



# Multiple Stressoren in Oberflächengewässern

Wirkungen stofflicher Belastungen, hydrologischer  
Veränderungen und struktureller Degradation  
auf Gewässerorganismen

LANUV-Fachbericht 153



# Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>4</b>
<b>1 Hintergrund</b> .....	<b>6</b>
1.1 Multiple Stressoren.....	7
1.1.1 Spurenstoffe und Mischungstoxizität.....	9
1.1.2 Hydrologie .....	10
<b>2 Datengrundlage und Methoden</b> .....	<b>11</b>
2.1 Datengrundlage.....	11
2.1.1 Gewässerbiologie .....	11
2.1.2 Wasserqualität .....	14
2.1.3 Hydromorphologie.....	15
2.1.4 Landnutzung und kumulativer Abwasseranteil .....	16
2.2 Untersuchungsgebiete.....	16
2.2.1 Erft-Niers-Datensatz .....	17
2.2.2 Erweiterter Datensatz .....	19
2.2.3 Detaildatensatz .....	21
2.3 Methoden .....	22
2.3.1 Datenzusammenstellung.....	22
2.3.2 Datenvorbereitung und explorative Datenanalyse .....	24
2.3.3 Multivariate direkte Gradientenanalysen .....	28
2.3.4 Random Forest Regression .....	28
<b>3 Ergebnisse und Diskussion</b> .....	<b>29</b>
3.1 Stressor-Hierarchie.....	29
3.2 Unterschiede zwischen Organismengruppen und Metrics .....	33
3.3 Einfluss der Landnutzung und des Abwasseranteils .....	34
3.4 Eignung der WRRL Daten für Multi-Stressor-Analysen.....	37
<b>4 Fazit für die wasserwirtschaftliche Praxis</b> .....	<b>39</b>
4.1 Priorisierung der Stressoren .....	39
4.2 Erfassung der Veränderung der Lebensgemeinschaften .....	40
4.3 Empfehlungen für Monitoringprogramme.....	40
4.4 Relevanz und Anwendbarkeit von Multi-Stressor-Analysen in der Praxis .....	41
<b>5 Abkürzungsverzeichnis</b> .....	<b>42</b>
<b>6 Literaturverzeichnis</b> .....	<b>43</b>
<b>7 Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>49</b>
<b>8 Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>50</b>
<b>9 Anhangsverzeichnis</b> .....	<b>50</b>
<b>10 Anhang</b> .....	<b>51</b>

## Zusammenfassung

Aquatische Ökosysteme werden durch eine Vielzahl verschiedener Faktoren, wie Belastungen mit Nährstoffen, Salzen oder Spurenstoffen oder einer Veränderung der Gewässerstruktur und der Abflussbedingungen, beeinflusst. Überschreiten diese Umweltfaktoren ihren natürlichen Schwankungsbereich, können sie negative Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften haben. Diese Faktoren werden mit dem Begriff Stressoren bezeichnet. Um den ökologischen Zustand der Gewässer nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) zu verbessern, müssen geeignete Maßnahmen zur Reduktion der Intensität dieser Stressoren entwickelt werden. Dazu müssen jedoch die Auswirkungen der Stressoren auf die Gewässerbiologie (Ursache-Wirkung-Beziehung) untersucht und die Stressoren identifiziert werden, die maßgeblich zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustands beitragen.

Dieses Projekt hatte daher zum Ziel, mithilfe multivariater statistischer Auswertungen die Auswirkungen verschiedener Stressoren auf aquatische Lebensgemeinschaften zu analysieren und eine Stressor-Hierarchie, basierend auf den relativen Effektanteilen der Stressoren an der Veränderung der Lebensgemeinschaften, abzuleiten. Die Ergebnisse sollten Hinweise zur Entwicklung zukünftiger Maßnahmenprogramme zur Verbesserung des ökologischen Zustands liefern. Dabei lag ein Fokus auf der Untersuchung der Effekte der Spurenstoffe unter Berücksichtigung der Mischungstoxizität sowie der Untersuchung der Effekte hydrologischer Veränderungen. Daneben wurden verschiedene Nährstoffe und Salz-Ionen, die Wassertemperatur und der Sauerstoffgehalt sowie Parameter der Gewässerstruktur berücksichtigt. Es wurde darüber hinaus untersucht, welche Zusammenhänge zwischen der Stressorbelastung aus diesen Stressoren und der Landnutzung im Umland sowie dem kumulativen Anteil kommunaler Abwässer im Gewässer besteht. Die Effekte aller Stressoren bzw. Stressorgruppen wurden für die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, benthische Diatomeen und Fische analysiert. Als Datengrundlage wurden umfassende WRRL-Monitoringdaten von Sachsen, Schleswig-Holstein, Bayern und Nordrhein-Westfalen sowie ergänzende Sondermessprogramme herangezogen.

Die Projekt-Ergebnisse zeigen, dass bei allen biologischen Qualitätskomponenten die Effekte der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter, d.h. Nährstoffe, Salze, Temperatur und Sauerstoff, dominieren. Ebenfalls hohe Effekte zeigten hydrologische Parameter, wie die Abflussvariabilität. Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands sollten daher diese beiden Stressorgruppen stärker berücksichtigen. Effekte der Spurenstoff-Mischungen konnten durch Stressor-spezifische ökologische Metrics erfasst werden und zeigten insbesondere bei den benthischen Diatomeen sowie für einzelne Metrics des Makrozoobenthos eine hohe Relevanz. Eine abschließende Bewertung der Effekte der Spurenstoffe ist auf Basis der vorliegenden Datensätze nicht möglich, da die tatsächliche Belastung durch die begrenzte Auswahl und Anzahl an betrachteten Substanzen sowie das auf Stichproben basierende Monitoring voraussichtlich unterschätzt wurde. Insbesondere Konzentrationsspitzen, die auf einen erhöhten Eintrag nach Starkregenereignissen folgen, werden dabei nicht ausreichend erfasst. Hier wären zur Beschreibung der Belastungssituation ausgewählter Gewässer ergänzende (investigative) Sondermessprogramme mit ereignisgesteuerten Probenahmen, Messprogramme mit einer höheren Messfrequenz oder der Hinzunahme von Mischproben hilfreich. Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze („Non-Detects“) können dabei, sofern keine weiteren Informationen über den Eintragspfad oder die Saisonalität des Eintrags verfügbar sind, vereinfacht anhand der halben Bestimmungsgrenze berücksichtigt werden. Die hohe Relevanz der Hydrologie betont die Notwendigkeit, hydrologische Veränderungen anhand der

vorliegenden Pegeldaten oder anhand von Abflussmodellen zu berücksichtigen. Dazu bietet sich die Berechnung von Indikatoren für hydrologische Veränderungen (IHA) an, die bereits im wissenschaftlichen Kontext angewendet werden. Die zeitliche Dynamik des Abflusses kann durch die alleinige Berücksichtigung indirekter Effekte der Hydromorphologie über die Strukturkartierung nicht ausreichend erfasst werden. Der Einfluss der Landnutzung sowie des kommunalen Abwassers auf die Intensität der Stressorvariablen deutet darauf hin, dass verschiedene Belastungsquellen jeweils für die einzelnen Stressoren adressiert werden müssen. Bei den Spurenstoffen zeigte sich ein hoher Zusammenhang zwischen den Arzneimitteln und dem kumulativen Anteil des kommunalen Abwassers, wohingegen Pestizide meist stärker mit dem Anteil landwirtschaftlicher Flächen korreliert waren.

Der Vergleich der Reaktionen der drei biologischen Qualitätskomponenten auf die Stressoren ergab als einheitliches Muster die hohe Relevanz der allgemeinen chemisch-physikalischen und hydrologischen Parameter. Dabei können jedoch unterschiedliche Schwerpunkte beobachtet werden, wie eine hohe Relevanz der Nährstoffe für die Gewässerflora sowie eine hohe Relevanz des Sauerstoffhaushalts und des Salzgehalts für die Gewässerfauna. Verschiedene Diatomeen-Metrics zeigten zudem deutliche Effekte der Spurenstoffe. Der Zustand der Fisch-Lebensgemeinschaften konnte auf der Basis der Metrics aus dem Bewertungsmodul fiBS nur eingeschränkt mit den Stressoren in Zusammenhang gesetzt werden. Für diese Qualitätskomponente sollten daher ergänzende Metrics, z.B. aus dem EFI+ Projekt berücksichtigt oder weitere Stressor-spezifische Metrics entwickelt werden. Analysen multipler Stressoren sollten generell die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten sowie verschiedene ökologische Metrics kombinieren. Zur Identifikation relevanter Stressoren eignen sich dabei besonders Stressor-spezifische Sensitivitätsmetrics.

In der wasserwirtschaftlichen Praxis können Multi-Stressor-Analysen auf der Basis umfangreicher Datensätze vor allem bei der Betrachtung genereller Stressorzusammenhänge wichtige Informationen für die Maßnahmenplanung liefern. Daneben können bei ausreichender Datengrundlage spezifische Fragestellungen, wie die Analyse bestimmter Belastungen, z.B. der Effekte punktueller Einleitungen, betrachtet werden. Auch bei Erfolgskontrollen von Maßnahmen können Multi-Stressor-Analysen helfen, verbleibende Stressoren zu identifizieren, die der gewünschten ökologischen Verbesserung noch entgegenwirken. Für die Ableitung von Ursache-Wirkung-Beziehungen als Grundlage für die Entwicklung geeigneter Maßnahmenprogramme können diese Informationen hilfreich sein. Es ergaben sich Schwierigkeiten bei der Verwendung der NRW-Monitoringdaten für Multi-Stressor-Analysen, da das Monitoring auf die Erfordernisse nach EU-WRRL bzw. Oberflächengewässerverordnung ausgelegt ist. Dies bedeutet, dass die biologischen und chemischen Monitoringprogramme über längere Zeiträume und im ganzen Land nicht 100% deckungsgleich, sondern räumlich und zeitlich unterschiedlich ausgestaltet sind. Die Variabilität des Untersuchungsumfangs und der Untersuchungszeiträume in der Fläche beruht dabei auf der Fokussierung in Teilen der Untersuchungen auf die empfindlichsten biologischen Qualitätskomponenten bzw. beim chemischen Monitoring auf die messstellenspezifische Auswahl nach einem risikoorientierten Ansatz. Zukünftige Sondermessprogramme sollten diesen Aspekt nach Möglichkeit berücksichtigen, um Daten auch für weitgreifende Auswertungen nutzen zu können. Eine klare Zuordnung der Messstellen aus den verschiedenen Messprogrammen zueinander – unter Berücksichtigung wichtiger lokaler Einflussfaktoren, wie beispielsweise Einleitungsstellen von Kläranlagen - wäre wünschenswert. Diese würde zukünftige übergreifende Auswertungen deutlich erleichtern.

# 1 Hintergrund

Aquatische Ökosysteme werden durch eine Vielzahl verschiedener Umweltfaktoren beeinflusst. Anthropogene Aktivitäten, wie die landwirtschaftliche Nutzung oder stoffliche und thermische Einleitungen, gehen häufig mit einer Veränderung der Gewässerstruktur, der Abflussbedingungen und der Wasserqualität einher und stellen bedeutende Stress-Faktoren, sogenannte Stressoren, für die Lebensgemeinschaften dar. In Europa wird der Zustand der Gewässerökologie und der Lebensräume in umfangreichen Monitoringprogrammen nach Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG, WRRL) bewertet. Die WRRL wurde im Jahr 2000 mit dem Ziel eingeführt, alle Gewässer in einen guten ökologischen und guten chemischen Zustand zu überführen. Für erheblich veränderte Gewässer soll ein gutes ökologisches Potential erreicht werden. Dies ist jedoch für viele Gewässer noch nicht der Fall. In Deutschland erreichten im Jahr 2021 nur 9 % der Gewässer einen guten ökologischen Zustand bzw. ein gutes ökologisches Potential; ein guter chemischer Zustand wurde u.a. durch das ubiquitäre Vorkommen von Quecksilber in keinem Gewässer festgestellt (BMUV/UBA, 2022).

Um effektive Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands zu entwickeln, werden das Ausmaß und die Auswirkungen verschiedener Stressoren untersucht. Die Untersuchung der Auswirkungen und des Zusammenwirkens vieler gleichzeitig wirkender Stressoren (multipler Stressoren) auf Lebensgemeinschaften ist bereits seit langem im Fokus wissenschaftlicher Forschung (z.B. Ormerod *et al.*, 2010; Birk *et al.*, 2020; Lemm *et al.*, 2021) und auch Teil der WRRL-bezogenen Auswertungen. Als Haupttreiber der biologischen Veränderungen wurden in den letzten Statusberichten der Europäischen Umweltagentur (EEA, 2018; 2019) eine Verschlechterung der Wasserqualität durch diffuse und punktuelle Stoffeinträge sowie eine hydromorphologische Degradation, d.h. Veränderungen der Gewässerstruktur, wie die Laufentwicklung oder die Sohl- und Uferstruktur, genannt. In den meisten Gewässern wirken dabei jedoch nicht nur einzelne Stressoren sondern eine Vielzahl verschiedener Stressoren auf die Lebensgemeinschaften ein (EEA, 2018; 2019). Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern blieben daher häufig ohne Erfolg, wenn nur die Belastung durch einzelne Stressoren verringert wurde, wichtige andere Umweltfaktoren aber unberücksichtigt blieben. Beispielsweise führte die Verbesserung der Gewässerstruktur insbesondere bei der Beschränkung der Maßnahmen auf kleinräumige Abschnitte, ohne eine weitere Verbesserung der Wasserqualität, nicht zu der gewünschten Verbesserung des ökologischen Zustands (PALMER *et al.*, 2010; SUNDERMANN *et al.*, 2013; BRETTSCHEIDER *et al.*, 2023).

Das Ziel dieses LANUV-Projektes war es daher, die Auswirkung verschiedener Umweltfaktoren auf aquatische Lebensgemeinschaften zu analysieren und, basierend auf den relativen Effektstärken der einzelnen Stressoren bzw. Stressorgruppen, eine „Stressor-Hierarchie“, d.h. eine Priorisierung der Stressoren hinsichtlich ihres Einflusses auf die Lebensgemeinschaften, abzuleiten. Die Ergebnisse sollten zusätzliche Hinweise für die Planung zukünftiger Maßnahmenprogramme zur Verbesserung des ökologischen Zustands liefern. Bei diesen Analysen standen folgende Stressorgruppen im Fokus:

- Chemische Parameter: Nährstoffe, Salz-Ionen, Spurenstoffe
- Physikalische Parameter: Sauerstoff, Wassertemperatur
- Hydrologische Parameter: Hoch- und Niedrigwasserereignisse, Abflussvariabilität
- Strukturparameter: Gewässerlauf, Längs- und Querprofil, Sohl- und Uferstruktur

Insbesondere die Effekte der Spurenstoffe und der Spurenstoff-Mischungen sowie die Effekte einer veränderten Gewässerhydrologie waren in wissenschaftlichen Studien noch häufig unterrepräsentiert. Zur Untersuchung der Belastungsquellen wurden zudem der Einfluss der Landnutzung anhand des Anteils landwirtschaftlicher und urbaner Flächen im Einzugsgebiet sowie der Einfluss des Anteils kommunalen Abwassers im Gewässer betrachtet. Die Effekte dieser Umweltfaktoren wurden für die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, benthische Diatomeen (Kieselalgen) und Fische untersucht. Alle Analysen wurden auf Basis der umfangreichen Monitoringprogrammen aus Sachsen, Schleswig-Holstein, Bayern und Nordrhein-Westfalen im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie sowie zusätzlicher Messprogramme der lokalen Wasserverbände durchgeführt.

Zentrale Fragestellungen des Projekts waren:

- Welche Stressoren bzw. Stressorgruppen sind für die Veränderung der Lebensgemeinschaften in Gewässern besonders relevant? Welche Bedeutung haben insbesondere Spurenstoff-Belastungen und eine Veränderung der Gewässerhydrologie?
- Bestehen Unterschiede in der Relevanz der Stressoren bzw. Stressorgruppen für die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, benthische Diatomeen und Fische? Werden die Effekte durch vorhandene ökologische Metrics erfasst?
- Können Zusammenhänge zwischen der Wasserqualität und der anthropogenen Landnutzung, wie landwirtschaftliche und urbane Flächen im Einzugsgebiet, oder dem Abwasseranteil im Gewässer festgestellt werden?
- Stellen die Daten, die aus dem WRRL Monitoring sowie ergänzenden Messprogrammen zur Verfügung stehen, eine geeignete Datengrundlage für die statistischen Analysen der Effekte multipler Stressoren dar?
- Welche Hinweise können aus den Projektergebnissen für die Maßnahmenplanung zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands in der Praxis abgeleitet werden?

## 1.1 Multiple Stressoren

Im wissenschaftlichen Kontext bezieht sich der Begriff Stressor auf Umweltfaktoren, die den bisher natürlich vorkommenden normalen Schwankungsbereich dieser Variablen überschreiten und dadurch einzelne Arten, Lebensgemeinschaften oder ganze Ökosysteme negativ beeinflussen (TOWNSEND et al., 2008). Wie oben erläutert umfassen Stressoren u.a. strukturelle Verschlechterungen, hydrologische Veränderungen oder stoffliche Belastungen durch z.B. Nährstoffe, Salze oder Spurenstoffe und stellen eine ernsthafte Gefährdung der aquatischen Lebensgemeinschaften sowie eine große Herausforderung für das Gewässermanagement dar (NÖGES et al., 2016; BIRK et al., 2020). Nachfolgend werden die Umweltfaktoren unabhängig von dem spezifischen Ausmaß der Belastung vereinfacht als Stressoren bezeichnet.

Die Reaktionen der Gewässerbiologie auf (multiple) Stressoren können zwischen den biologischen Qualitätskomponenten, wie dem Makrozoobenthos, den benthischen Diatomeen und den Fischen, deutlich variieren. Ursachen dafür können beispielsweise Unterschiede in den Lebenszyklen, den physiologischen Eigenschaften, den Ernährungstypen oder der Mobilität



sein (ALRIC et al., 2021). Insbesondere bei Belastungen durch Spurenstoffe führen diese Unterschiede zu deutlichen Sensitivitätsunterschieden zwischen den Qualitätskomponenten. Z. B. wirken Herbizide stärker auf die Gewässerflora, wohingegen Insektizide vor allem für das Makrozoobenthos und verschiedene Arzneimittel vor allem für Fische relevant sind.

Zahlreiche wissenschaftliche Studien haben sich bereits mit den Auswirkungen multipler Stressoren auf Lebensgemeinschaften befasst und beispielsweise negative Effekte von Nährstoff- oder Salzbelastungen auf die taxonomische Zusammensetzung und biologische Vielfalt in Gewässerökosystemen belegt (REID et al., 2019). Hydromorphologische Veränderungen, wie Veränderungen der Sohl- und Uferstruktur, wirken sich auf das Temperaturregime, die Substratzusammensetzung, die Strömungsdynamik und somit auf die Lebensraumbedingungen in Gewässern aus (WAITE et al., 2021; HAASE et al., 2023). Wechselwirkungen zwischen Stressoren können die Effekte einzelner Stressoren und die Sensitivität von Organismen verändern. Dies ist insbesondere für die Maßnahmenplanung im Gewässermanagement relevant, da Interaktionen den Erfolg der Maßnahmen deutlich beeinflussen können. So kann eine Reduktion von additiven oder synergistischen (verstärkenden) Interaktionen zu einer deutlichen Verbesserung, eine Reduktion von antagonistischen (gegensätzlichen) Interaktionen sogar zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustands führen (SPEARS et al., 2021). Die Vorhersage von Stressor-Interaktionen bleibt aktuell jedoch schwierig.

Der Zustand der Lebensgemeinschaften kann mithilfe verschiedener biologischer Bewertungsmethoden beschrieben werden: Zum einen können die Artgemeinschaften anhand von Daten zur Abundanz und dem Vorkommen/Nicht-Vorkommen vollständiger Artenlisten bewertet werden. Dabei können z.B. Arten, die besonders sensitiv oder robust auf bestimmte Stressoren reagieren (Indikatorarten), berücksichtigt werden. Zum anderen können ökologische Metrics verwendet werden, d. h. biozönotische Kenngrößen, die aus den Daten zur Artengemeinschaft unter Zuhilfenahme spezifischer Gewichtungen bestimmter Arten abgeleitet werden. Verschiedene Metrics werden zur Erfassung des ökologischen Zustands nach der WRRL verwendet, z.B. Abundanz- und Diversitätsmetrics, Stressor-spezifische Sensitivitätsmetrics oder funktionale Metrics, wie Ernährungstypen und Habitatspräferenzen. Diese Metrics können als Indikatoren für bestimmte Belastungen und zur Erfolgsvoraussage von Maßnahmen dienen und eignen sich daher besonders für Auswertungen der Effekte multipler Stressoren (Birk et al., 2012). Integrierende Metrics umfassen zur Beschreibung des Zustands der Lebensgemeinschaften diese verschiedenen Metrics und werden zur Bewertung nach WRRL verwendet. Für diese Auswertungen bieten sich vor allem multivariate statistische Verfahren an, bei denen mehrere Umweltvariablen gleichzeitig berücksichtigt werden können (vgl. Kapitel 2.3).

Die Anzahl und Auswahl der untersuchten Stressoren in wissenschaftlichen Studien variiert deutlich. Für Stressorgruppen, die bisher in Multi-Stressor-Studien unterrepräsentiert waren, verbleiben daher Wissenslücken zu möglichen ökologischen Effekten im Multi-Stressor-Kontext. Dies ist z.B. für die Effekte von Spurenstoffen bzw. Spurenstoffmischungen in der Umwelt der Fall. Auch die Auswirkungen hydrologischer Veränderungen wurden häufig nur indirekt anhand von Strukturkartierungen, wie z.B. der Aufzeichnung von Querbauwerken, berücksichtigt (RICHTER et al., 1996; EEA, 2019; MEIßNER et al., 2019). Diese beiden Stressorgruppen waren daher im besonderen Fokus der Auswertungen und werden nachfolgend im Detail beschrieben.



