

# Multiple Stressoren in Oberflächengewässern: Welche Rolle spielt der Klimawandel?

**Dietrich Borchardt**

## Zusammenfassung

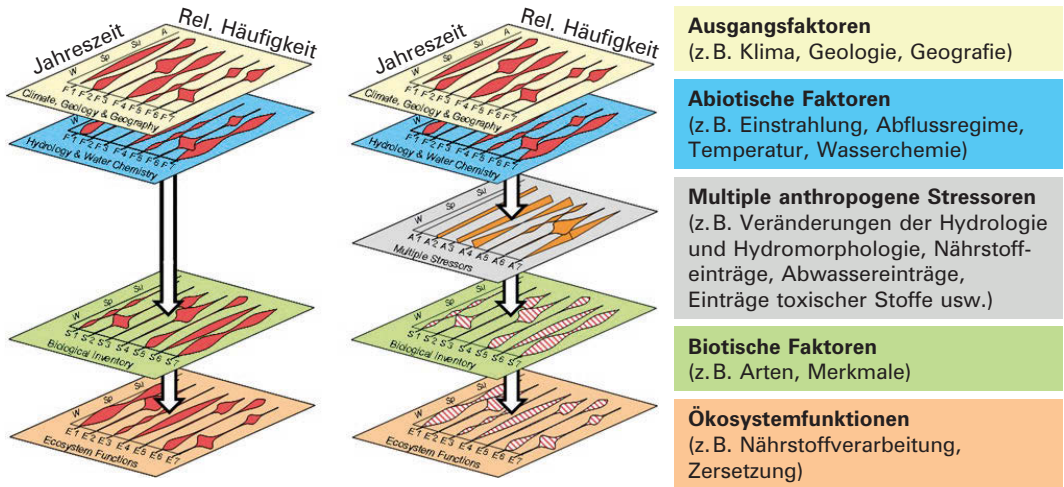
Deutschland wird wie viele andere europäische Länder in Europa zu den stark vom Klimawandel betroffenen Regionen gezählt. Dieser manifestiert sich immer deutlicher durch Extremwetterlagen mit Starkniederschlägen im Wechsel mit Trockenperioden und Hitzewellen sowie in bisher ungekannten jahreszeitlichen Verteilungen, Dauern und regionalen Auswirkungen. Dieser Wandel geht einher mit einer komplexen Wasserqualitätskrise in den Oberflächengewässern, obwohl die menschengemachten Einträge von Schad- und Nährstoffen in den vergangenen Jahrzehnten zum Teil deutlich zurückgegangen sind. Die Belastung ist vielfach aber immer noch so hoch, dass eine Mehrzahl an Stoffen einzeln oder in Kombination als signifikante Stressoren in den aquatischen Ökosystemen angesehen werden müssen. Gleiches gilt für die komplexen Themen Hydrologie, Hydromorphologie und Gewässerfragmentierung. Im Ergebnis bestehen in Deutschland manifeste ökologische Defizite, da nur 8 % der Fließgewässer, 25 % der Seen und keines der Übergangs- oder Küstengewässer derzeit einen »guten ökologischen Zustand« aufweisen. Dieses Ziel sollte eigentlich schon 2015 erreicht sein, aber der Zustand ist seit mehr als 20 Jahren praktisch unverändert. Um die quantitative, qualitative und ökologische Wasserkrise als Ganzes zu lösen, sind die Wirkungshierarchien multipler Stressoren mechanistischer als bisher aufzuklären und hinsichtlich der abschwächenden und verschärfenden Wirkungen des Klimawandels neu zu denken.

## Summary

### Multiple stressors in surface waters: What is the role of climate change?

Germany, like many other European countries, is counted among the regions strongly affected by climate change. This is manifested more and more clearly by extreme weather situations with heavy precipitation alternating with dry periods and heat waves in unprecedented seasonal distributions, durations and regional impacts. This change is accompanied by a complex water quality crisis in surface waters, although man-made inputs of pollutants and nutrients have decreased, in some cases significantly, in recent decades. In many cases, however, loads are still so high that a majority of substances, individually or in combination, must be considered significant stressors in aquatic ecosystems. The same applies to the complex issues of hydrology, hydromorphology and water fragmentation. As a result, there are manifest ecological deficits in Germany, with only 8 percent of flowing waters, 25 percent of lakes and none of the transitional or coastal waters currently achieving »good ecological status.« This goal was supposed to have been achieved by 2015, but the status has remained virtually unchanged for more than 20 years. To solve the quantitative, qualitative, and ecological water crisis as a whole, the hierarchies of effects of multiple stressors need to be elucidated more mechanistically than before and rethought in terms of the mitigating and exacerbating effects of climate change.

✉ Prof. Dr. Dr. h.c. Dietrich Borchardt, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Themenbereich Wasserressourcen und Umwelt, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg; dietrich.borchardt@ufz.de



**Abb. 1.** Schematische Darstellung des Umweltfilterns: Effekt hierarchisch angeordneter Filter auf Biodiversität und Ökosystemfunktionen eines Fluss-Auen-Systems ohne (**links**) und mit (**Mitte**) multiplen anthropogenen Stressoren. Weitere Erläuterungen s. Text. – Nach Tockner et al. 2010, verändert.

## Stressoren in aquatischen Ökosystemen

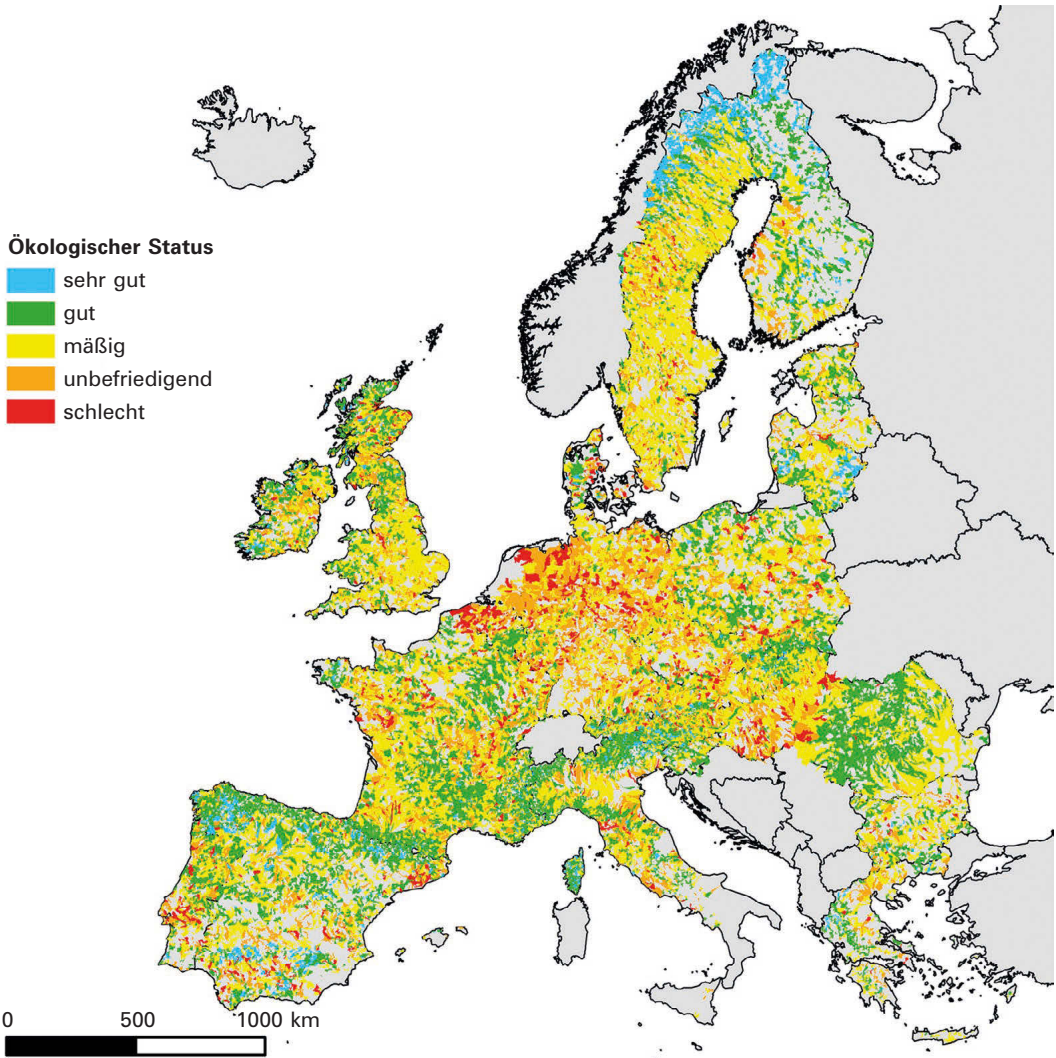
Auch auf natürliche Gewässer in anthropogen gering oder unbeeinflussten Einzugsgebieten, und hier ganz besonders auf Fließgewässer, wirken Umweltstressoren auf unterschiedliche Art und Weise. Sie können als Umweltfaktoren verstanden werden, die verschiedenste Prozesse oder Zustände für Lebensgemeinschaften in Gewässern bestimmen. Dazu gehören z.B. die Stoffflüsse, die Produktivität, der Fortpflanzungserfolg, die Biodiversität und weitere Ökosystemfunktionen. Stressoren betreffen alle Organismen, sie betreffen alle Populationen, sie betreffen die Lebensgemeinschaften auf unterschiedlichen Hierarchieebenen – von lokalen Bedingungen bis hin zu ganzen Flussnetzwerken – und damit die gesamten Gewässerökosysteme.

