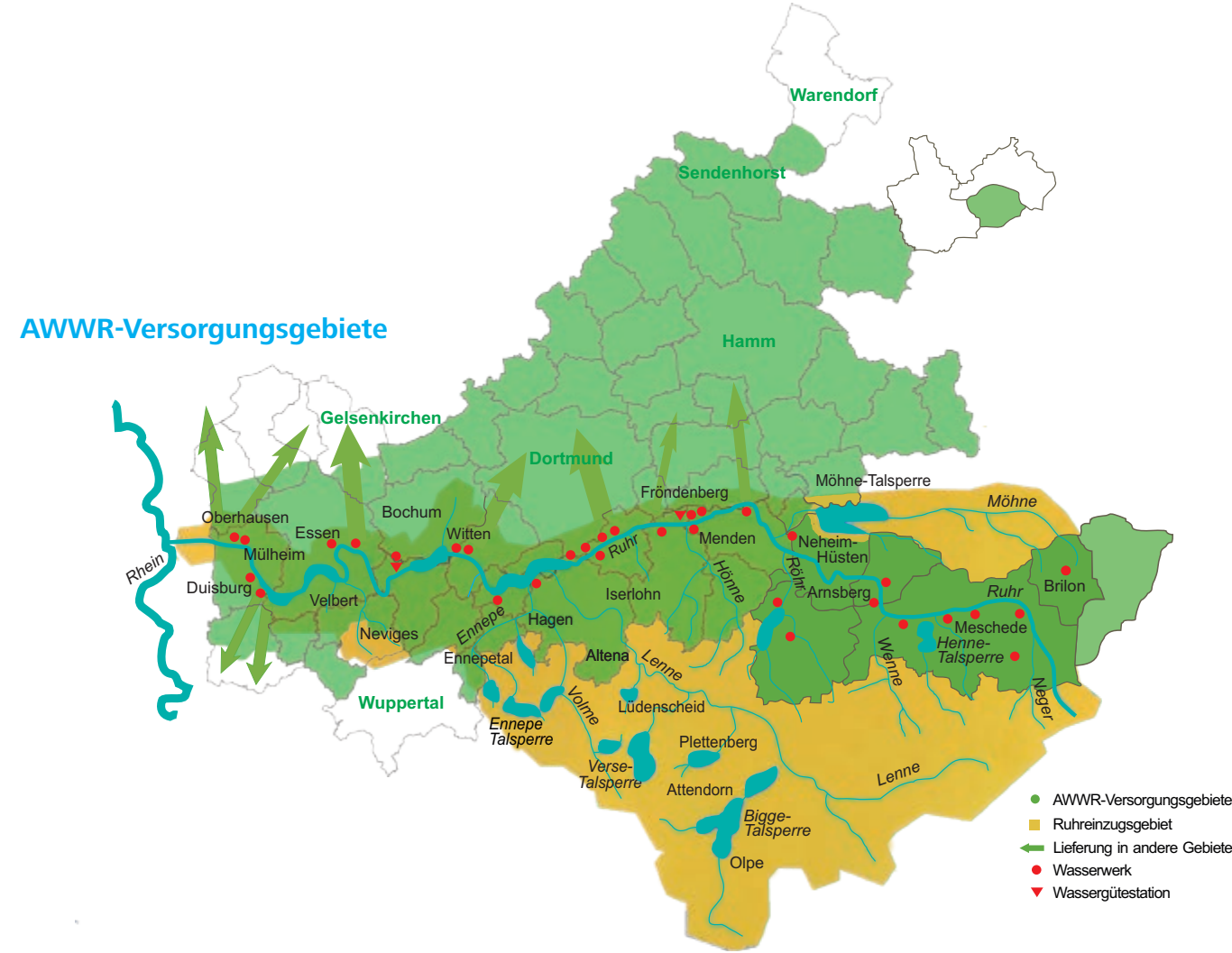


15-Minuten-Mittelwerte und Tagesmittelwerte des Abflusses der Ruhr am Pegel Hattingen im Abfluss- und Kalenderjahr 2012
 Runoff means during 15 minutes and 24 hours at the gauging station Hattingen in the water year and calendar year 2012

Abkürzungsverzeichnis

| Kurzname | Kenngröße | Einheit | Kurzname | Kenngröße | Einheit |
|---------------------|--|---------|----------------------|--|-----------------|
| AbfSt | Abfiltrierbare Stoffe | mg/l | o-PO ₄ -P | Orthophosphat-Phosphor (o-Phosphat) | mg/l |
| AOX | Adsorbierbare Organisch Gebundene Halogene | mg/l | PAK | Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe | µg/l |
| BIAS | Bismutaktive Substanzen (nichtionische Tenside) | mg/kg | PAKf | Gelöste Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe | mg/kg |
| BO ₂ -B | Borat-Bor | mg/l | | | |
| BSB ₅₍₂₎ | Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 (2) Tagen | mg/l | PBDE | Polybromierte Diphenylether | µg/kg |
| BTXE | Aromatische Kohlenwasserstoffe | µg/l | PBSM / PSM | Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel/ Pflanzenschutzmittel | ng/l |
| CHLA | Chlorophyll-a | µg/l | PCB | Polychlorierte Biphenyle | mg/kg |
| CSB | Chemischer Sauerstoffbedarf (der Gesamtprobe) | mg/l | PCDD | Polychlorierte Dibenzodioxine | ng/kg |
| DEHP | Diethylhexylphthalate | mg/kg | PCDF | Polychlorierte Dibenzofurane | ng/kg |
| DOC | Gelöster Organisch Gebundener Kohlenstoff | mg/l | PFT | Perfluorierte Tenside | mg/l |
| DTPA | Diethylentriäthylendiaminhexaessigsäure | µg/l | pH | pH-Wert | |
| EDTA | Ethylendinitrilotetraessigsäure | µg/l | Q | Abfluss | m³/s |
| EG-WRRL | EG-Wasserrahmenrichtlinie | | S | Saprobienindex | |
| HMWb | Erheblich veränderter Wasserkörper (Heavily Modified Water Body) | | SAK 254 | Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm | m ⁻¹ |
| ISS | Sauerstoffsättigungsindex (relative Sauerstoffsättigung) | % | SAK 436 | Spektraler Absorptionskoeffizient bei 436 nm | m ⁻¹ |
| IVF | In vivo Fluoreszenz | mV | ST | Sichttiefe | dm |
| K _{s,4.3} | Säurekapazität | mmol/l | TBP | Tributylphosphat | µg/l |
| LAS | Lineare Alkylbenzolsulfonate | µg/l | TCEP | Tris-(2-chlorethyl)-phosphat | µg/l |
| LF | Elektrische Leitfähigkeit | µS/cm | TCEP | Tris-(2-chlorpropyl)-phosphat | µg/l |
| LHKW | Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe | µg/l | TEP | Triethylphosphat | µg/l |
| MBAS | Methylenblauaktive Substanzen (anionische Tenside) | mg/l | TIC | Gesamter Anorganisch Gebundener Kohlenstoff | mg/l |
| MCPA | 2-Methyl-4-Chlorphenoxyessigsäure | mg/l | TIN | Gesamter Anorganisch Gebundener Stickstoff | mg/l |
| m | Trockenmasse | g | TN | Gesamtstickstoff | mg/l |
| MTBE | Methy-tertiär-Butylether | µg/l | TOC | Gebundener Kohlenstoff | mg/l |
| NH ₄ -N | Ammonium-Stickstoff | mg/l | TON | Gesamter Organisch Gebundener Stickstoff | mg/l |
| NO ₂ -N | Nitrit-Stickstoff | mg/l | TP | Gesamtphosphor | mg/l |
| NO ₃ -N | Nitrat-Stickstoff | mg/l | TPf | Gesamtphosphor im Filtrat (mit Aufschluss) | µg/l |
| NPE | Nonylphenoethoxylate | mg/kg | T _w | Wassertemperatur | °C |
| NTA | Nitrioltriessigsäure | µg/l | w _l | Trockenrückstand | % |
| O ₂ | Gelöster Sauerstoff | mg/l | | | |



Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Ruhr

Zur Durchführung eines vorbeugenden Gewässer- und Bodenschutzes wurde bereits 1992 die Kooperation zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft durch die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) und die Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe gegründet. Derzeit sind rund 800 Landwirte im Ruhreinzugsgebiet Mitglied dieser Kooperation. Der Landwirt bekundet durch Unterzeichnung einer Kooperationserklärung seine Mitgliedschaft und verpflichtet sich, an der Umsetzung gemeinsam festgelegter Ziele und Aufgaben mitzuwirken.

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 ca. fünf Millionen Menschen vor schädlichen Einträgen durch Pflanzenbehandlungs- und Düngemittel zu schützen.

Beratungsschwerpunkte im außerlandwirtschaftlichen Bereich sind Verfahren der Flächenpflege ohne den Einsatz von chemischen Wirkstoffen zur Bewuchselimination. Beratungen richten sich hier an den Bürger als möglichen Anwender, Kommunen, Gartenbau- und Verkehrsbetriebe, Straßenbau- und Verwerksstellen für chemische Pflanzenschutzmittel.

Titelbild:
 Die Ruhr früher und heute: Im Trockenjahr 1911 (linkes Bild) war die vor dem Mülheimer Stadtbad verlaufende Ruhr fast völlig zum Versiegen gekommen, der Rest ein übel riechendes Rinnsal. Es war diese Krisensituation, die zur ersten Sitzung des Ruhrausschusses und schließlich zur Gründung des Ruhrverbands führte. Rund 100 Jahre später zeigt die aktuelle Aufnahme aus gleicher Perspektive (rechtes Bild) eine üppig fließende, klare Ruhr.

Ruhrgütebericht **2013**

| | | | |
|--|-----|---|-----|
| Bericht des Ruhrverbands | 4 | Die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e. V. (AWWR) im Jahr 2013 | 136 |
| <hr/> | | <hr/> | |
| Vorwort | 6 | Bericht des Vorsitzenden der AWWR | 138 |
| <hr/> | | <hr/> | |
| In Kürze | 8 | 14 AWWR-Ausschusstätigkeit | 140 |
| <hr/> | | – Ausschuss Wassergüte | 140 |
| 1 Wasserführung der Ruhr | 18 | – Ausschuss Wassergewinnung | 142 |
| <hr/> | | – Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit | 143 |
| 2 Zeitlich dichte physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr | 19 | <hr/> | |
| – Ergebnisse der wöchentlichen Ruhruntersuchungen | 19 | Beiträge aus Wasserwerken und Institutionen | 144 |
| – Messstelle Ruhr bei Essen-Rellinghausen und Gewässerüberwachungsstationen | 23 | 15 Nachweismethoden für coliforme Bakterien | 144 |
| <hr/> | | 16 Organische Spurenstoffe in der Ruhr | 152 |
| 3 Die Ruhr und ihre Nebengewässer | 30 | – Fortsetzung des Monitorings der AWWR | 152 |
| – Physikalisch-chemische Ruhrlängsuntersuchung | 30 | 17 Hochwasserschutzmaßnahmen zur Sicherung der Wassergewinnungsanlage Langel | 160 |
| – Physikalisch-chemische Untersuchungen gemäß EG-WRRL | 37 | 18 Entwicklung der Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der unteren Ruhr und im Trinkwasser am Beispiel des RWW-Ruhrwasserwerkes Styrum-Ost in Mülheim an der Ruhr | 167 |
| – Hydrobiologische Untersuchungen | 46 | 19 Mehr Brutplätze für den Eisvogel | 171 |
| – Trophische Situation in der Ruhr | 60 | – Verbesserung der Lebensbedingungen entlang der Ruhr | 171 |
| <hr/> | | 20 Exkursion zum niederländischen Wasserversorger WML in Heel in der Provinz Limburg | 173 |
| 4 Talsperrenuntersuchungen | 76 | 21 Überprüfung der Relevanz von Sulfonyl-Harnstoff-Herbiziden in einem Jahresmonitoring | 174 |
| – 100 Jahre Möhnetalsperre | 76 | <hr/> | |
| <hr/> | | 22 Organisation der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e.V. (AWWR) | 176 |
| 5 Organische Mikroverunreinigungen in der Ruhr | 85 | – Mitglieder und ständige Gäste | 176 |
| <hr/> | | – Kontakte | 176 |
| Sonderthemen | 100 | – Ausschüsse und Arbeitskreise | 177 |
| 6 Vorkommen von organischen Mikroverunreinigungen und Metallen in Biota | 100 | <hr/> | |
| 7 Legionellenproblematik auf der Kläranlage Warstein | 105 | 23 Die AWWR in Zahlen | 179 |
| 8 Hydroakustische Erfassung von Wasserpflanzenbeständen im Kernader See | 113 | <hr/> | |
| 9 Voruntersuchungen Fischaufstieg Wehr Baldeney | 119 | 24 Analysenergebnisse des Ausschusses Wassergüte | 180 |
| 10 Ergebnisse aus einem Verbundprojekt großtechnischer Untersuchungen zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen | 123 | – Einführung | 180 |
| <hr/> | | – Kommentar zu den Untersuchungsergebnissen | 182 |
| 11 Registrierte Gewässerverunreinigungen des Jahres 2013 | 128 | <hr/> | |
| 12 Leistungen der Kläranlagen des Ruhrverbands | 130 | Auswahl der Veröffentlichungen | 222 |
| 13 Der Ruhrverband in Zahlen | 134 | <hr/> | |

| | | | |
|---|-----|---|-----|
| Report of the Ruhrverband | 4 | Association of Ruhr Waterworks (AWWR) in 2013 | 136 |
| <hr/> | | <hr/> | |
| Preface | 7 | Report of the AWWR Chairman | 138 |
| <hr/> | | <hr/> | |
| In brief | 13 | 14 Activities of AWWR committees | 140 |
| <hr/> | | – Water quality committee | 140 |
| 1 Flow of the River Ruhr | 18 | – Water catchment committee | 142 |
| <hr/> | | – Public relations committee | 143 |
| 2 Continuous physico-chemical Ruhr water monitoring | 19 | Reports from waterworks and institutions | 144 |
| – Results of the weekly Ruhr examinations | 19 | 15 Methods of detection of coliform bacteria | 144 |
| – Measuring point Ruhr at Essen-Rellinghausen and water monitoring stations | 23 | 16 Organic trace substances in the Ruhr River | |
| <hr/> | | – continuation of the AWWR monitoring | 152 |
| 3 The Ruhr and its tributaries | 30 | 17 Flood control measures to protect the water catchment facility Langel | 160 |
| – Physico-chemical examinations along the Ruhr | 30 | 18 Development of pharmaceutical residues and radio contrast agents in the lower reaches of the Ruhr and in drinking water using the example of the RWV Ruhr waterworks Styrum-Ost in Mülheim on the Ruhr | 167 |
| – Physico-chemical examinations in line with the European Water Framework Directive | 37 | 19 More breeding ground for the kingfisher | |
| – Hydrobiological examinations | 46 | – improvement of the living conditions along the Ruhr | 171 |
| – Trophic situation in the Ruhr | 60 | 20 Excursion to the Dutch water supplier WML in Heel in the province of Limburg | 173 |
| <hr/> | | 21 Annual monitoring to assess the relevance of sulfonylurea herbicides | 174 |
| 4 Reservoir examinations | | <hr/> | |
| – 100 years of the Möhne Reservoir | 76 | 22 Structure of the AWWR | 176 |
| <hr/> | | – Members and permanent guests | 176 |
| 5 Organic micropollutants in the Ruhr | 85 | – Contacts | 176 |
| <hr/> | | – Committees and working groups | 177 |
| Special topics | 100 | 23 The AWWR – facts and figures | 179 |
| 6 Occurrence of organic micropollutants and metals in the biota | 100 | <hr/> | |
| 7 Legionella problems at the sewage treatment plant Warstein | 105 | 24 Analytical findings of the water quality committee | 180 |
| 8 Hydroacoustic assessment of water plants in Lake Kemnade | 113 | – Introduction | 180 |
| 9 Preliminary examinations at the fish migration facility at the Baldeney weir | 119 | – Explanation and annotation | 182 |
| 10 Results of the joint project on large-scale examinations on the further elimination of micropollutants | 123 | <hr/> | |
| <hr/> | | Selection of publications | 222 |
| 11 Registered cases of water pollution in 2013 | 128 | <hr/> | |
| <hr/> | | | |
| 12 Performance of the Ruhrverband's sewage treatment plants | 130 | | |
| <hr/> | | | |
| 13 The Ruhrverband – facts and figures | 134 | | |
| <hr/> | | | |



Mündung der Ruhr in den Rhein bei Duisburg-Ruhrort



Das Titelbild des vorliegenden Ruhrgüteberichts, in dem der Fokus auf dem Gütezustand der Ruhr im Jahr 2013 liegt, lässt eindrucksvoll den Wandel der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse in den letzten 100 Jahren erahnen. Über die vor dem Mülheimer Stadtbad fließende, im Jahr 1911 aber weitgehend versiegt Ruhr (linkes Bild) berichtete damals der angesehene Gewässerkundler August Thienemann schockiert: „Die Ruhr [...] stellt eine braunschwarze Brühe dar, die stark nach Blausäure riecht, keine Spur von Sauerstoff enthält und absolut tot ist.“ Der miserable Zustand der Ruhr war Anlass für die erste Sitzung des Ruhrausschusses, der die Gründung des Ruhrverbands im Jahr 1913 vorbereitete.

Das rechte Bild zeigt im Vergleich dazu eine aktuelle Aufnahme aus der gleichen Perspektive mit einer üppig fließenden, klaren Ruhr. Links im rechten Bild ist erkennbar, dass ein kleines Hafenbecken angelegt und flussnah hochwertige Wohnbebauung geschaffen wurde, um die Mülheimer Innenstadt sowohl für Erholungssuchende als auch solvente Investoren attraktiver zu gestalten – offensichtlich übt die Ruhr heute wieder eine hohe Anziehungskraft aus. Die vielfältigen Verbesserungen der mengen- und gütewirtschaftlichen Verhältnisse der Ruhr und ihrer Nebenflüsse sind nicht allein dem Ruhrverband, sondern auch den Städten und Gemeinden, den Industriebetrieben, den Wasserwerken sowie insbesondere dem gestiegenen Bewusstsein unserer Gesellschaft für den Umwelt- und Gewässerschutz zu verdanken. Es sind heute 99 Prozent der Bevölkerung des Ruhreinzugsgebiets an öffentliche Kanalisationen und damit an Kläranlagen angeschlossen und das, obwohl es im Sauerland durchaus auch sehr ländlich geprägte Regionen gibt, die traditionell normalerweise einen geringeren Anschlussgrad aufweisen. Die Kläranlagen des Ruhrverbands übertrafen im Jahr 2013 erneut die gesetzlichen Anforderungen und erzielten deutlich bessere Reinigungsleistungen als der bundesdeutsche Kläranlagendurchschnitt (Kapitel 12).

Die Konzentrationen der organischen Stoffe im Flusswasser, ausgedrückt in den Parametern BSB₅ und TOC, sind in den letzten Jahren so gering, dass die Ruhr an der Dauerprobenahmestelle Essen-Rellinghausen nach den Kriterien der EG-WRRL eine „sehr gute“ Zustandsbewertung erzielt. Ein ähnlich hohes Qualitätsniveau wird auch bei den Nährstoffen (Phosphor und Stickstoff) und bei den meisten Schwermetallen erreicht (Kapitel 2 und 3). Die hydrobiologischen Untersuchungen der am Gewässerboden lebenden Wirbellosenfauna geben wichtige Informationen zum ökologischen Gewässerzustand. Das Vorkommen oder Fehlen bestimmter Arten sowie deren Häufigkeit ermöglichen Aussagen über die so genannte saprobielle Wasserqualität. Von den zwischen 2008 und 2013 insgesamt untersuchten 648 hydrobiologischen Probenahmestellen weisen rund 96 Prozent einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand auf (Kapitel 3).

Aus der Gruppe der Mikroverunreinigungen werden in jüngerer Zeit insbesondere die Medikamentenrückstände und Diagnostika öffentlich und in Fachkreisen diskutiert. Für diese absolut gesehen in außerordentlich niedrigen Konzentrationen vorliegenden Stoffe gibt es bisher keine geltenden Grenzwerte oder Umweltqualitätsnormen für Fließgewässer. In unserem Untersuchungsprogramm des Ruhrwassers werden derzeit etwa 35 Arzneimittelwirkstoffe und -rückstände erfasst (Kapitel 5). Die als Leitsubstanzen dienenden Arzneistoffe Metoprolol, Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol, die häufig zu den Wirkstoffen mit den relativ gesehen höchsten Befunden zählen, gehören bezüglich ihrer mittleren Konzentrationen und der Jahresfrachten auch in der Ruhr zu den relevantesten unter den bisher bestimmten Medikamentenrückständen. Bei Diclofenac (weitestgehend verschreibungsfrei erhältlich!) stieg die Jahresfracht im Vorjahresvergleich um etwa 15 Prozent. Die Röntgenkontrastmittel stehen insbesondere

aufgrund ihrer schlechten Abbaubarkeit im Fokus der Diskussion. Da diese Stoffe allerdings in der radiologischen Diagnostik den Patienten mit etwa 100 Gramm Wirksubstanz in einer Einzeldosis verabreicht werden, ist bei den im Ruhrwasser vorliegenden Konzentrationen mit einer nachteiligen Wirkung auf den menschlichen oder tierischen Organismus nicht zu rechnen. Zu den Mikroverunreinigungen mit den relativ höchsten Konzentrationen in der Ruhr gehört das Röntgenkontrastmittel Iomeprol mit einer mittleren Konzentration von 0,85 µg/l.

Seit 2010 hat der Ruhrverband die Möglichkeiten einer weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen auf seiner Kläranlage in Schwerte großtechnisch untersucht. Im Ergebnis konnten die Konzentrationen einiger Arzneimittelstoffe im Abwasser durch den Einsatz von Pulveraktivkohle zwischen 60 und 90 Prozent reduziert werden. Andere Stoffe wie beispielsweise die oben erwähnten Röntgenkontrastmittel ließen sich deutlich schlechter aus dem Abwasser entfernen. Eine vollständige Elimination der Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser ist nicht möglich – eine messbare Restkonzentration wird in jedem Fall bleiben. Eine solche weitergehende Aufbereitung kostet, bezogen auf den Gebührenmaßstab, zusätzlich rund 35 Cent pro Kubikmeter bzw. rund 70 Euro jährlich für einen Vier-Personen-Modellhaushalt.

Aus Sicht des Ruhrverbands sind für zusätzliche Absenkungen der Konzentrationen unterschiedlicher Mikroverunreinigungen im gereinigten Abwasser klare Vorgaben erforderlich, wenn der Gesetzgeber eine weitergehende Aufbereitung auf Kläranlagen wünscht. Diese Vorgaben und Grenzwerte sollten allerdings auf Basis wissenschaftlicher Risikoabschätzungen in entsprechenden Gesetzgebungsverfahren des Bundes und damit einheitlich für ganz Deutschland definiert werden.

Ein vernünftiger und noch weitergehender Gewässerschutz als bisher wird jedoch nur erreichbar sein, wenn das quellenbezogene Verursacherprinzip hinsichtlich der eingetragenen Stoffe einen höheren Stellenwert als bisher bekommt. Konzentrationen von Arzneimitteln und Diagnostika in unseren Gewässern können beispielsweise sehr effektiv durch entsprechende Rezeptpflichten, durch Rücknahmesysteme für unverbrauchte Medikamente oder durch die Anwendung besser abbaubarer Ersatzwirkstoffe verringert werden. Beispiele aus der Vergangenheit wie die Phosphathöchstmengenverordnung für Waschmittel oder das Verbot bestimmter Pflanzenschutzmittel zeigen, dass auf diesem Wege mit vergleichsweise geringem Aufwand große Fortschritte im Gewässerschutz erzielt wurden. Analoge Betrachtungen lassen sich auch auf die aus der Landwirtschaft eingebrachten Substanzen übertragen.

Allen Akteuren der Wasserwirtschaft an der Ruhr danken wir für ihre stetigen Bemühungen zur Verbesserung und Erhaltung der Ruhrwasserqualität. Den Lesern des 41. Ruhrgüteberichts wünschen wir eine anregende Lektüre.

Prof. Dr.-Ing. Harro Bode,
Vorstandsvorsitzender
des Ruhrverbands



*Professor Dr.-Ing.
Harro Bode*

The cover of this year's Ruhr Water Quality Report, which focuses on the condition of the River Ruhr in 2013, gives a striking impression of how much the water-management situation has changed during the past 100 years. In 1911, the renowned hydrologist August Thienemann reported deeply shocked about the mostly dried-up Ruhr, flowing in front of the Mülheim municipal baths (picture on the left): "The Ruhr [...] is a blackish-brown sludge that smells of hydrocyanic acid, contains not even a trace of oxygen and is absolutely lifeless." The miserable condition of the Ruhr brought about the first session of the Ruhr committee, which prepared the ground for the foundation of the Ruhrverband in 1913.

In comparison, the picture on the right shows an abundantly flowing, clear Ruhr from the same perspective. In the left part of this picture, you can see that a small dock has been installed and that high-quality living space has been created close to the river in order to make the city of Mülheim more attractive for both solvent investors and those looking for recreation – apparently today, the Ruhr is once again of great appeal. The numerous improvements of the Ruhr's and its tributaries' condition in terms of quantity and quality cannot be exclusively attributed to the Ruhrverband, but also to the cities and municipalities, the industrial enterprises, the waterworks and in particular to the increased awareness of our society for environmental and water protection issues. Today, 99 % of the population in the Ruhr catchment area are connected to the network of public canalisation and thus to the sewage treatment plants – even though there are some very rural parts in the Sauerland region, which usually show a rather low degree of connection. In 2013, the Ruhrverband's sewage treatment plants once again outperformed the legal requirements, achieving significantly higher treatment results than the national average (see chapter 12).

The concentrations of organic substances in the river's water, measured via the parameters BOD₅ and TOC, have been low enough during the past years for the Ruhr to achieve a "high" result in terms of its condition according to the criteria of the European Framework Directive at the constant sampling point Essen-Rellinghausen. Equally good outcomes have also been reached for nutrients (phosphorus and nitrogen) as well as for most heavy metals (chapters 2 and 3). The hydrobiological examinations of the invertebrate fauna living at the bottom of the water provide important information on the water's ecological condition. The occurrence or absence of certain species as well as their abundance allow for conclusions on the so-called saprobic water quality. Around 96 % of the 648 hydrobiological sampling points examined between 2008 and 2013 showed a "good" or even "high" saprobic condition (chapter 3).

From the group of micropollutants, especially pharmaceutical residues and diagnostics have been subject to recent discussions among the public and in expert circles. In absolute terms, the concentrations for these substances are extremely low and so far, there are no valid limits or environmental quality standards for flowing waters in this context. The monitoring programme for the Ruhr's water currently covers about 35 pharmaceutical ingredients and residues (chapter 5). The pharmaceuticals metoprolol, diclofenac, carbamazepine and sulfamethoxazole serve as lead substances as they often count among the active ingredients with the highest results in relative terms. According to their mean concentrations and annual loads, they also belong to the most relevant substances out of the pharmaceutical residues so far detected in the Ruhr. When it comes to diclofenac (which is mostly available over the counter!), the annual load increased by around 15 % compared to the year before. Radiocontrast agents are subject to debate in particular because of their low degradability. Adverse effects on the organisms of humans or animals, however, are not to be expected due to the concentrations measured in the Ruhr's water. After all, these substances are administered to patients in x-ray diagnostics with around 100 grams of active ingredient in a single dose. The radiocontrast agent iomeprol counts among the micropollutants with the relatively highest concentrations in the Ruhr with a mean concentration of 0.85 µg/l.

Since 2010, the Ruhrverband has been exploring options for the further elimination of micropollutants in a large-scale trial at its sewage treatment plant in Schwerte. The results revealed that the concentrations for some pharmaceuticals in the wastewater could be eliminated by between 60 to 90 % through the application of powdered activated carbon. Other substances, for instance the radiocontrast agent mentioned above, were much more difficult to eliminate. A complete elimination of micropollutants in wastewater is impossible – a quantifiable residual concentration will always remain. Such further treatment would cost an additional 35 cent per cubic metre based on the standard charges, i.e. around 70 euro per year for a typical four-person household.

From the Ruhrverband's perspective, clear guidelines will be necessary for an additional reduction of the concentrations of different micropollutants, if the legislator desires further treatment at sewage treatment plants. These guidelines and target values, however, should be based on scientific risk assessments as part of the relevant national legislation to ensure standard definitions throughout Germany.

In future, a sensible and increased protection of waters, however, can only be reached if the source-related polluter-pays principle regarding the input of substances will gain a higher significance than today. Concentrations of pharmaceuticals and diagnostic agents can for example be reduced very effectively via appropriate prescription requirements, return systems for unused medication and through the use of substitutes with a higher degradability. Examples from the past, such as the regulation on phosphate limits for detergents or the ban on certain crop protection products, show that this is a good way to achieve significant progress in water protection with relatively little effort. These approaches can also be applied to substances introduced into the waters through agriculture.

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 41st Ruhr Water Quality Report will be an inspiration for all its readers.

Wasserführung der Ruhr

Neben den meteorologischen Bedingungen wird die Wasserführung im Ruhreinzugsgebiet maßgeblich durch den Betrieb der in diesem Gebiet befindlichen Talsperren, Kläranlagen und Wasserkraftanlagen sowie durch die Wasserentnahme der Wasserwerke beeinflusst. Sowohl das Winter- als auch das Sommerhalbjahr 2013 waren abflussärmer als im Vorjahr. An überdurchschnittlich vielen Tagen musste die Wasserführung der Ruhr durch Abgaben aus den Talsperren gestützt werden. Damit war das Abflussjahr 2013 ($MQ_{2013} = 56,4 \text{ m}^3/\text{s}$) das fünfte in Folge mit niedrigerem als dem langjährigen mittleren Abfluss von $MQ_{1968-2012} = 70,8 \text{ m}^3/\text{s}$.

Zeitlich dichte physikalisch-chemische Überwachung der Ruhr

Seit vielen Jahrzehnten werden die physikalisch-chemische Beschaffenheit des Ruhrwassers anhand verschiedener Überwachungsprogramme zeitlich dicht untersucht und die jeweilige Veränderung an den einzelnen Probenahmestellen beurteilt.

Weiterhin erfolgt eine Bewertung der Analysenergebnisse anhand festgelegter Qualitätskriterien aus dem Leitfaden „Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW sowie aus der Oberflächengewässerverordnung. Weitere Vergleiche stützen sich auf Kriterien der Fischgewässerverordnung, den LAWA-Zielvorgaben sowie ergänzend auf Anforderungen der Trinkwasserverordnung.

Die Gewässerqualität hinsichtlich organischer Stoffe, ausgedrückt über den BSB₅ (ohne ATH) sowie den TOC, erreichte an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen – wie in den Vorjahren – einen „sehr guten“ Zustand. Die Kenngrößen Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Chlorid, Ammonium-Stickstoff, Gesamt- und o-Phosphat wurden mit „gut“ bewertet. Bedingt durch die Algenentwicklung im Frühjahr überschritt der pH-Wert einige Male die Anforderung von 8,5 und ergab den Zustand „mäßig“. Die Schwermetalle Blei (filtriert), Cadmium (filtriert), Nickel (filtriert), Quecksilber und Chrom wurden mit „sehr gut“ sowie Kupfer und Zink mit „mäßig“ bewertet.

Physikalisch-chemische Ruhrlängsuntersuchungen

Die im vierwöchentlichen Abstand an zwölf repräsentativen Stellen durchgeführten Untersuchungen der Ruhr ermöglichen Aussagen über das Niveau sowie über die räumliche und zeitliche Variabilität der Messgrößen, die durch unterschiedliche meteorologische und hydrologische Bedingungen sowie verschiedene Belastungssituationen geprägt werden. Im Berichtsjahr lagen insgesamt niedrige Abflussverhältnisse während der Untersuchungen vor, stärkere Abflussanstiege blieben aus oder wurden nicht erfasst. Daher lagen die Messwerte für partikulär gebundene Stoffe zum Teil deutlich unter den langjährigen Werten. Biologische Prozesse, wie Primärproduktion und Biomassenabbau, ergaben für die sie charakterisierenden Messgrößen mit 2012 vergleichbare Werte.

Für die meisten physikalisch-chemischen Kenngrößen wurde gemäß den Kriterien der EG-WRRL ein „sehr guter“ bzw. „guter“ Zustand erreicht. Lediglich die Konzentrationen für Nitrat (Grundbelastung) sowie für die Schwermetalle Zink und Cadmium, die vor allem durch die geogene Hintergrundbelastung im östlichen Teil des Einzugsgebiets geprägt werden, führten im Oberlauf der Ruhr zu „mäßigen“ bis teilweise „schlechten“ Einstufungen.

Physikalisch-chemische Untersuchungen gemäß EG-WRRL

Die Ruhr und ihre Nebengewässer wurden gemeinsam vom Ruhrverband und vom LANUV im Rahmen des operativen Monitorings nach EG-WRRL untersucht. In 2013 erfolgte dies an 39 Fließgewässern mit Einzugsgebieten $\geq 10 \text{ km}^2$. Hierbei führte der Ruhrverband an 19 Gewässern 152 Probenahmen durch. Die Bewertung der Untersuchungsbefunde erfolgte gemäß den Anlagen 5, 6 und 7 der Oberflächengewässerverordnung sowie des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer des Landes NRW“ (Anlagen D4 und D5).

An den untersuchten Messstellen lag für die meisten Kenngrößen überwiegend der Zustand „sehr gut“ oder „gut“ vor. Die Konzentration des geogenen aber auch anthropogen beeinflussten Schwermetalls Zink entsprach an 68 % der Probenahmestellen einem „sehr guten“ oder „guten“ Zustand, nur 5 % der Stellen wurden mit „schlecht“ eingestuft. Hingegen erreichten 89 % der Messungen für gelöstes Cadmium die Bewertung „sehr gut“ oder „gut“. Das Schwermetall Kupfer, dessen Konzentration neben der geogenen Herkunft deutlich durch gereinigte Abwässer aus kommunalen Kläranlagen geprägt ist, erreichte an 68 % der Messstellen den Zustand „sehr gut“ oder „gut“, an 3 % der Messstellen die Bewertung „schlecht“.

Vorwiegend während der Vegetationsperiode im Frühjahr traten an einer Stelle geringfügig erhöhte pH-Werte auf. Für den Pflanzennährstoff Phosphor verfehlten 19 von 74 Probenahmestellen den Zustand „sehr gut“ oder „gut“.

An einigen ausgewählten Messstellen wurden weitere flussgebietspezifische, prioritäre und gesetzlich nicht geregelte Stoffe analysiert. Eine Einstufung mit „mäßig“ oder schlechter erfolgte nur selten. Auffällig waren in diesen Fällen meist das Antirheumatikum Ibuprofen, die Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin, das Röntgenkontrastmittel Iopamidol sowie vereinzelt das Schmerzmittel Diclofenac.

Hydrobiologische Untersuchungen

Die Wirbellosenfauna, die am Gewässerboden lebt (Makrozoobenthos), gibt wichtige Informationen zum ökologischen Gewässerzustand. Das Vorkommen oder Fehlen bestimmter Arten sowie deren Häufigkeit ermöglichen Aussagen über die saprobielle Wasserqualität (Saprobie), den strukturellen Zustand (Allgemeine Degradation) und die Versauerung des Fließgewässers. Von den 66 im Zuge der hydrobiologischen Untersuchungen nach EG-

WRRL an den Nebengewässern und an der Ruhr betrachteten Probenahmestellen konnten bis auf zwei Stellen alle hinsichtlich des saprobiellen Zustands mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden. Von den zwischen 2008 und 2013 insgesamt untersuchten 648 hydrobiologischen Probenahmestellen wiesen rund 96 % einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand auf.

Die Gewässerstrukturen der Ruhr und einiger Nebengewässer sind durch Siedlungstätigkeiten, Hochwasserschutz, Wasserkraftnutzung, Schifffahrt, Trinkwassergewinnung und weitere Nutzungen z. T. stark verändert. Dies spiegelt sich in der Bewertung der Allgemeinen Degradation wider. Im Zeitraum 2008 bis 2013 wiesen 312 der untersuchten Probenahmestellen (48 %) einen „guten“ bis „sehr guten“ Zustand auf. Dies entspricht dem Niveau des Zeitraums 2007 bis 2012.

Trophische Situation in der Ruhr

Das Jahr 2013 zeichnete sich – wie auch 2012 – durch eine fast ganzjährig leicht überdurchschnittliche Globalstrahlung aus, die die Primärproduktion im Gewässer unterstützte. Ab März stieg die Chlorophyll-a-Konzentration an der Probenahmestelle Essen-Relinghausen aufgrund des Algenwachstums an und erreichte im Mai mit einem Monatsmittel von 59 µg/l ihren höchsten Wert. In der gesamten Vegetationsperiode (April bis Oktober) lag der Saisonmittelwert aber unter 20 µg/l, was gemäß Monitoring Leitfaden NRW als Schwellenwert für planktonführende Fließgewässer angesehen wird.

Dem Wachstum des Phytoplanktons wirkt u. a. die Fraßaktivität des algivoren Zooplanktons regulierend entgegen. Vor allem im Baldeneysee waren in der Vegetationsperiode bei guten abiotischen Verhältnissen mehrfach Einbrüche in der Algenentwicklung zu beobachten, was auf den Fraßdruck des Zooplanktons zurückzuführen ist.

Im Berichtsjahr lag die Sekundärproduktion im Baldeneysee mit einem Biovolumen des Zooplanktons von 0,63 mm³/l auf sehr niedrigem Niveau und betrug rund 1/5 der Werte, die noch in den 1990er Jahren vorlagen. Mit knapp 60 % des Gesamtbiovolumens waren die Rädertiere die dominierende Gruppe des Zooplanktons.

Seit dem Jahr 2000 ist ein verstärktes Wachstum von Makrophyten, vor allem der schmalblättrigen Wasserpest *Elodea nuttallii*, überwiegend in den oberen Ruhrstauseen Hengstey, Harkort und Kemnade zu verzeichnen. Dabei wechseln sich Jahre mit hohem und solche mit eher untergeordnetem Wasserpflanzenaufkommen ab. Die Phase des Längenwachstums von *Elodea nuttallii* beginnt in der Regel oberhalb von acht Grad Celsius Wassertemperatur. Späte Temperaturanstiege im Jahr – im Berichtsjahr war dies erst ab Mitte April der Fall – bewirken ein später einsetzendes Wasserpflanzenwachstum. Dennoch können die Pflanzen, dann aber erst im Herbst, die Wasseroberfläche erreichen und große Areale eines Sees bedecken.

Neben der Wassertemperatur beeinflussen auch die Abflussverhältnisse sowie die Trübung das Wasserpflanzenwachstum. In 2013 lagen in der Vegetationszeit günstige hydraulische Bedingungen und eine niedrige Trübung vor. Daher entwickelten sich trotz des kalten und lang anhaltenden Winters ausgedehnte Makrophytenbestände in den oberen Stauseen.

Dieser Makrophyten-dominierte Zustand trifft für den Baldeneysee nur im oberen Bereich zu, in dem vor allem der Einfache Igelkolben zu finden ist. Der größere Teil des Sees verblieb – wie in den Jahren zuvor – in einem Phytoplankton-dominierten Zustand.

Talsperrenuntersuchungen – 100 Jahre Möhnetalsperre

Der Zustand des Wasserkörpers einer Talsperre lässt sich anhand verschiedener Kriterien beurteilen. Eine wichtige Maßzahl ist der Trophiegrad. Der Gesamtindex setzt sich aus Teilindizes für Chlorophyll-a-Gehalte, Phosphorkonzentrationen und Sichttiefen zusammen. Die Wichtung der Teilindizes hat sich gemäß der Aktualisierung der „Vorläufigen Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren“ in 2013 geringfügig geändert. Auf der Basis der neuen Bewertung wurden im Berichtsjahr die Möhne- und Biggetalsperre in mesotroph eingestuft, die Ennepe-, Henne-, Sorpe-, Lister-, Fürwigge- und Versetalsperre lagen im Grenzbereich mesotroph/oligotroph, die Lister-, Fürwigge- und Versetalsperre auf oligotropher Seite.

Die Möhnetalsperre bestand in 2013 seit 100 Jahren. In dieser Zeit diente sie der Sicherung der Trinkwasserversorgung, der Betriebswasserbereitstellung, dem Hochwasserschutz und der Energiegewinnung. Schon früh entwickelte sich auch eine ausgeprägte Freizeitnutzung an der Talsperre. Es gab aber häufig, vor allem in den Sommermonaten, massenhafte Entwicklungen von Blaualgen. Seit Anfang der siebziger Jahre wird die Möhnetalsperre – wie auch die anderen Talsperren im Ruhreinzugsgebiet – systematisch limnologisch untersucht. Aufgrund der gewonnenen Erkenntnisse wurden Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffeinträge (vor allem Phosphor und Stickstoff) durchgeführt. Der Ausbau der Kläranlagen, die Steigerung des Anschlussgrades an die kommunale Abwasserreinigung, die Kooperation mit der Landwirtschaft, die Umsetzung der Phosphathöchstmengenverordnung und eine Optimierung der fischereilichen Bewirtschaftung trugen zu einer deutlichen Verbesserung des Zustands der Talsperre bei. So sank der Trophiegrad in den vergangenen 42 Jahren von eutroph 2 über eutroph 1 bis aktuell sicher mesotroph.

Organische Mikroverunreinigungen in der Ruhr

Alkylphenole, Abbauprodukte der entsprechenden als nichtionische Tenside eingesetzten Ethoxylate, dienen als Alterungsschutzmittel, Emulgatoren und Lösungsvermittler. Sie sind wasserlöslich, biologisch schwer abbaubar und besitzen ein hohes Bioakkumulationspotenzial. Insbesondere Nonylphenol weist zudem eine endokrine Wirkung auf. Die Mediane der gemessenen Konzentrationen lagen in der Ruhr im Berichtsjahr zwischen 0,01 und

0,03 µg/l. Kein Einzelwert überschritt die Umweltqualitätsnorm (JD-UQN) von 0,3 µg/l. Das Octylphenol wies an keiner Messstelle Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l auf.

Bisphenol A gehört ebenfalls zu den endokrin wirksamen Substanzen. Es wird weltweit in großen Mengen produziert und in vielen Produkten, vor allem in Kunststoffen, verwendet. In allen untersuchten Ruhrwasserproben unterhalb Fluss-km 190,81 konnte diese Substanz oberhalb der Bestimmungsgrenze analysiert werden. Die Mediane der Konzentrationen lagen zwischen 0,003 und 0,03 µg/l, der höchste gemessene Einzelwert betrug 0,07 µg/l und wurde in der Ruhr bei Fröndenberg analysiert.

Flammschutzmittel dienen dazu, das Verbrennen von Materialien zu verhindern oder zu verzögern. Sie kommen in vielen Baumaterialien, Kunststoffen, Textilien und weiteren Produkten vor. Aus der Gruppe der Phosphorsäureester stehen einige Verbindungen unter Verdacht, krebserregend zu sein. Seitens der IAWR wurde für sie ein Zielwert von 0,1 µg/l festgelegt. Für mehrere Stoffe dieser Verbindungsklasse wurden in der Ruhr Werte oberhalb von 0,01 µg/l gemessen. Das Tris(2-chloroisopropyl)phosphat (TCPP) gehört mit einer mittleren Konzentration von 0,17 µg/l sowie einer Jahresfracht bei Essen von 0,23 t zu den Mikroverunreinigungen mit vergleichsweise hohen Befunden. Von den ebenfalls zu den Flammschutzmitteln zählenden Polybromierten Diphenylethern gab es keine Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,0002 µg/l.

Die überwiegend als Korrosions- und Frostschutzmittel eingesetzte Stoffgruppe der Benzotriazole weist eine schlechte Abbaubarkeit auf. In der Ruhr bei Essen-Rellinghausen werden alle drei Vertreter dieser Stoffgruppe gefunden. Mit einem Jahresmittel von 0,34 µg/l für 4-Methyl-1H-Benzotriazol sowie 0,15 µg/l für 5-Methyl-1H-Benzotriazol lagen die Konzentrationen auf dem Niveau der vergangenen vier Jahre. Für 1H-Benzotriazol konnte von 2009 bis 2013 eine Konzentrationszunahme um rund 40 % ermittelt werden. Mit einer Jahresfracht von rund 1,4 t gehört 1H-Benzotriazol zu den relevantesten Mikroverunreinigungen in der Ruhr. Weitere untersuchte Industriechemikalien in der Ruhr waren das nichtionische Tensid TMDD, das Lösemittel Tetrachlorethen, das Antiklopfmittel für Ottokraftstoffe MTBE sowie sein Ersatzstoff ETBE. Für TMDD konnte bei Essen-Rellinghausen mit einem Jahresmittel von 0,63 µg/l ein leichter Konzentrationsrückgang verzeichnet werden. Tetrachlorethen lag hinsichtlich seiner Konzentration mit einem Jahresmittel von 0,02 µg/l an der gleichen Probenahmestelle auf Vorjahresniveau und deutlich unterhalb des UQN-Wertes von 10 µg/l. Die Stoffe MTBE und ETBE wiesen mit Jahresmitteln von 0,02 bzw. 0,01 µg/l in der Ruhr bei Essen stagnierende Konzentrationen auf niedrigem Niveau auf.

In 2013 wurde wiederum eine Auswahl von Medikamentenrückständen und Diagnostika im Ruhrwasser untersucht. Die meisten der analysierten Substanzen traten in Konzentrationen oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze auf. In Fließrichtung der Ruhr zeigten alle Arzneimittelnrückstände die erwartete Zunahme der Konzentration als Folge des steigenden Anteils an gereinigtem

Abwasser. Die vier Arzneistoffe Metoprolol, Diclofenac, Carbamazepin und Sulfomethoxazol zählen in der Ruhr – wie auch in anderen Gewässern – aufgrund ihrer Konzentrationen mit zu den relevanten Mikroverunreinigungen. Diclofenac liegt mit einem Jahresmittel von 0,1 µg/l bei Essen auf Vorjahresniveau. Ähnliches gilt für Carbamazepin (Jahresmittel: 0,11 µg/l) und Sulfamethoxazol (Jahresmittel: 0,08 µg/l). Hingegen stieg die Konzentration des Betablockers Metoprolol in den vergangenen sechs Jahren auf im Mittel 0,24 µg/l deutlich an.

Die Rückläufigkeit der Konzentrationen für die Stoffgruppe der PFT hat sich im Berichtsjahr fortgesetzt. Mit einem Jahresmittel von 11 ng/l für PFOS in der Ruhr bei Essen wurde zwar die UQN (0,65 ng/l) nicht eingehalten, die Gehalte bewegten sich aber weit unter dem Zielwert von 100 ng/l, der für die Trinkwassergewinnung relevant ist.

Vorkommen von organischen Mikroverunreinigungen und Metallen in Biota

Neben Umweltqualitätsnormen, die für die Wasserphase gelten, sind in der novellierten Liste der prioritären Stoffe vermehrt Anforderungen für Biota festgelegt. Im Berichtsjahr wurden 81 Fische von 14 verschiedenen Arten sowie Körbchenmuscheln auf elf Stoffe bzw. Stoffgruppen untersucht, zu denen es eine Biota-UQN gibt. Für Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, Dicofof und Hexabromcyclododecan wurden Konzentrationen gefunden, die z. T. weit unter den UQN lagen. Für Heptachlor und Heptachlorepidoxin lagen die Messwerte zwar meist unter der Bestimmungsgrenze des Analyseverfahrens von jeweils 2 µg/kg, einzelne Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze lassen jedoch eine flächendeckende Nichteinhaltung der Biota-UQN von nur 0,0067 µg/kg vermuten. Überschreitungen der UQN wurden auch für Fluoranthen und Benzo(a)pyren in Muscheln ermittelt. Die Fischbelastungen für Quecksilber, PFOS und „Dioxine“ übertrafen die Anforderungen der UQN in moderatem Umfang. Gehalte für Polybromierte Diphenylether lagen rund drei Größenordnungen über der sehr niedrigen UQN von 0,0085 µg/kg.

Legionellenproblematik auf der Kläranlage Warstein

Die nach den Legionellenerkrankungen im August 2013 in Warstein durchgeführten Untersuchungen ergaben hohe Legionellenbelastungen in der Werkskläranlage der Brauerei Warstein, in der Kläranlage Warstein, im Rückkühlwerk einer an der Wester liegenden Firma sowie in der Wester selbst. In enger Abstimmung mit den zuständigen Behörden wurden Maßnahmen zum Anlagenbetrieb und zur Ablaufdesinfektion auf der Kläranlage Warstein ergriffen sowie begleitende Untersuchungen durchgeführt. Während anfangs im Ablauf der Kläranlage Legionellenzahlen zwischen 100.000 und 200.000 KBE/100 ml bestimmt wurden, konnten aufgrund der getroffenen Maßnahmen seit Mitte Oktober Legionellenzahlen von unter 1.000 KBE/100 ml, an vielen Tagen auch unter 100 KBE/100 ml erreicht werden.

Die Legionellenproblematik ist nach bisherigen Erkenntnissen auf kommunalen Kläranlagen von untergeordneter Bedeutung. Das

massenhafte Auftreten dieser Krankheitserreger in Warstein war ein Novum in der kommunalen Abwasserbehandlung. Um zukünftig eine massive Vermehrung von Legionellen in der Behandlungsanlage der Brauerei oder auf der Kläranlage Warstein zu verhindern, wurde mit der Warsteiner Brauerei und der Stadt Warstein eine Neuordnung des Beseitigungskonzepts beschlossen.

Das in der Trinkwasserverordnung verankerte Kulturverfahren zur Bestimmung der Legionellen erwies sich für die Untersuchung von Abwasser und Klärschlamm als nur eingeschränkt geeignet. Hier bedarf es der Entwicklung auf Abwässer zugeschnittener Verfahren. Forschungsbedarf besteht hinsichtlich des temperaturabhängigen Wachstums der Legionellen in kommunalen Kläranlagen sowie ihres Überlebenspotenzials unter anaeroben Bedingungen.

Hydroakustische Erfassung von Wasserpflanzenbeständen im Kemnader See

In den letzten Jahren wurden die Bestände der Makrophyten in den Ruhrstauseen vor allem durch Überfliegung fotografisch erfasst. Nachteilig ist dabei, dass erst zu dem Zeitpunkt, wenn die Pflanzen bis in die Nähe der Wasseroberfläche reichen, das Ausmaß des Bewuchses erkennbar ist. Wünschenswert wäre eine frühzeitig im Jahr vorliegende Information über dann noch niederwüchsige Bestände, die Prognosen für den Sommer zulassen. So kann ggf. die Notwendigkeit einer Mahd von *Elodea* und deren Beseitigung im Vorfeld geplant werden.

Im Berichtsjahr wurde im Kemnader See ein hydroakustisches Verfahren erprobt, bei dem von einem Boot aus mittels Echolot der Gewässergrund und die Höhe etwaigen Bewuchses ermittelt werden konnten. Die georeferenzierten Messwerte lassen sich unter Anwendung geostatistischer Verfahren visualisieren und geben einen Eindruck von Wuchshöhe und Lage der Wasserpflanzenbestände. Ein Vergleich mit der aus Luftbilddatenauswertungen im Oktober des Jahres 2013 gewonnenen Karte, als das größte Ausmaß des Bewuchses vorlag, zeigte deutlich, dass die Pflanzen, die zu Beginn der Wachstumsphase mittels Echolot erfasst werden konnten, die Bereiche bildeten, die im Laufe des weiteren Wachstums die größten Längen erreichten und bis zur Oberfläche durchwuchsen.

Voruntersuchungen zum Fischaufstieg am Wehr Baldeneysee

Nach einer von einem Ingenieurbüro erstellten Machbarkeitsstudie waren prinzipiell mehrere verschiedene Ausführungsvarianten geeignet, um am Stauwehr des Baldeneysees im Umfeld der dortigen Wasserkraftanlage eine Fischaufstiegsmöglichkeit zu schaffen. Zur Ermittlung der am besten geeigneten Position für den Einstieg in eine Fischaufstieganlage und zur Festlegung einer optimalen Bauweise wurden hydrodynamisch-numerische Strömungssimulationen unter verschiedenen Randbedingungen durchgeführt. Dazu bedurfte es im Unterwasser einer hydrographischen Vermessung der Gewässersohle sowie Strömungsmessungen bei unterschiedlichen Betriebszuständen der Wasserkraftanlage. Das Verhalten der Fische wurde mittels hydroakustischer Verfahren untersucht und durch Befischungskaktionen verifiziert. Aus der

Analyse der Untersuchungsergebnisse stellte sich ein Bereich an einem ehemaligen Rückpumpwerk als für einen Fischaufstieg geeignet heraus.

Ein neuartig entwickelter Fischlift scheint derzeit unter den gegebenen Randbedingungen eine geeignete Ausführungsvariante für einen Fischaufstieg zu sein. In Modellversuchen, die am Institut für Wasser und Gewässerentwicklung des Karlsruher Instituts für Technologie u. a. mit lebenden Fischen durchgeführt werden, soll ermittelt werden, welche Abmessungen und technischen Ausführungen zu bevorzugen sind. Nach Abschluss der praktischen Versuche sollen die gewonnenen Erkenntnisse gemeinsam mit Experten verschiedener Fachrichtungen diskutiert und eine genehmigungsfähige Entwurfsplanung erarbeitet werden.

Ergebnisse aus einem Verbundprojekt großtechnischer Untersuchungen zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen

Die im Juli 2010 begonnenen Untersuchungen auf der Kläranlage Schwerte in Verbindung mit ähnlichen Untersuchungen auf zwei weiteren Kläranlagen anderer Betreiber wurden abgeschlossen. Durch den Einsatz von Pulveraktivkohle und/oder Ozon bei dem Verfahren der „dynamischen Rezirkulation“ zeigten sich stoff- und dosierabhängig unterschiedliche Eliminationsgrade der Mikroverunreinigungen. Bei einigen Stoffen wie Diclofenac, Metoprolol oder der polycyclischen Moschusverbindung AHTN war die Entfernung durch die Zugabe von Pulveraktivkohle bei Hochdosierung im Mittel signifikant über 90 %. Andere Stoffe wie insbesondere Röntgenkontrastmittel ließen sich auch mit hohen Dosieraten nicht weitergehend entfernen. Pulveraktivkohle erwies sich beim Verfahren der „dynamischen Rezirkulation“ wegen deren Einbindung in den Belebtschlamm als leistungsfähiger gegenüber der Ozonierung. Durch den Parallelbetrieb von zwei Kläranlagenstraßen konnte die zusätzliche Elimination gegenüber einer konventionellen Behandlung gut quantifiziert werden. Die Zusatzkosten der weitergehenden Verfahren liegen ohne staatliche finanzielle Förderung bei etwa 18 ct/m³ bezogen auf die Jahresschmutzwassermenge und etwa 35 ct/m³ bezogen auf den Gebührenmaßstab.

Registrierte Gewässerverunreinigungen des Jahres 2013

In 2013 wurden – wie im Vorjahr – sechs Gewässerverunreinigungen mit Auswirkungen auf die Gewässer gemeldet. In zwei Fällen gelangten durch höhere Gewalt (Überschwemmung, Brand) Industriechemikalien in den Pleßbach bzw. in den Ahebach/die Else. Zwei weitere Gewässerverunreinigungen wurden durch den Eintrag von Farbe bzw. Öl in die Ruhr hervorgerufen und waren auf betriebsbedingte Unachtsamkeiten zurückzuführen. Anlässlich eines Starkregens gelangten Herbizide, die zuvor auf landwirtschaftlich genutzte Flächen aufgebracht wurden, in die Ruhr. Die an der Fürwiggetalsperre aufgetretene Verunreinigung konnte nicht näher ergründet werden. Sie hatte lediglich ein moderates Fischsterben zur Folge.

Die Auswirkungen der Gewässerunreinigungen waren überwiegend gering. Das Fischsterben in der Fürwiggetalsperre als Folge des o. g. Ereignisses wurde hinsichtlich der Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft als mäßig eingestuft. Ebenfalls mäßige Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft hatten die Einträge von Industriechemikalien in den Ahebach/die Else sowie von Öl in die Ruhr.

Leistungen der Kläranlagen des Ruhrverbands

Auf den 68 Verbandskläranlagen wurden bei einem Anschlussgrad von rund 99 % der EinwohnerInnen im Ruhreinzugsgebiet in 2013 rund 339 Mio. m³ Abwasser gereinigt, was ca. 7 % unter dem Vorjahreswert lag. 74 % dieser Abwassermenge entfiel auf Schmutzwasser und 26 % auf Niederschlagswasser, das auf den Kläranlagen mitbehandelt wird. Aufgrund eines hohen Fremdwasseranteils lag der spezifische Abwasseranfall mit 148 m³ je Einwohner und Jahr zwar niedriger als im Vorjahr, aber nahezu doppelt so hoch wie im bundesweiten Durchschnitt. Die konform zum bundesweiten DWA-Leistungsvergleich ermittelten Reinigungsleistungen der Verbandskläranlagen betragen im Jahr 2013 für die Kenngröße CSB 93,0 %, für den Gesamtstickstoff 75,3 % und für den Gesamtphosphor 88,1 %. Damit lagen sie auf Vorjahresniveau und über dem bundesweiten Durchschnitt.

Bei der Abwasserreinigung fallen Reststoffe in Form von Rechen- und Sandfanggut sowie als Klärschlamm an. In 2013 wurden rund 39.000 t Schlamm-trockenmasse in Verbrennungsanlagen entsorgt, was einem Zuwachs von etwa 2 % entspricht. Die Stabilisierung von 96 % des Klärschlammes erfolgte anaerob in Faulbehältern.

Ein erheblicher Teil der Betriebskosten sind Energiekosten. Durch systematische Energieanalysen auf den Kläranlagen wird ausgelotet, an welchen Stellen der Energieeinsatz noch optimiert und durch welche Maßnahmen zusätzlich Energie gewonnen werden können. Durch Mitbehandlung von Küchen- und Speiseabfällen sowie von Inhalten aus Fettabscheidern in den Faulbehältern der Kläranlagen wurde der Gasertrag gesteigert. Ein weiteres Energiepotenzial ergab sich durch vorhandene Solaranlagen auf sechs Kläranlagen. In 2013 konnte hierdurch der Strombezug um rund 50.000 kWh gesenkt werden.

Flow of the River Ruhr

Apart from the meteorological conditions, the operation of the area's reservoirs, sewage treatment plants and hydropower stations as well as the abstraction of water by waterworks are the main factors that influence the flow in the Ruhr catchment area. Both during the winter and summer seasons of 2013, a lower runoff than in 2012 could be observed. The number of days where the Ruhr's flow had to be supported with water from the reservoirs was above average. The runoff year 2013 ($MQ_{2013} = 56.4 \text{ m}^3/\text{s}$) was thus the fifth year in a row where the runoff came in below the long-term average of $MQ_{1968-2012} = 70.8 \text{ m}^3/\text{s}$.

Continuous physico-chemical Ruhr water monitoring

For many years, the physico-chemical condition of the Ruhr's water has been subject to dense and regular examinations with the help of different monitoring programs. Changes are being assessed at the different sampling points. The results of the analysis are further being evaluated on the basis of defined quality criteria laid down in the "Guidelines on monitoring surface waters" issued by the State of North Rhine-Westphalia as well as in the Surface Water Regulation. Other comparisons are based on the criteria of the Fish Habitat Regulation, the LAWA target values and additionally on the requirements of the Drinking Water Regulation.

Regarding organic substances, which are monitored via the BOD_5 (without ATH) and TOC, the water quality at the sampling point Essen-Rellinghausen achieved a "high" status – just like in the years before. The parameters water temperature, oxygen level, chloride, ammonium nitrogen as well as total and o-phosphate phosphorus were classified as "good". Due to algae development in spring, the pH-value exceeded a level of 8.5 several times and was classified as "moderate". The results for heavy metals were "high" for lead (filtrated), cadmium (filtrated), nickel (filtrated), mercury and chrome, and "moderate" for copper and zinc.

Physico-chemical examinations along the Ruhr

The examinations along the Ruhr that are being carried out every four weeks at 12 representative points allow for conclusions on the level as well as the variability in time and space of the parameters, which is caused by different meteorological and hydrological conditions as well as differing load situations. In the reporting year, low runoffs were recorded during the monitoring and strong runoff increases did not happen or were not documented. This is why the values measured for the particle-bound substances were in part significantly below the long-term values. Biological processes such as primary production and biomass degradation led to values comparable to those in 2012 for the parameters that they influence.

A "high" or "good" status could be reached for most physico-chemical parameters according to the criteria of the European Water Framework Directive. Only the concentrations nitrate (background

level) as well as for the heavy metals zinc and cadmium, which are primarily influenced by the geogenic load in the eastern part of the catchment area, led to "moderate" and sometimes "bad" classifications for the upper reaches of the Ruhr.

Physico-chemical examinations in line with the European Water Framework Directive

The Ruhr and its tributaries have been examined jointly by the Ruhrverband and the North Rhine-Westphalian Agency for Nature, Environment and Consumer Protection (LANUV) as part of the operative monitoring according to the European Water Framework Directive. In 2013, this monitoring was carried out for 39 flowing waters with catchment areas of $\geq 10 \text{ km}^2$. The Ruhrverband took 152 samples from 19 waters. The evaluation of the monitoring results was carried out according to the appendices 5, 6 and 7 of the Surface Water Regulation as well as the "Guidelines on monitoring surface waters" (appendices D4 and D5) issued by the State of North Rhine-Westphalia.

At the measuring points examined, a "high" or "good" status could mostly be achieved for the majority of the parameters. The concentration of the heavy metal zinc, influenced by geogenic but also anthropogenic factors, achieved a "high" or "good" status at 68 % of the sampling points; only 5 % of them were classified as "bad". 89 % of the measurements of dissolved cadmium, in contrast, reached a "high" or "good" evaluation. The concentration of the heavy metal copper, which is significantly influenced by treated wastewater from municipal sewage treatment plants on top of its geogenic origin, reached a "high" or "good" status at 68 % of the measuring points and was classified as "bad" at 3 %.

Mainly during the vegetation period in spring, slightly increased pH-values could be observed at one point. At 19 out of 74 sampling points, the status for the plant nutrient phosphorus did not reach a "high" or "good" result.

River basin-specific, priority and legally not regulated substances were analysed at selected measuring points. Only in rare cases was the status "moderate" or lower. These cases mostly concerned the antirheumatic drug ibuprofen, the antibiotics clarithromycin and erythromycin, the radiocontrast agent iopamidol and in some instances the painkiller diclofenac.

Hydrobiological examinations

The invertebrate fauna living at the bottom of the water (macrozoobenthos) supplies important information on its ecological condition. The occurrence or absence of certain species as well as their abundance allow for conclusions on the saprobic water quality (saprobic index), the structural condition (general degradation) and the acidification of the flowing water. Out of 66 sampling points in the Ruhr and in its tributaries monitored as part of the hydrobiological examinations according to the European Water Framework Directive, all but two points received a "good" or

“high” status when it came to their saprobic condition. Around 96 % of the 647 hydrobiological sampling points examined between 2008 and 2013 showed a “good” or even “high” saprobic condition.

The water structures of the Ruhr and some of its tributaries have partly been changed significantly by settlement activities, flood control, hydropower utilisation, river navigation, drinking water production and other uses. This is reflected in the evaluations of the general degradation. Between 2008 and 2013, 312 of the sampling points monitored (48 %) had a “good” or “high” status. This corresponds to the level between 2007 and 2012.

Trophic situation in the Ruhr

Just like 2012, the year 2013 was characterized by a slightly above-average global radiation almost throughout the full year, supporting primary production in the water. Starting in March, the concentration for chlorophyll a at the sampling point Essen-Rellinghausen was on the rise due to algae growth and reached its peak in May with a monthly mean of 59 µg/l. During the entire vegetation period (April to October) the seasonal mean, however, came in below 20 µg/l, which is considered the threshold value for flowing waters with plankton in North Rhine-Westphalia. The grazing activities of algivorous zooplankton, for instance, have a regulating effect on the growth of phytoplankton. Especially in Lake Baldeney, sharp declines in algae development could be observed during the vegetation period under good abiotic conditions. This can be attributed to the grazing pressure by zooplankton.

During the reporting year, the secondary production in Lake Baldeney was at a very low level with a zooplankton biovolume of 0.63 mm³/l, equivalent to about one fifth of the values which were still reached during the 1990s. With almost 60 % of the total biovolume, rotifers accounted for the dominating group within the zooplankton.

Since 2000, stronger growth of macrophytes, especially of the narrow-leaved waterweed *Elodea nuttallii*, can be observed mostly in the upstream impounding lakes Hengstey, Harkort and Ke-made. Years with high aquatic plant abundance seem to take turns with those showing a rather minor development. The growth phase of *Elodea nuttallii* usually starts when the water temperature rises above eight degrees Celsius. If temperatures only start to rise late in the year – in the reporting year only from mid-April – it causes aquatic plant growth to start late. The plants may still, but only in autumn, reach the water’s surface and cover large parts of a lake.

Apart from the water temperature, runoff conditions and turbidity also have an impact on plant growth. In 2013, favourable hydraulic conditions and low turbidity could be observed during the vegetation period. This is why extensive macrophyte populations were able to develop in the upstream impounding lakes despite the long and rather cold winter.

For Lake Baldeney, this macrophyte-dominated state only applies to the upper area where especially European bur-reed can be found. The larger part of the lake remained – just like in the years before – in a phytoplankton-dominated stage.

Reservoir examinations – 100 years of the Möhne Reservoir

The condition of a reservoir’s body of water can be assessed on the basis of different criteria. An important indicator is the trophic level. The complete trophic index is composed of the subindices for chlorophyll a concentrations, phosphorus concentrations and visibility depth. How the subindices were weighted has changed slightly in 2013 with the revision of the “preliminary directive on the trophic classification of reservoirs”. Based on the new assessment criteria, the Möhne and the Bigge reservoirs were classified as mesotrophic in the reporting year. The Ennepe, Henne, Sorpe, Lister, Fürwigge and Verse reservoirs were close to the threshold between mesotrophic and oligotrophic with the Lister, Fürwigge and Verse reservoirs showing oligotrophic conditions.

2013 marked the 100th anniversary of the Möhne Reservoir’s existence. During this time, it has served to secure drinking water supply, to provide process water, to protect the area from floods and to generate energy. The reservoir was also used for recreational purposes from early on. Especially in the summer months, however, mass developments of blue-green algae occurred. Systemic limnological surveys of the Möhne Reservoir started in the early 1970s just like they did for the other reservoirs in the Ruhr catchment area. Based on the results, measures to reduce the input of nutrients (especially phosphorus and nitrogen) were taken. Expanding the sewage treatment plants, densifying the network of municipal sewage treatment, cooperating with agriculture, implementing the regulation on phosphate limits and optimizing the fishery management led to a significant improvement of the reservoir’s condition. The trophic level thus declined during the past 42 years from eutrophic 2 over eutrophic 1 to now surely mesotrophic.

Organic micropollutants in the Ruhr

Alkylphenols, degradation products of the respective ethoxylates used as non-ionic surfactants, serve as antioxidants, emulsifiers and solubilizers. They are water-soluble, hardly biodegradable and come with a high bioaccumulation potential. Especially nonylphenol also shows strong endocrine effects. In the reporting year, the median concentrations measured lay between 0.01 and 0.03 µg/l. No single value exceeded the environmental quality standard (AA-EQS) of 0.3 µg/l. For octylphenol, no single sampling point showed a concentration above the quantification limit of 0.005 µg/l.

Bisphenol A also belongs to the endocrinically effective substances. It is being produced in large amounts globally and used in many products, especially in plastics. In all examined Ruhr water samples taken downstream of kilometre 190.81, concentrations of this substance above the limit of quantification could be

analysed. The median concentrations came in at between 0.003 µg/l and 0.03 µg/l. The highest single value measured amounted to 0.07 µg/l, analysed in the Ruhr at Fröndenberg.

Flame retardants are designed to keep materials from catching fire or to slow down the burning process. They are used in many building materials, plastics, textiles and other products. Some compounds in the group of phosphoric acid esters are suspected to be carcinogenic. The International Association of Water Works in the Rhine Basin (IAWR) defined a target value of 0.1 µg/l for them. For several substances in this compound class, values above 0.01 µg/l were measured in the Ruhr. With a mean concentration of 0.17 µg/l and an annual load at Essen of 0.23 t, tris (2-chloroisopropyl) phosphate (TCPP) belongs to the micropollutants with relatively high results. There were no findings above the quantification limit of 0.0002 µg/l for polybrominated diphenyl ethers, which also belong to the group of flame retardants.

The substance group of benzotriazoles, which are mainly used in anticorrosives and antifreeze mixtures, is characterized by poor degradability. In the Ruhr at Essen-Rellinghausen all of the three compounds in this group could be found. With an annual mean of 0.34 µg/l for 4-methyl-1H-benzotriazole and 0.15 µg/l for 5-methyl-1H-benzotriazole, concentrations were similar to the levels during the past four years. A concentration increase of about 40 % between 2009 and 2013 was documented for 1H-benzotriazole. With an annual load of around 1.4 t, 1H-benzotriazole is one of the most relevant micropollutants in the Ruhr.

Other analysed industrial chemicals in the Ruhr include the non-ionic surfactant TMDD, the solvent tetrachloroethene, the anti-knock additive for petrol MTBE as well as its substitute ETBE. For TMDD, an annual mean of 0.63 µg/l could be determined at Essen-Rellinghausen, a slight decline in concentration. The tetrachloroethene concentration reached an annual mean of 0.02 µg/l at the same sampling point and thus remained on last year's level and significantly below the EQN value of 10 µg/l. With annual means of 0.02 and 0.01 µg/l respectively in the Ruhr at Essen, the substances MTBE and ETBE showed concentrations stagnating on a low level.

In 2013, a selection of pharmaceutical residues and diagnostics in the Ruhr's water was once again subject to investigation. Most of the substances analysed occurred in concentrations above the respective quantification limits. Along the flow direction of the Ruhr, pharmaceutical residues increased in concentration – as expected – as a consequence of the rising share of treated wastewater in the river. Just like in other waters, the four pharmaceuticals metoprolol, diclofenac, carbamazepine and sulfamethoxazole count among the relevant micropollutants in the Ruhr due to their concentrations. With an annual mean of von 0.1 µg/l at Essen, diclofenac remained on last year's level. Similar observations were made for carbamazepine (annual mean: 0.11 µg/l) and sulfamethoxazole (annual mean: 0.08 µg/l). The concentration for the beta blocker metoprolol, however, significantly increased during the past six years to a mean of 0.24 µg/l.

The decline in PFC concentrations continued in the reporting year. The annual mean of 11 ng/l for PFOS in the Ruhr at Essen did not meet the EQS (0.65 ng/l), but it was still considerably below the target value for drinking water production of 100 ng/l.

Occurrence of organic micropollutants and metals in the biota

Apart from the environmental quality standards relevant for the aqueous phase, the revised list of priority substances defines increasing requirements for biota. In the reporting year, 81 fishes from 14 different species as well as basket clams were examined in relation to 11 substances or substance groups for which a biota EQS exists. Concentrations that were in part substantially below the EQS were found for hexachlorobenzene, hexachlorobutadiene, dicofol and hexabromcyclododecan. For heptachlor und heptachlor epoxide, the values measured were mostly below the respective quantification limits of the analysis procedure – both at 2 µg/kg. Single documentations of concentrations above the quantification limit, however, suggest that the biota EQS of 0.0067 µg/kg could not be met anywhere. The concentrations of fluoranthene and benzo(a)pyrene in clam also exceeded the EQS. The mercury, PFOS and dioxin loads in fish moderately exceeded the EQS requirements. The loads for polybrominated diphenyl ethers were about three orders above the very low EQS of 0.0085 µg/kg.

Legionella problems at the sewage treatment plant Warstein

After cases of legionella infections in August 2013, investigations carried out in Warstein revealed high loads of legionella at the company sewage treatment facility of the Warstein brewery, at the sewage treatment plant Warstein, in the recooling plant of a company situated on the River Wester and in the Wester as such. In close cooperation with the relevant authorities, operational and disinfection measures were taken at the sewage treatment plant Warstein, accompanied by further examinations. While legionella loads of between 100,000 und 200,000 cfu/100 ml had been found in the sewage treatment plant's outlet at the beginning, these values declined to below 1,000 cfu/100 ml from mid-October due to the measures applied. On many days, loads below 100 cfu/100 ml could be achieved.

According to the findings so far, the issue of legionella is of minor importance at municipal sewage treatment plants. The mass occurrence of these pathogens in Warstein was new to municipal wastewater treatment. In order to prevent a massive reproduction of legionella in the treatment facilities of the brewery or at the sewage treatment plant Warstein, a revision of the disposal concept was agreed upon together with the Warstein brewery and the city of Warstein.

The culture procedure for the detection of legionella laid down in the Drinking Water Regulation proved to be of limited suitability for the examination of wastewater and sewage sludge. Procedures tailored to wastewater have to be developed here. Research is also required concerning the temperature-dependent growth of legionella in municipal sewage treatment plants as well as their potential for survival under anaerobic conditions.

Hydroacoustic assessment of water plants in Lake Kemnade

During the past years, the macrophyte populations in the Ruhr's impounding lakes were mainly monitored through aerial photography. The disadvantage of this method though lies in the fact that the full extent of vegetation can only be identified once the plants have almost reached the surface. Information on low-growing populations early on in the year allowing for forecasts on the development until summer would be desirable. That way, potentially required mowing activities and the disposal of Elodea could be planned in advance.

During the reporting year, a hydroacoustic procedure was tested in Lake Kemnade. The height of vegetation was assessed via an echo sounder installed on a boat. Geostatistical techniques are used to visualise the georeferenced values measures and give an impression of the growth height and location of water plant populations. A comparison with the map generated through the evaluation of aerial views in October 2013 – when growth was at its peak – clearly showed that the plants detected via echo sounder at the beginning of their growth phase accounted for the areas where the plants grew highest and also reached the water's surface.

Preliminary examinations on the fish migration facility at the Baldeney weir

A feasibility study carried out by an engineering office revealed that in principle several different implementation procedures would be suitable for the installation of a fish ladder at the weir of Lake Baldeney close to the hydropower station. To determine the best position for the entrance into the fish migration facility and to decide on the best type of construction, hydrodynamic-numerical flow simulations were carried out under different framework conditions. This required a hydrographic mapping of the lake bed in the lower reaches as well as flow measurements during different modes of operation of the hydropower station. The fish's behaviour was monitored with hydroacoustic techniques and verified through fishing activities. The analysis of these investigations' results showed that an area close to a former repump station would be appropriate for a fish ladder.

A newly developed fish lift seems to be the most suitable implementation method for the fish ladder under the current frame-

work conditions. Trials – partly with living fish – carried out at the Institute for Water and River Basin Management of the Karlsruhe Institute of Technology are designed to reveal which measurements and kind of technical implementation should be preferred. After the practical trials have been concluded, the results and findings will be discussed with experts of different fields and an approvable draft planning will be elaborated.

Results from a joint project of large-scale examinations on the further elimination of micropollutants

The examinations at the sewage treatment plant Schwerte, which started in June 2010 in cooperation with two comparable analyses at two additional sewage treatment plants of a different operator, have now been concluded. Through the application of powdered activated carbon and/or ozone during a "dynamic recirculation" process, different elimination rates were observed for micropollutants, depending on substance and dosage. For some substances such as diclofenac, metoprolol or the polycyclic musk compound AHTN, the concentrations could be eliminated by a mean rate of significantly above 90 % under the application of high doses of powdered activated carbon. Other substances such as radiocontrast agents in particular could not be further eliminated, not even under high dosage rates. Embedded in the activated sludge, powdered activated carbon proved to be more effective in dynamic recirculation than ozonation. Thanks to the parallel operation of two treatment system, it was easy to quantify the additional elimination in comparison to a conventional treatment. Without public financing, the additional costs of these advanced procedures would amount to about 18 ct/m³ based on an annual wastewater load of 35 ct/m³ and the standard charges.

Registered cases of water pollution in 2013

In 2013, six incidents – just like in 2012 – of pollution with implications for the waters were reported. In two of these cases, industrial chemicals found their way into the Plessbach stream and the Ahebach stream/Else tributary respectively by higher force (floods, fire). Another two incidents of water pollution were caused by the input of colour and oil respectively into the Ruhr and could be attributed to operational negligence. Strong rains caused herbicides that had previously been applied to agricultural land to flow into the Ruhr. An incident of pollution at the Fürwigge Reservoir could not be clarified. It led to only moderate fish die-offs.

Most of these cases of water pollution had only minor implications. The fish die-offs in the Fürwigge Reservoir in the wake of the incident mentioned above was classified as moderate concerning its consequences for the aquatic biocoenosis. The inputs of industrial chemicals into the Ahebach stream/Else tributary and of oil into the Ruhr also came with a moderate impact on the aquatic biocoenosis.

Performance of the Ruhrverband's sewage treatment plants

With a network for around 99 % of all residents in the Ruhr catchment area, the 68 associated sewage treatment plants treated around 339 million m³ of wastewater in 2013, around 7 % less than last year. A share of 74 % of this sewage volume was accounted for by wastewater and 26 % by stormwater, which is also being treated in the plants' facilities. Due to the high share of infiltration, the specific wastewater volume of 148 m³ per resident and year was almost twice as high as the national average even though it came in somewhat lower than last year. The treatment performances of the Ruhrverband's sewage treatment plants, calculated in accordance with the performance comparison of the German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA), amounted to 93.0 % for COD, 75.3 % for total nitrogen and 88.1 % for total phosphorus in 2013 – matching last year's level and exceeding the national average

Water treatment generates residues such as screenings, grit chamber trappings and sewage sludge. In 2013, around 39,000 t of dry mass of sludge were disposed of in incinerators, equivalent to a roughly 2 % increase. The stabilisation of 96 % of sewage sludge is achieved via anaerobic digestion.

A significant share of the operating costs are accounted for by energy costs. Systemic energy analyses at the sewage treatment plants aim to explore options for the optimization of energy usage and for potential measures for additional energy generation. The gas yield could be increased by also treating kitchen refuse and food waste as well as the contents of grease traps in the sewage treatment plants' digestion tanks. Further energy potential was tapped through existing solar power installations at six sewage treatment plants. As a result, the amount of energy that had to be purchased could be reduced by around 50,000 kWh in 2013.

1 Wasserführung der Ruhr

Die Wasserführung eines Gewässers prägt maßgebend die aquatische Flora und Fauna und ist entscheidend für unterschiedliche Nutzungsmöglichkeiten. 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 Talsperren und 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 2013 (1. November 2012 bis 31. Oktober 2013) dargestellt. Ergänzend sind die gewässerkundlichen Hauptzahlen und zum Vergleich die Tagesmittelwerte des vorangegangenen Abflussjahres aufgeführt. Der betrachtete Zeitraum wird geprägt durch abflussreiche Zeiten im Dezember und Februar sowie durch jeweils nur kurzzeitig wegen erhöhter Abflüsse unterbrochene Niedrigwasserphasen von April bis Oktober. Damit waren sowohl das Winterhalbjahr als auch das Sommerhalbjahr abflussärmer als im Vorjahr.

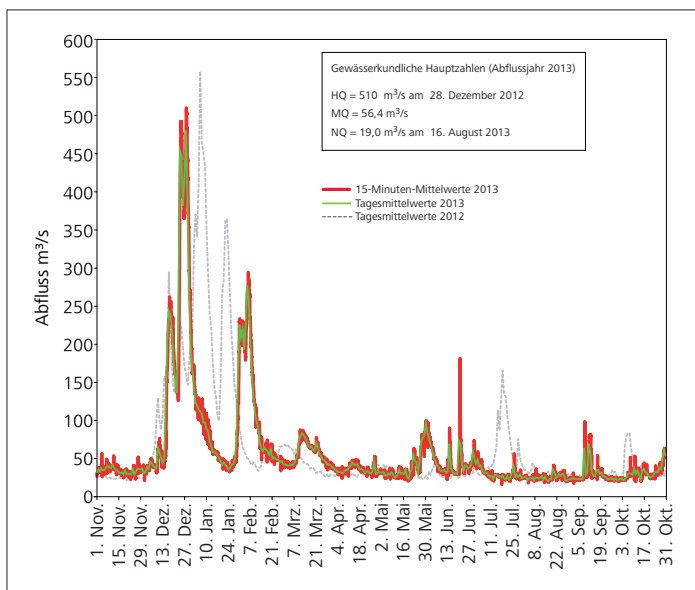


Bild 1.1: 15-Minuten-Mittelwerte und Tagesmittelwerte am Pegel Hattingen/Ruhr im Abflussjahr 2013

Fig. 1.1: Runoff means during 15 minutes and 24 hours at the gauging station Hattingen/Ruhr in the water year 2013

Ergiebige mehrtägige Niederschläge zu Beginn der letzten Dezemberdekade führten zu einem für diese Jahreszeit typischen Hochwasserereignis. Der höchste Abfluss im Abflussjahr 2013 wurde daher am Pegel Hattingen am 28. Dezember 2012 mit $HQ_{2013} = 510 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tagesmittelwert $480 \text{ m}^3/\text{s}$) registriert. Damit war dieses Hochwasserereignis kleiner als die in den beiden Vorjahren registrierten.

Das Abflussjahr 2013 war im Vergleich zum langjährigen Mittel das fünfte zu trockene Abflussjahr in Folge. Wie in den beiden Vorjahren waren die Monate März und April erneut sehr niederschlagsarm. Besonders trocken waren die Monate Juli und August. Seit 1927 fiel in Summe in diesen beiden Monaten erst zwei Mal weniger Niederschlag. Als Folge kam es zu der oben beschriebenen Niedrigwasserphase sowie ab Mai zu einer erforderlichen Stützung der Ruhrwasserführung durch erhöhte Abgaben aus den Talsperren. Am Ende des Abflussjahres lag an den Kontrollquerschnitten die Anzahl von zuschusspflichtigen Tagen jeweils deutlich über dem Durchschnitt. Der niedrigste Tagesmittelwert des Abflusses im Abflussjahr 2013 wurde am Pegel Hattingen/Ruhr am 16. August 2013 mit $NQ_{2013} = 19,0 \text{ m}^3/\text{s}$ registriert.

Der mittlere Abfluss am Pegel Hattingen/Ruhr im Abflussjahr 2013 berechnet sich zu $MQ_{2013} = 56,4 \text{ m}^3/\text{s}$. Er liegt damit um knapp 20 % unter dem langjährigen mittleren Abfluss von $MQ_{1968-2012} = 70,8 \text{ m}^3/\text{s}$. Zuletzt wurde im Abflussjahr 1996 ein niedrigerer mittlerer Jahresabfluss ermittelt. Der Abfluss ist im Durchschnitt der langjährigen Betrachtung zu 70 % auf das Winterhalbjahr und 30 % auf das Sommerhalbjahr verteilt. Im Abflussjahr 2013 ergab sich trotz des im Vergleich zu den übrigen Monaten besonders abflussreichen Monats Dezember eine nahezu gleich große Abflussverteilung (71 % zu 29 %).

Eine ausführliche Beschreibung der wassermengenwirtschaftlichen Gegebenheiten des Abflussjahres 2013 findet sich im Bericht Ruhrwassermenge 2013 (<http://www.ruhrverband.de/presse/publikationen/wissen/>).

2 Zeitlich dichte physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr

Für die Versorgung der Bevölkerung mit qualitativ hochwertigem Trinkwasser als wichtigste Gewässernutzung in einem der größten Ballungsräume Europas, dem Ruhrgebiet, hat die Ruhr eine herausragende Bedeutung. Zur Überwachung der Wasserqualität der Ruhr und ihrer Nebengewässer werden seit Bestehen des Ruhrverbands verschiedene Untersuchungsprogramme durchgeführt. Die Grundlage für die Erstellung oder Anpassung von Untersuchungsprogrammen hinsichtlich Parameterauswahl, räumlicher und zeitlicher Anordnung und Dichte bilden zum einen internationale und nationale Vorgaben wie z.B. EG-Richtlinien, Gesetze und Verordnungen sowie spezielle Güteanforderungen wie etwa die Zielwerte der LAWA. Zum anderen hat der Ruhrverband das Wohl der Menschen und die aquatische Flora und Fauna im Blick, so dass auch aktuellen Fragestellungen, z.B. in Bezug auf Mikroverunreinigungen und Wasserhygiene, nachgegangen wird.

Die Nährstoffkonzentrationen und die organische Belastung werden seit 1965 an sechs Probenahmestellen der Ruhr sowie an der Lennemündung wöchentlich überwacht. Deutlich länger existiert das Untersuchungsprogramm an der historischen Probenahmestelle Essen-Rellinghausen, bekannt als „Zornige Ameise“. Diese zeitlich dichte Überwachung der Wasserqualität der Ruhr, die sowohl physikalisch-chemische als auch biologische Parameter beinhaltet, wird zurzeit dreimal wöchentlich durchgeführt.

Ergänzend zu diesen beiden Untersuchungsprogrammen werden zur Beurteilung der Güteverhältnisse in der Ruhr die Ergebnisse von den Gewässerüberwachungsstationen herangezogen. Diese zeigen auch kurzfristige Veränderungen der Wasserqualität vor allem mit Hilfe von kontinuierlich gemessenen Standardparametern an, die online im Kooperationslaboratorium abrufbar sind. Diese Informationen dienen unter anderem dazu, die Sauerstoffverhältnisse im gestauten Bereich der Ruhr, die aufgrund biologischer Vorgänge (Biomasseauf- und -abbau) natürlichen größeren Schwankungen unterliegen können, zu beobachten. So lassen sich im Bedarfsfall frühzeitig Belüftungsmaßnahmen an den Wehren ergreifen, falls die Sauerstoffkonzentrationen für das aquatische Leben kritische Werte erreichen sollten. Darüber hinaus werden Längsuntersuchungen sowie spezielle Untersuchungsprogramme durchgeführt, die an anderer Stelle beschrieben werden.

Die Bewertung der Analyseergebnisse erfolgt zunächst auf der Grundlage der im Rahmen der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) festgelegten Qualitätskriterien, die für die relevanten Stoffe in den Anlagen D 4 und D 5 des Leitfadens „Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW [2.1] bzw. in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) [2.2] festgelegt wurden. In der Anlage D 4 finden sich Umweltqualitätsnormen (UQN), die für prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe (EU-weit) gelten, und Orientierungswerte für gesetzlich nicht verbindlich geregelte Stoffe. Die in der Anlage D 5 festgelegten Ori-

entierungswerte (OW) dienen der Bewertung der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter (ACP), die unterstützend zur Beurteilung des ökologischen Zustands herangezogen werden können. Weitere Bewertungsmaßstäbe, die parameterabhängig bedeutsam sind, finden sich in der Fischgewässerverordnung – FischgewV [2.3], den LAWA Zielvorgaben –LAWA-ZV [2.4, 2.5] und in Einzelfällen auch in der Trinkwasserverordnung –TrinkwV [2.6].

Ergebnisse der wöchentlichen Ruhruntersuchungen

In Bild 2.1 sind die Ergebnisse der letzten 43 Jahre für sechs Probenahmestellen an der Ruhr von Wildshausen bis Duisburg-Aakerfähre als Summenhäufigkeitskurven dargestellt. Es zeigt die Konzentrationen der „klassischen“ Parameter Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) und Gesamtphosphor (TP) im aktuellen Jahr im Vergleich zu den einzelnen Dekaden ab 1970. Verglichen mit dem Vorjahr ergeben sich kaum Unterschiede in der Belastung des betrachteten Ruhrabschnitts. So traten die höchsten Werte der organischen Belastung, ausgedrückt durch den CSB, vor allem im Unterlauf während der Vegetationsperiode im Frühjahr auf. Aber weder die Maximalwerte noch das mittlere Konzentrationsniveau bewegten sich annähernd in der Größenordnung, die vor zehn oder noch ausgeprägter vor 40 Jahren in der Ruhr vorhanden war.

Noch auffälliger ist der Rückgang beim Ammoniumgehalt, der im Vergleich zu den 1970er Jahren um deutlich mehr als eine Zehnerpotenz zurückgegangen ist, mit dem bedeutendsten Rückgang in

- [2.1] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW (Hrsg.): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, http://www.wiki.flussgebiete.nrw.de/index.php?title=Datei:A_Version1_LeitMoniOberflaech.pdf, Stand: August 2009 (Zugriff 22. Januar 2014). Anhang D4: http://www.wiki.flussgebiete.nrw.de/index.php?title=Datei:D4_Version2_2012_neu.pdf, Stand Februar 2013 (Zugriff 26. März 2014). Anhang D5: http://www.wiki.flussgebiete.nrw.de/index.php?title=Datei:D5_Version2_ACP_Okt11.pdf, Stand: Oktober 2011 (Zugriff: 22. Januar 2014)
- [2.2] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau- und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV), Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011, Teil I Nr. 37, Bonn 20. Juli 2011
- [2.3] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW (Hrsg.): Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten, Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen, 51. Jahrgang, Nummer 41
- [2.4] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1998 (Hrsg.): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II, Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink, Berlin: Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH 1998
- [2.5] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1998 (Hrsg.): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation, Berlin: Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH 1998
- [2.6] Erste Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2011), Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil I Nr. 21 vom 11. Mai 2011

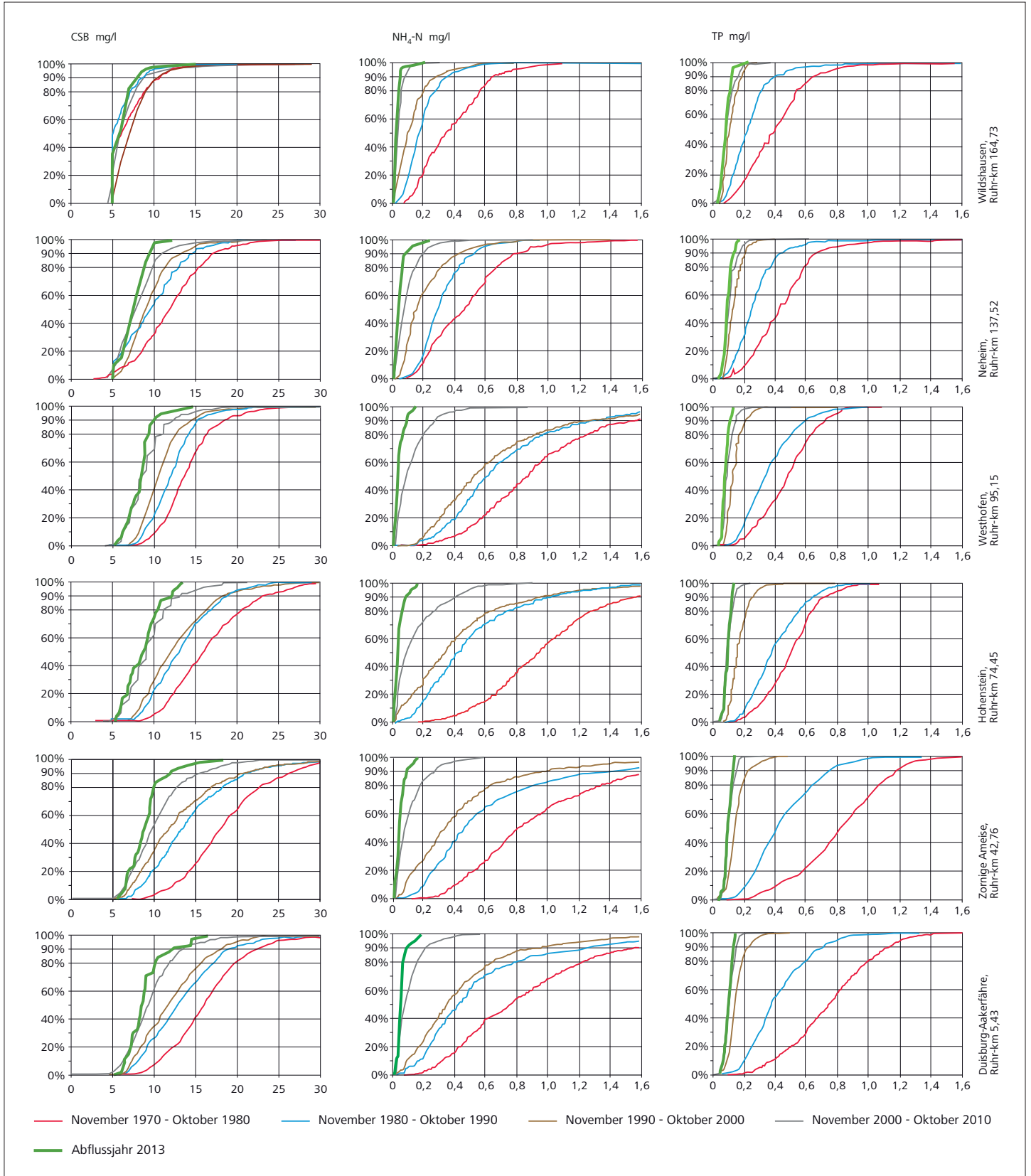


Bild 2.1: Ruhrwasserbeschaffenheit nach den Ergebnissen der wöchentlichen Ruhruntersuchung, dargestellt als Summenhäufigkeiten
 Fig. 2.1: Ruhr water condition according to the results of weekly examinations, shown as cumulative frequencies

Tabelle 2.1: Monats- und Halbjahresmittelwerte verschiedener Kenngrößen der Ruhr bei Essen-Rellinghausen, Probenahmestelle „Zornige Ameise“, Abflussjahr 2013
 Table 2.1: Monthly and biannual averages of several parameters for the Ruhr at Essen-Rellinghausen, sampling point "Zornige Ameise", water year 2013

| | Mittlere Abflüsse am Pegel Hattingen m³/s | Wassertemperatur °C | pH-Wert (Median) | Elektr. Leitfähigkeit µS/cm | Abfiltr. Stoffe mg/l | Abfiltr. Stoffe Glührückstand mg/l | Sauerstoff | | BSB ₅ ohne ATH gesamt mg/l | Chemischer Sauerstoffbedarf CSB | | Absorptionskoeffizient 254 nm m ⁻¹ | TOC mg/l | Ammoniumstickstoff mg/l | Nitratstickstoff mg/l | Gesamtphosphor mg/l | o-Phosphatphosphor mg/l |
|------------------|--|------------------------|------------------|--------------------------------|-------------------------|---------------------------------------|----------------|----------------------|---|---------------------------------|----------------|--|-------------|----------------------------|--------------------------|------------------------|----------------------------|
| | | | | | | | Gehalt mg/l | Sättigungsindex % | | gesamt mg/l | gelöst mg/l | | | | | | |
| November 2012 | 33,5 | 8,1 | 7,9 | 479 | 1,2 | 0,5 | 11,0 | 94 | 1,5 | 7,5 | 6,9 | 5,5 | 3,2 | 0,03 | 2,8 | 0,09 | 0,08 |
| Dezember 2012 | 171 | 5,0 | 7,9 | 431 | 15,4 | 10,2 | 12,3 | 96 | 2,7 | 10,1 | 6,9 | 5,5 | 3,6 | 0,09 | 3,2 | 0,12 | 0,07 |
| Januar 2013 | 80,9 | 4,7 | 7,9 | 415 | 4,5 | 3,2 | 12,7 | 99 | 2,2 | 6,4 | 5,4 | 3,9 | 2,3 | 0,08 | 3,5 | 0,09 | 0,06 |
| Februar 2013 | 108 | 4,0 | 7,9 | 405 | 6,8 | 5,1 | 12,8 | 98 | 2,6 | 7,3 | 5,6 | 4,4 | 2,5 | 0,07 | 3,5 | 0,09 | 0,05 |
| März 2013 | 55,0 | 4,4 | 8,1 | 495 | 2,2 | 1,6 | 13,1 | 101 | 2,5 | 7,2 | 6,5 | 4,4 | 2,7 | 0,02 | 3,5 | 0,06 | 0,03 |
| April 2013 | 34,4 | 10,7 | 8,5 | 506 | 6,2 | 3,8 | 12,2 | 110 | 3,6 | 10,7 | 7,7 | 4,8 | 3,5 | < 0,01 | 2,9 | 0,07 | 0,01 |
| Mai 2013 | 39,8 | 15,0 | 8,5 | 504 | 12,8 | 6,3 | 11,0 | 109 | 3,8 | 14,1 | 9,1 | 6,1 | 4,0 | 0,03 | 2,3 | 0,11 | 0,03 |
| Juni 2013 | 43,8 | 17,9 | 7,9 | 466 | 9,4 | 6,7 | 8,7 | 91 | 1,6 | 9,8 | 7,7 | 6,0 | 3,4 | 0,05 | 2,5 | 0,12 | 0,08 |
| Juli 2013 | 28,6 | 21,1 | 7,8 | 495 | 4,6 | 3,4 | 7,6 | 85 | 1,1 | 9,1 | 8,1 | 6,0 | 3,4 | 0,05 | 2,3 | 0,11 | 0,08 |
| August 2013 | 23,9 | 20,5 | 7,9 | 547 | 2,9 | 1,6 | 7,9 | 88 | 0,9 | 9,4 | 8,7 | 6,4 | 3,5 | 0,04 | 2,1 | 0,10 | 0,08 |
| September 2013 | 28,6 | 16,2 | 7,9 | 515 | 3,8 | 2,4 | 8,7 | 89 | 1,1 | 8,9 | 8,0 | 6,3 | 3,3 | 0,06 | 2,4 | 0,10 | 0,08 |
| Oktober 2013 | 31,3 | 13,3 | 7,9 | 537 | 1,7 | 1,3 | 10,0 | 96 | 1,2 | 9,0 | 8,6 | 6,3 | 3,5 | 0,03 | 2,5 | 0,10 | 0,07 |
| Winterhalbjahr | 80,6 | 6,1 | 7,9 | 455 | 5,5 | 3,7 | 12,3 | 99 | 2,5 | 8,0 | 6,4 | 4,7 | 2,9 | 0,05 | 3,2 | 0,08 | 0,05 |
| Sommerhalbjahr | 32,6 | 17,4 | 7,9 | 510 | 5,7 | 3,6 | 8,9 | 93 | 1,6 | 10,0 | 8,3 | 6,2 | 3,5 | 0,05 | 2,4 | 0,11 | 0,07 |
| Abflussjahr 2013 | 56,4 | 12,1 | 7,9 | 484 | 5,6 | 3,6 | 10,5 | 96 | 2,0 | 9,0 | 7,5 | 5,5 | 3,2 | 0,05 | 2,8 | 0,10 | 0,06 |
| Abflussjahr 2012 | 64,1 | 12,5 | 7,9 | 464 | 7,2 | 5,4 | 10,4 | 96 | 2,1 | 9,5 | 7,6 | 5,8 | 3,2 | 0,05 | 2,7 | 0,10 | 0,06 |

Tabelle 2.2: Monats- und Halbjahresmittelwerte verschiedener Kenngrößen der Ruhr bei Essen-Rellinghausen, Probenahmestelle „Zornige Ameise“, Abflussjahr 2013
 Table 2.2: Monthly and biannual averages of several parameters for the Ruhr at Essen-Rellinghausen, sampling point "Zornige Ameise", water year 2013

| | Chlorid | Sulfat | Fluorid | Bromid | Blei gesamt | Cadmium gesamt | Nickel gesamt | Chrom gesamt | Kupfer gesamt | Zink gesamt | Eisen gesamt | Mangan gesamt | AOX | EDTA | NTA | DTPA | Borat-Bor | Chlorophyll-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 | µg/l | µg/l | mg/l | µg/l |
| November 2012 | 55 | 37 | 0,08 | 0,12 | 0,5 | 0,05 | 3,1 | < 1,0 | 2,9 | 14 | 0,08 | 17 | 9 | 13 | < 1 | 14 | 0,09 | < 1 |
| Dezember 2012 | 54 | 32 | 0,07 | 0,08 | 2,3 | 0,10 | 3,1 | 1,1 | 4,6 | 29 | 0,48 | 58 | 9 | 9 | 1 | 10 | 0,06 | < 1 |
| Januar 2013 | 45 | 36 | 0,07 | 0,07 | 1,1 | 0,07 | 2,2 | < 1,0 | 2,9 | 23 | 0,24 | 42 | 7 | 7 | < 1 | 6 | 0,05 | < 1 |
| Februar 2013 | 46 | 34 | 0,09 | 0,07 | 1,5 | 0,07 | 2,3 | < 1,0 | 3,0 | 27 | 0,34 | 42 | 7 | 5 | 1 | 4 | 0,05 | < 1 |
| März 2013 | 64 | 38 | 0,11 | 0,08 | 0,7 | 0,06 | 2,3 | < 1,0 | 3,7 | 22 | 0,13 | 28 | 6 | 7 | 1 | 6 | 0,06 | 4 |
| April 2013 | 63 | 42 | 0,12 | 0,12 | 1,5 | 0,08 | 2,9 | < 1,0 | 4,2 | 16 | 0,16 | 41 | 8 | 7 | < 1 | 6 | 0,07 | 37 |
| Mai 2013 | 64 | 40 | 0,08 | 0,11 | 1,4 | 0,09 | 3,3 | < 1,0 | 4,6 | 20 | 0,29 | 69 | 9 | 5 | < 1 | 8 | 0,08 | 59 |
| Juni 2013 | 56 | 37 | 0,09 | 0,08 | 1,7 | 0,08 | 3,0 | 1,2 | 4,7 | 18 | 0,37 | 52 | 8 | 6 | < 1 | 5 | 0,07 | 6 |
| Juli 2013 | 61 | 42 | 0,11 | 0,09 | 1,1 | 0,08 | 2,8 | < 1,0 | 4,7 | 13 | 0,16 | 36 | 9 | 8 | < 1 | 7 | 0,09 | 2 |
| August 2013 | 75 | 42 | 0,10 | 0,13 | 0,8 | 0,07 | 2,3 | < 1,0 | 5,5 | 11 | 0,13 | 32 | 9 | 8 | < 1 | 7 | 0,10 | < 1 |
| September 2013 | 67 | 40 | 0,10 | 0,13 | 1,1 | 0,08 | 2,6 | < 1,0 | 5,1 | 15 | 0,15 | 35 | 10 | 10 | < 1 | 7 | 0,10 | < 1 |
| Oktober 2013 | 69 | 41 | 0,10 | 0,11 | 0,7 | 0,05 | 2,3 | < 1,0 | 4,0 | 11 | 0,14 | 22 | 11 | 9 | < 1 | 4 | 0,10 | < 1 |
| Winterhalbjahr | 54 | 37 | 0,09 | 0,09 | 1,2 | 0,07 | 2,6 | < 1,0 | 3,5 | 22 | 0,23 | 37 | 8 | 8 | < 1 | 8 | 0,06 | 7 |
| Sommerhalbjahr | 65 | 40 | 0,10 | 0,11 | 1,1 | 0,07 | 2,7 | < 1,0 | 4,7 | 15 | 0,20 | 41 | 9 | 8 | < 1 | 6 | 0,09 | 11 |
| Abflussjahr 2013 | 60 | 39 | 0,09 | 0,10 | 1,2 | 0,07 | 2,7 | < 1,0 | 4,2 | 18 | 0,21 | 39 | 8 | 8 | < 1 | 7 | 0,08 | 9 |
| Abflussjahr 2012 | 52 | 39 | 0,09 | 0,10 | 1,7 | 0,10 | 3,6 | < 1,0 | 4,6 | 21 | 0,24 | 42 | 8 | 5 | < 2 | 10 | 0,08 | 11 |

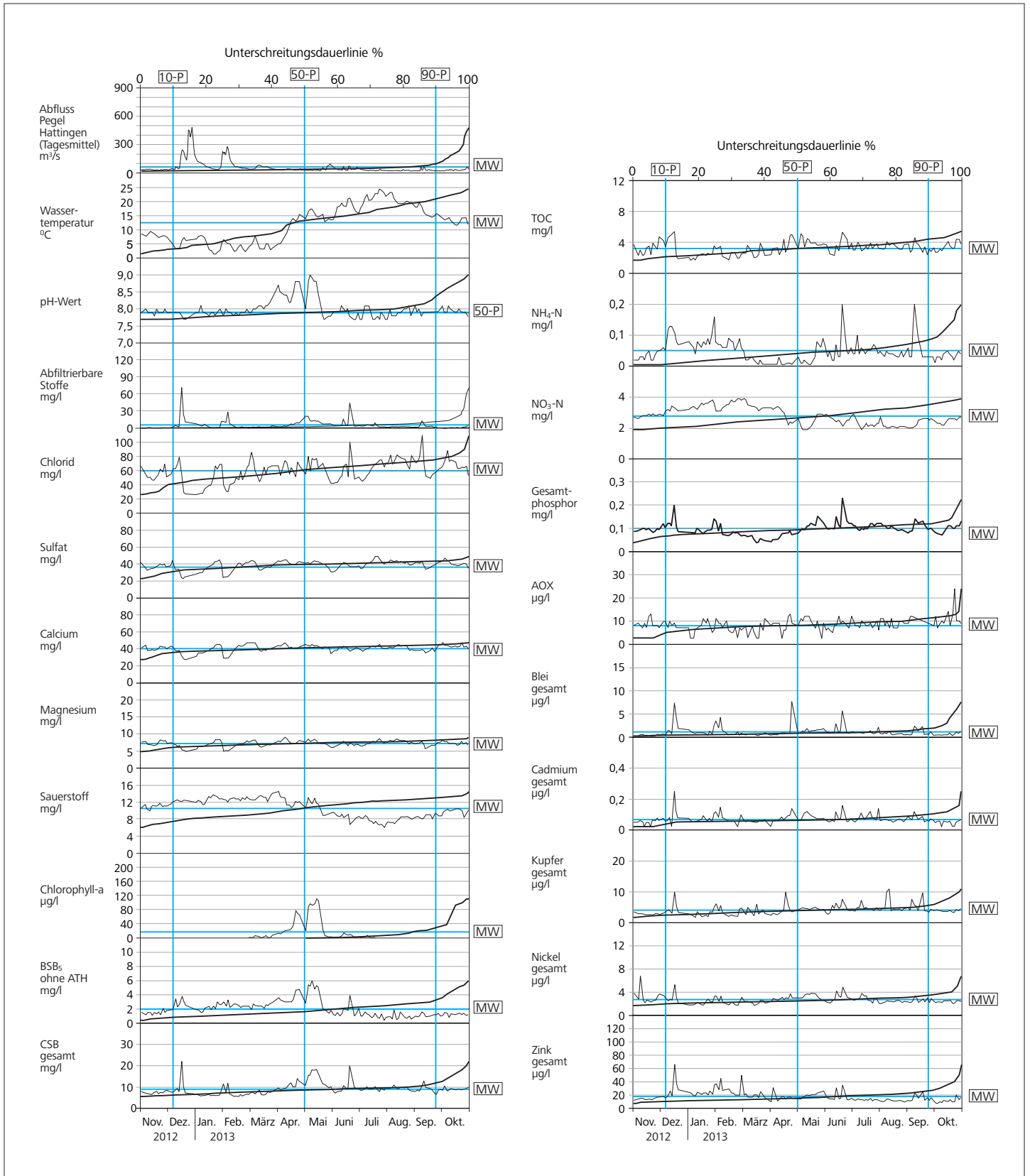


Bild 2.2: Ganglinien und Unterschreitungsdauerlinien verschiedener Kenngrößen, Ruhr bei Essen-Rellinghausen im Abflussjahr 2013
 Fig. 2.2: Time-variation curves and curves showing the durations below limit for selected parameters, Ruhr at Essen-Rellinghausen in the water year 2013

der letzten Dekade als Ergebnis des konsequenten Ausbaus der Kläranlagen auf Stickstoffelimination. Beim Phosphor ist diese Verminderung ebenfalls vorhanden, wenn auch weniger stark ausgeprägt. Hier weisen die Konzentrationen in der Ruhr seit 2000 ein relativ stabiles und niedriges Niveau auf. Mit einer weiteren Konzentrationsabnahme ist bei der erreichten guten Reinigungsleistung der Kläranlagen und bei dem wenig kontrollierbaren diffusen Eintrag beim Phosphor kaum zu rechnen. Bemerkenswert ist auch das stabile Konzentrationsniveau, welches sich durch die Steilheit der Summenhäufigkeitslinien zeigt. Die betrachteten Ruhrabschnitte können hinsichtlich der Vorgaben der EG-WRRL für die mittleren Phosphorkonzentrationen, wie in den Jahren zuvor, sicher in „gut“ eingestuft werden. Beim Ammonium-Stickstoff war an den Untersuchungsstellen zwischen Wildshausen und Hohenstein sogar der „sehr gute“ Zustand vorhanden, der auf den letzten Ruhrkilometern nur knapp nicht erreicht wurde.

Messstelle Ruhr bei Essen-Rellinghausen und Gewässerüberwachungsstationen

Die arithmetischen Mittel einiger ausgewählter Kenngrößen für das Abflussjahr 2013 an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen sind in den Tabellen 2.1 und 2.2 dargestellt. Zudem sind in Bild 2.2 die Ganglinien und die Summenhäufigkeiten als Unterschreitungsdauerlinie abgebildet. Die blauen senkrechten Linien ermöglichen die Ablesung der 10-, 50- und 90-Perzentile, und die waagerechte Linie zeigt den Durchschnitt des Abflussjahres.

Die Messstationen zwischen Echthausen und Duisburg (Bild 2.3) werden vom Ruhrverband, dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV), der Bezirksregierung Arnsberg sowie der Westfälischen Wasser- und Umweltanalytik GmbH (WWU) betrieben. Zudem beteiligt sich die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) an den Betriebskosten zweier Messstationen. Die Einrichtungen der Gewässerüberwachungsstationen an der Ruhr sind in Tabelle 2.3 aufgeführt.

Allgemeine chemische und physikalische Kenngrößen

Wassertemperatur und Abfluss

Die mittlere Wassertemperatur des Abflussjahres 2013 liegt mit 12,1 °C auf dem Niveau der langjährigen Betrachtung (2000-2013). Die Winterhalbjahrestemperatur dagegen erreichte mit 6,1 °C nahezu das Minimum (6 °C). Dazu trugen vor allem die niedrigen Temperaturen im März mit 4,4 °C bei. Dies ist die niedrigste Durchschnittstemperatur für den Monat März seit dem Jahr 2000. Am 24. Juli wurde die höchste Wassertemperatur mit 24,3 °C gemessen. Somit werden die Vorgabe für die Wassertemperatur, die sich für den Ruhrabschnitt vom Möhnezuffluss bis zur Mündung aus der FischgewV für Cyprinidengewässer (Imperativwert von 28 °C als 95-Perzentil) ergibt, und der Orientierungswert zur Beurteilung des ökologischen Zustandes von 25 °C, der für Gewässer des Epipotamals maßgeblich ist, sicher eingehalten.

Der mittlere Abfluss am Pegel Hattingen erreichte im Winterhalbjahr mit 80,6 m³/s das Minimum der letzten 15 Jahre. Am auffäll-

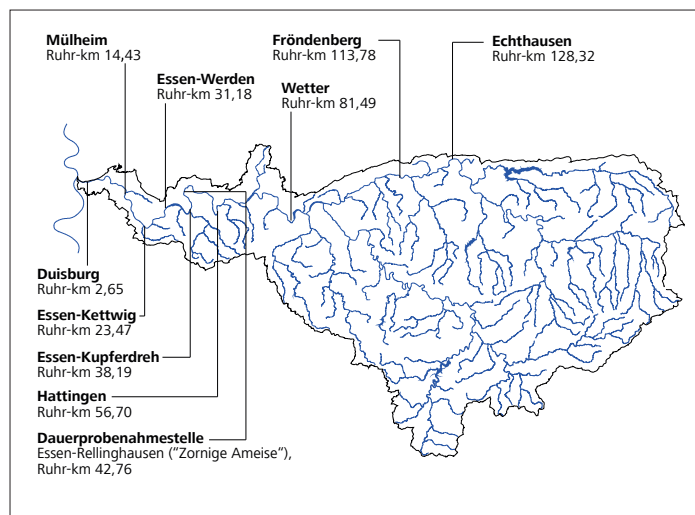


Bild 2.3: Lage der Gewässerüberwachungsstationen an der Ruhr
Fig. 2.3: Location of water quality monitoring stations along the Ruhr

igsten war der Monat März mit 55,0 m³/s, der nur in den Jahren 2011 und 2012 noch geringer war. Auch in den Sommermonaten lag der mittlere Abfluss mit 32,6 m³/s auf einem niedrigen Niveau. Das diesjährige Monatsminimum wurde im August mit 23,9 m³/s (Tagesminimum am 16. August mit 19,0 m³/s) erreicht. Lediglich im Jahr 2003 lag der Abfluss mit 22,5 m³/s für diesen Monat niedriger.

pH-Wert

Auch in diesem Winterhalbjahr blieb der pH-Wert an der Messstelle Essen-Rellinghausen im üblichen engen Bereich zwischen pH 7,8 und 8,5. Durch den sehr kalten März setzte die Algenentwicklung spät ein. Das Frühjahrsmaximum führte erst im Mai zu einem Spitzenwert von 111 µg/l Chlorophyll-a. Die pH-Werte stiegen in diesem Quartal durch den photosynthetischen Entzug des CO₂ auf ein Maximum von pH 9,0. Der Medianwert für diesen Zeitraum und auch für den Rest des Jahres blieb mit einem pH von 7,9 unauffällig.

Der für die Ruhr geltende untere Orientierungswert von pH 6,5 wurde zu keinem Zeitpunkt weder in Essen noch an einer der Messstationen unterschritten. Der obere Orientierungswert von pH 8,5 dagegen wurde von Anfang April bis Mitte Mai durch die Algenentwicklung einige Male überschritten. Dabei wurde ein Maximalwert von pH 9,0 erreicht. Der Median dieser beiden Monate lag bei pH 8,5. Die detaillierte Beschreibung der Auswirkungen biologischer Prozesse auf die Verhältnisse in der Ruhr bleibt dem Beitrag „Trophische Situation in der Ruhr“ vorbehalten.

Trübung/Abfiltrierbare Stoffe

Auch in diesem Jahr traten erwartungsgemäß die typischen Abhängigkeiten der Abfiltrierbaren Stoffe vom Abflussgeschehen ein. Im langjährigen Vergleich erreichten die Konzentrationen der Ab-

Tabelle 2.3: Einrichtungen der Gewässergüte-Überwachungsstationen an der Ruhr
Table 2.3: Facilities at the water quality monitoring stations along the Ruhr

| | Echthausen WWW | Fröndenberg LANUV / WWW | Wetter RV / LANUV | Hattingen RV / LANUV | Essen-Kupferdreh, Baldeneysee-Einlauf, RV | Essen-Werden, Baldeneysee-Auslauf, RV | Essen-Kettwig, Kettwiger See Auslauf, RV | Mülheim LANUV | Duisburg RV |
|--|-------------------|----------------------------|----------------------|-------------------------|--|--|---|------------------|----------------|
| Chemisch/physikalische Kenngrößen | | | | | | | | | |
| Wassertemperatur | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| pH-Wert | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Redox-Potenzial | | | x | | | | | | |
| Sauerstoffgehalt | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Elektrische Leitfähigkeit | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Trübung | x | x | x | x | | x | x | | |
| Spektraler Absorptionskoeffizient | | | | x | | | | | |
| Ammonium-Stickstoff | | | x | x | | x | | | |
| Sonstige | | | | | | | | | |
| Chlorophyll-a (in vivo Fluoreszenz) | | | x | x | | x | | | |
| Lufttemperatur | | | x | | | | x | | |
| Solarstrahlung | | | x | | | x | | | |
| Biomonitore | | | | | | | | | |
| Daphnientest | | x | | | | | | | |
| Probenahmeeinrichtungen | | | | | | | | | |
| Sammelprobenahme-Einrichtungen | | x | x | x | | x | x | x | x |
| Selbstentleerende Probenahme-Einrichtungen | | | x | x | | x | | | |
| Schwebstoffgewinnung | | | x | x | | | | | |
| Datenerfassung/-übertragung | | | | | | | | | |
| Messwertspeicher | | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Datenfernübertragung | | x | x | x | x | x | x | x | x |

filtrierbaren Stoffe und des Glührückstands sowie die Trübung (nicht dargestellt) das niedrigste Niveau. Im Gegensatz zu früheren Jahren wies insbesondere der März eine untypisch niederschlagsarme Phase und somit außerordentlich niedrige Werte für die Abfiltrierbaren Stoffe auf. Anders war es in den Monaten Mai und Juni, in denen neben den Abflüssen auch die Algenentwicklungen die Trübungsverhältnisse in der Ruhr beeinflussten. Die Trübung erreichte ihr Maximum am 21. Juni bei einem Abfluss von 69 m³/s und einem Chlorophyllgehalt von 11 µg/l. Die Abfiltrierbaren Stoffe unterschritten mit einem Mittelwert von 5,6 mg/l, wie auch im langjährigen Vergleich, beträchtlich den Leitwert von 25 mg/l (als Mittelwert) der Fischgewässer-Verordnung (FischgewV). Auch die Messstationen, die mit einer kontinuierlichen Trübungsmessung ausgestattet sind, zeigten insgesamt keine Auffälligkeiten.

Elektrische Leitfähigkeit

In den langanhaltenden Niedrigwasserperioden, insbesondere im Winterhalbjahr, wurde durch die Aufkonzentrierung der ionischen Verbindungen im Abflussjahr 2013 eine vergleichsweise hohe mittlere Elektrische Leitfähigkeit (nicht grafisch dargestellt) von 484 µS/cm erreicht. Neben dem Maximum von 678 µS/cm am 9. September wurden im Juni durch Abschwemmungen in Folge erhöhter Niederschläge Werte bis 648 µS/cm gemessen. Das Mini-

um trat mit einem Wert von 279 µS/cm bei einem Abfluss von 216 m³/s am 19. Dezember 2012 auf.

Mineralische Inhaltsstoffe

Chlorid und Sulfat

Durch die unterdurchschnittlichen Abflüsse in 2013 wurde ein Anstieg der Konzentrationen von Chlorid registriert. Die Sulfat-Gehalte zeigten diesen Effekt nicht und bewegten sich im Mittel der langjährigen Betrachtung. Für Chlorid gab es geringe Unterschiede zwischen dem Sommer- und Winterhalbjahr, die Monatsmittel bewegten sich in einem Bereich zwischen 45 mg/l und 75 mg/l. Die entsprechenden Mittelwerte des Sulfats lagen zwischen 32 mg/l und 42 mg/l. Die Maxima wurden am 9. September mit einem Wert von 110 mg/l Chlorid bzw. am 22. Juli mit 49 mg/l Sulfat verzeichnet. Die Minima traten am 2. Januar mit 26 mg/l Chlorid bzw. am 19. Dezember 2012 mit 23 mg/l Sulfat auf. Für Chlorid ist in der Trinkwasserverordnung ein Jahresmittelwert von 250 mg/l als Orientierungswert definiert. Mit durchschnittlich 60 mg/l Chlorid wurde dieser ebenso wie die LAWA-Zielvorgaben (200 mg/l) sicher eingehalten.

Fluorid und Bromid

Obwohl das Jahr 2013 sehr trocken war, lag der Fluoridgehalt mit 0,09 mg/l geringfügig unter dem Mittelwert (0,10 mg/l) der langjährigen Betrachtung. Der mittlere Bromidgehalt (0,10 mg/l) dagegen erreichte das Maximum seit 2000. Des Weiteren ist erkennbar, dass in den Sommermonaten höhere Konzentrationen als im Winterhalbjahr auftraten. Das Maximum für Fluorid (0,14 mg/l) wurde unter anderem am 10. April registriert, während am 9. September Bromid wie auch Chlorid ihre höchste Konzentration erreichten. Für die beiden Anionen Fluorid und Bromid gibt es keine Umweltqualitätsnormen in der Oberflächengewässerverordnung, deshalb wird zur Bewertung von Fluorid der Grenzwert der TrinkwV von 1,5 mg/l herangezogen. Dieser wird von allen erfassten Werten deutlich unterschritten. Für Bromid gibt es keinerlei Anforderungen, ein niedriges Niveau ist trotzdem wünschenswert, da es im Hinblick auf die Trinkwassergewinnung wegen einer eventuellen Bromatbildung bei der Ozonung von Bedeutung ist.

Alkali- und Erdalkalimetalle

Die Konzentrationen der Erdalkalimetallkationen Calcium und Magnesium unterliegen ebenfalls der typischen Abhängigkeit vom Abflussgeschehen. So lagen in den letzten drei abflussarmen Jahren die Mittelwerte von Calcium mit 40 mg/l deutlich über denen in den zehn Jahren zuvor. Wie im letzten Jahr waren im Winter- und im Sommerhalbjahr die mittleren Konzentrationen nahezu gleich. Für Magnesium wurden mittlere Werte von 7,2 mg/l für diese Berichtszeiträume ermittelt, damit lagen diese etwas unter dem Durchschnittswert (8,0 mg/l) für den Zeitraum 2000 bis 2012. Die Maximalwerte betrug beim Calcium am 10. April 47 mg/l und beim Magnesium 9,1 mg/l. Die Minima wurden mit 27 mg/l beim Calcium und 4,7 mg/l beim Magnesium gemessen.

Mit einem mittleren Härtegrad von 1,3 mmol/l (7,3°dH) ist das Ruhrwasser wie im Vorjahr als „weich“ einzustufen.

Durch den noch niedrigeren mittleren Abfluss als im Vorjahr erreichten in diesem Jahr die Natrium-Konzentrationen etwas höhere Werte als 2012. Trotzdem wurde der zur Bewertung herangezogene Grenzwert der TrinkwV (200 mg/l) mit 41 mg/l im Jahresmittel und im Maximum (75 mg/l) sicher eingehalten.

Organische Summenparameter

Eine Aussage zu den organischen Komponenten in Gewässern machen verschiedene Summenparameter. Hierzu zählen der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB₅), die chemische Oxidierbarkeit mittels Kaliumdichromat (CSB), der Organisch Gebundene Kohlenstoff (DOC und TOC), der Spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm und die Adsorbierbaren Organisch Gebundenen Halogene (AOX). Im weiteren Text werden die Ergebnisse einiger dieser Parameter erörtert.

Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen

Der BSB₅ wird auch vom Abflussgeschehen beeinflusst. Noch größere Auswirkungen als der Abfluss haben allerdings die Algen- und Zooplanktonentwicklungen. Entsprechend wurde das Maximum (6 mg/l) in der Vegetationsperiode am 10. Mai registriert. Der Mittelwert von 2,0 mg/l (ohne ATH) lag 20 % unter dem Durchschnittswert (2,4 mg/l) der Jahre 2000 bis 2012. Die Konzentration in den Sommermonaten betrug durchschnittlich 1,6 mg/l und im Winterhalbjahr 2,5 mg/l. Der nach der EG-WRRL vorgegebene Mittelwert von 6 mg/l BSB₅ (ohne ATH) wurde somit um mehr als die Hälfte unterschritten, so dass für den Biochemischen Sauerstoffbedarf eine Bewertung mit „sehr gut“ erfolgt. Auch der Grenzwert der FischgewV (als 95-Perzentil) von 6 mg/l wird mit einem Wert von 4,8 mg/l sicher eingehalten.

Chemischer Sauerstoffbedarf und Gesamter Organisch Gebundener Kohlenstoff

Die höchsten Werte des Chemischen Sauerstoffbedarfs und des Gesamten Organisch Gebundenen Kohlenstoffs wurden am 17. Dezember 2012 während eines Abflussanstiegs auf 243 m³/s mit 22 mg/l CSB bzw. 5,4 mg/l TOC gemessen. Auch während der Vegetationsperiode wurden überdurchschnittliche Werte, bedingt durch die Zunahme der Biomasse, festgestellt. Der diesjährige Durchschnittswert für CSB war mit 9,0 mg/l etwas niedriger als im Vorjahr, während der TOC-Wert im Vorjahresvergleich mit 3,2 mg/l gleich war. Damit wurde der Orientierungswert von 7 mg/l TOC um mehr als 50 % unterschritten, so dass eine Bewertung mit „sehr gut“ erfolgt. Ebenso wird die Zielvorgabe der LAWA (als 90-Perzentil definiert) von 5 mg/l TOC sicher eingehalten.

Adsorbierbare Organisch Gebundene Halogene

Mit dem Summenparameter Adsorbierbare Organisch Gebundene Halogene (AOX) wird die Vielzahl der organischen Halogenverbindungen in Gewässern weitestgehend erfasst. Die in der Ruhr bei

Essen-Rellinghausen ermittelten Konzentrationen stammen vorwiegend aus den eingeleiteten häuslichen und gewerblich/industriellen Abwässern. Die Messwerte erstreckten sich von < 5 bis 13 µg/l. Das Maximum trat während der Niedrigwasserperioden im November 2012 und April 2013 auf. Im Mittel lag die Konzentration für AOX wie in den vergangenen Jahren bei 8 µg/l. Das 90-Perzentil von 11 µg/l hält die Anforderung der LAWA-Zielvorgabe von 25 µg/l sicher ein.

Sauerstoffhaushalt

Die Sauerstoffkonzentrationen in der Ruhr wurden an sieben Messstationen zwischen Fröndenberg und Duisburg für das Abflussjahr 2013 ermittelt. In Bild 2.4 sind die Monatsmittelwerte sowie die Bandbreite der Tagesdurchschnittswerte dargestellt. Da die Sauerstofflöslichkeit mit sinkender Temperatur steigt, sind die Konzentrationen im Winterhalbjahr höher als im Sommerhalbjahr. Von November bis Februar bewegte sich der Sauerstoffgehalt in einem schmalen Bereich zwischen 11,0 mg/l und 12,8 mg/l bei einem Mittelwert von 12,3 mg/l. Dies ist der höchste Wert seit 2000. Während der Algenentwicklungsprozesse vor allem von März bis Mai und des sich anschließenden biologischen Abbaus der Biomasse nahm die Bandbreite der Sauerstoffkonzentrationen zu. Dabei wurden für Essen-Kupferdreh am 3. April der Höchstwert von 14,6 mg/l O₂ und am 29. Juli der Tiefstwert von 6,1 mg/l O₂ erreicht. Das Maximum der Tagesmittelwerte wurde an der Messstation Essen-Werden, Auslauf Baldeneysee, mit 21,6 mg/l im Mai gemessen. Essen-Werden zeichnete als einzige Messstation Konzentrationen über 20 mg/l auf. In Mülheim wurde das Minimum im Juli mit 2,9 mg/l ermittelt. In Fröndenberg und Hattingen traten ähnliche Konzentrationen (6 bis 14 mg/l) mit schmaler Bandbreite auf. Die Sauerstoffgehalte für Essen-Kettwig und Duisburg lagen zwischen 4,1 und 17,5 mg/l.

In Bild 2.5 sind für das hydrologische Sommerhalbjahr 2013 die Dauerlinien der Tagesmittelwerte für die Sauerstoffsättigung mit den langjährigen Werten an der Messstation Essen-Werden dargestellt. Wie im Vorjahr lagen lediglich 15 % (28 Werte) der Sauerstoffsättigungsindizes unter 90 % und nur ein Wert unterhalb einer Sättigung von 70 %. So schließt das Jahr 2013 an die „guten“ Verhältnisse der Vorjahre an. Da auch in diesem Jahr keine Stresssituationen für die Fischfauna auftraten, kamen die vorhandenen Belüftungsmöglichkeiten nicht zum Einsatz.

In Bild 2.6 ist für die untere Ruhr die prozentuale zeitliche Verteilung der Sauerstoffkonzentration für die Tagesmittelwerte abgebildet. Für die Einstufung in die Güteklasse II gemäß der OGewV müssen jährlich mindestens 90 % der Tage eine Sauerstoffkonzentration von 6 mg/l und mehr aufweisen. Diese Anforderungen wurden an den Gewässermessstationen Duisburg, Kettwig, Werden, Kupferdreh und Hattingen sicher eingehalten. Ausschließlich die Messstation Mülheim verfehlte mit 86 % knapp die Vorgabe. An dieser Messstelle machte sich der Sauerstoffrückgang durch den Abbau der im Baldeneysee gebildeten Biomasse deutlich bemerkbar (Selbstreinigungsstrecke). Insgesamt kann der Unterlauf der Ruhr für den Sauerstoffgehalt jedoch als „gut“ eingestuft werden.

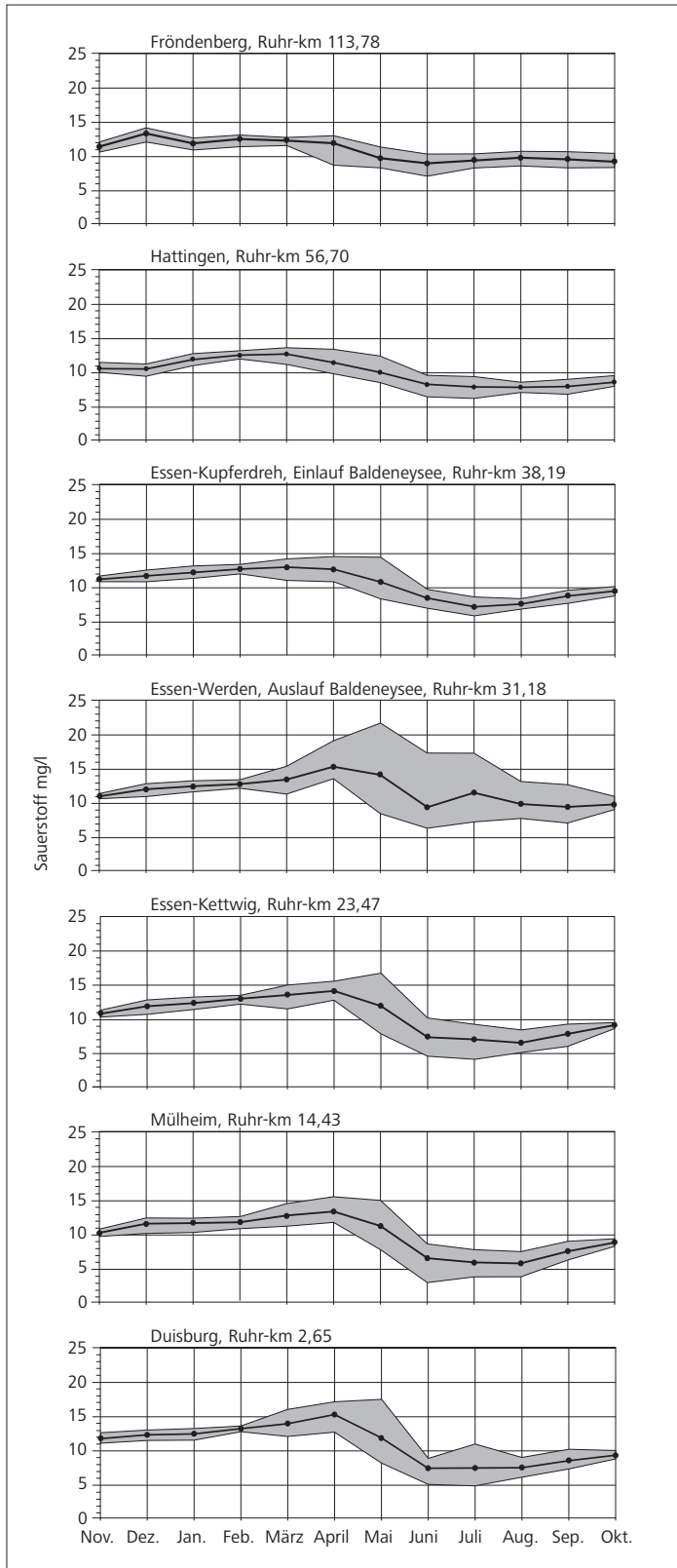


Bild 2.4: Sauerstoffgehalte in der Ruhr, monatliche Durchschnittswerte und Bandbreite der Tagesdurchschnittswerte, Abflussjahr 2013
 Fig. 2.4: Oxygen in the Ruhr, monthly means and spread of daily means, water year 2013

Nährstoffe/Trophie

Die Pflanzenproduktion wird neben klimatischen Faktoren vor allem durch das Angebot der Nährstoffe beeinflusst, von denen die wichtigsten Stickstoff und Phosphor sind. Der Phosphor stellt dabei in der Ruhr den limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum dar. Um den Nährstoffeintrag in die Ruhr und ihre Nebengewässer einzuschränken und damit die Algenproduktion zu verringern, kommt dem Phosphorrückhalt auf den Kläranlagen des Ruhrverbands große Bedeutung zu.

Phosphor

Der Gesamtphosphorgehalt lag wie im Vorjahr bei einem Jahresdurchschnittswert von 0,10 mg/l. Die Konzentrationen werden vor allem durch das Abflussgeschehen bestimmt. Das Maximum für Gesamtphosphor (0,23 mg/l) wurde am 21. Juni registriert. Die niedrigsten Werte für o-Phosphat-Phosphor wurden während der Frühjahrspopulation der Planktonalgen beobachtet, als sie auf ein Minimum von 0,003 mg/l sanken. Dies unterstreicht die Rolle des Phosphors als limitierender Faktor. Das Maximum für o-Phosphat-Phosphor (0,11 mg/l) trat im Juni und Juli auf. Der Orientierungswert für Gesamtphosphor von 0,1 mg/l, bzw. für o-PO₄-P von 0,07 mg/l, wurde auch in 2013 sicher eingehalten. Die Einstufung der Ruhr bei Essen-Rellinghausen erfolgt in „gut“.

Nitrat-Stickstoff

Mit einem Durchschnittswert von 2,8 mg/l liegt der Nitrat-Stickstoff-Gehalt in der Ruhr bei Essen auf dem niedrigen Niveau des Vorjahres. Da die Denitrifikation im Gewässersediment durch niedrige Wassertemperaturen vermindert wird, wurden Ende Februar und Anfang März bei Temperaturen zwischen 2,2 und 4,7 °C die Maxima von 3,9 mg/l NO₃-N registriert. Durch zunehmende Denitrifikation und vor allem in Folge der Aufnahme durch Algen Anfang Mai sanken die Konzentrationen auf ein Minimum von 1,9 mg/l. Trotz des niedrigen Gehaltes im langjährigen Vergleich 2000 bis 2012 konnte der strenge Wert von 2,5 mg/l NO₃-N für das 90-Perzentil der LAWA-ZV auch im Abflussjahr 2013 (3,6 mg/l NO₃-N) nicht erreicht werden. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l Nitrat wurde sicher eingehalten.

Ammonium-Stickstoff

Das niedrige Konzentrations-Niveau der letzten Jahre wurde auch in 2013 mit einem Mittelwert von 0,05 mg/l NH₄-N bestätigt. Obwohl die Nitrifikations-Prozesse durch höhere Temperaturen gefördert werden und hierdurch dann niedrigere Ammonium-Werte auftreten, war das diesjährige Maximum von 0,20 mg/l NH₄-N am 21. Juni festzustellen. Dies war durch kurzzeitige Niederschlagswassereinleitungen bei einem Starkregenereignis bedingt. Im Winterhalbjahr kletterten die Konzentrationen höchstens auf 0,16 mg/l NH₄-N. In der Vegetationsperiode sank der Gehalt an NH₄-N auf 0,02 bis 0,06 mg/l, zeitweise sogar auf <0,01 mg/l. Der Orientierungswert von 0,3 mg/l wurde zu keinem Zeitpunkt überschritten, weder bei Essen-Rellinghausen noch an

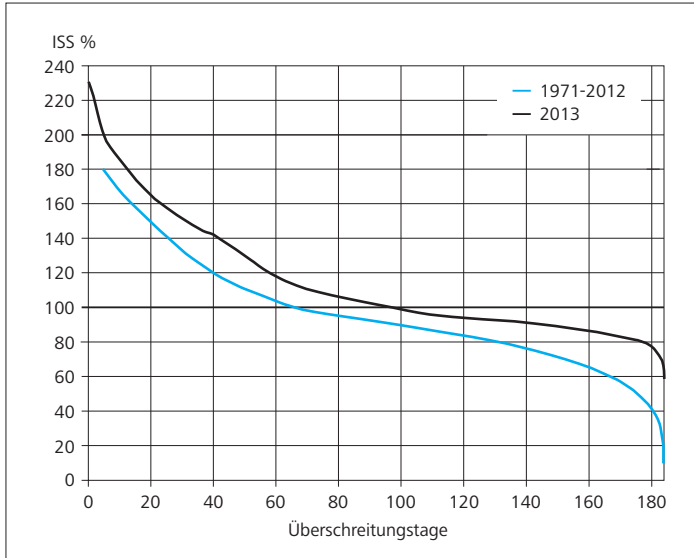


Bild 2.5: Sauerstoffdauerlinie der Tagesmittelwerte im Sommerhalbjahr 2013 und Vergleich mit den langjährigen Werten an der Gewässergüte-Überwachungsstation Essen-Werden (Baldeneysee Auslauf)

Fig. 2.5: Oxygen duration curve of daily means during the six summer months in 2013 and comparison with the long-term results of the water quality monitoring station Essen-Werden (outflow Lake Baldeney)

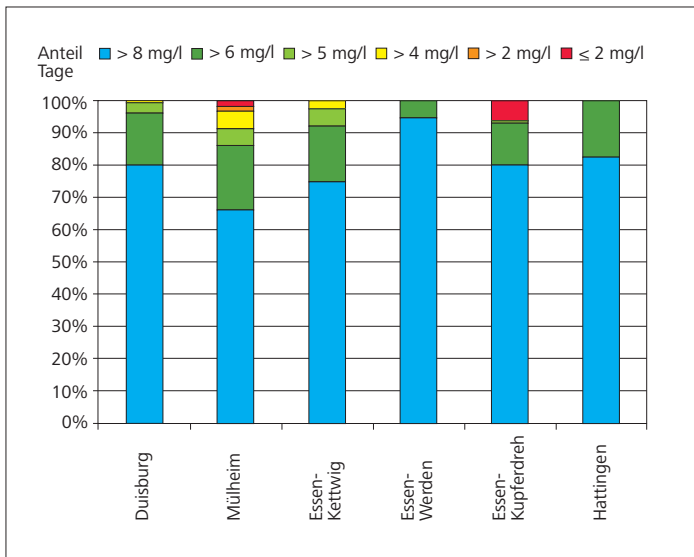


Bild 2.6: Zeitliche Verteilung der Sauerstoffgehalte in der unteren Ruhr, Abflussjahr 2013

Fig. 2.6: Temporal distribution of oxygen levels in the lower Ruhr, water year 2013

einer der Messstationen. Mit einem Durchschnittswert von 0,05 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde auch in diesem Jahr der „sehr gute“ Zustand, der mit 0,04 mg/l festgelegt ist, knapp nicht erreicht. Im Gegensatz dazu wird das 90-Perzentil (0,14 mg/l) mit einem Wert von 0,09 mg/l (90-Perzentil) sicher eingehalten.

Schwermetalle

Die Gehalte der Schwermetalle halten sich seit Jahren auf einem niedrigen Niveau. Die prioritären Stoffe Blei und Nickel wie auch die prioritär gefährlichen Stoffe Cadmium und Quecksilber (nicht dargestellt) werden nach den Vorgaben der EG-WRRL (membranfiltriert) bewertet. Zudem werden die Konzentrationen der Metalle Chrom, Kupfer und Zink in der unfiltrierten Probe gemessen und entsprechend der LAWA-Zielvorgaben (LAWA-ZV) und ggf. der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) und Fischgewässerverordnung (FischgewV) eingestuft.

Blei

Blei gelangt vorwiegend durch Ausschwemmungen aus belastetem Boden in die Gewässer. In der Ruhr bei Essen-Rellinghausen wurden Konzentrationen zwischen 0,29 und 7,7 $\mu\text{g/l}$ Pb ermittelt. Der Durchschnittswert im betrachteten Zeitraum lag bei 1,2 $\mu\text{g/l}$ Pb und somit um 30 % niedriger als im Vorjahr. Der Mittelwert der filtrierten Proben mit 0,11 $\mu\text{g/l}$ Pb bestätigt die Einhaltung der Umweltqualitätsnorm (UQN) von 7,2 $\mu\text{g/l}$. Ebenfalls wurden die Anforderungen der LAWA-ZV (3,4 $\mu\text{g/l}$ Pb_{ges}) und der TrinkwV (10 $\mu\text{g/l}$ Pb_{ges}), die zum Vergleich herangezogen wurden, sicher eingehalten.

Cadmium

Cadmium ist meist ein Begleitelement des Zinks. Die Belastung der Ruhr und ihrer Nebengewässer stammt hauptsächlich aus anthropogener Freisetzung mit geogenem Hintergrund, wie Grubenwässer und Haldensickerwässer. Im Jahr 2013 lag das arithmetische Mittel für Cadmium im Winter- gleichermaßen wie im Sommerhalbjahr bei 0,07 $\mu\text{g/l}$ und somit unter dem Niveau der beiden Vorjahre (0,1 $\mu\text{g/l}$ Cd_{ges}). Der Höchstwert (0,25 $\mu\text{g/l}$ Cd_{ges}) trat bei einem Abfluss von 242,8 m^3/s auf. Die Bestimmungsgrenze von 0,05 $\mu\text{g/l}$ Cd_{ges} wurde, vor allem in den Monaten November und Dezember, häufig unterschritten.

Cadmium hat eine hohe toxische Wirkung auf Wasserorganismen. Diese sinkt allerdings mit steigender Wasserhärte. Auf Grund dessen gibt es für Cadmium in Abhängigkeit von der Wasserhärteklasse Umweltqualitätsnormen. Bei der Messstelle Essen-Rellinghausen ist die Wasserhärte in weich eingestuft. Mit dem diesjährigen Mittelwert der filtrierten Probe von 0,04 $\mu\text{g/l}$ wurde die UQN von 0,09 $\mu\text{g/l}$ Cd_{filtr} eingehalten.

Nickel

Großfeuerungs- und Müllverbrennungsanlagen sind diffuse Quellen für Nickelemissionen. Weiterhin wird Nickel auch über kommunale Abwassereinleitungen, insbesondere mit Abwässern der Galvanikindustrie, in Oberflächengewässer eingeleitet. Trotz unterdurchschnittlicher Abflüsse und damit entsprechend hohem gereinigten Abwasseranteil wurden sehr niedrige Konzentrationen für Nickel gemessen. Das Maximum lag für die unfiltrierte Probe bei 6,8 $\mu\text{g/l}$ Ni und damit weit unter dem des Vorjahres (11 $\mu\text{g/l}$). Der Jahresdurchschnitt betrug 2,7 $\mu\text{g/l}$ (2012: 3,6 $\mu\text{g/l}$). Für die fil-

trierte Probe lag der Mittelwert bei 2,3 µg/l (2012: 2,3 µg/l). Der UQN-Wert von 20 µg/l wird sicher eingehalten.

Chrom

Durch die Abwässer der Galvanikindustrie wurden früher die Oberflächengewässer stärker mit Chrom belastet. Heute spielt diese Verunreinigung (keine grafische Darstellung) nur eine untergeordnete Rolle, wie der Mittelwert der unfiltrierten Probe, der kleiner als die Bestimmungsgrenze von <1,0 µg/l ist, zeigt. Das Jahresmaximum für Chrom wurde mit einem Wert von 3,8 µg/l ermittelt. Die Vorgabe der LAWA-ZV mit einem Median von 10 µg/l für Chrom wird sicher eingehalten

Kupfer

Kupfer ist ebenfalls eines der Schwermetalle, welches hauptsächlich über die kommunalen Abwässer in die Oberflächengewässer gelangt. Obwohl das Jahr 2013 nach 2000 das niedrigste Abflussniveau hatte, gingen in diesem Jahr die Kupferwerte zurück. Der Durchschnittswert betrug 4,2 µg/l Cu_{ges}. Die Einstufung erfolgt in „mäßig“. Das 95-Perzentil der filtrierten Probe hält allerdings die Anforderung der FischgewV ein, die hier einen Wert von 40 µg/l Cu_{filtr.} fordert.

Quecksilber

Quecksilber gehört zu den prioritär gefährlichen Stoffen. Die laut der EG-WRRL zulässige Höchstkonzentration beträgt 0,07 µg/l. Die diesjährigen maximal gemessenen Konzentrationen liegen bei 0,02 µg/l. Auch die mittlere Konzentration von <0,005 µg/l hält sicher den geforderten UQN-Wert von 0,05 µg/l ein und wird mit „sehr gut“ bewertet.

Zink

Neben den kommunalen Abwässern sind vor allem auch Einträge über den ehemaligen Erzbergbau in den östlichen Teilen des Ruhreinzugsgebiets für die Zinkbelastung der Ruhr verantwortlich. Trotz der abnehmenden Tendenz im Laufe der Jahre wird der sehr strenge Wert der OGeWV von 14 µg/l Zn_{ges} nicht eingehalten. Mit einer mittleren Konzentration von 18 µg/l Zn_{ges} bei Essen-Rellinghausen wird entsprechend dem Leitfaden NRW nur der „mäßige“ Zustand erreicht. Dahingegen wird die Anforderung der FischgewV mit einem Grenzwert von 1 mg/l Zn_{ges} weit unterschritten.

Spezielle Einzelstoffe

Borat-Bor

Borat-Bor hat sich in den letzten fünf Jahren bei einer Jahresdurchschnittskonzentration von 0,08 mg/l eingependelt. In den Sommermonaten lagen die Konzentrationen (0,09 mg/l) etwas höher als in den Wintermonaten (0,06 mg/l). Letzteres ist auf den Verdünnungseffekt zurückzuführen. Der Rückgang an Borat-Bor in den letzten Jahrzehnten ist vor allem durch den verminderten Ein-

satz von Perborat in Waschmitteln zu erklären. Selbst durch das Maximum (0,13 mg/l BO₃-B) wurde der Grenzwert der TrinkwV (1 mg/l BO₃-B) nicht überschritten. Auch der Orientierungswert gemäß Monitoringleitfaden von 0,1 mg/l BO₃-B als Mittelwert für den guten chemischen Zustand wird sicher eingehalten.

Zusammenfassende Bewertung

Für die Bewertung der Belastung der Ruhr bei Essen-Rellinghausen bezüglich physikalisch-chemischer Kenngrößen stehen verschiedene Immissionsanforderungen zur Verfügung (Tabelle 2.4).

Zur Bewertung des ökologischen Zustands der Ruhr bei Essen werden die allgemeinen physikalisch-chemischen Kenngrößen ergänzend herangezogen. Diese sind mit entsprechenden Orientierungswerten, die in der Regel als Jahresmittelwert definiert sind, belegt. Die Gewässerkonzentrationen der organischen Summenparameter BSB₅ (ohne ATH) und TOC werden hier wie in der Vergangenheit mit „sehr gut“ bewertet. Eine Einstufung in „gut“ erfolgt für die Parameter Wassertemperatur, Chlorid, Ammonium-Stickstoff, Gesamt- und o-Phosphat-Phosphor. Bedingt durch die Algenentwicklungen wird der obere pH-Grenzwert von 8,5 auch in diesem Jahr einige Male überschritten.

Die prioritären und prioritär gefährlichen Schwermetalle Nickel, Cadmium, Blei und Quecksilber halten die Umweltqualitätsnormen (UQN) (Anlage 7 der OGeWV) mit z.T. hohem Sicherheitsabstand ein. Die Bewertung der Metalle Kupfer und Zink gemäß Leitfaden Anlage D4 erfolgt mit „mäßig“.

Die strengen LAWA-Zielvorgaben können für die Stoffe Kupfer, Cadmium, Zink und Nitrat-Stickstoff nicht eingehalten werden. Dies hat zum einen geogene Hintergründe (Zink, Cadmium), zum anderen spielt die hohe Grundbelastung (Nitrat) durch die Landwirtschaft eine große Rolle.

Erläuterung der verwendeten Abkürzungen

| | |
|----------------------|---|
| ACP-OW | Orientierungswerte zur Beurteilung des ökologischen Zustandes |
| UQN | Umweltqualitätsnormen gem. Oberflächengewässerverordnung |
| FischgewV / G bzw. I | Fischgewässerverordnung |
| LAWA ZV | LAWA-Zielvorgaben bzw. Güteklassifikation für Güteklasse II |
| TrinkwV | Trinkwasserverordnung |
| * | gesetzlich nicht verbindlicher Orientierungswert |

UQN prioritäre Stoffe / pH ■ eingehalten ■ nicht eingehalten

Einstufung des chemischen Monitorings gemäß WRRL (Farbgebung NRW)

| | |
|------------------|--------------------------------|
| ■ sehr gut | Wert ≤ ½ UQN/OW |
| ■ gut | ½ UQN/OW < Wert ≤ UQN/OW |
| ■ mäßig | UQN/OW < Wert ≤ 2 x UQN/OW |
| ■ unbefriedigend | 2 x UQN/OW < Wert ≤ 4 x UQN/OW |
| ■ schlecht | Wert > 4 x UQN/OW |

Sonstige Einstufungen

■ eingehalten ■ nicht eingehalten □ keine Vorgaben

Tabelle 2.4: Statistische Daten ausgewählter Kenngrößen und Vergleich mit gesetzlichen Anforderungen, Ruhr bei Essen-Rellinghausen im Abflussjahr 2013
 Table 2.4: Statistical data on selected parameters and comparison with legal requirements, Ruhr at Essen-Rellinghausen in the runoff year 2013

| | | Anzahl Messungen | Minimum | Mittelwert | Maximum | 50-Perzentil | 90-Perzentil | 95-Perzentil | ACP-OW | UQN prioritäre Stoffe (Anl. 7) | Orientierungswert Leitfaden Anl. D 4 | FischgewV / G bzw. I | LAWA ZV | TrinkwV |
|---------------------------|-------|------------------|---------|------------|---------|--------------|--------------|--------------|--------|--------------------------------|--------------------------------------|----------------------|---------|---------|
| Wassertemperatur | °C | 135 | 1,4 | 12,1 | 24,3 | 13,4 | 21,0 | 22,5 | ■ | | | ■ | | |
| pH-Wert | | 135 | 7,7 | 8,0 | 9,0 | 7,9 | 8,2 | 8,8 | ■ | | | ■ | | |
| Abfiltrierbare Stoffe | mg/l | 135 | 0,5 | 5,6 | 71 | 3,9 | 9,9 | 14,6 | | | | ■ | | |
| Elektrische Leitfähigkeit | µS/cm | 135 | 279 | 484 | 678 | 500 | 563 | 575 | | | | | | ■ |
| Chlorid | mg/l | 135 | 26 | 60 | 110 | 62 | 77 | 80 | ■ | | | | ■ | ■ |
| Sulfat | mg/l | 135 | 23 | 39 | 49 | 40 | 44 | 45 | | | | | ■ | ■ |
| Fluorid | mg/l | 135 | < 0,05 | 0,09 | 0,14 | 0,09 | 0,12 | 0,12 | | | | | | ■ |
| Natrium | mg/l | 135 | 16 | 41 | 75 | 42 | 54 | 57 | | | | | | ■ |
| BSB ₅ ohne ATH | mg/l | 135 | 0,4 | 2,0 | 6,0 | 1,8 | 3,3 | 4,7 | ■ | | | ■ | | |
| CSB | mg/l | 165 | 5,5 | 9,0 | 22 | 8,6 | 11,5 | 15,5 | | | | | | |
| TOC | mg/l | 133 | 1,7 | 3,2 | 5,4 | 3,2 | 4,4 | 4,6 | ■ | | | | ■ | |
| AOX | µg/l | 127 | < 5 | 8 | 24 | 8 | 12 | 12 | | | | | ■ | |
| Sauerstoff | mg/l | 135 | 6,1 | 10,5 | 14,6 | 10,6 | 13,1 | 13,4 | ■ | | | ■ | ■ | |
| Gesamtposphor | mg/l | 134 | 0,04 | 0,10 | 0,23 | 0,09 | 0,12 | 0,13 | ■ | | | | ■ | |
| o-Phosphat-Phosphor | mg/l | 136 | < 0,01 | 0,06 | 0,12 | 0,06 | 0,09 | 0,10 | ■ | | | | ■ | |
| Nitrat-Stickstoff | mg/l | 135 | 1,9 | 2,8 | 3,9 | 2,7 | 3,6 | 3,7 | | | | | ■ | ■ |
| Nitrit-Stickstoff | mg/l | 135 | < 0,05 | < 0,05 | 0,07 | < 0,05 | < 0,05 | 0,05 | | | | ■ | ■ | ■ |
| Ammonium-Stickstoff | mg/l | 134 | < 0,01 | 0,05 | 0,20 | 0,04 | 0,09 | 0,11 | ■ | | | ■ | ■ | ■ |
| Blei | µg/l | 134 | 0,29 | 1,2 | 8 | 0,89 | 1,9 | 2,7 | | | | | ■ | ■ |
| Blei (filtriert) | µg/l | 134 | < 0,10 | 0,11 | 0,49 | 0,11 | 0,19 | 0,27 | | ■ | | | | |
| Cadmium | µg/l | 134 | < 0,05 | 0,07 | 0,25 | 0,07 | 0,11 | 0,12 | | | | | ■ | ■ |
| Cadmium (filtriert) | µg/l | 122 | < 0,05 | < 0,05 | 0,09 | 0,05 | 0,07 | 0,08 | | ■ | | | | |
| Nickel | µg/l | 134 | 1,7 | 2,7 | 7 | 2,5 | 3,4 | 3,7 | | | | | ■ | ■ |
| Nickel (filtriert) | µg/l | 105 | 1,7 | 2,3 | 3,9 | 2,2 | 3,0 | 3,2 | | ■ | | | | |
| Quecksilber | µg/l | 49 | < 0,005 | < 0,005 | 0,02 | < 0,005 | < 0,005 | 0,01 | | ■ | | | ■ | ■ |
| Chrom | µg/l | 134 | < 1,0 | < 1,0 | 3,8 | < 1,0 | 1,3 | 1,7 | | | ■ | | ■ | ■ |
| Kupfer | µg/l | 134 | 1,8 | 4,2 | 11 | 4,0 | 5,6 | 7,4 | | | ■ | | ■ | ■ |
| Kupfer, (filtriert) | µg/l | 130 | 1,3 | 2,7 | 5,2 | 2,8 | 3,6 | 3,7 | | | | ■ | | |
| Zink | µg/l | 134 | 7,4 | 18 | 66 | 16 | 26 | 32 | | | ■ | ■ | ■ | |
| NTA* | µg/l | 133 | < 1 | < 1 | 6 | < 1 | 2 | 2 | ■ | | | | | |
| EDTA* | µg/l | 131 | < 1 | 8 | 18 | 8 | 13 | 13 | ■ | | | | | |
| DTPA* | µg/l | 132 | < 1 | 7 | 22 | 6 | 11 | 15 | ■ | | | | | |
| Borat-Bor* | mg/l | 135 | 0,03 | 0,08 | 0,13 | 0,08 | 0,11 | 0,11 | ■ | | | | | ■ |

3 Die Ruhr und ihre Nebengewässer

Zur Charakterisierung der Wasser- und der Gewässerqualität der Ruhr und ihrer Nebengewässer werden verschiedene, sich ergänzende Messprogramme durchgeführt, die physikalisch-chemische und hydrobiologische Untersuchungen beinhalten. Zu diesen Programmen, die zur Beantwortung unterschiedlicher Fragestellungen herangezogen werden, gehören u.a. die vierwöchentlichen physikalisch-chemischen Ruhrlängsuntersuchungen zusammen mit den vier weiteren, quartalsweise durchgeführten Längsuntersuchungen der Ruhr gemäß den Vereinbarungen mit der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR). Letztere werden im Beitrag „Analysergebnisse des Ausschusses Wassergüte“ im AWWR-Teil dargestellt und berichtet. Das Monitoring der Gewässer im Ruhreinzugsgebiet nach den Vorgaben der EG-WRRL erfolgt in Zusammenarbeit mit den zuständigen Umweltbehörden des Landes NRW. Diese Zusammenarbeit beinhaltet neben den physikalisch-chemischen und hydrobiologischen Untersuchungen eine gemeinsame Bewertung der Monitoringdaten und des Gewässerzustands sowie die gegenseitige Verwendung der Daten für Berichte oder Veröffentlichungen. Zur Beschreibung der Wechselwirkungen zwischen hydrobiologischen Lebensge-

meinschaften und abiotischen Randbedingungen werden vor allem im Bereich der durch Stauseen geprägten Unteren Ruhr Untersuchungsprogramme zur Plankton- und Makrophytenentwicklung durchgeführt, mit deren Hilfe die trophische Situation und deren Einfluss auf die Gewässergüte beschrieben werden kann.

