

# Gesammelte Fachartikel und Studien zu Mikroverunreinigungen in Fließgewässern und deren ökotoxikologische Beurteilung

## Inhaltsverzeichnis

Munz N., Wittmer I., 2012. <a href="#">Pestizidmessungen in Fließgewässern</a> , schweizweite Auswertung. Aqua&Gas 11: 32-41. ....	Seite 2
Ruff M., Singer H., Ruppe S., Mazacek J., Dolf R., Leu C., 2013. <a href="#">20 Jahre Rheinüberwachung</a> , Erfolge und analytische Neuausrichtung in Weil am Rhein. Aqua&Gas 5: 16-25.....	12
Leib V., 2015. <a href="#">Makrozoobenthos in kleinen Fließgewässern, Makrozoobenthos-Untersuchungen: Schweizweite Auswertung</a> . Aqua&Gas 4: 66-75 .....	22
Leib V., 2015. <a href="#">Makrozoobenthos in kleinen Fließgewässern, Schweizweite Auswertung</a> . Bericht Im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU, Bern: 60 S. ....	32
Ashauer R., 2012. <a href="#">Ökotoxikologische Bewertung</a> , schwankende Stoffkonzentrationen und wiederholte Konzentrationsspitzen in Gewässern. Aqua&Gas 11: 24-31.....	92
Junghans M., Kase R., Chèvre, N., 2012. <a href="#">Qualitätskriterien für Pflanzenschutzmittel</a> , Methode zur Herleitung von Qualitätskriterien für PSM in Schweizer Oberflächengewässern. Aqua&Gas 11: 16-22.....	100

# PESTIZIDMESSUNGEN IN FLIESSGEWÄSSERN

## SCHWEIZWEITE AUSWERTUNG

Die Schweizer Fließgewässer werden, mehrheitlich von kantonalen Gewässerschutzfachstellen, auf eine grosse Anzahl von Pestiziden (Biozide und Pflanzenschutzmittel, PSM) untersucht. Erstmals werden hier die zur Verfügung gestellten Messdaten, die anzahlmässig von PSM dominiert werden, aus einer nationalen Perspektive interpretiert. 98 der 162 nachgewiesenen Pestizide wiesen an über 70% der 565 untersuchten Standorte Konzentrationen über 0,1 µg/l auf. Die höchste Belastung wurde in kleinen Fließgewässern im Juni und Juli beobachtet.

Nicole Munz; Christian Leu, BAFU  
Irene Wittmer, Eawag

### CHARGE EN PESTICIDES DES COURS D'EAU EN SUISSE

L'objectif de cet article est de donner une vue d'ensemble actuelle de la charge en pesticides des cours d'eau en Suisse. L'application de la loi fédérale sur la protection des eaux, et donc la surveillance de l'état des cours d'eau, est de la compétence des cantons. Pour cette étude, des données d'analyses de pesticides effectuées entre 2005 et 2012 ont été récoltées, principalement auprès des services cantonaux de la protection des eaux, de la station internationale de surveillance du Rhin à Weil am Rhein (D) (Internationale Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein, RÜS) et des commissions internationales pour la protection des eaux, et ont été pour la première fois interprétées d'un point de vue national.

Les données de pesticides évaluées proviennent de 565 sites de prélèvement dans des cours d'eau, dont la majorité est située sur le Plateau Suisse. En tout 345 000 valeurs mesurées ont été regroupées dans une banque de données. De cette banque de données, 203 des 281 substances actives organiques avec un effet biocides ont été prises en compte pour l'évaluation. Les pesticides considérés (203) étaient, au moins temporairement, homologués entre 2005 et 2012 comme produit phytosanitaire ou biocide. Parmi les 203 pesticides analysés, 162 ont été détectés au moins une fois au-dessus de la limite de quantification. Dans l'ensemble, les produits phytosanitaires constituent la plus grande partie des pesticides recherchés alors que les biocides n'ont été analysés >

### EINLEITUNG

Pflanzenschutzmittel (PSM) und Biozide, zusammengefasst unter dem Begriff Pestizide, werden regelmässig in Fließgewässern nachgewiesen. Ihre potenziellen nachteiligen Einwirkungen auf die aquatische Umwelt sind unbestritten, zumal viele dieser Stoffe gezielt eingesetzt werden, um unerwünschte Organismen zu bekämpfen. PSM werden in der Landwirtschaft und im Siedlungsraum appliziert, vor allem um Pflanzen und Pflanzenerzeugnisse vor Schadorganismen zu schützen und um unerwünschte Pflanzen zu vernichten. Biozide dagegen haben andere Verwendungszwecke: Sie werden beispielsweise zum Schutz von Mauern und Fassaden und zur Schädlingsbekämpfung im Haushalt eingesetzt.

Aktuell sind in der Schweiz 339 Wirkstoffe für die Verwendung in PSM zugelassen (Anhang 1 Pflanzenschutzmittelverordnung, PSMV, Stand 2012, [1]) und 270 Wirkstoffe für verschiedenste Anwendungen als Biozid (Biozidprodukteverordnung, VBP, Stand 2012, [2, 3]). Ein einzelner Wirkstoff, wie zum Beispiel Diuron, kann gleichzeitig als PSM und Biozid zugelassen sein und wird in diesem Artikel als «doppelt zugelassen» bezeichnet. Wenn ein Wirkstoff, wie z.B. Glyphosat, nur als PSM zugelassen ist, wird in diesem Artikel von einem «reinen PSM» gesprochen, und umgekehrt, wenn er nur als Biozid zugelassen ist (z.B. DEET), von einem «reinen Biozid».

PSM und Biozide können aus Siedlungs- und Landwirtschaftsgebieten während der Anwendung (z. B. durch Abdrift) oder regengetrieben nach der Anwendung via Oberflächenabfluss, Drainagen, Meteorwasserleitungen oder Überläufe in Oberflächengewässer eingetragen werden. Zusätzlich können Arbeiten vor und nach der Anwendung, wie z. B. die Reinigung von Spritzgeräten oder Pinseln, zu Pestizid-Einträgen in Oberflächengewässer führen. Alle diese Einträge sind auf eine kurze Zeit beschränkt und gelangen, meist ohne Kläranlagenpassage, als diffuse Einträge direkt in die Oberflächengewässer, wo sie oft zu relativ kurzen Konzentrationsspitzen führen. Im Gegensatz zu den Biozid-Einträgen sind die PSM-Einträge saisonal während den Applikationsperioden am ausgeprägtesten.

Es sind vor allem kleinere Bäche, die nicht durch Kläranlagen-Einträge belastet sind, in denen die höchsten Pestizid-Belastungsspitzen erwartet und gefunden werden. Wie bedeutend aber sind kleinere Bäche im gesamten Schweizer Gewässernetz? Eine Analyse der Flussordnungszahl (FLOZ) lässt erkennen, dass kleine Gewässer (FLOZ 1 und 2) 80% des gesamten 65 000 km langen Gewässernetzes ausmachen (Fig. 1, [4]). Diese kleinen Gewässer sind nicht nur streckenmässig relevant, sondern auch von ökologischer Bedeutung. Zeitlich hochaufgelöste Feldstudien zeigten zudem, dass in kleinen Bächen Konzentrationsspitzen auftreten [z. B. 5, 6], die vielfach höher sind als in grossen Fließgewässern (Fig. 2).

Aufgrund der oben genannten Faktoren ist es schwierig, die Pestizidbelastung der Schweizer Fließgewässer umfassend zu ermitteln und zu beschreiben. Der Vollzug des Gewässerschutzgesetzes (GSchG, [8]) und damit die Überwachung des Gewässerzustandes ist in der Schweiz im Wesentlichen Aufgabe der Kantone. In den letzten zehn Jahren wurden von den Kantonen vermehrt Kampagnen zur Bestimmung von Pestiziden in Fließgewässern durchgeführt. Da der Bund kein Messnetz zur regelmässigen Untersuchung von Pestiziden in Oberflächengewässern betreibt, fehlte aber bisher eine umfassende, nationale Analyse der Pestizidbelastung in Schweizer Fließgewässern.

Im vorliegenden Artikel wird erstmals ein Vergleich der in der Schweiz angewendeten Untersuchungskonzepte sowie eine schweizweite Auswertung der Pestizid-

belastung der Fließgewässer präsentiert. Dafür wurden mehr als 345 000 Messwerte vorwiegend aus den Jahren 2005 bis 2010 und einige wenige aus den Jahren 2011 und 2012 ausgewertet. Die Daten wurden dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) hauptsächlich von 18 kantonalen Gewässerschutzfachstellen, internationalen Gewässerschutzkommissionen und

der internationalen Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS) zur Verfügung gestellt.

## UNTERSUCHUNGSKONZEPTE

Der Datensatz weist aufgrund der verschiedenen Datenquellen eine grosse Heterogenität in Bezug auf untersuchte

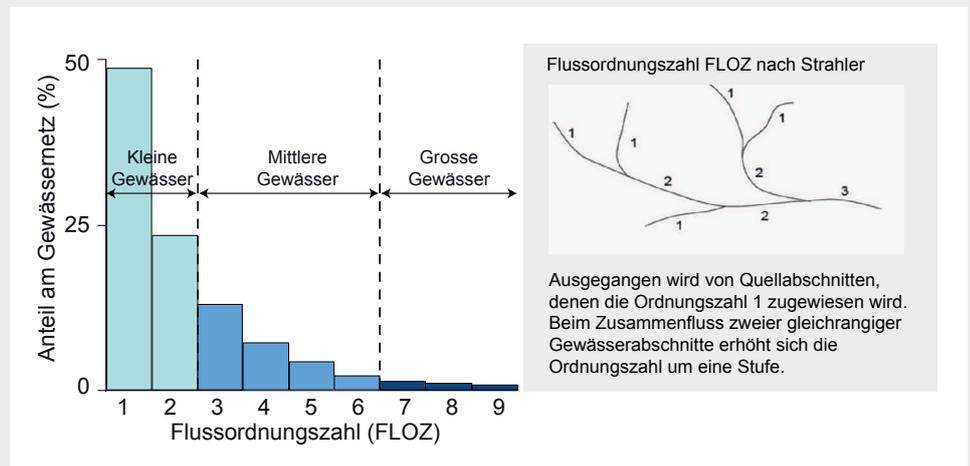


Fig. 1 Anteil der Fließstrecke pro Flussordnungszahl (FLOZ) in Prozent des gesamten Gewässernetzes der Schweiz [4]. In diesem Artikel werden Fließstrecken der FLOZ 1 und 2 als «kleine», FLOZ 3 bis 6 als «mittlere» und FLOZ 7 bis 9 als «grosse» Gewässer bezeichnet