Stressoren können natürlichen oder anthropogenen Ursprungs sein und sie können sowohl negativ als positiv wirken. Individuen, Populationen oder Lebensgemeinschaften können von einem Stressor profitieren, andere dagegen durch ihn eingeschränkt werden bis hin zum Aussterben von Arten.

Um Stressoren einzuordnen, hat sich das Konzept des Umweltfilterns (environmental filtering) als hilfreich erwiesen (Tockner et al. 2010, Abb. 1). Zunächst ist ein Gewässerökosystem

geprägt durch das Klima, die Geologie und die Geografie. Es unterliegt einer saisonalen Variabilität, über die die relative Stärke bzw. Häufigkeit der Umweltfaktoren variiert, sowohl innerhalb eines Jahres als auch zwischen den Jahren, und dasselbe gilt für die einwirkenden abiotischen Faktoren (z.B. Einstrahlungs-, Abfluss-, Temperaturregime, Wasserchemie). Von diesen Faktoren hängen die Biodiversität und damit letztlich auch die Ökosystemfunktionen (z.B. Stoffumsetzungen und Nährstoffabbau) ab (Abb. 1 links). Die hohe Variabilität ist ein wesentlicher Grund dafür, warum die Biodiversität speziell in Fließgewässern und Fließgewässernetzwerken so überproportional hoch ist. In dieses Gefüge kommt mit den anthropogenen Stressoren eine weitere Ebene hinzu (Abb. 1 Mitte). Diese sind vielfältig und betreffen z.B. mit den Wassermengen und der Wasserdynamik die physikalische Habitatausgestaltung, die Wasserqualität und vieles andere mehr. Wenn wir Stressoren verstehen wollen, müssen wir wissen, welche Wirkungen sie haben, ob sie signifikant sind, aber auch, ob es Wirkhierarchien gibt.

Der Klimawandel kommt dem Modell des »environmental filtering« als weitere Filterebene hinzu. Wir liegen bereits in einer Zeit, in der der Klimawandel auch in Mitteleuropa eine durchschnittliche Temperaturerhöhung um etwa 1°C im Vergleich zur vorindustriellen Zeit bewirkt hat.



**Abb. 2.** Ökologischer Zustand europäischer Flüsse gemäß der Wasserrahmenrichtlinie (> 50 000 Teileinzugsgebiete; nach Daten der European Environment Agency [EEA] für den Zeitraum 2010–2015; grau: keine Daten verfügbar). – © Lemm et al. 2021, Legende übersetzt.

## Ökologischer Zustand der Flüsse in Europa

Der ökologische Status und damit der über biologische Indikatoren gemessene Zustand unserer Oberflächenflächengewässer und Fließgewässernetzwerke sind insgesamt defizitär. Gleichzeitig sehen wir aber, auf Wasserkörper aggregiert, ein diverses Muster unterschiedlicher Zustände auf unterschiedlichen räumlichen Skalen (Abb. 2, Lemm et al. 2021).

Lemm et al. (2021) haben in ihrer Metastudie analysiert, zu welchem Anteil verschiedene Stressoren zu der Variabilität im ökologischen Zustand der Fließgewässer in Europa beitragen (vgl. Abb. 2). Dazu wurden die über 50 000 Daten 12 Fließgewässertypen zugeordnet (sehr große Flüsse; Flüsse in alpinen Regionen; große bzw. kleine karbonatische bzw. silikatische Flüsse in Tiefland- und Mittelgebirgsregionen; dauerhaft bzw. periodisch wasserführende Flüsse im Mittelmeerraum). Es zeigte sich, dass die 7 Stres-

soren – Anteil urbaner bzw. landwirtschaftlicher Landnutzung im Uferbereich; Veränderungen des jährlichen Abflusses; Basisabfluss; Nährstoffbelastung mit Stickstoff bzw. Phosphor; Belastung mit toxischen Substanzen – bei allen Gewässertypen zwar mit unterschiedlichen relativen Anteilen, aber überall mit einem ähnlichen Muster zu den ermittelten ökologischen Zuständen beitragen. Die Hauptstressoren sind dabei die Belastung mit Stickstoff, Phosphor und toxischen Substanzen. Mit diesen 7 Faktoren lassen sich dennoch, über alle Gewässertypen gemittelt, nur ca. 51 % der gesamten Variabilität in Bezug auf den ökologischen Zustand der Gewässer erklären (Lemm et al. 2021). Das heißt, in dem Filtermodell von Abbildung 1 erklären unter den gegebenen Verhältnissen (Ausgangs- und abiotische Faktoren) die multiplen anthropogenen Stressoren etwa die Hälfte dessen, was wir an Variabilität auf Ebene der Biodiversität (biotische Faktoren) sehen. Die zentrale Frage ist daher, ob diese statistischen Zusammenhänge stärker mechanistisch erklärt werden können, um zu einem tieferen Verständnis der partiellen Wirkungen und Gesamteffekte multipler Stressoren zu kommen.

## Multiple Stressoren und Ökosystemfunktionen

Nach der Biodiversität stellen die Ökosystemfunktionen eine wichtige Systemeigenschaft und Hierarchieebene dar. So wird die »Selbstreinigung« im Wasserkreislauf im Wesentlichen durch Organismen geleistet; dazu gehören als maßgebliche Parameter insbesondere die Effizienz der Nitrat- und Ammoniumaufnahme, die Effizienz der Aufnahme löslichen reaktiven Phosphors, der Kohlenstoffumsatz, die Komplexität des Nahrungsnetzes, die Zersetzung von Laubstreu, die Nettoökosystemproduktion und die Sekundärproduktion. Brauns et al. (2022) haben anhand dieser Parameter in einer weltweiten Metastudie analysiert, wie sich die Ökosystemfunktion im Verhältnis zu den Stressoren Landwirtschaft, Urbanisierung, Abflussregulierung, Habitatverlust, Nährstoffanreicherung oder Abwassereintrag ändert. Auch hier zeigt sich, wenig überraschend, dass die einzelnen Parameter der Ökosystemfunktion durch die Stressoren beeinflusst werden. Überraschend klar und konsistent ist aber die Wirkhierarchie der multiplen Stressoren. Der Abwassereintrag

