

# Der Einfluss anthropogener Landnutzung auf die Wasserqualität in Fließgewässern

## Zwischen Nutzung und Natur

Nele Markert, Christian K. Feld (Essen)

### Zusammenfassung

Anthropogene Veränderungen der Wasserqualität und der Hydromorphologie können erhebliche Auswirkungen auf Fließgewässerökosysteme haben. Zur Verbesserung des ökologischen Zustands müssen diese Veränderungen untersucht und ihre Ursache ermittelt werden. Insbesondere Landnutzungsänderungen können in Abhängigkeit von der Art und Intensität der Nutzung den Gewässerzustand maßgeblich beeinflussen. Anhand von zwei Datensätzen aus Nordrhein-Westfalen wurde der Einfluss urbaner Nutzungen (kommunale Abwassereinleitungen) und landwirtschaftlicher Nutzungen (Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträge) im Einzugsgebiet auf die Wasserqualität, insbesondere Spurenstoffkonzentrationen, von Fließgewässern analysiert. Der Abwasseranteil der untersuchten Fließgewässer war mit erhöhten Arzneimittelkonzentrationen (vor allem Diclofenac, Sulfamethoxazol, Venlafaxin) sowie mit hydrologischen Veränderungen (erhöhte Abflussvariabilität und Hochwasserfrequenz) korreliert. Erhöhte Belastungen der Fließgewässer mit Pestiziden standen im Zusammenhang mit dem Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen. Neben dem Anteil landwirtschaftlicher Flächen als Summenparameter wurden in dieser Studie auch Flächenanteile mit spezifischen Kulturpflanzen betrachtet. Durch diese Differenzierung waren stärkere Zusammenhänge mit der Pestizidbelastung in den Fließgewässern zu erkennen. Die Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung einer detaillierten Untersuchung der Wasserqualität, um das Ausmaß und das ökologische Risiko chemischer Belastungen erkennen zu können. Darüber hinaus können so die spezifischen Quellen dieser Belastungen identifiziert und gezielte Managementmaßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands der Fließgewässer abgeleitet werden.

**Schlagwörter:** Gewässer, multiple Stressoren, Spurenstoffe, Mischungstoxizität, Abwassereinleitungen, Landwirtschaft, Flussgebietsmanagement, Wasserrahmenrichtlinie

DOI: 10.3243/kwe2025.04.003

### Abstract

#### The impact of anthropogenic land use on river ecosystems

#### Balancing use and nature

Anthropogenic changes to water quality and hydromorphological conditions can have significant impacts on riverine ecosystems. These changes need to be analysed and their root causes identified to improve the ecological status of water bodies. Land use changes, in particular, can significantly influence the ecological status of water bodies, depending on the type and intensity of the land use. Drawing on two datasets from North Rhine-Westphalia, Germany, this study analysed how urban (municipal wastewater discharges) and agricultural areas (nutrient and pesticide input) in the catchment impact the water quality, in particular, micropollutant concentrations in surface waters. The proportion of wastewater in these watercourses was correlated with increased concentrations of pharmaceuticals (mainly diclofenac, sulfamethoxazole and venlafaxine) and hydrological alterations (increased flow variability and flood frequency). Elevated pesticide concentrations were related to the total percentage of agricultural areas in the catchment. Along with using the proportion of agricultural area as a proxy, the study also examined the proportion of the area with specific crop types. This differentiation allowed greater correlations with pesticide contamination in watercourses to be identified. The findings underscore the importance of a detailed analysis of water quality to identify the magnitude and ecological risks associated with chemical pollution. Additionally, these analyses can identify specific sources of this pollution and derive targeted management measures to improve the ecological status of riverine ecosystems.

**Keywords:** Water bodies, multiple stressors, micropollutants, mixture toxicity, wastewater discharge, agriculture, river basin management, Water Framework Directive

### Einführung

Anthropogene Einflüsse können Fließgewässer und die mit ihnen verbundene Biodiversität erheblich beeinflussen [1–5]. Als

wichtigste Ursachen dieser biologischen Veränderungen werden Änderungen der Gewässerstruktur und des Abflussregimes,

Stressorgruppe	Stressorvariablen	
ACP	Sauerstoff, Wassertemperatur, Sulfat, Chlorid, Ammonium-N, Gesamtphosphor	
Spurenstoffe	Arzneimittel	Bezafibrat, Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Erythromycin, Ibuprofen, Naproxen, Sulfamethoxazol, Venlafaxin
	Herbizide	2,4-D, Chlortoluron, Dimethenamid, Diuron, Ethofumesat, Flufenacet, Isoproturon, MCPA, Metazachlor, Metolachlor, Metribuzin, Prosulfocarb, Terbutylazin, Terbutryn
	Fungizide	Azoxystrobin, Epoxiconazol, Tebuconazol
	Insektizide	Clothianidin, Imidacloprid, Thiacloprid
Hydrologie	„Indicator of Hydrological Alteration“ [24]: Hochwasser-Frequenz (fh5), Niedrigwasser-Dauer (dl16), Abflussvariabilität (ra5), Zeitpunkt des Niedrigwassers (tl1), Ausmaß des Hochwassers (mh20)	
Morphologie	Hauptparameterbewertung der Strukturgütekartierung NRW [25]: Laufentwicklung (HP1), Längsprofil (HP2), Sohlstruktur (HP3), Querprofil (HP4), Uferstruktur (HP5)	