Pourcentage de tronçons de cours d'eau par «numéros d'ordre des cours d'eau» (NOCE) par rapport au réseau hydrographique suisse entier [4]. Dans cet article les tronçons de NOCE 1 et 2 sont nommés «petit» (klein), ceux de NOCE 3 à 6 «moyen» (mittel) et ceux de NOCE 7 à 9 «grand» (gross)

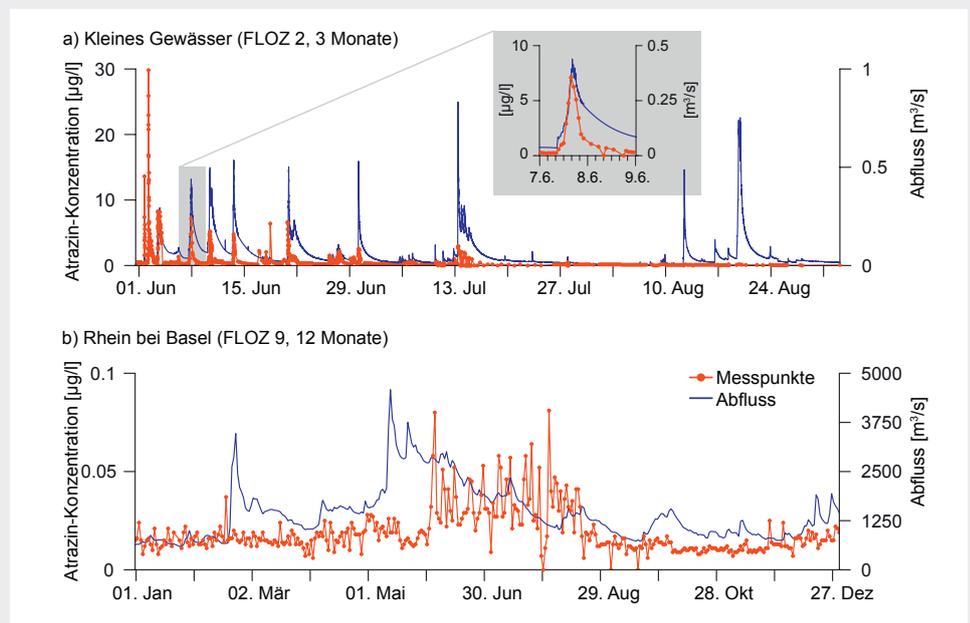


Fig. 2 Grosse Unterschiede im Konzentrationsniveau (Faktor 300) von Atrazin-Messungen im Jahr 1999 a) in einem kleinen Bach im Zürcher Oberland [6] und b) im Rhein bei Basel [7]. Diese Daten wurden im Jahr 1999 erhoben und werden deshalb für die Auswertung in diesem Artikel (Daten von 2005 bis 2012) nicht berücksichtigt

Grandes différences de concentration (facteur 300) d'Atrazine dans les prélèvements de 1999 a) dans un petit ruisseau de l'Oberland zurichois [6] et b) dans le Rhin à Bâle [7]. Ces données ont été relevées en 1999, c'est pourquoi elles ne sont pas considérées dans l'analyse de cet article (données de 2005 à 2012)

Pestizide und Art der Probenahme auf. Diese beiden Aspekte werden im Folgenden näher betrachtet.

### UNTERSUCHTE PESTIZIDE

Insgesamt enthält der Datensatz 281 organische Wirkstoffe mit bioziden Eigenschaften. Davon waren 203 in den Jahren 2005 bis 2012 mindestens zeitweise für die Verwendung als PSM oder Biozid zugelassen (Fig. 3a). Der Datensatz enthält somit 78 organische Wirkstoffe mit bio-

ziden Eigenschaften, die nicht in diesem Zeitraum zugelassen waren und für die weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt wurden. Zusätzlich sind Messwerte für 94 Pestizid-Metaboliten vorhanden. Die Auswertung berücksichtigte nur Pestizid-Wirkstoffe, keine Metaboliten. Von den 203 untersuchten Pestiziden waren 149 im betrachteten Zeitraum (2005 bis 2012) ausschliesslich für die Verwendung als PSM zugelassen und 18 ausschliesslich für die Verwendung als

Biozid (Fig. 3a). Ein Fünftel (n = 36) der untersuchten Pestizide war sowohl als PSM als auch als Biozid zugelassen. In der Gruppe der untersuchten PSM («reine» und «doppelt zugelassene») sind mit rund 50% die Herbizide am stärksten vertreten (30% Fungizide, 20% Insektizide). Die Liste der für die Verwendung als PSM und/oder Biozid zugelassenen Wirkstoffe unterliegt stetem Wandel, so sind aktuell (2012) nur noch 166 der 203 untersuchten Wirkstoffe zugelassen (Fig. 3b). Die Wirkstoffpaletten der Messprogramme sollten deshalb periodisch angepasst werden, was aber nebst anderem von der analytischen Machbarkeit und den angebotenen Analytikprogrammen beeinflusst wird.

In keiner Probe wurden alle 203 Pestizide untersucht. Die Anzahl untersuchter Pestizide pro Probe reichte von einem Wirkstoff bis zu maximal 96 verschiedenen Wirkstoffen, wobei in der Hälfte aller Proben zwischen 13 und 44 Wirkstoffe untersucht wurden. Dies zeigt, dass die untersuchten Wirkstoffpaletten stark variieren.

70 der 100 im Jahr 2010 meistverkauften PSM sind im vorliegenden Datensatz enthalten [9]. Im Gegensatz zu den PSM werden die Biozidverkaufsmengen in der Schweiz nicht systematisch erhoben. Es kann folglich nicht beurteilt werden, ob auch die meistverwendeten Biozide untersucht wurden.

### PROBENAHMEN

Die ausgewerteten Daten stammen von Pestizid-Messungen an 565 verschiedenen Standorten an Fliessgewässern (Fig. 4). Im Schnitt wurden aber pro Jahr nur 150 Standorte untersucht. Die meisten Standorte wurden folglich nur in einem Jahr untersucht.

Im Zeitraum zwischen 2005 und 2012 reicht die Anzahl Proben pro Standort von einer einzelnen bis 2500 Proben bei der Rheinüberwachungsstation (RÜS). Die allermeisten Standorte, mehr als 90%, wiesen in diesem Zeitraum allerdings weniger als 25 Proben auf. Diese Zahlen deuten darauf hin, dass häufiger Spezial-Messprogramme als langjährige Monitorings durchgeführt wurden. Im Datensatz sind einzelne, sehr intensiv beprobte Standorte vorhanden. Standorte mit zeitlich hochaufgelösten Proben während einzelnen Regenereignissen, wie z.B. in Figur 2a gezeigt, sind hingegen kaum vorhanden.

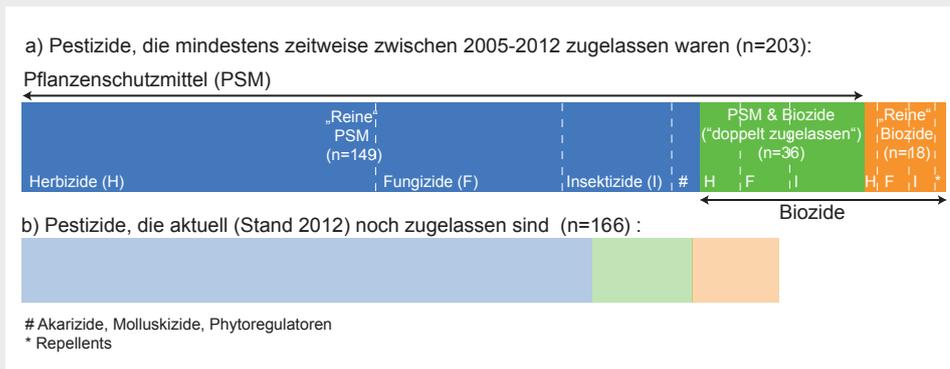


Fig. 3 Zulassungsstatus untersuchter Pestizide: a) Anzahl der untersuchten Pestizide, die zwischen 2005 und 2012 mindestens zeitweise noch zugelassen waren, aufgeteilt nach «reinen PSM» (blau), «reinen Bioziden» (orange) und «doppelt zugelassenen» (grün). Die einzelnen Gruppen sind zusätzlich aufgeteilt in Wirkstoffgruppen (Herbizide, Fungizide, Insektizide), b) Anzahl der untersuchten Pestizide, die im Mai 2012 zugelassen waren. Die Länge der Balken ist proportional zur jeweiligen Anzahl

a) Nombre de pesticides analysés, au moins temporairement homologués entre 2005 et 2012. Répartition entre produits phytosanitaires (bleu), biocides (orange) et homologation pour les deux usages (vert). Répartition également en groupes de substances actives (herbicides, fongicides, insecticides), b) nombre de pesticides recherché, encore homologués en mai 2012. La longueur des barres est proportionnelle aux valeurs

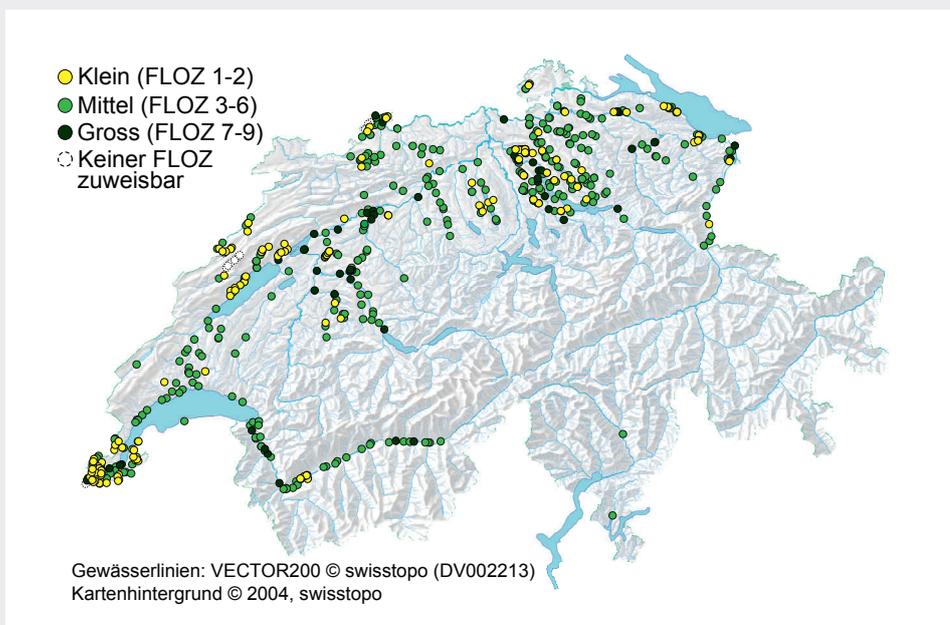


Fig. 4 Alle untersuchten Fliessgewässer-Standorte (n = 565) mit Pestizidmessungen im Zeitraum 2005 bis 2012, aufgeschlüsselt nach Gewässergrösse

Tous les sites de prélèvement dans les cours d'eau (n = 565) où des pesticides ont été mesurés depuis 2005 à 2012, catégorisé par grandeur de cours d'eau

Die 565 untersuchten Standorte sind gleichmässig über das Mittelland verteilt. Aus der Innerschweiz, Graubünden, dem Jura und dem Tessin lagen praktisch keine Pestizidmessungen vor. Im Wallis wurden die Rhone und ihre Zuflüsse untersucht. Obwohl der überwiegende Anteil der gesamten Fliessstrecke in der Schweiz kleine Gewässer sind (Fig. 1), lag nur ein Viertel der untersuchten Standorte an solchen (Fig. 4 und 5).