### 1.1.1 Spurenstoffe und Mischungstoxizität

Der Begriff Spurenstoffe bezieht sich auf eine Vielzahl verschiedener chemischer Substanzen, wie Pestizide, Arzneimittel sowie Industrie- oder Haushaltschemikalien. Die große Anzahl an potenziell schädigenden Substanzen, die durch die regelmäßige Verwendung in z.B. Haushalten, der Landwirtschaft oder der Industrie in weite Teile der Umwelt eingetragen werden, stellt das Gewässermanagement vor Herausforderungen. Dazu kommt, dass Spurenstoffe in der Umwelt selten alleine, sondern meist in komplexen Stoffmischungen auftreten, die aus vielen, zeitlich und räumlich stark variierenden Kombinationen verschiedener Substanzen bestehen. Spurenstoffmischungen können zu einer Mischungstoxizität beitragen, auch wenn jede einzelne Verbindung in unbedenklichen Konzentrationen vorkommt. Geringe Effekte einzelner Substanzen können sich in der Mischung zu ausgeprägten Effekten addieren (SILVA et al., 2002).

Für die Vorhersage und Risikobewertung der Mischungstoxizität in der Umwelt werden vereinfachte mathematische Modelle verwendet. Ein Konzept, das in wissenschaftlichen Studien häufig Anwendung findet, ist die sogenannte Konzentrationsaddition (englisch Concentration Addition, CA). Nach der CA ergibt sich das Mischungstoxikologische Risiko einer Probe aus der Summe des berechneten Risikos der Einzelsubstanzen. Dabei wird davon ausgegangen, dass alle Mischungskomponenten eine ähnliche Wirkungsweise haben (Backhaus und Faust, 2012). Außerdem wird vorausgesetzt, dass die Substanzen nicht miteinander interagieren und die Aufnahme, Verteilung und Wirkung der Substanzen in einem Organismus in der Mischung daher nicht verändert werden. Die Mischungstoxizität und das Auftreten von Interaktionen wurden bereits in vielen wissenschaftlichen Studien experimentell und anhand spezifischer Modelle betrachtet. Interaktionen, insbesondere synergistische Effekte, traten dabei meist nur bei hohen Konzentrationen und bei bestimmten Substanzgruppen (z.B. Metallen) auf (Cedergreen, 2014). Die CA wurde zudem als Ansatz zur Abschätzung des Mischungsrisikos vorgeschlagen, da – entgegen der ursprünglichen Annahmen für die CA – gute Vorhersagen auch für Mischungen aus Substanzen mit unähnlicher oder unbekannter Wirkungsweise erzielt wurden (Boedeker et al., 1993; FAUST et al., 2003; JUNGHANS et al., 2006). Neben der Vorhersage des Mischungsrisikos können anhand der Berechnungen auch Treibersubstanzen identifiziert werden, d.h. Substanzen, die in einer Mischung durch eine hohe Konzentration und/oder hohe Toxizität maßgeblich zu der Mischungstoxizität beitragen (GINEBREDA et al., 2014). In bisherigen Studien wurde die Mischungstoxizität i.d.R. nur durch relativ wenige (typischerweise  $\leq 8$ ) Substanzen bestimmt, auch wenn deutlich mehr Substanzen in der Mischung vorahnden waren (GINEBREDA et al., 2014; GUSTAVSSON et al., 2017; MARKERT et al., 2020). Die Identifikation von Treibersubstanzen ist insbesondere für die Entwicklung von Maßnahmenprogrammen zur Reduktion der Effekte von Spurenstoffen relevant. Eine detaillierte Übersicht über das Thema Mischungstoxizität und deren ökotoxikologischer Relevanz in Fallbeispielen gibt der LANUV-Fachbericht 104 „Bewertung der Mischungstoxizität in Oberflächengewässern“ (LANUV, 2020).

Ökotoxikologische Effekte von Spurenstoffen wurden in der Vergangenheit bei Multi-Stressor-Analysen häufig nur anhand kontrollierter Modellsysteme (z.B. Labor- oder Mesokosmen-Experimente) seltener aber unter komplexen Freilandbedingungen betrachtet. Spurenstoffe und Spurenstoffmischungen können auf verschiedene biologische Endpunkte wirken, z.B. auf das Überleben und die Reproduktion empfindlicher Arten, die taxonomische Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften und die strukturelle und funktionale Biodiversität (LIESS et al.,

2021; HEß et al., 2023). Negative Zusammenhänge wurden auch zwischen Spurenstoffen bzw. Spurenstoffmischungen und dem ökologischen Zustand gemäß WRRL gezeigt (MALAJ et al., 2014; POSTHUMA et al., 2020; LEMM et al., 2021). Die vorliegenden Auswertungen sollen einen Beitrag zur Charakterisierung der Bedeutung von Spurenstoffen bzw. Stoffmischungen unter Umweltbedingungen leisten.

### 1.1.2 Hydrologie

Die Gewässerhydrologie umfasst das gesamte Abflussregime in Gewässern, wie z.B. das Ausmaß, den Zeitpunkt und die Häufigkeit von Hoch- und Niedrigwasserereignissen sowie die jahreszeitliche und jährliche Abfluss-Dynamik (RICHTER et al., 1996; POFF, 1997). Veränderungen der hydrologischen Bedingungen können erhebliche Auswirkungen auf den Lebensraum in Fließgewässern und damit auf die dort auftretenden Lebensgemeinschaften haben. Beispielsweise können sich Ufer- und Sohlstrukturen durch Hoch- und Niedrigwasserereignisse verändern und wichtige Gewässerbereiche bei langanhaltendem Niedrigwasser durch Austrocknung oder bei Hochwasser durch Erosion verloren gehen. Insbesondere Fische mit Wanderverhalten sind auf bestimmte hydrologische Bedingungen und die Durchgängigkeit des Gewässers angewiesen, um ihre Laichhabitate zu erreichen. Neben den Habitatveränderungen können Hochwasserereignisse auch zu Veränderungen der Wasserqualität, z.B. durch eine Remobilisation von Sedimenten und die damit verbundene stoffliche Belastung und Trübung der Gewässer, führen. Diese Veränderungen können die strukturelle und funktionale Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften und deren Biodiversität erheblich beeinflussen (MEIßNER et al., 2019; WAITE et al., 2021).

Hydrologische Veränderungen werden in der Literatur allerdings häufig nur indirekt aus den Strukturkartierungen nach WRRL abgeleitet, z.B. anhand der Kartierung von Querbauwerken als Ursache für den Aufstau eines Gewässers. Diese Daten reichen für die Bewertung der gesamten Abflussdynamik und dem Auftreten von Hoch- und Niedrigwasserereignissen jedoch nicht aus (RICHTER et al., 1996; HERING et al., 2006; MEIßNER et al., 2019). Hier bietet sich der Einsatz von Indikatoren für hydrologische Veränderungen (englisch Indicators of Hydrological Alteration, IHA), die anhand von Abflussdaten vorhandener Pegel oder hydrologischer Abflussmodelle berechnet werden (RICHTER et al., 1996; POFF, 1997). Diese wurden bereits erfolgreich in Multi-Stressor-Analysen angewendet (z.B. Meißner *et al.*, 2019). Die IHA umfassen insgesamt 171 mögliche Indikatoren, die die verschiedenen Abflussbedingungen, wie die Anzahl und Dauer von Hoch- und Niedrigwasserereignissen, die Abflussvariation und das zeitliche Auftreten von hydrologischen Ereignissen im Jahr umfassend beschreiben. Zur Erfassung der ökologischen Effekte der Gewässerhydrologie reicht jedoch eine reduzierte Auswahl, die die Hauptgruppen (Ausmaß, Häufigkeit, Dauer und jahreszeitliches Auftreten von Ereignissen sowie Abflussvariabilität) abdecken.

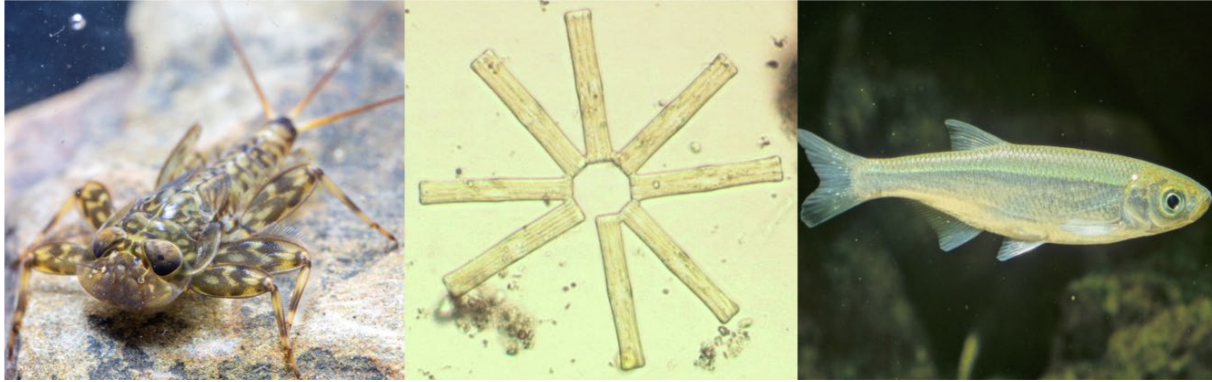
## **2 Datengrundlage und Methoden**

### **2.1 Datengrundlage**

Die Auswertungen dieses Projektes wurden auf Basis der umfangreichen Daten des landesweiten biologischen und chemischen Monitorings der WRRL sowie Daten aus daran angelehnten ergänzenden Messprogrammen der lokalen Wasserverbände durchgeführt. Detaillierte Informationen zum Monitoringdesign des biologischen und chemischen Monitorings geben LAWA (2016) und LAWA (2019) sowie der Monitoring-Leitfaden Oberflächengewässer NRW (<https://www.flussgebiete.nrw.de/monitoring-leitfaden-oberflaechengewaeser-7423>). In den Auswertungen wurden die Stressorgruppen Wasserqualität (allgemeine chemisch-physikalische Parameter und Spurenstoffe), Gewässerstruktur und Hydrologie betrachtet. Daneben wirken in der Umwelt jedoch eine Vielzahl von weiteren Faktoren, die nicht berücksichtigt werden konnten, da nur unzureichende Daten für eine ausreichende Anzahl an Messstellen vorlagen (z.B. Einfluss von Querbauwerken oder Mischwasserentlastungen) oder spezifische Betrachtungen aufgrund von komplexen Zusammenhängen notwendig gewesen wären (z.B. Effekte von Schwermetallen und Schwermetallmischungen). Die Landnutzung als indirekt wirkende Stressorgruppe wurde zudem aufgrund von starken Korrelationen zwischen den Landnutzungsparametern und den Stressorvariablen nicht in die multivariaten Auswertungen einbezogen. Die Zusammenhänge zwischen der Landnutzung und der Ökologie bzw. zwischen der Landnutzung und den betrachteten Stressorgruppen wurde daher vereinfacht über Korrelationsanalysen betrachtet. Biologische Faktoren, wie z.B. die Adaption von Lebensgemeinschaften an Stressorbelastungen, die biotischen Interaktionen oder die Migration von Organismen, konnten in den angewendeten Modellen ebenfalls nicht betrachtet werden.

#### **2.1.1 Gewässerbiologie**

Für die Bewertung des ökologischen Zustands nach WRRL wurden verschiedene biologische Qualitätskomponenten (BQE) berücksichtigt. In diesem Projekt wurden die Effekte auf drei verschiedene Organismengruppen, das Makrozoobenthos, die benthischen Diatomeen und die Fische, betrachtet. Die Bewertung der Veränderung der Lebensgemeinschaften erfolgte anhand von verschiedenen ökologischen Metrics (s. Kapitel 1.1). Die Metrics bilden dabei wichtige Eigenschaften der Biozönose, wie die Diversität, die Sensitivität gegenüber bestimmten Stressoren oder funktionale Eigenschaften ab. Dabei unterscheiden sie sich in ihren jeweiligen Ziel-Stressoren und können z.B. Stressor-spezifische Muster (z.B. Halobienindex der benthischen Diatomeen zur Erfassung der Salzbelastung) abbilden oder eine allgemeine Degradation der Lebensgemeinschaften (z.B. Faunaindex des Makrozoobenthos) anzeigen. Darüber hinaus wurden verschiedene integrierende Metrics, wie die Ökologische Zustandsklasse und der multimetrische Index der WRRL, berücksichtigt, die verschiedene Metrics zur Beschreibung des Zustands der Lebensgemeinschaft verrechnen.



**Abbildung 1:** Betrachtete biologische Qualitätskomponenten: MZB (links), benthische Diatomeen (Mitte) und Fische (rechts). Quellen: Enß, J.; LUA NRW; Stemmer, B.

Die in diesem Projekt verwendeten Metrics wurden anhand folgender Kriterien ausgewählt. Zunächst wurden alle bewertungsrelevanten Metrics der drei Qualitätskomponenten ausgewählt, die zur Bewertung des ökologischen Zustands der WRRL verwendet werden. Diese Metrics können anhand der Bewertungstools PERLODES Online (MZB), PHYLIB (Diatomeen) und fiBS (Fische) berechnet werden (<https://gewaesser-bewertung-berechnung.de>). Aus diesen Tools wurden darüber hinaus weitere Metrics berücksichtigt, die sich in bisherigen Studien als geeignet für die Analyse von multiplen Stressoren herausgestellt haben (z.B. für das Makrozoobenthos der KLIWA Index für Effekte der Wassertemperatur oder der SPEARpest für Effekte von Spurenstoffen). Darüber hinaus wurden weitere aussagekräftige Metrics der Tools Omnidia für benthische Diatomeen (Lecoite *et al.*, 1993) und EFI+ für Fische (EFI+ Consortium, 2009) ergänzt, die insbesondere als Indikatoren für die Wasserqualität (IPS und EPID für Diatomen; WQTOL/WQINTOL für Fische) und die hydrologischen Bedingungen (Rheonindex für Diatomeen bzw. Rheopar/Limnopar für Fische) in wissenschaftlichen Studien genutzt werden. Die ausgewählten Metrics decken verschiedene Kategorien ab, die die wichtigen Eigenschaften der Biozönose beschreiben (Diversität, Sensitivität, funktionale Eigenschaften sowie bewertungsrelevante integrierende Metrics nach der WRRL). Tabelle 1 stellt eine Übersicht der in diesem Projekt berücksichtigten Metrics dar. Detaillierte Darstellungen der in den einzelnen Teildatensätzen verwendeten Metrics befinden sich in Anhang 1 sowie in MARKERT *et al.* (2022) und in MARKERT *et al.* (2024).

**Tabelle 1:** Übersicht der in den Analysen berücksichtigten ökologischen Metrics. Detaillierte Darstellungen der in den einzelnen Teildatensätzen verwendeten Metrics befinden sich in Anhang 1 sowie in MARKERT et al. (2022) und in MARKERT et al. (2024).

BQE	Kategorie	Metric-Bezeichnung	Kürzel	Tool
Makrozoobenthos	Integrierend	Ökologische Zustandsklasse	ÖZK	PERLODES
		Multimetrischer Index	MMI	PERLODES
	Sensitivität	Fauna Index (strukturelle und allgemeine Degradation)	FI	PERLODES
		Saprobienindex (Organische Belastung, Sauerstoffzehrung)	SI	PERLODES
		Anteil der sensitiven Gruppen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera	%EPT	PERLODES
		“Species at Risk” für Pesticides	SPEAR <sub>pest</sub>	PERLODES
		KLIWA Index (Temperaturpräferenz)	KLIWA	PERLODES
		Rheoindex (Strömung)	RI	PERLODES
		Funktional	Index der biozönotischen Region	IBR
	Habitatpräferenz für u.a. Phytal (Pflanzen) oder Lithal (Kies)		%Phy, %Lith	PERLODES
	Ernährungstypenpräferenz für u.a. Weidegänger		%Graz	PERLODES
	Anteil von Neozoen		%Alien	PERLODES
	Abundanz/ Diversität	Richness (Anzahl der Arten)	Richness	PERLODES
		Evenness (Gleichverteilung der Arten)	Even	PERLODES
		Shannon-Wiener-Index (Diversität)	Shannon-Wiener	PERLODES
	Benthische Diatomeen	Integrierend	Ökologische Zustandsklasse	ÖZK
Diatomeen-Index			DI	PHYLIB
Sensitivität		Trophie Index (Nährstoffe)	TI	PHYLIB
		Saprobien Index (Organische Belastung, Sauerstoffzehrung)	SI	PHYLIB
		Halobien Index (Versalzung)	HI	PHYLIB
		Diatomeen-Index (Frankreich, Schweiz; Wasserqualität)	IBD, IDG, DI CH	Omnidia
		Pollution Sensitivity Index (Organische Belastung)	IPS	Omnidia
		Eutrophication-Pollution Index (Eutrophierung, organische Belastung)	EPID	Omnidia
		Rheoindex (Strömung)	RI	Omnidia
Abundanz/ Diversität		Richness (Anzahl der Arten)	Richness	PHYLIB
		Evenness (Gleichverteilung der Arten)	Even	PHYLIB
		Shannon-Wiener-Index (Diversität)	Shannon-Wiener	PHYLIB
Fische	Integrierend	Ökologische Zustandsklasse	ÖZK	fiBS
		Ecological Quality Ratio	EQR	fiBS
		Qualitätsmerkmale (Anzahl und Verteilung von Arten- und Gilden, Altersstruktur, Migration, Fischregion, dominante Arten)	QM1-QM6	fiBS
	Sensitivität	Tolerante und sensitive Arten gegenüber der Wasserqualität	WQTOL, WQINTOL	EFI+
		Tolerante und sensitive Arten gegenüber der Habitatqualität	HTOL, HINTOL	EFI+
		Rheopare und limnopare Arten (Strömungspräferenz)	Rheopar, Limnopar	EFI+
	Funktional	Habitatpräferenz für u.a. Phytal (Pflanzen) oder Lithal (Kies)	%Phy, %Lith	EFI+
	Abundanz/ Diversität	Richness (Anzahl der Arten)	Richness	fiBS
		Evenness (Gleichverteilung der Arten)	Even	fiBS
		Shannon-Wiener-Index (Diversität)	Shannon-Wiener	fiBS

## 2.1.2 Wasserqualität

Zur Bewertung der Wasserqualität wurden Daten zu den allgemeinen chemisch-physikalischen Parametern (ACP), wie Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur, Nährstoff- und Salzkonzentrationen, sowie zu ausgewählten Spurenstoffen zusammengestellt. Die Auswahl der Parameter erfolgte auf der Grundlage der Ergebnisse von Multi-Stressor-Studien aus der Literatur (z.B. LEMM et al., 2021). Die Spurenstoffauswahl erfolgte zudem anhand von Ergebnissen zur Mischungstoxizität und relevanten Toxizitätstreibern in ökotoxikologischen Untersuchungen aus der Literatur (GINEBREDI et al., 2014) sowie aus dem LANUV-Projekt „Bewertung der Mischungstoxizität von stofflichen Belastungen in nordrhein-westfälischen Oberflächengewässern“ (LANUV, 2020; MARKERT et al., 2020). Dabei wurden Arzneimittel (z.B. die Schmerzmittel Diclofenac und Ibuprofen, das Antiepileptikum Carbamazepin oder das Antibiotikum Sulfamethoxazol), Pestizide (z.B. das Herbizid Terbutylazin, das Fungizid Epoxiconazol und das Insektizid Imidacloprid) und sonstige Industrie- und Haushaltschemikalien (z.B. polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) wie Benzo(a)pyren oder das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol) betrachtet. Eine detaillierte Übersicht der berücksichtigten Spurenstoffe befindet sich in Anhang 2.

Für die Wasserqualitätsparameter wurden jeweils die Jahresmittelwerte, bzw. für den Sauerstoffgehalt und die Wassertemperatur jeweils das Jahresminimum und das Jahresmaximum, herangezogen. Problematisch für die Bewertung der Wasserqualitätsparameter ist das Auftreten von sogenannten links-zensierten Daten, d.h. Messwerten, deren Konzentrationen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (LOQ) liegen (s. Kapitel 2.3.1). Diese Werte wurden vereinfacht durch die halbe Bestimmungsgrenze (HLOQ) ersetzt. Für Pestizide wurden die Werte auf Null gesetzt, da Pestizide häufig saisonal eingetragen werden und der generelle Ersatz durch HLOQ zu unrealistisch hohen Risikoquotienten geführt hätte.

Beurteilungswerte (BW) für die Bewertung der ACP und ausgewählter Spurenstoffe befinden sich in den Anhängen D4 und D5 des Monitoringleitfadens Oberflächengewässer NRW. Für die Bewertung der Mischungstoxizität der Spurenstoffe wurden chronische Ökotoxizitätsdaten ( $EC_{10}$  sowie NOEC Werte) aus validierten experimentellen Daten, die den EU-weit vorgegebenen Anforderungen (EUROPEAN COMMISSION, 2017) entsprechen, zusammengestellt (LANUV, 2020). Die Bewertung erfolgte anhand des Parameters  $RQ_{mix}$ , der auf Basis des Konzeptes der CA berechnet wird (in Anlehnung an BACKHAUS und FAUST (2012)). Dabei werden zunächst Toxic Units (TU), d.h. Quotienten der gemessenen Umweltkonzentration und den Effektkonzentrationen, für alle Substanzen einer Probe berechnet. Durch die Bildung dieses Quotienten wird die Konzentration jeder einzelnen Substanz einer Mischung auf seine jeweilige Toxizität skaliert. Die TU aller Substanzen einer Probe werden anschließend aufsummiert und mit Hilfe eines Sicherheitsfaktors ( $SF = 100$  für akute Toxizität,  $SF = 10$  für chronische Toxizität) zum  $RQ_{mix}$  verrechnet. Ab einem  $RQ_{mix} > 1$  kann ein Mischungsrisiko nicht mehr ausgeschlossen werden. Dies kann für alle Substanzen oder Substanzgruppen-spezifisch, z.B. getrennt für Pestizide, Arzneimittel und Industriechemikalien, erfolgen. Eine detaillierte Beschreibung der ökotoxikologischen Datengrundlage und der Berechnung der Mischungstoxizität befindet sich im LANUV Fachbericht 104 (LANUV, 2020).