Tabelle 1: Auswahl der Stressorvariablen für die Analysen des Einflusses des Abwasseranteils im Gewässer (Datensatz 1)

stoffliche Belastungen aus punktuellen und diffusen Quellen sowie die Übernutzung natürlicher Ressourcen genannt [2, 6]. Dabei sind sowohl direkte Eingriffe ins Gewässer, zum Beispiel Veränderungen der Ufer- und Sohlstruktur oder Wasserentnahmen, als auch Landnutzungsänderungen im Einzugsgebiet, wie landwirtschaftliche oder industrielle Nutzung und Urbanisierung, relevant [7–9]. Analysen des Anteils verschiedener Landnutzungsformen im Einzugsgebiet eines Gewässers können wichtige Hinweise auf relevante Stressorvariablen liefern, da sich mit Art und dem Umfang der Landnutzung auch die Intensität spezifischer Stressoren, zum Beispiel erhöhte Nährstoff-, Spurenstoff- oder Sedimenteinträge, ändert [10, 11]. Umfangreiche Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands der Fließgewässerökosysteme, wie die Gewässerrenaturierungen und die Reduzierung stofflicher Belastungen, haben in der Vergangenheit bereits erste Erfolge gezeigt, was an einer Verringerung der Intensität einzelner anthropogener Stressoren sowie einer partiellen Erholung der Biodiversität zu erkennen ist [12–14]. Dieser Trend scheint für verschiedene Biodiversitäts-Metrics in den letzten Jahrzehnten jedoch deutlich zu stagnieren oder sogar wieder umzukehren [12, 15, 16]. Das Ziel eines guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurde bis 2021 nur für etwa 9 % der Oberflächengewässer in Deutschland erreicht [17]. Zur Zielerreichung der WRRL ist es daher weiterhin erforderlich, die negativen Auswirkungen multipler Stressoren zu minimieren und gezielte Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands umzusetzen. Dazu müssen die Stressoren, die maßgeblich zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustands beitragen, sowie deren Quellen identifiziert werden

[18]. Im Rahmen dieser Studie wurden daher die Einflüsse anthropogener Landnutzungen (intensive und extensive Landwirtschaft, Wald und urbane Flächen) im Einzugsgebiet von Fließgewässern sowie der Anteil des Abwassers kommunaler Kläranlagen am Gewässerabfluss auf ausgewählte Stressorvariablen im Gewässer untersucht. Im Fokus lagen dabei insbesondere Spurenstoffe, wie Arzneimittel, Pestizide und Industrie- und Haushaltschemikalien, die in bisherigen Multi-Stressor-Studien häufig noch unterrepräsentiert blieben. Die Analysen liefern wichtige Informationen über die Zusammenhänge zwischen Landnutzung und Stressoren als Grundlage für die Entwicklung geeigneter Managementmaßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands.

## Methoden

Der Einfluss der Landnutzung auf die Stressoren wurde anhand von zwei Datensätzen des WRRL-Monitorings in Nordrhein-Westfalen analysiert. Der Begriff „Stressor“ bezieht sich hierbei auf Umweltvariablen, deren Intensität den natürlichen Variationsbereich infolge anthropogener Aktivitäten (Landnutzung, Abwassereintrag urbaner Gebiete) überschreitet und sich negativ auf einzelne Arten bis hin zu gesamten Ökosystemen auswirkt [19].

Im ersten Datensatz (94 Messstellen) wurden die Auswirkungen des Abwassers kommunaler Kläranlagen auf Basis von Modellierungen des kumulativen Abwasseranteils am mittleren Gewässerabfluss auf die Intensität verschiedener Stressorvariablen bewertet. Der Abwasseranteil an einer Messstelle beschreibt näherungsweise den Anteil der Abwassermenge aus

Stressorgruppe	Stressorvariable	
Spurenstoffe	Industrie- und Haushaltschemikalien	Benzo[a]pyren, Benzotriazol, Bisphenol A, Fluoranthen, Galaxolide (HHCB), Triclosan
	Arzneimittel	Azithromycin, Bezafibrat, Carbamazepin, Ciprofloxacin, Clarithromycin, Clindamycin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Erythromycin, Ibuprofen, Naproxen, Paracetamol, Sulfamethoxazol, Venlafaxin
	Herbizide	2,4-D, Aclonifen, Chlortoluron, Dimethenamid, Diuron, Ethofumesat, Flufenacet, Isoproturon, MCPA, Metazachlor, Metolachlor, Nicosulfuron, Terbutylazin, Terbutryn
	Fungizide	Azoxystrobin, Tebuconazol
	Insektizide	Clothianidin, Imidacloprid, Thiacloprid

Tabelle 2: Auswahl der Spurenstoffe für die Analysen des Einflusses der Landnutzung im Einzugsgebiet (Datensatz 2)

kommunalen Kläranlagen bezogen auf den Median des Abflusses ( $Q_{183}$ ), falls keine repräsentativen Pegeldata verfügbar waren, hilfsweise auf den mittleren Abfluss (0,5 MQ), in dem Gewässerabschnitt. Dabei wird der Abwasseranteil einer Kläranlage an der Einleitstelle im Gewässer einschließlich der Abwasseranteile aller oberhalb liegenden einleitenden Kläranlagen zur Bewertung kumulativer Effekte einbezogen [20]. Es wurden vier Stressorgruppen unterschieden: i) sechs allgemeine chemisch-physikalische Parameter (ACP), ii) 29 Spurenstoffe, iii) fünf hydrologische und iv) fünf morphologische Parameter (Tabelle 1). Die Auswahl der Spurenstoffe erfolgte auf Grundlage bisheriger Studien zu Vorkommen und ökotoxikologischer Relevanz für Fließgewässer (zum Beispiel [21–23]).