Physikalisch-chemische Ruhrlängsuntersuchungen

Dieses Untersuchungsprogramm wird in vierwöchentlichem Abstand an zwölf festgelegten Probenahmestellen durchgeführt. Die Frequenz zielt inhaltlich auf die zeitliche Entwicklung der physikalisch-chemischen und biologischen Beschaffenheit ab, die u.a. durch das Abflussgeschehen, die Jahreszeiten, die Wetterverhältnisse und die Belastungssituationen geprägt wird. Durch die Verteilung der Probenahmestellen auf repräsentative Gewässerabschnitte wird der Entwicklung im Fließverlauf der Ruhr Rechnung getragen. Fünf der zwölf Probenahmestellen liegen im Bereich der „Oberen Ruhr“ (Quelle bis Möhnmündung), zwei im Bereich der „Mittleren Ruhr“ (Möhnmündung bis Elsemündung bei Schwerte) und fünf im Bereich der „Unteren Ruhr“ (Elsemündung bei Schwerte bis zur Mündung in den Rhein). Der letzte Gewässerabschnitt ist vor allem durch die Stauhaltungen, wie z. B. den Kemnader See und den Baldeneysee, geprägt. In Bild 3.1 sind die Probenahmeorte kartografisch dargestellt. Die Flusskilometerangaben

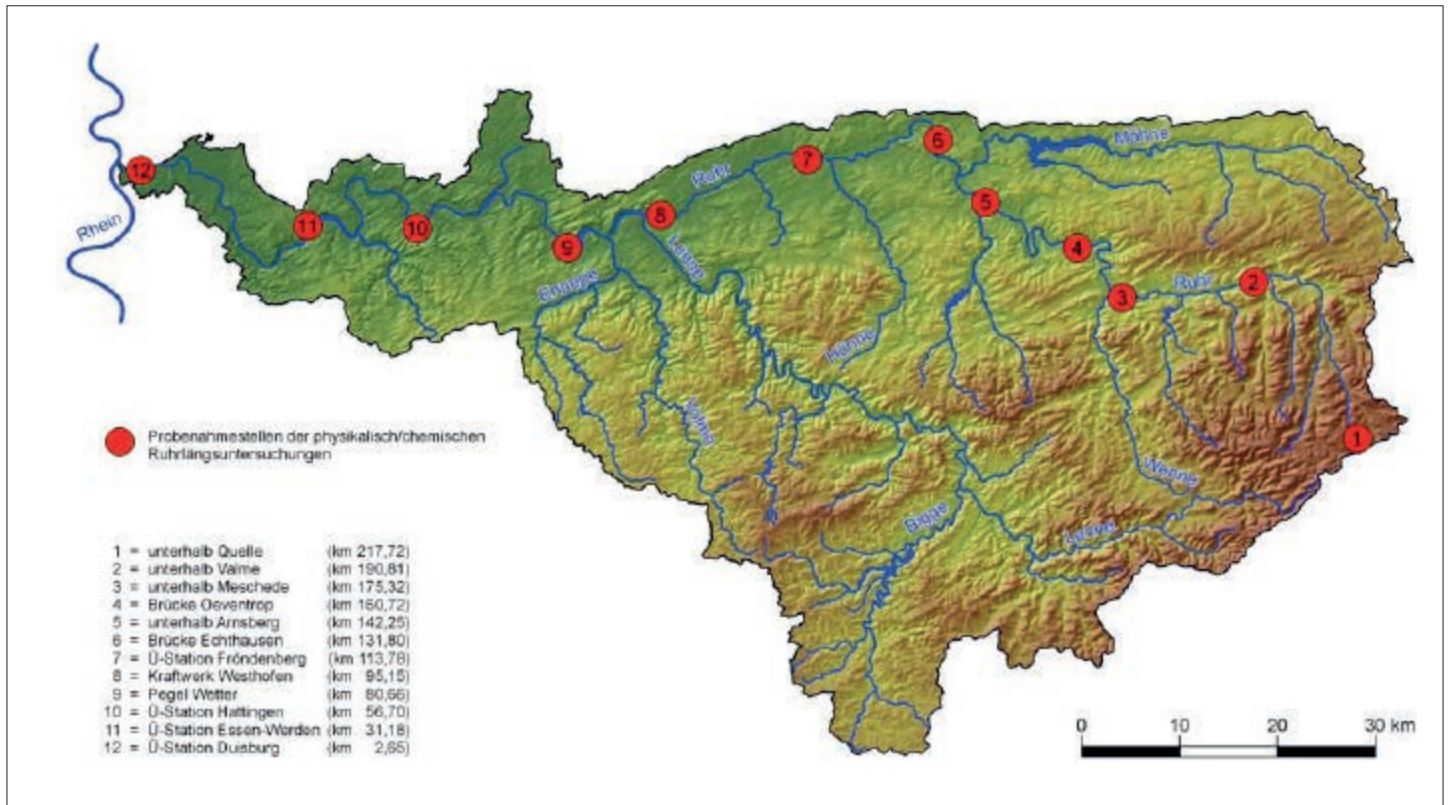


Bild 3.1: Geografische Lage der zwölf Probenahmestellen der Ruhrlängsuntersuchungen
 Quelle: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2008
 Fig. 3.1: Location of the 12 sampling points for quality monitoring along the Ruhr
 Source: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2008

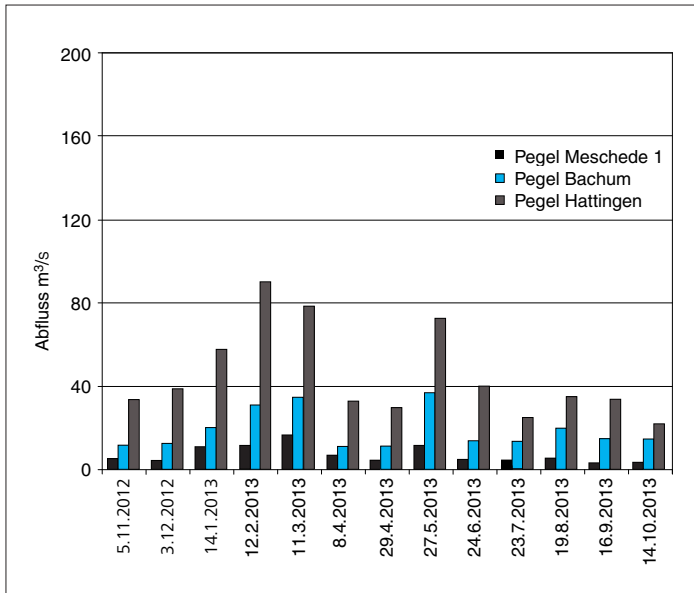


Bild 3.2: Abflüsse an den Pegeln Meschede, Bachum und Hattingen an den Probenahmestellen des Abflussjahres 2013 (Tagesmittelwerte)

Fig. 3.2: Ruhr runoff at the gauging stations Meschede, Bachum and Hattingen at the sampling points of 2013 (daily means)

für die einzelnen Probenahmestellen basieren auf der 3. Auflage der Gewässerstationierung des Landesamtes für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz (LANUV) [3.1].

Die gewonnenen Daten werden sowohl aktuell als auch im langjährigen Kontext statistisch ausgewertet und an Hand aktueller gesetzlicher Vorgaben bewertet. Die vier gemäß den Vereinbarungen mit der AWWR durchgeführten Ruhrlängsuntersuchungen mit einem erhöhten Probenahmestellen- und Parameterumfang werden hälftig vom Ruhrverband und vom Hygieneinstitut des Ruhrgebiets (im Auftrag der AWWR) durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind im Berichtsteil der AWWR grafisch dargestellt.

Bild 3.2 zeigt die Abflusstagesmittelwerte der Ruhrpegel Meschede 1, Bachum und Hattingen für die 13 Probenahmeterminen im Abflussjahr 2013 als Säulen. Stellt man für den Pegel Hattingen den mittleren Abfluss an den Untersuchungstagen dem Jahresmittel des gesamten Abflussjahres gegenüber, liegt dieser um 23 % niedriger. Hierbei fallen besonders der Monat Dezember 2012 aber auch der Januar und Februar 2013 ins Gewicht, da in den abflussreichen Zeiträumen mit Abflüssen durchgehend über 100 m³/s (Maximum 480 m³/s) vom 15. Dezember 2012 bis zum 7. Januar 2013 und Anfang Februar 2013 keine Probenahmen stattfanden. Im März und vor allem im Mai waren zwar an den Probenahmetagen überproportionale Abflüsse vorhanden, die jedoch nicht dazu führten, dass der mittlere Abfluss an den Probenahmetagen den durchschnittlichen Jahresabfluss erreichte. In den übrigen Monaten entsprachen die mittleren Abflüsse annähernd denen an den Probenahmetagen.

Bild 3.3 zeigt die statistischen Daten für eine Auswahl der untersuchten Kenngrößen sowohl für das aktuelle Abflussjahr als auch für die Jahresreihe 2002 bis 2012. Die Darstellung der statistischen Auswertungen für das Abflussjahr 2013 erfolgt als „Box-Whisker-Diagramm“. Der Median ist als schwarzer Punkt, die entsprechenden 10- bzw. 90-Perzentile sind als Unter- bzw. Oberkante des dunkelgrauen Rechtecks und die Extremwerte als Ende der Strecken („Whisker“) dargestellt. Die 10- und 90-Perzentile der langjährigen Untersuchungen 2002 bis 2012 sind als graue Fläche hinterlegt, die entsprechenden Mediane sind als rote Linie kenntlich gemacht.

Die Befunde werden auf der Grundlage der Orientierungswerte, die sich aus der Umsetzung der EG-WRRL des Landes NRW [3.2] ergeben, und der jeweils gültigen Umweltqualitätsnormen (UQN), die in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) [3.3] festgelegt sind, sowie der Anforderungen der Fischgewässerverordnung [3.4] bewertet. Eine Erläuterung der Ergebnisse und Randbedingungen gibt der nachfolgende Text.

Allgemeine physikalisch-chemische Kenngrößen

pH-Wert

Mit zunehmender Fließdauer und abnehmenden Fließgeschwindigkeiten durch die Stauhaltungen gewinnen die photosynthetischen Prozesse - durch Algen- aber in den letzten Jahren auch durch die gestiegenen Makrophytenentwicklungen - eine zunehmende Bedeutung. Wie im Jahr zuvor erreichten auch 2013 die pH-Werte bei den statistischen Größen in den Bereichen Meschede bis Arnsberg und Hattingen bis zur Mündung ein höheres Niveau als im Vergleichszeitraum 2002 bis 2012. Allerdings wurde ein pH-Wert von 9,0, der früher häufig überschritten wurde, nur einmalig an der Messstelle „Brücke Oeventrop“ am 22. Juli 2013

- [3.1] Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz (LANUV) NRW: Gewässerstationierungskarte des Landes Nordrhein-Westfalen (GSK3B, 3. Auflage, 31. Juli 2006)
- [3.2] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW (Hrsg.): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, http://www.wiki.flussgebiete.nrw.de/index.php?title=Datei:A_Version1_LeitMoniOberflaech.pdf, Stand: August 2009 (Zugriff 22. Januar 2014). Anhang D4: http://www.wiki.flussgebiete.nrw.de/index.php?title=Datei:D4_Version2_2012_neu.pdf, Stand: Februar 2013 (Zugriff 26. März 2014). Anhang D5: http://www.wiki.flussgebiete.nrw.de/index.php?title=Datei:D5_Version2_ACP_Okt11.pdf, Stand: Oktober 2011 (Zugriff: 22. Januar 2014)
- [3.3] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV), Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil I Nr. 37, Bonn 20. Juli 2011
- [3.4] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW (Hrsg.): Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten, Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen, 51. Jahrgang, Nummer 41

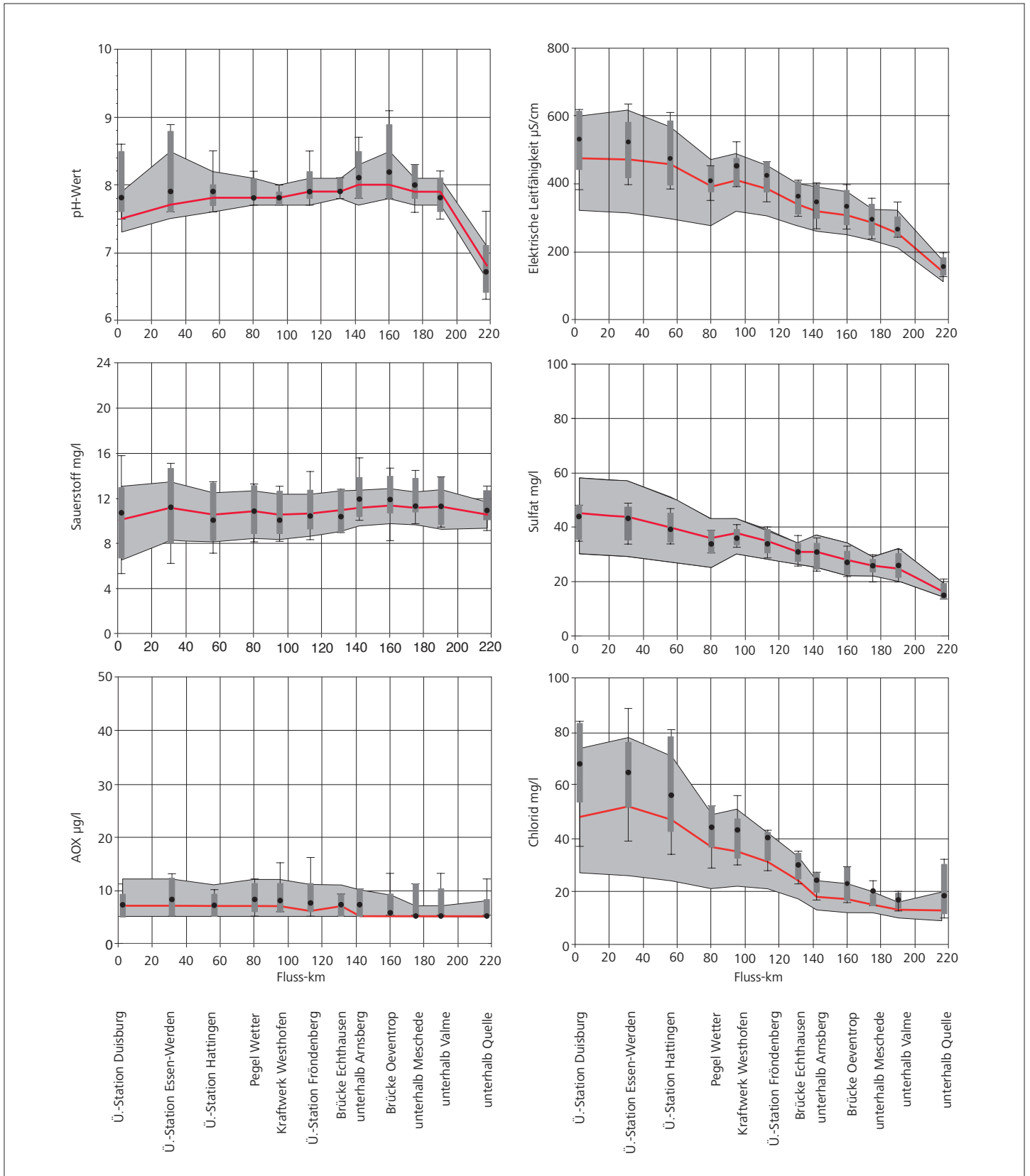


Bild 3.3: Ruhrlängsuntersuchungen im Abflussjahr 2013, statistische Daten ausgewählter Kenngrößen
 Fig. 3.3: Examinations along the Ruhr during the runoff year 2013, statistical data of selected parameters

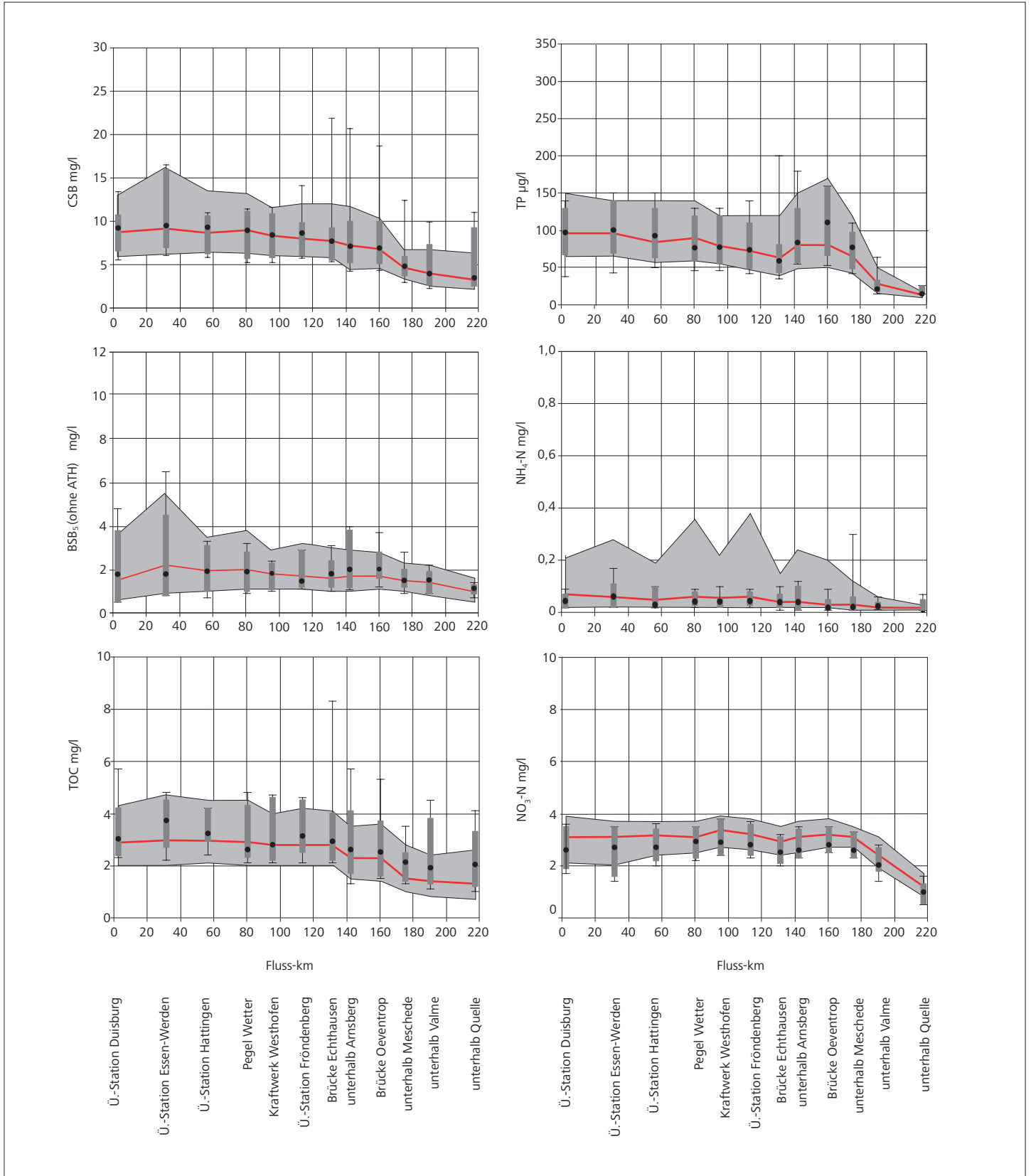


Bild 3.3: Ruhrlängsuntersuchungen im Abflussjahr 2013, statistische Daten ausgewählter Kenngrößen
 Fig. 3.3: Examinations along the Ruhr during the runoff year 2013, statistical data of selected parameters

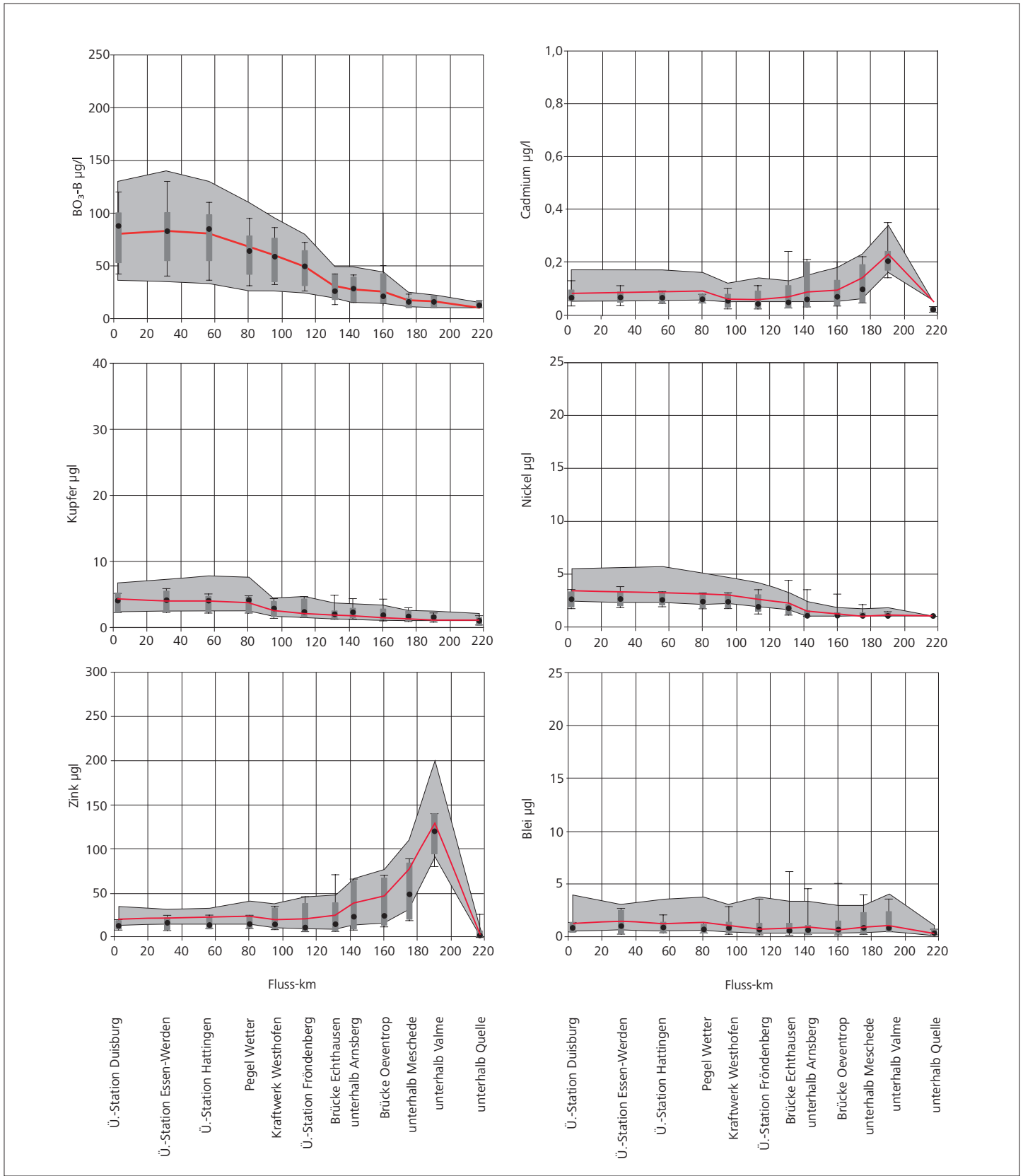


Bild 3.3: Ruhrlängsuntersuchungen im Abflussjahr 2013, statistische Daten ausgewählter Kenngrößen
 Fig. 3.3: Examinations along the Ruhr during the runoff year 2013, statistical data of selected parameters

mit pH 9,1 geringfügig übertroffen. Dieser relativ flache Ruhrabschnitt ist schon seit vielen Jahren mit größeren Makrophytenbeständen, vor allem mit dem Flutenden Hahnenfuß *Ranunculus fluitans*, besiedelt. Dieser Bestand wertet als Sauerstoffproduzent und als Laichpflanze die Ruhr in diesem Abschnitt ökologisch auf und ist somit als positiv einzustufen. Die Anforderung im Leitfaden NRW zur Umsetzung der EG-WRRL, die für ein Gewässer wie die Ruhr pH-Werte zwischen pH 6,5 und 8,5 vorsieht, wurde insgesamt dreimal im Bereich Oeventrop/Arnsberg und zweimal unterhalb des Baldeneysees überschritten und zweimal unterhalb der Quelle unterschritten. Bei den übrigen insgesamt 149 Messungen im Fließverlauf der Ruhr werden die Vorgaben eingehalten.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Elektrische Leitfähigkeit, die durch die Konzentrationen ionischer Stoffe bestimmt wird, weist eine große Abhängigkeit zum Abflussgeschehen auf. Da bei dieser Kenngröße lediglich gelöste Bestandteile erfasst werden, treten die höchsten Werte in Perioden andauernder abflussarmer Verhältnisse auf. Dieses war im aktuellen Abflussjahr im November 2012 und in den Monaten April bis Oktober 2013 der Fall. Daraus resultieren an allen Probenahmestellen zum Teil deutliche Anstiege beim Median gegenüber den langjährigen Vergleichswerten. Aufgrund des ungünstigen Mischungsverhältnisses lieferte auch der Eintrag der salzhaltigen Grubenwässer aus dem Bergwerk „Robert Müser“ einen maßgeblichen Beitrag zur Ionenkonzentration im Unterlauf der Ruhr. Vor der Mündung in den Rhein betrug der Median in der Ruhr 531 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (2012: 490 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Mineralische Inhaltsstoffe

Die in der Ruhr maßgeblichen mineralischen Inhaltsstoffe sind die Kationen Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium und die Anionen Chlorid, Sulfat, Nitrat und Hydrogencarbonat. Nicht zuletzt bedingt durch den im Fließverlauf steigenden gereinigten Abwasseranteil nimmt auch die durch die o.g. Ionen geprägte Elektrische Leitfähigkeit von der Quelle bis zur Mündung zu.

Während der Sulfat-Gehalt kaum vom Abfluss beeinflusst wird – die medianen Konzentrationen bewegen sich auf dem Niveau der letzten elf Jahre –, ist beim Chlorid ein erheblicher Anstieg (analog auch beim Kation Natrium) im Vergleich zu den langjährigen Verhältnissen in der gesamten Ruhr festzustellen. So übertreffen an fast allen Untersuchungsstellen sogar die aktuellen 10-Perzentile die langjährigen Mediane. Hier spielte die Aufkonzentration des Chlorids in der Ruhr und ihren Nebengewässern in den Niedrigwasserphasen, die in diesem Jahr überproportional häufig bzw. lang waren, die entscheidende Rolle. Allerdings wird der Grenzwert von 200 mg/l Chlorid, der in der Trinkwasserverordnung festgelegt ist, weit unterschritten.

Der zeitliche und räumliche Verlauf der hier nicht dargestellten Anionen Fluorid und Bromid war vergleichbar mit dem der zuvor berichteten Anionen Chlorid und Sulfat. Mit Maximalkonzentrationen von 0,13 bzw. 0,18 mg/l, die während der Niedrigwasserphase Mitte September gemessen wurden, haben diese jedoch im

Ruhrwasser eine untergeordnete Bedeutung. Die Konzentrationsverläufe der Kationen Calcium, Magnesium und Kalium lagen auf bzw. bei Natrium etwas über dem Niveau der letzten drei Jahre.

Organische Summenparameter (CSB, BSB₅, TOC)

Für die organische Belastung, die durch die Gehalte leicht und schwer abbaubarer Stoffe bestimmt wird, werden hier stellvertretend die Konzentrationsverläufe der Kenngrößen BSB₅ (ohne ATH), CSB und TOC herangezogen. Sowohl der CSB als auch der TOC wiesen zwischen der Quelle und Ruhr-km 113 bemerkenswerte Maxima von bis zu 21,9 mg/l bzw. 8,3 mg/l auf, die in der folgenden Mittleren und auch Unteren Ruhr so nicht zu beobachten waren. Die Ursache waren die in kurzer Zeit ansteigenden Abflüsse vor allem in der Oberen Ruhr zum Zeitpunkt der Probenahme (27. Mai 2013), dem eine knapp zweimonatige Niedrigwasserphase vorausgegangen war. Durch Sedimentremobilisierungen aber auch Abschwemmungen aus dem Uferbereich und Umfeld nahm vor allem der schwer abbaubare Anteil organischer Verbindungen in der Ruhr zu. Die Konzentrationen leicht abbaubarer Bestandteile (BSB₅), die hauptsächlich biogener Herkunft sind, stiegen in dieser Zeit dagegen nur leicht an. Maxima waren bei dieser Kenngröße vielmehr auf die Zunahme von autochthoner Biomasse zurückzuführen, entweder als lebendiges oder auch als abgestorbenes Phyto- und Zooplankton. Diese Verhältnisse traten vor allem in der Vegetationsperiode auf, so wie z. B. während des Frühjahrsmaximums der Algenentwicklung im April.

Bis auf den Bereich „Brücke Oeventrop“ bis „unterhalb Arnsberg“, in dem der mittlere BSB₅ geringfügig die als ACP-OW festgelegte Vorgabe von 2 mg/l für den „sehr guten“ Zustand überschreitet und den „guten“ Zustand erreicht, ist der größte Teil der Ruhr entsprechend der EG-WRRL in „sehr gut“ einzustufen. Letzteres gilt auch für den TOC sogar für die gesamte Fließstrecke der Ruhr. Die Anforderungen, die sich aus der Fischgewässerverordnung für den BSB₅ ergeben, werden ebenfalls durchgängig erfüllt.

Adsorbierbare Organisch Gebundene Halogene (AOX)

Naturgemäß begünstigen lange Niedrigwasserperioden, die für das Abflussjahr 2013 prägend waren, auch einen Anstieg der Konzentrationen der Adsorbierbaren Organisch Gebundenen Halogene (AOX). In diesen Phasen wurden Konzentrationen von 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ dennoch kaum übertroffen. Es ist bemerkenswert und als positiv zu werten, dass sich trotz dieser ungünstigen hydrologischen Randbedingungen die statistischen Parameter weitestgehend im Bereich der langjährigen Verhältnisse bewegten. Die höchsten Werte traten vor allem während des geringeren Abflussanstiegs Ende Mai auf. Selbst die AOX-Maxima im Fließverlauf der Ruhr hielten die als 90-Perzentil definierte LAWA-ZV von 25 $\mu\text{g}/\text{l}$ AOX sicher ein.

Sauerstoffhaushalt

Während im Oberlauf der Ruhr die Sauerstoffkonzentrationen durchgängig leicht überdurchschnittlich waren, traten in der mittleren und in der unteren Ruhr vereinzelt unterdurchschnittliche

Werte auf. Auch 2013 nahm mit zunehmender Fließdauer die Amplitude der gemessenen O₂-Konzentrationen von 4,4 mg/l im oberen Ruhrabschnitt bis zu 10,4 mg/l im Bereich der Mündung zu. Die höchsten Werte wurden mit 15,8 bzw. 15,6 mg/l O₂ im Unterlauf während des Frühjahrsmaximums der Algenentwicklungen aber auch im Oberlauf („Brücke Oeventrop“ bis „Arnsberg“) während der o. g. Makrophytenentwicklung im Monat April gemessen. Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode traten immer wieder Phasen mit einer zunehmenden Mineralisierung pflanzlicher und tierischer Biomasse auf, die den Sauerstoffgehalt in der Ruhr belasteten. In diesen Zeiten waren demzufolge die geringsten O₂-Konzentrationen festzustellen, wie z.B. im Juni/ Juli 2013, als mit 5,4 mg/l der niedrigste Sauerstoffgehalt der Ruhr an der Überwachungsstation Duisburg gemessen wurde. Diese Werte stellen für die Fischfauna in der Ruhr noch keine kritischen Sauerstoffverhältnisse dar, auch wenn die untere Grenze nach der OGWV von 6,0 mg/l O₂ einmalig unterschritten wurde. Die Sauerstoffverhältnisse in der unteren Ruhr sowie deren Auswirkungen auf biotische Prozesse werden ausführlicher in den Beiträgen „Zeitlich dichte physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr“ und „Trophische Situation in der Ruhr“ dargestellt.

Nährstoffe

An der Primärproduktion in Fließgewässern können sowohl planktische und benthische Algen- als auch Makrophytenentwicklungen in unterschiedlichem Maße beteiligt sein. Welche Komponente dominant ist, hängt von der Strahlungsintensität, der Fließgeschwindigkeit bzw. Aufenthaltszeit, der Kohlenstoffverfügbarkeit aber vor allem auch von den Nährstoffkonzentrationen ab. Zu letzteren gehören die Phosphor- und Stickstoffverbindungen, die im weiteren Text mit den Komponenten Gesamtphosphor, Nitrat- und Ammonium-Stickstoff im Längsverlauf der Ruhr diskutiert und bewertet werden. Die Wechselbeziehungen zwischen Nährstoffen, hier hauptsächlich der eutrophierungslimitierende Phosphor, und der Primär- und Sekundärproduktion sowie dem mikrobiellen Abbau sind u.a. Thema des Beitrags „Trophische Situation in der Ruhr“.

Auch wenn im Abflussjahr 2013 die statistischen Größen der 10- und 90-Perzentile nahezu die langjährigen Daten widerspiegeln, wurden im Median zumeist höhere Phosphor-Konzentrationen als in den letzten zwölf Jahren in der Ruhr gemessen. Ausschlaggebend waren hier Starkniederschläge im Mai/Juni, die nach jeweils länger andauernden Niedrigwasser- bzw. Trockenwetterphasen auftraten. Dadurch kam es zu einem erhöhten Eintrag von Phosphorverbindungen, einerseits durch Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen und andererseits durch Entlastungen von Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Dieses betraf vor allem den im Sauerland liegenden Bereich um Arnsberg, wo am 27. Mai das Maximum von 200 µg/l TP gemessen wurde. Im weiteren Fließverlauf nahm die Höhe der Maxima ab, jedoch stiegen die medianen Konzentrationen aufgrund des ungünstigen Abflussverhältnisses zu den gereinigten kommunalen Abwässern allmählich an. Im Gegenzug wirken die Stauseen als Senke für Schwebstoffe, also auch für abgestorbene Biomasse, so dass

ebenfalls relativ viele niedrige Messwerte vorhanden sind. Der resultierende Median lag im Bereich der langjährigen Werte.

Von den Phosphat-Verbindungen liegen im Mittel etwa 50 - 60 % in gelöster Form vor. Dieser Anteil verschiebt sich allerdings in Abhängigkeit von den vorherrschenden abiotischen und biotischen Randbedingungen. Überwiegend in partikulärer Form treten die Phosphorverbindungen in Perioden ansteigender Abflüsse auf, wenn Sedimente remobilisiert werden. Das Gleiche gilt in Phasen hoher Primärproduktion, wenn lösliche Phosphorverbindungen als Pflanzennährstoff der Wasserphase entzogen werden. So betrug der gelöste Anteil gegen Ende des Frühjahrsmaximums der Algenentwicklung auf den letzten 30 Ruhrkilometern unter 5 %. Beim mikrobiellen Abbau der zuvor produzierten Biomasse stieg dieser wieder an und erreichte zeitweise einen Anteil von 90 %, wie in den Monaten Mai/Juni im Unterlauf.

Hinsichtlich der Vorgabe der EG-WRRL für den mittleren Gesamtphosphor-Gehalt von 100 µg/l kann die Ruhr fast ausnahmslos in den „guten“ und auf den ersten 30 Fließkilometern in den „sehr guten“ Zustand eingestuft werden. Lediglich bei Ruhr-Kilometer 160,7 („Brücke Oeventrop“) wird der „gute“ Zustand aufgrund hoher Abflüsse an den Probenahmeterminen und damit auch erhöhter Phosphor-Konzentrationen mit durchschnittlich 105 µg/l TP knapp verfehlt.

Das seit 2006 bestehende sehr niedrige Niveau der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen in der Ruhr hat sich in den letzten Jahren weiter stabilisiert, was auch das Abflussjahr 2013 bestätigt. Die langjährigen Mediane wurden zum Teil sogar unterschritten. Das lokale, einmalige Maximum in der Ruhr „unterhalb Meschede“ im Februar war auf die etwa zwei Wochen andauernde, vorangegangene Kälteperiode mit Wassertemperaturen unter 2,5 °C zurückzuführen, als die Nitrifikation im Gewässer und in der oberhalb liegenden Kläranlage Bestwig-Velmede stark vermindert war. Dass selbst dieser Maximalwert die für den Mittelwert geltende WRRL-Vorgabe von 0,3 mg/l NH₄-N für den „guten“ Zustand noch einhält, spricht für die deutliche Verringerung und stabil niedrige Ammonium-Belastung der Ruhr im letzten Jahrzehnt. An den vier Probenahmestellen „unterhalb Quelle“, „unterhalb Valme“, „Brücke Oeventrop“ und „Kraftwerk Westhofen“ wird sogar der „sehr gute“ Zustand erreicht, der einen Mittelwert unter 0,04 mg/l NH₄-N voraussetzt.

Auch wenn im unteren Abschnitt der Ruhr nicht ganz so niedrige Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen wie im Vorjahr gemessen wurden, blieben alle statistischen Daten unter den langjährigen Verhältnissen. Bis zum Zulauf der Lenne bewegten sich beispielsweise die diesjährigen Mediane im Bereich des 10-Perzentils der vergangenen elf Jahre. So setzte sich der in den letzten Jahren beobachtete Trend zu niedrigeren Nitrat-Stickstoff-Gehalten fort, was neben einer angepassten landwirtschaftlichen Düngepraxis auch eine Folge der leistungsfähigen Kläranlagen im Ruhreinzugsgebiet ist. Trotz dieser Anstrengungen zur Stickstoffreduzierung in den Fließgewässern kann bis auf den Quellbereich die strenge LAWA-ZV für Nitrat-Stickstoff, die ein 90-Perzentil von maximal 2,5 mg/l

NO₃-N vorsieht, nicht erfüllt werden. Die Grenzwerte, die in der Oberflächengewässerverordnung als Umweltqualitätsnorm und in der Trinkwasserverordnung festgelegt sind, werden dagegen weit unterschritten.

Schwermetalle

In Bild 3.3 sind die Gesamtkonzentrationen von Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink dargestellt. Diese zählen, ebenso wie die hier nicht abgebildeten Schwermetalle Chrom (Befundhäufigkeit: 58 %; Mittelwert: 0,56 µg/l) und Quecksilber (Befundhäufigkeit: 20 %; Mittelwert: <0,005 µg/l), zu den ökotoxikologisch relevanten Schwermetallen. Bis auf einige Gewässer im östlichen Bereich des Ruhreinzugsgebietes, in dem noch bis Mitte des letzten Jahrhunderts Erzabbau stattfand, sind in der Ruhr die Konzentrationen an Schwermetallen deutlich zurückgegangen, was sich auch im Abflussjahr 2013 zeigt. Wie oben schon berichtet, fanden bei den beiden „Winterhochwässern“ keine Probenahmen im Rahmen der Ruhrlängsuntersuchung statt, so dass die Phasen mit den voraussichtlich höchsten Schwermetallkonzentrationen nicht erfasst wurden.

Wie schon im Vorjahr waren wiederum bemerkenswert niedrige mediane Konzentrationen vor allem bei den meist ungelöst vorliegenden Schwermetallen Cadmium und Zink aber auch beim Blei festzustellen. Die 90-Perzentile erreichten auf weiten Strecken, hauptsächlich in den unteren 100 km, kaum das Niveau der langjährigen 50-Perzentile, was für eine ausgesprochen geringe Schwermetallbelastung der Ruhr spricht.

In dem geogen belasteten Gewässerabschnitt unterhalb der Valme erhöhten sich die Zink- und Cadmium-Konzentrationen in der Ruhr, die auf der weiteren Fließstrecke durch Verdünnungseffekte wieder zurückgingen, so dass etwa ab Ruhr-km 110 kaum noch ein Einfluss erkennbar war. Die auf den ersten 100 km erkennbaren Maxima der dargestellten Schwermetalle wurden alle bei den Probenahmen am 27. Mai gemessen, als es durch einen Anstieg des Abflusses zu einer erhöhten Remobilisierung von Gewässersedimenten kam und damit partikulär gebundene Schwermetalle in die Wasserphase überführt wurden. Beim überwiegend gelöst vorliegenden Kupfer trat dieses Phänomen praktisch nicht auf. Hier zeigten sich im gesamten Fließverlauf im Vergleich zu den Werten von 2001 bis 2012 die üblichen Verhältnisse. Auch dieses ist bemerkenswert, da durch die unterdurchschnittlichen, niedrigen Abflüsse an den Probenahmetagen eine geringere Verdünnung vorhanden war und trotzdem ein zu erwartender Konzentrationsanstieg im langjährigen Vergleich ausblieb.

Gemessen an den UQN der prioritären Stoffliste liegt nur für Cadmium auf einer Gewässerstrecke von 30 km unterhalb des geogen belasteten Valme-Zuflusses eine Überschreitung vor. Die ebenfalls in dieser prioritären Stoffliste enthaltenen Schwermetalle Blei, Nickel und Quecksilber halten mit einem großen Sicherheitsabstand die entsprechenden UQN's ein.

Dieser Belastungsschwerpunkt „Valme-Zufluss“ zeigt sich auch im Konzentrationsverlauf von Zink, das hier entsprechend des Leitfa-

dens NRW zur Umsetzung der EG-WRRL auf einer Fließstrecke von 50 km den „schlechten“ bzw. „unbefriedigenden“ Zustand erreicht. Auf dem verbleibenden Fließweg bis zur Mündung in den Rhein ist dann der „mäßige“ Zustand vorhanden. Positiv ist zu sehen, dass sich 2013 in der unteren Ruhr die mittleren Zink-Konzentrationen im Grenzbereich zum „guten“ Zustand bewegten. Die Konzentrationen des ebenfalls vor allem gelöst vorliegenden Kupfers erfahren mit zunehmender Fließstrecke bzw. steigender Besiedlungsdichte einen nahezu kontinuierlichen Anstieg. In diesem Jahr wird die Ruhr für diesen Parameter auf den ersten 60 km in den „sehr guten“ und auf der weiteren Fließstrecke bis zur Mündung in den „guten“ Zustand eingestuft.

Borat-Bor

Mit zunehmender Bevölkerungsdichte im Fließverlauf der Ruhr und dem damit einher gehenden größeren Anteil an kommunalen Abwässern stieg die Borat-Bor-Konzentration auf dem gesamten Fließweg nahezu kontinuierlich an. Wie schon in den letzten Jahren wird in der Ruhr dennoch ein insgesamt sehr niedriges Konzentrationsniveau erreicht, wie die Mittelwerte von 12 („unterhalb Quelle“) bis 84 µg/l BO₃-B („Überwachungsstation Duisburg“) zeigen.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse der im vierwöchentlichen Abstand durchgeführten Ruhrlängsuntersuchungen an zwölf repräsentativen Probenahmestellen lassen eine Bewertung und Interpretation der physikalisch-chemischen Verhältnisse in der Ruhr zu. Die insgesamt niedrigen Abflussverhältnisse an den Probenahmetagen (etwa 20 % unter denen des Vorjahres) führten bis auf Chlorid kaum oder nur zu geringfügigen Konzentrationszunahmen bei den überwiegend gelöst vorliegenden Stoffen. Da auch stärkere Abflussanstiege kaum mit erfasst wurden, blieben die partikulär gebundenen Stoffe zum Teil deutlich unter den langjährigen Werten. Biologische Prozesse, wie Primärproduktion und Biomasseabbau, beeinträchtigten im Abflussjahr 2013 kaum die Wasserqualität in der Ruhr. Insgesamt wurden von den meisten Parametern im gesamten Fließverlauf der Ruhr der „sehr gute“ oder „gute“ Zustand erreicht. Ausnahmen bleiben die Konzentrationen von Cadmium und Zink (geogen bedingt), die streckenweise die UQN nicht einhalten (Cadmium) bzw. „mäßige“ bis „schlechte“ Verhältnisse anzeigen (Zink). Erfreulich ist, dass die UQN's der prioritären Stoffe Blei, Nickel und Quecksilber sicher eingehalten werden. Bei den Schwermetallen Chrom und Kupfer wird der „sehr gute“ oder „gute“ (Kupfer im Unterlauf) Zustand weiterhin sicher erreicht.

Physikalisch-chemische Untersuchungen gemäß EG-WRRL

Zwischen dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) und dem Ruhrverband existiert eine Vereinbarung über ein gemeinsames operatives Monitoring nach EG-WRRL, das eine Untersuchung der Fließgewässer mit Einzugsgebieten $\geq 10 \text{ km}^2$ vorsieht. Der Ruhrverband beteiligte sich im Jahr 2013 mit 152 Probenahmen an 19 Gewässern am diesjährigen Untersuchungsprogramm. Bewertet werden alle Gewässer,

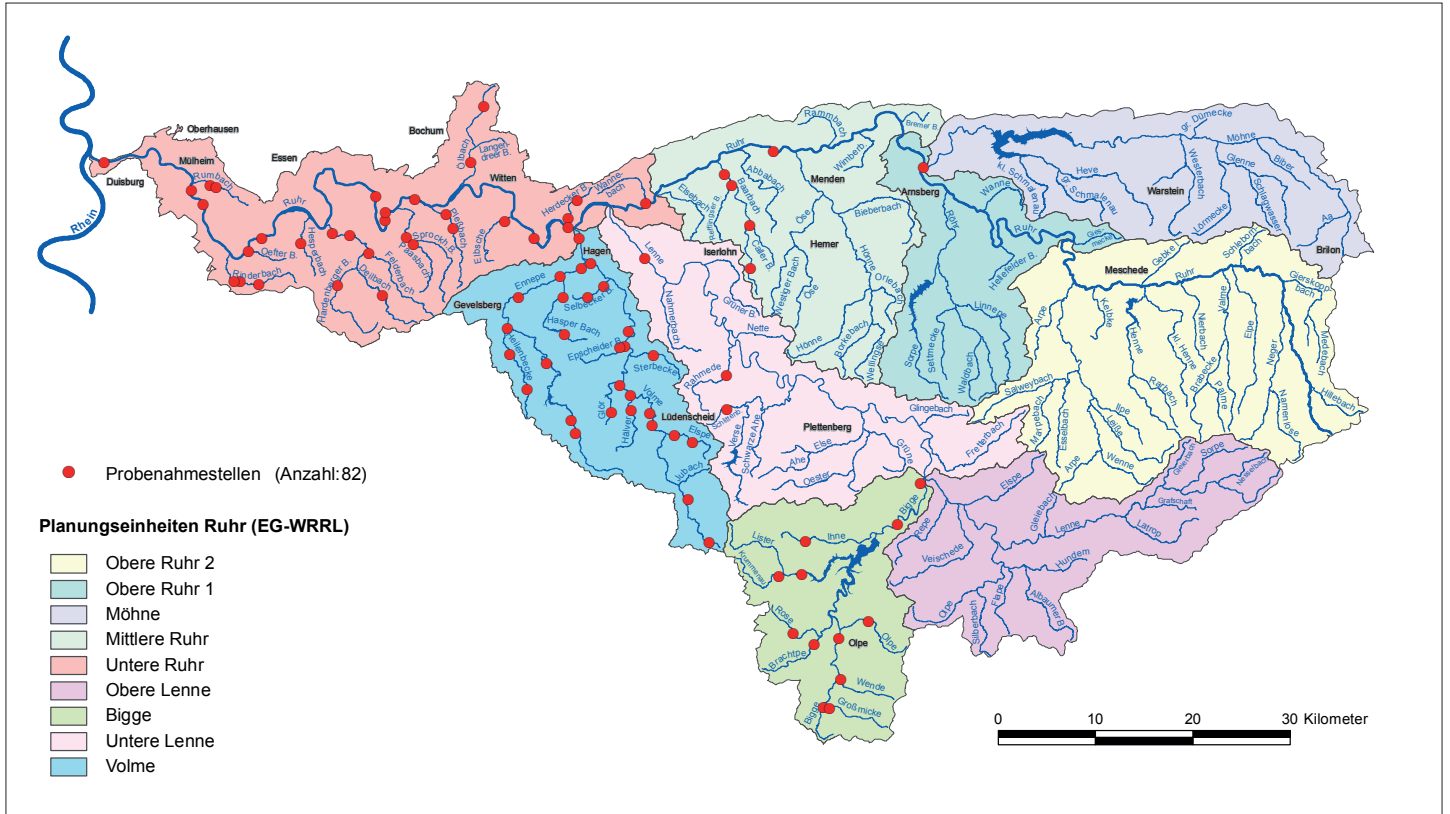


Bild 3.4: Lage der im Jahr 2013 von Ruhrverband und LANUV untersuchten Fließgewässer einschließlich der jeweiligen Probenahmestellen
 Quelle: Bild 3.4: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014
 Fig. 3.4: Location of the flowing waters monitored in 2013 by Ruhrverband and LANUV including the respective sampling points
 Source: Bild 3.4: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014

die häufiger als drei Mal beprobt worden sind. Die Probenahmestellen der untersuchten Fließgewässer sind in Bild 3.4 als Karte dargestellt. In der Tabelle 3.1 sind ausgewählte Stammdaten und die Anzahl der Untersuchungen dazugehöriger Gewässer zusammengefasst.

Die Parameter werden gemäß den Anlagen 5, 6 und 7 der Oberflächengewässerverordnung – OGewV vom 20. Juli 2011 [3.3] und auf der Grundlage des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer des Landes NRW“, Anlagen D4 und D5 [3.2], bewertet. Die entsprechenden Parameter und ihre jeweiligen Grenzwerte sind in der Tabelle 3.2 zusammengefasst.

Die Bewertung der Ergebnisse erfolgt in einer fünfstufigen Differenzierung mit den Farben Blau, Grün, Gelb, Orange und Rot. Ausgenommen von dieser Regelung sind die Parameter pH-Wert, Temperatur und Sauerstoff. Die Farbe Blau beschreibt beim pH-Wert die Einhaltung des vorgegebenen Bereichs von 6,5 bis 8,5 und die Farbe Rot die Nichteinhaltung. Temperatur und Sauerstoff werden als blau („sehr gut“), grün („gut“) und gelb („mäßig“) dargestellt. Die Charakterisierung nach dem oben beschriebenen Prinzip für die entsprechenden Probenahmestellen ist in der Tabelle 3.3 zu finden. Weitere prioritäre oder gesetzlich nicht verbind-

lich geregelte Stoffe mit der Bewertung „mäßig“ und schlechter sind in der rechten Spalte der Tabelle aufgeführt.

Planungseinheit Möhne

In dieser Planungseinheit wurde lediglich die Probenahmestelle vor der Mündung in die Ruhr untersucht. Wie im Vorjahr erreichte der Ammonium-Stickstoffgehalt den „guten“ Zustand. Alle anderen Parameter des Untersuchungsprogramms erreichten den „sehr guten“ Zustand. Zudem wurden die gesetzlich nicht verbindlichen Stoffe Erythromycin und Ibuprofen mit Durchschnittskonzentrationen von jeweils 0,024 µg/l nachgewiesen, was zu einer „mäßigen“ bzw. „unbefriedigenden“ Bewertung führte. Die übrigen nicht verbindlichen Stoffe wie z.B. Benzo(ghi)perylen, Clarithromycin und Iopamidol wurden mit „gut“ bzw. „sehr gut“ bewertet.

Planungseinheit Mittlere Ruhr

In dem 505 km² großen Einzugsgebiet der Mittleren Ruhr wurden fünf Messstellen untersucht. Eine befindet sich in der Ruhr selbst, drei weitere im Baarbach und eine im Refflinger Bach. Im Refflinger Bach und im Baarbach oberhalb Iserlohn weisen alle „Allgemeinen Chemischen Parameter“ sowie Nitrat-Stickstoff und

Tabelle 3.1: Ausgewählte Stammdaten der im Jahr 2013 physikalisch-chemisch untersuchten Gewässer
 Table 3.1: Selected master data for the waters physico-chemically examined in the year 2013

| | Gewässer-Nr. | AE ₀ km ² | Länge km | Anzahl Messstellen | Anzahl Untersuchungen |
|--|--------------|------------------------------------|-------------|-----------------------|--------------------------|
| Planungseinheit 1000: Untere Ruhr | | | | | |
| Ruhr | 276 | 651,0 | 99,0 | 10 | 57 |
| Wannebach | 27658 | 16,4 | 8,2 | 1 | 4 |
| Oelbach | 27692 | 53,4 | 13,4 | 2 | 8 |
| Deilbach | 27696 | 109,0 | 20,8 | 3 | 12 |
| Rinderbach | 27698 | 20,4 | 11,7 | 4 | 16 |
| Herdecker Bach | 276912 | 11,4 | 6,0 | 2 | 8 |
| Elbsche | 276916 | 17,8 | 7,9 | 1 | 4 |
| Pleißbach | 276932 | 24,1 | 12,0 | 2 | 8 |
| Sprockhöveler Bach | 276942 | 13,9 | 11,2 | 1 | 4 |
| Hardenberger Bach | 276962 | 35,0 | 13,2 | 1 | 4 |
| Felderbach | 276964 | 22,4 | 12,7 | 1 | 4 |
| Hesperbach | 276972 | 17,9 | 7,7 | 1 | 4 |
| Ruhmbach | 276994 | 11,5 | 7,4 | 2 | 8 |
| Paasbach | 27694 | 33,8 | 14,4 | 1 | 4 |
| Planungseinheit 1100: Volme | | | | | |
| Volme | 2768 | 427,8 | 50,5 | 8 | 32 |
| Ennepe | 27688 | 187,3 | 42,1 | 6 | 24 |
| Hasperbach | 2768898 | 20,8 | 12,3 | 3 | 12 |
| Heilenbecke | 276888 | 25,0 | 11,7 | 2 | 8 |
| Hälver | 27686 | 17,8 | 8,6 | 2 | 8 |
| Sterbecke | 276874 | 16,0 | 7,6 | 1 | 4 |
| Selbecker Bach | 276878 | 16,0 | 7,6 | 2 | 8 |
| Elspe | 276856 | 12,5 | 7,1 | 2 | 8 |
| Glör | 276872 | 10,6 | 6,8 | 2 | 8 |
| Epscheider Bach | 276876 | 15,4 | 6,1 | 1 | 4 |
| Planungseinheit 1200: Bigge | | | | | |
| Bigge | 27664 | 369,2 | 44,6 | 4 | 16 |
| Lister | 276646 | 70,0 | 19,0 | 1 | 4 |
| Ihne | 276648 | 44,4 | 12,2 | 1 | 4 |
| Brachtpe | 276644 | 51,0 | 10,5 | 1 | 4 |
| Olpe | 276642 | 35,9 | 10,3 | 1 | 4 |
| Krummenau | 2766464 | 16,6 | 8,2 | 1 | 4 |
| Rose | 2766442 | 26,2 | 8,1 | 1 | 4 |
| Großmicke | 2766414 | 23,0 | 7,9 | 1 | 4 |
| Wende | 2766416 | 22,2 | 6,9 | 1 | 4 |
| Planungseinheit 1300: Untere Lenne | | | | | |
| Lenne | 2766 | 528,7 | 73,6 | 1 | 4 |
| Schlittenbach | 2766852 | 7,3 | 5,2 | 1 | 4 |
| Rahmede | 276692 | 29,8 | 11,7 | 1 | 3 |
| Planungseinheit 1500: Mittlere Ruhr | | | | | |
| Ruhr | 276 | 505,0 | 32,8 | 1 | 21 |
| Baarbach | 27654 | 53,1 | 17,6 | 3 | 12 |
| Refflingser Bach | 276544 | 14,0 | 7,9 | 1 | 4 |
| Planungseinheit 1800: Möhne | | | | | |
| Möhne | 2762 | 471,0 | 65,1 | 1 | 11 |

Tabelle 3.2: Probenahmestellenbezogene Bewertungskriterien für ausgewählte Parameter gemäß der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 20. Juli 2011) bzw. Anlage D4 und D5 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW für Gew. Typen 5, 9, 9.2 und 18
 Table 3.2: Sampling point-specific evaluation criteria for selected parameters according to the Surface Water Regulation (OGewV July 20, 2011) and the appendices D4 and D5 of the “Guidelines on monitoring surface waters” for surface water types 5, 9, 9.2, and 18, issued by the State of North Rhine-Westphalia

| Bewertung | | sehr gut | gut | mäßig | unbefriedigend | schlecht |
|--|------|--|--|----------------|----------------|----------------|
| OGewV Anlage 6 – ACP – bzw. Leitfaden Anlage D5 | | | | | | |
| Wassertemperatur | °C | 18 – 20 ¹ | 20 – 25 ² | > 20 bzw. > 25 | | |
| pH-Wert | | – | 6,5 – 8,5 ³ | – | – | – |
| Ammonium-Stickstoff | mg/l | 0,04 | 0,3 | 0,6 | 1,2 | > 1,2 |
| Gesamtphosphor | mg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| Sauerstoff | mg/l | ≥ 8 ⁵ bzw. ≥ 9 ⁴ | ≥ 6 ⁵ bzw. ≥ 7 ⁴ | < 6 bzw. < 7 | – | – |
| Chlorid | mg/l | 50 | 200 | 400 | 800 | > 800 |
| TOC | mg/l | 5 | 7 | 14 | 28 | > 28 |
| OGewV Anlage 7 – Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe und Nitrat | | | | | | |
| Blei gelöst | µg/l | 3,6 | 7,2 | 14,4 | 28,8 | > 28,8 |
| Cadmium ⁶ gelöst | µg/l | 0,04 – 0,125 | 0,08 – 0,25 | 0,16 – 0,50 | 0,32 – 1,0 | > 0,32 – > 1,0 |
| Nickel gelöst | µg/l | 10 | 20 | 40 | 80 | > 80 |
| Quecksilber | µg/l | 0,025 | 0,05 | 0,1 | 0,2 | > 0,2 |
| Nitrat | mg/l | 25 | 50 | 100 | 200 | > 200 |
| Benzo(ghi)-perylen | µg/l | 0,001 | 0,002 | 0,004 | 0,008 | > 0,008 |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren | µg/l | 0,001 | 0,002 | 0,004 | 0,008 | > 0,008 |
| Tributylzinn-Kation | µg/l | 0,0001 | 0,0002 | 0,0004 | 0,0008 | > 0,0008 |
| OGewV Anlage 5 – Umweltqualitätsnormen für flussgebietspezifische Schadstoffe | | | | | | |
| Arsen | µg/l | 25 | 50 | 100 | 200 | > 200 |
| Chrom | µg/l | 5 | 10 | 20 | 40 | > 40 |
| Selen | µg/l | 1,5 | 3 | 6 | 12 | > 12 |
| Thallium | µg/l | 0,1 | 0,2 | 0,4 | 0,8 | > 0,8 |
| MCPA | µg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| Gesetzlich nicht verbindliche Orientierungswerte – Leitfaden Anlage D4 | | | | | | |
| Kupfer | µg/l | 2 | 4 | 8 | 16 | > 16 |
| Zink | µg/l | 7 | 14 | 28 | 56 | > 56 |
| Vanadium | µg/l | 1,2 | 2,4 | 4,8 | 9,6 | > 9,6 |
| Kobalt | µg/l | 0,45 | 0,9 | 1,8 | 3,6 | > 3,6 |
| Molybdän | µg/l | 3,5 | 7 | 14 | 28 | > 28 |
| Uran | µg/l | 1 | 2 | 4 | 8 | > 8 |
| Beryllium | µg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| Barium | mg/l | 0,03 | 0,06 | 0,12 | 0,24 | > 0,24 |
| Bor | mg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| Summe PAK | µg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| Pyren | µg/l | 0,00115 | 0,0023 | 0,0046 | 0,0092 | > 0,0092 |
| Benzo(a)anthracen | µg/l | 0,001 | 0,002 | 0,004 | 0,008 | > 0,008 |
| Ibuprofen | µg/l | 0,005 | 0,01 | 0,02 | 0,04 | > 0,04 |
| Diclofenac | µg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| Erythromycin | µg/l | 0,01 | 0,02 | 0,04 | 0,08 | > 0,08 |
| Clarithromycin | µg/l | 0,01 | 0,02 | 0,04 | 0,08 | > 0,08 |
| Sotalol | µg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| Iopamidol | µg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| Bisphenol A | µg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| Glyphosat | µg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| ∑ PFT | µg/l | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | > 0,4 |
| Monobutylzinn-Kation | µg/l | 0,0003 | 0,0006 | 0,0012 | 0,0024 | > 0,0024 |
| Diobutylzinn-Kation | µg/l | 0,002 | 0,004 | 0,008 | 0,016 | > 0,016 |

¹ 18°C Salmoniden- und fischfreie Gew.
² 20°C Epipotamal und Cyp. Gew. des Rhitrals

³ pH-Werte innerhalb der Spanne gelten als eingehalten (blau), außerhalb als nicht eingehalten (rot)
⁴ Gew. Typ 5, 7, 9, 18
⁵ Gew. Typ 9.2
⁶ Abhängig von der Wasserhärte

Tabelle 3.3: Bewertung der Gewässeruntersuchungen des Jahres 2013 auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 20. Juli 2011) bzw. der Anlagen D4 und D5 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW
 Table 3.3: Evaluation of water examinations in 2013 based on the Surface Water Regulation (OGewV July 20, 2011) and the appendices D4 and D5 of the “Guidelines on monitoring surface waters” issued by the State of North Rhine-Westphalia

| Probenahmestelle – Nummer – | Gewässer | Probenahmestelle – Bezeichnung – | Fluss-km | ACP OGewV Anlage 6 | | | | | | UQN OGewV Anl. 7 | | | | UQN OGewV Anlage 5 | | | | | Weitere Stoffe aus den Anl. 5 und 7 der OGewV sowie gesetzlich nicht verbindliche Stoffe mit Bewertungen von mäßig und schlechter * gesetzl. nicht verbindliche Stoffe – Leitfaden Anlage D4 |
|--------------------------------------|------------------|----------------------------------|----------|-----------------------|---------|---------------------|---------------|------------|---------|---------------------|-------------|----------------|---------------|-----------------------|-------------------|-------|--------|---------|---|
| | | | | Wassertemperatur | ph-Wert | Ammonium-Stickstoff | Gesamtposphor | Sauerstoff | Chlorid | TOC | Blei gelöst | Cadmium gelöst | Nickel gelöst | Quecksilber | Nitrat-Stickstoff | Arsen | Chrom* | Kupfer* | |
| Planungseinheit 1800 – Möhne | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 416204 | Möhne | v MDG in die Ruhr | 0,15 | | | | | | | | | | | | | | | | Erythromycin *, Ibuprofen * |
| Planungseinheit 1500 – Mittlere Ruhr | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 004108 | Ruhr | Fröndenberg | 113,76 | | | | | | | | | | | | | | | | Clarithromycin *, Diocetylzinn-Kation *, Erythromycin *, Ibuprofen *, Iopamidol *, Monobutylzinn-Kation *, Tributylzinn-Kation |
| 418249 | Baarbach | oh Iserlohn | 13,86 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 418304 | Baarbach | am Pegel Iserlohn | 8,56 | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen |
| 418456 | Baarbach | uh KA Baarbachtal | 1,47 | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen, Bor *, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Kobalt *, Σ PFT * |
| 418754 | Refflingser Bach | v MDG in d Baarbach | 0,25 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Planungseinheit 1300 – Untere Lenne | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 422800 | Lenne | Pegel Hohenlimburg | 6,90 | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen, Clarithromycin *, Erythromycin *, Ibuprofen *, Iopamidol * |
| 435466 | Schlittenbach | uh KLG (Schlittenbach) | 2,08 | | | | | | | | | | | | | | | | Σ PFT * |
| 435855 | Rahmede | uh KA Rahmedetal | 3,60 | | | | | | | | | | | | | | | | Σ PFT * |
| Planungseinheit 1200 – Bigge | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 431801 | Bigge | uh Rotemühle | 38,70 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 432003 | Bigge | Pegel Rüblinghausen | 29,00 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 432209 | Bigge | uh Attendorf | 8,30 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 432404 | Bigge | v MDG in die Lenne | 0,60 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 432702 | Olpe | uh Stachelau | 3,50 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 432908 | Brachtpe | in Berlinghausen | 2,80 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 433408 | Lister | oh Listertalsperre | 5,40 | | | | | | | | | | | | | | | | Beryllium * |
| 433550 | Ihne | uh KA Valbert | 8,80 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 432507 | Großmicke | v MDG in die Bigge | 0,60 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 432600 | Wende | v MDG in die Bigge | 0,10 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 687819 | Rose | in Drolshagen | 4,18 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 433457 | Krummenau | v MDG in die Lister | 0,50 | | | | | | | | | | | | | | | | Beryllium *, Kobalt *, Vanadium * |
| Planungseinheit 1100 – Volme | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 439952 | Volme | in Meinerzhagen (Weidenstr) | 49,10 | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen |
| 440152 | Volme | uh KA Kierspe | 42,40 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 440462 | Volme | uh Einmündung Lösenbach | 31,20 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 440553 | Volme | uh Stephansohl | 29,20 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 687790 | Volme | in Dahl am Sportplatz | 14,80 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 441107 | Volme | oh Einmdg Ennepe | 4,40 | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen |
| 441200 | Volme | v MDG in die Ruhr | 1,30 | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen, Clarithromycin *, Erythromycin *, Ibuprofen *, Ideno(1,2,3-cd)pyren, Iopamidol * |
| 440851 | Volme | in Priorei | 17,36 | | | | | | | | | | | | | | | | |

Tabelle 3.3: Bewertung der Gewässeruntersuchungen des Jahres 2013 auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 20. Juli 2011) bzw. der Anlagen D4 und D5 des „Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW
 Table 3.3: Evaluation of water examinations in 2013 based on the Surface Water Regulation (OGewV July 20, 2011) and the appendices D4 and D5 of the “Guidelines on monitoring surface waters” issued by the State of North Rhine-Westphalia

| Probenahmestelle – Nummer – | Gewässer | Probenahmestelle – Bezeichnung – | Fluss-km | ACP OGewV Anlage 6 | | | | | | UQN OGewV Anl. 7 | | | | UQN OGewV Anlage 5 | | | | | Weitere Stoffe aus den Anl. 5 und 7 der OGewV sowie gesetzlich nicht verbindliche Stoffe mit Bewertungen von mäßig und schlechter * gesetzl. nicht verbindliche Stoffe – Leitfaden Anlage D4 | | |
|------------------------------------|-----------------|----------------------------------|----------|-----------------------|---------|---------------------|---------------|------------|---------|---------------------|-------------|----------------|---------------|-----------------------|-------------------|-------|--------|---------|---|--|-------|
| | | | | Wassertemperatur | ph-Wert | Ammonium-Stickstoff | Gesamtposphor | Sauerstoff | Chlorid | TOC | Blei gelöst | Cadmium gelöst | Nickel gelöst | Quecksilber | Nitrat-Stickstoff | Arsen | Chrom* | Kupfer* | | Zink* | Selen |
| 441703 | Hälver | v MDG i d Volme | 0,02 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 687807 | Hälver | oh Herbecke | 1,97 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 442306 | Ennepe | oh Ennepetalsperre | 32,00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 442501 | Ennepe | oh Peddenöde | 21,60 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 442800 | Ennepe | oh MDG Heilenbecke | 13,80 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 442963 | Ennepe | oh KA Gevelsberg | 8,90 | | | | | | | | | | | | | | | | | Erythromycin * | |
| 443256 | Ennepe | uh FA. Hawker | 1,00 | | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren | |
| 442203 | Ennepe | uh Einmdg Loeh-Bach | 33,64 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 441302 | Elspe | oh FA. Hücke | 3,40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 441351 | Elspe | uh KA Elspetal | 1,00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 441752 | Glör | oh Talsperre | 5,00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 441806 | Glör | v MDG i d Volme | 0,20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 441909 | Sterbecke | uh Rölvedeer Mühle | 3,00 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 441831 | Epscheider Bach | v MDG i d Volme | 0,30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 441879 | Selbecker Bach | oh Zulauf Köttinger Bach | 3,10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 441867 | Selbecker Bach | oh Rundturnhalle | 0,90 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 443487 | Heilenbecke | oh Talsp. bei Feckinghausen | 8,30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 443657 | Heilenbecke | oh Grimmelsberg | 3,40 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 443785 | Hasperbach | oh Talsperre | 9,30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 444005 | Hasperbach | oh Hagen-Haspe | 2,30 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 444108 | Hasperbach | v MDG i d Ennepe | 0,045 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Planungseinheit 1000 – Untere Ruhr | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 004157 | Ruhr | Hattingen | 56,70 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 22810 | Ruhr | Mülheim Kahlenberg | 14,34 | | | | | | | | | | | | | | | | | Clarithromycin *, Diocetylzinn-Kation *, Erythromycin *, Ibuprofen *, Iopamidol *, Monobutylzinn-Kation *, Tributylzinn-Kation | |
| 503101 | Ruhr | in Herdecke Ruhrbrücke | 87,00 | | | | | | | | | | | | | | | | | Clarithromycin*, Erythromycin*, Iopamidol* | |
| 503253 | Ruhr | Brücke in Wetter | 81,68 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 503605 | Ruhr | oh Hattingen | 61,45 | | | | | | | | | | | | | | | | | Clarithromycin*, Erythromycin*, Iopamidol* | |
| 503708 | Ruhr | uh Hattingen | 56,97 | | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen, Clarithromycin *, Erythromycin *, Iopamidol * | |
| 503800 | Ruhr | Brücke Dahlhausen | 51,40 | | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen, Clarithromycin *, Erythromycin *, Iopamidol * | |
| 503812 | Ruhr | Mendener Brücke | 16,90 | | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen, Clarithromycin *, Erythromycin *, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Iopamidol * | |
| 505043 | Ruhr | uh Baldeneysee | 27,90 | | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen, Clarithromycin *, Erythromycin *, Iopamidol * | |
| 923163 | Ruhr | Ruhr Mitte, km 1,9 | 1,97 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Probenahmestelle – Nummer – | Gewässer | Probenahmestelle – Bezeichnung – | Fluss-km | ACP OGewV Anlage 6 | | | | | | UQN OGewV Anl. 7 | | | | UQN OGewV Anlage 5 | | | | | Weitere Stoffe aus den Anl. 5 und 7 der OGewV sowie gesetzlich nicht verbind- liche Stoffe mit Bewertungen von mäßig und schlechter * gesetzl. nicht verbindliche Stoffe – Leitfaden Anlage D4 | |
|--------------------------------|-----------------------|-------------------------------------|----------|-----------------------|---------|---------------------|---------------|------------|---------|---------------------|-------------|----------------|---------------|-----------------------|-------------------|-------|--------|---------|---|---|
| | | | | Wassertemperatur | ph-Wert | Ammonium-Stickstoff | Gesamtposphor | Sauerstoff | Chlorid | TOC | Blei gelöst | Cadmium gelöst | Nickel gelöst | Quecksilber | Nitrat-Stickstoff | Arsen | Chrom* | Kupfer* | | Zink* |
| 686487 | Wannebach | in Westhofen | 0,18 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 518906 | Oelbach | bei Haus Holte | 10,61 | | | | | | | | | | | | | | | | | Barium* |
| 519005 | Oelbach | oh KA Oelbachtal | 3,38 | | | | | | | | | | | | | | | | | Barium*, Bor* |
| 505122 | Deilbach | v MDG i d Ruhr | 1,19 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 505407 | Deilbach | bei Whs Schmalen | 14,07 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 505456 | Deilbach | uh RÜB Ziegeleiweg | 3,40 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 505158 | Rinderbach | oh KA Heiligenhaus-Nord | 4,30 | | | | | | | | | | | | | | | | | Bor* |
| 505160 | Rinderbach | v MDG i d Ruhr | 0,12 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 505810 | Rinderbach | uh KA Abtsküche | 6,59 | | | | | | | | | | | | | | | | | Clarithromycin*, Diclofenac*, Erythromycin*, Ibuprofen*, Iopamidol*, Sotalol* |
| 505833 | Rinderbach | uh KA Heiligenhaus, Pegel | 3,58 | | | | | | | | | | | | | | | | | Benzo(ghi)perylen |
| 419102 | Herdecker Bach | Bahnhof Wittbraeucke | 3,80 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 419205 | Herdecker Bach | v MDG i d Ruhr | 0,20 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 419400 | Elbsche | in Wengern | 0,76 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 519303 | Pleißbach | uh KA Ober Hammertal | 3,73 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 519406 | Pleißbach | oh KA Wit-Hammertal | 2,04 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 519856 | Sprockhöveler Bach | v MDG i d Paasbach | 0,09 | | | | | | | | | | | | | | | | | Bor* |
| 505560 | Hardenberger Bach | oh Einmdg Eselsieper Bach | 2,97 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 505584 | Felderbach | v MDG i d Deilbach | 0,37 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 505729 | Hesperbach | bei Unterhesperhof | 3,13 | | | | | | | | | | | | | | | | | Kobalt*, Molybdän* |
| 503848 | Ruhmbach | vor MDG i d Ruhr | 2,02 | | | | | | | | | | | | | | | | | Barium*, Benzo(ghi)perylen, Beryllium*, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Kobalt*, Vanadium* |
| 549927 | Ruhmbach | bei Walkmühle | 2,47 | | | | | | | | | | | | | | | | | Barium*, Benzo(ghi)perylen, Beryllium*, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Vanadium* |
| 519601 | Paasbach | uh Einmdg Sprockh Bach | 5,27 | | | | | | | | | | | | | | | | | |

auch alle untersuchten Schwermetalle den „sehr guten“ Zustand auf. An der Untersuchungsstelle im Baarbach am Pegel Iserlohn wurden Chlorid und die beiden Schwermetalle Kupfer und Selen mit „gut“ bewertet. Cadmium erreichte nur den „mäßigen“ Zustand, während die Einstufung für Zink in „unbefriedigend“ erfolgt. Als gesetzlich verbindliche Substanz wurde Benzo(ghi)perylen mit einem Gehalt von 0,0024 µg/l nachgewiesen und damit in „mäßig“ eingestuft. Alle weiteren, gesetzlich verbindlich untersuchten Stoffe wurden mit „sehr gut“ charakterisiert. An der Messstelle im Baarbach unterhalb der Kläranlage Iserlohn-Baarbachtal hat sich der Gehalt an Gesamtphosphor im Vorjahresvergleich verringert und kann somit mit „unbefriedigend“ anstatt „schlecht“ beurteilt werden. Für Chlorid blieb der „mäßige“ Zustand auch in diesem Jahr bestehen. Eine „sehr gute“ Bewertung erfolgte für den Sauerstoff- und Nitratstickstoff-Gehalt. Mit „gut“ wurden der Ammonium-Stickstoffgehalt und der TOC-Gehalt charakterisiert. Bei den Schwermetallen wurden Zink mit „schlecht“, Kupfer und Cadmium mit „mäßig“ bewertet. Die übrigen Schwermetalle erreichten den „guten“ bzw. „sehr guten“ Zustand. Weiterhin konnten Bor, Kobalt und PFT nachgewiesen werden. Dabei erfolgt eine Einstufung in „mäßig“ und schlechter.

In der Ruhr bei Fröndenberg erfolgte die Einstufung für den Pflanzennährstoff Phosphor in „gut“. Andere Nährstoffe sowie organische Inhaltsstoffe (TOC) lagen in sehr niedrigen Konzentrationen vor und erreichten somit den „sehr guten“ Zustand. Bis auf Zink, welches wie im Vorjahr als „mäßig“ eingestuft wurde, galt dies auch für alle Schwermetalle. Weiterhin wurden die Organozinn-Verbindungen Diethylzinn-Kation, Monobutylzinn-Kation, Tributylzinn-Kation, sowie die Wirkstoffe Clarithromycin, Erythromycin, Ibuprofen und das Diagnostikum Iopamidol mit „mäßig“ und schlechter bewertet.

Planungseinheit Untere Lenne

Die Planungseinheit der Unteren Lenne umfasst eine Fläche von 529 km² und ist überwiegend durch Wald- und Forstflächen geprägt. Im Jahr 2013 wurden die Lenne, der Schlittenbach und die Rahmede an jeweils einer Messstelle untersucht. Beim Schlittenbach unterhalb der Kläranlage Lüdenscheid-Schlittenbachtal und in der Rahmede unterhalb der Kläranlage Rahmedetal wurden aus dem Standardprogramm nur die Parameter Wassertemperatur, pH-Wert und Sauerstoff untersucht. Alle drei Kenngrößen sind mit „sehr gut“ zu bewerten. Zusätzlich wurden bei beiden Messstellen für die Summe von zehn Perfluorierte Tenside in Konzentrationen von 0,51 µg/l und 0,69 µg/l nachgewiesen, dies führte zu einer „schlechten“ Einstufung. In der Lenne am Pegel Hohenlimburg fanden stoffbezogen vier und mehr Untersuchungen statt. Mit einer Konzentration von 0,06 mg/l wurde der Grenzwert für „sehr gut“ von 0,05 mg/l für Gesamtphosphor knapp verfehlt, was eine Bewertung mit „gut“ zur Folge hat. Die Schwermetalle Kupfer und Zink erreichten einen „mäßigen“ Zustand. Cadmium wurde in „gut“ eingestuft. Zudem wurden die Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin sowie Benzo(ghi)perylen und Ibuprofen mit „mäßig“ und Iopamidol mit „schlecht“ charakterisiert.

Planungseinheit Volme

In der Planungseinheit Volme sind insgesamt zehn Gewässer mit 29 Messstellen untersucht worden. Die Wassertemperatur ist ausnahmslos mit „sehr gut“ zu bewerten. Der pH-Wert wurde an einer Messstelle (Gewässer: Hälver) nicht eingehalten, da der obere Grenzwert von pH 8,5 überschritten wurde. Für Ammonium-Stickstoff erfolgt die Einstufung überwiegend in „sehr gut“ bzw. „gut“ bis auf zwei Ausnahmen in der Volme, die in „mäßig“ eingestuft worden sind. Mit der Leistungssteigerung der Kläranlagen in den 90er-Jahren wurde der Phosphoreintrag in die Gewässer zwar deutlich vermindert, trotzdem wird in der Volme für Gesamtphosphor an fünf von acht untersuchten Messstellen der „gute“ Zustand verfehlt. Die übrigen neun Gewässer dieser Planungseinheit erreichen den „guten“ bzw. „sehr guten“ Zustand. Die Bewertung der Parameter Sauerstoff, TOC und Nitrat-Stickstoff erfolgt ohne Ausnahme mit „sehr gut“. Bis auf Kupfer, Cadmium und Zink erreichten alle Schwermetalle an den untersuchten Probenahmestellen den „sehr guten“ und „guten“ Zustand. Nur einmal war an der Ennepe im Mündungsbereich für Zink der „schlechte“ Zustand vorhanden. Eine weitere Messstelle am Hasperbach vor Mündung wurde mit „unbefriedigend“ bewertet. Für Kupfer wurden vier Probenahmestellen mit „mäßig“ eingestuft. Des Weiteren erfolgt die Zuordnung für Cadmium an drei von 13 untersuchten Probenahmestellen in „mäßig“.

In der Volme vor der Mündung in die Ruhr wurde das Antirheumatikum Ibuprofen mit einer Durchschnittskonzentration von 0,08 µg/l mit „schlecht“ bewertet. Den „unbefriedigenden“ bzw. „mäßigen“ Zustand erreichten die Stoffe Indeno(1,2,3-cd)pyren bzw. Benzo(ghi)perylen, die der Stoffgruppe der PAK angehören. Mit Werten von 0,024 µg/l und 0,022 µg/l wurde der „gute“ Zustand für Clarithromycin und Erythromycin knapp verfehlt. Weiterhin konnte in der Volme in Meinerzhagen Benzo(ghi)perylen nachgewiesen werden. In der Ennepe oberhalb der Kläranlage Gevelsberg wurde ebenfalls das Antibiotikum Erythromycin mit einem Wert von 0,025 µg/l in „mäßig“ eingestuft. Zudem wurden in der Ennepe die beiden PAK Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren gefunden.

Planungseinheit Bigge

Das Einzugsgebiet der Bigge umfasst ein 369 km² großes Areal. Das Gebiet wird überwiegend forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzt. In dieser Planungseinheit wurden neben der Bigge auch die Gewässer Lister, Ihne, Brachtpe, Olpe, Krummenau, Rose, Großmicke und Wende an insgesamt 12 Messstellen untersucht.

Für alle Gewässer sind die Parameter Wassertemperatur, pH-Wert, Ammoniumstickstoff, Sauerstoff, Chlorid und Nitrat-Stickstoff ausnahmslos als „gut“ oder „sehr gut“ einzustufen. Geringe Qualitätseinbußen für Gesamtphosphor wurden bei den Gewässern Lister, Ihne und Krummenau festgestellt, die Bewertung erfolgte in „mäßig“.

Der TOC, der die organische Belastung repräsentiert, wird ebenfalls an zwei Messstellen in „mäßig“ eingestuft. Die Probenahme- stellen befinden sich in Mooregebieten. Eine häufig in diesen Gebieten auftretende erhöhte Huminstoffkonzentration könnte eine Ursache für den auffälligen TOC-Gehalt sein. Die restlichen Untersuchungsstellen erfahren eine „gute“ bzw. „sehr gute“ Bewertung.

Die Konzentrationen der Schwermetalle waren meist unauffällig, so dass für die meisten Probestellen ein „guter“ bzw. „sehr guter“ Zustand vergeben werden kann. Drei Messstellen wurden für den Parameter Zink mit „mäßig“ bewertet. Die Messstelle in der Olpe ist für Zink und Kupfer als „schlecht“ eingestuft. Die schlechte Bewertung ist auf starke Niederschläge, die sich insbesondere um den 28. Oktober 2013 ereignet haben, zurückzuführen. Darüber hinaus wurden in der Lister Beryllium und in der Krummenau Beryllium, Kobalt und Vanadium in Konzentrationen nachgewiesen, die eine Einstufung für diese Schwermetalle in „mäßig“ mit sich bringt.

Planungseinheit Untere Ruhr

Die Planungseinheit der Unteren Ruhr zeichnet sich insbesondere durch den industriell und städtisch geprägten Raum aus. Rund ein Viertel der Fläche wird durch Waldgebiete und jeweils ein Sechstel durch Siedlungsgebiete und Äcker gekennzeichnet. Bis auf fünf von 32 Messstellen konnte die Wassertemperatur in „gut“ und „sehr gut“ eingestuft werden. Im Gegensatz zu den vergangenen Jahren hielt der pH-Wert ausnahmslos den Bereich zwischen 6,5 und 8,5 ein. Die Gehalte an Ammonium-Stickstoff lagen auf sehr niedrigem Niveau, die Bewertung erfolgt daher in „sehr gut“ bzw. „gut“. Der Ölbach oberhalb der Kläranlage Bochum-Ölbachtal war die einzige Untersuchungsstelle mit erhöhter mineralischer Belastung und erreichte für Chlorid den „schlechten“ Zustand. Hier spielt der Eintrag der Grubenwässer der ehemaligen Zeche Robert Müser im Mittellauf des Ölbachs eine entscheidende Rolle. Nitrat-Stickstoff und Sauerstoff erfahren an allen Untersuchungsstellen eine „sehr gute“ Bewertung. Die Gehalte an Gesamtphosphor waren leicht erhöht, wodurch die Einstufung für 31 % der untersuchten Messstellen in „mäßig“ oder „schlechter“ ausfällt.

Ebenfalls leicht erhöht und daher mit „mäßig“ bzw. „unbefriedigend“ beurteilt zeigt sich die mittlere Konzentration für TOC an vier Stellen der Planungseinheit. An 44 % der untersuchten Messstellen wurden erhöhte Kupfer- und Zinkgehalte gemessen. So erfolgt eine Bewertung für beide Stoffe im Ruhmbach vor der Mündung in die Ruhr mit „schlecht“ und in der Ruhr selbst bei Mülheim-Kahlenberg mit „unbefriedigend“ bzw. „mäßig“. Zudem wies Chrom an zwei Messstellen erhöhte Konzentrationen auf, die Bewertung erfolgt in der Ruhr in „schlecht“ und im Ruhmbach in „mäßig“. Ebenfalls konnten geringe Konzentrationen von organischen Spurenstoffen nachgewiesen werden. Zu den Substanzen, die eine Bewertung von „mäßig“ und schlechter aufweisen, zählen die Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin, das Antirheumatikum Ibuprofen sowie das Röntgenkontrastmittel Iopamidol. Am häufigsten wurden aus der Stoffgruppe der PAK die beiden Substanzen Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren gefun-

den. Ausschließlich in der Ruhr in Mülheim bei Kahlenberg wurden erhöhte Konzentrationen an Dioctylzinn, Monobutylzinn und Tributylzinn gemessen, die in den „mäßigen“ oder „schlechten“ Zustand eingestuft sind.

Zusammenfassung

In Bild 3.5 ist die Verteilung der Bewertung ausgewählter Kenngrößen auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung [3.3] dargestellt.

Die Kenngrößen Sauerstoff und Nitrat-Stickstoff sowie die Metalle Blei, Nickel, Quecksilber, Arsen, Selen und Thallium befinden sich zu 100 % an den jeweils untersuchten Stellen im „sehr guten“ oder „guten“ Zustand. Bis auf eine Untersuchungsstelle an der Hälver oberhalb Herbecke wird der pH-Wert Bereich von 6,5 bis 8,5 immer eingehalten. Der Pflanzennährstoff Phosphor wird an 19 von 74 Messstellen mit „mäßig“ und schlechter beurteilt. Weiterhin weichen die beiden Schwermetalle Kupfer und Zink, hervorgerufen durch geogene und siedlungsbedingte Einflüsse, stärker von dem „guten“ Zustand ab. Beide werden nur mit 68 % in „gut“ und „sehr gut“ bewertet. Cadmium erfährt zu 89 % eine „gute“ bzw. „sehr gute“ Bewertung, was eine Verbesserung zu den Vorjahren darstellt. Die organische Belastung, ausgedrückt durch den TOC, wird an fünf von 77 Untersuchungen in „mäßig“ und an einer Messstelle mit „unbefriedigend“ charakterisiert.

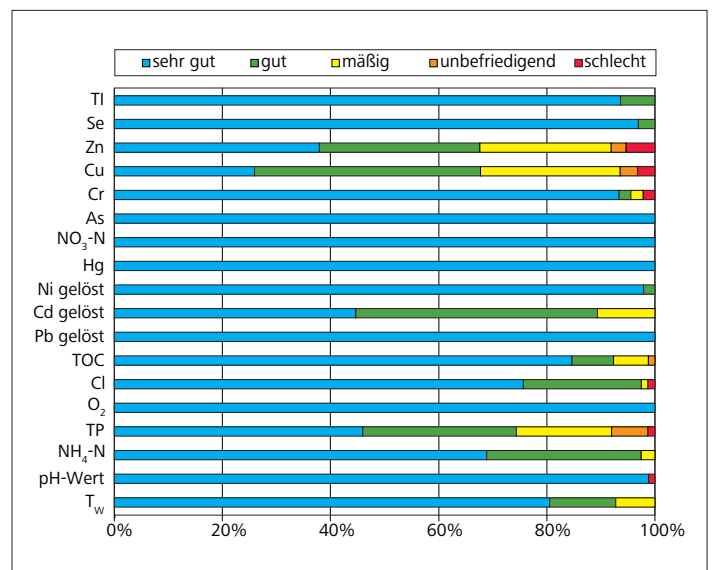


Bild 3.5: Relative Verteilung der Bewertungen ausgewählter Kenngrößen auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung (OGewV Juli 2011)
 Fig. 3.5: Relative distribution of evaluations for selected parameters on the basis of the Surface Water Regulation (OGewV July 2011)

Zusätzlich wurden einige weitere, gesetzliche nicht geregelte Parameter an ausgewählten Messstationen untersucht. Die Kenngrößen mit einer Bewertung von „mäßig“ und schlechter sind in der Tabelle 3.3 rechts aufgeführt. Zu nennen sind hier die Antibiotika Clarithromycin und Erythromycin sowie das Antirheumatikum Ibuprofen, das Schmerzmittel Diclofenac und das Röntgenkontrastmittel Iopamidol. Weiterhin wurden die beiden Vertreter der PAK-Stoffklasse Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren sowie einige weitere Metalle in „mäßig“ eingestuft.

Hydrobiologische Untersuchungen

Eine wesentliche Komponente zur Beschreibung des ökologischen Gewässerzustands stellt das Makrozoobenthos dar, das im Rahmen der hydrobiologischen Untersuchungen bestimmt wird. Diese Lebensgemeinschaft umfasst u.a. Insektenlarven, Strudelwürmer, Krebstiere, Muscheln und Schnecken. Im Ökosystem eines Fließgewässers spielen diese Tiere eine große Rolle, da sie z.B. organisches Material aufnehmen und selbst als Nahrungsgrundlage u.a. für Fische dienen. Manche Larven von Steinfliegen- und Libellenarten leben bis zur Schlupfreife mehrere Jahre im Gewässer und stellen so einen aussagekräftigen Langzeitindikator dar.

Die Zusammensetzung der benthischen Biozönose, das Vorkommen oder Fehlen bestimmter Arten und deren Häufigkeit ermöglichen Aussagen zur saprobiologischen Wasserqualität (Saprobie), zum strukturellen Zustand (Allgemeine Degradation) und zur Versauerung eines Fließgewässers. Die Allgemeine Degradation spiegelt im Wesentlichen den hydromorphologischen Zustand eines Gewässers und Veränderungen von besiedelbaren Habitaten wider. Ebenso können durch die Allgemeine Degradation Nutzungseinflüsse aus dem Einzugsgebiet angezeigt werden.

Die hier dargestellten Ergebnisse der hydrobiologischen Untersuchungen des Makrozoobenthos beruhen auf dem PERLODES-Verfahren mit der Auswertesoftware ASTERICS in den zum Untersuchungszeitraum gültigen Versionen (für die Ergebnisse 2007 bis 2011 Version 3.1.1, ab 2012 Version 3.3.1) [3.5].

Die beiden Module Saprobie und Allgemeine Degradation und bei einigen Gewässertypen zusätzlich das Modul Versauerung ergeben nach dem worst case-Prinzip den ökologische Zustand.

Im Modul Saprobie wird u.a. der Saprobienindex nach DIN 38410 [3.6] berechnet und gewässertypbezogen bewertet. Eine Übersicht über die Qualitätsklassen des Moduls Saprobie mit den zugehörigen Orientierungswerten für die Allgemeinen Chemischen und Physikalischen Komponenten (ACP) für die im Einzugsgebiet der Ruhr vorkommenden fünf Gewässertypen ist in Tabelle 3.4 dargestellt. Diese Orientierungswerte können bei der Bewertung

des ökologischen Zustands (ÖZ) auf der Basis des Makrozoobenthos zur Ergänzung bzw. Unterstützung der Zustandsermittlung besonders zwischen den Klassengrenzen „gut“ und „mäßig“ herangezogen werden.

Die Berechnung innerhalb des Moduls Allgemeine Degradation erfolgt an Hand von so genannten Core-Metrics (wie z.B. Artensammensetzung, Auftreten oder Fehlen bestimmter funktionaler Gruppen), die sich je nach Gewässertyp unterscheiden. Diese Einzelmetrics werden zu einem einzigen Wert verrechnet, dem multi-metrischen Index, aus dem sich die Qualitätsklasse ergibt. Die zur Beurteilung dieses Moduls festgelegten Klassengrenzen des multi-metrischen Indexes sind in Tabelle 3.5 dargestellt.

Im Modul Versauerung wird der Säurezustand entsprechend dem Vorkommen der säureempfindlichsten Taxa bestimmt.

Ein Teil der Wasserkörper ist aufgrund ihrer Nutzungen als erheblich verändert (HMWB – Heavily Modified Water Body) eingestuft, für diese Gewässer ist dementsprechend das gute ökologische Potenzial zu bestimmen. Da sich die endgültige Ausweisung der Wasserkörper als HMWB in NRW für den zweiten Bewirtschaftungszyklus nach EG-WRRRL derzeit noch in der Bearbeitung befindet, erfolgt in diesem Bericht noch keine Differenzierung zwischen ökologischem Zustand und ökologischem Potenzial.

Im Folgenden wird zunächst auf die hydrobiologischen Untersuchungsergebnisse der Ruhr eingegangen. Daran schließen sich die Befunde des operativen Monitorings an, wozu aufgrund des Monitoringkonzepts auch einzelne Nebengewässer gehören. Ergänzt werden die Ergebnisse des Monitorings noch durch weitergehende Untersuchungen für spezifische Fragestellungen des Ruhrverbands, z.B. im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ (IEP).

Untersuchungen an der Ruhr

Gewässertypen der Ruhr

Von der Quelle nordöstlich von Winterberg bis zur Ortschaft Olsberg-Bigge (km 198,1) stellt sich die Ruhr als schnellfließender, sauerstoffreicher „Grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach“ des LAWA-Gewässertyps 5 dar. Im weiteren Fließverlauf nimmt sie nach Aufnahme zahlreicher kleinerer Nebengewässer den Charakter eines Mittelgebirgsflusses vom LAWA-Gewässertyp 9 „Silikatischer Mittelgebirgsfluss“ an, bevor sie ab dem Zufluss der Röhr (km 141,8) auf der restlichen Fließstrecke bis zur Mündung in den Rhein dem Gewässertyp 9.2 „Großer Fluss des Mittelgebirges“ zugeordnet wird.

In ihrem unteren Bereich wird die Ruhr zum langsam fließenden, häufig gestauten Fließgewässer mit nutzungsbedingtem Ausbau. Daraus resultiert auch eine überwiegende Ausweisung von Teilstrecken der unteren Ruhr als erheblich verändert (HMWB – Heavily Modified Water Body) gemäß EG-WRRRL.

[3.5] <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> (Zugriff: Dezember 2012)

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

Tabelle 3.4: Qualitätsklassen des Moduls „Saprobie“ nach PERLODES für die im Ruhreinzugsgebiet vorkommenden Gewässertypen mit den zugehörigen Orientierungswerten

Table 3.4: Quality classes of the module "saprobic index" according to the evaluation system PERLODES and respective benchmarks for all types of waters found in the Ruhr catchment area

| LAWA-Gewässertyp | Qualitätsklassen „Saprobie“ | | | | | Orientierungswerte für allgemeine chemische und physikalische Komponenten (ACP) [3.2] | | | | | | | | |
|--|-----------------------------|-------------|-------------|----------------|-------------|---|-----------------------|-----------------------------------|-----------|------------------------------------|--|--------------------------------------|-----------------------|---------------------------------------|
| | sehr gut | gut | mäßig | unbefriedigend | schlecht | Temp* (°C) | O ₂ (mg/l) | Cl ⁻ (mg/l) Mittelwert | pH-Wert | P _{ges} (mg/l) Mittelwert | o-PO ₄ -P (mg/l) Mittelwert | NH ₄ -N (mg/l) Mittelwert | TOC (mg/l) Mittelwert | BSB ₅ ** (mg/l) Mittelwert |
| Typ 5 „Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ | ≤ 1,45 | 1,46 – 2,00 | 2,01 – 2,65 | 2,66 – 3,35 | 3,36 – 4,00 | < 20 – < 21,5 | > 7 | 200 | 6,5 – 8,5 | 0,1 | 0,07 | 0,3 | 7 | 4 |
| Typ 7 „Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche“ | ≤ 1,60 | 1,61 – 2,10 | 2,11 – 2,75 | 2,76 – 3,35 | 3,36 – 4,00 | < 20 – < 21,5 | > 7 | 200 | 6,5 – 8,5 | 0,1 | 0,07 | 0,3 | 7 | 4 |
| Typ 9 „Silikatische Mittelgebirgsflüsse“ | ≤ 1,60 | 1,61 – 2,10 | 2,11 – 2,75 | 2,76 – 3,35 | 3,36 – 4,00 | < 20 – < 25 | > 7 | 200 | 6,5 – 8,5 | 0,1 | 0,07 | 0,3 | 7 | 4 |
| Typ 9.2 „Große Flüsse des Mittelgebirges“ | ≤ 1,80 | 1,81 – 2,25 | 2,26 – 2,85 | 2,86 – 3,40 | 3,41 – 4,00 | < 21,5 – < 28 | > 6 | 200 | 6,5 – 8,5 | 0,1 | 0,07 | 0,3 | 7 | 6 |
| Typ 18 „Lösslehmgeprägte Tieflandbäche“ | ≤ 1,80 | 1,81 – 2,25 | 2,26 – 2,85 | 2,86 – 3,40 | 3,41 – 4,00 | < 20 – < 21,5 | > 7 | 200 | 6,5 – 8,5 | 0,1 | 0,07 | 0,3 | 7 | 4 |

* Temperatur abhängig von der Ausprägung der Fischgemeinschaft

** ohne Nitrifikationshemmung

Tabelle 3.5: Qualitätsklassen des Moduls „Allgemeine Degradation“ nach PERLODES

Table 3.5: Quality classes of the module "general degradation" according to the evaluation system PERLODES

| 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 Bild 3.6 sind die Ergebnisse der biologischen Untersuchungen des Gewässerzustands der Ruhr messstellenbezogen für die Module Saprobie und Allgemeine Degradation der Qualitätskomponente Makrozoobenthos dargestellt. Diese Abbildung ist ein Ausschnitt aus dem Gesamtuntersuchungsumfang und gibt einen Überblick über den ökologischen Zustand der Ruhr im Untersuchungszeitraum 2008 bis 2013 an insgesamt 57 Probenahmestellen.

Modul Saprobie

Im Oberlauf, von der Quelle bis oberhalb des Stadtgebiets von Olsberg, wurde mit Saprobienindizes (SI) zwischen 1,49 bis 1,57 die Qualitätsklassengrenze von 2,00 für den „guten“ saprobiellen Zustand des Gewässertyps 5 deutlich unterschritten. Eine Ausnah-

me stellt lediglich die Probenahmestelle bei Olsberg mit einem SI von 1,89 dar. Die Ruhr weist hier somit durchgängig – bezogen auf die Saprobie – einen „guten“ Zustand auf. Die vorwiegend anspruchsvollen Insektengruppen der EPT (Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera, d. h. Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) konnten in hoher Artenzahl nachgewiesen werden. Als für diesen Gewässertyp charakteristische Leitarten traten die großen, räuberischen Steinfliegenlarven *Perla marginata* und *Dinocras cephalotes* sowie die Eintagsfliegenlarven *Baetis melanonyx* und *Baetis alpinus* auf. Weiterhin konnten die Eintagsfliegenlarven *Ephemera mucronata* und *Ephemera danica* sowie die Köcherfliegenlarven *Rhyacophila tristis* und *Hydropsyche dinarica* sowie die Zweiflüglerlarve *Ibisia marginata* nachgewiesen werden. Diese Reinwasserarten stellen hohe Ansprüche an die Wasserqualität. Sie sind zudem strömungsliebend und benötigen niedrige Wassertemperaturen sowie hohe Sauerstoffgehalte.

Auch im nachfolgenden Ruhrabschnitt bis Arnsberg-Neheim, in dem die Ruhr dem Gewässertyp 9 mit einer Qualitätsklassengrenze von 2,10 entspricht, wird mit Saprobienindizes von 1,72 bis 2,01 der „gute“ saprobielle Zustand sicher eingehalten. Als fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss weist die Ruhr hier sowohl Bereiche mit hoher Strömung als auch strömungsberuhigte Zonen auf. Typische Arten der schnellfließenden, sauerstoffreichen Abschnitte, wie die Steinfliegenlarven *Leuctra geniculata* und *Perlodes microcephalus*, die Eintagsfliegenlarven aus der *Ecdyonurus venosus*-Gruppe sowie der Käfer *Esolus parallelepipedus*, konnten nachgewiesen werden. Als eine charakteristische Art der strö-

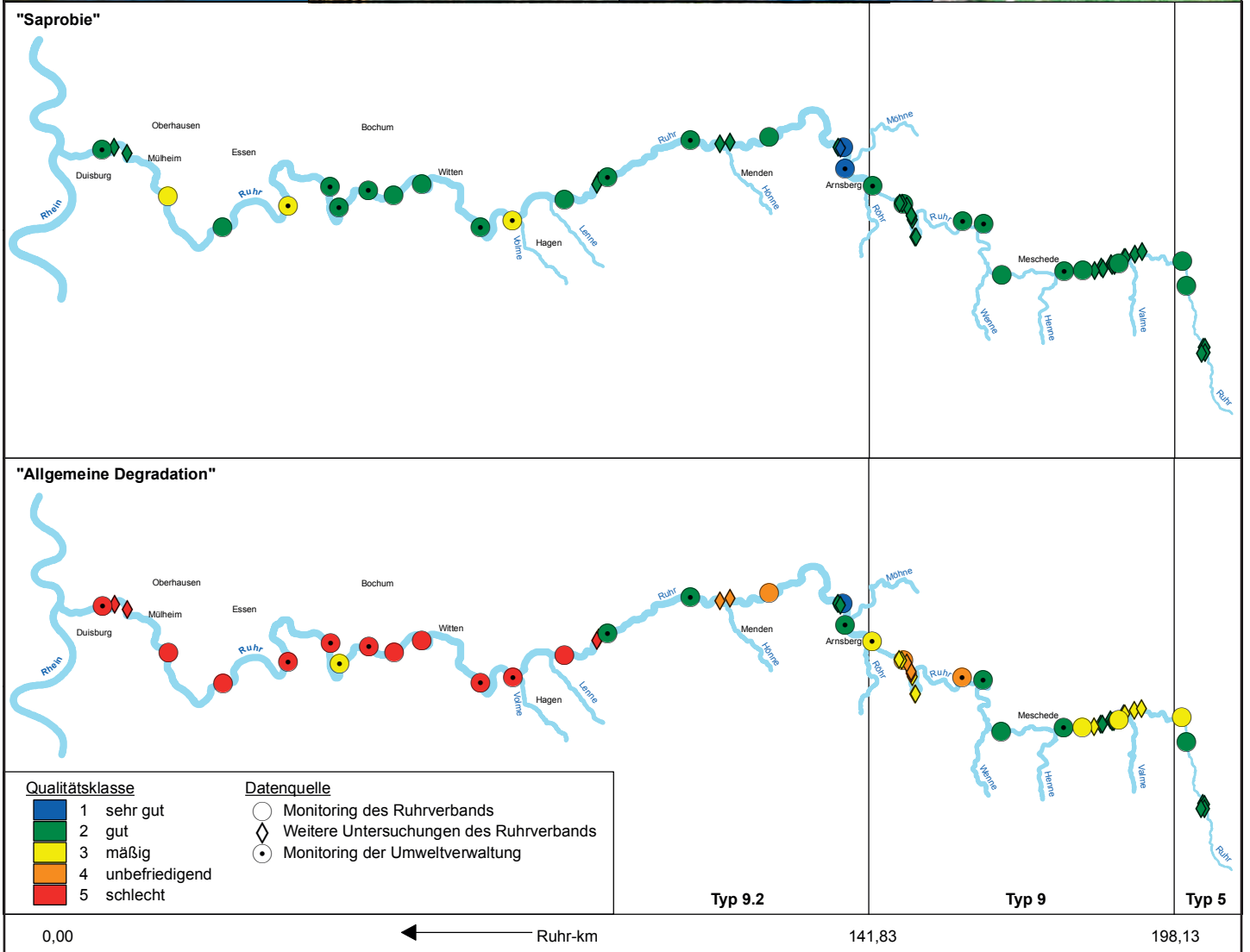


Bild 3.6: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos (Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“) im Fließverlauf der Ruhr 2008 bis 2013. Ergebnisse „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de>

Fig. 3.6: Ecological water condition – macrozoobenthos (modules "saprobic index" and "general degradation") along the course of the Ruhr, 2008 to 2013. Results „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de>

mungsberuhigten Zonen fand sich im anorganischen Feinsediment zwischen den Steinen und im nahen Uferbereich in größerer Anzahl die Köcherfliegenlarve *Allogamus auricollis*.

Im weiteren Fließverlauf, im Abschnitt von Arnsberg-Neheim bis zum Stadtbereich Schwerte (Typ 9.2), befinden sich drei von acht Probenahmestellen in einem „sehr guten“ saprobiellen Zustand. An der Probenahmestelle unterhalb des Möhnezufusses zeigte der Saprobienindex (SI) in allen drei Monitoringzyklen einen „sehr guten“ Zustand bei Werten von 1,77 (2012), 1,69 (2010) und 1,70 (2007). Dieses Ergebnis bestätigen auch die in 2013 ermittelten Befunde, die unmittelbar unterhalb dieser Probenahmestelle im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ der Kläranlage Arnsberg-Neheim (als „Weitere Untersuchungen des Ruhrverbands“) erhoben wurden. Die unterhalb des Hönnezufusses liegende Probenahmestelle in Langschede, die in 2010 noch mit „sehr gut“ (SI = 1,76) bewertet wurde, wies in 2013 nunmehr einen Saprobienindex von 1,87, entsprechend einer „guten“ Bewertung, auf (Qualitätsklassengrenze für „sehr gut“ liegt für Gewässertyp 9.2 bei SI ≤ 1,80).

In dem weiter flussabwärts gelegenen Abschnitt ab Pegel Villigst, der durch die fünf großen Flussstauseen stark geprägt ist, wurde an 13 von 16 untersuchten Probenahmestellen ein Saprobienindex zwischen 1,94 und 2,19 ermittelt, womit dieser Bereich entsprechend der gewässertypspezifischen Bewertung weitestgehend als „gut“ einzustufen ist. Einen „guten“ saprobiellen Zustand zeigte in 2013 mit einem Saprobienindex von 2,17 (2010: SI = 2,34) die Probenahmestelle an der Brücke in Dahlhausen. Für die Ruhr, die hier dem Gewässertyp 9.2 entspricht, liegt die gewässertypspezifische Klassengrenze für einen „guten“ saprobiellen Zustand bei 2,25. Dieser Wert wurde an drei Probenahmestellen mit Saprobienindizes bis maximal 2,30 geringfügig überschritten. So wies in 2013 die Probenahmestelle an der Brücke in Herdecke mit einem Saprobienindex von 2,26 sehr knapp einen „mäßigen“ Zustand auf, während sie in 2010 bei 2,14 den „guten“ Zustand anzeigte. Die Ruhr befindet sich hier im Übergangsbereich zwischen dem „mäßigen“ und „guten“ saprobiellen Zustand. In diesem stauregulierten Abschnitt der Ruhr zeigt sich der Einfluss einer Sekundärbelastung aufgrund eines erhöhten Sauerstoffverbrauchs, hervorgerufen durch die pflanzliche Atmung und den mikrobiellen Abbau der gebildeten Biomasse aus Phyto- und Zooplankton („Autosaprobie“). Dies kann dazu führen, dass der saprobielle Zustand lokal mit „mäßig“ bewertet wird. In diesem Ruhrabschnitt wurden jeweils nur die Gewässerstrecken zwischen den Ruhrstauseen untersucht, da das PERLODES-Bewertungsverfahren bei gestauten Gewässern keine Anwendung findet.

Modul Allgemeine Degradation

Im oberen Ruhrabschnitt von der Quelle bis oberhalb Olsberg zeigt die Bewertung der Allgemeinen Degradation für alle Probenahmestellen einen „guten“ Zustand. In diesem Abschnitt wurden zahlreiche anspruchsvolle Eintags-, Stein- und Köcherfliegen-Arten nachgewiesen, so auch die als Leitart für den hier vorliegenden Gewässertyp 5 geltende Köcherfliegenart *Micrasema longulum*.

Im weiteren Gewässerverlauf schwankt die Bewertung zwischen „gut“ und „unbefriedigend“. In der Ortslage von Olsberg, oberhalb des renaturierten Ruhrabschnitts, hat sich in 2012 die Bewertung von 2009 mit „mäßig“ bestätigt. Es traten wenige anspruchsvolle sauerstoff- und strömungsliebende Arten auf. In Bestwig-Velmede gilt für eine Monitoring-Probenahmestelle ebenfalls eine „mäßige“ Bewertung. Vertiefte, kleinräumige Untersuchungen in diesem Flussabschnitt zeigten aber, dass es hier Bereiche mit zum Teil hohem Besiedlungspotenzial gibt, die einen „guten“ Zustand aufweisen. Prinzipiell können naturnahe Gewässerabschnitte eine positive Wirkung auf benachbarte, strukturell überformte Gewässerabschnitte haben. Diese so genannte Strahlwirkung beruht auf einer aktiven oder passiven Migration von Organismen im Gewässer [3.7]. Die untersuchten, ökologisch wertvollen Gewässerabschnitte können in diesem Zusammenhang Strahlursprünge darstellen, deren Wirkung lokal schon erkennbar ist.

Im weiteren Fließverlauf weist die Ruhr bezüglich der Allgemeinen Degradation eine „gute“ Bewertung auf. Mit „unbefriedigend“ wird allerdings die Probenahmestelle in Oeventrop (km 162,1) bewertet, die in einem sehr monotonen, geradlinig verlaufenden Flussabschnitt der Ruhr liegt. Strömungsliebende Arten, insbesondere aus der Gruppe der Eintags-, Köcher- und Steinfliegen, waren kaum vertreten. Auffallend waren das Massenvorkommen der Gemeinen Schlammschnecke (*Radix balthica*) mit über 2.000 Tieren pro Quadratmeter sowie das vermehrte Auftreten von Köcherfliegenlarven, die in sandigen, detritusreichen Habitaten leben, z. B. *Mystacides azurea* und *Anabolia nervosa*.

Bei den Untersuchungen im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ zeigte sich auf dem Gewässerabschnitt zwischen km 146,1 und km 150,9 im Stadtgebiet Arnsberg in der Ruhr eine „mäßige“, „unbefriedigende“ oder sogar „schlechte“ Bewertung. In diesem Bereich fanden an der Ruhr umfangreiche Renaturierungsmaßnahmen statt [3.8]. Dem Fluss wurde hier Raum zur eisdynamischen Laufentwicklung gegeben, was sich zwar schon in einer vielfältigen Makrozoobenthoszönose zeigt. Allerdings weist die junge Gewässermorphologie, verbunden mit auftretenden größeren Feinsedimentumlagerungen, sehr breitem Profil und geringer Beschattung, noch nicht den typgerechten Zustand eines silikatischen Mittelgebirgsflusses (Gewässertyp 9) auf. Bei der noch laufenden „Integralen Entwässerungsplanung“ erfolgen weitere detaillierte Beurteilungen.

Die Bewertung der Probenahmestelle oberhalb der Einmündung der Röhr (km 142,2) lag knapp unterhalb der Klassengrenze von 0,60 zum „guten“ Zustand. Mit der Käferart *Esolus parallelepipedus*

[3.7] Deutscher Rat für Landespflege – DRL (Hrsg.) 2008: Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. – Schriftenreihe des DRL Heft 81

[3.8] NZO-GmbH 2013: Renaturierung der Ruhr in Arnsberg, Untersuchungen zur Erfolgskontrolle im Jahr 2012. Im Auftrag der Bezirksregierung Arnsberg, unveröffentlicht

us und der Eintagsfliegenart *Baetis lutheri* konnten zwei Leitarten des hier vorliegenden Gewässertyps 9 „Silikatischer Mittelgebirgsfluss“ nachgewiesen werden. Insgesamt war der Anteil der anspruchsvollen Insektentaxa aus der Gruppe der Eintags-, Köcher- und Steinfliegen an der Lebensgemeinschaft für diesen Gewässertyp gering. Die Ruhr befindet sich hier allerdings im Übergang vom mittelgroßen (Typ 9) zum großen Fluss des Mittelgebirges (Typ 9.2). Dies spiegelt sich auch in der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos wider. So war neben den oben genannten charakteristischen Vertretern des Gewässertyps 9 auch die Eintagsfliegenart *Baetis vardarensis* als eher charakteristische Art der „Großen Flüsse des Mittelgebirges“ vertreten. Bemerkenswert war die sehr hohe Individuenzahl - mit 800 Tieren pro Quadratmeter - der Gattung *Pisidium* (Erbsenmuschel). Diese sehr kleinen Muscheln besiedeln bevorzugt detritusreiche, kiesig-sandige Hartsubstrate.

Im Bereich von Arnsberg-Neheim bis zum Stadtbereich Schwerte, hier ist die Ruhr dem Gewässertyp 9.2 zugeordnet, befindet sich der Fluss bezüglich der Allgemeinen Degradation an fünf von acht Stellen in einem „guten“ bzw. „sehr guten“ Zustand. Erwähnenswert ist die Probenahmestelle unterhalb der Einmündung der Möhne (Bild 3.7). In diesem Flussabschnitt wurde die Uferbefestigung entfernt, so dass die Ruhr sich hier eigendynamisch entwickeln konnte. Hier haben sich vielfältige, naturnahe Gewässerstrukturen ausgebildet. So findet man schnell überströmte Bereiche (Kiesbänke) ebenso wie strömungsberuhigte Zonen. Gleichzeitig wird dieser Ruhrabschnitt vom kalten Tiefenwasser der Möhnetalsperre beeinflusst. Dies spiegelt sich in einer sehr arten- und individuenreichen Makrozoobenthoszönose mit einer Reihe anspruchsvoller Arten wider. So traten Steinfliegen der Gat-



Bild 3.7: Ruhr, Probenahmestelle unterhalb Einmündung Möhne
Fig. 3.7: Ruhr, sampling point downstream of the Möhne's inflow

tung *Leuctra* und daneben als charakteristische Bewohner schnell fließender schotter- und kiesreicher Gewässerabschnitte zahlreiche Eintagsfliegenarten der Gattung *Baetis*, z. B. *Baetis lutheri*, *Baetis scambus* und *Baetis vardarensis*, auf. Als Bewohner von strömungsberuhigten Zonen wurden u. a. die Köcherfliege *Allogamus auricollis* sowie der Käfer *Esolus parallelepipedus* nachgewiesen. Erwähnenswert ist hier auch das Vorkommen von *Agapetus ochripes*, einer anspruchsvollen und für Mittelgebirgsflüsse charakteristischen Köcherfliegenart. An der unterhalb der Kläranlage Arnsberg-Neheim gelegenen Probenahmestelle, die direkt an diesen Flussabschnitt anschließt, wurde ebenfalls ein „guter“ Zustand ermittelt, obwohl die Ruhr hier ein begrabdigtes, stark degradiertes Gewässer ist. Damit zeigt sich die positive Strahlwirkung des flussaufwärts liegenden naturnahen Bereichs auf diesen strukturell überformten Gewässerabschnitt der Ruhr. Weiter flussabwärts in Langschede zeigen Ergebnisse im Jahr 2013 nun einen „guten“ Zustand hinsichtlich der Allgemeinen Degradation.

Während am Pegel Villigst ebenfalls ein guter Zustand nachgewiesen wurde, führt die naturferne Gewässermorphologie der Ruhr an den weiteren flussabwärts liegenden Probenahmestellen zu einer fast durchgängig „schlechten“ Bewertung der Allgemeinen Degradation. Eine Ausnahme stellt lediglich die Probenahmestelle unterhalb von Hattingen im Winzerbogen dar, an der 2013 mit „mäßig“ ein besserer Zustand als in der Vergangenheit ermittelt wurde. Verantwortlich für die nicht gute Bewertung sind neben den unbefriedigenden Gewässerstrukturen vor allem Staueffekte durch Querbauwerke und beispielsweise die damit verbundene Erwärmung des Gewässers. Dieser Gewässerabschnitt ist aufgrund verschiedener Nutzungsansprüche, z.B. Trinkwassergewinnung, Wasserkraftnutzung, Schifffahrt und Freizeitnutzung, stark ausgebaut und wird folglich bis zur Mündung in den Rhein fast durchgehend als „erheblich verändert“ (HMWB) ausgewiesen. Somit ist in diesem Ruhrabschnitt das gute ökologische Potenzial das Entwicklungsziel und nicht die Erreichung des guten ökologischen Zustands.

Für diese Gewässerabschnitte steht nur ein begrenztes Wiederbesiedlungspotenzial zur Verfügung, da eine Ausbreitung des Makrozoobenthos über Migration aufgrund der Ruhrstauseen erschwert bzw. kaum möglich ist. Naturnahe Nebengewässer mit hohem Besiedlungspotenzial können hier nur bedingt als Strahlursprünge fungieren, da sie keine für Flüsse typgerechte Fauna aufweisen.

Modul Versauerung

An Hand des Makrozoobenthos kann auch eine mögliche Versauerung des Gewässers in einem weiteren Modul bewertet werden. Dies gilt allerdings nur für bestimmte Gewässertypen in silikatischen Gebieten mit geringer Pufferkapazität.

In der Ruhr wäre der Aspekt der Versauerung nur im oberen Ruhrabschnitt, in dem sie dem Typ eines silikatischen Mittelgebirgsbachs entspricht, relevant. Die Ruhr weist hier einen „sehr guten“ Zustand auf und unterliegt daher keinem nachweisbaren Versauerungseinfluss.

Hydrobiologische Untersuchungen gemäß EG-WRRL in den Gewässern der Planungseinheiten

Der Gewässerzustand im Einzugsgebiet der Ruhr wird vor dem Hintergrund der kooperativen Mitwirkung des Ruhrverbands beim operativen Gewässermonitoring gemäß EG-WRRL seit 2007 in Form von ökologischen Gewässerzustandskarten dargestellt. Als Datenquellen dienen die Untersuchungsergebnisse aus dem vom Ruhrverband und vom LANUV NRW gemeinsam durchgeführten Gewässermonitoring. Daneben werden Daten berücksichtigt, die im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ (IEP) beim Ruhrverband erhoben wurden („Weitere Untersuchungen des Ruhrverbands“) [3.9]. 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 Rahmen des kooperativen Gewässermonitorings lag im Jahr 2013 seitens des Ruhrverbands der Schwerpunkt der hydrobiologischen Untersuchungen auf den Planungseinheiten Volme und Bigge, während das LANUV NRW in den Planungseinheiten Untere Ruhr und Mittlere Ruhr untersucht hat. Darüber hinaus fanden 2013 im Rahmen des Programms „Integrale Entwässerungsplanung“ des Ruhrverbands schwerpunktmäßig Untersuchungen in den Planungseinheiten Obere Ruhr 1 und Mittlere Ruhr statt.

Die Bilder 3.8 und 3.9 zeigen die Gewässerzustandskarten für die Module Saprobie und Allgemeine Degradation. In den Karten sind die Ergebnisse messstellengenau mit farbig codierten Symbolen entsprechend der fünfstufigen Qualitätsklassifizierung nach EG-

WRRL dargestellt. Diese Karten basieren auf Untersuchungen, die in den Jahren 2008 bis 2013 durchgeführt wurden. Alle Daten aus Untersuchungen vor 2008 wurden entfernt bzw. durch neuere Ergebnisse ersetzt. Die Karten repräsentieren daher den Gewässerzustand der letzten sechs Jahre und umfassen 647 Probenahmestellen. Im Jahr 2013 wurden vom Ruhrverband 115 Probenahmestellen hydrobiologisch untersucht. Diese Ergebnisse sowie die Daten von 31 Probenahmestellen des operativen Monitorings durch das LANUV NRW aus dem Jahr 2013 wurden bei der Aktualisierung der vorliegenden Gewässerzustandskarten berücksichtigt.

Im Folgenden werden die Ergebnisse aus 2013 im Vergleich zu den Ergebnissen aus den zurückliegenden Jahren 2008 bis 2012 in Ausschnittskarten dargestellt und diskutiert.

Planungseinheit Obere Ruhr 2

In dieser Planungseinheit fanden in 2013 keine Untersuchungen statt. Entsprechend den früheren Ergebnissen weist diese Planungseinheit an fast allen Probenahmestellen (98 %) einen „sehr guten“ bzw. „guten“ saprobiellen Zustand auf. Ebenso zeigt die Mehrheit der in dieser Planungseinheit untersuchten Gewässer (74 %) einen „guten“ oder sogar „sehr guten“ Zustand bezogen auf die Allgemeine Degradation.

[3.9] Jardin, N., Podraza, P., Schweder, H., Weyand, M.: Auswirkungen von Niederschlagswassereinleitungen auf den ökologischen Zustand – Eine Zwischenbilanz nach fünf Jahren umfassender gewässerökologischer Untersuchungen. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Band 223: 44. Essener Tagung, Aachen 23. – 25. März 2011, Seite 60/1 bis 60/15, Aachen 2011, ISBN 978-3-938996-29-4

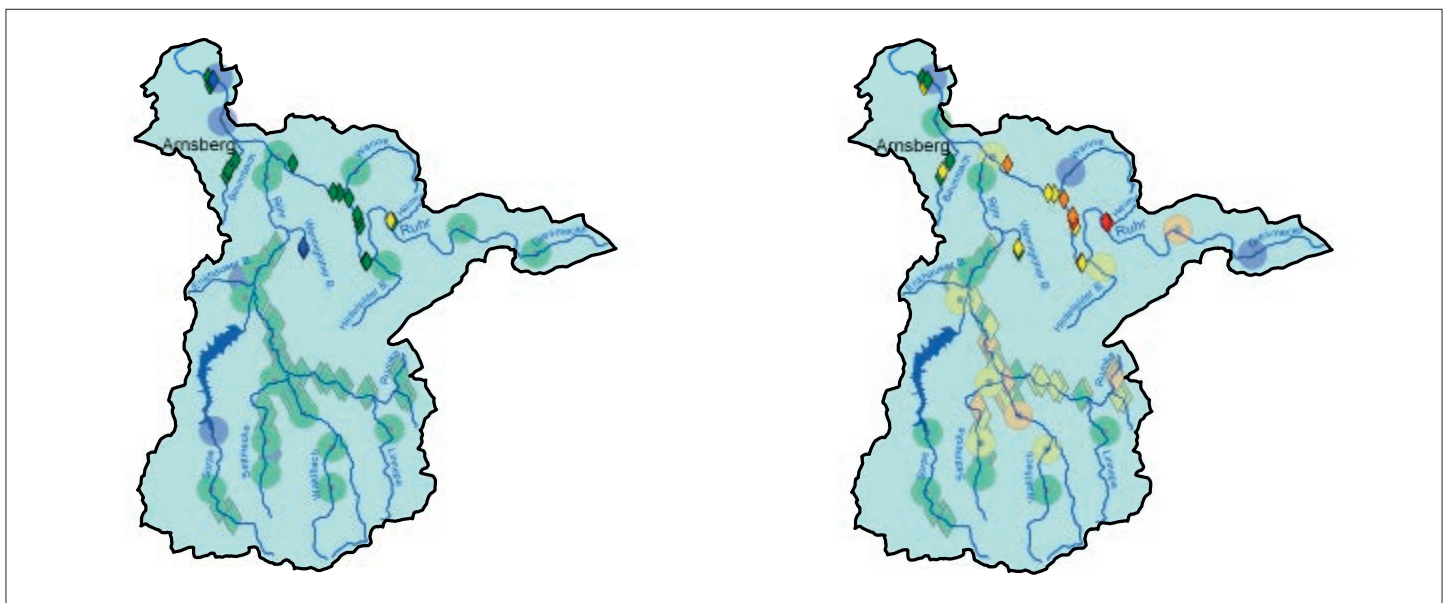


Bild 3.10: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Obere Ruhr 1 (PE 1600). Links: Modul Saprobie, rechts: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2013, große, schwach gefärbte Symbole = 2008 bis 2012

Quelle: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014
 Fig. 3.10: Ecological water condition – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Upper Ruhr (PE 1600). Left: module "saprobic index"; right: module "general degradation". Small, deeply coloured symbols = 2013, large, lightly coloured symbols = 2008 to 2012
 Source: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014



Bild 3.11: Larve von *Crunoecia irrorata* (Quell-Köcherfliege)
Fig. 3.11: *Crunoecia irrorata* larva

Planungseinheit Obere Ruhr 1 (Bild 3.10)

Mit einer Ausnahme weisen alle Probenahmestellen einen „guten“ bzw. zehn Stellen sogar einen „sehr guten“ saprobiellen Zustand auf. Die vom Ruhrverband im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ erhobenen Ergebnisse aus 2013 zeigen flächendeckend einen „guten“ saprobiellen Zustand. Lediglich eine Probenahmestelle an der Heimecke, einem kleinen im Arnberger Ortsteil Uentrop in die Ruhr mündenden Bach, weist mit einem Saprobienindex von 2,02 sehr knapp einen „mäßigen“ saprobiellen Zustand auf. Damit entsprechen aktuell 99 % der Probenahmestellen dem „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand.

Erwähnenswert ist das positive Bewertungsergebnis im Oberlauf des Wennigloher Bachs, der von Wennigloh kommend oberhalb von Arnberg-Müschede in die Röhrl fließt. Hier wurde eine Vielzahl charakteristischer Reinwasserarten für den in diesem Abschnitt vorliegenden Gewässertyp 5 gefunden, u.a. die Steinfliegenart *Leuctra braueri* ($s = 1,0$). Hervorzuheben ist hier der Fund der Larve der Quell-Köcherfliege *Crunoecia irrorata* ($s = 1,0$) (Bild 3.11), die an Orten mit Grundwasseraustritt und in Quellbereichen anzutreffen ist. Ihre Larven leben von Pflanzenmaterial und verlassen erst nach zwei Jahren als adulte Insekten das Gewässer.

Hinsichtlich der Allgemeinen Degradation zeigen viele Probenahmestellen der Planungseinheit Obere Ruhr 1 einen „mäßigen“ (41 %), einen „unbefriedigenden“ (18 %) und einige auch einen „schlechten“ ökologischen Zustand (4 %). Ursache für die defizitäre Bewertung sind vor allem die unbefriedigenden Strukturen der siedlungsbedingt ausgebauten Gewässer.

Planungseinheit Möhne (Bild 3.12)

Im Jahr 2013 fanden an sechs Probenahmestellen der Möhne und in einigen dort zufließenden kleinen Nebengewässern hydrobiologische Untersuchungen im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ statt. Die Befunde bestätigten den überwiegend „guten“ saprobiellen Zustand der Fließgewässer in diesem Einzugsgebiet.

Eine Probenahmestelle am Goldbach, der in Höhe von Wülfte in die Möhne fließt, weist einen Saprobienindex von 1,56 auf. Für einen kleinen Mittelgebirgsbach des Gewässertyps 7 (grobmaterialreicher, karbonatischer Mittelgebirgsbach) führt dies zu einer Einstufung in den „sehr guten“ saprobiellen Zustand. Eine Vielzahl von sehr anspruchsvollen Reinwasserarten, wie z. B. die Steinfliege *Brachyptera risi*, die Köcherfliege *Philopotamus montanus*, die Zweiflüglerlarve *Simulium brevidens* und die Eintagsfliege *Baetis muticus* konnten hier nachgewiesen werden. Die Qualitätskomponente Allgemeine Degradation erreicht an dieser Stelle die Bewertung „gut“.

Hinsichtlich der Allgemeinen Degradation zeigen insgesamt lediglich 29 % aller Probenahmestellen der Planungseinheit Möhne einen „guten“ oder „sehr guten“ Zustand.

Planungseinheit Mittlere Ruhr (Bild 3.13)

In dieser Planungseinheit lag 2013 ein Schwerpunkt der Untersuchungen. Von den insgesamt 107 Probenahmestellen wurden durch das LANUV 23 im Rahmen des operativen Monitorings (Wiederholungsmessungen) und vom Ruhrverband weitere 17 Stellen im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ untersucht.

92 % der Probenahmestellen befinden sich in einem „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand. Im Vergleich zu früheren Ergebnissen konnte an vier Probenahmestellen eine Verbesserung von „mäßig“ auf „gut“ festgestellt werden. Dies betrifft die Monitoringstelle in der Hönne unterhalb der Kläranlage Neuenrade. Hier betrug in 2013 der Saprobienindex 1,74 (in 2010: 2,10 und damit „mäßig“). Dieses erfreuliche Ergebnis bestätigte sich auch im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“. An zwei Probenahmestellen kurz oberhalb und unterhalb der Kläranlage Neuenrade wurde jeweils ein Saprobienindex von 1,63 bestimmt und damit ein „guter“ saprobieller Zustand. Ebenfalls eine Verbesserung des saprobiellen Zustands zeigten die Probenahmestellen im Baarbach am Pegel Iserlohn, im Callerbach vor Mündung in den Baarbach sowie im Refflingserbach im Mündungsbereich zum Baarbach. Die Saprobienindizes lagen an diesen Stellen zwischen 1,70 und 1,88 und damit sicher im „guten“ Bereich.

Hervorzuheben ist der Oberlauf des Baarbachs, der sich als ein sehr naturnahes, unbelastetes Gewässer darstellt. Dies zeigt sich in einem Saprobienindex von 1,31 sowie in einem Index von 0,93 bezüglich der Allgemeinen Degradation. Mit einer sehr hohen Abundanz von 5.000 Individuen pro m² und einer großen Artenvielfalt, insgesamt wurden 53 verschiedene Taxa bestimmt, weist

KLAPPER GÜTEKARTE

Achtung andere Faltung

KLAPPER GÜTEKARTE

Achtung andere Faltung

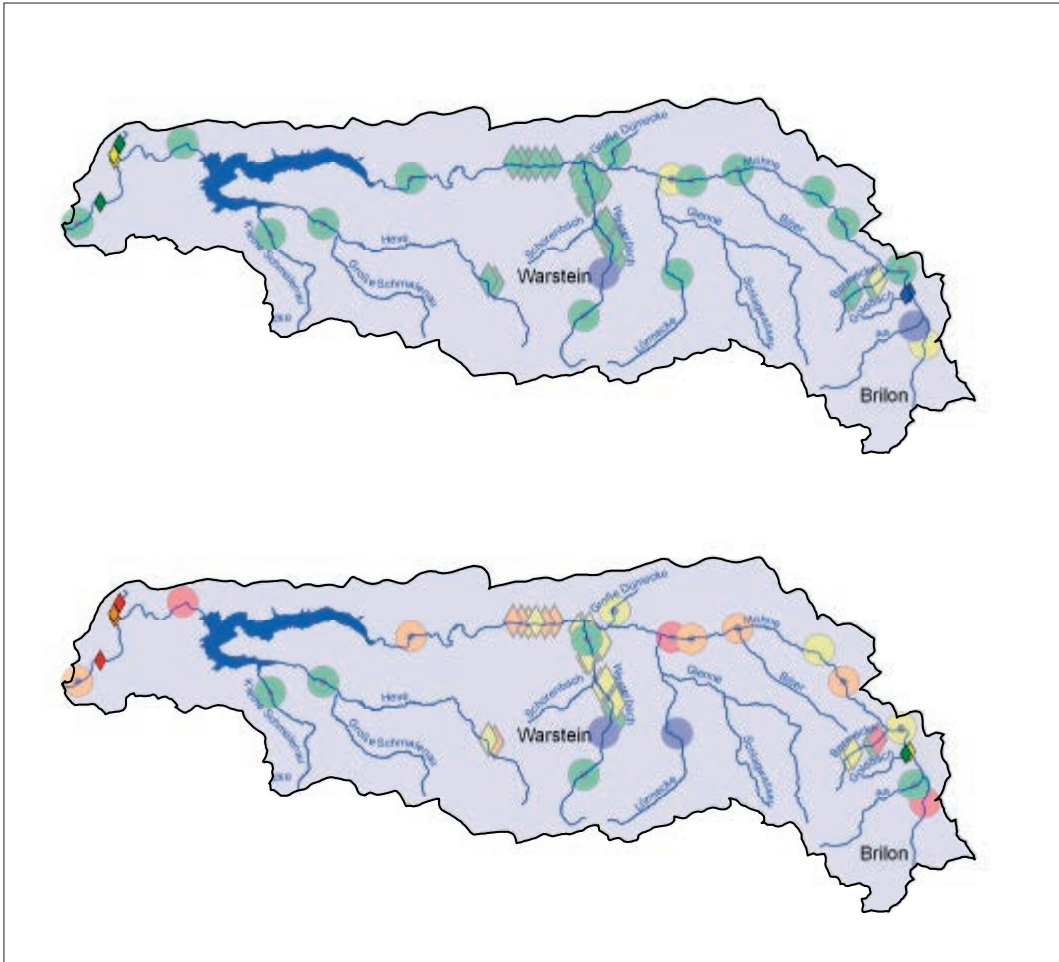


Bild 3.12: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Möhne (PE 1800). Oben: Modul Saprobie, unten: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2013, große, schwach gefärbte Symbole = 2008 bis 2012
 Quelle: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014
 Fig. 3.12: Ecological water condition – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Möhne (PE 1800). Above: module "saprobic index"; below: module "general degradation". Small, deeply coloured symbols = 2013, large, lightly coloured symbols = 2008 to 2012
 Source: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014

dieser Abschnitt des Baarbachs (Gewässertyp 5) eine vielfältige typspezifische Makrozoobenthosfauna auf. Einen ebenfalls sehr positiven Befund weist auch der Oberlauf des Callerbachs auf, der in 2013 zum ersten Mal untersucht wurde. Der Callerbach fließt hier in einem kalkhaltigen Waldgebiet und entspricht daher dem Gewässertyp 7 „Grobmaterialreicher, karbonatischer Mittelgebirgsbach“. Bei einem Saprobienindex von 1,31 wurde ein „sehr guter“ saprobieller Zustand sowie bei einem Index von 0,93 eine „sehr gute“ Bewertung hinsichtlich der Allgemeinen Degradation ermittelt (Bild 3.14).

Die Hönne, ein Nebenfluss der Ruhr, war wie in den vorangegangenen Untersuchungsjahren hinsichtlich der Allgemeinen Degradation unterschiedlich zu beurteilen. Sowohl im Rahmen des operativen Monitorings als auch bei den kleinräumigen Untersuchungen der „Integralen Entwässerungsplanung“ wurden Gewässerabschnitte mit „gut“, „mäßig“ und an mehreren Stellen mit „unbefriedigend“ bewertet. Insgesamt weisen 26 % der Probenahmestellen in dieser Planungseinheit hinsichtlich der Allgemeinen Degradation eine „gute“ oder „sehr gute“ Bewertung auf.

Planungseinheit Untere Ruhr (Bild 3.15)

Von den 52 Probenahmestellen in dieser Planungseinheit sind 19 Stellen in 2013 bewertet worden. Insgesamt zeigen alle Nebengewässer in diesem Abschnitt der Ruhr einen „guten“ saprobiellen Zustand. Im Hesperbach können drei Probenahmestellen sogar in „sehr gut“ eingestuft werden. Die drei mit „mäßig“ bewerteten Probenahmestellen betreffen die Ruhr selbst (vgl. Abschnitt „Untersuchungen an der Ruhr“). Diese Planungseinheit weist an 94 % der Probenahmestellen einen „guten“ saprobiellen Zustand auf.

Mehrheitlich befinden sich die Nebengewässer in dieser Planungseinheit hinsichtlich der Allgemeinen Degradation in einem „mäßigen“ und „unbefriedigenden“ Zustand. Ursache für diese Befunde sind einerseits veränderte Gewässerstrukturen. Die Gewässer sind durch bestehende Nutzungsansprüche (Siedlungstätigkeiten, Hochwasserschutz, Schifffahrt, Wasserkraftnutzung, etc.) so überprägt, dass ein natürlicher oder naturnaher Zustand selten vorliegt. Aufgrund der anzuwendenden Bewertungssystematik führen andererseits die aus dem Rhein eingewanderten Neozoen in vielen Fällen zu einer schlechten Bewertung. Die Ruhr ist in diesem Bereich überwiegend als HMWB ausgewiesen. Bei der hier

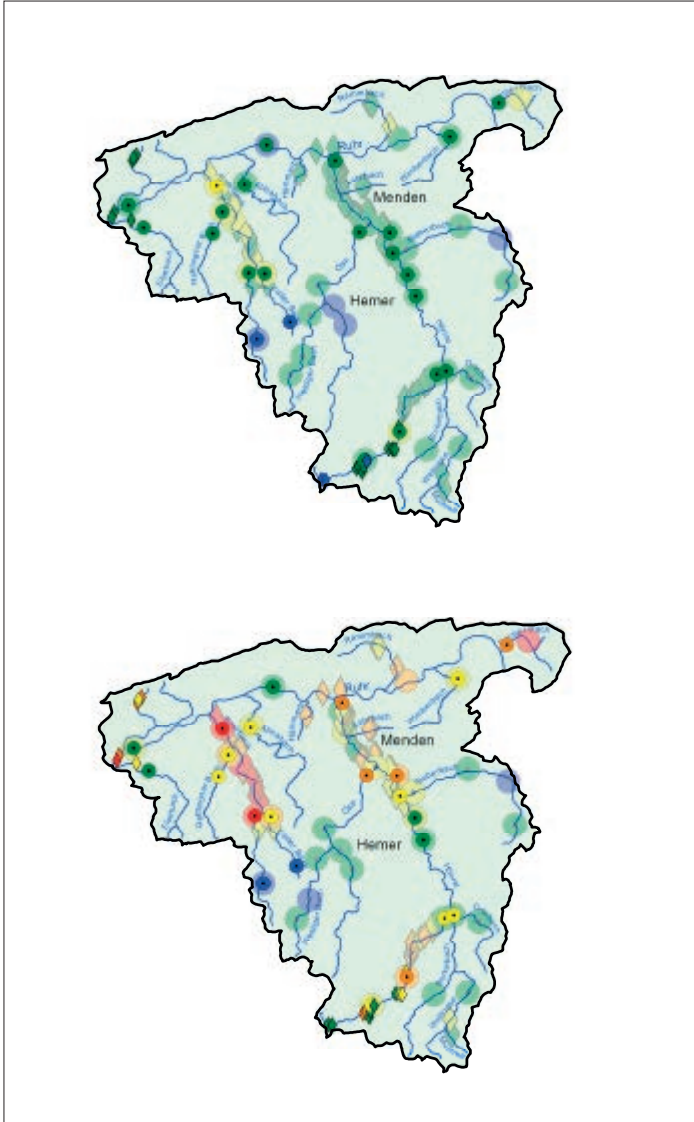


Bild 3.13: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Mittlere Ruhr (PE 1500). Oben: Modul Saprobie, unten: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2013, große, schwach gefärbte Symbole = 2008 bis 2012

Quelle: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014

Fig. 3.13: Ecological water condition – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Middle Ruhr (PE 1500). Above: module "saprobic index"; below: module "general degradation". Small, deeply coloured symbols = 2013, large, lightly coloured symbols = 2008 to 2012

Source: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014

noch angewandten direkten Übertragung des Bewertungsverfahrens für natürliche Gewässer auf die als HMWB ausgewiesenen Wasserkörper führt die Zusammensetzung des Makrozoobenthos zu einer schlechten Bewertung. Für diese Gewässerabschnitte ist aber das gute ökologische Potenzial das Entwicklungsziel und nicht das Erreichen des guten ökologischen Zustands.



Bild 3.14: Callerbach oberhalb Calle

Fig. 3.14: The Callerbach creek upstream of the district of Calle

Planungseinheit Obere Lenne

In dieser Planungseinheit wurde 2013 eine zusätzliche Probenahmestelle am Albaumer Bach unterhalb der Ortschaft Heinsberg untersucht. Das Ergebnis bestätigt hier den aus früheren Untersuchungen im Unterlauf des Bachs vorliegenden Befund von „mäßig“ für die Allgemeine Degradation. Dabei weist der geringe Wert der prozentualen Häufigkeitsklassen für die Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) von 44 % ebenso wie das vollständige Fehlen der Gammariden weiterhin auf ein Artendefizit hin.

Die Messtellen dieser Planungseinheit weisen insgesamt zu 94 % einen „sehr guten“ oder „guten“ saprobiellen Zustand auf. An 64 % der Probenahmestellen erreichen die Gewässer hinsichtlich der Allgemeinen Degradation eine „gute“ oder „sehr gute“ Bewertung.

Planungseinheit Untere Lenne

In dieser Planungseinheit fanden in 2013 keine Untersuchungen statt. Auf der Basis der vorangegangenen Untersuchungen weist diese Planungseinheit fast an allen Probenahmestellen (97 %) einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand auf. Hinsichtlich der Allgemeinen Degradation zeigen die Gewässer an knapp zwei Dritteln (61 %) der Probenahmestellen einen „guten“ oder „sehr guten“ Zustand.

Planungseinheit Volme (Bild 3.16)

Für die meisten der vom Ruhrverband als Wiederholungsmessung im Rahmen des operativen Monitorings untersuchten 23 Probenahmestellen bestätigten sich die früheren Ergebnisse. An zwei Stellen in der Volme (unterhalb der Kläranlage Kierspe und oberhalb der Einmündung der Ennepe) hat sich die Bewertung im Mo-

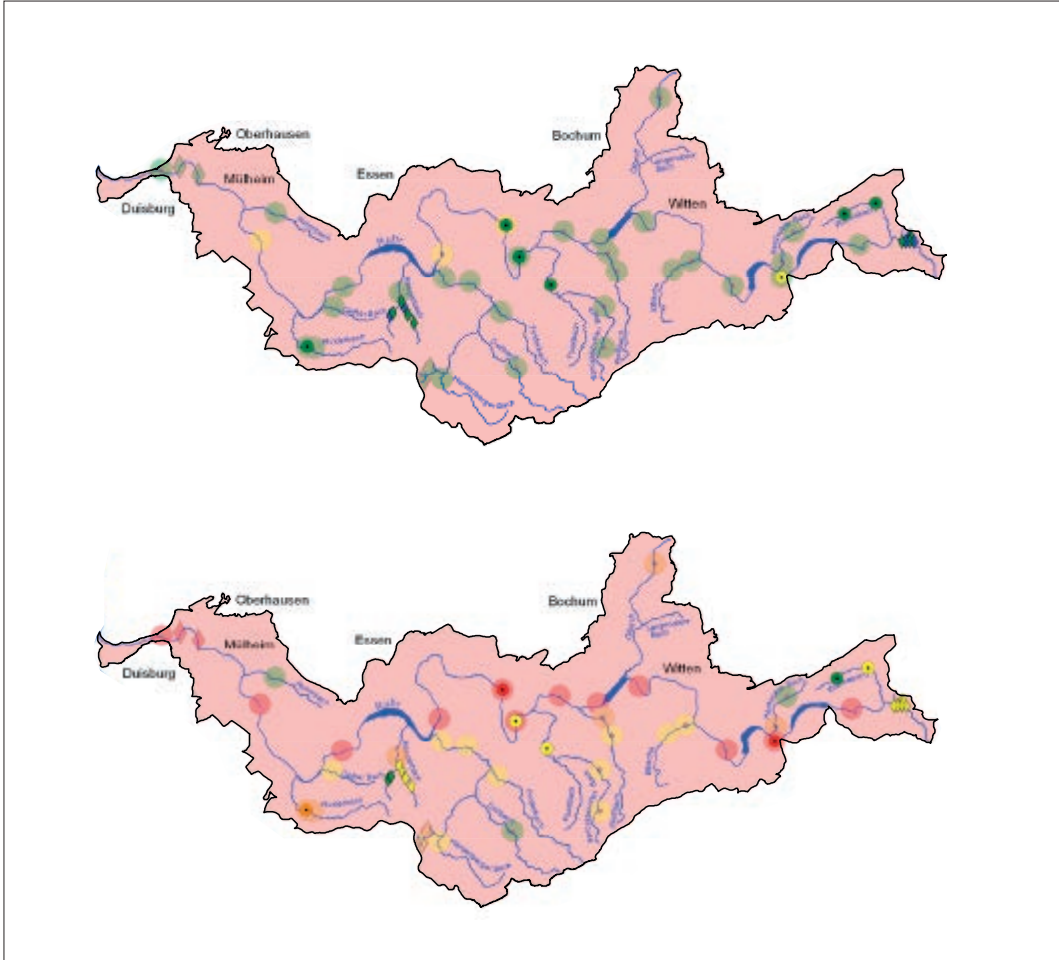


Bild 3.15: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Untere Ruhr (PE 1000). Oben: Modul Saprobie, unten: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2013, große, schwach gefärbte Symbole = 2008 bis 2012
 Quelle: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014

Fig. 3.15: Ecological water condition – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Lower Ruhr (PE 1000). Above: module "saprobic index"; below: module "general degradation". Small, deeply coloured symbols = 2013, large, lightly coloured symbols = 2008 to 2012
 Source: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014

dul der Allgemeinen Degradation von „gut“ nach „mäßig“ verschlechtert. Die Sterbecke, die in 2010 mit „sehr gut“ hinsichtlich Saprobie und Allgemeiner Degradation bewertet wurde, zeigt nur noch ein gutes Ergebnis. Die Ennepe oberhalb der Kläranlage Gelvesberg weist in 2013 bezüglich der Allgemeinen Degradation einen „mäßigen“ anstelle des „unbefriedigenden“ Zustands im Jahr 2010 auf. Am Hasperbach oberhalb der Talsperre hat sich die Bewertung im Hinblick auf die Allgemeine Degradation von „gut“ nach „sehr gut“ verbessert.

Im Jahr 2013 fanden in dieser Planungseinheit intensive gewässerökologische Untersuchungen im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ der Kläranlage Schalksmühle statt. Die hierbei untersuchten 15 Messstellen in der Volme und ihren kleinen Nebenbächen Bolsenbach, Bräumke und Hälver weisen alle hinsichtlich der „Saprobie“ einen „guten“ oder „sehr guten“ Zustand auf. Besonders erwähnenswert ist hier der Große Klagebach, ein kleiner Nebenbach der Volme, der in der Ortsmitte von Schalksmühle in die Volme mündet. An zwei Probenahmestellen im Oberlauf, hier kommt der Bach aus einem Waldgebiet, wurde ein Saprobienindex von 1,34 bzw. 1,43 nachgewiesen, was entsprechend dem hier vorliegenden Gewässertyp 5 einem „sehr guten“ Zustand entspricht. Der naturnahe Zustand des Baches spiegelt sich

auch in der „sehr guten“ Bewertung zur Allgemeinen Degradation wider. So finden sich zahlreiche gewässertypspezifische Arten, u. a. als Leitarten für diesen Gewässertyp die Steinfliege *Perla marginata* (Bild 3.17) und die Köcherfliege *Philopotamus ludificatus*.

Insgesamt weisen alle Probenahmestellen hinsichtlich der Saprobie einen „guten“ oder „sehr guten“ Zustand auf. Dagegen zeigen nur 60 % der Messstellen bezüglich der Allgemeinen Degradation einen „guten“ oder „sehr guten“ Gewässerzustand an.