Der Datensatz ohne die Proben der RÜS enthält etwa gleich viele Misch- wie Stichproben (Fig. 5). Als Mischproben werden alle Proben bezeichnet, die aus mehreren Teilproben bestehen. Dies können sowohl Tagesmischproben als auch bis zu Zweiwochenmischproben sein. Etwa ein Viertel aller Proben stammen von der RÜS, wo eine Vielzahl von Pestiziden in kontinuierlich gezogenen Tagesmischproben analysiert wird.

Die Saisonalität des PSM-Einsatzes ist im Datensatz gut abgedeckt, da in den Frühlings- und Sommermonaten deut-

lich mehr Proben genommen wurden als im Rest des Jahres (Fig. 6).

### BELASTUNGSANALYSE

#### KONZENTRATIONSBEREICHE UND EINFLUSSFAKTOREN

Das Ausmass der erfassten Pestizidbelastung in Fliessgewässern hängt von verschiedensten Faktoren wie Gewässer- und Einzugsgebietsgrösse, Applikationsperiode, Probenahme oder Landnutzung inklusive Verwendungsmengen im Einzugsgebiet ab. Im Folgenden wird der Datensatz für die 203 zwischen 2005 und 2012 mindestens zeitweise zugelassenen Pestizide auf diese Einflussfaktoren hin analysiert.

#### PSM versus Biozide

Rund 80% der 203 untersuchten Pestizide wurden in Schweizer Fliessgewässern mindestens einmal nachgewiesen (Fig. 7), wobei für diejenigen, die nicht nachgewiesen wurden, tendenziell weniger Messwerte vorlagen. Die Hälfte der Pestizide (n = 98) wies mindestens einen Messwert oberhalb des numerischen Anforderungswerts der Gewässerschutzverordnung (GSchV) [10] von 0,1 µg/l auf, ein Drittel Messwerte über 1 µg/l. Bei fast 10% der Pestizide wurden sogar Konzentrationen über 10 µg/l gemessen (Fig. 7).

Obwohl anzahlmässig sehr viel mehr PSM untersucht wurden als Biozide, ist das Verhältnis der nachgewiesenen zu den untersuchten Wirkstoffen für beide ähnlich (Fig. 7). Aufgrund der sehr geringen Anzahl untersuchter Biozide kann allerdings nicht abschliessend beurteilt werden, ob dieses Verhältnis bei einer grösseren Anzahl untersuchter Biozide gleich bleiben würde oder tatsächlich mehr PSM in nachweisbaren Konzentrationen in Schweizer Fliessgewässern vorkommen als Biozide.

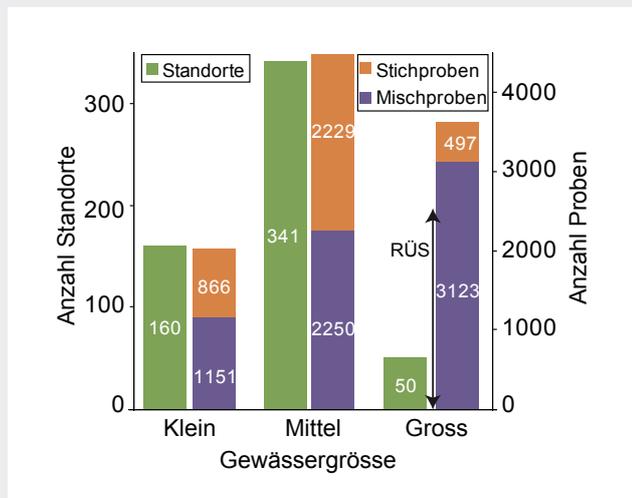


Fig. 5 Anzahl Probenahmestandorte und Proben, aufgeschlüsselt nach Stich- und Mischproben, in verschiedenen Gewässergrössen in den Jahren 2005 bis 2012. Die Proben der internationalen Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein (RÜS) machen ca. 2/3 aller Proben in grossen Gewässern aus

Nombre de sites et d'échantillons, répartis entre échantillons simples et composés, pour les différentes grandeurs de cours d'eau pendant les années 2005-2012. Les échantillons de RÜS (station de surveillance du Rhin à Weil am Rhein) constituent 2/3 de tous les échantillons des grands cours d'eau

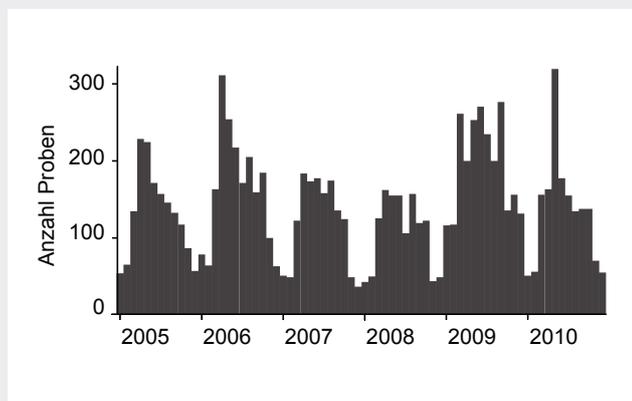


Fig. 6 Anzahl Pestizid-Proben pro Monat in den Jahren 2005 bis 2010  
 Nombre d'échantillons pour analyse de pesticides, par mois entre 2005 et 2010

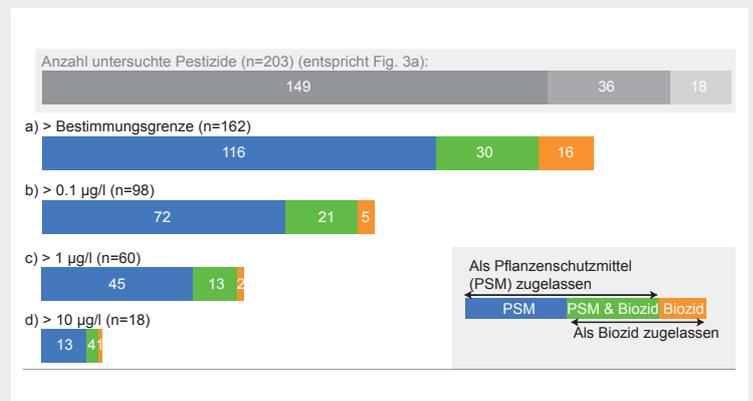


Fig. 7 Anzahl der in Fliessgewässern untersuchten Pestizide, die zwischen 2005 und 2012 mindestens zeitweise zugelassen waren a) in Konzentrationen > Bestimmungsgrenze, b) mit Überschreitungen von 0,1 µg/l, c) mit Überschreitungen von 1 µg/l und d) mit Überschreitungen von 10 µg/l. Aufgeteilt nach «reinen PSM» (blau), «reinen Bioziden» (orange) und «doppelt zugelassenen» (grün). Der graue Balken entspricht der totalen Anzahl untersuchter Pestizide (Fig. 3a)

Nombre de pesticides au moins temporairement homologués entre 2005 et 2012 a) détectés dans les cours d'eau (> limite de quantification), b) mesurés au-dessus de 0,1 µg/l, c) mesurés au-dessus de 1 µg/l et d) mesurés au-dessus de 10 µg/l. Répartition entre produits phytosanitaires (bleu), biocides (orange) et ceux homologués pour les deux usages (vert). La barre grise correspond au nombre total de pesticides analysés (fig. 3a)

Rolle der Gewässergrösse

Betrachtet man die Konzentrationen in Abhängigkeit von der Gewässergrösse, wird deutlich, dass sowohl die Maximalkonzentrationen der einzelnen Pestizide als auch die 95%-Perzentil-Konzentrationen (Konzentration, bei der 5% der Messwerte oberhalb und 95% unterhalb liegen) in kleinen Gewässern deutlich höher sind als in grossen (Fig. 8). In kleinen Gewässern wurden rund viermal so viele Pestizide über 0,1 µg/l nachgewiesen wie

in grossen, und der Anteil der Standorte mit Überschreitungen von 0,1 µg/l ist an kleinen und mittleren Gewässern deutlich höher als in grossen (Tab. 1a und b). Das Bild einer höheren Pestizidbelastung in kleinen Gewässern wird bestätigt durch den Vergleich der Messwerte, die 0,1 µg/l überschreiten. Der Anteil Messwerte grösser 0,1 µg/l unterscheidet sich zwischen den kleinen und den grossen Gewässern um einen Faktor 40 (Tab. 1c). Über alle Fliessgewässer betrachtet, wie-

sen rund 70% (n = 387) der untersuchten Standorte Überschreitungen mindestens eines Pestizids auf (Tab. 1b und Fig. 9), in grossen Gewässern waren es nur 30%. Tendenziell wurden an Standorten ohne Überschreitungen von 0,1 µg/l (Fig. 9) weniger unterschiedliche Pestizide untersucht und weniger Proben gezogen als an jenen mit Überschreitungen (Daten nicht gezeigt). Dies deutet darauf hin, dass an den allermeisten untersuchten Standorten Überschreitungen zu erwarten sind.