Im zweiten Datensatz (109 Messstellen) wurde der Einfluss verschiedener Landnutzungsformen im Einzugsgebiet auf die Konzentration relevanter Spurenstoffe untersucht. Neben den Kategorien Wald, urbane Flächen, Grünland und Ackerland wurden beim Ackerland 22 spezifische Kulturpflanzen (unter anderem verschiedene Getreidearten, Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben) betrachtet. Die Landnutzungsdaten stammen aus Modellierungen auf Basis von Satellitendaten [26, 27]. Der Fokus der Analysen lag hier auf den Zusammenhängen zwischen der Landnutzung und der Spurenstoffbelastung im Gewässer. Diese wurde anhand der gemessenen Konzentrationen für 39 ausgewählte Spurenstoffe (Tabelle 2) bewertet.

Zur Berücksichtigung der ökotoxikologischen Relevanz der Spurenstoffe wurden *Toxic Units* als Quotient der gemessenen Umweltkonzentration und der ökotoxikologischen Effektkonzentration ( $EC_{10}$  bzw. *no observed effect concentration*, NOEC) für chronische Effekte für die Organismengruppe der Fische berechnet. Durch die Bildung dieses Quotienten wird die Konzentration jeder Substanz auf ihre jeweilige Toxizität skaliert. Die Zusammenhänge zwischen dem Abwasseranteil im Gewässer bzw. der Landnutzung im Einzugsgebiet und den einzelnen Stressoren wurden jeweils mittels linearer gemischter Modelle (*Linear Mixed Models*, LMM) mit Bootstrapping ( $n = 1000$ ) analysiert und als Effektstärken (pseudo- $R^2$ ) dargestellt. Die Effektstärke wird nachfolgend vereinfacht mit  $R^2$  benannt und zusätzlich mit einem Vorzeichen versehen, um die Richtung der Zusammenhänge zu verdeutlichen. Details zum Monitoringprogramm, der Zusammenstellung der Datensätze und den statistischen Analysen wurden in zwei früheren Publikationen beschrieben [28, 29].

## Ergebnisse und Diskussion

### Einfluss des Abwasseranteils im Gewässer

Der Einfluss des kumulativen Abwasseranteils kommunaler Kläranlagen am mittleren Abfluss der Gewässer variierte deutlich zwischen den betrachteten Stressorgruppen (Abbildung 1). Die Wasserqualität (ACP und Spurenstoffe) zeigte einen stärkeren Zusammenhang mit dem Abwasseranteil als die hydromorphologischen Parameter. Die höchsten Effektstärken wurden dabei für Arzneimittel beobachtet ( $R^2 = 0,34$ ), insbesondere für das Antibiotikum Sulfamethoxazol ( $R^2 = 0,54$ ), das Antidepressivum Venlafaxin ( $R^2 = 0,51$ ) und das Schmerzmittel Diclofenac ( $R^2 = 0,50$ ). Diese positiven Zusammenhänge deuten darauf hin, dass kommunale Abwässer eine Punktquelle für Arzneimitteleinträge in Fließgewässer darstellen. Für die Substanzen Diclofenac, Sulfamethoxazol, Venlafaxin und Ibu-

profen wurden jeweils die höchsten ökotoxikologischen Risiken für Fischgemeinschaften ermittelt (berechnet als *Toxic Units*). Auch in früheren Studien wurden diese Arzneimittel bereits häufig in hohen, ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen in abwasserbeeinflussten Gewässern nachgewiesen [30–32].

Für Pestizide wurden insgesamt zwar geringere Effektstärken ( $R^2 = 0,17$ ) berechnet, für einzelne Pestizide war jedoch ein deutlicher Zusammenhang mit dem Abwasseranteil erkennbar.