Planungseinheit Bigge (Bild 3.18)

In dieser Planungseinheit fanden Untersuchungen im Rahmen des operativen Monitorings sowie der „Integralen Entwässerungsplanung“ der Kläranlagen Drolshagen-Bleche und Olpe-Altenkleusheim statt. An den meisten Stellen bestätigen sich die Bewertungen der früheren Monitoringergebnisse. Ein Jahr, nachdem die umgebaute und erweiterte Kläranlage Wenden im Frühjahr 2012 in Betrieb genommen worden ist, spiegeln sich die erfolgreichen Bemühungen des Ruhrverbands zur Verbesserung des Gewässerzustands der Bigge unterhalb der Kläranlage in der „guten“ saprobiellen Bewertung (SI = 1,96) an der Probenahmestelle am Pegel Rüblinghausen wider. Bezüglich der Allgemeinen Degradation

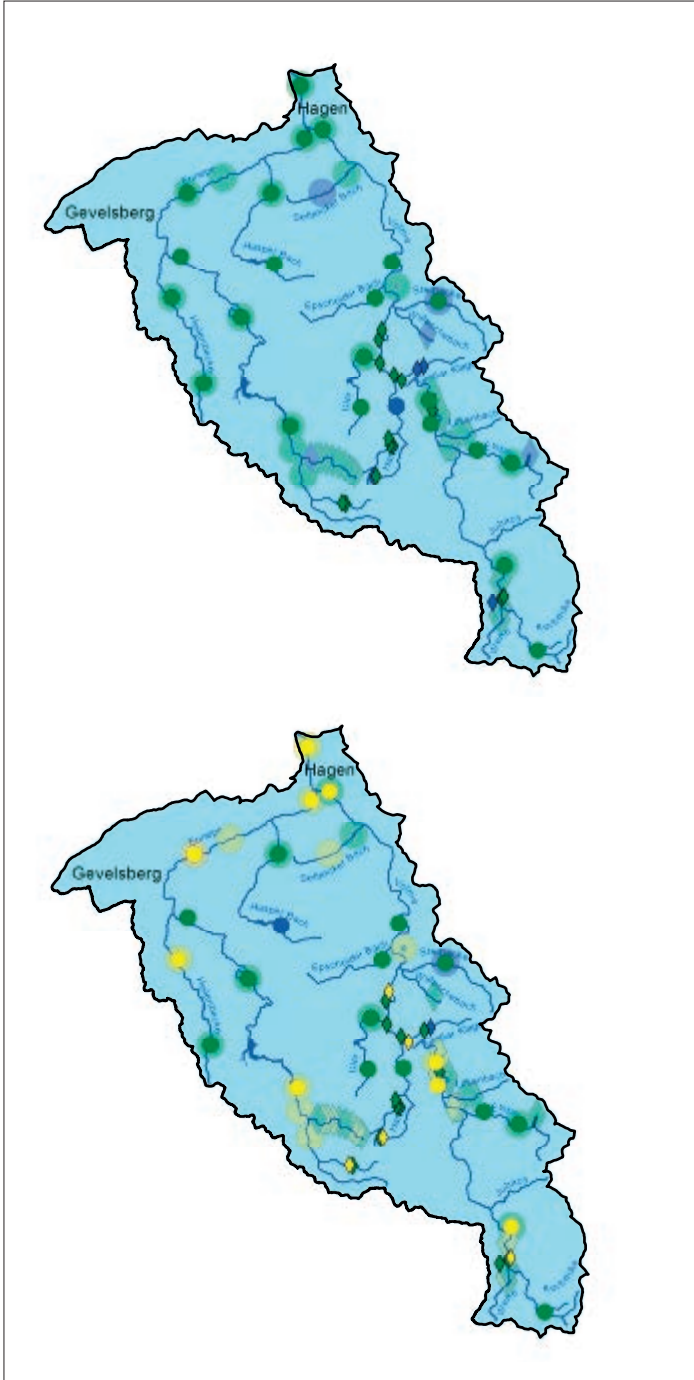


Bild 3.16: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Volme (PE 1100). Oben: Modul Saprobie, unten: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2013, große, schwach gefärbte Symbole = 2008 bis 2012
Quelle: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014

Fig. 3.16: Ecological water condition – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Volme (PE 1100). Above: module "saprobic index"; below: module "general degradation". Small, deeply coloured symbols = 2013, large, lightly coloured symbols = 2008 to 2012
Source: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014



Bild 3.17: *Perla marginata* (Steinfliegenlarve)
Fig. 3.17: *Perla marginata*

tion wird die Bigge, deren Sohle an dieser Stelle mit Wasserbausteinen ausgebaut ist, mit „unbefriedigend“ bewertet (Bild 3.19).

Die Gewässer der Planungseinheit Bigge weisen nunmehr an allen Probenahmestellen einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand auf. Hinsichtlich der Allgemeinen Degradation kann an gut der Hälfte (58 %) der Probenahmestellen ein „guter“ oder „sehr guter“ Zustand festgestellt werden.

Zusammenfassung

Eine Gesamtübersicht über die messstellenbezogene Verteilung der Ergebnisse der biologischen Gewässeruntersuchungen für die jeweiligen Planungseinheiten und das gesamte Ruhreinzugsgebiet gibt die Tabelle 3.6.

Die Ruhr besitzt über weite Strecken eine artenreiche Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos). Diese setzt sich aus typischen Arten der silikatischen Mittelgebirgsbäche und -flüsse zusammen und wird durch eine Vielzahl von ubiquitär vorkommenden Arten ergänzt.

Trotz ihrer vielfältigen Nutzung, zu der auch die Aufnahme gereinigter Abwässer gehört, zeigt die Ruhr nur eine geringe Belastung mit organisch abbaubaren, sauerstoffzehrenden Stoffen. Dies führt im Modul Saprobie zu einer fast durchgängig „guten“ Bewertung. Im Bereich zwischen Arnsberg-Neheim und dem Pegel Villigst, hier entspricht die Ruhr dem Gewässertyp „Großer Fluss des Mittelgebirges“ (Typ 9.2), weisen drei Probenahmestellen sogar eine „sehr gute“ saprobielle Bewertung auf. Besonders erwähnenswert ist die Probenahmestelle unterhalb des Möhnezufusses bei Bachum. Hier spiegelt sich die vielfältige Gewässermorphologie in einem nunmehr wiederholt bestätigten „sehr guten“ ökologischen Zustand bezüglich des Makrozoobenthos wider.

Die Ruhr erreicht nicht durchgängig den „guten“ ökologischen Zustand. Verantwortlich dafür sind im Wesentlichen die nutzungsbedingt veränderten Gewässerstrukturen (Flussverbauungen, Begräbnungen und Staubecken), die insbesondere in den Fließstrecken unterhalb des Pegels Villigst ihre negativen Auswirkungen

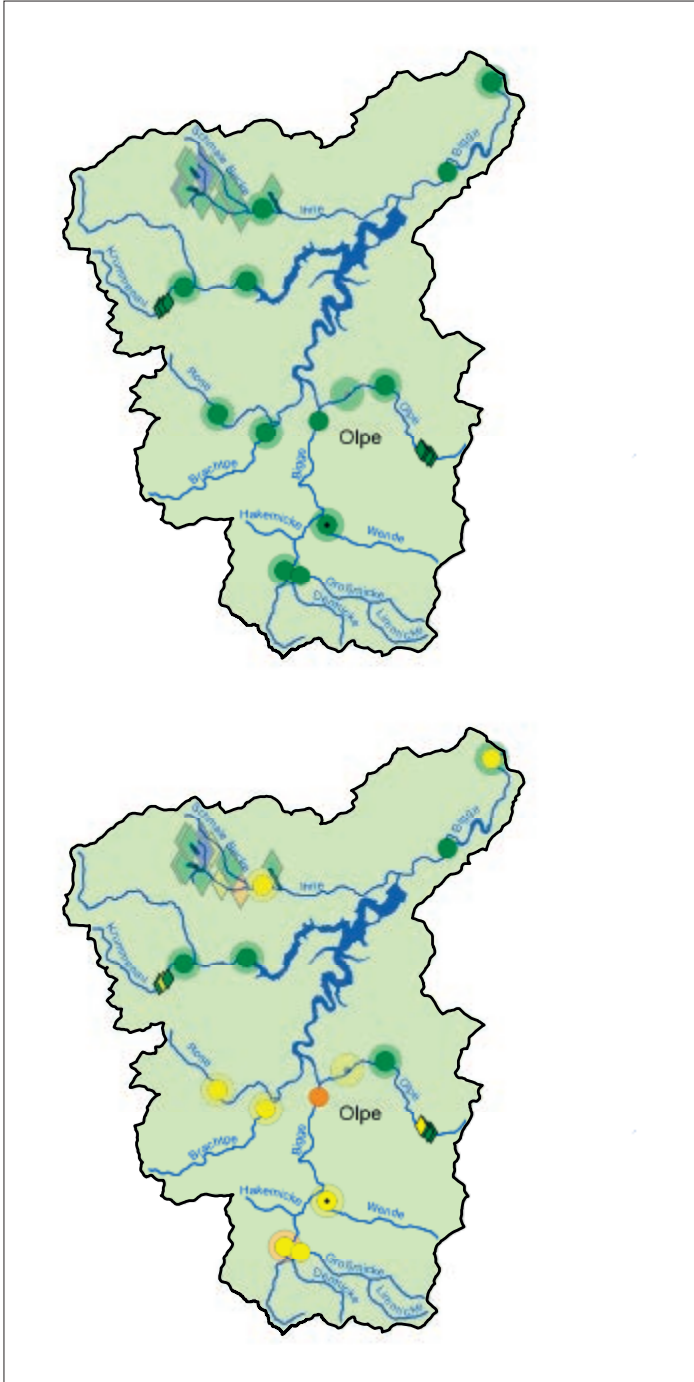


Bild 3.18: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos, Ausschnittskarten der Planungseinheit Bigge (PE 1200). Oben: Modul Saprobie, unten: Modul Allgemeine Degradation. Kleine, intensiv gefärbte Symbole = 2013, große, schwach gefärbte Symbole = 2008 bis 2012
Quelle: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014

Fig. 3.18: Ecological water condition – macrozoobenthos, section maps of the planning unit Bigge (PE 1200). Above: module "saprobic index"; below: module "general degradation". Small, deeply coloured symbols = 2013, large, lightly coloured symbols = 2008 to 2012
Source: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW 2014



Bild 3.19: Bigge, Probenahmestelle am Pegel Rüblinghausen
Fig. 3.19: The Bigge, sampling point at the gauging station Rüblinghausen

zeigen. Dies wird in der biologischen Qualitätskomponente „Makrozoobenthos – Modul Allgemeine Degradation“ erfasst. Daraus resultiert für die Abschnitte der unteren Ruhr etwa ab Zufluss der Lenne eine Einstufung in eine zumeist nur „schlechte“ ökologische Zustandsklasse für das Makrozoobenthos. Diese Bewertung berücksichtigt jedoch nicht, dass die Ruhr hier zum Teil ein HMWB ist und die Anforderungen an die ökologische Qualität nicht mit denen an ein natürliches Gewässer gleichzusetzen sind.

Von den 66 im Zuge der hydrobiologischen Untersuchungen nach EG-WRRl an den Nebengewässern und an der Ruhr im Jahr 2013 betrachteten Probenahmestellen konnten alle bis auf zwei Stellen (Ruhr-Herdecker Brücke, Baarbach-unterhalb Kläranlage Baarbachtal) hinsichtlich des saprobiellen Zustands mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden. Der Erfolg der Inbetriebnahme der erweiterten Kläranlage Wenden spiegelt sich in der verbesserten – jetzt „guten“ – saprobiellen Bewertung der Bigge wider. Betrachtet man die zwischen 2008 und 2013 insgesamt untersuchten 647 hydrobiologischen Probenahmestellen in der Ruhr und ihren Nebengewässern, so zeigen rund 96 % einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand.

Der Gewässerzustand hinsichtlich der Allgemeinen Degradation weist für 312 der im Zeitraum 2008 bis 2013 untersuchten Probenahmestellen im Einzugsgebiet der Ruhr, das sind 48 % aller untersuchten Messstellen, einen „guten“ bzw. „sehr guten“ Zustand aus. Dies ist eine geringe Verschlechterung von einem Prozentpunkt gegenüber der Bilanz in 2012. Damit liegt bei rund der Hälfte der Probenahmestellen ein „mäßiger“, „unbefriedigender“ oder in wenigen Fällen auch ein „schlechter“ Zustand vor. Ursache für diese Befunde sind zumeist die veränderten Gewässerstrukturen. Viele dieser Gewässerabschnitte wurden in früheren Jahren aufgrund von Siedlungstätigkeiten, Hochwasserschutz, Wasser-

Tabelle 3.6: Gesamtübersicht über die messstellenbezogene Verteilung der Ergebnisse der hydrobiologischen Untersuchungen zum ökologischen Gewässerzustand in den jeweiligen Planungseinheiten im Ruhreinzugsgebiet – Makrozoobenthos, 2008 bis 2013. Ergebnisse „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de>
 Table 3.6: Overview of the measuring point-specific distribution of results of the hydrobiological examinations on the ecological water conditions in the respective planning units of the Ruhr catchment area – macrozoobenthos, 2008 to 2013. Results „Monitoring der Umweltverwaltung“: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz © Land NRW, Recklinghausen, <http://www.lanuv.nrw.de>

| | | Untere Ruhr | | | | Volme | | | | Bigge | | | | Untere Lenne | | | | Obere Lenne | | | | Mittlere Ruhr | | | | Obere Ruhr 1 | | | | Obere Ruhr 2 | | | | Möhne | | | | Ruhreinzugsgebiet | | | |
|------------------------|----------------|-----------------------------|----|---------------------------|----|---------------------------------|----|-------|----|-----------------------------|----|---------------------------|----|---------------------------------|----|-------|----|-----------------------------|----|---------------------------|----|---------------------------------|----|-------|-----|-----------------------------|----|---------------------------|----|---------------------------------|----|-------|-----|-----------------------------|----|---------------------------|-----|---------------------------------|---|-------|--|
| | | 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 | |
| Saprobie | sehr gut | | | 5 | | 5 | | 2 | 7 | | 9 | | 3 | | 3 | | 1 | 3 | 1 | 5 | 4 | 8 | 12 | | 3 | 5 | 8 | | 7 | 3 | 10 | | 24 | 6 | 30 | | 3 | 2 | 5 | 87 | |
| | gut | 13 | 12 | 19 | 44 | 23 | 39 | 2 | 64 | 11 | 17 | 2 | 30 | 4 | 54 | 23 | 81 | 14 | 17 | 1 | 32 | 4 | 57 | 29 | 90 | 2 | 48 | 15 | 65 | 39 | 43 | 3 | 85 | 4 | 27 | 11 | 42 | 533 | | | |
| | mäßig | 1 | | 2 | 3 | | | | | | | | | | 2 | 1 | 3 | 2 | 1 | | 3 | 2 | 6 | 1 | 9 | | 1 | | 1 | | 2 | 1 | 3 | 1 | 3 | 1 | 5 | 27 | | | |
| | unbefriedigend | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | schlecht | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Summe | | | | | 52 | | | | 73 | | | | 33 | | | | 89 | | | | 47 | | | | 107 | | | | 76 | | | | 118 | | | | 52 | 647 | | | |
| Allgemeine Degradation | sehr gut | | | | | 1 | 1 | | 2 | | 2 | | 2 | 1 | 5 | 2 | 8 | 3 | 5 | | 8 | | 4 | 4 | | | 2 | 2 | 6 | 12 | 18 | 1 | | 1 | 2 | | 46 | | | | |
| | gut | 1 | 2 | 4 | 7 | 13 | 28 | 1 | 42 | 4 | 13 | 17 | 4 | 27 | 15 | 46 | 9 | 13 | 22 | 1 | 9 | 14 | 24 | 1 | 17 | 8 | 26 | 29 | 38 | 2 | 69 | | 8 | 5 | 13 | 266 | | | | | |
| | mäßig | 6 | 11 | 7 | 24 | 11 | 17 | 1 | 29 | 6 | 4 | 2 | 12 | 17 | 7 | 24 | 6 | 4 | 1 | 11 | 2 | 27 | 10 | 39 | 1 | 25 | 5 | 31 | 9 | 16 | 1 | 26 | 1 | 15 | 2 | 18 | 214 | | | | |
| | unbefriedigend | 2 | 2 | 4 | 8 | | | | | 1 | 1 | | 2 | 7 | 7 | 1 | 4 | 5 | 1 | 23 | 5 | 29 | | 11 | 3 | 14 | 2 | 2 | | 4 | 1 | 7 | 5 | 13 | | | 82 | | | | |
| | schlecht | 5 | 2 | 6 | 13 | | | | | | | | | 3 | 1 | 4 | 1 | | 1 | 2 | 7 | 2 | 11 | | 3 | 3 | | 1 | 1 | 2 | 3 | 1 | 6 | | | | 39 | | | | |
| Summe | | | | | 52 | | | | 73 | | | | 33 | | | | 89 | | | | 47 | | | | 107 | | | | 76 | | | | 118 | | | | 52 | 647 | | | |
| Saprobie | sehr gut | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | gut | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | mäßig | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | unbefriedigend | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | schlecht | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Allgemeine Degradation | sehr gut | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | gut | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | mäßig | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | unbefriedigend | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | schlecht | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

kraftnutzung, Schifffahrt, Trinkwassergewinnung oder Landwirtschaft stark ausgebaut und unterliegen weiterhin diesen Nutzungen.

Die Ruhr und ihre Nebengewässer – Trophische Situation

In einem mehrfach aufgestauten Fließgewässer wie der unteren Ruhr sind neben den physikalischen, chemischen und hydrobiologischen Verhältnissen auch die Prozesse der planktischen Primär- und Sekundärproduktion sowie die Entwicklung von Makrophyten mit ihren Auswirkungen auf die trophische Situation von erheblicher Bedeutung.

Phytoplankton

Als Maß für die planktische Primärproduktion dient zumeist der Chlorophyllgehalt. Diese Analysen werden durch die qualitative und quantitative Bestimmung des Phytoplanktons (Primärproduzenten) und des Zooplanktons (v.a. Primärkonsumenten) komplettiert. Am Beispiel des Baldeneysees, des größten der fünf Ruhrstauseen, wird der Zusammenhang der Phytoplanktonentwicklung mit den abiotischen Faktoren Globalstrahlung und Abfluss sowie mit dem biotischen Gegenspieler, dem algenfressenden Zooplankton, aufgezeigt. Weitere Aspekte sind die Einflüsse von Photosynthese, Atmung und Mineralisierung auf den

Sauerstoffgehalt. Hierzu werden in den folgenden Abschnitten die Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 2013 vorgestellt und gemeinsam mit den Ergebnissen langjähriger Untersuchungen interpretiert.

Ähnlich wie das Jahr 2012 zeichnet sich 2013 fast ganzjährig durch eine leicht überdurchschnittliche Globalstrahlung im Vergleich zu den Mittelwerten der zurückliegenden 41 Jahre aus (Bild 3.20). Die Monate März und April zeigten sich dabei als sonnige Frühjahrsmonate, deren Monatsmittelwerte mit 16 bzw. 11% leicht über den langjährigen Monatsmittelwerten lagen. Allerdings herrschte bis Mitte April eine für diese Jahreszeit ungewöhnliche Kälte (vgl. Bild 3.34). Nach einer durchschnittlichen Strahlungsintensität im Mai stieg die Globalstrahlung in den Sommermonaten von Juni bis August deutlich an. Im Juli wurde mit einem Monatsmittelwert von $1,98 \text{ kJ}/(\text{cm}^2 \cdot \text{d})$ der höchste Wert des Jahres 2013 erreicht, der damit 27 % über dem langjährigen Mittelwert dieses Monats lag. Auch der August wies mit $1,64 \text{ kJ}/(\text{cm}^2 \cdot \text{d})$ eine sehr hohe Strahlungsintensität auf. Sie lag nur knapp unter dem maximalen August-Mittelwert seit 1971. Diesen strahlungsreichen Sommermonaten folgten bis zum Jahresende Monate mit nur leicht erhöhter bzw. durchschnittlicher Strahlungsintensität.

Trotz des bis Mitte April anhaltenden Winters führten die ansonsten für eine Algenentwicklung günstigen abiotischen Bedingungen - sehr geringer Abfluss und überdurchschnittliche Strahlungsintensität - im Frühjahr wieder zu ähnlich hohen Chlorophyll-a-Gehalten wie in 2012 (Bild 3.21). So erreichte der Mittelwert des Chlorophyll-a-Gehalts in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen mit $59 \mu\text{g}/\text{l}$ im Mai den höchsten Wert des Jahres 2013 und lag damit nahe dem Vorjahreswert und dem langjährigen Mittel. Allerdings traten mit diesem Jahreshöchstwert nicht annähernd die Chlorophyllspitzenwerte der 1970er Jahre auf, als bis zu $180 \mu\text{g}/\text{l}$ erreicht wurden. Im weiteren Jahresverlauf blieb die Algenentwicklung deutlich unter den langjährigen Monatsmitteln. Ab Juni konnten sich trotz guter abiotischer Bedingungen keine nennenswerten Algenpopulationen mehr entwickeln. Hier zeigt sich, dass weitere Faktoren entscheidenden Einfluss auf die Algenentwicklung haben. So ließ das verstärkte Auftreten von Makrophyten in den oberhalb gelegenen Ruhrstauseen aufgrund von Nährstoff- und Lichtkonkurrenz in der Ruhr bis Essen-Rellinghausen wie im vergangenen Jahr kaum noch eine Primärproduktion durch planktische Algen zu.

Fließgewässer werden gemäß Monitoringleitfaden NRW als „planktonführende Fließgewässer“ bezeichnet, wenn sie in der Vegetationsperiode von April bis Oktober eine Chlorophyll-a-Konzentration von $20 \mu\text{g}/\text{l}$ als Saisonmittel überschreiten. Seit nunmehr 10 Jahren liegt das Saisonmittel der Chlorophyll-a-Konzentration in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen - mit einer Ausnahme in 2011 - durchgehend deutlich unter diesem Wert (Bild 3.22).

Die schwache Algenentwicklung in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen findet sich auch in der Darstellung der jahreszeitlichen Sukzession der Planktonalgen wieder (Bild 3.23). Die Abbildung beruht auf der mikroskopischen Zählung der Algenarten. Hierzu wurden Monatsmischproben untersucht, die aus den dreimal wöchentlich

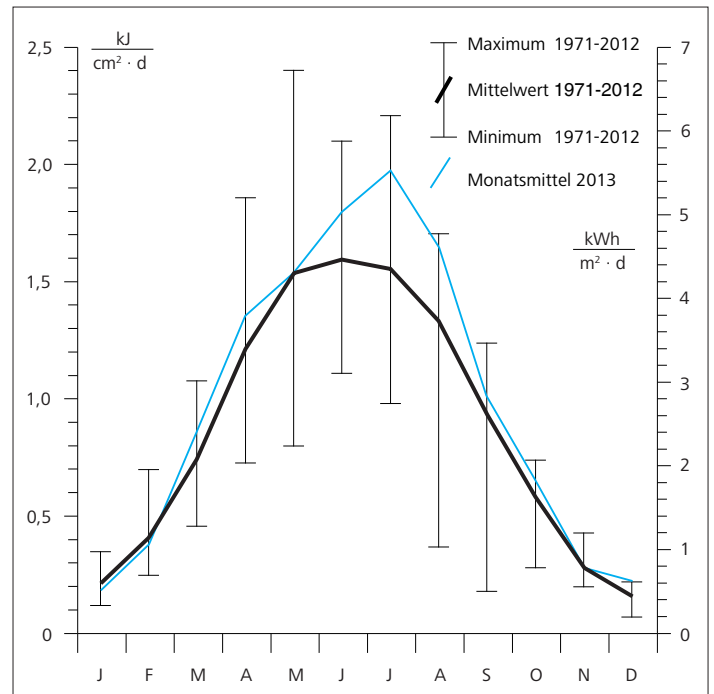


Bild 3.20: Monatsmittelwerte der Globalstrahlung bei Essen 2013 und Spannweite der Mittelwerte von 1971 bis 2012
Fig. 3.20: Monthly means of global radiation at Essen 2013 and spectrum of mean values from 1971 to 2012

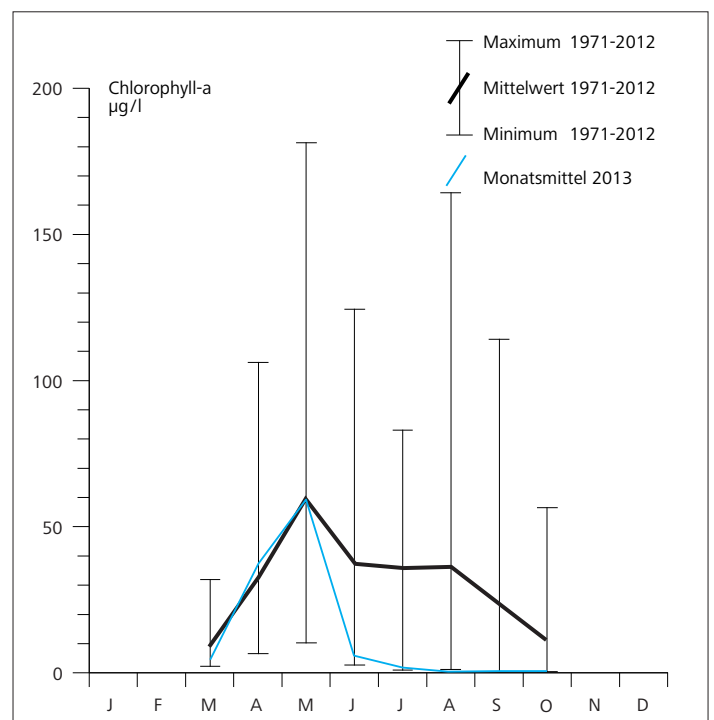


Bild 3.21: Monatsmittelwerte des Chlorophyll-a-Gehalts in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise) 2013 und Spannweite der Mittelwerte von 1971 bis 2012
Fig. 3.21: Monthly means the chlorophyll a concentration in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise) 2013 and spectrum of mean values from 1971 to 2012

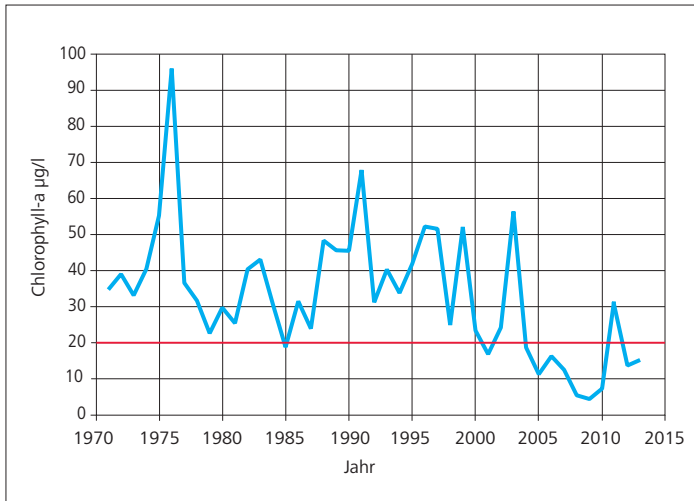


Bild 3.22: Jahresmittelwerte des Chlorophyll-a-Gehalts in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen in der Vegetationsperiode (April bis Oktober) der Jahre 1971 bis 2013

Fig. 3.22: Annual means of the chlorophyll a concentration in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise) during the vegetation period (April to October), 1971 to 2013

entnommenen Proben generiert wurden. Die Querstriche symbolisieren die Größenordnung der Zellzahl der entsprechenden Algengruppe. Das vertikal blauinierte Raster gibt die Gesamtzellzahl an. Die Algentaxa sind entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu den Algenklassen eingefärbt (z.B. Cyanophyta – Blaualgen, blau; Chrysophyta – Goldalgen, gelb etc; vgl. Bild 3.25).

Nennenswerte, wenn auch absolut betrachtet sehr geringe Algenentwicklungen traten 2013 in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen nur in den Monaten April bis Juli auf. Im April erreichte die Gesamtzellzahl mit 20.000 Zellen/ml das maximale Monatsmittel. Damit lagen die Zellzahlen im Jahr 2013 wieder in einem ähnlich niedrigen Bereich wie in den Jahren 2008 bis 2010 und 2012. (2011: 63.000 Zellen/ml). Sie waren weit entfernt von den in den 1990er Jahren gemessenen Größenordnungen, in denen Mittelwerte von 100.000 Zellen/ml über mehrere Monate im Jahr überschritten wurden. Das im April zu beobachtende sogenannte Frühjahrsplankton wurde von Kieselalgen und hier zumeist von radiären Kieselalgen (*Diatomeae centrales*) dominiert. Allerdings stellten die Kieselalgen in 2013 nur knapp 47 % der Phytoplanktonzellen, während es in 2012 80 % waren. Bemerkenswert ist das vermehrte Auftreten von Goldalgen (Chrysophyta), die beim Frühjahrsplankton immerhin einen Anteil von 27 % der Zellzahlen erreichten. Am häufigsten trat hier die Goldalge *Chrysochromulina parva* auf. Diese Goldalgenart stellt eine Indikatorart für die Bewertung von Seen aber auch von Fließgewässern dar [3.10]. Sie hat ihren Verbreitungsschwerpunkt bevorzugt in trophisch ge-

ring belasteten Gewässern. Ihren Artnamen *C. parva* (lat. für klein) hat sie aufgrund ihrer geringen Zellgröße (5 µm). Sie trägt daher in der Regel auch nur wenig zur Produktivität des Gewässers bei. Ebenfalls in höheren Zellzahlen kamen die noch kleineren und daher nicht näher bestimmbareren µ-Algen (< 2 µm) vor. Wärmeliebendes Sommerplankton konnte nunmehr seit 2007 nicht mehr beobachtet werden. Insbesondere die zum Sommerplankton zählenden Grünalgen traten auch 2013 mit sehr wenigen Arten und in geringen Zellzahlen auf. Ab August trat diese Algengruppe kaum mehr in Erscheinung. Dagegen konnten Flagellaten, die den Chryptophyta zuzuordnen sind, ganzjährig beobachtet werden. Hierzu zählen insbesondere *Rhodomonas lacustris* sowie verschiedene *Cryptomonas*-Arten. Weiterhin traten in diesem Jahr zum ersten Mal die Goldalgen (Chrysophyta) ganzjährig auf. Hierbei handelte es sich um die schon o. g. Indikatorart *Chrysochromulina parva* sowie um die Gattungen *Dinobryon*, *Pseudopedinella* (Bild 3.24) und diverse andere Chrysoflagellaten.

Die Entwicklung der taxonomischen Zusammensetzung des Phytoplanktons und damit verbunden das Maß der planktischen Produktivität der Ruhr bei Essen-Rellinghausen sind in Bild 3.25 als Jahresmittelwerte der Biovolumina der einzelnen Algengruppen dargestellt. Hier zeigte sich die Dominanz der Kieselalgen bezüglich der Produktivität des Gewässers sehr deutlich. Mit einem Biovolumen von 0,74 mm³/l hatten diese im Jahr 2013 einen Anteil von 80 % am Gesamtbiovolumen. Ursache hierfür ist insbesondere das Vorkommen diverser mittelgroßer radiärer und pennaler Kieselalgenarten im Frühjahr, u. a. *Asterionella formosa* (Bild 3.26). Als weitere nennenswerte Algengruppe in der Ruhr traten wie im vergangenen Jahr die Flagellaten (Chryptophyta) mit einem Anteil am Gesamtbiovolumen von 8 % (in 2012: 6 %) auf. Die Grünalgen, die bis 2001 mit etwa 10 %igen Anteil am Gesamtbiovolumen die zweitstärkste Phytoplanktongruppe darstellten, machten in diesem Jahr rund 5 % des Gesamtbiovolumens aus. Bemerkenswerterweise hatten die Goldalgen - trotz ihrer zumeist geringen Größe - einen Anteil von 4 % am Gesamtbiovolumen. Insgesamt zeigte sich in 2013 mit einem Gesamtbiovolumen von 0,93 mm³/l die geringste planktische Primärproduktion im Beobachtungszeitraum der letzten 35 Jahre. Sie erreichte damit nur noch knapp ein Zehntel der in den 1990er Jahren gemessenen Werte.

Neben der Strahlungsintensität und dem Nährstoffangebot bestimmen in Fließgewässern die Aufenthaltszeit des Wassers und damit das Abflussgeschehen maßgeblich die Entwicklung des Phytoplanktons, da hierdurch die zur Verfügung stehende Zeit für das Wachstum und die Vermehrung vorgegeben wird. In der mittleren und unteren Ruhr von Echthausen bis zur Mündung in den Rhein beträgt die Aufenthaltszeit bei Trockenwetter in der Regel etwa 20 Tage. Die räumliche und zeitliche Entwicklung des Algenvorkommens auf dieser Fließstrecke von März bis Oktober ist am Beispiel der an neun Probenahmestellen gemessenen Chlorophyll-a Gehalte in Bild 3.27 dargestellt. An den Probenahmestellen Echthausen (Wehr WWW, Oberwasser) und Westhofen (Kraftwerk Auslauf) wurden die Chlorophyllwerte von der Westfälischen Wasser- und Umweltanalytik GmbH, die im Auftrag der Wasserwerke Westfalen GmbH (WWW) und der Wasserbeschaffung Mittlere Ruhr (WWMR) die Analysen durchgeführt hat, zur Verfügung gestellt.

[3.10] Mischke, U. ; Behrendt, H.: Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. Berlin 2007, 88 S., ISBN 978-89998-105-6 <http://www.igb-berlin.de/mitarbeitende-igb>

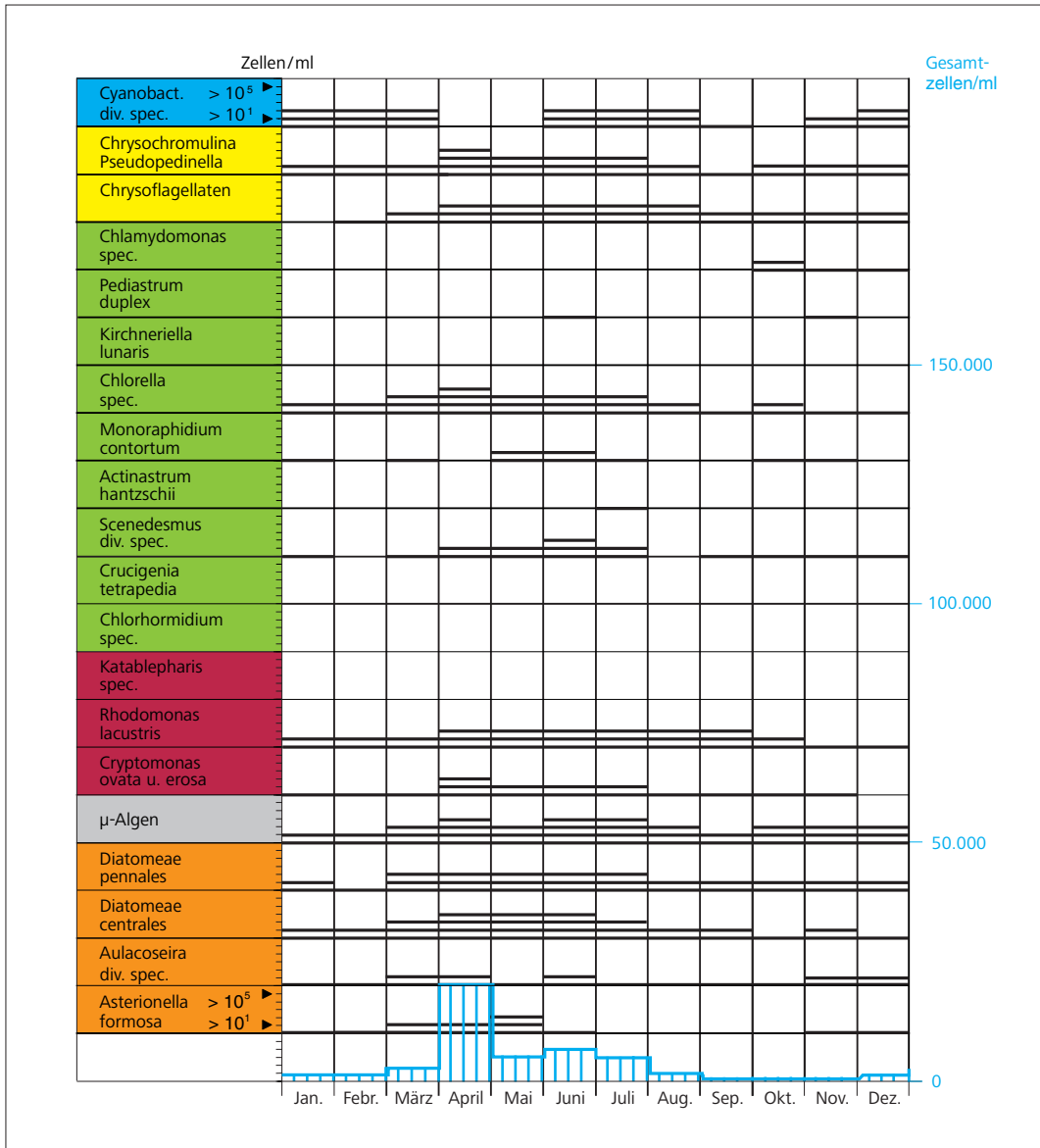


Bild 3.23: Jahreszeitliche Sukzession der Planktonalgen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen 2013

Fig. 3.23: Seasonal succession of plankton algae in the Ruhr at Essen-Rellinghausen in 2013

Die in der Regel einmal wöchentlich gemessenen Chlorophyll-a-Gehalte zeigten über die Fließstrecke bis Essen ein vergleichbares Niveau wie 2012. Dieses zeichnete sich durch niedrige Werte im Bereich von Echthausen bis oberhalb des Baldeneysees aus. Erst im Baldeneysee selbst und in den flussabwärts liegenden Wasserkörpern traten wie auch schon 2012 im Frühjahr ähnlich hohe Werte wie im planktonreichen Jahr 2011 auf. So wurde im Frühjahr im Hengsteysee ein maximaler Tageswert von nur 40 µg/l (in 2011: 72 µg/l) Chlorophyll-a gemessen. Auch im Kemnader Stausee und im Bereich der ungestauten Ruhr in Hattingen wurden in dieser Zeit mit Maximalwerten von 84 µg/l (in 2011: 160 µg/l) bzw. 51 µg/l Chlorophyll-a (in 2011: 120 µg/l) deutlich geringere Werte als in 2011 registriert. An der weiter unterhalb gelegenen Probenahmestelle Essen-Rellinghausen stieg die Konzentration des Chlorophyll-a-Gehalts im Frühjahr auf 97 µg/l (in 2011: 173 µg/l),

um dann mit der zunehmenden Verweilzeit im Baldeneysee im Mai einen Tageshöchstwert von 133 µg/l (in 2011: 137 µg/l) zu erreichen. Ähnlich hohe Chlorophyll-a-Gehalte fanden sich in dieser Zeit auch im Kettwiger Stausee und an der Messstelle in Duisburg (Aakerfähre). Diese frühjährliche Planktonentwicklung erfolgte aufgrund der lang anhaltenden niedrigen Wintertemperaturen erst in der zweiten April- bzw. ersten Maihälfte. Kleine Algenwachstumsphasen - allerdings mit deutlich geringerer Ausprägung - traten im Juni und Juli im Baldeneysee auf. In den oberen Ruhrstauseen verhinderte dagegen die vor allem im hochsommerlichen, strahlungsreichen August aufgetretene Makrophytenentwicklung ein stärkeres Wachstum von Planktonalgen. Denkbar ist ein zusätzlich reduzierender Einfluss auf das sommerliche Phytoplankton durch das seit 2011 vermehrt beobachtete Auftreten der Körbchenmuschel *Corbicula fluminea*. Diese Tiere

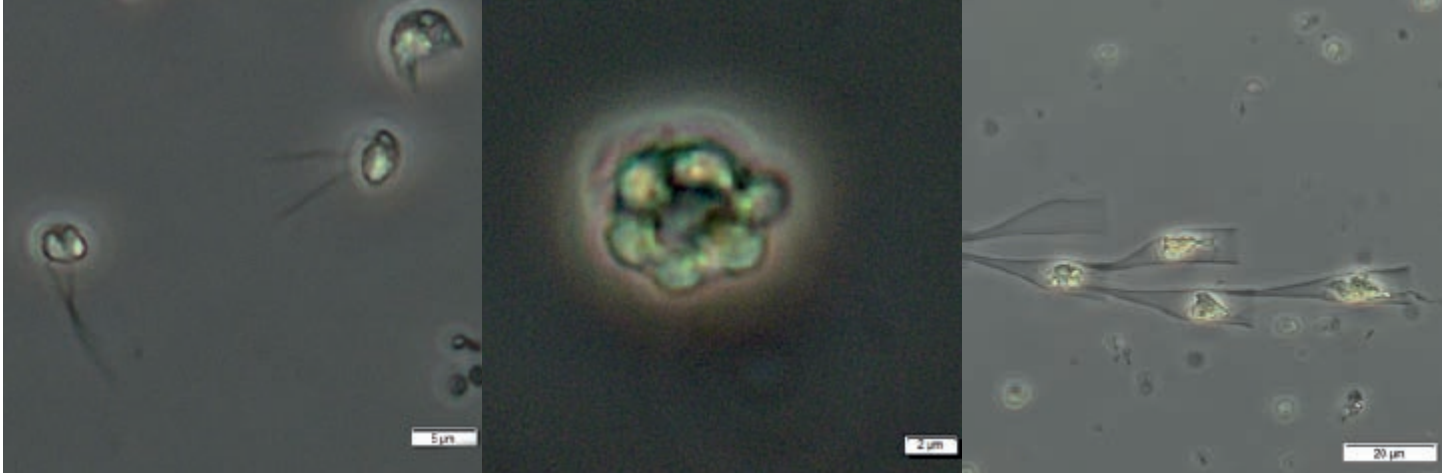


Bild 3.24: Goldalgen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (von links nach rechts: *Chrysochromulina parva*, *Pseudopedinella erkensis*, *Dinobryon sociale*)
 Fig. 3.24: Golden algae in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (from left to right: *Chrysochromulina parva*, *Pseudopedinella erkensis*, *Dinobryon sociale*)

ernähren sich von Phytoplankton. Als wechselwarme Tiere zeigen die Muscheln im Frühjahr bei niedrigen Wassertemperaturen noch eine geringe Filtrierleistung, die sich aber im Sommer bei steigenden Wassertemperaturen deutlich erhöht.

Insbesondere für ein mehrfach gestautes Gewässer wie die Ruhr gilt, dass die biologischen Prozesse wie Photosynthese, Atmung und Biomasseauf- bzw. -abbau eng mit abiotischen Faktoren wie Abfluss und Strahlung zusammenhängen. Diese Faktoren sowie

ihre Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt zeigt Bild 3.28 am Beispiel des größten Ruhrstausees, des Baldeneysees. Für die Wasserführung und den Chlorophyll-a-Gehalt, der aus der kontinuierlich gemessenen In-vivo-Fluoreszenz errechnet wurde, werden die Wochenmittel und für den Sauerstoffgehalt die Wochenmittelwerte der Tagesminima und -maxima des Sättigungsindex hergestellt. Die Globalstrahlung wird als Wochensumme dargestellt.

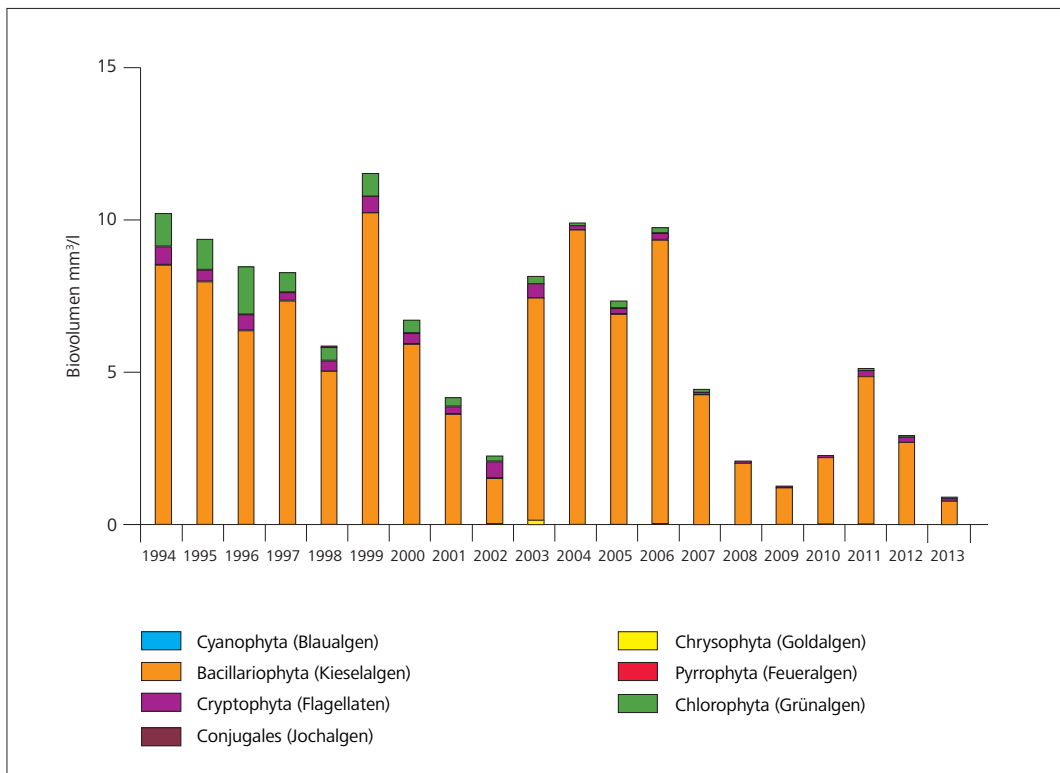


Bild 3.25: Phytoplankton in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (Jahresmittel des Biovolumens 1994 bis 2013)
 Fig. 3.25: Phytoplankton in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (annual means of the biovolume 1994 to 2013)

Das Jahr 2013 begann mit einem abklingenden Hochwasser, bei dem am Pegel Hattingen noch ein Abfluss von 164 m³/s (1. Januar) gemessen wurde. Nach einem Absinken bis auf knapp 35 m³/s trat Anfang Februar eine kleine Abflussspitze von 227 m³/s auf. Danach blieb der Abfluss während des ganzen Jahres konstant auf sehr niedrigem Niveau, bis auf eine weitere kleine Abflussspitze im November mit 223 m³/s als Tagesmittelwert. Zum Ende des Jahres stieg der Abfluss leicht an. Nach den langanhaltenden Wintertemperaturen führte erst ein deutlicher Temperaturanstieg verbunden mit hohen Strahlungsintensitäten im April zur Entwicklung eines typischen Frühjahrsplanktons im Baldeneysee. So wurden Mitte April Wochenmittelwerte von 52 µg/l Chlorophyll-a registriert, die im Verlauf des Monats Mai bis auf 77 µg/l anstiegen. Die insgesamt für eine Algenentwicklung günstigen abiotischen Bedingungen – hohe Globalstrahlung, niedriger Abfluss und damit lange Verweilzeiten – ließen im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode noch zwei Planktonentwicklungen zu, auch wenn diese deutlich niedriger ausfielen und ein ausgeprägtes Sommerplankton nicht auftrat. Ursache hierfür war die zu dieser Zeit geringe planktische Produktivität in der Ruhr oberhalb des Baldeneysees. Hierdurch wurde kaum Plankton als Impfmateriale in den Stausee eingetragen, so dass auch bei einer rechnerischen Aufenthaltszeit von bis zu drei Tagen ab Juni keine hohe Chlorophyll-a-Konzentration auftrat. Mit Wochenmittelwerten zwischen 33 und 41 µg/l Chlorophyll-a blieben diese Algenentwicklungen wie 2012 und 2011 in dieser Zeit auf einem niedrigen Niveau. In den Sommermonaten zeigte sich damit wieder der starke Einfluss, den das zunehmende Wachstum von *Elodea nuttallii* in den oberen drei Ruhrstauseen Hengstey, Harkort und Kemnade auf das Algenwachstum im Baldeneysee hat.

Die im Verlauf der Vegetationsperiode mehrmals zu beobachtenden Einbrüche in der Algenentwicklung sind bei insgesamt guten abiotischen Verhältnissen eher auf biotische Einflussgrößen im

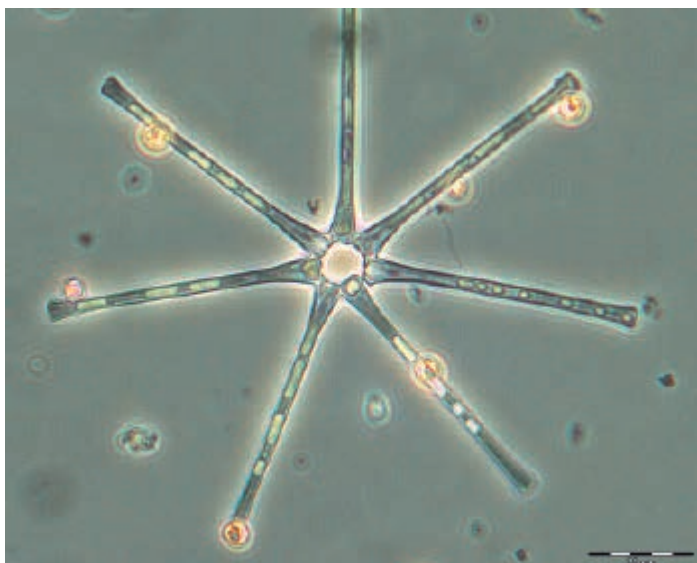


Bild 3.26: *Asterionella formosa*, eine mittelgroße pennale Kieselalge (Diatomee)

Fig. 3.26: *Asterionella formosa*, a medium-sized pennate diatom

Baldeneysee zurückzuführen. Hier kommt dem Fraßdruck durch Algen fressende (algivore) Zooplankter eine große Bedeutung zu. Mit stark sinkender Strahlungsintensität ab September konnte dann im Spätherbst und Winter kaum noch Phytoplankton nachgewiesen werden.

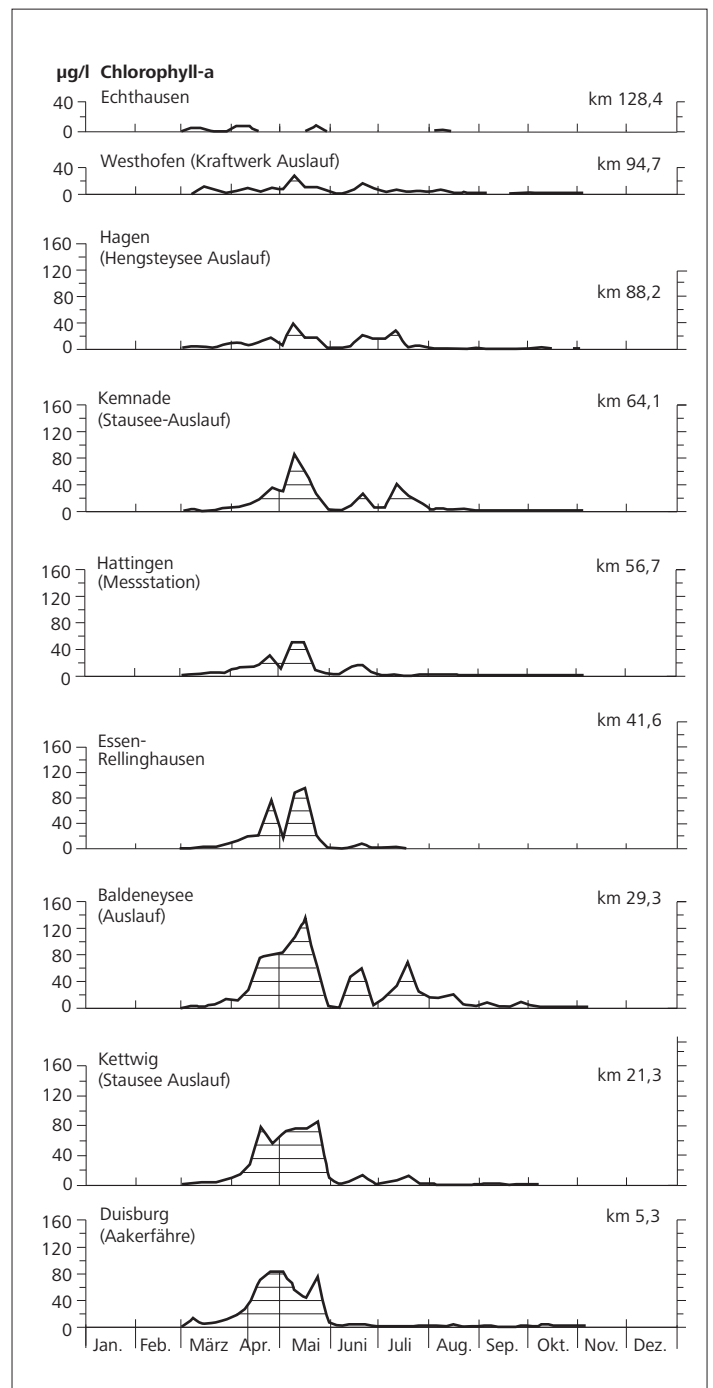


Bild 3.27: Algenentwicklung (als Chlorophyll-a-Gehalt) an verschiedenen Stellen der Ruhr im Verlauf des Jahres 2013

Fig. 3.27: Development of algae (chlorophyll a concentration) measured at various points of the Ruhr during 2013

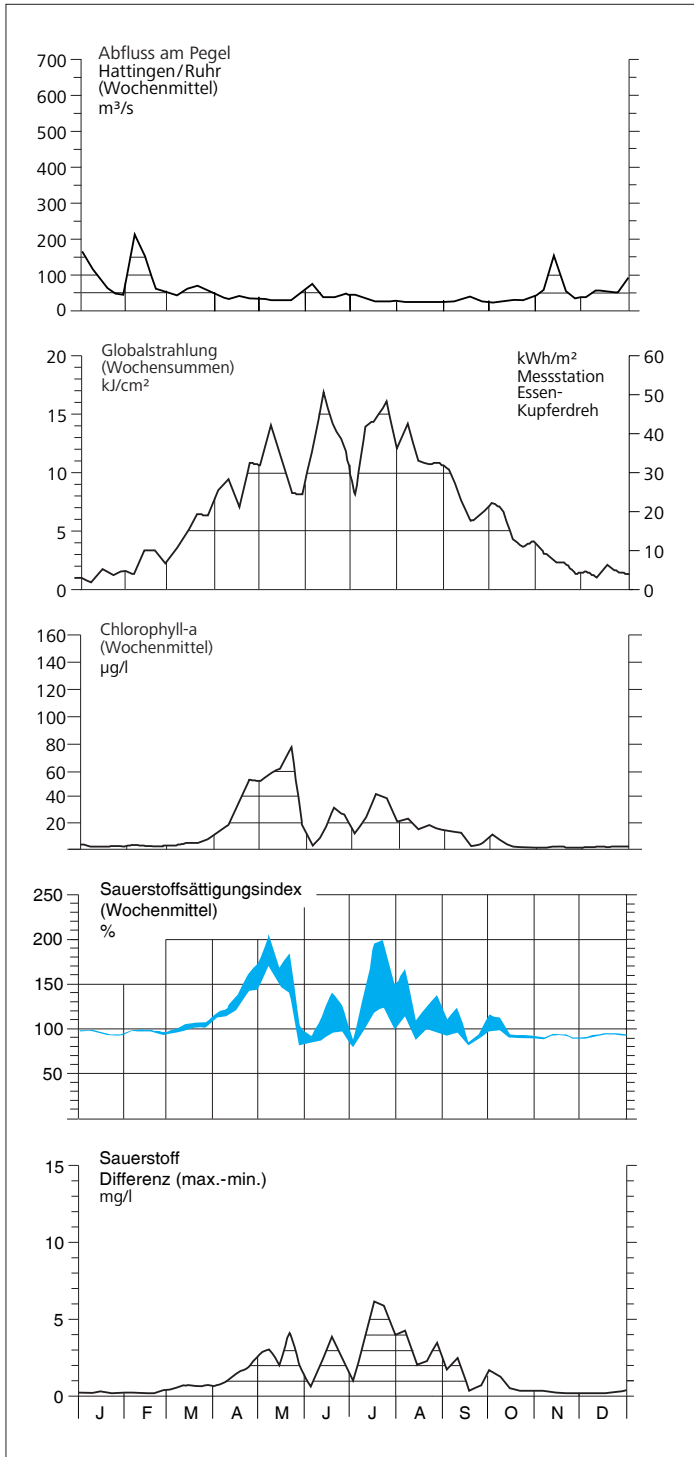


Bild 3.28: Einfluss der Wasserführung und der Globalstrahlung auf die Algenentwicklung im Baldeneysee und deren Auswirkung auf den Sauerstoffgehalt 2013

Fig. 3.28: Influence of river flow and total radiation on algae growth in Lake Baldeney and the resulting impact on the oxygen level in 2013

Die Sauerstoffverhältnisse im Baldeneysee zeigten ab Mitte April analog zu der sich entwickelnden Algenpopulation eine vierwöchige Phase länger anhaltender Sauerstoffübersättigungen, die zumeist aber deutlich unter 200 % lagen. An diese Phase des Frühjahrsmaximums schlossen sich mehrere kleinere Phasen mit geringen Sauerstoffübersättigungen an. Lediglich im Juli wurde noch einmal ein Wochenmittelwert der Tagesmaxima von knapp 200 % erreicht. Gravierende Sauerstoffminima - wie noch in den 1990er Jahren - traten allerdings selbst im hochsommerlichen Juli und August nicht auf. Sauerstoffsättigungswerte von 80 % Sättigung wurden nur kurzzeitig und gering unterschritten. Bemerkenswert ist, dass beim frühjährlichen Maximum der Sauerstoffsättigung von 242 % (7. Mai 2013) die Schwankung der Sauerstoffkonzentration im Tagesverlauf mit 2,2 mg/l einen relativ geringen Wert aufwies. Demgegenüber zeigten die Folgemonate - insbesondere Juni bis August - deutlich höhere tägliche Schwankungsbreiten bis zu 11,2 mg/l. Das bedeutet, dass die während des Tages durch Photosynthese produzierte hohe Sauerstoffkonzentration in den Nachtstunden stark absank. Ursache hierfür waren sauerstoffverbrauchende Prozesse wie Atmung und mikrobieller Abbau von pflanzlicher aber auch tierischer Biomasse wie dem Zooplankton. Während der Phase des Frühjahrsmaximums spielte das Zooplankton dagegen noch keine große Rolle, da es sich erst im Anschluss an die erste größere Algenentwicklung, die ihm als Nahrung dient, vermehren kann. Derartig große Tag- und Nachtunterschiede im Sauerstoffgehalt können prinzipiell eine Stressbelastung für Fische und Makrozoobenthos darstellen. Im Baldeneysee wurden jedoch keine negativen Auswirkungen auf die Fischfauna beobachtet, zumal sich hier das Ausbleiben von deutlichen Sauerstoffminima positiv auswirkte.

Zooplankton

Einen wesentlichen Einfluss auf die zeitliche Abfolge und das Ausmaß der Phytoplanktonentwicklung im Baldeneysee haben neben abiotischen Faktoren wie Abfluss und Globalstrahlung das Vorkommen und die Fraßaktivität („Grazing“) des Zooplanktons. Eine Zuordnung der betrachteten Tiergruppen innerhalb des Tierreichs ist in Bild 3.29 dargestellt. Rädertiere haben eine sehr variable Größe zwischen 40 und 3.000 µm. Charakteristisch und namensgebend ist das Räderorgan an ihrem Kopf (vgl. Bild 3.30). Sie ernähren sich von Algen, Bakterien und Detritus. Im Weiteren werden daher stellvertretend für das algivore (Algen fressende) Zooplankton die Populationskurven der Rädertier-Gattung *Brachionus* und der Gruppe der Synchaetiden mit den beiden Gattungen *Polyarthra* und *Synchaeta* näher betrachtet.

In den beiden oberen Teilen des Bildes 3.31 sind die Chlorophyll-a-Gehalte (wöchentliche Einzelmesswerte zumeist am Tag der Zooplanktonprobenahme) als Maß für die Algenbiomasse im Ein- und Auslauf des Stausees und die daraus resultierende Differenz dargestellt. Die Regulation des Phytoplanktons als Primärproduzenten durch das Zooplankton als Primärkonsumenten wird hier deutlich, denn trotz konstanter abiotischer Bedingungen traten Schwankungen in der Chlorophyll-a-Bilanz auf. Es lässt sich erkennen, dass das algivore Zooplankton stets eine vorangehende Phytoplanktonentwicklung benötigt, um ausreichend Futter zur Ver-

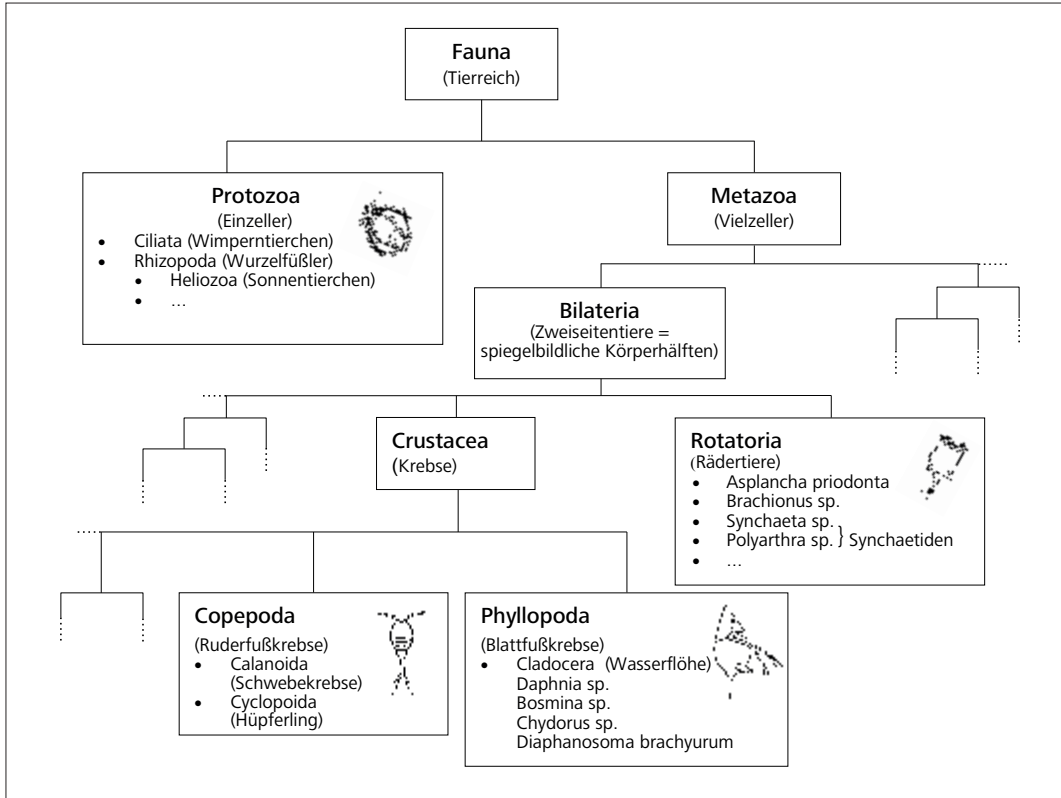


Bild 3.29: Überblick zur Systematik des Zooplanktons in der Ruhr
 Fig. 3.29: Overview of the classification of zooplankton in the Ruhr



Bild 3.30: Zooplankton des Baldeneysees (von links oben nach rechts unten: Polyarthra sp., Synchaeta sp., Brachionus calyciflorus, Asplancha priodonta)

Fig. 3.30: Zooplankton in Lake Baldeney (from upper left to lower right: Polyarthra sp., Synchaeta sp., Brachionus calyciflorus, Asplancha priodonta)

fügung zu haben. Ein Einbruch der Algenpopulation erfolgte im Mai. Zu diesem Zeitpunkt erreichte die *Brachionus*/Synchaetiden-Population Individuenzahlen von 660 pro Liter. Diese lagen in der Größenordnung der Individuenzahlen des vergangenen Jahres und führten wie 2012 lediglich zu einer Kompensation des Algenwachstums. Für eine deutliche Reduzierung der zufließenden Algen reichte die Größe der Zooplanktonpopulation nicht aus. Somit blieb eine negative Chlorophyll-a-Bilanz nahezu aus. Eine weitere – und zwar die größte *Brachionus*/Synchaetiden-Population im Jahr 2013 – trat im Juli auf. Auch hier war dem Zooplanktonaufkommen eine Phytoplanktonentwicklung vorangegangen. Im weiteren Jahresverlauf wiederholte sich dieser regulative Vorgang noch mehrmals, wenn auch in deutlich abgeschwächter Form. Ab etwa September fand keine nennenswerte Primärproduktion mehr statt, somit fehlte dem Zooplankton als Primärkonsumenten nun auch die Nahrungsgrundlage.

Im Jahr 2013 zeigte die Sekundärproduktion mit einem Biovolumen des Zooplanktons von 0,63 mm³/l insgesamt wieder ein sehr niedriges Niveau (Bild 3.32). Dies belegt deutlich die generell verminderte planktische Produktivität des Baldeneysees. Während in den 1990er Jahren für das Zooplankton noch zumeist ein mittleres Gesamtbiovolumen um die 3 mm³/l bestimmt wurde, hat sich die Sekundärproduktion in den letzten zehn Jahren (mit Ausnahme 2011) auf rund 0,5 mm³/l eingespielt. Sie erreicht damit nur noch 1/6 der früheren Werte. Die als dominierende Gruppe der Zooplankter auftretenden Rädertiere machten 59 % des Gesamtbiovolumens aus. Innerhalb dieser Tiergruppe überwiegen die nicht

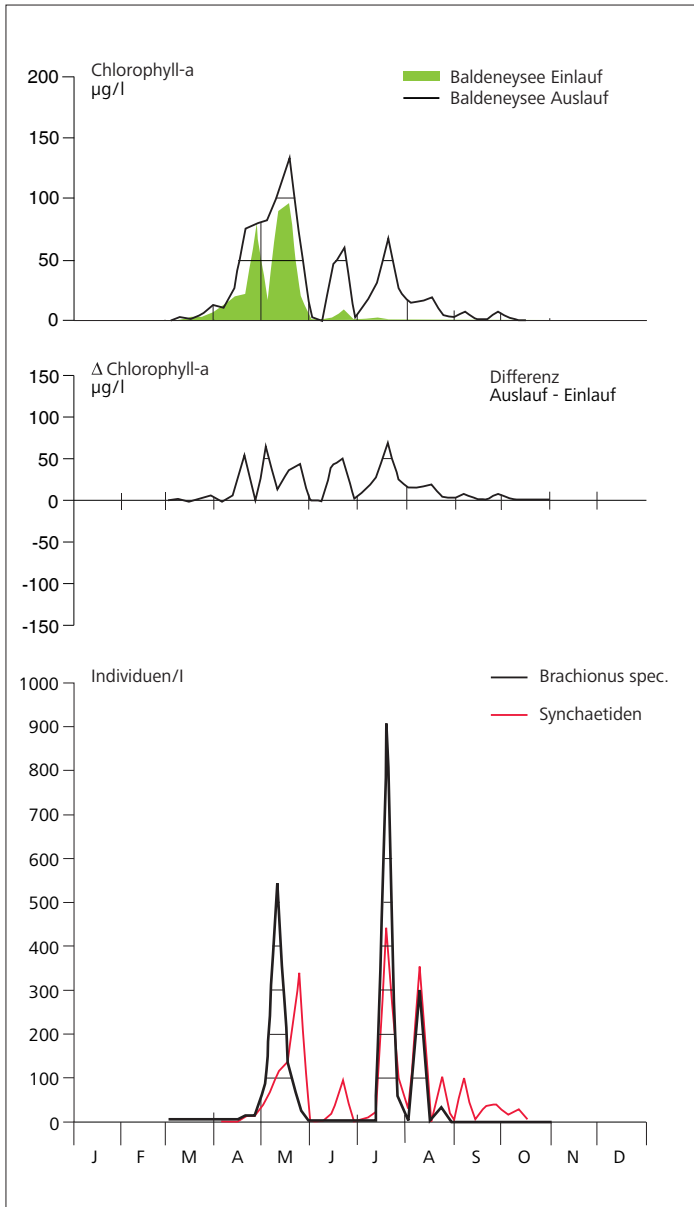


Bild 3.31: Bedeutung des Zooplanktons für die Algenentwicklung im Baldeneysee 2013

Fig. 3.31: Effect of zooplankton on algae development in Lake Baldeney in 2013

zur Gattung *Brachionus* gehörenden „sonstigen Rotatorien“ mit 72 % Anteil am Biovolumen. Hierzu zählen u. a. die zu den Synchaetiden gehörenden Gattungen *Polyarthra* und *Synchaeta*, die in diesem Jahr wieder deutlich häufiger als 2012 auftraten. Auch die im Jahr 2012 zum ersten Mal beobachtete Gattung *Hexarthra* trat im Baldeneysee wieder auf. Einen erheblichen Anteil am Biovolumen der sonstigen Rotatorien machte – wie auch im vergangenen Jahr – das sehr große Rädertier *Asplancha priodonta* (Bild 3.30) aus. Als räuberisch lebender Zooplankter hatte er auf die Reduzierung des Phytoplanktons im Baldeneysee allerdings keinen direkten Einfluss. Zweitstärkste Gruppe der Zooplankter war die

Gruppe der sehr kleinen Protozoen (< 70 µm), die ein Biovolumen von 0,14 mm³/l erzielten. Diese Einzeller ernähren sich von kleinsten organischen Partikeln (z. B. Bakterien) oder nehmen gelöste organische Substanz auf und sind nicht auf Phytoplankton als Nahrung angewiesen. In einem höheren Umfang mit einem Anteil von rund 18 % am Gesamtbiovolumen traten in diesem Jahr zu den Crustaceen gehörende Kleinkrebse (Copepoden und Phyllopoden) auf. Insbesondere die Wasserfloharten *Bosmina longirostris* und *Diaphanosoma brachyurum* bildeten im Juli und August nennenswerte Populationen aus. Copepoden (Ruderfußkrebse) und insbesondere ihre Entwicklungsstufe – die Naupliuslarven – konnten während des gesamten Untersuchungszeitraumes von März bis Oktober beobachtet werden. Letztere tragen jedoch zur Sekundärproduktivität des Gewässers aufgrund ihrer geringen Größe nur sehr wenig bei.

Makrophyten

In den Ruhrstauseen war wenige Jahre nach ihrer Errichtung das Vorkommen von Makrophyten auf Teichrosen in Ufernähe beschränkt, ein Zustand, der rund 70 Jahre lang andauerte [3.11]. Hohe Nährstoffkonzentrationen förderten zu dieser Zeit die Phytoplanktonentwicklung, die das Wasser während der Vegetationsperiode eintrübte. In dem dunklen trüben Wasser, in dem kein Licht bis zum Gewässergrund dringen konnte, war das Wachstum submerser, d.h. nur untergetaucht wachsender Wasserpflanzen unmöglich. 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 sich nur noch deutlich geringere Algendichten bildeten. 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. Seit dieser Zeit wechseln sich Jahre mit hohen Makrophytendichten mit Jahren, in denen die Makrophytenaufkommen von untergeordneter Bedeutung sind, ab [3.12] [3.13]. 2010 war das letzte Jahr mit nur geringem Wasserpflanzenaufkommen [3.14]. 2011, 2012 [3.15] [3.16] und auch in 2013 wurde der sommerliche Vegetationsaspekt der oberen drei Ruhrstauseen Hengstey, Harkort und Kemnade wieder durch Makrophyten-Massenaufkommen geprägt.

[3.11] Ruhrverband: Makrophyten in den Ruhrstauseen - Vergangenheit und Gegenwart. In: Ruhrgütebericht 2004, S. 80 – 85.

[3.12] Ruhrverband: Untersuchungen zur Massentwicklung 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, 364 S.

[3.13] Ruhrverband: Untersuchungen zur Massentwicklung 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, 32 S.

[3.14] Ruhrverband: *Elodea*-Vorkommen in den Ruhrstauseen. In: Ruhrgütebericht 2010, S. 93 - 98

[3.15] Ruhrverband: *Elodea*-Vorkommen in den Ruhrstauseen. In: Ruhrgütebericht 2011, S. 54 - 68.

[3.16] Ruhrverband: Die Ruhr und ihre Nebengewässer – Trophische Situation der Ruhr. In: Ruhrgütebericht 2012, S. 58 - 70

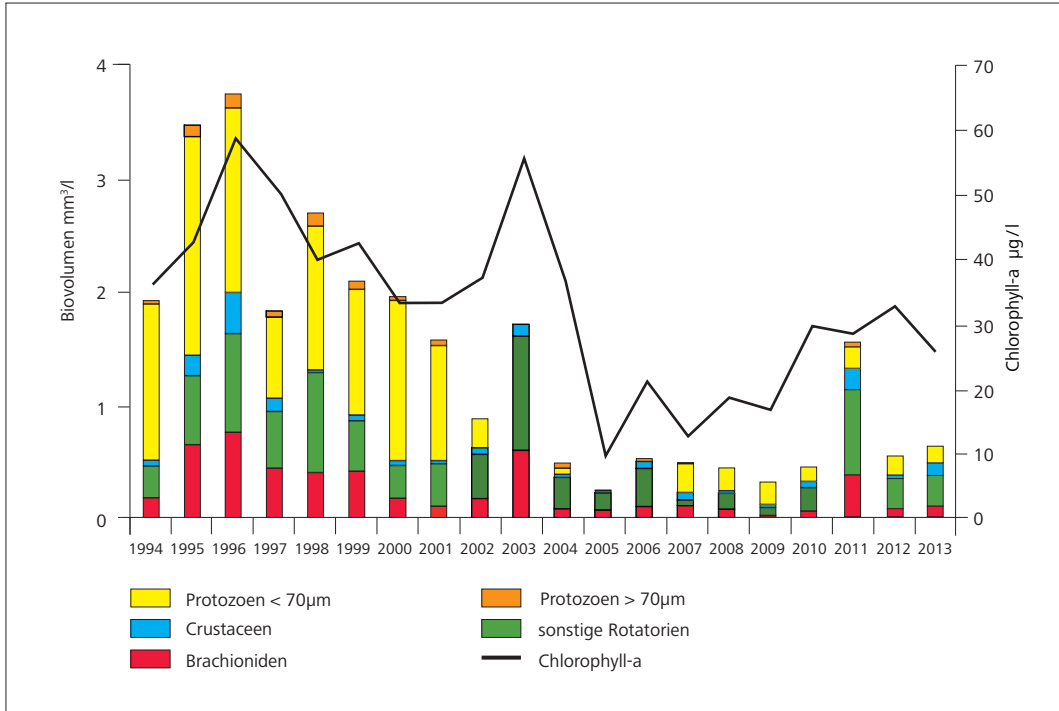


Bild 3.32: Zooplankton und Chlorophyll-a im Baldeneysee (Saisonnittel März bis Oktober)
 Fig. 3.32: Zooplankton and chlorophyll a in Lake Baldeney (seasonal mean March to October)

In dem dreijährigen durch das damalige MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, jetzt MKULNV) des Landes NRW geförderten Forschungsvorhaben des Ruhrverbands [3.12] [3.13] wurde die Temperaturabhängigkeit des Wachstums von *Elodea nuttallii* als dominierende Wasserpflanzenart der Ruhrstauseen unter den örtlichen Bedingungen bestätigt. *Elodea nuttallii* überdauert im Winter als scheinbar tote braune Pflanzenfragmente auf dem Gewässergrund liegend oder nur kurz aus dem Sediment heraus ragend (Bild 3.33). Erst bei 8 °C Wassertemperatur beginnen diese Fragmente wieder aktiv zu werden und es bilden sich kleine grüne Knospen, aus denen sich mit Streckungswachstum die langen Pflanzen entwickeln. Seit der intensiven Beobachtung der Entwicklung der *Elodea*-Bestände in den Ruhrstauseen war der Beginn der Wachstumsphase meist in den Monaten März bis April zu verzeichnen. In diesen beiden Monaten betrug z. B. 2012 die mittlere Wassertemperatur in der Ruhr in Essen-Rellinghausen 10,9 °C, während sie im selben Zeitraum 2013 nur bei 7,4 °C lag. Bild 3.34 zeigt, dass 2012 die Wassertemperatur von 8 °C, bei der *Elodea nuttallii* mit ihrem Längenwachstum beginnt, Mitte März überschritten wurde und diese mit der Zeit weiterhin anstieg. 2013 hingegen wurde die Temperatur von 8 °C erst ab dem 12. April dauerhaft überschritten, d.h. das *Elodea*-Wachstum startete wegen des langen kalten Winters 2012/2013 ca. einen Monat später als in den Vorjahren. Trotz dieses deutlich verspäteten Wachstumsstarts erreichte *Elodea nuttallii* auch 2013 in den drei oberen Ruhrstauseen die Wasseroberfläche und bedeckte große Areale (Tabelle 3.7).

Die Auswirkungen des ungewöhnlich kalten Winters 2012/2013 zeigten sich somit nicht in einer geringeren Flächenausdehnung der *Elodea*-Bestände. Der Winter hatte jedoch Auswirkung auf



Bild 3.33: Winteraspekt: Auf dem Sediment liegendes *Elodea nuttallii*-Fragment (Foto: Klaus van de Weyer, lanaplan)
 Fig. 3.33: Underwater aspect in winter: fragment of *Elodea nuttallii* lying on the sediment surface (Photo: Klaus van de Weyer, lanaplan)

den Zeitpunkt, zu dem diese die Wasseroberfläche erreichten. Im Kemnader See gelangten sie 2011 in der ersten Woche des Monats Juni an die Wasseroberfläche. 2012, bei nur geringfügig kälteren Jahresanfangs-Wassertemperaturen als im Jahr zuvor, wurde das Erreichen der Wasseroberfläche in der ersten Woche des Monats Juli verzeichnet. Der kalte Winter 2012/2013 mit einem verspäteten Start des Längenwachstums von *Elodea* führte im Kemnader See, wie auch bei den beiden oberhalb gelegenen Hengstey- und Harkortsee, zu einer weiteren Verschiebung des Zeitpunkts des Oberflächenkontakts um mehrere Wochen, so dass

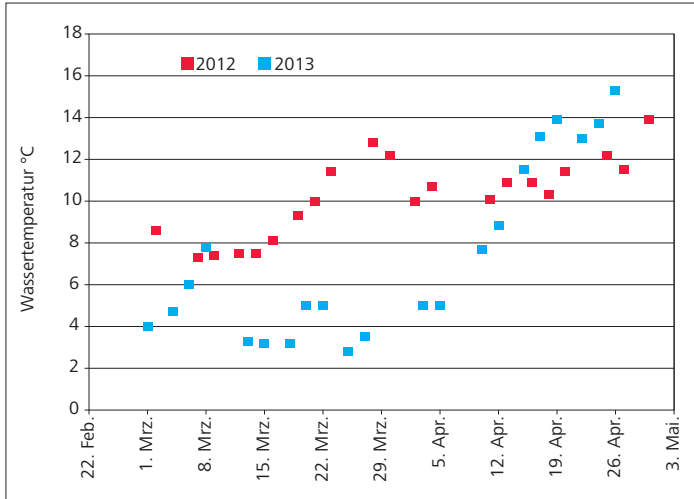


Bild 3.34: Vergleich der Wassertemperaturen (°C) der Monate März bis April 2012 und 2013 in der Ruhr in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“)

Fig. 3.34: Water temperature in May and April 2012 und 2013 in the River Ruhr at Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise)

Tabelle 3.7: Gegenüberstellung der maximalen Makrophytenbestandsflächen [ha] in den oberen drei Ruhrstauseen in den Jahren 2011 bis 2013

Table 3.7: Comparison of the maximum surface area with macrophyte occurrence [ha] in the three upstream impounding lakes of the Ruhr in the years 2011 to 2013

| | Makrophytenfläche [ha] | | |
|------|------------------------|------------|--------------|
| | Hengsteysee | Harkortsee | Kemnader See |
| 2011 | 58 | 50 | 55 |
| 2012 | 29 | 56 | 45 |
| 2013 | 45 | 54 | 50 |

die Pflanzenbestände im Kemnader See erst in der 2. Woche des Monats August die Wasseroberfläche erreichen.

Die kalten Wassertemperaturen zum Anfang des Jahres bewirkten jedoch nicht nur eine Verzögerung des Längenwachstums von *Elodea nuttallii*. Auch das Phytoplankton entwickelte sich deutlich verzögert, so dass zu Beginn der Vegetationsperiode im März der Chlorophyll-a Gehalt mit 3,3 µg/l deutlich unter den Werten des langjährigen Mittels (1971 - 2012) mit 9,9 µg/l lag (Bild 3.21). Im Vergleich der Jahre 2001 bis 2013, der Periode, in der Massenentwicklungen von Makrophyten in den Ruhrstauseen wieder auftreten, ist im Zeitraum März und April der mittlere Chlorophyll-a-Gehalt in Essen-Rellinghausen mit 2,2 µg/l der geringste Wert, der im Betrachtungszeitraum je ermittelt wurde (Bild 3.35). Die mittleren Konzentrationen des ortho-Phosphat-Phosphors der Ruhr bei Essen-Rellinghausen sind in den Monaten März und April jedoch z.B. mit 24 µg/l (2013) bzw. mit 27 µg/l im Jahr zuvor sehr ähnlich (Bild 3.36), so dass die Unterschiede in den Chlorophyll-a-Konzentrationen nur auf die Wassertemperaturen und die Strahlung,

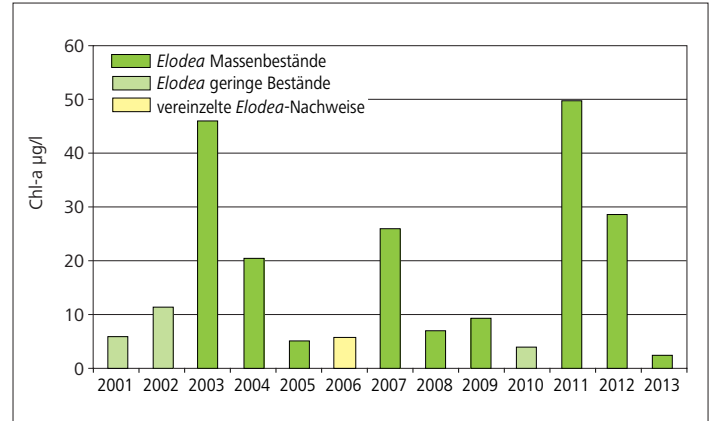


Bild 3.35: Mittlere Chlorophyll-a-Konzentrationen im Zeitraum März bis April in der Ruhr in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) in den Jahren 2001 bis 2013 mit Zuordnung zu der entsprechenden Elodea-Bestandssituation.

Fig. 3.35: Mean of chlorophyll-a concentration in the Ruhr River at Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise) in May and April from 2001 to 2013 in relation to Elodea abundance

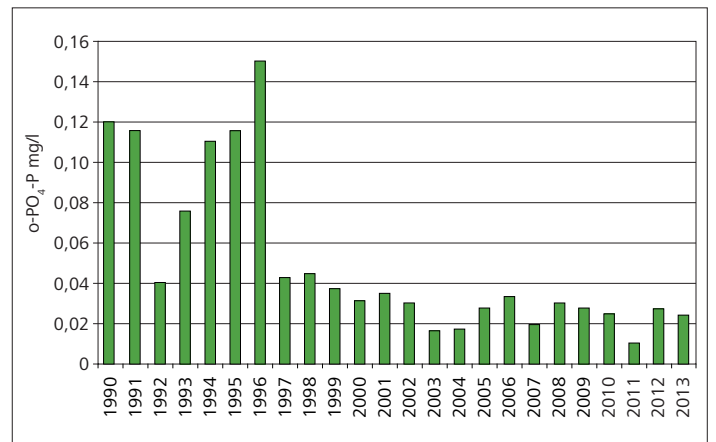


Bild 3.36: Mittelwert der o-PO4-P-Konzentrationen des Zeitraums März bis April in den Jahren 1990 bis 2013 in Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) oberhalb des Baldeneysees

Fig. 3.36: Mean o-PO4-P concentrations from March to May, 1990 to 2013, at Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise) upstream of Lake Baldeney

nicht aber auf die Nährstoffverfügbarkeit zurückzuführen sind. Bei den im Jahr 2013 ansonsten günstigen abiotischen Bedingungen für die planktische Entwicklung (hohe Globalstrahlung, relativ lange Aufenthaltszeiten auf Grund geringer Abflussmengen) waren die einzelligen planktischen Algen jedoch schnell in der Lage, die anfängliche Verzögerung in der Entwicklung wieder aufzuholen. Somit erreichte das Phytoplankton, wie auch in den Jahren zuvor, sein Frühjahrsmaximum im Mai mit einer Konzentration von 59 µg/l Chlorophyll-a, einer Konzentration, die dem langjährigen Mittel (1971 – 2012) entspricht. Hieraus ergeben sich erstaunliche Ähnlichkeiten und Unterschiede im Verhalten von Makrophyten und Phytoplankton gegenüber klimatischen Bedingungen:

- Niedrige Wassertemperaturen führen bei Phytoplankton und Makrophyten zu einem verzögerten Wachstumsstart.
- Während das Phytoplankton bei Anstieg der Wassertemperatur und ansonsten günstigen Wachstumsbedingungen in der Lage ist, diese Verspätung innerhalb weniger Wochen wieder aufzuholen, zieht sich die verspätete Entwicklung der Makrophyten bis in den Herbst hinein.
- Der temperaturbedingt verzögerte Wachstumsstart beeinflusst weder beim Phytoplankton noch bei den Makrophyten das Ausmaß der Entwicklung (Phytoplankton: Frühjahrsmaximum 2013 \approx langjährigem Mittel; Makrophyten: Bestandsflächen 2013 \approx Bestandsflächen der Vorjahre).

Entwicklung der Wasserpflanzenbestände in den oberen Ruhrstauseen im Jahr 2013

Die Ruhrstauseen sind, nachdem sie über lange Jahre durch das Phytoplankton in ihrer Primärproduktion bestimmt wurden, durch den deutlichen Rückgang der Nährstoffkonzentrationen in den Zustand der „Bistabilität“ gewechselt. Unter Bistabilität ist zu verstehen, dass ein Stillgewässer in Abhängigkeit von den jeweils herrschenden Umfeldbedingungen in der Vegetationsperiode in seiner Primärproduktion entweder durch das Phytoplankton oder durch Makrophyten geprägt wird [3.17] [3.18]. Unter Ausnahmebedingungen kann der Wechsel vom Phytoplankton in den Makrophyten-dominierten Zustand sogar innerhalb einer Vegetationsperiode erfolgen („Interimszustand“) [3.14]. Im „Interimszustand“ wechseln sich beide Dominanzverhältnisse zeitlich hintereinander ab bzw. gehen kontinuierlich ineinander über. Diese Verhältnisse herrschten zum letzten Mal in den drei oberen Ruhrstauseen Hengstey, Harkort und Kemnade im Jahr 2010. Da die Zeitdauer des jeweiligen Dominanzzustands im „Interimszustand“ verkürzt ist, ist die Quantität des Phytoplanktons und der Makrophyten in solchen Jahren ebenfalls im Vergleich zu Jahren, die nur einem Dominanzzustand zuzuordnen sind, deutlich reduziert.

Bild 3.37 zeigt für das Jahr 2013, wie in den beiden Jahren zuvor, im Kemnader See ein ausgeprägtes Makrophytenwachstum, das die Flächenausdehnung von 2012 (45,2 ha) sogar noch um weitere 4,4 ha übertraf. Damit entsprach die maximale Makrophytenfläche 2013 im Kemnader See einem relativen Anteil von rund 40 % der Seefläche. Bei dieser Flächenangabe ist jedoch zu berücksichtigen, dass hierbei – wie auch in den Jahren zuvor – über Luftbildauswertung nur die Pflanzenbestände erfasst werden können, die die Wasseroberfläche erreicht haben oder nur kurz darunter stehen. Dass die tatsächlichen Makrophytenflächen jedoch deutlich größer sein können, wenn auch die kleinwüchsigeren Pflanzen mit erfasst werden, zeigt ein Vergleich der Erfassungsmethoden in Kapitel 8.

[3.17] Carpenter, S. R.: Regime Shifts in Lake Ecosystems: Pattern and variation. In: Excellence in Ecology 15, 2003, 199 pp.

[3.18] Scheffer, M. & Carpenter S.R.: Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. In: Trends in Ecology and Evolution Vol.18 No.12, 2003, pp. 648 – 656. <http://eaton.math.rpi.edu/csums/papers/Ecostability/scheffercatastrophe.pdf>

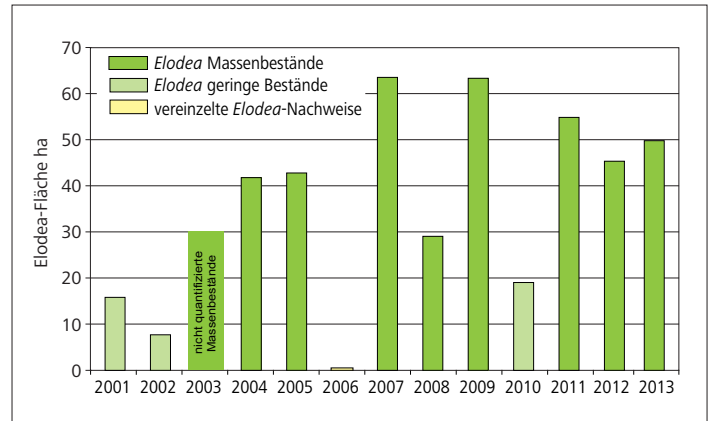


Bild 3.37: Bestandsflächen von *Elodea nuttallii* im Kemnader See in den Jahren 2001 bis 2013 (Daten auf Basis von Satelliten- und Luftbildauswertungen sowie Vor-Ort-Kartierung, 2008 und 2012 Bestände durch Mahd reduziert)

Fig. 3.37: Vegetation cover of *Elodea nuttallii* in Lake Kemnade from 2001 to 2013 (data based on satellite and aerial view pictures as well as field mapping, occurrence reduced in 2008 and 2012 through mowing)

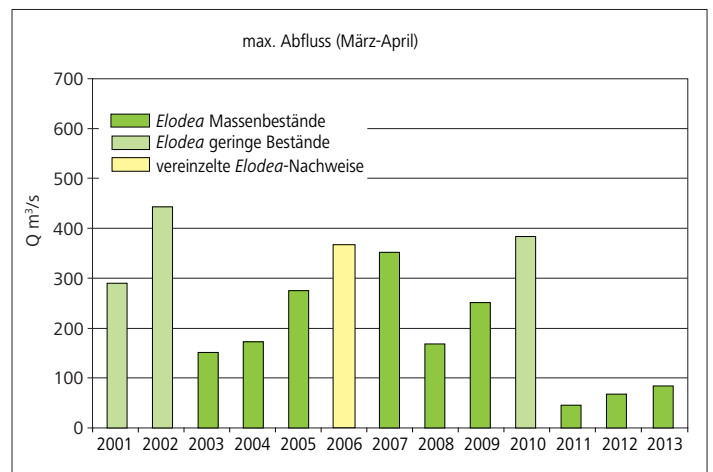


Bild 3.38: Maximaler Abfluss (Tagesmittelwerte) im Zeitraum März bis April am Pegel Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2013 mit Zuordnung zu der entsprechenden Elodea-Bestandssituation.

Fig. 3.38: Maximum discharge (daily averages) in March and April at Hattingen gauging station (downstream of Lake Kemnade) from 2001 to 2013 in relation to Elodea abundance

Die entscheidenden beeinflussenden Faktoren, ob sich in dem jeweiligen Jahr in den Ruhrstauseen eine Phytoplankton-Dominanz, eine Makrophyten-Dominanz oder ein „Interimszustand“ ausbilden, sind der Abfluss bzw. die herrschenden Fließgeschwindigkeiten, die Wassertemperatur und die Trübung. Für das Wasserpflanzenwachstum ist es dabei unerheblich, ob die Trübung durch hohe Phytoplanktondichten oder durch suspendierte Feinsedimente verursacht wird. Anders als für das Phytoplankton spielt der Nährstoffgehalt im Wasser – und hier vor allem der Phosphor – für das Wachstum von *Elodea* keine Rolle, da diese Pflanze Phos-

phate auch über die Wurzeln aus dem nährstoffreichen Sediment aufnehmen kann.

Wie die langjährigen Untersuchungen an den Ruhrstauseen ergeben haben, sind nicht die durchschnittlichen Bedingungen während der Vegetationsperiode entscheidend für die Ausbildung der jeweiligen Dominanzstruktur. Vielmehr entscheidet sich bereits im zeitigen Frühjahr, ob die Ruhrstauseen in ihrem trophischen Zustand durch das Phytoplankton oder durch Makrophyten geprägt werden.

Bild 3.38 zeigt am Beispiel des Kemnader Sees die zum Beginn der Vegetationsperiode 2001 bis 2013 herrschenden maximalen Abflüsse am Pegel Hattingen unterhalb des Kemnader Sees. Hohe Abflüsse entsprechen dabei hohen Fließgeschwindigkeiten, bei denen Sedimente umgelagert werden und ggf. sogar die gesamte Sohle in Bewegung gerät („vollständiger Geschiebetrieb“). Für Wasserpflanzen bedeuten Situationen mit hohen Fließgeschwindigkeiten, dass entweder Blätter bzw. ganze Pflanzen ausgerissen oder aber die Pflanzen bei der Sedimentumlagerung mit verschüttet und überdeckt werden. Folgenreich ist diese Situation besonders, wenn die Pflanzen noch klein und niederwüchsig sind. Eine bereits im Längenwachstum weit fortgeschrittene Pflanze wird bei erhöhten Fließgeschwindigkeiten nur von der Strömung niedergedrückt und richtet sich anschließend bei geringeren Abflüssen wieder auf [3.19]. Daher liegt der Fokus auf den Monaten März und April, in denen die Wachstumsphase für die Makrophyten startet, die *Elodea*-Pflanzen aber noch kleinwüchsig sind und von den herrschen Umfeldbedingungen leicht beeinflusst werden können. Bild 3.38 zeigt für das Jahr 2013, dass, wie in den beiden Jahren zuvor, ein Frühjahrshochwasser fehlte. Im Betrachtungszeitraum 2001 bis 2013 zeigen die Jahre 2011 bis 2013 für die Monatsspanne März und April die geringsten Abflüsse. Damit ist drei Jahre hintereinander das jeweilige Frühjahr als besonders trocken und abflussschwach zu bezeichnen. Erhöhte Fließgeschwindigkeiten, die einen negativen Einfluss auf die Wasserpflanzenentwicklung haben könnten, fehlten.

Aufgrund dessen spielte auch die anorganische Trübung durch remobilisierte suspendierte Feinsedimente nur eine untergeordnete Rolle. Die im Jahr 2013 - durch die niedrigen Wassertemperaturen bedingt - ebenfalls geringen Algendichten in den Monaten März und April sind damit eine weitere Ursache für die seit acht Jahren geringste mittlere Trübung in diesem Betrachtungszeitraum (Bild 3.39).

Während sich die Jahre 2011 bis 2013 in der Abflusssituation im Frühjahr ähneln, unterscheiden sie sich deutlich im Temperaturregime. In der Ökologie ist es ein verbreiteter Ansatz, zur Beschreibung einer Temperaturabhängigkeit von biologischen Entwick-

[3.19] Stengert, M.; P. Podraza & K. van de Weyer: Die Entwicklung von *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN in den Ruhrstauseen unter dem Einfluss von Hochwasserereignissen im Frühjahr 2006 bzw. Sommer 2007. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hrsg.): *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2007 in Münster, 2008*, S. 214 - 218.

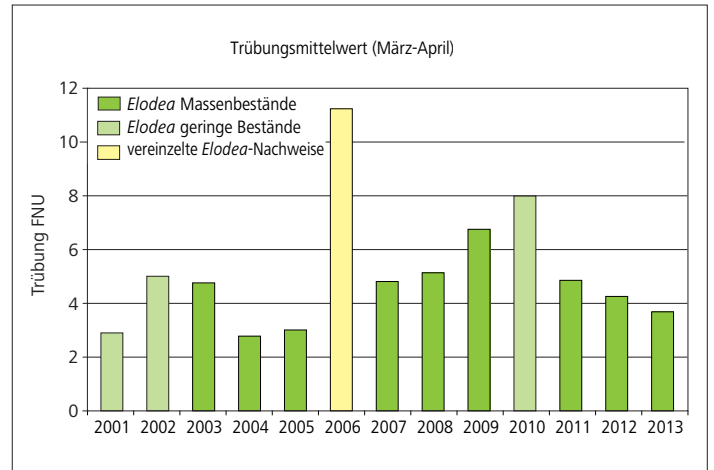


Bild 3.39: Trübungsmittelwerte des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2013 mit Zuordnung zu der entsprechenden *Elodea*-Bestandsituation.

Fig. 3.30: Mean turbidity in March and April at Hattingen gauging station (downstream of Lake Kemnade) from 2001 to 2013 in relation to *Elodea* abundance

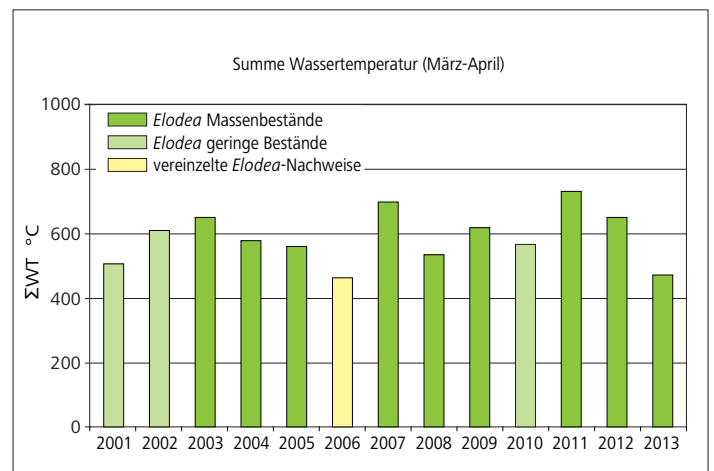


Bild 3.40: Summe der Tageswassermitteltemperaturen des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2013 mit Zuordnung zu der entsprechenden *Elodea*-Bestandsituation.

Fig. 3.40: Sum of daily mean water temperatures during March and April at Hattingen gauging station

lungsprozessen das Wachstum nicht mit Mittelwerten oder Extrema der Temperatur in Relation zu setzen, sondern die auf den Organismus wirkenden Temperaturen über die betrachtete Zeitspanne aufzusummieren. Bild 3.40 zeigt die Temperatursummen der Tagesmitteltemperaturen in der Ruhr am Pegel Hattingen für den Zeitraum März bis April. Hier ist das Jahr 2013 auffällig, das mit einer Temperatursumme über 61 Tage von 473°C die zweitniedrigste Temperatursumme im Betrachtungszeitraum 2001 bis 2013 aufwies. Nur im Jahr 2006, in dem eine Makrophytenmassenentwicklung fehlte, war die Summe mit 458°C geringfügig niedriger.

Das Zusammentreffen von fehlenden Hochwässern und geringen Trübungswerten in den Monaten März und April wirkte sich im Jahr 2013 förderlich auf das Makrophytenwachstum aus, hingegen hatten die lange andauernden, winterlich niedrigen Wassertemperaturen gleichzeitig einen gegenteiligen Effekt.

Die Ergebnisse der bereits in den letzten drei Jahren mit Erfolg durchgeführten bivariaten Analyse (vgl. [3.14, 3.16]), bei der die Wirkung von Abfluss und Wassertemperatur durch Quotientenbil-

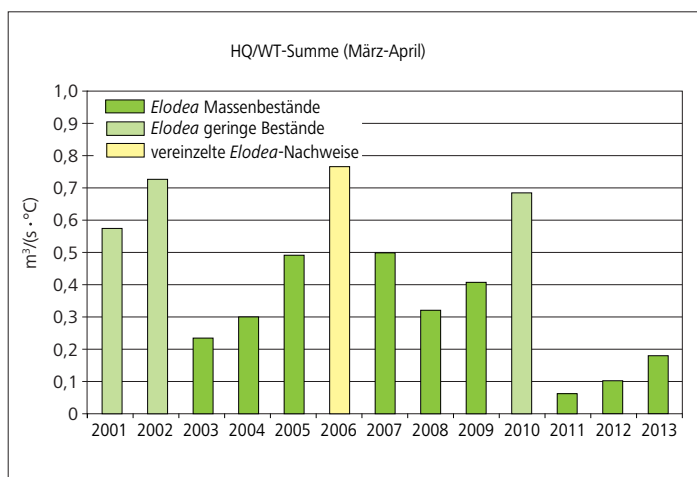


Bild 3.41: Verhältnis des maximalen Tagesabflusses zu der Summe der Tagesmittelwassertemperaturen des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2013 mit Zuordnung zu der entsprechenden Elodea-Bestandssituation.

Fig. 3.41: 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 2013 in relation to Elodea abundance

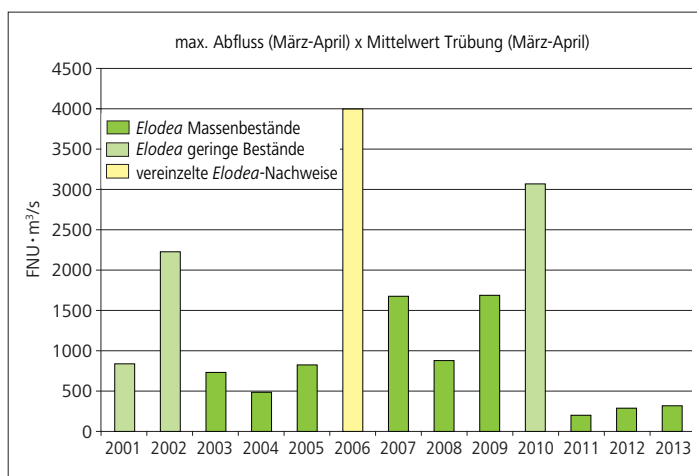


Bild 3.42: Das Produkt aus maximalem Abfluss und dem Mittelwert der Trübung des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2013 mit Zuordnung zu der entsprechenden Elodea-Bestandssituation.

Fig. 3.42: Product of the maximum discharge and mean turbidity in March and April at Hattingen gauging station (downstream of Lake Kemnade) from 2001 to 2013 in relation to Elodea abundance

dung gemeinsam betrachtet wird, zeigt Bild 3.41. Es ist davon auszugehen, dass bei einem Quotient kleiner $0,55 \text{ m}^3/(\text{s} \cdot ^\circ\text{C})$ die hydraulischen Bedingungen und die Wassertemperaturen in ihrem Zusammenspiel so wachstumsförderlich sind, dass sich dichte ausgedehnte Wasserpflanzenbestände des Makrophyten-dominierten Zustands bilden [3.16]. Hier zeigt sich das Jahr 2013 mit einem Quotient von $0,17 \text{ m}^3/(\text{s} \cdot ^\circ\text{C})$ als drittniedrigstem Wert seit dem Jahr 2000 als deutlich unter diesem Schwellenwert liegend. Das Jahr ist damit sowohl auf Basis der Makrophytenflächen vor Ort, als auch durch Modellrechnung bereits ab Mai prognostiziert, eindeutig dem Makrophyten-dominierten Zustand zuzuordnen.

Auch die Darstellung des Produkts aus maximalen Abfluss und mittlerer Trübung der Monate März und April bei der bivariaten Analyse für die Jahre 2000 bis 2013 ergibt für das Jahr 2013 mit $298 \text{ FNU} \cdot \text{m}^3/\text{s}$ den drittniedrigsten Wert des Betrachtungszeitraums (Bild 3.42). Bei einem Produkt kleiner $2.000 \text{ FNU} \cdot \text{m}^3/\text{s}$ herrschen für *Elodea nuttallii* so günstige Bedingungen für die anfängliche Wachstumsphase, dass sich im Laufe des Sommers dichte Massenbestände ausbilden können. Hingegen sind bei einem Produkt größer $4.000 \text{ FNU} \cdot \text{m}^3/\text{s}$ die Wachstumsbedingungen für *Elodea nuttallii* so ungünstig, dass sich keine zusammenhängenden Bestände mehr bilden [3.16]. Das Jahr 2013 liegt mit einem Produkt von $298 \text{ FNU} \cdot \text{m}^3/\text{s}$ damit ganz eindeutig in dem Wertebereich der Makrophyten-Dominanz und unterstützt so die oben getroffenen Aussagen.

Die oberen drei Ruhrstauseen sind somit im Jahr 2013, trotz ungewöhnlich kaltem und lang andauerndem Winter 2012/2013, eindeutig dem Makrophyten-dominierten Zustand zuzuordnen. Aber das Jahr 2013 weist noch eine weitere Besonderheit auf: auch zum Ende der Vegetationsperiode im Herbst und Winter 2013/2014 blieben die für diese Jahreszeit üblichen Nieder-



Bild 3.43: Harkortsee Winter 2013/2014: Inseln von *Elodea nuttallii*, die auch noch außerhalb der Vegetationsperiode bis an die Wasseroberfläche reichen.

Fig. 3.43: Lake Harkort in winter 2013/2014: outside the vegetation period, patches of *Elodea nuttallii* reaching the lake surface



Bild 3.44: Lage der Wasserkraftanlagen am Harkortsee, Stiftsmühle und Hengsteysee (Quelle: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW <2014>)

Fig. 3.44: Hydropower plants at Lake Harkort, Stiftsmuehle, and Lake Hengstey (from: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW © Geobasis NRW <2014>)

schlagsmengen mit den hieraus resultierenden erhöhten Abflüssen und Hochwässern aus (vgl. Kap. 1). Dies hatte zur Folge, dass trotz zunehmender Brüchigkeit der *Elodea*-Pflanzen die Massenbestände nicht in ihrer Gesamtheit bei einem Hochwasserereignis ausgespült wurden. Stattdessen blieben Makrophytenfelder, die bis an die Wasseroberfläche reichten, auch außerhalb der eigentlichen Vegetationsperiode erhalten (Bild 3.43). Aus diesen braunen, zerbrechlichen Pflanzenbeständen war ein kontinuierlicher, sich über mehrere Monate erstreckender mäßiger Pflanzenabtrieb zu verzeichnen, der die Wasserkraftnutzung behinderte und den Wartungs- und Entsorgungsaufwand erhöhte. Auffällig war dies besonders im Bereich von Hengstey- und Harkortsee, an denen an den drei größeren Wehranlagen mit Wasserkraftnutzung das Pflanzentreibgut an den Rechen aufgefangen, in Containern gesammelt und der Entsorgung zugeführt wird (Bild 3.44).

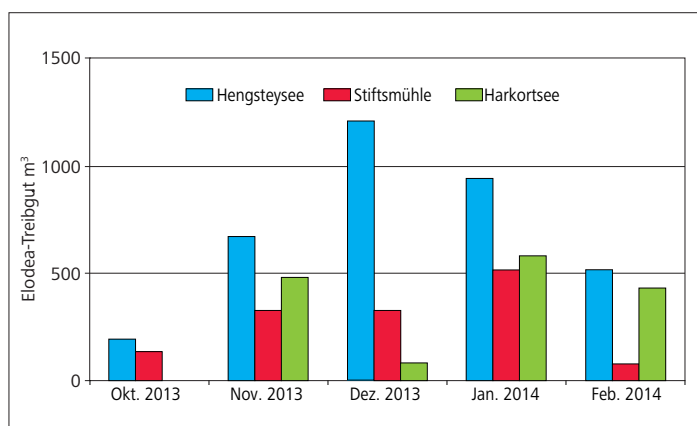


Bild 3.45: *Elodea*-Treibgutmenge im Winter 2013/2014 an den Rechenanlagen der drei Wasserkraftanlagen am Harkortsee, Stiftsmühle und Hengsteysee

Fig. 3.45: Amount of *Elodea* debris in winter 2013/2014 at the screening units of the hydropower plants at Lake Harkort, Stiftsmuehle, and Lake Hengstey

Bild 3.45 zeigt die an den drei Rechenanlagen entnommenen *Elodea*-Mengen in den Monaten Oktober 2013 bis Februar 2014. Deutlich ist hier, dass die Mengen abtreibender *Elodea nuttallii* in den Wintermonaten kontinuierlich zunehmen und im Januar 2014 mit 2.035 m³ den höchsten Wert erreicht. Im Februar reduziert sich der *Elodea*-Anfall mit 1.027 m³ wieder deutlich. Bei den drei betrachteten Wehranlagen ist der höchste Anfall an *Elodea*-Treibgut am Wehr des Hengsteysees zu verzeichnen. In der Zeit von Oktober 2013 bis Februar 2014 wurden an allen drei Wehranlagen zusammen 6.483 m³ *Elodea*-Treibgut zurückgehalten und entnommen. Die Transport- und Entsorgungskosten für diese *Elodea*-Treibgutmenge belaufen sich für den betrachteten Zeitraum auf rund 50.000 €.

Entwicklung der Wasserpflanzenbestände im Baldeneysee im Jahr 2013

Der überwiegende Bereich des Baldeneysees war 2013, wie auch in den letzten Jahren, frei von größeren zusammenhängenden Makrophytenbeständen. Bild 3.46 zeigt die Flächenbedeckung des Baldeneysees mit Makrophyten in den Jahren 2000 bis 2013. Auch wenn die Fläche 2013 im Vergleich zu den letzten drei Jahren etwas zugenommen hat, so findet sich *Elodea nuttallii* nur vereinzelt und kleinwüchsig, ohne große zusammenhängende Pflanzenbestände zu bilden. Der Baldeneysee verbleibt damit auch 2013 - wie in den Jahren zuvor - in einem Phytoplankton-dominierten Zustand.

Einzig im oberen Teil des Sees, im Stauseebogen im Bereich des Vogelschutzgebietes, zeigte sich ein dichter Bewuchs mit Wasserpflanzen, der im Vergleich zu den beiden Vorjahren sogar deutlich zugenommen hat und nun von einem zum anderen Ufer reicht (Bild 3.47). Die Säule in Bild 3.46 repräsentiert aber nicht die Ausdehnung von *Elodea nuttallii* sondern zeigt, wie im Jahr zuvor

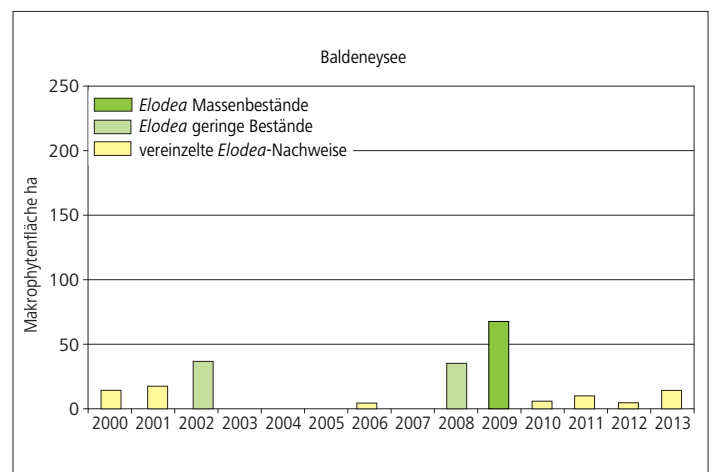


Bild 3.46: Makrophytenflächen im Baldeneysee in den Jahren 2000 bis 2013 (Daten auf Basis von Satelliten- und Luftbildauswertungen sowie Vor-Ort-Kartierung)

Fig. 3.46: Macrophyte cover in Lake Baldeneysee from 2000 to 2013 (data based on satellite and aerial view pictures as well as field mapping)



Bild 3.47: Baldeneysee, Stauseebogen (Luftbild der Überfliegung am 07.10.2013). Gut erkennbar ist der im Querprofil durchgehende Makrophytenbewuchs, dominiert vom Einfachen Igelkolben (*Sparganium emersum*), der lokal bis zur Oberfläche reicht

Fig. 3.47: Lake Baldeney, Upper Lake Curve (aerial view 07.10.2013). Macrophytes, dominated by the European bur-reed (*Sparganium emersum*) covering the whole cross section and locally reaching the surface

auch, ein Flächenareal an, das vom Einfachen Igelkolben (*Sparganium emersum*) als Wasserpflanzenart dominiert wird. Erstaunlich ist der in den letzten Jahren zu beobachtende Aspektwechsel in der Artenzusammensetzung der Wasserpflanzen. Bis vor wenigen Jahren noch dominierten am rechten Ufer im Vogelschutzgebiet ausgedehnte Bestände der gelbblühenden Teichrose (*Nuphar lutea*). Auch am linken Ufer war diese Pflanzenart vereinzelt zu finden. Bereits in den letzten drei Jahren sind die Teichrosen-Bestände im flachen Uferbereich des Vogelschutzgebietes fast vollständig verschwunden. Auch die vorher vereinzelt zwischen den Teichrosenblättern wachsenden *Elodea*-Pflanzen fehlen. Stattdessen wird der gesamte Querschnitt des Sees im Stauseebogen 2013 nun von dem Einfachen Igelkolben (Bild 3.48) bewachsen. *Elodea nuttallii* und der Wasserstern *Callitriche obtusangula* finden sich vereinzelt zwischen den flutenden Beständen des Igelkolbens.

Auch in den oberen Ruhrstauseen ist die Zunahme des Igelkolbens innerhalb der Makrophytenbestände zu beobachten. Das Kapitel 8 zeigt detaillierte Auswertungen hierzu für den Kernader See. Ob sich diese Verschiebung der Artenzusammensetzung in allen Ruhrstauseen weiter fortsetzen und damit die heimische Art *Sparganium emersum* den Neophyten *Elodea nuttallii* über kurz oder lang ersetzen wird, bleibt abzuwarten. In wie weit die Bistabilität und die Dominanzstruktur der Primärproduktion durch eine mögliche Artverschiebung beeinflusst wird, ist zu einem so frühen Zeitpunkt der Entwicklung noch nicht abzusehen. Auch ist noch unklar, ob bei einer Dominanz von *Sparganium emersum* die Auswirkungen auf Freizeitnutzung und Wasserkraftanlagen geringer würden oder vergleichbar zu der Situation mit einer Dominanz von *Elodea nuttallii* blieben. Daher werden die Entwicklungen in den Ruhrstauseen weiterhin beobachtet und dokumentiert.

Zusammenfassung

Die trophische Situation der unteren Ruhr stellte sich ähnlich wie die der letzten beiden Vorjahre dar. Durch ein trockenes, abflussschwaches Frühjahr konnte sich trotz ungewöhnlich niedriger Wassertemperaturen im Frühjahr wiederum ein ausgeprägtes, durch Diatomeen dominiertes Frühjahrsmaximum der Algenentwicklung in den Ruhrstauseen ausbilden, das durch das Grazing algivorer Zooplankter sukzessive wieder reduziert wurde. Auch 2013 fehlte, trotz ausreichendem Nährstoffangebot, wie in den letzten Jahren ein zweites sommerliches Planktonmaximum. Stattdessen bildeten sich trotz des lange andauernden Winters im Sommer wieder ausgedehnte Makrophytenbestände, dominiert von *Elodea nuttallii*, jedoch zunehmend durchsetzt mit der heimischen Igelkolbenart *Sparganium emersum*. Auch das Jahr 2013 war daher für die oberen drei Ruhrstauseen dem Makrophyten-dominierten Zustand zuzuordnen. Der Baldeneysee verblieb wie 2012 im Phytoplankton-dominierten Zustand. Jedoch dehnten sich die Makrophytenbestände, dominiert vom Einfachen Igelkolben, im Bereich des Stauseebogens weiter aus und bedeckten in diesem Teil des Sees erstmals den gesamten Querschnitt.



Bild 3.48: Blühender Einfacher Igelkolben (*Sparganium emersum*) (Foto: Klaus van de Weyer, lanaplan)

Fig. 3.48: Blooming European bur-reed (*Sparganium emersum*) (Photo: Klaus van de Weyer, lanaplan)

4 Talsperrenuntersuchungen – 100 Jahre Möhnetalsperre

Allgemeines

Zur Sicherung der Trinkwasserversorgung von insgesamt 4,6 Millionen Menschen im Ruhreinzugsgebiet und darüber hinaus sowie für vielfältige weitere Nutzungen betreibt der Ruhrverband im Sauerland die Henne-, Möhne-, Sorpe-, Verse-, Fürwigge-, Ennepetalsperre und Biggetalsperre (mit Listertalsperre) mit einem Gesamtstauraum von 463 Mio. m³. Die Fläche des in die Talsperren entwässernden Einzugsgebiets beträgt knapp 1.000 km². Das entspricht

über 20 % des Gesamteinzugsgebiets der Ruhr. In Trockenzeiten kann mit den Wasserabgaben aus Talsperren ein ausreichender Abfluss im Unterlauf der Ruhr, an dem viele Wasserwerke ansässig sind, gewährleistet werden.

Neben diesen Wassermengenwirtschaftlichen Hauptfunktionen sind die Talsperren des Ruhrverbands unterschiedlichen Nutzungsansprüchen unterworfen, für die entsprechende Güteanforderungen gelten. An Talsperren, deren Wasser als Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung dient, müssen andere bzw. strengere Ansprüche gestellt werden als an Talsperren, die neben der obligatorischen Energieerzeugung vor allem für Freizeitaktivitäten in Anspruch genommen werden. Die Eignung als gutes oder sehr gutes Badegewässer oder produktives Fischgewässer bedeutet also nicht zwangsläufig, dass dieses Gewässer uneingeschränkt zur Trinkwassernutzung herangezogen werden kann.

Für die Wassergüte der Talsperre ist vor allem die Nutzungsstruktur des Einzugsgebietes von Bedeutung. Einzugsgebiete mit hohem Besiedlungsgrad und/oder einem hohen Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen haben in der Regel einen höheren Nährstoffaustrag als Gebiete, die überwiegend bewaldet sind. Das Konzept der Talsperrenüberwachung beinhaltet Untersuchungen der verschiedenen physikalischen, chemischen und biologischen Qualitätskomponenten auf der Grundlage aktueller gesetzlicher Vorgaben und normativer Durchführungsbestimmungen. Dazu gehören auch das operative und das überblicksweises Monitoring nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Für die Ausübung des Fischereirechts an den Talsperren ergibt sich gemäß Landesfischereigesetz darüber hinaus die Forderung, diese entsprechend der jeweiligen physikalisch-chemischen und biologischen Verhältnisse artgerecht fischereilich zu bewirtschaften.

Die jährlich aus etwa 1.400 Zulauf- und Talsperrenproben mit insgesamt 17.000 Analysen gewonnenen Daten werden unter Berücksichtigung der hydrologischen Randbedingungen, wie Zufluss- und Stauspiegelveränderungen, wassermengengewichtet normiert und hinsichtlich verschiedenster Fragestellungen ausgewertet. Es werden unter anderem die Einflüsse abiotischer Faktoren auf biologische Vorgänge untersucht, wie z.B. die Intensität und zeitliche Abfolge der Algenentwicklungen in Abhängigkeit von Nährstoffen, Schichtung und Globalstrahlung. Auch die Interaktionen zwischen den einzelnen trophischen Ebenen im Wasserkörper beeinflussen die Produktivität und Trophie des Ökosystems einer Talsperre. Dieses Wissen ist zudem für eine effektive, naturnahe und ökologisch orientierte fischereiliche Bewirtschaftung erforderlich, um diese an sich verändernde Verhältnisse mit dem Ziel eines intakten Ökosystems anpassen zu können.

Die Bestimmung des Trophiegrads erfolgt auf der Grundlage des LAWA-Abschlussberichts 2013 [4.1] mit den Anpassungen zur „Vorläufigen Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren“ [4.2]. Nach wie vor werden zur Berechnung des Gesamttrophieindex die Einzelindizes für die Chlorophyll-a-Gehalte (Saisonmittel), die Phosphorkonzentrationen (Volldurchmischung, Saisonmittel) und die Sichttiefe (Saisonmittel) herangezogen. Im aktuellen Berechnungsalgorithmus wurden die Indextransformationen für

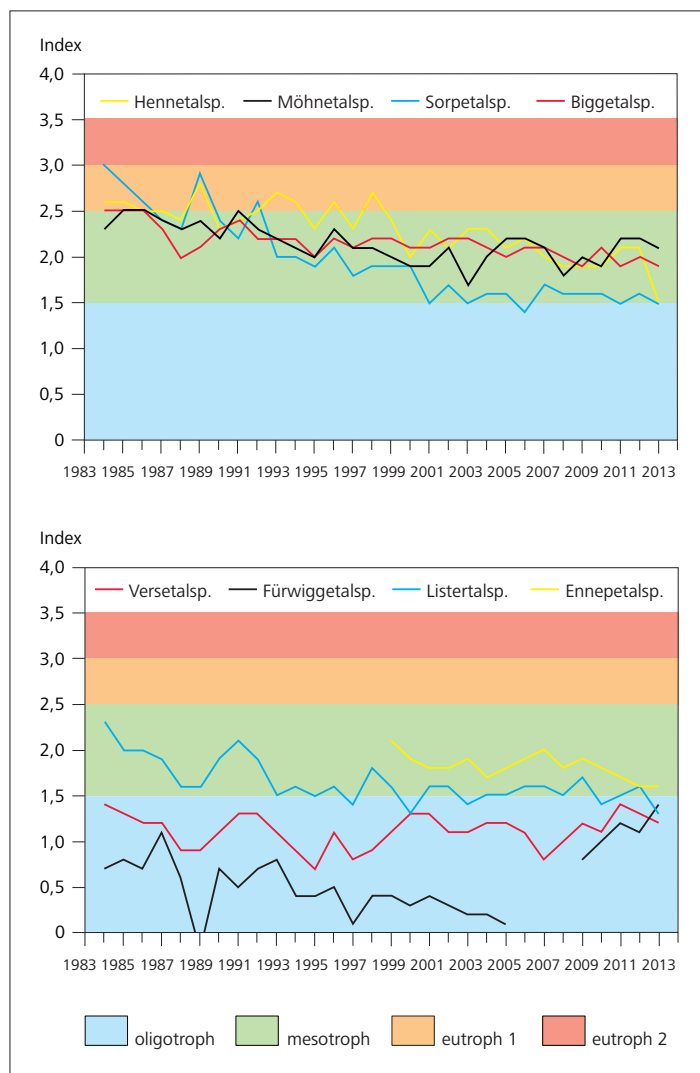


Bild 4.1: Entwicklung der Trophie in den letzten 30 Jahren in den Ruhrverbandstalsperren entsprechend der überarbeiteten Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren (LAWA 2013)

Fig. 4.1: Development of the trophic status in the Ruhrverband's reservoirs during the last 30 years according to the revised directive for the trophic classification of reservoirs (LAWA 2013)

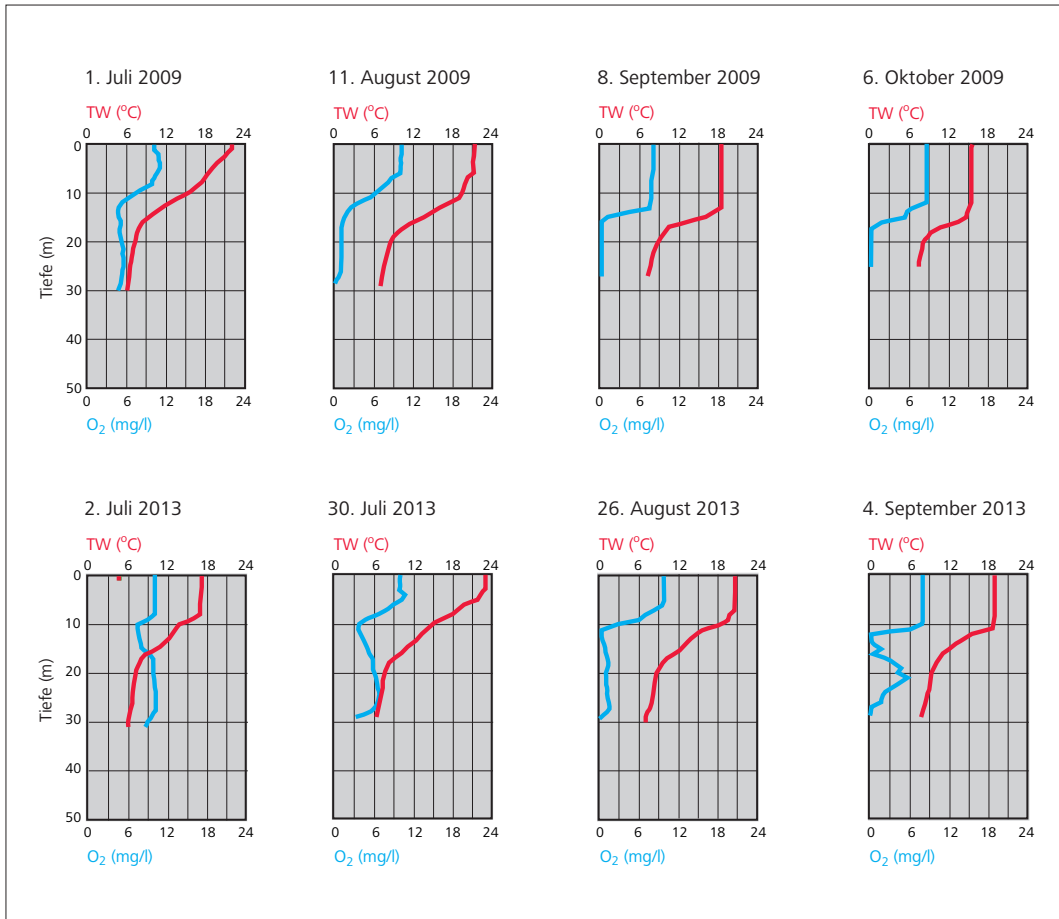


Bild 4.2: Temperatur- und Sauerstoffprofile an der Probenahme-stelle „Möhnetalsperre vor Mauer“ im Sommer 2009 und 2013

Fig. 4.2: Temperature and oxygen profiles at the sampling point "Möhne Reservoir before the dam" in summer 2009 and 2013

die Sichttiefe und den Frühjahrs-Phosphorwert angepasst. Während der Chlorophyll-Index mit einer unveränderten Wichtung von 33 % in den Gesamtindex einfließt, haben die Indizes des Phosphors an Bedeutung zugenommen, der Index für die Sichttiefe dagegen abgenommen. Insgesamt werden dadurch die Talsperren mit einer hohen Trophie etwas schlechter eingestuft, die mit einer guten Trophie etwas besser. Alle Messdaten der Vorjahre sind entsprechend der „neuen“ Formeln in die Indizes umgerechnet und entsprechend bewertet worden. Somit ergibt sich auch in der Darstellung der Entwicklung über die letzten Jahre kein Methodenbruch.

Trophie und Wasserqualität der Ruhrverbandstalsperren

Das Bild 4.1 zeigt die Entwicklung der Trophie in den Ruhrverbandstalsperren für den Zeitraum der letzten 30 Jahre auf der Grundlage des o.g. aktuell angepassten Bewertungsverfahrens. Die ehemals eutrophen Talsperren Möhne, Sorpe und Bigge sind seit Beginn der 1990er Jahre sicher als „mesotrophe“ Gewässer zu klassifizieren. Ein Jahr nach der Außerbetriebnahme der in das Sorpe-Vorbecken entwässernden Kläranlage Amecke im Jahr 2000 erreichte die Sorpetalsperre sogar den Grenzbereich zur Oligotrophie. Dieses zeigt, wie sich die Verringerung des Nährstoffeintrags positiv auf die Primärproduktion und damit die ökologischen Ver-

hältnisse in einer Talsperre auswirken kann. Die Hennetalsperre, die zwischen 1988 und 1999 trotz abnehmender Phosphorgehalte ausgeprägte Blaualgenentwicklungen (*Planktothrix rubescens*) aufwies, befindet sich seit 2001 sicher im mesotrophen Zustand.

Die trophieärmeren Talsperren Verse, Ennepe und Lister blieben wie in den letzten Jahren im Grenzbereich von oligo-/mesotroph. Seit der Übernahme der Ennepetalsperre durch den Ruhrverband im Jahr 1998 bewegt sich diese immer weiter in Richtung Oligotrophie, was vor allem auf geringere Phosphoreinträge aber auch einen besseren Nährstoffrückhalt im 2008 geräumten Ennepe-Vorbecken zurückzuführen ist.

[4.1] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) – Projekt-Nr. 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

[4.2] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 2001 (Hrsg.): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren, Schwerin: Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH 2001. ISBN 3-88961-237-7

Einen Sonderfall stellt zur Zeit die Fürwiggelalsperre dar, die in den Jahren 2006/2007 für etwa 1,5 Jahre leer stand. Vor dem Ablassen befand sich diese im ultra-oligotrophen Bereich, mit kaum nachweisbarer Algenentwicklung. Nach dem Wiedereinstau Ende 2007 findet bis heute in der immer noch sehr nährstoffarmen Talsperre eine Art „Evolution“ statt. Das vormals konstante Phytoplanktonspektrum hat sich nach dem Einstau im Laufe der letzten sechs Jahre stetig verändert. Die Algenpräsenz stieg vor allem in der zweiten Jahreshälfte an, und durch die Abbauprozesse der Algen und des Pflanzenbewuchses während des Leerstands stellten sich auch sedimentnah erstmals Sauerstoffdefizite ein. Die Folgen der höheren Chlorophyllkonzentrationen waren abnehmende Sichttiefen. Dies führte seit 2008 zu einem nahezu kontinuierlich steigenden Trophieindex, der allerdings immer noch der sehr guten Klassifikation „oligotroph“ zuzuordnen ist.

Durch den lang anhaltenden, kalten Winter und den dann sehr schnellen Anstieg der Globalstrahlung kam es 2013 in der Henne- und Möhnetalsperre Anfang April zu Massenentwicklungen von Kieselalgen, die allerdings nur eine kurze Zeit andauerten. Bei dieser noch in der Phase der Vollzirkulation aufgetretenen Frühjahrsentwicklung der planktischen Algen wurden über die gesamte Wassersäule in der Hennetalsperre zwischen 29 und 59 µg/l Chlorophyll-a (über Grund!), in der Möhnetalsperre zwischen 31 und 59 µg/l Chlorophyll-a (über Grund!) gemessen. Bestandsbildend war in beiden Gewässern die relativ große, runde und koloniebildende Diatomeen-Art *Aulacoseira islandica*, die eine typische Kaltwasserform darstellt und seit mehreren Jahren in mitteleuropäischen Gewässern häufig das Frühjahrsplankton dominiert. Schon in den darauf folgenden Monaten war diese Art im Phytoplankton fast verschwunden. In den anderen Ruhrverbandstalsperren konnte diese Art selbst im Frühjahr nur sporadisch nachgewiesen werden. Die Folgen dieser außergewöhnlichen Algenentwicklungen während der Vollzirkulation waren, dass einerseits im weiteren Jahresverlauf kaum noch planktische Algen auftraten, zum anderen dass in der Stagnationsphase im Tiefenwasser aufgrund geringerer abzubauenen Biomasse weniger Sauerstoff gezehrt wurde. Die Auswirkungen dieser besonderen Situation auf die limnischen Verhältnisse in einer Talsperre werden im Folgenden für die Möhnetalsperre aufgezeigt.

Die genannte Kieselalgenentwicklung im April, die zu einem außergewöhnlich hohen Biovolumen von insgesamt 22 mm³/l über die gesamte Tiefe führte, brach noch während der Phase der Vollzirkulation zusammen und wurde in dieser Zeit auch mikrobiell abgebaut. Der dabei verbrauchte Sauerstoff konnte zu großen Teilen durch die zirkulierende Wasserbewegung auch in größeren Tiefen physikalisch ausgeglichen werden. In der Stagnationsperiode traten nur noch in geringem Maße Algenentwicklungen auf, so dass auch deutlich weniger Biomasse als üblich im Tiefenwasser mineralisiert werden musste. Die Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse im Sommer 2009 und 2013 sind in Bild 4.2 als Tiefenprofile dargestellt, so dass exemplarisch ein „normales“ Jahr den aktuellen, „besonderen“ Gegebenheiten im Jahr 2013 gegenübergestellt werden kann.

Anfang Juli war im Jahr 2009 der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser durch Zehrungsvorgänge schon auf 6 mg/l zurückgegangen, während 2013 mit 10 mg/l die O₂-Werte noch im Sättigungsbereich lagen. Beide Jahre zeigten in etwa 10 bis 12 m Tiefe einen metalimnischen Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen, die auf den Abbau relativ leichter und schnell lysierender Algen zurückzuführen waren. Vier bis fünf Wochen später waren in beiden Jahren im Epi- und Metalimnion vergleichbare Verhältnisse vorhanden. Im Jahr 2009 stellte sich in der folgenden Zeit der bis dato in der Möhnetalsperre übliche Verlauf ein: Die schon niedrigen Konzentrationen im Tiefenwasser nahmen weiter ab, bis die unteren 10 bis 12 m sauerstofffrei wurden. 2013 betrug der Sauerstoffgehalt zum Monatswechsel Juli/August im Hypolimnion dagegen noch etwa 7 mg/l O₂.

In „normalen“ Jahren (2009) mit ausgeprägter Grundzehrung wandern die Fische im Tiefenwasser in Richtung höherer Sauerstoffgehalte nach oben, so dass eine kritische Situation für diese nicht entstehen kann. 2013 gab es für ein Aufsteigen der Fische bei den noch hohen O₂-Werten im Hypolimnion dagegen keinen Anlass. Mit dem weiteren Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen bildete sich im Metalimnion eine nahezu sauerstofffreie Schicht aus. Da Fische nicht entgegen eines negativen Sauerstoffgradienten schwimmen, verharren diese unterhalb des so genannten „O₂-Riegels“. Durchgeführte Echolotaufnahmen im Bereich zwischen der Delecker Brücke und der Talsperrenmauer bestätigten dieses Verhalten. Am 26. August waren die Verhältnisse für die Fische im Hypolimnion, zum überwiegenden Teil Kleine Maränen, kritisch, so dass eine Tiefenwasserbegasung mit reinem Sauerstoff veranlasst wurde. Diese ging am 30. August in Betrieb. Die begaste Fläche, die ca. 200 m vor der Talsperrenmauer begann, betrug etwa 50.000 m². Schon fünf Tage später zeigten Sauerstoffmessungen, dass die kritische Situation abgewendet werden konnte. Da sich in dieser Periode die Zehrungsprozesse jedoch weiter fortsetzten, wurde die Begasung noch bis zum 15. Oktober fortgeführt, als sich mit einsetzender Vollzirkulation die sauerstoffarme Zone auflöste. Die Eintragsrate des Sauerstoffs wurde während der gesamten Begasungsdauer auf der Grundlage regelmäßiger Profilmessungen angepasst. So konnte der Sauerstoffeintrag in das Tiefenwasser von anfangs 3 t/d bis zum Ende des Begasungszeitraums auf nur noch 0,5 t/d reduziert werden.

Mit dieser durchgeführten Maßnahme konnte ein Fischsterben in der Möhnetalsperre erfolgreich abgewendet werden. An diesem Beispiel zeigt sich aber auch, dass eine Verbesserung der ökologischen Verhältnisse in einem Wasserkörper bei entsprechenden (außergewöhnlichen) Randbedingungen zu Prozessen führen kann, die in dieser Form nicht erwartet wurden. Im Jahr 2013 betrug der hypolimnische Sauerstoffvorrat Anfang Juli mit 226 t O₂ das Doppelte wie im Jahr 2009. Zum Monatswechsel Juli/August war dieser Unterschied mit etwa 70 t O₂ auf über das Siebenfache angestiegen. Insgesamt wurde 2013 also weniger Biomasse in der Vegetationsperiode produziert und entsprechend gering war die Belastung des Sauerstoffhaushalts. Dadurch verharrten allerdings die Fische lange im für diese angenehmeren, kühlen Tiefenwasser, wo sie zum Schluss „gefangen“ waren.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sich auch im Jahr 2013 der Erfolg der nachhaltig verbesserten Nährstoffsituation und der ökologisch orientierten Bewirtschaftung in ausgewogenen und attraktiven Gewässern zeigt. Die Ruhrverbandstalsperren werden nicht nur den Wassermengenvirtschaftlichen Aufgaben sondern auch der Nutzung und den Ansprüchen einer vielfältigen Freizeitgestaltung (z.B. Segeln, Surfen, Baden, Angeln, „ruhige“ Erholung) gerecht. Zu beachten ist, dass offensichtlich außergewöhnliche klimatische Bedingungen auch negative Auswirkungen auf die limnischen Verhältnisse in einer Talsperre haben können und grundsätzlich einer regelmäßigen Überwachung bedürfen.

100 Jahre Möhnetalsperre

Mit Fertigstellung der Mauer 1912 und dem Einstau im Jahre 1913 entstand zwischen den Ortschaften Völlinghausen und Güne mit 134 Mio. m³ die zu dieser Zeit größte Talsperre im Ruhreinzugsgebiet, die Möhnetalsperre. Die Möhnetalsperre hatte vor allem die Sicherung der Trinkwasserversorgung, die Niedrigwasseraufhöhung, den Hochwasserschutz, die Betriebswasserbereitstellung für die ansässige Industrie und die Stromversorgung als Aufgabe. Darüber hinaus entwickelte sich schon früh eine ausgeprägte Freizeitnutzung mit vielfältigen Aktivitäten. Heute ist zudem, und das nicht erst vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie, ihre Rolle als ökologisch intaktes Gewässer von besonderer Bedeutung. Bild 4.3 zeigt ein Foto der Sperrmauer und des Kraftwerks der Möhnetalsperre, das das „Jahrhundertleuchten“ zum Anlass des 100jährigen Bestehens dieser Talsperre zeigt.

Die Wasserqualität der Möhnetalsperre wird maßgeblich durch die zufließenden Gewässer Möhne und Heve bestimmt. Das Einzugsgebiet der Möhne und der Heve mit den entsprechenden Nutzungsarten ist in Bild 4.4 dargestellt. Stoffeinträge, seien es Nähr-, Zehr- oder Schadstoffe, waren und sind hauptsächlich aus dem



Bild 4.3: Illumination der Talsperrenmauer zum Anlass des 100jährigen Bestehens der Möhnetalsperre
Fig. 4.3: Illumination of the reservoir dam on the occasion of the 100th anniversary of the Möhne Reservoir

am Haarstrang liegenden Möhneinzugsgebiet zu erwarten. Dieses ist landwirtschaftlich geprägt und weist eine vergleichsweise hohe Besiedlungsdichte auf. Das Einzugsgebiet der Heve hingegen liegt überwiegend im Arnberger Wald und weist kaum anthropogene Einflüsse auf.

Hinsichtlich der Wasserqualität werden hier die letzten 50 Jahre betrachtet, da Unterlagen über die Beschaffenheit vor und während der Kriegszeit nicht existieren. In der Nachkriegszeit spielte die Freizeitnutzung am und im Wasser eine bedeutende Rolle. Die Aufnahmen der Badestelle und des Campingplatzes in Körbecke in den 1960er Jahren zeigen, wie der Badebetrieb zumindest lokal die Wasserqualität beeinflusste (Bild 4.5). So war es auch nicht verwunderlich, dass die ersten Untersuchungsaktivitäten, die vom

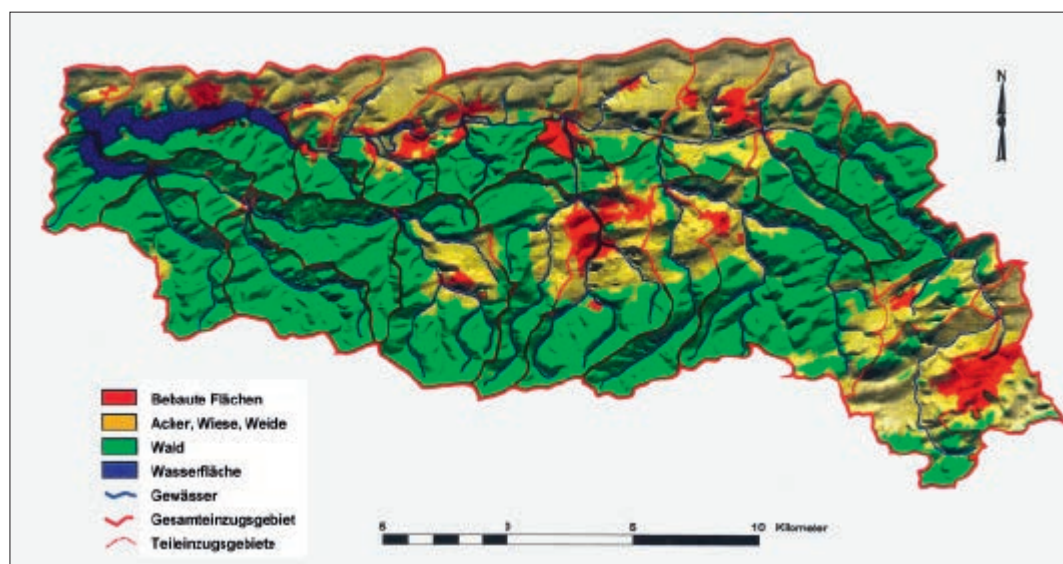


Bild 4.4: Karte des Einzugsgebietes von Möhne und Heve
Fig. 4.4: Map of the catchment areas of Möhne and Heve



Bild 4.5: Baden an der Möhnetalsperre in Körbecke in den 1960er Jahren
 Fig. 4.5: Bathing in the Möhne Reservoir in Körbecke during the 1960s



Hygieneinstitut des Ruhrgebiets durchgeführt wurden, vor allem den Einfluss des Tourismus auf die Wasserqualität im Fokus hatten. Zu diesem Zweck wurden stichprobenartige Untersuchungen im Pelagial und im Längsverlauf, sowohl am Nord- als auch am Südufer, durchgeführt. Hygienische Parameter, wie z.B. Coliforme Keime und Ammonium, wiesen in den Zuläufen sowie im Bereich der Badestellen in Körbecke die höchsten Werte auf. Diese waren jedoch auch damals schon im Hinblick auf die Badegewässerqualität unbedenklich.

Bei den Untersuchungen des Hygieneinstituts fanden die Einflüsse aus dem Einzugsgebiet und die Kriterien der Trophie kaum Beachtung. Auch die Probenahmefrequenz – zum Teil wurde nur einmal im Jahr eine Untersuchung durchgeführt - ließ nur oberflächliche Rückschlüsse auf die Gewässerqualität und deren Ursachen zu. Seit dem Jahr 1972 führte und führt der Ruhrverband die syste-

matischen limnologischen Untersuchungen an der Möhnetalsperre und an den übrigen Ruhrverbandstalsperren durch. Neben den klassischen physikalischen, chemischen und biologischen Methoden wurden schon in der Anfangszeit moderne Messgeräte eingesetzt (Bild 4.6), die es erlaubten, Tiefenprofile von Temperatur, Sauerstoff und Chlorophyll zu erstellen.

In den 1970er Jahren traten in der Möhnetalsperre immer wieder Massenentwicklungen von Blaualgen auf. Diese Algen, oder besser Cyanobakterien, vermehrten sich vor allem im Sommer massenhaft. Je nach Windrichtung und -stärke führten sie in den Uferbereichen und Buchten zu unansehnlichen „grünen Teppichen“. Bei den wechselnden Wasserständen in der Möhnetalsperre oder bei Wellenschlag bildeten sich zeitweise auf den Steinen der Uferböschungen grüne Überzüge. Auf Grundlage der limnologischen Untersuchungen galt es, über Maßnahmen zur Reduzierung des



Bild 4.6: Einsatz moderner Messgeräte in den 1970er Jahren
 Fig. 4.6: Use of modern measuring equipment during the 1970s

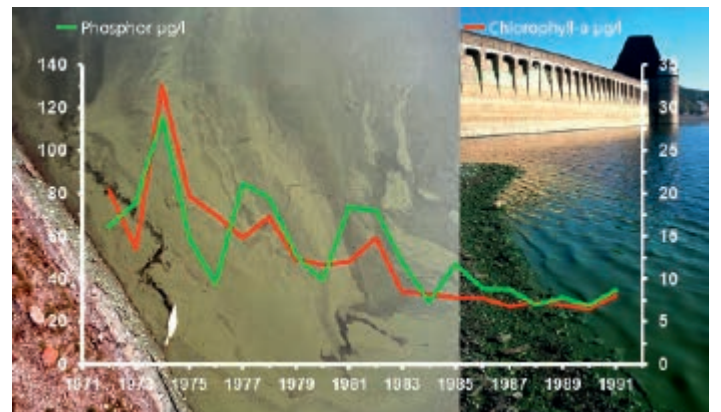


Bild 4.7: Entwicklung der Phosphor- und Chlorophyllkonzentrationen in den 1970er und 1980er Jahren in der Möhnetalsperre
 Fig. 4.7: Development of phosphorus and chlorophyll concentrations during the 1970s and 1980s in the Möhne Reservoir

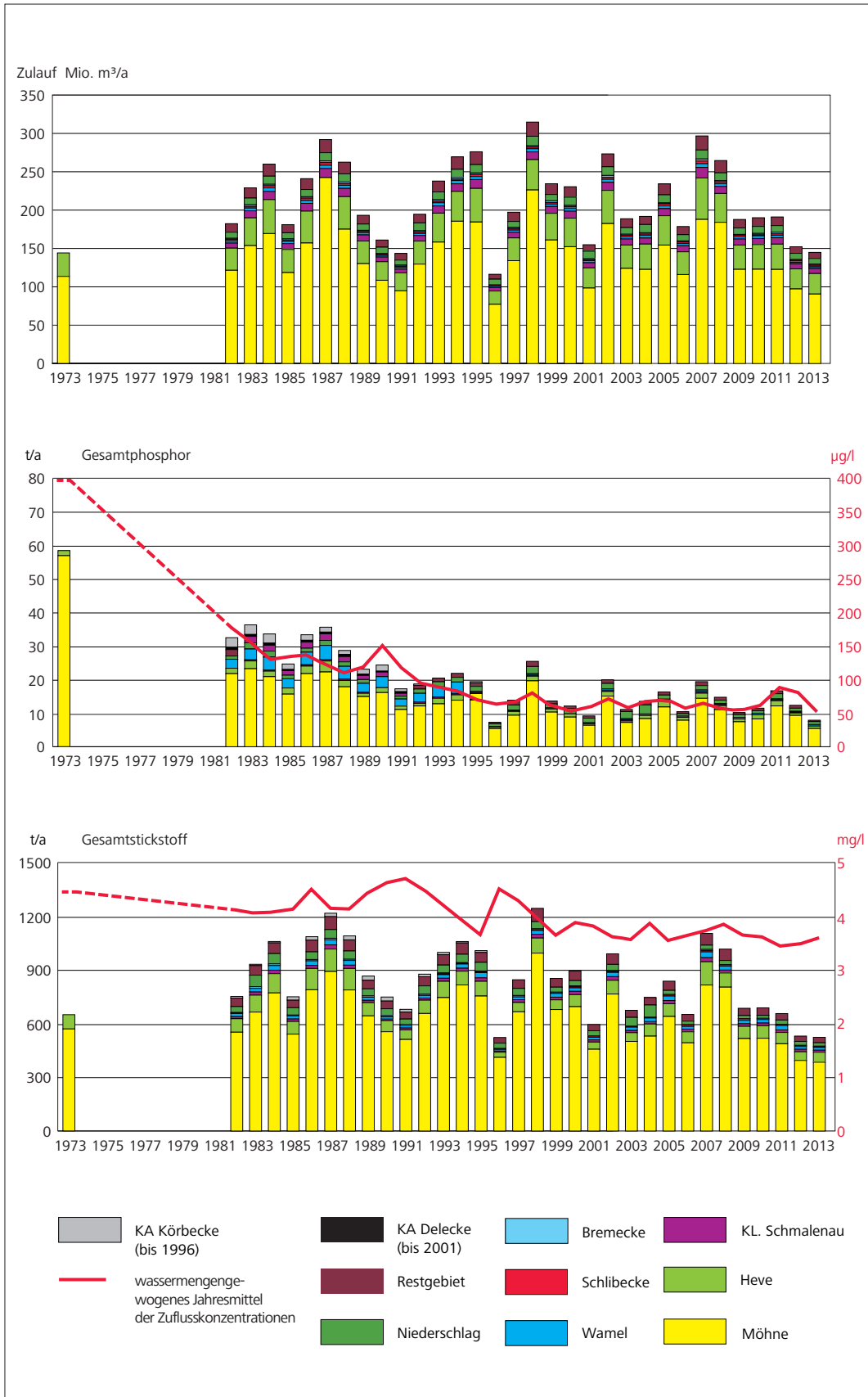


Bild 4.8: Zulauffrachten und wassermengengewichtete Jahresmittel aller untersuchten Zuflusskonzentrationen an der Möhnetalsperre in den letzten 41 Jahren

Fig. 4.8: Input loads and flow-weighted annual means of analysed inflow concentrations at the Möhne Reservoir during the last 41 years

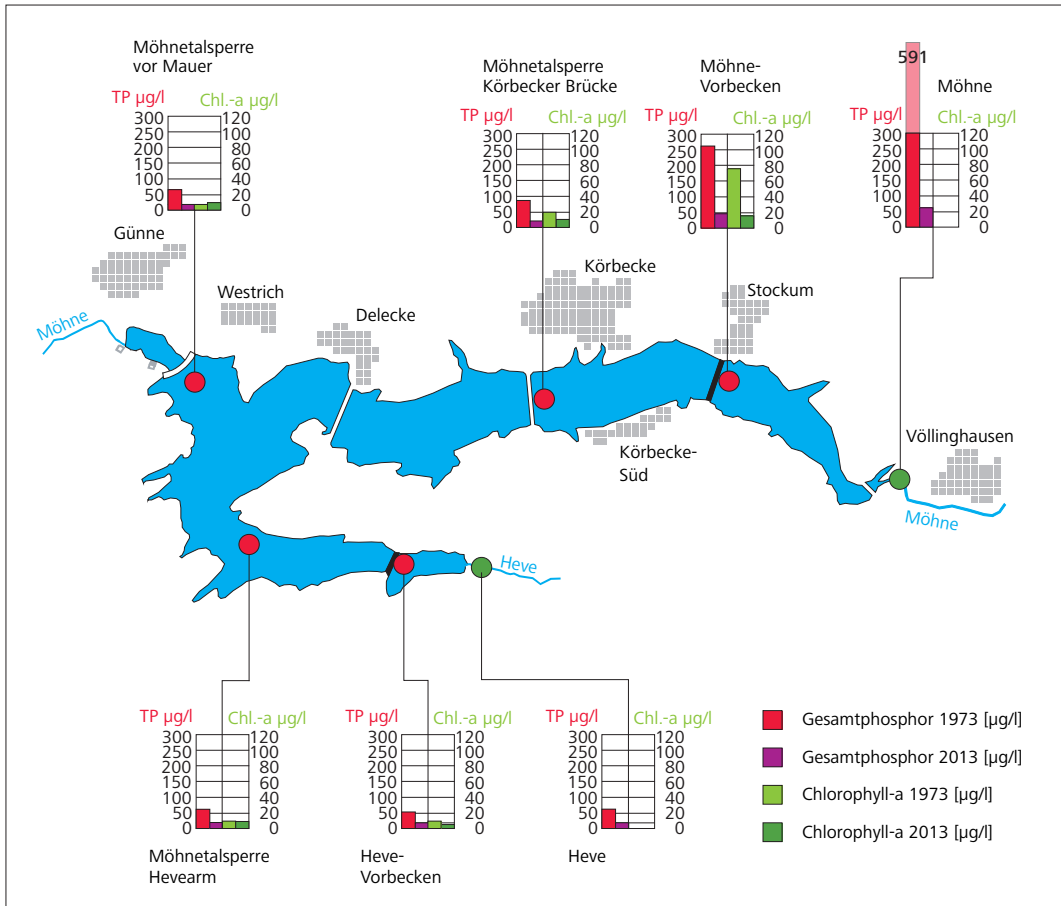


Bild 4.9: Probenahmestellen an der Möhnetalsperre und Phosphor- und Chlorophyllkonzentrationen in den Jahren 1973 und 2013

Fig. 4.9: Sampling point at the Möhne Reservoir and phosphorus and chlorophyll concentrations in 1973 and 2013

Phosphors, der als Initialzündler für massive Blaualgenentwicklungen gilt, zu ergreifen. Hierzu gehörte vor allem die Entfernung der Phosphate aus dem kommunalen Abwasser durch chemische Fällung auf den Kläranlagen im Talsperreneinzugsgebiet. Die Erfolge für das Talsperrensystem lassen sich sehr gut an dem starken Rückgang der Phosphor- und damit auch der Chlorophyllkonzentrationen in den 1970er und 1980er Jahren zeigen (Bild 4.7). In dieser Zeit gingen die Gehalte für beide Parameter in der Möhnetalsperre um über 50 % zurück.

Damit einher gingen die Erhöhung des Anschlussgrades an die kommunalen Kläranlagen sowie die Aufgabe der direkt in die Talsperre entwässernden Kläranlagen Körbecke und Delecke Ende der 1990er/Anfang der 2000er Jahre, deren Abwässer heute zur Kläranlage Arnsberg-Neheim übergeleitet werden. Aber auch in der Talsperre wurden durch die Etablierung einer ökologisch orientierten fischereilichen Bewirtschaftung die Nährstoffkreisläufe im Gewässer optimiert. Eine weitere Maßnahme war die Optimierung des Düngemitelesatzes, der durch die Kooperation der Wasser- mit der Landwirtschaft ständig minimiert wurde. Gesetzliche Vorgaben, wie die Phosphathöchstmengenverordnung oder Emissionsanforderungen für kommunale Kläranlagen, trugen ebenfalls erheblich zur Erreichung nährstoffärmerer Gewässer bei.

Die Entwicklung der Zulauffrachten und -konzentrationen zeigt anschaulich, wie sich bis hinein in die 1990er Jahre die Phosphoreinträge deutlich vermindert haben (Bild 4.8). Bei der im Einzugsgebiet üblichen, vergleichsweise hohen Grundbelastung mit Stickstoff blieben die durchschnittlichen Konzentrationen bis Ende der 1990er Jahre über 4 mg/l. Das große Ausbauprogramm der Kläranlagen führte dann dazu, dass auch hier ab 1999 zumindest ein geringer Rückgang zu verzeichnen ist, der allerdings aufgrund der genannten Grundbelastung der Gewässer im Sauerland weniger deutlich als beim Phosphor ausfällt.