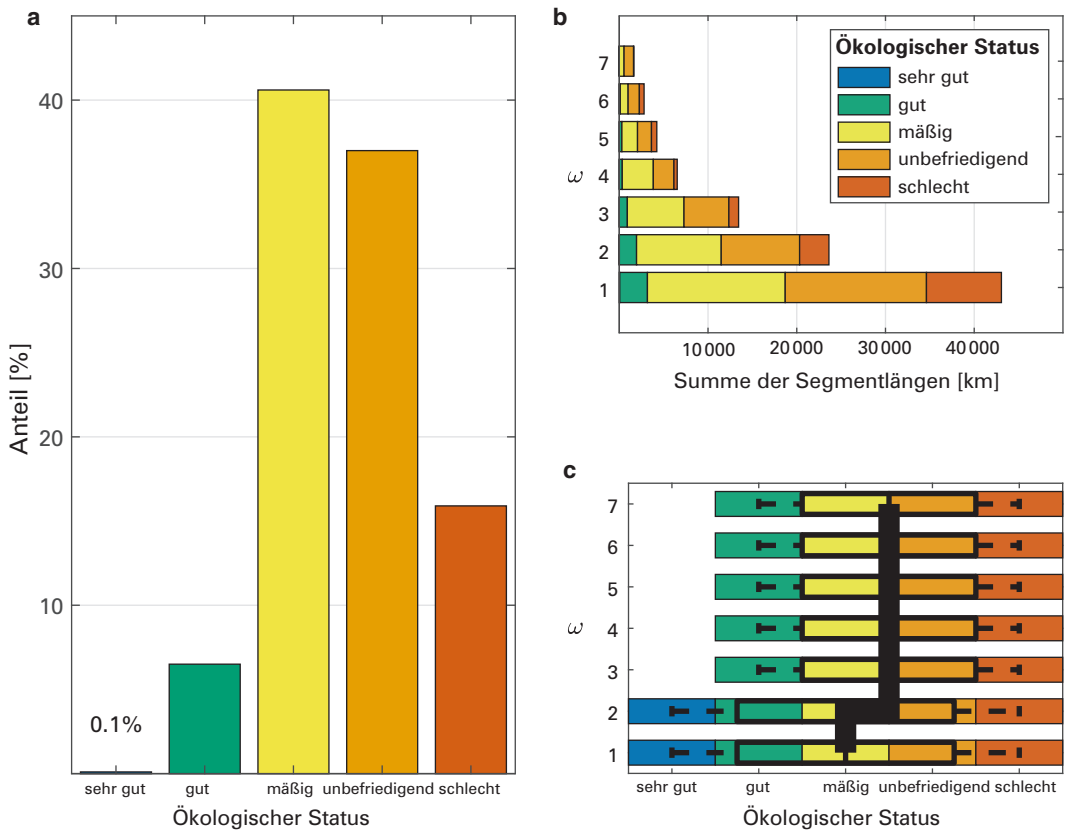
zeigte dabei interessanterweise die stärksten Effekte, sowohl positiv auf die Nettoproduktion als auch negativ auf die Zersetzung von Laubstreu.

Aus den Ergebnissen lassen sich die absoluten Effekte anthropogener Stressoren auf Ökosystemfunktionen berechnen. Den größten Effekt hat demnach der Abwassereintrag, der die Ökosystemfunktionen zu fast 200 % verändern kann, gefolgt von Landwirtschaft (ca. 150 %) und Urbanisierung (ca. 140 %), dem Habitatverlust (ca. 100 %) und dem Nährstoffeintrag (ca. 60 %). Selbst der am wenigsten stark wirkende Faktor Abflussregulierung konnte die Ökosystemfunktion noch um 54 % ändern (Brauns et al. 2022). Das heißt, mit den zur Verfügung stehenden Methoden lässt sich tatsächlich eine weitgehende Differenzierung und Hierarchisierung dieser multiplen Stressoren erreichen.

## Ökologischer Zustand der Flussnetze in Deutschland

In Deutschland erreichen weniger als 8 % der Fließgewässer einen guten oder sehr guten ökologischen Zustand (Büttner et al. 2020, Abb. 3a). Betrachtet man die Fließgewässer nach ihrer Ordnung ( $\omega$ ), von kleinen Bächen ( $\omega = 1$ ) bis großen Flüssen ( $\omega = 7$ ), so machen die kleinen Fließgewässer ( $\omega \leq 3$ ) den größten Anteil an der Gesamtlänge (insgesamt rund 137000 km) aus, was allein schon ihre große Bedeutung in den Flussnetzen widerspiegelt. Sie haben aber auch den größten Anteil an Segmenten mit gutem oder sehr gutem ökologischen Status (7,5 %) (Abb. 3b). In den Ordnungsklassen  $\omega > 3$  findet sich dagegen kein Fließgewässer mit sehr gutem ökologischen Zustand mehr, d.h., dieser wird nur in den Oberläufen erreicht. Gemäß den Medianwerten erreichen die kleinen Fließgewässer ( $\omega = 1$  oder 2) einen etwas besseren ökologischen Status (»mäßig«) als die größeren, die an der Grenze zwischen »mäßig« und »unbefriedigend« liegen (Abb. 3c). Die nötige Verbesserung ist also groß, aber möglicherweise ist der Weg für viele Gewässer gar nicht so weit, weswegen es sich durchaus lohnt, hier die Anstrengungen um Gewässerschutz konsequent weiterzumachen.

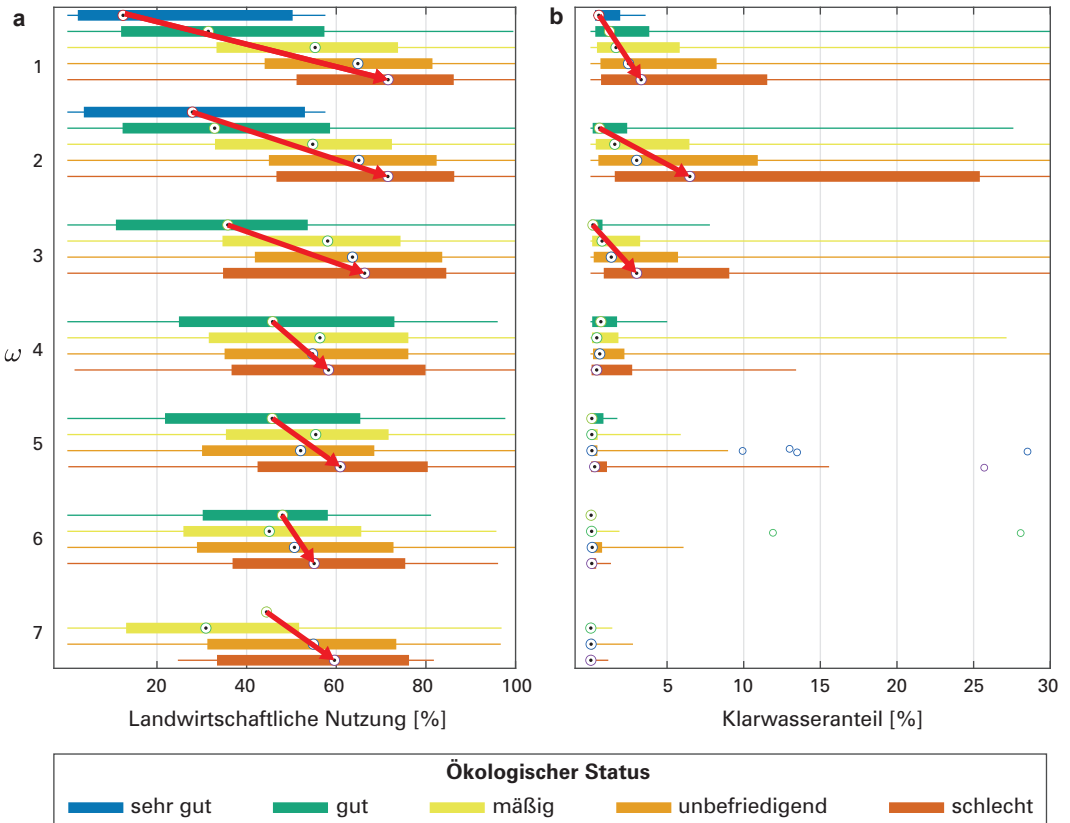
Man kann nun weitergehen und den Einfluss der Landnutzung durch Landwirtschaft sowie des gereinigten Abwasseranteils – also der beiden großen Haupteinflussfaktoren (s. oben) – in Abhängigkeit von der Ordnung der Fließgewässer