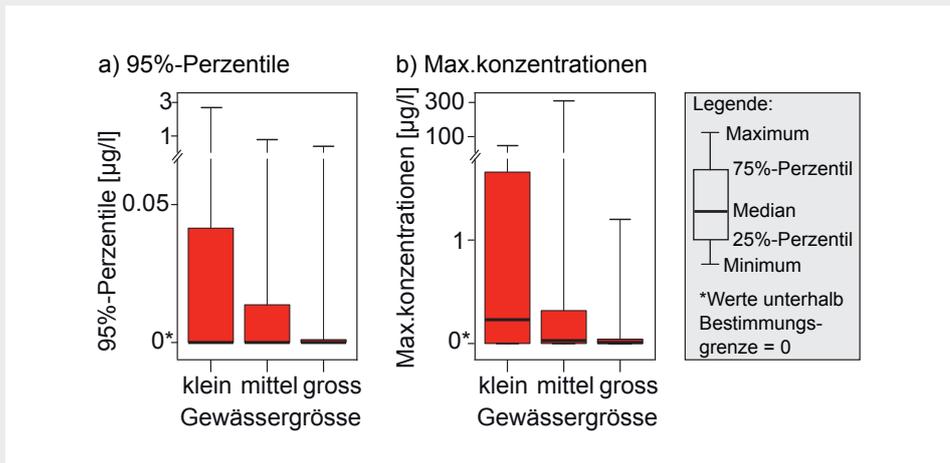


Fig. 8 a) 95%-Perzentil-Konzentrationen und b) Maximalkonzentrationen der einzelnen Pestizide in den verschiedenen Gewässergrössen

a) Percentiles 95% des concentrations et b) concentrations maximales des pesticides dans les différentes grandeurs de cours d'eau

a) Wirkstoffe (WS)				
	Klein	Mittel	Gross	Total
Anzahl WS untersucht (Total)	143	199	186	203
Anteil WS nachgewiesen / Total	66% (95)	65% (129)	65% (120)	80% (162)
Anteil WS > 0,1 µg/l / Total	56% (80)	40% (80)	15% (28)	48% (98)

b) Standorte (STO)				
	Klein	Mittel	Gross	Total <sup>1</sup>
Anzahl STO untersucht (Total)	160	341	50	565
Anteil STO mit min. 1 WS nachgewiesen / Total	91% (146)	96% (328)	94% (47)	94% (533)
Anteil STO mit min. 1 WS > 0,1 µg/l / Total	74% (119)	72% (246)	32% (16)	68% (387)

c) Messwerte (MW)				
	Klein	Mittel	Gross	Total <sup>1</sup>
Anzahl MW (Total)	66 000	135 000	135 000 <sup>2</sup>	345 000 <sup>2</sup>
Anteil MW mit Konzentrationen >BG / Total	15% (9 600)	15% (20 000)	11% (15 000 <sup>2</sup> )	13% (45 000 <sup>2</sup> )
Anteil MW mit Konzentrationen > 0,1 µg/l / Total	4% (2 500)	2% (3 100)	0,1% (130 <sup>2</sup> )	2% (5 800 <sup>2</sup> )

>BG: oberhalb Bestimmungsgrenze  
<sup>1</sup> Total entspricht nicht der Summe aus Klein, Mittel, Gross, da einige Standorte/Gewässer (n=14) keiner FLOZ zugeordnet werden konnten.  
<sup>2</sup> ~100 000 MW stammen aus der RUS, davon sind ~12 000 MW >BG, davon sind ~50 MW >0,1 µg/l

Tab. 1 Übersicht der a) Wirkstoffe, b) Standorte, c) Messwerte aller Pestizide nach den Kriterien «untersucht», «nachgewiesen» und «Nachweis > 0,1 µg/l» für verschiedene Gewässergrössen. In Klammern ist jeweils die absolute Anzahl angegeben  
 Vue d'ensemble a) des substances actives, b) des sites, c) des valeurs mesurées de tous les pesticides selon les critères «analysé», «détecté (> limite de quantification)» et «détecté > 0,1 µg/l» pour les différentes grandeurs de cours d'eau. Entre parenthèses: nombre respectif

Saisonalität und Probenahmeart

Um neben der Gewässergrösse auch den Einfluss der Saisonalität und der Probenahmeart (Misch- oder Stichprobe) zu analysieren, wurden alle Messdaten der kleinen Gewässer nach diesen zwei Kriterien aufgeschlüsselt. Die Auswertung zeigt, dass die Fliessgewässer von Frühling bis Herbst stark und in den Sommermonaten Juni und Juli am stärksten belastet sind (Fig. 10).

Weiter wurden mit Mischproben höhere Konzentrationen erfasst als mit Stichproben (Daten nicht gezeigt), was auch durch frühere Untersuchungen des Kantons Zürich bestätigt wird [11]. Ein Grund für diese Konzentrationsunterschiede ist, dass in einer Mischprobe die Konzentrationsspitzen während Regenereignissen mit einer grösseren Wahrscheinlichkeit erfasst werden als mit einer einzelnen Stichprobe.

Rund ein Viertel (n ≈ 20) aller 95%-Perzentil-Konzentrationen der einzelnen Pestizide lag in den Mischproben der Monate Juni/Juli über 0,1 µg/l. Die höchsten effektiv auftretenden Konzentrationsspitzen liegen aber mit Sicherheit höher als die in diesem Datensatz mit Mischproben erfassten Konzentrationen, da sich in kleinen Gewässern die Konzentrationen während Regenereignissen innerhalb weniger Stunden um zwei Grössenordnungen ändern können (Fig. 2a). Mit Mischproben über mehrere Tage erfasst man zwar Regenereignisse, mittelt aber die Konzentrationen über das ganze Ereignis.

Landnutzung im Einzugsgebiet

Neben den bereits diskutierten Einflussfaktoren Gewässergrösse, Applikationsperiode und Probenahme hängt die gemessene Pestizidbelastung eines Fliessgewässers auch massgeblich von der Landnutzung bzw. der applizierten Pestizidmenge im entwässerten Einzugsgebiet ab. Dieser Einflussfaktor wurde

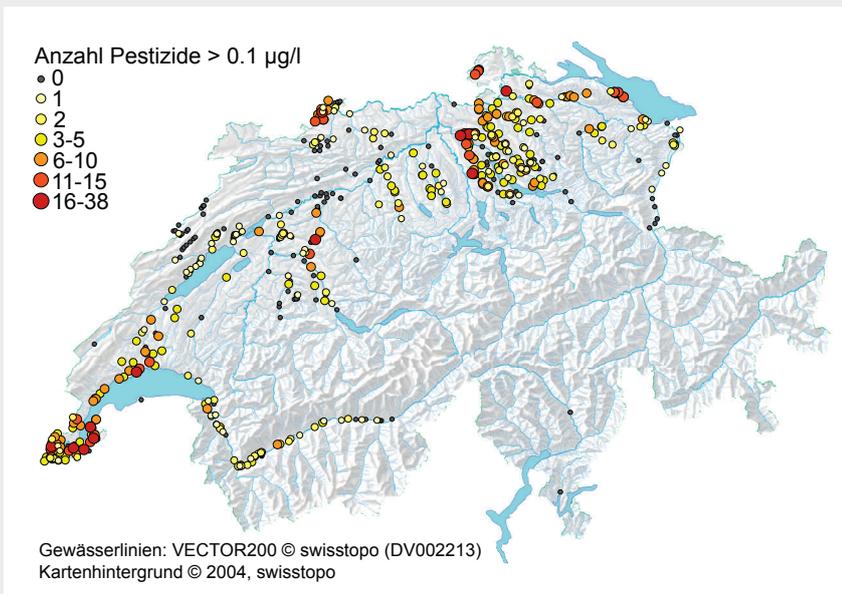


Fig. 9 Anzahl verschiedener Pestizide pro Standort, für die mindestens eine Überschreitung von 0,1 µg/l beobachtet wurde

Nombre de pesticides différents par sites pour lesquelles au moins un dépassement de 0,1 µg/l a été observé

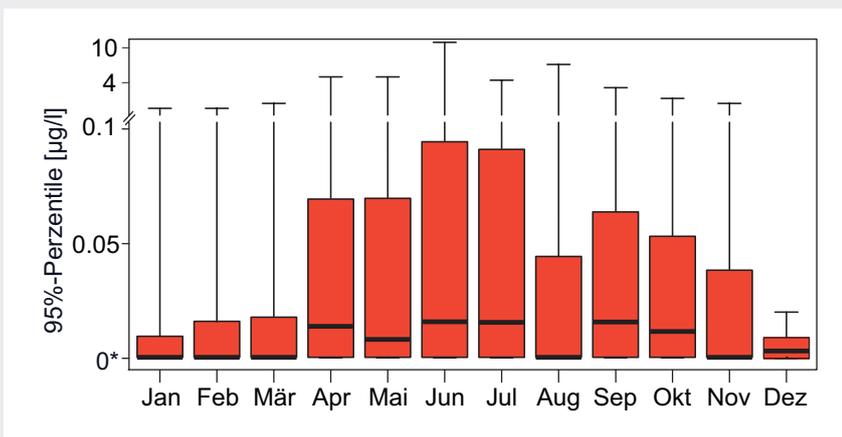


Fig. 10 95%-Perzentil-Konzentrationen der einzelnen Pestizide pro Monat, die in Mischproben aus kleinen Gewässern bestimmt wurden

Percentiles 95% des concentrations de chaque pesticide par mois dans les petits cours d'eau (seulement pour les échantillons composés)

nicht systematisch untersucht. Am Beispiel von zwei im Datensatz enthaltenen, intensiv beprobten Einzugsgebieten kann aber gezeigt werden, dass der gesamtschweizerische Datensatz nicht unbedingt repräsentativ für einen Gewässerabschnitt mit einem hohen Anteil einer spezifischen Landnutzung ist. Im Rebbaugbiet des Ruisseau des Charmilles lagen die Konzentrationen von Diuron, das in grossen Mengen im Rebbaug und in Fassaden eingesetzt wird, um ein Vielfaches höher als im gesamten Datensatz (Fig. 11). Ebenfalls deutlich höher lagen die Diuron-Konzentrationen im dicht besiedelten Einzugsgebiet des Furtbachs. Um die Häufigkeit ähnlich dicht bebauter Sied-

lungs- und Rebbauggebiete im gesamten Gewässernetz zu beurteilen, müsste eine schweizweite Landnutzungsanalyse kombiniert mit Einsatzmengerhebungen durchgeführt werden. Da eine intensive Beprobung sehr aufwendig ist, wurden die allermeisten Standorte im gesamten Datensatz deutlich weniger beprobt als die zwei diskutierten Beispiele. Absolute Konzentrationsspitzen wurden deshalb wahrscheinlich nur in Ausnahmefällen erfasst. Die tatsächliche Belastungssituation kann somit nicht abschliessend beurteilt werden, es kann aber vermutet werden, dass der gesamte Datensatz eher den unteren Bereich der tatsächlichen Pestizidbelastung abdeckt.

### PESTIZIDE MIT HOHEN KONZENTRATIONEN

Die Auswertung des gesamten Datensatzes zeigt, dass sehr viele Pestizide ( $n = 98$ ) in Konzentrationen über 0,1 µg/l in Fließgewässern nachgewiesen wurden. In einem zweiten Schritt der Belastungsanalyse wurden deshalb die Pestizide identifiziert, die in höchsten Maximal- und 95%-Perzentil-Konzentrationen vorlagen, sowie jene, die anteilmässig am häufigsten nachgewiesen wurden (Tab. 2).

#### Höchste Maximalkonzentrationen

Die Hälfte der zwanzig Pestizide mit den höchsten Maximalkonzentrationen gehört zur Gruppe der Herbizide, darunter sind unter anderem Metamitron, Chlortoluron oder Linuron. Die Maximalkonzentrationen dieser zwanzig Pestizide lagen zwischen 7,4 und 301 µg/l, wobei das Biozid DEET mit 301 µg/l die mit Abstand höchste Konzentration aufwies, gefolgt von Chlortoluron mit 81 µg/l.