Die Auswirkungen auf die Möhnetalsperre zeigt exemplarisch das Bild 4.9, in dem die Phosphor- und Chlorophyllkonzentrationen in den Jahren 1973 und 2013 gegenübergestellt sind. Erwartungsgemäß war schon damals der Eintrag aus dem Heveeinzugsgebiet aufgrund der günstigen Nutzungsstruktur auf einem sehr niedrigen Niveau. Die sehr hohen Phosphorkonzentrationen des Möhnezulaufs setzten sich sowohl im anschließenden Vorbecken als auch im weiteren Talsperrenverlauf fort. Es zeigte sich schon 1973 deutlich, dass die Talsperre einschließlich ihrer Vorbecken neben den o.g. Funktionen und Aufgaben einen erheblichen Beitrag zur Eliminierung von Nährstoffen leistet, also als Nährstoffsenke fungiert. Bezogen auf Phosphor liegt damals wie heute die Retentionsleistung des Talsperrensystems bei über 80 %. Im Jahr 2013

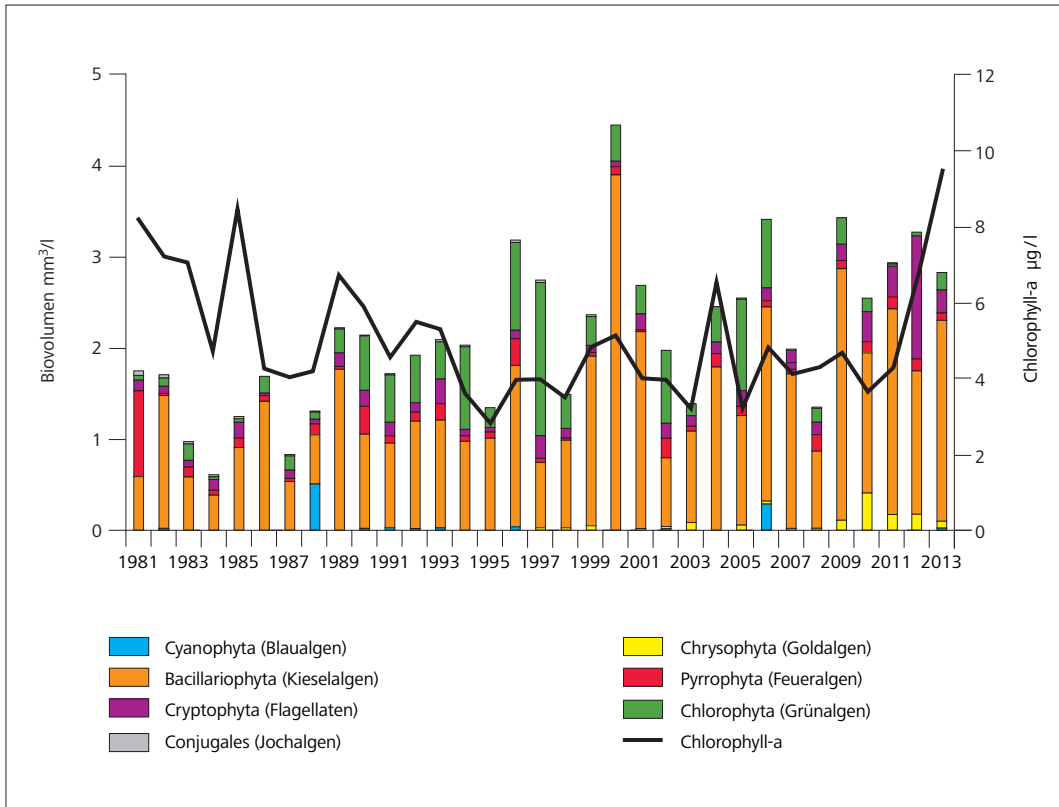


Bild 4.10: Phytoplanktonentwicklung in der Möhnetalsperre in den letzten 33 Jahren
 Fig. 4.10: Phytoplankton development in the Möhne Reservoir during the past 33 years

betragen die Phosphorgehalte in der Möhne nur noch gut 20 % derer von 1973. Dies hatte zur Folge, dass sich in der Talsperre auch die Algenproduktion deutlich veränderte.

In Bild 4.10 ist die Entwicklung des Phytoplanktons über das Biovolumen und den zugehörigen Chlorophyll-a-Gehalt (0 – 10 m-Mischprobe) in der Möhnetalsperre, gemessen an der Probenahmestelle „vor Mauer“, 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. Blualgen spielten kaum eine Rolle. Zwischen 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 Stabilisierung der Nährstoffverhältnisse in der Möhnetalsperre reagierte einige Jahre später (ab 2007) auch das Ökosystem mit der Anpassung des Artenspektrums des Phytoplanktons. So war in den letzten zehn Jahren eine auffällige Algengruppe die der Goldalgen, die in der Möhnetalsperre aber auch in vielen der mesotrophen Ruhrverbandstalsperren immer präsenter werden. Diese häufig begeißelten Algen können neben den essentiellen Phosphorverbindungen auch organische feste Nahrung, wie z. B. Bakterien, nutzen, wodurch sie vor allem in nährstoffärmeren Gewässern nennenswerte Bestandsdichten er-

reichen. Das Auftreten von Algen mit mixotropher Lebensweise ist als ein Indiz der verbesserten ökologischen und trophischen Verhältnisse in diesen Talsperren zu werten. Der Verbreitungsschwerpunkt dieser Algengruppe, die u.a. mit den Gattungen *Dinobryon*, *Kephyrion*, *Mallomonas*, *Ochromonas* und *Synura* vertreten ist, liegt im späten Frühjahr bis in den Sommer hinein.

Bild 4.11 zeigt differenziert die Trophieverhältnisse in der Möhnetalsperre in den letzten 42 Jahren entsprechend der 2013 überarbeiteten Richtlinie. Dargestellt sind sowohl die oben genannten vier Einzelindizes als auch der Gesamtindex. Erhöhte Indizes beim Chlorophyll-a resultieren heute in der Regel aus einer Verlängerung der Vegetationsperiode durch früheres Einsetzen strahlungsreicher Phasen bzw. noch sommerliche Verhältnisse bis in den November hinein. Heute stellt sich die ehemals hocheutrophe Möhnetalsperre als ein stabiles mesotrophes Gewässer dar, das auch hinsichtlich der EG-Wasserrahmenrichtlinie alle Vorgaben einhält. Dies ist umso mehr hervorzuheben, berücksichtigt man das landwirtschaftlich geprägte Einzugsgebiet, die Einwohnerdichte und den hohen Freizeitdruck, dem die Möhnetalsperre vor allem in den Sommermonaten ausgesetzt ist. Selbst die Einträge Perfluorierter Verbindungen, die vor einigen Jahren illegal auf Äckern im Möhneinzugsgebiet ausgebracht wurden, hatten keine sichtbaren Auswirkungen auf das Ökosystem der Möhnetalsperre.

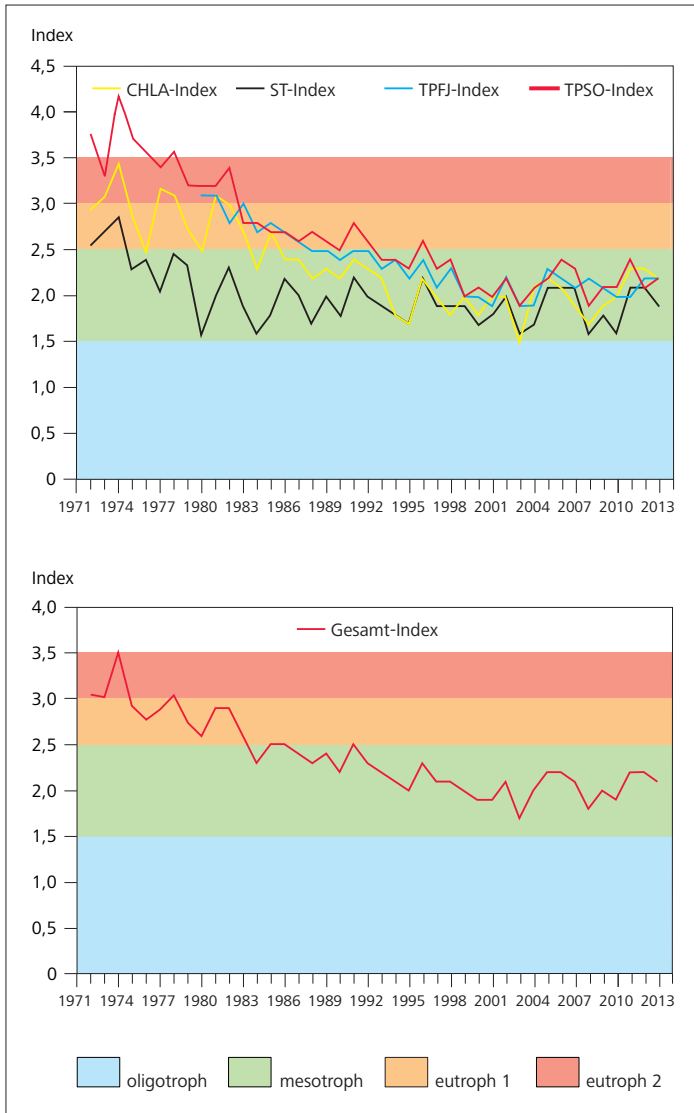


Bild 4.11: Entwicklung der Trophie in den letzten 42 Jahren in der Möhnetalsperre entsprechend der überarbeiteten Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren (LAWA 2013) [CHLA: Chlorophyll-a; ST: Sichttiefe; TP: Gesamtphosphor; FJ: Frühjahr; SO: Sommer]
 Fig. 4.11: Development of the trophic status during the last 42 years in the Möhne Reservoir according to the revised directive for the trophic classification of reservoirs (LAWA 2013) [CHLA: chlorophyll a; ST: Secchi depth; TP: total phosphorus; FJ: spring; SO: summer]

In den 100 Jahren ihres Bestehens hat sich die Möhnetalsperre zu einem attraktiven Gewässer entwickelt, das neben den heutigen gesetzlichen Anforderungen auch den ökologischen Ansprüchen gerecht wird. Die Möhnetalsperre ist, wie auch die übrigen Ruhrverbandstalsperren, einem Spannungsfeld vielfältiger Nutzungen unterworfen. Neben den wasserwirtschaftlichen Funktionen (Niedrigwasseraufhöhung, Hochwasserschutz, Sicherung der Trinkwassergewinnung) und der Energieerzeugung haben inzwischen auch Ansprüche an die Ökologie und Erholung eine zunehmende Bedeutung erfahren. Der Ruhrverband hat es sich zusammen mit den Behörden zur Aufgabe gemacht, diesen Herausforderungen auf der Grundlage von Untersuchungsergebnissen durch Kooperationen und Bewirtschaftungen auch zukünftig erfolgreich nachzukommen.

5 Organische Mikroverunreinigungen in der Ruhr

Bei dem Chemical Abstracts Service (CAS) sind im Dezember 2012 mehr als 70 Millionen Verbindungen registriert gewesen [5.1], wobei ein laufender Zuwachs beobachtet werden kann. Doch nicht allein das Auftreten (Entstehen) eines neuen Stoffes ist in der Diskussion von Bedeutung, sondern auch dessen Nachweis in der Umweltanalytik, der mit immer moderneren Verfahren für eine ganze Reihe von Substanzen möglich ist. Waren es anfangs beispielsweise die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und die leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW), so hielten immer mehr Pestizide, gefolgt von Arzneimitteln und anderen Substanzen, in die Überwachungslisten Einzug, die auf der Basis diverser Verordnungen und Richtlinien entstehen [5.2, 5.3].

Im Kooperationslabor wurden im Berichtsjahr routinemäßig Ruhrwasserproben auch bezüglich ihrer Gehalte an organischen Mikroverunreinigungen untersucht. Dabei befinden sich unter den etwa 400 Parametern unter anderem Industriechemikalien, Pestizide, Arzneimittelrückstände, iodierte Röntgenkontrastmittel sowie Komplexbildner, wie die Auswahl in der Tabelle 5.1 zeigt.

Alkylphenole und Bisphenol A

Die Industriechemikalien Nonyl- und Octylphenol, Abbauprodukte der entsprechenden Alkylphenoethoxylate, werden als nicht ionische Tenside vielfältig eingesetzt. Nonylphenol gilt als Alterungsschutzmittel für Kunststoffe und erhöht die hydrophoben Eigenschaften der Epoxidharze. Der weitaus größte Teil des endokrin wirksamen Nonylphenols wird jedoch für die Produktion von Nonylphenoethoxylaten verwendet. Diese sind gut wasserlöslich und werden als Tenside z.B. in Industriereinigern eingesetzt, ebenso wie als Emulgatoren in Farben, Lacken, Klebstoffen oder Pflanzenschutzmitteln [5.4] und konnten auch in Textilien nachgewiesen werden. Das Octylphenol wird bei der Herstellung von Reifengummi und Farben, sein Ethoxylat vorrangig als Lösungsvermittler in Farben [5.5] und bei der Erdgasgewinnung durch Fracking zusammen mit Wasser eingesetzt [5.6]. Das Nonylphenol und dessen Ethoxylate sind in der Europäischen Union seit 2005 in zahlreichen Anwendungen verboten, für Octylphenol gibt es dagegen bisher keine entsprechende Regelung [5.4, 5.7]. In der Umwelt und bei der Abwasserreinigung wird Nonylphenoethoxylat über mehrere Stufen mikrobiell zu Nonylphenol abgebaut. Nonylphenol selbst wird nur relativ langsam mineralisiert, ist deutlich toxischer als das Ethoxylat und besitzt ein hohes Bioakkumulationspotenzial. Die Einleitung in Oberflächengewässer erfolgt hauptsächlich über Abwassereinleitungen, wobei auch diffuse Einträge durch die Ausbringung von Nonylphenol-haltigen Klärschlämmen und durch Sickerwasser von Deponien möglich sind [5.8].

Ablaufuntersuchungen an Verbandskläranlagen zeigen mit 0,1 µg/l für Nonyl- und < 0,01 µg/l für Octylphenol (unterhalb der Bestimmungsgrenze) im Mittel vergleichsweise niedrige Emissionen an.

Die Konzentrationen des Octylphenols haben im Ruhrlängsverlauf an keiner Messstelle die analytische Bestimmungsgrenze von hier 0,005 µg/l überschritten und liegen damit weit unterhalb der EU-Umweltqualitätsnorm (UQN) von 0,1 µg/l. Für das Nonylphenol wurden zwischen der Ruhrquelle und der Mündung bei Duisburg Medianwerte zwischen 0,01 und 0,03 µg/l ermittelt, wobei auch hierbei kein Messwert die UQN von 0,3 µg/l übertrifft (Bild 5.1).

Die Weltproduktion von Bisphenol A (BPA), des Ausgangsstoffes für Polycarbonat und Epoxidharze, wurde für 2010 auf zwei Millionen Tonnen geschätzt. Die Einsatzgebiete können Verpackung- oder Dichtungsmaterialien, Innenbeschichtungen von Konserven oder Thermopapier sein [5.8]. Durch den Anteil von Thermopapier im Papierrecycling spielt auch BPA-haltiges recyceltes Toilettenpapier als Eintragsquelle in das Abwasser eine Rolle.

BPA kann in höheren Dosen die Aktivität des endokrinen Systems verändern, indem es die Hormonrezeptoren aktiviert. Obwohl die auf Basis von BPA polymerisierten Verpackungsmaterialien als sehr stabil gelten, können sie dennoch kleine Mengen an BPA abgeben, die eventuell ein erhöhtes Risiko der Verunreinigung von Getränken oder Lebensmitteln mit dieser Substanz bedeuten. Die Ergebnisse von Studien zeigen, dass eine tägliche Maximaldosis von 0,05 mg/kg Körpergewicht als unbedenklich angenommen werden kann [5.9]. Wie aus dem Bericht der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) hervor geht, gelangt Bisphenol A größtenteils über Einleitungen aus industriellen und kommunalen Kläranlagen in die Gewässer. Ein Zielwert von 0,1 µg/l wurde wegen der oben erwähnten Stoffeigenschaften von der Internationalen Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR) festgelegt [5.8].

[5.1] <http://www.cas.org/news/product-news/70-millionth-substance>, Zugriff Februar 2014

[5.2] Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik, ausgegeben am 24.8.2013

[5.3] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGWV), Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil I Nr. 37 vom 20. Juli 2011, ausgegeben zu Bonn am 25. Juli 2011

[5.4] <http://www.umweltprobenbank.de/de/documents/profiles/analytes/15208>, Zugriff Februar 2014

[5.5] Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination gefährlicher Stoffe in Kläranlagen Teil 2 –Kurz, MUNLV, März 2006

[5.6] <http://www.reach-info.de/octylphenol.htm>, Zugriff März 2014

[5.7] <http://www.reach-info.de/alkylphenole.htm>, Zugriff März 2014

[5.8] [http://www.iksr.org/index.php?id=190&tx_ttnews\[tt_news\]=797&cHash=9d0d0db599f0205de0192823d04cc418](http://www.iksr.org/index.php?id=190&tx_ttnews[tt_news]=797&cHash=9d0d0db599f0205de0192823d04cc418), Zugriff März 2014

[5.9] <http://www.labo.de/chromatographie/GC-MS-System-GCMSQP2010/Bisphenol-A.htm>, Zugriff März 2014

Tabelle 5.1: Ausgewählte organische Verbindungen des Untersuchungsprogramms 2013
 Table 5.1: Selected organic compounds of the examination programme 2013

| | | | |
|--|---|--|--|
| Flüchtige org. Stoffe | PSM, Biozide, Organophosphorverbindungen | Sebuthylazin | Sucralose |
| 1,1,1-Trichlorethan ** | | Simazin *,** | Alkylphenole, -ethoxylate |
| 1,1,2-Trichlorethan ** | Azinphos-ethyl ** | Sulcotrion | Nonylphenol *,** |
| 1,1,2-Trichlortrifluorethan ** | Azinphos-methyl ** | Tebuconazol | Octylphenol *,** |
| 1,1-Dichlorethan ** | Chlorfenvinphos *,** | Terbutylazin ** | 4-tert-OP *,** |
| 1,2-Dichlorethan *,** | Chlorpyrifos *,** | Terbutryn *,** | 4-OP-1-EO |
| 1,2-Dichlorpropan ** | PSM, Biozide, Phenoxyalkancarbonsäuren | PBSM, Biozide, Phenylharnstoffverbindungen, Urone | 4-NP-1-EO |
| 1,3-Dichlorpropan | 2,4,5-T ** | Chloroxuron | 4-OP-2-EO |
| 2,2-Dichlorpropan | 2,4,5-TP | Chlortoluron ** | 4-NP-2-EO |
| Allylchlorid ** | 2,4-D ** | | 4-NP-3-EO |
| Benzol *,** | 2,4-DB | Dimefuron | Perfluorierte Verbindungen |
| cis-Dichlorethen ** | Bentazon ** | Diuron *,** | Perfluorbutansäure (PFBA) |
| cis-Dichlorpropen ** | Bromoxynil ** | Ethidimeron | Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) |
| Dibromchloromethan | Clodinafop | Ethofumesat | Perfluordekansäure (g-PFDA) |
| Dichlorbrommethan | Clopyralid | Isoproturon *,** | Perfluorheptansäure (g-PFHpA) |
| Dichlormethan *,** | Dichlorprop ** | Linuron ** | Perfluorhexansäure (g-PFHxA) |
| ETBE (Ethyl-tert-butylether) | Fenoprop | Metobromuron | Perfluorhexansulfonsäure (g-PFHxS) |
| Ethylbenzol ** | Fenoxaprop | Metoxuron | Perfluorononansäure (g-PFNA) |
| Hexachlorbutadien *,** | Fluazifop | Monolinuron ** | Perfluoroctansäure (g-PFOA) |
| Isopropylbenzol ** | Fluroxypyr | Phosphororganische Flammschutzmittel, Weichmacher | Perfluoroctansulfonsäure (g-PFOS) *,** |
| m/p-Xylol ** | Haloxyfop | Tributylphosphat, TBP ** | Perfluorpentansäure (PFPeA) |
| MTBE (Methyl-tert-Butylether) | loxynil | Triethylphosphat, TEP | Arzneimittelwirkstoffe |
| o-Xylol ** | MCPA ** | Triphenylphosphat, TPP | Atenolol |
| Styrol | MCPB | Tripropylphosphat | Bezafibrat |
| TAME (tert-Amyl-butylether) | Mecoprop ** | Tris(butoxyethyl)phosphat, TBEP | Carbamazepin |
| Tetrachlorethen ** | Quinmerac | Tris(chlorethyl)phosphat, TCEP | Carprofen |
| Tetrachlormethan ** | PSM, Biozide, Triazine und weitere | Tris(chlorisopropyl)phosphat, TCPP | Clenbuterol |
| Toluol ** | Atrazin *,** | Tris(dichlorisopropyl)phosphat, TDCP | Clofibrinsäure |
| trans-Dichlorethen ** | Azoxystrobin | Tris(ethylhexyl)phosphat, TEHP | Diclofenac |
| trans-Dichlorpropen ** | Bifenox | Tritolylphosphat | Fenoprofen |
| Tribrommethan | Bromacil ** | Synthetische Komplexbildner | Flurbiprofen |
| Trichlorethen ** | Carbetamid | NTA | Gemfibrocil |
| Trichlormethan *,** | Carfentrazon-ethyl | EDTA | Ibuprofen |
| Vinylchlorid ** | Carflutrazon-ethyl | DTPA | Indometazin |
| PSM, Biozide, Organochlorverbindungen | Chloridazon ** | EGTA | Indoprofen |
| Alachlor *,** | Chlorpropham | CDTA | Ketoprofen |
| Aldrin ** | Chlorthalonil | 1,3-PDTA | Metoprolol |
| alpha-Endosulfan *** | Cyanazin | β -ADA | Naproxen |
| beta-Endosulfan *,** | Desethylatrazin | Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe | Niclosamid |
| Bromocyclen | Desethylterbutylazin | | Paracetamol |
| cis-Heptachlorepoxid *,** | Desisopropylatrazin | Acenaphthen | Propranolol |
| Dieldrin ** | Desmedipham | Acenaphthylen | Salbutamol |
| Endrin ** | Diflufenican ** | Anthracen *,** | Sotalol |
| HCH, alpha *,** | Dinoterb | Benzo(a)anthracen | Sulfamethoxazol |
| HCH, beta *,** | DNOC | Benzo(a)pyren *,** | Timolol |
| HCH, delta *,** | Epoxiconazol ** | Benzo(b)fluoranthren *,** | Tolbutamid |
| HCH, epsilon *,** | Fenpropimorph | Benzo(ghi)perylene *,** | Tolfenaminsäure |
| Heptachlor *,** | Flufenacet | Benzo(k)fluoranthren *,** | Röntgenkontrastmittel |
| Isodrin ** | Flurtamone | Chrysen | Amidotrizoesäure |
| Lindan *,** (γ-Hexachlorcyclohexan) | Hexazinon ** | Dibenz(ah)anthracen | Iohexol |
| Methoxychlor | Mesotrion | Fluoranthren*,** | Iopamidol |
| Mirex | Metamitron | Fluoren | Iopromid |
| o-p'-DDD ** | Metazachlor ** | Indeno(1,2,3-cd)pyren *,** | Ioversol |
| o-p'-DDE | Methabenzthiazuron ** | Naphthalin *,** | Iomeprol |
| o-p'-DDT | Metolachlor ** | Phenanthren ** | Industriechemikalien |
| Oxychlordan | Metribuzin ** | Pyren | Bisphenol A |
| p-p'-DDD ** | Nicosulfuron | Süßstoffe | TMDD |
| p-p'-DDE ** | Pendimethalin | Acesulfam | (2,4,7,9-Tetramethyl-5-decyn-4,7-diol) |
| p-p'-DDT ** | Phenmedipham | Aspartam | Tetraoxaspirodecane |
| Quintocen | Prometryn ** | Cyclamat | 1H-Benzotriazol |
| trans-Heptachlorepoxid *,** | Propazin | Neohesperidin | 4-Methyl-1H-Benzotriazol |
| Trifluralin *,** | Propiconazol ** | Neotam | 5-Methyl-1H-Benzotriazol |
| Vinclozolin | Prosulfocarb | Saccharin | |

* prioritärer Stoff gemäß EG-WRRL

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

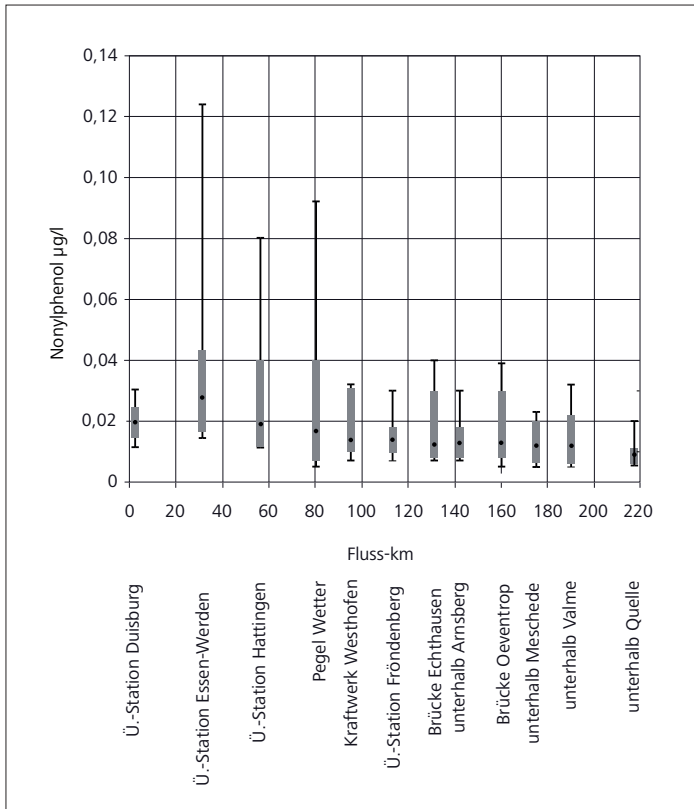


Bild 5.1: Ruhrlängsuntersuchung 2013, statistische Daten Nonylphenol
 Fig. 5.1: Examinations along the Ruhr in 2013, statistical data nonylphenol

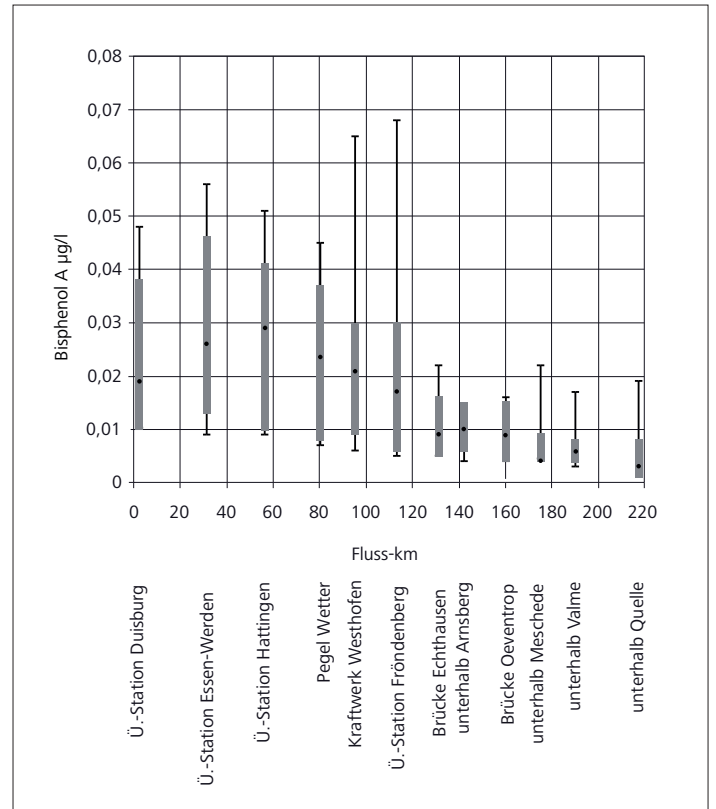


Bild 5.2: Ruhrlängsuntersuchung 2013, statistische Daten Bisphenol A
 Fig. 5.2: Examinations along the Ruhr in 2013, statistical data bisphenol A

Im Ablauf von Verbandskläranlagen wurde eine durchschnittliche BPA-Konzentration von 0,12 µg/l festgestellt.

Die Konzentrationen von Bisphenol A im Längsverlauf der Ruhr sind in Bild 5.2 dargestellt, wobei für alle untersuchten Proben Befunde registriert werden konnten (analytische Bestimmungsgrenze liegt bei 0,001 µg/l). Die Medianwerte bewegten sich hierbei zwischen 0,003 und 0,03 µg/l. Die höchste Konzentration wurde mit 0,07 µg/l bei Fröndenberg (Fluss-km 113,78) bestimmt.

Flammschutzmittel

Flammschutzmittel (FSM) dienen dem Schutz von Materialien, indem sie deren Verbrennen verhindern oder verzögern. Dies gilt insbesondere für Kunststoffprodukte, Elektrogeräte, Baumaterialien und Textilien. Im Jahr 2013 wurden weltweit über zwei Millionen Tonnen Flammschutzmittel verbraucht. Das größte Anwendungsgebiet für Flammschutzmittel sind Baumaterialien. Beim Einsatz von brennbaren wärmedämmenden und zur Verbesserung der Energieeffizienz dienenden Materialien im Wohnungsbau werden vermehrt FSM eingesetzt, um den Brandschutz zu verbessern. Auch in der Fahrzeugindustrie steigt in den letzten Jahren die Nachfrage nach leistungsfähigen, flammgeschützten Kunststoffen stark an [5.10]. Aus der Gruppe der eingesetzten Phosphorsäureester sind die bekanntesten Vertreter das Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP), Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP), Tris(1,3-dichlorisopropyl)

phosphat (TDCEP), Tri-n-butylphosphat (TBP), Triethylphosphat (TEP) und Tris(butoxyethyl)phosphat (TBEP). Einige dieser Verbindungen stehen unter Verdacht krebserregend zu sein, so dass für sie ein Zielwert der IAWR von 0,1 µg/l vorliegt. Die meisten der Flamm-schutzmittel werden über das gereinigte Abwasser in die Oberflächengewässer eingetragen. Da es sich teilweise um flüchtige Substanzen handelt, können auch Lufteinträge von Bedeutung sein [5.8]. Aufgrund strengerer Brandschutzbestimmungen sowie der stärkeren Regulierung bei der Verwendung bromierter Flamm-schutzmittel (z. B. der Polybromierten Diphenylether, siehe unten) muss mit einem weiteren Anstieg des Verbrauchs an Organophosphat-Flammschutzmitteln gerechnet werden [5.10].

Für eine Reihe der phosphororganischen Verbindungen wurden im Fließverlauf der Ruhr, insbesondere auch bei Essen-Rellinghausen, Befunde oberhalb von 0,01 µg/l nachgewiesen.

Die Mittel- und die Maximalwerte zusammen mit den Häufigkeiten der Befunde sind im Bild 5.3 dargestellt. Im Vergleich zum Jahr 2012 sind an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen die Werte für TEP und TBEP gestiegen. Mit einer mittleren Konzentra-

[5.10] <http://www.ceresana.com/de/marktstudien>, Zugriff Februar 2014

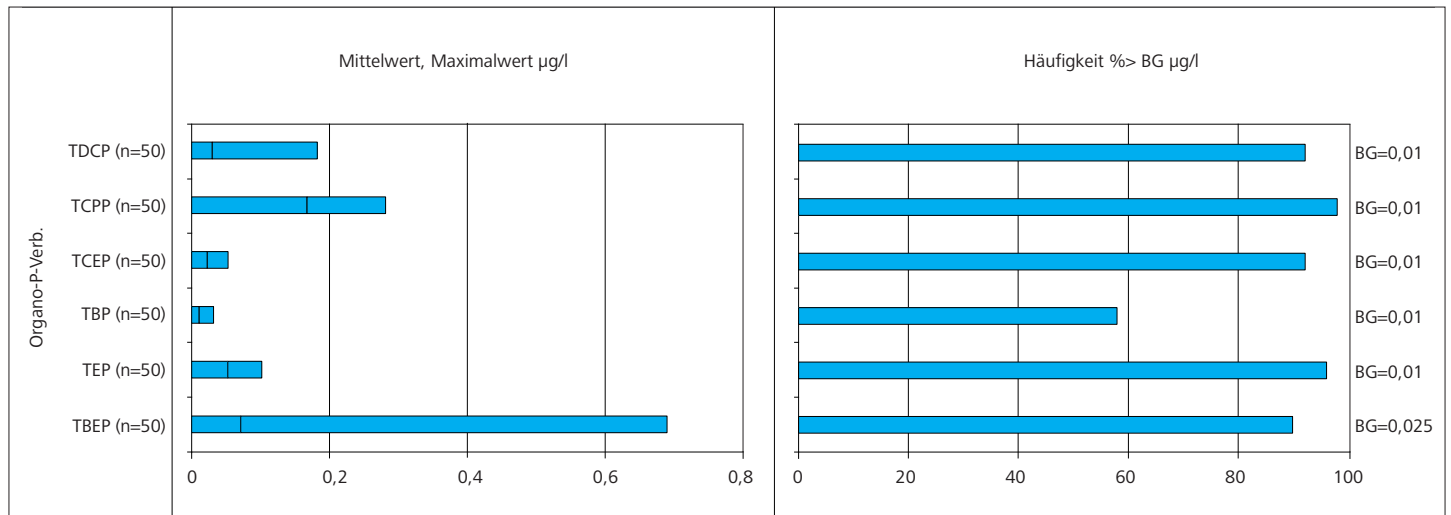


Bild 5.3: Häufigkeiten, Mittelwerte und Maximalkonzentrationen ausgewählter Flammschutzmittel in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG=Bestimmungsgrenze)

Fig. 5.3: Frequencies, median and maximum concentrations of selected flame retardants in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (BG = quantification limit)

tion von 0,17 µg/l und einer Fracht von 0,23 t/a gehört das Tris(2-chloroisopropyl)phosphat (TCPP) zu den organischen Mikroverunreinigungen mit vergleichsweise hohen Befunden in der Ruhr (Bild 5.4).

In Fließrichtung nimmt, am Beispiel des TCPP in Bild 5.5 dargestellt, die Konzentration des FSM mit steigendem Abwasseranteil ab der Probenahmestelle „unterhalb Valme“ (Fluss-km 190,81) bis zur Mündung zu. Der Maximalwert von 0,28 µg/l trat bei Essen-Werden auf. Das TCPP überschreitet als einziges FSM das IAWR-Ziel von 0,1 µg/l, jedoch nicht den Leitwert von 1 µg/l des Umweltbundesamtes (UBA) von 2008 [5.8, 5.11].

Polybromierte Diphenylether (PBDE)

PBDE stellen die Gruppe der bromhaltigen organischen Flammschutzmittel dar. Das Halogen Brom ist dabei der Kernbestandteil. Anwendungsbereiche für bromierte FSM sind Computergehäuse, Fernseh- und Rundfunkgeräte, aber auch Möbel, Teppiche und weitere Textilien. Da die Substanzen aus der Gruppe der PBDE nahezu universell einsetzbar sind, können sie bei Produktions- und Verarbeitungsprozessen direkt oder bei Entsorgungsvorgängen diffus in die Umwelt gelangen. Abwässer von Recycling-Verfahren, aus der Müllverbrennung und von Deponien sind die Haupteintragspfade von PBDE in die Umwelt. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften der PBDE erzeugen eine hohe Affinität zu Partikeln, so dass diese hauptsächlich an Feststoffen analytisch nachweisbar sind [5.12].

Im Messprogramm der Ruhrlängsuntersuchung wurden in 2013 monatlich die Konzentrationen der PBDE analysiert. Dabei zeigte sich, dass von den analysierten PBDE keine Werte über der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,0002 µg/l (jeweils für den Einzelstoff) liegen und damit der noch gültige Jahresdurchschnitts-

UQN-Wert (JD-UQN) der prioritären Stoffliste von 0,0005 µg/l für die Summe aus sechs PBDE unterschritten wird.

Komplexbildner

Als drei Vertreter dieser Substanzgruppe werden Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA), Diethylentriaminpentaessigsäure (DTPA) und Nitrilotriessigsäure (NTA) meist in Reinigungs- und Waschmitteln, in der Holzverarbeitung/Papierindustrie, in der Metallverarbeitung, in der Foto- und Textilindustrie eingesetzt. Im Durchschnitt wurden zwischen 2005 und 2009 in Deutschland 3.700 Tonnen EDTA pro Jahr abgesetzt, bei DTPA waren es 1.600 t/a [5.13]. Die meist eingesetzten Komplexbildner, EDTA und DTPA, sind auch die bei den wöchentlichen Untersuchungen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen mit den höchsten mittleren Gehalten (5,7 µg/l für DTPA und 6,9 µg/l für EDTA, siehe Bild 5.4) analysierten Verbindungen dieser Substanzgruppe. Die Häufigkeiten der Befunde oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 1 µg/l sind bei diesen Untersuchungen in Bild 5.6 dargestellt. Daraus geht hervor, dass beim NTA nur ein Drittel der Befunde die Bestimmungsgrenze überschreitet. Der Frachtvergleich an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen offenbart für EDTA in den letzten fünf Jahren eine Spannweite von 6,5 bis 11,3 t/a. Für DTPA liegen die Befunde für diesen Zeitraum zwischen 8,1 und 13,6 t/a.

Im Längsverlauf ist für DTPA die Zunahme der Einträge im Bereich der unteren Ruhr (ab Probenahmestelle „Pegel Wetter“, Fluss-km 80,66) bezeichnend, was auf die Einleitung einer Papierfabrik zurückzuführen ist (Bild 5.7). Bis zur Ruhrmündung wurden Maximalwerte bis zu 18 µg/l bestimmt.

Auf die Reduzierung bzw. den Verzicht des Einsatzes von DTPA deutet die in Bild 5.8 dargestellte Entwicklung ab 2002 hin. Im Bereich von Arnsberg-Wildshausen (Fluss-km 160,72) nehmen die

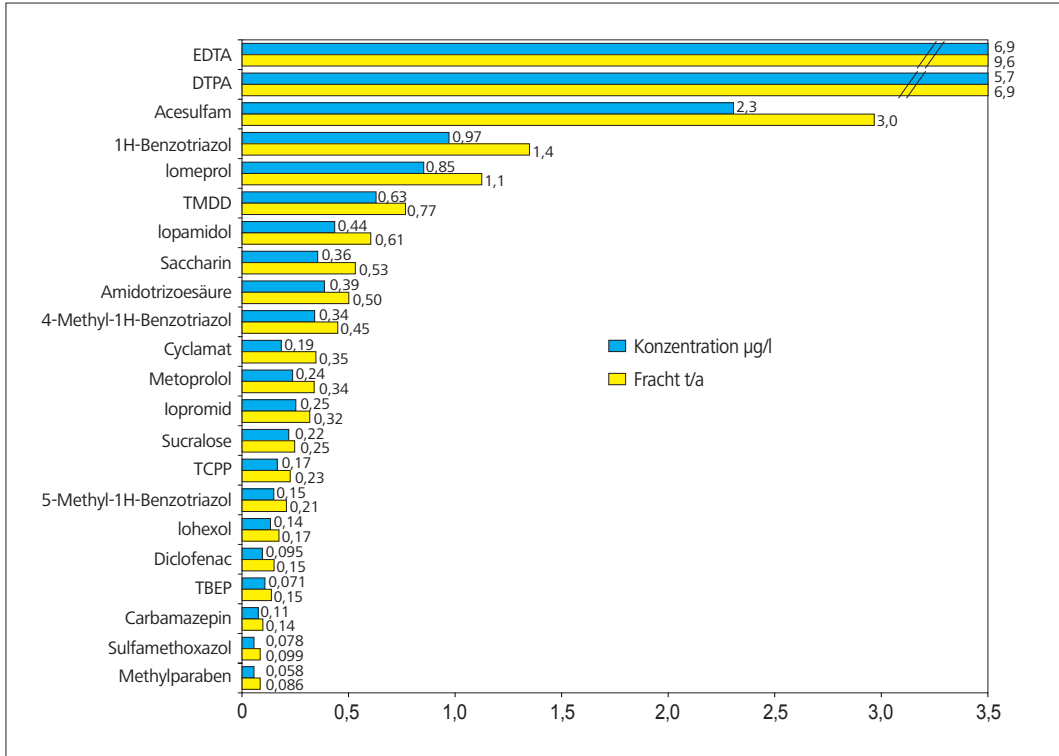


Bild 5.4: Jahresfrachten und Mittelwerte ausgewählter organischer Mikroverunreinigungen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen
 Fig. 5.4: Annual loads and median concentrations of selected organic micropollutants in the Ruhr at Essen-Rellinghausen

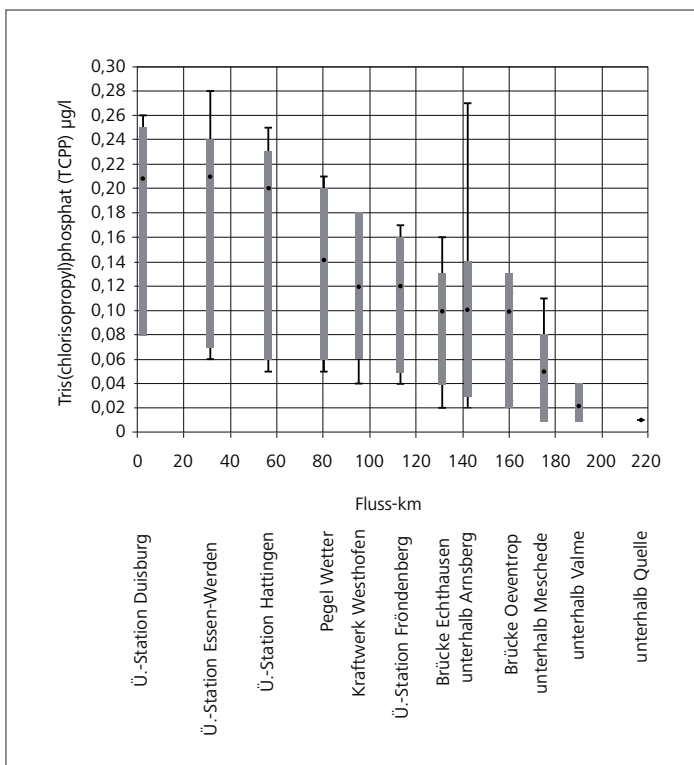


Bild 5.5: Ruhrlängsuntersuchung 2013, statistische Daten Tris(chlorisopropyl)phosphat (TCPP)
 Fig. 5.5: Examinations along the Ruhr in 2013, statistical data, Tris(chlorisopropyl)phosphate (TCPP)

detektierten Konzentrationen ab 2006 laufend ab. Das Gleiche gilt für die zweite Eintragsquelle bei Wetter.

Weitere Industriechemikalien

In diesem Unterkapitel werden einige organische Verbindungen nicht natürlichen Ursprungs, z.B. Lösungsmittel, Tenside, Konservierungsmittel und Korrosionsschutzmittel, behandelt. Sie können über das Abwasser aus den Herstellungsprozessen direkt oder indirekt, aber auch als Inhaltsstoffe von Produkten in Oberflächengewässer gelangen. Die „Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung“ (OECD) führt in ihrer Liste der High Production Volume (HPV)-Chemikalien (Stoffe, von denen mehr als 1.000 t/a in Umlauf gebracht werden) über 4.500 Substanzen auf, von denen ein großer Teil unter Industriechemikalien zusammengefasst wird [5.8].

Parabene sind Ester der 4-Hydroxybenzoesäure und mit ihren Salzen in der Kosmetik-Verordnung als Konservierungsstoffe zugelassen. Parabene zeigen hormonähnliche Wirkungen, die jedoch um ein Vielfaches schwächer als die des Estradiols sind. In der Litera-

[5.11] Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Programm Reine Ruhr zur Strategie einer nachhaltigen Verbesserung der Gewässer- und Trinkwasserqualität in Nordrhein-Westfalen, 2014
 [5.12] http://www.bafg.de/DE/08_Ref/G2/03_Org_Spuren/Organische_Spuren-analytik_node.html, Zugriff März 2014
 [5.13] http://www.iksr.org/uploads/media/196_d.pdf, Zugriff Februar 2014

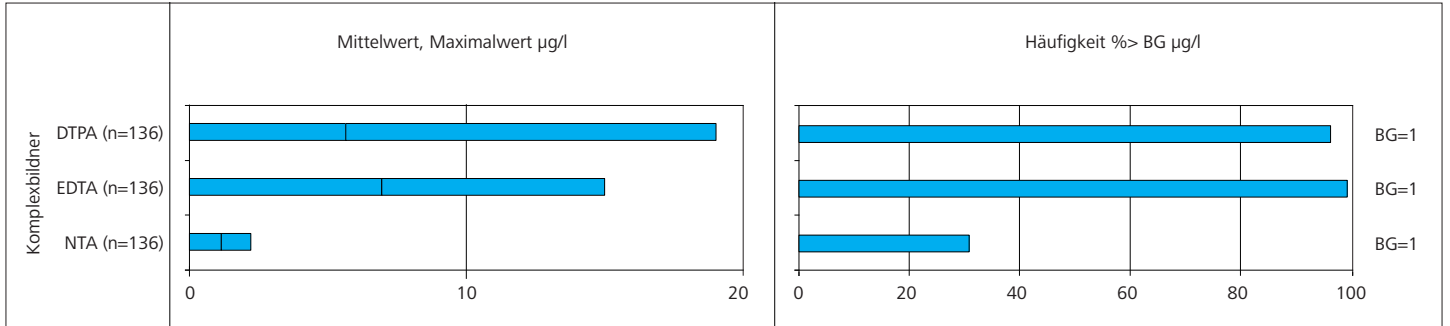


Bild 5.6: Häufigkeiten, Mittelwerte und Maximalkonzentrationen ausgewählter Komplexbildner in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG=Bestimmungsgrenze)
 Fig. 5.6: Frequencies, median and maximum concentrations of selected complexing agents in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (BG = quantification limit)

tur wird beim Kontakt des Menschen mit Parabenen in erster Linie über allergische Reaktionen berichtet [5.14]. Der am häufigsten verwendete Stoff ist das Methylparaben, das in vielen Kosmetikprodukten enthalten ist. In Tierversuchen zeigt Methylparaben eine geringe akute und chronische Toxizität, in Langzeitstudien erwies sich die Substanz als nicht kanzerogen [5.14].

In den Ruhrwasserproben werden die Konzentrationen unterschiedlicher Parabene analysiert. Aus dieser Substanzgruppe wurde für das Methylparaben bei Essen-Rellinghausen eine mittlere

Konzentration von 0,06 µg/l bestimmt. Bei Arnsberg-Wildshausen (Fluss-km 160,72) wurde im November des Berichtsjahres mit 0,41 µg/l die höchste Konzentration in der Ruhr detektiert. Mit Ausnahme des Wertes bei Arnsberg (Fluss-km 142,25; 0,16 µg/l) bewegten sich die Mediane für das Methylparaben im Längsverlauf zwischen 0,04 und 0,07 µg/l. Werden die Konzentrationen der letzten sieben Jahre im Bereich von Essen-Rellinghausen betrachtet, kann ein signifikant abnehmender Trend der Befunde festgestellt werden, wie Bild 5.9 zeigt.

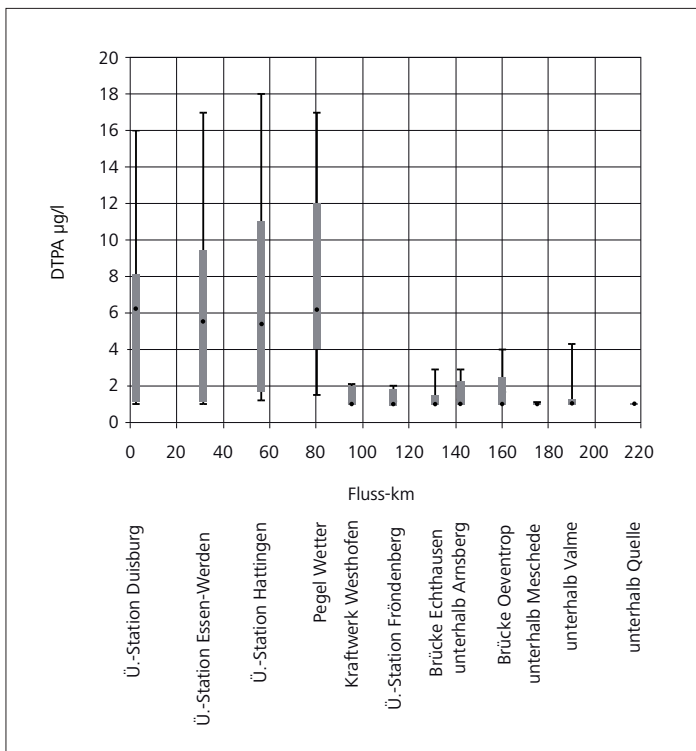


Bild 5.7: Ruhrlängsuntersuchung 2013, statistische Daten Diethylenetriamin-pentaessigsäure (DTPA)
 Fig. 5.7: Examinations along the Ruhr in 2013, statistical data, diethylene triamine pentaacetic acid (DTPA)

Emissionen von Benzotriazolen werden in erster Linie durch ihren Einsatz als Silberschutz in Reinigungs- und Spülmitteln, in Farben und Lacken als Korrosionsschutzmittel sowie in Kühlflüssigkeiten und Schmierstoffen von Motoren verursacht. Weiterhin gelangen sie nach ihrer Verwendung in Frostschutz- und Flugzeugenteisungsmitteln in die Umwelt. Zum Vorkommen der Substanzen in der aquatischen Umwelt liegen erst seit wenigen Jahren verlässliche Daten vor. Es kann festgehalten werden, dass 1H-Benzotriazol und die Tolytriazole (4-Methyl-1H-Benzotriazol und 5-Methyl-1H-Benzotriazol) zu den am häufigsten und in vergleichsweise hohen Konzentrationen auftretenden Umweltchemikalien in Fließgewässern gehören [5.15].

Für die Gruppe der Benzotriazole wurden bei Essen-Rellinghausen durchgehend Messwerte für alle drei Substanzen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l detektiert (Bild 5.10). Mit einem Mittelwert von 0,34 µg/l für das 4-Methyl-1H-Benzotriazol und 0,15 µg/l für das 5-Methyl-1H-Benzotriazol liegen diese Befunde auf dem Niveau der letzten vier Jahre. Anders verhält es sich beim Hauptvertreter, dem 1H-Benzotriazol, welches prozentual zwischen 2009 und 2013 bezüglich der Konzentration um etwa 40 % gestiegen ist (Bild 5.11). Mit einer Jahresfracht von 1,4 Tonnen gehört das 1H-Benzotriazol zu den mengenmäßig relevantesten Mikroverunreinigungen in der Ruhr.

Wie auch in 2012 kann bei den Benzotriazolen im Ruhrlängsverlauf ein Anstieg der Konzentrationen ab der Probenahmestelle „unterhalb von Meschede“ (Fluss-km 175,32) beobachtet werden. Das Verhalten von 1H-Benzotriazol in Fließrichtung ist in Bild 5.12 erkennbar und orientiert sich am ansteigenden gereinigten Abwasseranteil in der Ruhr.

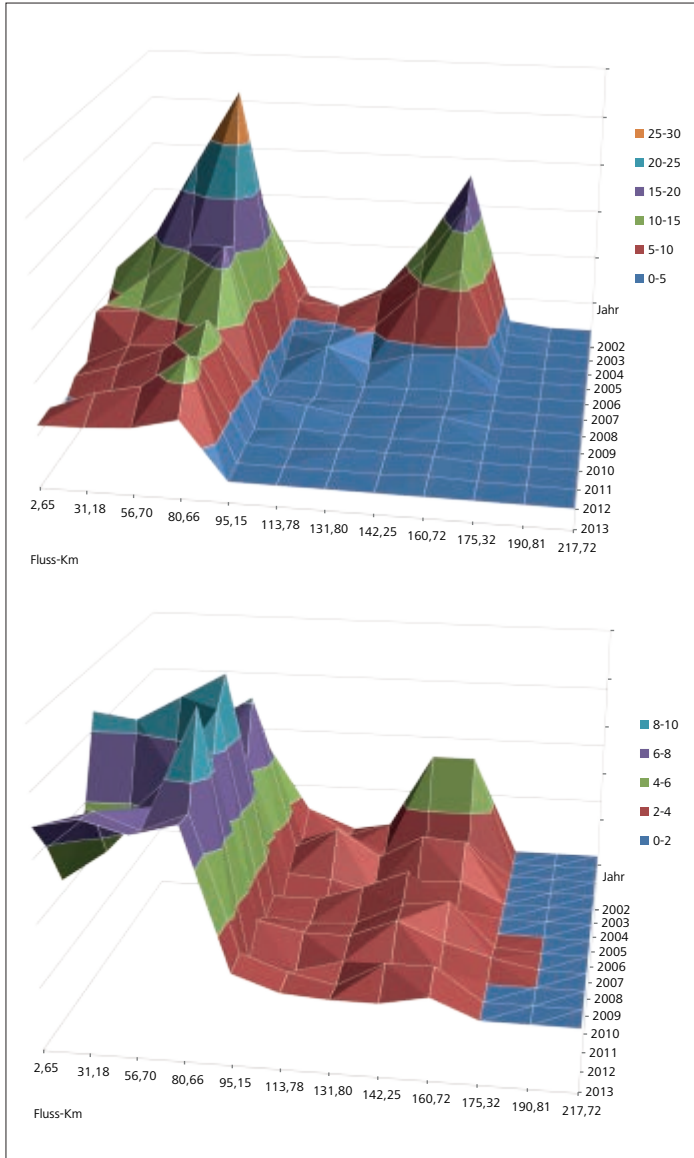


Bild 5.8: Entwicklung der Konzentrationen von DTPA (oben) und EDTA (unten) in µg/l im Ruhrlängsverlauf zwischen 2002 und 2013
 Fig. 5.8: Development of DTPA and EDTA concentrations in µg/l along the Ruhr between 2002 and 2013

TMDD (2,4,7,9-Tetramethyl-5-decin-4,7-diol)

TMDD (2,4,7,9-Tetramethyl-5-decin-4,7-diol) ist ein nicht-ionisches Tensid, das beispielsweise unter dem Markennamen Surfynol für vielfältige industrielle Zwecke eingesetzt wird, um die Oberflächenspannung wässriger Gemische zu erniedrigen und damit die Benetzbarkeit von Oberflächen zu erhöhen. Typische Anwendungsgebiete sind Druckertinten, Entschäumungsmittel oder Dispersionsmittel. Aufgrund seiner oberflächenaktiven Eigenschaften wird TMDD auch in Pflanzenschutzmitteln zugesetzt [5.15, 5.16]. Hohe Konzentrationen an TMDD werden häufig in den Abwässern von kommunalen Kläranlagen aber auch von der Papier-Re-

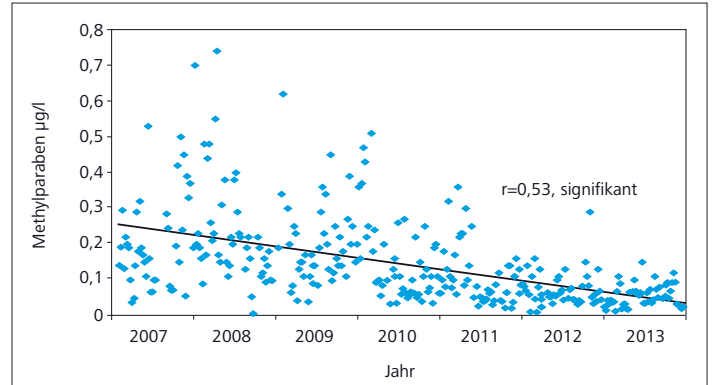


Bild 5.9: Entwicklung der Konzentration von Methylparaben in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen
 Fig. 5.9: Development of the methyl paraben concentration in the Ruhr at Essen-Rellinghausen

cycling-Industrie und Fabriken zur Herstellung von Lack- und Druckfarben gemessen [5.16].

Für das Tensid TMDD wurden für 2013 bei Essen-Rellinghausen eine mittlere Konzentration von 0,63 µg/l und eine Jahresfracht von 0,77 Tonnen ermittelt. Erstmals werden seit dem Beginn der Überwachungen der TMDD-Konzentrationen im Ruhrwasser in 2008 die Werte des Vorjahres deutlich unterschritten (etwa 30 % für die Jahresfracht).

Im Längsverlauf traten höhere Maximalwerte im Bereich der oberen bis mittleren Ruhr auf (bis zu 2,6 µg/l bei Arnsberg-Neheim, Fluss-km 131,8, Bild 5.13), was auf gewerblich/industrielle Indirekteinleitungen zurückgeht [5.15].

Der leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoff (LHKW) Tetrachlorethen wird hauptsächlich zu Reinigungszwecken in der metallverarbeitenden Industrie und in chemischen Reinigungen sowie als Extraktions- und Lösungsmittel für tierische und pflanzliche Fette eingesetzt. Zudem stellt Tetrachlorethen ein Zwischenprodukt in chemischen Synthesen dar [5.17].

Für Tetrachlorethen existieren sowohl ein Grenzwert in der Trinkwasserverordnung als auch eine geltende Umweltqualitätsnorm bei 10 µg/l [5.3, 5.11]. Tetrachlorethen ist der Wassergefährdungsklasse 3, stark wassergefährdend, zugeordnet.

[5.14] http://www.lgl.bayern.de/gesundheit/arbeitsplatz_umwelt/chemische_umweltfaktoren/parabenhaltige_deodorants_brustkrebs.htm, Zugriff März 2014

[5.15] Will, J., Högel, C., Klopp, R.: Vorkommen und Herkunft der Industriechemikalien Benzotriazole und TMDD im Oberflächenwasser und kommunalen Abwasser – Beispiel Ruhr. In: Korrespondenz Abwasser 60, 2013, 8 S. 684-690

[5.16] Guedez, A. A., Püttmann, W.: Printing ink and paper recycling sources of TMDD in wastewater and rivers. In Science of the Total Environment 468-469, 2014, S.671-676

[5.17] <http://www.lanuv.nrw.de/gesundheit/schadstoffe/per.htm>; Zugriff März 2014

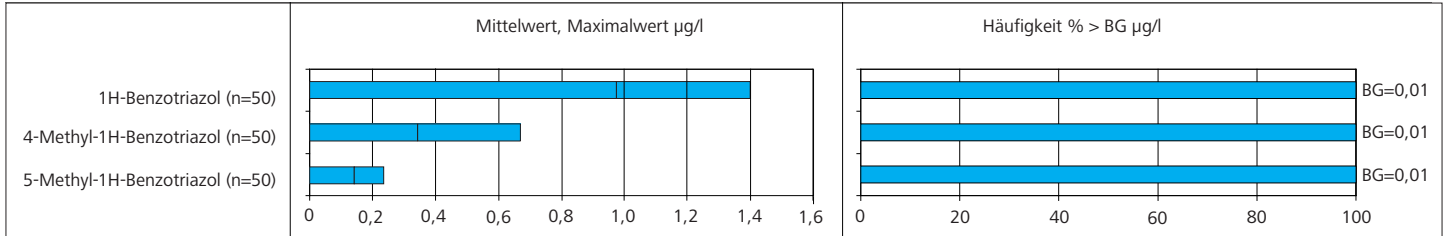


Bild 5.10: Häufigkeiten, Mittelwerte und Maximalkonzentrationen der Benzotriazole in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG = Bestimmungsgrenze)
 Fig. 5.10: Frequencies, median and maximum concentrations of benzotriazoles in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (BG = quantification limit)

An der Probenahmestelle „Essen-Rellinghausen“ konnte das Tetrachlorethen in beinahe 80 % der Proben mit Messwerten oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l analysiert werden. Dort ergeben sich ein auf gleichem Niveau wie in den Vorjahren liegender Mittelwert von 0,02 µg/l und eine Jahresfracht von 0,03 Tonnen.

Der Längsverlauf in der Ruhr zeigt den schon in 2012 beobachteten Anstieg der Konzentrationen an Tetrachlorethen im Bereich der mittleren Ruhr mit dem Maximum von 0,58 µg/l an der Stelle „Kraftwerk Westhofen“ (Fluss-km 95,15). Danach nahmen die Werte wieder stetig ab und erreichen im Mündungsbereich Höchstwerte von nur noch 0,04 µg/l (Bild 5.14). Damit wird im Ruhrwasser die UQN von 10 µg/l durchgängig weit unterschritten.

Methyl-tert-butylether (MTBE) wird hauptsächlich als Zusatz in Ottokraftstoffen zur Erhöhung der Klopfestigkeit verwendet. Es ersetzt im Kraftstoff bleiorganische Verbindungen sowie Benzol und andere aromatische Kohlenwasserstoffe, die eindeutig als umwelt- und gesundheitsgefährdend bewertet werden. MTBE ist persistent, adsorbiert nur schwach an die Bodenmatrix und wird daher schnell ins Grundwasser verlagert. Die in Oberflächengewässern ermittelten Konzentrationen liegen durchschnittlich meist zwischen 0,2 und 0,3 µg/l [5.18] und weisen nicht auf eine unmit-

telbare Gefährdung von Mensch und Ökosystemen durch diesen Stoff hin. Der weitverbreitete Einsatz von MTBE führt allerdings dazu, dass der Stoff in aquatischen Systemen flächendeckend aber in niedrigen Konzentrationen nachgewiesen werden kann [5.19].

MTBE wurde in der Ruhr zwischen 2010 und 2012 mit Messwerten von < 0,025 bis 0,25 µg/l ermittelt [5.11]. Der als Ersatzstoff für MTBE eingeführte [5.18] Ethyl-tert-butylether (ETBE) wird in der Ruhr an den Messstellen Mülheim und Fröndenberg inzwischen nicht mehr oberhalb der Bestimmungsgrenze bestimmt [5.11].

Im Rahmen der Untersuchungen des Ruhrwassers bei Essen-Rellinghausen waren 2013 mehrere konstante Konzentrationen bei den wöchentlichen Analysen festzustellen. Mit einem Mittelwert

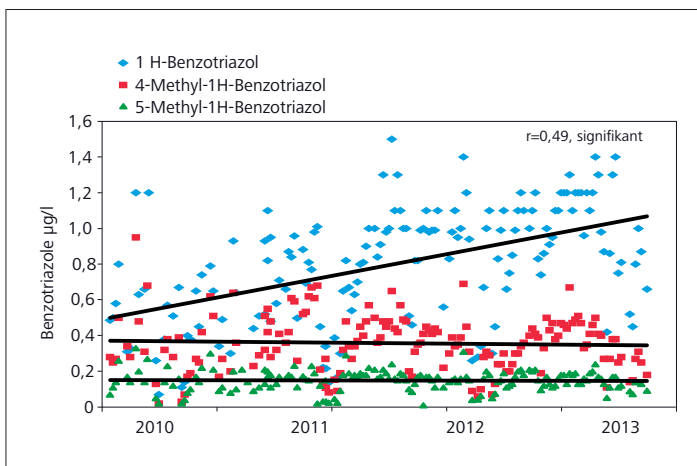


Bild 5.11: Entwicklung der Konzentration der Benzotriazole in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen
 Fig. 5.11: Development of the benzotriazoles concentration in the Ruhr at Essen-Rellinghausen

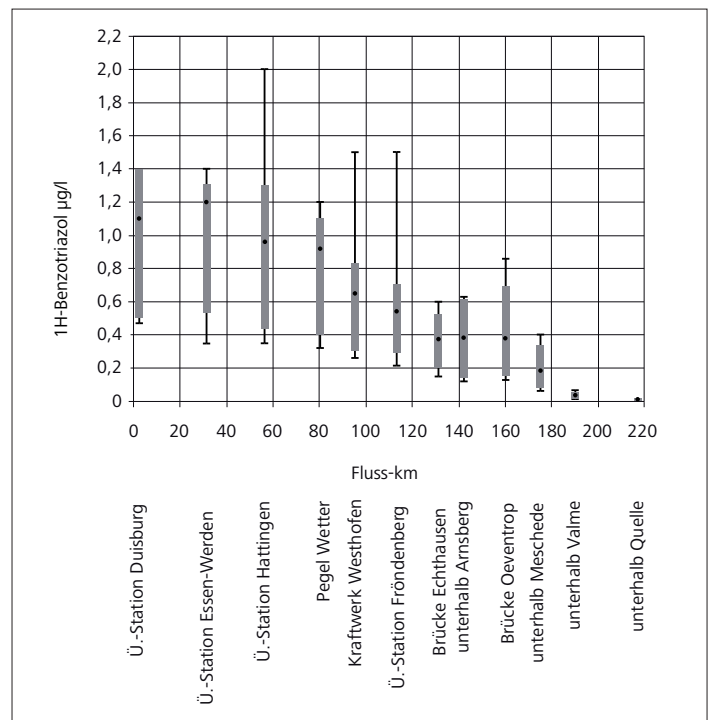


Bild 5.12: Ruhrlängsuntersuchung 2013, statistische Daten 1H-Benzotriazol
 Fig. 5.12: Examinations along the Ruhr in 2013, statistical data, 1H-benzotriazole

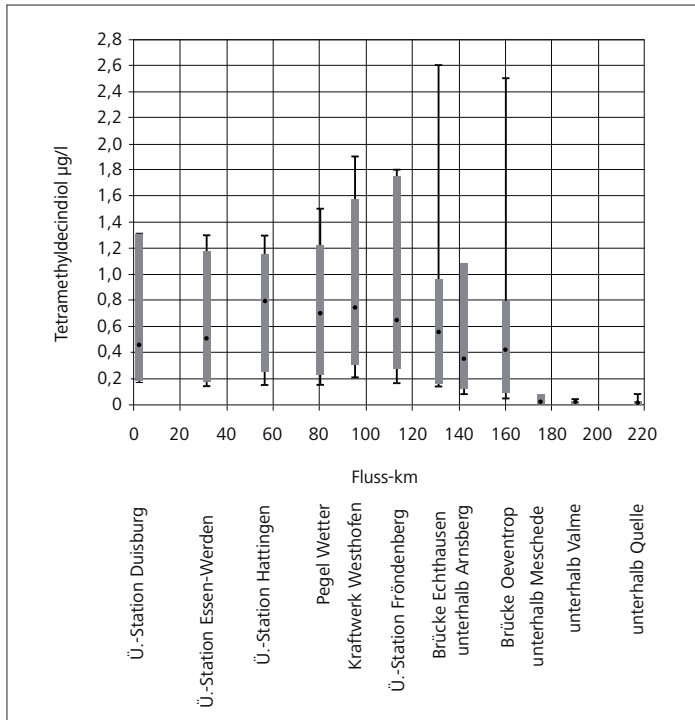


Bild 5.13: Ruhrlängsuntersuchung 2013, statistische Daten Tetramethyl-5-decin-4,7-diol (TMDD)

Fig. 5.13: Examinations along the Ruhr in 2013, statistical data, TMDD

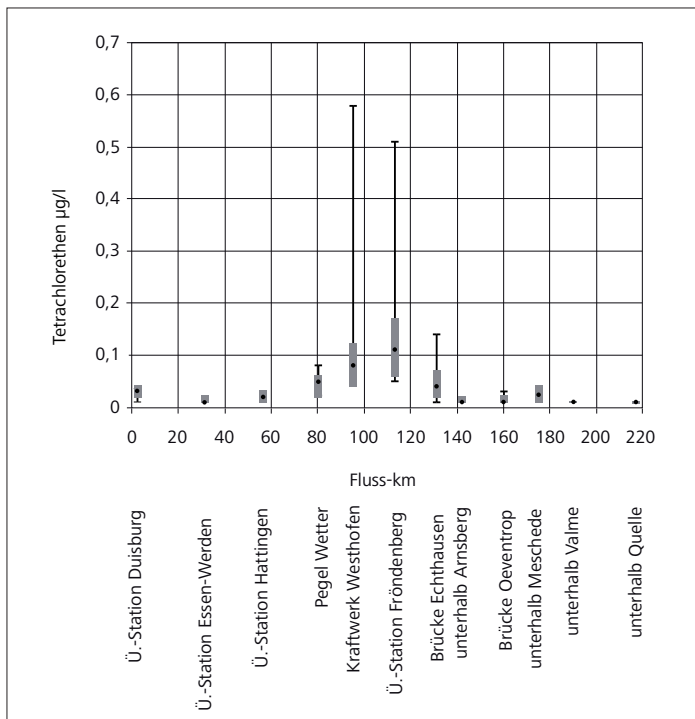


Bild 5.14: Ruhrlängsuntersuchung 2013, statistische Daten Tetrachlorethen

Fig. 5.14: Examinations along the Ruhr in 2013, statistical data, tetrachlorethylene

von 0,02 µg/l lag die Belastung mit MTBE im untersten Bereich der im Bericht „Reine Ruhr“ diskutierten Messwerte. Auch für ETBE lag die mittlere Konzentration mit 0,01 µg/l im Bereich der analytischen Bestimmungsgrenze.

Im Ruhrlängsverlauf überschritten nur im Bereich der unteren Ruhr einzelne Konzentrationen den Mittelwert von 0,02 µg/l, wobei ein Maximalwert von 0,1 µg/l im Mündungsbereich gemessen wurde.

Arzneimittelrückstände und Diagnostika

Laut dem Umweltbundesamt werden in Deutschland jährlich über 8.000 Tonnen umweltrelevanter Wirkstoffe eingenommen [5.20]. Nachweise von Arzneimittelrückständen in Gewässern sind mittlerweile keine Besonderheit mehr. Jeden Tag gelangen mehrere Tonnen von beispielsweise Analgetika, Antiepileptika und Betablockern in die Umwelt, hauptsächlich durch menschliche und tierische Ausscheidungen, aber auch durch unsachgemäße Entsorgung von Altmedikamenten. Zu den ökotoxikologischen Wirkungen dieser Substanzen und ihrer Metabolite stehen teilweise nur wenige Daten zur Verfügung.

Von der Vielzahl an Arzneimittelwirkstoffen, die bisher in der Umwelt nachgewiesen wurden [5.20], werden etwa 35 im Untersuchungsprogramm des Ruhrwassers mit erfasst (Auswahl der analysierten Stoffe, siehe Tabelle 5.1). In Bild 5.15 sind die Mittel- und Maximalkonzentrationen sowie die Häufigkeiten der Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 bzw. 0,001 µg/l für die untersuchten Arzneimittelrückstände in den wöchentlichen Probenahmen bei Essen-Rellinghausen dargestellt. Die mittleren Konzentrationen der abgebildeten Stoffe liegen zwischen 0,02 µg/l (für Atenolol) und 0,24 µg/l (für Metoprolol). Die vier Arzneistoffe Metoprolol, Diclofenac, Carbamazepin und Sulfamethoxazol, die häufig als Leitsubstanzen dienen und zu den Wirkstoffen mit den höchsten Befunden zählen, gehören auch in der Ruhr zu den 20 relevantesten Pharmaka, sowohl bezüglich ihrer mittleren Konzentrationen als auch der Jahresfrachten (Bild 5.4). Für Diclofenac wird mit einem Mittelwert von 0,10 µg/l keine signifikante Erhöhung der Vorjahreswerte beobachtet. Ähnliches gilt für Carbamazepin (Mittelwert: 0,11 µg/l) und Sulfamethoxazol mit 0,08 µg/l im Mittel. Die durchschnittlichen Befunde der letzten fünf Jahre weisen hingegen für Metoprolol einen steigenden Trend auf (eine Erhöhung der Mittelwerte um etwa 60 % zwischen 2009 und 2013).

Im Bild 5.16 sind die Konzentrationen für Metoprolol und einen weiteren Betablocker, das Sotalol, aufgetragen. Den wachsenden Befunden für Metoprolol in den letzten fünf Jahren steht beim Sotalol ein rückläufiger Trend gegenüber. Diese Beobachtung wird

[5.18] www.iawr.org/docs/publikation_sonstige/080711_mtbe-iawr.pdf, Zugriff März 2014

[5.19] <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/grundwasser/nutzung-belastungen>, Zugriff Februar 2014

[5.20] <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/arzneimittel/arzneimittel-umwelt>, Zugriff Februar 2014

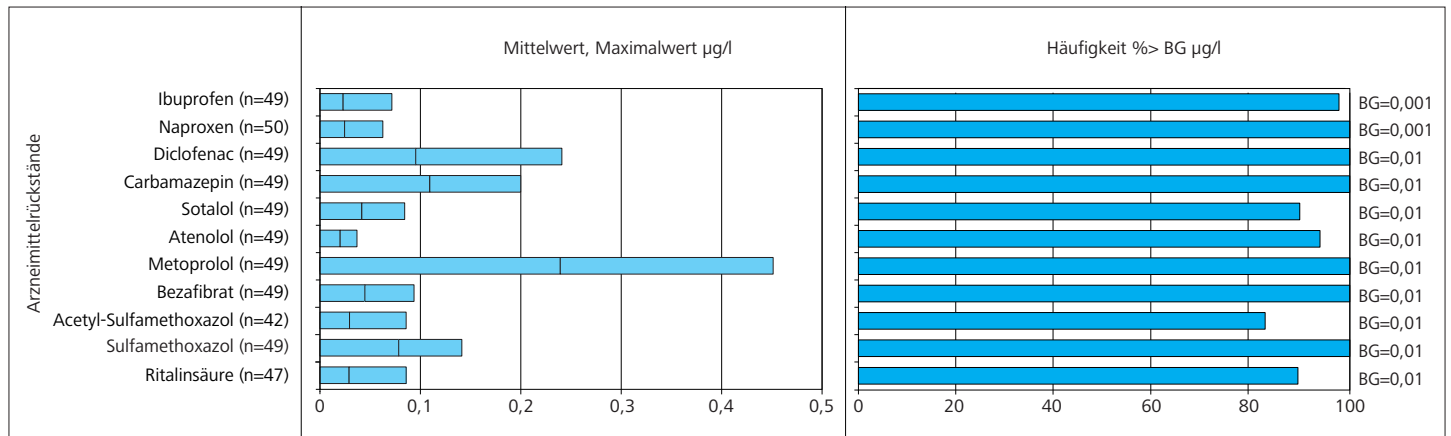


Bild 5.15: Häufigkeiten, Mittelwerte und Maximalkonzentrationen von Arzneimittelrückständen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG = Bestimmungsgrenze)
 Fig. 5.15: Frequencies, median and maximum concentrations of pharmaceuticals in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (BG = quantification limit)

gestützt durch die Veränderung des Arzneistoffverbrauchs im Zeitraum 2002 bis 2009 [5.21], für den bei Sotalol Abnahmen von 41 bis 67 % und für Metoprolol (mit hier nicht analysiertem Bisoprolol) Zunahmen von 49 bis 144 % angegeben werden. Beim Atenolol ist die Belastung auf niedrigem Niveau nahezu konstant geblieben.

In Fließrichtung der Ruhr zeigen alle Arzneimittelrückstände einen meist gut ausgeprägten Anstieg der Konzentrationen (Bild 5.17), was den Haupteintragspfad über die kommunalen Kläranlagen bestätigt. Die relevanten Befunde treten für die meisten Substanzen ab Ruhr-km 175,32 (unterhalb von Meschede) auf.

Für Diclofenac bewegen sich die Medianwerte zwischen 0,03 und 0,08 µg/l und die maximale Konzentration von jeweils 0,2 µg/l wurde im Dezember an der Stelle „Duisburg-Kaßlerfeld“ und im Dezember und März in „Essen-Werden“ bestimmt. Auch für Carbamazepin, Metoprolol und Sulfamethoxazol traten die Höchstwerte im Bereich der unteren Ruhr auf (Bild 5.17).

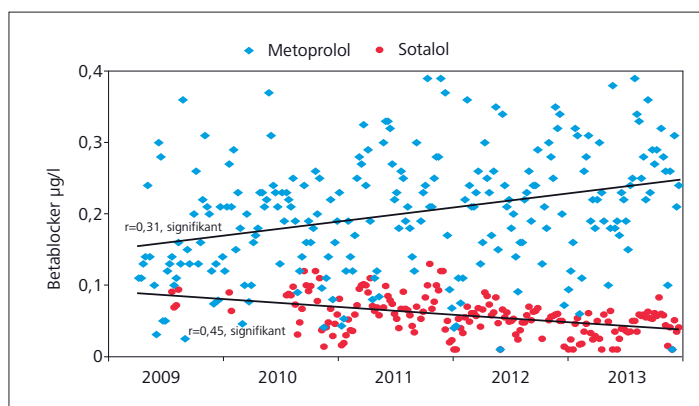


Bild 5.16: Entwicklung der Konzentration von Metoprolol und Sotalol in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen
 Fig. 5.16: Development of the metoprolol and sotalol concentrations in the Ruhr at Essen-Rellinghausen

Hinsichtlich der Jahresfrachten in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen ragt unter den Medikamenten mit 0,34 t Metoprolol heraus (Bild 5.4), wobei das eine Erhöhung gegenüber den Vorjahreswerten (2011 und 2012) von etwa 20 % bedeutet. Auch für Diclofenac kann eine vergleichbare Steigerung zwischen 2012 und 2013 bezüglich der Jahrestonnage berechnet werden. Für Carbamazepin und Sulfamethoxazol sind mit den Vorjahren vergleichbare Jahresfrachten von etwa 0,14 t und 0,10 t ermittelt worden.

Iodierte Röntgenkontrastmittel werden in der radiologischen Diagnostik mit etwa 100 g Substanz in einer Einzeldosis verabreicht. Die Verbrauchsmengen in Deutschland werden mit etwa 500 t/a angegeben [5.22]. Die Stoffgruppe ist wegen der schlechten Abbaubarkeit gewässerrelevant.

Bis auf das Ioversol wurden bei Essen-Rellinghausen alle untersuchten Diagnostika in mindestens 80 % der Proben mit Befunden oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,04 µg/l detektiert, wie Bild 5.18 zeigt. Das Iomeprol gehört mit dem höchsten Mittelwert von 0,84 µg/l und mit einer Jahresfracht von 1,13 Tonnen zu den Mikroverunreinigungen mit den höchsten Konzentrationen in der Ruhr (Bild 5.4). Für das Iopamidol und die Amidotrizoesäure sind in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen die mittleren Konzentrationen von 0,44 µg/l bzw. 0,39 µg/l und die Frachten von 0,6 t/a bzw. 0,5 t/a wie auch für das Iomeprol auf dem Niveau der Vorjahre geblieben.

Messwerte oberhalb der Bestimmungsgrenzen für die untersuchten Diagnostika wurden in Fließrichtung ansteigend im Bereich der mittleren und unteren Ruhr ermittelt. Für Amidotrizoesäure und Iomeprol stellt Bild 5.17 die statistischen Daten der Längsuntersuchungen dar. Daraus lassen sich die Maximalkonzentrationen

[5.21] Bergmann, A.: Organische Spurenstoffe im Wasserkreislauf. Acatech Materialien – Nr. 12, 2011
 [5.22] Seitz, W., Weber, W. H., Flottmann, D., Schulz, W.: CLB Chemie in Labor und Biotechnik, 55. Jahrgang, Heft 12/2004

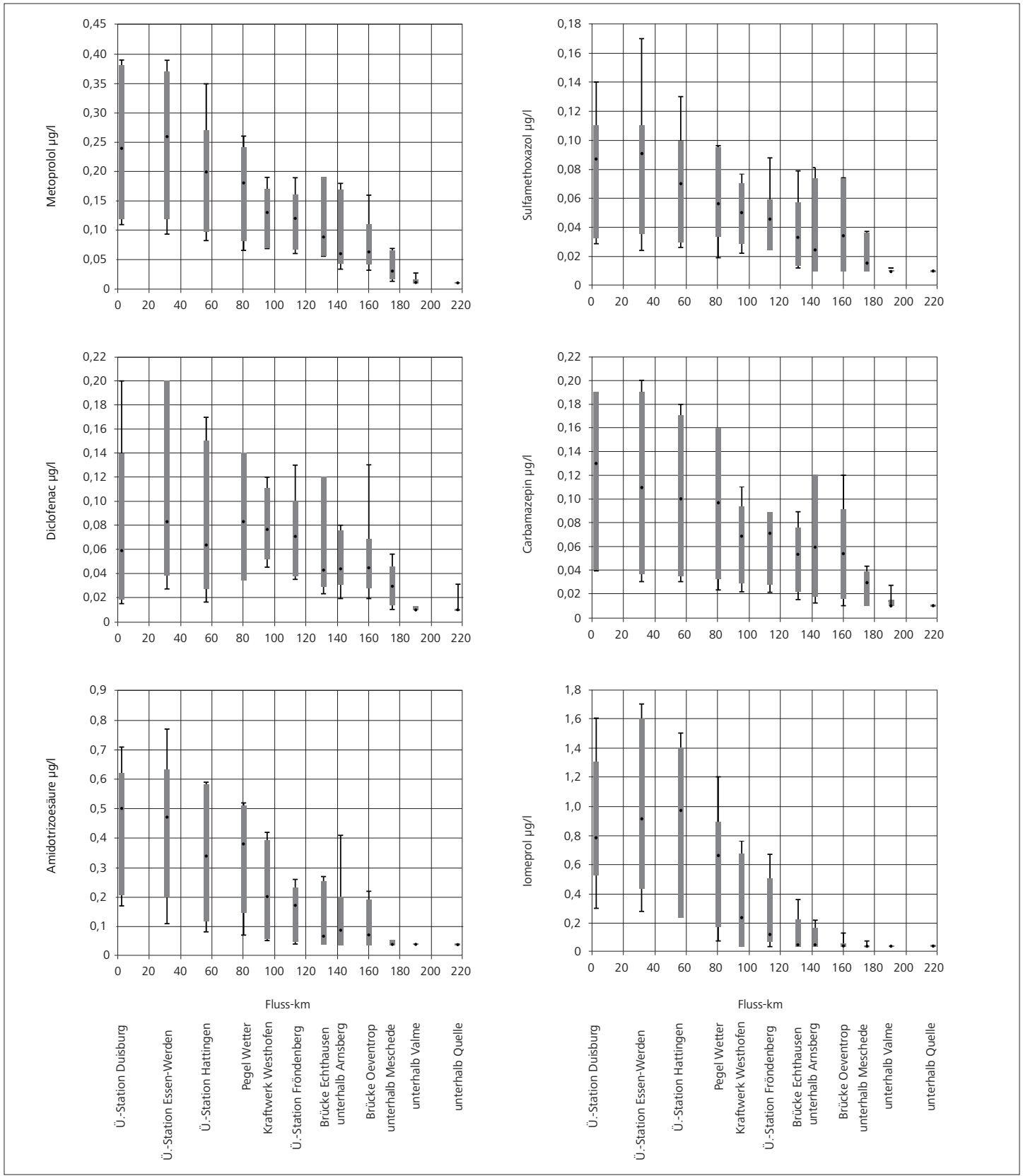


Bild 5.17: Ruhrlängsuntersuchung 2013, statistische Daten ausgewählter Arzneimittelwirkstoffe und Diagnostika
 Fig. 5.17: Examinations along the Ruhr in 2013, statistical data, selected pharmaceuticals and diagnostic agents

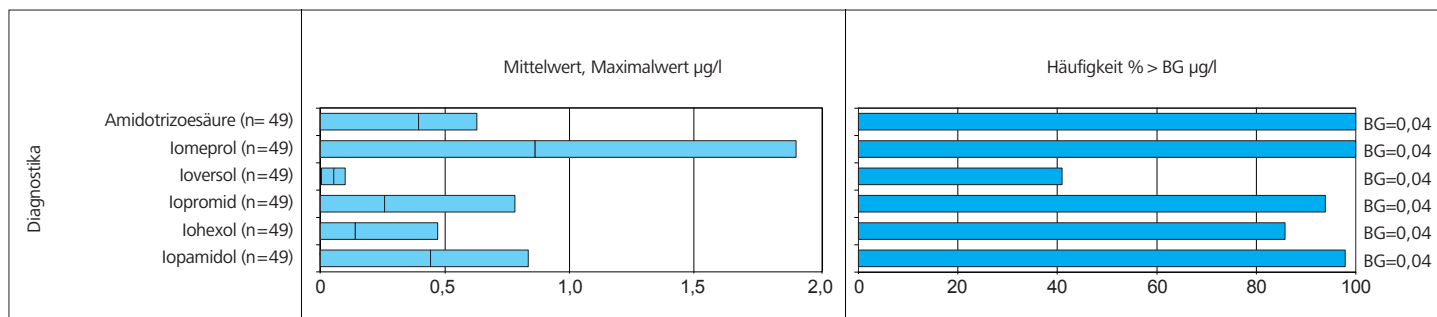


Bild 5.18: Häufigkeiten, Mittelwerte und Maximalkonzentrationen von Diagnostika in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG = Bestimmungsgrenze)
 Fig. 5.18: Frequencies, median and maximum concentrations of diagnostic agents in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (BG = quantification limit)

trationen von 1,7 µg/l für lomeprol und 0,77 µg/l für Amidotrizoesäure jeweils im Bereich der unteren Ruhr bei Essen-Werden (Fluss-km 31,18) ablesen.

Biozide und Pflanzenschutzmittel

Biozide schützen unter anderem diverse Verbrauchsgegenstände oder Gebäude sowie Mensch und Tier vor Schädigungen durch Organismen, wie Insekten, Pilze oder Bakterien. Im Gegensatz zu den Pflanzenschutzmitteln (PSM), welche primär in der Landwirtschaft zum Einsatz kommen, werden Biozide beispielsweise in Desinfektionsmitteln, in der Wasseraufbereitung, in Holzschutzmitteln und in Farben verwendet [5.10]. Pflanzenschutzmittel sind chemische oder biologische Stoffe, die Pflanzen vor Schädigungen

durch Tiere oder Krankheiten wie Pilzbefall schützen sollen. PSM werden in unterschiedlicher Form, zum Beispiel als Spritzmittel oder als Granulat, eingesetzt. Im Jahr 2011 waren in Deutschland laut dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit 691 Pflanzenschutzmittel mit insgesamt 258 Wirkstoffen zugelassen. 43.000 Tonnen Pflanzenschutzmittel sind 2011 in Deutschland verkauft worden. Pro Jahr werden auf einem Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche durchschnittlich etwa neun Kilogramm Pflanzenschutzmittel entsprechend 2,5 kg Wirkstoffe eingesetzt. Eine Gefahr für die Gewässer geht allerdings auch von den im Heim- und Gartenbereich verspritzten Unkrautvernichtungsmitteln (Totalherbiziden) aus, wo sie zur Anwendung auf befestigten Flächen wie Gartenwegen und Parkplätzen kommen. Für einige Substanzen existieren JD-UQN (z.B. für Atrazin und Diuron).

Tabelle 5.2: PSM-Wirkstoffe und Metabolite in der Ruhr mit Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze der analytischen Verfahren
 Table 5.2: Crop protection ingredients and metabolites in the Ruhr with concentrations above the quantification limit in analytical processes

| Wirkstoff | Substanzgruppe | n | n ≥ BG | max [µg/l] |
|------------------------|---------------------------------|-----|--------|------------|
| Desphenylchloridazon * | Pyridazin-Herbizid (Metabolit) | 144 | 70 | 0,055 |
| Mecoprop | Phenoxy-Herbizid | 250 | 38 | 0,033 |
| DNOC | Dinitrophenole-Herbizid | 250 | 33 | 0,042 |
| MCPA | Phenoxy-Herbizid | 250 | 23 | 0,13 |
| Terbutryn | Triazin-Herbizid | 144 | 18 | 0,015 |
| Diuron | Harnstoff-Herbizide | 144 | 20 | 0,024 |
| Quinmerac | Chinolin-Herbizid | 250 | 16 | 0,08 |
| Carbendazim | Benzimidazol-Carbamate-Fungizid | 132 | 16 | 0,016 |
| Terbutylazin | Triazin-Herbizid | 144 | 14 | 0,1 |
| Isoproturon | Harnstoff-Herbizide | 144 | 14 | 0,033 |
| Metolachlor | Chloracetanilid-Herbizid | 144 | 12 | 0,13 |
| Desethylterbutylazin * | Triazin-Herbizid (Metabolit) | 144 | 7 | 0,059 |
| Propiconazol | Conazol-Fungizid | 163 | 5 | 0,014 |
| Bentazon | Thiadiazin-Herbizid | 250 | 2 | 0,019 |
| Dichlorprop | Phenoxy-Herbizid | 250 | 2 | 0,024 |

* = Metabolit

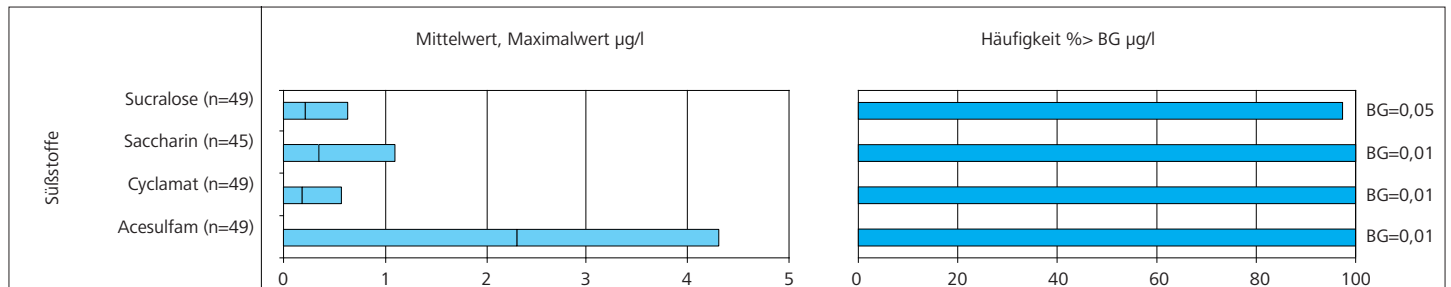


Bild 5.19: Häufigkeiten, Mittelwerte und Maximalkonzentrationen von künstlichen Süßstoffen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG = Bestimmungsgrenze)
 Fig. 5.19: Frequencies, median and maximum concentrations of artificial sweeteners in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (BG = quantification limit)

Das Untersuchungsprogramm des Ruhrwassers umfasst auch zahlreiche Substanzen aus dieser Gruppe, die auch in Tabelle 5.1 enthalten sind. Die Basis für die Stoffliste bilden gesetzliche Vorgaben, die auch teilweise in Deutschland nicht mehr zugelassene Stoffe enthalten (z.B.: DDT, Atrazin). In letzter Zeit rücken neben den eigentlichen Wirkstoffen von Bioziden und PSM auch deren Metabolite in den Fokus, da bei einigen ein ökotoxikologisches oder ein humantoxikologisches Wirkungspotenzial vermutet wird bzw. bekannt ist. Daher treten auch solche Substanzen im Untersuchungsprogramm auf. Die Analysen werden in unterschiedlich zeitlich dichten Häufigkeiten im Ruhrwasser durchgeführt, aber gleichmäßig über das Jahr verteilt, d.h. ohne Berücksichtigung evtl. zeitlicher Anwendungsschwerpunkte.

Die Tabelle 5.2 zeigt eine Übersicht der untersuchten Biozide und Pflanzenschutzmittel, die mit Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen von jeweils 0,01 µg/l auftraten. Die am häufigsten (in beinahe 50 % der Proben) detektierte Substanz ist Desphenylchloridazon, der Hauptmetabolit des im Rübenanbau eingesetzten Herbizids Chloridazon. Der höchste Befund für das saure Herbizid MCPA betrug 0,13 µg/l und trat im Oktober 2013 bei Arnsberg auf. Ebenfalls mit dem Maximalwert von 0,13 µg/l ist in der Tabelle 5.2 das Metolachlor aufgeführt, wobei dieser einmalige Befund oberhalb von 0,1 µg/l im Juni 2013 bei Hattingen (Fluss-km 56,7) bestimmt wurde. Wie 2012 liegen die Werte für die anderen Biozide und Pflanzenschutzmittel größtenteils weit unterhalb des Trinkwassergrenzwertes von 0,1 µg/l. Die UQN-Werte für Terbutryn, Diuron und Isoproturon werden ebenfalls unterschritten.

Süßstoffe

Künstliche Süßstoffe kommen als Zuckerersatzstoffe in diversen Lebensmitteln vor. Wegen der teilweise schlechten Abbaubarkeit werden die Stoffe über kommunale Abwässer ins Gewässer eingetragen. Ökotoxikologische Daten zu dieser Substanzgruppe sind bisher kaum vorhanden. Humantoxikologische Bewertungen zeigen, dass bei einer Aufnahme der typischen Verwendungsmengen im Lebensmittelbereich keine negativen Wirkungen zu erwarten sind [5.23]. Auch das im vergangenen Jahr neu bewertete Aspar-

tam und seine Abbauprodukte sind für den Menschen unbedenklich, so die Schlussfolgerung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA). Die zulässige tägliche Aufnahmemenge (Acceptable Daily Intake – ADI) von 40 mg/kg Körpergewicht wird bei sachgemäßer Anwendung nicht erreicht [5.23]. An der Probenahmestelle bei Essen-Rellinghausen werden sieben künstliche Süßstoffe bezüglich ihres Gehaltes wöchentlich analysiert. In allen Proben lagen die Konzentrationen von vier der sieben Substanzen bis auf Sucralose oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 bzw. 0,05 µg/l (Bild 5.19). Acesulfam liegt mit einer mittleren Konzentration von 2,31 µg/l und einer Fracht von 3,0 t/a unter den drei mengenmäßig relevantesten organischen Mikroverunreinigungen in der Ruhr.

Im Rahmen der monatlichen Ruhrlängsuntersuchungen ist für Acesulfam ein Anstieg der gemessenen Konzentrationen (Median) in Fließrichtung sehr ausgeprägt zu erkennen (Bild 5.20). Dagegen stellt sich für Cyclamat ein eher konstanter Verlauf der Medianwerte ab Fluss-km 175,32 dar (Bild 5.20), dessen Ursache noch nicht geklärt ist.

Perfluorierte Tenside

Die im Jahr 2006 festgestellte Belastung der Ruhr und Möhne mit Perfluorierten Tensiden (PFT) ist in den letzten sieben Jahren deutlich zurückgegangen. Die damals ermittelten Eintragspfade waren einerseits kontaminierte Flächen vor allem im Einzugsgebiet der Möhne und andererseits auch Emissionen aus der metallbe- und -verarbeitenden Industrie. Gemessen an der Umweltqualitätsnorm der novellierten prioritären Stoffliste von 0,65 ng/l für PFOS muss allerdings bei Essen mit einem Jahresmittel von 11 ng/l eine deutliche Überschreitung konstatiert werden. Aufgrund der Sanierung von Flächen und des Rückgangs der Emission im gewerblich-industriellen Bereich durch innerbetriebliche Maßnahmen ist die Belastung der Ruhr für die Trinkwassergewinnung (Zielwert: 100 ng/l) heute ohne Belang.

[5.23] <http://www.efsa.europa.eu/de/press/news/131210.htm>, Zugriff März 2014

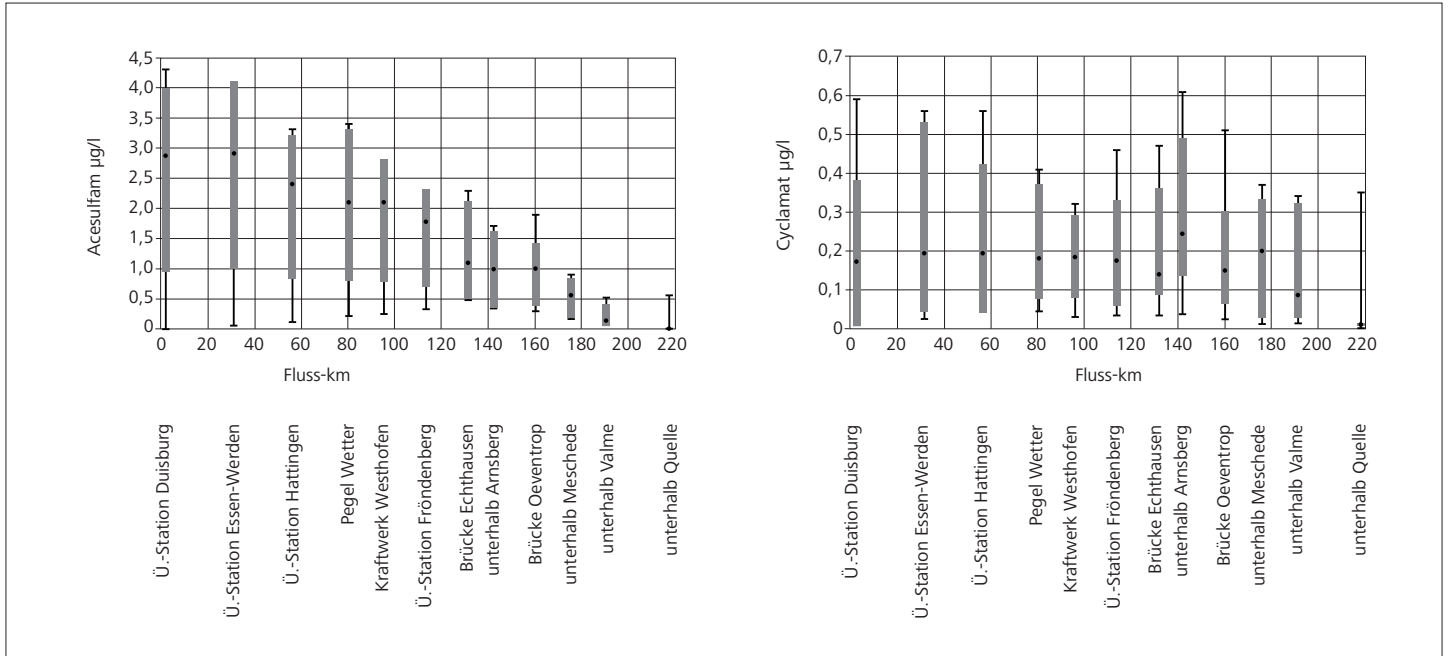


Bild 5.20: Ruhrlängsuntersuchung 2013, statistische Daten ausgewählter künstlicher Süßstoffe
 Fig. 5.20: Examinations along the Ruhr in 2013, statistical data, selected artificial sweeteners

Die Entlastung gegenüber dem Jahr 2007 zeigt eindrucksvoll der Vergleich der in der Ruhr transportierten Frachten von Perfluorierten Tensiden (Bild 5.21). Waren es 2007 an der Mündung noch 513 g/d PFT (Σ PFOA+PFOS), wurden 2013 lediglich 88 g/d in den Rhein transportiert. Dieses ist mit 17 % nur noch ein kleiner Teil der damaligen Fracht in der Ruhr. Die industriell bedingte PFT-Fracht ist ebenfalls seit 2007 rückläufig und hat bis dato um 80 % abgenommen, was auf verbesserte Reinigungsmaßnahmen und Substitution von PFT-haltigen Produkten zurückzuführen ist.

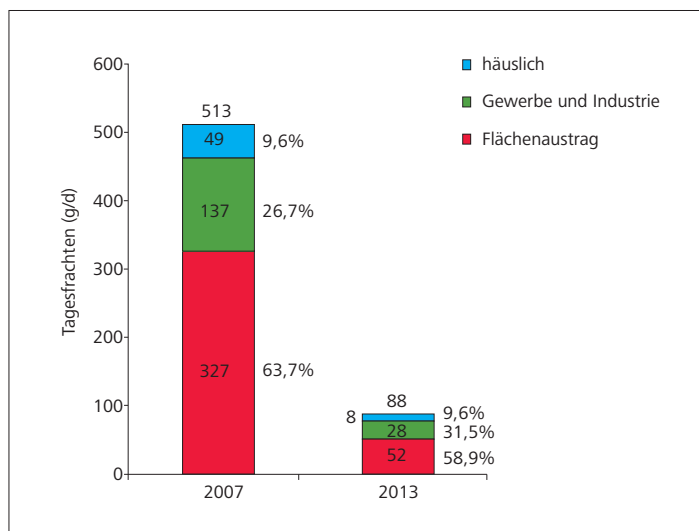


Bild 5.21: Herkunft der PFT-Frachten an der Ruhrmündung, 2007 und 2013
 Fig. 5.21: Origin of PFC loads at the Ruhr's mouth, 2007 and 2013

Die entsprechenden Konzentrationen für die Summe von PFOA+PFOS an der Dauermessstelle in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen bewegten sich im Berichtsjahr bei mittleren 18 ng/l. Der Trinkwasserzielwert von 100 ng/l wurde wie auch in den drei Vorjahren selbst von den Maximalwerten um 50 % unterschritten. Insgesamt waren die Konzentrationen für die Perfluorooctansäure (PFOA) in nur 4 % der Proben und für die Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in 60 % der Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze. Vor dem Hintergrund des außerordentlich abflussarmen Jahres 2013 ist dies umso bemerkenswerter, da das Verhältnis Ruhrwasser/gereinigtes Abwasser eher ungünstig war.

Zusammenfassung

Zu den im Messprogramm berücksichtigten organischen Mikroverunreinigungen zählen auch eine Reihe von Komponenten, die für die Ruhr zwar nicht relevant, jedoch vom Gesetzgeber sowie von der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr mit Grenzwerten und Qualitätszielen versehen sind.

Die Konzentrationen der Industriechemikalie Octylphenol liegen im Ruhrlängsverlauf weit unterhalb der EU-Umweltqualitätsnorm (UQN) von 0,1 µg/l. Für das Nonylphenol übersteigt auch kein Messwert die UQN von 0,3 µg/l.

Die typischen Konzentrationen (Median) der endokrin wirkenden Chemikalie Bisphenol A bewegen sich im Längsverlauf der Ruhr zwischen 0,003 und 0,03 µg/l.

Für die phosphororganischen Flammschutzmittel sieht die Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsge-

biet (IAWR) einen Zielwert von 0,1 µg/l vor, der mit einer mittleren Konzentration von 0,17 µg/l bei Essen-Rellinghausen für TCPP überschritten wird. Der Leitwert von 1 µg/l des Umweltbundesamtes (UBA) wird jedoch sicher eingehalten.

Von den Polybromierten Flammschutzmitteln (PBDE) liegen keine Werte oberhalb des gültigen Jahresdurchschnitts-UQN-Wertes (JD-UQN) der prioritären Stoffliste von 0,0005 µg/l.

Die Komplexbildner EDTA und DTPA gehören mit den mittleren Konzentrationen von 5,7 µg/l für DTPA und 6,9 µg/l für EDTA bei Essen-Rellinghausen zu den organischen Verbindungen mit den höchsten Befunden in der Ruhr. Für DTPA und EDTA betragen die Jahresfrachten 6,9 und 9,6 t/a. Die Belastung der Ruhr mit diesen Komplexbildnern geht insbesondere bei DTPA auf Einleitungen der Papierindustrie zurück.

Für die Gruppe der überwiegend als Korrosionsschutzmittel verwendeten Benzotriazole wurde bei Essen-Rellinghausen mit Mittelwerten von 0,34 µg/l für das 4-Methyl-1H-Benzotriazol und 0,15 µg/l für das 5-Methyl-1H-Benzotriazol das Niveau der letzten vier Jahre bestätigt. Beim 1H-Benzotriazol ist prozentual zwischen 2009 und 2013 die Konzentration um etwa 40 % auf 0,97 µg/l gestiegen. Mit einer Jahresfracht von 1,4 Tonnen gehört das 1H-Benzotriazol zu den mengenmäßig relevantesten Mikroverunreinigungen in der Ruhr. Der Anstieg der 1H-Benzotriazol-Konzentrationen in Fließrichtung ist durch den zunehmenden gereinigten Abwasseranteil in der Ruhr begründet.

Für das nicht ionische Tensid TMDD wurden bei Essen-Rellinghausen eine mittlere Konzentration von 0,63 µg/l und eine Jahresfracht von 0,77 Tonnen ermittelt. Im Längsverlauf sind die Maximalwerte von bis zu 2,6 µg/l der vornehmlich als Entschäumungsmittel eingesetzten Chemikalie auf gewerblich/industrielle Indirekteinleitungen zurückzuführen.

Die Konzentrationen für die Summe von PFOA und PFOS in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen bewegten sich im Mittel bei 0,018 µg/l. Der Trinkwasserzielwert von 0,1 µg/l wurde wie auch in den drei Vorjahren selbst von den Maximalwerten um 50 % unterschritten.

Für das Lösungsmittel Tetrachlorethen gilt eine Umweltqualitätsnorm von 10 µg/l, wobei diese mit einem Mittelwert von 0,02 µg/l durchgängig weit unterschritten wird.

In Fließrichtung der Ruhr zeigen alle Arzneimittelrückstände einen Anstieg der Konzentrationen, der mit dem steigenden Anteil des gereinigten Abwassers korreliert. Für das Schmerzmittel Diclofenac bewegen sich die Medianwerte zwischen 0,03 und 0,08 µg/l.

Hinsichtlich der Jahresfrachten in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen ragt unter den Medikamenten mit 0,34 t der Betablocker Metoprolol heraus. Von den Diagnostika wurden für Iomeprol 1,1 t/a, für Iopamidol 0,61 t/a und für Amidotrizoesäure 0,50 t/a eingetragen, wobei die jeweiligen mittleren Konzentrationen 0,85 µg/l, 0,44 µg/l und 0,39 µg/l betragen.

Acesulfam als bedeutendster Vertreter der Gruppe der künstlichen Süßstoffe weist eine mittlere Konzentration von 2,31 µg/l und eine Fracht von 3,0 t/a auf. Der Stoff gehört damit zu den drei mengenmäßig relevantesten organischen Mikroverunreinigungen, die in der Ruhr bisher gemessen wurden.

Von den untersuchten Bioziden und Pflanzenschutzmitteln, die mit Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen von jeweils 0,01 µg/l auftraten, ist die am häufigsten detektierte Substanz Desphenylchloridazon, der Hauptmetabolit von Chloridazon. Die höchsten Konzentrationen wurden für das saure Herbizid MCPA und das Metolachlor mit jeweils 0,13 µg/l ermittelt. Die sonstigen Werte für die analysierten Biozide und Pflanzenschutzmittel liegen größtenteils weit unterhalb des Trinkwassergrenzwertes von 0,1 µg/l. Die UQN-Werte für Terbutryn, Diuron und Isoproturon werden ebenfalls unterschritten.

Sonderthemen

6 Vorkommen von organischen Mikroverunreinigungen und Metallen in Biota

Die Forderung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), Wasser als „ererbtes Gut“ zu sehen und einen guten ökologischen und chemischen Zustand von Oberflächengewässern zu erreichen, manifestiert sich auch in der Einhaltung von Umweltqualitätsnormen (UQN), die nach derzeit gültigem Recht 33 prioritäre Stoffe und neun weitere bereits auf EU-Ebene regulierte Schadstoffe enthält [6.1, 6.2]. Zu den prioritären Stoffen zählen eine Reihe von Industriechemikalien, Pestiziden sowie Metallen und Metallverbindungen. Einige davon werden aufgrund ihrer Persistenz, Bioakkumulation und/oder Ökotoxizität als prioritär gefährliche Stoffe, auch im Einklang mit Kriterien gemäß REACH [6.3], eingestuft.

Neben Umweltqualitätsnormen für die Wasserphase, die als Jahresmittelwert (JD-UQN) und zum Teil auch als zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) formuliert sind, gibt es in der gültigen prioritären Stoffliste gemäß Oberflächengewässerverordnung auch Anforderungen für drei Parameter, die für Biota gelten. Hierbei handelt es sich um Stoffe, die sich in Biota anreichern, jedoch teilweise selbst mit den fortschrittlichsten Analysetechniken in den relevanten Konzentrationen in Wasser kaum nachweisbar sind. Maßgeblich für die Ableitung der Biota-UQN sind das „secondary poisoning“, d. h. die Toxizität gegenüber fischfressenden Tieren, wie z. B. dem Fischotter, sowie die für den Menschen tolerierbare Belastung durch Fischverzehr.

Mit der Novellierung der prioritären Stoffliste im Jahr 2013 [6.1] hat sich die Anzahl der mit Biota-UQN versehenen Stoffe bzw. Stoffgruppen auf 11 erhöht. Dabei beziehen sich die UQN für die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe Benzo(a)pyren und Fluoranthen nur auf Muscheln, alle anderen auf Fische.

Nachfolgend werden die Untersuchungsergebnisse von Fischen und Muscheln im Ruhreinzugsgebiet mit diesen 11 prioritären Stoffen und Stoffgruppen vorgestellt und an den Umweltqualitätsnormen der auf EU-Ebene novellierten, aber rechtlich noch nicht gültigen Liste gemessen. Analysiert wurden Proben von insgesamt 81 Fischen, bestehend aus 14 verschiedenen Arten, und von Körbchenmuscheln (*Corbicula*), Bild 6.1. Die Fische wurden im Zeitraum von Dezember 2012 bis Juli 2013 aus vier Talsperren (Bigge-, Möhne-, Sorpe- und Versetalsperre) und an acht Stellen entlang des Längsverlaufs der Ruhr entnommen. Das Alter der Fische betrug mindestens drei Jahre. Für die PAK-Bestimmungen wurden Körbchenmuscheln aus dem Kemnader Stausee, der sich an der unteren Ruhr befindet, verwendet. Nach dem Filetieren wurden die Fischproben und das Muschelfleisch mittels verschiedener flüssig-, gaschromatographischer, massenspektrometrischer oder spektroskopischer Verfahren analysiert.

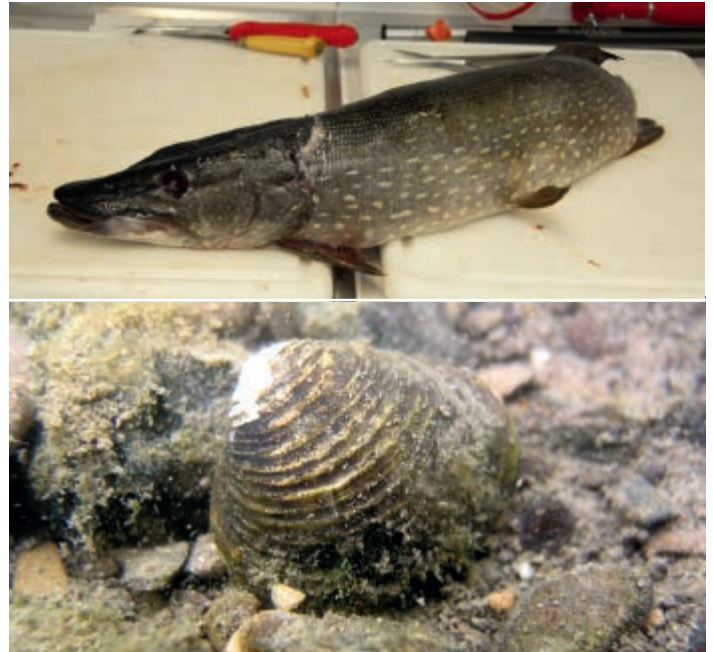


Bild 6.1: Hecht und Körbchenmuschel aus der Ruhr
Fig. 6.1: Pike and basket clam from the Ruhr

Ergebnisse

Entsprechend dem Anhang II der novellierten prioritären Stoffliste „Umweltqualitätsnormen für prioritäre und bestimmte andere Schadstoffe“ wurden die in Tabelle 6.1 aufgeführten elf Einzelstoffe bzw. Stoffgruppen untersucht. In Tabelle 6.1 sind die Mittelwerte, getrennt nach „Ruhr“ und „Talsperren“, unter Angabe der analytischen Bestimmungsgrenze aufgelistet. Zusätzlich sind die UQN-Werte dargestellt, wobei für Heptachlor und Heptachlorepid deutlich wird, dass die sichere Überprüfung der UQN-Einhaltung nicht immer möglich ist, weil die jeweiligen Bestimmungsgrenzen (BG) nicht ausreichend niedrig sind. Alle Angaben beziehen sich auf das Frischgewicht (FG).

– (Poly-)Bromierte Diphenylether (PBDE)

Die Produktionsmenge der Stoffgruppe der PBDE betrug im Jahr 1999 weltweit 68.000 t. Sie wird primär als Flammschutzmittel in Textilien, Kunststoffen und Elektrogeräten verwendet und gelangt über kommunale Kläranlageneinleitungen und diffuse Quellen in die Gewässer [6.4].

Für den Genfer See gibt es Fischbelastungsdaten aus dem Jahr 2004, die durch einen Mittelwert für die Summe der sechs relevanten PBDE (28, 47, 99, 100, 153 und 154) von 0,19 µg/kg gekennzeichnet sind [6.5]. Aus dem Bodensee ist ein Medianwert von 1,6 µg/kg im Fischfilet von 40 Brachsen für die Summe von sieben PBDE (zusätzlich PBDE 49) veröffentlicht worden [6.6].

Tabelle 6.1: Umweltqualitätsnormen für Biota, Bestimmungsgrenzen und mittlere Belastungen für die prioritären Stoffe
 Table 6.1: Environmental quality standards for the biota, quantification limits and medium loads for priority substances

| Nr. in der prioritären Stoffliste | Stoff/Stoffgruppe | UQN Biota [µg/kg FG] | Belastung in den Talsperren (Mittelwert) [µg/kg FG] | Belastung in der Ruhr (Mittelwert) [µg/kg FG] | Bestimmungsgrenze [µg/kg FG] | Überschreitung der UQN für die Ruhr |
|-----------------------------------|--|-------------------------|--|--|---------------------------------|-------------------------------------|
| 5 | Bromierte Diphenylether | 0,0085 | 4 | 14 | 0,024 | ja |
| 15 | Fluoranthen | 30 | | 220 (ein Messwert) | 4 | ja |
| 16 | Hexachlorbenzol | 10 | < 5 | < 5 | 5 | nein |
| 17 | Hexachlorbutadien | 55 | | < 0,1 | 0,1 | nein |
| 21 | Quecksilber und Quecksilberverbindungen | 20 | 156 | 94 | 10 | ja |
| 28 | Benzo(a)pyren | 5 | | 10 (ein Messwert) | 0,4 | ja |
| 34 | Dicofol | 33 | | < 10 | 10 | nein |
| 35 | Perfluorooctansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS) | 9,1 | 14 | 20 | 3 | ja |
| 37 | Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen | 0,0065 TEQ | | 0,010 TEQ | 0,00001 TEQ | ja |
| 43 | Hexabromcyclododecan (HBCDD) | 167 | < 2 | < 2 | 2 | nein |
| 44 | Heptachlor und Heptachlorepoxyd | 0,0067 | jeweils < 2 | 2,9; < 2 | jeweils 2 | ja |

FG = Frischgewicht
 TEQ = Toxizitätsäquivalente

In allen aus dem Verbandsgebiet untersuchten Proben war eine Überschreitung der UQN von 0,0085 µg/kg für die Summe der sechs PBDE festzustellen. Mit einem Mittelwert von 14 µg/kg für Fische aus der Ruhr und 4 µg/kg aus den Talsperren liegen die Befunde weit oberhalb der geforderten UQN. Selbst der Minimalwert von 0,45 µg/kg aus der Versetalsperre übertrifft die UQN noch um den Faktor 53.

Wegen der Lipophilie dieser Stoffgruppe korreliert der PBDE-Gehalt der untersuchten Fische aus einem Gewässerabschnitt mit deren Fettgehalt. Entsprechend wurden die höchsten Werte beim Aal gemessen. Da der gereinigte Abwasseranteil in Fließrichtung ansteigt und die Fischdurchgängigkeit der Ruhr durch Querbauwerke aber sehr eingeschränkt ist, kann ein Einfluss des Abwasseranteils auf die PBDE-Belastung in den Fischen beobachtet werden.

– Fluoranthen und Benzo(a)pyren

Die Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) stellen durch die Kombinationsvielfalt der Kohlenwasserstoffringe eine Gruppe mit etwa 10.000 Verbindungen. Sie entstehen bei Verbrennungsprozessen organischer Materialien (pyrogen entstandene PAK) oder sind wesentlicher Bestandteil fossiler Rohstoffe (petrogene PAK). Bestimmte Raffinerieprodukte wie Wachse, Öle oder Teer enthalten demnach PAK. Die Stoffgruppe gilt als persistent, bioakkumulierend und toxisch, wobei ihr zum Teil auch krebserregende Wirkungen zugeordnet werden [6.7]. Herausragend ist in dieser Hinsicht das Benzo(a)pyren. Im Gegensatz zum Benzo(a)pyren wird das Fluoranthen, gewonnen aus Steinkohlenteer, auch industriell verwendet, z. B. für Synthesen und in Holzschutzmitteln.

Der Messwert in Körbchenmuscheln (Mischprobe aus ca. 200 g Muskelfleisch, welches von etwa 70-100 Muscheln stammt) aus dem Kemnader See überschreitet die UQN für Fluoranthen (30 µg/kg) mit 220 µg/kg deutlich. Auch der ermittelte Wert für Benzo(a)pyren liegt mit 10 µg/kg über der UQN von 5 µg/kg.

– Hexachlorbenzol (HCB)

Die Industriechemikalie ist Ausgangsstoff für verschiedene Verbindungen (z.B. Pentachlorthiophenol) und wird als Flammschutzmittel und Weichmacher verwendet. Als Fungizid bzw. Zusatz in Pflanzenschutzmitteln ist HCB in Deutschland seit etwa 30 Jahren verboten [6.8].

- [6.1] Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpollitik, ausgegeben am 24.8.2013
- [6.2] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGWV), Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil I Nr. 37 vom 20 Juli 2011, ausgegeben zu Bonn am 25. Juli 2011
- [6.3] Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006
- [6.4] <http://www.ifau.org/inst/pbde.htm>, Zugriff März 2014
- [6.5] Cheaib, Z., Grandjean, D., Kupper, T., de Alencastro L. F.: Brominated Flame Retardants in Fish of Lake Geneva (Switzerland). Bull Environ Contam Toxicol, 82: 522-527 2009
- [6.6] Pfeiffer, J. A., Kuch, B., Hetzenauer, H., Löffler, H., Metzger, J. W.: Bestimmung von Polybromierten Diphenylethern in Brachsen, Zebrafischn und Sedimenten des Bodensees. Posterbeitrag, Teil II
- [6.7] Umweltbundesamt: Stoffgruppen mit bekannten kritischen Eigenschaften, Zugriff Februar 2014
- [6.8] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Stoffbericht Hexachlorbenzol (HCB). Karlsruhe 1995

Aus Niedersachsen sind aus dem Jahr 2006 Maximalkonzentrationen von 12 µg/kg HCB in der Leber von Rotaugen aus der Ems bekannt [6.9]. In der Elbe wurden 1999/2000 bis zu 46 µg/kg im Filet von Brassen und bis zu 40 µg/kg im Filet von Zandern gemessen [6.10]. In hessischen Fließgewässern wurden 1999 bis zu 355 µg/kg HCB im Filet von Aalen detektiert [6.11]. Nach Einschätzung der Belastungsentwicklung von Rheinfischen ist allerdings von einem Rückgang der Belastungen in der Umwelt auszugehen [6.12].

Bei den untersuchten Fischen aus den Talsperren des Ruhrverbandes überschreitet kein Messwert die UQN von 10 µg/kg, bei den Fischen aus der Ruhr hingegen liegen vier Befunde mit einem Maximalwert von 20 µg/kg (Aale) oberhalb der UQN. Der Mittelwert für die Ruhr beträgt < 5 µg/kg, wenn Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 5 µg/kg FG mit dem halben Wert verwendet werden, so dass insgesamt eine Einhaltung der UQN gegeben ist.

– Hexachlorbutadien (HCBD)

Der Stoff wurde früher als Lösungsmittel in der chemischen Industrie sowie als Kühlmittel in elektrischen Transformatoren eingesetzt und kann heute in Form eines Nebenproduktes bei chemischen Prozessen, wie bei der Herstellung von Tetrachlormethan, in die Umwelt gelangen [6.9]. In Niedersachsen konnten 2006 keine Konzentrationen an HCBD oberhalb der Bestimmungsgrenze von 5 µg/kg detektiert werden [6.9].

In den aus der Ruhr untersuchten Fischen sind ebenfalls keine Befunde oberhalb der gängigen Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/kg zu verzeichnen, so dass die UQN von 55 µg/kg weit unterschritten wird.

– Quecksilber und Quecksilberverbindungen

Das toxische Schwermetall kann über punktuelle und diffuse Quellen in die Umwelt gelangen. Aus Kohlekraftwerken beispielsweise können die Einträge in Umwelt und Gewässer sowohl über Abwässer als auch über Emissionen aus den Schornsteinen erfolgen [6.13]. Organische Quecksilberverbindungen kommen vornehmlich in der Landwirtschaft und der Farbenindustrie zum Einsatz [6.11].

Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm von 20 µg/kg mit Messwerten bis zu 447 µg/kg Frischgewicht konnten beispielsweise in hessischen Fließgewässern in Aalen [6.11] und mit bis zu 3.150 µg/kg Quecksilber auch in Zandern aus der Elbe [6.10] festgestellt werden. Von der IKS sind für den Rhein in den Jahren 2000 bis 2010 Werte oberhalb der UQN, im Mittel zwischen 70 und 350 µg/kg, in Brassen dokumentiert [6.12]. Die Quecksilberkonzentrationen überschreiten damit die UQN für Biota um den Faktor 5 bis 20.

Sowohl in den Fischen aus der Ruhr als auch aus den vier Talsperren wurde die UQN fast immer überschritten. Dabei wurde mit 660 µg/kg in einem Flussbarsch aus der Biggetalsperre der Maxi-

malwert ermittelt. Für den Parameter Quecksilber und Quecksilberverbindungen kann derzeit von einer nahezu kompletten Überschreitung der Fisch-UQN der novellierten prioritären Stoffliste in den größeren Fließgewässern in Deutschland ausgegangen werden.

– Dicofol

Die Verbindung ist ein persistentes Insektizid, dessen Verkauf in Deutschland seit 1995 und der Einsatz in Deutschland, Österreich und in der Schweiz auch als Wirkstoff in anderen Pflanzenschutzmitteln seit 2008 verboten ist [6.14, 6.15].

In den in 1999/2000 gefangenen Aalen aus hessischen Fließgewässern wurden keine Befunde für Dicofol oberhalb der BG von 100 bzw. 40 µg/kg im Fett ermittelt [6.11].

Die Messwerte aller aus der Ruhr stammenden Fische lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 µg/kg und somit auch unter der UQN von 33 µg/kg.

– Perfluorooctansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS)

Die Industriechemikalie PFOS gehört zur Gruppe der Perfluorierten Tenside (PFT), die heute teilweise noch in der Galvanotechnik, die im Ruhreinzugsgebiet mit mehr als 300 Betrieben vertreten ist, eingesetzt wird. PFT werden noch in zahlreichen Verbraucherprodukten verwendet, wie beispielsweise in wasser-, schmutz- und fettabweisenden Ausrüstungen von Teppichen, Kleidung oder Kochgeschirr mit Antihafbeschichtung. Die überwiegende Menge an persistenten PFOS gelangte durch den Einsatz in Feuerlöschschaum, über Galvanikabwasser und Polytetrafluorethylen (PTFE)-Beschichtungen in die Umwelt [6.16]. Für PFOS wird die Halbwertszeit in Wasser im Hinblick auf einen abiotischen Abbau durch Hydrolyse (bei 25 °C) auf mehr als 41 Jahre geschätzt [6.16].

Vom LANUV sind in Fischen aus der Lenne und der Möhne (Ruhrzuflüsse) in 2008 Maximalkonzentrationen von 101 bzw. 146 µg/kg gemessen worden. In einer Pressemitteilung des LANUV aus dem Jahr 2008 wurden Werte von bis 666 µg/kg aus dem Rhein-Erft-Kreis veröffentlicht. Insbesondere bei Rheinfischen wurden von 2000 bis 2010 deutlich erhöhte Gehalte an PFOS nachgewiesen (3 bis über 70 µg/kg, vereinzelt Extremwerte bis zu 126 µg/kg). Eine Trendanalyse in den Niederlanden zeigt einen Anstieg der Gehalte von den 1970ern bis auf Werte über 100 µg/kg Mitte der 1990er Jahre, dann einen Rückgang auf Werte zwischen 7 und 58 µg/kg. Für andere, kurzketzige PFT lagen die Werte im ganzen Rheingebiet zumeist unter der Bestimmungsgrenze [6.12].

Sowohl in den Fischproben aus den Talsperren als auch in denen aus der Ruhr wurden Überschreitungen der UQN von 9,1 µg/kg mit einem Maximalwert von 89 µg/kg im Filet eines Aals ermittelt.

Das Überschreiten der UQN in den Fischen aus den abwasserfreien Talsperren Sorpe und Verse belegt die ubiquitäre Verbreitung von PFOS und unterstreicht auch, wie streng die UQN-Anfor-

derung formuliert ist. Es wird wohl noch viele Jahre dauern, bis dieser persistente Schadstoff, eine zukünftige Nullemission vorausgesetzt, in der aquatischen Umwelt soweit vermindert ist, dass die Fisch-UQN weitestgehend eingehalten wird.

– Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen

Diese Stoffe, die eine besonders hohe Toxizität aufweisen, entstehen bei technischen Verbrennungsprozessen zwischen 300 und 900 °C in Anwesenheit von Chlor und organischem Kohlenstoff, aber auch bei Waldbränden und Vulkanausbrüchen [6.17].

Das LANUV hat aus dem Jahre 2010 Befunde von bis zu 0,107 µg/kg Toxizitätsäquivalente (TEQ) in Wilddaalen aus nordrhein-westfälischen Gewässern veröffentlicht [6.18]. Die Belastungsentwicklung ist in Deutschland nach Schätzungen des Umweltbundesamtes (UBA) bei Dioxinen stagnierend oder eher steigend [6.12].

Aus der Ruhr wurden drei Fische (zwei Aale und ein Flussbarsch) auf Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen untersucht. Die mittlere Belastung von 0,010 µg/kg TEQ übertrifft den UQN-Wert von 0,0065 µg/kg TEQ, so dass auch für diese Stoffgruppe eine Nichteinhaltung festgestellt werden muss.

– Hexabromcyclododecan (HBCDD)

Die Industriechemikalie ist ein sehr wirksames bromiertes Flammschutzmittel, welches in die Umwelt hauptsächlich durch die Freisetzung aus Textilbeschichtungen gelangt. Es wird auch bei der Herstellung von styrolhaltigen Polymeren eingesetzt, darf aber seit 2013 nicht mehr produziert werden [6.19].

Im Genfer See wurde in 2004 ein Mittelwert von 0,168 µg/kg für die Fischbelastungen festgestellt [6.5].

Auch bei den Analysen der Fischproben aus der Ruhr und aus den Talsperren wurden keine Konzentrationen oberhalb der Umweltqualitätsnorm von 167 µg/kg gemessen. Der Maximalwert beträgt 15 µg/kg HBCDD bei einem Mittelwert von < 2 µg/kg und bleibt damit weit unter den Anforderungen der prioritären Stoffliste.

– Heptachlor und Heptachlorepoxyd

Das Pestizid wurde als Holzschutzmittel sowie zur Bekämpfung von Termiten und Haushaltsinsekten eingesetzt und ist mit dem Abbauprodukt Heptachlorepoxyd, welches toxischer als die Ausgangssubstanz ist, in den meisten Ländern auch wegen der hohen Persistenz in der Umwelt seit 1984 verboten [6.20].

Die Ergebnisse der Fischanalysen aus dem Ruhreinzugsgebiet lassen eine Aussage bezüglich der Einhaltung der UQN (0,0067 µg/kg) nur bedingt zu, da für die Verbindungen die Bestimmungsgrenze jeweils 2 µg/kg beträgt. In den Talsperrenfischen gibt es für beide Substanzen keine Positivbefunde. In den Proben aus der Ruhr liegen fünf von 43 Werten für das Heptachlor mit maximal 7,43 µg/kg oberhalb und für das Epoxyd alle 45 Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze, so dass

bei dem niedrigen UQN-Wert von 0,0067 µg/kg eine flächendeckende Überschreitung auch für die Talsperrenfische sehr wahrscheinlich ist.

In der Rückstands-Höchstmengenverordnung von 1999 sind für Heptachlor und das Heptachlorepoxyd 10 µg/kg in Lebensmitteln tierischer Herkunft zugelassen [6.11].

Zusammenfassung und Fazit

Bei den Biotauntersuchungen entlang der Ruhr aus den Jahren 2012 und 2013 konnte in allen Fischen eine beinahe durchgehende Überschreitung der zulässigen Belastung gemäß der novelierten prioritären Stoffliste bei polybromierten Diphenylethern, Quecksilber und Perfluorooctansulfonsäure beobachtet werden. Auch bei den Parametern Dioxin und Heptachlor/Heptachlorepoxyd ist im Mittel eine Überschreitung gegeben, ebenso wie für Fluoranthren und Benzo(a)pyren bei der Muschelbelastung.

Um ein angemessenes Schutzniveau für die Umwelt und die menschliche Gesundheit sicherzustellen, besteht das oberste Ziel in Bezug auf die prioritär gefährlichen Stoffe darin, Emissionen, Einleitungen und Verluste zu vermeiden (Phasing out innerhalb von 20 Jahren). Im Hinblick auf die festgestellten Überschreitungen ist jedoch zu bedenken, dass es sich bei den Biotagrenzwerten meist um äußerst niedrige Umweltqualitätsziele handelt, die vor allem zum Schutz der fischfressenden Räuber („Sekundärvergiftung“) unter der Berücksichtigung von Sicherheitsfaktoren abgeleitet wurden [6.1].

-
- [6.9] Steffen, D.: *Biota-Untersuchungen zur EG-Wasserrahmenrichtlinie. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN)*, 2007
 - [6.10] *Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe: Schadstoffe in Elbefischen. 1999/2000*
 - [6.11] Ternes, T., Weil, H., Seel, P.: *Belastungen von Fischen mit verschiedenen Umweltchemikalien in Hessischen Fließgewässern. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 1999-2000*
 - [6.12] *Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR): Bericht zur Kontamination von Fischen mit Schadstoffen im Einzugsgebiet des Rheins. Laufende und abgeschlossene Untersuchungen in den Rheinanliegerstaaten (2000-2010), Bericht Nr. 195, 2011*
 - [6.13] Reidt, O., Schiller, G.: *Quecksilbereinträge in oberirdische Gewässer durch Kohlekraftwerke. Natur und Recht, Volume 33, Issue 9, 2011, 624-631*
 - [6.14] *Umweltbundesamt: Identification of Organic Compounds in the North and Baltic Seas, Texte 28/08, 2008*
 - [6.15] *ENTSCHEIDUNG DER KOMMISSION vom 30. September 2008 über die Nichtaufnahme von Dicofof in Anhang I der Richtlinie 91/414/EWG des Rates und den Widerruf der Zulassungen für Pflanzenschutzmittel mit diesem Stoff*
 - [6.16] *Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Verbreitung von PFT in der Umwelt, LANUV- Fachbericht 34, 2011*
 - [6.17] <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine>, Zugriff März 2014
 - [6.18] <http://www.lanuv.nrw.de/verbraucher/warnungen/verzehr.htm>, Zugriff März 2014
 - [6.19] <http://www.umweltbundesamt.de/presse/presseinformationen/weltweites-aus-fuer-flammschutzmittel-hbcd>, Zugriff Februar 2014
 - [6.20] http://www.efsa.europa.eu/de/scdocs/doc/CONTAM_op_ej478_heptachlor_summary_de.pdf Zugriff März 2014

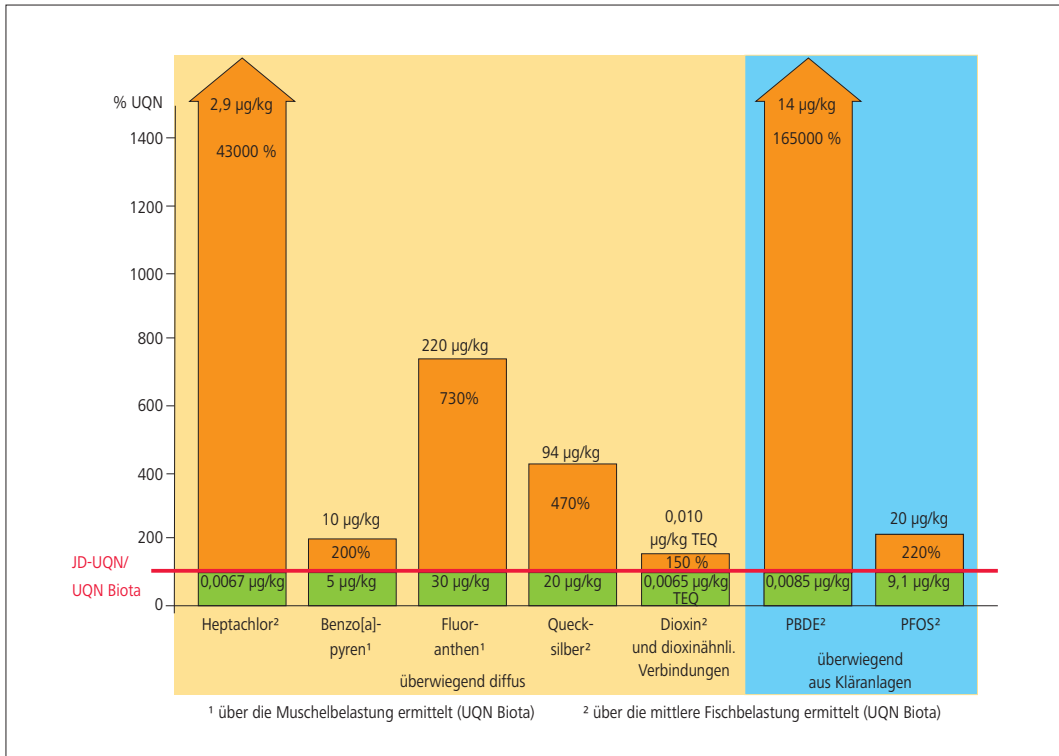


Bild 6.2: Parameter, die eine UQN (Richtlinie 2013/39/EU von August 2013) in Biota aus der Ruhr nicht einhalten
 Fig. 6.2: Parameter not meeting an environmental quality standard (Directive 2013/39/EU from August 2013) regarding the biota in the Ruhr

Die durch das „secondary poisoning“ begründete Quecksilber-UQN für Biota in Höhe von 20 µg/kg Frischgewicht wird in Fischen nahezu flächendeckend überschritten. Die zum Schutz der menschlichen Gesundheit abgeleiteten Höchstwerte für Quecksilber in Speisefischen in Höhe von 1.000 µg/kg Frischgewicht werden hingegen in der Regel eingehalten. Die Quecksilbergehalte sind auch abhängig vom Alter der untersuchten Fische [6.12]. Quecksilber kann derzeit noch als ubiquitäre Grundbelastung in Fischen aus ansonsten anthropogen weitgehend unbeeinträchtigten Gewässern angesehen werden, die (neben geogenen Einflüssen) hauptsächlich auf den globalen atmosphärischen Transport und die daraus resultierende Quecksilberdeposition zurückzuführen sind [6.21].

Das Bild 6.2 gibt einen Überblick über die Parameter, die den geforderten Umweltqualitätsnormwert in Biota aus der Ruhr nicht einhalten. Die Überschreitungen bei Heptachlor/Heptachlorepoxid, Benzo(a)pyren, Fluoranthen, Quecksilber und Dioxinen werden überwiegend durch Einträge aus diffusen Quellen verursacht. Lediglich bei den PBDE und dem PFOS dürfte die Belastung primär auf Emissionen aus kommunalen Kläranlagen zurückgehen, wobei das PFOS im Wesentlichen aus indirekteinleitenden Galvanikbetrieben stammt.

[6.21] www.wasseraktiv.at/resources/files/2012/5/22/2348/gzuev-trendermittlung-von-schadstoffen-in-biota-2010.pdf, Zugriff Januar 2014

7 Legionellenproblematik auf der Kläranlage Warstein

Einleitung

Im August 2013 erkrankten in Warstein ungewöhnlich viele Personen an atypischer Lungenentzündung. Es entwickelte sich eine krisenhafte Situation, die Krankenhäuser sowie Gesundheits- und Umweltbehörden alarmierte und nach schnellem und effizientem Handeln zum Schutz der Bevölkerung verlangte. Als erste positive Laborbefunde auf einen Legionellenausbruch hinwiesen, wurde ein Krisenstab einberufen, der in enger Abstimmung mit allen Beteiligten Sofortmaßnahmen, Ursachensuche und -beseitigung koordinierte. Trotz intensiver Bemühungen um Schadensbegrenzung befand sich die Stadt Warstein sechs Wochen in einer Art Ausnahmezustand. Zur Verhinderung von Neuerkrankungen und weiteren Todesfällen wurde u.a. eine Reisewarnung ausgesprochen und die für den Tourismus bedeutende „Montgolfiade“ abgesagt. Insgesamt waren 159 Erkrankte zu verzeichnen - zwei Patienten verstarben.

Umfangreiche Beprobungen und Untersuchungen ergaben, dass die Werkskläranlage der Brauerei Warstein, die Kläranlage Warstein und das Rückkühlwerk einer an der Wester ansässigen Firma sowie die Wester selbst eine hohe Legionellenbelastung aufwiesen. Damit bekam der von Experten bisher als nicht relevant eingestufte Themenkreis „Legionellenvorkommen in Abwasser“ eine hohe Brisanz. Der Ruhrverband reagierte darauf umgehend mit einem selbst beauftragten Untersuchungsprogramm, mit angepassten betrieblichen Sofortmaßnahmen auf der Kläranlage Warstein, mit konzeptionellen Planungen für eine gemeinsame zukünftige Behandlung des Brauereiabwassers und mit der Initiierung eines durch das MKULNV geförderten Forschungsprojekts über die Entwicklung von Maßnahmen zur Reduzierung von Legionellen im belebten Schlamm.

Legionellen als Umweltbakterien und Krankheitserreger

Legionellen sind in der Umwelt ubiquitär verbreitet. Sie besiedeln sowohl natürliche als auch künstliche aquatische Habitats und vermehren sich bevorzugt bei Wassertemperaturen zwischen 20 und 45 °C. Legionellen haben hohe Ansprüche an die Nährstoffversorgung. Für ihre Vermehrung benötigen sie bevorzugt einen Wirtsorganismus oder nährstoffreiche Biofilme. Die parasitäre Lebensweise verbessert u.a. ihre Überlebenschancen bei ungünstigen Umweltbedingungen. Neben Oberflächenwasser und feuchten Böden bieten Warmwasserinstallationen besonders geeignete Lebensbedingungen.

Legionellen wurden erstmals im Jahr 1976 als Krankheitserreger nachgewiesen, als in einem amerikanischen Hotel anlässlich eines Veteranentreffens 220 Personen erkrankten und 34 verstarben. Die nach diesem Ausbruch benannte Legionärskrankheit oder Legionellose ist eine mit Fieber und trockenem Husten beginnende

schwere Lungenentzündung, die eine rechtzeitige und spezifische Antibiotikatherapie erfordert. Wird diese unterlassen oder erfolgt zu spät, führt die Erkrankung insbesondere bei älteren oder geschwächten Personen nicht selten zum Tod. Weniger dramatisch verläuft das ebenfalls von Legionellen verursachte Pontiac-Fieber, eine grippeähnliche Erkrankung. Die Infektion mit Legionellen erfolgt durch Inhalation der Bakterien. Erregerhaltige Aerosole, kleinste Tröpfchen von weniger als 5 µm Durchmesser, gelten als Infektionsquelle. Die Inkubationszeit beträgt bis zu zehn Tage. Von den zahlreichen Arten, Typen und Subtypen von *Legionella* können nicht wenige als Krankheitserreger in Erscheinung treten.

Als Erreger der Erkrankungen in Warstein konnten in Laboruntersuchungen von Patientenmaterial Bakterien der Art *Legionella pneumophila*, Serogruppe 1, nachgewiesen werden. Dem staatlichen Referenzlabor in Dresden gelang später durch Feintypisierung die Identifizierung des Erregerstamms „Knoxville“.

Krankheitsausbruch in Warstein

Nach der Erhärtung des Verdachts auf eine Legionellen-Epidemie mit bis dahin 64 Krankheits- und zwei Todesfällen informierte der Kreis Soest am 21. August 2013 die Öffentlichkeit, und noch am selben Tag wurde ein Krisenstab einberufen. Aufgrund seiner Expertise aus ähnlichen früheren Vorkommnissen wurde das Institut für Hygiene und öffentliche Gesundheit der Universität Bonn eingeschaltet.

Vorrangiges und dringliches Anliegen aller Beteiligten war es, die Infektionsquelle(n) zu finden und den Verbreitungsweg zu stoppen. Da keine Häufung der Krankheitsfälle innerhalb von Familien zu beobachten war, konnte das Trinkwasser als Kontaminationspfad ausgeschlossen werden. Im Fokus standen das Auffinden, die Begutachtung und die Beprobung klimatechnischer Anlagen einer bestimmten Bauart, so genannte Rückkühlwerke. Sie können mit der abgegebenen Luft feinste Aerosole verbreiten und bei unsachgemäßem Betrieb zu Infektionsquellen werden, wie dies z. B. bei einer Legionellenepidemie zur Jahreswende 2009/2010 in Ulm der Fall war [7.1]. Nach der Beprobung und Desinfektion wurden die in Warstein als kritisch eingestuften Rückkühlwerke abgeschaltet.

Methodik des Legionellennachweises

Als potenzielle Krankheitserreger sind die Legionellen nach der Biostoffverordnung [7.2] in die Risikogruppe 2 eingestuft. Der Nachweis darf daher nur in dafür zugelassenen Laboratorien erfolgen.

[7.1] von Baum H, Härter G, Essig A, Lück C, Gonser T, Embacher A, Brockmann S. Preliminary report: outbreak of Legionnaires' disease in the Cities of Ulm and Neu-Ulm in Germany, December 2009 – January 2010. *Euro Surveill.* 2010;15(4):pii=19472

[7.2] Verordnung über Sicherheit und Gesundheitsschutz bei Tätigkeiten mit biologischen Arbeitsstoffen (Biostoffverordnung – BiostoffV) vom 27.01.1999, zuletzt geändert am 15.07.2013

Die Trinkwasserverordnung [7.3] macht Vorgaben, wie die Untersuchung von Trinkwasserinstallationen auf Legionellen zu erfolgen hat. Sie nennt als Untersuchungsmethode die ISO 11731 sowie die DIN EN ISO 11731-2. Für den Betrieb von Rückkühlwerken gibt es technische Regelwerke [7.4, 7.5], die ebenfalls Untersuchungen auf Legionellen nach den genannten Methoden empfehlen.

Der ISO-Nachweis basiert auf der Anzucht der Legionellen aus einer Wasserprobe bei 36 °C auf einem selektiven Nährmedium. Durch eine Vorbehandlung der Wasserprobe mit Hitze und/oder Säure sowie durch den Zusatz antibiotisch wirkender Supplemente im Nährboden wird das Wachstum anderer Bakterien, die so genannte Begleitflora, unterdrückt. Verdächtige Kolonien mit charakteristischem Aussehen müssen durch Subkultur auf die für *Legionella spec.* typischen Merkmale Aminosäurebedarf (L-Cystein-Abhängigkeit) und Eisenbedarf überprüft und identifiziert werden. Die Untersuchung dauert insgesamt zehn Tage. Das Ergebnis weist die Anzahl Kolonie bildender Einheiten (KBE) von *Legionella spec.* in 100 ml Probe aus. Zur Bestimmung der Art *Legionella pneumophila* sowie der Serogruppe muss sich ein serologischer Test anschließen.

Für den Nachweis, dass die in den Umweltproben festgestellten Legionellen mit den Erregern einer Infektionswelle übereinstimmen, sind darüber hinaus weitere Untersuchungen erforderlich. Diese Feintypisierung mit immunologischen und molekularbiologischen Methoden erfolgt im nationalen Referenzlabor „Legionellen“ an der Technischen Universität in Dresden.

Positive Legionellennachweise in Warstein

Die Ergebnisse der intensiven Beprobungen wiesen drei Schwerpunkte der Legionellenbelastung aus: das Rückkühlwerk einer unterhalb der Kläranlage Warstein ansässigen Firma, die Abwasservorbehandlung der Brauerei sowie das Belebungsbecken der Kläranlage Warstein. Erhöhte Werte Kolonie bildender Einheiten von *Legionella spec.* waren auch in der Wester unterhalb der Kläranlage sowie im weiteren Fließverlauf und in der Möhne unterhalb der Einmündung der Wester gemessen worden.

Die im Belebungsbecken der Kläranlage Warstein am 30. August 2013 ermittelte Zahl Kolonie bildender Einheiten von *Legionella spec.* belief sich auf 2,5 Mio./100 ml. In weiteren Untersuchungen, die in den darauf folgenden Wochen sowohl der Kreis Soest als auch der Ruhrverband beauftragten, konnten die Werte im ein- bis zweistelligen Millionenbereich für Kolonie bildende Einheiten KBE/100 ml in der Belebungsbestätigung werden. Die Beprobung verschiedener Zulaufstränge der Kläranlage Warstein zeigte, dass eine hohe Belastung mit Legionellen aus dem Verbindungskanal der Brauerei zur Ruhrverbandskläranlage, nicht jedoch im kommunalen Zulauf nachzuweisen war. Im Ablauf der Kläranlage lag die Legionellen-Belastung des biologisch gereinigten Abwassers noch zwischen 100.000 und 200.000 KBE/100 ml.

Weitergehende Untersuchungen zur Legionellen-Differenzierung bestätigten für das industrielle Rückkühlwerk, die Brauerei und die Kläranlage Warstein sowie die Wester und die Möhne das Vor-

kommen von *Legionella pneumophila* der Serogruppe 1. In Kenntnis dieser Befunde wurde das folgende höchstwahrscheinliche Szenario für den Ausbruch der Erkrankungswelle entwickelt: Über den Brauereikanal war mit Legionellen stark belastetes Abwasser der Kläranlage Warstein zugeflossen. Über den Ablauf der Kläranlage waren die Legionellen der Wester zugeführt worden. Aus der Wester entnahm der Industriebetrieb Rohwasser für den Betrieb des Rückkühlwerkes. Bei begünstigender Wetterlage erfolgte aus dem Rückkühlwerk die Verbreitung von kontaminierten Aerosolen über Teile des Stadtgebietes von Warstein und darüber hinaus. Die Wasserentnahme aus der Wester zum Gemeingebrauch wurde daher mit Allgemeinverfügung vom 5. September 2013 vorsorglich untersagt. Nach Außerbetriebnahme des industriellen Rückkühlwerkes sank die Zahl der Neuinfektionen auf null.

Sofortmaßnahmen des Ruhrverbands

Unmittelbar nach Kenntnis der hohen Legionellengehalte im Belebtschlamm und im Ablauf der Kläranlage beschloss der Ruhrverband ein umfangreiches Maßnahmenprogramm, um mögliche vom Betrieb der Abwasserbehandlung ausgehende Gefährdungen der Bevölkerung und des Betriebspersonals zu minimieren.

Da bei den Untersuchungen auch im Tropfkörper der Kläranlage hohe Legionellengehalte festgestellt wurden und hier zudem im Vergleich zum Belebungsbecken höhere Temperaturen anzunehmen waren, wurde der Tropfkörper am 4. September 2013 außer Betrieb genommen, anschließend gespült und der Biofilm entfernt. In die folgenden Planungen zur Abwasserbehandlung wurde der Tropfkörper nicht mehr einbezogen.

Um eine Ansteckungsgefahr über Aerosole auszuschließen, wurden die zur Belüftung eingesetzten Oberflächenkreisel außer Betrieb genommen. Zur Sicherstellung der Sauerstoffversorgung im Belebungsbecken wurde dieses mit Begasungsgittern ausgerüstet und am 6. September 2013 eine Reinsauerstoffanlage in Betrieb genommen. Durch den Einsatz von Reinsauerstoff wurde das in das Belebungsbecken eingetragene Gasvolumen im Vergleich zu Luft um rund 80 % reduziert, was einer Aerosolbildung zusätzlich entgegenwirkt. Darüber hinaus erfolgte bis zum 13. September 2013 zur Emissionsvermeidung eine Abdeckung des gesamten Belebungsbeckens und in der Folge bis Mitte Oktober auch des sogenannten Kombibeckens. Bild 7.1 zeigt die Kläranlage Warstein mit den abgedeckten Becken.

Arbeitsmedizinische Untersuchungen des Betriebspersonals der Kläranlage ergaben, dass der Anteil von Personen mit Antikörpern gegen Legionellen genau dem üblichen Bevölkerungsschnitt von etwa einem Drittel entspricht. Dieser Befund weist darauf hin, dass es zu den Infektionen nicht im Bereich der Kläranlage gekommen ist. Um das Betriebspersonal und alle weiteren auf der Kläranlage tätigen Personen bestmöglich zu schützen, wurden über die üblichen, sich aus der Biostoffverordnung ergebenden Schutzvorkehrungen hinaus weitere Maßnahmen getroffen. Hierzu zählte das Tragen von Partikelfilterhalbmasken in Bereichen mit eventuell erhöhtem Potenzial für eine Aerosolbildung. Auch beim Transport und der Entsorgung des entwässerten Klärschlammes



Bild 7.1: Luftbild der Kläranlage Warstein
Fig. 7.1: Aerial view of the Warstein sewage treatment plant

wurden umfassende hygienische und sicherheitstechnische Maßnahmen ergriffen.

Neben der Vermeidung von Aerosolen war ein weiteres Ziel, die Legionellengehalte im Kläranlagenablauf kurzfristig auf ein möglichst niedriges Niveau zu bringen. Hierzu wurde am 6. September 2013 eine provisorische UV-Desinfektionsanlage in den Ablauf integriert und in Betrieb genommen. Die in Bild 7.2 dargestellte Anlage weist bei einer Wellenlänge von 254 nm eine Leistung von 400 J/m² auf. Im DWA Merkblatt M 205 [7.6] wird eine Mindestbestrahlung von 300 bis 450 J/m² für biologisch gereinigtes Abwasser zur Einhaltung der Grenz- und Leitwerte der EG-Badege-wässerrichtlinie, in der Legionellen allerdings nicht aufgeführt sind, genannt.



Bild 7.2: UV-Anlage am Ablauf der Kläranlage Warstein
Fig. 7.2: UV facility at the outlet of the Warstein sewage treatment plant

Bei der Inbetriebnahme der UV-Anlage war zu berücksichtigen, dass die Kläranlage Warstein derzeit für einen Mischwasserzufluss (Q_M) von 350 l/s ausgelegt und genehmigt ist. Um sicherzustellen, dass der gesamte Kläranlagenablauf in der Desinfektionsstufe behandelt werden kann, war eine Begrenzung des Maximalzuflusses zur Kläranlage auf den Höchstdurchsatz der UV-Anlage von 180 l/s erforderlich. Bei größeren Regenereignissen wird dann das Regenüberlaufbecken gefüllt, welches gegebenenfalls in das nachgeschaltete Regenrückhaltebecken abschlägt. Da der Zufluss aus dem Brauereikanal nicht in die Niederschlagswasserbehandlungsanlage gelangt, war gewährleistet, dass selbst im Falle eines sehr starken Regenereignisses mit Entlastung über das Regenrückhaltebecken kein mit Legionellen belastetes Abwasser in das Gewässer gelangte. Durch eine neu erstellte Schmutzfrachtberechnung gemäß DWA-Arbeitsblatt A-128 [7.7] wurde die Ordnungsmäßigkeit der Niederschlagswasserbehandlung für die gedrosselte Wassermenge nachgewiesen.

Weitergehende Maßnahmen des Ruhrverbands

Nach Umsetzung der Sofortmaßnahmen galt es, verfahrenstechnische Konzepte für den kurz- und mittelfristigen Betrieb der Kläranlage und Strategien zur Entfernung der Legionellen aus dem System zu entwickeln.

Um auf mögliche CSB-Frachterhöhungen aus dem Verbindungskanal reagieren zu können, wurde durch Abdecken des gesamten Kombibeckens und Einbau einer Reinsauerstoffbegasung zusätzliches aerobes Reaktorvolumen geschaffen, wobei die Regelung weiterhin auch anoxische Bereiche zulassen sollte. Durch eine Optimierung des Reinsauerstoffeinsatzes konnte der Sauerstoffverbrauch im Nitrifikationsbecken um rund ein Drittel abgesenkt werden, was sich auch auf die Betriebskosten positiv auswirkte.