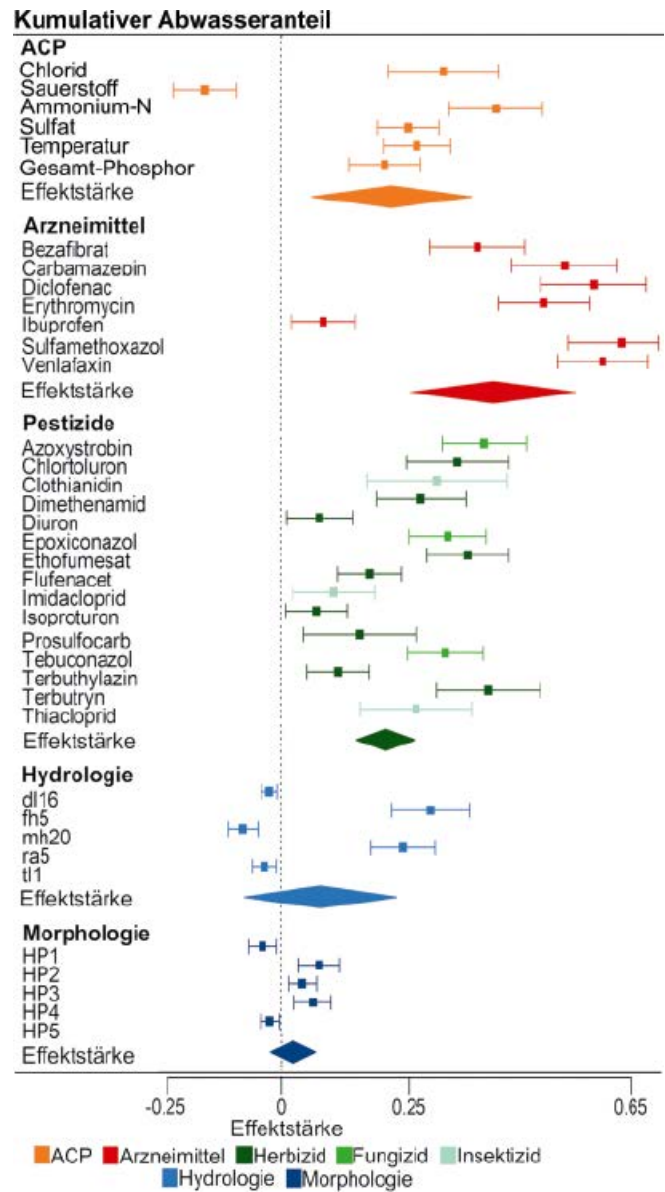


Abb. 1: Zusammenhang zwischen dem kumulativen Abwasseranteil und den Stressoren. Die Effektstärke ( $R^2$ ) wurden aus LMM mit Bootstrapping ( $n = 1000$ ) abgeleitet. Verändert nach Markert et al. 2024 [28]. Für eine bessere Lesbarkeit wurde die Anzahl an Stoffen im Plot reduziert (nicht dargestellt: Clofibrinsäure, Naproxen, 2,4-D, MCPA, Metazachlor, Metolachlor, Metribuzin). Stressor-Abkürzungen (Tabelle 1): Niedrigwasser-Dauer (dl16), Hochwasser-Frequenz (fh5), Ausmaß des Hochwassers (mh20), Abflussvariabilität (ra5), Zeitpunkt des Niedrigwassers (tl1), Laufentwicklung (HP1), Längsprofil (HP2), Sohlstruktur (HP3), Querprofil (HP4), Uferstruktur (HP5).



Die höchste Effektstärke zeigte das Biozid Terbutryn ( $R^2 = 0,33$ ), das zum Beispiel zur Verhinderung von Algenbewuchs in Fassadenfarben eingesetzt wird und über Niederschlagsabflüsse in Oberflächengewässer gelangt [33]. Darüber hinaus standen verschiedene Pflanzenschutzmittel im Zusammenhang mit dem Abwasseranteil, darunter Herbizide (zum Beispiel Ethofumesat,  $R^2 = 0,30$  und Chlortoluron,  $R^2 = 0,28$ ), Fungizide (zum Beispiel Azoxystrobin,  $R^2 = 0,32$  und Tebuconazol,  $R^2 = 0,26$ ) und Insektizide (zum Beispiel Clothianidin,  $R^2 = 0,25$ ). Diese Substanzen wurden bereits früher in abwasserbeeinflussten Gewässern nachgewiesen [32, 34, 35]. Einleitungen kommunaler Kläranlagen können daher nicht nur eine Quelle für Arzneimittel, sondern auch für Pestizidbelastungen in Oberflächengewässern darstellen [32, 34, 35]. Neben den Spurenstoffen wurden zudem die ACP durch den Abwasseranteil erhöht (Mittelwert über alle ACP:  $R^2 = 0,18$ ). Für einzelne Nährstoffe (zum Beispiel Ammonium-N:  $R^2 = 0,34$ ) und Salzionen (zum Beispiel Chlorid:  $R^2 = 0,26$ ) wurden jedoch deutlich höhere Korrelationen ermittelt. Der Kläranlageneinfluss auf diese Parameter wurde ebenfalls auch in früheren Studien nachgewiesen [36, 37]. Der Einfluss von Kläranlagen auf hydromorphologische Belastungen fiel insgesamt deutlich geringer aus (Hydrologie:  $R^2 = 0,06$ ; Morpho-

logie:  $R^2 = 0,02$ ). Erkennbar war aber eine positive Korrelation des kumulativen Abwasseranteils mit der Häufigkeit von Hochwasserereignissen (fh5:  $R^2 = 0,24$ ) und der Abflussvariabilität (ra5:  $R^2 = 0,19$ ). Derartige Veränderungen des Abflussregimes von Fließgewässern durch Kläranlagen sind bereits dokumentiert, insbesondere bei intensiven Regenereignissen können Abwassereinleitungen und Mischwasserentlastungen mit einem massiven hydraulischen Stress auf die aquatischen Lebensgemeinschaften verbunden sein [38].

**Einfluss der Landwirtschaft im Einzugsgebiet**

Die Untersuchungen zum Einfluss der Landwirtschaft auf die Spurenstoffbelastungen im Gewässer ergaben ein differenziertes Bild. Für den Anteil an Ackerland im Einzugsgebiet (Summenparameter) wurden insgesamt schwach positive Zusammenhänge mit den Pestizidkonzentrationen im Gewässer ermittelt ( $R^2 = 0,08$ ; Abbildung 2). Ausnahmen waren dabei für die Herbizide Flufenacet ( $R^2 = 0,29$ ) und Nicosulfuron ( $R^2 = 0,21$ ) festzustellen. Wurden landwirtschaftliche Flächen jedoch nach den spezifischen, darauf angebauten Kulturpflanzen untergliedert, zeigten sich deutlich stärkere Zusammenhänge mit