#### Höchste 95%-Perzentil-Konzentrationen

Die Betrachtung der 95%-Perzentil-Konzentrationen liefert zusätzlich zur Betrachtung der Maximalkonzentrationen verlässlichere Informationen über jene Pestizide, die regelmässig in hohen Konzentrationen auftreten. Die Hälfte der zwanzig Pestizide mit den höchsten 95%-Perzentil-Konzentrationen sind wiederum Herbizide. Die höchsten 95%-Perzentile wurden allerdings für die Fungizide Boscalid und Iprovalicarb und das Insektizid Methoxyfenozid beobachtet, wobei alle drei hauptsächlich in der französischsprachigen Schweiz untersucht wurden. Ebenfalls hohe 95%-Perzentil-Konzentrationen wiesen das Repellent DEET und die Herbizide Glyphosat und Mecoprop auf. Über alle Pestizide betrachtet, sind die 95%-Perzentil-Konzentrationen etwa 50-mal tiefer als die Maximalkonzentrationen (Fig. 8).

#### Pestizide mit den meisten Nachweisen

Am häufigsten wurde Atrazin nachgewiesen mit 69% der Messwerte oberhalb der Bestimmungsgrenze. Weitere Pestizide mit einer grossen Anzahl an Messwerten oberhalb der Bestimmungsgrenze sind DEET und Mecoprop. Die Anzahl nachgewiesener Pestizide hängt aber unter anderem von der Bestimmungsgrenze eines Wirkstoffes ab und ist deshalb nicht für alle Wirkstoffe eine geeignete Interpretations- und somit Vergleichsgrösse (z.B. Bestimmungsgrenzen von Chlorpyrifos

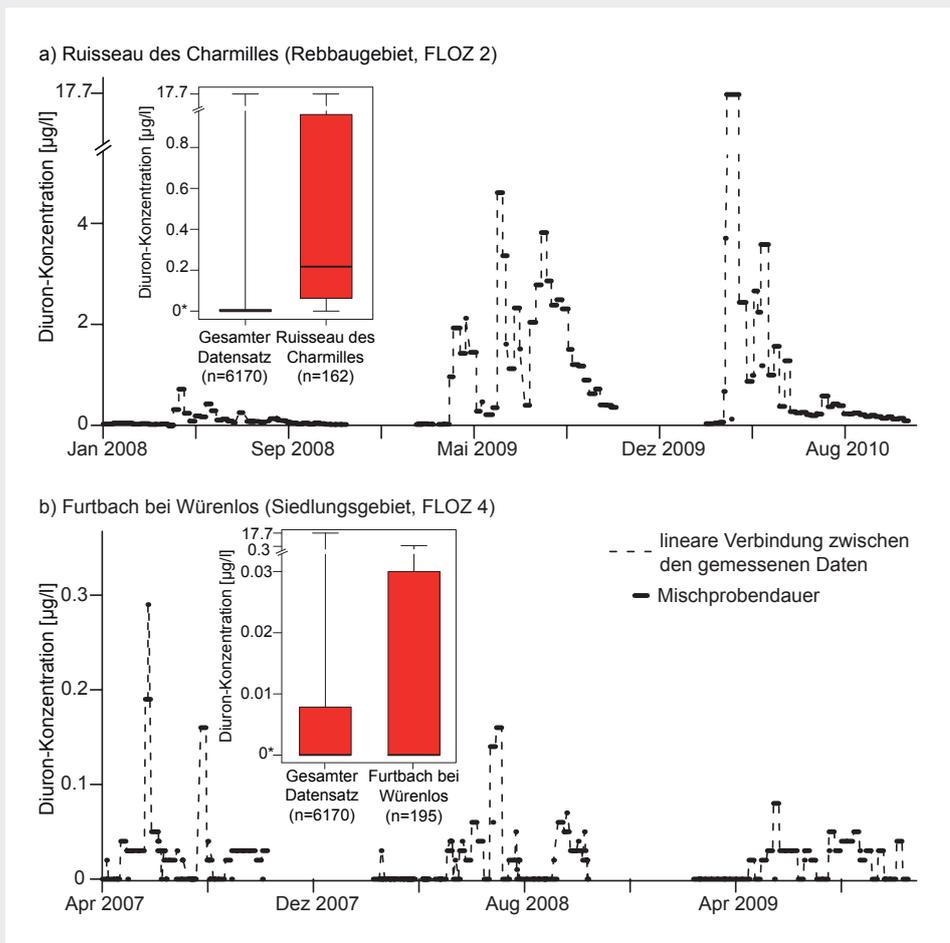


Fig. 11 Gemessene Diuron-Konzentrationsdynamik an zwei im Datensatz enthaltenen, intensiv beprobten Standorten: a) Einzugsgebiet des Ruisseau des Charmilles (Rebbauggebiet) zwischen Januar 2008 und November 2010 und b) Einzugsgebiet des Furtbachs bei Würenlos (Siedlungsgebiet) zwischen April 2007 und Oktober 2009. Boxplots: Vergleich der Diuron-Konzentrationsbereiche des gesamten ausgewerteten Datensatzes (links) mit den Diuron-Messwerten der intensiv beprobten Standorte (rechts)

*Dynamique des concentrations de Diuron mesurées dans deux sites intensivement analysés et contenus dans l'ensemble des données analysées; a) bassin versant du Ruisseau des Charmilles (région viticole) entre janvier 2008 et novembre 2010 et b) bassin versant du Furtbach à Würenlos (région urbaine) entre avril 2007 et octobre 2009. Petits graphes: comparaison des gammes de concentration de toutes les données analysées (gauche) avec les valeurs mesurées de Diuron des deux sites intensivement analysés (droite)*

ca. 0,05 µg/l, Atrazin ca. 0,005 µg/l). In Tabelle 2 sind nur zwei «reine Biozide», aber 24 «reine PSM» enthalten, was darauf hindeutet, dass die Pestizidbelastung in Fließgewässern durch PSM dominiert ist. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass deutlich mehr PSM als Biozide untersucht wurden, weshalb ein abschliessender Vergleich der Biozid- mit der PSM-Belastung aufgrund dieses Datensatzes nicht möglich ist.

### ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEURTEILUNG

Im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie [12] werden ökotoxikologische Qualitätskriterien, sogenannte Umweltqualitätsnormen (*Environmental Quality Standard*, EQS), für prioritäre Stoffe her-

geleitet [Artikel *M. Junghans*, S. 16]. Von der EU werden einerseits EQS publiziert, die im Jahresdurchschnitt nicht überschritten werden dürfen (*Annual Average EQS*, AA-EQS) und andererseits zulässige Höchstkonzentrationen, die zu keinem Zeitpunkt überschritten werden dürfen (*Maximum Allowable Concentration EQS*, MAC-EQS). Das Zentrum für angewandte Ökotoxikologie an der Eawag (Ökotoxizentrum) erarbeitet und publiziert für weitere Wirkstoffe Vorschläge für Qualitätskriterien, die nach der gleichen Methode wie der EU [13] hergeleitet werden.

Für die wenigsten Pestizide existieren ökotoxikologische Qualitätskriterien, da deren Herleitung relativ aufwendig ist. Für zehn der Pestizide mit den höch-

sten Konzentrationen und denen, die am häufigsten nachgewiesen wurden (Tab. 2), liegen aktuell (2012) Umweltqualitätsnormen der EU oder entsprechende EQS-Vorschläge des Ökotoxizentrums vor [14, 15]. Exemplarisch für ein «reines PSM», ein «reines Biozid» und einen als PSM und Biozid «doppelt zugelassenen» Wirkstoff werden im Folgenden die gemessenen Atrazin-, DEET- und Diuron-Konzentrationen mit ökotoxikologischen Qualitätskriterien verglichen. Atrazin ist heute nicht mehr zugelassen, war aber im betrachteten Zeitraum der am häufigsten nachgewiesene Wirkstoff.

Insgesamt lagen 0,1% aller Atrazin-Messwerte über dem akuten EQS (MAC-EQS) von 2 µg/l (Tab. 3). Mit Ausnahme eines Messwerts wurden die sehr hohen chronischen und akuten Qualitätskriterien für DEET von 41 beziehungsweise 410 µg/l nie überschritten. Oberhalb des numerischen Anforderungswerts von 0,1 µg/l lagen dagegen 6% der DEET-Messwerte. Bei Diuron zeigt sich eine ganz andere Situation als bei den anderen beiden Pestiziden: 7% der Messwerte lagen über dem akuten EQS von 0,06 µg/l und 17% über dem chronischen EQS von 0,02 µg/l, jedoch nur 5% über 0,1 µg/l. Wie bereits für alle Pestizide gezeigt, ist die Belastung in kleinen Gewässern in den Monaten Juni und Juli in Mischproben höher als im Durchschnitt (Fig. 10). Dies lässt sich auch an den Anteilen an Überschreitungen der EQS erkennen. Der MAC-EQS von Diuron wurde z.B. in den Monaten Juni und Juli in kleinen Gewässern in 26% der Fälle überschritten (Tab. 3).

Für eine detaillierte ökotoxikologische Beurteilung der Wasserqualität müssten die Konzentrations-Zeitreihen pro Standort beurteilt werden. Klar ist aber, dass alle Standorte, an denen die Konzentrationen oberhalb des MAC-EQS, also der maximal erlaubten Konzentration, liegen, die Anforderungen der EU an den guten ökologischen und chemischen Zustand nicht erfüllen. Für Atrazin und Diuron war dies an 42 beziehungsweise 176 von insgesamt 565 Standorten der Fall, DEET überschreitet den MAC-EQS nie.