Zur Reduzierung der CSB-Zulaufkraft in die biologische Stufe erfolgte die - bis dahin nur temporär durchgeführte - Vorfällung mit Polyaluminiumchlorid in der Vorklärung ab Oktober durchgehend, wodurch die CSB-Fracht um rund 50 % vermindert wurde. Durch Umstellung auf ein aluminiumhaltiges organisches Flockungsmittel wurde die Eliminationsrate ab Ende November auf etwa 75 % erhöht. Neben dem CSB-Rückhalt wird durch die Vorfällung zumindest ein Teil der feststoffgebundenen Legionellen nicht mehr in das Belebungsbecken eingetragen.

- [7.3] Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001) in der Fassung der Bekanntmachung vom 07. August 2013
- [7.4] VDI 6022 Blatt 1, Raumlufttechnik, Raumluftqualität – Hygieneanforderungen an Raumlufttechnische Anlagen und Geräte (VDI-Lüftungsregeln), Juli 2011
- [7.5] VDI 2047 Blatt 2, Rückkühlwerke – Sicherstellung des hygienischen Betriebs von Verdunstungskühlanlagen (VDI-Kühlraumregeln) – Entwurf, Januar 2014
- [7.6] Merkblatt DWA-M 205, Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser, März 2013
- [7.7] Arbeitsblatt ATV-A 128 Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen, April 1992



Bild 7.3: Chemische Desinfektion am Ablauf der Kläranlage Warstein
 Fig. 7.3: Chemical disinfection at the outlet of the Warstein sewage treatment plant

Zur weiteren Verringerung der Legionellenkonzentration wurde nach Behördenvorgabe ab dem 4. Oktober 2013 hinter der UV-Anlage eine zweite Stufe der Abwasserdesinfektion installiert. Hierbei handelte es sich um eine chemische Desinfektion mittels Perameisensäure (PFA). Um eine hinreichende Desinfektionszeit zu gewährleisten und den Eintrag überschüssigen Desinfektionsmittels in die Wester zu minimieren, wurde mit fünf Containern ein zusätzliches Reaktorvolumen von 350 m³ geschaffen. Der Aufbau der chemischen Desinfektion ist in Bild 7.3 dargestellt. Durch vorangegangene Laborversuche wurde eine Dosiermenge von zunächst 3 mg PFA je Liter Abwasser ermittelt.

Darüber hinaus wurden Möglichkeiten einer Desinfektion des Prozessabwassers aus der Schlammbehandlung überprüft, für die sich nach Laborversuchen analog zur Ablaufdesinfektion Perameisensäure in einer Dosierung von etwa 30 mg/l als geeignet erwies. Da eine Prozessabwasserdesinfektion nur dann zielführend ist, wenn der Kläranlagenzulauf nicht mehr durch Legionellen belastet wird, wurde sie auf der Kläranlage Warstein nur vorübergehend eingesetzt.

Im November 2013 begannen die Vorbereitungen für die Beschaffung einer leistungsfähigeren UV-Anlage mit einer höheren Energiedichte (800 statt bisher 400 J/m²), mit der der gesamte Mischwasserzufluss von 350 l/s behandelt werden kann. Darüber hinaus sollte dies die chemische Desinfektion entbehrlich machen. Beim Betrieb dieser Anlage wird nach Herstellerangaben von einem Zielwert für Legionellen von 1.000 KBE/100 ml als 90-Perzentil bei einem Zulauf von etwa 10⁵ KBE/100 ml ausgegangen.

Untersuchungsprogramm

Die auf der Kläranlage getroffenen Maßnahmen und der weitere Anlagenbetrieb wurden seit Bekanntwerden der Legionellenproblematik durch ein umfangreiches Untersuchungsprogramm begleitet. Hierbei wurden 24-Stunden-Mischproben aus dem Zulauf-

bereich, vom Ablauf der Vorklärung und vom Ablauf der nachgeschalteten Desinfektion in die Wester auf die Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen, die organischen Summenkenngrößen CSB und BSB₅ sowie die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor analysiert. Der Belebtschlamm wurde mikroskopisch untersucht, um mögliche Veränderungen der Schlammbeschaffenheit hinsichtlich Flokkenstruktur, Vorkommen von fadenförmig wachsenden Bakterien und Besiedlung mit ein- und mehrzelligen Organismen zu erkennen. Ein besonderes Augenmerk lag dabei auf den als Wirtsorganismen für Legionellen geltenden Amöben, die im Belebtschlamm der Kläranlage Warstein in verschiedenen Formen und teilweise in erheblicher Individuendichte vorkommen.

Um das Wissen im Hinblick auf das Vorkommen und die Entwicklung von Legionellen in der Kläranlage Warstein zu erweitern und die Wirksamkeit der getroffenen Desinfektionsmaßnahmen zu überprüfen, wurden seit September 2013 verschiedene Punkte des Abwasser- und Schlammweges auf die Belastung durch Legionellen untersucht. Hierzu zählen die einzelnen Zulaufstränge zur Kläranlage, der Ablauf der Belebung sowie Zu- und Ablauf der Desinfektionsstufen, aber auch der Faulschlamm, der zentrifugierte Schlamm und das Prozessabwasser aus der Schlammentwässerung.

Mit bakteriologischen Untersuchungen u. a. auf *Escherichia coli* und intestinale Enterokokken im Zu- und Ablauf der Desinfektionsstufen wird die erfolgreiche Hygienisierung des biologisch gereinigten Abwassers belegt.

Physikalisch-chemische Ergebnisse

Durch die Untersuchungen im Zulaufbereich sollten Frachtschwankungen aus dem Brauereikanal nachvollzogen und auf diese reagiert werden können. Für einen gesicherten Anlagenbetrieb wurde eine maximale CSB-Fracht von zunächst 2.000 kg/d und ab Oktober von 3.000 kg/d für diesen Zulaufstrang vorgegeben. Zudem wurde die Reinigungsleistung der Vorklärung überprüft und durch Veränderung der Vorfällung optimiert.

Bild 7.4 zeigt den zeitlichen Verlauf der CSB-Frachten im Zulaufbereich sowie die Reinigungsleistung der Vorklärung. Demnach wurde die Frachtbegrenzung für die Emission der Brauerei nahezu durchgehend eingehalten. Durch die optimierte Vorfällung konnte die Reinigungsleistung der Vorklärung hinsichtlich des CSB deutlich gesteigert werden, so dass die biologische Stufe im Mittel statt mit einer CSB-Fracht von bis dahin rund 1.400 kg/d seit Anfang Dezember nur noch mit etwa 840 kg/d beaufschlagt wurde.

Durch die Ablaufuntersuchungen wurden vor allem die Überwachungswerte des Genehmigungsbescheids für den CSB, den anorganischen Stickstoff und Phosphor überprüft. In der Zeit von Oktober 2013 bis Februar 2014 wurden diese Grenzwerte in der 24-Stunden-Mischprobe nahezu durchgehend eingehalten.

Die UV-Durchlässigkeit des Abwassers ist eine wesentliche Einflussgröße für die erreichbare Bestrahlungsstärke der UV-Anlage. Feststoffpartikel können die UV-Desinfektion durch Absorption und Streuung des UV-Lichts, Abschattung frei vorliegender Bakte-

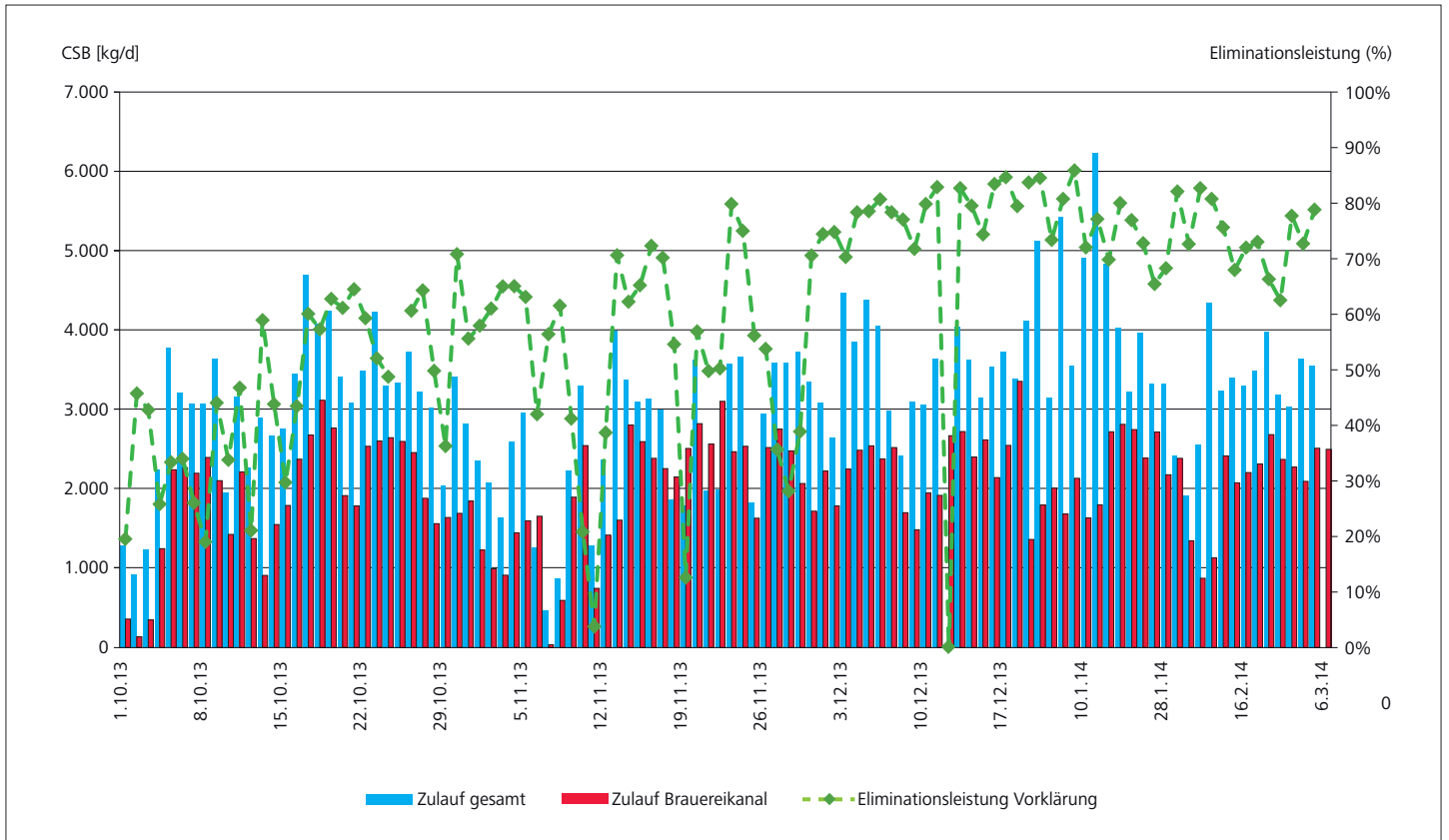


Bild 7.4: Kläranlage Warstein – CSB-Frachten im Zulauf Brauereikanal und im Zulauf gesamt sowie Eliminationsleistung der Vorklärung
 Fig. 7.4: Warstein sewage treatment plant – COD loads in the inlet of the brewery sewer and in the combined inlet as well as the elimination capacity of the preliminary treatment

rien oder Abschirmung von in den Partikeln eingelagerten Mikroorganismen negativ beeinflussen. Die Messungen am Zulauf der UV-Anlage ergaben eine mittlere Transmission von etwa 60 % und lediglich an drei Messtagen Werte unterhalb der für eine Abwaserdesinfektion als kritisch anzusehenden 40 %.

Um zu überprüfen, ob durch die chemische Desinfektion kritische Oxidationsnebenprodukte entstehen, wurde regelmäßig der Gehalt an Adsorbierbaren Organischen Halogenverbindungen (AOX) untersucht. Darüber hinaus wurden stichprobenartig GC-MS-Screening-Analysen durchgeführt. Die Untersuchungen ergaben dabei keine signifikanten Unterschiede vor und nach der Zugabe der Perameisensäure. Die AOX-Werte lagen durchgehend unterhalb des Bescheidwerts von 100 µg/l. In der Wester etwa 50 Meter unterhalb der Kläranlageneinleitung fanden Messungen des Restgehaltes an Per-Verbindungen statt, die mit einer Ausnahme Werte unter 1 mg/l ergaben.

Mikroskopische Untersuchungen

Die Flockenstruktur des Belebtschlammes der Kläranlage Warstein blieb von den betrieblichen Umstellungen weitgehend unbeeinflusst. Neben abgerundeten Flocken verschiedener Größe kamen

in Folge einer mäßigen bis großen Anzahl fadenförmig wachsender Bakterien auch lockere und unregelmäßige Flockenagglomerate vor. Die Besiedlung des Belebtschlammes mit sessilen und freischwimmenden ein- und mehrzelligen Organismen war artenreich. Zur Biozönose gehörten u.a. verschiedene Amöben, die sich hinsichtlich Größe (zwischen 20 und 100 µm) und Form voneinander unterschieden (Bild 7.5).

Ergebnisse der Legionellenanalytik

Die Untersuchungen im Zulauf aus dem Verbindungskanal ergaben auch nach September 2013 weiterhin sporadisch Belastungen mit Legionellen in hohen Konzentrationen. Die Werte lagen dabei an mehreren Tagen im zweistelligen Millionenbereich. Der zeitliche Verlauf lässt erkennen, dass die als Wochenmittelwerte berechnete Legionellenkonzentration im Gesamtzulauf um etwa zwei Log-Stufen über der Belastung im Ablauf der Nachklärung liegt. Die Berechnung erfolgte hierbei ausschließlich mit Messwerten oberhalb der Bestimmungsgrenzen. Aufgrund der Eliminationsraten von im Mittel etwa zwei Log-Stufen ist die Kläranlage Warstein somit auch ohne weitergehende Desinfektionsmaßnahmen bereits als Legionellensenke zu betrachten.

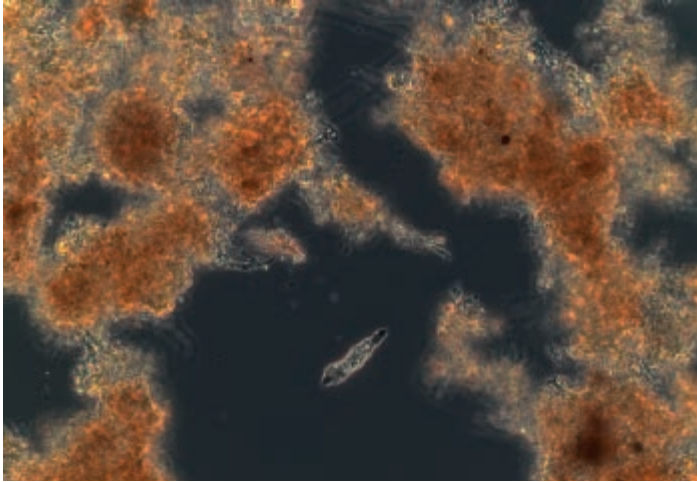


Bild 7.5: Kläranlage Warstein - Mikroskopisches Bild des belebten Schlammes mit Amöbe

Fig. 7.5: Warstein sewage treatment plant – microscopic picture of the activated sludge with amoeba

Während für die Einschätzung der Leistungsfähigkeit eines Desinfektionsverfahrens die Reduktionsrate in Log-Stufen wichtig ist, ist für die Bewertung des behandelten Abwassers die Konzentration nach der Behandlung entscheidend. In Bild 7.6 ist die zeitliche Entwicklung der Legionellenkonzentration in KBE/100 ml im Ablauf Nachklärung (entspricht dem Zulauf der UV-Anlage), im Ablauf der UV-Anlage und im Ablauf der chemischen Desinfektion dargestellt. Im Ablauf der Nachklärung ist demnach im Zeitverlauf ein leichter Abwärtstrend der Legionellenkonzentration zu erkennen. Während sich die Legionellenkonzentrationen im vierten Quartal 2013 überwiegend im fünfstelligen Bereich bewegten, lagen sie im Januar und Februar 2014 mehrheitlich eine Zehnerpotenz niedriger. Dies ergibt sich – trotz sporadisch hoher Legionelleneinträge im Zulauf – aus dem ständigen Abzug legionellenhaltigen Überschussschlammes, der ein mögliches (temperaturabhängiges) Wachstum im biologischen System offensichtlich überkompensiert.

Durch die UV-Desinfektion wird auf der Kläranlage Warstein eine Legionellenelimination von ein bis vier Log-Stufen erreicht. Einflussfaktoren auf die Höhe der Reduktionsrate sind u.a. die Legionellenbelastung sowie der Feststoffgehalt und die Transmission im Zulauf zur Desinfektionsstufe. So konnte Ende November bei ungünstigen Zulaufbedingungen mit einem Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen von 27 mg/l und einer Transmission von lediglich 27 % keine Desinfektionsleistung der UV-Anlage festgestellt werden. Im Gegensatz dazu ergab sich Anfang Dezember bei vergleichbaren Zulaufkonzentrationen, einer Transmission von 69 % und niedrigen Feststoffgehalten von unter 10 mg/l eine Reduktionsrate von vier Log-Stufen. Die nachfolgende chemische Desinfektion erreicht bei einer Dosierung von 3 mg/l Perameisensäure eine weitere Reduktion um etwa eine Log-Stufe.

Die bakteriologischen Untersuchungen auf *Escherichia coli* (Bild 7.7) und intestinale Enterokokken ergaben im Vergleich zu den Legionellen mit im Mittel etwa 3 Log-Stufen höhere Reduktionsra-

ten durch die UV-Behandlung. Die Werte, ausgedrückt als Most Probable Number (MPN), lagen dabei mit einer Ausnahme bei den Enterokokken durchgehend unter 100 MPN/100 ml und zum überwiegenden Teil unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze.

Für die Kläranlage Warstein lag – zumindest bis Ende März 2014 - in Bezug auf Legionellen kein behördlich vorgegebenes Behandlungsziel für den Kläranlagenablauf in die Wester vor. Zur Einschätzung der Messwerte konnten die hohen Anforderungen des DVGW-Arbeitsblattes W551 - Technische Maßnahmen zur Verminderung des Legionellenwachstums in Trinkwassererwärmungs- und Trinkwasserleitungsanlagen [7.8] vergleichend herangezogen werden. Danach liegt der Grenzwert für eine geringe bzw. nicht vorhandene Kontamination, bis zu der keine Maßnahmen getroffen werden müssen, bei 100 KBE/100 ml und für eine mittlere Kontamination, bis zu welcher eine mittelfristige Sanierung erforderlich ist, bei 1.000 KBE/100 ml. In der Trinkwasserverordnung ist für *Legionella spec.* ein Grenzwert von 100 KBE/100 ml vorgegeben.

Im Ablauf der UV-Anlage der Kläranlage Warstein lag das 90-Perzentil der Legionellenkonzentration nach einer Anlagenwartung und der Vergleichmäßigung der hydraulischen Beschickung ab Mitte Oktober unter 1.000 KBE/100 ml. In 35 % der Untersuchungen unterschritten die Werte seitdem sogar 100 KBE/100 ml. Durch die chemische Desinfektion wurden mit einer Ausnahme stets Ablaufwerte von unter 1.000 KBE/100 ml und zu 75 % Konzentrationen unter 100 KBE/100 ml ermittelt. Die Ablaufwerte hielten die im Arbeitsblatt genannten Anforderungen für Trinkwasser somit in der überwiegenden Zahl der Fälle ein.

Da zu Beginn des Jahres 2014 die Messergebnisse im Ablauf der UV-Anlage mit zwei Ausnahmen unter 100 KBE/100 ml lagen und zudem die Beschaffung einer leistungsfähigeren UV-Anlage vorgesehen war, wurde in Absprache mit den Behörden die chemische Desinfektion Anfang Februar 2014 außer Betrieb genommen.

Mögliche Maßnahmen zur Reduzierung von Legionellen im belebten Schlamm

Zur vollständigen Entfernung der Legionellen aus der kommunalen Kläranlage gilt es, nach dem Zulauf auch den Schlammkreislauf zu sanieren. Die erste Strategie zur Entfernung der Legionellen aus der Kläranlage stellt das „Ausschwemmen“ aus der biologischen Stufe mit dem Überschussschlamm über einen Zeitraum von mehreren Schlammaltern dar. Mögliche Einflussfaktoren bei dieser Strategie sind das Schlammalter, die Temperaturentwicklung und auch die Rückbelastung durch interne Prozessströme. Als weitere Handlungsoption kann der Aufbau eines neuen Belebtschlammes über eine sukzessive Außerbetriebnahme, Reinigung und Desinfektion von Anlagenteilen bei laufendem Betrieb in Betracht gezogen werden. Diese Vorgehensweise würde einen Zeitraum von etwa 30 Wochen in Anspruch nehmen und wäre mit Restrisiken hinsichtlich einer völligen Legionellenfreiheit behaftet. Eine weitere Möglichkeit bietet die Reduzierung der Legionellen durch gezielte Behandlung des belebten Schlammes. Diesem Thema widmet sich das vom MKULNV geförderte For-



Bild 7.6: Kläranlage Warstein – Zeitliche Entwicklung der Legionellenzahlen im Ablauf der Nachklärung (Zulauf UV-Anlage) und der Desinfektionsstufen

Fig. 7.6: Warstein sewage treatment plant – chronological development of legionella occurrence in the outlet of the secondary sedimentation (inlet UV facility) and the disinfection stages

schungsvorhaben „Entwicklung von Maßnahmen zur Reduzierung von Legionellen im belebten Schlamm“.

Forschungsbedarf und Forschungsvorhaben zum Themenkreis Legionellen in Kläranlagen

Die Untersuchungen weiterer ausgewählter Kläranlagen des Ruhrverbands auf Legionellen im September 2013 waren ohne erhöhte Befunde geblieben und hatten gezeigt, dass die hohe Legionellenbelastung der Kläranlage Warstein als Ausnahme anzusehen ist. Sie ist im Ruhreinzugsgebiet somit ein Einzelfall und als Untersuchungsobjekt von besonderem Interesse für allgemeine wissenschaftliche Fragestellungen. Kenntnisse über die Bedingungen, unter denen Legionellen im Belebtschlamm kommunaler Kläranlagen vorkommen, sich gegebenenfalls vermehren bzw. eliminiert werden können, lagen zum Zeitpunkt der Ereignisse in Warstein nicht vor. Die wenigen Publikationen zum Themenkreis berichten von industriellen Anlagen, wie z. B. aus Abwasserbehandlungsanlagen der skandinavischen Holz verarbeitenden Industrie [7.9, 7.10].

Die Präferenz der Legionellen zur Besiedlung von nährstoffreichen Biofilmen und zur parasitären Lebensweise in Organismen ist im Hinblick auf Abwasser und Belebtschlamm als potenziellem Lebensraum von großer Relevanz. Biofilme z.B. als Sielhaut im Kanal und organische Suspensa in Form von Belebtschlammflocken sind als geeignete Nährstoffquellen anzusehen. Amöben, die bevorzugt von Legionellen besiedelt werden, und damit deren Vermehrung

ermöglichen, kommen in allen Belebtschlämmen vor. Anzunehmen ist, dass die Besiedlung von Amöben auch Einfluss auf die Empfindlichkeit der Legionellen gegenüber Desinfektionsmaßnahmen hat.

Das Kulturverfahren zum Nachweis von *Legionella spec.*, das nach erfolgreicher Validierung in der Trinkwasserüberwachung gesetzlich verankert ist, erwies sich für die Abwasser- und insbesondere die Schlammuntersuchungen als nur sehr eingeschränkt geeignet. Die artenreiche Bakterienbiozönose im kommunalen Abwasser und im Belebtschlamm führt im Verlauf der Inkubationszeit von zehn Tagen zu einem starken Bewuchs der Agarplatten (Begleitflora) und verhindert so das Erkennen der Legionellen. Die erforderlichen Verdünnungen der Probe und das geringe Anwendungsvolumen haben eine hohe statistische Unsicherheit des Ergebnisses zur Folge und schränken die Verlässlichkeit und Aussagekraft der Informationen weiter ein.

[7.8] DVGW Arbeitsblatt W 551- Trinkwassererwärmungs- und Trinkwasserleitungsanlagen; Technische Maßnahmen zu Verminderung des Legionellenwachstums; Planung, Errichtung; Betrieb und Sanierung von Trinkwasser-Installationen, April 2004

[7.9] Kusnetsov et al.: Two Legionnaires' disease cases associated with industrial waste water treatment plant: a case report. *BMC Infectious Diseases* 2010 10:343

[7.10] Borgen, K. et al.: A cluster of Legionnaires' disease linked to an industrial plant in southeast Norway. June-July 2008. *Euro Surveill.* 2008;13(38):pii=18985



Bild 7.7: Kläranlage Warstein – Zeitliche Entwicklung der Zahl an E. coli im Ablauf der Nachklärung (Zulauf UV-Anlage) und der Desinfektionsstufen

Fig. 7.7: Warstein sewage treatment plant – chronological development of E. coli occurrence in the outlet of the secondary sedimentation (inlet UV facility) and the disinfection stages

Die an den Warsteiner Untersuchungen auf Legionellen beteiligten Laboratorien sind gemeinsam bestrebt, die für Trinkwasser genormte Kulturmethode in Absprache untereinander und mit dem LANUV bestmöglich an Abwasser anzupassen. Der Optimierung der Probenvorbereitung zur Unterdrückung der Begleitflora kommt dabei besondere Bedeutung zu. Die Erfahrungen mit den teils schwer interpretierbaren Ergebnissen in Warstein zeigen, dass methodischer Entwicklungsbedarf für einen Legionellennachweis in Abwasser besteht [7.11].

Bei den Arbeiten im Rahmen des vom MKULNV geförderten Forschungsvorhabens zur Entwicklung von Maßnahmen zur Reduzierung von Legionellen im belebten Schlamm sollen zwei Richtungen möglicher Betriebsstrategien im Labormaßstab erprobt werden. Einerseits sollen die Möglichkeiten einer Minimierung von Legionellen durch die Anpassung von Betriebsparametern (Temperatur, Schlammalter) untersucht werden, andererseits soll auch die Inaktivierung bzw. Abtötung durch verschiedene Desinfektionsverfahren (chemische oder physikalische Einwirkung) betrachtet werden. Versuche zur Ultraschallbehandlung haben eine Teildesintegration des belebten Schlammes mit einer Verlagerung der Legionellen in die Wasserphase zum Ziel, wodurch eine verbesserte Wirkung von Desinfektionsmitteln zu erwarten ist. Das Forschungsvorhaben soll auch aufklären, welche Analysemethoden schnelle und belastbare Aussagen zur Legionellenkonzentration in Belebtschlammproben liefern können. Ziel ist es, wissenschaftlich abgesicherte, praxistaugliche Strategien für die Legionelleneliminierung und einen langfristig sicheren Anlagenbetrieb zu formulieren.

Zusammenfassung und Fazit

Die auf Grund der Legionellenerkrankungen in Warstein durchgeführten Untersuchungen ergaben im August 2013 hohe Legionellenbelastungen in der Werkskläranlage der Brauerei Warstein, der Kläranlage Warstein, im Rückkühlwerk einer an der Wester ansässigen Firma und in der Wester selbst. Nach Bekanntwerden der Befunde hat der Ruhrverband ein eng mit den zuständigen Behörden abgestimmtes umfangreiches Maßnahmenprogramm hinsichtlich des Anlagenbetriebes, der Ablaufdesinfektion, durchzuführender Untersuchungen und Konzeptionen zur zukünftigen Abwasserbehandlung initiiert. Dieses sollte auf der einen Seite mögliche Gefährdungen der Bevölkerung und des Betriebspersonals ausschließen und auf der anderen Seite die Legionellengehalte im Kläranlagenablauf in die Wester auf ein möglichst niedriges Niveau bringen.

Hierdurch konnte erreicht werden, dass der Ablauf der bereits ohne weitere Maßnahmen als Legionellensenke wirkenden Kläranlage Warstein seit Mitte Oktober 2013 im 90-Perzentil Legionellenzahlen unter 1.000 KBE/100 ml und an einer Vielzahl von Tagen auch unter 100 KBE/100 ml aufwies. Wegen der insgesamt niedrigen Konzentrationen an Legionellen im Ablauf der UV-Anlage und der beschlossenen Anschaffung einer leistungsstärkeren UV-Behandlungsanlage wurde im Februar 2014 die chemische Desinfektion wieder außer Betrieb genommen.

Die auf der Kläranlage Warstein ursprünglich vorhandene Konstellation mit hohen Legionellenzahlen im Zulaufbereich und im Belebungsbecken ist von besonderem Interesse für wissenschaftliche Fragestellungen. So bestehen z.B. noch offene Fragen zum temperaturabhängigen Wachstum der Legionellen in kommunalen Kläranlagen, speziell in den Sommermonaten, und auch zum Überlebenspotenzial der Legionellen unter anaeroben Bedingungen.

Da sich das in der Trinkwasserverordnung verankerte Kulturverfahren zum Nachweis von Legionellen als nur eingeschränkt für die Untersuchung von Abwasser und Belebtschlamm geeignet erwiesen hat, ist die methodische Entwicklung eines für diese Matrices geeigneten Analysenverfahrens notwendig. Durch das vom MKULNV geförderte Forschungsvorhaben zur Entwicklung von Maßnahmen zur Reduzierung von Legionellen im belebten Schlamm sollen Strategien für eine Legionelleneliminierung und einen langfristig stabilen Anlagenbetrieb entwickelt werden.

Für den Betrieb einer Ablaufdesinfektion sind verbindliche Anforderungen seitens der Behörden wichtig. Für den Genehmigungsbescheid zur UV-Desinfektion auf der Kläranlage Warstein sind hier in Zukunft ein technisch anzustrebender Ablaufwert von 100 KBE/100 ml, der den Anforderungen an Trinkwasser entspricht, und ein informationspflichtiger Wert von 1.000 KBE/100 ml vorgesehen.

Um zukünftig eine massive Vermehrung von Legionellen in der Behandlungsanlage der Brauerei oder im Belebungsbecken der Kläranlage Warstein zu verhindern, wurde einvernehmlich eine Neuordnung des Beseitigungskonzepts für Abwasser der Warsteiner Brauerei beschlossen, bei dem mittelfristig eine anaerobe Vorbehandlung auf dem Standort der Kläranlage Warstein geplant ist. Dass das massenhafte Auftreten von Legionellen in einer kommunalen Kläranlage in den Fokus des öffentlichen und wissenschaftlichen Interesses rückte, ist ein Novum in der hundertjährigen Geschichte der biologischen Abwasserbehandlung. Allerdings ist die Kläranlage Warstein mit dem hohen Anteil Brauereiabwasser im Ruhrverbandsgebiet ein Einzelfall. Legionellen stellen nach bisherigen Erkenntnissen kein generelles Problem auf kommunalen Kläranlagen dar.

Abschließend ist zu unterstreichen, dass durch das schnelle, engagierte und gemeinsame Handeln der Behörden, der beteiligten Institutionen und Labore sowie des Ruhrverbands die Herausforderungen während des Legionellenausbruchs in Warstein zielgerichtet und erfolgreich bewältigt wurden.

[7.11] Konzeptvorschlag zur Harmonisierung der Legionellenuntersuchung, LANUV, Bearbeitungsstand Februar 2014

8 Hydroakustische Erfassung von Wasserpflanzenbeständen im Kemnader See

Einleitung

Seit dem ersten Auftreten flächiger Wasserpflanzenbestände in den Ruhrstauseen erfasst der Ruhrverband deren Ausdehnung und Artenzusammensetzung. Hierfür wurden bis jetzt verschiedene Verfahren eingesetzt [8.1, 8.2]:

- Unterwasserkartierung in Transekten durch Taucher
- Vor-Ort Erfassung in Punktrastern vom Boot aus mittels Harke
- Satelliten-Fernerkundung
- Echoloterfassung
- Luftbildauswertung durch Überfliegung

Aktuelle technische Entwicklungen bei der Auswertung von Satellitenbildern in Verbindung mit Luftbildern und Betauchungen ermöglichen es heute, die Verbreitung von Wasserpflanzen in Gewässern kartographisch darzustellen. Dabei kann mittels ausgeklügelter Auswertungstechnik und Kalibrierung der Eingangsdaten am jeweiligen Gewässer sogar zwischen unterschiedlichen dominierenden Wasserpflanzenarten unterschieden werden [8.3, 8.4]. Zudem bietet sich durch die Weiterentwicklungen in der Echolottechnik ein alternatives Verfahren für eine differenzierte, flächenscharfe Erfassung von Makrophyten an, das auch anwendbar ist, wenn diese tiefer untergetaucht in trübem Wasser vorkommen [8.5, 8.6].

- [8.1] 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, 364 S. http://www.ruhrverband.de/fileadmin/pdf/presse/wissen/elodea_abschlussbericht.pdf
- [8.2] 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, 32 S. http://www.ruhrverband.de/fileadmin/pdf/presse/wissen/elodea_sonderdruck.pdf
- [8.3] Schneider, T.: Früherkennung von Pflanzenausbreitung in Gewässern. – Luftbilder machen Klimawandel sichtbar. In: *Gwf – Wasser / Abwasser* 9 (2013): 935 – 937.
- [8.4] Wolf, P.; S. Rößler, T. Schneider. & A. Melzer: Collecting in situ remote sensing reflectances of submersed macrophytes to build up a spectral library for lake monitoring. In: *European Journal of Remote Sensing* 46 (2013): 401-416.
- [8.5] Hohauserova, E., Kubecka, J., Frouzova, J., Husak, S. & Balk, H.: Experimental Biomass Assessment of three species of freshwater aquatic plants by horizontal acoustics. In: *Journal of Aquatic Plant Management* 46 (2008): 82-88.
- [8.6] Winfield, I.J., Onoufriou, C., O'Connell, M.J., Godlewska, M., Ward, R.M., Brown, A.F. & Yallop, M.I.: Assessment in two shallow lakes of a hydroacoustic system for surveying aquatic macrophytes. In: *Hydrobiologia* 584 (2007): 111-119.

In den letzten Jahren wurden die Wasserpflanzenbestände der Ruhrstauseen hauptsächlich zum Zeitpunkt ihrer maximalen Ausdehnung durch Überfliegung fotografisch erfasst und digitalisiert in ein geographisches Informationssystem (GIS) übertragen. Hierdurch konnten die bis nahe der Oberfläche mit Makrophyten bewachsenen Flächen quantitativ erfasst werden. Die Kenntnis über die Artenzusammensetzung dieser Bestände basiert auf Unterwasserkartierungen entlang von Transekten zu einem frühen Zeitpunkt im Jahr. Die Darstellung der so erfassten Ergebnisse ist seit 2004 jährlich in den Ruhrgüteberichten enthalten.

Nachteil dieser Vorgehensweise ist jedoch, dass die Makrophyten erst spät im Jahr bei einer hohen Wuchslänge erfasst werden können, also zu einem Zeitpunkt, zu dem die Wassersportnutzung bereits deutlich beeinträchtigt sein kann. Daher ist es wünschenswert, eine vergleichsweise wenig aufwändige Methode zu finden, mit der bereits früh im Jahr die kleinen, noch niederwüchsigen Bestände quantitativ erfasst werden können. Ziel ist es, im Hinblick auf die Freizeitnutzung die Ausdehnung und die Lage der sommerlichen Bestände früh prognostizieren und eine eventuell nötige Mahd inklusive Beseitigung des Mähguts planen zu können.

Für die Ruhrstauseen mit ihren in Abhängigkeit vom Abfluss und von der Jahreszeit stark schwankenden optischen Eigenschaften des Wassers erscheint die hydroakustische Methode der Makrophytenerfassung besser geeignet als die Auswertung von Satelliten- und Luftbildern. Um abschätzen zu können, welcher Aussagewert und welcher Aufwand sowie welche Kosten mit dieser Form der Makrophytenerfassung verbunden sind, wurde eine solche Bestandserfassung und Dokumentation für den Kemnader See extern beauftragt [8.7]. Weitergehende Auswertungen mit der Möglichkeit, verschiedene dominierende Wasserpflanzenarten in den Echogrammen zu differenzieren und in ihrer flächigen Ausbreitung darzustellen, hat eine Ruhrverbandsmitarbeiterin im Rahmen einer Masterarbeit durchgeführt [8.8]

Methodik

Für die Echoloterfassung wurde ein BioSonics MX-Echolot eingesetzt, das speziell für die Erfassung submerser aquatischer Vegetation und der Bodenbeschaffenheit (Substrat-Klassifikation) verschiedener Gewässertypen sowie für bathymetrische Untersuchungen entwickelt wurde. Das Gerät wird seitlich an einem Boot angebracht und verfügt über einen integrierten differenziellen Satellitenempfänger (DGPS, Genauigkeit < 3 m) zur georeferenzierten Datenerfassung. Empfänger und Computer an Bord des Boots zeichnen die empfangenen Daten auf (Bild 8.1).

Das Prinzip der Echolot-Erfassung beruht darauf, dass der Schallgeber Impulse mit einer Frequenz von 5 Hz und einer Pulslänge von 0,4 ms abstrahlt und die reflektierten Echosignale wieder aufnimmt. Wird der Schallgeber auf einen mit Makrophyten bewachsenen Gewässergrund gerichtet, so werden die Schallwellen sowohl vom Gewässergrund als auch von den darauf wachsenden Wasserpflanzen reflektiert. Sogar vorbeischwimmende Fische werden über entsprechende Echosignale mit erfasst. Mit der Auflö-

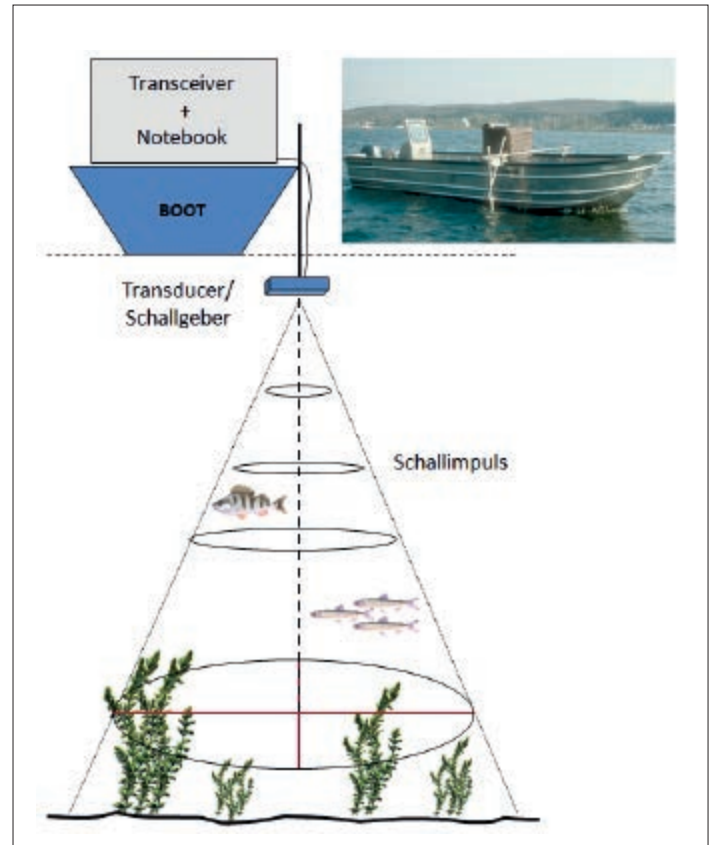


Bild 8.1: Prinzipskizze der hydroakustischen Erfassung von Makrophytenbeständen (Skizze: Dr. Marc Schmidt)

Fig. 8.1: Principal sketch of hydroacoustic macrophyte assessment (sketch: Dr. Marc Schmidt)

sung des Gerätes ist es möglich, Objekte ab einer Größe von ca. 10 bis 15 cm sicher nachzuweisen. Für diese Untersuchung wurde das Echolot so kalibriert, dass erst Pflanzen ab einer Wachstumslänge von 15 cm erfasst wurden.

Bild 8.2 zeigt ein solches Echogramm am Beispiel eines Transekts des Kemnader Sees. Das alte Ruhrbett in der Mitte ist gut an seiner eingetieften Lage zu erkennen. Die Wasserpflanzen sind zum Zeitpunkt der Aufnahme am 19. Juni 2013 meist noch relativ kleinwüchsig. Aber auch die größeren Pflanzen haben die Wasseroberfläche noch nicht erreicht, sondern stehen mindestens 1 m unter der Wasseroberfläche. Zu diesem Zeitpunkt wären die Bestände vom Boot oder aus der Luft noch nicht bzw. kaum zu erkennen. Die Erfassung der Makrophytenbestände am Kemnader See erfolgte auf insgesamt 29 Parallel-Transekten am 19. Juni 2013 vom Stauwehr flussaufwärts bis zur Einmündung der Ruhr in den See (Bild 8.3). Die Kiesbank, am linken Ufer im Einmündungsbereich der Ruhr in den Stausee gelegen, konnte auf Grund zu geringer Wassertiefen nicht befahren werden. Zur Validierung der Ergebnisse wurden am 15. August 2013 genau dieselben Strecken noch einmal befahren.

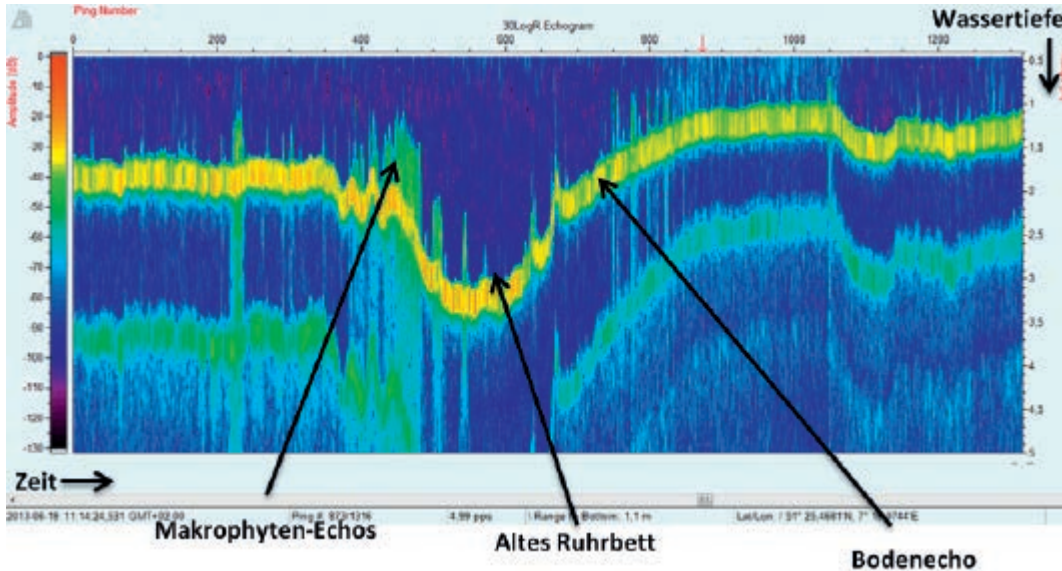


Bild 8.2: Echogramm des Transekts Nr. 15 des Kemnader Sees vom 19.06.2013 mit Kennzeichnung charakteristischer Echo-signaturen

Fig. 8.2: Echogram of transect No 15 in Lake Kemnade with labels of characteristic echo signatures



Bild 8.3: Luftbild des Kemnader Sees (Google Earth) mit 29 Paralleltransekten zur hydroakustischen Erfassung des Makrophytenbestandes am 19.06.2013

Quelle: Google Earth 2013

Fig. 8.3: Google Earth view of Lake Kemnade with 29 parallel transects for hydroacoustic macrophyte assessment on June 19, 2013

Source: Google Earth 2013

Deutlich wird in dem Echogramm, dass das Ufer links im Bild stärker bewachsen ist als das flachere, sanfter abfallende gegenüberliegende Ufer. Aber auch das tiefer gelegene alte Ruhrbett ist selbst an seiner tiefsten Stelle mit ca. 3 m Wassertiefe mit Makrophyten bewachsen. Dies bedeutet, dass eine Lichtlimitierung des Pflanzenvorkommens - selbst bei größeren Tiefen - zumindest im oberen und mittleren Bereich des Kemnader Sees nicht mehr gegeben ist.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Echogramme wurden mittels verschiedener Softwaretools (Visual Habitat MX, SURFER 12 und ArcGIS 8.2) weiter bearbeitet. In einem ersten Schritt wurden die Wuchshöhen der Makrophyten aus den Echogrammen abgeleitet. Bild 8.4 zeigt exemplarisch die Ergebnisse für Transekt 1 (vor dem Wehr), Transekt 12 und Transekt 29 (im Ölbach Mündungsarm). Deutlich wird, dass im Juni 2013 selbst in Wehrnähe im Uferbereich, aber auch in größeren Wassertiefen Wasserpflanzen, hier ausschließlich *Elodea nuttallii*, vorkommen. Der Transekt in der Mitte des Kemnader Sees zeigt einen fast durchgehenden Bewuchs. Der Ölbach-Mündungsarm weist vor allem am rechten Ufer (im Transekt links dargestellt) besonders hohe Makrophytendichten mit Längen über einen Meter auf. Hierbei handelt es sich nicht ausschließlich um *Elodea nuttallii*, sondern hier verursachen zusätzlich „Wolken“ aus fädigen Grünalgen neben *Elodea* und dem Igelkolben *Sparganium emersum* die aufgezeichneten Echosignale.

[8.7] Schmidt, M.; M. Langdau & Y. Banschus: Hydroakustische Erfassung submerser aquatischer Vegetation im Stausee Kemnade (Ruhr). Projektabschlussbericht (unveröffentlicht) (2013), im Auftrag des Ruhrverbands.

[8.8] Banschus, Y.: Verfahrensoptimierung der *Elodea*-Bestandsaufnahme durch Echolotverfahren am Beispiel des Kemnader Stausees. Masterarbeit in Geographical Information Science & Systems (UNIGIS MSc), Paris Lodron Universität Salzburg (2014).

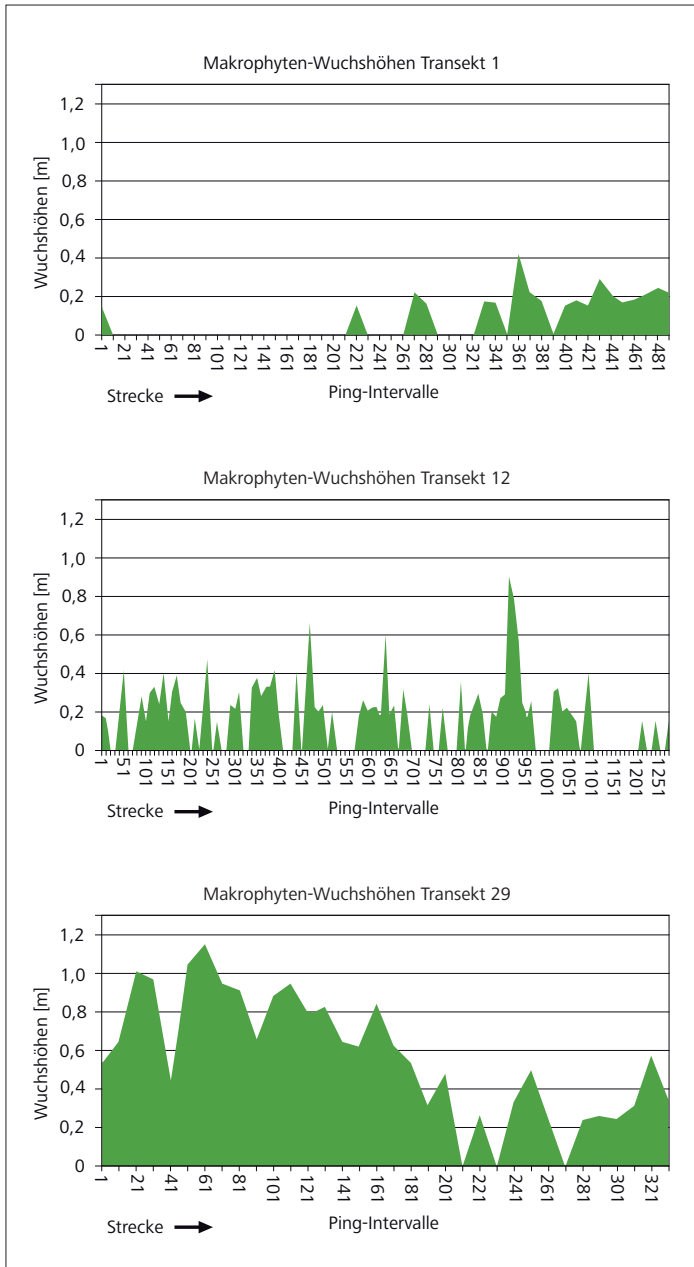


Bild 8.4. Makrophyten-Wuchshöhen am 19.06.2013 in den Transekten 1, 14 und 29

Fig. 8.4. Macrophyte height on June 19, 2013, in transect 1, 14, and 29

Alle Transektdaten zusammen mit der farblichen Kodierung der Wuchshöhen wurden in das Luftbild überführt (Bild 8.5). Hieraus ergibt sich bereits ein erster räumlicher Eindruck der Unterwasserlandschaft der Makrophyten im Kemnader See.

Um aus den gewonnenen Punktdaten des Echolotes eine flächendeckende Aussage zu erhalten, müssen die in parallelen Transekten vorhandenen Daten zunächst interpoliert werden, indem für

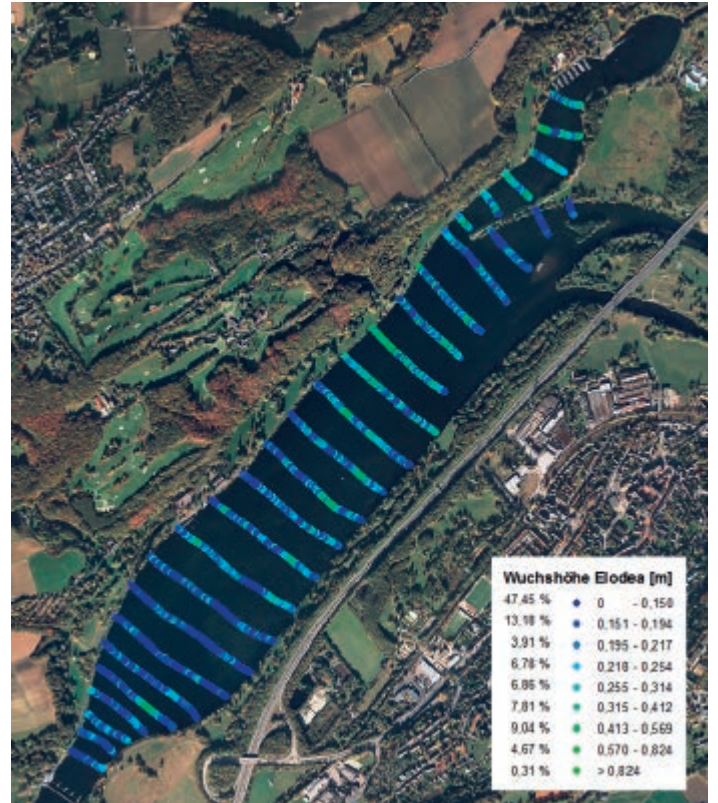


Bild 8.5: Darstellung der Makrophyten-Wuchshöhen am 19.06.2013 als KML-File in Google Earth
Quelle: Google Earth 2013

Fig. 8.5: Visualisation of plant height data of macrophytes on June 19, 2013, as a KML-file in Google Earth
Source: Google Earth 2013

die Punkte zwischen den Transekten Daten mit geschätzten Werten ermittelt werden.

Für eine grobe Einschätzung der Situation wurde zunächst eine Interpolation mittels Thiessen-Polygone erstellt, wodurch über Wuchsform und Länge zwischen den Text-Attributen *Elodea*, Igelkolben (*Sparganium emersum*) und Wasser unterschieden werden kann. Die Ergebnisse dieser Interpolation zeigt Bild 8.6. Deutlich wird, dass der Igelkolben als heimische, an strömende Bedingungen von Fließgewässern angepasste Art vor allem den oberen Bereich des Kemnader Sees und im Einmündungsbereich der Ruhr besiedelt. Zudem gibt es noch ein stärkeres Vorkommen im Öl-bach-Mündungsarm. Im mittleren und unteren Bereich des Kemnader Sees ist der Igelkolben vor allem im Bereich des alten Ruhrbettes, dem Bereich mit höherer Fließgeschwindigkeit, zu finden.

Unter Verwendung eines stärker räumlich differenzierenden Interpolationsverfahrens ergibt sich – ohne Berücksichtigung des Igelkolbens *Sparganium emersum* – hieraus die Verbreitungskarte von *Elodea nuttallii* mit ihren unterschiedlichen Wuchshöhen (Bild 8.7). Basierend auf der Auflösungsgenauigkeit des verwendeten Echolots sind in der Abbildung Wuchshöhen zwischen 0 und 0,157 m als weitgehend bewuchsfrei einzustufen. Damit waren

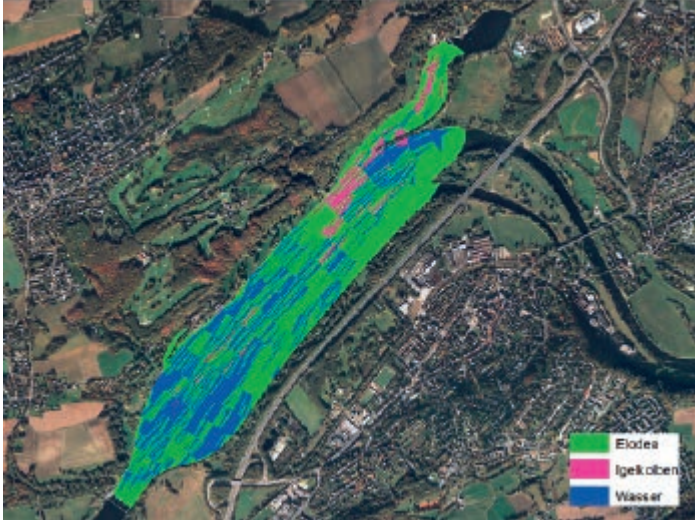


Bild 8.6: Darstellung der Verbreitung der beiden dominanten Makrophyten-Arten *Elodea nuttallii* und *Igelkolben (Sparganium emersum)* im Kemnader See am 19. Juni 2013.
Quelle: Google Earth 2013

Fig. 8.6: Visualisation of the distribution of the two dominant macrophyte species *Elodea nuttallii* and *Sparganium emersum* in Lake Kemnade on June 19, 2013
Source: Google Earth 2013



Bild 8.8: Aggregierte fädige Grünalgen (Chlorophyceae) aus dem Ölbach-Mündungsarm (Foto: M. Schmidt)
Fig. 8.8: Aggregation of filamentous green algae (Chlorophyceae) from the Oelbach mouth into Lake Kemnade (Photo: M. Schmidt)

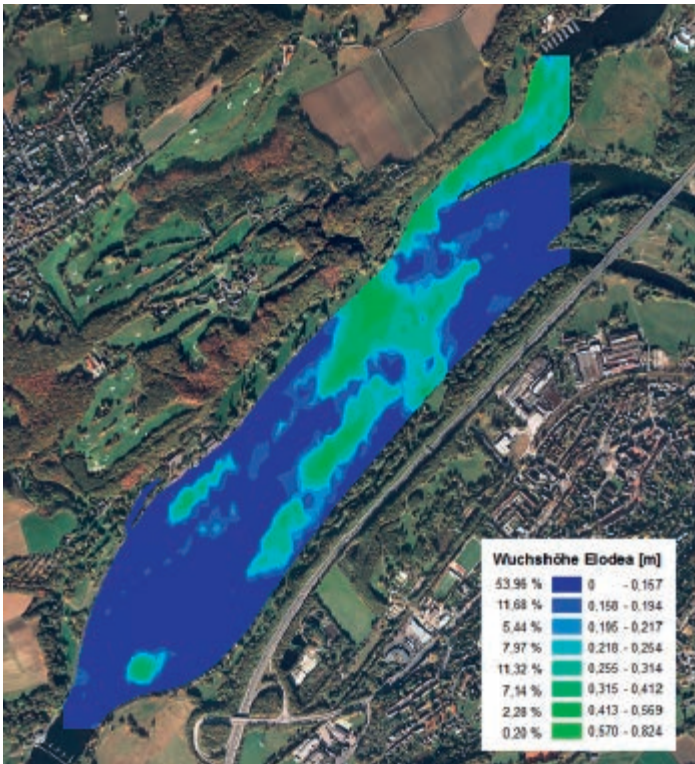


Bild 8.7: Darstellung der Wuchshöhen-Klassen von *Elodea nuttallii* mit ihren relativen Anteilen der Bedeckung 19. Juni 2013, Wuchshöhenangabe in Metern
Quelle: Google Earth 2013

Fig. 8.7: Visualisation of plant height classes of *Elodea nuttallii* with their relative shares of surface on June 19, 2013, plant height in metres
Source: Google Earth 2013

zum Zeitpunkt der Erfassung am 19. Juni 2013 rund 46 % der Fläche des Kemnader Sees mit *Elodea nuttallii* in unterschiedlichen Höhen bewachsen. Aus der Verbreitung von *Elodea nuttallii* im See ist deutlich zu erkennen, dass diese Art als ursprüngliche Stillwasserart die Bereiche höherer Strömung meidet. Sie fehlt daher in dem oberen Stauseebereich, wo die Ruhr in den See einmündet. Im Bereich des alten Ruhrbetts, wo auf Grund der größeren Wassertiefe die Belichtungsverhältnisse ungünstiger sind und zudem dort auch höhere Fließgeschwindigkeiten herrschen, ist *Elodea nuttallii* eher niederrwüchsig. Zudem wächst sie dort in geringeren Dichten. Im Mündungsarm des Ölbachs handelt es sich bei den dargestellten Makrophyten nicht ausschließlich um *Elodea nuttallii*, sondern hier wurden gleichzeitig die „Wolken“ fädiger Grünalgen (Bild 8.8) mit erfasst, die in ihren Echolotsignalen nicht sicher von buschig verzweigt wachsenden *Elodea*-Beständen zu unterscheiden sind.

Die Auswertung der Echogramme der zweiten Befahrung vom 15. August 2013 zeigt auf, dass sich die *Elodea*-Bestände innerhalb des Zeitraums von rund zwei Monaten weiter ausgedehnt hatten und nun ca. 71 % der Seefläche besiedelten. In den weniger tiefen Bereichen außerhalb des alten Ruhrbetts waren die Pflanzen dann in vielen Bereichen über 1,5 m lang, so dass sie die Wasseroberfläche erreichten oder nur kurz darunter standen.

Ein Vergleich der Karte mit der Verbreitung von *Elodea nuttallii* am 19. Juni 2013 mit der Karte der Luftbildauswertung vom 07. Oktober 2013 zeigt sehr ähnliche Verbreitungsmuster (Bild 8.9). Dies bedeutet, dass die Anfangsbesiedlung von *Elodea nuttallii*, d. h. die Pflanzen, die zum Beginn der Wachstumsphase mittels Echolot erfasst werden können, die Bereiche sind, die im Laufe des weiteren Wachstums die größten Längen erreichen und bis zur Oberfläche durchwachsen. Damit ist diese Methode in der Lage, bereits frühzeitig im Jahr die Bereiche zu lokalisieren, in denen im weiteren Verlauf mit den größten Beeinträchtigungen der Wassersportnutzung zu rechnen ist. Die nach der Anfangsbesiedlung weitere laterale Ausdehnung der Bestände erfolgt offensicht-

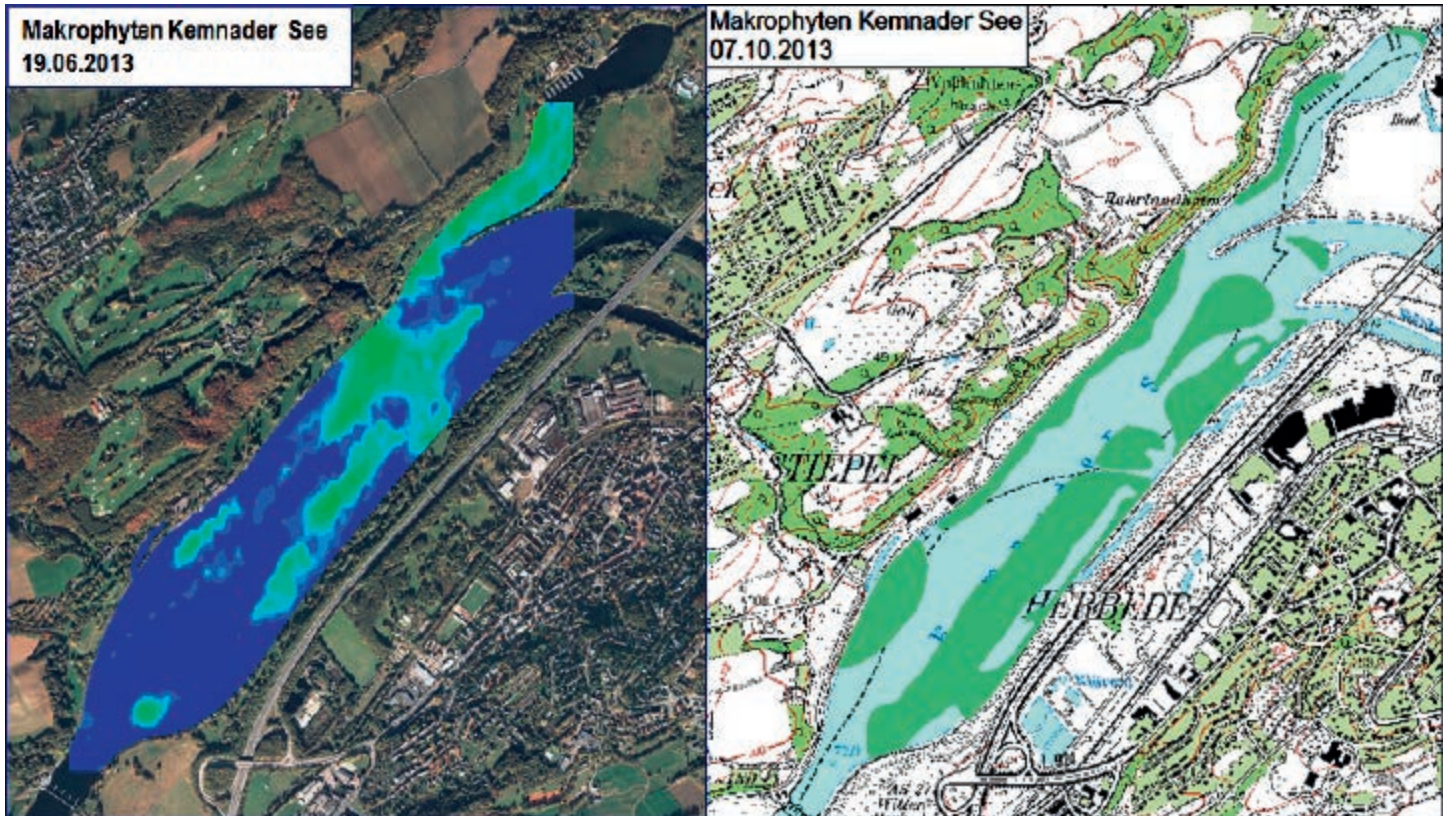


Bild 8.9: Gegenüberstellung der Verbreitung von *Elodea nuttallii* (Echolot) im Juni und der oberflächennahen Makrophytenbestände im Oktober 2013 (Luftbild)

Quelle: Google Earth 2013

Fig. 8.9: Comparison of *Elodea nuttallii* distribution (sonar) in June and the near-surface macrophyte population in October 2013 (aerial view)

Source: Google Earth 2013

lich langsamer, so dass durch diese erst später nachkommenden Pflanzen die Freizeitnutzung kaum weiter beeinträchtigt wird. Im späten Herbst, wenn die *Elodea*-Pflanzen brüchiger werden und teilweise, bei Hochwässern auch fast vollständig, ausgespült werden, verursacht die Gesamtmenge an ausgetragener Biomasse – langwüchsige wie noch kurzwüchsige Pflanzen - ein Problem an den Rechenanlagen der Kraftwerke sowie bei der Entnahme und Beseitigung (vgl. Kap 3 Makrophyten).

Tabelle 8.1 stellt die bilanzierten Makrophytenflächen gemäß der Echoloterhebung für die beiden Untersuchungsfahrten im Juni

und August den Ergebnissen der Luftbildauswertung der Überfliegung im Oktober gegenüber. Es wird deutlich, dass der Anteil bewachsener Fläche wie auch die Verbreitungsmuster von Juni (Echolot) und Oktober (Überfliegung) recht gut übereinstimmen. Denn bei der Überfliegung können nur die Wasserpflanzenflächen erfasst werden, die die Wasseroberfläche bereits erreicht haben oder nur kurz unterhalb des Wasserspiegels stehen. Verglichen mit der realen Ausdehnung, die mittels Echolot im August erfasst wurde (und eine weitere Ausbreitung bis in den Oktober ist wahrscheinlich), wird die Makrophytenfläche im Kemnader See durch die Luftbildauswertung deutlich unterschätzt. Damit stellt sich die

Tabelle 8.1: Methoden- und Jahreszeitvergleich der mit Makrophyten bewachsenen Flächen im Kemnader Stausee

Table 8.1: Comparison of methods and seasons regarding the surface of Lake Kemnade populated by macrophytes

| | Hydroakustische Erfassung | | | | Luftbild-Auswertung |
|---------------------------|---|------------|--------------------------------------|------------|---------------------|
| | Klassifizierung durch Thiessen-Polygone | | Interpolation durch Ordinary Kriging | | |
| | 19.06.2013 | 15.08.2013 | 19.06.2013 | 15.08.2013 | 07.10.2013 |
| <i>Elodea nuttallii</i> | 53 % | 69 % | 46 % | 71 % | |
| <i>Sparganium emersum</i> | 5 % | 4 % | | | |
| Summe Makrophyten | 58 % | 73 % | | | 40 % |

Luftbildauswertung zwar als die preiswertere Möglichkeit der Makrophytenerfassung im Kemnader See dar, liefert aber erst zum Ende der Vegetationsperiode belastbar quantifizierbare Daten, die einen Vergleich der Ruhrstauseen untereinander und einen Vergleich mit den Vorjahren ermöglichen. Vorteil der Echolotauswertung ist dagegen die bereits früh im Jahr mögliche Aussage zur Bestandsentwicklung und die wirkliche quantitative Erfassung der besiedelten Flächen.

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt Dr. Marc B. Schmidt (LFV Hydroakustik GmbH, Münster) für die Durchführung der Echolot-Untersuchung des Kemnader Sees sowie die Auswertung und Darstellung der Transektergebnisse. Textteile und Abbildungen seines Abschlussberichtes wurden dankenswerterweise für die Übernahme in diesem Beitrag des Ruhrgüteberichts zur Verfügung gestellt.

9 Voruntersuchungen Fischaufstieg Wehr Baldeney

Eine der grundlegenden Zielsetzungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist die Erreichung eines guten ökologischen Zustands in den Oberflächengewässern, der durch die jeweilige Qualität der vier Komponenten Makrozoobenthos, Makrophyten inklusive Phytobenthos, Phytoplankton und Fische beschrieben wird. Essenzielle Voraussetzung für eine weitgehend ungestörte Entwicklung vor allem der Fische und des Makrozoobenthos ist die Durchgängigkeit eines Gewässers sowohl longitudinal im Fließverlauf als auch lateral in Richtung Aue. Dies gilt unabhängig von der Tatsache, ob es sich um einen natürlichen oder um einen erheblich veränderten Wasserkörper handelt.

Die bereits seit Jahrhunderten erfolgende Nutzung der Gewässer als Transportweg, Energiespender sowie Quelle für Trink- und Brauchwasser hat allerdings mit sich gebracht, dass die Menschen Querbauwerke in Form von Schlagden oder auch größeren Wehranlagen errichtet haben. Insbesondere in dicht besiedelten und durch industrielle Tätigkeiten geprägten Regionen, wie es das Einzugsgebiet der Ruhr zu großen Teilen darstellt, ist in den dortigen Gewässern heute eine Vielzahl derartiger Einrichtungen zu finden. Eine im Zuge des Umsetzungsprozesses durchgeführte erste Bestandsaufnahme zu Anzahl und Art von Querbauwerken ab einer Absturzhöhe von 0,2 m ergab für die Ruhr und ihre Nebengewässer eine Summe von mehr als 830 Bauwerken.

Der Ruhrverband hat sich bereits sehr frühzeitig Gedanken zu einem konzeptionellen Vorgehen bei der Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Gewässer im Einzugsgebiet der Ruhr gemacht [9.1], um diese Aufgabe für Wehrbetreiber in strukturierter und zielgerichteter Form angehen zu können. Zur Gewährleistung seines Auftrags der Wassermengen- und -gütewirtschaft im Ruhreinzugsgebiet hat auch er Wehranlagen errichtet. Dies betrifft die fünf in seinem Besitz befindlichen Stauseen im Bereich der unteren Ruhr sowie die acht von ihm betriebenen Talsperren im Sauerland mit den zugehörigen Beileitungssystemen. Während für Talsperren zwischen Betreiber und Behörde ein Konsens dahingehend besteht, hier aufgrund der Komplexität der Bauwerke zunächst auf die Herstellung der Durchgängigkeit zu verzichten, ist diese Aufgabe für die übrigen Wehrstandorte in Angriff zu nehmen. Daher hat der Ruhrverband mit Stand Ende 2013 bereits an mehreren derartigen Querbauwerken sukzessive Fischaufstiegsanlagen errichtet (Wehranlagen Brabecke [9.2], Harkortsee, Hengsteysee, Kemnader Stausee und Stiftsmühle).

[9.1] Ruhrverband: Konzeptionelle Überlegungen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Gewässer im Einzugsgebiet der Ruhr. In Ruhrgütebericht 2002, Essen, S. 82-87

[9.2] Ruhrverband: Maßnahmen des Ruhrverbands aus den Umsetzungsfahrplänen der EG-WRRL. In Ruhrgütebericht 2012, Essen, S. 115-118



Bild 9.1: Querbauwerk Baldeney mit Kraftwerk, Schleuse und Wehranlage
 Fig. 9.1: The Baldeney barrier with power plant, floodgate and weir

Mit Blick auf die Erreichbarkeit von Laich-, Aufwuchs- und Aufenthaltshabitats insbesondere der sogenannten Langdistanzwanderfische kommt der Durchgängigkeit der Gewässerunterläufe eine besondere Bedeutung zu. Diese ist jedoch für die Ruhr aufgrund mehrerer großer Querbauwerke noch stark eingeschränkt. Vor allem die Querbauwerke der beiden unteren Ruhrstauseen in Essen-Kettwig und Essen-Baldeney bilden derzeit unüberwindbare Wanderhindernisse, wenn man die für Fische nur schwer zu detektierende Möglichkeit einer Nutzung der dortigen Schiffahrtsschleusen außer Acht lässt. Beide Anlagen weisen aufgrund ihrer beengten Lage im städtischen Siedlungs- und Freizeitraum, gepaart mit dem dortigen Betrieb von Wasserkraftanlagen, extrem schwierige Randbedingungen für die Errichtung einer Fischaufstiegsanlage auf. Daher hatte sich der Ruhrverband als Rechteinhaber und Betreiber dieser Querbauwerke bereits frühzeitig dazu entschlossen, für die Frage der Durchgängigkeit nach einer Lösung zu suchen, die möglichst auf beide Einrichtungen Anwendung finden konnte. Da die in den 1930er Jahren errichtete Stauanlage Baldeney (vgl. Bild 9.1), die einschließlich Bootsschleuse und Wasserkraftanlage eine Breite von 160 m und eine Stauhöhe von bis zu 8,7 m aufweist, den für diese Aufgabe anspruchsvolleren Standort darstellt, erschien es zweckmäßig, zunächst hier nach möglichen Wegen zur Herstellung der Durchgängigkeit zu suchen.

Eine im Jahr 2011 erstellte Machbarkeitsstudie [9.3] kam zu dem Ergebnis, dass aus rein funktionaler und bautechnischer Sicht mehrere geeignete Ausführungsvarianten bestehen. Diese umfassten die Errichtung eines technischen Schlitzpasses am rechten Ufer, der jedoch aufgrund sehr eingeschränkter Platzverhältnisse und eines schwierigen Baumfeldes (Kreuzung verschiedener elektrischer Leitungen und notwendige Sicherung von Kanälen und Bauwerken) nur sehr aufwändig umsetzbar wäre, sowie an gleicher Stelle die Anlage eines naturnahen Umgehungsgerinnes, das jedoch topographiebedingt überwiegend auf einem hohem Damm bzw. in einem tiefen Einschnitt verlaufen würde und zu-

dem einen hohen Flächenanspruch fremden Eigentums zur Folge hätte. Alternativ dazu beleuchtete die Studie auch die Einbindung eines technischen Schlitzpasses in das ehemalige, heute nicht mehr betriebene Rückpumpwerk, was allerdings eine baulich anspruchsvolle und schwierige sowie aus betrieblicher Sicht äußerst unvorteilhafte Konstruktion darstellt, sowie am gleichen Standort den Einbau einer Fischschleuse oder eines Fischaufzugs.

Die Erörterung dieser erarbeiteten Vorschläge zur Errichtung einer Fischaufstiegsanlage an der Wehranlage Baldeney beim zuständigen Ministerium in Düsseldorf führte zu keinem abschließenden Ergebnis hinsichtlich einer zu präferierenden Lösung. Vielmehr zeigte die Diskussion um die Vor- und Nachteile der verschiedenen Varianten vor allem noch Klärungsbedarf hinsichtlich der optimalen Einstiegspositionierung und der für die vorhandene Bauwerks- und Umgebungskulisse geeignetsten Art und Bauweise eines Fischaufstiegs an diesem Querbauwerk auf. Daher kam man überein, hierzu eine Expertenrunde mit der Beantwortung der vorgenannten Fragen zu betrauen, um auf dieser Basis eine von allen Beteiligten gemeinsam getragene Lösung zu erarbeiten. Diese Gruppe setzt sich zum einen aus Vertretern der direkt betroffenen Parteien Ruhrverband und RWE AG (als Betreiber der Wasserkraftanlage) sowie der involvierten Behörden (MKULNV, LANUV und Bezirksregierung) zusammen. Sie bindet zum anderen aber auch das Wissen und die Erkenntnisse von Fachleuten aus Wissenschaft (Institut für Wasser und Gewässerentwicklung am Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft an der Technischen Universität Darmstadt), Planung (Ingenieurbüro Floecksmühle; Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei) und Fischerei (Landesfischereiverband Westfalen und Lippe; Ruhrfischereigenossenschaft) mit ein.

Als Ergebnis einer gemeinsamen Inaugenscheinnahme der konstruktiven, betrieblichen und topographischen Situation der Wehr- und Kraftwerksanlage Baldeney, einer intensiven Sichtung aller verfügbaren Unterlagen und einer grundlegenden Erörterung des daraus resultierenden Erkenntnisstands vertraten alle Beteiligten die Auffassung, dass die vorhandenen Rahmenbedingungen keine eindeutige Empfehlung zur Einstiegsposition einer Fischaufstiegsanlage ermöglichen. Vielmehr regten sie weitergehende Untersuchungen an, die eine qualifizierte Aussage zur notwendigen Leitströmung eines Fischaufstiegs und zu deren Auffindbarkeit innerhalb der dominanten Turbinenströmung erlauben. Damit lassen sich dann die möglichen Wanderkorridore detektieren, die sich unter Berücksichtigung der Unterwasserverhältnisse, des Turbinenbetriebs und der Dotationswassermenge tatsächlich einstellen. Davon entkoppelt sollte sich mit der am Standort Baldeney denkbaren Art und Bauweise einer Fischaufstiegsanlage und deren Bewertung befasst werden.

Als geeignete Methode zur Beantwortung der Frage nach der richtigen Anordnung des Fischaufstiegs sprach man sich für die Durchführung einer hydrodynamisch-numerischen Strömungssimulation auf der Grundlage verschiedener Varianten von Einstiegspositionen aus. Im Ergebnis liefern derartige numerische Simulationen Strömungsvektoren und -geschwindigkeiten für unterschiedliche Schnittebenen, deren Visualisierung Fischökolo-

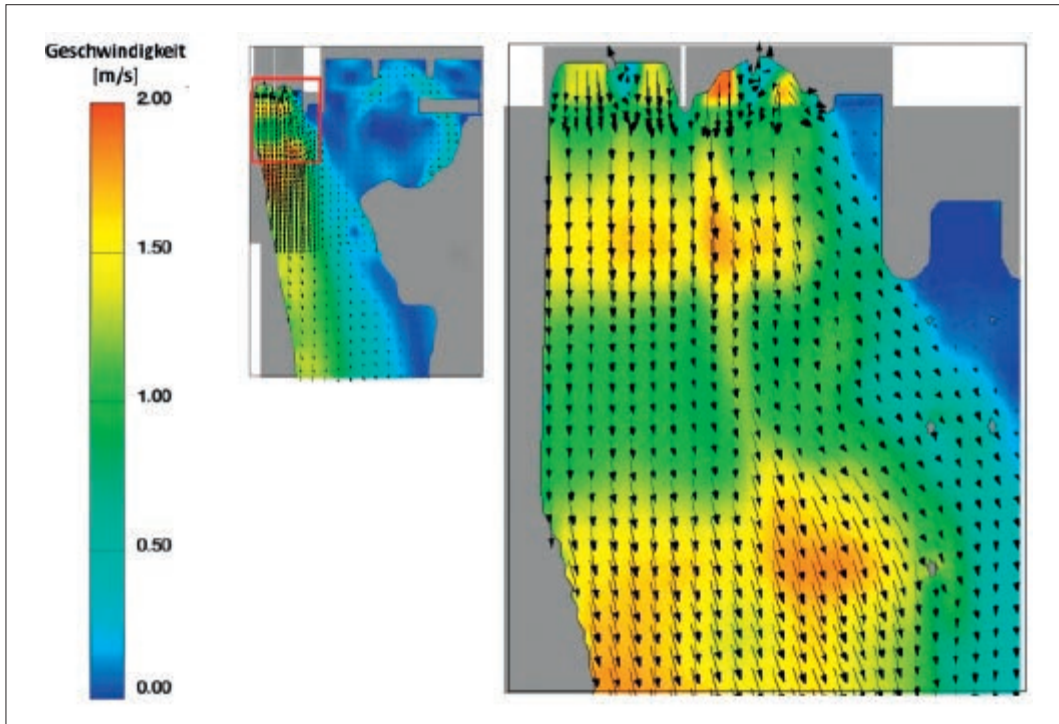


Bild 9.2: Simulierte Strömungsverhältnisse beim Parallelbetrieb beider Turbinen mit $30 \text{ m}^3/\text{s}$
 Fig. 9.2: Simulated flow conditions during the parallel operation of both turbines with $30 \text{ m}^3/\text{s}$

gen eine Bewertung dahingehend erlauben, welche der vorgewählten und berechneten Einstiegsvarianten für Fische auffindbar sind. Als geeignete Form der Visualisierung bietet sich eine spezielle farbliche Gestaltung an, die eine so genannte „ethohydraulische Signatur“ des Berechnungsergebnisses anzeigt und interdisziplinär verständlich von allen beteiligten Fachleuten interpretiert werden kann. Die Ethohydraulik stellt eine Verschneidung der Ethologie (Erforschung des Verhaltens von Tieren) und der Hydraulik (Lehre von den bewegten Flüssigkeiten) dar, deren Ziel es ist, die Bedürfnisse der aquatischen Fauna, insbesondere der Fische, zu erforschen und zu verstehen und daraus Vorgaben für gewässerökologisch notwendige Maßnahmen abzuleiten [9.4].

Um ein derartiges Modell aufstellen und an den tatsächlichen Gegebenheiten kalibrieren zu können, bedurfte es der ergänzenden Ermittlung realer Messdaten der vor Ort bestehenden Strömungsverhältnisse. Hierzu erfolgten im Unterwasser hydrographische Vermessungen der Gewässersohle sowie Ultraschall-Doppler-Profil-Strömungsmessungen (ADCP) bei unterschiedlichen Betriebszuständen der Wasserkraftanlage. Zudem war es dort notwendig, zur Detektion des Verhaltens von Fischen bei verschiedenen Strömungsmustern georeferenzierte hydroakustische Untersuchungen mittels der DIDSON-Sonartechnik durchzuführen und diese durch Ergebnisse von Befischungsaaktionen zu überprüfen. Deren Resultate waren notwendige Voraussetzung für eine fischverhaltensbezogene Interpretation der Modellberechnungsergebnisse.

Auf Basis einer Analyse der Betriebszustände der beiden Wasserkraftturbinen und der Abflüsse aus dem Stausee Baldeney erfolgte eine Verständigung auf fünf repräsentative Betriebsvarianten. Diese bilden den Betrieb jeweils einer Turbine im Teillastzustand bei

$60 \text{ m}^3/\text{s}$ sowie den Teillast- (mit je $30 \text{ m}^3/\text{s}$) und Vollastbetrieb (mit je $70 \text{ m}^3/\text{s}$) beider Turbinen ab. Unter Ergänzung der aus den durchgeführten Freilandbeobachtungen gewonnenen Erkenntnisse zum Fischverhalten vor den Turbinenausläufen lieferten die Ergebnisse der Simulationsläufe belastbare Aussagen zur Auffindbarkeit und zur Prägnanz von Leitströmungen (vgl. Bild 9.2). Aus der ethohydraulischen Interpretation dieser Daten und unter Berücksichtigung der baulichen und betriebstechnischen Randbedingungen sprach man sich dafür aus, den sohlangebundenen Haupteinstieg in die Fischaufstiegsanlage am Rückpumpwerk zu positionieren.

Um die aus den Ergebnissen ebenfalls abzuleitende Option eines zweiten, daran anzubindenden, oberflächennahen Einstiegs zwischen den Turbinen zu verifizieren, war der nochmalige Einsatz der DIDSON-Sonartechnik zum Nachweis des Fischverhaltens in unmittelbarer kleinräumiger Umgebung der geplanten Einstiegskulisse am Rückpumpwerk vorgesehen. Hierzu bedurfte es einer baulichen Anpassung, um an dieser Stelle unter realen Bedingungen den Austritt einer Lockströmung abbilden zu können. Dies erfolgte über die Installation von bis zu vier Pumpen, die selektiv zuschaltbar und jeweils stufenlos regelbar Wasser in eine Rohrleitung förderten. Die Ausströmöffnung dieser Rohrleitung war so ausgerichtet, dass der damit erzeugte Volumenstrom mit-

[9.3] Dumont, U.; Hoffmann, M.: Fischaufstiegsanlage an der Staustufe Baldeney, Machbarkeitsstudie im Auftrag des Ruhrverbands. Ingenieurbüro Floecksmühle, Aachen, im März 2011

[9.4] Adam, B.; Lehmann, B.: Ethohydraulik – Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2011

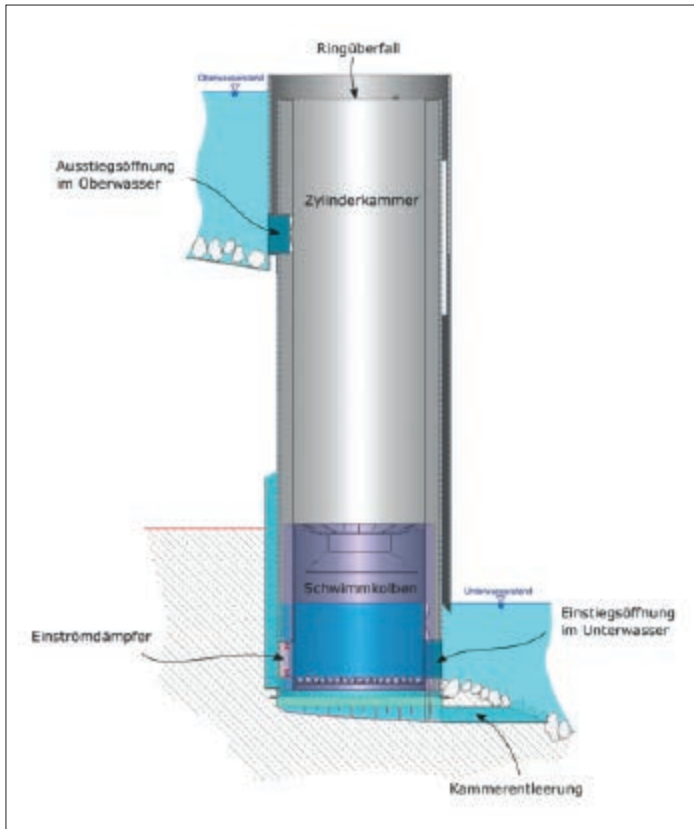


Bild 9.3: Schematische Darstellung des Fischliftsystems
 Fig. 9.3: Illustration of the fishlift system's set-up

tig in der Wassersäule vor dem Rückpumpwerk austrat und die Leitströmung parallel zur Wand der Schiffsschleuse verlief (vgl. Bild 9.1). Die Ergebnisse dieser DIDSON-Untersuchung belegten eindeutig, dass die Fische die erzeugte Leitströmung bei allen Betriebszuständen der beiden Turbinen wahrgenommen haben. Unter diesen eingestellten Randbedingungen hielten sich stets deutlich mehr Fische im Bereich des Rückpumpwerkes als unmittelbar vor den Turbinenausläufen auf, was somit auch die kleinräumige Auffindbarkeit eines alleinigen Einstiegs an dieser Stelle nachweist. Daher kam man zu der Entscheidung, auf den zuvor angedachten zusätzlichen oberflächennahen Einstieg zu verzichten.

Parallel zur Ermittlung der richtigen Positionierung eines Einstiegs in einen Fischaufstieg und dessen Auffindbarkeit wurden auch die Überlegungen zu dessen baulicher Gestaltung fortgeführt. Da die beengten räumlichen Platzverhältnisse im Bereich des Rückpumpwerkes die Anlage eines Vertical-Slot-Passes an dieser Stelle kaum zulassen, konzentrierte man sich hier auf die Betrachtung möglicher alternativer Ausführungsformen. Mit Blick auf die bereits in der Machbarkeitsstudie angedachte Einrichtung einer Fischschleuse eröffnete sich hier mit einem neuartig entwickelten Fischliftsystem eine interessante Planungsvariante (vgl. Bild 9.3). Der Vorteil dieses Systems besteht neben seiner sehr kompakten Bauart darin, dass bei der Errichtung von mindestens zwei dieser Liftkammern und deren alternierender Betriebsweise eine quasi kontinuierliche

Passierbarkeit des Migrationshindernisses Wehr Baldeney gegeben ist. Damit wird der Forderung nach einem unterbrechungsfreien Wanderweg nachgekommen, den die Behörden immer als notwendige Voraussetzung für eine Genehmigungsfähigkeit angeführt hatten. In einem ersten Vorplanungsentwurf ließ sich die prinzipielle Unterbringung eines derartigen Fischliftsystems an dieser Stelle des Rückpumpwerkes nachweisen.

Die endgültige Entscheidung zur tatsächlichen Realisierung dieser Variante ist jedoch von den Ergebnissen durchzuführender physikalischer und ethohydraulischer Modellversuche abhängig, die eine Eignung dieses Fischliftsystems für den Standort Baldeney nachweisen sollen. Diese Versuche finden am Institut für Wasser und Gewässerentwicklung des Karlsruher Instituts für Technologie statt. Sie beinhalten zum einen die Entwicklung und den Test einer gegebenenfalls notwendigen Vorkammer für das Fischliftsystem nebst Ermittlung der hierfür notwendigen Abmessungen, die genaue lagemäßige Positionierung der beiden Liftkammern in einer derartigen Vorkammer und deren gegenseitige Ausrichtung. Zum anderen sollen diese Untersuchungen die strömungstechnischen Verhältnisse beim alternierenden Betrieb der Liftkammern einschließlich der notwendigen Zugabe einer Dotationswassermenge zur Erzielung der für die Auffindbarkeit erforderlichen Leitströmung nachbilden. Letztlich umfassen sie auch den modellhaften Nachbau der geplanten baulichen Gestaltung der Fischaufstiegsanlage im Maßstab 1:3, um daran die aus der strömungstechnischen Simulation gewonnenen Erkenntnisse zu validieren und nach ethohydraulischen Gesichtspunkten zu interpretieren.

Generell benötigen Fische im Unterwasser eines Querbauwerks stets eine gut wahrnehmbare Leitströmung in Richtung des Einstiegs in einen Fischaufstieg. Bei der für den Fischaufstieg am Wehr Baldeney bevorzugten Variante darf jedoch die hierfür notwendige Dotationswassermenge keine Konkurrenz zur Austrittsströmung aus der Liftkammer darstellen. Hierzu bot es sich an, für den Fischaufstieg eine Vorkammer vorzusehen und diese in einer Form zu konzipieren, dass die Dotationswassermenge hierin nicht als ein konzentrierter und gerichteter Strahl, sondern diffus in Form eines Trogüberfalls über die Vorkammerwände eintritt. Wesentlich bei dieser Art des Wassereintrags ist es, dass sich der Überfallstrahl möglichst nicht von der Vorkammerwand ablöst und eine möglichst geringe Durchschlagstiefe im Wasserkörper der Vorkammer aufweist, um dort das Auftreten einer Walzenströmung zu verhindern. Prinzipiell lässt sich dies durch die Art der Überfallkrone und eine aufgeraute Wandgestaltung erreichen, deren genaue konstruktive Ausgestaltung sich derzeit im Versuchsstadium befindet.

Ebenfalls von Bedeutung ist es, wie sich diese in der Vorkammer generierten Strömungsmuster auf das Verhalten der einschwimmenden Fische auswirken. In einem entsprechenden Modellaufbau wurde daher getestet, ob Fische durch das eintauchende Überfallwasser angelockt und vom eigentlichen Leitkorridor abgelenkt werden oder ob sie möglicherweise sogar Meidereaktionen zeigen. Auch wenn aufgrund der nur in begrenztem Umfang durchgeführten Versuche keine allumfassenden Rückschlüsse für jede Fischart ableitbar sind, lassen die Ergebnisse die Aussage zu,

dass sich der Wassereintrag mittels eines Trogüberfalls mit großer Wahrscheinlichkeit nicht negativ auf das Fischverhalten und den Leitströmungskorridor innerhalb der Vorkammer auswirken wird.

Auf Basis der dargelegten Resultate erfolgten die Planung und Erstellung des Modells der für die Einstiegskulisse des Fischaufstiegs Baldeney vorgesehenen Konstruktions- und Betriebsform im 1:1 Maßstab. Darin wird das tatsächliche Verhalten von Fischen bei der Annäherung an die vorgesehene Konstruktion, beim Einschwimmen in die Liftkammern, beim dortigen Verweilen und beim Ausschwimmen ins Oberwasser beobachtet und dokumentiert sowie im Nachgang statistisch analysiert. Hierfür werden rund 600 Fische von zwölf repräsentativen Ruhr-Fischarten im Einsatz sein und die Funktionalität des Fischliftsystems testen. Die unterschiedlichen, für den Sommer 2014 vorgesehenen Versuchsreihen sollen vor allem im Bereich um die beiden zylindrischen Liftkammern die Naturwerte für Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe reproduzieren, um hinsichtlich des für die Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems wesentlichen Aspekts des Einschwimmens in die Liftkammer realtypische Verhältnisse abbilden zu können.

Nach Abschluss dieses umfangreichen Untersuchungsprogramms werden alle an diesem Projekt Beteiligten erneut zusammenkommen, um die erzielten Ergebnisse und die daraus abzuleitenden Erkenntnisse zu diskutieren. Die bisher vorliegenden Resultate lassen eine grundsätzliche Eignung des neuartigen Liftsystems für die Aufgabe der Herstellung der aufwärtsgerichteten Durchgängigkeit erwarten. Sollten die noch ausstehenden Untersuchungen diese Erwartungen bestätigen, wird der Ruhrverband eine zeitnahe Installation dieser Fischaufstiegsanlage am Wehr Baldeney in Angriff nehmen. Eine prinzipielle Übertragung dieser Konstruktion auf die etwas anders gelagerten Verhältnisse am Wehrstandort Kettwig ist dann ebenfalls vorgesehen.

Die dargelegten Verhältnisse am Wehr- und Wasserkraftstandort Baldeney zeigen eindeutig auf, dass die Komplexität der topographischen, baulichen, betrieblichen und hydraulischen Gegebenheiten an derartigen Anlagen mit einer gewissen Ausbaugröße die Umsetzung von Standardlösungen für die Wiederherstellung der Gewässerdurchgängigkeit selten zulässt. Daher sieht der Ruhrverband die gewählte Herangehensweise, Experten verschiedener Fachrichtungen an einen Tisch zu holen und deren Fachexpertise zu nutzen, als eine geeignete Methode an, zu einer Problemlösung zu kommen, welche die Belange und Interessen aller Betroffenen und Beteiligten berücksichtigt. Daher sei allen involvierten Institutionen und Personen für ihre konstruktive und stets ergebnisoffene Mitarbeit in dieser Expertenrunde gedankt. Ein besonderer Dank gilt dem Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz (MKULNV) des Landes Nordrhein-Westfalen, das diese Form der Lösungsfindung mit den hierzu notwendigen Untersuchungen in starkem Maße finanziell unterstützt. Alle in dieses Verfahren involvierten Personen sind sich sicher, am Ende ein Resultat zu erzielen, das sowohl die ökologischen Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie und im speziellen Fall die der Fische erfüllt als auch den ökonomischen Aspekten der notwendigen Maßnahmenumsetzung zum Vorteil gereicht.

10 Ergebnisse aus einem Verbundprojekt großtechnischer Untersuchungen zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen

Die großtechnischen Untersuchungen zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Schwerte im Projektverbund mit ähnlichen Arbeiten auf der Kläranlage Bad Sassendorf des Lippeverbands und der Kläranlage Duisburg-Vierlinden der Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR konnten im Jahr 2013 abgeschlossen werden. Über die Ergebnisse der Arbeiten der Phase 1 (Juli 2010 bis Juni 2011) wurde im Ruhrgütebericht 2010 und 2012 [10.1, 10.2] bereits berichtet. Die Phase 2 (Januar 2012 bis Juni 2013) baute auf diesen Ergebnissen auf, wurde aber als eigenständiges Projekt mit einem umfangreichen Schlussbericht geführt. Der Ruhrverband war neben der Durchführung der Untersuchungen im praktischen Anlagenbetrieb auf seiner Kläranlage Schwerte mit dem Kooperationslabor für einen Teil der Standard- und Spurenstoffanalytik sowie als Projektleiter und Geschäftsführer der Arbeitsgemeinschaft („Arge Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6“), bestehend aus neun Institutionen, tätig. Das Projekt wurde, wie bereits die Investitionen für die großtechnischen Versuchsanlagen, finanziell durch das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV) gefördert und durch das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) fachlich begleitet.

Auf der Kläranlage Schwerte kam in Straße 2 das hier entwickelte Verfahren der „dynamischen Rezirkulation“ zum Einsatz. Hierbei wird ein Teil bzw. Mehrfaches des Ablaufs der Nachklärung als Rezirkulation zurück in den aeroben Bereich des Belebungsbeckens geführt. Der Rezirkulationsstrom wird dabei jeweils so eingestellt, dass die Nachklärung hydraulisch permanent mit dem Mischwasserzufluss belastet wird [10.1]. In den Rezirkulationsstrom wird Pulveraktivkohle (PAK) und/oder Ozon dosiert. Hauptvorteil des Verfahrens der „dynamischen Rezirkulation“ ist die gute Integration in die vorhandene Anlagentechnik ohne die Notwendigkeit weiterer Verfahrensstufen (Sedimentation, Filtration). Die Parallelstraße der Kläranlage Schwerte (Straße 1) mit strikt getrenntem Schlammkreislauf wurde zu Vergleichszwecken konventionell als Referenzstraße betrieben (Bild 10.1).

Reinigungsleistung

Hauptaugenmerk der Untersuchungen lag auf der Reinigungsleistung verschiedener Verfahren bei unterschiedlichen Betriebsein-

[10.1] Ruhrverband: Untersuchungen zur Eliminierung von Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Schwerte. In: Ruhrgütebericht 2010, Essen, S. 86 - 92

[10.2] Ruhrverband: Untersuchungen zur Eliminierung von organischen Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Schwerte. Ruhrgütebericht 2012, Essen, S. 102 - 110



Bild 10.1: Belebter Schlamm der KA Schwerte, links: Versuchsstraße (Straße 2) bei Betrieb der „dynamischen Rezirkulation“ mit Pulveraktivkohle („Rezi-PAK“), dadurch deutliche Verfärbung, rechts: Referenzstraße (Straße 1) mit konventionellem Betrieb

Fig. 10.1: Activated sludge at the sewage treatment plant Schwerte, left: trial system (system 2) operating with „dynamic recirculation“ with powdered activated carbon, resulting in significant discoloration, right: reference system (system 1) in conventional operation mode

stellungen und Randbedingungen. Mit den großtechnischen Anlagen in Bad Sassendorf (Lippeverband) und Duisburg-Vierlinden (Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR) innerhalb des Projekts war die Möglichkeit zum direkten Vergleich mit einer nachgeschalteten Ozonierung gegeben.

Wegen unterschiedlicher Bilanzierungsräume auf den Kläranlagen ist eine vergleichende Darstellung der Reinigungsleistung vorzugsweise über die Ablaufkonzentrationen der verschiedenen untersuchten Mikroverunreinigungen möglich. Die Zulaufkonzentrationen der einzelnen Stoffe unterlagen zwar sowohl bei den drei Kläranlagen als auch an den Untersuchungstagen auf derselben Anlage erheblichen Schwankungen. Trotzdem konnten über entsprechende Auswertelgorithmen vergleichende Aussagen gewonnen werden. Bild 10.2 zeigt die regelbasiert ermittelten mittleren Ablaufkonzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen für die untersuchten Verfahrenstechniken:

- Ablaufozonierung auf der Kläranlage Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden („Ozon“)
- „Dynamische Rezirkulation“ mit Ozon auf der Kläranlage Schwerte („Rezi-Ozon“)
- „Dynamische Rezirkulation“ mit Pulveraktivkohle auf der Kläranlage Schwerte („Rezi-PAK“)
- „Dynamische Rezirkulation“ mit Pulveraktivkohle und Ozon auf der Kläranlage Schwerte („Rezi-Ozon-PAK“).

Die Ablaufkonzentrationen in der Reihe „ohne Dosierung“ beziehen sich auf den Ablauf der Nachklärung bei nachgeschalteter Ozonierung („Ozon“; Kläranlage Bad Sassendorf, Kläranlage Duisburg-Vierlinden) als Zulauf zur weitergehenden Behandlung bzw. auf den Ablauf der Nachklärung der Referenzstraße der Kläranlage Schwerte („Rezi-PAK“, „Rezi-Ozon“, „Rezi-PAK-Ozon“). Die Probenahme erfolgte überwiegend bei Trockenwetterverhältnissen über mengenproportionale Tagesmischproben. Die Dosierstufen

für Ozon (O_3) bzw. Pulveraktivkohle (PAK) wurden für die Versuchseinstellung und Auswertung wie folgt definiert:

- Basisdosierung:
 $Z_{\text{spez.}} = 0,3 \text{ bis } 0,5 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC}$ bzw. $c_{\text{PAK}} = 5 \text{ mgPAK/l}$
- Mittlere Dosierung:
 $Z_{\text{spez.}} = 0,6 \text{ bis } 0,8 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC}$ bzw. $c_{\text{PAK}} = 10 \text{ mgPAK/l}$
- Hochdosierung:
 $Z_{\text{spez.}} = 0,8 \text{ bis } 1,2 \text{ mgO}_3/\text{mgDOC}$ bzw. $c_{\text{PAK}} = 15 \text{ mgPAK/l}$.

Die Dosierstufen beschreiben jeweils niedrige, mittlere und hohe mengenproportionale Dosiermengen an Ozon bzw. Pulveraktivkohle, unabhängig von der Art der Steuerung oder Regelung der Dosierung. Die Basisdosierung ist dadurch gekennzeichnet, dass bereits bei den meisten Spurenstoffen eine signifikante Eliminationsleistung ($> 50 \%$) erzielt wird. Bei der mittleren Dosierung stellen sich darüber hinaus bei weiteren einzelnen Spurenstoffen hohe Eliminationsleistungen von bis zu etwa 80% ein. Die Hochdosierung führt dazu, dass stoff- und verfahrensspezifisch weitgehende Eliminationsraten erreicht werden, jedoch gleichzeitig bereits betriebliche Einschränkungen eintreten können, der Grenzertrag teilweise deutlich geringer ausfällt und die Verhältnismäßigkeit damit in Frage steht.

Insgesamt zeigen die Ablaufkonzentrationen sämtlicher untersuchter Stoffe bei allen untersuchten Verfahrenstechniken eine signifikante Abhängigkeit von der Dosierstufe. Aufgrund der unterschiedlichen stoffspezifischen Eigenschaften ergeben sich auch entsprechend unterschiedliche Eliminationsgrade. Auffällig ist das unterschiedliche Konzentrationsniveau mit höheren Werten bei Einsatz von Ozon im Betrieb der „dynamischen Rezirkulation“ („Rezi-Ozon“) gegenüber den anderen Varianten. Verfahrensbedingt ist bei der „dynamischen Rezirkulation“ die Eliminationsleistung sowohl abhängig von der Dosiermenge als auch vom Rezirkulationsverhältnis. Aufgrund der Untersuchungen unter Trockenwetterverhältnissen lag die mittlere Rezirkulationsrate in den einzelnen Versuchszeiträumen bei im Mittel etwa 4, so dass allein durch die Elimination aufgrund der Dosierung im Rezirkulationsstrom theoretisch eine maximale Elimination von $(4 / (4+1))$, also 80% , möglich wäre. Dies bestätigte sich für den Einsatz von Ozon, wo auch bei gut eliminierbaren Stoffen wie Carbamazepin die Entfernungsraten selbst bei Hochdosierung unter 90% lag. Hingegen lag bei Einsatz von Pulveraktivkohle in der „dynamischen Rezirkulation“ die Eliminationsrate bei einigen Stoffen wie Diclofenac, Metoprolol oder die polycyclische Moschusverbindung AHTN bei Hochdosierung im Mittel signifikant über 90% . Begründet ist dies mit einer zusätzlichen Beladung der Pulveraktivkohle, die mit dem Rezirkulationsstrom in das Belebungsbecken gelangt, dort in den belebten Schlamm eingelagert und erst nach längerer Zeit in Abhängigkeit vom Schlammalter mit dem Überschussschlamm aus dem System entfernt wird. Da zudem im Belebungsbecken das Konzentrationsniveau höher liegt als im Rezirkulationsstrom (Konzentration entspricht der Ablaufkonzentration), kommt es zu einer weiteren Beladung der Pulveraktivkohle. Ein zunächst angenommener Effekt des Ozons zur chemischen Teiloxidation schwerer abbaubarer Stoffe („Crack-Effekt“) im Rezirkulationsstrom und einer anschließenden biologischen Umsetzung

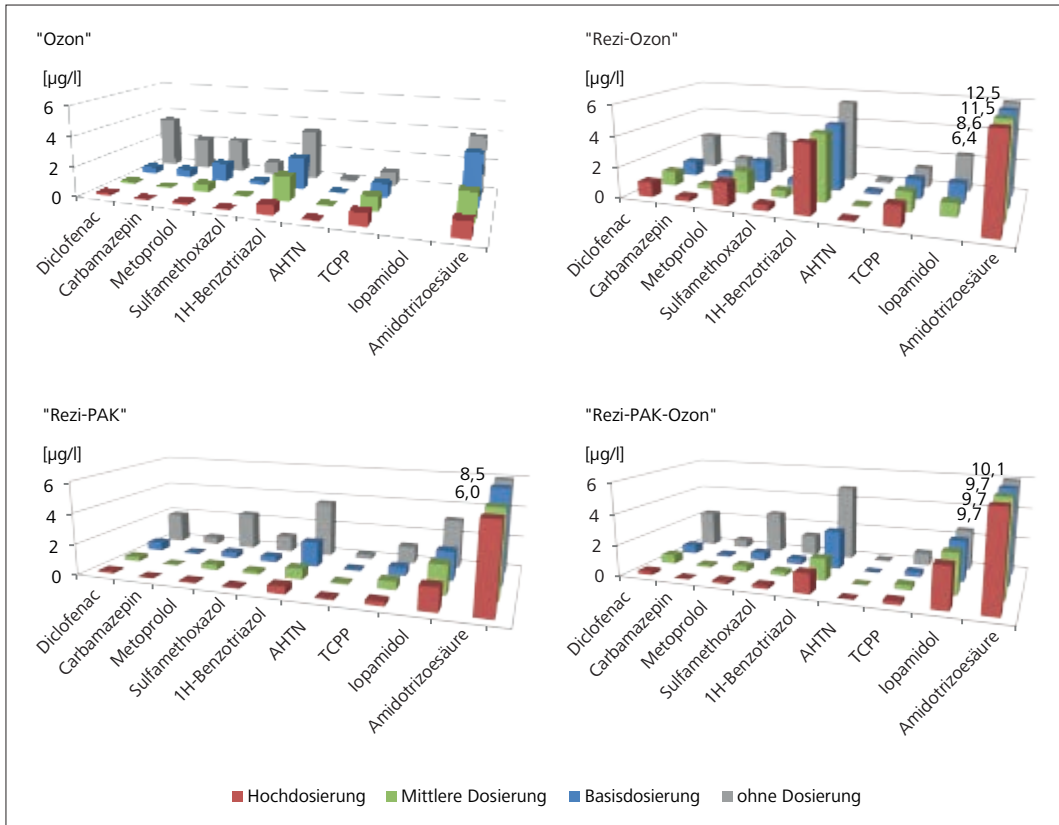


Bild 10.2: Vergleichende mittlere Ablaufkonzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen bei unterschiedlichen Dosierstufen und Verfahrenstechniken [10.3]
 Fig. 10.2: Comparative mean outlet concentrations of selected micropollutants under the application of different dosage levels and procedures [10.3]

im Belebungsbecken konnte in den Untersuchungen nicht nachgewiesen werden.

Auffällig bei der Reinigungsleistung ist auch der geringe Effekt bei einzelnen Stoffen, insbesondere den Röntgenkontrastmitteln (Amidotrizoesäure), der mit Eliminationsraten unter 50 % sowohl bei der Ozonierung als oxidativem Verfahren als auch bei Pulveraktivkohle als adsorptivem Verfahren selbst bei Hochdosierung signifikant ist.

Es bestätigte sich der generelle Trend zu signifikant niedrigeren CSB-Ablaufkonzentrationen bei weitergehenden Maßnahmen im dynamischen Rezirkulationsbetrieb gegenüber dem konventionellen Betrieb - sowohl für die Konzentrationen in der gelösten Phase als auch aus der homogenisierten Probe. Dies ist bedingt durch die Elimination gelöster organischer Verbindungen mittels Ozon bzw. Pulveraktivkohle; darüber hinaus wirkt sich bei dem Verfahren der „dynamischen Rezirkulation“ die konstante Beschickung der Nachklärung (allerdings mit Mischwasserzufluss) positiv auf die Phasentrennung, Sedimentation und Rückführung des belebten Schlammes aus. Weiterhin verbessern sich bei Einsatz von Pulveraktivkohle die Absetzeigenschaften des belebten Schlammes (Schlammvolumenindex) aufgrund der Flockenbeschwerung.

Für die Kläranlage Schwerte wurde nach einem Verfahrensvergleich ein gezielter Demonstrationsbetrieb mit dem Einsatz von Pulveraktivkohle in der „dynamischen Rezirkulation“ („Rezi-PAK“) bei einer Dosiertrate von 10 mg/l in den Rezirkulationsstrom zur

abschließenden Bewertung des großtechnischen Einsatzes durchgeführt. Dazu wurde das Untersuchungsprogramm für eine zweimalige Beprobung auf 170 Einzelstoffe aus den Stoffgruppen abwassertechnische Basisparameter, Arzneimittelwirkstoffe, Benzotriazole, Desinfektionsmittel, endokrine Stoffe, Flammenschutzmittel, Komplexbildner, Moschusduftstoffe, Pestizide, Perfluorierte Tenside (PFT), Psychopharmaka, Süßstoffe, Bromat, DEHP, Tetrabromo-o-cresol und Tetramethyldecindiol ausgedehnt. Bild 10.3 gibt die Eliminationsleistung der beiden Straßen der Kläranlage Schwerte als Vergleich zwischen konventionellem Betrieb (Straße 1: Referenzstraße) und weitergehender Verfahrenstechnik (Straße 2: Versuchsstraße) für einige ausgewählte Stoffe wieder.

In der Versuchsstraße sind generell deutlich höhere Eliminationsleistungen im Vergleich zur Referenzstraße (Straße 1) erkennbar. Die beiden Verbindungen der Moschusduftstoffe AHTN und HHCB und der Komplexbildner EDTA weisen keine signifikanten Unterschiede in der Elimination zwischen konventioneller Kläranlagentechnik (Straße 1) und der weitergehenden Abwasserreinigung (Straße 2) auf. Die Konzentrationen des Flammenschutzmittels TCPP waren während der Demonstrationsphase sehr gering. Die Elimi-

[10.3] Arge (2011 und 2014): Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 6 (Arge), Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV). Schlussbericht Phase 1 (2011) und Phase 2 (2014) <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/abwasser.htm>

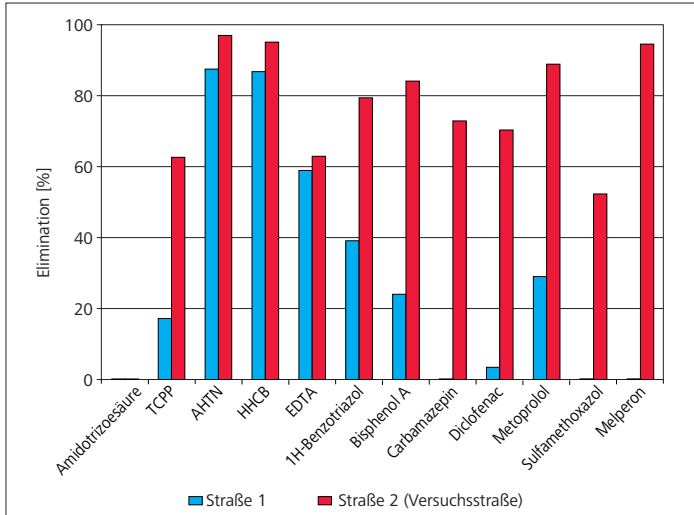


Bild 10.3: Eliminationsleistungen der Referenzstraße (Straße 1, blau) und der mit 10 mg/l Pulveraktivkohle im Rezirkulationsbetrieb betriebenen Versuchsstraße (Straße 2, rot) der Kläranlage Schwerte im Rahmen des Intensivmonitorings der Demonstrationsphase für ausgewählte Leitparameter, bezogen auf den Zulauf der biologischen Stufe

Fig. 10.3: Elimination performance of the reference system (system 1, blue) and the trial system (system 2, red) operated in recirculation mode with powdered activated carbon at the sewage treatment plant Schwerte as part of an in-depth monitoring of the demonstration phase for selected guiding parameters, referring to the inlet of the biological stage

nationsleistung war mit 63 % geringer als in den vorherigen Untersuchungen, trotzdem allerdings mit einer signifikanten Steigerung gegenüber der konventionellen Verfahrenstechnik. Die Konzentrationen an Perfluorierten Tensiden lagen sowohl im Zulauf zur biologischen Stufe als auch im Ablauf der beiden Straßen durchgängig unterhalb der Bestimmungsgrenze und sind deshalb in Bild 10.3 nicht aufgeführt. Das Röntgenkontrastmittel Amidotri-

boensäure ließ sich weder in der Versuchs- noch in der Referenzstraße aus dem Abwasser entfernen. Deutliche Unterschiede zwischen der Referenzstraße und der Versuchsstraße sind hingegen bei den restlichen untersuchten Leitparametern erkennbar. So wird die Elimination von 1H-Benzotriazol durch die Behandlung mittels 10 mg Pulveraktivkohle pro Liter Abwasser im Rezirkulationsstrom von ca. 40 % in der Referenzstraße auf ca. 80 % gesteigert. Die Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol und Melperon lassen sich mittels der konventionellen Kläranlagentechnik nur in geringem Maße aus Kläranlagenabläufen entfernen. Durch die Pulveraktivkohle-Behandlung konnte die Elimination dieser Stoffe deutlich gesteigert werden. Insgesamt sind die Eliminationsraten gut vergleichbar mit den Werten der vorherigen Untersuchungen (s. Bild 10.2).

Zusätzliche Untersuchungen wurden zur Modellierung der Verfahrenstechnik als dynamische Stoff-Modellierung und als Strömungssimulation als CFD („Computational Fluid Dynamics“), zur Charakterisierung des belebten Schlammes unter Einfluss von Ozon bzw. Pulveraktivkohle und als orientierende Untersuchungen zur hygienisierenden Wirkung weitergehender Verfahren durchgeführt. Bei der „dynamischen Rezirkulation“ mit einer Pulveraktivkohle-Dosiermenge von 10 mg/l in den Rezirkulationsstrom ergaben sich bei den untersuchten Hygiene-Parametern keine signifikanten Unterschiede im Vergleich mit dem konventionellen Betrieb auf der Straße 1 (Referenzstraße). Dies galt sowohl für *Escherichia coli* und Enterokokken mit Reduktionen vom Ablauf der Vorklärung bis zum Ablauf der Nachklärung um im Mittel 2,6 log-Stufen als auch für Humane Adenoviren (HAdV) und Humane Polyomaviren (HPyV) mit einer Verminderung um bis zu 0,7 log-Stufen auf beiden Straßen. Auch bei den parallel untersuchten Ozonierungsanlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden blieb die hygienisierende Wirkung deutlich hinter den ursprünglichen Erwartungen zurück.

Tabelle 10.1: Ergebnisse der Kostenbetrachtung für die „dynamische Rezirkulation“ bei Dosierung von 10 mg/l Pulveraktivkohle in den Rezirkulationsstrom auf der Kläranlage Schwerte

Table 10.1: Results and cost evaluation of the „dynamic recirculation“ with a dosage of 10 mg/l of active powdered carbon in the recirculation flow of the sewage treatment plant Schwerte

| Kostenübersicht Rezi-PAK | A. Gesamt ohne Investitions-Förderung | B. Gesamt mit Investitions-Förderung und verminderter Abwasserabgabe | C. Optimierte Betrachtung | |
|---|---------------------------------------|--|---------------------------|------------------|
| bezogen auf Einwohnerzahl: | 17,44 | 12,68 | 10,18 | €/ (E•a) |
| bezogen auf EW _{BSB₅,85Perzentil} : | 18,92 | 13,75 | 11,04 | €/ (E•a) |
| bezogen auf EW _{BSB₅,Mittelwert} : | 24,23 | 17,61 | 14,14 | €/ (E•a) |
| bezogen auf EW _{CSB,85Perzentil} : | 14,64 | 10,64 | 8,54 | €/ (E•a) |
| bezogen auf EW _{CSB,Mittelwert} : | 18,37 | 13,36 | 10,72 | €/ (E•a) |
| Kostensteigerung Primärkosten: | 23,2 | 16,8 | 13,5 | % |
| Kostensteigerung Gesamtkosten: | 18,5 | 13,4 | 10,8 | % |
| bezogen auf Jahresabwassermenge: | 0,134 | 0,098 | 0,078 | €/m ³ |
| bezogen auf Jahresschmutzwassermenge: | 0,180 | 0,131 | 0,105 | €/m ³ |
| bezogen auf Gebührenmaßstab: | 0,349 | 0,254 | 0,204 | €/m ³ |

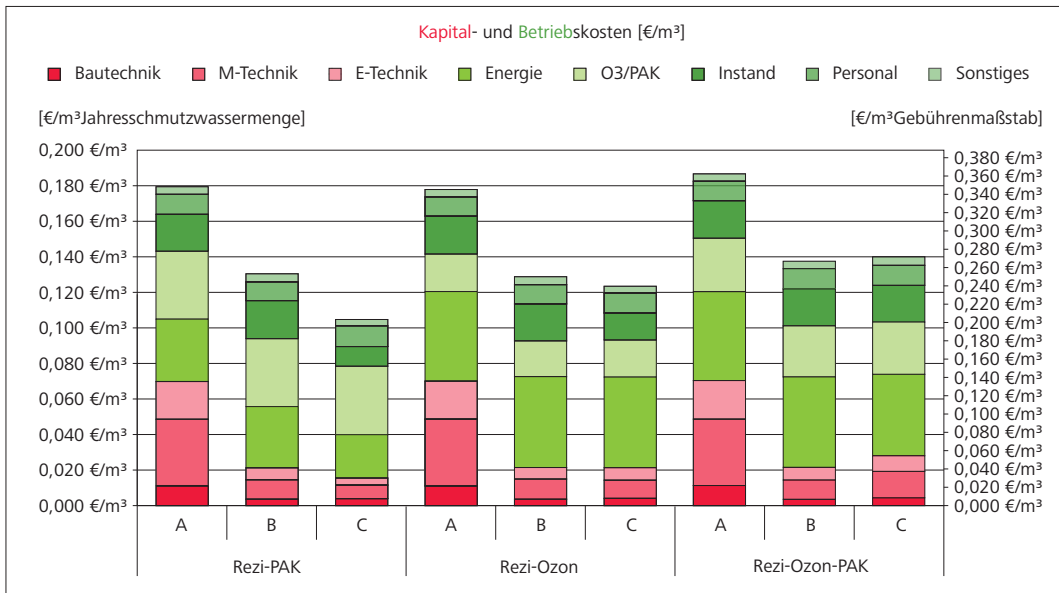


Bild 10.4: Kostenstrukturen weitergehender Verfahren auf der Kläranlage Schwerte für die Kostenbetrachtungen A, B und C bezogen auf die Jahresschmutzwassermenge und den Abwassergebührenmaßstab

Fig. 10.4: Cost structures of advanced procedures at the sewage treatment plant Schwerte for the cost assessments A, B and C referring to the annual load of wastewater and the benchmark for sewage charges

Kosten weitergehender Verfahren

Eine weitere Zielstellung der durchgeführten Arbeiten unter Praxisbedingungen der kommunalen Abwasserbehandlung war neben der Untersuchung der Leistungsfähigkeit der weitergehenden Verfahren sowie deren betrieblicher Umsetzbarkeit die Ermittlung des zusätzlichen finanziellen Aufwands bei Einführung einer „Vierten Reinigungsstufe“. Die Ermittlung der Kosten der weitergehenden Verfahrenstechnik erfolgte bei der Kläranlage Schwerte für die drei untersuchten Verfahrenstechniken („Dynamische Rezirkulation“ mit Pulveraktivkohle („Rezi-PAK“) (Dosierrate 10 mg/l Pulveraktivkohle in den Rezirkulationsstrom), Ozon („Rezi-Ozon“) (Dosierrate 5 mg/l O₃ in den Rezirkulationsstrom), Kombinationsverfahren mit Pulveraktivkohle und Ozon („Rezi-Ozon-PAK“) (Dosierrate 5 mg/l O₃, 10 mg/l Pulveraktivkohle in den Rezirkulationsstrom)). Dabei wurden drei Betrachtungen zur Kostensituation unterstellt:

- Gesamtbetrachtung ohne Investitionsförderung
- Gesamtbetrachtung mit Investitionsförderung
- Optimierte Betrachtung mit Berücksichtigung zwischenzeitlicher Erfahrungen für die Anlagenauslegung (entsprechend einer möglichen, zukünftigen Umsetzung bei derzeitiger öffentlicher, finanzieller Förderung)

Als Bezugsgrößen dienten die jeweilige Einwohnerzahl [E], die aktuelle Belastung [E] der Anlage aus den Zulauffrachten, bezogen auf verschiedene Parameter und unterschiedliche statistische Auswertungen (Mittelwert, 85-Perzentil), die Jahresabwasser- und -schmutzwassermenge, der Gebührenmaßstab sowie die aktuellen Gesamt-Primär- und Sekundärkosten der konventionellen Kläranlage zum relativen Vergleich. In Tabelle 10.1 sind die Ergebnisse beispielhaft für das Verfahren der alleinigen Dosierung von Pulveraktivkohle als bevorzugte Variante, wie es auch für den gezielten Demonstrationsbetrieb gewählt wurde (Bild 10.3), darge-

stellt. Bild 10.4 gibt die Ergebnisse bezogen auf die Jahresschmutzwassermenge und den Abwassergebührenmaßstab für die drei untersuchten Verfahrenstechniken wieder.

Bei den vorgegebenen, klar definierten Kostenbetrachtungen spielte insbesondere die Investitionsförderung für die Anlagen eine Rolle, darüber hinaus auch die Frage einer Optimierung der Anlagentechnik gegenüber dem derzeitigen Bestand auf den großtechnischen Versuchsanlagen. Im Ergebnis lagen die Bruttokosten der weitergehenden Verfahren in Schwerte zwischen 11 und 18 ct je m³ Abwasser als Jahresschmutzwassermenge bzw. 20 und 35 ct je m³ bezogen auf den Gebührenmaßstab („Rezi-PAK“, 10 mg PAK/l in den Rezirkulationsstrom) – jeweils für die im Demonstrationsbetrieb ausgewählte Verfahrenstechnik. Auf die signifikante Erhöhung des Energieverbrauchs auf der Kläranlage wird – auch im Hinblick auf konkurrierende Umweltziele – besonders hingewiesen.

Schlussbemerkungen

Die hier beschriebenen Untersuchungen haben deutlich gemacht, dass die Verfahren im kommunalen Kläranlagenbetrieb handhabbar und deren Wirksamkeit unter Beachtung der zusätzlich entwickelten Hinweise für Planung, Bemessung und Betrieb bei weiterhin bestehenden Unsicherheiten prognostizierbar sind. Eine vollständige Elimination von Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser und damit aus den Gewässern ist aber auch mit diesen Verfahren nicht möglich. Vielmehr verbleiben einige Stoffe aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften zu einem nicht unbeträchtlichen Anteil auch im Ablauf der „Vierten Reinigungsstufe“ – selbst bei sehr hohem Energie- bzw. Betriebsmitteleinsatz. Insofern ist auch vor dem Hintergrund der Ergebnisse dieser Untersuchungen die „Vierte Reinigungsstufe“ keine erschöpfende Problemlösung zur Entfernung von Mikroverunreinigungen aus dem Wasserkreislauf, sondern wäre ggf. ein möglicher Beitrag im

Zusammenspiel mit sonstigen Maßnahmen einer breiteren Handlungsstrategie.

Die Notwendigkeit und Sinnhaftigkeit der weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser als sogenannte „Vierte Reinigungsstufe“ müssen an ihrem Beitrag zur Verbesserung der stofflichen Gewässersituation gemessen werden. Dabei ist das direkte Umfeld der Einleitung als auch das unterliegende gesamte Gewässersystem in Betracht zu ziehen. Letztlich ist eine geschlossene Stoffbilanzierung für das Einzugsgebiet anzustreben, aus der auch Quellen und Senken (Aufkommen und Verbleib) sowie die Exposition von Umwelt und Menschen gegenüber Mikroverunreinigungen und ihren Umsetzungsprodukten deutlich werden. Dies hat auch Bedeutung für die laufenden Arbeiten zum zweiten Bewirtschaftungsplan und Maßnahmenprogramm zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen.

Darüber hinaus ist der rechtliche Rahmen für eine Implementierung einer „Vierten Reinigungsstufe“ im wasserwirtschaftlichen Vollzug als kritisch anzusehen – insbesondere hinsichtlich einer rechtssicheren Refinanzierung der Mehraufwendungen für die Kläranlagenbetreiber.

Die Diskussion um Spurenstoffe ist also nicht nur eine Frage von Techniken auf Kläranlagen oder Technik insgesamt. Sie ist auch keine isolierte Diskussion in der Wasserwirtschaft, sondern berührt Fragen der Ernährung, der Hygiene und Gesundheit, der Produktgestaltung und -verantwortung und nicht zuletzt der gesellschaftlichen Ansprüche an Lebensqualität und Lebensstil sowie an die Umwelt und die verfügbaren (natürlichen, technischen und ökonomischen) Ressourcen. Es geht also nicht nur um Verfügbarkeit und Machbarkeit von technischen Verfahren der Abwasserbehandlung. Vielmehr bedarf es einer viel breiteren politischen und gesellschaftlichen Diskussion um persönlichen Anspruch und Umgang mit anthropogenen Stoffen, um technischen und wissenschaftlichen Fortschritt sowie um Errungenschaften und Verhalten in einer „modernen“ Industrie-, Agrar- und Dienstleistungsgesellschaft.

Die Bearbeiter des Projekts bedanken sich beim MKULNV für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten und das vertrauensvolle Verhältnis während der Projektlaufzeit, beim LANUV für die fachliche Begleitung und bei den zahlreichen Fachleuten für die wertvollen Diskussionen, Anregungen und Hinweise.

Ein besonderer Dank gilt dem Betriebspersonal auf den großtechnischen Anlagen und anderen Unterstützern aus den beteiligten Institutionen für die Mitarbeit, die vielen Handreichungen und freundliche Aufnahme vor Ort sowie Fleiß und Geduld bei den durchgeführten Arbeiten.

Die Schlussberichte zu Phase 1 und Phase 2 sind auf der Homepage des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein Westfalen verfügbar [10.3].

11 Registrierte Gewässerverunreinigungen des Jahres 2013

Dem Ruhrverband und den ansässigen Wasserwerken wurden im Jahr 2013 wie im Vorjahr sechs Gewässerverunreinigungen mit unterschiedlichen Auswirkungen auf die betroffenen Gewässer gemeldet. Wie in der Vergangenheit werden offensichtliche Bagatellfälle und Ereignisse, die lediglich aus Vorsorgegründen gemeldet wurden, nicht berücksichtigt. Die folgende Aufstellung enthält die relevanten Ereignisse des Kalenderjahres 2013 in einer Zusammenfassung mit einer kurzen Erläuterung.

1. Am 11. März wurden einzelne kleine tote Fische (Elritzen) an der Mauer der Fürwiggetalsperre bei noch winterlichen Witterungsverhältnissen (Talsperre z.T. zugefroren) aufgefunden. In der Folgezeit wurden noch weitere Fische tot geborgen, wobei die Hauptanzahl am 11. April (50 von insgesamt ca. 80 toten Fischen) bei auftauender Talsperre entnommen wurde. Dabei handelte es sich höchstwahrscheinlich um Fische (überwiegend Saiblinge), die bereits im März verendet waren, aber erst im April entdeckt werden konnten. Alle Wasserproben sowie die durchgeführten Daphnien- und Fischeitests waren unauffällig. Die Untersuchung der Fische ergab einen negativen virologischen und bakteriologischen Befund, jedoch wurden teilweise Organschäden an den Fischen festgestellt. Eine Ursache dieses lokalen Fischsterbens konnte nicht ermittelt werden. Die Wasserentnahme zur Trinkwassergewinnung wurde vorsorglich von ca. Mitte März bis Mitte Mai eingestellt.
2. Am 16. April gelangten von einem Firmengelände etwa acht Liter Dachfarbe, gemischt mit Tiefengrund, über die Kanalisation in die Ruhr oberhalb des Hengsteysees. Es wurden Ölsperren gelegt, der Kanal gespült und die Ufer gereinigt. Für die aquatische Biozönose und die Trinkwassergewinnung bestand keine Gefährdung.
3. Am 20. Juni trat aufgrund eines Starkregenereignisses der Pleißbach über die Ufer und überschwemmte u.a. einen Galvanikbetrieb. Verschmutzungen des Gewässers durch die mitgerissenen Fässer, die Öl bzw. Säuren enthielten, wurden nicht beobachtet. Es waren keine weiteren Maßnahmen erforderlich.
4. Zwischen dem 21. und 27. Juni kam es in der Ruhr bei Hattingen zu einer Erhöhung der Konzentrationen der Herbizide Terbutylazin und Metolachlor mit Maximalkonzentrationen von 0,13 bzw. 0,095 µg/l. Ursächlich für diese Belastungswelle waren wahrscheinlich Einträge durch Abschwemmungen von Maisfeldern aufgrund von Starkregenereignissen. Dieses hatte jedoch keine Beeinträchtigungen für die Biozönose (OGewV (Anl. 5), UQN: 0,5 µg/l bzw. 0,2 µg/l) und die Trinkwassergewinnung (TrinkwV: je 0,1 µg/l) zur Folge.

5. Am 30. Juli gelangte bei einem Brand auf einem Firmengelände Löschwasser, das mit einer unbekannt Menge Entladungsmittel aus der zugehörigen Lagerhalle belastet war, in den Ahebach, der nach zwei Kilometern in die Else mündet. Im Ahebach kam es kurzzeitig zu einer starken braunen Trübung, einer nahezu geschlossenen Schaumdecke und gering erhöhten pH-Werten bis zu pH 9. Aus dem Ahebach, der Else und der Lenne unterhalb der Mündung der Else wurden vereinzelt tote Fische geborgen. Ruhralarm wurde nicht ausgelöst.
6. Am 22. November wurde ein etwa 100 m² großer Ölteppich auf der Ruhr im Bereich Bochum/Eisenbahnmuseum gemeldet. Vorsorglich wurden die unterliegenden Wasserentnehmer informiert. Es trat ein kurzzeitiges Fischsterben von juvenilen Weißfischen auf. Sowohl die Ergebnisse der Wasser- als auch der Fischuntersuchungen durch das Chemische Untersuchungsamt Bochum waren unauffällig. Der Verursacher konnte ermittelt werden. Der Vorfall hatte keine Auswirkungen auf die Trinkwassergewinnung.

Die stofflichen Ursachen der Gewässerverunreinigungen und die Auswirkungen auf die Gewässer zeigt die Tabelle 11.1. Dabei wird zwischen den Schutzgütern „Aquatische Lebensgemeinschaften“ und „Trinkwassergewinnung“ unterschieden.

Zwei der sechs registrierten Gewässerverunreinigungen (Nr. 3; Nr. 5) waren auf Einträge von Industriechemikalien zurückzuführen, die durch Überschwemmung bzw. Brand in die jeweiligen Gewässer gelangten. Den Eintrag von Dachfarbe bzw. Öl kennzeichneten zwei weitere Gewässerverunreinigungen, die beide die Ruhr betrafen (Nr. 2, Nr. 6). Vorausgegangen waren hier betriebsbedingte Unachtsamkeiten. Ein Fall (Nr. 4) war auf vermutete Einträge von Herbiziden von landwirtschaftlich genutzten Flächen aufgrund starker Niederschläge zurückzuführen. Das Fischsterben in der Fürwiggetalsperre nach dem Eisbruch konnte dagegen nicht aufgeklärt werden.

Insgesamt hatten drei der sechs registrierten Gewässerverunreinigungen Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften. In allen Fällen waren es nur geringe bis mäßige, zum Teil lokal begrenzte Fischsterben. Während bei den Fällen Nr. 5 und 6 die Ursache offensichtlich war, konnte diese für den Fall Nr. 1 trotz intensiver Untersuchungen nicht ermittelt werden.

Die Anzahl der relevanten jährlichen Gewässerverunreinigungen stabilisiert sich seit einigen Jahren auf einem Niveau von fünf bis sechs Vorfällen. Im Vergleich zur letzten Dekade bedeutet dies eine Halbierung der Ereignisse.

Tabelle 11.1: Schutzgutbezogene Bewertung der besonderen Ereignisse im Ruhreinzugsgebiet 2013
Table 11.1: Evaluation of special incidents in the Ruhr catchment area in 2013 in relation to the subject of protection

| Vor- kommnis | Gewässer | Stoffgruppe | Schutzgutbezogene Bewertung | |
|-----------------|-------------------|----------------------|---------------------------------|----------------------|
| | | | Aquatische Lebensgemeinschaften | Trinkwassergewinnung |
| Lfd. Nr. | | | | |
| 1 | Fürwiggetalsperre | unbekannt | 2 | 1 |
| 2 | Ruhr | Farbe | 1 | 1 |
| 3 | Pleißbach | Industriechemikalien | 1 | 1 |
| 4 | Ruhr | Herbizide | 1 | 1 |
| 5 | Ahebach/Else | Industriechemikalien | 2 | 1 |
| 6 | Ruhr | Öl | 2 | 1 |

Der Bewertung liegt folgende Einstufung zugrunde:

0 = Bewertung aufgrund fehlender Informationen nicht möglich

1 = keine bis geringe Auswirkung

2 = Mäßige Auswirkung

3 = Deutliche Auswirkung

12 Leistungen der Kläranlagen des Ruhrverbands

Der Ruhrverband betreibt im Verbandsgebiet 68 Kläranlagen, um die anfallenden Haushalts- und Industrieabwässer sowie das mitzubehandelnde Niederschlagswasser unter Einhaltung der gesetzlichen Regelungen und Grenzwerte zu behandeln und in den natürlichen Wasserkreislauf zurückzuführen. Bei einem Anschlussgrad von 99 % der Einwohner im Ruhrinzugsgebiet wurden auf den Verbandskläranlagen im Jahr 2013 rund 339 Mio. m³ Abwasser gereinigt. Dies entspricht einem Jahresmittelwert von 10,8 m³/s und liegt ca. 7 % unter dem Vorjahreswert. Ein Anteil von 74 % dieser Menge entfällt auf die Jahresschmutzwassermenge (einschließlich Fremdwasser) mit rd. 250 Mio. m³. Die Differenz zur Jahresabwassermenge in Höhe von 89 Mio. m³ ergibt sich durch das auf den Kläranlagen mitbehandelte Niederschlagswasser. Die behandelten Abwassermengen und Jahresschmutzwassermengen der letzten fünf Jahre sind in Bild 12.1 dargestellt, dem auch der spezifische Abwasseranfall zu entnehmen ist. Die wichtigsten Kennzahlen für die Verbandskläranlagen sind der Tabelle 12.1 zu entnehmen.

Den aktuellen Stand der Reinigungsleistung der Verbandskläranlagen zeigt Tabelle 12.2 mit den frachtgewichteten Zu- und Ablaufkonzentrationen im Abwasser für das Jahr 2013. Die Berechnungen sind konform zu denen der DWA, die einen bundesweiten Leistungsvergleich aller Kläranlagen veröffentlicht [12.1]. Grundlage der Leistungszahlen bilden die mittleren Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der Kläranlagen aus dem Jahr 2013 hinsichtlich der Kenngrößen Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), Che-

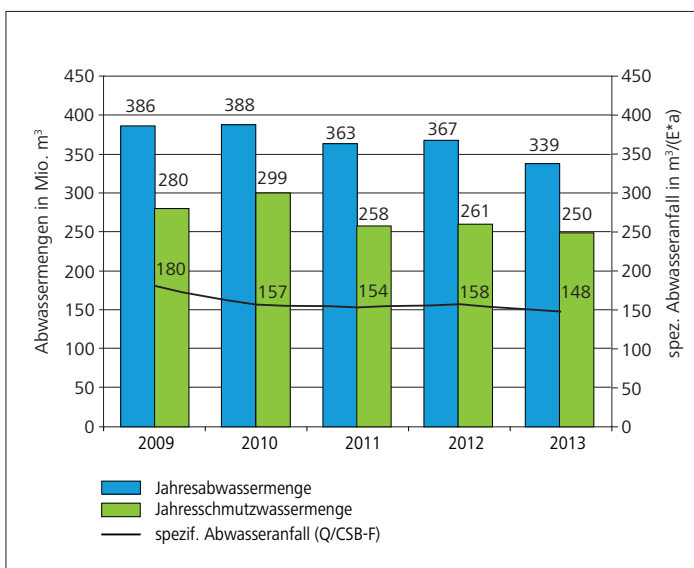


Bild 12.1: Abwassermengen und spezifischer Abwasseranfall der Ruhrverbandskläranlagen von 2009 bis 2013

Fig. 12.1: Sewage volumes and specific sewage loads at the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2009 to 2013

Tabelle 12.1: Kennzahlen der Ruhrverbandskläranlagen für das Jahr 2013
Table 12.1: Parameters of the Ruhrverband's sewage treatment plants in 2013

| | |
|--|----------------------------|
| Anzahl Kläranlagen | 68 |
| Jahresabwassermenge | 339 Mio. m ³ |
| Jahresschmutzwassermenge | 250 Mio. m ³ |
| Gesamt-Ausbaugröße aller Anlagen | 3,3 Mio. E |
| Angeschlossene Einwohner (Einwohnerzahl) | 2,0 Mio. E |
| Anschlussgrad | rd. 99,0% |
| Mittlere Einwohnerbelastung (Bezug: 120 g CSB / (E*d)) | 2,3 Mio. E |
| Verhältnis Ausbaugröße / Mittlere CSB-Belastung | 1,43 |
| 85-Perzentil der Einwohnerbelastung (Bezug: 120 g CSB / (E*d)) | 2,8 Mio. E |
| Spezifischer Abwasseranfall (Bezug: mittlere CSB-Belastung) | 148 m ³ / (E*a) |

mischer Sauerstoffbedarf (CSB), Phosphor (TP) sowie Ammoniumstickstoff (NH₄-N) und Gesamtstickstoff (TN).

Die Ablaufqualität des gereinigten Abwassers ist weiterhin ausgezeichnet und zeigt nur geringfügige Veränderungen gegenüber dem Vorjahr. Auch im Vergleich zu den veröffentlichten Ergebnissen des letzten bundesweiten Leistungsvergleichs der DWA aus dem Jahr 2012 bestehen keine gravierenden Unterschiede. Insgesamt konnten in den letzten Jahren nur noch geringe Verbesserungen in der Reinigungsleistung erzielt werden. Dies zeigt deutlich, dass die Möglichkeiten der bisher eingesetzten Reinigungsverfahren weitgehend ausgeschöpft sind.

Die Zulaufkonzentrationen bei den Ruhrverbandskläranlagen sind teilweise bestimmt durch einen hohen Fremdwasseranteil, der für eine deutliche Verdünnung des Abwassers sorgt. Im Vergleich betragen die im Ruhrinzugsgebiet festgestellten Werte nur 55 % bis 60 % der bundesweiten Werte. Dem entsprechend liegt der spezifische Abwasseranfall mit 148 m³ je Einwohner und Jahr beim Ruhrverband um 85 % über dem bundesweiten Wert von 80 m³/(E*a). Der Ruhrverband bemüht sich in Zusammenarbeit mit den beteiligten Kommunen um eine Reduzierung der Fremdwasserbelastungen und hat dazu den „Fremdwasser-Preis Ruhr“ ausgerufen. Der Preis wird im Turnus von zwei Jahren für herausra-

Tabelle 12.2: Mittlere Konzentrationen im Zu- und Ablauf der Ruhrverbandskläranlagen im Jahr 2013

Table 12.2: Average concentrations in the inlet and outlet of the Ruhrverband's sewage treatment plants in 2013

| | Zulauf | Ablauf |
|--|-----------|-----------|
| Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅) | 110 mg/l | 3,4 mg/l |
| Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) | 299 mg/l | 21,0 mg/l |
| Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) | | 1,0 mg/l |
| Anorganisch gebundener Stickstoff (TIN) | | 6,8 mg/l |
| Gesamtstickstoff (TN) | 31,6 mg/l | 7,8 mg/l |
| Gesamtphosphor (TP) | 4,4 mg/l | 0,52 mg/l |

gende Aktivitäten seiner Mitglieder im Bereich der Fremdwasserreduzierung vergeben und ist mit 10.000 Euro Preisgeld für wohltätige Zwecke dotiert, die im Jahr 2013 an die Stadtwerke in Arnsberg und Sundern gingen.

Seit Abschluss des Ausbauprogramms für die Ruhrverbandskläranlagen werden die gesetzlichen Vorgaben aus den behördlichen Bescheiden von allen Kläranlagen eingehalten bzw. teilweise deutlich unterschritten. Die Darstellung dieser Unterschreitungen zeigt Bild 12.2 als Gesamtergebnis der Ruhrverbandskläranlagen. Als Vergleichswert wird der 80-Perzentilwert der jeweiligen Kenngröße zur Abbildung der sogenannten „4 aus 5“-Regelung verwendet. Für das Gesamtergebnis erfolgt eine Wichtung dieser Werte über die Wassermenge, die den ebenso gewichteten Überwachungswerten der einzelnen Kläranlagen gegenüber gestellt werden. Besonders beim Ammoniumstickstoff ist eine deutliche Unterschreitung der Bescheidwerte festzustellen, die in den Sommermonaten 89 % beträgt. Überwachungswerte für die Kläranlagen bzgl. Stickstoff bestehen wegen der erschwerten Bedingungen bei niedrigen Temperaturen lediglich für Abwassertemperaturen über 12 °C. Als überobligatorischer Aufwand für die Ruhrverbands-Mitgliedergruppe der Wasserentnehmer erfolgt auch in den Wintermonaten eine gezielte Nitrifikation und Denitrifikation auf den Kläranlagen. In dieser Zeit wird der Bescheidwert beim Ammoniumstickstoff noch um 77 % unterschritten.

Den Verbandskläranlagen wurde im Jahr 2013 eine Gesamtzulauf fracht von rd. 100,2 Mio. kg CSB zugeführt. Bei einem spezifischen Wert von 120 Gramm CSB je Einwohner und Tag lässt sich daraus die Bezugsgröße von 2,3 Mio. Einwohnerwerten (E) als mittlere Belastung berechnen. Der 85-Perzentilwert der CSB-Zulaufbelastung betrug im Jahr 2013 2,8 Mio. E, dem beim Ruhrverband eine Behandlungskapazität von rd. 3,3 Mio. E gegenüber

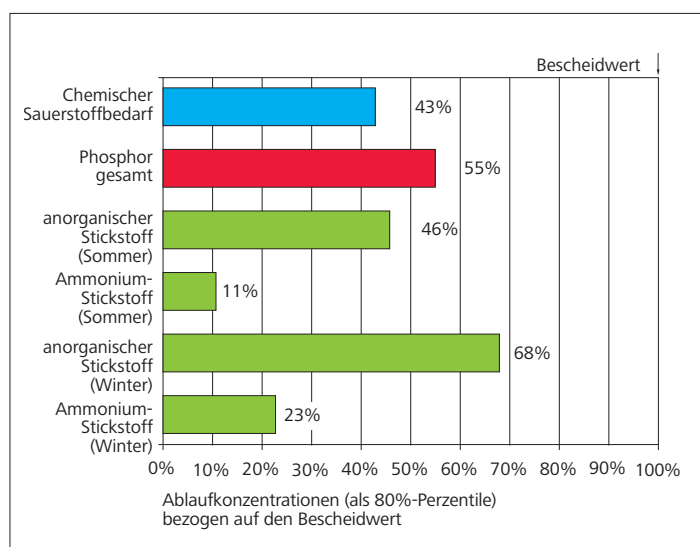


Bild 12.2 : Verbesserte Reinigungsleistung der Ruhrverbandskläranlagen gegenüber den behördlichen Bescheidwerten (100 %) im Jahr 2013
 Fig. 12.2: Improved treatment performance of the Ruhrverband's sewage treatment plants compared to the official requirements (100 %) in 2013

Tabelle 12.3: Jahresfrachten im Zu- und Ablauf der Ruhrverbandskläranlagen im Jahr 2013

Table 12.3: Average annual loads in the inlet and outlet of the Ruhrverband's sewage treatment plants in 2013

| | spez. Zulauf fracht | Zulauf fracht | Ablauf fracht | Abbaugrad |
|-----|---------------------|----------------|---------------|-----------|
| CSB | 120 g/(E·d) | 100,16 Mio. kg | 7,03 Mio. kg | 93,0 % |
| TN | 12,7 g/(E·d) | 10,58 Mio. kg | 2,61 Mio. kg | 75,3 % |
| TP | 1,8 g/(E·d) | 1,47 Mio. kg | 0,17 Mio. kg | 88,1 % |

steht. Im Mittel weist eine Ruhrverbandskläranlage eine Ausbaugröße von rd. 48.000 E auf. An die Ruhrverbandsanlagen angeschlossen sind rd. 2,0 Mio. Einwohner als Einwohnerzahl.

Ein Vergleichswert zur Beurteilung der Zulaufverhältnisse sind die spezifischen Frachten in Gramm je Einwohner und Tag, die sich aus dem Bezugswert CSB-Belastung berechnen lassen. Tabelle 12.3 enthält die Kennwerte für das Ruhreinzugsgebiet, die für Stickstoff 12,7 g/(E·d) und für Phosphor 1,8 g/(E·d) betragen. Die letzten bundesweiten Kennwerte aus dem DWA-Leistungsvergleich 2010 betragen 11,2 g/(E·d) bzw. 1,8 g/(E·d). Die zeitliche Entwicklung der Gesamtfrachten aller behandelten Abwässer im Zu- und Ablauf der Verbandskläranlagen wird in den Bildern 12.3, 12.4 und 12.5 für die Kenngrößen CSB, Stickstoff und Phosphor grafisch dargestellt.

Durch die Abwasserreinigung entstehen zwangsläufig Reststoffe in Form von Rechengut, Sandfanggut und Klärschlamm. Ziel unterschiedlicher Maßnahmen ist es, die Reststoffe in ihrer Menge zu minimieren und möglichst einer Verwertung zuzuführen bzw. schadlos zu beseitigen. Der anfallende Rohschlamm ist mengenmäßig der größte Anteil und muss zunächst stabilisiert werden, um Geruchsbelästigungen zu vermeiden und eine effektive Weiterbehandlung zu ermöglichen. Die Stabilisierung erfolgt für 96 % der Mengen anaerob in Faulbehältern, wodurch eine beträchtliche Reduzierung der Feststoffmenge erreicht wird. Die anschließende Entwässerung verbessert die Transportbedingungen und schafft die Voraussetzung für eine thermische Behandlung. Gegenüber dem Vorjahr ist der Schlammfall an stabilisiertem Schlamm um rd. 2 % gestiegen, sodass im Jahr 2013 insgesamt 39.006 t Trockenmasse in Verbrennungsanlagen entsorgt werden mussten.

Bild 12.6 zeigt die angefallenen Reststoffmengen der Jahre 2009 bis 2013 an stabilisiertem Schlamm, Rechen- und Sandfanggut. Daneben sind die angelieferten Mengen an Küchen- und Speiseabfällen sowie die Fettabscheiderinhalte für die Co-Vergärung dargestellt, durch die ein höherer Gasanfall für die Eigenenergieerzeugung ermöglicht wird. Wegen der Selbstverwertung bei den Küchen- und Speiseabfällen durch die Abfallentsorger ergab sich ein erneuter Rückgang bei der Annahme dieser Stoffe um 54 %. Damit ist gegenüber dem Jahr 2009 eine Abnahme um 87 % festzustellen, die aber durch einen Anstieg bei den Fettabscheiderin-

[12.1] Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA) – Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2012

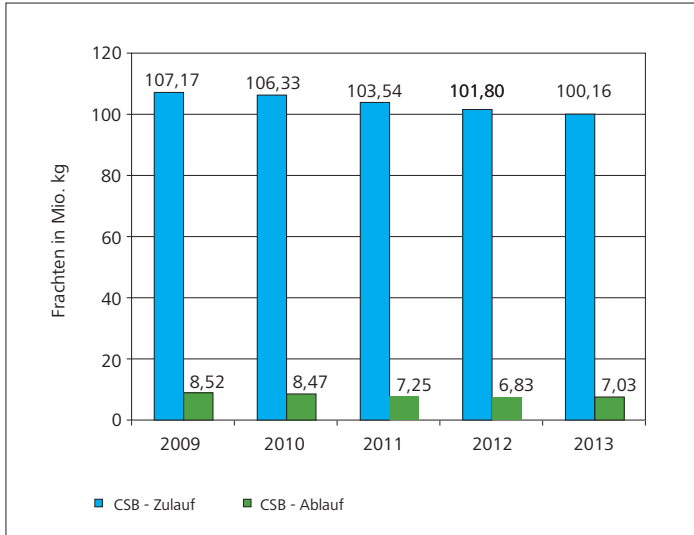


Bild 12.3: Mittlere Jahresfrachten CSB im Zu- und Ablauf der Ruhrverbandskläranlagen von 2009 bis 2013

Fig. 12.3: Average annual loads of COD in the inlet and outlet of the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2009 to 2013

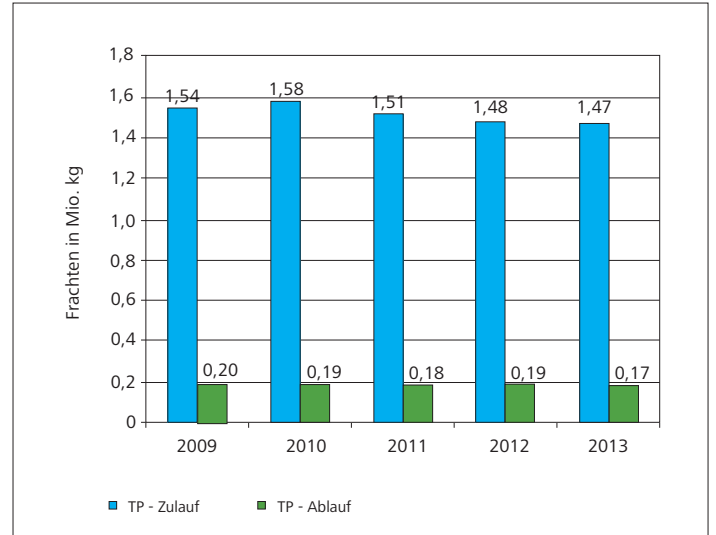


Bild 12.5: Mittlere Jahresfrachten Gesamtphosphor im Zu- und Ablauf der Ruhrverbandskläranlagen von 2009 bis 2013

Fig. 12.5: Average annual loads of total phosphorus in the inlet and outlet of the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2009 to 2013

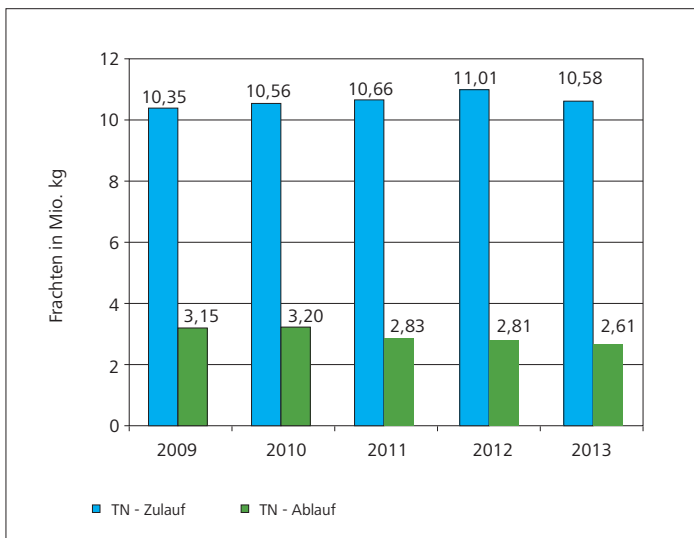


Bild 12.4: Mittlere Jahresfrachten Gesamtstickstoff im Zu- und Ablauf der Ruhrverbandskläranlagen von 2009 bis 2013

Fig. 12.4: Average annual loads of total nitrogen in the inlet and outlet of the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2009 to 2013

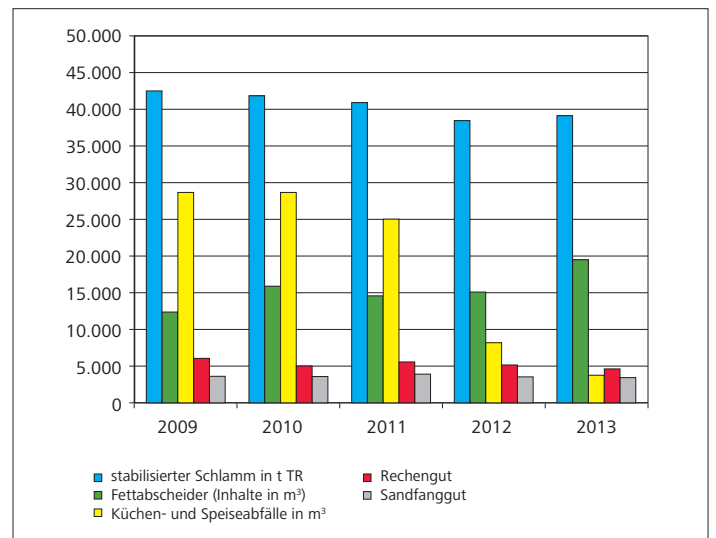


Bild 12.6: Reststoffmengen und angelieferte Co-Substrate der Jahre 2009 bis 2013

Fig. 12.6: Residue volumes and supplied co-substrates from 2009 to 2013

halten um 59 % im gleichen Zeitraum teilweise kompensiert werden konnte. Das Sandfanggut wird zu 73 % durch Wäscher von organischen Stoffen befreit und steht für die Verwertung zur Verfügung. Insgesamt wird Sandfanggut zu 67 % wiederverwertet und der restliche Anteil auf Deponien verbracht. Pressen bzw. Waschpressen sorgen beim Rechengut für eine deutliche Massenreduktion. Die entsorgten Massen im Jahr 2013, die zu 100 % verbrannt wurden, sind im Detail der Tabelle 12.4 zu entnehmen.