**Abbildung 2:** Testorganismen ökotoxikologischer Tests: Grünalge (*Pediastrum* sp.), der große Wasserfloh (*Daphnia magna*) und Embryonen des Zebraärbblings (*Danio rerio*). Quelle: LANUV.

### 2.1.3 Hydromorphologie

Veränderungen der Gewässerstruktur und der Hydrologie wurden anhand landesweiter Strukturkartierungen der WRRL (Gellert *et al.*, 2014) bzw. anhand der hydrologischen Indikatoren (IHA, POFF, 1997) auf Basis der Pegelraten des Untersuchungszeitraums bewertet.

Im Rahmen der Strukturkartierung werden an jedem Gewässerabschnitt physikalische Habitatmerkmale erfasst und zu sechs Hauptparametern zusammengefasst (LANUV, 2012). Diese beschreiben die Laufentwicklung (HP1), das Längsprofil (HP2), die Sohlstruktur (HP3), das Querprofil (HP4), die Uferstruktur (HP5) und das Gewässerumfeld (HP6). Aufgrund der separaten Betrachtung der Landnutzung (Landbedeckungsmodell LBM-DE, ©GeoBasis-DE/BKG 2022; Corine Land Cover CLC5, GeoBasis-DE/BKG 2018) wurde der HP6 nicht einbezogen. Die Bewertung der Habitatqualität erfolgte in der Studie gemäß dem fünfstufigen Bewertungssystem nach WRRL, wobei die Klasse 1 einen sehr guten, im Vergleich zur Referenzstruktur unveränderten Zustand und die Klasse 5 einen schlechten, sehr stark oder vollständig veränderten Zustand beschreibt.

Den hydrologischen Auswertungen wurden die Abfluss-Jahresmittelwerte an ausgewählten Gewässerpegeln zugrunde gelegt. Zur Bewertung der hydrologischen Veränderung wurden hydrologische Indikatoren (IHA) berechnet. Insgesamt stehen 171 mögliche Indikatoren zur Verfügung, die jedoch zur Beschreibung der hydrologischen Bedingungen in Multi-Stressoranalysen auf eine geringere Anzahl reduziert werden können. Dabei sollten die Hauptgruppen der IHA repräsentiert werden: das Ausmaß, die Häufigkeit und die Dauer von Hoch- und Niedrigwasserereignissen, der (jährliche) Zeitpunkt dieser Ereignisse sowie die Abflussvariabilität. Die Reduktion der IHA erfolgte in diesem Projekt in Anlehnung an die Auswahl bisheriger Studien (z.B. OLDEN und POFF, 2003; MEIßNER *et al.*, 2019) sowie anhand von Korrelationsanalysen mittels Spearman-Korrelation und Hauptkomponentenanalyse (englisch Principal Component Analysis, PCA). Dadurch sollten aussagekräftige und untereinander wenig redundante (d.h. nur gering korrelierte) IHA ausgewählt werden.



#### **2.1.4 Landnutzung und kumulativer Abwasseranteil**

Zur Erfassung möglicher Stressor-Quellen wurden die Landnutzungsanteile im Einzugsgebiet der biologischen Probenahmestellen anhand des Landbedeckungsmodells (LBM-DE, ©GeoBasis-DE/BKG 2022) bzw. sofern die Lizenzierung nicht als Open Data zur Verfügung standen anhand der Corine Land Cover Daten (CLC5; GeoBasis-DE/BKG 2018) berechnet. Dabei wurden die Kategorien „intensive Landwirtschaft“ und „urbane Flächen“ unterschieden.

Der Einfluss des Abwassers aus kommunalen Kläranlagen (KA) auf die betrachteten Metrics und Stressoren wurde anhand von Modellierungen des kumulativen Abwasseranteils (Kum-Abw) für die Jahre 2016 und 2018 bewertet. Da diese Modellierung nur für NRW vorliegt, wurden die Analysen für einen Teildatensatz aus NRW durchgeführt. Eine detaillierte Beschreibung der Berechnung des KumAbw befindet sich in MUNV (2020). Der Abwasseranteil beschreibt näherungsweise den Anteil der Abwassermenge kommunaler KA bezogen auf den Median des Abflusses (0,5 MQ bzw. Q183) in den Gewässern. Dabei werden der Abwasseranteil der KA an der Einleitstelle im Gewässer einschließlich der Abwasseranteile aller oberhalb liegenden einleitenden KA zur Bewertung der kumulativen Effekte berücksichtigt. Der Bezugswert Q183 wurde gewählt, da hydraulische Auswertungen des LANUV zeigten, dass diese Größe den durchschnittlichen Jahresabfluss für die Bewertung von Abwassereinleitungen zutreffend abbildet. Da der Wert des Q183 nicht für alle Messstellen vorliegt, wurde näherungsweise auch 0,5 MQ verwendet.

## **2.2 Untersuchungsgebiete**

Das Projekt wurde in drei Teilprojekten anhand verschiedener Modelldatensätze bearbeitet: In dem ersten Teil wurde ein Datensatz der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften in den Einzugsgebieten der Erft und Niers in NRW mit spezifischen Belastungssituationen betrachtet. Danach wurde ein erweiterter Datensatz für das Makrozoobenthos, benthische Diatomeen und Fische anhand von WRRL-Monitoringdaten aus NRW, Sachsen, Schleswig-Holstein und Bayern zusammengestellt, anhand dessen Unterschiede zwischen den biologischen Qualitätskomponenten analysiert werden konnten. Zuletzt wurde ausgehend von den NRW-Daten des erweiterten Datensatzes ein Detaildatensatz zur spezifischen Betrachtung des Einflusses der Landnutzung und des Abwasseranteils auf die Stressorintensität und die Veränderung der Lebensgemeinschaften der Fische untersucht.

### 2.2.1 Erft-Niers-Datensatz

Ausgangspunkt dieses Teilprojekts waren die Mischungstoxikologischen Untersuchungen der Erft in dem LANUV-Projekt „Bewertung der Mischungstoxizität von stofflichen Belastungen in nordrhein-westfälischen Oberflächengewässern“ (LANUV, 2020). In diesen Analysen wurden auf der Basis der chemischen Konzentrationen der Spurenstoffe deutliche Mischungsrisiken für die aquatischen Lebensgemeinschaften ermittelt. Im Rahmen des ersten Teilprojekts wurde nun der Einfluss dieser berechneten Mischungsrisiken zusammen mit dem möglichen Einfluss der weiteren Stressorgruppen ACP, Gewässerstruktur und Hydrologie auf die Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft durch multivariate Verfahren analysiert. Um eine ausreichende Größe des Datensatzes für die notwendigen statistischen Analysen zu erreichen, wurden zudem weitere MZB-Messstellen aus dem Niers-Einzugsgebiet ergänzt. Beide Gewässersysteme sind stark durch anthropogenen Einfluss geprägt, u.a. durch einen hohen Anteil urbaner Flächen, zahlreiche KA-Einleitungen sowie Braunkohleabbau (Abbildung 3). Eine detaillierte Beschreibung der Einzugsgebiete, der Messstellen und der Methoden findet sich in MARKERT et al. (2022).

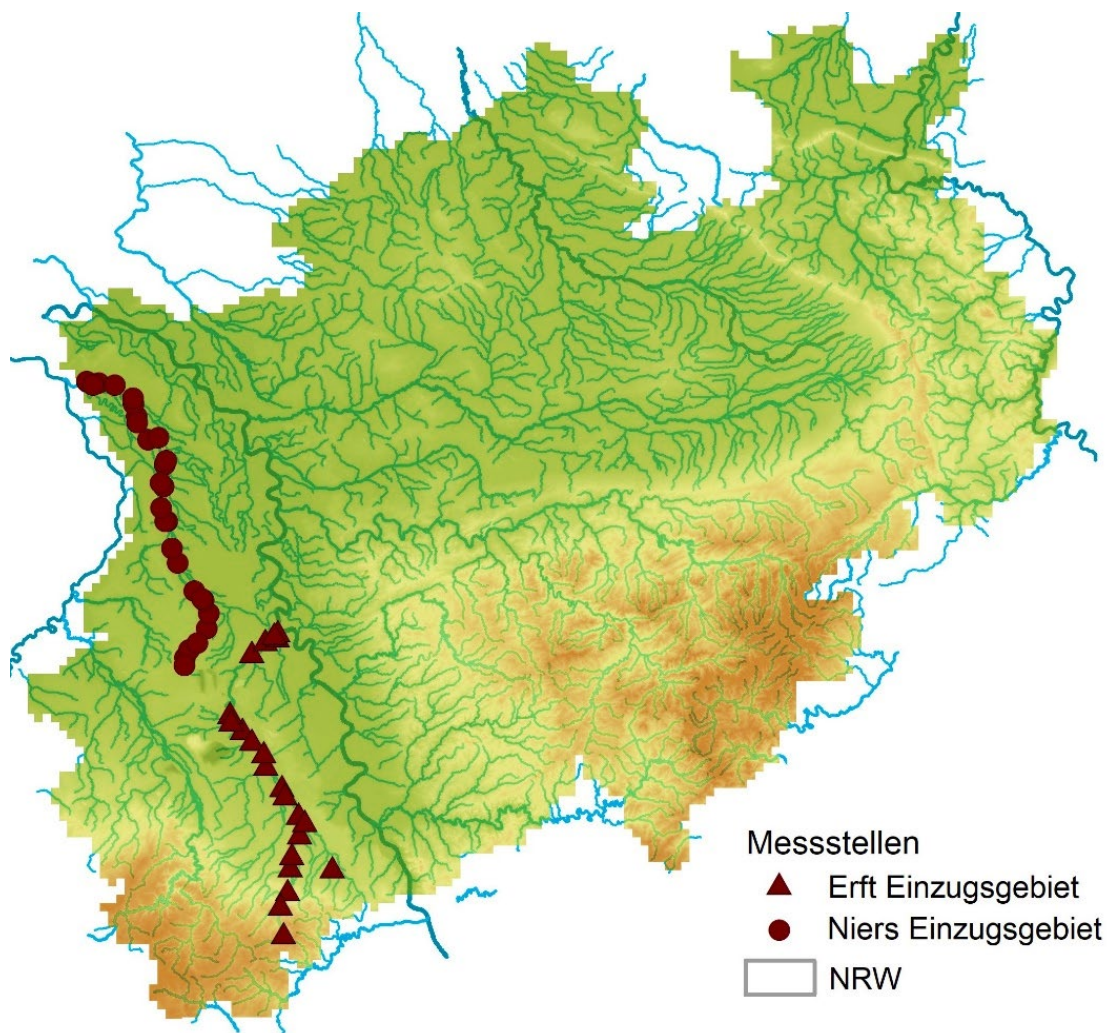


**Abbildung 3:** Einleitung von Sumpfungswasser (links) und Kläranlagenabwasser (rechts) in die Erft.  
Quelle: Erftverband.

Insgesamt wurden 49 Probestellen in den Einzugsgebieten der Erft und Niers aus dem Probenahmejahr 2017 für das biologische Monitoring bzw. den Probenahmejahren 2016 und 2017 für das chemische Monitoring und die Pegeldata ausgewertet (Abbildung 4). Zur Bewertung der Veränderung der MZB-Lebensgemeinschaft in den Einzugsgebieten wurden 21 ökologische Metrics ausgewählt (s. Anhang 1). Der Stressor-Datensatz umfasst 19 Umweltvariablen der Stressorgruppen ACP, Hydrologie und Gewässerstruktur sowie die Mischungstoxizität ( $RQ_{\text{mix}}$ ) auf Basis von 42 ausgewählten Spurenstoffen (Stressorauswahl s. Tabelle 2, Spurenstoffauswahl s. Anhang 2).

**Tabelle 2:** Übersicht der im Erft-Niers-Datensatz berücksichtigten Stressorvariablen.

Stressorgruppe	Stressorvariable
Allgemeine chemisch-physikalische Parameter	Maximale Wassertemperatur (T), Minimale Sauerstoffkonzentration (O <sub>2</sub> ), Mittlere Konzentration von Gesamtphosphat-P (TP), Gesamtstickstoff (TN), Chlorid (Cl), Sulfat (SO <sub>4</sub> ), Eisen (Fe), Nitrit-N (NO <sub>2</sub> N), Ammonium-N (NH <sub>4</sub> N)
Spurenstoffe	RQ <sub>mix,akut</sub> und RQ <sub>mix,chr</sub>
Hydrologie	Hochwasser-Frequenz (Median, fh5), Niedrigwasser-Dauer (25. Perzentil, dl16), Abflussvariabilität (ra5), MQ/MNQ-Verhältnis
Gewässerstruktur	Laufentwicklung (HP1), Längsprofil (HP2), Querprofil (HP4), Uferstruktur (HP5) (Berücksichtigung der Sohlstruktur aufgrund von Datenlücken nicht möglich)

**Abbildung 4:** Lage der MZB-Messstellen in den Einzugsgebieten der Erft und Niers. Die Hintergrundfarbe stellt das Höhenprofil (Tiefland in grün, Mittelgebirge in braun) dar (©dl-zero-de/2.0; Karte wurde modifiziert von MARKERT et al. 2022).

## 2.2.2 Erweiterter Datensatz

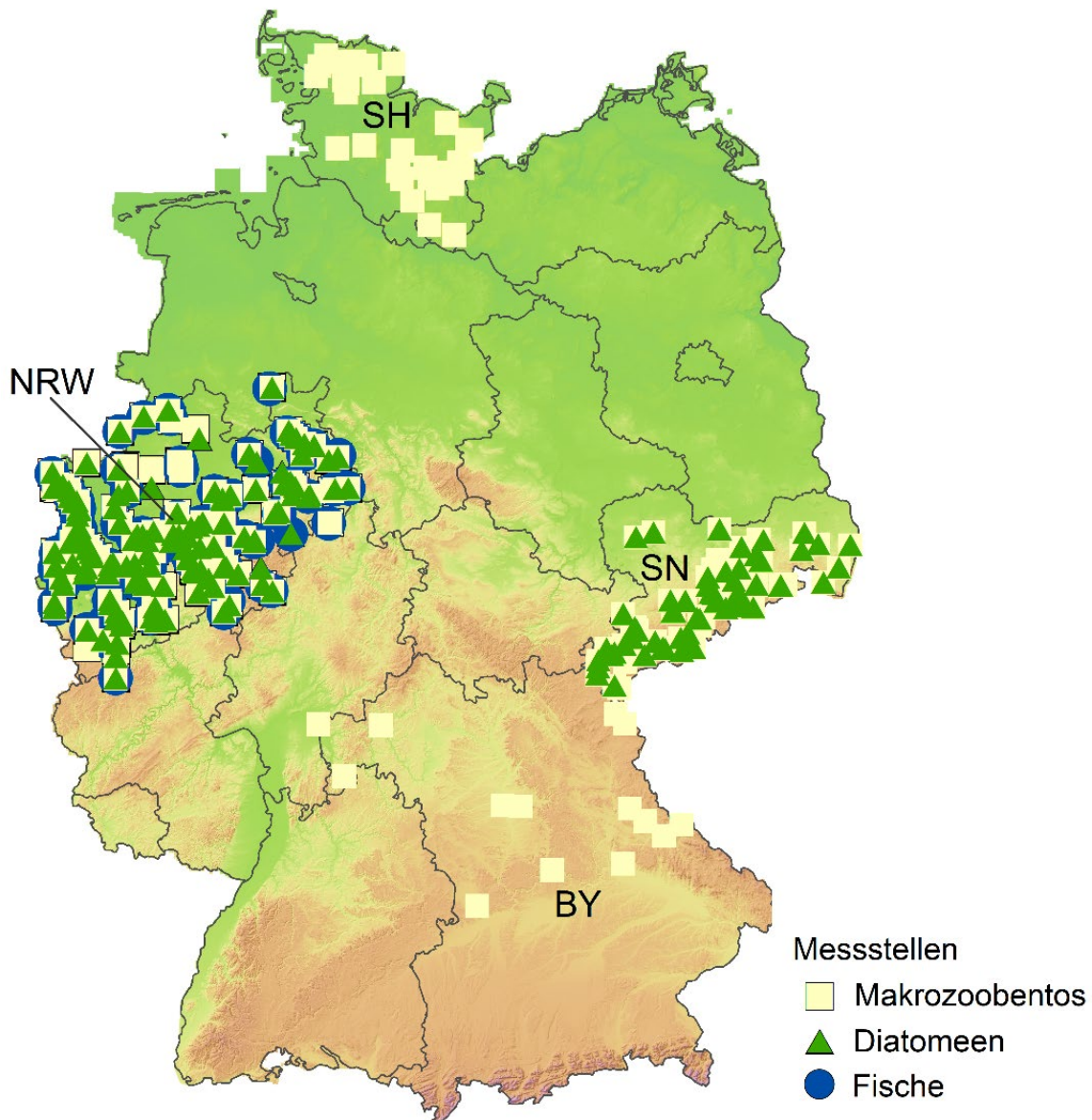
Ein erweiterter Datensatz wurde zusammengestellt, um die Belastungssituationen für die drei verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, benthische Diatomeen und Fische anhand einer breiteren Datengrundlage bewerten zu können. Dazu wurden über die landeseigenen Daten hinaus Daten aus den Bundesländern Sachsen, Bayern und Schleswig-Holstein zusammengestellt, in denen ebenfalls umfangreiche Messprogramme für Spurenstoffe durchgeführt wurden. Dabei wurden Daten für Fließgewässertypen berücksichtigt, die auch in NRW häufig vorkommen. Diese Bedingungen führten zu einer ungleichmäßigen Verteilung der Anzahl an Messstellen auf die vier Bundesländer (Abbildung 5). Da sich während der Bearbeitung der MZB-Daten bereits deutliche Unterschiede im Datenumfang und der Vergleichbarkeit der Daten zwischen den Ländern zeigte, wurden die Diatomeen-Daten nur für NRW und Sachsen und die Fisch-Daten, aufgrund der jeweils länderspezifischen Fischgewässertypologie, nur für NRW zusammengestellt. Datenlücken für einzelne Stressorvariablen führten dabei zu einer deutlichen Reduktion der Anzahl auswertbarer Messstellen.

Insgesamt umfasst der erweiterte Datensatz für das MZB 249 Messstellen, für die Diatomeen 195 Messstellen und die Fische 103 Messstellen. Die Monitoringdaten stammen aus den Probenahmejahren 2014 bis 2019. In Voranalysen wurden insgesamt 56 verschiedene ökologische Metrics für die drei Organismengruppen betrachtet und basierend auf der Modellgüte, d.h. dem Erklärungsanteil der verwendeten Random Forests Modelle, 35 Metrics für die detaillierte Analyse der Stressorhierarchie weiterverwendet (Anhang 1). Die Stressor-Auswahl wurde weitestgehend von dem Erft-Niers-Datensatz übernommen (Tabelle 3), wobei die Auswahl der Spurenstoffe um einige Insektizide und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) auf insgesamt 51 Spurenstoffe erweitert wurde (Anhang 2). Der  $RQ_{mix}$  für die chronische Toxizität wurde für die drei Substanzgruppen Arzneimittel, Pestizide und Industrie-, Haushalts- und andere Chemikalien getrennt bewertet. Bei den Parametern der Gewässerstruktur wurde die Sohlstruktur (HP3) ergänzt, die aufgrund von Kartierungslücken in den Erft-Niers-Datensatz zunächst nicht aufgenommen werden konnte.

**Tabelle 3:** Übersicht der im erweiterten Datensatz berücksichtigten Stressorvariablen.

Stressorgruppe	Stressorvariable
Allgemeine chemisch-physikalische Parameter	Maximale Wassertemperatur (T), Minimale Sauerstoffkonzentration ( $O_2$ ), Mittlere Konzentration von Gesamtposphat-P (TP), Chlorid (Cl), Sulfat ( $SO_4$ ), Ammonium-N ( $NH_4N$ )
Spurenstoffe	$RQ_{mix,Pest}$ , $RQ_{mix,AZM}$ , $RQ_{mix,Ind}$
Hydrologie	Hochwasser-Frequenz (Median, fh5), Niedrigwasser-Dauer (25. Perzentil, dl16), Abflussvariabilität (ra5), mittleres Jahresmaximum (mh20), Tag des jährlichen Minimums (tl1)
Gewässerstruktur	Laufentwicklung, Längsprofil, Querprofil, Sohlstruktur, Uferstruktur (HP1-HP5)





**Abbildung 5:** Lage der MZB-, Diatomeen- und Fisch-Messstellen des erweiterten Datensatzes. Die Hintergrundfarbe stellt das Höhenprofil (Tiefland in grün, Mittelgebirge in braun) dar (©dl-zero-de/2.0; modifiziert von MARKERT et al. 2023).

### 2.2.3 Detaildatensatz

Für die detaillierte Betrachtung des Einflusses der anthropogenen Landnutzung sowie des kumulativen Abwasseranteils als mögliche Belastungsquellen wurde der Teildatensatz für NRW (vgl. Abbildung 5) verwendet. Dieser Detaildatensatz wurde ausgewählt, da nur für NRW die Modellierung des kumulativen Abwasseranteils vorlag und die Effekte der Landnutzung bzw. des Abwasseranteils zuvor aufgrund von Kollinearität, d.h. eines zu starken Zusammenhangs der Variablen mit anderen Stressorvariablen, nicht in den statistischen Modellen berücksichtigt werden konnten. Der Einfluss wurde für die Stressoren des erweiterten Datensatzes (19 Stressorvariablen, Tabelle 4) und exemplarisch für die Fisch-Lebensgemeinschaft (12 Fisch-Metrics, Anhang 1) betrachtet. Die Landnutzungsanteile, d.h. der Anteil der intensiven Landwirtschaft und der urbanen Flächen, wurden für das Einzugsgebiet der Messstellen anhand des Digitalen Landbedeckungsmodells (LBM-DE; ©GeoBasis-DE/BKG 2022, dl-zero-de/2.0) für NRW berechnet.