**Abb. 3.** Ökologischer Status und Ordnung der Fließgewässer in Deutschland; **a:** Verteilung der Fließgewässer (relativer Anteil in % der Gesamtlänge) gemäß ihrem ökologischen Zustand; **b:** Längen (in km) der Segmente von Fließgewässerkörpern mit verschiedenem ökologischen Zustand in Abhängigkeit von ihrer Gewässerordnung ( $\omega$ , Flussordnungszahl nach Strahler); **c:** Medianwerte und Boxplots der ökologischen Zustandsklassen für verschiedene Gewässerordnungen ( $\omega$ ). – Nach © Büttner et al. 2020, Beschriftungen übersetzt.

differenzierter betrachten (Büttner et al. 2020). In Deutschland gibt es knapp 10 000 Kläranlagen, die über das Fließgewässernetz verteilt sind. In allen Flussordnungen führt eine stärkere Landnutzung zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustands. Besonders stark ist der Effekt dabei in den kleinen Gewässern ausgeprägt (Abb. 4a). Noch markanter ist dies bei dem Abwassereintrag, d.h. dem Anteil des gereinigten kommunalen Abwassers aus den Kläranlagen (Klarwasser). In kleinen Fließgewässern haben wir auch heute, trotz Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der EU-Richtlinie Kommunales Abwasser, ein starkes und reproduzierbares Signal in der Ausprägung des ökologischen Zustands: Mit höheren Anteilen an gereinigtem Abwasser in

Relation zum Gewässerabfluss verschlechtert sich der ökologische Zustand signifikant in den kleinen Fließgewässern innerhalb der jeweiligen Flussordnungen  $\omega = 1$  bis  $\omega \leq 3$  sowie zwischen diesen Flussordnungen. Das Signal verschwindet dann aber weitgehend in den größeren und großen Fließgewässern (Abb. 4b). Dies ist hydrologisch erklärbar, da die natürliche Abflussbildung über die Flussordnungen im Vergleich zur Abwasserlast unter den Siedlungsstrukturen in Deutschland und weiten Teilen Europas überproportional steigt. Es ist deshalb ortsspezifisch zu beurteilen, welche Anforderungen an eine Kläranlage und die Abwasserbehandlung zu stellen sind, je nachdem, ob sie in ein kleineres oder in ein größeres Fließgewässer entsprechend der lokalen Bedingungen einleitet.



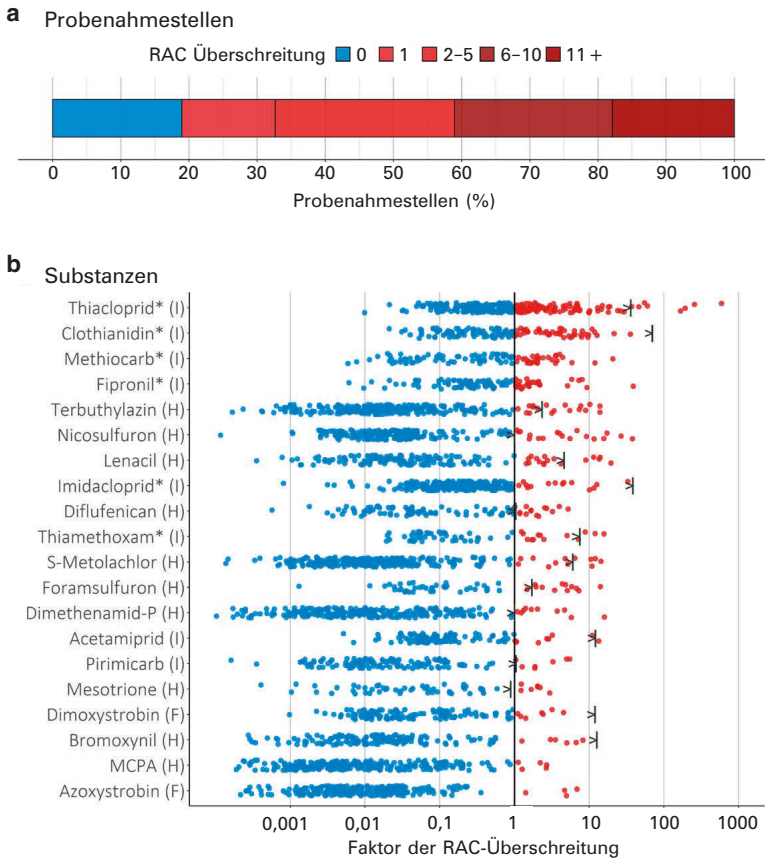
**Abb. 4.** Ökologischer Status (Boxplots) der Fließgewässer verschiedener Gewässerordnung ( $\omega$ , Flussordnungszahl nach Strahler) in Deutschland in Abhängigkeit der landwirtschaftlichen Landnutzung (**a**, Faktor aus Flächenanteil und Bewirtschaftungsintensität, in %) und des Klarwasseranteils (**b**, Abwasseranteil aus Kläranlagen, in %). – Nach © Büttner et al. 2020, Beschriftungen übersetzt.

### Besondere Gefährdungen kleiner Fließgewässer

Um den starken Effekt der landwirtschaftlichen Landnutzung auf kleine Gewässer (Abb. 4a oben) näher zu untersuchen, wurden durch das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ in einem Vorhaben (Kleingewässermonitoring) mit dem Umweltbundesamt an 101 ausgesuchten Gewässern unterschiedlicher Lage, die kein Abwasser enthalten, sondern nur landwirtschaftlichen Einflüssen ausgesetzt sind, ein Gewässermonitoring durchgeführt (Liess et al. 2021). Es zeigte sich, dass die beiden Stressoren Pestizideintrag und Morphologie/Habitatverlust die stärksten Determinanten des ökologischen Zustands in diesen kleinen Fließgewässern waren, trotz der gegenwärtigen Pestizidregulierungen. An über

80 % der beprobten Stellen gab es Befunde an Pestiziden oberhalb der Konzentration, die man von der Regulation noch als akzeptabel ansieht, an 18 % der Stellen überschritten die gemessenen Pestizidwerte diese Konzentration um mehr als den Faktor 10 (Abb. 5). Hier liegt damit weiterhin ein prioritäres Handlungsfeld, das für die kleinen Fließgewässer in den landwirtschaftlichen Nutzungsgebieten weiterhin zu verfolgen ist.