Ein erheblicher Bestandteil der Betriebskosten sind die Energiekosten. Die zumeist elektrisch betriebenen Verdichter bzw. Oberflä-

chenbelüfter für die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen in den Belebungsbecken haben daran den größten Anteil. So sind Maßnahmen zur effizienteren Energienutzung in Kombination mit alternativer Energieerzeugung geeignet, die Energiekosten positiv zu beeinflussen. Beim Ruhrverband werden systematisch die Kläranlagen einer Energieanalyse unterzogen, um evtl. noch nicht gehobene Einsparpotenziale auszuloten und den Energieeinsatz zu optimieren.

Um den Energiebezug zu senken, werden auf 29 Kläranlagen insgesamt 49 Blockheizkraftwerke (BHKW) eingesetzt. Die durch das

Tabelle 12.4: Reststoffmengen der Ruhrverbandskläranlagen im Jahr 2013
 Table 12.4: Residue volumes of the Ruhrverband's sewage treatment plants in 2013

| | |
|---|-----------------------|
| Angefallener stabilisierter Klärschlamm | 39.006 t TR |
| Rechengutmenge | 4.665 t |
| Sandfanggutmenge | 3.367 t |
| Angelieferte Küchen- und Speiseabfälle | 3.680 m ³ |
| Angelieferte Fettabseiderinhalte | 19.378 m ³ |

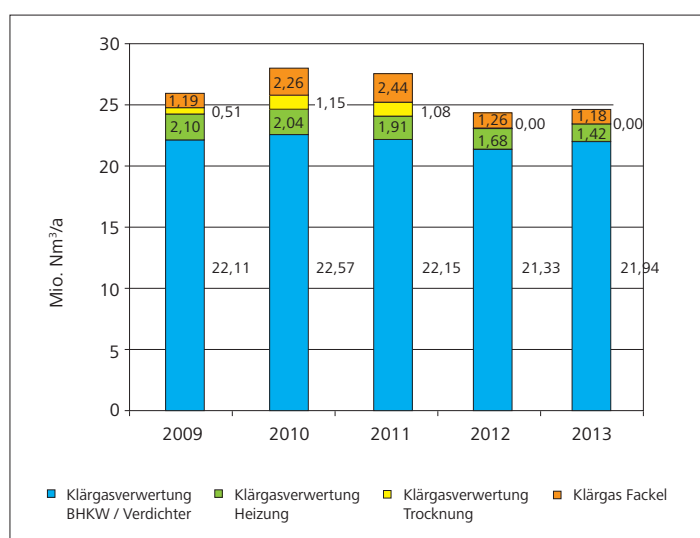


Bild 12.7: Klärgasverwertung auf den Ruhrverbandskläranlagen von 2009 bis 2013

Fig. 12.7: Sewage gas utilisation at the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2009 to 2013

entstehende Faulgas angetriebenen Motoren erzeugen Strom und Wärme, die nahezu vollständig auf der Kläranlage genutzt werden. Der nicht auf der Anlage zu verwertende Strom wird entweder ins öffentliche Stromnetz eingespeist oder über eigene Kabelwege anderen Ruhrverbandsanlagen zugeführt. Um den Faulgasanfall zu erhöhen, betreibt der Ruhrverband auf neun Anlagen eine Co-Vergärung. Dabei werden die zu entsorgenden Küchen- und Speiseabfälle sowie die Inhalte von Fettabseidern zusammen mit den angefallenen Klärschlämmen behandelt. Gegenüber dem Vorjahr ist die Reststoffmenge an stabilisiertem Klärschlamm leicht um rd. 2 % gestiegen. Der Gasertrag hat sich leicht erhöht auf 24,6 Mio. Nm³/a. Im Jahr 2013 betrug die betrieblich unvermeidbaren Fackelverluste wie im Vorjahr rd. 5 % des Gasanfalls. Bild 12.7 zeigt die zeitliche Entwicklung der Klärgasverwertung über die vergangenen fünf Jahre.

Ein weiteres Energiepotenzial wurde durch die Aufstellung von Solaranlagen auf sechs Kläranlagen erschlossen. Dadurch konnte im Jahr 2013 der Strombezug um 50.000 kWh/a gesenkt werden. Weitere Anlagen sind in Planung bzw. in der Inbetriebnahme, so dass sich der derzeitige Anteil bei der Stromerzeugung im kommenden Jahr erhöhen wird.

In der Summe aller Maßnahmen konnte in den letzten fünf Jahren der Gesamtstromverbrauch der Kläranlagen um 3,1 % auf rd. 85,1 Mio. kWh/a gesenkt werden. Einen relativ konstanten Anteil liefern die BHKW mit rd. 40 Mio. kWh/a. Seit dem Jahr 2009 konnte der Strombezug um 9,3 % gesenkt werden. Die zeitliche Entwicklung bei Verbrauch, Bezug und Erzeugung von Strom beim Ruhrverband zeigt Bild 12.8. 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 betrug im letzten Jahr 6,4 Mio. kWh/a. Aus dem Gesamtstromverbrauch ergibt sich über die mittlere CSB-Belastung ein spezifischer Stromverbrauch für die Kläranlagen des Ruhrverbands von 37,2 kWh je Einwohner und Jahr. Die Zahlenwerte zum Energieeinsatz im Jahr 2013 enthält Tabelle 12.5.

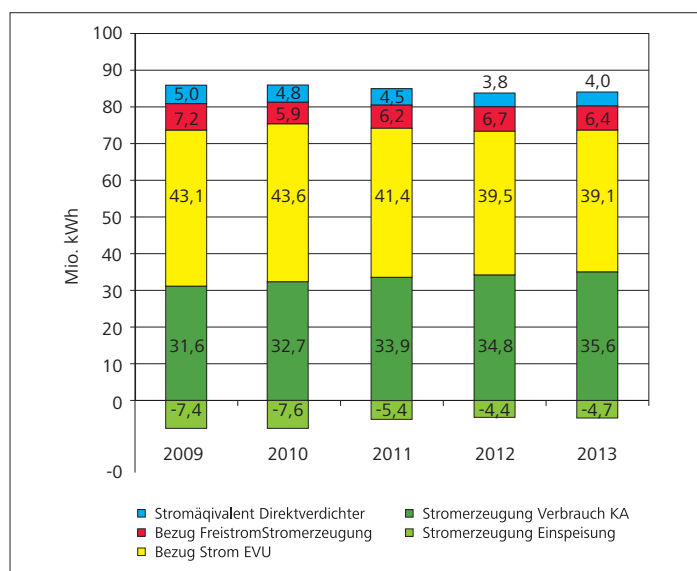


Bild 12.8: Energieeinsatz auf den Ruhrverbandskläranlagen von 2009 bis 2013

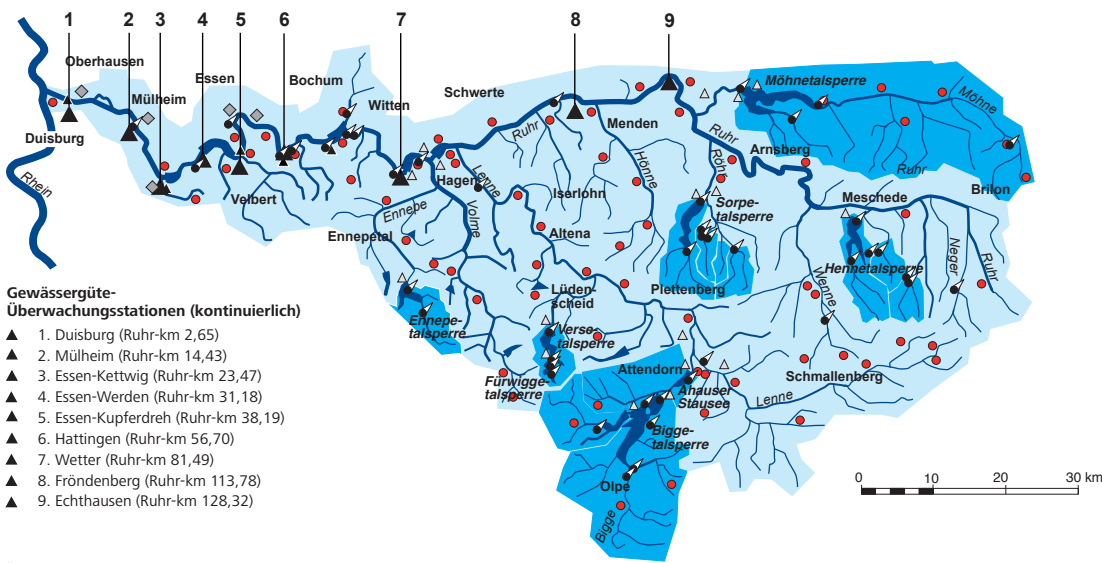
Fig. 12.8: Energy data from the Ruhrverband's sewage treatment plants from 2009 to 2013

Tabelle 12.5: Energieanfall und -verwertung auf den Ruhrverbandskläranlagen im Jahr 2013

Table 12.5: Energy volume and usage at the Ruhrverband's sewage treatment plants in 2013

| | |
|---|--------------------------|
| Klärgasanfall | 24,6 Mio. m ³ |
| Klärgasverwertung | 23,4 Mio. m ³ |
| Strombezug Kläranlagen | 39,1 Mio. kWh |
| Stromerzeugung | 40,3 Mio. kWh |
| Stromeinspeisung | 4,7 Mio. kWh |
| Bezug Freistrom | 6,4 Mio. kWh |
| Stromäquivalent Direktverdichter | 4,0 Mio. kWh |
| Gesamtstromverbrauch Kläranlagen | 85,1 Mio. kWh |
| Spezifischer Stromverbrauch (Bezug: mittlere CSB-Belastung) | 37,2 kWh / (E*a) |

Der Ruhrverband in Zahlen



Gewässergüte-Überwachungsstationen (kontinuierlich)

- ▲ 1. Duisburg (Ruhr-km 2,65)
- ▲ 2. Mülheim (Ruhr-km 14,43)
- ▲ 3. Essen-Kettwig (Ruhr-km 23,47)
- ▲ 4. Essen-Werden (Ruhr-km 31,18)
- ▲ 5. Essen-Kupferdreh (Ruhr-km 38,19)
- ▲ 6. Hattingen (Ruhr-km 56,70)
- ▲ 7. Wetter (Ruhr-km 81,49)
- ▲ 8. Fröndenberg (Ruhr-km 113,78)
- ▲ 9. Echthausen (Ruhr-km 128,32)

- 8 Talsperren
- Einzugsgebiete der Talsperren

- 5 Stauseen
- 68 Kläranlagen mit insgesamt 557 Niederschlagswasserbehandlungsanlagen
- 5 Rückpumpwerke
- 47 Gewässerpegel (RV anteilig)
- 17 Wasserkraftwerke
- 9 Gewässergüte-Überwachungsstationen
- 118 Pumpwerke

Charakterisierung des Ruhreinzugsgebiets nach EG-WRRL

| | |
|---|----------------------------|
| Fläche: | 4.485 km ² |
| Höhenverhältnisse: | 20 bis 800 m ü. NN |
| Anzahl der Planungseinheiten: | 9 |
| Gesamtlänge der Fließgewässer: | -7.000 km |
| Anzahl Gewässer im Einzugsgebiet | > 10 km ² : 122 |
| Anzahl Grundwasserkörper | 30 |
| 185 natürliche und 80 als erheblich verändert ausgewiesene Wasserkörper | |

BETRIEBSANLAGEN

Bereich Wassergütwirtschaft

| | |
|---------------------------------------|-----|
| Kläranlagen | 68 |
| Niederschlagswasserbehandlungsanlagen | 557 |
| Stauseen | 5 |
| Pumpwerke | 118 |
| Wasserkraftwerke | 3 |

Bereich Wassermengenwirtschaft

| | |
|---|-------|
| Talsperren | 8 |
| Gesamtstauraum (in Millionen m ³) | 462,9 |
| Rückpumpwerke | 5 |
| Wasserkraftwerke | 14 |

MITGLIEDER

| | |
|----------------------|-----|
| Mitglieder insgesamt | 539 |
|----------------------|-----|

BESCHÄFTIGTE

| | |
|--|-----|
| MitarbeiterInnen in Vollzeitäquivalenten | 951 |
|--|-----|

FINANZEN JAHRESABSCHLUSS 2013

| | |
|------------------------|------------------------|
| Anlagevermögen zu AHK | 3.034,2 Millionen Euro |
| Umsatz | 282,3 Millionen Euro |
| davon Verbandsbeiträge | 264,2 Millionen Euro |
| Eigenkapitalquote | 33,0 Prozent |
| Investitionen | 20,2 Millionen Euro |

LEISTUNGEN DER WASSERGÜTEWIRTSCHAFT

Abwasserentsorgung eines Gebietes mit _____ 2,04 Millionen EinwohnerInnen *
Anschlussgrad _____ rd. 99,0 Prozent *
Gesamtkapazität der 68 Kläranlagen _____ 3,265 Millionen Einwohnerwerte (E)
Gesamtabwasservolumen
(einschließlich Niederschlagswasser) _____ 338 Millionen m³/Jahr

Ablaufwerte des gereinigten Abwassers (mengengewichtete Mittelwerte)

Biochemischer Sauerstoffbedarf (ATH-BSB₅) _____ 3,4 mg/l
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) _____ 20,9 mg/l
Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) _____ 1,0 mg/l
Stickstoff (N_{anorganisch}) _____ 6,8 mg/l
Stickstoff (N_{gesamt}) _____ 7,8 mg/l
Phosphor (P_{gesamt}) _____ 0,5 mg/l

Klärschlammbehandlung
entsorgte Trockenmasse von _____ 39.006 t_{TR}/Jahr

* 30. Juni 2013

LEISTUNGEN DER WASSERMENGENWIRTSCHAFT

Sicherung der Wasserversorgung
eines Gebiets mit _____ 4,6 Millionen EinwohnerInnen
bei einer Entnahme für die Versorgung
innerhalb des Ruhreinzugsgebiets von _____ 268 Millionen m³ Wasser
bei einer Entnahme für die Versorgung
außerhalb des Ruhreinzugsgebiets
(einschließlich aller Wasserverluste) von _____ 210 Millionen m³ Wasser
Schutz vor Hochwasser und Wassermangel
(bezogen auf die Ruhrmündung)
durch Verringerung des Maximalabflusses von _____ 574 auf 401 m³/s
durch Erhöhung des Minimalabflusses von _____ 1,3 auf 20,2 m³/s

SONSTIGE LEISTUNGEN

Qualitätsüberwachung und Beratung

Probenahmen mit insgesamt _____ 230.000 Bestimmungen

Stromerzeugung

LLK-Biggegruppe _____ 21,5 Millionen kWh
LLK-Nordgruppe _____ 24,6 Millionen kWh
Ruhrverbands-Stauseen _____ 73,4 Millionen kWh
Blockheizkraftwerke auf Kläranlagen _____ 40,3 Millionen kWh
Stromerzeugung insgesamt _____ 159,8 Millionen kWh

Forstwirtschaft und Fischerei

Aufforstungsfläche _____ 4,0 Hektar
Fischereierlaubnisscheine _____ 5.330 Stück

Stand: 31. Dezember 2013

Die Arbeitsgemeinschaft
der Wasserwerke an der Ruhr e. V. (AWWR) im Jahr 2013







Dr. Christoph Donner

Eine gute Rohwasserqualität der Ruhr ist für die Mitgliedsunternehmen der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) die wesentliche Voraussetzung, um qualitativ hochwertiges Trinkwasser zur Verfügung stellen zu können. Wir verstehen uns auch als Interessenvertretung der mehr als 4,6 Millionen Menschen und Unternehmen, die auf diese Versorgung angewiesen sind. Im Rahmen des Vorsorgegedankens haben sich zahlreiche AWWR-Mitgliedsunternehmen entschieden, die bestehende Aufbereitung durch zusätzliche Verfahrensstufen zu ergänzen. Kontinuierlich erfolgt die Umsetzung, deren aktueller Stand auf der AWWR-Internetseite (www.awwr.de/aufbereitung) dargestellt wird. Die konsequente Weiterentwicklung des „Stand der Technik“ stellt - durch das aufwendige Multibarrierensystem - eine Vorsorge dar, die klar die Zielstellung verfolgt: Trinkwasser in ausreichender Menge und Qualität an der Ruhr zu gewährleisten und damit eine essentielle Lebensgrundlage zu sichern. Hierzu zählt auch der Hochwasserschutz, um bei Extremwittersituationen die Trinkwasserversorgung aufrechtzuerhalten. Auch im Rahmen eines deutsch-niederländischen Fachdialogs haben die AWWR-Mitgliedsunternehmen sich über verfahrenstechnische Fragestellungen und neue Ansätze zum (Bio-)Monitoring ausgetauscht.

Die Sicherstellung dieser qualitativ hochwertigen Trinkwasserversorgung bleibt auch eine der großen Herausforderungen der Zukunft. Neben Schadstoffen und Krankheitserregern belasten auch an der Ruhr klimatische und demografische Veränderungen in Abhängigkeit der regionalen Ausprägung die Wasserqualität. Es ist daher erforderlich, dass in unserer komplexen und hoch dynamischen Gesellschaft diese vielfältigen, absehbar zunehmenden Risiken für die Wasserqualität erkannt und neu bewertet werden. In Forschungs- und Entwicklungsprojekten wie z.B. „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf (RiSKWa/ BMBF) soll ein anwendungsorientierter Ansatz von innovativen Technologien und Konzepten zum Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern zur Sicherung des vorsorgenden Gesundheits- und Umweltschutzes entwickelt werden.

Aus Sicht der AWWR kann der Handlungsansatz vereinfacht wie folgt beschrieben werden: Vorsorge vor Reparatur - inklusive konsequenter Anwendung des Verursacherprinzips. Und: Es sollte an der Eintragsquelle reagiert werden.

Die AWWR engagiert sich auch bei einer ornithologischen Leitart, die mit der Trinkwasserversorgung sehr eng verbunden ist. Der Eisvogel, oder auch „fliegende Diamant“, stellt sehr hohe Ansprüche an die Gewässerqualität und Morphologie der Ruhr. Gemeinsam setzen sich Nabu NRW, die Biologischen Stationen und die AWWR-Mitgliedsunternehmen ein, die Brutmöglichkeiten zu verbessern. Eine sehr effektive Zusammenarbeit im Naturschutz unter der Schirmherrschaft von Umweltminister Remmel. Auch das ist eine kooperative Maßnahme, mit der wir für die Region mehr erreichen wollen und können.

Der Ruhrgütebericht gibt traditionell einen transparenten Überblick über die Kernthemen Wassergüte und Mengenwirtschaft - und das jährlich seit mehr als 40 Jahren. Analytische Daten werden systematisch dargestellt und durch Sonderthemen ergänzt, so auch in 2013.

Die Auswahl und die Weiterentwicklung von labortechnischen Methoden dienen der kontinuierlichen Leistungsverbesserung der Laboratorien. Dieses gilt sowohl für chemische als auch für mikrobiologische Parameter. Der Vergleich zweier mikrobiologischer Methoden zum Nachweis coliformer Bakterien zeigt, dass nach erfolgter Methodenumstellung die Aussagefähigkeit erhalten bleibt. Beide Verfahren liefern identische Aussagen zum mikrobiologischen Zustand, wichtig für die Vergleichbarkeit der Analyseergebnisse. Diese Fragestellungen nach der Vergleichbarkeit sind für die Experten wesentlich. Der Kunde erfährt davon grundsätzlich nichts. Sie stellt aber einen wichtigen Baustein im Rahmen der Trinkwassersicherheit dar.

Schaut man sich die Ergebnisse der durch die AWWR-Mitgliedsunternehmen initiierten und finanzierten Ruhruntersuchungen über die organischen Spurenstoffe an, so hat sich keine grundsätzliche Veränderung ergeben. Die Auftretenshäufigkeit, aber auch die Konzentrationshöhen sind in den letzten fünf Jahren annähernd gleich geblieben. Die AWWR überprüft im Rahmen von Sonderuntersuchungen immer wieder Stoffgruppen, die potentiell auftreten könnten, jedoch nicht in dem mit den Umweltbehörden abgestimmten Routineuntersuchungsprogramm (aufgrund zu geringerer Relevanz) enthalten sind. Ein Beispiel: Die Untersuchung von Sulfonyl-Harnstoff-Herbiziden im Ruhreinzugsgebiet im Rahmen eines Sondermonitorings. Hier wurde bestätigt, dass keine Relevanz und von daher auch keine aktuelle Notwendigkeit zur Aufnahme in das regelmäßige Überwachungsprogramm vorliegt. Hin- gegen werden mittlere Konzentrationen zum Beispiel durch Röntgenkontrastmittel verursacht. Deshalb möchte ich exemplarisch detaillierte auf diese Stoffgruppe eingehen, die im Wasser- kreislauf nichts zu suchen hat.

Röntgenkontrastmittel (RKM) werden diagnostisch eingesetzt, da sie die Röntgenstrahlen stärker als normales Weichteilgewebe absorbieren; die mit RKM behandelten Gewebe werden auf diese Weise sichtbar gemacht. Nach der Anwendung werden sie weit- gehend unverändert ausgeschieden und gelangen über diesen Eintragspfad ins Abwasser. Hierbei steht besonders die Gruppe der jodierten Röntgenkontrastmittel (IRKM) im Fokus. Seit Jahren ist bekannt, dass IRKM mittlerweile in allen Teilen der aquatischen Umwelt nachgewiesen werden können. Am häufigsten und in den höchsten Konzentrationen sind die Stoffe Amidotrizoesäure, Iopromid, Iopamidol, Iomeprol in der Oberflächenwasser der Ruhr anzufinden.

Im Unterschied zu therapeutisch eingesetzten Arzneimitteln wer- den sie jedoch als biologisch inaktive Stoffe entwickelt. Entspre- chend wird bislang auch ihre ökotoxikologische Wirksamkeit als gering eingeschätzt. Ihr häufiges und zunehmendes Vorkommen im Trinkwasser wird aus Sicht der AWWR dennoch mit Unbeha- gen wahrgenommen. Mit den vorhandenen Verfahren lassen sie sich in der Regel nicht beziehungsweise nur geringfügig entfer- nen. Zudem kann unter bestimmten Umweltbedingungen zum Beispiel während der biologischen Abwasserbehandlung, der Uferfiltration sowie durch Ozonbehandlung eine große Anzahl jodierter organischer Transformationsprodukte entstehen, deren Eigenschaften und Toxizität bisher nicht bewertet wurde.

Daher hält es die AWWR für angebracht, der Gruppe der Röntgenkontrastmittel im Rahmen einer Initiative (gemeinsam mit der Arbeitsgemeinschaft der Rhein Wasserwerke/ ARW) zum Schutz der Wasserqualität mehr Aufmerksamkeit zu widmen. Auf- grund des Vorsorgeprinzips und des Minimierungsgebotes für sauberes Trinkwasser sollten die RKM an der Quelle zurückgehal- ten werden. Bereits in den vergangenen Jahren wurden in di- versen Forschungsstudien Maßnahmen zur Erfassung der RKM bewertet. Zentrale Erfassungskonzepte für Krankenhäuser oder auch dezentrale Erfassungssysteme stellen grundsätzliche Alterna- tiven dar, um den Urin der Patienten nach der Röntgenuntersu- chung zurückzuhalten. Ob dieser Weg eingeschlagen werden soll und wie die Finanzierung einer solchen Maßnahme aussehen sollte, müssen selbstverständlich noch entschieden werden. Es ist angedacht, ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben für die Modellregion Ruhrgebiet zu initiieren. Aktuell wird an der Konzep- tion gearbeitet. Wir sprechen häufig über die Modellregion Ruhr- gebiet - hier könnte sie ein positives „wasserwirtschaftliches Zei- chen“ setzen. Alle am Wasserkreislauf Beteiligten sind eingeladen, sich aktiv einzubringen.



Dr. Christoph Donner
RWW Rheinisch-Westfälische
Wasserwerksgesellschaft mbH
Vorsitzender des Präsidiums der Arbeitsgemeinschaft
der Wasserwerke an der Ruhr e.V.

14 AWWR-Ausschusstätigkeit

Ausschuss Wassergüte

Obmann: Dr. Henning Schünke, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte

Auch im Jahr 2013 traf sich der Fachausschuss Wassergüte der AWWR zu zwei Sitzungen (91. und 92. Sitzung), um die fortlaufenden und aktuellen Themen zur Wassergüte der Ruhr zu besprechen. Der Ausschuss setzt sich aus Fachleuten aus den Wasserversorgungsunternehmen und Untersuchungslaboren (Hygiene-Institut des Ruhrgebiets Gelsenkirchen, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH), sowie Forschungsinstituten für Wasser (Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund) und dem Ruhrverband zusammen. Seit 2010 wird im Ausschuss die Kooperation von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft an der Ruhr durch deren Vorsitzenden, Herrn Rodeck, vertreten.

Die Energie- und Wasserversorgung Hamm GmbH wird im Ausschuss seit der Frühjahrssitzung durch Herrn Dr. Thomas Bals vertreten. Ebenfalls seit Frühjahr 2013 nimmt für den Ruhrverband nun neben Prof. Dr. Klopp nun auch Herr Dipl.-Ing. Uwe Frost an den Sitzungen teil.

Auch im Jahr 2013 haben sich die fortlaufenden Aufgaben des Ausschusses mit den folgenden Themen der Wasserwirtschaft an der Ruhr befasst:

- Beobachtung der chemisch-hygienischen Ruhrwasserqualitäten
- Beurteilung und Ursachenforschung zu aktuellen Beeinträchtigungen der Ruhrwasserqualität anhand eigener Informationen und derer des Ruhrverbands
- Erfassung und Auswertung der Ergebnisse der Ruhrwasseruntersuchungen der Ruhr längsuntersuchung und der zeitdichten Untersuchung durch die Mitgliedsunternehmen
- Bewertung der Ergebnisse der gemeinsamen Ruhr längsuntersuchungen und der zeitdichten freiwilligen Untersuchungen der Mitgliedsunternehmen im Rahmen des Ruhr güteberichts
- Initiierung, fachliche Konzeptionierung, Begleitung, Auswertung und Präsentation von Sondermessprogrammen zu chemischen Qualitätsmerkmalen:
 - aktuelle Untersuchungsprogramme 2013: organische Spurenstoffe und die Auswertung des Sulfonylharnstoff-Herbizid-Monitorings 2012
- Initiierung neuer Analyseparameter, 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/Wasserwirt-

schaft

- Beurteilung von aktuellen Entwicklungen in der nationalen und internationalen Gesetzgebung hinsichtlich ihrer Relevanz für die AWWR-Mitglieder
- Beratung der AWWR-Mitgliederversammlung bei allen qualitätsrelevanten Fragestellungen, ggf. in Zusammenarbeit mit den Ausschüssen Wassergewinnung und aufbereitung und/oder Öffentlichkeitsarbeit
- Unterstützung der AWWR bei Behördenterminen
- Erarbeitung von Fachbeiträgen zur Ruhr- und Trinkwassergüte z.B. für den Ruhr gütebericht
- Inhaltliche Unterstützung bei der Verbesserung des Internet-Auftritts der AWWR
- Benennung und Präsentation vorhandener Kompetenzen

Unter den aktuellen Themen wurden 2013 in den beiden Sitzungen des Ausschusses Wassergüte die folgenden Fragestellungen bearbeitet:

- Fachliche Auswertung des Sondermonitorings „organische Spurenstoffe“ und Weiterentwicklung des Monitorings
- Auswertung des Sondermonitorings zur Relevanz von Sulfonylharnstoff-Herbiziden in der Ruhr
- Aufbereitung von Daten während der Biozid-Diskussion nach der vorangegangenen Presseberichterstattung zum Eintrag in Oberflächengewässer
- Aufarbeitung und Beurteilung von Forschungsaktivitäten zum Thema „Reine Ruhr“ und anderen für die Wasserversorgung relevanten Fragestellungen
- Diskussion des Entwurfes der neuen Umwelt-Qualitäts-Normen der EU für Oberflächengewässer
- Erstellung einer Stellungnahme zu dem Herbizid Glyphosat und des Metaboliten AMPA
- Bearbeitung des Europäischen Fließgewässer Memorandums zur gemeinsamen Verabschiedung mit der IAWR, RIWA, AWE und IAWD
- Erarbeitung von Stellungnahmen zu Wassergütefragen in den Meldeplänen an der Ruhr: Warn- und Informationsplan Ruhr und Meldeplan der AWWR
- Unterstützung beim Ausbau einer verbesserten Kommunikation bei Ausschuss übergreifenden Themen innerhalb der AWWR

Im Ausschuss Wassergüte stellen die Monitoring-Programme für die Ruhr einen Schwerpunkt der Arbeit dar. Dabei werden die folgenden abgestuften Untersuchungsprogramme für die Ruhr untersucht:

Die Ergebnisse aus dem kontinuierlichen Monitoring des Ruhrverbandes an der Probenstelle in Essen werden im Ausschuss während der Sitzungen besprochen. Daneben führen die Versorger die regelmäßige Untersuchungen der Ruhr nach Rohwasserrichtlinie durch, die auch eine Untersuchung auf Pflanzenschutzmittel beinhalten. Die Festlegung dieses Untersuchungsumfanges wird durch

den Ausschuss und die Kooperation Landwirtschaft-Wasserwirtschaft regelmäßig überprüft und die Fortschreibung des Analysenspektrums mit den Behörden für Wasserwirtschaft und Gesundheit festgelegt.

Die Auswertungen der Analyseergebnisse dieser Untersuchungen erfolgt in den Ruhrgüteberichten.

Seit dem Jahr 2008 wurde durch die AWWR ein zusätzliches Monitoring auf Spurenstoffe aufgenommen, das die Kontrolle von perfluorierten Verbindungen, Flammenschutzmitteln, Arzneiwirkstoffen und Diagnostika umfasst. Durch die zielgerichtete Auswahl der Analyten konnten in allen vier Stoffgruppen regelmäßig messbare Konzentrationen nachgewiesen werden, die eine weitere Beobachtung der Belastungssituation notwendig erscheinen lassen. Nach 2011 wurde deshalb das Programm auch über 2014 hinaus verlängert.

Auch diese Spurenstoffuntersuchungen werden in den Sitzungen des Ausschusses Wassergüte besprochen. Die Zusammenfassung der Ergebnisse wird regelmäßig im Ruhrgütebericht veröffentlicht (s. Monitoringbericht Herr C. Skark, Kap. 16).

Zusätzlich zu den genannten Überwachungen durch die langfristigen Monitoring-Programme werden Untersuchungen spezieller Stoffgruppen über kürzere Zeiträume vorgenommen. Das letzte Sonder-Monitoring befasste sich mit den Sulfonylharnstoff-Herbiziden und wurde über den Jahresverlauf 2012 vorgenommen. Die Auswertung der erhaltenen Daten erfolgte 2013 und wurde im Ausschuss vorgestellt und diskutiert. Der abschließende Bericht der erhaltenen Ergebnisse ist Teil dieses Ruhrgüteberichtes (s. Bericht Frau P. Bröcking, Kap. 21).

Für die weitere Entwicklung von Monitoring-Programmen wurden im Ausschuss weitere mögliche Leitsubstanzen diskutiert. Im Fokus standen vor allem die Biozide aus den Stoffgruppen der Neonicotinoide und Benzimidazole, wie das Thiabendazol. Weitere Kandidaten für ein Monitoring stellen die Industriechemikalien aus der Gruppe der Benzotriazole dar, oder Metabolite aus Pflanzenschutzmitteln wie das DMS aus dem Tolyfluanid oder Metabolite von Metolachlor und Metazachlor darstellen.

Zu den genannten Spurenstoffen sollen ggf. kurzfristige Monitoringprogramme ausgearbeitet werden.

Im Jahr 2013 wurde im Bereich des Gewässerschutzes geprüft, ob sich die AWWR an dem Fließgewässermemorandum der IAWR beteiligt. Nach einer Überarbeitung des Entwurfes konnte der AWWR die Beteiligung an dem abgestimmten Memorandum empfohlen werden. Das Memorandum wurde inzwischen unter Beteiligung der AWWR veröffentlicht.

Als weiteres Thema wurde in 2013 über die Ausbringung von Gärsubstraten in den Wasserschutzzonen diskutiert. 2013 wurde eine beantragte Ausbringung in einer Wasserschutzzone durch die Wasserschutzbehörden erstmals abgelehnt.

Auch im Jahr 2013 hat sich der Ausschuss konstruktiv an der Überarbeitung des AWWR-Meldeplanes beteiligt, der durch die Aufnahme der Meldeschwellen aus dem Warn- und Informationsplan Ruhr (WIP-Ruhr) angepasst werden sollte. Die abschließende Änderung des Planes konnte jedoch noch nicht erreicht werden, da auch am WIP-Ruhr eine weitere Revision bevorsteht.

Bei der Überwachung der Güteparameter fielen keine ungewöhnlichen Konzentrationen auf. Die Komplexbildner konnten jedoch erneut als regelmäßige Belastung oberhalb der AWWR - Zielwerte der AWWR im Ruhrabschnitt ab Hagen gemessen werden. Vor dem Hintergrund der andauernden Belastung wurde von der AWWR mit dem Emittenten und der Behörde ein Gespräch über die Situation geführt, in der die Perspektiven der drei Beteiligten besprochen wurden. Über die Erwartung der AWWR eine deutliche Reduktion des Eintrages über die bisher avisierten Grenzen zu erreichen, wurde die Behörde als auch der Emittent im Nachgang nochmals informiert.

Arbeitskreis Allgemeine und anorganische Analytik

Obmann: Dr. Georg Böer, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte

Dem Arbeitskreis gehörten 2013 noch 8 Mitglieder an (s. Mitgliederliste Ausschüsse und Arbeitskreise), da seitens des Ruhrverbandes nur ein Vertreter teilnahm.

- *Erfahrungsaustausch*
Der „Erfahrungsaustausch“ wurde auf Wunsch der Mitglieder in der Tagesordnung vorgezogen, um dem Informationsaustausch mehr Raum zu geben. Wichtiges Thema war die Akkreditierung von Trinkwasserlaboratorien: RWW gab diese ab, während VWW eine Akkreditierung anstrebt. Wie immer wurde über gerätetechnische Themen gesprochen (Erfahrungen mit der AFS, AAS und ICP-OES, -MS, Nutzung der CFA-Analytik).
- *Vergleichsanalysen (VA)*
Die früheren Schwankungen bei höheren Aluminium-, Eisen- und Mangangehalten traten bei den VA 92 – 95 nicht mehr auf, d.h. die Rückstellung von einem Bodenfiltrat auf geflocktes Ruhrwasser hat bisher nicht zu erneuten Problemen und besonderem Gesprächsbedarf geführt.

Bei den dotierten Parametern wurde Phosphat uneinheitlicher bestimmt als Ammonium und Nitrit. Nach Auswertung der bisherigen Schwankungsbreiten könnten die Laboratorien mit einer photometrischen Messung zu geringeren Abweichungen vom Mittelwert tendieren als die mit ICP-OES oder -MS messenden. Eine klare Aussage war jedoch nicht möglich, denn die ICP erfasst neben ortho-Phosphat auch weitere, gelöste Phosphate. Aber auch eine klare Tendenz zu höheren Befunden ist bei der ICP nicht erkennbar.

- *Durchführung von Vergleichsuntersuchungen „Sensorik“*
Die Auswertung von Fragebögen und eine Vergleichsbestimmung unter 5 Laboratorien im September 2013 ergab Unter-

schiede sowohl bei der Vorgehensweise als auch bei den Befunden. Vor einer praktischen Wiederholung wollen die beteiligten Laboratorien über eine Vereinheitlichung der Untersuchungsbedingungen sprechen. Im Focus steht hier die Temperierung der Proben.

Arbeitskreis Organische Spurenanalytik

Obfrau: Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen

Der Arbeitskreis „Organische Spurenanalytik“ des Wassergüteausschusses der AWWR (Mitglieder s. Mitgliederliste Ausschüsse und Arbeitskreise) hat im Jahr 2013 einmal im Juli getagt.

Die Ergebnisse der regelmäßig durch den Arbeitskreis durchgeführten Vergleichsuntersuchungen zu den Parametern Pflanzenschutzmittel, Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW), Komplexbildner und Vinylchlorid zeigen weiterhin die gute Vergleichbarkeit unter den teilnehmenden Laboratorien.

Im Rahmen der aktuellen Diskussionen über Biozide in Oberflächengewässern wurden mögliche Zielsubstanzen im Arbeitskreis diskutiert. Eine abschließende Empfehlung konnte hier nicht ausgesprochen werden. In der Diskussion und in verschiedenen Publikationen werden jedoch unter anderem Benzotriazole als anthropogene Stoffe und mögliche Zielsubstanzen in Gewässern genannt. In einigen der teilnehmenden Laboratorien wird diese Stoffgruppe bereits analysiert. Daher wurde beschlossen, 2013 eine zusätzliche Vergleichsuntersuchung für diese Parameter durchzuführen.

Ein intensiver Erfahrungs- und Informationsaustausch über Entwicklungen in den Laboratorien war und wird zukünftig ein wichtiger Teil der Arbeitskreissitzungen sein. Schwerpunkte dieses Austausches waren in 2013 Verfahren zur Festphasenextraktion und Entwicklungen im Bereich GC-MS/MS. Durch die Mitarbeit einiger Teilnehmer des Arbeitskreises bei der Normungsarbeit des DIN, werden aktuelle Entwicklungen in der Normung von Analyseverfahren in diesem Rahmen ebenfalls regelmäßig vorgestellt.

Arbeitskreis Mikrobiologie

Obfrau: Dr. Gudrun Preuß, Institut für Wasserforschung GmbH

Der AWWR-Arbeitskreises Mikrobiologie befasst sich regelmäßig mit der Umsetzung neuer Regelwerke. Der Informationsaustausch und die Durchführung gezielter Vergleichsuntersuchungen gewährleisten eine fachgerechte und vergleichbare Vorgehensweise bei der Untersuchung von Roh- und Trinkwasser an der Ruhr, die dem jeweiligen Stand der Technik entspricht.

Ein wichtiger Schwerpunkt der Aktivitäten lag zuletzt auf dem Nachweis von *E. coli* und coliformer Bakterien im Rahmen der Ruhrgüteuntersuchungen. Seit Januar 2013 erfolgen diese Untersuchungen mit dem Colilert®-Verfahren, das den Nachweis auf Endo-Agar damit ablöst. Mit Hilfe von mehrfach durchgeführten

Vergleichsuntersuchungen konnten beide Verfahren miteinander verglichen werden. Die Abweichungen zwischen den neun beteiligten Laboren waren hierbei gering. Es zeigten sich erwartungsgemäß geringfügig höhere Ergebnisse mit dem Colilert®-Verfahren, wie dies auch in der internationalen Literatur beschrieben wird. Auswirkungen auf den Zielwert für die Ruhr sind jedoch nicht zu erwarten.

Für die nächsten Monate sind mit Blick auf das neue ISO-Verfahren Vergleichsuntersuchungen für den Nachweis anaerober Sporenbildner (*Clostridium perfringens*) geplant.

Ausschuss Wassergewinnung und -aufbereitung

Obmann: Andreas Lütz, Wassergewinnung Essen GmbH, Essen

Der Ausschuss Wassergewinnung und -aufbereitung tagte im Jahr 2013 zwei Mal: am 11. April im Wasserwerk Fröndenberg Menden und am 17. Oktober im Wassersaal des Wasserbehälters an der Kemnader Straße der Stadtwerke Bochum. Dem Ausschuss gehörten auch 2013 17 Mitglieder an, ein personeller Wechsel hat nicht stattgefunden. Herr Lütz wird den Ausschuss für die kommenden 3 Jahre weiterhin als Obmann leiten.

Der Trend, die Ausschussarbeit verstärkt auf die Themen der weitergehenden Aufbereitung zu richten ist weiterhin ungebrochen. Gleich in der ersten Sitzung des Jahres konnte eine ausführliche Begehung des neuen Wasserwerks der Stadtwerke Menden und Fröndenberg realisiert werden, welches gegen Ende 2012 in Betrieb genommen und im Ruhrgütebericht 2012 ausführlich beschrieben wurde.

Berichte aus den Mitgliedsunternehmen

Bei den Stadtwerken Arnsberg ist eine Ertüchtigung und Erweiterung des Hochwasserschutzdeiches im Bereich der Wassergewinnung Möhnebogen realisiert worden. Eine ähnliche Maßnahme steht für die Wassergewinnungsanlage Langel des Wasserbeschaffungsverbandes Arnsberg an.

Die im Wasserwerk Kettwig der RWW gebaute Dichtwand ist einem erfolgreichen Dichtigkeitsnachweis unterzogen worden. Im Wasserwerk Witten des VWW startete eine Pilotanlage zur Errichtung einer UF Anlage.

Im Bereich der Wasserwerke Hengsen und Villigst haben die Wasserwerke Westfalen zwei neu errichtete Fischaufstiegsanlagen in Betrieb genommen.

Einsatz von Aktivkohle in den Werken der AWWR

Eines der Kernthemen bei der Erweiterung der klassischen Wassergewinnung ist die Einführung einer Filtrationsstufe über Kornaktivkohle. Zu diesem komplexen Sachgebiet haben zu beiden Sitzungen Referenten ausführliche Fachvorträge gehalten. Dabei sind ganz unterschiedliche Perspektiven beleuchtet worden: aus dem Hause RWW, in dem seit vielen Jahrzehnten Erfahrungen vorliegen, ist über das betriebliche Aktivkohlemanagement referiert

worden. Bei der Wassergewinnung Essen GmbH steht die Inbetriebnahme des Verbundwasserwerks, bzw. der neuen Aufbereitungsanlage und damit eine der größten Kornaktivkohlefiltrationsanlagen an der Ruhr erst an; insofern lag der Focus hier auf der Bewertung verschiedener Aktivkohlequalitäten im Rahmen und als eine der maßgeblichen Kriterien bei dem zugehörigen Ausschreibungsverfahren.

Für 2014 ist die Weiterführung des Erfahrungsaustausches im Rahmen eines Arbeitskreises geplant.

AWWR Meldeplan, WIP Ruhr

Beide Alarmpläne sind auch in 2013 Teil der Ausschussarbeit und einiger Arbeitstreffen beim MKULNV gewesen. Es konnte aber in strittigen Fragen zu Formulierungen und Schwellwerten im WIP eine Einigung erzielt werden. Ebenfalls der überarbeitete Text des AWWR Meldeplans und den darin neu definierten Übergabeformalitäten, die sich z.B. auch in neuen Pflichtfeldern in den betreffenden „Melde-Anlagen“ niederschlagen, ist letztlich verabschiedet worden. Da somit eine Schnittstelle zwischen beiden Alarmplänen geschaffen worden ist, war eine Konsensbildung mit dem MKULNV unabdingbare Voraussetzung für ein zukünftiges, reibungsloses Funktionieren der Meldekettchen.

Zum Jahresende tauchte im Verbund der AWWR Unternehmen die Frage nach dem neuen Zuhause des Meldekopfes auf. Nachdem die Mark E dankenswerter Weise diese Aufgabe seit Bestehen der strukturierten Meldung via Fax übernommen hatte, musste die Möglichkeit einer Fortführung in einem anderen Unternehmen geprüft werden.

Weitere Themen und Aufgaben des Ausschusses waren

- Die ausführliche Berichterstattung zu den Legionellenbefunden im Umfeld und auf der Kläranlage in Warstein und die in den Mitgliedsunternehmen durchgeführten Legionellenuntersuchungen.
- Die Aufarbeitung relevanter Meldungen des AWWR Meldeplans.
- Die Abfluss- und Talsperrensituation.
- Die Haltung der AWWR sowie aktuelle Entwicklungen und Erkenntnisse zum Thema Fracking.

Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit

Obfrau: Ulrike Hütter, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte (bis 21. Februar 2013)

Obmann: Ramon Steggink, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr (ab 21. Februar 2013)

Der Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit kam in 2013 wieder zu drei Arbeitssitzungen zusammen (Februar, Mai, Oktober). Ulrich Peterwitz, AWWR-Geschäftsführer, nahm ebenfalls an den Sitzungen teil, um die Mitglieder des Ausschusses über die Gremienarbeit zu

informieren und die enge Abstimmung zum Ausschuss zu gewährleisten. In 2013 wechselte auch das Amt des Obmanns. In der Februar-Sitzung wurde Ramon Steggink, RWW-Pressesprecher, als neuer Obmann des Arbeitskreises gewählt. Er löste Frau Ulrike Hütter ab. Stellvertreter bleibt Markus Rüdel vom Ruhrverband. Die Bedeutung des Ruhrgüteberichts als gemeinsame Publikation des Ruhrverbands und der AWWR wird so hervorgehoben.

Anfang Februar war das Thema „Biozide in Gewässern“ stark in den Medien vertreten, was eine verstärkte AWWR-Öffentlichkeitsarbeit erforderlich machte. Auslöser hierzu war ein WAZ-Bericht. Auch der WDR griff das Thema in der Lokalzeit Ruhr auf. Allerdings wurde aus „Bioziden in Gewässern in NRW“ in der Berichterstattung schnell „Biozide im Trinkwasser“. Im weiteren Verlauf verschob sich der Fokus zunehmend auf die Trinkwasserqualität, was auch zu lokalen Presseanfragen bei einzelnen Mitgliedsunternehmen führte.

Im weiteren Jahresverlauf gab es nochmals zwei WDR-Medienanfragen an AWWR bzw. an einige Mitglieder zu den Themen Blei und Bioziden, die seitens AWWR oder von den Mitgliedern direkt beantwortet wurden.

Mit einer Pressemitteilung hat sich die AWWR Mitte April zum Ausgang des PFT-Prozesses anlässlich des Umweltskandals ohne abschließendes Urteil geäußert, dieses als herbe Enttäuschung dargestellt und Unverständnis hierüber zum Ausdruck gebracht.

In der Rubrik „Weitergehende Aufbereitung“ auf der AWWR-Homepage kann nun nachgesehen werden, wie weit das AWWR-Investitionsprogramm zur Ertüchtigung der Wasserwerke an der Ruhr in Höhe von rund 300 Millionen Euro fortgeschritten ist. Anlässlich der Pressekonferenz zur Vorstellung des Ruhrgüteberichts 2012 Mitte Oktober wurde diese Seite freigeschaltet. Auch in diversen anderen Publikationen konnte das Thema im Zusammenhang mit der Vorsorge für Trinkwasserkunden an der Ruhr platziert werden.

Gemeinsam mit dem Ruhrverband hat die AWWR wieder eine Pressemitteilung anlässlich der Pressekonferenz zum Ruhrgütebericht über die wesentlichen Themen versendet. Die Konferenz stieß auf ein überschaubares Medieninteresse. Vertreter von WAZ Essen (lokal), Bild Ruhrgebiet, Radio Essen, WDR Hörfunk, WDR Lokalzeit Ruhr und Werdener Nachrichten nahmen teil. Eine entsprechende Berichterstattung folgte im Nachgang. Als Präsentations-Themen wurden vorbereitet: Organische Spurenstoffe, Forschung & Entwicklung, weitergehende Aufbereitung und Fracking. Letzteres stieß auch aufgrund der Vorstellung der Ergebnisse des regionalen Gutachtens, an dem sich auch die AWWR-Mitgliedsunternehmen beteiligt hatten, am Termin auf Medieninteresse. Vor und nach der PK gab es Fernseh- (WDR Lokalzeit Ruhr) und Radiointerviews.

15 Nachweismethoden für coliforme Bakterien

Dr. Gudrun Preuß; Institut für Wasserforschung GmbH, Schwerte; Guido Geburtzky; RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH; Susanne Zander-Hauck; Ruhrverband

Einleitung

Weltweit dienen für die Beurteilung der hygienischen Wasserbeschaffenheit coliforme Bakterien und hierbei in erster Linie das Darmbakterium *Escherichia coli* (*E. coli*) als Indikatoren für fäkale Verunreinigungen. Auch an der Ruhr erfolgen regelmäßige Untersuchungen zum Vorkommen coliformer Bakterien [15.1]. Hierbei soll ein Zielwert von 15.000 / 100 ml als geometrisches Jahresmittel der Kolonie bildenden Einheiten (KBE) nicht überschritten werden.

Bis zum Jahr 2012 erfolgte für diese Ruhrgüteuntersuchungen der Nachweis coliformer Bakterien in den überwiegend beteiligten Laboren der AWWR nach einem abgestimmten Verfahren auf Endo-Agar. Im Jahr 2013 wurde der Nachweis coliformer Bakterien einheitlich auf das sogenannte Colilert®-Verfahren umgestellt. Hintergrund waren die Toxizität des Fuchsin-Sulfit-Komplexes in dem Endo-Medium und die daraus resultierenden Probleme hinsichtlich Entsorgung und Arbeitsschutz. Außerdem ist in Deutschland und in anderen Ländern die Bedeutung dieses Mediums gegenüber neu zur Verfügung stehenden und z. T. genormten Alternativverfahren stark zurückgegangen.

Als Alternative zum Endo-Agar wurde für die Ruhruntersuchungen das Colilert®-18-Verfahren von IDEXX etabliert. Es wird in mehreren Wasserwerken seit längerem routinemäßig für die Untersuchung von Oberflächenwasser erfolgreich eingesetzt. Für die Trinkwasseruntersuchung gilt Colilert®-18 als zugelassenes Alternativverfahren, für das eine ISO-Norm in Vorbereitung ist. Für Wasser mit hoher Begleitflora wie Oberflächenwasser eignet sich Colilert®-18/Quanti-Tray® 2000 als zuverlässiges Verfahren zum Nachweis coliformer Bakterien und von *E. coli* [15.2, 15.3].

Im Vorfeld der Methodenumstellung fanden innerhalb des AWWR-Arbeitskreises Mikrobiologie sowie beim Ruhrverband verschiedene Untersuchungen statt, um den Nachweis auf Endo-Agar und das Colilert®-Verfahren zu vergleichen. Es sollte auch eine Einschätzung vorgenommen werden, inwieweit sich die geänderte Methodik auf die zu erwartenden Ergebnisse und die Einhaltung des bestehenden Zielwerts für die Ruhr auswirken könnte.

Coliforme Bakterien in der aquatischen Umwelt

Während *E. coli* durch fäkale Verunreinigungen in die Gewässer gelangt und daher als ein echter Fäkalindikator anzusehen ist, können andere coliforme Bakterien als „Umweltcoliforme“ auch nicht-fäkalen Ursprungs sein, die sich in der Umwelt unter günstigen Bedingungen auch vermehren können [15.4, 15.5]. Hierzu gehören z. B. auch Vertreter der Gattungen *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Citrobacter* und *Serratia*.

Haupteintragsquellen für fäkale Coliforme in die aquatische Umwelt sind nach heutigem Kenntnisstand Abwasser, Ausscheidungen von Wildtieren und Einträge aus der Landwirtschaft [15.6]. Insbesondere bei Starkregen oder Hochwasserereignissen können Einträge aus dem Abwasser erfolgen, etwa aus Regenwasserüberläufen und Mischwasserentlastungen oder direkt durch Überschwemmungen [15.7]. Auch Einträge aus der Landwirtschaft können je nach Art und Intensität der Landnutzung oder Viehhaltung zu höheren Konzentrationen in Oberflächengewässern führen [15.8, 15.9]. Bei Regenereignissen kann es dann zusätzlich zu erhöhten Abspülungen von mit Wirtschaftsdüngern behandelten Flächen, Bodenerosionen oder Überschwemmungen kommen.

Für in das Gewässer eingetragene coliforme Bakterien und *E. coli* geht man - etwa bei der Festsetzung von Schutzgebieten - von einer Überlebensdauer von durchschnittlich 50 Tagen aus [15.10]. Die Umweltpersistenz von *E. coli* und anderen eingetragenen Bakterien hängt von zahlreichen Faktoren ab, etwa dem pH-Wert, DOC-Gehalt, Temperatur und UV-Licht. Das Absterben von eingetragenen fäkalen Bakterien wird in der Umwelt bei hohen Salzgehalten, durch toxische Substanzen (z.B. Schwermetalle) sowie bei geringer Nährstoffkonzentration beschleunigt. Eine wichtige Rolle spielen außerdem Fraß durch andere Organismen oder die Konkurrenz um Nährstoffe. Die WHO nennt als wichtigste Faktoren jedoch die UV-Strahlung und auch hohe Temperaturen, die zu einem Absterben eingetragener Mikroorganismen führen [15.11].

Weitere Faktoren, die die Umweltpersistenz von Bakterien beeinflussen, sind suspendierte Partikel und die Ablagerung in Sedimenten. In verschiedenen Studien konnte gezeigt werden, dass sich Bakterien wie *E. coli* und *Campylobacter* spp. in Gewässerseimenten anreichern und dort vor UV-Licht geschützt längere Zeit überdauern können. In Sedimenten werden daher häufig bis zu drei Log-Stufen höhere Konzentrationen von Fäkalindikatoren als im Wasser beobachtet. Je nach Veränderung der Fließbedingungen, etwa durch Starkregen oder durch anthropogene Einflüsse, können diese Organismen remobilisiert werden und in den Wasserkreislauf gelangen [15.11, 15.12].

Coliforme Bakterien: Einige Definitionen

Das Darmbakterium *Escherichia coli* (*E. coli*) sowie die taxonomisch heterogene Gruppe der übrigen coliformen Bakterien dienen bei der Untersuchung von Wasser als Indikatoren für fäkale Verunreinigungen [15.13]. Dieses Indikatorprinzip bildet seit Jahrzehnten die Grundlage sowohl nationaler als auch internationaler Standards für die hygienische Bewertung von Wasser. Eine mögliche Belastung mit Viren oder Parasiten wird mit diesen Indikatoren nicht erfasst, ebenso nicht die Bakterien, die sich in aquatischen Systemen – z. B. im Versorgungsnetz oder in der Hausinstallation – vermehren können [15.14].

Coliforme Bakterien können dagegen fäkalen aber auch nicht fäkalen Ursprungs sein [15.5]. Die Gruppe der coliformen Bakterien umfasst verschiedene Gattungen gram-negativer Bakterien wie z. B. *Escherichia*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Citrobacter* und *Serratia*, die ähnliche biochemische Merkmale aufweisen. Da je nach Untersuchungsmethode ein unterschiedliches Spektrum von coliformen Bakterien erfasst wird, verweisen gesetzliche Bestimmungen in der Regel auf die zulässigen Nachweisverfahren.

Die Definition und der Nachweis coliformer Bakterien erfolgten lange Zeit in erster Linie aufgrund der Fähigkeit zur Lactosefermentation. Während man früher für den Nachweis eine primäre Anreicherung in einem lactosehaltigen Flüssigmedium und eine nachfolgende biochemische Differenzierung über die so genannte „bunte Reihe“ durchführte [15.15], erfolgt in reinen Wässern heute entsprechend der aktuellen Trinkwasserverordnung (TrinkwV

2001 in der Fassung von 2011) der Nachweis über Membranfiltration und das Wachstum von Kolonien auf einem Lactose-TTC-Agar. Hierbei reduzierten sich die notwendigen Erkennungsmerkmale von „Lactosefermentation und Gasbildung“ auf „Lactosefermentation“ und es wird ein breiteres Spektrum coliformer Keime erfasst

Neuere Verfahren basieren dagegen auf dem Nachweis des Enzyms β -D-Galactosidase in coliformen Bakterien bzw. der β -D-Glucuronidase in *E. coli* [15.16]. Hierunter fallen u. a. das vom Umweltbundesamt für Trinkwasseruntersuchungen zugelassene Alternativverfahren Colilert®-18/ Quanti-Tray® und das Mikrotiterplatten-Verfahren nach DIN EN ISO 9308-3 für Oberflächen- und Abwasser sowie der Nachweis auf Chromocult®-Agar. Dieser Agar soll nach Revision der DIN EN ISO 9308-1 zukünftig den TTC-Agar ablösen. Das über die spezifische Enzymaktivität definierte Spektrum der als coliform erfassten Bakterien ist deutlich größer als bei dem Erkennungsmerkmale „Lactosefermentation“ (Tabelle 15.1).

Vergleichsuntersuchungen des AWWR Arbeitskreises Mikrobiologie

Vor der Umstellung auf das Colilert®-Verfahren zum Nachweis coliformer Bakterien wurden innerhalb des AWWR-Arbeitskreises Mikrobiologie Vergleichsuntersuchungen durchgeführt. Diese dienten der Vereinheitlichung bei der Durchführung des neuen Verfahrens sowie dessen Charakterisierung und Verifizierung.

- [15.1] Ruhrverband (2010): *Hygienische Beschaffenheit der Ruhr*. In: *Ruhrgüterbericht 2010*, Essen, S. 99 - 105
- [15.2] Ribas, F., Tusell, E., Vandevenne, Niemela, S. (2006): *Equivalence test study among three alternative methods and reference method agar lactose TTC Tergitol-7 (ISO 9308-1:2000) for enumeration of coliforms and Escherichia coli in water*. Report submitted to the Ministry of Health and Consumption in support of the use of alternative methods in microbiological control of human drinking water, in compliance with European Directive 98/83/CE. *Official Journal of the European Communities*, April 2006
- [15.3] UBA (Umweltbundesamt, 2012) *Alternativverfahren: Liste alternativer mikrobiologischer Nachweisverfahren gemäß § 15 Absatz 1 TrinkwV 2012*. Änderungsmitteilung Stand: April 2012
- [15.4] Hagendorf, U., Bartocha, W., Feuerpfeil, I., Diehl, K., Hummerl, A., Lopez-Pila, J., und Szewzyk, R. (2002): *Mikrobiologische Untersuchungen zur seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungsanlagen*. *Wasser Boden und Luft* 3, 123
- [15.5] UBA (Umweltbundesamt, 2009): *Coliforme Bakterien im Trinkwasser. Empfehlung zur Risikoabschätzung und Maßnahmen bei systemischer Kontamination – Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission des Bundesministeriums für Gesundheit beim Umweltbundesamt*. *Bundesgesundheitsbl* 2009, 52:474 – 482
- [15.6] Preuß, G., F. Remmler, A. Borgmann, H. Stolpe, L. Jurzik, M. Wilhelm, M. Nießner (2012): *Klimabedingte Einflüsse auf das Vorkommen wasserassoziierter Krankheitserreger in Trinkwasserressourcen*. *DWA Gewässerschutz - Wasser - Abwasser*, Band 230, S.41/1 - 541/16. 45. Essener Tagung, März 2012, ISSN 0342-6068
- [15.7] LANUV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2009): *Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge*. LANUV NRW, 2009
- [15.8] Crowther, J., Kay, D., and Wyer, M. D. (2002): *Faecal-indicator concentrations in waters draining low-land pastoral catchments in the UK: relationships with land use and farming practices*. *Water Research* 36, 1725 - 1734
- [15.9] Derlet, R. W., Ger, K. A., Richards, J. R., and Carlson, J. R. (2008): *Risk factors for Coliform Bacteria in Backcountry Lakes and Streams in the Sierra Nevada Mountains: A 5-Year Study*. *Wilderness and Environmental Medicine* 19, 82 - 90
- [15.10] Mattheß, G. (1994): *Die Beschaffenheit des Grundwassers*, Lehrbuch der Hydrogeologie. Bornträger, Berlin
- [15.11] WHO (World Health Organization, 2006): *Guidelines for drinking-water quality. First Addendum to third Edition 2006*, ISBN 92 4 154696 4
- [15.12] WHO (World Health Organization, 2008): *Guidelines for Drinking-water Quality, 3rd Edition, Volume 1, Recommendation*, Geneva
- [15.13] Exner, M. (2007): *Zur Bedrohung durch Infektionskrankheiten – Notwendigkeit einer Reform der Infektionshygiene*. *Rudolf-Schülke-Stiftung* (Hrsg.): mhp-Verlag, Wiesbaden
- [15.14] Botzenhart, K., Fleischer J. (2009): *Abschätzung der Gesundheitsgefährdung durch Viren im Trinkwasser*. *gwf-Wasser Abwasser*, Mai 2009: 361 - 366
- [15.15] TrinkwV (1990): *Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung – TrinkwV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 5. Dezember 1990*. *BGBI.* 1 S. 2613
- [15.16] Tryland, I. and Fiksdal, L. (1998): *Enzyme characteristic of -d-galactosidase- and -d-glucuronidase-positive bacteria and their interference in rapid methods for detection of waterborne coliforms and Escherichia coli*. *Appl Environ Microbiol* 64, 1018 – 1023

Tabelle 15.1: Einteilung coliformer Bakterien in Abhängigkeit des Nachweisverfahrens, Umweltbundesamt [15.5]
 Table 15.1: Classification of coliform bacteria depending on the method of detection, Federal Environment Agency [15.5]

| Methode nach TrinkwV 1990 (Laktose zu Säure und Gas) | Methode nach DIN EN ISO 9308-1, TrinkwV 2001 (Laktose zu Säure) | Alternativverfahren nach TrinkwV 2001, Colilert®18/Quanti-Tray® (β-D-Galaktosidase) |
|---|--|---|
| Escherichia | Escherichia | Escherichia |
| Klebsiella* | Klebsiella* | Klebsiella* |
| Enterobacter* | Enterobacter* | Enterobacter* |
| Citrobacter* | Citrobacter* | Citrobacter* |
| | Yersinia* | Yersinia* |
| | Serratia* | Serratia* |
| | Hafnia* | Hafnia* |
| | Pantoea* | Pantoea* |
| | Kluyvera* | Kluyvera* |
| | | Cedecea** |
| | | Ewingella** |
| | | Moellerella** |
| | | Leclercia** |
| | | Rahnella** |
| | | Yokenella** |

* coliforme Bakterien, die in der Umwelt und in menschlichen Faeces vorkommen können

** coliforme Bakterien, die als primäre Umweltmikroorganismen angesehen werden

Angewendete Methoden

Coliforme Bakterien auf Endo-Agar

Da Endo-Agar – im Gegensatz zu dem TTC-Nährboden nach DIN EN ISO 9308-1 - auch für die Untersuchung von Wässern mit hoher Begleitflora geeignet ist, wurde er nach einem abgestimmten Verfahren von den AWWR-Laboratorien und dem Ruhrverband in der Vergangenheit für die Ruhrgüteuntersuchungen genutzt. Bei dem Nährboden nach Endo [15.17]. handelt es sich um ein Selektivmedium zur Anreicherung von gramnegativen Enterobakterien. Grampositive Bakterien werden durch die Bestandteile Natriumsulfit und Fuchsin in ihrem Wachstum gehemmt. Die Nachweisreaktion für coliforme Bakterien beruht auf der Lactosespaltung, bei der es zur Säurebildung und Freisetzung von Acetaldehyd kommt. Aldehyde reagieren mit dem im Medium enthaltenen Fuchsin-Sulfit-Komplex und setzen Fuchsin frei. Coliforme Bakterien (Säure und Aldehyd bildende Bakterien) erscheinen als tiefrot. Bei *E.coli* tritt meist außerdem ein typischer grünlicher Fuchsinglanz der Kolonien auf.

Quantifizierung mit dem Colilert®-Verfahren (IDEXX)

Seit 2013 wird das Colilert®-18/Quanti-Tray® 2000 - System für die Ruhruntersuchungen eingesetzt, das im Gegensatz zu Colilert®-18/Quanti-Tray® für die Untersuchung von Oberflächennasser mit höheren Bakteriengehalten geeignet ist. Beides sind

kommerziell erhältliche Systeme, mit denen auf Basis von MPN-Tabellen (MPN = Most Probable Number = Wahrscheinlichkeitszahl) eine Quantifizierung von coliformen Bakterien und *E. coli* erfolgt. Der Nachweis coliformer Bakterien basiert auf einem ONPG-Test (o-Nitrophenyl-β-D-Galactopyranosid-Test). Das Enzym β-D-Galactosidase hydrolysiert das synthetische Substrat ONPG, das als Ersatz für das natürliche Substrat der β-D-Galactosidase im Medium enthalten ist. Hierbei wird o-Nitrophenol freigesetzt, das zu einer Gelbfärbung der positiven Testansätze führt. Der spezifische Nachweis von *E. coli* erfolgt im gleichen Testansatz über das ebenfalls im Medium enthaltene Substrat 4-Methylumbelliferyl-β-D-Glucuronid, das durch die β-D-Glucuronidase gespalten wird. Bei der Reaktion kommt es zur Freisetzung von 4-Methylumbelliferyl, das unter UV-Anregung (365 nm) blau fluoresziert.

Das Verfahren wurde entsprechend der Arbeitsanweisung des Herstellers durchgeführt. In den sogenannten Quanti-Tray®-Sealern wurden Nährmedium und Wasserprobe in 97 separate Vertiefungen verteilt. Für die Ruhruntersuchungen wurde nach einer Inkubation von 19 Stunden bei 36±2°C die Anzahl der gefärbten bzw. fluoreszierenden Vertiefungen abgelesen und

[15.17] Endo, S. (1904): Über ein Verfahren zum Nachweis der Typhusbacillen. Centralbl. Bakt. I. Orig. 1904, 35: 109 – 110

mittels einer vorgegebenen MPN-Tabelle das Ergebnis für coliforme Bakterien bzw. für *E. coli* in 100 ml Probe berechnet.

Koloniezählung auf Chromocult®-Coliformen-Agar

Der Nachweis von coliformen Bakterien und *E. coli* erfolgt auf diesem Nährmedium ebenfalls über die beiden Enzymsysteme β -D-Galactosidase (Coliforme) und β -D-Glucuronidase (*E. coli*). Diese Enzyme spalten die im Medium laut Herstellerangaben enthaltenen chromogenen Substanzen „Salmon-GAL“ und „X-Glucuronid“). Salmon-Gal wird durch β -D-Galactosidase hydrolysiert. Das freigesetzte Spaltprodukt verursacht eine rote/rosa Färbung der Kolonien coliformer Bakterien (z.B. Citrobacter, Enterobacter, Klebsiella). Dagegen bildet *E. coli* aufgrund der zusätzlichen Spaltung des Glucuronids dunkelblau-violette Kolonien aus. Andere Enterobacteriaceae und gramnegative Bakterien bilden auf dem Nährboden mit wenigen Ausnahmen farblose Kolonien aus. Hierzu gehören u. a. Shigellen, Proteus und Salmonellen. Einige Glucuronidase-positive aber Lactose-negative Stämme bilden hellblau-türkise Kolonien (einige Shigellen, Salmonellen, einige Yersinien und Lactose-negative *E. coli*). Zur Bestätigung des *E. coli*-Nachweises können die dunkelblau-violett gefärbten Kolonien mit KOVACS-Indolreagenz überschichtet werden. Eine kirschrote Verfärbung des Reagens nach wenigen Sekunden zeigt die Indolbildung an.

Für die Untersuchungen auf Chromocult®-Coliformen-Agar (MERCK) erfolgte nach der Membranfiltration die Inkubation der Platten über 22 ± 2 Stunden bei 35 ± 1 °C. Die blau-violetten Kolonien wurden als *E. coli* gezählt. Für die Anzahl der coliformen Bakterien wurden alle rosa-roten Kolonien (inklusive *E. coli*) ausgezählt. Zur weiteren Bestätigung verdächtiger Kolonien wurde ein Oxidase-Test durchgeführt.

Quantifizierung nach DIN EN ISO 9308-3 (Mikrotiterverfahren)

Das genormte Verfahren beschreibt ein miniaturisiertes Untersuchungsverfahren zum Nachweis von *E. coli* in Oberflächenwasser und Abwasser. Das Verfahren ist auch für die Untersuchung von Wasser mit suspendierten Feststoffen geeignet. Die Wasserprobe wird in Mikrotiterplatten kultiviert und die Anzahl von *E. coli* mittels Fluoreszenz unter UV-Licht als MPN (Most-Probable Number) berechnet. Je nach Wasserbeschaffenheit werden hierfür unterschiedliche Verdünnungsstufen angesetzt und diese in mehreren Parallelansätzen auf Mikrotiterplatten mit einem Nährmedium inkubiert (48 Stunden bei 37°C). Das Medium enthält 4-Methylumbelliferyl- β -D-Glucuronid (MUG), das durch die für *E. coli* spezifische Glucuronidase hydrolysiert wird. Das freigesetzte 4-Methylumbelliferyl erzeugt in positiven Ansätzen eine blaue Fluoreszenz. Aus der Anzahl der positiven Vertiefungen unter Einbeziehung der jeweiligen Verdünnungsstufe wird die Wahrscheinlichkeitszahl (MPN) für *E. coli* / 100 ml abgeleitet.

Berechnungen (Kolonie bildende Einheiten auf festen Nährböden)

Für die Vergleichsuntersuchungen wurden jeweils unterschiedliche Verdünnungsstufen der Originalprobe angesetzt und ausgezählt.

$$C_s = \frac{Z}{V_{tot}} \cdot V_s$$

Die Daten aller teilnehmenden Labore wurden gesammelt und das gewichtete Mittel aus allen Verdünnungsansätzen berechnet.

C_s = berechnete Anzahl KBE im Referenzvolumen V_s der Probe
 Z = Summe aller gezählten KBE auf der Platte verschiedener Verdünnungen oder Volumina der untersuchten Probe
 V_{tot} = das berechnete Gesamtvolumen der Originalprobe in den ausgezählten Ansätzen
 V_s = das gewählte Referenzvolumen zur Angabe der Konzentration

Außerdem wurden jeweils die Standardabweichungen sowie die Minimal- und Maximalwerte bestimmt. Für die teilnehmenden Labore wurden für die Bewertung der eigenen Ergebnisse die z-scores nach folgender Formel berechnet:

$$z\text{-score} = \frac{\text{Laborwert} - \text{Gesamtmittelwert}}{\text{Standardabweichung}}$$

Untersuchungsergebnisse

Vergleich unterschiedlicher Nachweisverfahren

In einer orientierenden Voruntersuchung des Arbeitskreises wurden zwei Wasserproben mit verschiedenen Verfahren zum Nachweis coliformer Bakterien und *E. coli* untersucht, um einen Überblick über mögliche Alternativen zu dem bisher angewendeten Nachweis auf Endo-Agar zu erhalten. Bei der Probe 1 handelte es sich um verdünntes Ruhrwasser, das mit sechs unterschiedlichen Spezies coliformer Bakterien versetzt wurde. Die Probe 2 war unverdünntes Wasser aus der Ruhr bei Mülheim.

Es nahmen neun Labore an der Vergleichsuntersuchung teil, die alle die Anzahl coliformer Bakterien auf Endo-Agar und parallel auf Chromocult®-Agar bestimmten. Drei Labore bestimmten außerdem *E. coli* und Coliforme mit dem MPN-Verfahren Colilert®-18/Quanti-Tray® 2000 und ein Labor zusätzlich *E. coli* mittels Mikrotiterplatten-Verfahren nach DIN EN ISO 9308-3. Die Ergebnisse dieser Voruntersuchung sind in der Tabelle 15.2 zusammengefasst.

Bei dem Nachweis von *E. coli* wurde eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse zwischen dem Colilert®, Mikrotiterplatten- und Chromocult®-Verfahren beobachtet. Für die Probe 1 (dotiertes Ruhrwasser) lagen die Ergebnisse im Mittel zwischen 193 *E. coli* / 100 ml und 319 *E. coli* / 100 ml. Die höchsten Zahlen wurden mit dem Colilert®-Verfahren bestimmt. Bei der Probe 2 (Ruhrwasser) betragen die Ergebnisse 24 bis 46 *E. coli* / 100 ml (Tabelle 15.2).

Bei den coliformen Bakterien wurden in der dotierten Probe (Probe 1) übereinstimmende Ergebnisse auf dem Endo-Agar und mit Colilert® bestimmt. Für die Probe 2 (Ruhrwasser) lagen die Werte jedoch mit dem Colilert®-Verfahren mit 555 Coliformen in 100 ml höher als auf Endo-Agar mit 243 Coliformen in 100 ml. Da die

Tabelle 15.2: Ergebnisse der Voruntersuchung zum Vergleich unterschiedlicher Nachweisverfahren
 Table 15.2: Results of the preliminary examinations for the comparison of different methods of detection

| Probe | Endo-Agar | | Chromocult®-Agar | | Colilert®-18/ Quanti-Tray® 2000 | | Mikrotiterplatte DIN EN ISO 9308-3 | |
|-------------------|-----------|------|------------------|------|------------------------------------|------|---------------------------------------|------|
| | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| Gesamt KBE | 722 | 3246 | 483 | 730 | | | | |
| E.coli | | | 198 | 24 | 319 | 26 | 193 | 46 |
| Coliforme* | 680 | 243 | 289 | 397 | 558 | 555 | | |
| Gesamtcoliforme** | 680 | 243 | 488 | 421 | 658 | 555 | – | – |
| = Log-Stufen | 2,83 | 2,39 | 2,69 | 2,62 | 2,82 | 2,74 | 2,29 | 1,66 |

* Coliforme ohne E. coli

** Gesamtcoliforme = Coliforme inklusive E.coli

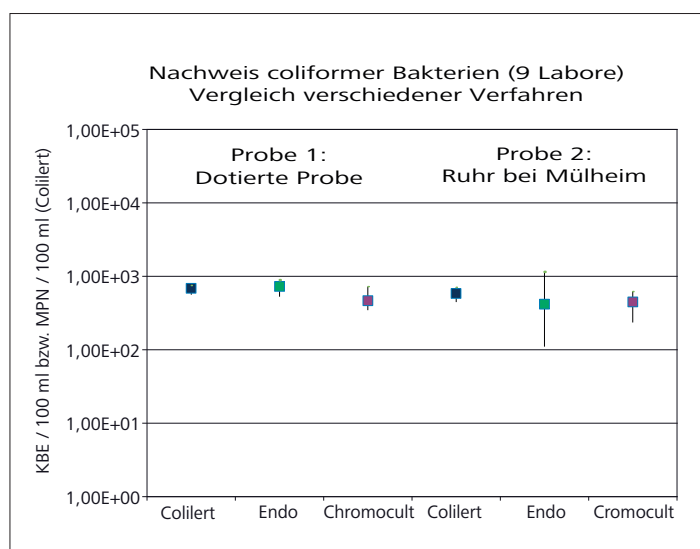


Bild 15.1: Vergleich unterschiedlicher Verfahren beim Nachweis coliformer Bakterien

Fig. 15.1: Comparison of different methods for the detection of coliform bacteria

Ergebnisse aber innerhalb einer Zehnerpotenz liegen, ist dieser Unterschied nicht als signifikant zu bewerten. Er beträgt für die Probe 2 ca. eine halbe Log-Stufe. Unterschiede innerhalb einer Log-Stufe müssen als nicht signifikant bewertet werden, da sie innerhalb der üblichen, methodisch bedingten Schwankungsbreite mikrobiologischer Verfahren liegen. Auf Chromocult®-Agar wurden insgesamt geringfügig niedrigere Keimzahlen als mit dem Colilert®-Verfahren nachgewiesen (Tabelle 15.2).

Bei nachfolgenden Vergleichsuntersuchungen zum Nachweis coliformer Bakterien bestätigten sich diese Ergebnisse. Es wurden mit den drei angewandten Nachweisverfahren (Coliforme auf Endo-Agar und auf Chromocult®-Agar sowie im Colilert®-Verfahren) jeweils vergleichbare Ergebnisse erzielt (Bild 15.1). Für die Ruhrprobe (Probe 2) wurden im Mittel jeweils leicht höhere Konzentrationen mit dem Colilert®-Verfahren ermittelt als mit Endo- bzw. Chromocult®-Agar. Für die Ruhrprobe fiel außerdem die hohe Schwankungsbreite in den Ergebnissen der neun beteiligten Labore auf. Ein Grund hierfür kann in der recht starken Begleitflora liegen, die die Auswertung auf den Agarplatten erschwerte. Bei

der dotierten Probe 1 (6 Spezies coliformer Bakterien) wurden die niedrigsten Werte im Mittel auf Chromocult®-Agar nachgewiesen (Bild 15.1).

Etablierung und Charakterisierung des Colilert®-Verfahrens

Effekt der Inkubationsdauer

In weiteren Vergleichsuntersuchungen wurde ein einheitliches Vorgehen bei der Bestimmung coliformer Bakterien mit dem Colilert®-Verfahren festgelegt. Ein offener Punkt war hierbei die Inkubationsdauer und die Frage, inwieweit sich ein Überschreiten der empfohlenen Dauer von 18 ± 1 Stunden auf das Ergebnis auswirken kann. In einer Vergleichsuntersuchung mit neun Laboren wurde die Ruhr bei Hagen im April und November 2012 untersucht. Die Ergebnisse auf Endo-Agar und mit dem Colilert®-Verfahren nach 19- und 21-stündiger Inkubation sind in der Tabelle 15.3 zusammengefasst. Als einheitliches Vorgehen wurde anschließend eine Inkubationsdauer von 19 Stunden festgelegt.

Es wurden mit dem Colilert®-Verfahren auch in diesen Untersuchungen leicht höhere Werte als auf Endo-Agar beobachtet. Der Unterschied betrug im Mittel ca. 0,2 Log-Stufen. Nach 21-stündiger Inkubation erhöhten sich die Positivbefunde nochmals leicht

Tabelle 15.3: Vergleich des Endo-Verfahrens und des Colilert®-18 Quanti-Tray® 2000 bei unterschiedlicher Inkubationsdauer (Coliforme / 100 ml)

Table 15.3: Comparison of the Endo method and the Colilert®-18 Quanti-Tray® 2000 test method with different incubation times (coliforms / 100 ml)

| | 24.04.2012 | | | 27.11.2012 | | |
|-----------|------------|---------------|--------------|------------|---------------|--------------|
| | Endo-Agar | Colilert 19 h | Colilert 21h | Endo-Agar | Colilert 19 h | Colilert 21h |
| Mittel | 1.014 | 1.567 | 1.859 | 1.938 | 2.929 | 3.089 |
| Log-Stufe | 3,01 | 3,20 | 3,27 | 3,29 | 3,47 | 3,49 |
| Stabw. | 131,2 | 476,7 | 449,8 | 864,9 | 923,5 | 832,8 |
| Stabw. % | 13 | 30 | 24 | 45 | 32 | 27 |

Tabelle 15.4: Coliforme / 100 ml in der Ruhr bei Mülheim und Hagen, Mittel aus Voruntersuchungen (n = 16)
 Table 15.4: Coliforms / 100 ml in the Ruhr at Mülheim and Hagen, mean from preliminary examinations (n = 16)

| Coliforme Bakterien / 100 ml | Endo-Agar | Colilert®-18 (19 h) |
|------------------------------|-----------|---------------------|
| Mittel aus Voruntersuchungen | 1.064 | 1.529 |
| Log-Stufe Mittel | 3,03 | 3,18 |

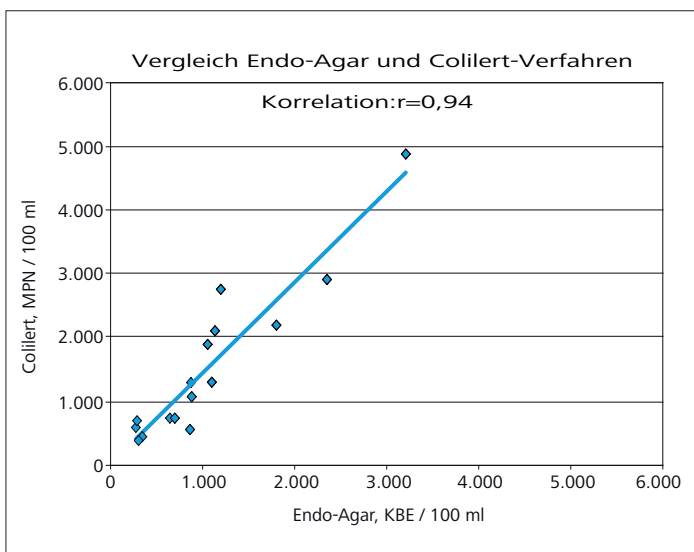


Bild 15.2: Korrelation des Colilert™-Verfahrens zum Endo-Verfahren (Ruhr bei Hagen und Ruhr bei Mülheim)
 Fig. 15.2: Correlation of the Colilert™ and Endo test methods (Ruhr at Hagen and Ruhr at Mülheim)

Die Abweichungen zwischen den Laboren betragen als relative prozentuale Standardabweichung auf Endo-Agar 13% bis 45%. Für das Colilert®-Verfahren wurden Standardabweichungen zwischen 24% und 32% beobachtet (Tabelle 15.3).

Die für die teilnehmenden Labore ermittelten z-scores lagen für das Colilert®-Verfahren (19 h) zwischen -1,46 und +2,1 (ohne Abbildung) und damit überwiegend innerhalb des Zielbereiches für Ringversuche von ± 2 .

Im Mittel aller Voruntersuchungen wurden auf Endo-Agar 1.064 Coliforme / 100 ml nachgewiesen (= Log-Stufe 3,03). Mittels Colilert® (19 h) lag das Mittel bei 1.529 Coliforme / 100 ml, d. h. bei einer Log-Stufe von 3,18. Der Unterschied zwischen beiden Verfahren betrug im Mittel 0,15 Log-Stufen (Tabelle 15.4). Die ermittelte Korrelation zwischen den beiden Verfahren betrug 0,94 (Bild 15.2). Diese Zahlen verdeutlichen die Vergleichbarkeit beider Verfahren.

Untersuchung der Ruhr bei Hagen in den Jahren 2012 und 2013

In den Jahren 2012 und 2013 fanden mehrere Ruhruntersuchungen mit dem Colilert®-Verfahren unter Beteiligung von sieben (2012) bzw. neun Laboren (2013) statt. Es wurde hierbei jeweils die Ruhr bei Hagen im Frühjahr und im Herbst untersucht, um ggf. unterschiedliche Abflusssituationen zu erfassen. Bei den insgesamt fünf durchgeführten Untersuchungen lag der Abfluss mit Werten zwischen 7,88 m³/s und 14,07 m³/s jedoch jeweils im mittleren Bereich. Auch die Hochwassersituation im November 2013 war zum Zeitpunkt der durchgeführten Probenahme bereits abgeklungen (Bild 15.3).

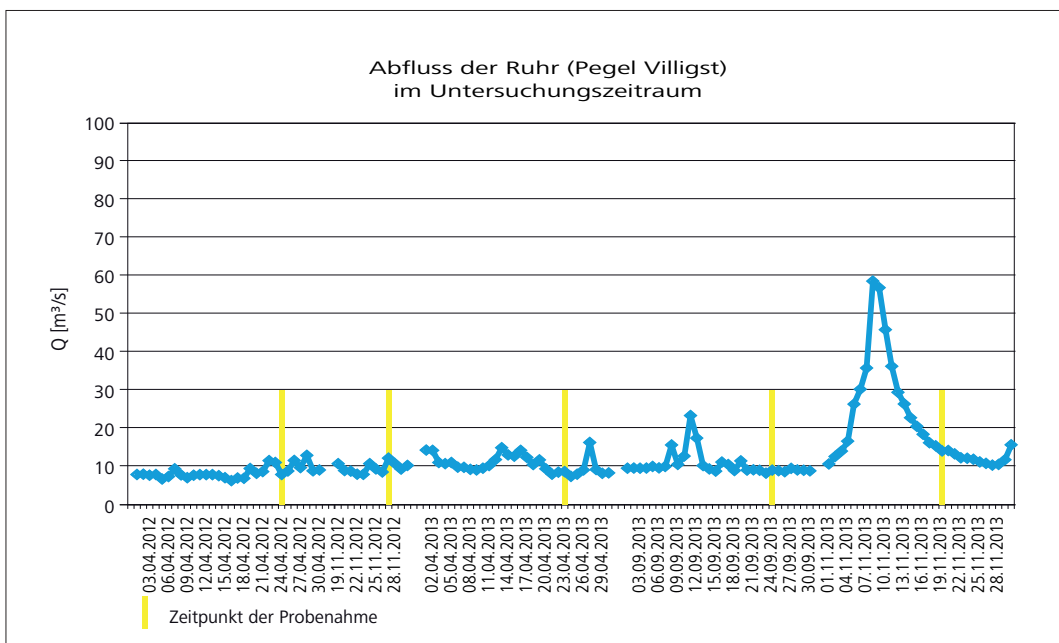


Bild 15.3: Abfluss der Ruhr (Pegel Villigst) zum Zeitpunkt der Probenahmen 2012 und 2013
 Fig. 15.3: Ruhr run-off (gauging station Villigst) at the time of sampling in 2012 and 2013

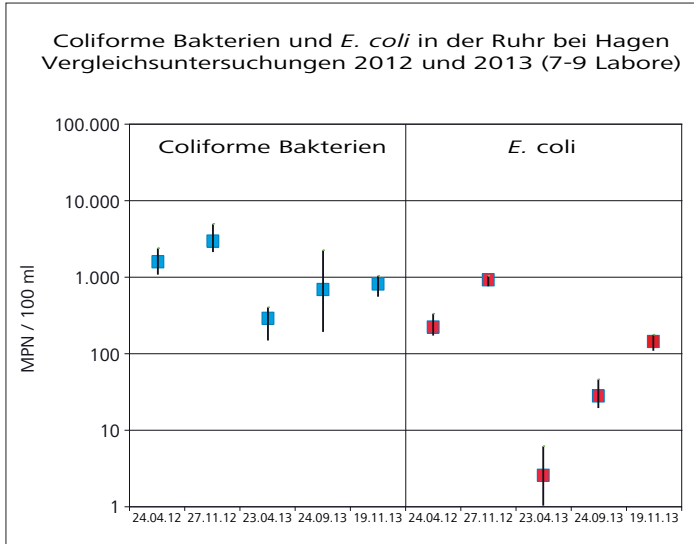


Bild 15.4: Mittlere Konzentrationen für coliforme Bakterien und *E. coli* (Ruhr bei Hagen 2012 und 2013, Bestimmung mit Colilert®-18 Quanty-Tray® 2000)

Fig. 15.4: Mean concentrations of coliform bacteria and *E. coli* (Ruhr at Hagen, 2012 and 2013, determined with Colilert®-18 Quanty-Tray® 2000)

Im Untersuchungszeitraum wurden für die coliformen Bakterien im Mittel Konzentrationen zwischen 285 und 2.929 / 100 ml nachgewiesen. Die gemittelten Konzentrationen für *E. coli* lagen zwischen 2,5 und 910 / 100 ml. Die Maximalwerte wurden jeweils im November 2012 beobachtet (Bild 15.4). Ein direkter Einfluss der Ruhrwasserführung auf die ermittelten Bakterienkonzentrationen konnte nicht beobachtet werden. Zum Zeitpunkt der Probenahme waren jeweils moderate Abflussbedingungen vorherrschend. Auch im November 2013 wirkte sich die zuvor temporäre Erhöhung des Abflusses nicht erkennbar auf die Konzentration von coliformen Bakterien und von *E. coli* aus.

Coliforme Bakterien in der Ruhr und im Baldeneysee

Auch die vergleichenden Untersuchungen des Ruhrverbands von Wasserproben aus der Lenne, der Ruhr und dem Baldeneysee im Jahr 2012 zeigten mit einem Koeffizienten von $r=0,92$ eine sehr hohe Korrelation zwischen den Ergebnissen aus dem Nachweis coliformer Bakterien auf Endo-Agar und dem Nachweis mit dem Colilert®-18/Quanti-Tray® 2000 Verfahren (Bild 15.5). Für diesen Vergleich lagen aus dem Zeitraum Dezember 2011 bis Juli 2012 insgesamt 131 Datenpaare vor. Die nachgewiesenen Konzentrationen coliformer Bakterien schwankten saisonal und ereignisbezogen zwischen 10 und 50.000 KBE / 100 ml auf Endo-Agar bzw. 20 und 49.000 MPN / 100 ml mit dem Colilert®-Verfahren. Der Median-Wert in den Untersuchungen lag bei 1.000 KBE / 100 ml bzw. 1.725 MPN / 100 ml.

In zusätzlichen Vergleichsuntersuchungen mit dem Mikrotiterplatten-Verfahren nach DIN EN ISO 9308-3 zum Nachweis von *E. coli* wurde ebenfalls eine gute Übereinstimmung mit Ergebnissen beobachtet, die mittels Colilert®-Verfahren erzielt wurden. Auf der

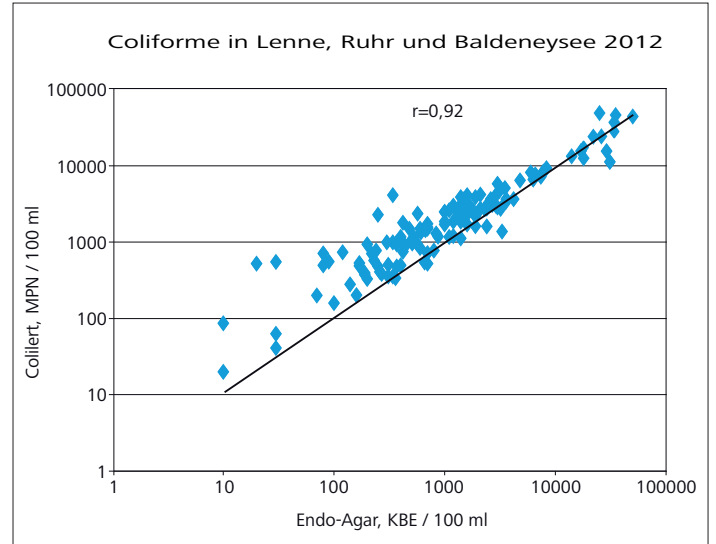


Bild 15.5: Vergleich Endo-Agar und Colilert®-18 Quanty-Tray® 2000: Coliforme Bakterien in Ruhr und Baldeneysee (2012)

Fig. 15.5: Comparison of Endo-Agar and Colilert®-18 Quanty-Tray® 2000 methods: coliform bacteria in the Ruhr and in Lake Baldeney (2012)

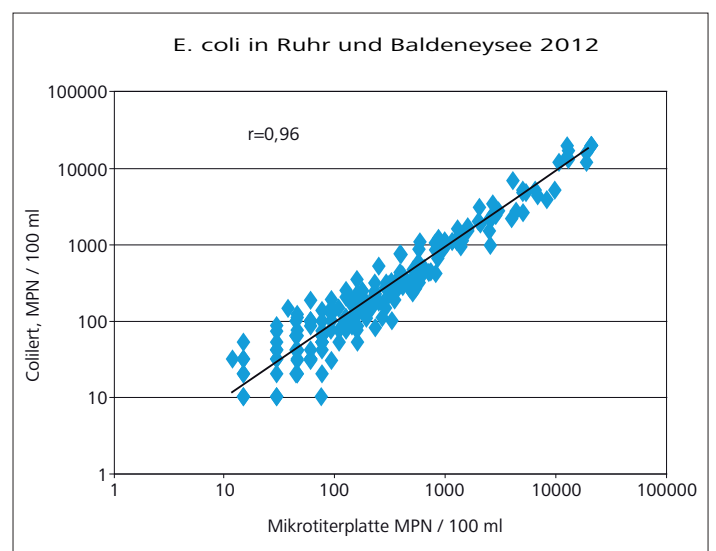


Bild 15.6: Vergleich Mikrotiter-Verfahren nach EN ISO 9308-3 (Mikrotiterverfahren) und Colilert® – *E. coli* in Ruhr und Baldeneysee (2012)

Fig. 15.6: Comparison of the microtiter procedure according to EN ISO 9308-3 and Colilert® – *E. coli* in the Ruhr and in Lake Baldeney (2012)

Basis von 190 im Jahr 2012 untersuchten Proben wurde eine sehr hohe Korrelation mit einem Koeffizienten von $r=0,96$ berechnet (Bild 15.6). Die ermittelten Konzentrationen von *E. coli* lagen zwischen 12 und 21.000 MPN / 100 ml (Mikrotiter-Verfahren) bzw. 10 und 20.000 MPN / 100 ml (Colilert®). Der Medianwert betrug mit dem Mikrotiter-Verfahren 282 *E. coli* / 100 ml und beim Colilert®-Verfahren 189 *E. coli* / 100 ml. Derselbe Methodenvergleich zum Nachweis von *E. coli* mit 226 Datenpaaren aus dem

Jahr 2013 bestätigte mit einem Koeffizienten von $r=0,94$ erneut eine sehr gute Übereinstimmung der Ergebnisse (ohne Abbildung).

Diskussion

Langfristig wird die β -Galactosidase-Reaktion, wie sie dem Colilert®-Verfahren zugrunde liegt, das einheitliche Nachweisprinzip für coliforme Bakterien darstellen. Dies war neben der Toxizität des Endo-Agars ein wesentlicher Grund, sich bei der Bestimmung coliformer Bakterien in der Ruhr für die Ablösung des Nachweises auf Endo-Agar zu entscheiden. Das Colilert®-Verfahren ist zudem schnell und einfach durchzuführen. Auch die Auswertung ist eindeutig, so dass auch weniger routiniertes Personal (z. B. beim Wochenenddienst) die Bestimmung fehlerfrei durchführen kann. Der Effekt störender Begleitflora entfällt weitgehend, was eine weitere Arbeitserleichterung und Ergebnissicherheit bedeutet. Diese gute Auswertbarkeit spiegelt sich auch in den geringen Abweichungen zwischen den Ergebnissen der teilnehmenden Labore wieder. Nach Etablierung des neuen Verfahrens lagen die in den Vergleichsuntersuchungen erzielten z-scores jeweils innerhalb des Sollbereiches für Ringversuche von ± 2 .

Bei dem Nachweis coliformer Bakterien mit dem Colilert®-Verfahren bestätigte sich jedoch auch die in Fachkreisen diskutierte Tendenz zu leicht höheren Coliformenbefunden. Die Unterschiede zum Endo-Verfahren sind jedoch nicht als signifikant anzusehen, da sie geringer als eine Log-Stufe ausfallen. Dies wurde bei den ersten Voruntersuchungen (Tabelle 15.2) aber auch bei den nachfolgenden vertiefenden Vergleichsuntersuchungen deutlich (Bild 15.1). Die Einhaltung des Zielwerts für die coliformen Bakterien in der Ruhr von 15.000 / 100 ml wird durch die Methodenumstellung nicht gefährdet.

Auch von Pitkänen et al. wurden in Vergleichsstudien mit 110 Proben (Grundwasser, Badewasser und gespikte Wässer) höhere Coliformenzahlen mit Colilert® im Vergleich zum Endo-Agar nachgewiesen. Die Autoren wiesen für das Colilert®-Verfahren 12 % falsch-positive Befunde nach, während dieser Anteil etwa auf TTC-Agar mit 20 % deutlich höher war [15.18].

Die auch in anderen Studien beschriebenen leicht höheren Befunde für coliforme Bakterien bei Anwendung des Colilert®-Verfahrens beruhen zum großen Teil auf dem breiteren Spektrum an Bakterien, die Galactosidase-positiv reagieren (vgl. Tabelle 1). Das Wachstum und der Effekt der Begleitflora fallen bei dem Colilert®-Verfahren geringer aus. Dagegen kann auf Endo-Agar das Wachstum der Begleitflora zu falsch-positiven Befunden führen. Ribas et al. wiesen in einer internationalen Vergleichsstudie eine höhere Spezifität und Zuverlässigkeit des Colilert®-18-Verfahrens sowie des Chromocult®-Verfahrens im Vergleich zu anderen Verfahren nach. Beide Verfahren wiesen nur einen sehr geringen Teil an falsch positiven Befunden auf [15.2]. Bestätigungstests können daher beim Colilert®-Verfahren in der Regel entfallen.

Die vermehrte Erfassung auch von Umweltcoliformen mit dem Colilert®-Verfahren zeigt aber auch die grundsätzlich problematische Indikatorfunktion von coliformen Bakterien. Viele der mit dem Colilert® erfassten Stämme von Klebsiella, Enterobacter, Citrobacter und Serratia sind nicht-fäkalen Ursprungs [15.3, 15.19]. Als echter Fäkalindikator kann dagegen *E. coli* bewertet werden.

Fazit

Für die Ruhrgüteuntersuchungen wird seit Januar 2013 von den Laboren an der Ruhr einheitlich das Colilert®-Verfahren zur Bestimmung der coliformen Bakterien genutzt. Vor der erforderlichen Methodenumstellung wurden verschiedene Vergleichsuntersuchungen durchgeführt. Die in den Voruntersuchungen innerhalb des AWWR-Arbeitskreises Mikrobiologie und beim Ruhrverband erzielten Ergebnisse zeigen, dass bei dem Nachweis coliformer Bakterien in der Ruhr mit verschiedenen Verfahren in der Größenordnung jeweils vergleichbare Ergebnisse erzielt werden. Die leicht höheren Befunde mit dem Colilert®-Verfahren sind methodisch aufgrund der sensitiveren Nachweisreaktion bedingt und liegen in dem Rahmen, der auch von anderen Autoren beschrieben wird. Die Coliformenbefunde mittels Colilert® lagen im Vergleich zu den Ergebnissen mit dem bisherigen Endo-Verfahren jeweils innerhalb der gleichen Log-Stufe. Auch nach der Methodenumstellung sind bei Ruhruntersuchungen daher vergleichbare Ergebnisse wie in den Vorjahren zu erwarten.

[15.18] Pitkänen, T., Paakkari, P., Miettinen, I., Heinonen-Tanski, H., Paulin, L., Hänninen, M.-L. (2007): Comparison of media for enumeration of coliform bacteria and *Escherichia coli* in non-disinfected water. *J. Microbiol. Methods* 68(3), 522 - 529

[15.19] Leclerc H., Mossel D.A., Edberg S.C., Struijk C.B. (2001): Advances in the bacteriology of the coliform group: their suitability as markers of microbial water safety. *Annu Rev Microbiol.* 55: 201 - 34

16 Organische Spurenstoffe in der Ruhr – Fortsetzung des Monitorings der AWWR

Christian Skark, Institut für Wasserforschung GmbH, Schwerte

Auch im Jahr 2013 wurde das Monitoring der AWWR auf organische Spurenstoffe im Oberflächenwasser der Ruhr mit 4 weiteren Probenahmen fortgeführt. Das Untersuchungsspektrum umfasst 42 Substanzen, die als Humanpharmaka (HP), Röntgenkontrastmittel (RKM), perfluorierte Verbindungen (PFC) und Organophosphor-Flammenschutzmittel (FSM) im Einzugsgebiet der Ruhr verbraucht werden oder anderweitig ins Oberflächenwasser gelangen. In dieser Auswertung werden alle 22 bisherigen Probenahmen einbezogen und der Vorbericht über den Zeitraum 2008 – 2012 (18 Probenahmen [16.1]) fortgeschrieben.

Probenahmeorte und Untersuchungsmethoden

An 9 Probenahmestellen längs der Ruhr werden alle 3 Monate Stichproben entnommen. Die Probenahmestellen an der Ruhr entsprechen den Rohwasserentnahmeorten der beteiligten Wassergewinnungsanlagen (WGA, Tabelle 16.1).

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

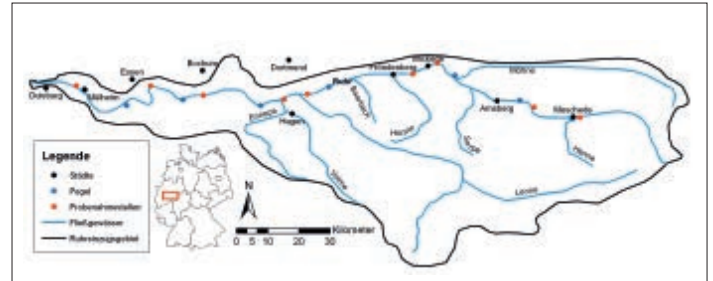


Bild 16.1: Ruhreinzugsgebiet mit Probenahmestellen und den zugehörigen Abflussmessstellen
Fig. 16.1: Ruhr catchment area with sampling points and gauging stations

durch den Zufluss der Lenne stark zu. Einen grafischen Überblick zur räumlichen Verteilung der Probenahmestellen gibt Bild 16.1.

Tabelle 16.2 gibt das Untersuchungsspektrum von 42 Substanzen sowie deren Bestimmungsgrenzen (BG) für eine sichere Quantifizierung in den Wasserproben wieder. In den Jahren 2011 und 2012 erfolgte eine Erweiterung des Untersuchungsumfang um insgesamt 9 Verbindungen (Perfluorheptansulfonat, Tetrahydroperfluorooctansulfonat, Hydroperfluorheptanoat, Clofibrinsäure, Phenazon, Propyphenazon, Codein, Diazepam und Primidon). Für diese Substanzen liegt der Auswertung eine geringere Anzahl an Untersuchungen zugrunde.

[16.1] Skark, C.: Monitoring von organischen Spurenstoffen in der Ruhr:- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhr Gütebericht 2012.- Mülheim, Essen, 136-144 (2013).

[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 16.1: Lage der Probenahmestellen für Oberflächenwasser der Ruhr / MQ – durchschnittlicher Abfluss, Gewässerstationierung [16.2]
Table 16.1: Sampling sites for the surface water in the river Ruhr

| Ort | Probenahmestelle | Fluss-km Probenahme | Abflusspegel | Fluss-km Abfluss | Einzugsgebiet [km ²] | MQ langjährig [m ³ /s] | MQ (7/2008-12/2013) [m ³ /s] |
|----------|------------------|---------------------|--------------|------------------|----------------------------------|-----------------------------------|---|
| Meschede | Mengesohl | 183,7 | Meschede 1 | 179,4 | 426 | 9,1 | 8,3 |
| Arnsberg | Langel | 163,8 | Oeventrop | 159,5 | 760 | 14,9 | 13,6 |
| Wickede | Echthausen | 128,3 | Bachum | 133,8 | 1.530 | 27,1 | 23,5 |
| Menden | Warmen | 121,2 | Fröndenberg | 109,3 | 1.914 | – | – |
| Schwerte | Westhofen | 95,2 | Villigst | 100,2 | 2.013 | 28,8 | 26,6 |
| Hagen | Hengstey | 88,8 | Wetter | 79,8 | 3.908 | 67,6 | 58,8 |
| Bochum | Stiepel | 62,7 | Hattingen | 56,0 | 4.118 | 70,6 | 62,3 |
| Essen | Spiek | 44,1 | Werden | 29,0 | 4.337 | 79,5 | 64,3 |
| Mülheim | Styrum-Ost | 11,3 | Mülheim | 13,2 | 4.420 | 76,3 | 68,1 |

Tabelle 16.2: Untersuchte Stoffe im AWWR-Monitoring „Organische Spurenstoffe in der Ruhr“. AB – Antibiotika, BG – Bestimmungsgrenze, CAS-RN – Chemical Abstract Service Registrierungsnummer, FSM – Flammschutzmittel, HP – Humanpharmaka, PFC – Perfluorierte Verbindungen, RKM – Röntgenkontrastmittel, VP – Veterinärpharmaka. Grün – Anteil der Untersuchungen über der BG < 10 %, hellgelb – Anteil der Untersuchungen mit Positivbefund > 90 %, Anzahl aller Untersuchungen n = 197 (außer PFHpS und H4PFOS n = 89; HPFHA, Clofibrinsäure, Phenazon, Propyphenazon, Codein, Diazepam und Primidon n = 71)

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, KB – complex building substances, PFC – perfluorinated carbonic acids, RKM – X-ray contrast media, VP – veterinary pharmaceuticals. Green: substances with less than 10 % results above BG, pale yellow – ratio of results > BG exceeds 90 % of all samples, number of samples n = 197 (except PFHpS and H4PFOS n = 89; HPFHA, Clofibrinsäure, Phenazon, Propyphenazon, Codein, Diazepam and Primidon n = 71)

| Lfd. Nr. | Substanz | Kurzzeichen | Stoffgruppe | CAS-RN | Anteil Positivbefunde [%] | BG [µg/L] |
|----------|--|-------------|-------------|------------|---------------------------|-----------|
| 1 | Tributylphosphat | TBP | FSM | 126-73-8 | 50 | 0,010 |
| 2 | Trisphenylphosphat | TPP | FSM | 115-86-6 | 6 | 0,010 |
| 3 | Tris-(2-Chlorethyl)-phosphat | TCEP | FSM | 115-96-8 | 91 | 0,010 |
| 4 | Tris-(2-Chlorpropyl)-phosphat | TCPP | FSM | 13674-84-5 | 96 | 0,010 |
| 5 | Tris-(butoxyethyl)-phosphat | TBEP | FSM | 78-51-3 | 85 | 0,010 |
| 6 | Tris-(dichlorpropyl)-phosphat | TDCP | FSM | 13674-87-8 | 91 | 0,010 |
| 7 | Perfluorooctanoat | g-PFOA | PFC | 335-67-1 | 80 | 0,010 |
| 8 | Perfluorooctansulfonat | g-PFOS | PFC | 1763-23-1 | 62 | 0,010 |
| 9 | Perfluorbutanoat | PFBA | PFC | 375-22-4 | 50 | 0,010 |
| 10 | Perfluorpentanoat | PFPA | PFC | 2706-30-3 | 30 | 0,010 |
| 11 | Perfluorhexanoat | PFHxA | PFC | 307-24-4 | 32 | 0,010 |
| 12 | Perfluorheptanoat | PFHpA | PFC | 375-85-9 | 2 | 0,010 |
| 13 | Perfluorononanoat | PFNA | PFC | 375-95-1 | 0 | 0,010 |
| 14 | Perfluordecanoat | PFDA | PFC | 335-76-2 | 0 | 0,010 |
| 15 | Perfluorbutansulfonat | g-PFBS | PFC | 29420-49-3 | 47 | 0,010 |
| 16 | Perfluorhexansulfonat | g-PFHxS | PFC | 432-50-7 | 1 | 0,010 |
| 17 | Perfluorheptansulfonat | PFHpS | PFC | 1763-23-1 | 0 | 0,010 |
| 18 | H-Perfluorheptanoat | HPFHA | PFC | – | 0 | 0,010 |
| 19 | H ₄ -Perfluorooctansulfonat | H4PFOS | PFC | – | 28 | 0,010 |
| 20 | Atenolol | | HP | 29122-68-7 | 16 | 0,025 |
| 21 | Bezafibrat | | HP | 41859-67-0 | 60 | 0,025 |
| 22 | Carbamazepin | | HP | 298-46-4 | 88 | 0,025 |
| 23 | Diclofenac | | HP | 15307-86-5 | 89 | 0,025 |
| 24 | Ibuprofen | | HP | 15687-27-1 | 21 | 0,025 |
| 25 | Metoprolol | | HP | 51384-51-1 | 96 | 0,025 |
| 26 | Sotalol | | HP | 3930-20-9 | 84 | 0,025 |
| 27 | Sulfamethizol | | HP/VP-AB | 144-82-1 | 0 | 0,025 |
| 28 | Sulfamethoxazol | | HP-AB | 723-46-6 | 86 | 0,025 |
| 29 | Sulfapyridin | | HP-AB | 144-83-2 | 56 | 0,025 |
| 30 | Trimetoprim | | HP/VP-AB | 738-70-5 | 8 | 0,025 |
| 31 | Clofibrinsäure | | HP | 882-09-7 | 0 | 0,025 |
| 32 | Phenazon | | HP | 60-80-0 | 4 | 0,025 |
| 33 | Propyphenazon | | HP | 479-92-5 | 0 | 0,025 |
| 34 | Codein | | HP | 76-57-3 | 0 | 0,025 |
| 35 | Diazepam | | HP | 439-14-5 | 0 | 0,025 |
| 36 | Primidon | | HP | 125-33-7 | 48 | 0,025 |
| 37 | Amidotrizoesäure | | RKM | 117-96-4 | 86 | 0,050 |
| 38 | Iohexol | | RKM | 66108-95-0 | 45 | 0,050 |
| 39 | Iomeprol | | RKM | 78649-41-9 | 72 | 0,050 |
| 40 | Iopamidol | | RKM | 60166-93-0 | 78 | 0,050 |
| 41 | Iopromid | | RKM | 73334-07-3 | 60 | 0,050 |
| 42 | Ioxithalaminsäure | | RKM | 28179-44-4 | 7 | 0,050 |

Die Analytik der Wasserproben wird bei der Westfälischen Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Gelsenkirchen und Schwerte, nach einer stoffspezifischen Anreicherung (Festphasenextraktion, Ionenaustauscher) mittels LC-MS/MS oder GC-NPD durchgeführt.

Ergebnisse

Es wurden bislang 22 Beprobungen an den 9 Probenahmestellen durchgeführt. Aufgrund eines Hochwasser-bedingten Probenausfalls im Januar 2012 summiert sich dies zu 197 Proben für den Zeitraum von 2008 bis 2013. In Tabelle 16.2 werden für die verschiedenen Untersuchungsparameter die Anteile der Positivbe-

funde über den jeweiligen Bestimmungsgrenzen an der Gesamtzahl der jeweiligen Untersuchungen angegeben.

Bei 15 der 42 Substanzen werden in keiner oder nur bis zu 10 % der Untersuchungen Positivbefunde festgestellt. Hierzu gehören 6 PFC, 2 Antibiotika, 5 weitere Pharmaka, ein FSM sowie ein RKM. Zusätzlich werden für den Betablocker Atenolol und das Schmerzmittel Ibuprofen in weniger als 50 Untersuchungen ein Gehalt über der Bestimmungsgrenze gefunden. In über 90 % der Untersuchungen werden 4 Substanzen über der BG detektiert (in mindestens 177 der 197 Untersuchungen). Darunter fallen 3 FSM und das Arzneimittel Metoprolol.

Tabelle 16.3: Ergebnisübersicht aller Analysen für Stoffe mit Anteilen von Positivbefunden über 10 %. Q – Perzentil, sonstige Abkürzungen vgl. Tabelle 16.2. n = 197; H4PFOS n = 89; Primidon n = 71. Hellgelb: 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 10 %. Q – percentile, other abbreviations cf. table 16.2. Pale yellow: 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 < BG with 0,5 * BG

| Lfd. Nr. | Substanz | Q25 | arithm. Mittelwert | Median | Q75 | Q90 | Maximum |
|----------|------------------|--------|--------------------|--------|-------|-------|---------|
| | | [µg/L] | | | | | |
| 1 | TBP | < BG | 0,022 | 0,010 | 0,019 | 0,049 | 0,552 |
| 2 | TCEP | 0,019 | 0,050 | 0,031 | 0,057 | 0,097 | 0,415 |
| 3 | TCPP | 0,056 | 0,126 | 0,105 | 0,185 | 0,250 | 0,458 |
| 4 | TBEP | 0,023 | 0,056 | 0,051 | 0,076 | 0,111 | 0,258 |
| 5 | TDCPP | 0,015 | 0,025 | 0,023 | 0,030 | 0,043 | 0,157 |
| 6 | g-PFOA | 0,011 | 0,020 | 0,016 | 0,027 | 0,037 | 0,093 |
| 7 | g-PFOS | < BG | 0,017 | 0,012 | 0,020 | 0,035 | 0,091 |
| 8 | PFBA | < BG | 0,011 | < BG | 0,014 | 0,021 | 0,059 |
| 9 | PFPA | < BG | < BG | < BG | 0,010 | 0,013 | 0,046 |
| 10 | PFHxA | < BG | < BG | < BG | 0,011 | 0,014 | 0,040 |
| 11 | g-PFBS | < BG | 0,017 | < BG | 0,019 | 0,040 | 0,250 |
| 12 | H4PFOS | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG | 0,032 |
| 13 | Atenolol | < BG | < BG | < BG | < BG | 0,028 | 0,041 |
| 14 | Bezafibrat | < BG | 0,034 | 0,030 | 0,051 | 0,067 | 0,089 |
| 15 | Carbamazepin | 0,038 | 0,072 | 0,069 | 0,096 | 0,130 | 0,190 |
| 16 | Diclofenac | 0,039 | 0,073 | 0,064 | 0,110 | 0,130 | 0,210 |
| 17 | Ibuprofen | < BG | < BG | < BG | < BG | 0,032 | 0,080 |
| 18 | Metoprolol | 0,073 | 0,133 | 0,120 | 0,180 | 0,240 | 0,390 |
| 19 | Sotalol | 0,036 | 0,056 | 0,055 | 0,075 | 0,094 | 0,150 |
| 20 | Sulfamethoxazol | 0,036 | 0,058 | 0,057 | 0,081 | 0,098 | 0,140 |
| 21 | Sulfapyridin | < BG | 0,030 | 0,028 | 0,043 | 0,052 | 0,110 |
| 22 | Primidon | < BG | < BG | < BG | 0,032 | 0,040 | 0,051 |
| 23 | Amidotrizoesäure | 0,087 | 0,286 | 0,280 | 0,440 | 0,580 | 0,780 |
| 24 | Iohexol | < BG | 0,123 | < BG | 0,140 | 0,410 | 1,400 |
| 25 | Iomeprol | < BG | 0,310 | 0,160 | 0,550 | 1,000 | 1,700 |
| 26 | Iopamidol | 0,058 | 0,427 | 0,370 | 0,720 | 1,000 | 2,300 |
| 27 | Iopromid | < BG | 0,088 | 0,067 | 0,140 | 0,230 | 0,620 |

Bei den Substanzen, die erst im 2. Halbjahr 2011 oder danach in die Untersuchung aufgenommen wurden, zeigen sich nur für Tetrahydroperfluorooctansulfonat (H4PFOS) und Primidon öfter Positivbefunde.

Konzentrationsbetrachtungen

In Tabelle 16.3 wird ein Überblick zu Konzentrationsgrößen ausgewählter Substanzen gegeben. Dabei werden 25 Stoffe angegeben, bei denen in mehr als 10 % der Analysen seit 2008 (n = 197) Befunde über der Bestimmungsgrenze (BG) festgestellt wurden. Zusätzlich sind Ergebnisse für Stoffe mit einer geringeren Analyshäufigkeit, H4PFOS (n = 89) und Primidon (n = 71), wieder gegeben. Bei der Berechnung der statistischen Kennwerte gehen Gehalte unter der Bestimmungsgrenze (BG) mit der Hälfte der BG ein. Sollte das Ergebnis jedoch unter der entsprechenden BG liegen, erscheint dies in den Tabellen vermerkt.

Nur für den Betablocker Metoprolol sowie 3 RKM liegen bereits die Medianwerte über 0,1 µg/L. Maximale Konzentrationen über 0,5 µg/L treten in der Regel nur für Röntgenkontrastmittel auf. Für 9 Substanzen liegen noch die Median-Konzentrationen unter der BG. Für H4PFOS, Atenolol und Ibuprofen ist dies auch für den 75-Perzentilwert der Fall. Dieser Überblick beschreibender Konzentrationsgrößen ist in Bild 16.2 für Stoffe mit einem Anteil an Positivbefunden über 20 % (24 Substanzen) sowie Primidon grafisch dargestellt.

Bezogen auf die Probenahmeorte werden in Tabelle 16.4 die Medianwerte von 23 Stoffen mit mehr als 20 % Positivbefunden wiedergegeben. Die Anzahl der Parameter, die Mediankonzentrationen

über 0,1 µg/L zeigen, nimmt ruhrabwärts zu. In Wickede sind dies nur 2 RKM (Amidotrizoesäure, Iopamidol), während in Fröndenberg TCPP und der Beta-Blocker Metoprolol dazukommen. Weiter ruhrabwärts treten mit 2 weiteren Pharmaka und 3 weiteren RKM insgesamt 9 Verbindungen mit Medianwerten über 0,1 µg/L auf.

Bei den perfluorierten Verbindungen werden an keiner Probenahmestelle Mediangehalte über 0,04 µg/L gefunden. Während für Sulfonate (PFBS und PFOS) oberhalb von Schwerte Mediangehalte unter der Bestimmungsgrenze ermittelt werden, können Perfluorbutanoat (PFBA), Perfluorhexanoat (PFHxA) und Perfluorpentanoat (PFPA) unterhalb der Lennemündung bzw. ab Schwerte im Mittel nur unter der Bestimmungsgrenze detektiert werden (Tabelle 16.4).

Wie bereits 2012 unterschreitet in den 4 Untersuchungen des Jahres 2013 die maximale Summenkonzentration aller 13 analysierten PFC den Wert von 0,075 µg/L. Zu den PFC-Summenkonzentrationen tragen im Jahr 2013 die Verbindungen PFOA und PFOS im Mittel zu ca. 50 % bei. Dabei werden in den oberstromigen Messstellen Meschede und Arnsberg fast nur Befunde für PFOA und PFOS festgestellt. Die maximale Summe der PFOA- und PFOS-Gehalte beträgt im Jahr 2013 0,035 µg/L. Die perfluorierte Verbindung mit den meisten Positivbefunden, PFOA, nimmt in der Konzentration im Verlauf des Monitorings seit 2008 ab (Bild 16.3). Der Rückgang fällt im Bereich der oberen und mittleren Ruhr deutlicher aus als an der unteren Ruhr, wo generell Mediankonzentrationen unter 0,02 µg/L beobachtet werden. Für den Betrachtungszeitraum 2012/2013 werden in Arnsberg und unterhalb der Lenne-Mündung vor Hagen nur Medianwerte unter der Bestimmungsgrenze ermittelt.

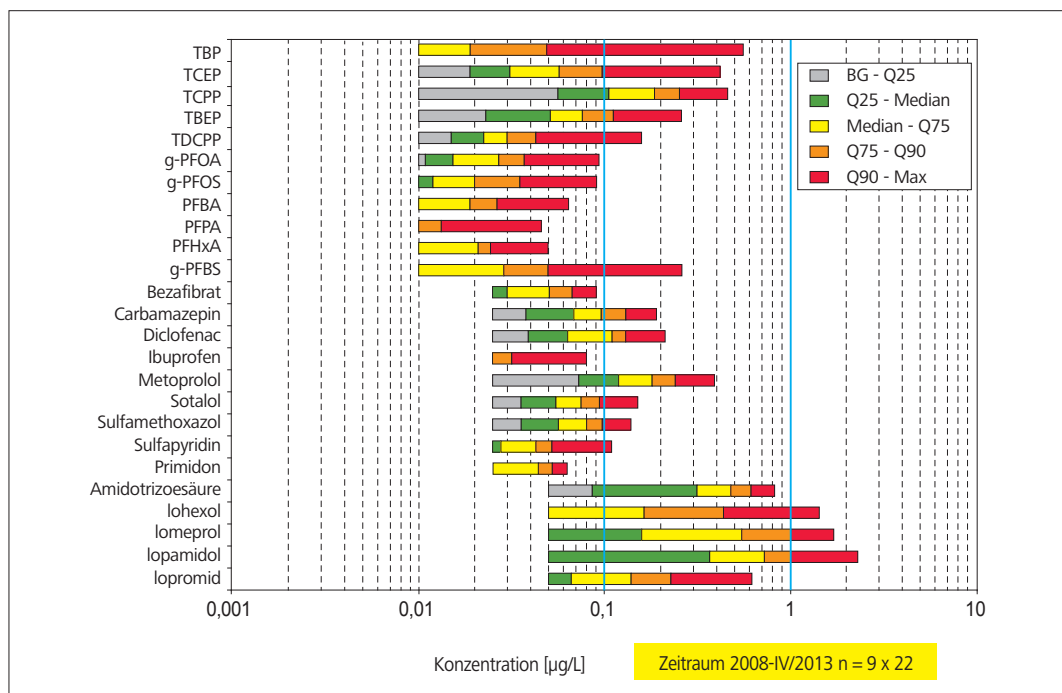


Bild 16.2: Analysen-Ergebnisse für ausgewählte Stoffe (Anteil Positivbefunde > 20 %)

Fig. 16.2: Analytical results for substances with over 20 % of results above the quantification limit

Tabelle 16.4: Ergebnisübersicht der Mediangehalte [$\mu\text{g/L}$] in den einzelnen Probenahmestellen ($k = 22$, Essen $k = 21$). Abkürzungen vgl. Tabelle 16.2. Grün: Konzentration $< \text{BG}$, hellgelb: $0,09 \mu\text{g/L} < \text{Konzentration} \leq 0,1 \mu\text{g/L}$, gelb: $0,1 \mu\text{g/L} < \text{Konzentration} \leq 0,5 \mu\text{g/L}$, orange $0,5 \mu\text{g/L} < \text{Konzentration}$. Werte $< \text{BG}$ werden für die Berechnung mit $0,5 * \text{BG}$ angesetzt
 Table 16.4: Median concentrations [$\mu\text{g/L}$] in every sampling point ($k = 22$) abbreviations cf. table 16.2. Green: concentration $< \text{BG}$, pale yellow: $0,09 \mu\text{g/L} < \text{concentration} < 0,1 \mu\text{g/L}$, yellow: $0,1 \mu\text{g/L} < \text{concentration} < 0,5 \mu\text{g/L}$, orange: $0,5 \mu\text{g/L} < \text{concentration}$. Calculation considered values $< \text{BG}$ with $0,5 * \text{BG}$

| Median Konzentration [$\mu\text{g/L}$] $k = 22$ 07/2008 – 10/2013 | | | | | | | | | | |
|---|-------------------|------------------|----------|---------|-------------|----------|-------|--------|-------|---------|
| Lfd. Nr. | Stoff | Probenahmestelle | | | | | | | | |
| | | Meschede | Arnsberg | Wickede | Fröndenberg | Schwerte | Hagen | Bochum | Essen | Mülheim |
| 1 | TBP | < BG | < BG | 0,014 | 0,017 | 0,011 | < BG | < BG | 0,011 | < BG |
| 2 | TCEP | 0,018 | 0,026 | 0,030 | 0,020 | 0,045 | 0,029 | 0,069 | 0,045 | 0,030 |
| 3 | TCPP | 0,032 | 0,030 | 0,090 | 0,190 | 0,118 | 0,108 | 0,177 | 0,172 | 0,196 |
| 4 | TBEP | < BG | < BG | 0,051 | 0,059 | 0,061 | 0,053 | 0,070 | 0,072 | 0,066 |
| 5 | TD CPP | 0,029 | 0,019 | 0,020 | 0,019 | 0,021 | 0,014 | 0,027 | 0,026 | 0,025 |
| 6 | g-PFOA | 0,034 | 0,021 | 0,024 | 0,024 | 0,020 | 0,011 | 0,012 | 0,011 | < BG |
| 7 | g-PFOS | < BG | < BG | < BG | < BG | 0,015 | 0,02 | 0,018 | 0,016 | 0,0155 |
| 8 | PFBA | < BG | < BG | 0,016 | 0,015 | 0,0135 | < BG | < BG | < BG | < BG |
| 9 | PFPA | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG |
| 10 | PFHxA | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG |
| 11 | g-PFBS | < BG | < BG | < BG | < BG | 0,019 | 0,022 | 0,020 | 0,018 | 0,015 |
| 12 | Bezafibrat | < BG | < BG | 0,028 | < BG | 0,044 | 0,038 | 0,054 | 0,056 | 0,051 |
| 13 | Carbamazepin | 0,043 | 0,030 | 0,062 | 0,057 | 0,079 | 0,074 | 0,097 | 0,100 | 0,125 |
| 14 | Diclofenac | 0,095 | 0,028 | 0,058 | 0,061 | 0,102 | 0,057 | 0,083 | 0,078 | 0,088 |
| 15 | Metoprolol | 0,075 | 0,041 | 0,115 | 0,110 | 0,160 | 0,110 | 0,180 | 0,220 | 0,225 |
| 16 | Sotalol | 0,048 | 0,026 | 0,055 | 0,052 | 0,061 | 0,049 | 0,068 | 0,074 | 0,078 |
| 17 | Sulfamethoxazol | 0,044 | 0,028 | 0,048 | 0,045 | 0,068 | 0,057 | 0,083 | 0,087 | 0,094 |
| 18 | Sulfapyridin | < BG | < BG | < BG | < BG | 0,050 | 0,029 | 0,041 | 0,039 | 0,030 |
| 19 | Amidotrizoessäure | < BG | < BG | 0,200 | 0,200 | 0,345 | 0,350 | 0,480 | 0,500 | 0,530 |
| 20 | Iohexol | < BG | < BG | < BG | < BG | < BG | 0,075 | 0,170 | 0,180 | 0,450 |
| 21 | Iomeprol | < BG | < BG | 0,087 | 0,089 | 0,250 | 0,245 | 0,615 | 0,790 | 0,635 |
| 22 | Iopamidol | < BG | < BG | 0,855 | 0,695 | 0,580 | 0,370 | 0,420 | 0,430 | 0,625 |
| 23 | Iopromid | < BG | < BG | < BG | 0,063 | 0,060 | 0,155 | 0,130 | 0,160 | 0,150 |

Für 5 Pharmaka werden an allen Probenahmestellen Mediangehalte über der Bestimmungsgrenze ermittelt (Tabelle 16.4). Mediangehalte über $0,1 \mu\text{g/L}$ treten jedoch außer für Metoprolol selten auf. Bei den RKM sind Amidotrizoessäure und Iopamidol bereits ab Wickede mit Mediankonzentrationen über $0,1 \mu\text{g/L}$ zu finden. Oberhalb von Wickede liegen mittlere RKM-Konzentrationen fast immer unter der Bestimmungsgrenze.

Für einige Pharmaka (z.B. Metoprolol) und Röntgenkontrastmittel (z.B. Iopamidol) wirkt der Lennezufluss zunächst konzentrationsmindernd. Der Wiederanstieg der mittleren Konzentrationen im weiteren Ruhrverlauf zeigen jedoch neue, zusätzliche Einträge an.

Die 90-Perzentilwerte (Q90) ergeben für 13 der 23 Substanzen an allen Probenahmestellen Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze. An jeder Probenahmestelle werden für einzelne Stoffe

Q90-Werte über $0,1 \mu\text{g/L}$ ermittelt, wobei deren Anzahl ab Wickede deutlich ansteigt. In Mülheim überschreiten die Q90-Werte für insgesamt 12 Stoffe den Wert von $0,1 \mu\text{g/L}$ (TCPP, TBEP, Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol, Sotalol, Sulfamethoxazol, Amidotrizoessäure, Iohexol, Iomeprol, Iopamidol, Iopromid). Im Ruhrverlauf wird erstmalig bei Wickede für das RKM Iopamidol ein Q90-Wert über $1 \mu\text{g/L}$ ermittelt.

In den Jahren 2007 bis 2012 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 [16.3-16.9].

Diese Konzentrationsangaben beziehen sich auf Oberflächenwasser, das noch nicht zu Trinkwasser aufbereitet ist. Dennoch wer-

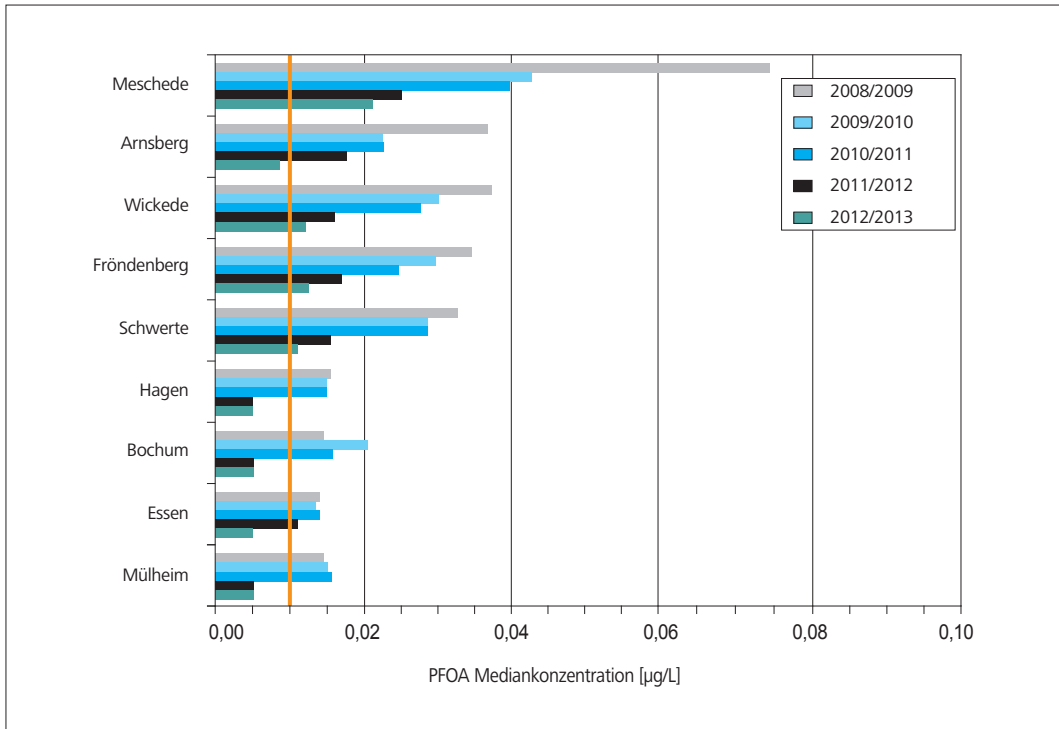


Bild 16.3: Jährliche Mediankonzentrationen von PFOA an den Untersuchungsstellen
 Fig. 16.3: Annual median concentration of PFOA at the sampling points

den zur Bewertung der Konzentrationen im Oberflächenwasser sowohl allgemeine Vorsorgewerte für Trinkwasser (0,1 µg/L, VW) als auch gesundheitsbasierte Orientierungswerte (GOW, oberer Vorsorgewert für einen lebenslangen unbedenklichen Trinkwassergenuss, Warnwert) sowie die toxikologisch begründete Leitwerte (LW, lebenslanger unbedenklicher Trinkwassergenuss, Besorgniswert) herangezogen [16.10, 16.11]. Eine Zusammenstellung der entsprechenden Werte für die betrachteten Substanzen gibt Tabelle 16.5. Eine Verknüpfung für Stoffgruppen oder Summenparameter erfolgt in Anlehnung an TRGS 402 [16.12] über einen Bewertungsindex. Hierfür werden die gefundenen Konzentrationen durch die jeweiligen GOW, LW oder VW geteilt. Die erhaltenen Bewertungsquotienten werden aufsummiert. Eine Bewertungssumme unter 1 bedeutet eine unbedenkliche Nutzungsmöglichkeit der Wasserressource.

Maximale Bewertungsindizes für die Untersuchungen des AWWR-Monitorings aus dem Vergleich der im Oberflächenwasser gefundenen Konzentrationen und den GOW bzw. LW liegen außer für einige RKM (Iopamidol, Iomeprol, Iohexol) unter 1. Diese maximalen Bewertungsindizes beruhen nicht auf Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2012 und 2013, sondern treten bei früheren Analysen auf. Folgende Parameter schöpfen die GOW bzw. LW zu mehr als 10 % aus: Summe von Perfluorooctanoat und Perfluorooctansulfonat sowie TCPP, Diclofenac und Carbamazepin. Bereits das nicht aufbereitete Oberflächenwasser hält die einschlägigen GOW bzw. LW für Trinkwasser ein.

Ein Vergleich der im Oberflächenwasser festgestellten Konzentrationen mit dem allgemeinen Vorsorgewert von 0,1 µg/L für Trinkwasser ergibt für folgende Stoffe Werte über 1: TCPP, Summe

[16.3] 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).
 [16.4] Ruhrverband: Organische Spurenstoffe in der Ruhr.- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhrgütebericht 2007.- Gevelsberg, Essen, 66-75 (2008).
 [16.5] Ruhrverband: Organische Spurenstoffe in der Ruhr.- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhrgütebericht 2009.- Schwerte, Essen, 73-86 (2010).
 [16.6] Ruhrverband: Die PFT-Situation im Jahr 2009.- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhrgütebericht 2009.- Schwerte, Essen, 91-98 (2010).
 [16.7] Ruhrverband: Organische Mikroverunreinigungen in der Ruhr.- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhrgütebericht 2010.- Schwerte, Essen, 72-85 (2011).
 [16.8] LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2011): Verbreitung von PFT in der Umwelt.- LANUV-Fachbericht 34, Recklinghausen, 115 S..

[16.9] Ruhrverband: Organische Mikroverunreinigungen in der Ruhr.- in: Ruhrverband & AWWR (Hg.): Ruhrgütebericht 2012.- Schwerte, Essen, 80-98 (2013).
 [16.10] Dieter, H.H.: Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte - Definitionen und Festlegungen mit Beispielen aus dem UBA.- Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Stand: 16.12.2011; http://www.umweltdaten.de/wasser/themen/trinkwassertoxikologie/grenzwerte_leitwerte.pdf (2011)
 [16.11] LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen): Bewertungsmaßstäbe für PFT-Konzentration in NRW.- siehe auch: <http://www.lanuv.nrw.de/pft/pft-bewertung.htm>, Stand: 09.03.11 (2009)
 [16.12] TRGS (technische Regeln für Gefahrstoffe): TRGS 402 – Ermitteln und Beurteilen der Gefährdungen bei Tätigkeiten mit Gefahrstoffen: Inhalative Exposition.- GMBL. 2010 (12), 231-253 (2010).

Tabelle 16.5: Zusammenstellung von Vorsorgewerten (VW), gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW), Leitwerten (LW). Abkürzungen vgl. Tabelle 16.2, n.v. – nicht vorhanden

Table 16.5: Precautionary values (VW), health oriented values (GOW), guidance values (LW) abbreviations cf. table 16.2. VW – precautionary value, GOW – precautionary value for life-time, harmless drinking water consumption, LW – toxicologically based guidance value for life-time, harmless drinking water consumption, n. v. – not available

| Stoff | VW [µg/L] | GOW [µg/L] | LW [µg/L] |
|--------------|--------------|---------------|--------------|
| TCPP | ≤ 0,1 | 1 | 20 |
| PFOA | ≤ 0,1 | – | 0,3 |
| PFOS | | – | |
| PFBA | ≤ 0,1 | – | 7 |
| PFBS | ≤ 0,1 | 3 | n.v. |
| PFPA | ≤ 0,1 | 3 | n.v. |
| PFPS | ≤ 0,1 | 1 | n.v. |
| PFHxA [2] | ≤ 0,1 | 1 | n.v. |
| PFHxS [2] | ≤ 0,1 | 0,3 | n.v. |
| PFHpA [2] | ≤ 0,1 | 0,3 | n.v. |
| PFHpS [3] | ≤ 0,1 | 0,3 | n.v. |
| Carbamazepin | ≤ 0,1 | 0,3 | n.v. |
| Diclofenac | ≤ 0,1 | – | 1,75 |
| RKM [4] | ≤ 0,1 | 1 | n.v. |

PFOA und PFOS, PFBS, Carbamazepin, Diclofenac und mehrere RKM. Zusätzlich zu den vorher genannten sind dies Amidotrizoesäure und Iopromid. Für diese Stoffe wird im nicht aufbereiteten Oberflächenwasser der allgemeine Vorsorgewert nicht eingehalten.

Abflussbetrachtung

Für die Betrachtung des Ruhrabflusses an den Probenahmestellen werden Abflusspegel einbezogen, die in der Nähe der Probenahmestellen liegen. Im Mittel liegen die Abflusspegel 3,4 km unterhalb der Probenahmestellen (Tabelle 16.1). Die mittleren Abflüsse im gesamten Probenahmezeitraum zwischen Juli 2008 und Dezember 2013 fallen niedriger aus als die langjährigen Mittelwerte.

Die Tagesabflüsse an den Probenahmetagen betragen zumeist zwischen 22 und 162 % des langjährigen mittleren Abflusses (MQ) an den berücksichtigten Pegeln. Die Probenahmen im Januar 2011 und im Januar 2012 erfolgten jedoch bei Hochwasser, so dass die Abflüsse am Probenahmetag bis zu 6,7*MQ(langjährig) darstellten. Zumeist liegen die Abflüsse an den Probenahmetagen jedoch in der Größenordnung von ca. 0,5 *MQ(langjährig). An diesen Probenahme-Tagen wird der Abfluss in der Ruhr durch gereinigtes Abwasser mit geprägt sein. Eine sehr gute Korrelation zwischen Abfluss und Konzentrationshöhe wird dennoch nur ausnahmsweise gefunden.

Frachtbetrachtung

Tagesfrachten für die einzelnen Parameter nehmen mit Ausnahme der Stoffe, die unterhalb der Lennemündung nicht häufig mit Gehalten über den Bestimmungsgrenzen gefunden werden (z.B. PFBA), in der Regel von den oberstromigen Probenahmestellen zu den unterstromigen deutlich zu. Konzentrationsabnahmen, wie sie für einzelne Parameter nach dem Zufluss der Lennemündung festzustellen sind, werden in der Regel durch die stärkere Zunahme des Abflusses kompensiert (Tabelle 16.6). Bei der Berechnung der Tagesfrachten werden Konzentrations-Befunde < BG nicht berücksichtigt.

Im Mittel liegen die Tagesfrachten einzelner Verbindungen in den oberstromigen Messstellen - Meschede und Arnsberg - unter 40 g/d. Ab Wickede ruhrabwärts nehmen die Untersuchungsparameter zu, bei denen die mittlere Tagesfracht je Einzelstoff 100 g/d übersteigt. In Mülheim sind dies dann 14 von 21 relevanten Stoffen.

Mittlere Frachten über 1 kg/d werden für verschiedene RKM in Hagen und unterhalb gefunden. In Mülheim trifft dies auf 4 von 5 relevanten RKM zu (Tabelle 16.6). Mittlere Tagesfrachten für einzelne PFC liegen unter 100 g/d.

Aus den jährlichen 4 Probenahmen und den ermittelten Tagesfrachten kann der Transport während des gesamten Jahres geschätzt werden. Bei den PFC werden niedrige Jahresfrachten teilweise deutlich unter 20 kg/a je Einzelsubstanz ermittelt. Für die FSM steigt die Jahresfracht von einigen Kilogramm in Meschede auf etwa 200 kg/a in Mülheim. Bei den relevanten Pharmaka ist ebenfalls eine Zunahme von einigen Kilogramm in Meschede auf ca. 150 kg/a in Mülheim zu verzeichnen. Für Metoprolol erreicht die Jahresfracht in Mülheim einen Wert von ca. 370 kg/a. Einzelne RKM (Iomeprol, Iopamidol) werden mit ca. 1.000 kg/a in der Ruhr bei Mülheim abgeschätzt.

Fazit

Mit den Proben im Jahr 2013 wurden im Monitoring auf organische Spurenstoffe das Oberflächenwasser der Ruhr an 9 Probenahmestellen insgesamt 22 Mal (in Essen 21 Mal) untersucht. Das Untersuchungsspektrum umfasst 42 Substanzen aus den Stoffgruppen phosphororganische Flammenschutzmittel, perfluorierte Kohlenstoffverbindungen, ausgewählte Humanpharmaka sowie Röntgenkontrastmittel.

Soweit gesundheitliche Orientierungswerte für einzelne Stoffe als Vorsorgewerte für den menschlichen Trinkwassergenuss formuliert wurden, werden diese zumeist bereits im nicht aufbereiteten Oberflächenwasser eingehalten. Lediglich bei Röntgenkontrastmitteln werden diese Vorsorgewerte im Oberflächenwasser mehrfach überschritten.

Insgesamt 15 Verbindungen aus allen Stoffgruppen wurden bisher entweder gar nicht oder nur vereinzelt im Oberflächenwasser gefunden. Mittlere Konzentrationen übersteigen außer für RKM nur

Tabelle 16.6: Ergebnisübersicht der Mediane von Tagesfrachten [g/d]. Abkürzungen vgl. Tabelle 16.2. Für die Frachtermittlung werden Konzentrationen unter der BG nicht berücksichtigt. Hellgelb: 100 < Tagesfracht < 500, Dunkelgelb: 500 < Tagesfracht < 1.000, Orange: 1.000 < Tagesfracht; grün: Median Tagesfracht = 0
 Table 16.6: Median of daily loads [g/d]. abbreviations cf. table 16.2. Load calculation do not consider concentrations below BG. Pale yellow: 100 < daily load < 500, yellow: 500 < daily load < 1.000, orange: 1.000 < daily load; green: median daily load = 0

| Median Tagesfracht [g/d] 07/08 – 10/13 | | | | | | | | | |
|--|-------------------|------------------|----------|---------|----------|-------|--------|-------|---------|
| Lfd. Nr. | Stoff | Probenahmestelle | | | | | | | |
| | | Meschede | Arnsberg | Wickede | Schwerte | Hagen | Bochum | Essen | Mülheim |
| 1 | TBP | | | 21 | 10 | | 14 | 35 | 14 |
| 2 | TCEP | 8 | 14 | 42 | 60 | 92 | 226 | 165 | 133 |
| 3 | TCCP | 12 | 19 | 109 | 147 | 379 | 511 | 536 | 611 |
| 4 | TBEP | | 3 | 73 | 100 | 212 | 233 | 288 | 261 |
| 5 | TDCCP | 10 | 13 | 28 | 26 | 53 | 84 | 83 | 99 |
| 6 | g-PFOA | 13 | 14 | 32 | 27 | 26 | 40 | 26 | 15 |
| 7 | g-PFOS | | | | 26 | 60 | 70 | 62 | 64 |
| 8 | PFBA | 2 | | 22 | 15 | | | | |
| 9 | g-PFBS | | | | 26 | 57 | 55 | 57 | 53 |
| 10 | Bezafibrat | | | 28 | 39 | 91 | 160 | 153 | 173 |
| 11 | Carbamazepin | 16 | 16 | 73 | 84 | 221 | 315 | 319 | 394 |
| 12 | Diclofenac | 35 | 22 | 80 | 108 | 199 | 283 | 288 | 277 |
| 13 | Metoprolol | 29 | 26 | 148 | 167 | 328 | 603 | 638 | 793 |
| 14 | Sotalol | 20 | 13 | 63 | 70 | 129 | 217 | 228 | 258 |
| 15 | Sulfamethoxazol | 19 | 12 | 58 | 74 | 149 | 248 | 251 | 297 |
| 16 | Sulfapyridin | | | 15 | 45 | 76 | 113 | 103 | 89 |
| 17 | Amidotrizoessäure | | 30 | 298 | 367 | 1043 | 1509 | 1492 | 1804 |
| 18 | Iohexol | | | | | 195 | 549 | 580 | 1840 |
| 19 | Iomeprol | | | 97 | 222 | 897 | 2560 | 2680 | 3051 |
| 20 | Iopamidol | | | 882 | 507 | 1234 | 1481 | 1511 | 2240 |
| 21 | Iopromid | | | | 61 | 442 | 603 | 569 | 612 |

für Metoprolol den Wert von 0,1 µg/L. Die Muster der Befunde in den verschiedenen Monitoringabschnitten zwischen 2008 und 2013 sind sowohl hinsichtlich der Auftretenshäufigkeit als auch hinsichtlich der gefundenen Konzentrationshöhen einander ähnlich.

Die mittleren Tagesfrachten der Einzelsubstanzen liegen in Meschede und Arnsberg noch unter 40 g/d. Ab Wickede werden ruhrabwärts zunehmend für mehrere Stoffe mittlere Tagesfrachten über 100 g/d ermittelt. Mittlere Frachten über 1 kg/d werden nur für RKM unterhalb der Lennemündung beobachtet.

In der Regel liegen die Abflüsse an den Probenahmetagen ca. bei der Hälfte der langjährigen mittleren Abflüssen.

17 Hochwasserschutzmaßnahmen zur Sicherung der Wassergewinnungsanlage Langel

Thomas Kroll, Stadtwerke Arnsberg GmbH, Arnsberg;
Friedrich Klauke, Ingenieurgesellschaft Gierse –
Klauke mbH, Meschede

Allgemeines

Der Wasserbeschaffungsverband Arnsberg betreibt an der Ruhr in Meschede-Freienohl die Wassergewinnungs- und Aufbereitungsanlage Langel. Zur Versorgung von rund 28.500 Einwohnern im östlichen Stadtgebiet von Arnsberg beziehen die Stadtwerke Arnsberg jährlich ca. 1,45 Mio. m³ Trinkwasser vom Wasserbeschaffungsverband Arnsberg.

Veranlassung zum Bau des Hochwasserschutzes

In der Wassergewinnungsanlage wird über sechs Langsandsandfilterbecken und 32 Kiesfilterbrunnen (Heberbrunnen), die in zwei Brunnengalerien unterteilt sind, künstlich angereichertes Grundwasser, Uferfiltrat der Ruhr sowie in geringem Umfang natürliches Grundwasser gewonnen und zur weitergehenden Trinkwasseraufbereitung gefördert.

Ein Teil der Wassergewinnungsanlage, die innere Brunnengalerie und die Anreicherungsbecken, wurden bereits von einem Deich gegen Überflutung bei Hochwasserereignissen geschützt. Die äußere Brunnengalerie lag ungeschützt im Vorlandbereich der Ruhr. In der Vergangenheit wurde das Vorland bei starken Regenereignissen oder bei einsetzender Schneeschmelze im Hochsauerland häufig überschwemmt. Besonders kritisch waren die Hochwasserereignisse, bei denen nicht nur die ufernahen Bereiche des Vorlandes, sondern auch die äußere Brunnengalerie überflutet wurden. Bei diesen Ereignissen kam es häufig zu massiven Verunreinigungen des Rohwassers, da das Ruhrwasser, wie bei einem „Kurzschlusseffekt“ von oben und auf kurzem Wege in die Brunnen gelangte ohne die sonst wirksamen Filterstrecke zwischen dem Ruhrufer und den Heberbrunnen zu durchlaufen (Bild 17.1):

Im Rahmen eines Multibarrierenkonzeptes sollte das hygienische Risiko durch Überflutungen vermieden werden. Neben der Erweiterung der Wasseraufbereitungstechnik in den Jahren 2010 – 2012 sollen mit dieser Hochwasserschutzmaßnahme schädigende Einflüsse durch belastetes Ruhrwasser bereits im Vorfeld verhindert werden, um einen höchstmöglichen Schutz des Trinkwassers vor Verunreinigungen sicher zu stellen.

Planungsziele

Die Errichtung eines zweiten Hochwasserschutzdeiches zwischen der Ruhr und der bislang nicht eingedeichten äußeren Brunnengalerie dient der Sicherung der öffentlichen Wasserversorgung. Indem die Wassergewinnungsanlage bei Hochwasserereignissen vor Verunreinigungen geschützt wird, sollen bestehende infektiö-



Bild 17.1: Hochwasser 2011
Fig. 17.1: Floods 2011

gienische Risiken vermindert und die Trinkwasserqualität gesichert werden.

Die Anlage eines weiteren Hochwasserschutzdeiches vor der uferseitigen Heberbrunnengalerie führt unweigerlich zu einem Verlust an Retentionsraum für den Flusslauf – und damit von Flächen, auf denen sich bei Hochwasserereignissen das Wasser ausbreiten und verzögert abfließen kann. Daher mussten im Zuge der Planung auch die Belange des Hochwasserschutzes berücksichtigt werden, die Entstehung nachteiliger Hochwasserfolgen vermieden bzw. der Verlust an Retentionsraum ausgeglichen werden.

Als Maßnahme im unmittelbaren Vorland der Ruhr greift der Deichbau zudem in das Ökosystem im Gewässerrandbereich ein. Die Auswirkungen der Maßnahme auf die Funktions- und Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und auf die Qualität als Lebensraum für Tiere und Pflanzen mussten deshalb immer auch Gegenstand der Betrachtung sein. Es galt hier, Beeinträchtigungen und nachteilige Entwicklungen zu vermeiden bzw. – soweit diese nicht zu vermeiden waren – für einen Ausgleich Sorge zu tragen.

Hochwasserschutzmaßnahmen

Deichbau:

Eine Überflutung der Wassergewinnungsanlage birgt ein hohes Schadenspotential, da bei einer Verkeimung der Brunnen die Förderung eingestellt werden muss. Um der Bedeutung des Trinkwasserschutzes gerecht zu werden, wurde in Abstimmung mit den beteiligten Behörden das statistisch nur alle 1.000 Jahre wiederkehrende Hochwasserereignis HQ1.000 als maßgeblich für die Dimensionierung des Deiches angesetzt (Bild 17.2).

Der Deich weist, bezogen auf die Wasserspiegellage des 1.000-jährigen Hochwasserereignisses, mit einer Höhe von ca. 1,80 m ein Freibord von mindestens 50 cm auf. In Längsrichtung

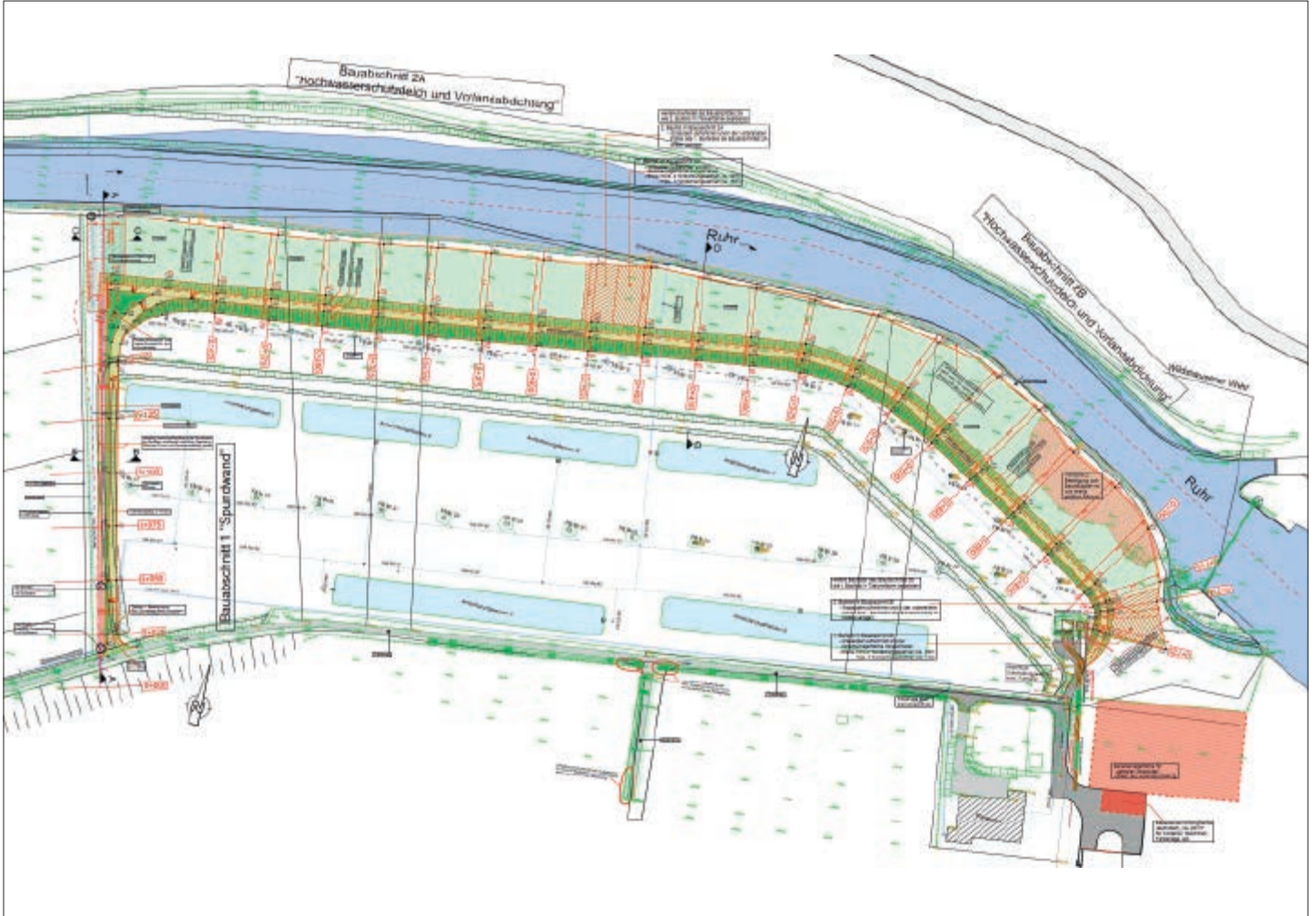


Bild 17.2: Lageplan
 Fig. 17.2: Location map

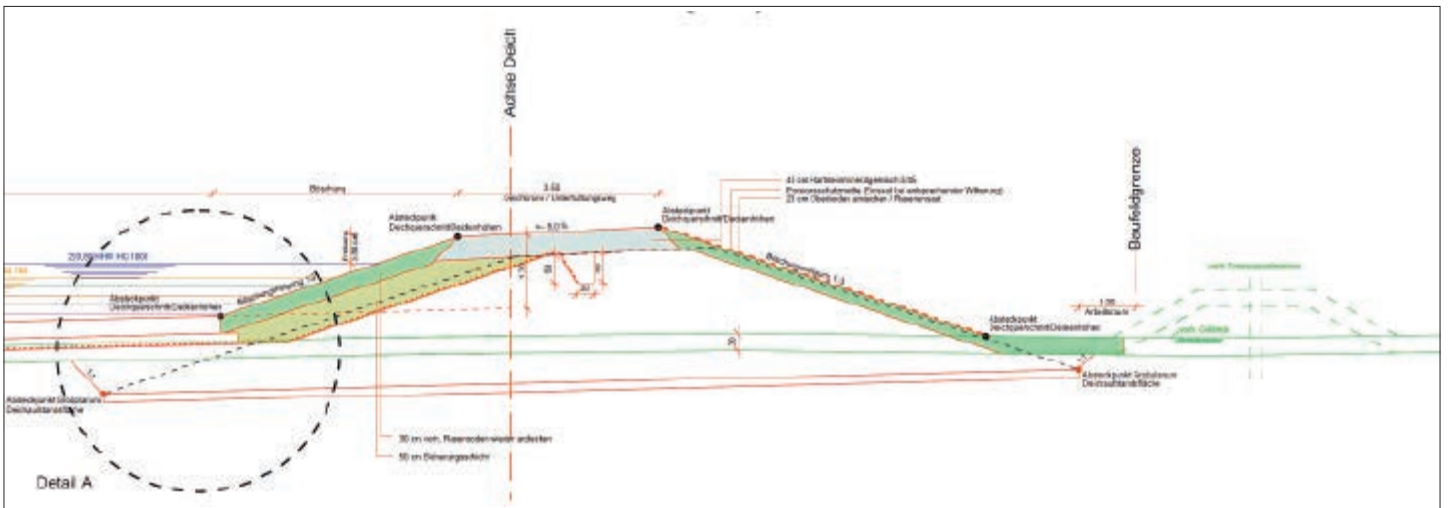


Bild 17.3: Querprofil Deich
 Fig. 17.3: Cross profile of the dyke



Bild 17.4: Fertiggestellter Deich
Fig. 17.4: Completed dyke

verläuft der Deich mit einer Neigung von 0,00 bis 0,25 %. Dies entspricht etwa dem Geländeverlauf sowie der Entwicklung der berechneten Wasserspiegellagen (Bild 17.3).