**Tabelle 4:** Übersicht der im Detaildatensatz berücksichtigten Stressorvariablen.

Stressorgruppe	Stressorvariable
Allgemeine chemisch-physikalische Parameter	Maximale Wassertemperatur (T), Minimale Sauerstoffkonzentration (O <sub>2</sub> ), Mittlere Konzentration von Gesamtposphat-P (TP), Chlorid (Cl), Sulfat (SO <sub>4</sub> ), Ammonium-N (NH <sub>4</sub> N)
Spurenstoffe	RQ <sub>mix,Pest</sub> , RQ <sub>mix,Pharm</sub> , RQ <sub>mix,Ind</sub>
Hydrologie	Hochwasser-Frequenz (Median, fh5), Niedrigwasser-Dauer (25. Perzentil, dl16), Abflussvariabilität (ra5), mittleres Jahresmaximum (mh20), Tag des jährlichen Minimums (tl1)
Gewässerstruktur	Laufentwicklung, Längsprofil, Querprofil, Sohlstruktur, Uferstruktur (HP1-HP5)
Landnutzung	Anteil intensiver Landwirtschaft (IntLW) und Anteil urbaner Flächen im Einzugsgebiet
Abwasseranteil	Kumulativer Abwasseranteil kommunaler KA bezogen auf 0,5 MQ (KumAbw)

## 2.3 Methoden

Alle statistischen Auswertungen und grafischen Darstellungen wurden in der Open Source Software R unter Verwendung von R Studio durchgeführt. Detaillierte Beschreibungen der verwendeten Funktionen und R Pakete befinden sich in den Fachveröffentlichungen (MARKERT et al., 2022;2024).

### 2.3.1 Datenzusammenstellung

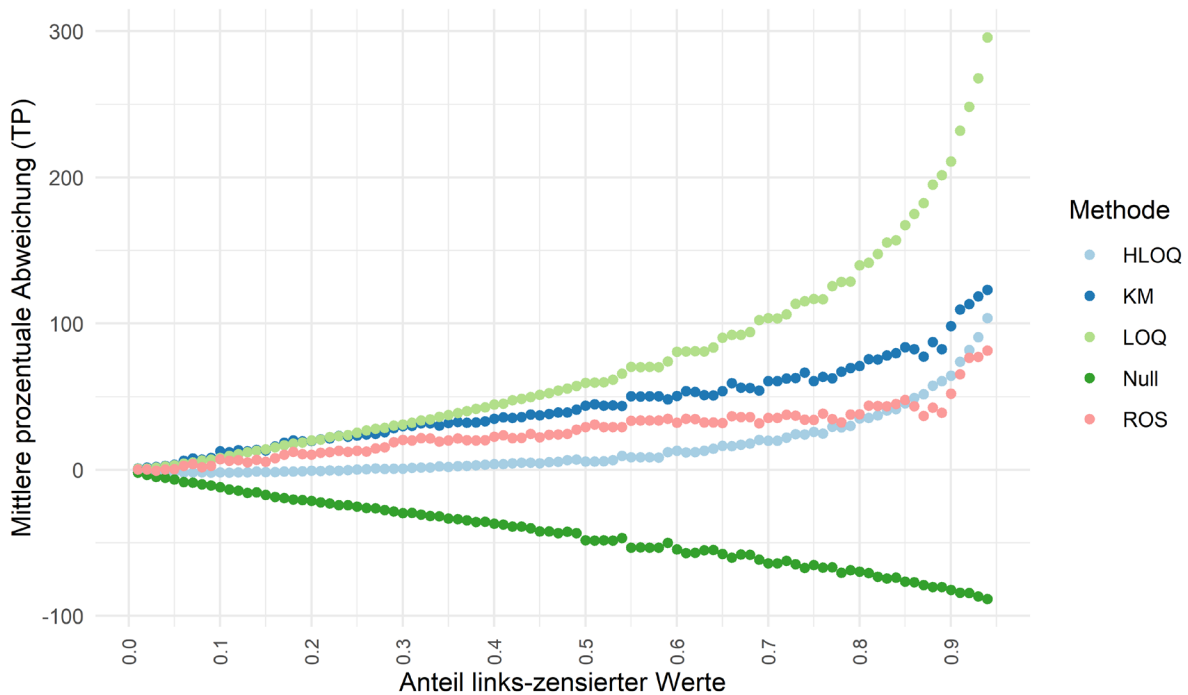
Für die Zusammenstellung des Multi-Stressor Datensatzes mussten den Messstellen des biologischen Monitorings der drei Organismengruppen die Messstellen des chemischen Monitorings bzw. der Gewässerpegel zur Erfassung der Hydrologie räumlich zugeordnet werden. Die chemischen Messstellen wurden dabei in einem Radius von bis zu 5 km ober- und unterhalb der biologischen Messstellen und die Pegel in einem Radius von bis zu 7 km ober- und unterhalb der biologischen Messstellen berücksichtigt. Die Größe der Einzugsgebiete der biologischen Probenahmestelle und der Stelle der Pegel durften um maximal 15 % abweichen. Die Zuordnungen wurden anschließend auf potentielle Einflussfaktoren, wie Abwassereinleitungen oder Zuflüsse größerer Nebengewässer, geprüft und wenn notwendig aus dem Datensatz entfernt. Zeitlich wurden für die Stressorvariablen Daten aus dem Probenahmejahr der biologischen Untersuchung sowie das entsprechende Vorjahr berücksichtigt. Eine fehlende zeitliche und/oder räumliche Zuordnung der biologischen und chemischen Messstellen sowie eingeschränkte Verfügbarkeit von Gewässerpegeln führte zu einer deutlichen Reduktion der Anzahl an Messstellen in dem Multi-Stressor Datensatz.

Datenlücken in den biologischen Daten oder den Stressordaten stellen für viele statistische Verfahren ein Problem dar. Daher müssen Messstellen mit Datenlücken aus dem Datensatz entfernt werden oder die Datenlücken müssen gefüllt werden. Dazu bieten sich z.B. der Mittelwert der entsprechenden Variable oder verschiedene statistische Methoden („Imputationsverfahren“) an. Sowohl die Ergänzung durch den Mittelwert als auch die statistischen Methoden können jedoch nur angewendet werden, wenn die Datenlücken einen geringen Anteil der Messstellen ausmachen. Das Entfernen der Messstellen mit Datenlücken kann dagegen zu einer weiteren Verkleinerung des Datensatzes führen. Generell sollten für statistische Analysen mindestens zehnmals so viele Messstellen wie die Anzahl an zu analysierenden Variablen angestrebt werden (vgl. FELD et al., 2016).

Neben Datenlücken können insbesondere für das chemische Monitoring sogenannte linkszensierte Daten („Non-Detects“) vorliegen. Dies sind Messungen, bei denen die Konzentration einer Substanz im Gewässer unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze (LOQ) lag und damit nicht quantifiziert werden konnte. Ebenso wie bei Datenlücken müssen diese Werte vorab entfernt oder ersetzt werden. Ein Entfernen der Werte kann dabei zu einem deutlichen Informationsverlust führen, da die tatsächliche Konzentration zwischen Null und der Bestimmungsgrenze liegt. Als Ersatz-Methoden werden häufig die Substitution durch Null, die halbe Bestimmungsgrenze (HLOQ) oder die Bestimmungsgrenze verwendet. Da das pauschale Ersetzen mit einem festen Wert zu einer Veränderung der Datenverteilung führen kann, wurden außerdem verschiedene statistische Verfahren (z.B. Kaplan-Meier, KM oder Regression on Order Statistics, ROS) entwickelt, die jedoch höhere Anforderungen an die Datenqualität und die Anzahl an Messwerten stellen (Details und Anwendungsbeispiele zu den statistischen Verfahren in HELSEL (2005), GUSTAVSSON et al. (2017), SHOARI und DUBÉ (2018)).



In einem kurzen Fallbeispiel wurden in diesem Projekt die Auswirkung der verschiedenen Substitutions-Methoden betrachtet. Dazu wurden auf Grundlage eines vollständigen Datensatzes (Bsp. Phosphat-Konzentration) künstliche Datensätze erstellt, in denen zwischen 1 % und 95 % der Werte entfernt und damit künstlich zensiert wurden. Mittels der verschiedenen Methoden wurden diese Werte dann wieder ergänzt und die Abweichung des Jahresmittelwertes auf Basis der ergänzten Daten mit dem Jahresmittelwert der tatsächlichen Messwerte verglichen. Die mittlere Abweichung ist in Abbildung 6 dargestellt. Bis zu einem Anteil an Non-Detects von ca. 15 % liefern alle Methoden ähnliche Ergebnisse, danach steigen die Abweichungen mit zunehmendem Anteil an Non-Detects deutlich an. Der Ersatz durch Null und durch die Bestimmungsgrenze führt dabei zu den stärksten Abweichungen, der Ersatz durch die halbe Bestimmungsgrenze bzw. die Methode ROS führt zu besseren Näherungen. Solange keine weiteren Informationen über die tatsächlichen Konzentrationsbereiche vorliegen (z.B. Informationen zum jeweiligen saisonalen und regionalen Auftreten und zu Eintragspfaden) wird daher als einfachste Ersatz-Methode die Substitution mit der halben Bestimmungsgrenze empfohlen.



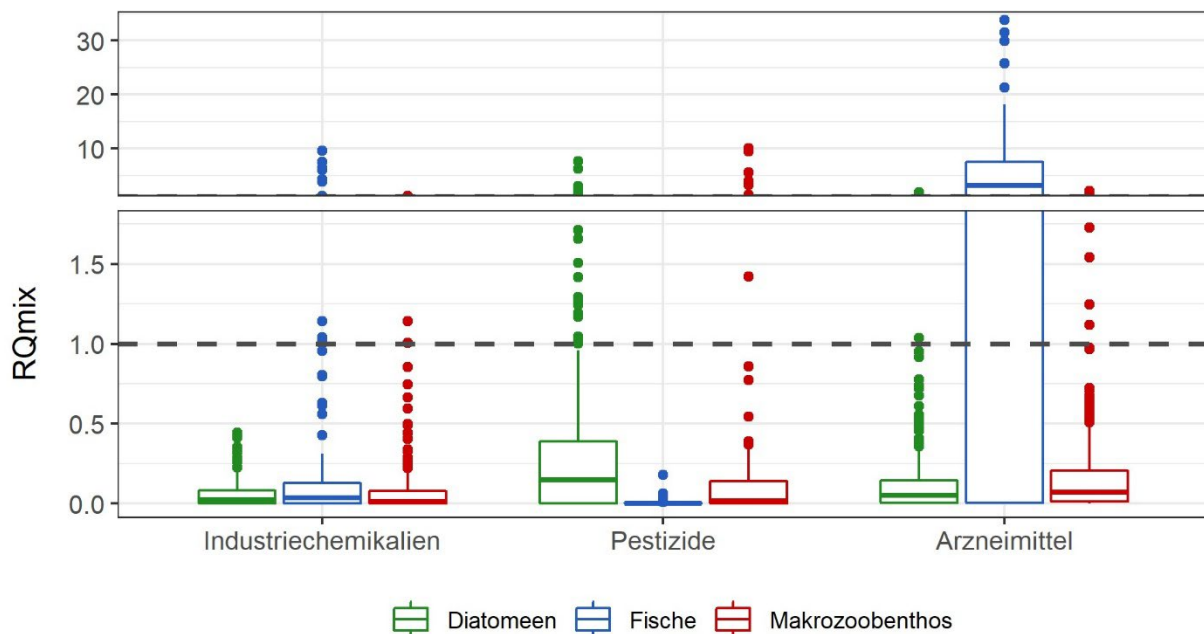
**Abbildung 6:** Mittlere prozentuale Abweichung der Jahresmittelwerte der ergänzten, links-zensierten Datensätze („Non-Detects“) von dem tatsächlich gemessenen Jahresmittelwert für die Phosphat-Konzentration (TP). Non-Detects wurden durch die fünf Methoden, die Ersatz durch Null, durch die halbe Bestimmungsgrenze (HLOQ) oder die Bestimmungsgrenze (LOQ) bzw. durch statistische Verfahren (Kaplan-Meier, KM; Regression on Order Statistics, ROS) ergänzt.

### 2.3.2 Datenvorbereitung und explorative Datenanalyse

Zu Beginn der Auswertungen der Effekte multipler Stressoren müssen die Daten hinsichtlich ihrer Eignung für die ausgewählten statistischen Verfahren geprüft werden. Dabei sollten verschiedene Aspekte berücksichtigt werden.

#### Spannbreite und Verteilung der Stressorvariablen

Zunächst muss die sogenannte Gradientenlänge der einzelnen Stressorvariablen betrachtet werden, d.h. es wird geprüft, ob die Streuung der Werte für die einzelnen Variablen einen für die Analysen ausreichenden Bereich abdeckt. Dabei sollen möglichst Messstellen mit einer sehr hohen Belastung ebenso wie Messstellen mit einer geringen Belastung in den Datensatz einfließen, um die Effekte der Stressoren durch die statistischen Verfahren erfassen zu können. Boxplots eignen sich zur Betrachtung der Spannbreite sowie der Identifikation von Extrem-Werten. Die Box umspannt dabei das 25. bis 75. Perzentil und stellt den Median innerhalb der Box dar. Die Länge der sogenannten „Whisker“ (vertikale Linien) entsprechen dem 1,5-fachen Interquartilsabstand, also der Differenz des 75. und 25. Perzentils. Alle Werte außerhalb dieses Bereichs stellen Extremwerte dar. Abbildung 7 zeigt exemplarisch die Boxplots des  $RQ_{mix}$  für den Erft-Niers-Datensatz. Chronische Mischungsrisiken wurden vor allem für Fische für die Arzneimittel berechnet. Für alle anderen Organismen- und Stoffgruppen besteht ein Risiko bei Extremwerten. Ergänzend können Histogramme helfen, die Verteilung der Stressorvariablen darzustellen.



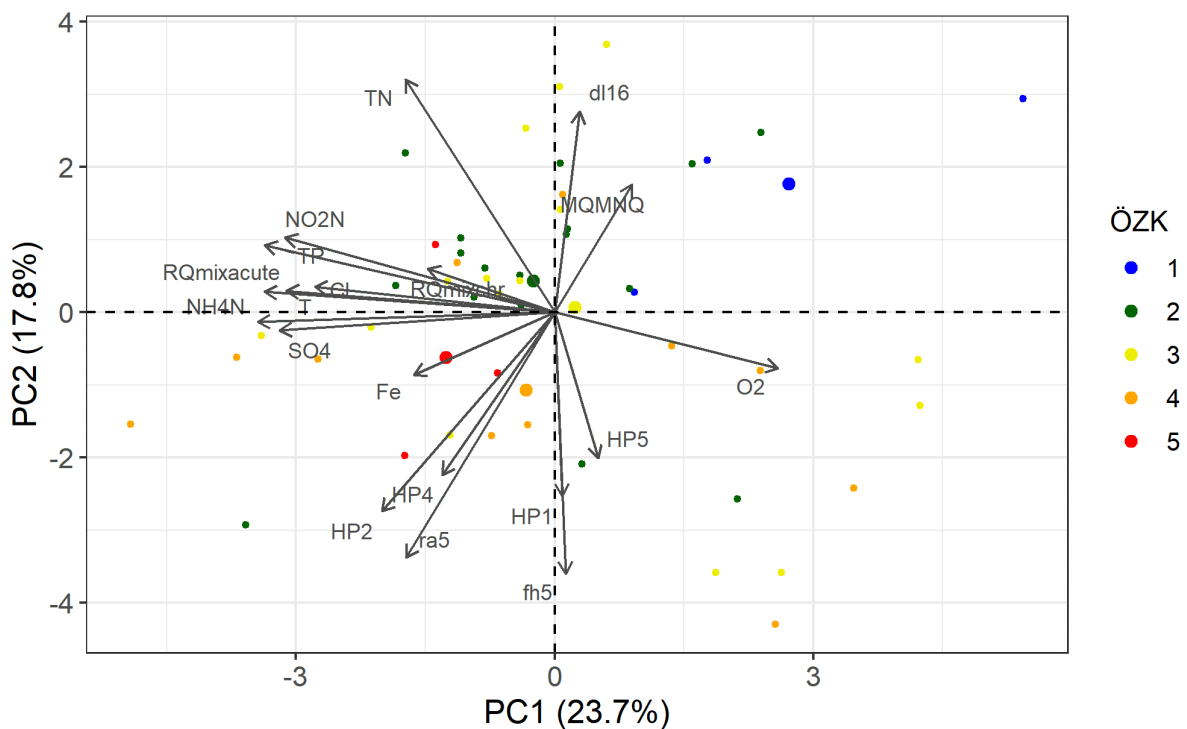
**Abbildung 7:** Boxplot der berechneten Mischungstoxizität ( $RQ_{mix}$ ) für die Substanzgruppen Arzneimittel, Pestizide und Industriechemikalien und die Organismengruppen Makrozoobenthos, Diatomeen und Fische. Potentielle Mischungsrisiken werden ab einem Wert > 1 wahrscheinlich.

### **Korrelation und Kollinearität zwischen Stressorvariablen**

Für die Interpretation der Ergebnisse, insbesondere bei der Betrachtung der Effekte einzelner Stressorvariablen, muss die Unabhängigkeit der Stressorvariablen voneinander überprüft werden, d.h. starke Korrelationen und Kollinearität zwischen einzelnen oder mehreren Stressorvariablen müssen ausgeschlossen werden. Dazu können paarweise Korrelationen anhand der „Spearman Korrelation“ betrachtet werden, während zur Bewertung der Kollinearität mehrerer Variablen der „Variance Inflation Factor“ (VIF) genutzt werden kann. Bei starken Abhängigkeiten zwischen zwei oder mehreren Variablen können die Effekte dieser Variablen in den statistischen Verfahren nicht eindeutig getrennt werden, sodass der Einfluss der einzelnen Variablen nicht abschließend bewertet werden kann. Die Ergebnisse sind in diesen Fällen daher mit Vorsicht zu interpretieren und können nur grobe Hinweise für das Gewässermanagement liefern. Viele statistische Verfahren sind bei starken Korrelationen ebenfalls nicht anwendbar und setzen daher die Entfernung hoch-korrelierter Variablen voraus. In der Wissenschaft werden verschiedene Werte als Ausschlusskriterien verwendet, häufig ein  $VIF > 8$  oder  $VIF > 10$  und Spearman  $\rho > 0,8$  (Feld *et al.*, 2016). Nach den Kriterien von Cohen (1988) deutet ein Spearman  $\rho$  zwischen  $|\rho| = 0,10$  und  $|\rho| = 0,29$  auf einen sehr geringen Zusammenhang, ein Spearman  $\rho$  zwischen  $|\rho| = 0,30$  und  $|\rho| = 0,49$  auf einen mittleren Zusammenhang und ein Spearman  $\rho$  von  $|\rho| \geq 0,50$  auf einen starken Zusammenhang zwischen den Variablen hin.

### **Hauptkomponentenanalyse (Principal-Component-Analysis, PCA)**

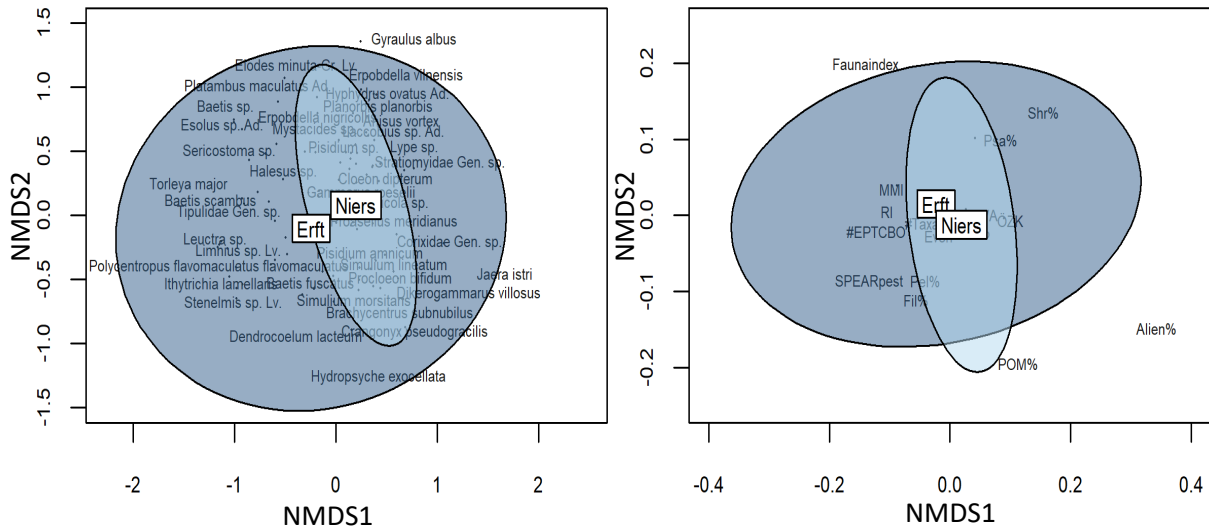
Eine weitere Methode zur Betrachtung der Gradientenlängen, d.h. der Streuung der Werte, und der Zusammenhänge zwischen den Stressorvariablen ist die Hauptkomponentenanalyse (englisch Principal-Component-Analysis, PCA). PCA wird verwendet, um die Komplexität von Datensätzen zu reduzieren und die Zusammenhänge zwischen den Variablen auf wenigen Dimensionen darzustellen. Anhand der Daten werden dabei Hauptkomponenten (englisch Principal Components, PC) abgeleitet, die einen möglichst großen Anteil der Variation der Daten widerspiegeln. Abbildung 8 zeigt als Beispiel die PCA des Erft-Niers-Datensatzes. Dabei zeigen sich zwei deutliche Gradienten: Die erste Achse (PC1) erklärt einen Anteil von 23,7 % der Varianz im Datensatz. Auf dieser Achse (PC1) liegt ein Gradient der Wasserqualität mit den ACP und der Mischungstoxizität, d. h. die Pfeile, die die Nährstoffe, die Mischungstoxizität und den Sauerstoff repräsentieren, liegen ungefähr parallel zu dieser Achse. Der Pfeil für den Sauerstoff ist den Pfeilen für die übrigen Wasserqualitätsparameter entgegengesetzt angeordnet, weil ein hoher Sauerstoffgehalt für eine niedrige Gewässerbelastung charakteristisch ist, während die übrigen Parameter mit zunehmender Gewässerbelastung höhere Werte zeigen. Auf der zweiten Achse (PC2), mit einem Erklärungsanteil von 17,8 % der Varianz, ordnen sich die hydrologischen Variablen und die Parameter der Gewässerstruktur an. Die Anordnung der zwei Gruppen in dem Ordinationsdiagramm deutet daher auf eine hohe Korrelation jeweils zwischen den chemischen und chemisch-physikalischen Variablen bzw. zwischen den hydro-morphologischen Parametern hin, jedoch auf geringe Zusammenhänge zwischen diesen beiden Gruppen. Die Punkte in der PCA stellen die Messstellen und der Farbcode die entsprechende ökologische Zustandklasse dar. In dem Erft-Niers-Datensatz ist dabei eine Trennung zwischen Messstellen mit sehr gutem ökologischen Zustand (blau, erster Quadrant) und Messstellen mit unbefriedigendem und schlechtem ökologischen Zustand (orange und rot, dritter Quadrant) zu erkennen.