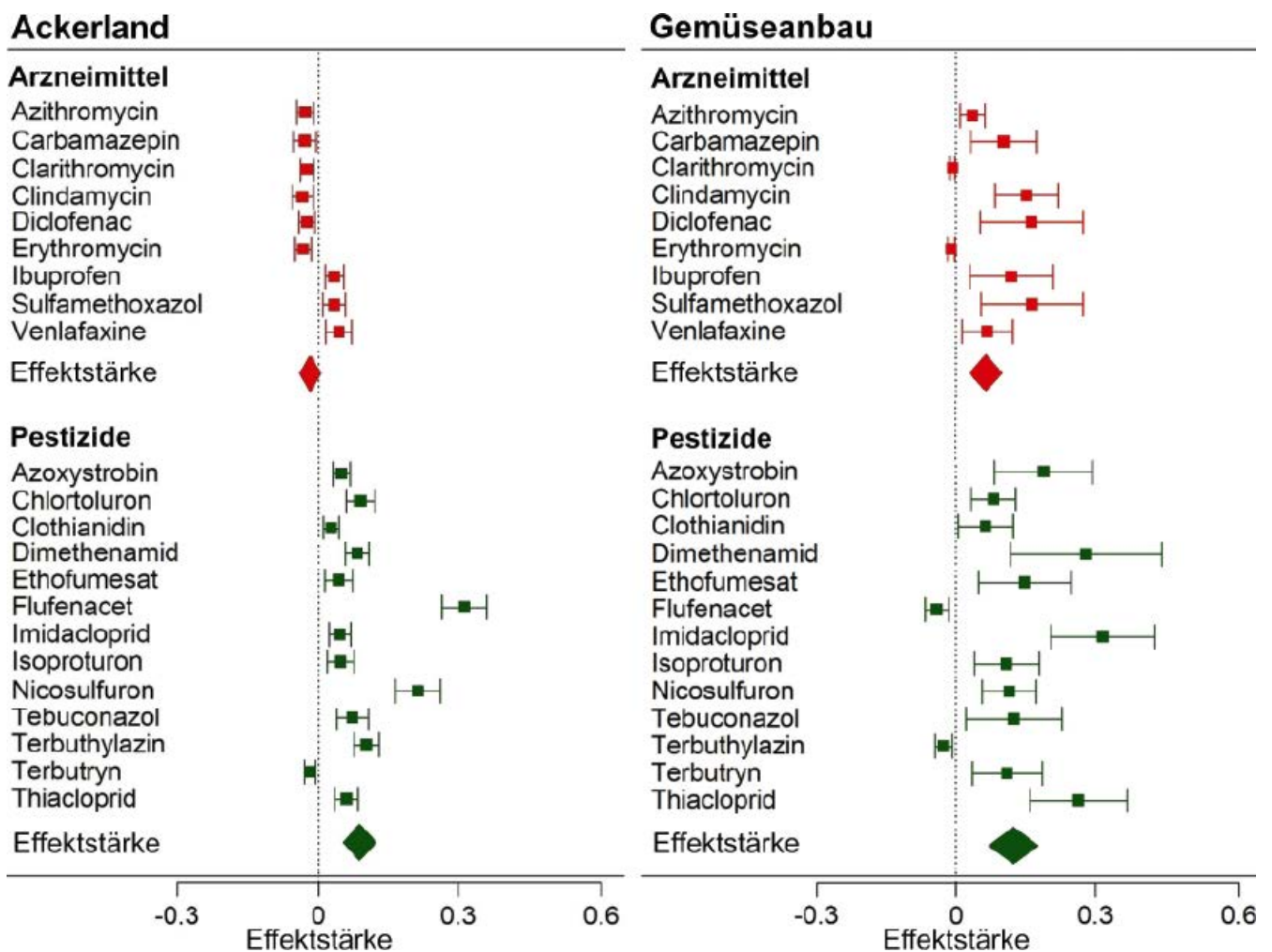


Abb. 2: Zusammenhang zwischen den Anteilen von Ackerland (links) und Gemüseanbau (rechts) und Spurenstoffen. Die Effektstärke ( $R^2$ ) wurden aus LMM mit Bootstrapping ( $n = 1000$ ) abgeleitet. Verändert nach Markert et al. 2024 [29]. Für eine bessere Lesbarkeit wurde die Anzahl an Stoffen im Plot reduziert (nicht dargestellt: Industrie- und Haushaltschemikalien, Bezafibrat, Ciprofloxacin, Clofibrinsäure, Naproxen, Paracetamol, 2,4-D, Aclonifen, Diuron, Metazachlor, Metolachlor).

Pestiziden. Der Anteil Gemüseanbauflächen im Einzugsgebiet war positiv mit den Herbiziden Aclonifen ( $R^2 = 0,30$ ) und Dimethenamid ( $R^2 = 0,25$ ) und den Insektiziden Imidacloprid ( $R^2 = 0,28$ ) und Thiacloprid ( $R^2 = 0,23$ ) korreliert (Abbildung 2). Insgesamt war somit ein deutlicher Einfluss landwirtschaftlicher Flächen als diffuse Quelle von Spurenstoffen in Gewässern erkennbar [39, 40]. Dieser Einfluss blieb jedoch unerkannt, wenn nur der Anteil Ackerland als Summenparameter der landwirtschaftlichen Flächen betrachtet wurde. Eine Differenzierung nach verschiedenen Anbauintensitäten, zum Beispiel nach spezifischen Kulturpflanzen und Anbauformen, ist daher hilfreich, um den Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf Spurenstoffbelastungen sowie deren Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften in Gewässern verlässlich zu ermitteln [9]. Für Arzneimittel und Industriechemikalien fielen die Zusammenhänge mit landwirtschaftlichen Flächen im Einzugsgebiet sowohl für den Summenparameter als auch für die nach Kulturpflanzen differenzierten Flächenanteile dagegen geringer aus und deuten, für den hier betrachteten Datensatz, auf eine geringe Relevanz landwirtschaftlicher Flächen für diese Spurenstoffklassen hin.