Auf der Deichkrone wurde ein rund 3,50 m breiter Unterhaltungsweg angelegt, der witterungsunabhängig befahrbar ist. Wasser- und luftseitig hat der Deich eine Böschungsneigung von 1:3 (Bild 17.4).

Der Grundaufbau des Deiches orientiert sich an der Prinzipskizze aus der DWA-M 507-1 für Deiche mit unvollkommener Dichtung. An der Wasserseite verhindern geosynthetische Tondichtungsbahnen, dass das Wasser in den Deich einsickert. Die Dichtungswirkung wird durch das Aufquellen des Bentonites bei Feuchtigkeit erreicht. Die Dichtungsbahnen haben eine Breite von 5,00 m und wurden in den Übergangsbereichen mit 30 cm Überlappung verlegt, um eine effektive Abdichtung sicher zu stellen. Die Dichtungsbahn wurde in der Deichkrone 50 cm tief verankert, um ein Verrutschen der Dichtungsbahnen zu verhindern.

Es erfolgte keine senkrechte Verlängerung der Dichtung bis in tiefer liegende, wasserundurchlässige Bodenschichten, da der Deich nur eine oberirdische Hochwasserschutz-Funktion erfüllen soll. Für den Betrieb der Wassergewinnungsanlage ist es erforderlich, dass

das Uferfiltrat der Ruhr in den durchlässigen Bodenschichten (Ruhrsotter) unter dem Deich hindurch zu den Brunnen strömen kann.

Der Stützkörper des Deiches wurde aus lehmigen Böden mit Grobkornbeimengungen errichtet. Aufgrund der ausreichenden Durchlässigkeit des Bodens kann ggf. in den Deichkörper eindringendes Sickerwasser auf der Luftseite schadlos abgeführt werden. Aus dem Deichkörper heraus kann das Wasser zudem auch in den Untergrund versickern. Ein separater luftseitig angeordneter, stark durchlässiger Drainkörper war nicht erforderlich.

Vorlandabdichtung:

Die Vorlandabdichtung auf einer Fläche von rund 16.000 m² verhindert zukünftig, dass belastetes Wasser bei Hochwasserereignissen im Bereich des Vorlandes versickert und somit auf verkürztem Sickerweg mit entsprechend geringerer Filterwirkung zu den Brunnen gelangen kann (Bild 17.5).

Je Baufeld wurde im ersten Arbeitsgang die Grassoden des Vorlandes mit einer Stärke von ca. 30 cm aufgenommen und im vorhergegangenen Bau Feld direkt wieder eingebaut (Bild 17.6).



Bild 17.6: Absetzen der Grassoden
Fig. 17.6: Placing of the sods

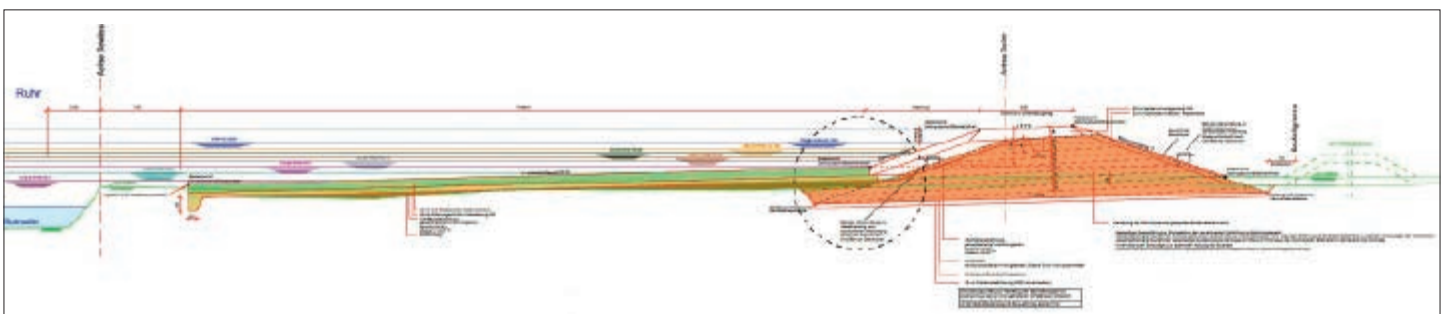


Bild 17.5: Querprofil Vorlandabdichtung
Fig. 17.5: Cross profile of the sealing



Bild 17.7: Herstellen der Vorlandabdichtung
Fig. 17.7: Production of the sealing

Anschließend wurde das Gelände mit einer Neigung von 2,5 % zur Ruhr hin profiliert. Auf dem profilierten Planum erfolgte die Abdichtung. Wie beim Deichbau wurden dazu geosynthetische Tondichtungsbahnen aufgebracht, deren Bestandteile keine negativen Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit haben. Eine 20 cm dicke Schicht aus Vorabsiebung 0/32 schützt die

Dichtungsbahnen vor Punktbelastungen, anderen mechanischen Einwirkungen wie z.B. durch Wühltiere und Durchwurzelung. Auf der Sicherungsschicht wurden die Grassoden wieder angelegt (Bild 17.7).

Während der Hochwasserereignisse kann belastetes Ruhrwasser in die Grassoden und die darunter liegende Sicherungsschicht eindringen. Die Dichtungsbahnen verhindern jedoch ein tieferes Einsickern bis in das Grundwasser. Eine Verkürzung des Sickerweges zu den Brunnenanlagen wird somit verhindert. Stattdessen fließt das Wasser auf der mit 2,5 % geneigten Dichtung des Vorlandes zur Ruhr hin ab.

Spundwandarbeiten:

Auf der Westseite ist das Grundstück der Wassergewinnungsanlage nicht groß genug, um dort neben dem Deichbau auch die Vorlandabdichtung auf einer Breite von ca. 27 m durchzuführen. Ohne die Vorlandabdichtung würde der Deich zwar vor Hochwasser schützen, könnte aber die Verkürzung des Sickerweges von ggf. verkeimtem Ruhrwasser zu den Brunnen nicht verhindern. Da der Wasserbeschaffungsverband Arnberg keine Einigung mit dem Eigentümer der benachbarten Flächen erzielen konnte, war auf der Westseite eine platzsparende Lösung erforderlich (Bild 17.8).

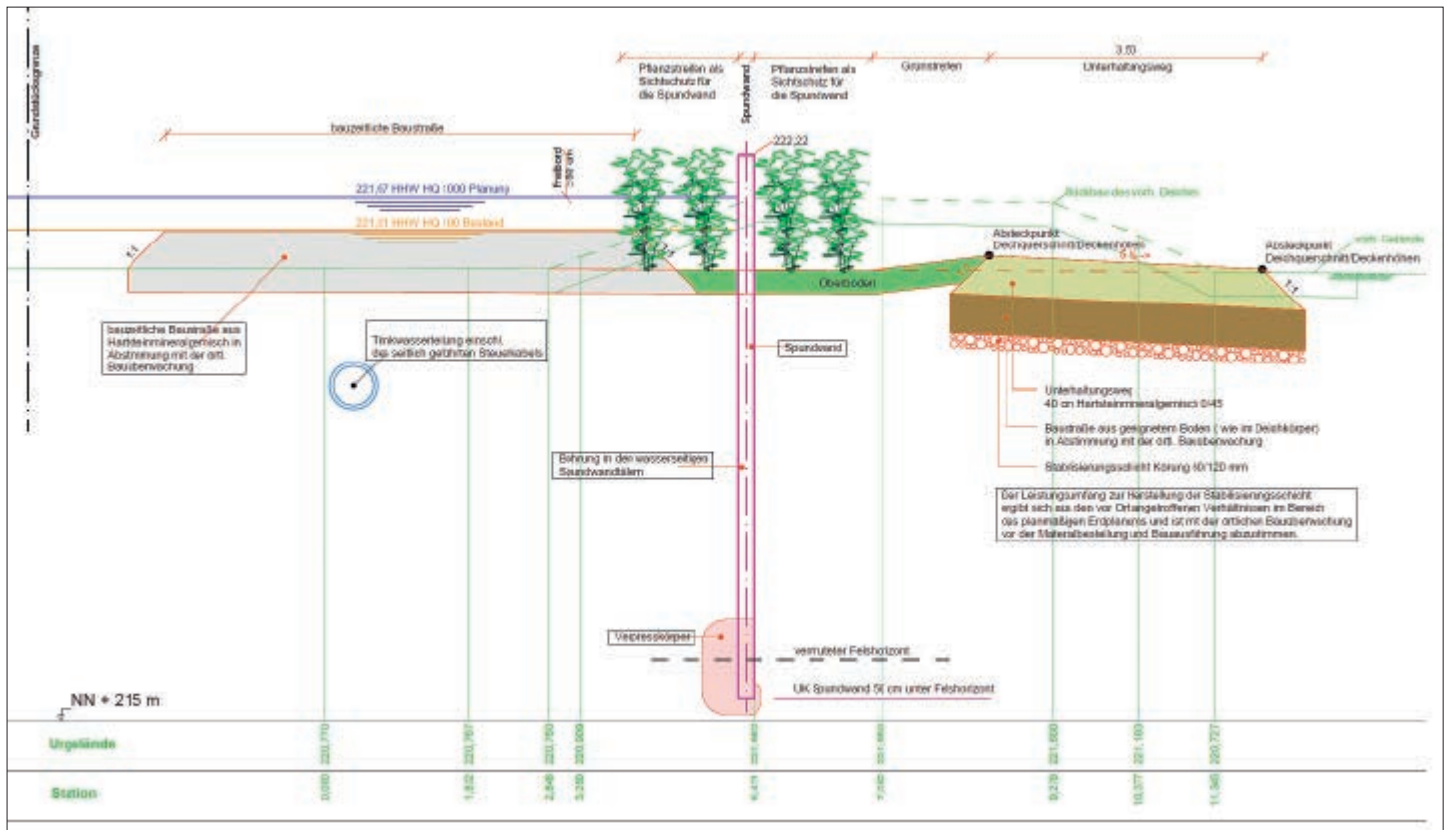


Bild 17.8: Querprofil Spundwand
Fig. 17.8: Cross profile of the sheet pile wall



Bild 17.9: Rammen der Spundwand
Fig. 17.9: Ramming of the sheet pile wall

Ein separates Bodengutachten ergab, dass eine Spundwand die Anforderungen einer dauerhaft dichten Vertikalabdichtung mit möglichst geringer Störung des Bodens am besten erfüllt (Bild 17.9).

Gemäß dem Grundwassermodell für die Wassergewinnungsanlage erfolgt nur ein geringer Anteil des Zustromes zur Wassergewinnung aus westlicher Richtung. Ein Versiegen dieses Zustromes hat keine nennenswerten Auswirkungen auf die möglichen Wasserfördermengen. Gleichzeitig wird aber verhindert, dass belastetes Ruhrwasser bei Hochwasserereignissen auf kurzem Weg zu den Brunnen gelangt und diese bakteriell kontaminieren könnte.

Die Spundwand wurde bis etwa 50 cm unter den in 3 – 5 m Tiefe anstehenden Felshorizont in den Boden gerammt, um einen möglichst dichten Verbund zwischen dem Sandstein und der Spundwand zu erreichen. Die oberflächige Verwitterung des Sandsteines, Gesteins-Abplatzungen durch das Einrammen der Spundwand sowie Unebenheiten im Felshorizont können dafür sorgen, dass die Spundwand auf dem Fels nicht dicht abschließt. Auf der Wasserseite der Spundwand wurden daher in regelmäßigen Abständen Bohrungen durchgeführt. Durch diese Bohrungen wurde der Übergangsbereich Spundwand – Fels mittels Injektionen verpresst und dauerhaft abdichtet (Bild 17.10).

Die Spundwand wurde bis ca. 1,80 m über Geländeoberkante geführt und übernimmt dadurch anstelle des Deiches den oberir-



Bild 17.10: Verpressen der Spundwand
Fig. 17.10: Crimping of the sheet pile wall



Bild 17.11: fertiggestellte Spundwand
Fig. 17.11: Completed sheet pile wall

dischen Hochwasserschutz. Um eine Beeinträchtigung des Landschaftsbildes zu vermeiden und die optische Trennwirkung zu verringern, wurde die aufragende Spundwand beidseitig bepflanzt (Bild 17.11).

Verlegung Kiesschüttungsbrunnen (Heberbrunnen) Nr. 1:

Die geplante Spundwand verlief mittig durch den bestehenden Heberbrunnen 1 am westlichen Rand der ruhrseitigen Brunnengalerie. Da dieser Brunnen einer der leistungsfähigsten in der Wassergewinnungsanlage war, konnte er nicht ersatzlos entfallen.

Um die Leistungsfähigkeit der Wassergewinnungsanlage zu erhalten, wurde der Brunnen 1 zurückgebaut und durch einen neuen Brunnen in benachbarter Lage ersetzt.

Projektentwicklung und Baukosten

Zeitplan:

Der Zeitplan für die Bauausführung der geplanten Hochwasserschutzmaßnahmen hing maßgeblich von den Auflagen des Umweltschutzes ab. In der Umweltverträglichkeitsstudie wurde ein Bauzeitenfenster vom 1. August bis 15. März vorgegeben, um die Bautätigkeiten gesichert außerhalb der Brut- und Wochenstubenzeiten von Vögeln und Fledermäusen durchzuführen.

Dieses enge Zeitfenster erschwerte die Ausführung, da viele Arbeiten bei Regen nicht, oder nur unter erschwerten Bedingungen durchgeführt werden konnten. Weitere Einschränkungen ergeben sich temperaturbedingt, da einige Tätigkeiten wie z.B. die Abdichtung mittels geosynthetischer Tondichtungsbahnen bei Frost nicht ausgeführt werden konnten.

Mit dem Verfahren der Grassoden-Verpflanzung konnten Grassoden mit einer Gesamtfläche von ca. 250 m² pro Tag versetzt werden. Bei den Flächen des Vorlandes und der wasserseitigen Deichböschung von insgesamt 20.000 m² ergibt sich allein für die Grassoden-Verpflanzung eine Bauzeit von ca. 4 Monaten.

Um das Zeitfenster einhalten zu können, war es daher erforderlich, die Arbeiten im Zweischichtbetrieb auszuführen.

Mit den Bauarbeiten wurde am 5. August 2013 begonnen und die Hochwasserschutzmaßnahmen konnten fristgerecht zum 15. März 2014 fertiggestellt werden.

Baublauf Deich und Vorlandabdichtung:

Das aufgrund der Vorgaben des Umweltschutzes eingeschränkte Bauzeitenfenster erforderte eine zügige Bauausführung. Gleichzeitig lag es im Interesse des Trinkwasserschutzes die ungeschützten

Flächen ohne belebte Bodenzone während der Bauzeit möglichst klein zu halten, da die Arbeiten an dem Hochwasserschutz bei laufendem Wasserwerksbetrieb ausgeführt wurden.

Dazu war ein abschnittsweises Vorgehen beim Bau der Vorlandabdichtung und des Deichkörpers erforderlich. Im ersten Arbeitsschritt wurde im luftseitigen Bereich der späteren Deichauflandsfläche der Oberboden bis auf 50 cm unter Geländeoberkante abgetragen. In das Planum wurde eine Grobkornstabilisierung eingewalzt. Darauf wurde der erste Teil des Deichquerschnittes aus schwach verlehmttem Boden (Vorabsiebung) lagenweise hergestellt und verdichtet (Bild 17.12).

In den Bereichen, in denen die Grasnarbe samt Oberboden als belebte Bodenzone aufgenommen wurde, bestand die Gefahr, dass das Wasser z.B. bei Hochwasserereignissen ungefiltert in den Boden sickerte. Zum Schutz der Wasserqualität wurden diese Flächen möglichst klein gehalten, indem alle weiteren Bautätigkeiten abschnittsweise durchgeführt wurden. Die Baufelder wurden auf eine Größe beschränkt, die etwa einer Tagesleistung entsprach. Bei entsprechender Wettervorhersage bestand somit die Möglichkeit das Baufeld rechtzeitig vor Hochwasser zu schützen.

Bei einer Tagesleistung der Grassoden-Verpflanzung von ca. 250 m² und der Breite des Vorlandes von ca. 27 m ergaben sich Baufeldabschnitte von etwa 10 m Länge. Die Grassoden, die in einem neuen Baufeld aufgenommen wurden, wurden im jeweils vorherigen Baufeld wieder angedeckt.

Der zweite Arbeitsschritt umfasst die Vorlandabdichtung des jeweiligen Baufeldes. Dazu gehörte die Geländeprofilierung, das Aufbringen und ruhrseitige Verankern der Dichtungsbahnen, der Auftrag der Vorabsiebung als Sicherungsschicht und das Andecken der Grassoden. Parallel dazu wurde der untere Teil des Deichkörpers auf der Wasserseite hergestellt (Bild 17.13).



Bild 17.12: Bau des Deichkörpers
Fig. 17.12: Construction of the body of the dyke



Bild 17.13: Verlegen der Bentonitbahnen
Fig. 17.13: Installation of the bentonite layer

Nach Fertigstellung der Vorlandabdichtung im jeweiligen Baufeld wurde im dritten Arbeitsschritt der obere Teil des Deich-Stützkörpers hergestellt. Dabei wurden die wasserseitigen Dichtungsbahnen im Stützkörper des Deiches verankert.

Im vierten Arbeitsschritt wurden die Vorabsiebung und der Oberboden auch auf den Deichböschungen aufgebracht und durch Erosionsschuttmatten gesichert, sowie der Unterhaltungsweg auf der Deichkrone angelegt.

Schutzvorkehrungen während der Bauausführung:

Voraussetzung für den Start der Bauarbeiten am Hochwasserschutz war die Inbetriebnahme der weitergehenden Aufbereitungsanlage im Wasserwerk Langel im September 2012. Hierdurch wurde sichergestellt, dass eventuelle Belastungen des Rohwassers durch die Bauarbeiten (z. B. Trübungen) aufgrund der neuen Aufbereitungstechnik keinen Einfluss auf die Trinkwasserqualität haben.

Bei der Bauausführung waren zudem umfangreiche Auflagen zu beachten, um eine mögliche Belastung des Grundwassers und des Wassergewinnungsgeländes zu vermeiden, da die Bauarbeiten in der Wasserschutzzone I bei laufendem Wasserwerksbetrieb stattfanden.

Kosten:

Die Baukosten für den Bau des Hochwasserschutzdeiches, die Vorlandabdichtung und die Errichtung der Spundwand betragen netto rund 1,6 Mio. Euro. Um den Retentionsraumverlust von ca. 19.000 m³ auszugleichen wird im Jahr 2014 eine Renaturierungsmaßnahme in Arnsberg-Oeventrop an der Ruhr ausgeführt. Die Kosten für diese Maßnahme betragen netto rund 300.000 Euro.

VBI-Hochwasserschutzpreis 2014

Im Rahmen der IFAT 2014 in München hat der Verband beratender Ingenieure (VBI) die Ingenieurgesellschaft Gierse - Klauke mbH aus Meschede für die intelligente Planung der Hochwasserschutzmaßnahmen für die Wassergewinnungsanlage Langel ausgezeichnet. Mit dem Preis wurde die herausragende und innovative Leistung der Ingenieure Gierse und Klauke im Bereich des Hochwasserschutzes gewürdigt. Durch die von der Ingenieurgesellschaft Gierse - Klauke mbH entwickelten Sonderlösung ist es gelungen, den Belangen von Trinkwasser-, Hochwasser- und Umweltschutz gleichermaßen gerecht zu werden. Insbesondere die erfolgreiche Anwendung des Spezialverfahrens der Grassoden-Verpflanzung hat die Jury des VBI überzeugt (Bild 17.14).

Zusammenfassung

Bei den Vorplanungen zum Bau des Hochwasserschutzdeiches wurden sechs denkbare, technisch machbare Varianten verglichen. Neben dem Anlass gebenden Zweck des Trinkwasserschutzes wurden dabei auch die Belange des Hochwasser- und Umweltschutzes abgewogen.



Bild 17.14: Grassodenstechgerät
Fig. 17.14: Grass stitcher

Die gewählte Lösungsvariante umfasst den Bau eines Hochwasserschutzdeiches, der die Wassergewinnungsanlage Langel zukünftig auch bei einem tausendjährigen Hochwasserereignis (HQ1.000) vor bakteriologisch kontaminiertem Ruhrwasser schützt. Durch den Deichverlauf entlang der äußeren Brunnengalerie bleiben die Überschwemmungsgebiete weitgehend erhalten und der Retentionsraumverlust mit ca. 19.000 m³ vergleichsweise gering.

Um dem Hochwasserschutz so weit entgegenkommen zu können, musste das Vorland zwischen dem Deich und dem unverändert zu erhaltenden, 5 m breiten Gewässerrandstreifen der Ruhr abgedichtet werden. Somit wird verhindert, dass belastetes Wasser bei Hochwasserereignissen im Bereich des Vorlandes in das Grundwasser einsickern und auf verkürztem Sickerweg mit entsprechend geringerer Reinigungswirkung zu den Brunnen der Wassergewinnungsanlage gelangen kann.

Auf der Westseite der Wassergewinnungsanlage wurde aufgrund der beengten Platzverhältnisse eine Spundwand errichtet. Die Spundwand verhindert einen Grundwasserzustrom aus westlicher Richtung. Belastetes Wasser, das nach Hochwasserereignissen auf den Wiesen westlich der Wassergewinnungsanlage versickert, kann nicht mehr auf kurzem Wege zu den Brunnen gelangen.

Oberirdisch übernimmt die Spundwand die Hochwasserschutzfunktion für die Wassergewinnungsanlage.

Der in der Umweltverträglichkeitsstudie unter ökologischen Aspekten ausgeführte Variantenvergleich zeigt, dass die Lösungsvariante auch landschaftsökologisch die beste Variante darstellt. Durch die Begrenzung des Bauzeitenfensters und den Einsatz eingriffsminimierender Maßnahmen, wie dem Spezialverfahren der Grassoden-Verpflanzung, wurden die Auswirkungen der erforderlichen Hochwasserschutzmaßnahmen auf das Ökosystem so gering wie möglich gehalten.



Bild 17.15: Wassergewinnungsanlage Langel
Fig. 17.15: Water catchment facility Langel

Durch das aufwändige Verpflanzen der ca. 3 m² großen Grasso- den inkl. 30 cm Oberboden konnte die artenreiche Vegetation der extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen im Bereich des Vor- landes und der wasserseitigen Deichböschung weitestgehend er- halten werden (Bild 17.15).

Der Schutz der äußeren Brunnengalerie ist im Rahmen eines Multibarrierenkonzeptes notwendig für den Erhalt der Trinkwas- sergewinnung in der Wassergewinnungs- und Aufbereitungsanla- ge Langel. Von hier aus werden im Stadtgebiet Arnsberg rund 28.500 Menschen mit Trinkwasser versorgt. Die umgesetzte Variante stellt den bestmöglichen Kompromiss dar, um den glei- chermaßen wichtigen Belangen von Trinkwasser-, Hochwasser- und Umweltschutz gerecht werden zu können.

18 Entwicklung der Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in der unteren Ruhr und im Trinkwasser am Beispiel des RWW-Ruhrwasserwerkes Styrum-Ost in Mülheim an der Ruhr

Dr. Mathias Schöpel, Dr. Daniel Schunk; RWW Rheinisch- Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH

Einführung

Arzneimittelrückstände und die zu den Diagnostika zugeordneten Röntgenkontrastmittel gehören zu den Mikroverunreinigungen, die durch eine zunehmend bessere Analytik aber auch durch stei- gende Verbräuche über den Abwasserpfad in unsere Oberflächen- gewässer eingetragen werden und damit auch in der Ruhr nach- gewiesen werden können [18.1]. Hierzu zählen verschiedene Arzneimittelrückstände wie Diclofenac, Ibuprofen, Bezafibrat, Car- bamazepin etc. und außerdem die iodierten Röntgenkontrastmit- tel wie Amidotrizoesäure, Iomeprol, Iopromid, Iopamidol u.a., die in mindestens 70 % der untersuchten Wasserproben gefunden werden. Die Arzneimittelrückstände erreichen nach Untersu- chungen des Ruhrverbandes in der unteren Ruhr bei Essen-Relling- hausen durchaus Konzentrationen zwischen 0,1 und 0,4 µg/L, während bei den Röntgenkontrastmitteln sogar maximale Kon- zentrationen von über 0,5 µg/L je Einzelstoff in den Stichproben aus der Ruhr gemessen werden [18.2].

Die RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH untersucht seit 1999 regelmäßig u. a. die Arzneimittelrückstände in ihren Entnahmestellen aus der Ruhr (= Rohwasserentnahme- stellen) und im Trinkwasser ihrer Ruhrwasserwerke Essen-Kettwig, Mülheim-Dohne, Styrum-Ost und Styrum-West in Mülheim sowie in den verschiedenen Aufbereitungsstufen des von RWW in ihren Ruhrwasserwerken praktizierten „Mülheimer Verfahrens“. Seit 2005 kamen die Röntgenkontrastmittel dazu, die ebenfalls seit diesem Zeitpunkt zyklisch von RWW überwacht werden. Derzeit werden regelmäßig über 50 wichtige Arzneimittelrückstände bzw. Röntgenkontrastmittel von der RWW analysiert. Dazu kommen diverse weitere Wirkstoffe, die unregelmäßig untersucht werden, um das Vorkommen und den Rückhalt dieser Stoffe in der Aufbe- reitung zu ermitteln.

Insbesondere verschiedene Röntgenkontrastmittel wie die Amido- trizoesäure können wegen ihrer stofflichen Eigenschaften nur sehr schwer in der Trinkwasseraufbereitung zurückgehalten und damit aus dem Rohwasser entfernt werden. Dieser Beitrag befasst sich daher schwerpunktmäßig mit dem Vorkommen dieser Mittel in

[18.1] Bergmann, A., Fohrmann, R., Weber, F.-A.: Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln.- Stu- die des IWW Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wasserforschung im Auftrag des UBA Umweltbundesamtes, 2011

[18.2] Ruhrgütebericht 2012, Essen, 88 – 92

der unteren Ruhr sowie deren Entfernung in der Trinkwasseraufbereitung der RWW am Beispiel des Wasserwerkes Styrum-Ost in Mülheim.

Ausgangssituation Ruhr

Die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (kurz: AWWR) hat im Jahre 2008 mit einem regelmäßigen Monitoring relevanter Mikroverunreinigungen in der Ruhr begonnen und untersucht hierbei zyklisch die wichtigsten in der Ruhr vorkommenden Arzneimittelrückstände sowie Röntgenkontrastmittel [18.3]. An neun Probenahmestellen entlang des Ruhrverlaufes von Meschede bis Mülheim werden alle drei Monate Stichproben aus der Ruhr entnommen, wobei die Probenahmestellen identisch mit den Rohwasserentnahmestellen der beteiligten Wasserversorgungsunternehmen sind. Es liegt mittlerweile eine gute Datenlage (bis Ende 2013 insgesamt 24 Beprobungskampagnen) zur Belastungssituation der Ruhr vor.

Generell kann nach den Untersuchungen des IWW Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wasserforschung [18.1] davon ausgegangen werden, dass die Frachten und Konzentrationen der Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel im Ruhrlängsverlauf zur Mündung in den Rhein hin durch den höheren Abwasseranteil tendenziell zunehmen und die Werte an der unteren Ruhr in Mülheim die höchsten Konzentrationen erreichen, wie am Beispiel der Röntgenkontrastmittel in Bild 18.1 deutlich erkennbar ist. Eine weitere wichtige Einflussgröße ist die jeweilige Wasserführung der Ruhr, die ganz wesentlich die jeweiligen Konzentrationen der Wirkstoffe in der Ruhr beeinflussen dürfte.

In dem Bild 18.1 sind für den Ruhrverlauf von Meschede bis Mülheim die Summenwerte der Medianwerte von 2008 bis 2013 für die Röntgenkontrastmittel dargestellt. Diese Grafik lässt erste Ab-

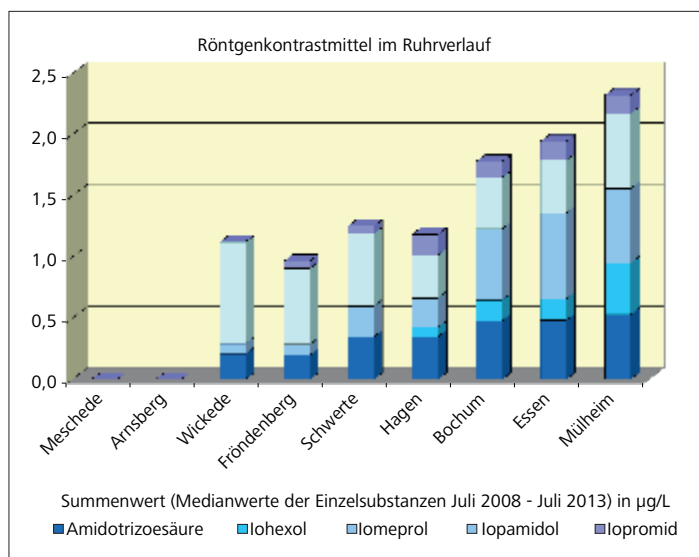


Bild 18.1: Röntgenkontrastmittelzunahme im Ruhrverlauf (Quelle: AWWR)
Fig. 18.1: Increase of radiocontrast agents along the Ruhr (source: AWWR)

schätzungen der Belastungssituation der Ruhr und dem Stoffspektrum bzw. Eintragungsschwerpunkte in Abhängigkeit des Ruhrverlaufes zu. Während in der oberen Ruhr bis Arnsberg keine Röntgenkontrastmittel oberhalb der Bestimmungsgrenzen feststellbar sind, können ab Wickede bis Mülheim Röntgenkontrastmittel in relevanten Mengen und mit steigender Tendenz flussabwärts nachgewiesen werden. Diese Tatsache deutet an, dass die Röntgenkontrastmittel über den Abwasserpfad aus dem kommunalen Bereich eingetragen werden. So steigen, wie zu erwarten ist, die Gehalte an Amidotrizoesäure, Iohexol, Iomeprol und Iopromid mit steigendem Abwasseranteil im Ruhrverlauf an. Bemerkenswert ist auch die Tatsache, dass nach der Einmündung der Lenne, die weitgehend durch Abwassereinleitungen unbelastet ist, die Röntgenkontrastmittel in der Ruhr an der Station Hagen durch Verdünnung leicht abnehmen, während die Werte anschließend wieder einen ansteigenden Trend aufweisen.

Im Gegensatz zu den oben genannten Röntgenkontrastmitteln zeigt Iopamidol einen gänzlich anderen Trend. Hier deutet der Konzentrationsverlauf in der Ruhr an, dass zwischen Arnsberg und Wickede eine größere Punkteinleitung erfolgt und dann im weiteren Verlauf der Ruhr die Werte durch Verdünnung wieder abnehmen.

Trinkwasseraufbereitung

Am Beispiel der Entnahmestelle des Wasserwerkes Styrum-Ost der RWW in Mülheim sind in Bild 18.2 die am häufigsten in der Ruhr nachgewiesenen Arzneimittelrückstände für den Zeitraum 2008 bis 2013 dargestellt.

Die Arzneimittelrückstände können nach der Aufbereitung des Wassers mittels des „Mülheimer Verfahrens“ im Trinkwasser oberhalb der Bestimmungsgrenzen allerdings nicht mehr nachgewiesen werden (Bild 18.3), so dass davon ausgegangen werden kann, dass diese Substanzen durch das mehrstufige Aufbereitungsverfahren, das u. a. eine Untergrundpassage, Ozonung und Aktivkohlefiltration beinhaltet, sehr gut eliminiert werden. Diese Aussage trifft auch für die meisten anderen Arzneimittelrückstände zu. Es kann aber grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden, dass insbesondere solche Arzneimittelrückstände, die nur sehr schwer an Aktivkohlen adsorbierbar sind und nicht durch die Ozonung abgebaut werden können, nur teilweise mittels des „Mülheimer Verfahrens“ entfernt werden.

Die Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel der unteren Ruhr bei Mülheim sind am Beispiel der Entnahme von Ruhrwasser des Wasserwerkes Styrum-Ost im Bild 18.4 dargestellt. Auch hier wird deutlich, dass die Konzentrationen der Ruhr offensichtlich abhängig von der allgemeinen Belastungssituation und der jeweiligen Wasserführung durchaus sehr schwanken können. Es bleibt abzuwarten, ob die in den letzten Jahren offensichtlich zunehmenden Konzentrationen der Ruhr sich fortsetzen werden oder nicht.

[18.3] Skark, C.: Monitoring von organischen Spurenstoffen in der Ruhr-Ruhr Gütebericht 2012, Essen, 136 - 144

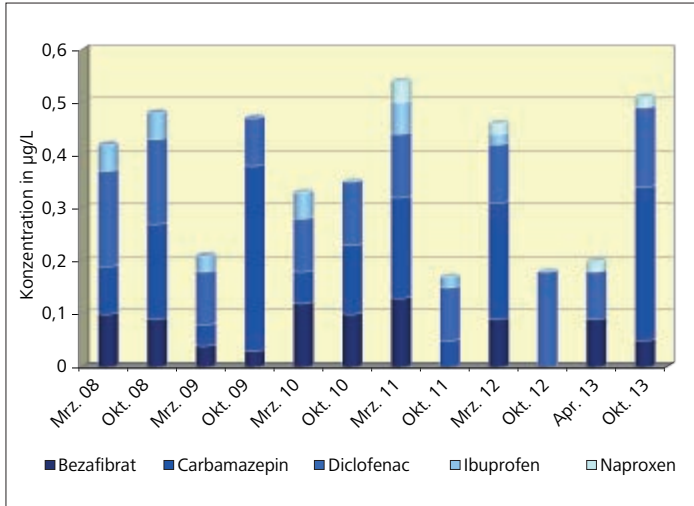


Bild 18.2: Arzneimittelrückstände in der Ruhr, Wasserwerk Styrum-Ost
 Fig. 18.2: Pharmaceutical residues in the Ruhr, waterworks Styrum-Ost

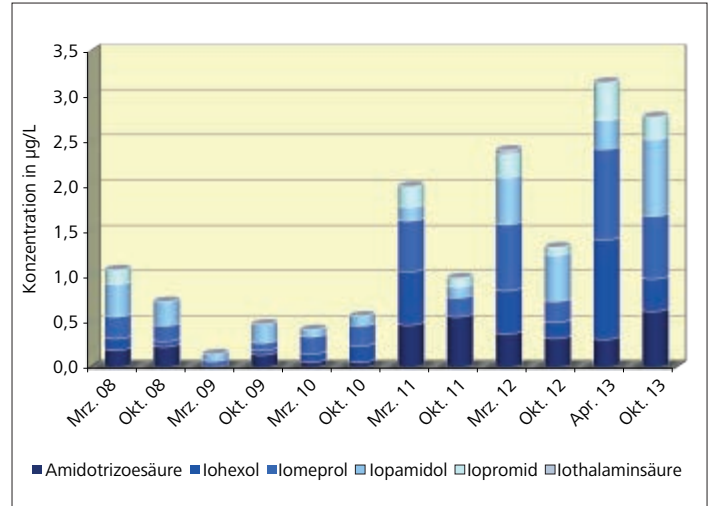


Bild 18.4: Röntgenkontrastmittel in der Ruhr, Wasserwerk Styrum-Ost
 Fig. 18.4: Radiocontrast agents in the Ruhr, waterworks Styrum-Ost

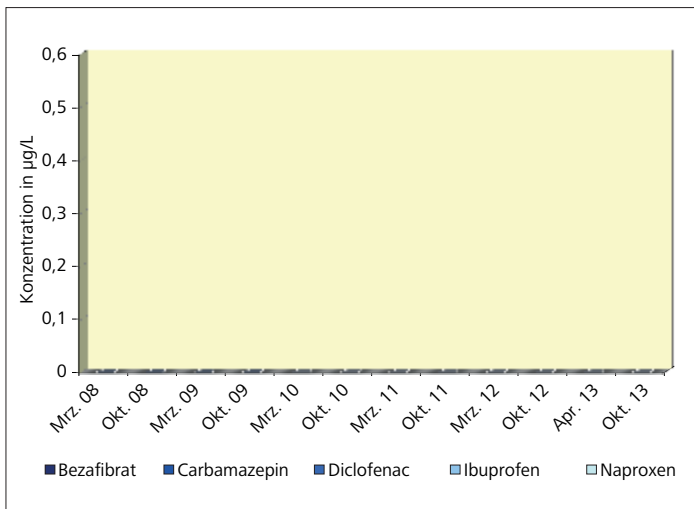


Bild 18.3: Arzneimittelrückstände im Trinkwasser, Wasserwerk Styrum-Ost
 Fig. 18.3: Pharmaceutical residues in drinking water, waterworks Styrum-Ost

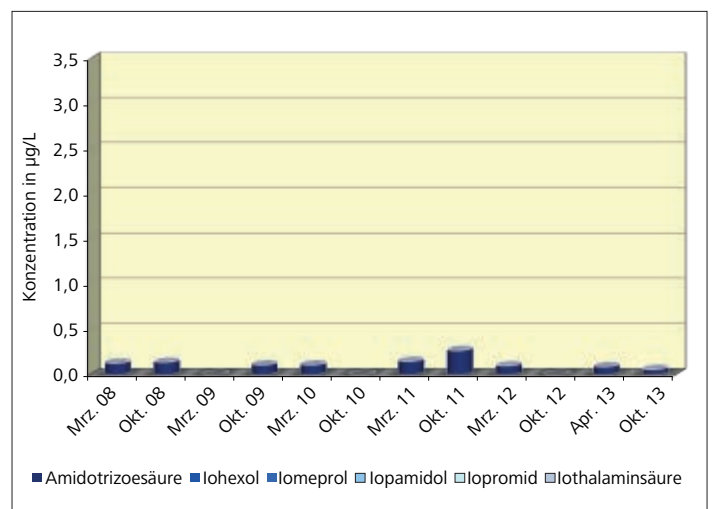


Bild 18.5: Röntgenkontrastmittel im Trinkwasser, Wasserwerk Styrum-Ost
 Fig. 18.5: Radiocontrast agents in drinking water, waterworks Styrum-Ost

Betrachtet man nun die Konzentrationen der Röntgenkontrastmittel im Trinkwasser des Wasserwerkes Styrum-Ost (Bild 18.5), so ist eine erhebliche Abnahme der Röntgenkontrastmittel insgesamt feststellbar, wobei lediglich die Amidotrizoesäure noch in höheren Konzentrationen bis ca. 0,3 µg/L nachgewiesen werden konnte, während alle anderen Mittel unterhalb bzw. im Bereich der jeweiligen Bestimmungsgrenzen von 0,01 µg/L liegen.

Nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen der RWW ist insbesondere die Aktivkohlefiltration (Einsatz von Kornkohlen bei RWW) innerhalb des „Mülheimer Verfahrens“ in der Lage, die Röntgenkontrastmittel durch Adsorption zu entfernen, während alle anderen Stufen wie die Ozonierung zur Entfernung nicht oder nur untergeordnet beitragen. Die im Wasserwerk Styrum-Ost an den Anfang der Aufbereitung geschaltete Langsandsandfiltration und Untergrundpassage trägt dazu bei, Konzentrationsspitzen des

Ruhrwassers mittels der Dispersionseffekte während der Untergrundpassage zu reduzieren.

Der Rückhalt bzw. die Adsorption der Röntgenkontrastmittel hängt ganz wesentlich von der Laufzeit der Aktivkohle im Filter ab; Neukohlen bzw. frisch reaktivierte Aktivkohlen können diese Mittel gut zurückhalten, während mit zunehmender Durchsatzmenge an Wasser die Röntgenkontrastmittel nicht mehr vollständig adsorbiert werden. Dieses trifft insbesondere für die Amidotrizoesäure und abgeschwächt für Iopamidol zu, die bereits nach kurzen Standzeiten der Aktivkohle nur noch eingeschränkt aus dem Wasser entfernt werden können. RWW hat in den letzten Jahren daher ein Aktivkohle-Management aufgebaut, um die Eignung und Adsorptionsleistung der Aktivkohlen sowie die Reaktivierung der Altkohlen zu überprüfen und zu optimieren.

Die Trinkwasserkommission des Bundesumweltamt (UBA) hat in ihrer Bewertung der organischen Mikroverunreinigungen für trinkwasserrelevante Kontaminanten (Schreiben vom 14.03.2008 an das MUNLV NRW) der Ruhr für die Röntgenkontrastmittel eine Bewertung [18.4] vorgenommen und einen Vorsorgewert von maximal GOW = 1 µg/L pro Einzelsubstanz im Trinkwasser festgelegt. Nach den vorliegenden Ergebnissen wird dieser Vorsorgewert für alle Röntgenkontrastmittel einschließlich der Amidotrizoesäure sicher eingehalten. Trotzdem besteht seitens der RWW in Übereinstimmung mit den anderen Wasserversorgungsunternehmen an der Ruhr die generelle Forderung an die Behörden und Politik, Maßnahmen zur Reduzierung der Röntgenkontrastmittel an den bekannten Eintragsquellen (Krankenhäuser, Röntgenfacharztpraxen, Patienten) zu ergreifen, um die Belastungen der Oberflächengewässer wie der Ruhr zu minimieren.

Vorbeugender Gewässerschutz

Zwar wird nach heutigem Kenntnisstand keine Gefahr für die menschliche Gesundheit durch im Trinkwasser gefundene Arzneimittelrückstände gesehen [18.5], dennoch sind sie unerwünscht und geben zunehmend Anlass für Diskussionen in der Öffentlichkeit. So ist es auch dem Kunden kaum zu vermitteln, warum für bestimmte Arzneimittelrückstände in Fließgewässern besonders niedrige Umweltqualitätsnormen (UQN) gelten sollen (Beispiel Diclofenac), während die Trinkwasserkommission hier höhere Vorsorgewerte für das Trinkwasser festgelegt hat.

Insbesondere dort, wo die Wasserversorgungsunternehmen von der Nutzung von Oberflächenwasser wie der Ruhr als Rohwasserquelle abhängig ist, besteht die Forderung hinsichtlich der Gewässerqualität, dass die Gewinnung von Trinkwasser möglichst mit naturnahen Aufbereitungsverfahren zu ermöglichen ist. Diese Forderung wurde von diversen Organisationen der Wasserversorgung u. a. auch von der AWWR im Jahre 2013 im „Europäischen Fließgewässermemorandum zur qualitativen Sicherung der Trinkwassergewinnung“ formuliert [18.6]. Anthropogene Stoffe, wie auch die im Beitrag genannten Arzneistoffe und Röntgenkontrastmittel, werden durch vielfältige Nutzungen und Anwendungen in die Gewässer und namentlich in die Fließgewässer eingetragen und sind daher verschiedentlich im Mikro- oder Nanogrammbereich im Wasser nachweisbar. Diese häufig über den Abwasserpfad eingetragenen Stoffe werden durch konventionelle, dem Stand der Technik angepasste Reinigungstechniken nur teilweise und zudem unvollständig eliminiert, wobei auch eine vierte Reinigungsstufe innerhalb der Kläranlagen kaum in der Lage sein dürfte, insbesondere mikrobiell schwer abbaubare, polare Substanzen effektiv zurückzuhalten.

Im Sinne des vorbeugenden Gewässerschutzes und zur Verbesserung der Gewässerqualität der Ruhr ist es daher wichtig, schon an der Eintragsquelle mit Maßnahmen zu beginnen:

- Maßnahmen zur Vermeidung des Stoffeintrages
- Maßnahmen zur Verminderung an der Eintragsquelle
- Überwachung zur Charakterisierung der Gewässerbelastung und Eintragsituation

Die nachhaltige Verminderung der Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel in den Oberflächengewässern wie der Ruhr darf nicht Aufgabe einzelner Akteure wie dem Ruhrverband oder den Wasserversorgungsunternehmen sein. Im Folgenden sind nur einige Maßnahmen genannt, die bereits an den Eintragsquellen ansetzen und zu einer Verbesserung der Wasserqualität der Ruhr beitragen können.

Bei der Verschreibung der Arzneimittel und Röntgenkontrastmittel sollten die Patienten von den Krankenhäusern und den Arztpraxen aber auch von den Apotheken darauf hingewiesen werden, dass die vom Patienten nicht mehr benötigten Mittel einer Standardpackung nicht über das Abwasser (Toilette, Spüle, Waschbecken, Wanne) entsorgt werden dürfen. An dieser Stelle soll auf den AWWR-Flyer „So entsorgen Sie Ihre Arzneimittel richtig“ hingewiesen werden, der u. a. auf der AWWR-Homepage veröffentlicht ist (www.awwr.de).

Auch wenn die Forderung unpopulär ist, stellt sich aus Sicht der Autoren nach wie vor die Frage der gezielten Abwassersammlung und -behandlung von „Hot Spots“ wie Krankenhausabwässer, zumal ein nicht unbedeutender Anteil von Medikamentenrückständen so direkt an der Eintragsquelle aus dem Abwasser eliminiert werden kann. Bei der Frage der Rückhaltung von Röntgenkontrastmitteln bietet sich die Separation und Sammlung des Urins der Patienten oder des Abwassers der Krankenhäuser an, die anschließend gesondert behandelt oder entsorgt werden können und so nicht in die kommunale Abwasserbehandlung und später in die Oberflächengewässer eingetragen werden.

[18.4] Umweltbundesamt (UBA): Öffentliche Trinkwasserversorgung – Bewertung organischer Mikroverunreinigungen.- Schreiben UBA vom 14.03.2008 an das MUNLV Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW

[18.5] Rönnefahrt, I., Amato, R., Ebert, I., Schönfeld, J.: Arzneimittel in der Umwelt – Ein Risiko? - UMID: Umwelt und Mensch – Informationsdienst 01/2012, 36 - 43

[18.6] IAWR, IAWD, AWE, AWWR, RIWA-Maas 2013, Europäisches Fließgewässermemorandum zur qualitativen Sicherung der Trinkwassergewinnung

19 Mehr Brutplätze für den Eisvogel – Verbesserung der Lebensbedingungen entlang der Ruhr

Ramon Steggink, Dr. Christoph Donner, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr

Die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) und der NABU NRW haben ausgemacht, sich künftig gemeinsam für den Eisvogel einzusetzen und die Lebensbedingungen entlang der Ruhr zu verbessern. Mit der Unterzeichnung einer Absichtserklärung im Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz startete die Zusammenarbeit. Als Schirmherr dieses Vorhabens stellte sich NRW-Umweltminister Johannes Rimmel, der bei der Unterzeichnung ebenfalls anwesend war, gerne zur Verfügung. „Der Eisvogel ist in unseren stark industrialisierten und stark bevölkerten Landschaften zu einer Seltenheit geworden. Das Gemeinschaftsprojekt zeigt, dass die Ruhr und das Ruhrtal eine Lebensader für zahlreiche heimische Tier- und Pflanzenarten geblieben sind. Dem Eisvogel kommt dabei eine ganz



Bild 19.1: Unterzeichnung der Absichtserklärung: Josef Tumbrinck, Johannes Rimmel und Dr. Christoph Donner (v.l.)

Fig. 19.1: The signing of the memorandum of understanding: Josef Tumbrinck, Johannes Rimmel and Dr. Christoph Donner (from left)

besondere Symbolik zu, denn da wo der Eisvogel vorkommt, sind die Gewässer noch oder wieder in einem guten Zustand“, so der Umweltminister (Bild 19.1).

Besonders an stehenden oder ruhig fließenden Gewässer mit einem ausreichenden Bestand an Kleinfischen ist der Eisvogel bevorzugt zu finden. Viele Abschnitte der Ruhr erfüllen diese Voraussetzungen, weshalb hier eher höhere Brutbeständen des Vogels zu finden sind. Doch auch an der Ruhr gibt es noch zahlreiche Gewässerabschnitte, an denen sich die Lebens- und Brutbedingungen des Eisvogels verbessern lassen – mit positiven Auswirkungen auf die allgemeine Erhaltungssituation. Um dieses Ziel zu erreichen haben die beiden Partner vereinbart, die Ruhr entlang der Grundstücke der 19 AWWR-Mitglieder zusammen mit Eisvo-



Bild 19.2: Der Eisvogel ist Vogel des Jahres 2009. Foto: Stefan Wenzel
Fig. 19.2: The kingfisher, bird of the year 2009. Photo: Stefan Wenzel

gel-Experten der örtlichen NABU-Gruppen und Biologischen Stationen zu begutachten, geeignete lebensraumverbessernde Maßnahme zu erarbeiten und schließlich umzusetzen. „Für den NABU NRW ist die Zusammenarbeit mit der AWWR beim Schutz des Eisvogels ein wichtiges Signal, sich zukünftig gemeinsam um die Arten und Lebensräume an der Ruhr zu kümmern“, erklärte Josef Tumbrinck, Vorsitzender des NABU-Landesverbandes (Bild 19.2).

Der Eisvogel findet seinen optimalen Lebensraum in steilen Lehm- und Sandwänden an Uferböschungen. Diese benötigt er zum Graben seiner Brutröhren. Überhängende Zweige von Bäume und Sträucher in direkter Ufernähe dienen ihm als Ansitzwarte für die Jagd. Die Schaffung solcher natürlicher Brutstandorte liegt im Fokus der gemeinsamen Maßnahmen. Aber nicht alle Gewässerabschnitte eignen sich dafür. An solchen Standorten werden unter fachlicher Anleitung und Betreuung der Eisvogel-Experten künstliche Brutwände errichtet. Folglich erhält der Eisvogel auch an Gewässerabschnitten mit eher schlechten Standortbedingungen eine Brutmöglichkeit. „Als wir die Idee, für den Eisvogelschutz an der Ruhr eintreten zu wollen, den AWWR-Mitgliedern vorgestellt ha-

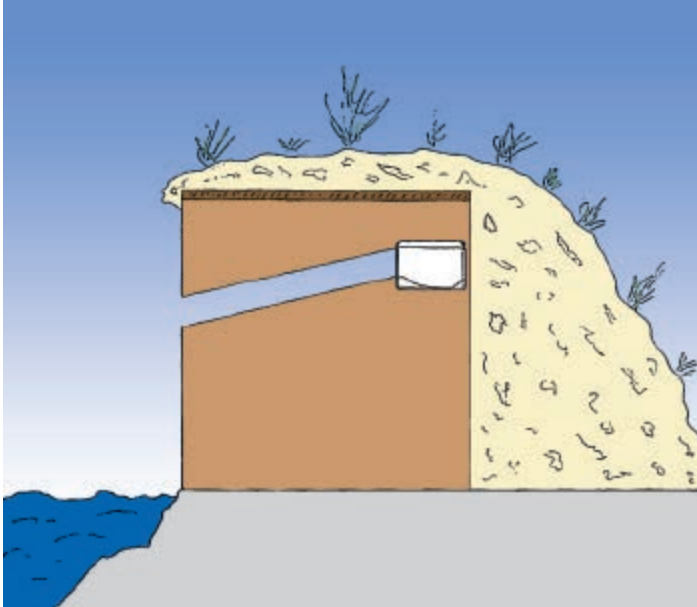


Bild 19.3: Querschnitt des Nistkastens
 Fig. 19.3: Cross-section of the nesting box

ben, fiel deren Zustimmung einstimmig aus. Und die Tatsache, dass der Umweltminister als Schirmherr fungiert, belegt den Stellenwert dieses Vorhabens“, so der AWWR-Vorsitzende Dr. Christoph Donner (Bild 19.3).

Bis in die 1970er Jahre nahm die Zahl der Eisvögel durch Ausbau und Verschmutzung vieler Gewässer kontinuierlich ab. Durch die Verbesserung der Wasserqualität und die Renaturierung vieler Fließgewässer hat sich der Bestand in den 1990er Jahren erholt. In NRW wurde der Eisvogel deshalb 2008 als „nicht gefährdet“ von der Roten Liste gestrichen. Im Brutvogelatlas für Nordrhein-Westfalen wird der aktuelle Brutpaarbestand auf 1.000 bis 1.800 Brutpaare geschätzt. Allerdings können die Bestände witterungsbedingt stark schwanken (Bild 19.4).



Bild 19.4: Der Eisvogel – Vogel des Jahres 2009 Foto: NABU/Manfred Delpho

Fig. 19.4: Kingfisher – bird of the year 2009. Photo: NABU/Manfred Delpho

20 Exkursion zum niederländischen Wasserversorger WML in Heel in der Provinz Limburg

Ulrich Peterwitz, Geschäftsführer der AWWR, Gelsenkirchen

Am 11. März 2014 unternahmen die Mitglieder der AWWR erstmalig eine gemeinsame Exkursion in die Niederlande, um einen Blick über den Tellerrand zu wagen und von den Betriebserfahrungen auch außerhalb des Ruhrinzugsgebietes profitieren zu können. Das Ziel war das Wasserproduktionsunternehmen (Waterproductiebedrijf) Heel in Beegden, dem zentralen Wasserversorger in der Provinz Limburg. Der Kontakt kam über die RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH zustande, die seit längerer Zeit mit dem Niederländischen Nachbarunternehmen einen technischen Wissensaustausch pflegt. Bei gutem Wetter und voller Erwartung brachen insgesamt 20 Teilnehmer aus den Mitgliedsunternehmen der AWWR mit einem Reisebus in die ca. 90 km entfernte Gemeinde Heel zu einer eintägigen Fahrt auf (Bild 20.1).

Auch wenn das Tagesprogramm mit vielen Themen gut gefüllt war, sollte auch am Rande noch genügend Zeit für persönliche Gespräche und Fragen bleiben. Es umfasste eine Reihe von Fachvorträgen und die Besichtigung des Wasserwerks sowie einer biologischen Messstation der Wasserversorgung in Heel. Zunächst referierte die Geschäftsführerin Ria Doedel über die Zentralisierung der Wasserversorgung in den Niederlanden und die Betriebsstandorte und Aufgaben ihres Unternehmens. Im Rahmen der Zusammenlegung mehrerer Wasserversorgungsunternehmen mussten in Limburg neue Infrastrukturen aufgebaut werden. Herr Marcel Peters informierte in diesem Zusammenhang über neuen datentechnischen Verbindungen und die industrielle Automatisierung.



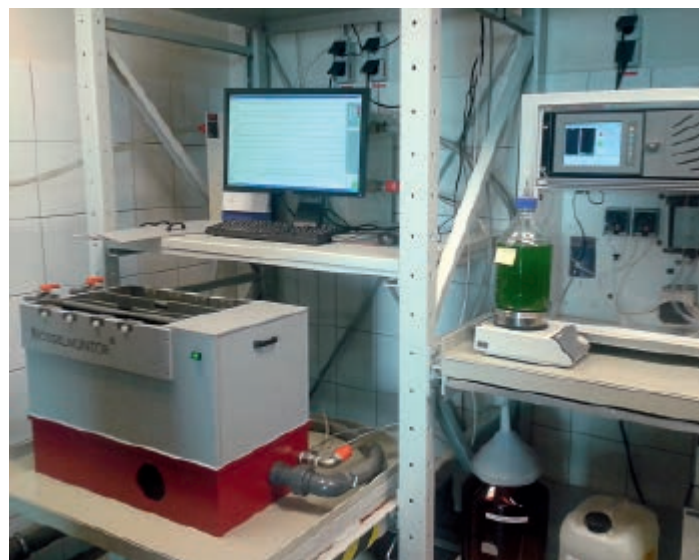
*Bild 20.1: Teilnehmer der AWWR-Exkursion
Fig. 20.1: Participants in the AWWR excursion*

Darüber hinaus setzt der Waterproductiebedrijf Heel neue Techniken beim Spülen von Transportleitungen ein. Herr Rob de Swart stellte die computerunterstützte Überwachung des Leitungsnetzes sowie Absperr- und Spülungsorgane vor. Am Ende der zahlreichen Rückfragen der Mitglieder der AWWR wurde ein über die Exkursion hinausgehender technischer Austausch beim Rohrleitungsbetrieb und mögliche Überwachungsversuche auch an der Ruhr besprochen.

Bei der besichtigten Wasserversorgung in Heel wird Oberflächenwasser der Maas über ein Vorbecken geleitet und das natürliche Grundwasservorkommen mit Hilfe von Uferfiltrat aus Vertikalfilterbrunnen ergänzt. Das gewonnene Rohwasser wird anschließend über Schnellfilter und Aktivkohle aufbereitet und nach einer UV-Desinfektion an den Verbraucher abgegeben.

Die Entnahme von Oberflächenwasser wird mit Hilfe einer biologischen Messstation überwacht, in der ähnlich wie in den Ruhrgüttestationen in Hattingen und Halingen-Fröndenberg Rückstellproben gebildet werden und Biomonitoring mittels Wasserflöhen (Daphnientest) und Muscheln durchgeführt wird (Bild 20.2).

Die Teilnehmer der AWWR waren begeistert über das neue Format einer gemeinsamen Exkursion und Fortbildung. Wegen der guten Resonanz sollen den Mitgliedern in Zukunft weitere Veranstaltungen dieser Art angeboten werden.



*Bild 20.2: Biomonitoring in der Überwachungsstation Heel
Fig. 20.2: Biomonitoring at the monitoring station Heel*

21 Überprüfung der Relevanz von Sulfonylharnstoff-Herbiziden in der Ruhr

Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebiets Institut für Umwelthygiene und Toxikologie, Gelsenkirchen

Einleitung

Seit Mitte der 80er Jahre ist der Einsatz von verschiedenen Sulfonylharnstoff-Verbindungen als Herbizid-Wirkstoffe in Deutschland zugelassen. Der Wirkmechanismus dieser Verbindungen erlaubt eine sehr niedrige Aufwandmenge im Vergleich zu bis dahin bekannten Herbizid-Wirkstoffen. Zudem gelten die Stoffe als relativ wenig stabil. Damit ist die Gefahr eines Eintrags von relevanten Mengen in die Gewässer oder in das Grundwasser deutlich reduziert. Daher wurden die Sulfonylharnstoff-Herbizide an der Ruhr bisher nicht als vorrangig für eine Überwachung erachtet.

Wegen ihres häufigen Einsatzes werden Sulfonylharnstoff-Herbizide jedoch immer wieder auf Verlangen z.B. von Behörden untersucht. Berichtet wird in diesem Zusammenhang inzwischen von Einzelbefunden im Grundwasser, auch in Deutschland.

Da aus dem Einzugsbereich der Ruhr bisher keine systematischen Untersuchungen vorlagen, wurde das Hygiene-Institut des Ruhrgebiets von der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) beauftragt ein zeitlich begrenztes Sondermonitoring durchzuführen, um die Bedeutung der Sulfonylharnstoffe im Einzugsgebiet der Ruhr beurteilen zu können.

Stoffeigenschaften

Sulfonylharnstoff-Herbizide liegen bei Zimmertemperatur als Feststoff vor. Sie sind in der Regel nur wenig wasserlöslich und sie werden in der Regel in Form wasserdispergierbarer Granulate vertrieben. Für die Mehrzahl der Sulfonylharnstoff-Herbizide wird angenommen, dass sie im Boden über hydrolytische oder mikrobiologische Mechanismen abgebaut werden.

Neuere Untersuchungen [21.1] weisen für häufig eingesetzte Sulfonylharnstoff-Herbizide unterschiedliche Mechanismen im Boden nach. So wird Metsulfuron-methyl nur wenig abgebaut und leicht in tiefere Bodenschichten ausgewaschen. Iodosulfuron-methyl und Amidosulfuron sind gut abbaubar. Jedoch gilt dies für Amidosulfuron nur in mikrobiologisch aktiven Bodenzonen, wohingegen Iodosulfuron-methyl vorwiegend hydrolytisch metabolisiert wird. Für Nicosulfuron wurde ein hohes Adsorptionspotential festgestellt, wodurch eine Depotbildung und damit eine Freisetzung auch einige Zeit nach der Aufbringung denkbar wird.

Der Wirkmechanismus der Sulfonylharnstoffe beruht auf einer Hemmung der Acetolactat-Synthase, wodurch die Biosynthese verschiedener Aminosäuren und damit die Proteinsynthese verhindert wird. Hierdurch wird ein Wachstumsstillstand und letztendlich ein Absterben der sensitiven Pflanzen erreicht. Die selektive Wir-

kung der Mittel beruht auf der Fähigkeit der unterschiedlich raschen Metabolisierung bei den verschiedenen Pflanzenarten. Gegenüber Warmblütern zeigen die Sulfonylharnstoff-Herbizide nur eine geringe Toxizität, was den Umgang mit diesen Stoffen im Hinblick auf den Arbeitsschutz erleichtert.

Vorkommen und Untersuchungsumfang

Der Eintrag von Pflanzenschutzmittel-(PSM-)Wirkstoffen in Oberflächengewässer erfolgt überwiegend durch Abschwemmungen, Drainage, Abdrift und direkte Einleitung, z.B. bei unsachgemäßer Reinigung der Geräte. Dabei spielt nicht nur der Einsatz in der Landwirtschaft eine Rolle. Auch die Nutzung in Wohn- und Gewerbegebieten führt zu einem erhöhten Eintrag in die Gewässer.

Im Untersuchungsgebiet werden im Rahmen der „Kooperation Landwirtschaft / Wasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Ruhr“ regelmäßig Erhebungen zum Pflanzenschutzmitteleinsatz durchgeführt [21.2].

Grundlage für die Auswahl der Zielsubstanzen waren die Informationen, die durch die Mitarbeiter der Kooperation über eingesetzte Mittel und Mengen zusammengetragen wurden.

Ausgewählt wurden die Sulfonylharnstoff-Herbizide

- Amidosulfuron,
- Florasulam,
- Iodosulfuron-methyl,
- Mesosulfuron-methyl,
- Metsulfuron-methyl,
- Nicosulfuron.

Untersuchungsmethode

Die gewonnenen Wasserproben wurden mittels LC-MS/MS durch Direktinjektion mit Standardaddition auf die Zielparame-ter untersucht. Die Bestimmungsgrenze beträgt 0,050 µg/l.

Probenahmeorte und zeitlicher Ablauf

Für das Monitoring wurden Probenahmestellen im gesamten Verlauf der Ruhr ausgewählt. Das Einzugsgebiet der Ruhr, das etwa 4.500 km² beträgt, sollte durch diese Probenahmestellen weitgehend erfasst werden.

Entnommen wurden Proben an den Fluss-Kilometern:

- km 164 (oberhalb Wildshausen, WBV Arnsberg),
- km 121 (Fröndenberg, WW Warmen),
- km 95 (Schwerte, Westhofen),
- km 56 (Messstation Hattingen, Ruhrverband),
- km 11 (Mülheim, WW Styrum-Ost)

Das Monitoring-Programm wurde über das gesamte Jahr 2012 durchgeführt. Dabei erfolgten die Probenahmen 1- bis 2-mal pro Monat. In Absprache mit der Kooperation Landwirtschaft / Wasserwirtschaft wurden in den Monaten, in denen üblicherweise die

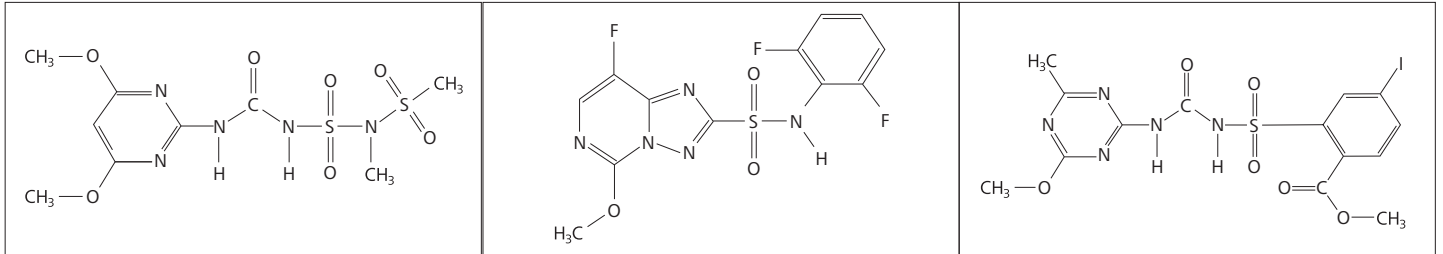


Bild 21.1: Amidosulfuron, Florasulam, Iodosulfuron-methyl
Fig. 21.1: Amidosulfuron, florasulam, iodosulfuron methyl

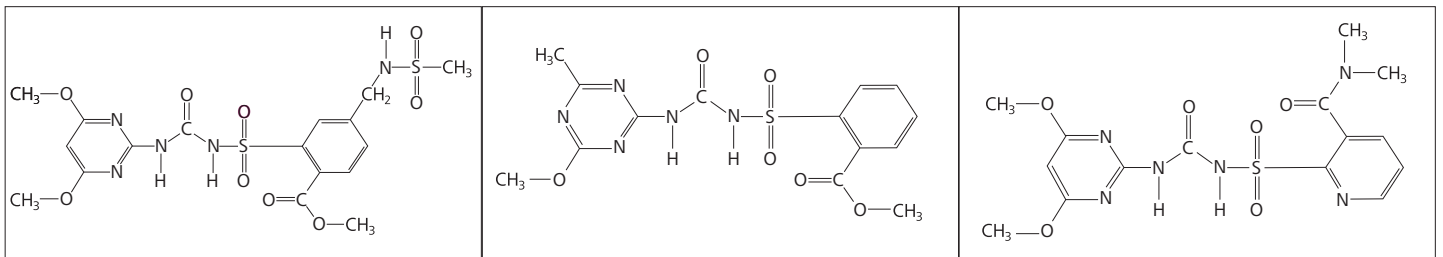


Bild 21.2: Mesosulfuron-methyl, Metsulfuron-methyl, Nicosulfuron
Fig. 21.2: Mesosulfuron methyl, metsulfuron methyl, nicosulfuron

Aufbringung von Herbiziden erfolgt (April, Mai, Juni, Juli, Oktober, November und Dezember) jeweils 2 Probenahme vorgenommen.

Die Probenahmen wurden sowohl in niederschlagsreichen als auch niederschlagsarmen Perioden durchgeführt. Im Jahr 2012 waren die Niederschlagsmengen des gesamten Jahres leicht niedriger als im langjährigen Mittel (988 mm zu 1059 mm). Ebenso war auch der mittlere Abfluss der Ruhr, gemessen am Pegel Hattingen, über das Jahr leicht verringert (75,5 m³/s zu 81,6 m³/s) [21.3]

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurde das Oberflächenwasser der Ruhr an jeder der fünf Probenahmestellen im Laufe des Untersuchungszeitraums (1 Jahr) 19-mal beprobt und untersucht. Die im Vorfeld festgelegten Untersuchungsparameter konnten in keiner der Proben nachgewiesen werden. Für die zu untersuchenden Parameter Amidosulfuron, Florasulam, Iodosulfuron-methyl, Mesosulfuron-methyl, Metsulfuron-methyl und Nicosulfuron war als Ergebnis <0,050 µg/l anzugeben.

Als Nebenbefund wurde vom Labor in einer Probe der oberen Ruhr (km 164, oberhalb Wildshausen, WBV Arnsberg) vom 26.04.2012 Flazasulfuron nachgewiesen. Der Stoff, der im Labor ebenfalls routinemäßig bestimmt wird, wurde hier mit 0,055 µg/l gemessen.

Flazasulfuron wird in Deutschland über zwei zugelassene Pflanzenbehandlungsmittel vertrieben. Diese sind neben dem Einsatz im Weinbau auch für die Forstwirtschaft vorgesehen. Die Probenahme Ende April 2012 erfolgte in einer niederschlagsreichen

Zeit, nach mehreren Tagen Regen. Möglicherweise ist es hierdurch zu vermehrten Abschwemmungen gekommen. Es handelt sich bei diesem Nachweis offensichtlich um einen Einzelbefund, der zudem deutlich unter dem Grenzwert für aufbereitetes Trinkwasser liegt (0,10 µg/l gemäß TrinkwV 2001).

Schlussfolgerung

Die Ergebnisse des einjährigen Sondermonitorings der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) belegen, dass die in der Landwirtschaft im Ruhreinzugsgebiet eingesetzten Sulfonylharnstoff-Herbizide im Oberflächenwasser der Ruhr nicht nachzuweisen sind.

Dieses Ergebnis zeigt, dass ein weiteres Monitoring für diese Stoffgruppe z. Zt. trotz des einzelnen Nebenbefundes nicht zu begründen ist. Auch für die Aufnahme der Sulfonylharnstoff-Herbizide in die regelmäßige Überwachung der Wassergüte ergibt sich hieraus keine Notwendigkeit. Eine Belastung des aufbereiteten Trinkwassers der Wasserwerke an der Ruhr durch Sulfonylharnstoff-Herbizide ist nicht zu erwarten.

- [21.1] Geiges, M. Kiefer, J. & Betting, D. (2009): Verlagerungs- und Abbaueverhalten ausgewählter Sulfonylharnstoff-Herbizide im Boden; Forschungsvorhaben von badenova AG & Co. KG, DVGW Technologiezentrum Wasser Karlsruhe (TZW) & Zweckverband Landeswasserversorgung (ZVLW); Grundwasserdatenbank Wasserversorgung (Hrsg.): Jahresbericht 2008.
- [21.2] Ruhrverband (2010): Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Bereich der Ruhr - aktuelle erhebungen der Kooperation Landwirtschaft / Wasserwirtschaft; Ruhrverband, arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (Hrsg.): Ruhrwassergütebericht 2009, 165-169.
- [21.3] Ruhrverband (2013): Ruhrwassermenge 2012, Essen.

22 Organisation der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e.V. (AWWR)

Stand 31. Dezember 2013

Mitglieder und ständige Gäste

Präsidium:

Robert Dietrich, Hochsauerlandwasser GmbH, Meschede
Dr. Christoph Donner, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr (Vorsitzender)
Roland Rütther, Mark-E Aktiengesellschaft, Hagen
Hansjörg Sander, VWW Verbund-Wasserwerk Witten GmbH
Helmut Sommer, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte

Mitglieder:

Dr. Claus Bongers, AVU Aktiengesellschaft für Versorgungsunternehmen, Gevelsberg
Dietmar Bückemeyer, Stadtwerke Essen AG
Robert Dietrich, Hochsauerlandwasser GmbH, Meschede
Dr. Christoph Donner, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr
Bernd Heitmann, Stadtwerke Fröndenberg GmbH
Dr. Dirk Waider, Gelsenwasser AG, Gelsenkirchen
Dr. Ralf Karpowski, Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH
Thomas Kroll, Wasserbeschaffungsverband Arnberg
Gregor Langenberg, Wassergewinnung Essen GmbH
Axel Reuber, Stadtwerke Brilon AöR
Bernd Reichelt, Stadtwerke Menden
Roland Rütther, Mark-E AG, Hagen
Hansjörg Sander, VWW Verbund-Wasserwerk Witten GmbH
Dieter Schick, Stadtwerke Hamm GmbH
Helmut Sommer, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte
Jürgen Schwarberg, Stadtwerke Sundern
Dietmar Spohn, Stadtwerke Bochum GmbH

Ständige Gäste:

Prof. Dr. Harro Bode, Ruhrverband, Essen
Christine Elhaus, Bezirksregierung Arnberg
Heidemarie Ohlhoff, Bezirksregierung Düsseldorf
Gerhard Odenkirchen, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf
Dr. Wolfgang van Rienen, BDEW/DVGW Landesgruppe NRW, Bonn
Dr. Matthias Schmitt, ARW Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasserwerke e.V., Köln
Priv.Do. Dr. Georg Joachim Tuschewitzki, Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen
Ninette Zullei-Seibert, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte

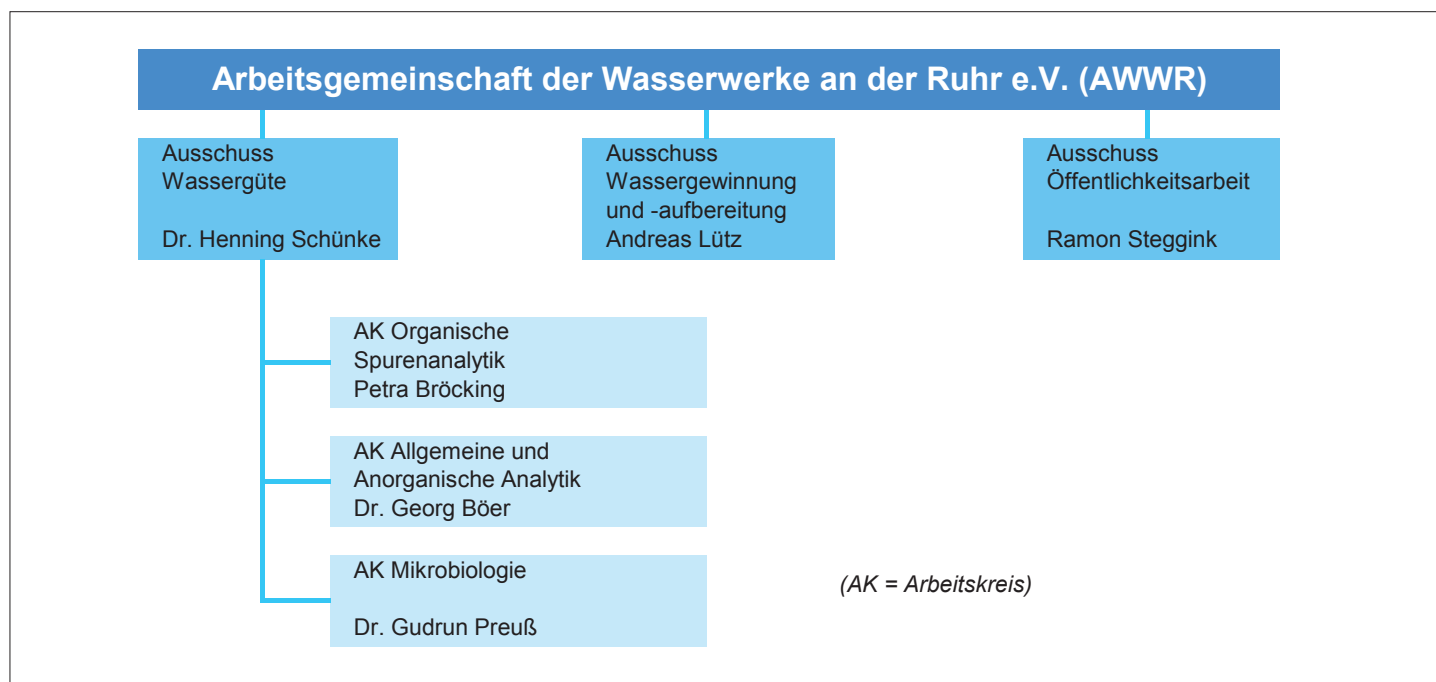
Kontakte

Anschrift:

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
Fax.: 0209 708-708



Ausschuss Wassergüte

Obmann: Dr. Henning Schünke, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte

- Dr. Thomas Bals, Energie- und Wasserversorgung Hamm GmbH, Hamm
- Ingo Becker, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte
- Dr. Georg Böer, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
- Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen
- Uwe Frost, Ruhrverband, Essen
- Prof. Dr. Ralf Klopp, Ruhrverband, Essen
- Thomas Kroll, Stadtwerke Arnsberg GmbH & Co KG, Arnsberg
- Thomas J. Lottes, VWW Verbund Wasserwerk Witten GmbH, Witten
- Dr. Gudrun Preuß, Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund, Schwerte
- Ortwin Rodeck, Gelsenwasser AG, Gelsenkirchen
- Dr. Mathias Schöpel, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
- Dr. Henning Schünke, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
- Christian Skark, Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund, Schwerte
- Gerhard Strücker, Mark-E AG, Hagen
- Dr. Georg Tuschewitzki, Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen

Arbeitskreis Allgemeine und anorganische Analytik

Obmann: Dr. Georg Böer, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte

- Hans-Jürgen Ammann, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
- Dr. Thomas Bals, Energie- und Wasserversorgung Hamm GmbH, Fröndenberg
- Dr. Georg Böer, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
- Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebiets, Gelsenkirchen
- Kay Jansen, Ruhrverband, Essen
- Guido Lens, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
- Thomas J. Lottes, VWW Verbundwasserwerk Witten GmbH, Witten
- Monika Raabe, Mark-E AG, Hagen
- Dr. Achim Rübel, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung Gemeinnützige GmbH, Mülheim

Arbeitskreis Organische Spurenanalytik

Obfrau: Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebietes, Gelsenkirchen

Petra Bröcking, Hygiene-Institut des Ruhrgebietes, Gelsenkirchen
Heinz-Jürgen Dibowski, Ruhrverband, Essen
Ulrich Gatzemann, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
Guido Lens, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
Monika Raabe, Mark-E Aktiengesellschaft, ENERVIE Gruppe, Labor
Regina Respondek, LANUV Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW, Recklinghausen, Außenstelle Düsseldorf
Dr. Friedrich Werres, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, Mülheim

Arbeitskreis Mikrobiologie

Obfrau: Dr. Gudrun Preuß, Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund, Schwerte

Dr. Thomas Bals, Energie- und Wasserversorgung Hamm GmbH, Fröndenberg
Guido Geburtzky, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
Dr. Anne Heyer, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim
Jörg Kriegsmann, Verbundwasserwerk Witten GmbH, Witten
Bernd Lange, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung Gemeinnützige GmbH, Mülheim
Bettina Langer, Hygiene-Institut des Ruhrgebietes, Gelsenkirchen
Monika Raabe, Mark-E AG, Hagen
Ute Stratmann, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte
Gisela Trope, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Gelsenkirchen
Dr. Jost Wingender, Universität Duisburg-Essen, Essen
Susanne Zander-Hauck, Ruhrverband, Essen

Ausschuss Wassergewinnung und -aufbereitung

Obmann: Andreas Lütz, Wassergewinnung Essen GmbH, Essen

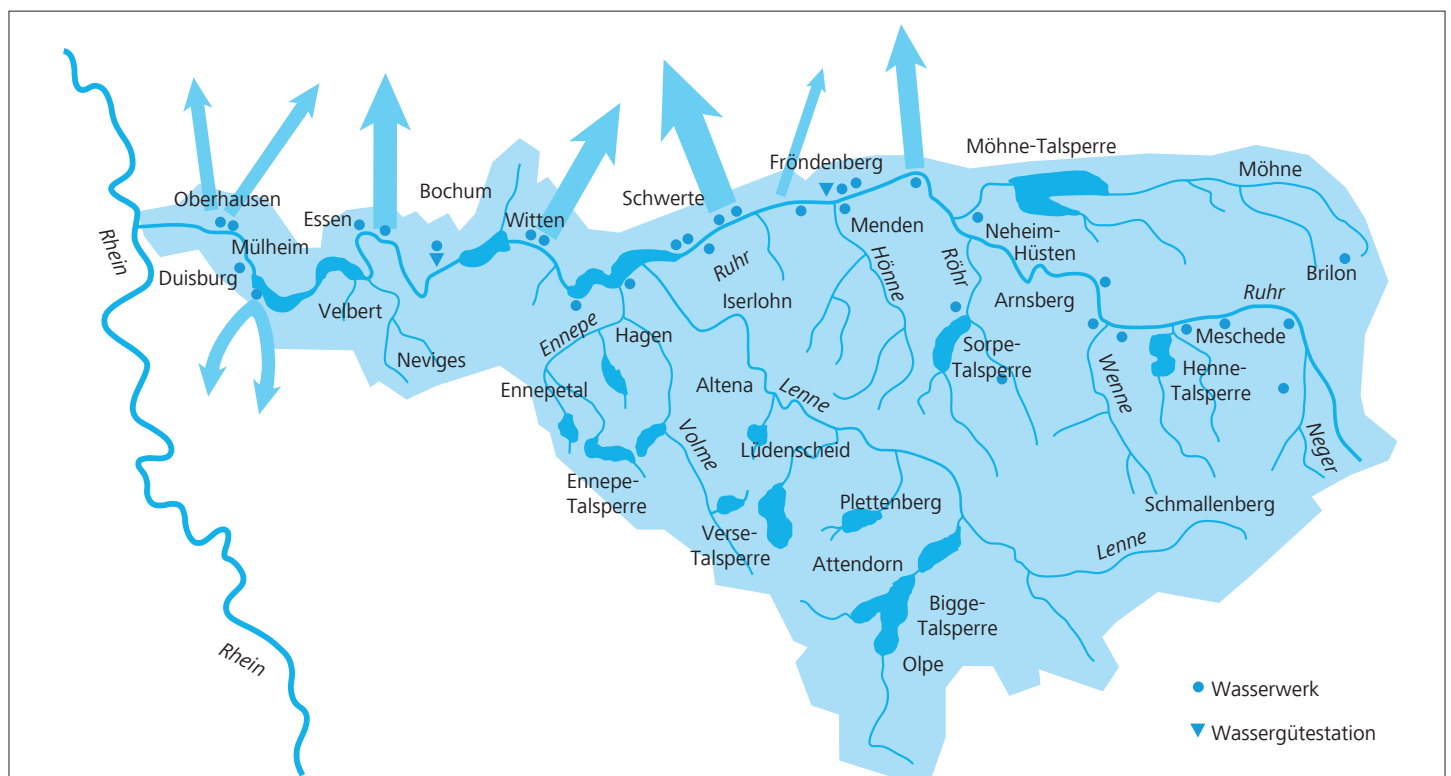
Thomas Bock, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte
Thomas Brenne, Mark-E Aktiengesellschaft, Hagen
Robert Dietrich, Hochsauerlandwasser GmbH, Meschede
Klaus Döhmen, AVU Aktiengesellschaft für Versorgungsunternehmen, Gevelsberg
Jürgen Drees, Stadtwerke Fröndenberg GmbH, Fröndenberg
Dr. Peter Evers, Ruhrverband, Essen
Christian Finger, Stadtwerke Brilon, Brilon
Angela Herzberg, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr
Dr. Peter Kappler, Stadtwerke Bochum GmbH, Bochum
Peter Klein, Ruhrverband, Essen
Thomas Kroll, Stadtwerke Arnsberg GmbH & Co KG, Arnsberg
Matthias Lürbke, Stadtwerke Menden GmbH, Menden
Andreas Lütz, Wassergewinnung Essen GmbH, Essen
Magnus Meckelburg, GELSENWASSER AG, Gelsenkirchen
Dieter Schick, Stadtwerke Hamm GmbH, Hamm
Jürgen Schwarberg, Stadtwerke Sundern, Sundern
Priv. Doz. Dr. Georg-Joachim Tuschewitzki, Hygiene-Institut des Ruhrgebietes, Gelsenkirchen

Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit

Obmann: Ramon Steggink, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr (ab 21. Februar 2013)

Jörg Fröhling, Hochsauerlandwasser GmbH, Meschede
Cornelia Helm, Stadtwerke Hamm GmbH, Hamm
Ulrike Hütter, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte (bis 15. Oktober 2013)
Christian Skark, Wasserwerke Westfalen GmbH, Schwerte (ab 15. Oktober 2013)
Dirk Pomplun, Stadtwerke Essen AG, Essen
Jörg Prostka, AVU Aktiengesellschaft für Versorgungsunternehmen, Gevelsberg
Uwe Reuter, Mark-E-AG, Hagen
Markus Rüdell, Ruhrverband, Essen
Thomas Schönberg, Stadtwerke Bochum GmbH, Bochum (bis 21. Februar 2013)
Christian Seger, Stadtwerke Bochum GmbH, Bochum (kommissarisch ab 21. Februar 2013)
Dr. Martina Sprotte, Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH, Dortmund
Ramon Steggink, RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr
Felix Wirtz, GELSENWASSER AG, Gelsenkirchen

23 Die AWWR in Zahlen



| Mitglieder der AWWR | Anzahl der Wasserwerke | Gesamt-Wasserförderung |
|--|-------------------------------------|--------------------------------|
| AVU Gevelsberg | 1 | ca. 250 Mio. m ³ /a |
| Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH | siehe WWW | |
| Gelsenwasser AG (s. auch WWW/WMR) | 1 | |
| Hochsauerlandwasser GmbH | 6 | |
| Mark-E Aktiengesellschaft | 1 | |
| RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH | 4 | |
| Stadtwerke Arnsberg GmbH | 1 | |
| Stadtwerke Bochum GmbH | siehe WMR | |
| Stadtwerke Brilon AöR | 1 | |
| Stadtwerke Essen AG | 1 | |
| Stadtwerke Fröndenberg GmbH | 1 | |
| Stadtwerke Hamm GmbH | 1 | |
| Stadtwerke Menden GmbH | 1 | |
| Stadtwerke Sundern | 2 | |
| WWW Verbund -Wasserwerk Witten GmbH | 1 | |
| Wasserbeschaffung Mittlere Ruhr (WMR) | 1 | |
| Wasserbeschaffungsverband Arnsberg | 1 | |
| Wassergewinnung Essen GmbH (WGE) | s. Stadtwerke Essen/Gelsenwasser AG | |
| Wasserwerke Westfalen GmbH (WWW) | 8 | |

24 Analysergebnisse des Ausschusses Wassergüte

Einführung

von Dr. Volkmar Neitzel, Ruhrverband

Allgemeines

Die nachfolgend dokumentierten und ausgewerteten Analysergebnisse zur Ruhrwasserbeschaffenheit 2013 wurden von den folgenden Unternehmen bereitgestellt:

Mark-E Aktiengesellschaft, Hagen
RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH,
Mülheim
Ruhrverband, Essen
Stadtwerke Hamm GmbH
Wassergewinnung Mittlere Ruhr GmbH
Wasserwerke Westfalen GmbH

Die Untersuchungen erfolgten in den unternehmenseigenen Laboratorien bzw. durch die Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH. Weiterhin wurden für einige Kenngrößen das Hygiene-Institut in Gelsenkirchen und das IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser GmbH beauftragt. Die einzelnen Institutionen übermittelten die Daten per E-Mail an den Ruhrverband, wo die Auswertung erfolgte.

Gemäß der seit 2006 geänderten Messstrategie wurden die Ruhr und ihre acht wichtigsten Nebenflüsse (diese jeweils im Mündungsbereich) quartalsweise hinsichtlich verschiedener physikalischer, chemischer und biologischer Größen in Form von Längsprofilen untersucht, um örtliche Veränderungen festzustellen. Darüber hinaus erfolgte an zehn vereinbarten Messstellen eine zeitlich dichte Überwachung mit möglichst wöchentlichen Messungen. Die bestimmten Pflanzenschutzmittel werden in den nachfolgenden Ausführungen gesondert betrachtet. Tabelle 24.1 gibt eine Übersicht über die Messstellen und die untersuchenden Laboratorien. Für die Nebenbäche ist in der Spalte Ruhr-km in Klammern die Kilometrierung aufgeführt, bei der der Nebenbach in die Ruhr mündet.

Seit 2006 gelten für die Ruhr überarbeitete Zielwerte, die als 90-Perzentile festgelegt wurden. Eine Ausnahme bilden die coliformen Bakterien, deren Zielwert als geometrisches Jahresmittel definiert ist. In Tabelle 24.2 sind für die 13 vereinbarten Stoffe bzw. Stoffgruppen die Zielwerte mit den in 2013 festgestellten Überschreitungen zusammengestellt. Tabelle 24.6 am Ende der Analysenstatistik enthält alle dokumentierten Messgrößen zur besseren Auffindbarkeit in alphabetischer Reihenfolge.

Ruhrlängsuntersuchungen

Die Auswertung und Dokumentation stützt sich auf rund 3600 Werte zu den Längsuntersuchungen. Der Ruhrverband entnahm und analysierte an 31 Probenahmestellen Wasserproben hinsicht-

lich maximal 41 Kenngrößen (ohne Pflanzenschutzmittel), während das Hygiene-Institut beauftragt wurde, dies an 14 Stellen vorzunehmen und das mit z. T. erheblich eingeschränktem Untersuchungsumfang. Während der vier Längsuntersuchungen konnten am Pegel in Hattingen die in Tabelle 24.3 zusammengestellten Abflüsse bestimmt werden.

Die Analysergebnisse von 41 Messgrößen sind nachfolgend in Form von Ganglinien dargestellt (Bild 24.1 bis 24.7). Es wurden jeweils sechs Kenngrößen zu einem Block zusammengefasst. Die 42. dargestellte Größe in Bild 24.7 ist der mittlere Abfluss am Pegel in Hattingen während der Längsuntersuchungen. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden mit dem Betrag der Bestimmungsgrenze in den Grafiken berücksichtigt und sind durch das Symbol „*“ kenntlich gemacht. Die senkrecht verlaufenden gestrichelten Linien kennzeichnen die Probenahmestellen. Die Abkürzungen RV bzw. HYG stehen für Ruhrverband respektive Hygiene-Institut.

Die Grafiken enthalten nur die Analysergebnisse der Ruhr, da in den Nebenbachmündungen z. T. wesentlich höhere Messwerte vorlagen. In Tabelle 24.4 sind für 41 untersuchte Kenngrößen die Mittelwerte zu acht Nebenflüssen/-bächen der Ruhr aufgeführt. Sie werden durch sechs ausgesuchte Längsprofile ergänzt, deren Form derjenigen der Ruhrlängsuntersuchungen entsprechen (Bild 24.8). Die Grafiken enthalten jeweils den Mittelwert der angegebenen Kenngröße für die Ruhr als Ganglinie und für die Nebenflüsse/-bäche als Punkt.

Zeitlich dichte Ruhrüberwachung

Die zeitlich dichte Überwachung der Ruhr erfolgte an zehn Probenahmestellen hinsichtlich maximal 24 Messgrößen. Aufgrund der unterschiedlichen Kapazitäten oder Monitoringstrategien der beteiligten Laboratorien wurden je nach Kenngröße in der Regel wöchentliche oder monatliche Untersuchungen durchgeführt. In einzelnen Fällen betrug die jährliche Untersuchungshäufigkeit bis zu 133, teilweise konnten bestimmte Kenngrößen nicht bestimmt werden. Der Auswertung lagen insgesamt etwa 8720 Messwerte (ohne Pflanzenschutzmittel) zu der zeitlich dichten Ruhrüberwachung zugrunde.

Die Analysergebnisse wurden zu statistischen Parametern wie Mittel-, Extrem- und Perzentilwerten verdichtet und nachfolgend in einer kombiniert tabellarisch/grafischen Form dokumentiert (Bild 24.9 bis 24.32). Innerhalb der Rechenalgorithmen wurden Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze mit 30 % der Bestimmungsgrenze berücksichtigt. Bei den Mittelwerten und Perzentilen, deren errechneter Betrag unterhalb der Bestimmungsgrenze lag, wurde ersatzweise die Bestimmungsgrenze mit einem vorangestellten „<“ angegeben. Die Minimal- und Maximalwerte sind jeweils mit ihrem Messdatum angegeben. Sofern ein Extremwert mehrfach gemessen wurde, ist statt des Datums die Kennung „Mehrere“ gesetzt.

Unterhalb der Tabellen sind die Messwerte der zeitlich dichten Untersuchung in ihrem zeitlichen Verlauf dargestellt. Die Grafiken enthalten die Messwerte von jeweils zwei benachbarten Probenahmestellen als schwarze bzw. blaue Linie unter den entsprechenden Spalten. Welche Ganglinie zu welcher Spalte gehört, ist mittels ei-

ner farbigen Linie unterhalb der Tabellenspalten kenntlich gemacht. Zur besseren Vergleichbarkeit sind alle Grafiken zu einer Kenngröße gleich skaliert. Als ergänzende Information ist jeweils links der zeitliche Verlauf des Abflusses der Ruhr am Pegel in Hattingen dargestellt. Liegen Zielwertüberschreitungen vor, sind diese bei den

Tabelle 24.1: Übersicht über die Messstellen und die untersuchenden Laboratorien
Table 24.1: 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 Aackerfähre |

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, Gelsenkirchen und Schwerte

Tabelle 24.2: Zielwerte für die Qualität des Ruhrwassers mit Überschreitungen im Jahr 2013
 Table 24.2: Target values for the quality of Ruhr water and exceedings in 2013

| Kenngroße | | Überschreitungen der Zielwerte 2013 | Einheit | Zielwert als 90 Perzentil | Trinkwasser-Grenzwert (Trinkw.-V. v. Mai 2001) |
|----------------------------------|-----------------|-------------------------------------|---------------------|---------------------------|--|
| Cadmium | Cd | keine | µg/l | 1 | 5 |
| Nickel | Ni | keine | µg/l | 10 | 20 |
| Ammonium | NH ₄ | keine | mg/l | 0,6 | 0,5 |
| Nitrat | NO ₃ | keine | mg/l | 25 | 50 |
| Phosphat gesamt gelöst | PO ₄ | keine | mg/l | 0,5 | |
| Gel. org. geb. Kohlenstoff | DOC | keine | mg/l | 5 | |
| Tetrachlorethen | | keine | µg/l | 1 | 10 für die Summe aus beiden |
| Trichlorethen | | keine | µg/l | 1 | |
| Diethyltrinitrilopentaessigsäure | DTPA | an drei Stellen | µg/l | 10 | |
| Ethylendinitrilotetraessigsäure | EDTA | an drei Stellen | µg/l | 10 | |
| Nitritotriessigsäure | NTA | keine | µg/l | 10 | |
| PSM ¹⁾ | | keine | ng/l | 50 | 100 |
| Coliforme Bakterien | | keine | 100ml ⁻¹ | 15000 ²⁾ | 0 |

¹⁾ Organisch-chemische Stoffe zur Pflanzenbehandlung und Schädlingsbekämpfung.

²⁾ Zielwerte als geometrisches Jahresmittel.

Tabelle 24.3: Mittlere Abflüsse während der Längsuntersuchungen
 Table 24.3: 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) | 4.2.2013 | 225,2 |
| Frühjahr / Ruhrverband (RV) | 25.3.2013 bis 27.3.2013 | 46,7 |
| Sommer / Hygiene-Institut (HYG) | 12.08.2013 | 25,9 |
| Herbst / Ruhrverband (RV) | 07.10.2013 bis 09.10.2013 | 28,6 |

90-Perzentilen bzw. beim geometrischen Jahresmittel (nur coliforme Bakterien) durch eine fette Schrift hervorgehoben.

Pflanzenschutzmittel

Pflanzenschutzmittel (PSM) sind chemische Substanzen, die in erster Linie Nutzpflanzen vor Schädlingsbefall (meist Insekten oder Pilze) schützen und den konkurrierenden Pflanzenwuchs unterbinden sollen. Diese hochwirksamen Verbindungen, die z. T. nur langsam abgebaut werden, dürfen in Lebensmitteln, wie dem Trinkwasser, nur in äußerst geringen Konzentrationen vorkommen. Der Gesetzgeber hat für Einzelsubstanzen im Trinkwasser einen Grenzwert von 100 ng/l festgelegt, für die Summe der Einzelsubstanzen, die über der Bestimmungsgrenze liegen, einen Wert von 500 ng/l.

Im Rahmen der Längsuntersuchungen und zeitlich dichten Ruhrüberwachung wurden 2013 rund 5500 Messungen zu den Pflanzenschutzmitteln durchgeführt. Von den 45 ausgewerteten PSM

lagen bei sieben Verbindungen Werte im Arbeitsbereich der Analysenverfahren vor, der Rest lag unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze. Bei keiner Substanz konnte ein Messwert oberhalb des Trinkwassergrenzwertes von 100 ng/l gemessen werden. In der Tabelle 24.5 ist die Überschreitungsstatistik zusammengestellt.

Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse zu Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln dienen gleichzeitig der Berichterstattung für das laufende Jahr der Kooperation Landwirtschaft/Wasserwirtschaft an der Ruhr. Die Ergebnisse flossen wie in den Vorjahren in die Tätigkeit der von den Wasserversorgungsunternehmen finanzierten Berater ein und wurden im Beirat der Kooperation diskutiert.

Kommentierung zu den Untersuchungsergebnissen

Dr. Henning Schünke, Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Schwerte

Niederschläge und Abfluss: Nach den beiden vorangegangenen Jahren mit unterdurchschnittlichem Niederschlag fiel die Abflussmenge im Jahr 2013 noch einmal deutlich niedriger aus. Niederschlagsspitzen traten im Einzugsgebiet in den Sommermonaten Juni und Juli sowie im November auf, die sich auch im Abfluss nachweisen ließen. Die Abflüsse am Pegel Hattingen erreichten nur im Februar (Schneesmelze) sowie im Juni und November das langjährige Mittel, während sie sonst deutlich unter dem Durchschnitt lagen.

Der Abfluss lag im gesamten Ruhrverlauf über das ganze Jahr deutlich unter der Informationsstufe. Mit Ausnahme der Abflussspitze im Sommer folgte er dem üblichen Abflussverlauf mit erhöhten Abflüssen zum Ende des Winters und im Herbst. Allerdings lagen die Spitzen an allen Pegeln deutlich unter den Werten der Vorjahre.

Der Ruhrabfluss wird als ergänzende Information in den Bildern 24.9 – 24.32 mit aufgeführt.

Temperaturen: Die Wassertemperaturen folgten einem typischen Jahresgang: Das Minimum wurde Ende Januar erreicht. Nur am Unterlauf verschob sich das Minimum auf Anfang März. Die Spitzenwerte für die Temperaturen wurden ab Juli bis in den August hinein erreicht (Bild 24.9). Dabei wurden im Ruhrverlauf an den Probestellen in Bochum und Essen die höchsten Temperaturen gemessen. Auch in den Spitzen bleiben die Temperaturen ganzjährig unter der 25 °C-Marke (Bild 24.9) und zeigten insgesamt geringere Schwankungsbreiten als in den Vorjahren.

Die Längsuntersuchungen verdeutlichten die Zunahme der Temperatur über den Ruhrverlauf nur in der Sommer- und Herbst-Messkampagne. Im Winter und Frühjahr wurde eine sehr ausgeglichene Temperatur über den gesamten Verlauf der Ruhr gemessen (Bild 24.1).

Leitfähigkeit und Salze: Die Leitfähigkeit zeigte 2013 weitgehend ausgeglichene Werte. Entsprechend der Abflusssituation wurde bei einem erhöhten Durchfluss eine Verdünnung der Ionenstärken erreicht. Nur bei der zeitdichten Untersuchung in Essen konnten vermehrt Schwankungen festgehalten werden (Bild 24.10). Bei den Längsuntersuchungen wurden erwartungsgemäß ansteigende Werte der Leitfähigkeit über den Flussverlauf gemessen. Auffällig war, dass sich bei der Messung im Winter kein Anstieg zeigte (Bild 24.1).

Auch das Chlorid zeigte als wichtigstes Gegenion der meisten Salze einen zur Leitfähigkeit vergleichbaren Verlauf (Bild 24.26). Für das Chlorid wurde ein ausgeglichener Konzentrationsverlauf beobachtet mit Verdünnungseffekten in Zeiten von erhöhtem Abfluss. Trotz des geringen Abflusses wurden keine erhöhten Konzentrationen an Chlorid bei niedrigen Abflüssen beobachtet.

Die Salzfrachten der übrigen Ionen bestimmen ebenfalls die Leitfähigkeiten. Hier konnten bei den Längsuntersuchungen entsprechende Werte die vorangehenden Ergebnisse bestätigen (Bild 24.6). Hintergrund für den fehlenden Anstieg der Frachten im Winter war die Probenahme, die zum Zeitpunkt der höchsten Abflüsse nach der Schneeschmelze stattfand, wodurch eine starke Verdünnung auftrat (Bilder 24.6 und 24.3).

Trübung: Auch die Trübung korrelierte erwartungsgemäß mit den Werten des Abflusses: Bei höheren Abflüssen kamen Trübungsspitzen zu Stande, jedoch auf Grund der im Allgemeinen niedrigen Abflusswerte lagen keine besonderen Spitzen vor (Bild 24.12). Wie bei der Leitfähigkeit konnten auch hier bei der Messung in Essen durch die häufigere Probenahme mehr Schwankungen beobachtet werden. Insgesamt lagen die durch Sedimenttransport bedingten Werte allerdings unter den Werten der Vorjahre.

Der direkte Einfluss der Abflussmengen wurde auch für die Trübung nachgewiesen: In der Wintermessung mit den höchsten Abflüssen waren die Trübungen entsprechend erhöht (Bild 24.1). Bei den Messungen im Frühjahr wirkten sich z. T. auch Einflüsse der Nebengewässer aus .

Sauerstoff, Chlorophyll und pH-Werte: Die entscheidenden Einflussfaktoren für die Sauerstoffgehalte sind neben der Temperatur vor allem die biologischen Produzenten bzw. Destruenten. Im oberen Ruhrlauf werden die Sauerstoffgehalte hauptsächlich durch den Jahresgang der Temperaturen mit geringen Schwankungen bestimmt (Bild 24.15). Nach den hohen Sauerstoffwerten in den Wintermonaten war ein geringer Anstieg im Frühjahr durch die Aktivität der Produzenten festzustellen, während in den Sommermonaten eine langsame Abnahme beim Abbau der Biomasse auftrat. In den Herbst- und Wintermonaten folgte erneut ein Anstieg bedingt durch die verbesserte Löslichkeit bei den niedrigen Temperaturen. Größere Schwankungen im Sauerstoffgehalt waren ab dem Hengsteysee festzustellen, die auf der höheren biologischen Aktivität in der Staustufe zurückzuführen sein dürfte. Vor allem hier wurde eine weitere deutliche Spitze in den Sommermonaten gemessen. Größere Schwankungen sind auch im weiteren Verlauf der Ruhr nachweisbar. Bei allen Untersuchungen wurde jedoch die kritische Sauerstoffkonzentration (5 mg/L) an keiner Stelle erreicht oder unterschritten.

In den Längsuntersuchungen konnten die unterschiedlichen Niveaus der Sauerstoffgehaltes zu den Jahreszeiten nachvollzogen werden. Bei der Aufnahme des Längsprofils wurde die für Flusssysteme typische Abnahme der Sättigung mit der Laufstrecke deutlich (Bild 24.2).

Der Gehalt an Chlorophyll (Bild 24.13) kann als Maß für die Produzenten herangezogen werden. Ab der Stauhaltung Hengstey wurde im Frühjahr ein deutlicher Anstieg gemessen, der sich auch im weiteren Verlauf der Ruhr fortsetzte. Im Vergleich waren im Oberlauf nur geringe Chlorophyllgehalte nachzuweisen. Nach dem ersten Algenwachstum im Frühjahr trat bei Hagen ein zweites Maximum im Juli auf, für das es keine entsprechende Entwicklung im Unterlauf der Ruhr gab. Die Spitze wurde aber durch die Sauerstoffmessung bei Hagen bestätigt.

Die Zunahme des Chlorophylls konnte bei der Frühjahrmessung auch im Längsverlauf ab der Stauhaltung des Hengsteysees beobachtet werden (Bild 24.1). Besonders hohe Gehalte waren an der unteren Ruhr in Mülheim messbar.

Die Entwicklung der Produzenten beeinflusst weitere Parameter: Neben der Erhöhung des Sauerstoffes während des Wachstums bzw. einer Zehrung während des Abbaus der Biomasse nach der Algenblüte wird auch der pH-Wert maßgeblich über den Stoffwechsel der Algen beeinflusst. Das starke Algenwachstum im Frühjahr, aber auch die zweite Algenblüte am Hengsteysee im Sommer, wirkten sich durch den Verbrauch der Kohlensäure mit einem entsprechenden Anstieg des pH-Werts aus (Bild 24.11).

Nährstoffe, Absorption und gebundener Kohlenstoff: Während des Wachstums der Algen werden Nährstoffe in die Biomasse eingebaut, die dem Gewässer entzogen werden. Dies wird z.B. aus dem Phosphatgehalt der Ruhr deutlich, der in den Zeiten des Algenwachstums im Ruhrabschnitt hinter Schwerte gezehrt wurde. Ein besonders deutlicher Effekt trat an der Probestelle in Essen auf (Bild 24.21): Ab dem Mai wurden nach der Algenblüte der pela-

gischen Algen wieder erhöhte Konzentrationen an Phosphat gefunden. Die Zehrung von Phosphat wurde auch in der Längsuntersuchung im Frühjahr bestätigt (Bild 24.3). Dagegen zeigte der Längsschnitt im Herbst nach der Abnahme der hohen Gehalten im Oberlauf bis zur mittleren Ruhr einen langsamen Anstieg über die Mittlere und Unterer Ruhr. Die hohen Gehalte im Herbst im Oberlauf traten bereits in früheren Beobachtungsjahren auf, zeigten aber bei der aktuellen Messung einen weiteren Anstieg, der auf einen anthropogenen Einfluss schließen lässt. Hinter der Probestelle Wildshausen werden die Gehalte durch die Zuflüsse wieder reduziert, so dass sie ab Echthausen nach dem Zufluss der Möhne eine übliche Zunahme zeigen.

Der zweite Nährstoffparameter Nitrat zeigte einen Jahresgang, der dem des Phosphates nicht entsprach: Während der Wachstumsphasen wurden erhöhte Gehalte gefunden (Bild 24.20). Im weiteren Verlauf waren in den Sommermonaten abnehmende Gehalte im Gewässer vorhanden, bis zum Winter erneut ein Anstieg von Nitrat auftrat. Der Verlauf dürfte auf eine Überlagerung der biologischen Zehrung durch den Eintrag in das Gewässer durch Düngemaßnahmen im Frühjahr hindeuten, bzw. aus der Freisetzung nach der Wachstumszeit aus den Böden im Winter resultierten.

Beim gelösten organischen Kohlenstoff wurde ein weitgehend ausgeglichener Jahresgang festgestellt (Bild 24.16). Die höchsten Gehalte wurden in den Sommermonaten erreicht. Allerdings unterlag dieser Parameter starken kurzzeitigen Schwankungen, die keine einheitliche Interpretation zulassen. Einen ähnlichen Verlauf zeigte auch der Spektrale Adsorptionskoeffizient, mit dem ebenfalls organisches Material nachgewiesen werden kann (Bild 24.17). In den Längsuntersuchungen konnten die verschiedenen Niveaus in den Messungen im Sommer oder Herbst bzw. Winter oder Frühjahr gezeigt werden (Bild 24.2).

Ammonium: Auch auf die Konzentrationen von Ammonium haben verschiedene Faktoren Einfluss (Bild 24.19): Die hohen Werte im Winter sind auf eine mangelnde biologische Umsetzung in den Kläranlagen und im Gewässer zurückzuführen. Zwischen März und Mai lagen die Konzentrationen auf Grund der biologischen Aktivität auf dem niedrigsten Niveau. Ab Ende Mai stiegen die Werte durch den Abbau der Biomasse wieder an. Der Verlauf der Ammoniumkonzentrationen zeigte deutliche Spitzen, die diesen allgemeinen Verlauf z.T. überdecken und durch Einleitungen begründet sein dürften. Die Niveau-Unterschiede in den Jahreszeiten traten auch bei der Längsuntersuchung auf (Bild 24.3). Deutlich wird hier aber auch ein Einfluss der Nebengewässer, z.B. bei der Sommermessung in Bochum-Stiepel beeinflusst der Zustrom des Ölbaches.

Metalle: Bei den Metallen wurden Cadmium, Chrom, Nickel und Mangan untersucht (Bilder 24.22 – 24.25). Diese Messungen ergaben auf Grund der unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen der beteiligten Stellen für Cadmium und Chrom (Bilder 24.22, 24.23) fast durchgängig Werte unter der Bestimmungsgrenze. Die Auswertung eines Verlaufes konnte nur für die Probenstelle Essen-Rellinghausen mit einer niedrigeren Bestimmungsgrenze vorgenommen werden. Für Cadmium wurde hier ein 90-Perzentil-Wert von 0,1 µg/L festgestellt, der einem 10tel des Zielwertes der AWWR

entspricht. Bei Chrom wurde ein 90-Perzentil-Wert von 1,3 µg/L nachgewiesen. Die Spitzen lagen im Bereich der erhöhten Abflüsse, so dass auf eine Remobilisierung von sedimentgebundenen Vorkommen geschlossen werden kann.

Die Metalle Nickel und Mangan traten in höheren Konzentrationen auf (Bilder 24.24 u. 24.25). Nickel zeigte schwankende Werte, die über den Lauf der Ruhr zunahmen. Dabei wurde der Zielwert der AWWR bei keiner Messung überschritten. Die Konzentration blieb selbst in den Spitzen zu Zeiten höherer Abflüsse unter 50 % des Zielwertes (Bild 24.24). Beim gelösten Mangan wurde ein weitgehend ausgeglichener Konzentrationsverlauf analysiert. Einzelne Spitzen konnten jedoch nicht mit den Abflüssen korreliert werden (Bild 24.25).

Aus den Längsuntersuchungen der Ruhr ergab sich für die Metalle ein ähnliches Bild (Bilder 23.4 u. 24.5). Über die Fließstrecke wurde dabei eine leichte Zunahme beobachtet. Auffällig waren allerdings die Werte aus der Sommermessung an der Messstelle Stiepel hinter dem Zustrom des Ölbaches, bei der die Werte für Cadmium, Kupfer und Zink deutlich erhöht waren. Bei Cadmium wurde mit dieser Messung sogar der Zielwert der AWWR überschritten (Bild 24.4).

Für die Metalle Eisen und Mangan konnte in den Längsuntersuchungen nachgewiesen werden, dass sie vor allem partikelgebunden vorlagen (Bild 24.5).

Anthropogene Spurenstoffe: Bei den organischen halogenierten Spurenstoffen AOX wurden nur wenige Messwerte oberhalb der Bestimmungsgrenze gefunden (Bild 24.27). Aus den erhaltenen Einzelwerten ließ sich keine Aussage über einen Verlauf machen. Einzig bei der zeitlich dichten Untersuchung des Ruhrverbandes mit der niedrigeren Bestimmungsgrenze konnte an der Messstelle in Essen Rellinghausen ein Verlauf für AOX ausgewertet werden. Auch hier wurden keine auffälligen Konzentrationen nachgewiesen. Das 90-Perzentil lag mit 12 µg/L an der Bestimmungsgrenze der übrigen Analytik. Im Maximum wurde mit 24 µg/L etwa das Doppelte erreicht. (Bild 24.7).

Mit unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen wurden auch die kurz-kettigen Chlorkohlenwasserstoffen mit den Parametern Tetrachlo-ethen (Bild 24.28) und Trichlo-ethen (Bild 24.29) gemessen. Im Ruhrverlauf wurde bis Witten keine Überschreitung der Bestimmungsgrenzen gefunden. Da auch diese Parameter in der Untersuchung des Ruhrverbandes mit einer niedrigeren Bestimmungsgrenzen analysiert wurden, konnte für das Tetrachlo-ethen ein Verlauf diskutiert werden. Gefunden wurden nur geringe Spuren, die im 90-Perzentil mit 0,03 µg/L weit unter den Bestimmungsgrenzen der übrigen Messungen lagen. Selbst bei einer Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/L konnte bei Trichlo-ethen kein Wert bestimmt werden (Bild 24.29).

Eine deutliche Belastungssituation trat erneut bei den Komplexbildnern auf. Hier lagen die diffusen Einträge oberhalb der Messstelle Hengstey bei DTPA unterhalb der Bestimmungsgrenze (Bild 24.30) und bei EDTA bei etwa 4 µg/L (Bild 24.31). Ab der Punkteinleitung in Hagen wurden anschließend die AWWR-Zielwerte von 10 µg/L

größtenteils deutlich überschritten. Die Konzentrationen blieben für DTPA bis hinter Bochum und für EDTA bis hinter Essen über dem Zielwert.

Dieser Konzentrationssprung wurde auch in den Längsuntersuchungen bestätigt (Bild 24.7). Ab Hagen war ein steiler Anstieg feststellbar, so dass die Zielwerte der AWWR sowohl für DTPA bis zum Dreifachen als auch für EDTA bis zum Siebenfachen überstiegen wurden. Gegenüber den Vorjahren war trotz der massiven Überschreitungen ein Rückgang bei den Spitzenwerten festzuhalten. Unter den Komplexbildnern wies das biologisch abbaubare NTA keine Überschreitung der Zielwerte auf (Bild 24.32). Diese Stoffgruppe bleibt auf Grund der Punkteinleitung Ursache für die einzige dauerhafte Überschreitung der AWWR-Zielwerte (Tabelle 24.2).

Die Untersuchung auf Pflanzenschutzmittel ergab nur vereinzelt Befunde, die in keinem Fall die 0,1 µg/L-Grenze erreichten (Tabelle 24.5). Von 45 untersuchten Wirkstoffen und Metaboliten konnten 5 Wirkstoffe und ein Metabolit in den Messungen nachgewiesen werden. Am häufigsten wurde das Herbizid Quinmerac (4 % der Proben) gefunden, das aus dem Getreide- oder Rapsanbau stammt. Mit 3,2 % Positiv-Befunden wurden auch Terbuythlazin und MCPA analysiert. Beide Herbizide werden vor allem im Maisanbau eingesetzt. Weitere aufgefundene Herbizide waren das Metazachlor, das Isoproturon, das Metolachlor sowie der Metabolit Desethylterbutylazin. Damit wurden vor allem Wirkstoffe aus dem landwirtschaftlichen Mais- oder Getreideanbau nachgewiesen.

Nebengewässer: Der Ruhrverband untersucht neben der Ruhr sporadisch auch verschiedene Zuflüsse (Tabelle 24.1). Die Ergebnisse wurden in Tabellenform zusammengeführt (Tabelle 24.4). In Bild 24.8 werden einige Parameter den Werten in der Ruhr gegenübergestellt.

Die Tabelle weist für einige Nebengewässer der Ruhr einen deutlichen Einfluss von Abwassereinleitungen aus. Neben den hohen Salzfrachten im Baarbach und Ölbach wurden in den beiden Gewässern auch hohe Konzentrationen an Abwasser-Indikatoren festgestellt. Besonders hohe Lasten an Phosphaten, Borat und Fluorid deuten auf einen sehr hohen anthropogenen Abwasseranteil hin. Dass dieser Abwasseranteil neben dem häuslichen Anteil auch auf industriellen Indirekteinleitungen basiert, wurde durch die erhöhten Gehalte von AOX angedeutet.

Neben diesen beiden Zuflüssen finden sich in anderen Nebengewässern z.T. spezifische Belastungen: So konnten neben dem Baarbach auch im Rinderbach sehr hohe Bakterienghalte bestimmt werden. Zudem fielen im Rinderbach zusätzlich noch Industrieinleitungen durch die Gehalte an EDTA und den Metallen Zink und Blei auf. Im Bereich Hagen wurden in der Lenne leicht erhöhte Konzentrationen von Poly-Aromatisch-Kohlenwasserstoffen (PAK) nachgewiesen. In der Volme lagen diese PAK-Belastung noch deutlich höher.

Aus den vergleichenden Graphiken ließen sich ähnliche Bilder ableiten (Bild 24.8): Dort fallen vor allem wieder der Baarbach, der Ölbach und der Rinderbach mit deutlich höheren Gehalten an DOC

und Fluorid auf. Die Komplexbildnerlasten am Zufluss der Lenne wurden durch die Messstelle für die Lenne nicht mit erfasst, da sie nicht am Mündungsbereich, sondern deutlich flussaufwärts (2,74 km oberhalb der Mündung) liegt (Tabelle 24.1) Die Einleitung wurde deshalb erst in der Ruhr erfasst.

Gewässerhygiene: Als Parameter für den hygienischen Zustand der Ruhr wurde das Vorkommen von coliformen Bakterien untersucht (Bild 24.14). Seit 2013 wurden die Werte erstmals durch eine geänderte Methode, die Alternativmethode nach Trinkwasserverordnung, ermittelt. Da die Ruhr auch als Vorflut fungiert, wurde der Zielwert auf durchschnittlich 15.000 KBE/100mL (geometrisches Mittel) festgelegt. Dieser Zielwert wurde an allen Messstellen unterschritten. Deutliche Belastungen mit den Indikatorbakterien wurden jedoch in den Spitzenwerten gefunden, die in der oberen und mittleren Ruhr durchweg über den Zielwerten lagen. Die erhöhten Werte konnten für 2013 nicht mit Niederschlagsereignissen korreliert werden, da hierzu eine regional engmaschigere Auflösung für die Niederschläge notwendig wäre. Auffällig waren die durchgehend niedrigeren Zahlen von coliformen Bakterien in der unteren Ruhr ab Stiepel.

In den beiden Längsuntersuchungen (Bild 24.1) konnten diese Verteilung in den beiden Messreihen jedoch nicht bestätigt werden: Hier lagen an der oberen und mittleren Ruhr die Zahlen mit 2000 KBE/100 mL unter den Zahlen der unteren Ruhr Belastungen mit ca. 4000 KBE/100 mL. Durch diesen anscheinenden Widerspruch wird das sehr heterogene Bild der bakteriologischen Belastungen in der Ruhr deutlich.

Zusammenfassung

Das Jahr 2013 wies erneut eine niedrige Wasserführung auf, wobei jedoch keine allgemeine Steigerung der Konzentrationen der untersuchten Stoffe stattfand. Aus der niedrigen Wasserführung resultierte aber auch eine geringere Remobilisierung aus den Sedimenten.

Die Untersuchungen zeigen überwiegend geringe Belastungen für die Ruhr. Unter den anthropogenen Spurenstoffen fiel aber im Jahr 2013 erneut der starke punktuelle Eintrag von Komplexbildnern in Hagen auf, der einen Anteil an der Gesamtkonzentration von ca. 70 % für EDTA und ca. 100 % für DTPA für die weitere Ruhr ausmacht. Hierdurch wurden in der Ruhr die Zielwerte der AWWR, die auf den Anforderungen für Oberflächengewässer beruhen, deutlich überschritten. Der punktuelle Eintrag in Hagen wirkte sich mit einer Überschreitung des Zielwertes bis Essen aus.

Die AWWR-Zielwerte für die Ruhr wurden auch in den Nebengewässern der Ruhr nicht immer eingehalten, so dass sie zu einer Belastung der Ruhr beitragen. Neben den Komplexbildnern im Baarbach und dem Rinderbach wurde auch Belastungen durch Nährstoffe wie Phosphate, Ammonium und Nitrat nachgewiesen. Der Baarbach zeigte zusätzlich eine hohe bakteriologische Belastung, die nahe der Zielwerte der AWWR lag.

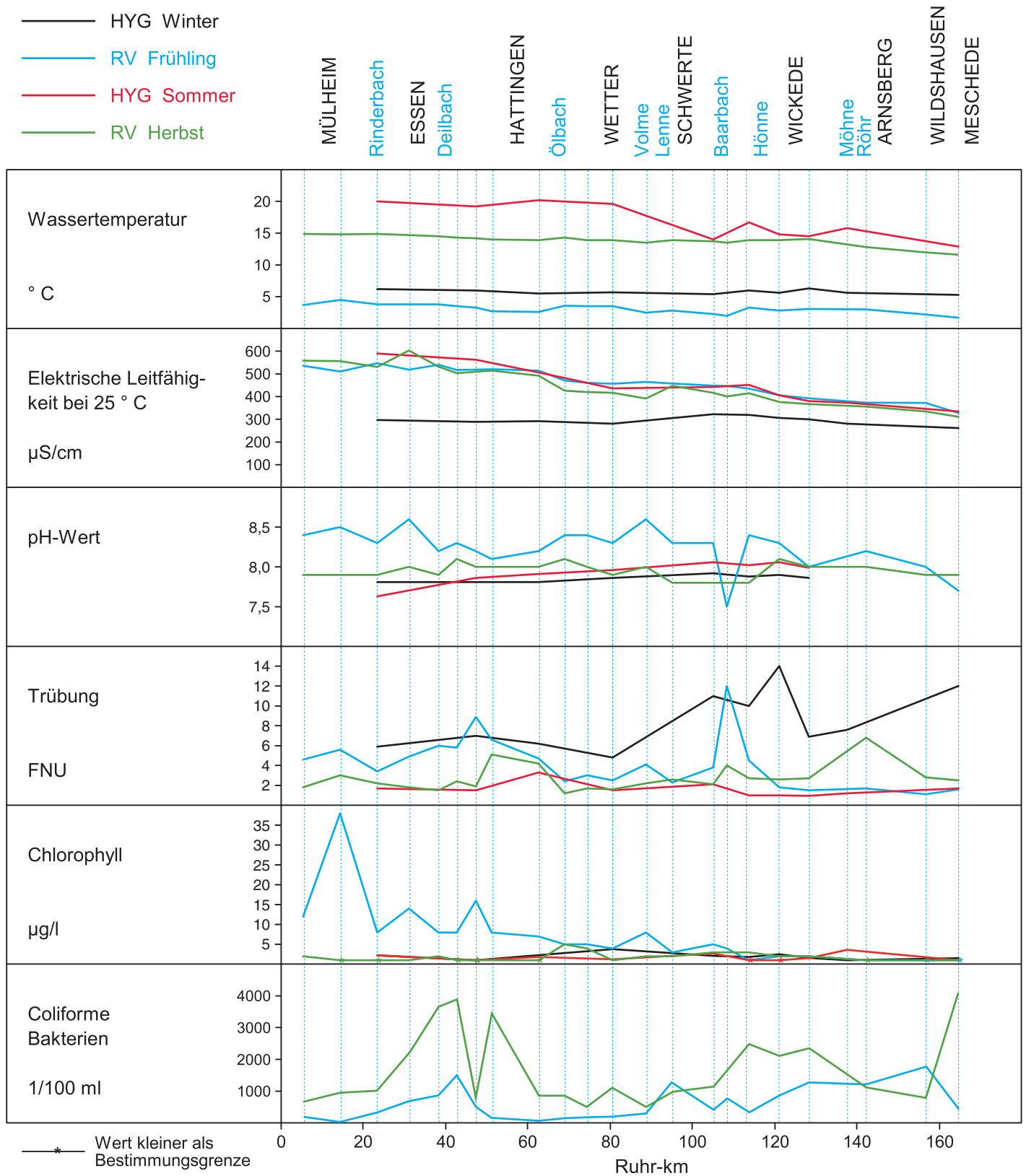


Bild 24.1: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr nach Analysen des AWWR-Ausschusses „Wassergüte“
 Fig. 24.1: Water condition of the Ruhr according to analyses of the AWWR water quality committee



Bild 24.2: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr nach Analysen des AWWR-Ausschusses „Wassergüte“
 Fig. 24.2: Water condition of the Ruhr according to analyses of the AWWR water quality committee



Bild 24.3: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr nach Analysen des AWWR-Ausschusses „Wassergüte“
 Fig. 24.3: Water condition of the Ruhr according to analyses of the AWWR water quality committee

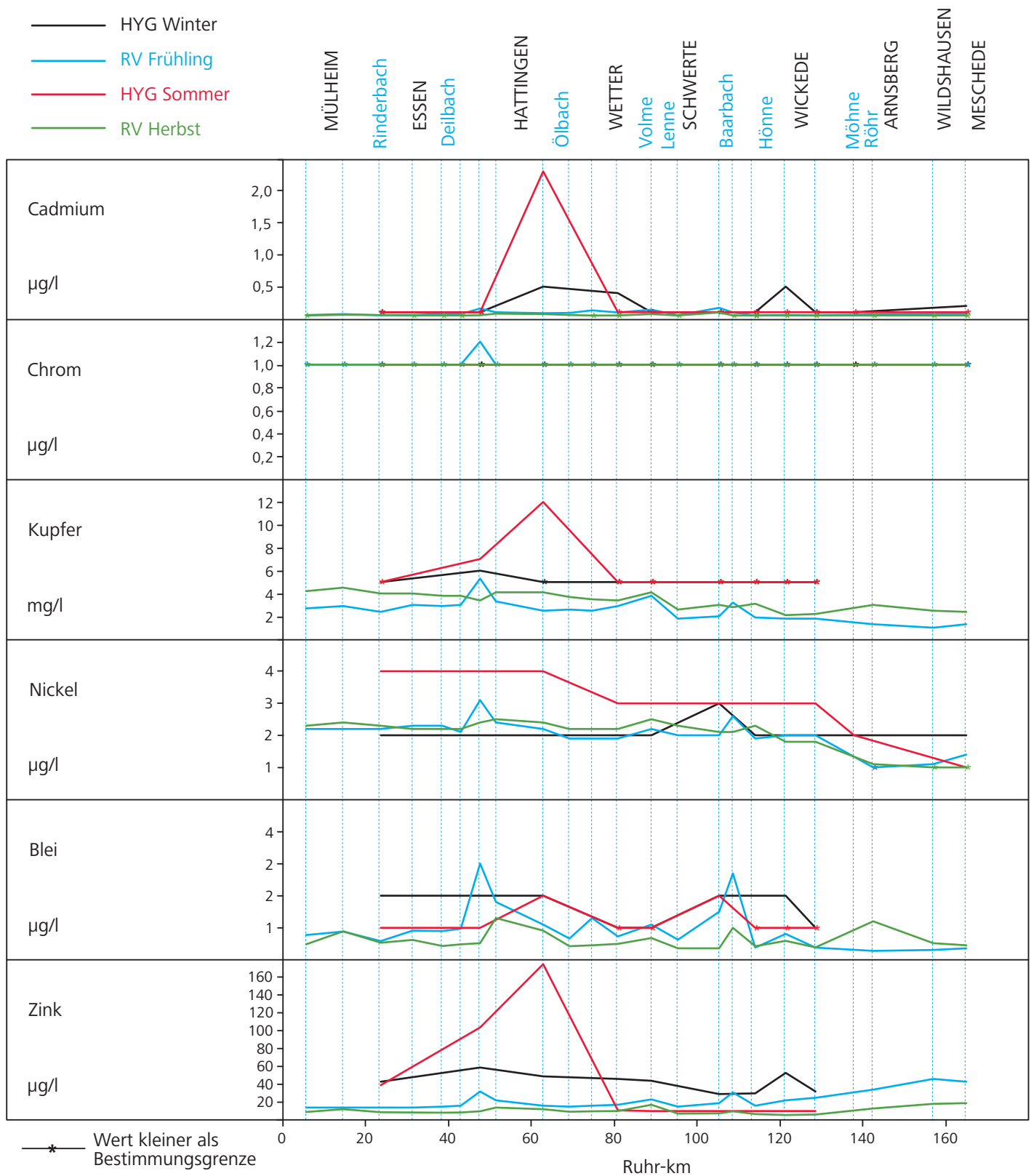


Bild 24.4: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr nach Analysen des AWWR-Ausschusses „Wassergüte“
 Fig. 24.4: Water condition of the Ruhr according to analyses of the AWWR water quality committee



Bild 24.5: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr nach Analysen des AWWR-Ausschusses „Wassergüte“
 Fig. 24.5: Water condition of the Ruhr according to analyses of the AWWR water quality committee

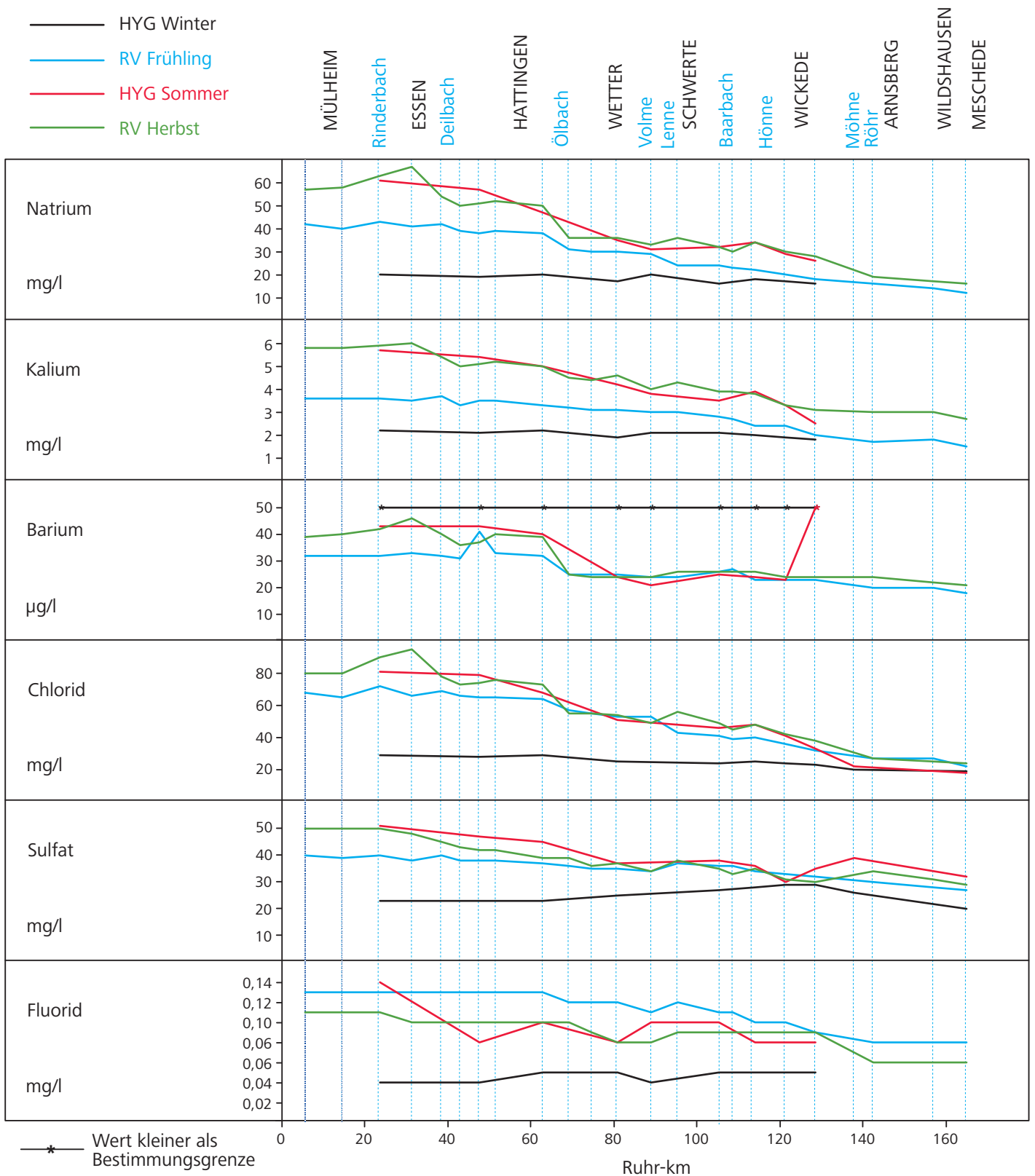


Bild 24.6: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr nach Analysen des AWWR-Ausschusses „Wassergüte“
 Fig. 24.6: Water condition of the Ruhr according to analyses of the AWWR water quality committee

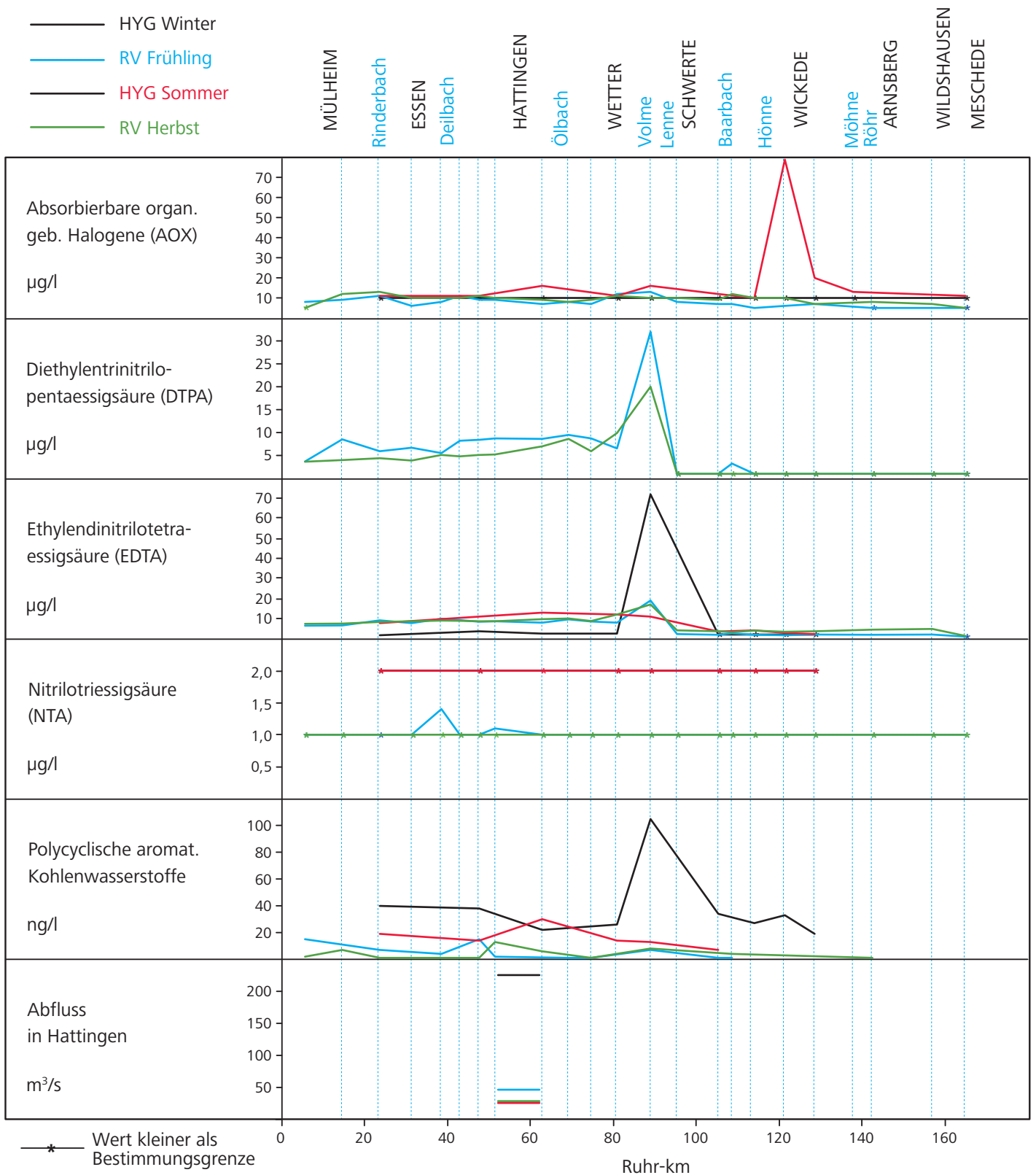


Bild 24.7: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr nach Analysen des AWWR-Ausschusses „Wassergüte“
 Fig. 24.7: Water condition of the Ruhr according to analyses of the AWWR water quality committee

Tabelle 24.4: Mittelwerte ausgewählter Gütemerkmale von acht Nebenflüssen der Ruhr
 Table 24.4: Averages 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 | Hönne 116,58 | Möhne 137,35 | Röhr 141,83 |
| Wassertemperatur | ° C | 8,7 | 10,7 | 7,8 | 8,8 | 9,4 | 9,6 | 7,4 | 6,4 |
| pH-Wert | | 8,40 | 8,10 | 8,30 | 8,15 | 7,75 | 8,60 | 8,35 | 8,00 |
| Elektrische Leitfähigkeit | µS/cm | 740 | 2815 | 338 | 351 | 1225 | 633 | 363 | 313 |
| Trübung | FNU | 9,7 | 2,8 | 2,0 | 3,6 | 2,7 | 7,3 | 2,0 | 2,7 |
| Spektr. Absorptionskoeff. bei 254 nm | 1/m | 5,0 | 10,4 | 4,4 | 3,6 | 10,8 | 2,9 | 7,9 | 3,1 |
| Spektr. Absorptionskoeff. bei 436 nm | 1/m | 0,35 | 0,60 | 0,30 | 0,25 | 0,70 | 0,15 | 0,30 | 0,12 |
| Biochem. Sauerstoffbedarf in 5 Tagen | mg/l | 2,8 | 1,5 | < 3,0 | < 3,0 | 1,8 | 1,9 | 1,5 | 1,6 |
| Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) | mg/l | 11,5 | 29,0 | 7,3 | 8,8 | 17,5 | 4,9 | 6,8 | 5,0 |
| Gelöster organ. gebund. Kohlenstoff (DOC) | mg/l | 4,0 | 6,6 | 2,2 | 2,5 | 5,1 | 2,3 | 3,5 | 1,9 |
| Gelöster Sauerstoff | mg/l | 11,8 | 9,2 | 12,5 | 11,7 | 11,2 | 12,5 | 12,5 | 12,5 |
| Chlorophyll-a | µg/l | 33,5 | 8,0 | 3,0 | 5,5 | 2,5 | 1,6 | 3,0 | 1,2 |
| Gesamter gelöster Phosphor als PO ₄ | mg/l | 0,35 | 0,41 | 0,23 | 0,09 | 0,74 | 0,18 | < 0,05 | 0,06 |
| Borat-Bor | mg/l | 0,09 | 0,45 | 0,08 | 0,08 | 0,27 | 0,11 | 0,02 | 0,02 |
| Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA) | µg/l | 10,9 | 5,0 | < 2,0 | 4,0 | 23,6 | 2,3 | 1,2 | < 1,0 |
| Nitrilotriessigsäure (NTA) | µg/l | < 1,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 |
| Diethylentri-nitrilpentaessigsäure (DTPA) | µg/l | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 |
| Ammonium | mg/l | 0,02 | 1,22 | 0,02 | < 0,01 | 0,12 | 0,04 | 0,02 | 0,04 |
| Nitrat | mg/l | 26,6 | 15,9 | 15,5 | 12,2 | 25,9 | 23,0 | 8,0 | 12,6 |
| Nitrit | mg/l | < 0,20 | 0,31 | < 0,20 | < 0,20 | 0,45 | < 0,20 | < 0,20 | < 0,20 |
| Organisch gebundener Stickstoff | mg/l | 0,45 | 0,80 | < 0,40 | < 0,40 | 0,85 | < 0,20 | 0,35 | 0,20 |
| Mangan | µg/l | 26 | 120 | < 10,0 | 12 | 49 | 30 | 37 | 19 |
| Gelöstes Mangan | µg/l | < 10 | 115 | < 10 | 19 | 43 | < 10 | < 10 | < 10 |
| Eisen | mg/l | 0,28 | 0,16 | 0,08 | 0,08 | 0,14 | 0,11 | 0,06 | 0,10 |
| Gelöstes Eisen | mg/l | 0,04 | < 0,02 | 0,04 | 0,03 | 0,02 | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Natrium | mg/l | 54 | 470 | 35 | 28 | 89 | 47 | 26 | 10 |
| Kalium | mg/l | 6,9 | 17,5 | 4,2 | 3,8 | 16,5 | 4,2 | 2,4 | 1,9 |
| Magnesium | mg/l | 12,5 | 25,0 | 6,1 | 6,5 | 11,5 | 7,1 | 5,1 | 5,6 |
| Calcium | mg/l | 72 | 70 | 32 | 32 | 128 | 77 | 36 | 42 |
| Barium | µg/l | 13 | 415 | < 50 | < 50 | 17 | 38 | 22 | 29 |
| Kupfer | µg/l | 2,9 | 2,5 | < 5,0 | < 5,0 | 5,3 | 2,8 | 2,2 | 2,1 |
| Nickel | µg/l | 2,9 | 5,0 | 2,9 | 2,7 | 9,7 | 2,7 | 2,2 | 2,1 |
| Chrom | µg/l | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 |
| Zink | µg/l | 21 | 10 | 11 | 19 | 51 | 12 | 2 | 5 |
| Blei | µg/l | 3,2 | 0,6 | 0,9 | < 1,0 | 0,4 | 0,3 | 0,2 | 0,8 |
| Cadmium | µg/l | 0,10 | 0,06 | 0,12 | < 0,1 | 0,22 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 |
| Chlorid | mg/l | 97 | 655 | 48 | 41 | 230 | 75 | 40 | 20 |
| Sulfat | mg/l | 67 | 94 | 39 | 30 | 98 | 44 | 25 | 37 |
| Fluorid | mg/l | 0,14 | 0,26 | 0,09 | 0,08 | 0,18 | 0,10 | 0,12 | 0,08 |
| Polycyclische aromat. Kohlenwasserstoffe | ng/l | 6 | 5 | 30 | 10 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Adsorb. org. geb. Halogene (AOX) | µg/l | 9 | 20 | < 10 | < 10 | 17 | < 10 | 9 | < 5 |
| Coliforme Bakterien | 1/100 ml | 11672 | 3820 | 2132 | 889 | 14274 | 1019 | 677 | 2508 |

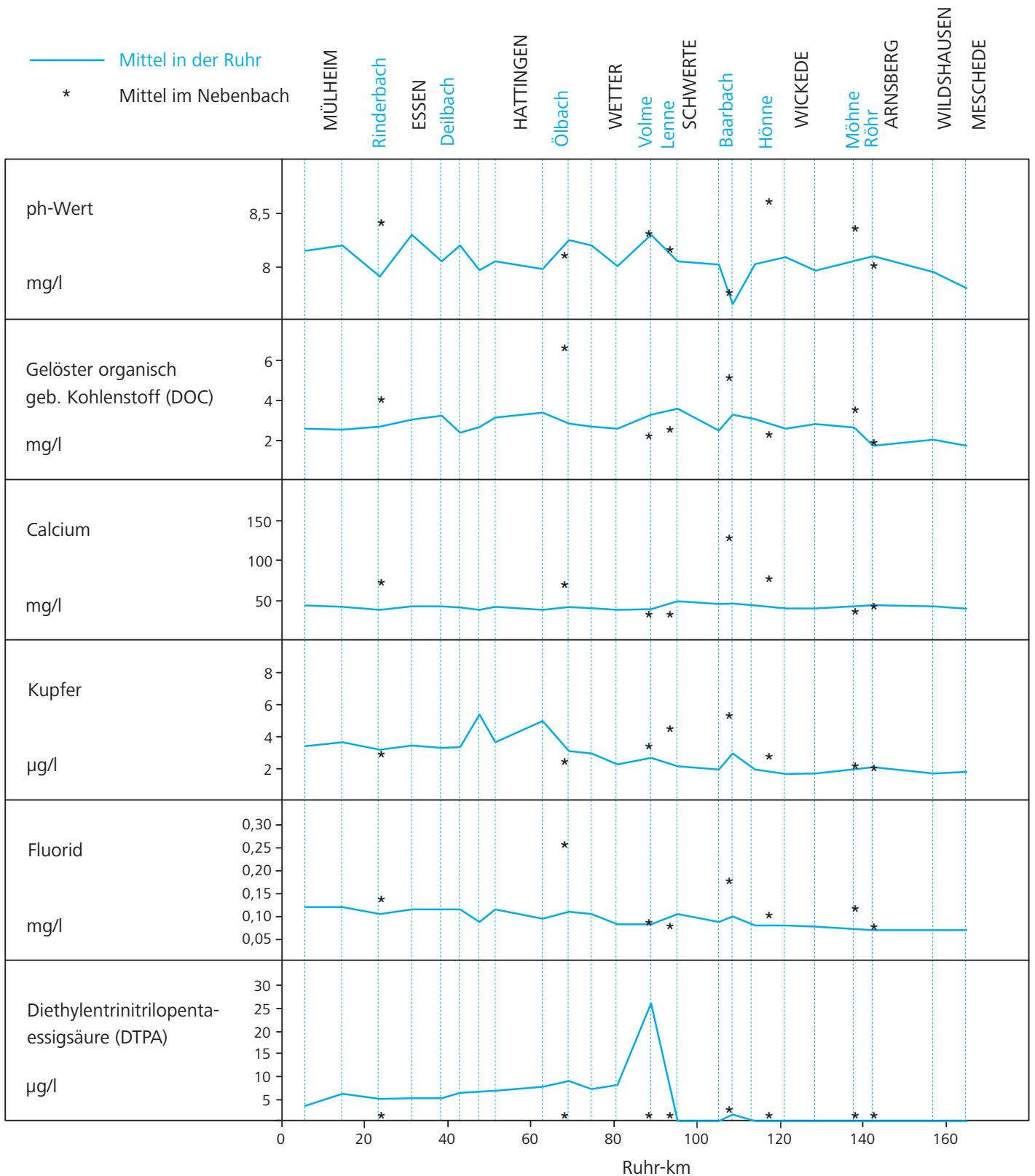


Bild 24.8: Die Wasserbeschaffenheit der Ruhr und ihrer Nebenbachmündungen anhand von sechs ausgesuchten Gütemerkmalen
 Fig. 24.8: Water condition of the Ruhr and its tributaries at their inflows indicated by six selected parameters

Kenngröße: Wassertemperatur

Einheit: °C

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 | 12 | 133 | 47 | 56 | 52 | 49 | 49 | 63 | 53 |
| Arith. Jahresmittel | 12,4 | 12,8 | 12,8 | 12,3 | 11,6 | 11,7 | 10,6 | 10,3 | 10,1 | 10,5 |
| Geom. Jahresmittel | 10,8 | 11,3 | 10,5 | 10,1 | 9,8 | 10,1 | 8,7 | 8,3 | 8,7 | 9,1 |
| Geom. Sommermittel | 15,3 | 15,2 | 16,5 | 16,8 | 15,5 | 15,1 | 14,1 | 13,4 | 12,6 | 13,4 |
| Geom. Wintermittel | 7,6 | 8,4 | 5,7 | 5,7 | 6,1 | 6,5 | 5,3 | 5,0 | 5,8 | 5,9 |
| Maximalwert | 23,7 | 23,9 | 24,3 | 24,1 | 23,0 | 22,5 | 20,5 | 19,3 | 19,2 | 19,9 |
| Datum des Max. | 05.08 | 05.08 | 24.07 | 19.06 | 05.08 | 22.07 | 05.08 | 05.08 | 20.06 | 22.07 |
| 90-Perzentil | 20,6 | 20,8 | 21,1 | 20,1 | 19,6 | 19,3 | 17,8 | 17,0 | 15,5 | 16,5 |
| 50-Perzentil | 12,5 | 12,7 | 13,9 | 12,5 | 12,2 | 11,5 | 11,3 | 11,4 | 11,4 | 11,9 |
| 10-Perzentil | 5,8 | 5,8 | 3,2 | 4,0 | 3,9 | 4,6 | 3,3 | 2,6 | 3,6 | 3,9 |
| Minimalwert | 4,0 | 5,3 | 1,4 | 1,7 | 1,8 | 2,6 | 1,1 | 1,0 | 1,5 | 2,2 |
| Datum des Min. | 04.03 | 04.03 | 21.01 | 16.01 | 21.01 | 14.01 | 21.01 | 25.03 | 24.01 | 21.01 |

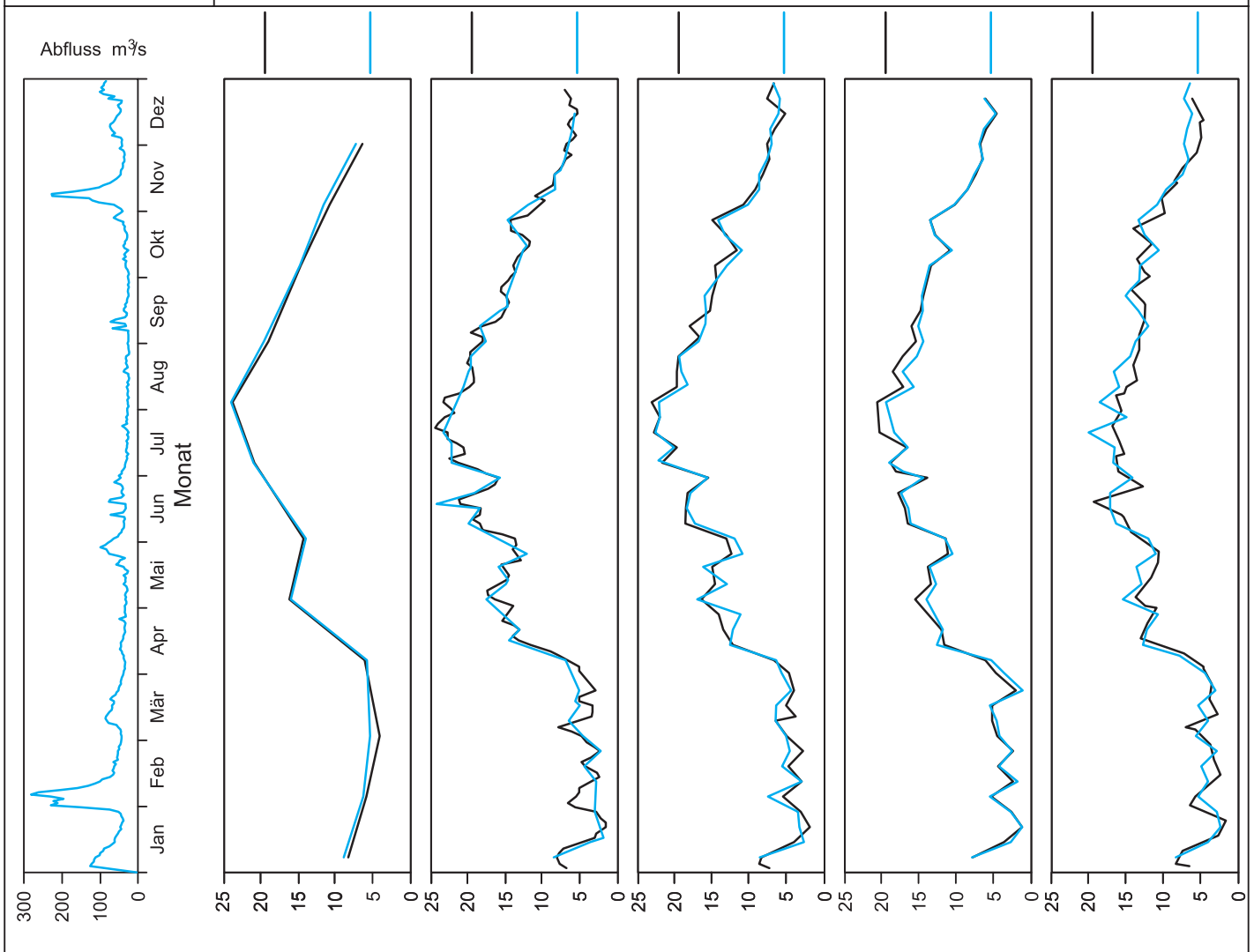


Bild 24.9: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.9: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Elektrische Leitfähigkeit bei 25 ° C