**Abbildung 8:** Hauptkomponentenanalyse (Principal-Component-Analysis, PCA) der Stressorvariablen in dem Erft-Niers-Datensatz. Die Punkte stellen die Messstellen mit ihrer jeweiligen Ökologischen Zustandsklasse (ÖZK) dar. Abkürzungen der Stressorvariablen sind in Tabelle 2 beschrieben. Die Abbildung wurde modifiziert von MARKERT et al. (2022).

### Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS)

Muster in den biologischen Daten, sowohl in den vollständigen Artenlisten als auch in den berechneten biologischen Metrics, können mittels nicht-metrischer multidimensionaler Skalierung (englisch non-metric multidimensional scaling, NMDS) untersucht werden. Ziel einer NMDS ist es, die Ähnlichkeit oder Unähnlichkeit zwischen Gruppen von Datenpunkten (hier Messstellen) hinsichtlich ihrer Eigenschaften (z.B. der Art-Abundanzen oder der Metric-Ausprägung) darzustellen. Dazu werden die Messstellen in dem Ordinationsplot räumlich so angeordnet, dass die Abstände zwischen den Punkten die Ähnlichkeit der Punkte untereinander widerspiegeln. Je näher die Punkte beieinanderliegen, desto ähnlicher sind die Eigenschaften, je weiter die Punkte voneinander entfernt liegen, desto unähnlicher sind sie. Dadurch können wichtige Muster und Zusammenhänge komplexer Datensätze in wenigen Dimensionen dargestellt werden. Abbildung 9 zeigt die NMDS der Artenlisten und Metrics für den Erft-Niers-Datensatz. Die Zugehörigkeit der Messstellen zu den Einzugsgebieten wird dabei anhand von Ellipsen dargestellt (dunkel für das Erft-Einzugsgebiet, hell für das Niers-Einzugsgebiet). Bei dem Vergleich der Einzugsgebietszugehörigkeit (Erft bzw. Niers) zeigt sich kein grundlegender Unterschied für die Arten oder die Metrics, d.h. die Artenverteilung und Metricsausprägung des Niersdatensatz stellt sich wie eine Teilmenge des umfangreicheren Erftdatensatzes dar. Auch die Datenherkunft (z.B. Vergleich der Daten aus dem Monitoring des LANUV und dem Monitoring der Wasserverbände oder Daten verschiedener Bundesländern für den erweiterten Datensatz) kann über entsprechende Ellipsen betrachtet werden. In diesem Projekt wurde jedoch kein wesentlicher Einfluss der Datenherkunft festgestellt werden.



**Abbildung 9:** NMDS der MZB-Lebensgemeinschaft im Erft-Niers-Datensatz. Die Ellipsen zeigen Einzugsgebietsunterschiede auf Basis der Artenliste (links) und der ökologischen Metrics (rechts) für das Erft-Einzugsgebiet (dunkel) und das Niers-Einzugsgebiet (hell).

**Berücksichtigung weiterer Co-Variablen**

Neben den (anthropogenen) Stressoren in der Umwelt können natürliche Faktoren die Lebensgemeinschaften beeinflussen. Dies können z.B. geografisch bedingte Unterschiede in den Umweltbedingungen sein. Wichtige Faktoren sind dabei die Höhenlage, die Einzugsgebietsgröße, die Ökoregion oder auch die für die Bewertung der WRRL abgeleiteten Gewässertypen. Sowohl in der PCA der Stressorvariablen als auch der NMDS der biologischen Daten können diese Faktoren betrachtet werden. Bei Hinweisen auf deutliche Unterschiede zwischen den Faktoren ist eine Trennung der Datensätze, z.B. in Tiefland und Mittelgebirge, oder die Berücksichtigung dieser Faktoren als sogenannte Co-Variablen in den statistischen Modellen notwendig.

### 2.3.3 Multivariate direkte Gradientenanalysen

Multivariate Analysen streben an, die Effekte gleichzeitig wirkender Stressoren mithilfe verschiedener Verfahren zu erfassen und möglichst voneinander zu trennen. So kann anhand dieser Ergebnisse eine Stressorhierarchie abgeleitet werden. Eine Gruppe der multivariaten Verfahren sind die direkten Gradientenanalysen, die die Varianz in den biologischen Daten anhand linearer Kombinationen der Umweltvariablen erklärt. Dabei wird der Anteil der biologischen Varianz, der durch die Umweltvariablen erklärt werden kann, quantifiziert. Ein Beispiel für eine direkte Gradientenanalyse ist die Redundanzanalyse (englisch Redundancy Analysis, RDA), die anhand der Tabelle der biologischen Metrics und der Tabelle der Umweltvariablen berechnet wird. Anschließend kann eine Varianzpartitionierung folgen, bei der partielle RDA-Modelle für die einzelnen Stressorgruppen berechnet werden. Dadurch kann der Erklärungsanteil der einzelnen Stressorgruppen zusätzlich zu dem Gesamt-Erklärungsanteil aller Stressorvariablen in dem Modell ermittelt werden. Co-Variablen (z. B. der Fließgewässertyp) können dabei als „Conditional Variables“ in den Auswertungen berücksichtigt werden. Details zu multivariaten statistischen Verfahren inklusive der RDA in der Ökologie werden z.B. umfassend in LEYER und WESCHE (2008) beschrieben.

### 2.3.4 Random Forest Regression

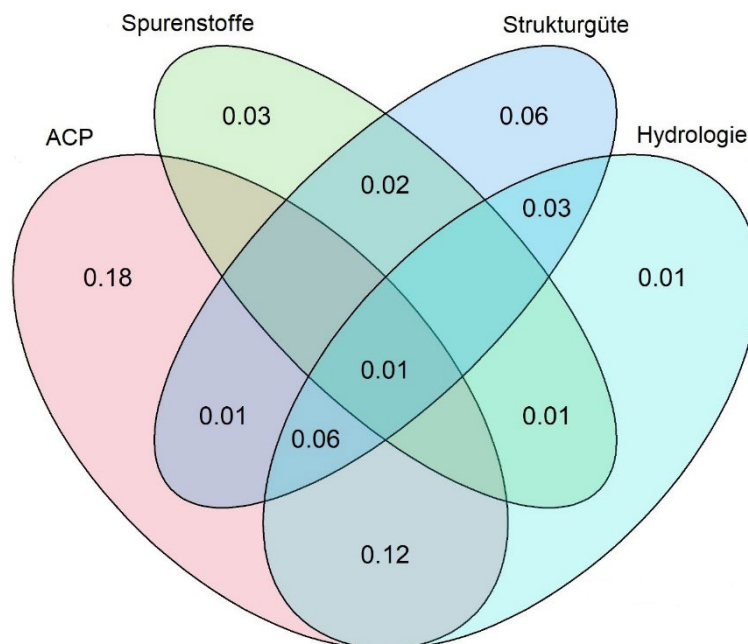
Random Forests sind eine Methode des maschinellen Lernens und können für Regressionsanalysen verwendet werden. Gegenüber linearen Regressionsmodellen haben diese den Vorteil, dass sie ein nicht-parametrisches und nicht-lineares Verfahren darstellen. Dadurch sind sie häufig besser für Umweltdaten geeignet, in denen die Stressoren und biologischen Metrics in einem nicht-linearen Zusammenhang stehen und deren Daten bestimmte statistische Kriterien, wie Normalverteilung oder Varianzhomogenität, nicht erfüllen. Darüber hinaus gelten Random Forests als robust gegenüber Ausreißern und können auch dann angewendet werden, wenn ein relativ kleiner Datensatz auf eine relativ hohe Anzahl von Umweltvariablen analysiert werden soll (KNUDBY et al., 2010; VISSER et al., 2022; methodische Beschreibung in BREIMAN (2001)). Random Forests werden im Gegensatz zu der RDA nicht für alle Metrics gemeinsam, sondern für jeden biologischen Metric einzeln berechnet. Dabei kann für den einzelnen Metric der Effektanteil der Einzelvariablen bzw. der Variablengruppen („Variable Importance“) ermittelt werden.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Stressor-Hierarchie

Die Stressor-Hierarchie wurde für den Erft-Niers-Datensatz anhand der RDA mit nachfolgender Varianzpartitionierung und für den erweiterten Datensatz anhand von Random Forests abgeleitet (Abbildungen 10 und 11).

In dem Erft-Niers-Datensatz wurden 51 % der Veränderung der MZB-Lebensgemeinschaft basierend auf den ausgewählten ökologischen Metrics durch die Stressorvariablen erklärt (Abbildung 10). Die Gewässertypen der Messstellen, einbezogen als Co-Variablen, erklärten zusätzlich 28 % der Variation in dem Modell. Obwohl einige ökologische Metrics typspezifisch sind und damit auch die natürlichen strukturellen Unterschiede der Gewässer berücksichtigen, haben diese darüber hinaus einen deutlichen Effekt auf die Lebensgemeinschaft. Den größten Einzeleffekt der Stressorvariablen (partielle Effekte) zeigten die ACP (18 %) und die ACP in Kombination mit der Hydrologie (12 %). Bei Betrachtung des Gesamt-Erklärungsanteils der Stressorgruppen (unabhängige Effekte) können 33 % den ACP, 21 % der Hydrologie und 17 % der Gewässerstruktur zugeordnet werden. Die Gesamt-Effekte der Spurenstoffe können in diesem Modell dagegen vernachlässigt werden (~1 %). Dabei muss berücksichtigt werden, dass aufgrund des Berechnungsalgorithmus der Varianzpartitionierung die Summe der Einzeleffekte (partielle Effekte) nicht genau den Gesamt-Erklärungsanteil (marginale Effekte) der Stressorgruppen ergeben (Abbildung 10). Die Signifikanz der Effekte der einzelnen Stressor-Variablen wurde mittels Varianzanalyse (englisch Analysis of Variance, ANOVA) getestet. Dabei zeigten Sulfat, Eisen, Chlorid sowie das Quer- und Längsprofil (HP2, HP4), die Frequenz der Hochwasserereignisse (fh5) und die Abflussvariabilität (ra5) signifikante Effekte auf die Metrics des MZB ( $p < 0,05$ ; ra5 und HP4  $p < 0,1$ ).



**Abbildung 10:** Venn-Diagramm der Variation der MZB-Metrics in dem Erft-Niers-Datensatz. Die Zahlen geben die Anteile der Einzeleffekte der Stressorgruppen an der Varianz der betrachteten Metrics an (bereinigtes  $R^2$ ). Werte  $< 1$  werden nicht angezeigt. Die Abbildung wurde modifiziert von MARKERT et al. (2022).



In dem erweiterten Datensatz wurden zwischen 16 % und 64 % der Variation der biologischen Metrics in den Random Forests Modellen durch die Stressoren erklärt (Abbildung 11). Den größten Erklärungsanteil machten dabei für alle drei biologischen Qualitätskomponenten die ACP, unterteilt in Nährstoffe (Gesamtphosphat-P und Ammonium-N), Salze (Chlorid und Sulfat) und physikalische Wasserqualitätsparameter (Sauerstoff und Wassertemperatur), aus. Zwischen den Organismengruppen konnten dabei leichte Unterschiede festgestellt werden. Die MZB-Metrics wurden vor allem durch die physikalischen Parameter bzw. eine Kombination aus physikalischen Parametern und Salzen beeinflusst. Ähnliche Reaktionen zeigten die Fisch-Metrics, die vor allem hohe Effektanteile der Salzbelastung und einen etwas geringeren Effektanteil der physikalischen Parameter dokumentierten. Im Gegensatz dazu überwog bei vielen Diatomeen-Metrics die Bedeutung der Nährstoffe, mit Ausnahme des Halobien-Index, der definitionsgemäß höhere Effektanteile der Salz-Ionen anzeigte.

Spurenstoffe zeigten auch in diesem Datensatz im Verhältnis zu den ACP eher untergeordnete Effekte, die Effektanteile variierten aber stark zwischen den Metrics. Insbesondere Sensitivitätsmetrics, für die Diatomeen der IPS und der Schweizer Diatomeen-Index DI CH sowie für das Makrozoobenthos der Anteil sensitiver EPT-Taxa (%EPT) und der SPEARpesticides, wiesen auf deutliche Effekte der Spurenstoffe für diese Komponenten hin. Für die Fische fehlen bisher Metrics, die spezifisch die Sensitivität gegenüber Spurenstoffen erfassen. Der mittlere Effektanteil der Spurenstoffe über alle Metrics lag bei 20 % für die Diatomeen und jeweils 10 % für das MZB und die Fische, der Effektanteil der ACP lag bei 59 % für das MZB, 52 % für die Fische und 51 % für die Diatomeen. Der Effektanteil der Hydrologie lag bei 27 % für die Diatomeen und Fische und 18 % für das MZB. Die Gewässerstruktur zeigte dagegen bei allen drei biologischen Qualitätskomponenten einen geringen Erklärungsanteil von 14 % für das MZB, 12 % für die Fische und 2% für die Diatomeen. Die Ergebnisse der mittleren Effektanteile werden deutlich von der Anzahl und Auswahl der Metrics beeinflusst. Dabei muss berücksichtigt werden, dass nicht für alle Stressorgruppen die gleiche Anzahl von sensitiven Metrics verfügbar ist.

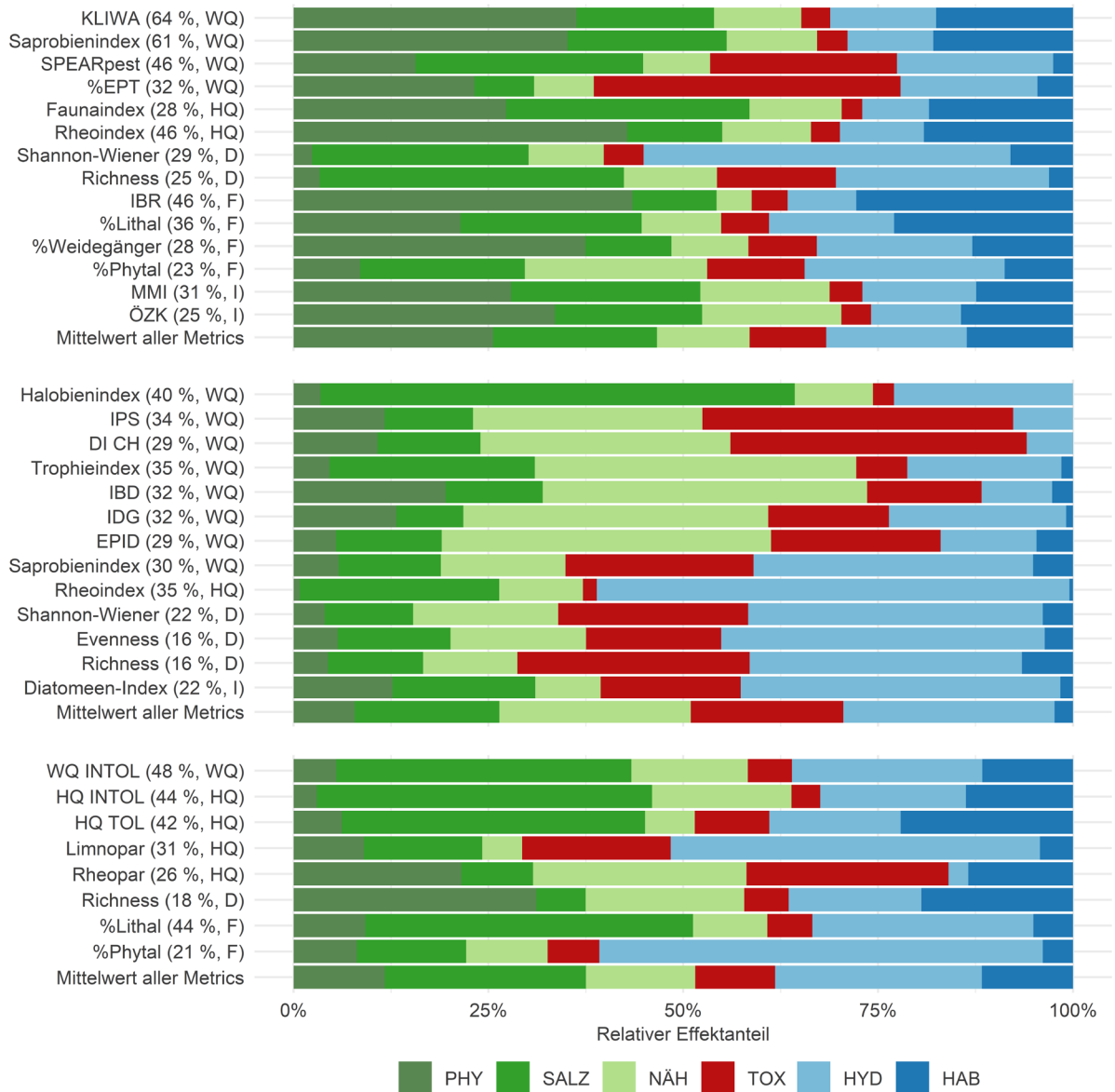
Anhand beider Teilprojekte können überschlägig folgende Stressorhierarchien für die betrachteten Datensätze abgeleitet werden:

Makrozoobenthos	ACP > Hydrologie > Gewässerstruktur > Spurenstoffe
Fische	ACP > Hydrologie > Gewässerstruktur > Spurenstoffe
Diatomeen	ACP > Hydrologie > Spurenstoffe > Gewässerstruktur

Die Ergebnisse beider Teilprojekte deuten damit auf dominierende Effekte der ACP für alle drei betrachteten biologischen Qualitätskomponenten hin. Ebenfalls auffällig ist ein hoher Anteil der hydrologischen Parameter. In dem Erft-Niers-Datensatz kann dies u.a. auf die spezifischen Landnutzungs- und Belastungsformen in diesen Einzugsgebieten zurückzuführen sein: Die Wasserqualität und die hydrologischen Bedingungen werden stark vom Braunkohletagebau und der damit verbundenen Grundwasserabsenkung und den Einleitungen von Sumpfungswasser beeinträchtigt. Außerdem befinden sich in beiden Gewässereinzugsgebieten abschnittsweise hohe Anteile an urbanen Bereichen, die die Wasserqualität und das Abflusgeschehen durch einen hohen Anteil versiegelter Fläche sowie durch Regen-, Mischwasser- und Kläranlageneinleitungen beeinträchtigen. Auch Gewässerbegradigungen, Hochwasserschutzanlagen und Stauhaltungen aber auch klimatische Einflüsse beeinflussen maßgeblich das Abflusgeschehen im Gewässer (DUDGEON et al., 2006; MEIBNER et al., 2019). Die Bedeutung

der Wasserqualität, insbesondere der ACP, sowie der Gewässerhydrologie wurde in beiden Datensätzen beobachtet und wurde bereits in wissenschaftlichen Multi-Stressor-Studien aus anderen europäischen Ländern für alle drei Organismengruppen beschrieben (z. B. MARZIN et al., 2012; VILLENEUVE et al., 2015; HERRERO et al., 2018; MEIßNER et al., 2019; CASTRO-CATALÀ et al., 2020; VALERIO et al., 2021; MIGNIEN und STOLL, 2023).

Die Ergebnisse beider Teilprojekte legen zunächst insbesondere für die Fische eine untergeordnete Relevanz der Spurenstoffe nahe. Dieses Ergebnis steht im Kontrast zu dem berechneten chronischen Mischungsrisiko ( $RQ_{\text{mix}}$ ) der Substanzgruppe der Arzneimittel für die Fische (siehe Abbildung 7). Für diese biologische Qualitätskomponente stehen jedoch derzeit keine Metrics zur Verfügung, die speziell die Wirkung von Spurenstoffen erfassen. Für das MZB wurden in Multi-Stressor-Analysen bei der Berücksichtigung von Daten aus ereignisgesteuertem Monitoring, Probenahmen mit höherer Messfrequenz oder bei Mischproben, d.h. mehrere über einen definierten Zeitraum einzeln oder kontinuierlich genommene Teilproben, höhere Mischungsrisiken und Effektanteile gefunden (z.B. CASTRO-CATALÀ et al., 2020, LIESS et al., 2021). Die Effekte der Spurenstoffe können daher in den vorliegenden Datensätzen zusätzlich unterschätzt worden sein, da u.a. nur eine Auswahl an Spurenstoffen, z.B. nur wenige Insektizide, berücksichtigt wurde und die chemische Probenahme anhand von Stichproben erfolgte, die kurzzeitige Einträge und Spitzenkonzentration nach Regenereignissen nur unzureichend erfassen.