Im Gegensatz zur (intensiven) Landwirtschaft waren für den Anteil Grünland und Waldflächen im Einzugsgebiet nur schwache Zusammenhänge mit Spurenstoffen erkennbar (jeweils  $R^2 < 0,1$ ). Interessanterweise zeigte der Anteil urbaner Flächen einen deutlichen positiven Zusammenhang mit Arzneimitteln ( $R^2 = 0,31$ ) und Industriechemikalien ( $R^2 = 0,39$ ) sowie dem Biozid Terbutryn ( $R^2 = 0,27$ ) und spiegelt damit die Ergebnisse für den Einfluss des Abwasseranteils im Gewässer (Abbildung 1) wider. Im vorliegenden Datensatz stellt der urbane Flächenanteil damit einen Proxi für Belastungen der Wasserqualität durch Kläranlagen dar, allerdings mit deutlich geringeren Korrelationen als bei Betrachtung des kumulativen Abwasseranteils. Mit der detaillierten Ermittlung der Lage der Punktequellen und des kumulativen Abwasseranteils im Gewässer lassen sich daher Einflüsse auf die Wasserqualität im Gewässer deutlich besser erkennen.

## Fazit

Die Ergebnisse dieser Studie belegen einen deutlichen Einfluss der Landnutzung im Einzugsgebiet, insbesondere durch einen hohen Anteil an intensiver Landwirtschaft und urbanen Gebieten, auf die Spurenstoffbelastung der Gewässer. Ein hoher Abwasseranteil im Gewässer führt zur Beeinträchtigung der Wasserqualität (ACP und Spurenstoffe) und des Abflussregimes. Diese Veränderungen können den ökologischen Zustand von Fließgewässern erheblich beeinträchtigen [41–43]. Negative Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften wurden für Spurenstoffe, insbesondere Pestizide und Arzneimittel, bereits beobachtet [41, 44, 45]. Hydrologische Veränderungen wurden bisher seltener und meist nur ergänzend zu morphologischen Veränderungen anhand der Strukturgüteparameter berücksichtigt. Insbesondere für Veränderungen der natürlichen Abflussvariabilität sowie der Häufigkeit und Dauer von Hoch- und Niedrigwasserereignissen sind jedoch negative Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften bekannt [46, 47].

Es ist daher anzunehmen, dass der Abwasseranteil und die intensiven Landnutzungsformen (zum Beispiel Ackerbau, Urbanisierung) im Einzugsgebiet sich nicht nur nachteilig auf die Wasserqualität und das Abflussregime der Gewässer auswir-

ken, sondern dass diese Veränderungen auch mit negativen Auswirkungen auf aquatische Lebensgemeinschaften verbunden sind [3, 9, 38].

Zur Verbesserung des ökologischen Zustands ist es wichtig, sowohl die Ursachen ökologischer Veränderungen als auch die Quellen relevanter Stressoren zu ermitteln. Mit Blick auf die Wasserqualität und insbesondere auf Spurenstoffe konnte in dieser Studie gezeigt werden, dass eine Ursachenanalyse nur bei detaillierter Betrachtung der Stressoren (Spurenstoffe) sowie ihrer Quellen (Landnutzungen, Abwasseranteil) möglich ist. Grobkalige Parameter wie der Anteil landwirtschaftlicher und urbaner Flächen im Einzugsgebiet können zur Analyse möglicher Stressorquellen herangezogen werden, sie können jedoch lokale Einflussfaktoren und Umweltrisiken übersehen. Detailliertere Analysen unter Berücksichtigung spezifischer landwirtschaftlicher Kulturen sowie des Abwasseranteils im Gewässer können helfen, feinere Zusammenhänge zu erkennen und gezielte Maßnahmen abzuleiten. Hierzu stehen heute zum Beispiel hochwertige Landnutzungsdaten durch hochauflösende Satellitendaten und fortgeschrittene Bildverarbeitungsmethoden zur Verfügung [26, 27].

Mit Kenntnis der Ursachen und der Belastungsquellen können gezielte Managementmaßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands abgeleitet werden [1, 12]. So können zum Beispiel Maßnahmen an Punktquellen, wie der Ausbau von kommunalen Kläranlagen, die Spurenstoffkonzentrationen reduzieren, wohingegen zusätzliche Maßnahmen erforderlich sind, um Veränderungen der Hydrologie durch Wasserentnahmen und Abwassereinleitungen sowie diffuse Einträge landwirtschaftlicher Flächen zu reduzieren [30, 32, 48]. Die Informationen aus detaillierten Ursachenanalysen können daher genutzt werden, um ein integriertes Flussgebietsmanagement zu ermöglichen und das Ziel des guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials bis 2027 zu erreichen.

## Dank

Dieser Beitrag basiert auf dem Kooperationsprojekt „Multivariate Auswertungen der Wirkungen stofflicher Belastungen und weiterer Stressoren auf Gewässerorganismen“ (2020–2023) des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen und der Abteilung Aquatische Ökologie der Universität Duisburg-Essen. Die Projektergebnisse wurden in Fachzeitschriften [28, 29, 42, 49] sowie im LANUV-Fachbericht 153 „Multiple Stressoren in Oberflächengewässern“ [50] veröffentlicht. Besonderer Dank geht an das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr des Landes Nordrhein-Westfalen für die Förderung und Unterstützung dieses Projekts. Darüber hinaus möchten wir uns bedanken bei Barbara Guhl (ehemals LANUV NRW) und Christian Schürings (Universität Duisburg-Essen) für die Unterstützung, bei Lukas Blickensdörfer, Patrick Griffith und Co-Autor\*innen für die Bereitstellung der Landnutzungsdaten und beim Erftverband, Niersverband, Ruhrverband, Emschergenossenschaft und Lippeverband, Bayerischen Landesamt für Umwelt, Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Landesaltsperrnenverwaltung des Freistaates Sachsen und Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein für die zur Verfügung gestellten Monitoringdaten. Wir danken auch beiden Gutachter\*innen für ihre kritischen Anmerkungen zum Manuskript.