Einheit: $\mu\text{S/cm}$

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 | 12 | 133 | | 48 | 52 | 48 | 48 | 63 | 48 |
| Arith. Jahresmittel | 495 | 492 | 482 | | 401 | 406 | 441 | 416 | 374 | 358 |
| Geom. Jahresmittel | 484 | 481 | 475 | | 398 | 403 | 439 | 414 | 372 | 357 |
| Geom. Sommermittel | 513 | 511 | 501 | | 409 | 410 | 454 | 425 | 375 | 361 |
| Geom. Wintermittel | 457 | 453 | 442 | | 388 | 396 | 425 | 404 | 369 | 352 |
| Maximalwert | 595 | 605 | 678 | | 472 | 467 | 499 | 483 | 449 | 406 |
| Datum des Max. | 07.10 | 07.10 | 09.09 | | 07.10 | 07.10 | 08.07 | 28.10 | 10.10 | Mehrere |
| 90-Perzentil | 588 | 596 | 565 | | 446 | 446 | 488 | 454 | 408 | 396 |
| 50-Perzentil | 537 | 528 | 499 | | 412 | 418 | 450 | 424 | 380 | 368 |
| 10-Perzentil | 349 | 348 | 379 | | 322 | 357 | 381 | 362 | 332 | 307 |
| Minimalwert | 309 | 306 | 292 | | 275 | 269 | 336 | 328 | 305 | 277 |
| Datum des Min. | 04.02 | 04.02 | 06.02 | | 04.02 | 11.11 | 04.02 | 11.11 | 04.01 | 04.02 |

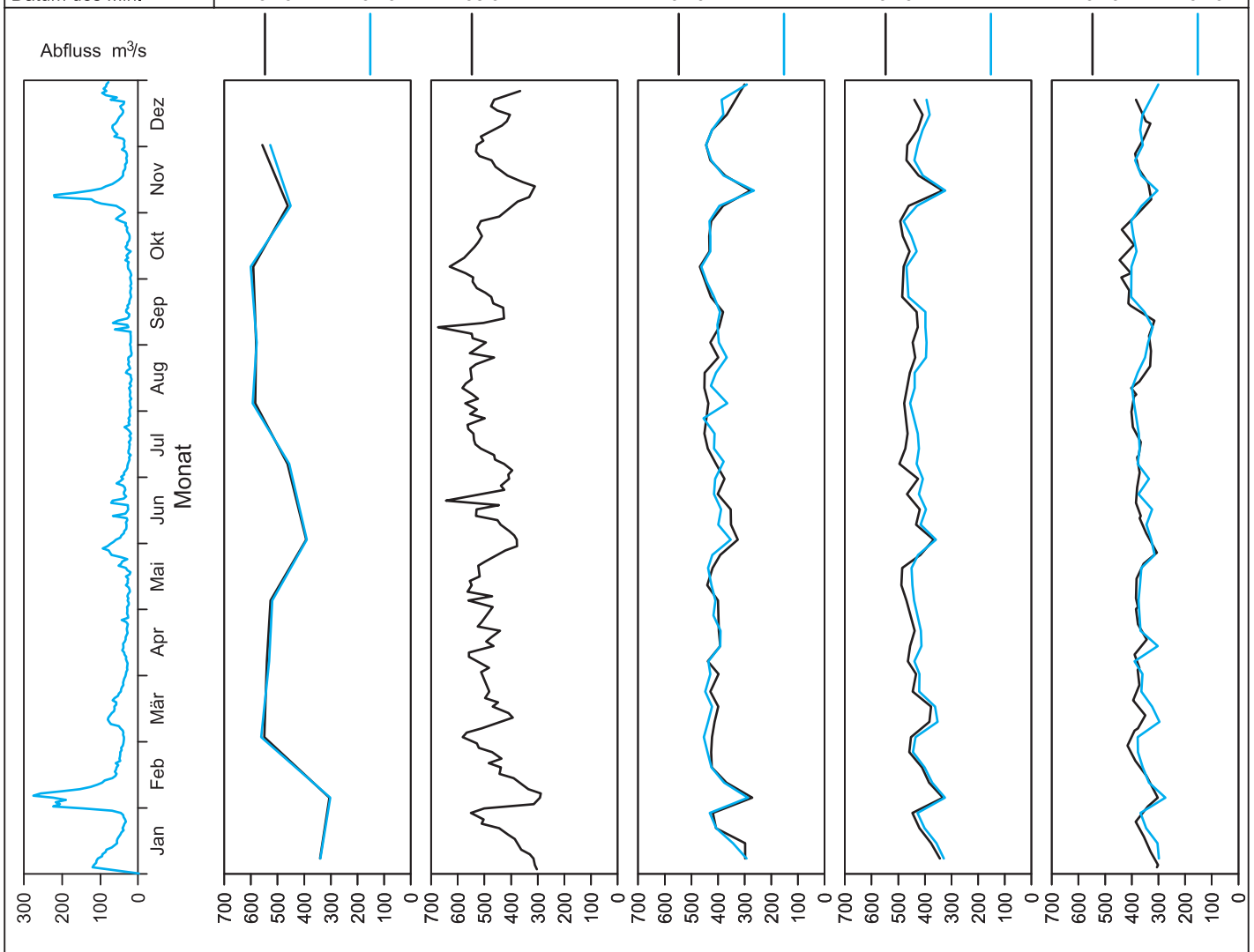


Bild 24.10: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.10: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: pH-Wert

Einheit:

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 | 12 | 133 | | 48 | 52 | 48 | 48 | 63 | 48 |
| Arith. Jahresmittel | 7,84 | 7,79 | 8,00 | | 7,82 | 8,05 | 7,80 | 7,87 | 7,94 | 7,87 |
| Geom. Jahresmittel | 7,83 | 7,78 | 7,99 | | 7,82 | 8,04 | 7,80 | 7,87 | 7,94 | 7,87 |
| Geom. Sommermittel | 7,93 | 7,88 | 8,04 | | 7,86 | 8,18 | 7,80 | 7,90 | 7,91 | 7,91 |
| Geom. Wintermittel | 7,74 | 7,68 | 7,92 | | 7,77 | 7,89 | 7,80 | 7,84 | 7,97 | 7,84 |
| Maximalwert | 8,75 | 8,65 | 9,00 | | 8,55 | 9,38 | 8,13 | 8,29 | 8,80 | 8,48 |
| Datum des Max. | 06.05 | 06.05 | 08.05 | | 06.05 | 05.08 | 25.03 | 02.04 | 28.03 | 08.04 |
| 90-Perzentil | 8,64 | 8,44 | 8,40 | | 8,02 | 8,62 | 7,89 | 8,00 | 8,13 | 7,98 |
| 50-Perzentil | 7,72 | 7,64 | 7,90 | | 7,76 | 7,92 | 7,80 | 7,85 | 7,91 | 7,84 |
| 10-Perzentil | 7,54 | 7,50 | 7,79 | | 7,67 | 7,73 | 7,69 | 7,75 | 7,77 | 7,77 |
| Minimalwert | 7,53 | 7,50 | 7,70 | | 7,61 | 7,12 | 7,57 | 7,62 | 7,60 | 7,68 |
| Datum des Min. | 05.08 | 03.06 | 24.05 | | 24.06 | 30.12 | 09.09 | 09.09 | 13.12 | 02.09 |

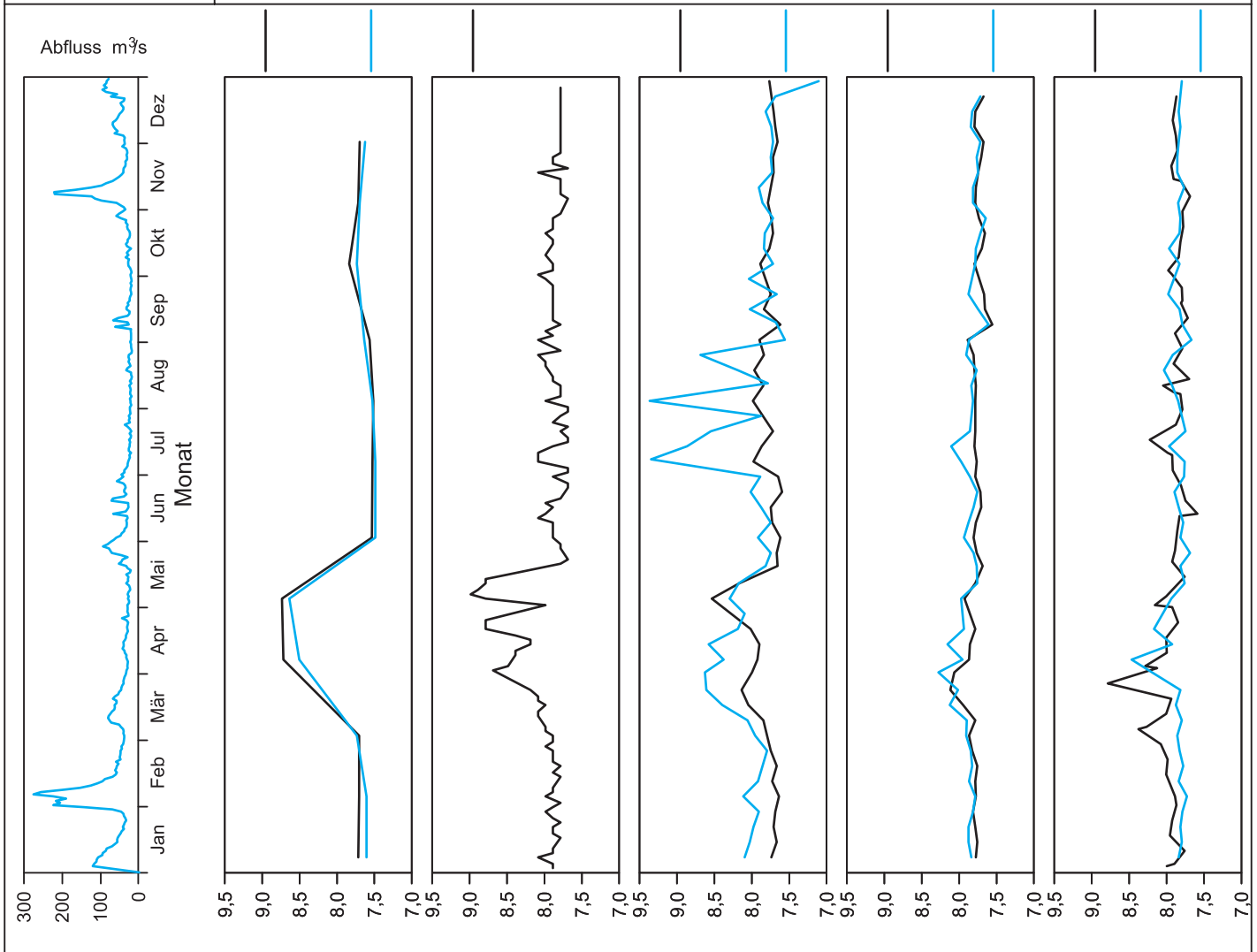


Bild 24.11: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.11: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Trübung

Einheit: FNU

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 | 12 | 133 | | 24 | 52 | 24 | 24 | 63 | 24 |
| Arith. Jahresmittel | 4,6 | 4,8 | 5,8 | | 2,5 | 2,4 | 4,7 | 4,6 | 3,3 | 2,8 |
| Geom. Jahresmittel | 3,2 | 4,0 | 4,5 | | 2,2 | 2,0 | 3,9 | 3,9 | 2,2 | 2,2 |
| Geom. Sommermittel | 3,3 | 4,7 | 4,9 | | 2,4 | 1,7 | 3,6 | 3,9 | 1,8 | 1,9 |
| Geom. Wintermittel | 3,2 | 3,4 | 4,1 | | 2,1 | 2,5 | 4,3 | 4,0 | 2,7 | 2,6 |
| Maximalwert | 16,1 | 11,3 | 58,0 | | 6,9 | 7,4 | 14,3 | 14,9 | 26,5 | 10,0 |
| Datum des Max. | 04.02 | 06.05 | 21.06 | | 04.02 | 25.03 | 23.12 | 23.12 | 12.12 | 02.09 |
| 90-Perzentil | 12,5 | 10,2 | 9,9 | | 3,9 | 4,1 | 8,0 | 8,0 | 7,1 | 5,3 |
| 50-Perzentil | 2,8 | 3,2 | 4,0 | | 2,0 | 2,2 | 3,7 | 3,7 | 1,9 | 1,8 |
| 10-Perzentil | 1,7 | 2,0 | 2,2 | | 1,4 | 0,8 | 1,7 | 2,4 | 1,0 | 1,3 |
| Minimalwert | 1,2 | 1,9 | 1,5 | | 1,2 | 0,5 | 1,4 | 1,3 | 0,8 | 1,0 |
| Datum des Min. | 02.09 | 02.12 | 07.10 | | Mehrere | 05.08 | 23.09 | 08.04 | 28.03 | 02.04 |

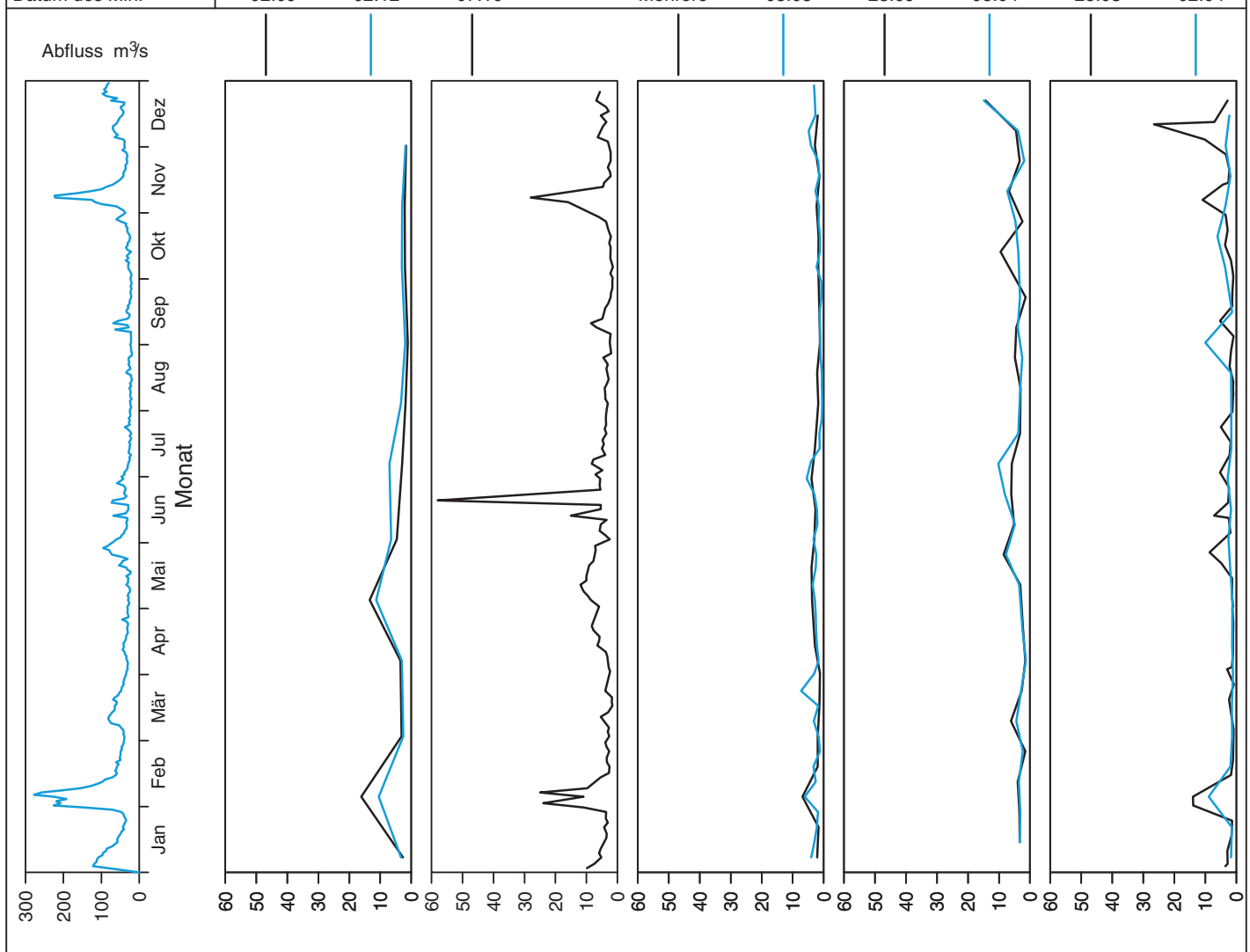


Bild 24.12: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.12: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

KenngroÙe: 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 | | | 90 | | 23 | 52 | 24 | 24 | 23 | 35 |
| Arith. Jahresmittel | | | 12,9 | | 8,0 | 10,5 | < 5,0 | < 5,0 | 2,7 | < 5,0 |
| Geom. Jahresmittel | | | 2,2 | | < 5,0 | < 5,0 | < 5,0 | < 5,0 | 1,9 | < 5,0 |
| Geom. Sommermittel | | | 2,7 | | 5,8 | 6,4 | < 5,0 | < 5,0 | 1,8 | < 5,0 |
| Geom. Wintermittel | | | 1,0 | | < 5,0 | < 5,0 | < 5,0 | < 5,0 | 1,9 | < 5,0 |
| Maximalwert | | | 111,0 | | 55,8 | 118,0 | 16,2 | 5,6 | 8,0 | 9,2 |
| Datum des Max. | | | 15.05 | | 13.05 | 09.07 | 06.05 | 21.05 | 11.04 | 27.05 |
| 90-Perzentil | | | 39,0 | | 26,5 | 21,3 | 6,8 | < 5,0 | 4,9 | 5,8 |
| 50-Perzentil | | | 1,0 | | < 5,0 | < 5,0 | < 5,0 | < 5,0 | 2,1 | < 5,0 |
| 10-Perzentil | | | < 1,0 | | < 5,0 | < 5,0 | < 5,0 | < 5,0 | < 1,0 | < 5,0 |
| Minimalwert | | | < 1,0 | | < 5,0 | < 5,0 | < 5,0 | < 5,0 | < 1,0 | < 5,0 |
| Datum des Min. | | | Mehrere | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |

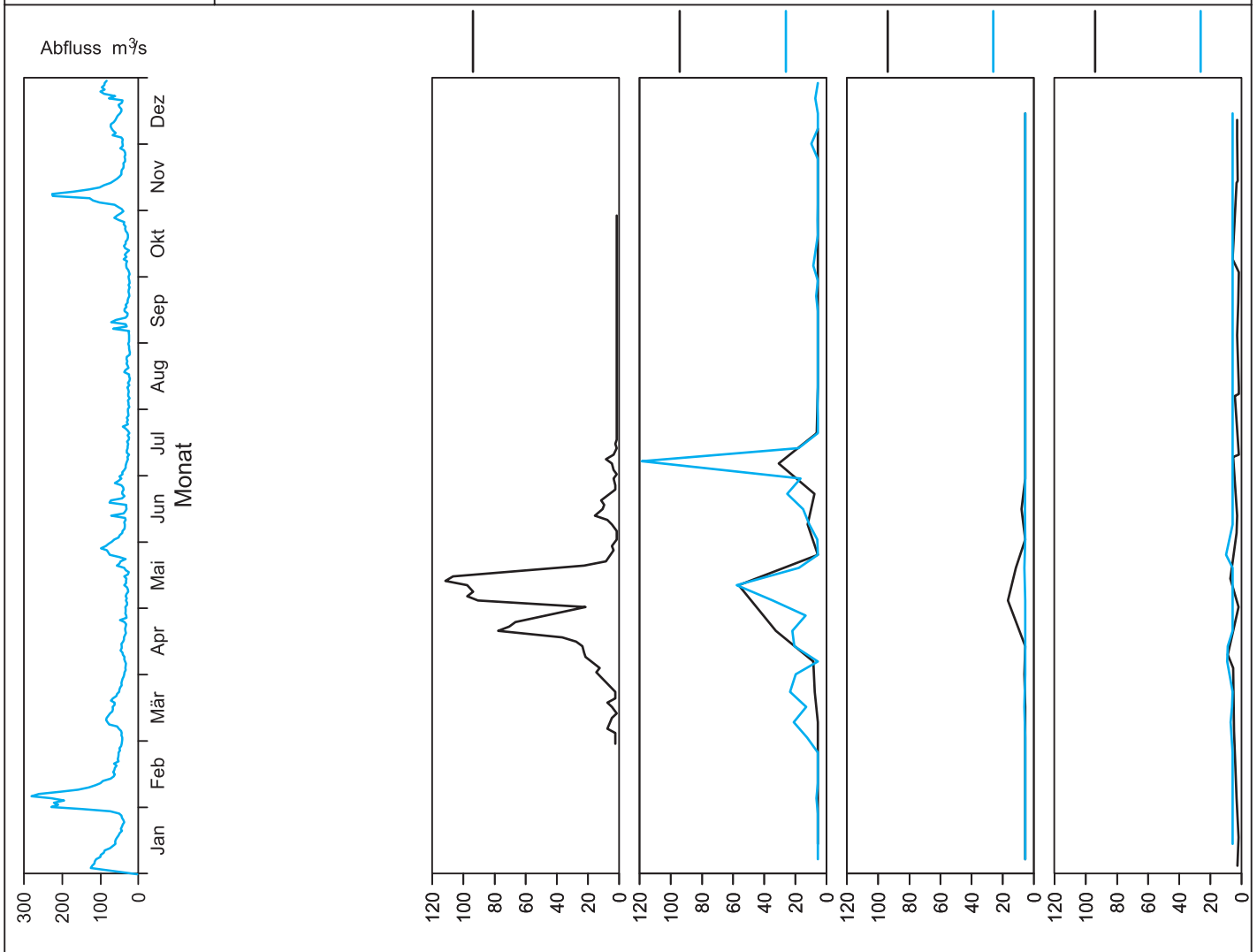


Bild 24.13: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.13: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Coliforme Bakterien

Einheit: 1/100 ml

Zielwert: 15000 1/100 ml

| 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 | 31 | 10 | 53 | 52 | 36 | 36 | 62 | 51 |
| Arith. Jahresmittel | 3583 | 827 | 3288 | 2309 | 5163 | 8942 | 7662 | 6158 | 5409 | 7427 |
| Geom. Jahresmittel | 1479 | 619 | 2634 | 1704 | 2289 | 3359 | 4122 | 4260 | 2427 | 2958 |
| Geom. Sommermittel | 752 | 446 | 2306 | 1663 | 1501 | 2431 | 3947 | 3933 | 1550 | 1639 |
| Geom. Wintermittel | 2912 | 917 | 3252 | 1766 | 3548 | 4761 | 4305 | 4615 | 3914 | 5748 |
| Maximalwert | 24000 | 2748 | 12000 | 5200 | 41060 | 141000 | 34000 | 16640 | 43520 | 87000 |
| Datum des Max. | 04.02 | 02.12 | 09.09 | 21.08 | 04.02 | 04.02 | Mehrere | 28.01 | 12.09 | 23.12 |
| 90-Perzentil | 4100 | 1553 | 6900 | 4660 | 10900 | 13900 | 19000 | 15266 | 15760 | 18000 |
| 50-Perzentil | 1500 | 490 | 2800 | 1900 | 2200 | 3800 | 3424 | 4150 | 2400 | 2500 |
| 10-Perzentil | 347 | 280 | 1400 | 498 | 652 | 638 | 1149 | 1326 | 572 | 717 |
| Minimalwert | 85 | 260 | 500 | 300 | 52 | 146 | 462 | 576 | 201 | 200 |
| Datum des Min. | 08.04 | 06.05 | 15.04 | 17.04 | 02.04 | 02.04 | 22.04 | 15.04 | 03.05 | 03.06 |

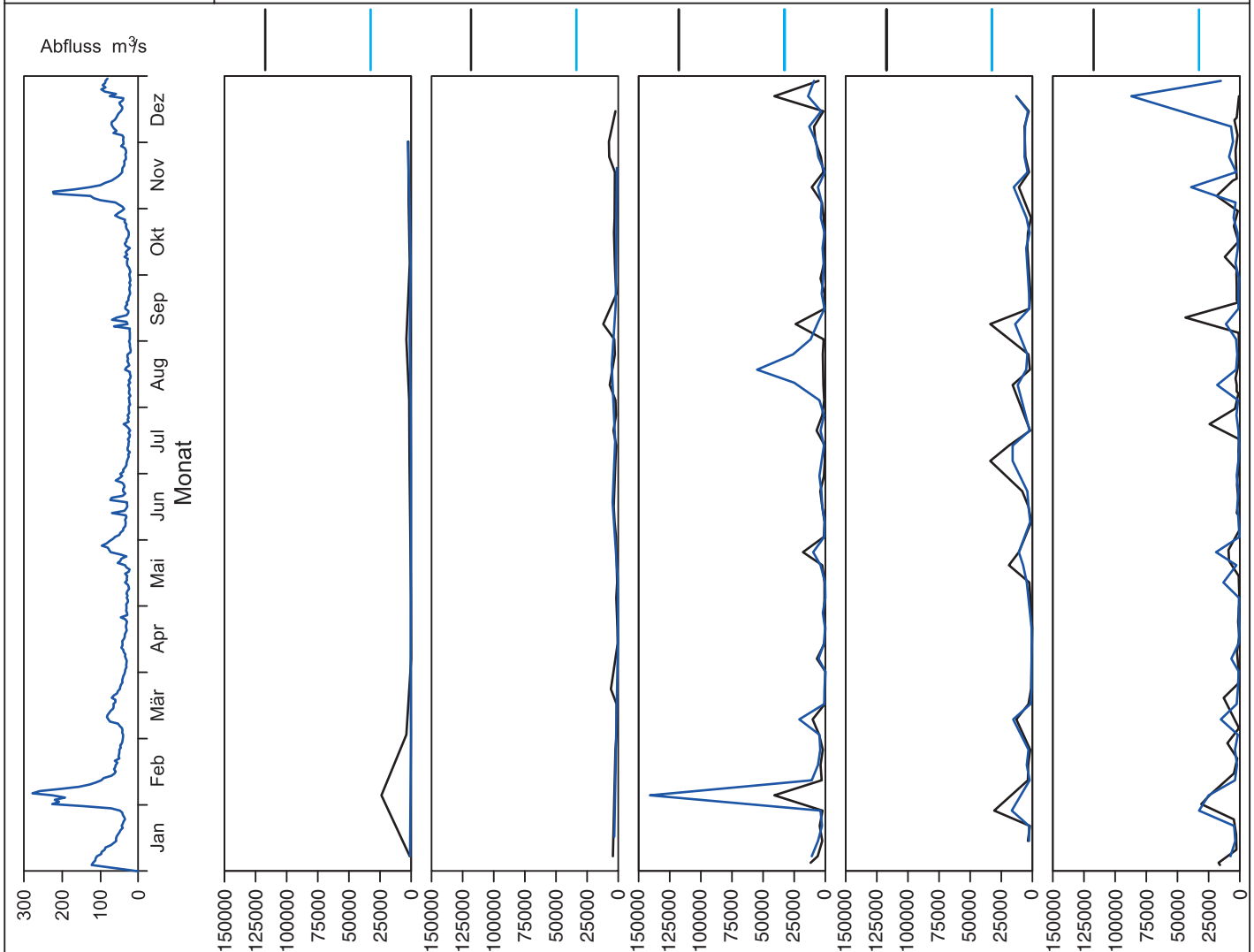


Bild 24.14: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.14: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Gelöster Sauerstoff

Einheit: mg/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 | 12 | 133 | | 48 | 52 | 48 | 48 | 63 | 48 |
| Arith. Jahresmittel | 10,0 | 10,1 | 10,4 | | 10,6 | 10,6 | 10,6 | 10,4 | 10,7 | 10,2 |
| Geom. Jahresmittel | 9,6 | 9,7 | 10,2 | | 10,4 | 10,4 | 10,5 | 10,3 | 10,5 | 10,1 |
| Geom. Sommermittel | 8,7 | 9,0 | 9,0 | | 9,6 | 10,1 | 9,3 | 9,3 | 9,6 | 9,3 |
| Geom. Wintermittel | 10,7 | 10,5 | 11,9 | | 11,4 | 10,7 | 11,9 | 11,4 | 11,7 | 10,9 |
| Maximalwert | 15,0 | 15,0 | 14,6 | | 13,6 | 18,4 | 13,9 | 13,3 | 17,4 | 13,2 |
| Datum des Max. | 08.04 | 08.04 | 03.04 | | 25.03 | 09.07 | 25.03 | 25.03 | 03.01 | 11.02 |
| 90-Perzentil | 12,9 | 13,8 | 13,1 | | 12,9 | 12,8 | 12,4 | 12,1 | 13,1 | 12,4 |
| 50-Perzentil | 10,2 | 9,7 | 10,4 | | 10,5 | 10,1 | 10,8 | 10,4 | 10,2 | 10,0 |
| 10-Perzentil | 7,2 | 7,6 | 7,5 | | 8,5 | 8,7 | 8,6 | 8,5 | 8,7 | 8,3 |
| Minimalwert | 5,0 | 5,5 | 6,1 | | 6,0 | 6,2 | 7,9 | 7,8 | 7,4 | 6,6 |
| Datum des Min. | 05.08 | 05.08 | 29.07 | | 21.10 | 02.09 | 09.09 | 24.06 | 14.06 | 07.10 |

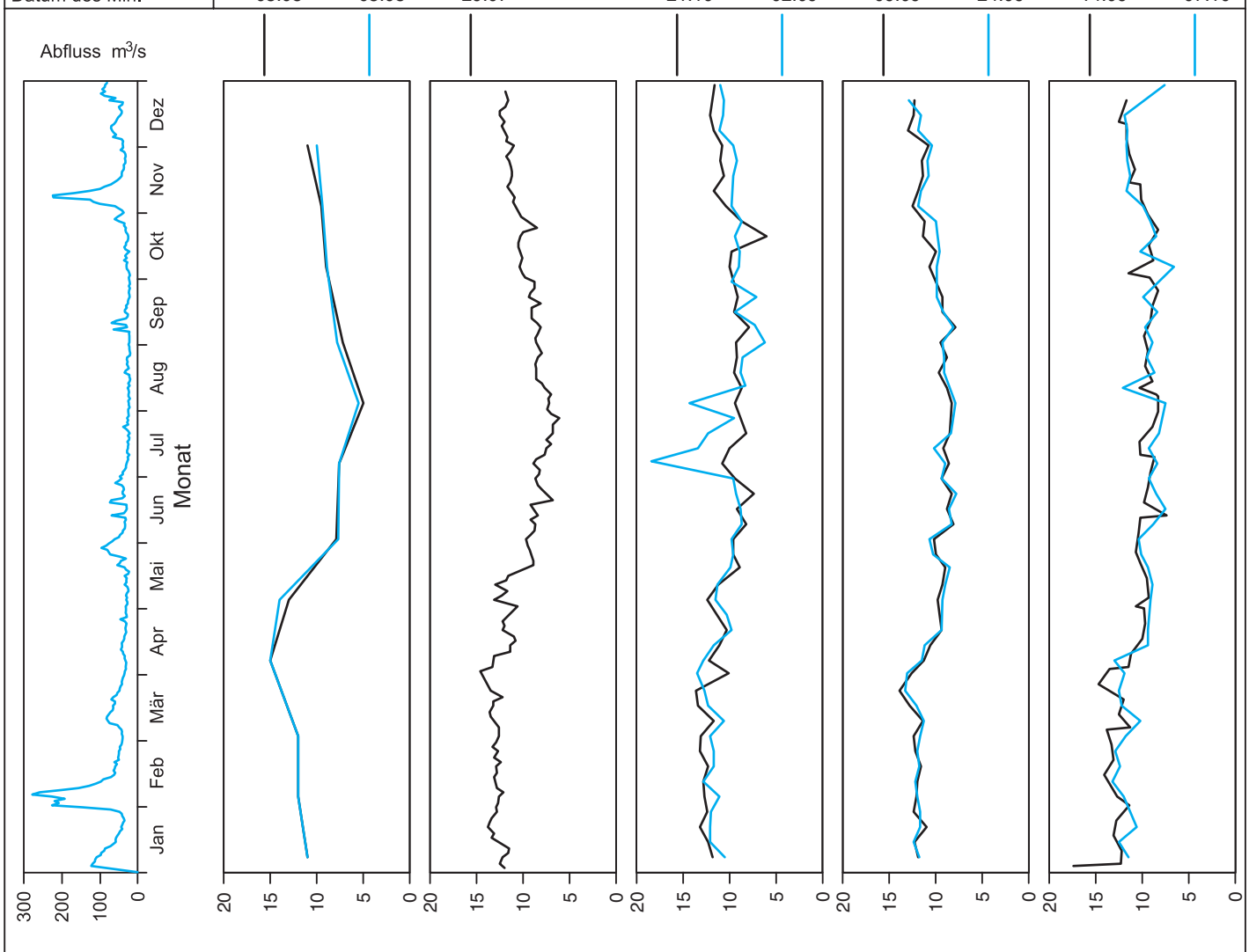


Bild 24.15: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.15: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC)

Einheit: mg/l

Zielwert: 5 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 | 12 | 133 | | 48 | 52 | 48 | 48 | 62 | 48 |
| Arith. Jahresmittel | 2,5 | 2,4 | 2,5 | | 2,4 | 2,4 | 2,5 | 2,4 | 2,3 | 2,5 |
| Geom. Jahresmittel | 2,5 | 2,4 | 2,5 | | 2,4 | 2,4 | 2,4 | 2,4 | 2,3 | 2,4 |
| Geom. Sommermittel | 2,7 | 2,6 | 2,7 | | 2,7 | 2,6 | 2,6 | 2,6 | 2,5 | 2,7 |
| Geom. Wintermittel | 2,3 | 2,2 | 2,2 | | 2,1 | 2,2 | 2,2 | 2,2 | 2,1 | 2,2 |
| Maximalwert | 3,5 | 3,0 | 4,1 | | 3,6 | 3,5 | 3,7 | 3,3 | 3,3 | 3,7 |
| Datum des Max. | 06.05 | 05.08 | 26.04 | | 24.06 | 09.07 | 28.10 | 28.10 | 14.06 | 27.05 |
| 90-Perzentil | 3,0 | 2,8 | 3,3 | | 3,0 | 2,9 | 3,1 | 2,9 | 2,9 | 3,2 |
| 50-Perzentil | 2,5 | 2,4 | 2,4 | | 2,5 | 2,3 | 2,4 | 2,4 | 2,3 | 2,5 |
| 10-Perzentil | 2,1 | 2,0 | 1,8 | | 1,8 | 1,9 | 1,9 | 1,9 | 1,7 | 1,9 |
| Minimalwert | 2,0 | 1,9 | 1,5 | | 1,5 | 1,5 | 1,6 | 1,6 | 1,4 | 1,4 |
| Datum des Min. | 07.01 | 07.01 | 04.01 | | 16.12 | 14.01 | 16.12 | 16.12 | 13.12 | 16.12 |

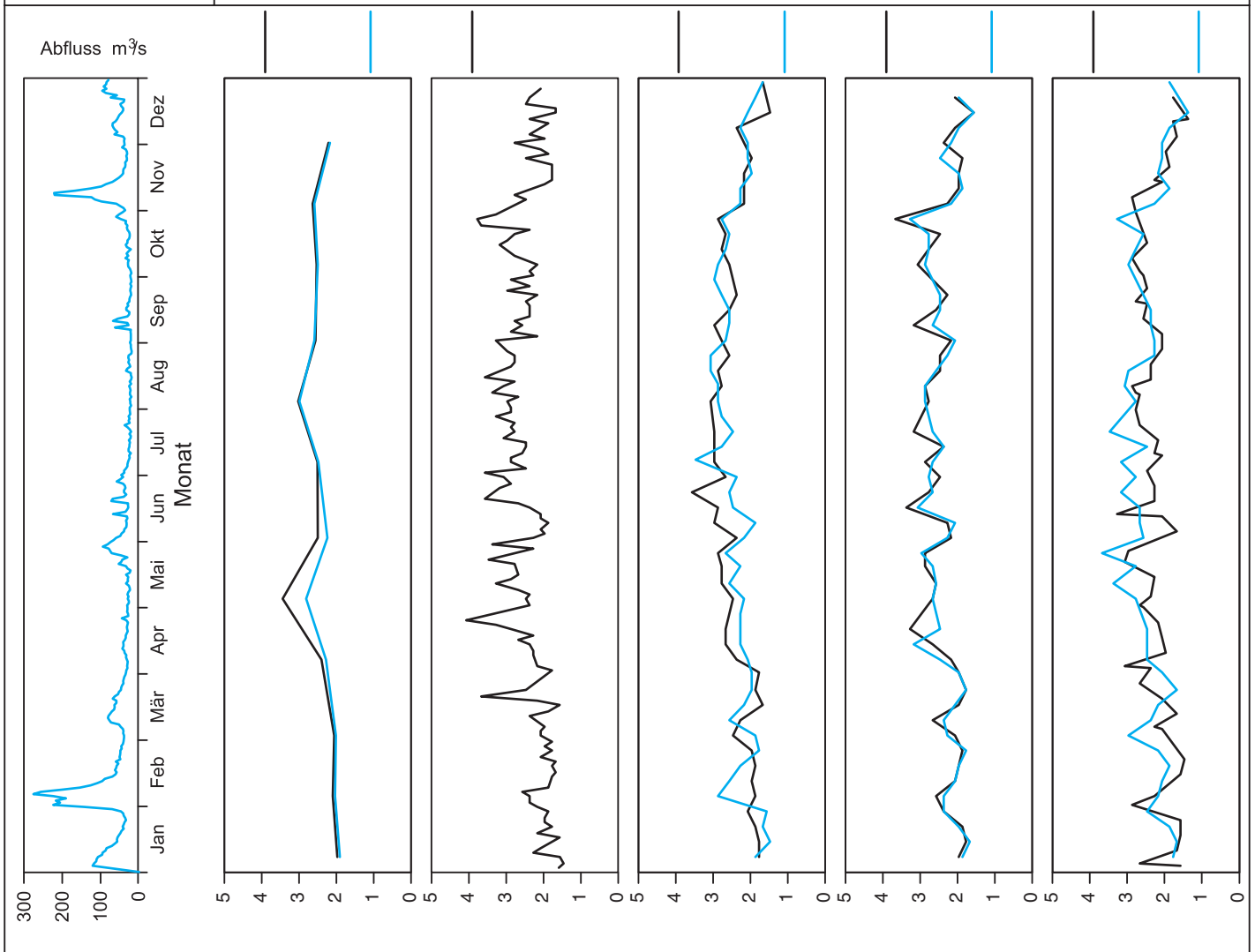


Bild 24.16: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.16: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

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 | 12 | 132 | | 48 | 52 | 48 | 48 | 63 | 48 |
| Arith. Jahresmittel | 5,7 | 5,7 | 5,5 | | 5,5 | 6,2 | 5,5 | 5,3 | 5,8 | 5,6 |
| Geom. Jahresmittel | 5,6 | 5,6 | 5,4 | | 5,3 | 6,1 | 5,4 | 5,3 | 5,7 | 5,5 |
| Geom. Sommermittel | 6,0 | 6,0 | 5,9 | | 5,7 | 6,4 | 5,7 | 5,5 | 6,0 | 5,9 |
| Geom. Wintermittel | 5,2 | 5,3 | 4,7 | | 4,8 | 5,7 | 5,2 | 5,0 | 5,3 | 5,1 |
| Maximalwert | 7,3 | 7,5 | 9,7 | | 7,9 | 9,8 | 8,0 | 8,0 | 9,7 | 11,2 |
| Datum des Max. | 05.08 | 06.05 | 21.06 | | 28.10 | 26.08 | 17.06 | 28.10 | 28.05 | 27.05 |
| 90-Perzentil | 6,8 | 7,2 | 6,8 | | 6,8 | 7,5 | 6,7 | 6,7 | 7,5 | 6,9 |
| 50-Perzentil | 6,0 | 5,8 | 5,4 | | 5,5 | 6,1 | 5,4 | 5,2 | 5,6 | 5,4 |
| 10-Perzentil | 4,3 | 4,2 | 4,0 | | 4,1 | 4,9 | 4,4 | 4,3 | 4,3 | 4,3 |
| Minimalwert | 4,1 | 4,1 | 2,7 | | 1,2 | 4,2 | 3,7 | 3,5 | 3,8 | 3,7 |
| Datum des Min. | 04.03 | 04.03 | 21.01 | | 08.04 | 01.07 | 16.12 | 16.12 | 24.01 | 16.12 |

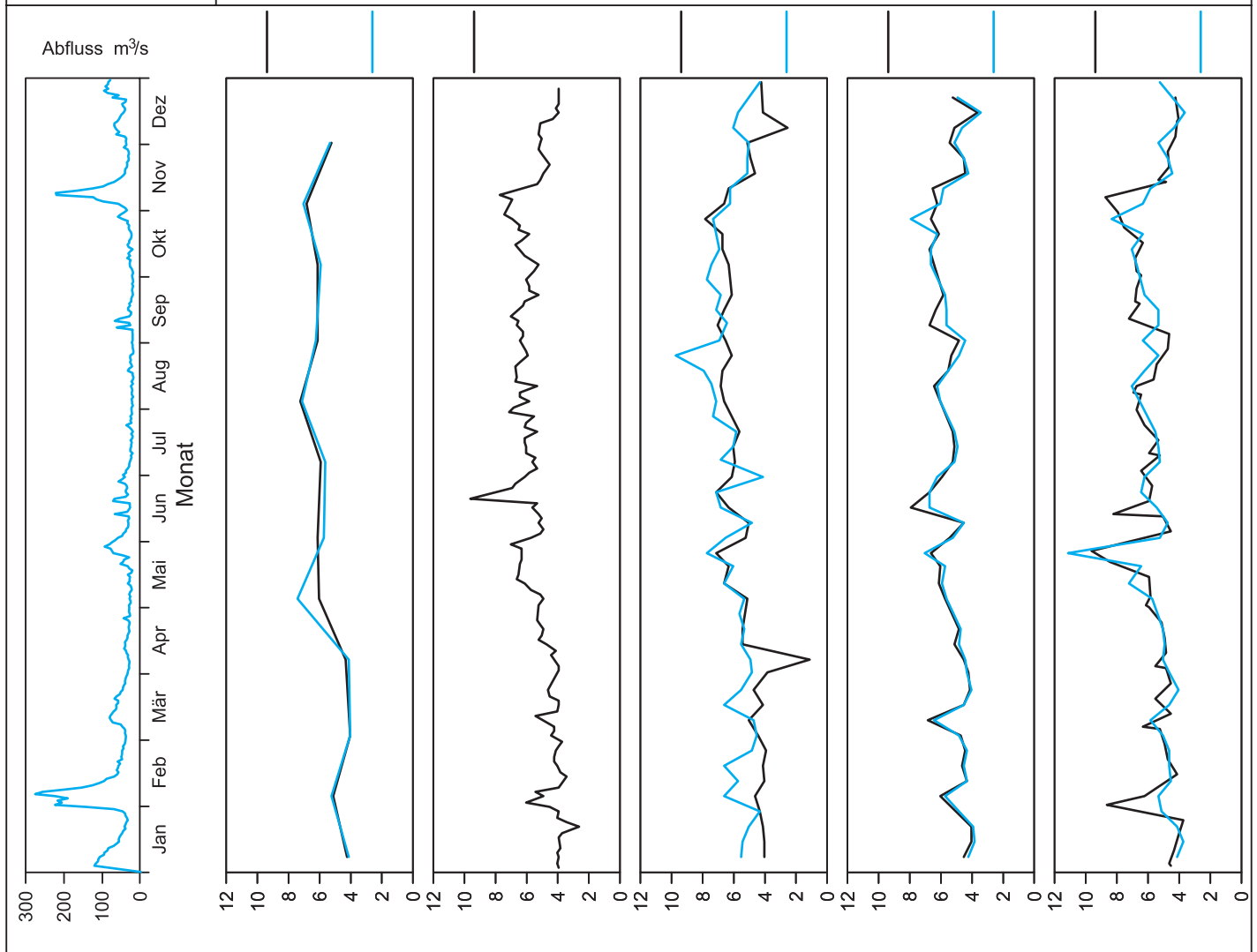


Bild 24.17: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.17: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Spektraler Absorptionskoeffizient bei 436 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 | | | 132 | | | 52 | | | 52 | |
| Arith. Jahresmittel | | | 0,30 | | | 0,40 | | | 0,33 | |
| Geom. Jahresmittel | | | 0,28 | | | 0,38 | | | 0,32 | |
| Geom. Sommermittel | | | 0,31 | | | 0,40 | | | 0,34 | |
| Geom. Wintermittel | | | 0,24 | | | 0,37 | | | 0,30 | |
| Maximalwert | | | 0,60 | | | 1,00 | | | 0,70 | |
| Datum des Max. | | | 21.06 | | | 26.08 | | | 31.10 | |
| 90-Perzentil | | | 0,40 | | | 0,50 | | | 0,50 | |
| 50-Perzentil | | | 0,30 | | | 0,40 | | | 0,30 | |
| 10-Perzentil | | | 0,20 | | | 0,30 | | | 0,20 | |
| Minimalwert | | | 0,10 | | | 0,20 | | | 0,20 | |
| Datum des Min. | | | Mehrere | | | Mehrere | | | Mehrere | |

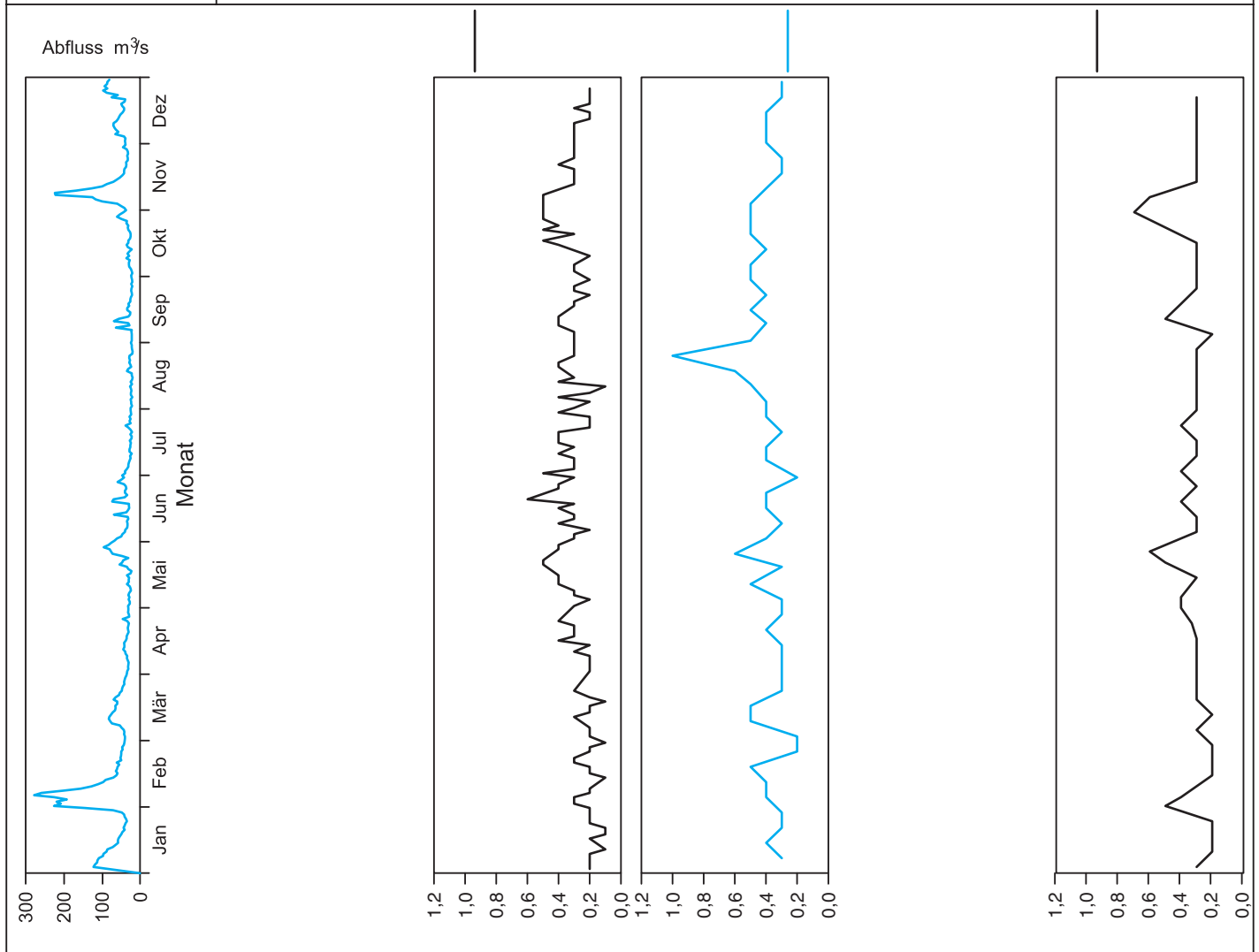


Bild 24.18: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.18: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Ammonium

Einheit: mg/l

Zielwert: 0.6 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 | 12 | 132 | | 48 | 52 | 48 | 48 | 63 | 48 |
| Arith. Jahresmittel | 0,06 | 0,07 | 0,06 | | 0,05 | 0,06 | 0,06 | 0,07 | 0,06 | 0,07 |
| Geom. Jahresmittel | 0,05 | 0,06 | 0,04 | | < 0,05 | 0,04 | < 0,05 | < 0,05 | 0,04 | < 0,05 |
| Geom. Sommermittel | 0,04 | 0,06 | 0,04 | | < 0,05 | 0,03 | < 0,05 | < 0,05 | 0,04 | < 0,05 |
| Geom. Wintermittel | 0,06 | 0,06 | 0,05 | | < 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,06 | 0,05 | 0,06 |
| Maximalwert | 0,09 | 0,12 | 0,26 | | 0,22 | 0,16 | 0,25 | 0,25 | 0,20 | 0,28 |
| Datum des Max. | 04.02 | 05.08 | 21.06 | | 17.06 | 02.09 | 23.12 | 14.01 | Mehrere | 28.01 |
| 90-Perzentil | 0,08 | 0,08 | 0,10 | | 0,12 | 0,11 | 0,15 | 0,12 | 0,12 | 0,13 |
| 50-Perzentil | 0,06 | 0,08 | 0,05 | | < 0,05 | 0,05 | 0,05 | 0,06 | 0,04 | 0,06 |
| 10-Perzentil | 0,04 | 0,05 | 0,01 | | < 0,05 | < 0,02 | < 0,05 | < 0,05 | 0,02 | < 0,05 |
| Minimalwert | < 0,02 | < 0,02 | < 0,01 | | < 0,05 | < 0,02 | < 0,05 | < 0,05 | < 0,01 | < 0,05 |
| Datum des Min. | 08.04 | 08.04 | Mehrere | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |

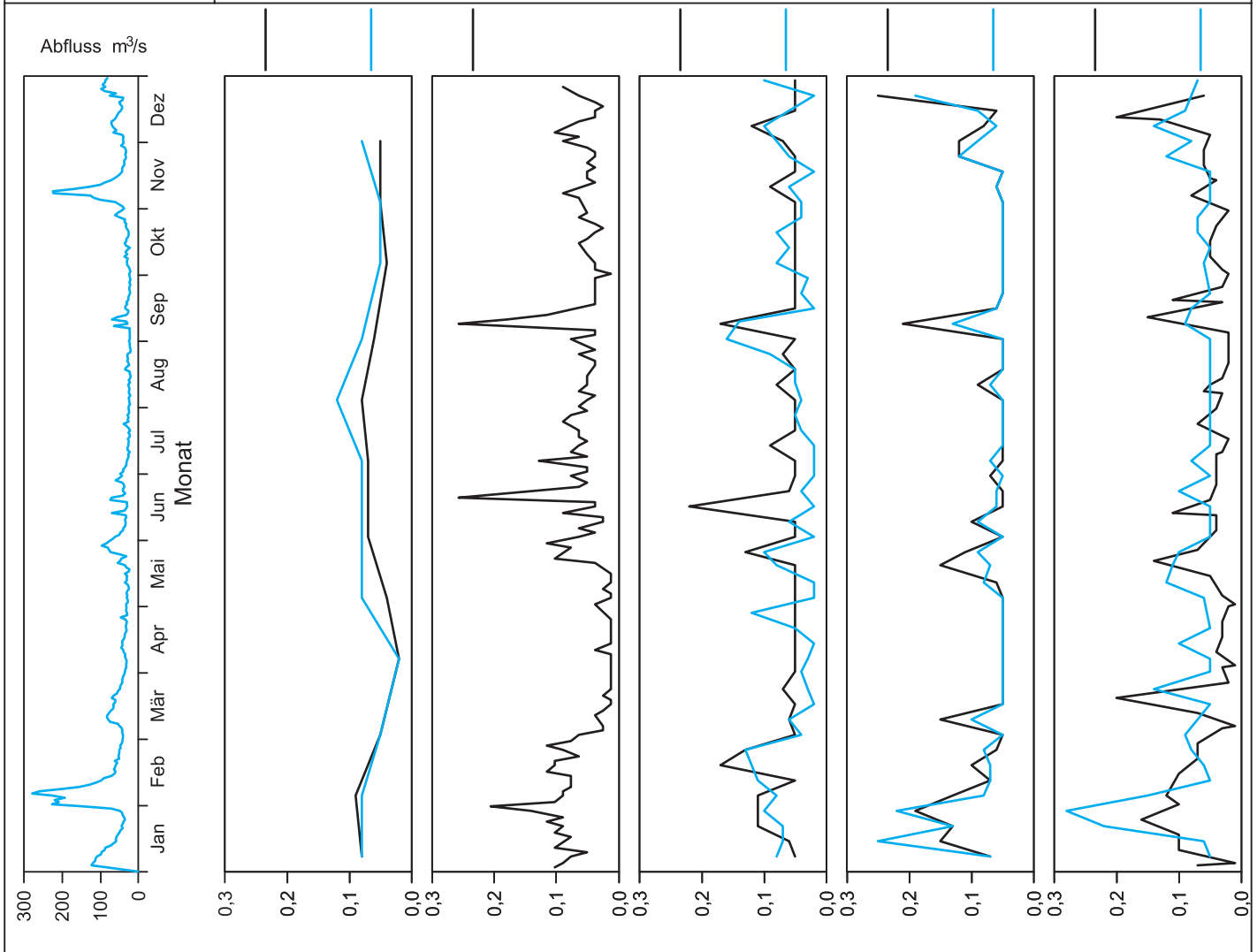


Bild 24.19: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.19: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

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 | 12 | 133 | | 48 | 52 | 48 | 48 | 64 | 48 |
| Arith. Jahresmittel | 12 | 12 | 12 | | 12 | 11 | 14 | 13 | 11 | 11 |
| Geom. Jahresmittel | 12 | 12 | 12 | | 12 | 11 | 14 | 13 | 11 | 11 |
| Geom. Sommermittel | 10 | 10 | 11 | | 10 | 9 | 12 | 12 | 10 | 9 |
| Geom. Wintermittel | 14 | 14 | 14 | | 14 | 13 | 15 | 14 | 12 | 12 |
| Maximalwert | 17 | 17 | 17 | | 17 | 16 | 17 | 16 | 15 | 15 |
| Datum des Max. | 04.03 | 04.03 | Mehrere | | 25.02 | 25.02 | Mehrere | 25.03 | Mehrere | 11.11 |
| 90-Perzentil | 15 | 15 | 16 | | 15 | 14 | 16 | 16 | 14 | 14 |
| 50-Perzentil | 12 | 13 | 12 | | 12 | 12 | 14 | 13 | 11 | 11 |
| 10-Perzentil | 9 | 9 | 9 | | 9 | 8 | 11 | 10 | 8 | 8 |
| Minimalwert | 8 | 8 | 8 | | 8 | 5 | 10 | 10 | 8 | 5 |
| Datum des Min. | 06.05 | 02.09 | Mehrere | | 02.09 | 19.08 | 26.08 | 07.10 | 26.09 | 02.09 |

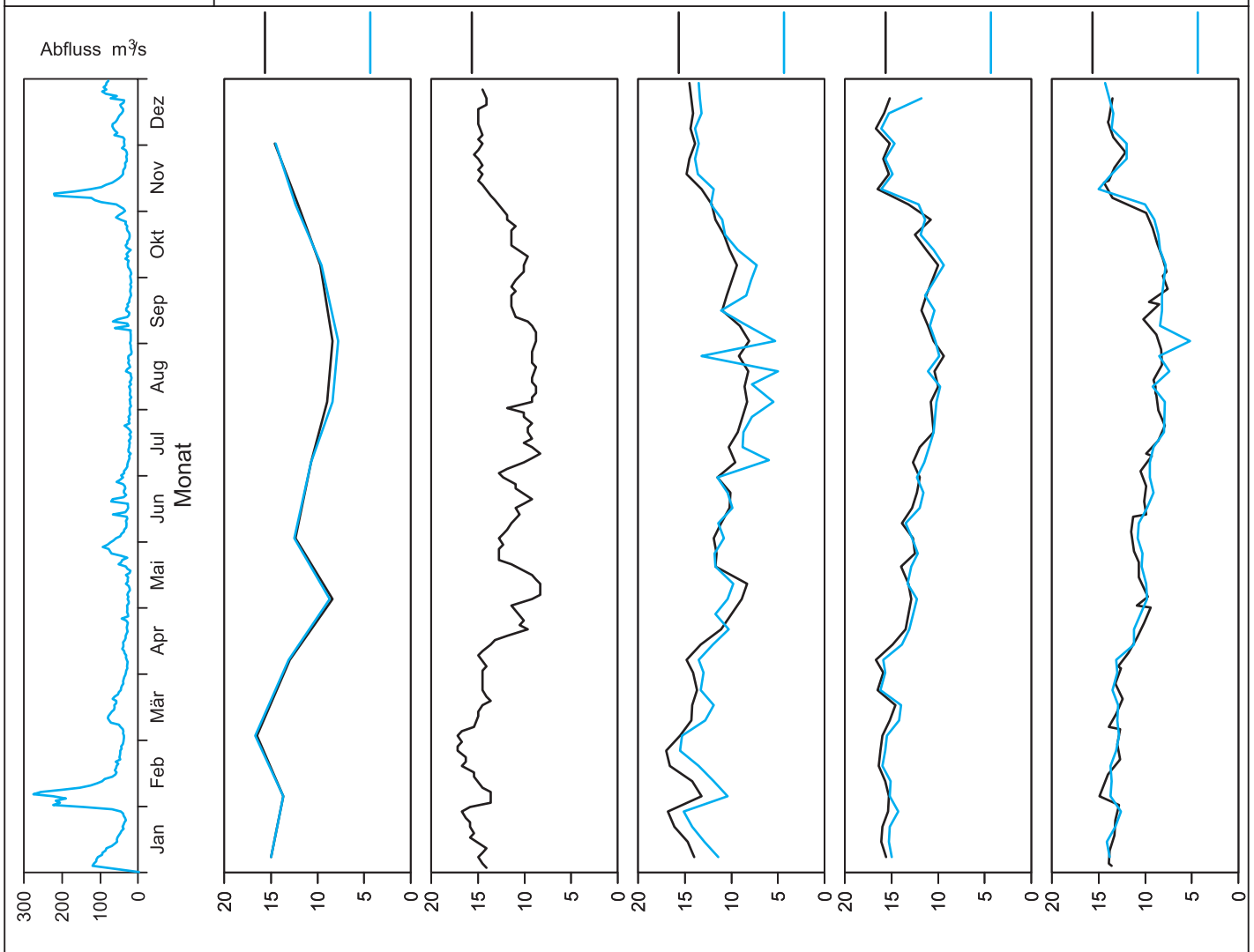


Bild 24.20: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.20: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Gesamtes gelöstes Phosphat

Einheit: mg/l

Zielwert: 0.5 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 | 12 | 132 | | 48 | 52 | 48 | 48 | | 48 |
| Arith. Jahresmittel | < 0,30 | < 0,30 | 0,21 | | 0,26 | 0,18 | 0,20 | 0,19 | | 0,18 |
| Geom. Jahresmittel | < 0,30 | < 0,30 | 0,19 | | 0,24 | 0,16 | 0,19 | 0,17 | | 0,16 |
| Geom. Sommermittel | < 0,30 | < 0,30 | 0,18 | | 0,22 | 0,15 | 0,19 | 0,16 | | 0,15 |
| Geom. Wintermittel | < 0,30 | < 0,30 | 0,19 | | 0,26 | 0,16 | 0,19 | 0,18 | | 0,18 |
| Maximalwert | 0,40 | 0,40 | 0,37 | | 0,64 | 0,43 | 0,37 | 0,46 | | 0,77 |
| Datum des Max. | Mehrere | Mehrere | Mehrere | | 28.10 | 26.08 | 18.11 | 01.07 | | 28.10 |
| 90-Perzentil | 0,39 | 0,39 | 0,31 | | 0,38 | 0,25 | 0,31 | 0,29 | | 0,25 |
| 50-Perzentil | < 0,30 | < 0,30 | 0,23 | | 0,25 | 0,17 | 0,18 | 0,18 | | 0,18 |
| 10-Perzentil | < 0,30 | < 0,30 | 0,08 | | 0,15 | 0,09 | 0,12 | 0,11 | | 0,09 |
| Minimalwert | < 0,30 | < 0,30 | < 0,05 | | 0,09 | < 0,06 | 0,06 | 0,06 | | 0,06 |
| Datum des Min. | Mehrere | Mehrere | Mehrere | | 06.05 | Mehrere | 02.04 | 02.04 | | 19.08 |

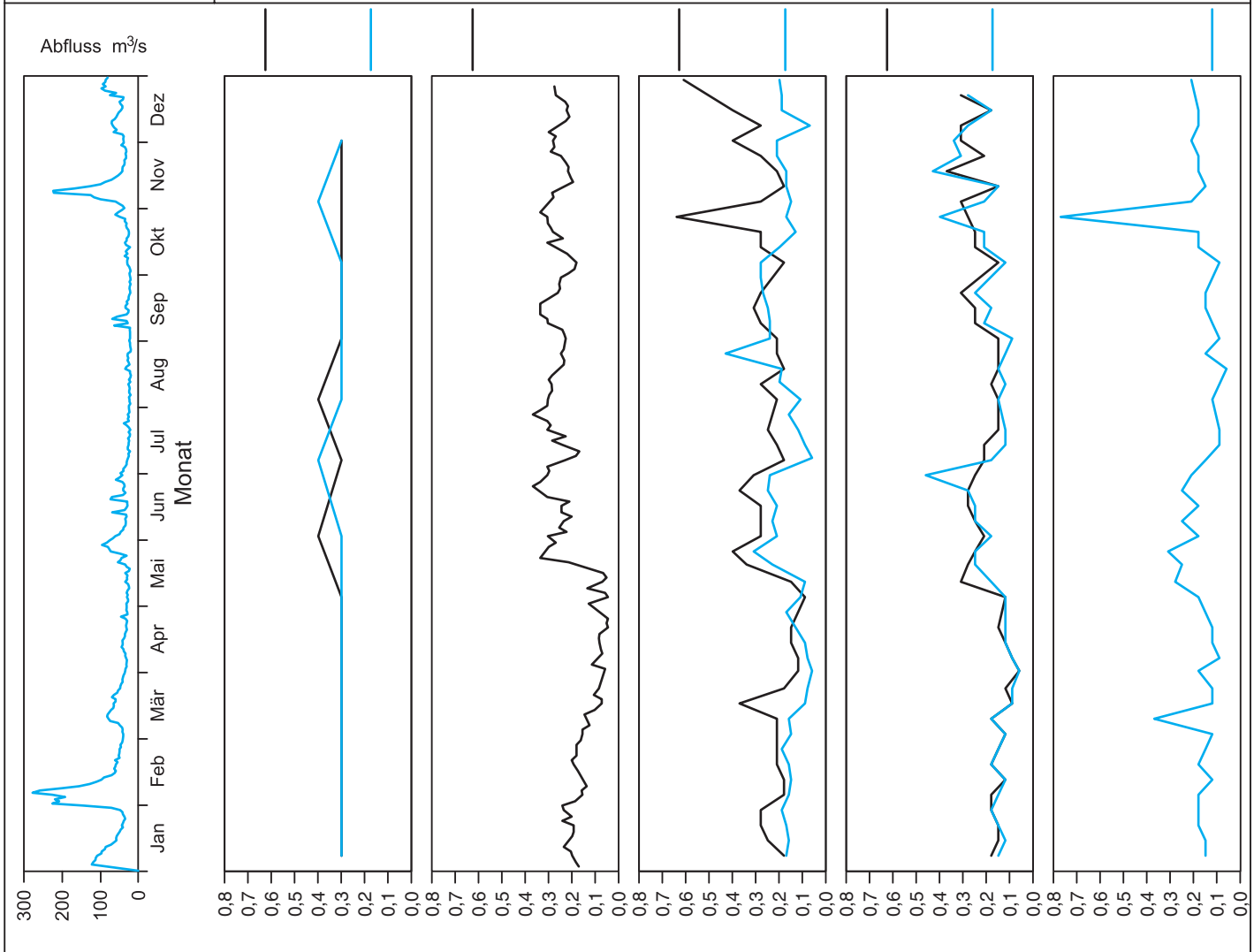


Bild 24.21: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.21: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Cadmium

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 | 12 | 12 | 132 | | 26 | 52 | 26 | 26 | 24 | 26 |
| Arith. Jahresmittel | < 0,30 | < 0,30 | 0,07 | | < 0,30 | < 0,20 | < 0,30 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,30 |
| Geom. Jahresmittel | < 0,30 | < 0,30 | 0,06 | | < 0,30 | < 0,20 | < 0,30 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,30 |
| Geom. Sommermittel | < 0,30 | < 0,30 | 0,07 | | < 0,30 | < 0,20 | < 0,30 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,30 |
| Geom. Wintermittel | < 0,30 | < 0,30 | 0,05 | | < 0,30 | < 0,20 | < 0,30 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,30 |
| Maximalwert | < 0,30 | < 0,30 | 0,21 | | < 0,30 | 0,50 | < 0,30 | < 0,30 | 0,50 | < 0,30 |
| Datum des Max. | Mehrere | Mehrere | 08.11 | | Mehrere | 23.09 | Mehrere | Mehrere | 04.02 | Mehrere |
| 90-Perzentil | < 0,30 | < 0,30 | 0,11 | | < 0,30 | < 0,20 | < 0,30 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,30 |
| 50-Perzentil | < 0,30 | < 0,30 | 0,07 | | < 0,30 | < 0,20 | < 0,30 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,30 |
| 10-Perzentil | < 0,30 | < 0,30 | 0,05 | | < 0,30 | < 0,20 | < 0,30 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,30 |
| Minimalwert | < 0,30 | < 0,30 | < 0,05 | | < 0,30 | < 0,20 | < 0,30 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,30 |
| Datum des Min. | Mehrere | Mehrere | Mehrere | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |

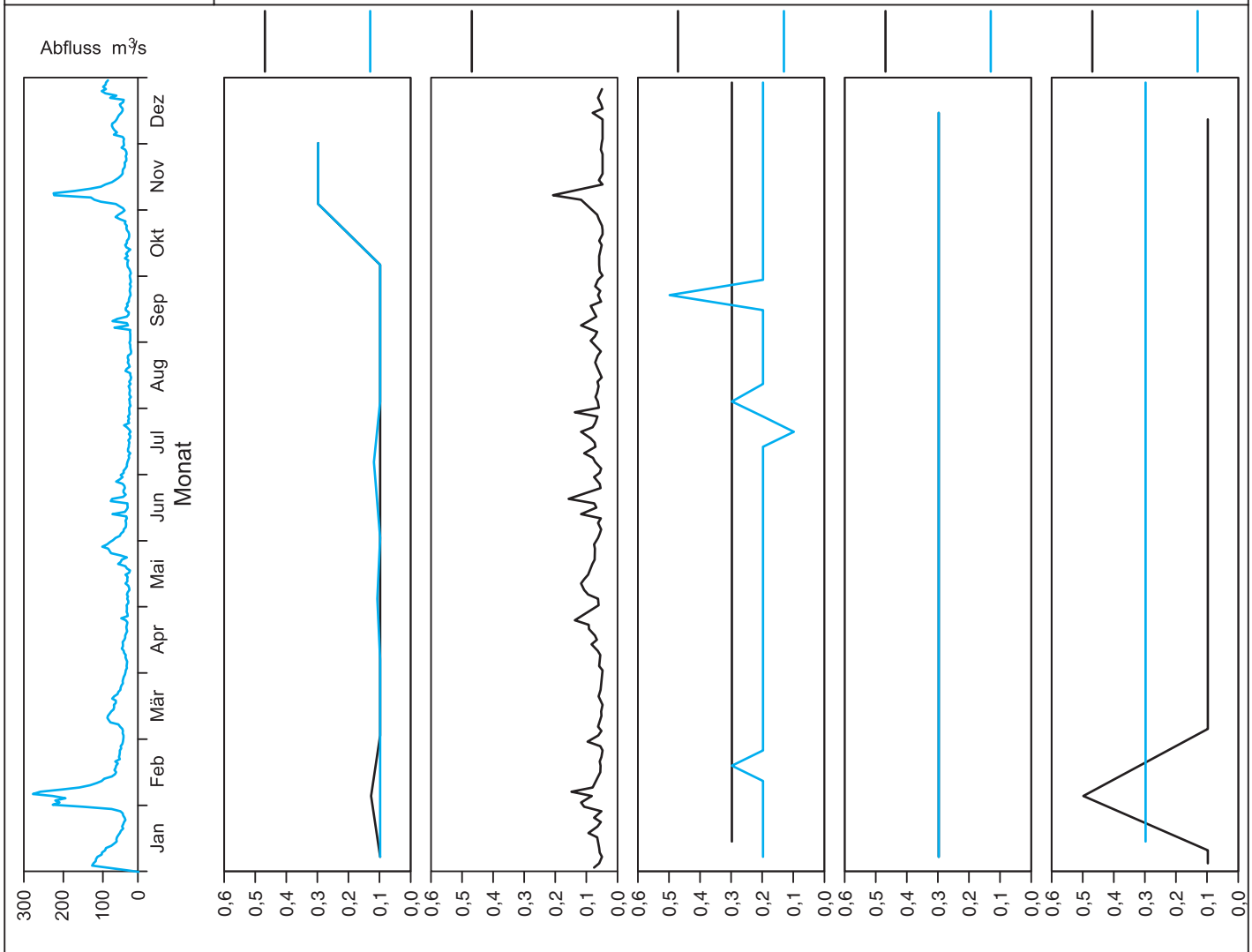


Bild 24.22: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.22: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Chrom

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 | 12 | 132 | | 26 | 52 | 26 | 26 | 17 | 26 |
| Arith. Jahresmittel | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 2,0 |
| Geom. Jahresmittel | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 2,0 |
| Geom. Sommermittel | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 2,0 |
| Geom. Wintermittel | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 2,0 |
| Maximalwert | 2,0 | 1,0 | 3,5 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | 1,0 | < 2,0 |
| Datum des Max. | 04.02 | Mehrere | 21.06 | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | 04.01 | Mehrere |
| 90-Perzentil | 1,0 | 1,0 | 1,3 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 2,0 |
| 50-Perzentil | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 2,0 |
| 10-Perzentil | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 2,0 |
| Minimalwert | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 2,0 |
| Datum des Min. | Mehrere | Mehrere | Mehrere | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |

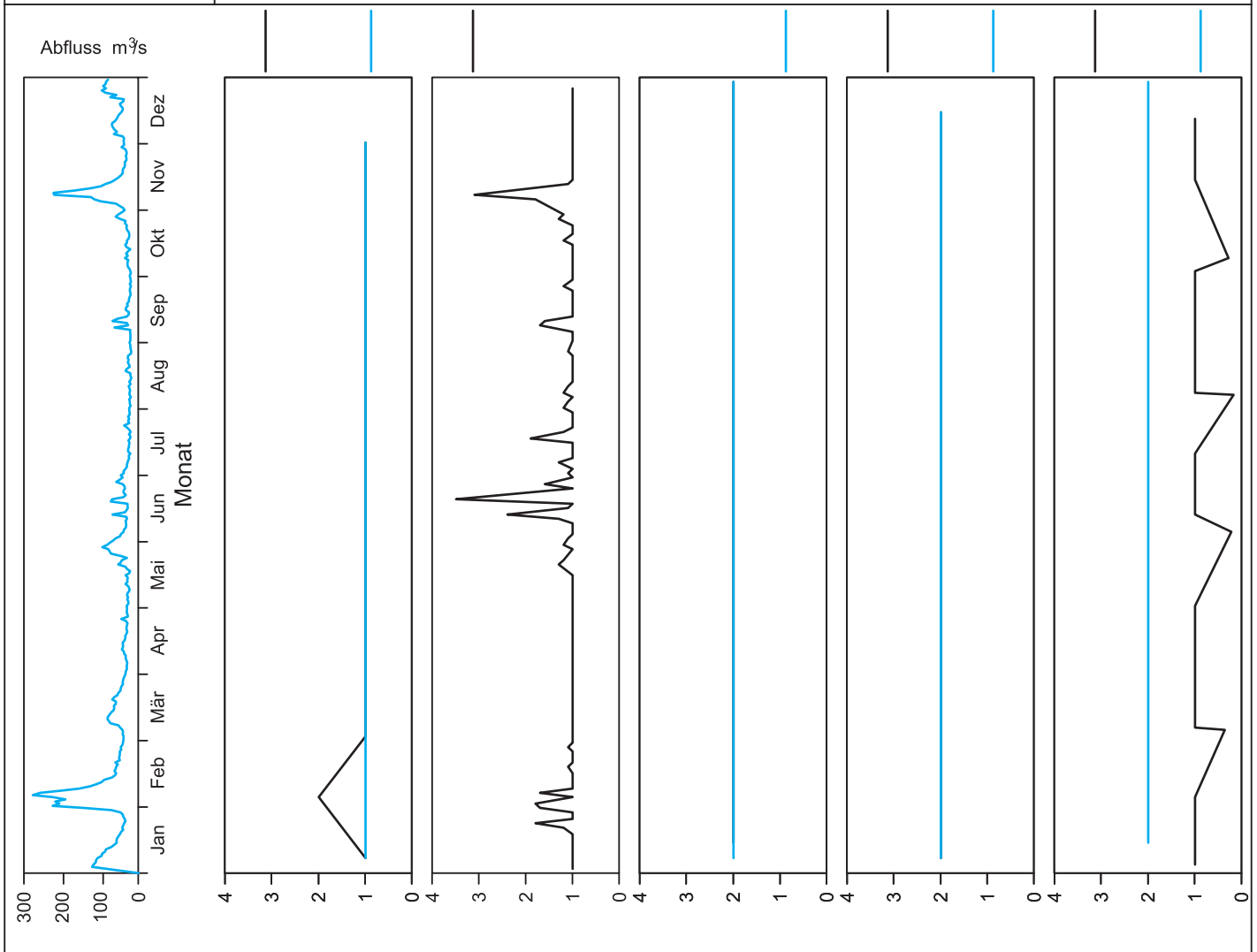


Bild 24.23: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.23: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Nickel
Zielwert: 10 µg/l

Einheit: 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 | 12 | 12 | 132 | | 26 | 52 | 26 | 26 | 24 | 26 |
| Arith. Jahresmittel | 3,0 | 3,0 | 2,6 | | 2,4 | 2,2 | < 2,0 | < 2,0 | 1,7 | < 2,0 |
| Geom. Jahresmittel | 3,0 | 3,0 | 2,5 | | 2,2 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | 1,5 | < 2,0 |
| Geom. Sommermittel | 3,2 | 3,3 | 2,8 | | 2,6 | 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | 1,8 | < 2,0 |
| Geom. Wintermittel | 2,8 | 2,7 | 2,3 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | 1,3 | < 2,0 |
| Maximalwert | 3,7 | 3,9 | 4,9 | | 3,0 | 4,0 | 3,0 | 3,0 | 3,0 | 3,0 |
| Datum des Max. | Mehrere | 06.05 | 21.06 | | Mehrere | 19.08 | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |
| 90-Perzentil | 3,7 | 3,7 | 3,3 | | 3,0 | 3,0 | 3,0 | 2,0 | 2,2 | 2,5 |
| 50-Perzentil | 3,0 | 3,0 | 2,5 | | 2,5 | 2,4 | 2,0 | < 2,0 | 1,8 | 2,0 |
| 10-Perzentil | 2,5 | 2,5 | 1,9 | | 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | 1,0 | < 2,0 |
| Minimalwert | 2,0 | 2,0 | 1,7 | | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 2,0 |
| Datum des Min. | 02.12 | 04.11 | Mehrere | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | 04.01 | Mehrere |

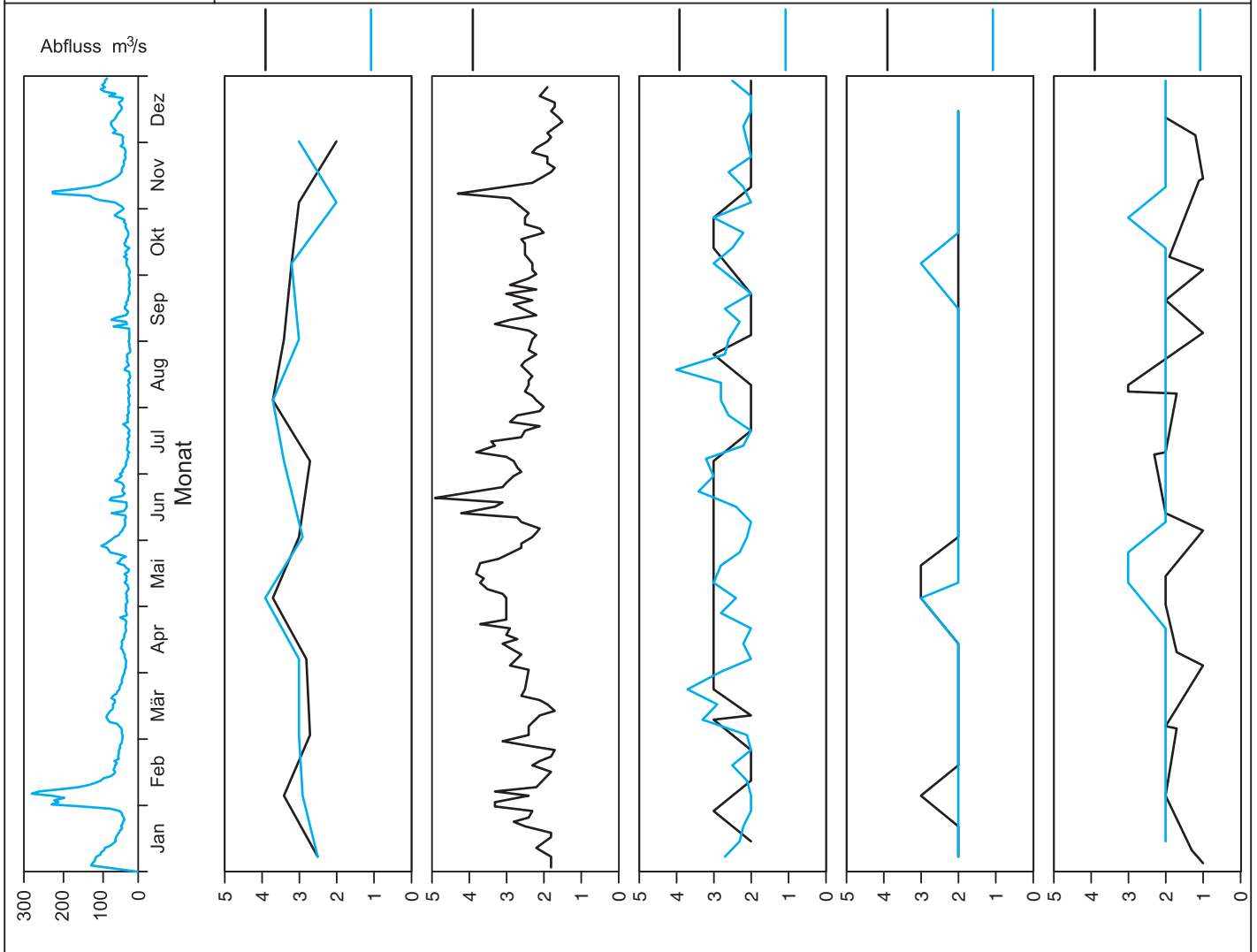


Bild 24.24: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
Fig. 24.24: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

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 | | | 133 | | 48 | 52 | 48 | 48 | 28 | 48 |
| Arith. Jahresmittel | | | 16 | | 14 | 33 | 14 | 14 | 20 | 18 |
| Geom. Jahresmittel | | | 13 | | 10 | 25 | 11 | 12 | 19 | 15 |
| Geom. Sommermittel | | | < 10 | | 7 | 24 | 9 | 9 | 18 | 16 |
| Geom. Wintermittel | | | 18 | | 15 | 27 | 15 | 16 | 21 | 14 |
| Maximalwert | | | 39 | | 34 | 170 | 31 | 40 | 27 | 86 |
| Datum des Max. | | | 03.06 | | 21.01 | 26.08 | 15.07 | 02.12 | Mehrere | 02.09 |
| 90-Perzentil | | | 30 | | 26 | 47 | 22 | 20 | 25 | 30 |
| 50-Perzentil | | | 15 | | 14 | 30 | 14 | 14 | 21 | 14 |
| 10-Perzentil | | | < 10 | | 2 | 11 | 5 | 5 | 13 | 9 |
| Minimalwert | | | < 10 | | < 2 | < 10 | < 2 | 2 | 7 | < 2 |
| Datum des Min. | | | Mehrere | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | 05.08 | 28.05 | 30.12 |

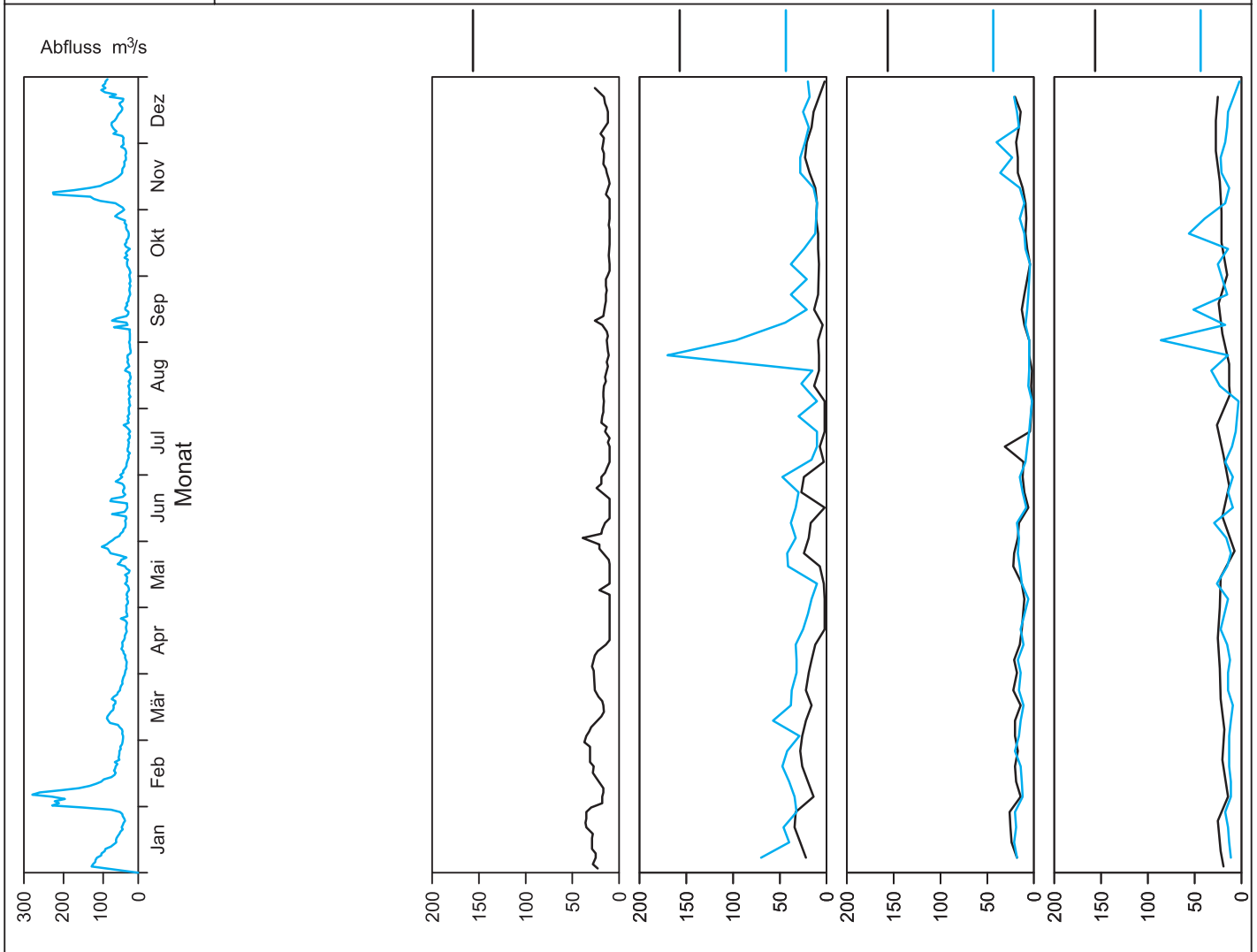


Bild 24.25: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.25: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Chlorid

Einheit: mg/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 | 12 | 133 | | 48 | 52 | 48 | 48 | 63 | 48 |
| Arith. Jahresmittel | 60 | 60 | 59 | | 44 | 43 | 44 | 38 | 31 | 31 |
| Geom. Jahresmittel | 57 | 57 | 57 | | 43 | 42 | 43 | 38 | 30 | 30 |
| Geom. Sommermittel | 63 | 63 | 63 | | 46 | 44 | 46 | 40 | 32 | 31 |
| Geom. Wintermittel | 52 | 52 | 50 | | 41 | 40 | 40 | 35 | 29 | 29 |
| Maximalwert | 81 | 82 | 110 | | 57 | 55 | 55 | 51 | 52 | 41 |
| Datum des Max. | 02.09 | Mehrere | 09.09 | | Mehrere | 25.03 | 05.08 | 07.10 | 10.10 | 07.10 |
| 90-Perzentil | 77 | 82 | 77 | | 53 | 49 | 52 | 46 | 40 | 37 |
| 50-Perzentil | 68 | 64 | 62 | | 46 | 44 | 46 | 40 | 32 | 31 |
| 10-Perzentil | 32 | 33 | 40 | | 32 | 31 | 33 | 30 | 23 | 25 |
| Minimalwert | 30 | 30 | 26 | | 22 | 22 | 22 | 20 | 17 | 19 |
| Datum des Min. | 07.01 | 07.01 | 02.01 | | 11.11 | 11.11 | 11.11 | 11.11 | 04.01 | Mehrere |

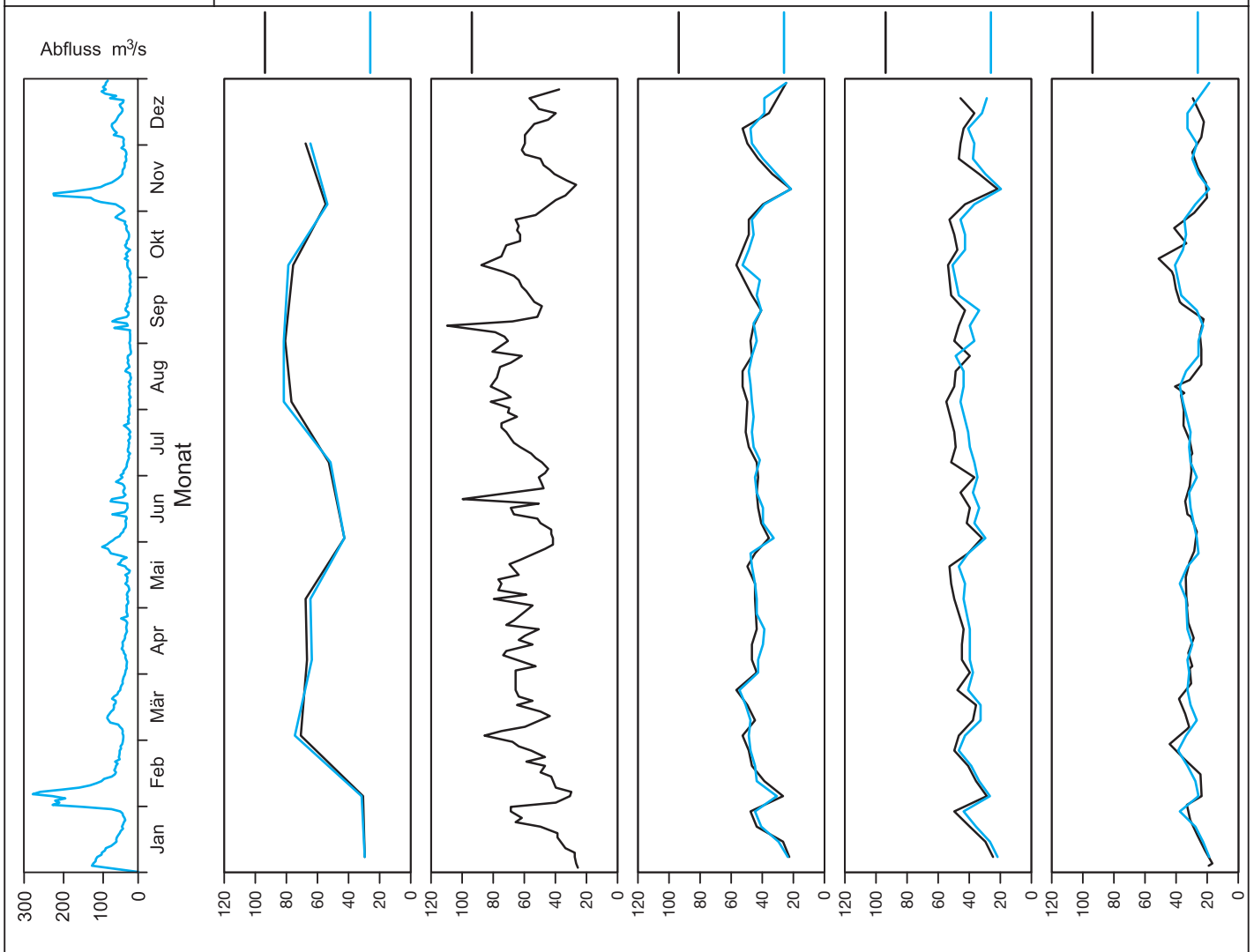


Bild 24.26: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.26: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) 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 | | | 125 | | 26 | | 26 | 26 | 13 | 26 |
| Arith. Jahresmittel | | | 8,2 | | < 10,0 | | < 10,0 | < 10,0 | 10,7 | < 10,0 |
| Geom. Jahresmittel | | | 7,4 | | < 10,0 | | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 |
| Geom. Sommermittel | | | 8,3 | | < 10,0 | | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 |
| Geom. Wintermittel | | | 6,6 | | < 10,0 | | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 |
| Maximalwert | | | 24,0 | | 27,0 | | 30,0 | 12,0 | 79,0 | 13,0 |
| Datum des Max. | | | 23.10 | | 13.05 | | 03.06 | 19.08 | 12.08 | 13.05 |
| 90-Perzentil | | | 12,0 | | 11,5 | | 13,5 | 10,5 | 16,2 | 12,5 |
| 50-Perzentil | | | 8,0 | | < 10,0 | | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 |
| 10-Perzentil | | | 5,0 | | < 10,0 | | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 |
| Minimalwert | | | < 5,0 | | < 10,0 | | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 | < 10,0 |
| Datum des Min. | | | Mehrere | | Mehrere | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |

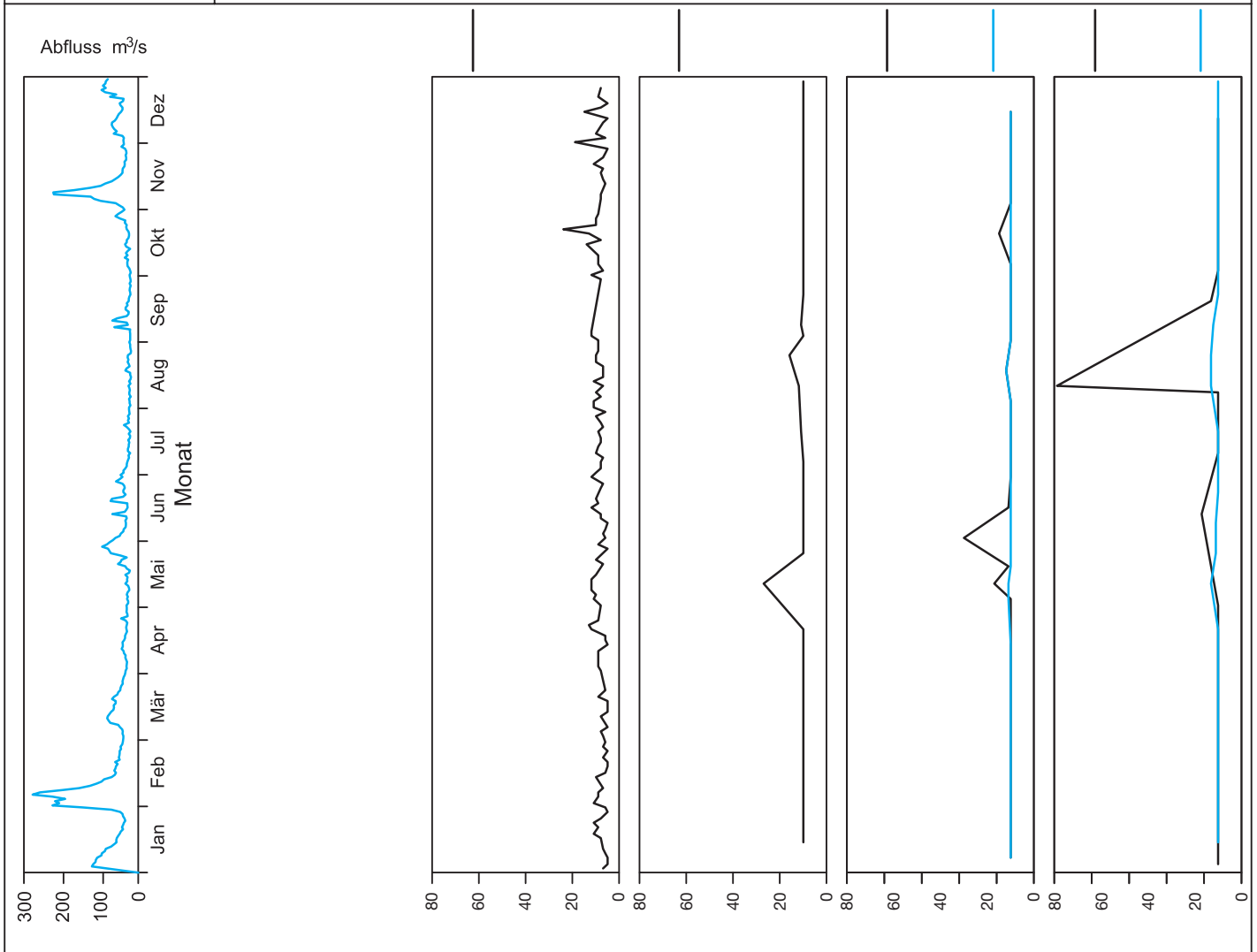


Bild 24.27: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.27: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Tetrachlorethen

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 | | | 32 | | 26 | 49 | 26 | 26 | 13 | 26 |
| Arith. Jahresmittel | | | 0,01 | | < 0,10 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Geom. Jahresmittel | | | 0,01 | | < 0,10 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Geom. Sommermittel | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Geom. Wintermittel | | | 0,01 | | < 0,10 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Maximalwert | | | 0,04 | | < 0,10 | 0,30 | 0,10 | 0,20 | 0,10 | 0,30 |
| Datum des Max. | | | 18.02 | | Mehrere | 24.06 | Mehrere | Mehrere | 04.01 | 24.06 |
| 90-Perzentil | | | 0,03 | | < 0,10 | < 0,30 | 0,10 | 0,15 | < 0,10 | < 0,10 |
| 50-Perzentil | | | 0,01 | | < 0,10 | < 0,30 | < 0,10 | 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| 10-Perzentil | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Minimalwert | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,30 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Datum des Min. | | | Mehrere | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |

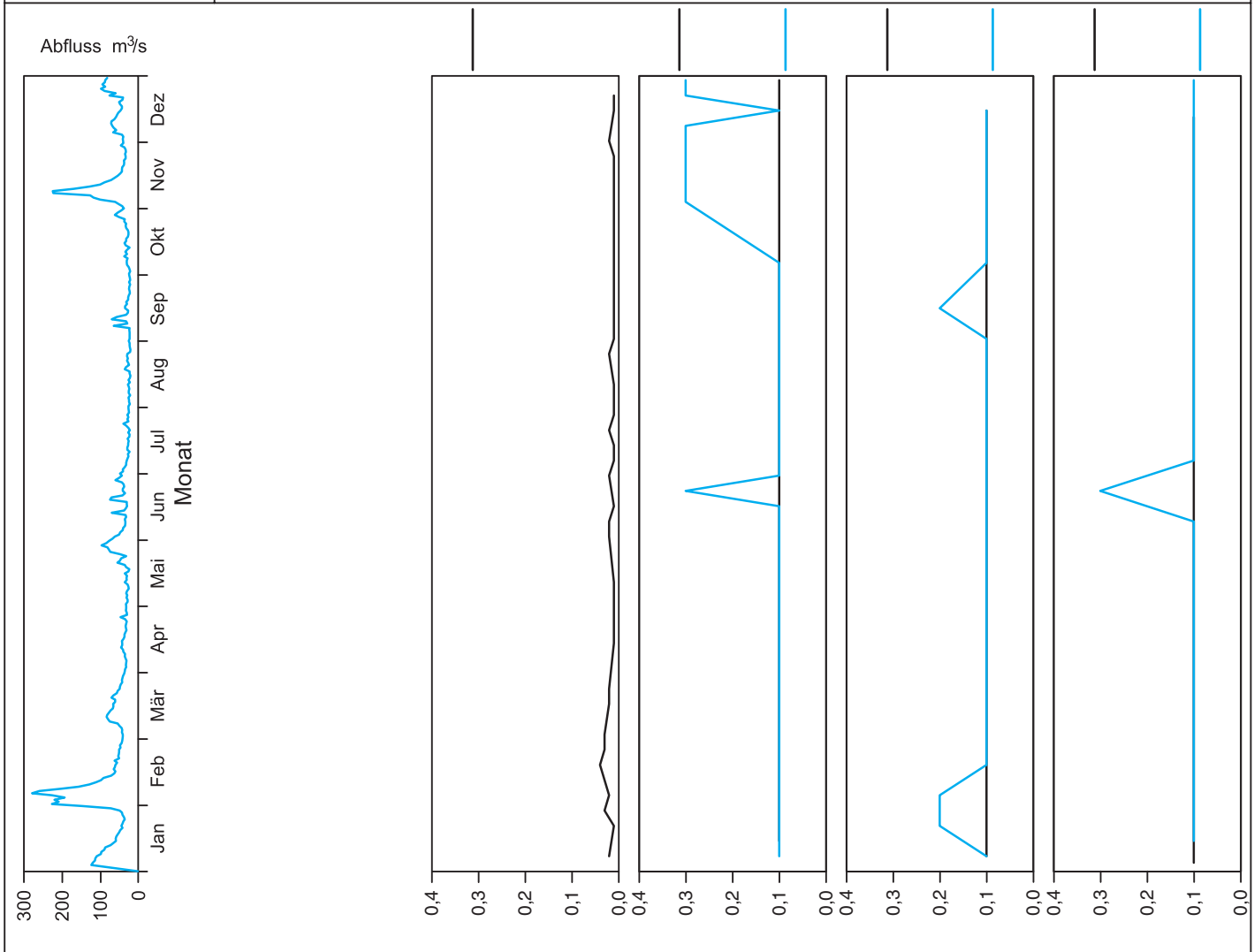


Bild 24.28: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.28: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Trichlorethen

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 | | | 32 | | 26 | 49 | 26 | 26 | 13 | 26 |
| Arith. Jahresmittel | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,20 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Geom. Jahresmittel | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,20 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Geom. Sommermittel | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,20 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Geom. Wintermittel | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,20 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Maximalwert | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,20 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Datum des Max. | | | Mehrere | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |
| 90-Perzentil | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,20 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| 50-Perzentil | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,20 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| 10-Perzentil | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,20 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Minimalwert | | | < 0,01 | | < 0,10 | < 0,20 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 | < 0,10 |
| Datum des Min. | | | Mehrere | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |

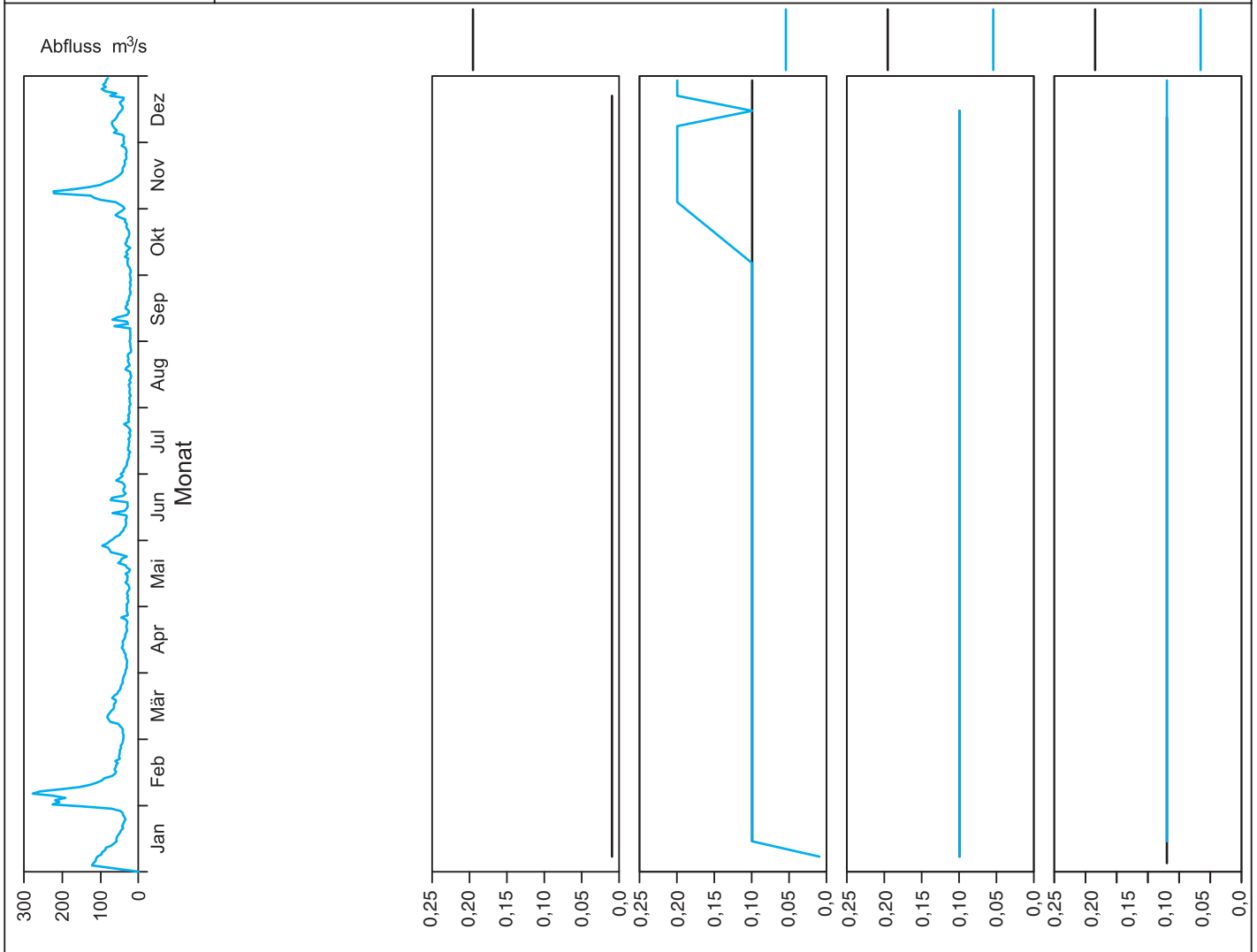


Bild 24.29: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.29: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Diethyltrinitrilopentaessigsäure (DTPA)

Einheit: µg/l

Zielwert: 10 µg/l

| Probenahmestelle Ruhr-km | Styrum | Kettwig | Rellingh. | Stiepel | Witten | Hengstey | Westhof. | Hengsen | Warmen | Echthau. |
|--------------------------|---------|---------|-----------|---------|--------|----------|----------|---------|---------|----------|
| | 11,35 | 23,47 | 42,76 | 62,65 | 71,91 | 88,75 | 95,15 | 108,39 | 121,17 | 128,31 |
| Anzahl der Werte | 4 | | 133 | 24 | 25 | 12 | 24 | 24 | 2 | 25 |
| Arith. Jahresmittel | 2,0 | | 5,7 | 6,9 | 6,9 | 10,6 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 |
| Geom. Jahresmittel | 0,6 | | 4,7 | 5,5 | 5,7 | 8,9 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 |
| Geom. Sommermittel | < 0,5 | | 5,5 | 6,0 | 6,7 | 8,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 |
| Geom. Wintermittel | 2,5 | | 3,9 | 5,0 | 4,9 | 10,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 |
| Maximalwert | 6,7 | | 19,0 | 23,9 | 19,3 | 21,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 |
| Datum des Max. | 07.01 | | 15.05 | 22.04 | 13.05 | 16.12 | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |
| 90-Perzentil | 5,0 | | 9,0 | 10,5 | 10,5 | 19,9 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 |
| 50-Perzentil | 0,5 | | 5,8 | 5,7 | 6,2 | 8,2 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 |
| 10-Perzentil | < 0,5 | | 2,1 | 3,1 | 3,1 | 3,6 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 |
| Minimalwert | < 0,5 | | < 1,0 | < 2,0 | < 2,0 | 2,9 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 | < 2,0 |
| Datum des Min. | Mehrere | | Mehrere | 11.02 | 30.12 | 31.10 | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |

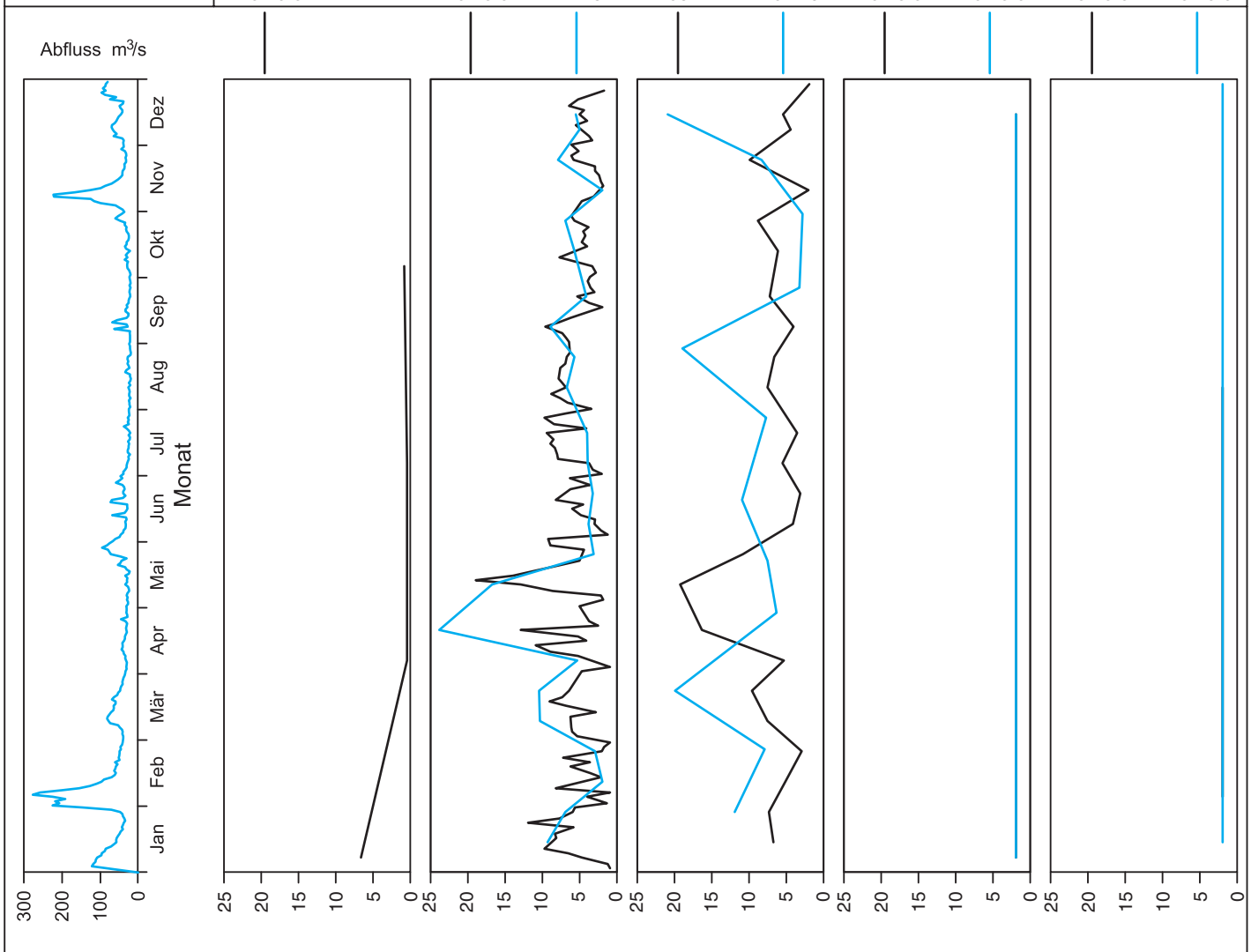


Bild 24.30: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.30: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Ethylendinitrilotetraessigsäure (EDTA)

Einheit: µg/l

Zielwert: 10 µg/l

| Probenahmestelle Ruhr-km | Styrum | Kettwig | Rellingh. | Stiepel | Witten | Hengstey | Westhof. | Hengsen | Warmen | Echthau. |
|-----------------------------|--------|---------|-------------|-------------|--------|-------------|----------|---------|--------|----------|
| Anzahl der Werte | 4 | | 133 | 24 | 25 | 12 | 24 | 24 | 2 | 25 |
| Arith. Jahresmittel | 6,1 | | 7,0 | 7,8 | 7,2 | 11,9 | 3,1 | 2,8 | < 2,0 | 2,7 |
| Geom. Jahresmittel | 5,6 | | 6,3 | 7,4 | 6,7 | 10,7 | 2,9 | 2,6 | < 2,0 | 2,5 |
| Geom. Sommermittel | 3,7 | | 6,6 | 7,9 | 7,8 | 8,9 | 3,2 | 2,8 | 2,8 | 2,9 |
| Geom. Wintermittel | 8,4 | | 5,9 | 7,0 | 5,8 | 12,8 | 2,6 | 2,4 | < 2,0 | 2,1 |
| Maximalwert | 8,5 | | 15,0 | 11,5 | 10,6 | 29,0 | 4,2 | 4,6 | 2,8 | 4,7 |
| Datum des Max. | 07.10 | | 22.03 | 09.09 | 12.08 | 16.12 | 15.04 | 07.10 | 12.08 | 13.05 |
| 90-Perzentil | 8,4 | | 10,1 | 10,4 | 9,6 | 15,9 | 4,1 | 3,9 | 2,6 | 3,8 |
| 50-Perzentil | 6,2 | | 6,8 | 8,0 | 7,9 | 10,0 | 3,2 | 2,8 | < 2,0 | 2,7 |
| 10-Perzentil | 3,6 | | 3,9 | 5,0 | 4,5 | 7,0 | 1,7 | 1,7 | < 2,0 | 1,9 |
| Minimalwert | 3,3 | | < 1,0 | 2,6 | 1,8 | 4,2 | 1,0 | 1,0 | < 2,0 | < 1,0 |
| Datum des Min. | 08.07 | | 17.05 | 11.11 | 30.12 | 30.04 | 18.11 | 18.11 | 04.02 | 30.12 |

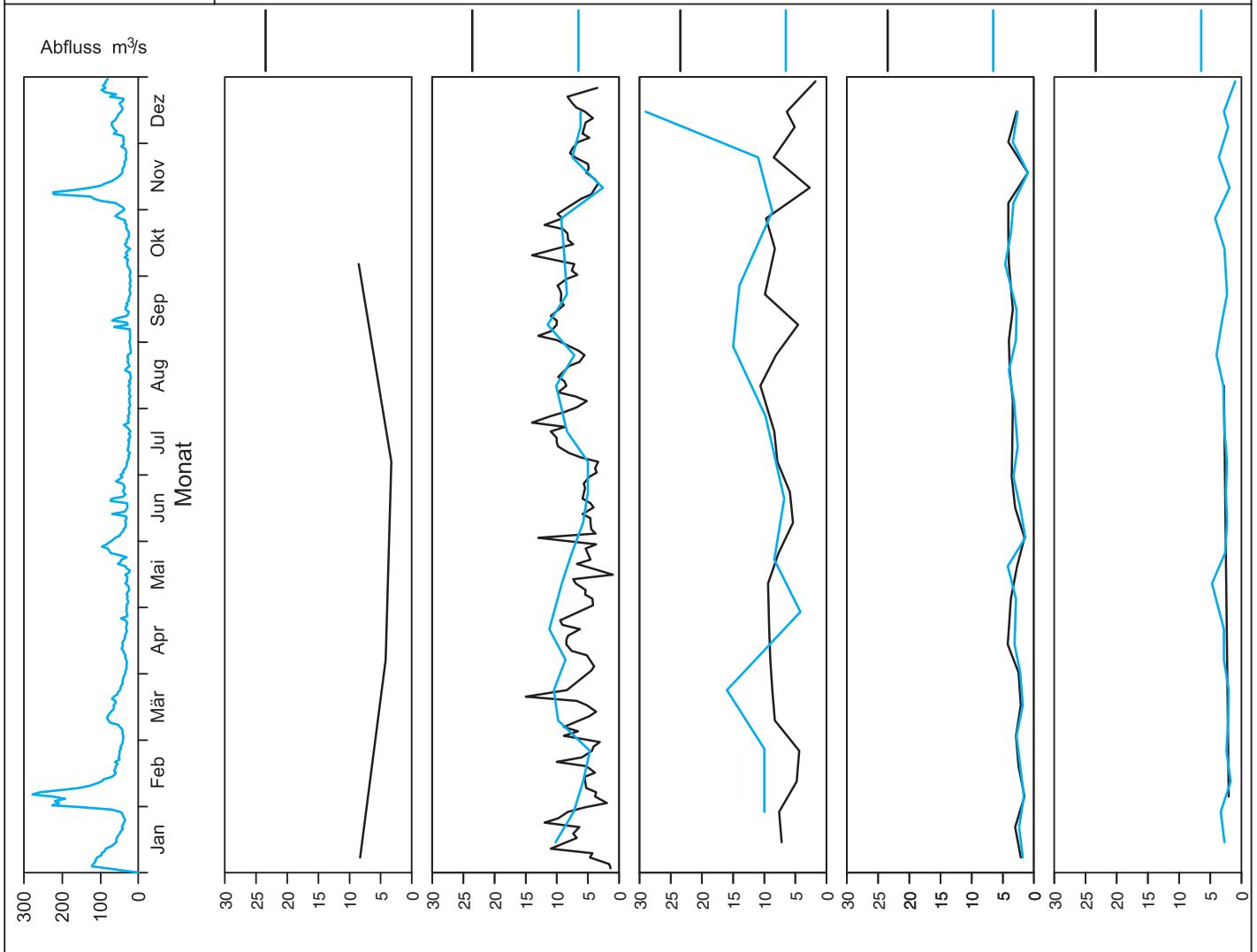


Bild 24.31: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.31: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Kenngröße: Nitritriessigsäure (NTA)

Einheit: µg/l

Zielwert: 10 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 | | 133 | 24 | 25 | 12 | 24 | 24 | 2 | 25 |
| Arith. Jahresmittel | 0,6 | | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 |
| Geom. Jahresmittel | 0,3 | | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 |
| Geom. Sommermittel | 0,2 | | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 |
| Geom. Wintermittel | 0,5 | | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 |
| Maximalwert | 1,3 | | 2,2 | 1,7 | 1,7 | < 2,0 | 1,6 | 1,3 | < 2,0 | < 1,0 |
| Datum des Max. | 07.01 | | Mehrere | 24.06 | 24.06 | Mehrere | Mehrere | 01.07 | Mehrere | Mehrere |
| 90-Perzentil | 1,2 | | 1,6 | 1,2 | 1,3 | < 2,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 |
| 50-Perzentil | 0,5 | | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 |
| 10-Perzentil | < 0,2 | | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 |
| Minimalwert | < 0,2 | | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 | < 1,0 | < 2,0 | < 1,0 |
| Datum des Min. | 08.07 | | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere | Mehrere |

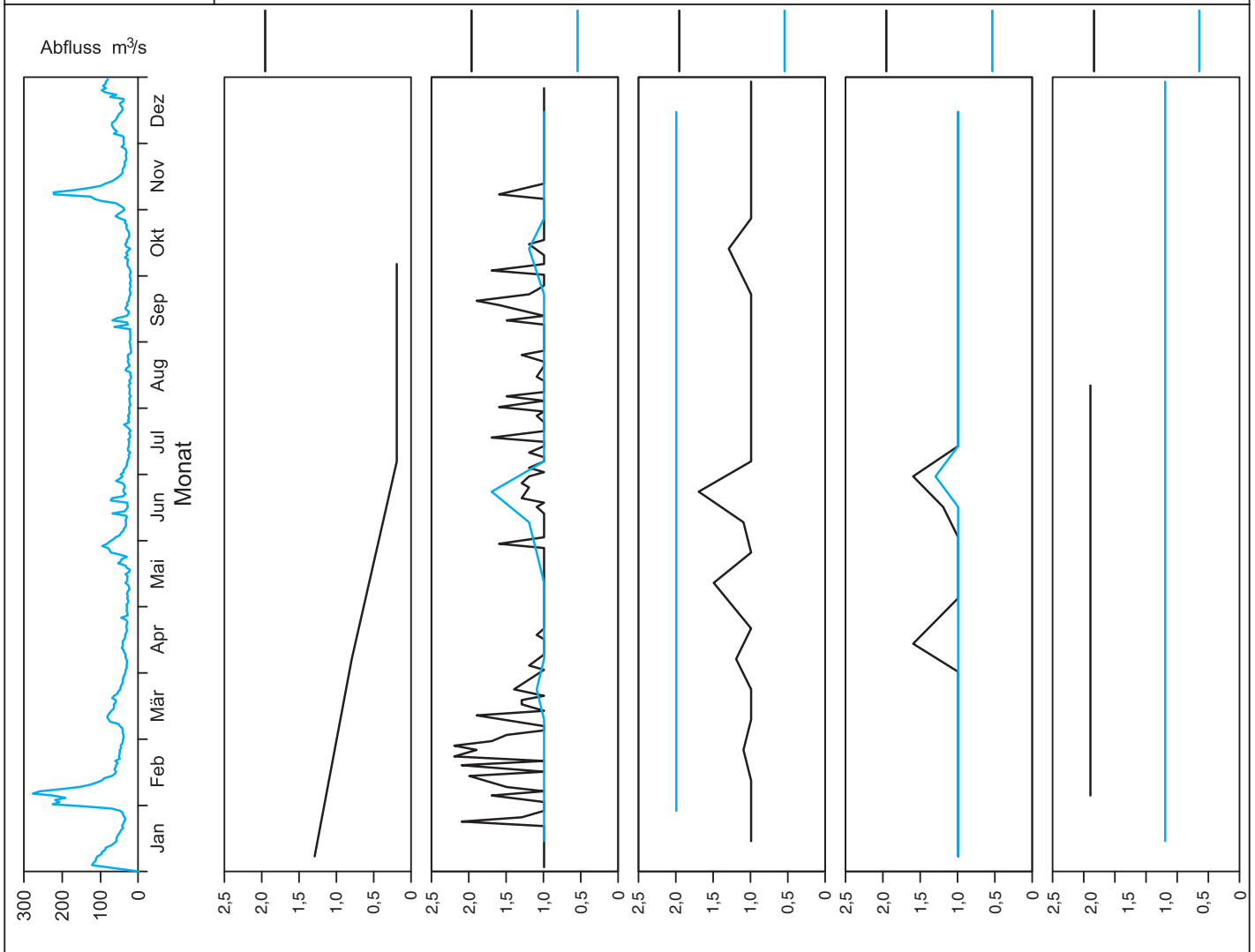


Bild 24.32: Analysenstatistik verschiedener Kenngrößen im Ruhrwasser
 Fig. 24.32: Statistics on the analysis of selected parameters in Ruhr water

Tabelle 24.5: Im Ruhrwasser bestimmte PSM und Überschreitungen der Trinkwassergrenzwerte von 100 ng/l bzw. der Zielwerte von 50 ng/l
 Table 24.5: 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 % | Überschreitung des 90-Perzentils | Maximalwert ng/l |
|-----------------------|---------------------------------|--------------------------------------|--|---------------------------------------|---|--------------------------------------|--|----------------------------------|---------------------|
| Atrazin | 189 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Bentazon | 125 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Bifenox | 107 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 80 |
| Bromacil | 53 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 100 |
| Bromoxynil | 125 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Carbetamid | 53 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 25 |
| Carfentraton-ethyl | 113 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Chloridazon | 160 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Chlorthalonil | 117 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 80 |
| Chlortoluron | 158 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Clodinafop | 110 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Clopyralid | 125 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| 2,4-D | 125 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Desethylatrazin | 189 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Desethylterbuthylazin | 189 | 1 | 0,5 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | 17 |
| Desisopropylatrazin | 88 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 25 |
| Desmedipham | 112 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 100 |
| Dichlorprop | 105 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Diflufenikan | 141 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Dimefuron | 53 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 25 |
| Diuron | 158 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Epoxiconazol | 95 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Ethofumesat | 125 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 100 |
| Fenpropimorph | 95 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 80 |
| Flufenacet | 158 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Fluroxypyr | 125 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Flurtamone | 53 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 25 |
| Hexazinon | 160 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Ioxynil | 125 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Isoproturon | 158 | 2 | 1,3 | 0 | 0,0 | 1 | 0,6 | – | 70 |
| MCPA | 125 | 4 | 3,2 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | 15 |
| Mecoprop | 105 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Metamitron | 158 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Metazachlor | 158 | 2 | 1,3 | 0 | 0,0 | 2 | 1,3 | – | 66 |
| Methabenzthiazuron | 53 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 25 |
| Metolachlor | 158 | 1 | 0,6 | 0 | 0,0 | 1 | 0,6 | – | 52 |
| Metribuzin | 113 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Pendimethalin | 113 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Phenmedipham | 125 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 100 |
| Propiconazol | 95 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Prosulfocarb | 31 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 10 |
| Quinmerac | 125 | 5 | 4,0 | 0 | 0,0 | 1 | 0,8 | – | 58 |
| Simazin | 189 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Tebuconazol | 95 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | 0 | 0,0 | – | < 50 |
| Terbuthylazin | 189 | 6 | 3,2 | 0 | 0,0 | 3 | 1,6 | – | 68 |

Messwerte, Tabellen und Diagramme

Tabelle 24.6: Dokumentierte Messgrößen in alphabetischer Reihenfolge
Table 24.6: Documented measured variables in alphabetical order

| Qualitätsmerkmal | Tabelle/Seite | Diagramm/Seite | Längsprofil/Seite |
|---|---------------|----------------|-------------------|
| Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) | 193 | 213 | 192 |
| Ammonium (NH ₄) | 182, 193 | 205 | 188 |
| Atrazin | 219 | | |
| Barium (Ba) | 193 | | 191 |
| Bentazon | 219 | | |
| Bifenox | 219 | | |
| Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB ₅) | 193 | | 187 |
| Blei (Pb) | 193 | | 189 |
| Borat-Bor (B) | 193 | | 188 |
| Bromacil | 219 | | |
| Bromoxynil | 219 | | |
| Cadmium (Cd) | 182, 193 | 208 | 189 |
| Calcium (Ca) | 193 | | 190, 194 |
| Carbetamid | 219 | | |
| Carfentraton-ethyl | 219 | | |
| Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) | 193 | | 187 |
| Chlorid (Cl) | 193 | 212 | 191 |
| Chloridazon | 219 | | |
| Chlorophyll-a | 193 | 199 | 186 |
| Chlorthalonil | 219 | | |
| Chlortoluron | 219 | | |
| Chrom (Cr) | 193 | 209 | 189 |
| Clodinafop | 219 | | |
| Clopyralid | 219 | | |
| Coliforme Bakterien | 182, 193 | 200 | 186 |
| 2,4-D | 219 | | |
| Desethylatrazin | 219 | | |
| Desethylterbuthylazin | 219 | | |
| Desisopropylatrazin | 219 | | |
| Desmedipham | 219 | | |
| Dichlorprop | 219 | | |
| Diethylentriaminoäthylendiamin (DTPA) | 182, 193 | 216 | 192, 194 |
| Diflufenikan | 219 | | |
| Dimefuron | 219 | | |
| Diuron | 219 | | |
| Eisen (Fe) | 193 | | 190 |
| Elektrische Leitfähigkeit | 193 | 196 | 186 |
| Epoxiconazol | 219 | | |
| Ethofumesat | 219 | | |
| Ethylendinitrietetraessigsäure (EDTA) | 182, 183 | 217 | 192 |
| Fenpropimorph | 219 | | |
| Flufenacet | 219 | | |
| Fluorid (F) | 193 | | 191, 194 |

| Qualitätsmerkmal | Tabelle/Seite | Diagramm/Seite | Längsprofil/Seite |
|---|---------------|----------------|-------------------|
| Fluroxypyr | 219 | | |
| Flurtamone | 219 | | |
| Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC) | 182, 193 | 202 | 187, 194 |
| Gelöster Sauerstoff (O ₂) | 193 | 201 | 187 |
| Gelöstes Eisen (Fe) | 193 | | 190 |
| Gelöstes Mangan (Mn) | 193 | 211 | 190 |
| Gesamtes gelöstes Phosphat (PO ₄) | 182, 193 | 207 | 188 |
| Hexazinon | 219 | | |
| Ioxynil | 219 | | |
| Isoproturon | 219 | | |
| Kalium (K) | 193 | | 191 |
| Kupfer (Cu) | 193 | | 189, 194 |
| Magnesium (Mg) | 193 | | 190 |
| Mangan (Mn) | 193 | | 190 |
| MCPA | 219 | | |
| Mecoprop | 219 | | |
| Metamitron | 219 | | |
| Metazachlor | 219 | | |
| Methabenzthiazuron | 219 | | |
| Metolachlor | 219 | | |
| Metribuzin | 219 | | |
| Natrium (Na) | 193 | | 191 |
| Nickel (Ni) | 182, 193 | 210 | 189 |
| Nitrat (NO ₃) | 182, 193 | 206 | 188 |
| Nitritriessigsäure (NTA) | 182, 193 | 218 | 192 |
| Nitrit (NO ₂) | 193 | | 188 |
| Organisch gebundener Stickstoff | 193 | | 188 |
| Pendimethalin | 219 | | |
| Phenmedipham | 219 | | |
| pH-Wert | 193 | 197 | 186, 194 |
| Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe | 193 | | 192 |
| Propiconazol | 219 | | |
| Prosulfocarb | 219 | | |
| Quinmerac | 219 | | |
| Säurekapazität | | | |
| Simazin | 219 | | |
| Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm | 193 | 203 | 187 |
| Spektraler Absorptionskoeffizient bei 436 nm | 193 | 204 | 187 |
| Sulfat (SO ₄) | 193 | | 191 |
| Tebuconazol | 219 | | |
| Terbuthylazin | 219 | | |
| Tetrachlorethen | 182 | 214 | |
| Trichlorethen | 182 | 215 | |
| Trübung | 193 | 198 | 186 |
| Wassertemperatur | 193 | 195 | 186 |
| Zink (Zn) | 193 | | 189 |

Betzliche, V., Pohl, R.:

„Kleine Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken - Ein DWA-Merkblatt für die Praxis“

“Small Dams and small Flood Control Reservoirs - A DWA-Guideline for Practice“

(veröffentlicht in: Wasserwirtschaft; 103. Jahrgang, Heft 5/2013)

Betzliche, V.:

„Kleine Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken - Ein DWA-Merkblatt für die Praxis“

“Small Dams and small Flood Control Reservoirs - A DWA-Guideline for Practice“

(veröffentlicht in: Heimerl S. (Hrsg.): „Vorsorgender und nachsorgender Hochwasserschutz“, Springer Verlag, 2014)

Betzliche, V.:

„Kleine Talsperren und kleine Hochwasserrückhaltebecken – Zuverlässigkeitsnachweise für kleine Staudämme“

“Small Dams and small Flood Control Reservoirs – Safety Analysis of small Dams“

(Vortrag anlässlich des DWA-Seminars “Kleine Stauanlagen“ am 20. März 2014 in Erfurt)

Betzliche, V.:

„Empfehlungen für die Ausstattung von Staudämmen und Staumauern – Einführung in die Kapitel 6 und 7 des DWA-Merkblatts 514“

“Recommendations for the measuring equipment of dams – Introduction to Chapter 6 and 7 of DWA-Guideline 514“

(Vortrag anlässlich des DWA-Seminars “Bauwerksüberwachung von Talsperren“ am 17. September 2013 in Erfurt)

Betzliche, V.; Last, K. et al:

„Bemessungsdiagramme für Staudämme kleiner Talsperren und Regenrückhaltebecken nach EC 7“

“Design Charts for small Dams and small Flood Control Reservoirs according to Eurocode 7“

(veröffentlicht in: Wasserwirtschaft, 104. Jahrgang, Heft 5/2014)

Betzliche, V.; Lehmann, K.:

„Die Einbindung der Ennepetalsperre in das Erdbebenalarmsystem NRW“

“The Integration of the Ennepe Dam into the Earthquake Alerting System of North Rhine-Westphalia“

(veröffentlicht in: Wasserwirtschaft; 104. Jahrgang; Heft 1-2/2014)

Bode, H.:

„Zwischenerkenntnisse zum Legionellenfall Warstein“

“Recent Findings from the Legionella Case in Warstein“

(veröffentlicht in: KA Korrespondenz Abwasser vom November 2013, GFA, Hennef, ISSN 1866-0029)

(veröffentlicht in: gwf Wasser Abwasser, 154. Jahrgang, Heft 11/2013, DIV Deutscher Industrieverlag GmbH, ISSN 0016-3651)

Böckmann, I.; Lehmann, B.; Hoffmann, A.; Kühmann, M.:

„Fischabstieg: Verhaltensbeobachtungen vor Wanderbarrieren“

“Downstream fish passage; behavior observations at migration obstacles“

(veröffentlicht in: Wasser und Abfall, Heft 6/2013, S. 10-17)

Brauch, H.-J.; Jekel, M.; Hofmann, T.; Knepper, T.; Pluta, H.-J.;**Worch, E.; Zullei-Seibert, N.:**

„Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft 2013 in Goslar“

“Annual Conference of the Water Chemistry Society 2013 in Goslar“

(veröffentlicht in: Vom Wasser, 111. Jahrgang, Heft 3/2013, S. 67-114)

Demisch, G.:

„Veränderte Messergebnisse nach der Sanierung der Fürwiggestaumauer“

“Modified results of measurements after the renovation of the Fürwigge-Dam“

(Vortrag anlässlich des DWA-Seminars “Bauwerksüberwachung von Talsperren“ am 17. September 2013 in Erfurt)

Döppner, T.; Weyand, M.:

„Dem guten Zustand auf der Spur; 13. Workshop Flussgebietsmanagement“

“Being on the trail of the Good Status; 13th Workshop on river basin management“

(veröffentlicht in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 6. Jahrgang, Heft 5/2013, S. 238-243; ISSN 1865-9926)

Drechsel, V.; Strücker, J.; Skark, C.; Remmler, F.;

Zullei-Seibert, N.; Marschner, B.:
„Entwicklung von Modellsystemen zur Abbildung von natürlichen Filtrationsprozessen bei der Trinkwasseraufbereitung“

“Development of model systems for illustration of natural filtration processes in the treatment of drinking water“

(veröffentlicht in: Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, 2013, S. 51/1-51/14 (2013))

Drechsel, V.; Remmler, F.; Skark, C.; Zullei-Seibert, N.,**Wichern, M.:**

„Testsystem zur Entfernbarkeit von organischen Spurenstoffen bei der Langsandsand-filtration“

“Testsystem for removability of organic substances via slow sand filtration“

(veröffentlicht in: Wasser 2013, S. 302-306. Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft vom 06. bis 08. Mai 2013 in Goslar)

Drechsel, V.; Fraske, D.; Remmler, F.; Skark, C.; Zullei-Seibert, N.;**Wichern, M.:**

„Vergleich der Leistungsfähigkeit von Aktivkohlen bei der Reduktion von Röntgen-Kontrastmitteln und anderen organischen Spurenstoffen“

“Comparison of the Capability of active carbon by reduction of X-ray contrast agent and organic pollution.“

(veröffentlicht in: Wasser 2013. Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft vom 06. bis 08. Mai 2013 in Goslar, S. 307–311 (2013))

Evers, P.; Grünebaum, T.; Klein, P.; Bode, H.:

„Zukunft aus Erfahrung: Der Ruhrverband gestern, heute, morgen“

“Vision from know-how: Ruhrverband yesterday, today, tomorrow“

(Abwasserreport 4-2013, KommunalAgenturNRW)

Evers, P.; Grünebaum, T.; Klein, P.; Bode, H.:

„Zukunft aus Erfahrung: Der Ruhrverband gestern, heute, morgen“

“Future On the Basis of Experience: Ruhrverband Yesterday, Today, Tomorrow“

(veröffentlicht in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 60. Jahrgang, Nr. 7/2013, GFA, Hennef, ISSN 1866-0029;

(veröffentlicht in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 6. Jahrgang, Nr. 7/2013; GFA, Hennef, ISSN 1865-9926)

Evers, P.; Rüdell, M.:

„Krisenmanagement“ und „Krisenmanagement am Beispiel „Legionellen in Warstein“

“Crisis management“ and “Crisis management in case of “Legionella in Warstein“

(Vortrag an der Ruhr-Universität Bochum am 21. Januar 2014)

Evers, P.:

„Legionellen auf Kläranlagen“

“Legionella in wastewater treatment plants“

(Vortrag anlässlich des „Nürnberger Wasserwirtschaftstags 2014“ am 26. Juni 2014 in Nürnberg)

Grünebaum, T.; Thöle, D.:

„Technische Möglichkeiten einer vierten Reinigungsstufe in kommunalen Kläranlagen“

“Technical processes for advanced treatment at municipal treatment plants (WWTP)“

(Vortrag anlässlich der DWA Landesverbandstagung am 11. September 2013 in Hildesheim, Internet)

Grünebaum, T.:

„Weitergehende Spurenstoffelimination in der Praxis kommunaler Kläranlagen“

“Advanced removal of micropollutants at municipal WWTP in practice“ (Vortrag anlässlich des 13. IFWW-Fachkolloquiums am 29. Mai 2013 in Haltern; Tagungsband)

Grünebaum, T.:

„Arzneistoffe in der Umwelt aus Sicht der Wasserwirtschaft“
“Pharmaceuticals in the environment from point of view of water management“

(Vortrag anlässlich des Institutsseminars „Arzneistoffe in der Umwelt“ vom RCDS Ring Christlich Demokratischer Studenten vom 31. Mai bis 02. Juni 2013 in Berlin)

(veröffentlicht in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2013, 60. Jahrgang, Heft 7/2013)

(veröffentlicht in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2013, 60. Jahrgang, Heft 7/2013-77157, S. 392-395; ISSN 1866-0029, S. 587-590)

Grünebaum, T.; Thöle, D.:

„Weitergehende Elimination von Mikroverunreinigungen bei der kommunalen Abwasserreinigung“

“Advanced removal of micropollutants at municipal“

(Vortrag anlässlich des IWW-Kolloquiums am 14. November 2013 in Mülheim; Homepage IWW)

Grünebaum, T.:

„Großtechnische Untersuchungen zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Schwerte des Ruhrverbandes“

“Large-scale investigations for advanced removal of micropollutants at Schwerte WWTP of Ruhrverband“

(Abwasserreport vom April 2013; KommunalAgenturNRW)

Grünebaum, T.:

„Ergebnisse großtechnischer Untersuchungen zur Spurenstoffentfernung mit Ozon und Pulveraktivkohle“

“Results of large-scale investigations for elimination of micropollutants with ozone and powdered activated carbon“

(Vortrag anlässlich des wasserwirtschaftlichen Kolloquiums der Leibniz Universität Hannover am 17. Januar 2014)

Grünebaum, T.:

„Weitergehende Abwasserreinigung – Techniken, Grenzen und Sinn der 4. Reinigungsstufe in kommunalen Kläranlagen“

“Advanced wastewater treatment – techniques limits and sense of 4. cleaning stage at municipal wastewater treatment plants“

(Vortrag anlässlich der 16. Dresdner Abwassertagung im MARITIM Congress Center am 11. März 2014 in Dresden; Homepage)

Grünebaum, T.; Jardin, N.:

„Bedeutung des Klimawandels für die Wasserwirtschaft auf Ebene der Wasserverbände“

“Significance of climate change for water management by water associations“

(Vortrag anlässlich des ver.di-Tags des Wassers NRW am 13. März 2014; Tagungsunterlagen)

Grünebaum, T.; Thöle, D.; Keyzers, Chr.; Lyko, S.; Jagemann, P.; Türk, J.; Herbst, H.:

„Praxis der weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen auf kommunalen Kläranlagen – Ergebnisse des großtechnischen Betriebs im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsvorhabens“

“Practice of advanced elimination of micropollutants in municipal WWTP – results of large-scale operations in a research and development project“

(Vortrag anlässlich der 47. ESSENER TAGUNG vom 19. bis 21. März 2014 in der Messe Essen-Ost)

(veröffentlicht in der gwa/Gewässerschutz Wasser, Abwasser, Band 234, Essen, Seite 56/1–56/7, ISBN 978-3-938996-40-9)

Hemmer, G.; Huber, C.; Schweder, H.:

„Kreuzkröten-Umsiedlung in der Styruemer Ruhraue – eine artenschutzrechtliche Fallstudie“

“Resettlement of the natterjack toad in the Ruhr river floodplain at Styrum – a case study on species protection“

(Vortrag auf der NUA/BSWR-Tagung “Flora und Fauna im Ruhrgebiet “ am 26. Januar 2014)

Hennerkes, J.:

„Vorgehensweise bei der Fremdwasserreduzierung“

“Methodology of reducing infiltration and inflow water – The new DWA-M 182“

(Vortrag anlässlich des DWA-Seminars „Fremdwasser in Entwässerungssystemen - Das neue DWA-M 182“ am 26. November 2013 in Heilbronn)

Hennerkes, J.; Jardin, N.:

„Deammonifikation – Ergebnisse, Kosten und Praxisbeispiele“

“Deammonification process – results, costs and examples“

(Vortrag anlässlich des 14. Kölner Kanal- und Kläranlagenkolloquiums vom 09. September bis 10. September 2013 in Köln)

Jardin, N.:

„Einflussfaktoren auf Investitions- und Betriebskosten von Abwasseranlagen“

“Factors influencing investment and operating costs of wastewater management“

(Vortrag anlässlich des DWA Wasserwirtschafts-Kurses 0/3 „Kostenanalyse und Kostensteuerung in der Abwasserwirtschaft“ am 06. März 2013 in Kassel, S. 7-37, ISBN: 978-3-942964-92-0, Hennef)

Jardin, N.:

„Planung, Umsetzung und Betrieb von weitergehenden Behandlungsverfahren am Beispiel des Ruhrverbandes“

“Planning, construction and operating of treatment technologies to eliminate micropollutants from wastewater“

(Vortrag anlässlich des 2. Darmstädter Ingenieurkongresses „Bau und Umwelt“ am 13. März 2013 in Darmstadt, Hrsg.: Uwe Ruppel, S. 315-320, ISBN: 978-3-8440-1747-2) (veröffentlicht in: 2. Darmstädter Ingenieurkongress „Bau und Umwelt“)

Jardin, N.:

„Anforderungen an die Einleitung in Gewässer aus Immissionssicht und praktische Erfahrungen mit der Durchführung gewässerökologischer Untersuchungen“

“Requirements concerning ambient water quality and methods to assess the ecological status of receiving waters“

(Vortrag anlässlich des TAH-Seminars „Generalentwässerungsplanung“ am 14. November 2013 in Würzburg)

Jardin, N.:

„How shall WWTPs designed for Southeast Europe and Turkey?“

“Wie sollten Kläranlagen für den zukünftigen Einsatz in Südosteuropa konzipiert sein?“

(Vortrag anlässlich der Municipal Infrastructure-Conference: Efficient Use of Energy in Water Supply and Wastewater Disposal –Southeast Europe and Turkey bei der KfW in Frankfurt am 26. November 2013)

Jardin, N.:

„Bemessung von Belebungsanlagen – Das neue DWA-Arbeitsblatt A131“

“Design of activated sludge plants – the new DWA-guideline A 131“

(Vortrag anlässlich der IWAR-Vortragsreihe „Neues aus der Umwelttechnik und Infrastrukturplanung am 16. Dezember 2013 an der Technischen Universität Darmstadt)

Jardin, N.:

„Zukünftige Anforderungen an die Siedlungsentwässerung aus Sicht eines Wasserverbandes“

“Future challenges for urban drainage systems seen from the perspective of a large river basin authority“

(Vortrag anlässlich beim “InfraWass Praxispartner“ Workshop am 27. März 2013 in Leipzig)

Keyzers, C.; Thöle, D.:

„Steuer- und Regelungskonzept des dynamischen Rezirkulationsbetriebs zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Schwerte des Ruhrverbands“

„Instrumentation and Control of dynamic recirculation strategy for the elimination of micropollutants at WWTP Schwerte of Ruhrverband“ (Vortrag anlässlich der DWA-Tagung „Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen“ vom 15. bis 16. Oktober 2013 in Fulda)

Klein, P.:

„100 Jahre Wasserwirtschaft an der Ruhr und im Sauerland“

„100 years water management in the Ruhr catchment area“

(Vortrag anlässlich der Mitgliederversammlung 2013 des Sauerländischen Heimatbundes am 31. August 2013 in Möhnesee – Körbecke; veröffentlicht in der Zeitschrift „Sauerland“, Ausgabe 3/2013, ISSN 0177-8010)

Klopp, R.:

„Spurenstoffe aus gewerblichen und industriellen Abwässern“

„Micropollutants in commercial and industrial waste water“

(DWA-Schriftenreihe Wasserwirtschafts-Kurse 0/5. Behandlung von Industrie- und Gewerbeabwasser, S. 265-321 (2014))

Kühlmann, M.:

„Die Möhnetalsperre im Wandel der Zeit – Die Entwicklung der Fischfauna und der Fischerei an der Möhnetalsperre“

„Development of fishery and fish fauna at the Möhne-Reservoir through the ages“

(Buch zum 100 jährigen Jubiläum der Möhnetalsperre, Herausgeber: Heimatverein Möhnesee im März 2013)

Kühlmann, M.:

„Planungen zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit am Ruhrwehr Baldeney“

„Consideration for establishing the ecological continuity at weir Baldeney“ (Vortrag anlässlich der 35. Mitgliederversammlung der Ruhrfischereigenossenschaft am 22. November 2013 in Essen)

Nisipeanu, P.:

„Einsparpotentiale in Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung – Zielvorgaben, innovative Technologien, Umsetzungsspielräume“

„Savings in water supply and sanitation – targets, innovative technologies, implementation scope“

(veröffentlicht in: Reinhardt, Michael (Hrsgb.); Zeitschrift für Wasserrecht – Tagungsband; Wasserwirtschaftsrechtstag 2013, S. 32-48)

Nisipeanu, P.:

„Stellungnahme zur geplanten „Fortentwicklung der Abwasserabgabe“

„Opinion on the planned „Development of the Waste water tax““ (veröffentlicht in: N+R Natur und Recht 2013; S.463-467)

Nisipeanu, P.; Bishop, M.:

„Wasserrechtliche Auswirkungen der nationalen Umsetzung der Industrieemissionsrichtlinie auf oberflächenveredelnde Betriebe – zugleich eine Einführung in die Akteure und Begrifflichkeiten des europäischen Umweltrechts – Teil 2“

„Water legal effects on the national german transformation-act of the EU-Industrial Emission. Directive to surface coating companies – at the same time an introduction to the actors and terms of the European Environmental Law – Part 2“

(veröffentlicht in: Galvanotechnik 2013 (Heft 1), S. 1-10)

Nisipeanu, P.; Lemmel, P.; Frece, N.:

„Fortschreibung der Abwasserabgabe aus der Sicht eines Abgabepflichtigen – Rückblick, Bestandsaufnahme und Änderungswünsche“

„Update of the waste water tax from the perspective of a levy payer – Looking back, take stock and change requests“

(veröffentlicht in: ZfW Zeitschrift für Wasserrecht 2013, S. 70-83)

Nisipeanu, P.; Gebhardt, J.; Robecke, U.:

„Wasserrechtliche, technische und betriebswirtschaftliche Aspekte des Kanalisationsbetriebs“

„Water Legal, technical and business aspects of the sewerage operation“ (veröffentlicht in: UPR Umwelt und Planungsrecht 2013, S. 290-298)

Palm, N.; Wermter, P.; Grünebaum, T.; Lemmel, P.; Nisipeanu, P.; Pehl, B.; Amrath, N.:

„Kann die Abwasserabgabe zukünftig wieder die Zielerreichung der Wasserwirtschaft unterstützen?“

„Will the waste water tax in future be able to support the achievement of water management?“

(veröffentlicht in: W+B Zeitschrift für Deutsches und Europäisches Wasser-, Abwasser- und Bodenschutzrecht Heft 2/2013, S. 85-91)

Palm, N.; Wermter, P.; Grünebaum, T.; Lemmel, P.; Nisipeanu, P.; Pehl, B.; Amrath, N.:

„Modifizierung der Abwasserabgabe unter wasserwirtschaftlichen Aspekten“

„Modification of the waste water levies under water management aspects“

(veröffentlicht in: W+B, Zeitschrift für Deutsches und Europäisches Wasser-, Abwasser- und Bodenschutzrecht, Ausgabe 2/2013, Lexion, Berlin)

Podraza, P.:

„Wasserwirtschaftliche Auswirkungen des Klimawandels – mit angepassten Gewässerentwicklungskonzepten zum Guten Ökologischen Zustand“

„The impact of global climate change on water management – with adapted strategies of river restoration reaching the good ecological status – Extended summary of the annual meeting of the International Association for Landscape Ecology (IALE). 5 pp.“

(Erweiterte Zusammenfassung der IALE-Jahrestagung, 5 Seiten)

Podraza, P.; Sommerhäuser, M.:

„Neobiota in der Wasserwirtschaft – 10-Punkte-Statement auf Basis des DWA-Workshops „Invasive Tier- und Pflanzenarten erobern die Gewässer“

„The role of neobiota in water management – 10 statements basing on the DWA Workshop invasive animal and plant species conquering surface water bodies“

(veröffentlicht in: Korrespondenz Wasserwirtschaft, 4. Jahrgang, Heft 6/2013, S. 176-178)

Podraza, P.:

„Die Verwendung biologischer Indikator-Organismen zur Bewertung der Effekten von Einleitungen aus Misch- und Trennsystemen“

„Using biological indicators to assess the impact of discharges from combined and separate sewer systems“

(Vortrag anlässlich des Symposiums for European Freshwater Sciences SEFS vom 01.-05. Juli 2013 in Münster)

Podraza, P.:

„Stoffliche und hydraulische Effekte von Einleitungen der Siedlungsentwässerung und deren biologischer Nachweis“

„Chemical and hydraulic effects of discharges from urban drainage systems and their biological response in running waters“

(BWK-Landesverband, Veranstaltung „Hydromorphologische Maßnahmen an Fließgewässern – Welche Einflussfaktoren können den Renaturierungserfolg überlagern?“ am 28. November 2013 in Oberhausen)

Preuß, G.; Zullei-Seibert, N.:

„Erfahrungen zum Vorkommen von Parasiten in der mittleren Ruhr“

„Experiences to the occurrence of parasite in the middle of the Ruhr“ (Vortrag anlässlich der Jahrestagung „Wasser 2013“ der Wasserchemischen Gesellschaft vom 06. bis 08. Mai 2013 in Goslar, S. 92-95)

Roesler, F.:

„Vertiefte Messdatenanalyse an der Ennepestaumauer 10 Jahre nach ihrer Sanierung“

„Detailed analysis of the measured data of the Ennepe dam 10 years after its rehabilitation“

(IX. Mittweidaer Talsperrentag – Messtechnische Überwachung von Stauanlagen; Mittweida im Mai 2014)

Scheier, M.; Nisipeanu, P.:

„Kanalschlämme, Kanalsande und Sinkeimerinhalte – Abfälle aus kommunalen Abwasseranlagen und deren Entsorgung“
“Channel sludge, channel sands and contents of gullies – waste from municipal wastewater treatment plants and their disposal”
(veröffentlicht in: W+B; Zeitschrift für Deutsches und Europäisches Wasser-, Abwasser- und Bodenschutzrecht; Heft 1/2014, S. 1-6)

Schmitt, F.; von Felde, D.:

„Behandlungs- und Entsorgungsstrategien für Klärschlamm“
“Treatment and disposal of sewage sludge”
(Vortrag und Veröffentlichung anlässlich des DWA Wasserwirtschaftskurses 0/4 vom 28. bis 30. Oktober 2013 in Kassel“)

Schnatmann, C.:

„Kostengünstiger Bau und Betrieb von BHKW-Anlagen unter geänderten Rahmenbedingungen – Praxisbeispiele“
“Economical building and operation of combined heat and power plants under changed parameters – practical examples -“
(Vortrag anlässlich des DWA-Seminars „Energieoptimierung auf Kläranlagen“ am 27. Mai 2014 in Karlsruhe)

Schweder, H.; Hemmer, G.; Huber, C.; Wilms, R.:

„Umsiedlung einer Kreuzkröten-Population (Bufo calamita) mit Anlage eines Laichhabitates im westlichen Ruhrgebiet“
“Resettlement of a natterjack toad population with establishing of a spawning habitat in the western Ruhr area”
(Vortrag anlässlich der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Potsdam 2013 (im Druck)

Schweder, H.; Podraza, P.:

„Analyse der Makrozoobenthosbesiedlung zur Beurteilung von bestehenden Einleitungen der Siedlungsentwässerung auf Basis von PERLODES/Asterics-Auswertungen“
“Analysis of the aquatic invertebrate community to assess the impact of discharges from urban drainage systems basing on the assessment tool PERLODES/Asterics”
(veröffentlicht in: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2012 in Koblenz, .S. 244–249)

Strube, I.; Kopp, J.:

„Ausschreibung von polymeren Flockungsmitteln – ein neuer Ansatz“
“Tendering for Polymer Flocculants – A New Approach”
(veröffentlicht in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 60. Jahrgang, Heft 9/2013)

Thöle, D.; Seidel, O.; Schmitt, F.:

„Energiemanagement als Voraussetzung für ein energieautarkes Wasserwirtschaftsunternehmen“
“Energy management as a requirement towards a energy self sufficient water association”
(Vortrag anlässlich der 47. Essener Tagung vom 19. bis 21. März 2014 in Essen; veröffentlicht in: GWA Schriftenreihe)
(Vortrag anlässlich der DWA-Tagung am 24. Januar 2014 in Köln)

Will, J.; Högel, C.; Klopp, R.:

„Vorkommen und Herkunft der Industriechemikalien Benzotriazole und TMDD im Oberflächenwasser und kommunalen Abwasser – Beispiel Ruhr“
“The occurrence an origin of the industrial chemicals Benzotriazole and TMDD in surface waters and municipal wastewaters – the example of the Ruhr river”
(veröffentlicht in: Korrespondenz Abwasser, Abfall, 60. Jahrgang, Heft 8/2013, Verlag: GFA)