**Abbildung 11:** Relative Effektanteile der Stressorgruppen in Random Forests für die Metrics des MZB (oben), der Diatomeen (Mitte) und der Fische (unten). Die Farben der Balken geben den Anteil der ACP (physikalische Parameter, Salze und Nährstoffe, grün), Spurenstoffe (rot) und Hydrologie bzw. Gewässerstruktur (blau) an. Der Erklärungsanteil der jeweiligen Modelle ist in Prozent dargestellt, wobei nur Metrics mit einem Erklärungsanteil > 15 % abgebildet sind. Die Metrics sind nach ihrer Kategorie (Sensitivität (WQ = Wasserqualität, HQ = Habitatqualität), Diversität (D), Funktion (F) bzw. integrierend (I)) geordnet. Die Abbildung wurde modifiziert von MARKERT et al. (2024)

### 3.2 Unterschiede zwischen Organismengruppen und Metrics

Zwischen den betrachteten biologischen Qualitätskomponenten konnten zwar ähnliche Muster, z.B. dominierende Effekte der ACP, aber auch deutliche Unterschiede beobachtet werden. Bei der Wasserqualität zeigten für die Gewässerflora (Diatomeen) die Nährstoffe deutlich höhere Effektanteile, was vor allem den direkten Zusammenhang zwischen der Primärproduktion und den Nährstoffgehalten im Gewässer widerspiegelt. Die Reaktionen der Gewässerfauna (MZB und Fische) waren dagegen stärker durch die physikalischen Parameter und die Salzbelastung geprägt. Dies ist auf die physiologischen Effekte von Nährstoffbelastungen oder Versalzung auf die Organismen zurückzuführen. Spurenstoffe zeigten eher untergeordnete Effekte, die jedoch stark zwischen den Metrics variierten. Höhere Effekte wurden dabei vor allem für viele Sensitivitäts-Metrics der Diatomeen (z. B. Pollution Sensitivity Index, IPS und Schweizer Diatomeen-Index, DI CH) sowie für einzelne Sensitivitäts-Metrics des MZB (SPEARpest und %EPT) beobachtet. Diatomeen werden durch Herbizide und Biozide beeinträchtigt, der SPEARpest wurde für den Nachweis von Pestiziden entwickelt. Bei den Fischen zeigten zwei Metrics, die die hydrologischen Präferenzen für die Reproduktion abbilden (Rheopar und limnopar), einen höheren Effektanteil der Spurenstoffe. Alle drei biologischen Qualitätskomponenten zeigten dazu starke Reaktionen auf die Hydrologie und eher geringe Effektanteile der Gewässerstruktur – letzteres betraf insbesondere die Diatomeen.

Die Sensitivitäts-Metrics reagierten dabei aber nicht nur stark auf die Spurenstoffe, sondern auch auf andere Wasserqualitätsparameter, wie z.B. der KLIWA-Index (Temperaturindex) auf die physikalischen Parameter, der Trophieindex auf die Nährstoffe und der Halobienindex auf Salzkonzentrationen. Die „Ziel-Stressoren“, für die diese Metrics jeweils entwickelt wurden, werden daher auch deutlich in den Erklärungsanteilen der Modelle widerspiegelt. Andere Metrics differenzierten dagegen weniger deutlich zwischen den Stressorgruppen, obwohl sie für Stressor-spezifische Fragestellungen entwickelt wurden. Für die Fisch-Metrics zur Sensitivität gegenüber der Wasser- und Habitatqualität (WQ INTOL, HQ INTOL, HQ TOL) wurden jeweils ähnliche Stressorhierarchien abgeleitet. Die Metrics zur hydrologischen Präferenz für die Reproduktion (Limnopar, Rheopar) zeigten einen Einfluss der Hydrologie (Limnopar), aber ebenso einen Einfluss der ACP und Spurenstoffe (Rheopar). Der Rheoindex für das MZB spiegelte eher die Belastungssituation durch die ACP als die hydrologischen Bedingungen wider. Im Gegensatz dazu wurde der Rheoindex für die Diatomeen tatsächlich zum Großteil durch die hydrologischen Parameter beeinflusst.

Die funktionalen und Diversitäts-Metrics, z.B. Präferenzen für Ernährungs- und Habitatstypen oder der Shannon-Wiener-Index, geben im Gegensatz zu den Sensitivitäts-Metrics ein eher diffuses und schwerer zu interpretierendes Belastungsbild wieder. Die Projektergebnisse bestätigen damit Ergebnisse bisheriger wissenschaftlicher Studien, in denen sich Abundanz- und Diversitätsmetrics für Stressoranalysen als weniger geeignet herausgestellt haben. Diese Metrics unterscheiden nicht zwischen den Veränderungen von empfindlichen vs. toleranten Arten und spiegeln die Veränderungen der funktionalen Diversität daher nicht ausreichend wider (ENNS et al., 2023; WORISCHKA et al., 2023). Integrierende Metrics, wie die Ökologische Zustandsklasse, eignen sich zur Beschreibung des Zustands der Lebensgemeinschaften, weniger aber für die Analyse der spezifischen Stressoreffekte, da sie verschiedene Metrics und damit Informationen über verschiedene Belastungssituationen integrieren. Wichtig ist daher auch, dass die zu der Bewertung verwendeten Metrics alle wesentlichen Stressorgruppen abdecken.

Der Vergleich der Belastungsmuster für die Metrics der drei biologischen Qualitätskomponenten zeigt damit wiederkehrende Muster, aber auch deutliche Unterschiede. Für eine umfassende Bewertung der Effekte von multiplen Stressoren und der Identifikation von relevanten Stressorvariablen sollte daher eine breite Auswahl verschiedener Metrics berücksichtigt werden. Zur Identifikation relevanter Stressoren für die Maßnahmenplanung sind v.a. Stressorspezifische Metrics, insbesondere Sensitivitätsmetrics, geeignet. Wie auch zur Bewertung des ökologischen Zustands, der gemäß der WRRL die Berücksichtigung aller drei biologischen Qualitätskomponenten vorsieht, sollten bei den Multi-Stressor-Analysen Metrics für alle drei Organismengruppen betrachtet werden. Bemerkenswert ist, dass die Fisch-Metrics des WRRL-Bewertungstools fiBS in den Random Forests Modellen nur zu schlechten Modellgüten ( $R^2 < 15\%$ ) führten, d.h. die Varianz dieser Metrics wurde durch die vorhandenen Stressordaten in dem vorliegenden Datensatz unzureichend erklärt. Bessere Erklärungsanteile konnten nur für die ergänzten EFI+-Metrics erreicht werden. Dies wurde auch bereits in früheren wissenschaftlichen Studien beobachtet (Birk *et al.*, 2012; Dahm *et al.*, 2013; Gieswein *et al.*, 2017). Es ist daher empfehlenswert, für die Fische weitere Stressor-spezifische Metrics abzuleiten und in fiBS zu ergänzen.

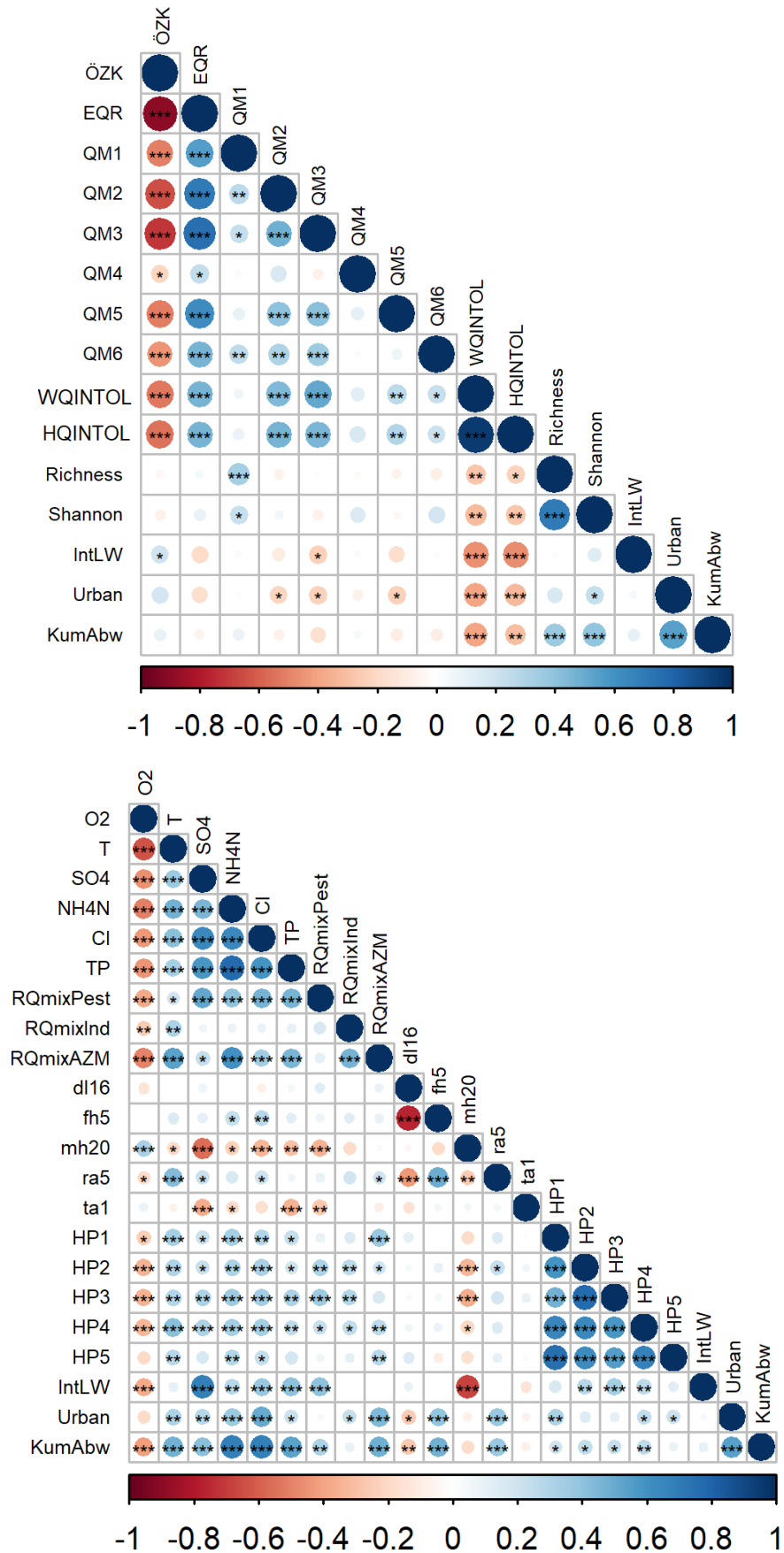
### 3.3 Einfluss der Landnutzung und des Abwasseranteils

Für den Teildatensatz der Fischmessstellen in NRW wurden der Einfluss der Landnutzung (des Anteils intensiver Landwirtschaft bzw. urbaner Flächen) und des kumulativen Abwasseranteils kommunaler Kläranlagen auf die Fischfauna (abgebildet in den Fisch-Metrics) untersucht. Daneben wurde der Zusammenhang zwischen den Landnutzungsparametern bzw. dem kumulativen Abwasseranteil und den Stressorgruppen Hydrologie, Gewässerstruktur und Wasserqualität anhand von Spearman Korrelationen betrachtet (Abbildung 12). Die Stärke der Korrelationen wird dabei mit dem Korrelationskoeffizienten Spearman  $\rho$  angegeben. Ein positiver Koeffizient gibt dabei an, dass mit Zunahme der Landnutzungsanteile die Stressorintensität, z.B. die Stoffkonzentration, zunimmt. Dabei muss berücksichtigt werden, dass es sich bei den Auswertungen nur um paarweise Korrelationen der Stressorvariablen handelt und im Falle von Korrelationen zwischen den Umweltfaktoren die Variable, die die Veränderung tatsächlich auslöst, nicht abschließend ermittelt werden kann.

Die Landnutzungsvariablen, der Anteil intensiver Landwirtschaft und der Anteil urbaner Flächen, waren dabei nicht miteinander korreliert ( $|\rho| < 0,10$ ). Für urbane Flächen und den Abwasseranteil gab es dagegen einen starken positiven Zusammenhang ( $\rho = 0,54$ ). Für die fiBS Metrics (Ökologische Zustandsklasse ÖZK, Ecological Quality Ratio EQR, Arten- und Gildeninventar QM1, Artenabundanz und Gildenverteilung QM2, Altersstruktur QM3, Migration QM4, Fischregion QM5, dominante Arten QM6) wurden überwiegend schwache Korrelationen ( $|\rho| < 0,30$ ) mit den beiden Landnutzungsparametern und dem Abwasseranteil beobachtet. Erhöhte Anteile landwirtschaftlicher und urbaner Flächen gingen dabei allerdings mit einer signifikanten Verschlechterung der Metrics Ökologische Zustandsklasse, Arten- und Gildenabundanz (QM2), Altersstruktur (QM3) und Fisch-Region (QM5) einher. Mittlere negative Korrelationen ( $\rho$  zwischen  $-0,30$  und  $-0,47$ ) zeigten die Metrics zur Wasser- und Habitatqualität gegenüber allen drei Parametern. Die Diversität (Shannon-Wiener-Index) und Richness waren dagegen positiv mit dem Abwasseranteil ( $\rho = 0,39$  bzw.  $0,36$ ) korreliert. Hier wird jedoch wie bei der Bewertung der Stressoreffekte in den Multi-Stressor-Analysen nur die Häufigkeit und

Abundanz der Arten betrachtet, nicht aber zwingend die Veränderung der funktionalen Diversität oder der Verlust von sensitiven Arten. Konkret kann dabei ein erhöhtes Vorkommen toleranter Arten zu einer Erhöhung der Werte der Diversitätsmetrics und der Richness führen, obwohl wichtige sensitive Arten, die einen guten ökologischen Zustand der spezifischen Messstellen charakterisieren, nicht mehr vorkommen.

Die Landnutzung, sowohl intensive Landwirtschaft als auch urbane Flächen, sowie die kommunalen Abwässer stehen mit vielen verschiedenen Umweltfaktoren in Zusammenhang. Der Sauerstoffgehalt war negativ mit allen drei Parametern ( $\rho = -0,19$  bis  $-0,42$ ) korreliert. Die Wassertemperatur wurde in diesem Datensatz wesentlich von den kommunalen Kläranlagen beeinflusst und zeigte eine positive Korrelation mit dem Anteil urbaner Flächen und dem Abwasseranteil ( $\rho = 0,31$  bis  $0,48$ ). Die Nährstoffe und Salz-Ionen waren deutlich positiv mit allen drei Parametern korreliert. Starke Korrelationen ( $\rho$  bis  $0,68$ ) wurden insbesondere für Sulfat mit der intensiven Landwirtschaft und für Ammonium, Chlorid und Gesamtphosphat mit dem Abwasseranteil beobachtet. Der Arzneimitteleintrag aus den KA wird durch eine positive Korrelation zwischen dem berechneten Arzneimittel-Risiko ( $RQ_{\text{mix,AZM}}$ ) und dem Anteil urbaner Flächen bzw. dem Abwasseranteil ( $\rho = 0,44$  bzw.  $0,49$ ) dokumentiert. Auch das berechnete ökotoxikologische Risiko für Pestizide zeigte eine positive Korrelation mit dem Abwasseranteil ( $\rho = 0,32$ ) aber auch dem Anteil intensiver Landwirtschaft ( $\rho = 0,41$ ). Für Pestizide scheinen daher beide Eintragspfade relevant zu sein. Erhöhte Anteile landwirtschaftlicher und urbaner Flächen und ein erhöhter Abwasseranteil stehen daher im Zusammenhang mit einer Verschlechterung der Wasserqualitäts-Parameter. Die Gewässerstruktur zeigte leicht negative Veränderungen bei einem erhöhten Anteil landwirtschaftlicher Flächen für das Längs- und Querprofil sowie die Sohlstruktur ( $\rho = 0,26$  bis  $0,34$ ; Hinweis: ein höherer Wert der Strukturparameter gibt einen schlechteren Zustand an). Der Zustand der Laufentwicklung, z.B. die Laufkrümmung, nahm mit dem Anteil urbaner Flächen ab ( $\rho = 0,32$ ). Die Hydrologie zeigte stärkere Korrelationen mit dem Anteil urbaner Flächen und dem Abwasseranteil ( $|\rho| = 0,25$  bis  $0,47$ ). Die Dauer der Niedrigwasserereignisse nahm dabei mit dem Anteil urbaner Flächen und dem Abwasseranteil ab, wohingegen die Häufigkeit von Hochwasserereignissen und die Abflussvariabilität mit Zunahme beider Parameter zunahm. Ein hoher Anteil versiegelter Flächen sowie Kläranlagen-Einleitungen scheinen daher das Abflussgeschehen im Gewässer maßgeblich zu beeinflussen.



**Abbildung 13:** Korrelationsmatrix der Spearman Korrelation der Landnutzung (intensive Landwirtschaft, urbane Flächen) und des kumulativen Abwasseranteils mit den Fisch-Metrics (oben) und Stressoren (unten). Farbe und Größe der Punkte gibt die Stärke der paarweisen Korrelation an. Die Sterne zeigen das Signifikanz-Niveau des Zusammenhangs (\*\*\*:  $p < 0,001$ , \*\*:  $p < 0,01$ , \*:  $p < 0,05$ ). Abkürzungen der Stressoren siehe Tabelle 4.



### 3.4 Eignung der WRRL Daten für Multi-Stressor-Analysen

Für die statistische Auswertung der Auswirkungen multipler Stressoren auf die Gewässerbiologie stehen umfangreiche Monitoringdaten aus der WRRL und daran angelehnte ergänzende Monitoringprogramme zur Verfügung. Diese Daten decken durch das biologische und chemische Monitoring, die Strukturkartierung und die Gewässerpegel die wichtigsten Stressorgruppen ab. Zusätzlich stehen für NRW durch die Modellierung des Abwasseranteils und dank Open-Data verfügbarer Landnutzungsdaten auch weitere Informationen zur Verfügung. Diese Daten wurden nach Anforderungen der WRRL erhoben und eignen sich für umfassende Auswertungen, die sowohl räumlich große Gebiete als auch zeitlich lange Zeiträume abdecken können. Bei der Zusammenstellung der Multi-Stressordatensätze zur Bearbeitung der Teilprojekte sind jedoch auch verschiedene Einschränkungen für diese Art der Datenauswertung aufgefallen: Auch wenn in NRW das biologische und chemische Monitoring bevorzugt in demselben Probenahmejahr und an derselben Messstelle stattfinden, konnten bei der Zuordnung der Ergebnisse des biologischen und chemischen Monitorings an den Messstellen häufig keine räumlich und zeitlich passenden Paare gefunden werden. Dies war insbesondere bei den Spurenstoffen bei der Berücksichtigung einer breiteren Auswahl verschiedener Substanzen der Fall. Hintergrund hierfür ist, dass nicht an allen Messstellen derselbe Parameterumfang an Mikroschadstoffen untersucht wird, sondern das Monitoring nach einem risikobasierten Ansatz erfolgt und entsprechend vom stofflichen Umfang und zeitlich variiert. Zusätzliche investigative Untersuchungen zur Gewässerchemie konnten nicht immer einer biologischen Messstelle zugeordnet werden, da biologische Untersuchungen im Rahmen des investigativen Monitorings nicht immer erforderlich sind. In den Datensätzen der Spurenstoffe treten dazu häufiger Datenlücken auf, da die Anzahl und die Auswahl der an den jeweiligen n Messstellen gemessenen Substanzen stark variiert und häufiger Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze vorliegen („Non-Detects“). Diese Datenlücken müssen vor den statistischen Auswertungen entfernt werden (vgl. Kapitel 2.3.1). Eine geringe Frequenz der Stichproben im chemischen Monitoring kann dazu führen, dass kurzzeitige Belastungen und vor allem Konzentrationsspitzen, z.B. nach Regenereignissen, nicht ausreichend erfasst werden. Die Bewertung der chemischen Belastung kann anhand der WRRL-Monitoringdaten daher vor allem für die chronische Belastung, d.h. die kontinuierliche Belastung über längere Zeiträume erfolgen. Für die Bewertung der akuten Toxizität infolge von Konzentrationsspitzen, insbesondere von Pestiziden, sind die Daten nur eingeschränkt geeignet (HALBACH et al., 2021).

Datenlücken sowie eine stark variiere Substanzauswahl der Spurenstoffe kann zu deutlichen Unsicherheiten in der Bewertung der Effekte der Stressorvariablen führen. Die Beschränkung auf Messstellen mit vollständigen Stressordatensätzen limitiert jedoch die Datensatzgröße, was wiederum zu Problemen bei den statistischen Auswertungen führen kann. Für die übergreifende Auswertung verschiedener Stressoren wäre es hilfreich, wenn für relevante Gewässer(abschnitte) möglichst vollständige Datensätze vorliegen. Bei den Spurenstoffen könnten zusätzliche ereignisgesteuerte Probenahmen, Mischproben sowie eine höhere Probenahmefrequenz im Rahmen eines investigativen Monitorings und in Sondermessprogrammen die Unsicherheiten in der Erfassung der Spurenstoffbelastung reduzieren (vgl. WEISNER et al., 2022).