### FAZIT UND AUSBLICK

Trotz des sehr heterogenen Datensatzes in Bezug auf Probenahmestrategien, Standorte und analysierte Wirkstoffpaletten war es möglich, ein erstes nationales Bild der Fließgewässerbelastung

Wirkstoff	Pestizid ist unter den Top20 der			Konzentrationen		Anteil	
	höchsten Maximal-Konzentrationen	höchsten 95%-Perzentile	meist Nachgewiesenen (Anteil >BG/Total)	Maximal (µg/l)	95%-Perzentil (µg/l)	Messwerte >BG/Total (Total)	Standorte >BG /Total (Total)
DEET <sup>R,b</sup>	x	x	x	301	0,13	67% (7500)	79% (440)
Diuron <sup>H,p,b</sup>	x	x	x	18	0,09	29% (6200)	54% (530)
Metolachlor <sup>H,p,1</sup>	x	x	x	17	0,07	39% (9000)	57% (530)
Mecoprop <sup>H,p,2</sup>	x	x	x	12	0,35	58% (3800)	84% (290)
Isoproturon <sup>H,p,b</sup>	x	x	x	12	0,08	25% (6200)	57% (520)
Azoxystrobin <sup>F,p</sup>	x	x	x	11	0,098	21% (2600)	54% (240)
Boscalid <sup>F,p</sup>	x	x	x	11	1,04	29% (670)	52% (60)
Fludioxonil <sup>F,p,3</sup>	x	x	x	11	0,61	32% (6560)	29% (52)
MCPA <sup>H,p</sup>	x	x	x	8,5	0,07	31% (3400)	74% (270)
Metamitron <sup>H,p</sup>	x	x		41	0,079	9% (7700)	40% (490)
Iprovalicarb <sup>F,p</sup>	x	x		15	0,68	19% (470)	29% (45)
Spiroxamin <sup>F,p</sup>	x	x		12	0,083	20% (760)	66% (56)
Glyphosat <sup>H,p</sup>		x	x	7,2	0,6	42% (170)	81% (32)
Methoxyfenozid <sup>L,p</sup>		x	x	6,2	0,72	28% (550)	41% (41)
Atrazin <sup>H,p*</sup>		x	x	4,9	0,08	69% (9400)	79% (550)
Cyprodinil <sup>F,p</sup>		x	x	2,7	0,12	36% (1500)	57% (150)
Pymetrozine <sup>L,p</sup>		x	x	1,2	0,08	34% (190)	19% (16)
Asulam <sup>H,p</sup>		x	x	0,68	0,081	21% (150)	67% (24)
Carbendazim <sup>F,p,b</sup>	x		x	27	0,04	30% (2700)	56% (240)
Chlortoluron <sup>H,p,b*</sup>	x			81	0,02	8% (4800)	32% (440)
Metalaxyl <sup>F,p</sup>	x			20	0,016	7% (7400)	25% (410)
Linuron <sup>H,p</sup>	x			17	0,047	12% (4700)	33% (420)
Metoxuron <sup>H,p*</sup>	x			16	<BG	1% (4000)	4% (340)
Oxadixyl <sup>F,p*</sup>	x			15	0,034	10% (4000)	23% (280)
Simazin <sup>H,p*</sup>	x			13	0,04	20% (8700)	58% (530)
Chlorpyrifos <sup>L,p,b*</sup>	x			7,4	<BG	1% (5300)	12% (230)
Pyrimethanil <sup>F,p</sup>		x		5,5	0,054	15% (860)	29% (76)
Mesotrion <sup>H,p</sup>		x		2,7	0,08	17% (920)	34% (70)
Terbuthylazin <sup>H,p,b*</sup>			x	5,6	0,05	23% (8500)	59% (530)
Diazinon <sup>L,p*,b*</sup>			x	2,6	0,033	28% (7900)	59% (450)
Triclosan <sup>F,b</sup>			x	0,13	0,031	24% (620)	71% (73)
Thiamethoxam <sup>L,p,b</sup>			x	0,12	0,037	20% (140)	50% (14)

>BG = oberhalb Bestimmungsgrenze

<sup>H</sup> Herbizid, <sup>I</sup> Insektizid, <sup>F</sup> Fungizid, <sup>R</sup> Repellent, <sup>P</sup> PSM (PSMV), <sup>B</sup> Biozid (VBP), \* Zulassung beendet

<sup>1</sup> Zugelassen ist nur noch S-Metolachlor, <sup>2</sup> Zugelassen ist nur noch Mecoprop-P. Als Biozid ist es nicht zugelassen, wird aber in Bitumenbahnen eingesetzt.

<sup>3</sup> Hohe Messwerte aus der Rhone

Tab. 2 Übersicht über die Pestizide, deren Messwerte zu den 20 höchsten Maximalkonzentrationen gehören und/oder zu den 20 höchsten 95%-Perzentil-Konzentrationen und/oder die anteilmässig am meisten nachgewiesen wurden

Pesticides dont les valeurs mesurées constituent les 20 plus hautes concentrations maximales et/ou les 20 plus hauts percentiles 95% des concentrations et/ou pesticides qui ont été détectées (> limite de quantification) le plus souvent

durch Pestizide zu erstellen und daraus wichtige Erkenntnisse zu ziehen. Die umfangreichen Pestiziduntersuchungen zeigten eindrücklich, dass die Fließgewässer mit einer enormen Vielzahl von Pestiziden belastet sind. Der Anforderungswert der GSchV von 0,1 µg/l wird in Fließgewässern im Schweizer Mittel-

land verbreitet und zum Teil auch sehr deutlich überschritten. Es wurden für 98 verschiedene Pestizide und an rund 70% aller beprobten Standorte Überschreitungen von 0,1 µg/l beobachtet. 18 Pestizide wurden sogar in Konzentrationen über 10 µg/l gemessen. Die Auswertungen deuten darauf hin, dass die Pestizidbelas-

tung in Fließgewässern durch PSM dominiert wird. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass deutlich mehr PSM als Biozide untersucht wurden, weshalb ein abschliessender Vergleich der Biozidmit der PSM-Belastung basierend auf dem vorliegenden Datensatz nicht gemacht werden kann. Zukünftig sollten deshalb

Wirkstoff	Qualitätskriterium:		Anteil Messwerte:			Konzentrationen:	
	AA-EQS (µg/l)	MAC-EQS (µg/l)	>0.1 µg/l (-)	> AA-EQS (-)	>MAC-EQS (-)	95%-Perz. (µg/l)	Max. (µg/l)
			Alle Daten (Hohe Exposition)			Alle Daten (Hohe Exposition)	
Atrazin <sup>1</sup>	0,6 <sup>1</sup>	2 <sup>1</sup>	4% [14%]	1% [6%]	0,1% [2%]	0,08 [0,77]	4,9 [4,9]
DEET <sup>2</sup>	41 <sup>2</sup>	410 <sup>2</sup>	6% [14%]	0,01% [0%]	0% [0%]	0,13 [0,61]	301 [2]
Diuron <sup>3</sup>	0,02 <sup>2</sup>	0,06 <sup>2</sup>	5% [23%]	17% [43%]	7% [26%]	0,09 [1,6]	18 [4,6]

<sup>1</sup> [14], <sup>2</sup> [15], <sup>3</sup> PSM (PSMV), <sup>4</sup> Biozid (VBP), \* Zulassung beendet

Tab. 3 Überschreitungen von ökotoxikologischen Qualitätskriterien von Atrazin, DEET und Diuron in allen Proben und in Mischproben aus kleinen Gewässern (FLOZ 1 und 2), genommen zwischen Juni und Juli (in Klammern). Aufgeführt sind die ökotoxikologischen Qualitätskriterien als akute (MAC-EQS) und chronische (AA-EQS) Qualitätskriterien

Dépassements des critères de qualité écotoxicologiques pour l'Atrazine, le DEET et le Diuron pour toutes les données analysées et entre parenthèses spécifiquement pour les échantillons composés pris dans les petit cours d'eau (NOCE 1 et 2) entre juin et juillet. Les critères de qualité écotoxicologiques sont présentés comme critères de qualité aigus (MAC-EQS) et chroniques (AA-EQS)

zusätzliche gewässerrelevante Biozide in Analyseprogramme aufgenommen werden. Ein im Frühling und Sommer 2012 an fünf ausgewählten Standorten durch kantonale Gewässerschutz-Fachstellen in Zusammenarbeit mit Eawag und BAFU durchgeführtes Pestizidscreening soll da-

bei helfen, gewässerrelevante Biozide zu identifizieren.

Die Fließgewässer sind von Frühling bis Herbst stark mit Pestiziden belastet. Die höchsten Belastungen wurden während der Monate Juni und Juli und in Mischproben vor allem in kleinen Fließgewässern gefunden. Obwohl kleinere Fließgewässer stärker belastet sind und rund 80% des Schweizer Gewässernetzes ausmachen, wurden in den letzten Jahren mehrheitlich mittlere und grosse Gewässer beprobt. Um also im Sinne der Gewässerschutzgesetzgebung zu überprüfen, ob Pestizide in Gewässern in Konzentrationen auftreten, in denen sie nachteilige Effekte auf Wasserorganismen haben können, sollten vermehrt auch kleine Fließgewässer untersucht werden. Wie die Beispiele des Ruisseau des Charmilles und des Furtbachs zeigen, können Konzentrationen in einem Gebiet mit einem hohen Anteil an spezifischen Kulturen bzw. an Siedlungsfläche um ein Vielfaches höher liegen als der Durchschnitt. Um auf einfache Weise weitere solche Standorte mit erhöhter Exposition identifizieren zu können, lohnt es sich, eine detaillierte Landnutzungsanalyse von einzelnen Einzugsgebieten durchzuführen. So können potenzielle Pestizid-Einträge besser lokalisiert und die beobachtete Belastung einer spezifischen Quelle zugeordnet werden. In Zukunft wäre es zudem wünschenswert, wenn die Erfassung der nationalen Belastungssituation durch eine Kombination von Modellierung und gezielten Messungen weiter vervollständigt würde.

Aufgrund der diskutierten Auswertungen, wie z.B. des Vergleichs kleiner mit grossen Gewässern oder der Betrachtung intensiv beprobter Standorte, kann nicht abschliessend beurteilt werden,

wie repräsentativ der Datensatz die tatsächliche Belastungssituation wiedergibt. Die Vermutung liegt aber nahe, dass der Datensatz eher den unteren Bereich der tatsächlichen Belastung repräsentiert. Um das Bild der nationalen Belastungssituation zu vervollständigen, wäre es sinnvoll, die Untersuchungskonzepte und die Palette der untersuchten Wirkstoffe künftig zu harmonisieren sowie eine repräsentative Auswahl der zu untersuchenden Standorte über die ganze Schweiz zu treffen.

Eine abschliessende ökotoxikologische Beurteilung der Pestizidbelastung eines Fließgewässers muss für die einzelnen Gewässerabschnitte erfolgen und konnte daher im Rahmen dieser nationalen Auswertung nicht durchgeführt werden. Trotzdem zeigte die exemplarische Gegenüberstellung von ökotoxikologischen Qualitätskriterien und gemessenen Konzentrationen von Atrazin, DEET und Diuron, dass insbesondere in kleinen Fließgewässern nachteilige Effekte auf aquatische Organismen an vielen Standorten nicht ausgeschlossen werden können. So wurde das vom Ökotoxizentrum vorgeschlagene akute Qualitätskriterium von Diuron in 26% der Mischproben überschritten, die in kleinen Gewässern in den Monaten Juni und Juli genommen wurden. Weiter zeigten die Beispiele deutlich, dass ökotoxikologische Einzelstoffbeurteilungen zum Teil gegensätzliche Resultate ergeben können als eine Beurteilung anhand des Anforderungswerts von 0,1 µg/l. Eine ökotoxikologische Beurteilung für alle 162 Pestizide, die im präsentierten Datensatz über der Bestimmungsgrenze nachgewiesen wurde, ist zurzeit nicht möglich, da nur für wenige Pestizide Qualitätskriterien vorliegen. Aktuell (2012) liegen in der EU Qualitäts-

## DANK

Für die Bereitstellung und Aufarbeitung der Daten danken die Autoren herzlich den kantonalen Gewässerschutzfachstellen der Kantone Aargau, Appenzell Innerrhoden, Appenzell Ausserrhoden, Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Bern, Fribourg, Genève, Luzern, Neuchâtel, St. Gallen, Schaffhausen, Thurgau, Solothurn, Ticino, Vaud, Wallis und Zürich. Zusätzlich wurden dem BAFU Daten der RÜS, der Cipel und IKSR, sowie des Interreg-IV-Projekts Nr 227: «Ökotoxikologischer Index zur Gewässerbewertung im Bodenseeraum», welches vom Europäischen Fonds für Regionale Entwicklung und von Schweizer Kantonen gefördert wird, zur Verfügung gestellt. Auch ihnen möchten die Autoren ganz herzlich danken.