Eine wichtige Frage ist dabei, welche Auswirkungen die Höhe der Pestizidbelastung auf den ökologischen Zustand der kleinen Fließgewässer gemäß der Wasserrahmenrichtlinie hat. Anhand bestimmter Indikatorarten, die aufgrund ihrer Empfindlichkeit zur Bestimmung des ökologischen Status geeignet sind, lässt sich zeigen, dass in diesen kleinen Fließgewässern die toxische Dosis mit dem ökologischen Status signifikant

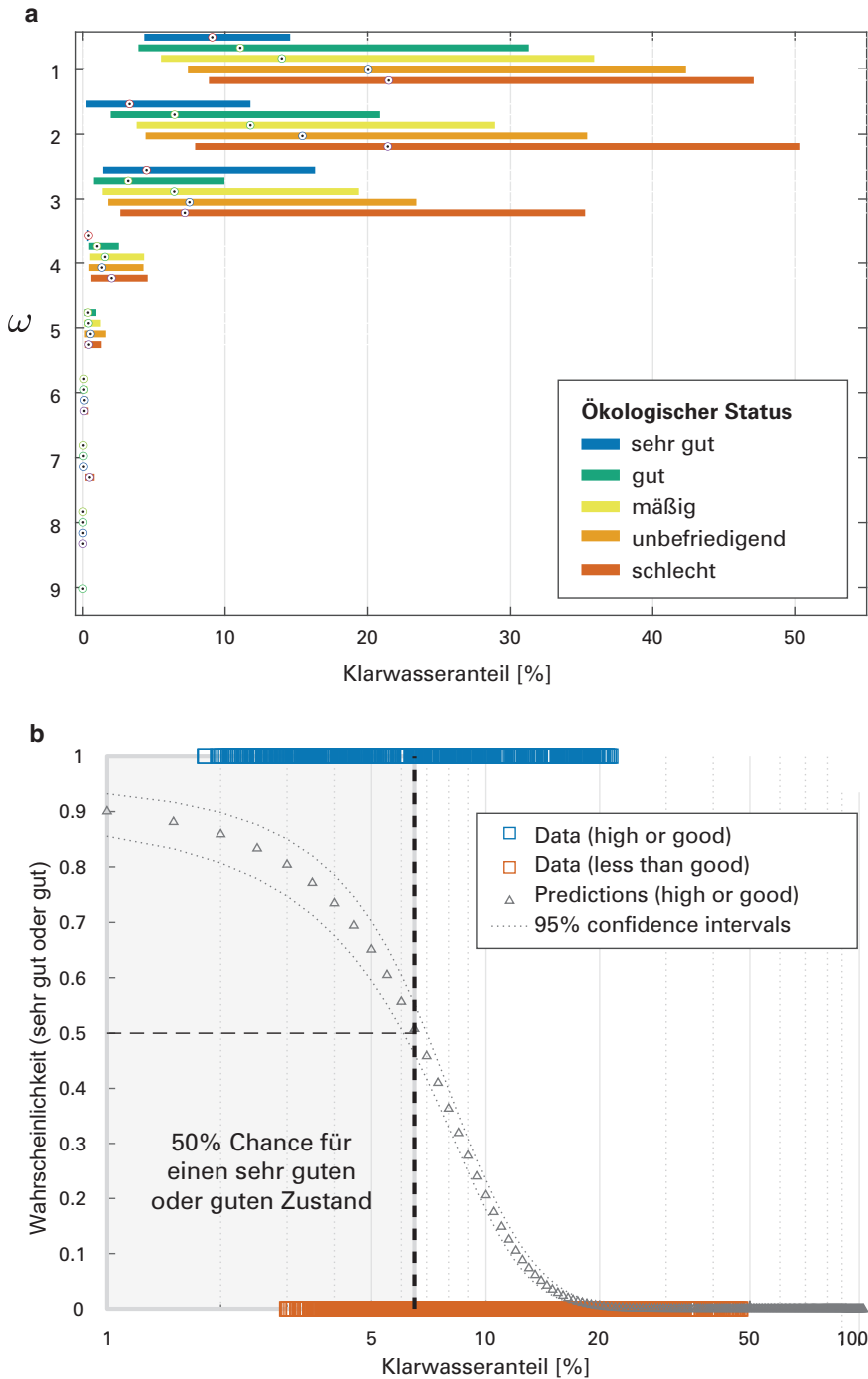


**Abb. 5.** Pestizidnachweise in kleinen Fließgewässern Deutschlands in landwirtschaftlichen Nutzgebieten (101 Probenahmestellen im Flachland); Pestizide wurden ereignisbezogen beprobt; **a:** Anteil der Probenahmestellen, die den RAC (Regulatory Acceptable Concentrations of Pesticides) um einen bestimmten Faktor überschreiten (in %); **b:** Faktor der Überschreitung der RAC für einzelne Pestizide, die ereignisbezogen beprobt wurden, auf einer logarithmischen Skala von 0,001 bis 1000; I: Insektizid, H: Herbizid, F: Fungizid, – © Liess et al. 2021, Beschriftungen übersetzt.

korreliert (Liess et al. 2021). Daraus lässt sich ein Wert für die Pestizidbelastung ableiten, ab dem die Gewässer mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit vom angestrebten ökologischen Status »2 = gut« in den Status »3 = mäßig« übergehen werden. D. h., für Pestizide lassen sich auch im Kontext multipler Stressoren Schwellenwerte bzw. Wertebereiche festlegen, in denen aufgrund der notwendigen Anwendung zwar Pestizide in die Gewässer gelangen, ihre Wirkungen aber so gering sind, dass die ökologischen Gewässerschutzziele erreicht werden.

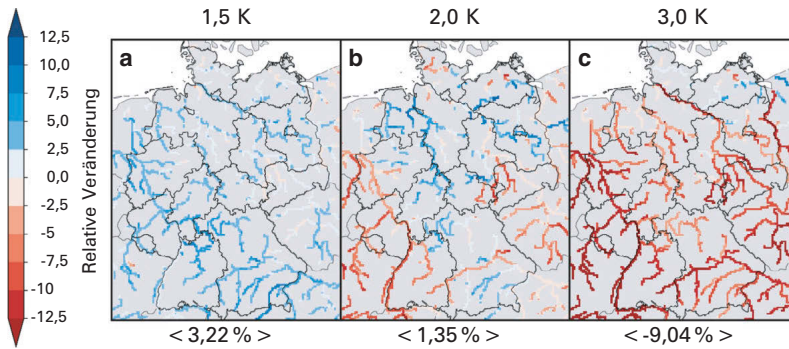
Dies gilt auch für den Einfluss des Abwassers der etwa 26500 Kläranlagen in Europa. Wie schon für Deutschland gezeigt (vgl. Abb. 4b),

verschlechtert sich auch hier bei den kleineren Fließgewässern der ökologische Zustand mit zunehmendem Anteil gereinigten kommunalen Abwassers (Abb. 6a, Büttner et al. 2022). Der kritische Anteil gereinigten Abwassers, bei dem mit einer gegebenen Wahrscheinlichkeit von z. B. 50 % ein guter oder sehr guter ökologischen Status erwartet werden kann, konnte mit  $6,5 \pm 0,5$  % berechnet werden (Abb. 6b). Im Moment liegen ca. ein Drittel aller europäischen Kläranlagen, die nach der Abwasserrichtlinie gebaut und betrieben werden, oberhalb dieser Schwelle (9713 von insgesamt 26523 berichtspflichtigen Anlagen). Es gibt also einen relativ großen Anteil von Kläranlagen, die trotz Einhaltung emissions-



**Abb. 6. a:** Ökologischer Status (Boxplots) der Fließgewässer verschiedener Gewässerordnung ( $\omega$ , Flussordnungszahl nach Strahler) in Abhängigkeit des Klarwasseranteils (Abwasseranteil aus Kläranlagen, in %); **b:** Regressionsmodell, basierend auf den Daten kleiner Flüsse ( $\omega \leq 3$ ); Gestrichelte Linie: kritischer Anteil gereinigten Abwassers, bei dem mit einer Wahrscheinlichkeit von 50% ein guter oder sehr guter ökologischer Status erwartet werden kann ( $T_{50} = 6,5$ ). – Nach © Büttner et al. 2022, Beschriftungen übersetzt.





**Abb. 7.** Relative Änderungen der Medianabflüsse (q50) von Flüssen in Deutschland bei einer Temperaturerhöhung von 1,5, 2,0 und 3,0 °C für die Periode 2070–2100 (berechnet aus 45 Klima-Hydrologie-Simulationen bezogen auf die Referenzperiode 1971–2000); Robustheit der Projektionen: 1,5°C: durchschnittlich, 3°C: hoch. – nach Marx et al. 2018, verändert und ergänzt.

orientierter Ziele der Abwasserreinigung ein lokales oder regionales ökologisches Risiko erzeugen. Diese sind aber alle identifizierbar und es kann ortsspezifisch bestimmt werden, wie die vorhandene Abwasserlast ökologisch verträglich in die Gewässer weitergeben werden könnte.