Wenn für ein Gewässer oder einen Gewässerabschnitt kein Pegel vorliegt, können ergänzende Abflussmodelle eine Bewertung der hydrologischen Parameter ermöglichen. Die hyd-

rologischen Veränderungen dürfen dabei nicht nur indirekt anhand der Parameter der Gewässerstruktur beurteilt werden, sondern sollten die Erfassung des gesamten Abflussgeschehens, d.h. des Ausmaßes, der Häufigkeit und der Dauer von Hoch- und Niedrigwasserereignissen und der Abflussvariabilität, einschließen. Dazu eignen sich z.B. die IHA, die aktuell bereits anhand eines Funktionspaketes für das Programm R („EflowStats“, Mills und BLODGETT, 2017) einfach berechnet werden können. Leider gibt es zur ökologischen Bewertung der IHA noch keine Beurteilungs- bzw. Zielwerte, die analog zu anderen Umweltfaktoren z. B. anhand von unbeeinflussten Referenzstandorten abgeleitet wurden. Die Ableitung dieser Zielwerte ist wegen des deutlichen Einflusses der Hydrologie auf die Lebensgemeinschaften dringend empfohlen. In Zukunft sollten Informationen zu weiteren Belastungsquellen, z.B. Informationen über die Lage und Höhe von Querbauwerken als Einflussfaktor der Durchgängigkeit oder Informationen zu der hydraulischen Belastung von u.a. Mischwasserabschlägen, nach Möglichkeit berücksichtigt werden.

Die Zusammenstellung der Multi-Stressor-Datensätze aus einem auf die Anforderungen nach WRRL bzw. Oberflächengewässerverordnung ausgelegtem Monitoring-Datensatz war bei den diesem Bericht zugrundeliegenden Auswertungen mit einem hohen Aufwand verbunden. Schwierigkeiten bei der Verwendung der NRW-Monitoringdaten für die hier durchgeführten Multi-Stressor-Analysen ergeben sich aus räumlich und zeitlich nicht vollständig landesweit einheitlichen biologischen und chemischen Monitoringprogrammen. Die Vorgaben der EU-Wasserahmenrichtlinie, deren Umsetzung das NRW-Monitoringprogramm zum Ziel hat, sieht in der Fläche je nach Lage vor Ort eine risikoorientierte individuelle Ausrichtung des Monitorings vor. Zukünftige Sondermessprogramme sollten diesen Aspekt nach Möglichkeit in der Konzeption berücksichtigen. Daneben wäre eine eindeutige Zuordnung der Messstellen aus den verschiedenen Messprogrammen – unter Berücksichtigung wichtiger lokaler Einflussfaktoren, wie beispielsweise Einleitungsstellen von Kläranlagen – wünschenswert.

## 4 Fazit für die wasserwirtschaftliche Praxis

### 4.1 Priorisierung der Stressoren

Die Ergebnisse beider Teilprojekte deuten für die biologischen Qualitätskomponenten MZB, Diatomeen und Fische darauf hin, dass insbesondere die ACP, wie beispielsweise die Belastung mit Nährstoffen, Salzen oder eine thermische Belastung, den stärksten Anteil an der Veränderung der Lebensgemeinschaften ausmachen. Physikalisch-chemischer Stress bleibt damit trotz der bereits verbesserten Abwasserbehandlung in den letzten Jahrzehnten ein wichtiger Faktor für den ökologischen Zustand. Darüber hinaus sind hydrologische Parameter, d.h. Veränderungen des Ausmaßes, des Zeitpunkts und der Häufigkeit von Hoch- und Niedrigwasserereignissen sowie der Abflussvariabilität, für alle drei Organismengruppen von hoher Relevanz. Sie werden allerdings häufig nicht ausreichend in Multi-Stressor-Analysen berücksichtigt.

Die Ergebnisse implizieren, dass Renaturierungsmaßnahmen, die sich vor allem auf den hydromorphologischen Zustand konzentrieren, den ökologischen Zustand möglicherweise nicht wie erwartet verbessern, solange nicht weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität folgen (vgl. PALMER et al., 2010; SUNDERMANN et al., 2013; BRETTSCHEIDER et al., 2023). Viele Gewässer in den betrachteten Datensätzen sind von einem hohen Anteil urbaner Flächen und einem hohen Abwasseranteil geprägt. Diese stehen in Zusammenhang mit dem Eintrag von u.a. Nährstoffen, Salzen und Arzneimitteln und starken Veränderungen des Abflussesgeschehens. Aber auch in landwirtschaftlich geprägten Gebieten stellen Einträge von Nährstoffen, Salzen und Pflanzenschutzmittel eine Belastung dar. Maßnahmen sollten neben der Verbesserung der Gewässerstruktur daher vor allem auch die Verbesserung der Wasserqualität priorisieren. Insbesondere die Belastung mit Pflanzenschutzmittel kann dabei regional und saisonal stark variieren. Konzentrationsspitzen treten häufig nach Regenereignissen auf, aber auch langanhaltende Niedrigwasserbedingungen können die Wasserqualität (z.B. durch niedrigere Verdünnungseffekte) beeinflussen. Die Auswirkungen von Regenereignissen oder langanhaltendem Niedrigwasser sollten in Zukunft umfassender untersucht werden.

Für die Spurenstoffe wurden insbesondere hohe chronische Mischungsrisiken durch Arzneimittel für Fische ermittelt. In den Multi-Stressor-Analysen konnten jedoch nur für die Diatomeen sowie für einzelne Makrozoobenthos-Metrics deutliche Effekte der Spurenstoffe beobachtet werden. Wie in Abschnitt 3.1 ausgeführt können die Effekte in den Datensätzen durch Unsicherheiten in der Erfassung der Spurenstoffe, u.a. die limitierte Auswahl und Anzahl an gemessenen Substanzen sowie die Probenahme anhand von Stichproben, unterschätzt worden sein. Außerdem fehlen insbesondere für die Fische Metrics, die die Belastung mit Spurenstoffen spezifisch erfassen können. Der Einfluss der Spurenstoffe kann anhand der vorliegenden Datensätze daher nicht abschließend bewertet werden.

Die geringeren, im Verhältnis zu den ACP und der Hydrologie eher untergeordneten, Effekte der Gewässerstruktur im erweiterten Datensatz bedeutet zudem nicht, dass die Hydromorphologie keinen Einfluss auf die Lebensgemeinschaften hat oder in der zukünftigen Maßnahmenplanung nicht weiter berücksichtigt werden sollte. In den vorliegenden Datensätzen wurden für den Großteil der Messstellen eine deutlich veränderte Struktur festgestellt. Die statistische Erfassung der Effekte dieser Veränderungen ist ohne eine ausreichende Anzahl an Messstellen mit guter oder sehr guter Struktur nur eingeschränkt möglich. Die Ergebnisse

zeigen jedoch deutlich, dass sowohl die Wasserqualität als auch die Hydrologie wichtige Faktoren für die Lebensgemeinschaften darstellen und daher in der Maßnahmenplanung verstärkt berücksichtigt werden müssen (PALMER et al., 2010; SUNDERMANN et al., 2013; BRETTSCHEIDER et al., 2023).

## 4.2 Erfassung der Veränderung der Lebensgemeinschaften

Die drei biologischen Qualitätskomponenten MZB, Diatomeen und Fische zeigten zum Teil Unterschiede in der Reaktion auf die einzelnen Stressoren. Bei Multi-Stressor-Analysen sollten daher alle drei biologischen Qualitätskomponenten mit einer Kombination verschiedener Metrics berücksichtigt werden. In den Auswertungen zeigten sich Sensitivitäts-Metrics häufiger als besonders geeignet zur Bewertung und Identifikation spezifischer Stressoren oder Stressorgruppen. Dagegen sind Diversitätsmetrics sowie die zur Bewertung des ökologischen Zustands verwendeten integrierenden Metrics für die Multi-Stressor-Analysen weniger hilfreich. Für die Diatomeen und Fische sollten weitere Metrics aus vorhandenen Bewertungssystemen (Omnidia, LECOINTE et al., 1993; EFI+, EFI+ CONSORTIUM, 2009) in die Bewertung aufgenommen oder weitere Stressor-spezifische Metrics abgeleitet werden. Insbesondere die Diatomeen-Metrics zur Sensitivität gegenüber organischer Belastung (IPS) zur Erfassung der Spurenstoff-Effekte und der Anteil rheophiler Arten zur Erfassung hydrologischer Effekte stellen eine gute Ergänzung zu den PHYLIB-Metrics dar. Generell liegen in der aktuellen Bewertung wenige Metrics zur Erfassung der Effekte von Spurenstoffen und der Hydrologie vor, wodurch die Identifizierung dieser Stressoren erschwert werden kann (HERING et al., 2010; BIRK et al., 2012).

## 4.3 Empfehlungen für Monitoringprogramme

Um die Auswirkungen der verschiedenen Stressorengruppen erfassen und priorisieren zu können, sind geeignete Datengrundlagen entscheidend. Im Hinblick auf die ACP sind diese ausreichend, andere Stressoren können dagegen aktuell noch nicht angemessen berücksichtigt werden. Insbesondere bei den Spurenstoffen zeigen sich durch die beschriebenen Limitationen des Spurenstoff-Monitorings (Abschnitt 3.1) deutliche Unsicherheiten. Bei der Bewertung des Risikos insbesondere akuter Effekte bestimmter Spurenstoffe, wie Pestizide, müssen diese Unsicherheiten berücksichtigt werden. Die Informationslücken könnten durch zusätzliche (investigative) Sondermessprogramme, z.B. durch eine höhere Messfrequenz, ereignisgesteuerte Probenahmen oder durch die Entnahme von Mischproben, geschlossen werden. Diese Monitoringprogramme bedeuten jedoch einen deutlich erhöhten Arbeits- und Finanzaufwand und können nicht flächendeckend umgesetzt werden, bieten sich aber insbesondere in ausgewählten Gewässern, z.B. für gezielte Untersuchungen vor der Umsetzung konkreter Maßnahmen oder bei umfangreichen Erfolgskontrollen von Maßnahmen, an. Hydrologische Veränderungen, d.h. Veränderungen in dem Ausmaß, dem Zeitpunkt und der Häufigkeit von Hoch- und Niedrigwasserereignissen, sollten über Pegeldata oder Abflussmodelle anhand von zusätzlichen Indikatoren (z.B. IHA) berücksichtigt werden. Die zeitliche Dynamik des Abflusses im Gewässer kann nicht allein anhand von punktuellen Messungen während Felduntersuchungen oder durch die Berücksichtigung indirekter Effekte anhand von Strukturkartierung erfasst werden. Daneben sind Niederschlagswassereinleitungen aus Trenntwässerungssystemen sowie Mischwasserentlastungen aus Mischentwässerungssystemen für das

Abflussgeschehen aber auch für die Wasserqualität relevant und sollten als wichtige Einflussfaktoren erfasst und in der Maßnahmenplanung berücksichtigt werden

Zur Verwendung der WRRL-Monitoringdaten für Multi-Stressor-Analysen müssen möglichst vollständige Datensätze vorliegen. Schwierigkeiten bei der Verwendung der NRW-Monitoringdaten ergeben sich aus räumlich und zeitlich nicht vollständig landesweit einheitlichen biologischen und chemischen Monitoringprogrammen, da diese der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie dienen, welche eine entsprechende Ausrichtung des Monitorings nicht vorsieht. Zukünftige Sondermessprogramme sollten diesen Aspekt nach Möglichkeit berücksichtigen, um Daten auch für weitergreifende Auswertungen nutzen zu können. Eine klare Zuordnung der Messstellen aus verschiedenen Messprogrammen unter Berücksichtigung wichtiger lokaler Einflussfaktoren würde die Zusammenstellung von Multi-Stressor-Datensätzen und anderen übergreifenden Auswertungen zudem erleichtern (s. Abschnitt 3.4).

#### **4.4 Relevanz und Anwendbarkeit von Multi-Stressor-Analysen in der Praxis**

Defizite, die sich in der Bewertung des ökologischen Zustands zeigen, müssen in Hinblick auf die zugrundeliegenden Ursachen analysiert werden. Fehlende Ursache-Wirkung-Beziehungen und fehlende Verknüpfungen des ökologischen Zustands mit den Belastungen durch die verschiedenen Stressoren zum einen und der Maßnahmenplanung zum anderen werden noch immer als größte Mängel der WRRL genannt (CARVALHO et al., 2019; POIKANE et al., 2020). Nur auf der Grundlage dieser Analysen können geeignete Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands entwickelt werden.

Für diese Auswertungen stehen aufgrund der WRRL-Monitoringprogramme und ergänzender Untersuchungen umfangreiche Daten zur Verfügung. Ebenso sind verschiedene statistische Verfahren zur Auswertung multipler Stressoren vorhanden, die über Programme wie R und frei verfügbare R Pakete relativ einfach anzuwenden sind. Weitere Pakete, z.B. zur Berechnung der IHA für die hydrologische Belastung, sind ebenfalls frei verfügbar. Multi-Stressor-Analysen sind allerdings zeitintensiv und benötigen relativ große Datensätze, die nicht immer für alle Gewässer(abschnitte) verfügbar sind. In der Praxis bieten sich diese Analysen daher, analog zu dieser Studie, v.a. für die Ableitung genereller, gewässerübergreifender Stressorzusammenhänge. Diese Informationen können für die Ableitung von generellen Ursache-Wirkung-Beziehungen als Grundlage für die Entwicklung geeigneter Maßnahmenprogramme hilfreich sein. Daneben können bei ausreichender Datengrundlage spezifische Fragestellungen, wie die Effekte punktueller Einleitungen und andere ausgewählte Belastungseffekte, betrachtet werden. Auch bei Erfolgskontrollen von Maßnahmen können Multi-Stressor-Analysen helfen, verbleibende Stressoren zu identifizieren, die der gewünschten ökologischen Verbesserung noch entgegenwirken. Bei kleinen Datensätzen (< 100 Messstellen) können dafür einfachere Verfahren, z.B. Korrelationen und Ordinationsverfahren wie die PCA und RDA, unter Berücksichtigung einer limitierten Auswahl von Stressoren als ergänzende Informationsquelle für die Maßnahmenplanung genutzt werden.

## 5 Abkürzungsverzeichnis

ACP	Allgemeine chemisch-physikalische Parameter
ANOVA	Analysis of Variance, Varianzanalyse
AZM	Arzneimittel
BQE	Biological Quality Element, Biologische Qualitätskomponente
BW -	Beurteilungswert
CA	Concentration Addition, Konzentrationsaddition
CCA	Canonical Correspondence Analysis, Kanonische Korrespondenzanalyse
EC <sub>x</sub>	Effektkonzentration bei einem Anteil von x Prozent der Organismen
HLOQ	Half of the Limit of Quantification, Halbe Bestimmungsgrenze
HQ	Habitatqualität
IHA	Indicators of Hydrological Alteration, Indikatoren für hydrologische Veränderungen
KA	Kläranlage
KumAbw	kumulativen Abwasseranteil kommunaler Kläranlagen
LOQ	Limit of Quantification, Bestimmungsgrenze
MZB	Makrozoobenthos
NMDS	Non-metric Multidimensional Scaling, nicht-metrische multidimensionale Skalierung
NOEC	No Observed Effect Concentration; Konzentration, bei der kein Effekt beobachtet wurde
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCA	Principal Component Analysis, Hauptkomponentenanalyse
PC	Principal Components, Hauptkomponenten der PCA
RDA	Redundanzanalyse
ROS	Regression on Order Statistics, Regressionsmethode zur Erfassung von Non-Detects
RQ <sub>mix</sub>	Risikoquotient der Spurenstoffmischungen
SF	Sicherheitsfaktor
TU	Toxic Unit
UQN	Umweltqualitätsnorm
VIF	Variance Inflation Factors, Varianz-Inflationsfaktoren
WQ	Wasserqualität
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

## 6 Literaturverzeichnis

- ALRIC, B., DÉZERALD, O., MEYER, A., BILLOIR, E., COULAUD, R. & LARRAS, F. et al. (2021) How diatom-, invertebrate- and fish-based diagnostic tools can support the ecological assessment of rivers in a multi-pressure context: Temporal trends over the past two decades in France. *The Science of the Total Environment*, 762, 143915. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143915>.
- BACKHAUS, T. & FAUST, M. (2012) Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. *Environmental Science & Technology*, 46(5), 2564–2573. <https://doi.org/10.1021/es2034125>.
- BIRK, S., BONNE, W., BORJA, Á., BRUCET, S., COURRAT, A. & POIKANE, S. et al. (2012) Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>.
- BIRK, S., CHAPMAN, D., CARVALHO, L., SPEARS, B., ARGILLIER, C. & AUER, S. et al. (2020) Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>.
- BMUV/UBA (2022) *Die Wasserrahmenrichtlinie - Gewässer in Deutschland 2021: Fortschritte und Herausforderungen*, Bonn, Dessau.
- BOEDEKER, W., DRESCHER, K., ALTENBURGER, R., FAUST, M. & GRIMME, L.H. (1993) Combined effects of toxicants: the need and soundness of assessment approaches in ecotoxicology. *The Science of the total environment*, 134, 931–939.
- BREIMAN, L. (2001) Random Forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>.
- BRETTSCHEIDER, D.J., SPRING, T., BLUMER, M., WELGE, L., DOMBROWSKI, A. & SCHULTE-OEHLMANN, U. et al. (2023) Much effort, little success: causes for the low ecological efficacy of restoration measures in German surface waters. *Environmental Sciences Europe*, 35(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00736-1>.
- CARVALHO, L., B. MACKAY, E., CARDOSO, A.C., BAATTRUP-PEDERSEN, A., BIRK, S. & BLACKSTOCK, K. et al. (2019) Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of The Total Environment*, 658. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.255>.
- CASTRO-CATALÀ, N. de, DOLÉDEC, S., KALOGIANNI, E., SKOULIKIDIS, N.T., PAUNOVIC, M. & VASILJEVIĆ, B. et al. (2020) Unravelling the effects of multiple stressors on diatom and macroinvertebrate communities in European river basins using structural and functional approaches. *Science of The Total Environment*, 742, 140543. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140543>.
- CEDERGREEN, N. (2014) Quantifying synergy: a systematic review of mixture toxicity studies within environmental toxicology. *PLoS One*, 9(5), e96580. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096580>.
- COHEN, J. (1988) *Statistical power analysis*.



- DAHM, V., HERING, D., NEMITZ, D., WOLFRAM, G., SCHMIDT-KLOIBER, A. & LEITNER, P. et al. (2013) Effects of Physico-Chemistry, Land Use and Hydromorphology on Three Riverine Organism Groups: A Comparative Analysis with Monitoring Data from Germany and Austria. *Hydrobiologia*, 704, 389–415. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1431-3>.
- DUDGEON, D., ARTHINGTON, A.H., GESSNER, M.O., KAWABATA, Z.-I., KNOWLER, D.J. & LÉVÊQUE, C. et al. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/s1464793105006950>.
- EEA (2018) *European waters - Assessment of status and pressures 2018*. Publications Office of the European Union: Luxembourg.
- EEA (2019) *The European environment - state and outlook 2020*, Luxembourg. <https://doi.org/10.2800/96749>.
- EFI+ Consortium (2009) *Manual for the application of the new European Fish Index - EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive*.
- ENNS, D., CUNZE, S., BAKER, N.J., OEHLMANN, J. & JOURDAN, J. (2023) Flushing away the future: The effects of wastewater treatment plants on aquatic invertebrates. *Water Research*, 120388. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120388>.
- European Commission (2017) *Technical guidance for deriving environmental quality standards*, Brussels. <https://doi.org/10.2875/018826>.
- FAUST, M., ALTENBURGER, R., BACKHAUS, T., BLANCK, H., BOEDEKER, W. & GRAMATICA, P. et al. (2003) Joint algal toxicity of 16 dissimilarly acting chemicals is predictable by the concept of independent action. *Aquat. Toxicol.*, 63(1), 43–63. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(02\)00133-9](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(02)00133-9).
- FELD, C.K., SEGURADO, P. & GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, T. (2016) Analysing the impact of multiple stressors in aquatic biomonitoring data: A 'cookbook' with applications in R. *Science of The Total Environment*, 573. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.243>.
- GELLERT, G., POTTGIESSER, T. & EULER, T. (2014) Assessment of the structural quality of streams in Germany--basic description and current status. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(6), 3365–3378. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3623-y>.
- GIESWEIN, A., HERING, D. & FELD, C.K. (2017) Additive effects prevail: The response of biota to multiple stressors in an intensively monitored watershed. *The Science of the Total Environment*, 593-594, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.116>.
- GINEBREDÁ, A., KUZMANOVIĆ, M., GUASCH, H., ALDA, M.L. de, LÓPEZ-DOVAL, J.C. & MUÑOZ, I. et al. (2014) Assessment of multi-chemical pollution in aquatic ecosystems using toxic units: compound prioritization, mixture characterization and relationships with biological descriptors. *The Science of the Total Environment*, 468-469, 715–723. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.086>.
- GUSTAVSSON, M.B., HELLOHF, A. & BACKHAUS, T. (2017) Evaluating the environmental hazard of industrial chemicals from data collected during the REACH registration process.

- Science of The Total Environment*, 586, 658–665. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.039>.
- HAASE, P., BOWLER, D.E., BAKER, N.J., BONADA, N., DOMISCH, S. & GARCIA MARQUEZ, J.R. et al. (2023) The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt. *Nature*, 620(7974), 582–588. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06400-1>.
- HALBACH, K., MÖDER, M., SCHRADER, S., LIEBMANN, L., SCHÄFER, R.B. & SCHNEEWEISS, A. et al. (2021) Small streams-large concentrations? Pesticide monitoring in small agricultural streams in Germany during dry weather and rainfall. *Water Research*, 203, 117535. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117535>.
- HELSEL, D.R. (2005) More Than Obvious: Better Methods for Interpreting Nondetect Data. *Environmental science & technology*, 39(20), 419A-423A. <https://doi.org/10.1021/es053368a>.
- HERING, D., BORJA, A., CARSTENSEN, J., CARVALHO, L., ELLIOTT, M. & FELD, C.K. et al. (2010) The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. *The Science of the Total Environment*, 408(19), 4007–4019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031>.
- HERING, D., JOHNSON, R.K., KRAMM, S., SCHMUTZ, S., SZOSZKIEWICZ, K. & VERDONSCHOT, P. (2006) Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater biology*, 51(9), 1757–1785. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01610.x>.
- HERRERO, A., GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C., VIGIAK, O., LUTZ, S., KUMAR, R. & GAMPE, D. et al. (2018) Multiple stressor effects on biological quality elements in the Ebro River: Present diagnosis and predicted responses. *The Science of the Total Environment*, 630, 1608–1618. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.032>.
- HEß, S., HOF, D., OETKEN, M. & SUNDERMANN, A. (2023) Effects of multiple stressors on benthic invertebrates using Water Framework Directive monitoring data. *The Science of the Total Environment*, 878, 162952. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162952>.
- JUNGHANS, M., BACKHAUS, T., FAUST, M., SCHOLZE, M. & GRIMME, L.H. (2006) Application and validation of approaches for the predictive hazard assessment of realistic pesticide mixtures. *Aquat. Toxicol.*, 76(2), 93–110.
- KNUDBY, A., BRENNING, A. & LEDREW, E. (2010) New approaches to modelling fish–habitat relationships. *Ecological Modelling*, 221(3), 503–511. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.11.008>.
- LANUV (2012) *Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen - Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer: LANUV-Arbeitsblatt 18*, Recklinghausen.
- LANUV (2020) *Bewertung der Mischungstoxizität in Oberflächengewässern - Ergebnisse für die Beispielgewässer Erft und Wupper: LANUV-Fachbericht 104*, Recklinghausen.