C. Braun (BMG Engineering AG) gehört ein grosses Dankeschön für die Integrierung aller unterschiedlichen Datensätze in eine Datenbank. Herzlich danken die Autoren I. Strahm für die GIS-Unterstützung, sowie U. Leuenberger für das Datenmanagement der DBGZ.

Ein grosser Dank geht auch an T. Arlt, M. Beubler, H. Ehmann, M. Eugster, R. Gälli, B. Hitzfeld, J. Hollender, M. Huser, M. Junghans, M. Kunz, M. Märki, C. Moschet, R. Mural, P. Niederhauser, F. Pasquini, R. Ritter, D. Schaub, U. Sieber, H. Singer, C. Stamm, I. Strahm und P. Vioget für die hilfreichen Kommentare und Verbesserungen des Manuskripts.

Aussi un grand merci à S. Lehmann pour sa participation à la rédaction du résumé en français.

kriterien (EQS) für 17 Wirkstoffe mit bioziden Eigenschaften vor, für neun weitere sind EQS vorgeschlagen [14]. Im Rahmen des Erhebungs- und Beurteilungskonzepts für Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen werden zudem 35 für die Schweiz relevante Pestizide bestimmt, für die das Ökotoxzentrum weitere Vorschläge für Qualitätskriterien erarbeiten wird.

#### BIBLIOGRAPHIE

- [1] Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV), SR 916.161
- [2] Biozidprodukteverordnung (VBP), SR 813.12
- [3] i) Liste der notifizierten Wirkstoffe gemäss Verordnung (EG) Nr. 1451/2007: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:325:0003:0065:DE:PDF>  
ii) Liste der nicht mehr notifizierten Wirkstoffe: [http://ec.europa.eu/environment/biocides/pdf/list\\_dates\\_product\\_phasing\\_out.pdf](http://ec.europa.eu/environment/biocides/pdf/list_dates_product_phasing_out.pdf)
- [4] [www.bafu.admin.ch/hydrologie/01835/02118/02120/index.html?lang=de](http://www.bafu.admin.ch/hydrologie/01835/02118/02120/index.html?lang=de)
- [5] Doppler, T. et al. (2012): Spatial variability of herbicide mobilization and transport at catchment scale: insights from a field experiment. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16: 1947–1967
- [6] Leu, C. et al. (2005): Comparison of Atrazine Losses in Three Small Headwater Catchments. *J. Environ. Quality* 34: 1873–1882
- [7] RÜS Jahresberichte: <http://www.aue.bs.ch/rheinberichte>
- [8] Gewässerschutzgesetz (GSchG), SR 814.20
- [9] Interne Mitteilung des Bundesamts für Landwirtschaft
- [10] Gewässerschutzverordnung (GSchV), SR 814.201
- [11] Sinniger, J., Niederhauser, P. (2012): Pestiziduntersuchungen bei den Hauptmessstellen Furtbach bei Würenlos und Aabach bei Mönchaltorf im Jahr 2011 mit einem Vergleich zu den Resultaten der früheren Untersuchungen an diesen Stellen. AWEL, Zürich
- [12] EU-Wasserrahmenrichtlinie: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:DE:PDF>
- [13] Commission of the European Communities (2011). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27: Technical guidance for deriving environmental quality standards
- [14] i) EQS für prioritäre Stoffe: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:DE:PDF>  
ii) EQS-Vorschläge: [http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/de/com/2011/com2011\\_0876de01.pdf](http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/de/com/2011/com2011_0876de01.pdf)
- [15] [www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege/index](http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege/index)

#### > SUITE DU RÉSUMÉ

que marginalement. Pour la plupart des sites de prélèvement (~70%) des dépassements de la valeur de 0,1 µg/l exigée par l'ordonnance sur la protection des eaux ont été observés. En outre, les analyses montrent clairement que dans les petits cours d'eau (numéro d'ordre 1 et 2) des concentrations plus élevées sont mesurées que dans les cours d'eau moyens et grands (numéro d'ordre 3 à 9). Par ailleurs, les concentrations élevées ont été observées entre le printemps et l'automne, et les concentrations les plus fortes ont été mesurées durant juin et juillet.

Pour 18 pesticides, dont la moitié sont des herbicides, des concentrations maximales au-dessus de 10 µg/l ont même été mesurées. La concentration maximale la plus forte de 301 µg/l a cependant été relevée pour le biocide DEET, suivi par le produit phytosanitaire Chlortoluron avec 81 µg/l.

Des critères de qualité écotoxicologique existent seulement pour un petit nombre de pesticides. C'est pourquoi une évaluation des concentrations mesurées basée sur ceux-ci est limitée. Dans cet article, l'Atrazine (ancien produit phytosanitaire), le DEET (biocide) et le Diuron (produit phytosanitaire et biocide) ont été évalués comme exemple. Dans 26% des échantillons composés pris dans les petits cours d'eau pendant les mois de juin et juillet, les valeurs de Diuron mesurées dépassent le critère de qualité aigu de 0,06 µg/l, alors qu'au contraire celui du DEET de 410 µg/l n'est jamais dépassé dans l'ensemble des données.

L'ensemble des données donne une bonne première vue d'ensemble de la charge en pesticides des cours d'eau du Plateau Suisse. Toutefois, cet ensemble de données ne représentent probablement que les valeurs inférieures de l'atteinte effective.

## TOC on-line (LAR)

■ UV- und thermische Oxidation

- Trinkwasser
- Kühlwasser
- Abwasser



**MBE AG**  
MESSTECHNIK ENGINEERING

CH-8623 Wetzikon 3  
Telefon 044 931 22 88  
[www.mbe.ch](http://www.mbe.ch)



# 20 JAHRE RHEINÜBERWACHUNG

## ERFOLGE UND ANALYTISCHE NEUAUSRICHTUNG IN WEIL AM RHEIN

Die Überwachungsstationen des Rheins haben die Aufgabe, Trends in der Gewässerqualität aufzuzeigen und Fehleinleitungen aufzudecken. Zentrales Element der Überwachung an der Station in Weil ist eine umfangreiche tägliche Analytik auf organische Spurenstoffe. Mit Einführung der hochauflösenden Massenspektrometrie konnte die Analytik relevanter polarer Substanzen massiv ausgebaut werden. Gleichzeitig besteht künftig die Möglichkeit, unbekannte Substanzen aufzuspüren und zu identifizieren.

*Matthias Ruff; Heinz Singer, Eawag*

*Steffen Ruppe; Jan Mazacek; Reto Dolf, AUE (Amt für Umwelt und Energie) Basel-Stadt*

*Christian Leu, BAFU*

### RÉSUMÉ

#### 20 ANS DE SURVEILLANCE DU RHIN À WEIL-AM-RHEIN – SUCCÈS ET NOUVELLE ORIENTATION ANALYTIQUE

À l'automne de cette année, la station de surveillance internationale du Rhin à Weil-am-Rhein (SSR) fêtera ses 20 ans d'existence. La station fait partie du réseau de mesure de la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR) qui coordonne les intérêts les plus divers des utilisateurs et protecteurs issus des états traversés par le Rhin. Les stations de surveillance se voient confier la mission de saisir les tendances à long terme en matière de qualité de l'eau, de démontrer l'atteinte des objectifs des mesures de protection des eaux et de détecter au plus tôt les substances étrangères dans le Rhin qui auraient été introduites par erreur. Pour se charger de ces fonctions d'avertissement, un échantillon quotidien doit être analysé quant aux substances organiques qu'il contient et être évalué avant l'après-midi. Eu égard aux impuretés organiques, les activités d'analyse de la SSR se concentrent de plus en plus sur des matières volatiles peu polaires grâce à l'utilisation de méthodes d'observation à chromatographie gazeuse. Avec l'introduction d'un spectromètre de masse haute résolution, associé à la chromatographie liquide dans le laboratoire de l'administration en charge de l'environnement et de l'énergie de la ville de Bâle, exploité par la SSR, des efforts ont été entrepris au

### BEDEUTUNG UND NUTZUNG DES RHEINS

Der Rhein gilt als einer der bedeutendsten Flüsse Europas. In seinem dicht besiedelten Einzugsgebiet leben 56 Millionen Menschen. Für sie sind Wasserqualität und deren Überwachung von grosser Bedeutung – mehr als 20 Millionen Menschen beziehen ihr tägliches Trinkwasser aus seinem Lauf [1]. Das Wasser und die Uferzonen bieten nicht nur zahlreichen heimischen Tier- und Pflanzenarten ein Habitat, sie werden auch als Erholungsraum intensiv genutzt. Im Gegensatz dazu gehört der 1230 km lange Strom, der zwischen der Nordsee und Basel auf einer Länge von 833 km schiffbar ist, zu den meistbefahrenen Binnenwasserstrassen weltweit. Auf dem Oberrhein zwischen Karlsruhe und Basel verkehren jährlich etwa 30 000 Schiffe mit einer transportierten Jahresfracht von knapp 28 Mio. Tonnen (Stand 2011) [2]. Zwischen dem Bodensee und Karlsruhe regulieren auf 360 km 21 Wasserkraftwerke den Ablauf und nutzen das Gefälle des Rheins zur Stromproduktion [3]. Hinzu kommt die Nutzung des Wassers zur Kühlung von Kraftwerken (78% der Wärmelastung des Rheins) und Industrieanlagen (22%) [4]. Neben diesen physikalischen Nutzungsbelastungen wird das gereinigte Abwasser unzähliger industrieller und kommunaler

\*Kontakt: [matthias.ruff@eawag.ch](mailto:matthias.ruff@eawag.ch)

Kläranlagen in den Rhein geleitet, was zu einem immensen Eintrag unterschiedlichster Stoffe anthropogenen Ursprungs führt. Der Anteil an gereinigtem, kommunalem Abwasser im Rhein bei Basel beträgt bei Niedrigwasser etwa 5% [5]. Etwas mehr als die Hälfte (53%) des Rheineinzugsgebietes wird landwirtschaftlich intensiv genutzt. Mit dem Regen können von behandelten Feldern organische Agrochemikalien wie Pflanzenschutzmittel und Veterinärpharmazeutika in den Rhein abgeschwemmt werden [1]. Der Rhein kennt keine Grenzen: Entlang seines Weges von der Quelle (Tomasee, 2345 m ü. M.) bis zur Mündung (Nordsee) durchfließt er zusammen mit seinen Zuflüssen sechs direkte Anrainerstaaten (CH, FL, A, D, F und NL; weitere Zuflüsse aus: L, B und I) mit unterschiedlichen Nutzungs- und Schutzinteressen.