## Literatur

- [1] Reid, A. J., et al.: Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity, *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 2019, 94, 3, 849–873
- [2] Dudgeon, D., et al.: Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges, *Biological Reviews* 2006, 81 (2), 163–182
- [3] Enns, D., et al.: Flushing away the future: The effects of wastewater treatment plants on aquatic invertebrates, *Water Research* 2023, 243, 120388
- [4] Rumschlag, S. L., et al.: Density declines, richness increases, and composition shifts in stream macroinvertebrates, *Science Advances* 2023, 9 (18)
- [5] Finn, C.; Grattarola, F.; Pincheira-Donoso, D.: More losers than winners: investigating Anthropocene defaunation through the diversity of population trends, *Biological Reviews* 2023, 98 (5), 1732–1748
- [6] European Environment Agency: *The European environment – state and outlook 2020*, Luxembourg, 2019
- [7] Sabater, S., et al.: Effects of human-driven water stress on river ecosystems: a meta-analysis, *Scientific Reports* 2018, 8 (1), 11462
- [8] Kaushal, S. S., et al.: Freshwater salinization syndrome: from emerging global problem to managing risks, *Biogeochemistry* 2021, 154 (2), 255–292
- [9] Schürings, C., et al.: Effects of agriculture on river biota differ between crop types and organism groups, *Science of the Total Environment* 2024, 912, 168825
- [10] Yates, A. G.; Bailey, R. C.: Using land cover information in assessing the ecosystem health of streams, *Landscape Ecology* 2024, 39 (2), 1–7
- [11] Hynes, H. B.: The stream and its valley, *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 1975, 19 (1), 1–15
- [12] Haase, P., et al.: The recovery of European freshwater biodiversity has come to a halt, *Nature* 2023, 620, 582–588
- [13] Pharaoh, E., et al.: Evidence of biological recovery from gross pollution in English and Welsh rivers over three decades, *Science of the Total Environment* 2023, 878, 163107
- [14] Whelan, M. J., et al.: Is water quality in British rivers “better than at any time since the end of the Industrial Revolution”? *Science of the Total Environment* 2022, 843, 157014
- [15] Sinclair, J. S., et al.: Multi-decadal improvements in the ecological quality of European rivers are not consistently reflected in biodiversity metrics, *Nature Ecology & Evolution* 2024, 8, 430–441
- [16] Worischka, S., et al.: Twenty-eight years of ecosystem recovery and destabilisation: Impacts of biological invasions and climate change on a temperate river, *Science of the Total Environment* 2023, 875, 162678
- [17] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz/Umweltbundesamt: *Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021: Fortschritte und Herausforderungen*, Bonn, Dessau, 2022
- [18] Baattrup-Pedersen, A., et al.: The future of European water management: Demonstration of a new WFD compliant framework to support sustainable management under multiple stress, *Science of the Total Environment* 2019, 654, 53–59
- [19] Townsend, C. R.; Uhlmann, S.; Matthaei, C. D.: Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors, *Journal of Applied Ecology* 2008, 45 (6), 1810–1819
- [20] Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Nordrhein-Westfalen: *Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen*, 19. Aufl., Düsseldorf, 2020
- [21] Ginebreda, A., et al.: Assessment of multi-chemical pollution in aquatic ecosystems using toxic units: compound prioritization, mixture characterization and relationships with biological descriptors, *Science of the Total Environment* 2014, 468–469, 715–723
- [22] Markert, N., et al.: Mixture toxicity in the Erft River: assessment of ecological risks and toxicity drivers, *Environmental Sciences Europe* 2020, 32, 51
- [23] Gustavsson, M., et al.: Pesticide mixtures in the Swedish streams: Environmental risks, contributions of individual compounds and consequences of single-substance oriented risk mitigation, *Science of the Total Environment* 2017, 598, 973–983
- [24] Olden, J.; Poff, N.: Redundancy and the Choice of Hydrologic Indices for Characterizing Stream Flow Regimes, *River Research and Applications* 2003, 19, 101–121
- [25] Gellert, G.; Pottgiesser, T.; Euler, T.: Assessment of the structural quality of streams in Germany – basic description and current status, *Environmental Monitoring and Assessment* 2014, 186 (6), 3365–3378
- [26] Griffiths, P.; Nendel, C.; Hostert, P.: Intra-annual reflectance composites from Sentinel-2 and Landsat for national-scale crop and land cover mapping, *Remote Sensing of Environment* 2019, 220, 135–151
- [27] Blickensdörfer, L., et al.: Mapping of crop types and crop sequences with combined time series of Sentinel-1, Sentinel-2 and Landsat 8 data for Germany, *Remote Sensing of Environment* 2022, 269, 112831
- [28] Markert, N.; Guhl, B.; Feld, C. K.: Linking wastewater treatment plant effluents to water quality and hydrology: Effects of multiple stressors on fish communities, *Water Research* 2024, 260, 121914
- [29] Markert, N.; Schürings, C.; Feld, C. K.: Water Framework Directive micropollutant monitoring mirrors catchment land use: Importance of agricultural and urban sources revealed, *Science of the Total Environment* 2024, 917, 170583
- [30] Spilsbury, F., et al.: Ecotoxicological mixture risk assessment of 35 pharmaceuticals in wastewater effluents following post-treatment with ozone and/or granulated activated carbon, *Science of the Total Environment* 2024, 906, 167440
- [31] Royano, S., et al.: Pharmaceutically active compounds (PhACs) in surface water: Occurrence, trends and risk assessment in the Tagus River Basin (Spain), *Science of the Total Environment* 2023, 905, 167422