- LAWA (2016) *Rahmenkonzeption Monitoring Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen: Arbeitspapier III: Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten*. [https://www.gewaesser-bewertung.de/media/rakon\\_iii\\_16.03.16.pdf](https://www.gewaesser-bewertung.de/media/rakon_iii_16.03.16.pdf) [Accessed 12 September 2023].
- LAWA (2019) *Rahmenkonzeption Monitoring Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen: Arbeitspapier IV.1: Untersuchungsverfahren für chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten*. [https://www.gewaesser-bewertung.de/media/rakon-b-arbeitspapier-iv-1\\_stand\\_20190506.pdf](https://www.gewaesser-bewertung.de/media/rakon-b-arbeitspapier-iv-1_stand_20190506.pdf) [Accessed 12 September 2023].
- LECOINTE, C., COSTE, M. & PRYGIEL, J. (1993) "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269(1), 509–513. <https://doi.org/10.1007/BF00028048>.
- LEMM, J.U., VENOHR, M., GLOBEVNIK, L., STEFANIDIS, K., PANAGOPOULOS, Y. & VAN GILS, J. et al. (2021) Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Global change biology*, (27), 1962–1975. <https://doi.org/10.1111/gcb.15504>.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2008) *Multivariate Statistik in der Ökologie: Eine Einführung*. Springer: Berlin, Heidelberg.
- LIESS, M., LIEBMANN, L., VORMEIER, P., WEISNER, O., ALTENBURGER, R. & BORCHARDT, D. et al. (2021) Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research*, 201, 117262. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262>.
- MALAJ, E., VON DER OHE, P.C., GROTE, M., KÜHNE, R., MONDY, C.P. & USSEGLIO-POLATERA, P. et al. (2014) Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(26), 9549–9554. <https://doi.org/10.1073/pnas.1321082111>.
- MARKERT, N., GUHL, B. & FELD, C.K. (2022) The hierarchy of multiple stressors' effects on benthic invertebrates: a case study from the rivers Erft and Niers, Germany. *Environmental Sciences Europe*, 34(1), 100. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00679-z>.
- MARKERT, N., GUHL, B. & FELD, C.K. (2024) Water quality deterioration remains a major stressor for macroinvertebrate, diatom and fish communities in German rivers. *The Science of the total environment*, (907), 167994. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167994>.
- MARKERT, N., RHIEM, S., TRIMBORN, M. & GUHL, B. (2020) Mixture toxicity in the Erft River: assessment of ecological risks and toxicity drivers. *Environmental Sciences Europe*, 32(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00326-5>.
- MARZIN, A., ARCHAIMBAULT, V., BELLiard, J., CHAUVIN, C., DELMAS, F. & PONT, D. (2012) Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures? *Ecological Indicators*, 23, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.010>.

- MEIßNER, T., SURES, B. & FELD, C.K. (2019) Multiple stressors and the role of hydrology on benthic invertebrates in mountainous streams. *Science of The Total Environment*, 663, 841–851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.288>.
- MIGNIEN, L. & STOLL, S. (2023) Effects of high and low flows on abundances of fish species in Central European headwater streams: The role of ecological species traits. *The Science of the Total Environment*, 163944. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163944>.
- MILLS, J. & BLODGETT, D. (2017) *EflowStats: Hydrologic indicator and alteration stats*.
- MUNV (2020) *Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen*, 19th edition, Düsseldorf.
- NÖGES, P., ARGILLIER, C., BORJA, Á., GARMENDIA, J.M., HANGANU, J. & KODEŠ, V. et al. (2016) Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress in freshwater, marine and ground waters. *Science of The Total Environment*, 540, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.045>.
- OLDEN, J. & POFF, N. (2003) Redundancy and the Choice of Hydrologic Indices for Characterizing Stream Flow Regimes. *River Research and Applications*, 19, 101–121. <https://doi.org/10.1002/rra.700>.
- ORMEROD, S.J., DOBSON, M., HILDREW, A.G. & TOWNSEND, C.R. (2010) Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater biology*, 55(Suppl. 1), 1–4. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02395.x>.
- PALMER, M.A., MENNINGER, H.L. & BERNHARDT, E.S. (2010) River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55, 205–222. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x>.
- POFF, N.L. (1997) Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(2), 391–409. <https://doi.org/10.2307/1468026>.
- POIKANE, S., SALAS HERRERO, F., KELLY, M.G., BORJA, Á., BIRK, S. & VAN DE BUND, W. (2020) European aquatic ecological assessment methods: A critical review of their sensitivity to key pressures. *Science of The Total Environment*, 740, 140075. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140075>.
- POSTHUMA, L., ZIJP, M.C., DE ZWART, D., VAN DE MEENT, D., GLOBEVNIK, L. & KOPRIVSEK, M. et al. (2020) Chemical pollution imposes limitations to the ecological status of European surface waters. *Scientific reports*, 10(1), 14825. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71537-2>.
- REID, A.J., CARLSON, A.K., CREED, I.F., ELIASON, E.J., GELL, P.A. & JOHNSON, P.T.J. et al. (2019) Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>.
- RICHTER, B.D., BAUMGARTNER, J.V., POWELL, J. & BRAUN, D.P. (1996) A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation biology*, 10(4), 1163–1174.

- SHOARI, N. & DUBÉ, J.-S. (2018) Toward improved analysis of concentration data: Embracing nondetects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(3), 643–656. <https://doi.org/10.1002/etc.4046>.
- SILVA, E., RAJAPAKSE, N. & KORTENKAMP, A. (2002) Something from "Nothing"- Eight Weak Estrogenic Chemicals Combined at Concentrations below NOECs Produce Significant Mixture Effects. *Environmental science & technology*, (36), 1751–1756. <https://doi.org/10.1021/es0101227>.
- SPEARS, B.M., CHAPMAN, D.S., CARVALHO, L., FELD, C.K., GESSNER, M.O. & PIGGOTT, J.J. et al. (2021) Making waves. Bridging theory and practice towards multiple stressor management in freshwater ecosystems. *Water Research*, 196, 116981. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116981>.
- SUNDERMANN, A., GERHARDT, M., KAPPES, H. & HAASE, P. (2013) Stressor prioritisation in riverine ecosystems: Which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics? *Ecological Indicators*, 27, 83–96. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.003>.
- TOWNSEND, C.R., UHLMANN, S. & MATTHAEI, C.D. (2008) Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1810–1819. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01548.x>.
- VALERIO, C., STEFANO, L. de, MARTÍNEZ-MUÑOZ, G. & GARRIDO, A. (2021) A machine learning model to assess the ecosystem response to water policy measures in the Tagus River Basin (Spain). *Science of The Total Environment*, 750, 141252. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141252>.
- VILLENEUVE, B., SOUCHON, Y., USSEGLIO-POLATERA, P., FERRÉOL, M. & VALETTE, L. (2015) Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use. *Ecological Indicators*, 48, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.016>.
- VISSER, H., EVERS, N., BONTSEMA, A., ROST, J., NIET, A. de & VETHMAN, P. et al. (2022) What drives the ecological quality of surface waters? A review of 11 predictive modeling tools. *Water Research*, 208, 117851. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117851>.
- WAITE, I.R., VAN METRE, P.C., MORAN, P.W., KONRAD, C.P., NOWELL, L.H. & MEADOR, M.R. et al. (2021) Multiple in-stream stressors degrade biological assemblages in five U.S. regions. *The Science of the Total Environment*, 800, 149350. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149350>.
- WEISNER, O., ARLE, J., LIEBMANN, L., LINK, M., SCHÄFER, R.B. & SCHNEEWEISS, A. et al. (2022) Three reasons why the Water Framework Directive (WFD) fails to identify pesticide risks. *Water Research*, 208, 117848. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117848>.
- WORISCHKA, S., SCHÖLL, F., WINKELMANN, C. & PETZOLDT, T. (2023) Twenty-eight years of ecosystem recovery and destabilisation: Impacts of biological invasions and climate change on a temperate river. *The Science of the Total Environment*, 875, 162678. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162678>.

## 7 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Betrachtete biologische Qualitätskomponenten: MZB (links), benthische Diatomeen (Mitte) und Fische (rechts). Quellen: Enß, J.; LUA NRW; Stemmer, B.....	12
Abbildung 2:	Testorganismen ökotoxikologischer Tests: Grünalge ( <i>Pediastrum sp.</i> ), der große Wasserfloh ( <i>Daphnia magna</i> ) und Embryonen des Zebraärbblings ( <i>Danio rerio</i> ). Quelle: LANUV.....	15
Abbildung 3:	Einleitung von Sumpfungswasser (links) und Kläranlagenabwasser (rechts) in die Erft. Quelle: Erftverband. ....	17
Abbildung 4:	Lage der MZB-Messstellen in den Einzugsgebieten der Erft und Niers. Die Hintergrundfarbe stellt das Höhenprofil (Tiefland in grün, Mittelgebirge in braun) dar (©dl-zero-de/2.0; Karte wurde modifiziert von MARKERT et al. 2022).....	18
Abbildung 5:	Lage der MZB-, Diatomeen- und Fisch-Messstellen des erweiterten Datensatzes. Die Hintergrundfarbe stellt das Höhenprofil (Tiefland in grün, Mittelgebirge in braun) dar (©dl-zero-de/2.0; modifiziert von MARKERT et al. 2023). ....	20
Abbildung 6:	Mittlere prozentuale Abweichung der Jahresmittelwerte der ergänzten, links-zensierten Datensätze („Non-Detects“) von dem tatsächlich gemessenen Jahresmittelwert für die Phosphat-Konzentration (TP). Non-Detects wurden durch die fünf Methoden, die Ersatz durch Null, durch die halbe Bestimmungsgrenze (HLOQ) oder die Bestimmungsgrenze (LOQ) bzw. durch statistische Verfahren (Kaplan-Meier, KM; Regression on Order Statistics, ROS) ergänzt.....	23
Abbildung 7:	Boxplot der berechneten Mischungstoxizität ( $RQ_{mix}$ ) für die Substanzgruppen Arzneimittel, Pestizide und Industriechemikalien und die Organismengruppen Makrozoobenthos, Diatomeen und Fische. Potentielle Mischungsrisiken werden ab einem Wert > 1 wahrscheinlich. ....	24
Abbildung 8:	Hauptkomponentenanalyse (Principal-Component-Analysis, PCA) der Stressorvariablen in dem Erft-Niers-Datensatz. Die Punkte stellen die Messstellen mit ihrer jeweiligen Ökologischen Zustandsklasse (ÖZK) dar. Abkürzungen der Stressorvariablen sind in Tabelle 2 beschrieben. Die Abbildung wurde modifiziert von MARKERT et al. (2022). ....	26
Abbildung 9:	NMDS der MZB-Lebensgemeinschaft im Erft-Niers-Datensatz. Die Ellipsen zeigen Einzugsgebietsunterschiede auf Basis der Artenliste (links) und der ökologischen Metrics (rechts) für das Erft-Einzugsgebiet (dunkel) und das Niers-Einzugsgebiet (hell).....	27
Abbildung 10:	Venn-Diagramm der Variation der MZB-Metrics in dem Erft-Niers-Datensatz. Die Zahlen geben die Anteile der Einzeleffekte der Stressorgruppen an der Varianz der betrachteten Metrics an	

	(bereinigtes $R^2$ ). Werte $< 1$ werden nicht angezeigt. Die Abbildung wurde modifiziert von MARKERT et al. (2022).....	29
Abbildung 11:	Relative Effektanteile der Stressorgruppen in Random Forests für die Metrics des MZB (oben), der Diatomeen (Mitte) und der Fische (unten). Die Farben der Balken geben den Anteil der ACP (physikalische Parameter, Salze und Nährstoffe, grün), Spurenstoffe (rot) und Hydrologie bzw. Gewässerstruktur (blau) an. Der Erklärungsanteil der jeweiligen Modelle ist in Prozent dargestellt, wobei nur Metrics mit einem Erklärungsanteil $> 15\%$ abgebildet sind. Die Metrics sind nach ihrer Kategorie (Sensitivität (WQ = Wasserqualität, HQ = Habitatqualität), Diversität (D), Funktion (F) bzw. integrierend (I)) geordnet. Die Abbildung wurde modifiziert von MARKERT et al. (2024).....	32
Abbildung 11:	Relative Effektanteile der Stressorvariablen in Random Forests für die Metrics des MZB (oben), der Diatomeen (Mitte) und der Fische (unten). Die Farben der Balken geben den Anteil der ACP (physikalische Parameter, Salze und Nährstoffe, grün), Spurenstoffe (rot) und Hydrologie bzw. Strukturgüte (blau) an.....	32
Abbildung 12:	Korrelationsmatrix der Spearman Korrelation der Landnutzung (intensive Landwirtschaft, urbane Flächen) und des kumulativen Abwasseranteils mit den Fisch-Metrics (oben) und Stressoren (unten). Farbe und Größe der Punkte gibt die Stärke der paarweisen Korrelation an. Die Sterne zeigen das Signifikanz-Niveau des Zusammenhangs (***: $p < 0,001$ , **: $p < 0,01$ , *: $p < 0,05$ ). Abkürzungen der Stressoren siehe Tabelle 4.....	36

## 8 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der in den Analysen berücksichtigten ökologischen Metrics. Detaillierte Darstellungen der in den einzelnen Teildatensätzen verwendeten Metrics befinden sich in Anhang 1 sowie in MARKERT et al. (2022) und in MARKERT et al. (2024).....	13
Tabelle 2:	Übersicht der im Erft-Niers-Datensatz berücksichtigten Stressorvariablen.....	18
Tabelle 3:	Übersicht der im erweiterten Datensatz berücksichtigten Stressorvariablen.....	19
Tabelle 4:	Übersicht der im Teildatensatz berücksichtigten Stressorvariablen.....	21

## 9 Anhangsverzeichnis

Anhang 1:	Übersicht der Metric-Auswahl der Teildatensätze.....	51
Anhang 2:	Übersicht der Spurenstoff-Auswahl der Teildatensätze.....	52



## 10 Anhang

Anhang 1: Übersicht der Metric-Auswahl der Teildatensätze

Teildatensatz	Organismen	Metricgruppe	Metrics	
Erft-Niers-Datensatz	Makrozoobenthos	Integrierend	Ökologische Zustandsklasse, Multimertrischer Index	
		Abundanz/Diversität	Abundance, Richness, Evenness	
		Sensitivität	Faunaindex, Anzahl EPTCBO-Taxa, KLIWA-Index, SPEARpest, Rheoindex	
		Funktion	Anteil der Habitatpräferenzen (Pelal, Psammal, Phytal, POM), Anteil der Ernährungstypen-präferenzen (Zerkleinerer, Weidgänger, Filtrierer, Sammler), Index der biozönotischen Region, Anteil von Neozoen	
Erweiterter Datensatz	Makrozoobenthos	Integrierend	Ökologische Zustandsklasse, Multimertrischer Index	
		Abundanz/Diversität	Richness, Shannon-Wiener-Index	
		Sensitivität	Faunaindex, Saprobienindex, Anteil EPT-Taxa, SPEARpest, KLIWA-Index, Rheoindex	
		Funktion	Anteil der Habitatpräferenzen (Phytal, Lithal), Anteil der Ernährungstypen-präferenzen (Weidgänger), Index der biozönotischen Region	
	Diatomeen	Integrierend	Ökologische Zustandsklasse, Diatomeen-Index	
		Abundanz/Diversität	Shannon-Wiener-Index, Evenness	
		Sensitivität	Trophieindex, Saprobienindex, Halobienindex, Diatomeen-Index (Frankreich, Schweiz), Eutrophication/Pollution Index, Pollution Sensitivity Index, Rheoindex	
	Fische	Abundanz/Diversität	Richness, Shannon-Wiener-Index	
		Sensitivität	Tolerante/Sensitive Arten gegenüber Wasserqualität bzw. Habitatqualität (WQINTOL, WQTOL, HINTOL, HTOL), Rheopar, Limnopar	
		Funktion	Anteil Habitatpräferenzen (Phytal, Lithal)	
	Detaildatensatz	Fische	Integrierend	Ökologische Zustandsklasse, Ecological Quality Ratio (EQR), Qualitätsmerkmale QM1 bis QM6 (Anzahl und Verteilung von Arten- und Gilden, Altersstruktur, Migration, Fischregion, dominante Arten)
			Abundanz/Diversität	Richness, Shannon-Wiener-Index
Sensitivität			Sensitive Arten gegenüber Wasserqualität (WQINTOL, HINTOL)	

**Anhang 2:** Übersicht der Spurenstoff-Auswahl der Teildatensätze.

<b>Teildatensatz</b>	<b>Substanzgruppe</b>	<b>Substanzen</b>
Erft-Niers-Datensatz	Arzneimittel (n = 13)	Atenolol, Bezafibrat, Carbamazepin, Clarithromycin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Erythromycin, Ibuprofen, Metformin, Metoprolol, Naproxen, Sulfamethoxazol, Trimethoprim
	Pestizide (n = 24)	2,4-D, Atrazin, Bentazon, Chloridazon, Chlortoluron, Dimethenamid, Diuron, Ethofumesat, Flufenacet, Imidacloprid, Isoproturon, Linuron, MCPA, Mecoprop, Metamitron, Metazachlor, Metolachlor, Metribuzin, Propiconazol, Prosulfocarb, Quinmerac, Tebuconazol, Terbutylazin, Terbutryn
	Industrie-, Haushalts- und sonstige Chemikalien (n = 5)	Benzotriazol, Bisphenol A, DEET, TCPP, Triclosan
Erweiterter Datensatz	Arzneimittel (n = 14)	Acetaminophen, Azithromycin, Bezafibrat, Carbamazepin, Ciprofloxacin, Clarithromycin, Clindamycin, Diclofenac, Erythromycin, Ibuprofen, Naproxen, Sulfamethoxazol, Venlafaxin, Clofibrinsäure
	Pestizide (n = 30)	Beta-Cyfluthrin, Cypermethrin, Deltamethrin, Etofenprox, Imidacloprid, Irgarol 1051, lambda-Cyhalothrin, Permethrin, 2,4-D, Aclonifen, Azoxystrobin, Chlortoluron, Clothianidin, Diazinon, Dimethenamid, Diuron, Epoxiconazol, Ethofumesat, Flufenacet, Isoproturon, MCPA, Metazachlor, Metolachlor, Metribuzin, Nicosulfuron, Prosulfocarb, Tebuconazol, Terbutryn, Terbutylazin, Thiacloprid
	Industrie-, Haushalts- und sonstige Chemikalien (n = 7)	Benzo(a)pyren, Benzotriazol, Bisphenol A, Estradiol, Fluoranthen, HHCB, Triclosan
Detaildatensatz	Arzneimittel (n = 7)	Bezafibrat, Carbamazepin, Diclofenac, Erythromycin, Ibuprofen, Sulfamethoxazol, Venlafaxin
	Pestizide (n = 13)	2,4-D, Dimethenamid, Diuron, Epoxiconazol, Flufenacet, Imidacloprid, Isoproturon, MCPA, Metolachlor, Nicosulfuron, Tebuconazol, Terbutryn, Terbutylazin

# IMPRESSUM

Herausgeber	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) Leibnizstraße 10, 45659 Recklinghausen Telefon 02361 305-0 E-Mail: <a href="mailto:poststelle@lanuv.nrw.de">poststelle@lanuv.nrw.de</a>
Bearbeitung	Nele Markert, Dr. Barbara Guhl (beide LANUV)  Zur Auswertung wurden Daten des Ruhrverbands, des Erftverbands, des Wupperverbands, des Niersverbands, der Emschergenossenschaft und des Lippeverbands sowie des Bayerischen Landesamts für Umwelt, des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, der Landestalsperrenverwaltung des Freistaats Sachsen und des Landesamts für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein zur Verfügung gestellt.  Das Projekt wurde finanziert vom Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen und in Kooperation mit der Universität Duisburg Essen (Aquatische Ökologie) durchgeführt. PD Dr. Christian K. Feld (Universität Duisburg-Essen) hat das Projekt unterstützt und fachlich begleitet.
Veröffentlichung	Mai 2024
Titelbild	Adobe Stock / nordroden
ISSN	1864-3930 (Print), 2197-7690 (Internet), LANUV-Fachberichte
Informationsdienste	Informationen und Daten aus NRW zu Natur, Umwelt und Verbraucherschutz unter • <a href="http://www.lanuv.nrw.de">www.lanuv.nrw.de</a> Aktuelle Luftqualitätswerte zusätzlich im • WDR-Videotext
Bereitschaftsdienst	Nachrichtenbereitschaftszentrale des LANUV (24-Std.-Dienst) Telefon 0201 714488

---

Landesamt für Natur, Umwelt und  
Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Leibnizstraße 10  
45659 Recklinghausen  
Telefon 02361 305-0  
poststelle@lanuv.nrw.de

[www.lanuv.nrw.de](http://www.lanuv.nrw.de)