## Klimawandel

Unter Verwendung von 45 Klima-Hydrologie-Simulationen haben Marx et al. (2018) die voraussichtliche relative Änderung der Medianabflüsse (q50: Abfluss, der an 50 % der Tage im Jahr, im 30-Jahres-Durchschnitt, unterschritten wird) für Flüsse in Deutschland mit einem Einzugsgebiet von mehr als 1000 km<sup>2</sup> berechnet. Es wird prognostiziert, dass in der weiteren Zukunft (Jahre 2070–2100) die Abflüsse bei einer weiteren Temperaturerhöhung um 1,5°C im Vergleich zur Referenzperiode (1971–2000) eher zunehmen (im Durchschnitt um +3,22 %) und bei einer Erhöhung um 2°C je nach Region dann aber sehr unterschiedlich reagieren (im Durchschnitt –1,35 %). Bei einer weiteren Temperaturerhöhung um 3°C, die in Anbetracht des Fortgangs bei den Emissionsminderungen nicht unrealistisch ist, werden sie jedoch flächendeckend erheblich abnehmen, im Durchschnitt um –9,04 %, mit Maxima von –20 % des Medianabflusses (Abb. 7). Welche gravierenden Folgen dies für kleinere Fließgewässer haben kann, wurde bereits angesprochen (vgl. Geist 2023 in diesem Band).

Mit diesen hydrologischen Projektionen wurde das Kläranlagennetzwerk in den Einzugs-

gebieten der Elbe, der Weser und des Rheins mit der Lage der einzelnen Kläranlagen, den Medianabflussdaten sowie den Schwellenwerten für Abwasseranteile und Konzentrationen an Phosphor und Ammonium, die noch als ökologisch verträglich gelten können, in einem komplexen Modell kombiniert und daraus das Risiko einer signifikanten Belastung aus punktuellen Kläranlageneinleitungen bei einem Temperaturanstieg von 3°C berechnet (Yang et al. 2022). Demnach werden wir auch in Zukunft viele Kläranlagen haben, die auch aus hydrologischen Gründen so weiterarbeiten können wie bisher, sofern sie jenseits der Grenze von 6,5 % Abwasseranteil am Niedrigwasserabfluss liegen. Aber ein signifikanter Anteil von Kläranlagen wird dieses Kriterium nicht erfüllen können und zu zusätzlichen Risiken führen.

Interessanterweise gibt es z. B. bei Ammonium bei den größeren Flüssen und den kleinen, mittelgroßen und großen Kläranlagen keine Probleme. Das Problem liegt vielmehr an den kleinen und mittleren Flüssen, an denen die mittelgroßen Kläranlagen liegen, die fast vollständig davon betroffen sind, dass sie unter Einhaltung der Bedingungen des Emissionsprinzips trotzdem nicht umweltverträglich einleiten. Durch den Klimawandel kommen nun etwa 15–20 % der Kläranlagen zu dieser Gruppe hinzu. Das ist signifikant, es ist aber kein Katastrophenszenario, sondern eines, das durch gezieltes Management in einem kombinierten Ansatz gelöst werden (Büttner et al. 2022).

## Indirekte Folgen des Klimawandels

Was wäre – und dies ist nicht unwahrscheinlich – wenn Jahre wie 2018 und 2019 mit ihren Hitze- und Dürresommern ab circa 2050 normale Jahre in Deutschland sind und nicht die Ausnahmen, wie wir sie jetzt erlebt haben, und wenn wir in unserem Wassermanagement so wie bisher weitermachen (»business as usual«-Szenario)? In diesem Fall werden nicht nur die Fließgewässer in der oben beschriebenen Weise betroffen sein, sondern auch die Standgewässer, in denen die ohnehin schon erheblichen Eutrophierungserscheinungen weiter verstärkt werden und es vermehrt zu schädlichen Cyanobakterienblüten kommen wird. Am Höhepunkt der Hitzewelle im Juli/August 2018 sind vereinzelt überall in Deutschland, aber stark gehäuft in Nordostdeutschland, in den Stand- und Fließgewässern solche Cyanobakterienblüten aufgetreten, die aktuell aber durch kein Monitoring systematisch erfasst werden. Dies gilt auch für die großen Talsperren, wie z. B. der Edertalsperre in Hessen, deren Abfluss- und Wasserstandsregime nach den Erfahrungswerten der Vergangenheit gesteuert wird, in der eigentlich immer genug Wasser da war, und die unter den Bedingungen einer langen Dürreperiode gepaart mit einer Hitzewelle noch nie so lang anhaltende Defizite im Füllstand wie im Jahr 2018 hatte. Durch die dadurch ausgelöste Wirkungskette aus Wärme, Licht, Schichtungsverhältnissen und Nährstoffbelastung zusammen mit gestörten Nahrungsketten werden Algen- und Cyanobakterienblüten gefördert, die zu massiven Schäden führen können (insb. Gesundheitsgefährdungen und Fischsterben). Mindestens fünf dieser Faktoren werden durch den Klimawandel verstärkt, d. h., wir haben es mit kombinierten Effekten zu tun, da sich der Klimawandel nicht nur als Filter, sondern auch in der Rückkoppelung verstärkend auf die kontrollierenden Faktoren für solche Umweltzustände auswirkt.

Dies müssen wir in Zukunft vermutlich regelhaft erwarten, wenn wir nicht gezielt Vorsorge- und Krisenmanagementstrategien als essentielle Bestandteile eines effizienten Gewässermanagement entwickeln und umsetzen. Hierbei gilt es, insbesondere die Co-Benefits integrierter Anpassungsstrategien zu nutzen und nicht partielle Schutz- und Nutzungsziele sektoral durchzusetzen.

## Fazit und Ausblick

Wenn wir die quantitative, qualitative und ökologische Wasserkrise als Ganzes unter den Bedingungen des bereits manifesten und sich weiter verstärkenden Klimawandels lösen wollen, so müssen wir

- die Einflussfaktoren und deren Folgen gut begründet, d. h. faktenbasiert priorisieren, um aus der Vielzahl der Faktoren dann diejenigen zu adressieren, die den größten Effekt, die größte Wirksamkeit haben und die umsetzbar sind,
- anerkennen, dass der Klimawandel sowohl verstärkende als auch abschwächende Wirkungen haben kann, diese in Betracht ziehen und entsprechend erklären, wenn sie zur Begründung von Maßnahmen dienen, und
- diese faktenbasierten Maßnahmenprogramme um den Aspekt der Klimaadaptation erweitern, sie justieren und entsprechend umsetzen.

Die Auswirkungen des Klimawandels, sowohl die schon spürbaren als auch die noch kommenden, dürfen aber in keinem Fall als Ausrede herangezogen werden, dass bestimmte Wassernutzer und Verursacherbereiche ihre »Hausaufgaben« im Gewässerschutz nicht erledigt haben. Aus wissenschaftlicher Sicht ist es nicht erfreulich, nach jahrzehntelangen Anstrengungen im Gewässerschutz eine Veröffentlichung mit dem Titel »Why wastewater treatment fails to protect stream ecosystems in Europe« schreiben zu müssen (Büttner et al. 2022). Man könnte das letztlich als unbequeme Wahrheit bezeichnen. Viel lieber würde ich in 10 Jahren an einer Veröffentlichung mit dem Titel »Taming multiple stressors and climate change: how healthy ecosystems were restored across Europe« mitschreiben, in einem Autorenkonsortium aus Wissenschaftlern, die die Grundlagen geliefert haben, und aus Wassermanagern und Regulatoren, die das umgesetzt haben.

## Literatur

- Brauns, M., D. C. Allen, I. G. Boëchat, W. F. Cross, V. Ferreira, D. Graeber, C. J. Patrick, M. Peipoch, D. von Schiller & B. Gücker. 2022. A global synthesis of human impacts on the multifunctionality of streams and rivers. – *Global change biology*, 28: 4783–4793. <https://doi.org/10.1111/gcb.16210>.