## Anzeige

## TIPPS ZUM THEMA



## wawikurs

Fließgewässer  
8./9. Oktober 2025  
Kassel  
910,00 € / 750,00 €\*\*

## WebSeminar

1x1 der Abwasserbehandlung für Quereinsteiger und Fachfremde  
7. Mai 2025  
Online  
290,00 € / 243,00 €\*\*

## Tagung

WasserTage  
15./16. September 2025  
Berlin  
1.795,00 € / 1.495,00 €\*\*

\* Fördernde Mitglieder erhalten 20% Rabatt  
\*\* Mitgliederpreis



[32] Finckh, S., et al.: A risk based assessment approach for chemical mixtures from wastewater treatment plant effluents, *Environment International* 2022, 107234

[33] Burkhardt, M., et al.: Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff, *Water Science and Technology* 2011, 63 (9), 1974–1982

[34] Le, T. D. H., et al.: Contribution of waste water treatment plants to pesticide toxicity in agriculture catchments, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2017, 145, 135–141

[35] Tauchnitz, N., et al.: Assessment of pesticide inputs into surface waters by agricultural and urban sources – A case study in the Querne/Weida catchment, central Germany, *Environmental Pollution* 2020, 267, 115186

[36] Castelar, S., et al.: Wastewater treatment plant effluent inputs influence the temporal variability of nutrient uptake in an intermittent stream, *Urban Ecosystems* 2022, 25 (4), 1313–1326

[37] Müller, B.; Gächter, R.: Increasing chloride concentrations in Lake Constance: characterization of sources and estimation of loads, *Aquatic Sciences* 2012, 74, 1, 101–112

[38] Canobbio, S., et al.: Effect of Multiple Stressors on Water Quality and Macroinvertebrate Assemblages in an Effluent-Dominated Stream, *Water, Air, and Soil Pollution* 2009, 198 (1), 359–371

[39] Halbach, K., et al.: Small streams-large concentrations? Pesticide monitoring in small agricultural streams in Germany during dry weather and rainfall, *Water Research* 2021, 203, 117535

[40] Szöcs, E., et al.: Large Scale Risks from Agricultural Pesticides in Small Streams, *Environmental Science & Technology* 2017, 51 (13), 7378–7385

[41] Lemm, J. U., et al.: Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration, *Global Change Biology* 2021, 271962–1975

[42] Markert, N.; Guhl, B.; Feld, C. K.: Water quality deterioration remains a major stressor for macroinvertebrate, diatom and fish communities in German rivers, *Science of the Total Environment*, 2024, 907, 167994

[43] Birk, S., et al.: Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems, *Nature Ecology & Evolution* 2020, 4, 1060–1068

[44] Liess, M., et al.: Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams, *Water Research* 2021, 201, 117262

[45] Waite, I. R., et al.: Multiple in-stream stressors degrade biological assemblages in five U. S. regions, *Science of the Total Environment* 2021, 800, 149350

[46] Meißner, T.; Sures, B.; Feld, C. K.: Multiple stressors and the role of hydrology on benthic invertebrates in mountainous streams, *Science of The Total Environment* 2019, 663, 841–851

[47] Kakouei, K., et al.: Quantitative hydrological preferences of benthic stream invertebrates in Germany, *Ecological Indicators* 2017, 79, 163–172

[48] Rothe, L. E., et al.: Effects of conventionally-treated and ozonated wastewater on mortality, physiology, body length, and behavior of embryonic and larval zebrafish (*Danio rerio*), *Environmental Pollution* 2021, 286, 117241

[49] Markert, N.; Guhl, B.; Feld, C. K.: The hierarchy of multiple stressors' effects on benthic invertebrates: a case study from the rivers Erft and Niers, Germany, *Environmental Sciences Europe* 2022, 34, 100

[50] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: *Multiple Stressoren in Oberflächengewässern – Wirkungen stofflicher Belastungen, hydrologischer Veränderungen und struktureller Degradation auf Gewässerorganismen*, LANUV-Fachbericht 153, Recklinghausen, 2024

**Autorin und Autor**

Dr. Nele Markert<sup>\*)</sup>  
 Universität Duisburg-Essen  
 Fakultät für Biologie  
 Aquatische Ökologie  
 Universitätsstraße 5, 45141 Essen

E-Mail: [nele.markert@stud.uni-due.de](mailto:nele.markert@stud.uni-due.de)  
<sup>\*)</sup> Korrespondenzautorin

Prof. Dr. Christian K. Feld  
 Fakultät für Biologie  
 Aquatische Ökologie  
 Zentrum für Wasser- und Umweltforschung (ZWU)  
 Universitätsstraße 5, 45141 Essen

E-Mail: [christian.feld@uni-due.de](mailto:christian.feld@uni-due.de)



[www.dwa.info/fachausstellungen](http://www.dwa.info/fachausstellungen)



**Machen Sie auf sich aufmerksam!**  
 Als Fachaussteller auf DWA-Tagungen  
 mit Anzeige in KA oder KW zum Vorteilspreis