- Büttner, O., J. W. Jawitz & D. Borchardt. 2020. Ecological status of river networks: stream order-dependent impacts of agricultural and urban pressures across ecoregions. – *Environmental Research Letters*, 15 (10):1040b3. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb62e>.
- Büttner, O., J. W. Jawitz, S. Birk & D. Borchardt. 2022. Why wastewater treatment fails to protect stream ecosystems in Europe. – *Water Research*, 217:118382. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118382>.
- Geist, J. 2023. Gefährdung und Schutz von Oberflächengewässern. Einführung in das Rundgespräch. – In: Bayer. Akademie der Wissenschaften (Hrsg.): *Gefährdung und Schutz von Oberflächengewässern*. Pfeil, München: 9–16.
- Lemm, J. U., M. Venohr, L. Globevnik, K. Stefanidis, Y. Panagopoulos, J. van Gils, L. Posthuma, P. Kristensen, C. K. Feld, J. Mahnkopf, D. Hering & S. Birk. 2021. Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. – *Global Change Biology*, 27 (9): 1962–1975. <https://doi.org/10.1111/gcb.15504>.
- Liess, M., L. Liebmann, P. Vormeier, O. Weisner, R. Altenburger, D. Borchardt, W. Brack, A. Chatzinotas, B. Escher, K. Foit, R. Gunold, S. Henz, K. L. Hitzfeld, M. Schmitt-Jansen, N. Kamjunke, O. Kaske, S. Knillmann, M. Krauss, E. Küster, M. Link, M. Lück, M. Möder, A. Müller, A. Paschke, R. B. Schäfer, A. Schneeweiss, V. C. Schreiner, T. Schulze, G. Schüürmann, W. von Tümpling, M. Weitere, J. Wogram & T. Reemtsma. 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>.
- Marx, A., R. Kumar, S. Thober, O. Rakovec, N. Wanders, M. Zink, E. F. Wood, M. Pan, J. Sheffield & L. Samaniego. 2018. Climate change alters low flows in Europe under global warming of 1.5, 2, and 3°C. – *Hydrology and Earth System Sciences*, 22: 1017–1032. <https://doi.org/10.5194/hess-22-1017-2018>.
- Tockner, K., M. Pusch, D. Borchardt & M. S. Lorang. 2010. Multiple stressors in coupled river-floodplain ecosystems. – *Freshwater Biology*, 55 (Suppl. 1): 135–151. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02371.x>.
- Yang, S., O. Büttner, R. Kumar, S. Basso & D. Borchardt. 2022. An analytical framework for determining the ecological risks of wastewater discharges in river networks under climate change. – *Earth Future*, 10 (10):e2021EF002601. <https://doi.org/10.1029/2021EF002601>.

## Diskussion

**P. Holm:** Sie haben am Ende Ihres Vortrags die Zusammenarbeit mit Managern und Regulatoren angesprochen. Was wird dabei konkret gemacht bzw. gibt es schon etwas wie ein »best practice example«, als Weg, den wir gehen müssen, um das Gewässermanagement zu optimieren?

**D. Borchardt:** Ich würde verschiedene Ebenen unterscheiden. Auf der nationalen Ebene denke ich, dass die Nationale Wasserstrategie für Deutschland eine sehr gute Grundlage für diesen Handlungsauftrag darstellt, der jetzt in vielen Politikfeldern orientiert an den gemeinsamen Zielen umgesetzt werden muss.<sup>1</sup> Der Prozess, der zu der Nationalen Wasserstrategie geführt hat, und die darin angesprochenen Dinge haben sehr viel von »best practice«. Auf der nationalen Ebene sehe ich daher eine Zusammenarbeit, die jetzt weitergeführt wird. Auf Ebene der Bundesländer sehe ich einzelne Bundesländer, die eher progressiv und konsequent vorgehen und z.B. Wasserstrategien erarbeiten, um das Thema Klima anzugehen, das heißt um die davon besonders betroffenen Wassernutzungen und die vulnerablen Oberflächen- und Grundwasserkörper zu identifizieren, und die dort geltenden wasserrechtlichen Erlaubnisse zu überprüfen im Hinblick auf die Frage, ob sie denn klimafest sind und, wenn nicht, wie sie nachjustiert werden müssen. Aber das machen nicht alle Bundesländer. Ich könnte jetzt auch noch verschiedene Wasserverbände aufführen, die im operativen Wasserressourcen- und Gewässermanagement zuständig sind, entweder per Sondergesetz oder auch nicht – auch da gibt es positive Beispiele. Ich bin daher nicht so pessimistisch, was diese Zusammenarbeit angeht. Was ich mir aber wünschen würde, wäre ein Wettbewerb um die besten Ideen und die effizienteste Umsetzung mit den meisten Co-Benefits. Diese müsste

man gezielt vorantreiben, und dann können auch lokal die betroffenen Menschen einfacher mitgenommen werden. Das fehlt, aber davon würde ich mir einen großen Effekt in Richtung »best practice« versprechen.

**J. Pongratz:** Sie hatten bei dem Filtermodell kurz angesprochen, wie die verschiedenen Stressoren miteinander interagieren. Lassen sich pauschale Aussagen darüber treffen, ob die anthropogenen Stressoren die natürlichen Stressoren abschwächen und man vielleicht eine erhöhte Resilienz bekommt? Das wäre ja ein kleiner Lichtblick. Oder muss man im Gegenteil in Richtung Nichtlinearitäten denken, an Kippunkte, die entstehen können? Oder muss man das ganz spezifisch je nach ökologischer Funktion in einem Gewässer untersuchen?

**D. Borchardt:** Das ist mehr eine Frage an die große Runde, an alle Experten hier im Saal. Es geht tatsächlich darum, an der Stelle, wo wir vor allem wissenschaftlich gefragt sind, genau an diesen Aspekten zu arbeiten. Ich denke, man findet im Grundsatz alles: Man findet antagonistische Wirkungen; es gibt natürliche und anthropogene Stressoren, die neutral zueinander stehen, und andere sind synergetisch – und das sind die kritischen, da muss man genau hinsehen. Wenn es um Wirkungsbeziehungen, zum Beispiel um den Hitzefaktor in Kombination mit den hydrologisch-hydraulischen Faktoren geht, so sind diese Wirkungs-Beziehungen alle nicht linear. Und wenn dann zwei oder mehrere nichtlineare Stressoren in einer Wirkungskette zusammenkommen, haben wir ein Identifikationsproblem. Ich bin aber immer kritisch, wenn ich »Kippunkte« höre, da ich finde, wir haben nicht viel Evidenz dafür in limnischen Ökosystemen. Aber dazu sind wir tatsächlich wissenschaftlich gefragt und ich habe eine gewisse Hoffnung, was Metastudien zu dieser Frage angeht. Um einen Schritt weiterzukommen, müssen wir in entsprechende theoriebasierte Studien mit daten- sowie modellgestützten Analysen investieren. Da ist in jüngster Zeit schon einiges gemacht worden, auch modellgestützt, aber das muss mit Nachdruck weitergeführt werden.

1 BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit). 2021. Nationale Wasserstrategie. Entwurf des Bundesumweltministeriums. – Stand Juni 2021. BMU, Bonn, 76 S.; [https://www.bmu.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Download\\_PDF/Binnengewasser/langfassung\\_wasserstrategie\\_bf.pdf](https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/langfassung_wasserstrategie_bf.pdf) [abgerufen am 16.06.2022].

**T. Gschlößl:** Ihre Untersuchungen haben gezeigt, dass im Elbeinzugsgebiet insbesondere Abwasseranlagen einer mittleren Ausbaugröße zur Belastung der Gewässer beitragen. Müsste man hier gegebenenfalls die Anforderungen an den Ablauf verschärfen? Wären aus Ihrer Sicht weitere Optimierungen im Bereich der biologischen Abwasserreinigung notwendig?

**D. Borchardt:** Wir haben in diesen Untersuchungen den Abwasseranteil als Proxy genutzt, der sich als guter Deskriptor erwiesen hat. Der Abwasseranteil beinhaltet aber mehr als nur den Kläranlagenablauf. Im Elbegebiet haben wir es in fast allen Fällen mit Mischentwässerungssystemen zu tun und in solchen Situationen gehört es dazu, den Niederschlagswasseranteil mit anzusehen. Das heißt, wir müssen aus emissionsbezogener Sicht auch betrachten, welchen Anteil an Stoffeinträgen die Mischkanalisation im Vergleich zu Kläranlagen hat. Bei den Kläranlagen würde ich denken, dass man in solchen Fällen in Richtung einer Art toxikologischen Screenings gehen müsste. Es gibt die Methoden für eine wirkungsbezogene Analytik, um in dem Restabwasserstrom entsprechende Komponenten zu identifizieren und zu sehen, um welches Risiko – und das kann im Wesentlichen nur ein toxikologisches Risiko sein – es sich handelt. Da gibt es Vorschläge, wie das gemacht werden kann, und das muss man jetzt auf breiterer Grundlage anwenden. Ich würde beides tun: Sowohl die Kanalisation mit ihrem Emissionsverhalten ansehen, egal, ob es sich um eine Misch- oder eine Trennkanalisation handelt, als auch den Kläranlagenablauf und beides in ihrem entsprechenden Gefährdungspotenzial ausdifferenzieren. Das kann an der einen Stelle bedeuten, dass man vielleicht den ganzen Ablauf behandeln muss, aber an einer anderen Stelle ist es vielleicht mehr ein Quellenproblem, wenn ein Stoff enthalten ist, den man an der Quelle viel besser abstellen kann als zu versuchen, ihn hochverdünnt durch irgendein aufwändiges Reinigungsverfahren herauszuholen. Ich würde für diese Fälle – es handelt sich etwa um ein Viertel der Kläranlagen – diese Überlegungen ansetzen, bevor wir zum Beispiel flächendeckend in eine vierte Reinigungsstufe gehen, die ich aus ökologischer Sicht so für ineffizient halte.

**K. Arzet:** Meine Frage zielt auf die Schnittstelle von Wissenschaft und Praxis ab. Sie haben den Bezug zur Wasserrahmenrichtlinie kurz aufgezeigt. Wenn ich Ihre Ausführungen richtig verstanden habe, so kommt dem Einfluss von Abwasser, was die Wasserqualität und biologische Beurteilung anbetrifft, eine hohe Rolle zu. Würden Sie sagen, dass wir, also die Länder, in den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen dem eine ausreichende Würdigung beimessen? Sind die Schwerpunkte, die wir in den Managementplänen setzen, richtig gesetzt oder haben unsere Kritiker – die ja überall zu finden sind, sei es in der Landwirtschaft oder in anderen Bereichen – Recht damit, dass wir Praktiker den Einfluss von Abwasser auf die Beurteilung der Qualität von Oberflächengewässern zu gering einschätzen oder zu stark herunterrechnen?

**D. Borchardt:** Mir ist in den Maßnahmenplänen die Brücke zwischen dem, was man als ökologisches Monitoring nach Wasserrahmenrichtlinie im Hinblick auf den ökologischen Status macht, und den Maßnahmen noch zu stark entkoppelt. Ich kann in den Maßnahmenprogrammen immer wieder sehen, dass man das übliche, wie die »Allgemeine Degradation«, hineinschreibt, wenn es um das biologische Monitoring geht, und auch das übliche, wenn es um die ohnehin geplanten oder durchgeführten Maßnahmenprogramme geht. Aber die Brücke zwischen beiden ist in einer Vielzahl von Fällen zu wenig konkret und evidenzbasiert. Hilfreich bei der Fortschreibung wäre die Frage: Wo sind die Schwellen, differenziert nach Verursacherebenen, wo ich genauer hinsehen muss, und wo reicht auch weiterhin das »Business as usual« aus? Und ich denke, wir müssen die Pläne differenzierter fortschreiben, weil wir auf der Belastungs- aber auch auf der Wirkungsseite vielfach valide quantitative Informationen über das Monitoring hinaus haben, einschließlich der Projektion von Klimaauswirkungen. Man muss in solchen Maßnahmenprogrammen auch modellgestützte Aussagen akzeptieren und nicht nur gemessene. Das zweite ist, was ich eben mit der wirkungsbezogenen Analytik angedeutet habe: Wir müssen auch die Indikatoren für den chemischen und den biologischen Zustand fortschreiben. Beim ökologischen Zustand ist für mich das Wichtig-

te, dass funktionale Indikatoren hineinkommen, also quantitative Aussagen über zum Beispiel Wärme- und Sauerstoffhaushalt, Primär- und Sekundärproduktion, den trophischen Transfer in den Nahrungsnetzen, und beim chemischen Zustand ist es insbesondere die wirkungsbezogene Analytik.

**I. Werner:** Sie haben eben gesagt, Sie halten wenig von der vierten Reinigungsstufe. Darf ich nach dem Grund fragen?

**D. Borchardt:** Ich habe das zugegebenermaßen etwas überspitzt formuliert. Es ist eine Frage der Priorität. Die Diskussion um die vierte Reinigungsstufe ging um die Frage: Wo bekommen wir den größten Abwasseranteil in der vierten Reinigungsstufe behandelt, damit wir das Problem der potentiell oder tatsächlich schädlichen Spurenstoffe in den Oberflächengewässern lösen? Das ist eine Sichtweise, die aus Sicht des Meeresschutzes vielleicht richtig ist und vielleicht auch aus Sicht eines Sees oder einer Talsperre, aus denen wir Trinkwasser gewinnen. Aber die Abwasserströme aus den großen Kläranlagen entstehen überwiegend in den Unterläufen der Fließgewässernetzwerke und die liegen in Deutschland praktisch alle in den Gewässern fünfter, sechster und siebter Ordnung. Wir müssen sehr viel stärker in den Strukturen von Fließgewässernetzwerken denken und da ist die entscheidende Frage: Wo liegt die Kläranlage, wie lange und in welcher Konzentration ist der Schadstoff von der Einleitung bis ins Folgegewässer unterwegs und welche Strecke legt er

dabei zurück? Mit anderen Worten: wie oft kommt ein sensibler Organismus damit in Kontakt und wie viele Organismen bekommen auf der Fließstrecke etwas davon ab? Das interessiert aber im Unterlauf oftmals gar nicht mehr, weil der natürliche Abflussanteil gegenüber dem Abwasseranteil mit zunehmender Einzugsgebietsgröße überproportional wächst. Daher plädiere ich sehr viel stärker dafür, dass wir uns klarmachen, was wir eigentlich erreichen wollen und mit welchen Effekt. Eine Mikroschadstoffelimination, die auch eine Quellenreduktion sein kann, ist meines Erachtens erstens dort anzugehen, wo der Problemstoff tatsächlich lokal auftritt, und ist zweitens dann geboten, wenn der Schadstoff in wirksamen Konzentrationen tatsächlich im Wasser landet. Was auch oft vernachlässigt wird: Die vierte Reinigungsstufe erfasst den gesamten Niederschlagswasserpfad nicht oder nur teilweise, mit allen Mikroschadstoffen, die zum Beispiel bei einer Trennkanalisation ja gezielt nicht zur Kläranlage fließen, sondern mehr oder minder direkt in das nächste Gewässer gelangen. Bei einer Mischwasserkanalisation sind es Größenordnungen von etwa 25 %, die zwar verdünnt über die Überlaufbecken oder andere Bauwerke, aber ebenfalls auch an den Kläranlagen vorbei direkt in die Gewässer eingeleitet werden. Ich habe daher Zweifel an der Gesamteffizienz des Gesamtsystems aus Kanalisationen und Kläranlagen aus Sicht des Gewässerschutzes, wenn man auf die Abwasserströme aus den Kläranlagen zu viel Gewicht legt. Ich bin nicht grundsätzlich gegen eine vierte Reinigungsstufe, aber für eine besser begründete Prioritätensetzung.