## GESCHICHTE DER RHEINÜBERWACHUNG

Bereits im Jahre 1950 traten die Rheinuferstaaten Niederlande, Deutschland, Luxemburg, Frankreich und die Schweiz in Basel zusammen, um «über das Problem der Rheinwasserverschmutzung» [6] zu diskutieren. Im Jahre 1963 bekam die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) in Bern eine völkerrechtliche Vertragsgrundlage. 1976 verpflichteten sich die Vertragsparteien im «Chemieübereinkommen» zum Betrieb von Messstationen sowie zum Aufbau von Messprogrammen und eines Warn- und Alarmsystems [6]. Nachdem sich Anfang der 80er-Jahre vor allem durch den Bau weiterer Kläranlagen die Wasserqualität des Rheins zwar stetig, aber dennoch relativ langsam verbesserte, führte der Brandunfall beim Chemiekonzern Sandoz im November 1986 zu einem Umdenken. Mit dem Löschwasser des Lagerbrandes in Schweizerhalle gelangten damals grosse Mengen Chemikalien in den Fluss [7]. Als Folge des Unfalls wurde elf Monate später auf Ministerebene das «Aktionsprogramm Rhein» mit folgenden Zielen beschlossen [8]:

- beschleunigte Reduzierung der ständigen Belastung aus direkten sowie aus diffusen Einleitungen<sup>1</sup> durch die Einführung definierter Einleitungskriterien
- Verringerung der störfallbedingten Gefährdung durch bauliche und technische Anpassungen in den Industriebetrieben und Kläranlagen
- Verbesserung der hydrologischen, biologischen und morphologischen Verhältnisse, um die verdrängte Flora und Fauna wieder anzusiedeln (Fernziel: Wiederansiedlung des Lachses)
- langfristige Sicherung des Flusswassers für die Trinkwassergewinnung

Gleichzeitig gab die Havarie auch den Anstoss zur Gründung der Internationalen Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein bei Basel (RÜS), um die Wasserqualität im Hochrhein besser überwachen zu können. Die Station, die zu gleichen Teilen durch die Schweizer Eidgenossenschaft und das Land Baden-Württemberg finanziert wird, nahm vor 20 Jahren, im Mai 1993, den Messbetrieb auf. Die RÜS wird sowohl betrieblich als auch analytisch vom nahe gelegenen Labor des Amtes für Umwelt und Energie Basel-Stadt betreut. Für die Schweiz hat die Station einen hohen Stellenwert, da der Rhein mit 68% nicht nur einen Grossteil der

<sup>1</sup> Konkret wurde ein Liste aus 3 Nährstoffen, 8 Schwermetallen, 7 leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen (KW), 9 schwerflüchtigen KW und 20 Pestiziden definiert, deren punktförmige Einleitungen bis zum Jahr 2000 zwischen 30 und 100% reduziert oder sogar komplett eingestellt werden sollten.

Landesfläche, sondern auch die bevölkerungsstärksten Gebiete mit knapp 80% der Gesamtbevölkerung entwässert [5]. Das 20-jährige Jubiläum der RÜS wird nun zum Anlass genommen, um auf die bisherige Erfolgsgeschichte zurückzublicken und die neue analytische Ausrichtung zur Erfassung der aktuellen Herausforderungen zu präsentieren.

## AUFGABEN DER ÜBERWACHUNGSSTATIONEN - DER WARN- UND ALARMPAN

Die Rheinüberwachungsstationen erfüllen zwei Hauptaufgaben:

### 1. Trenderfassung

Die Beschreibung langfristiger Trends, insbesondere, um die Erreichung der Ziele des Aktionsprogramms im Bereich der Wasserqualität zu überprüfen



Fig. 1 Das Einzugsgebiet des 1230 km langen Rheins umfasst 200 000 km<sup>2</sup>. Eingezeichnet sind die 7 Rheinmessstationen, die im Überwachungsnetz der IKSR zusammengeschlossen sind. Die RÜS bei Basel betreibt im Flussbett des Rheins fünf Entnahmestellen mit je doppelsträngigen Leitungen (Kunststoff und Stahl) für die Analytik von Metallen, Nährstoffen und organischen Spurenstoffen  
Le bassin versant du Rhin, long de 1230 km, englobe 200 000 km<sup>2</sup>. Sont tracées les 7 stations de mesure sur le Rhin, regroupées dans le cadre du réseau de surveillance de la CIPR. La SSR près de Bâle exploite 5 points de prélèvements dans le lit du Rhin, avec des conduites bi-tubes (plastique et acier) pour l'analyse de métaux, substances nutritives et éléments traces organiques

## 2. Havarieüberwachung

Die rasche Erkennung kurzzeitiger Verunreinigungen, die beispielsweise durch Störfälle oder Fehleinleitungen im Rhein auftreten können, mit dem Ziel, Unterlieger und Trinkwasserwerke zeitnah im Rahmen des Warn- und Alarmplans (WAP) zu informieren und unbekannte Einleiter identifizieren zu können. Um diese Aufgabe wahrzunehmen, wird in Weil täglich eine Tagesmischprobe auf ein möglichst breites Stoffspektrum analysiert und bis zum Nachmittag ausgewertet. Dabei wird vor allem nach auffälligen (hochkonzentrierten) unbekanntem Substanzen gesucht (*Screening*), die im Rhein normalerweise nicht erwartet werden, weshalb diese Substanzen nicht mit dem Routine-Messprogramm erfasst werden können.

Die RÜS ist Teil des Überwachungsnetzes der IKSR, zu dem neben der Station in Weil weitere Rheinstationen in Karlsruhe, Worms, Mainz, Koblenz, Bad Honnef und Bimmen-Lobith gehören (*Fig. 1*). Aufseiten der Behörden wurden sieben internationale Hauptwarnzentralen entlang des Flusses definiert. Ziel des internationalen Warn- und Alarmplans ist es, plötzlich auftretende Befunde und Unregelmäßigkeiten in Form von Warnmeldungen, Informationen oder Suchanfragen weiterzuleiten, um den Behörden frühzeitige Abwehr-, Gegen- oder Aufklärungsmassnahmen zu ermöglichen [9]. Ausschlaggebend für eine internationale Alarmierung ist die Überschreitung von festgelegten Konzentrationsorientierungswerten für Verunreinigungen, die im Falle von Pflanzenschutzmitteln, Bioziden und Pharmazeutika bei 0,3 µg/l sowie für weitere organische Verunreinigungen bei 3 µg/l liegen. Beim Erreichen eines Schwellenwertes von 0,1 bzw 1 µg/l erfolgt eine Meldung auf regionaler Ebene.

## PROBENAHME AN DER RÜS

Für diesen Zweck wurden unterhalb der Palmrainbrücke (Rhein km 171,3), welche nördlich von Basel Weil am Rhein (D) mit Huningue (F) verbindet, fünf Entnahmestellen im mehr als 200 m breiten Flussbett verankert (*Fig. 1*). Die Station befindet sich im Staubereich eines Kraftwerks, das den Pegel für den Hafen von Basel reguliert. Da der Rhein an dieser Stelle aufgrund der laminaren Strömung nicht durchmischt ist, muss für eine repräsentative Probenentnahme das Querprofil beprobt werden. Der Vorteil darin ist, dass durch eine separate Messung der Einzelstränge eine grobe Herkunftsbestimmung eines Verursachers vorgenommen werden kann, da die einzelnen Entnahmestellen von konkreten Zuflüssen (es münden im Raum Basel die Birs, die Birsig und die Wiese in den Rhein), zwei Kläranlagenvorflutern und einer Kühlwasserleitung unterschiedlich beeinflusst werden. Mit einem kontinuierlichen Durchfluss von 15 m<sup>3</sup> pro Stunde führen von den fünf Entnahmestellen je zwei Leitungen aus Stahl bzw. Kunststoff zur Station auf der deutschen Uferseite. Die Leitungen werden in der Überwachungsstation getrennt zu fünf gekühlten Ereignisprobenehmern (Rückstellproben bis 11 Tage) geführt oder mengenproportional vereint zu den ebenfalls gekühlten und luftdicht abgeschlossenen Mischprobenehmern. Hier erfolgt die Probenahme zur Tagesmischprobe, indem ein Kolben im 6-Minuten-Takt Wasser in die Probenehmer zieht. Auch hier werden Rückstellmuster über einen Zeitraum von bis zu 31 Tagen gesammelt. Während der Hauptteil der anorganischen Analytik und die Metallanalytik aus Mischproben der Kunststoffleitungen erfolgen, werden die organischen Ana-

lyseparameter aus Mischproben der Stahlleitungen bestimmt. Schwebstoffproben werden mithilfe einer Durchflusszentrifuge gewonnen. Kontinuierliche Messungen werden im Hauptstrang (Flussmitte; 30% Wasseranteil) durchgeführt. Wird an der RÜS in der Tagesmischprobe eine Überschreitung festgestellt, kann zur Quellenabklärung das Querprofil durch die Analyse der fünf Ereignisprobenehmer gemessen werden.

## ERFASSUNG DER GEWÄSSERQUALITÄT AN DER RÜS

### SUMMENPARAMETER UND ANORGANISCHE STOFFE

Das umfangreiche Messprogramm ist mit den Vorgaben der IKSR abgestimmt. Wie die *Figur 2* verdeutlicht, wurde 2012 die chemische Zusammensetzung des Rheinwassers mit 476 Parametern aufgeteilt auf 40 verschiedene Analysenmethoden bestimmt. Daneben wird die Belastung von Schwebstoffen mit 120 Parametern erfasst; die Analytik der Schwebstoffphase wird in diesem Artikel jedoch nicht diskutiert. Die Qualität des Rheins wird durch kontinuierliche Online-Messungen von chemisch-physikalischen Parametern wie Temperatur, Leitfähigkeit, pH, Trübung und Sauerstoffgehalt als auch durch 14-tägige Messungen allgemeiner Summenparameter wie beispielsweise dem DOC (gelöster organischer Kohlenstoff), dem TOC (gesamter organischer Kohlenstoff), dem AOX (adsorbierbare organisch gebundene Halogene) und dem TN (Gesamt-Stickstoff) ermittelt. Des Weiteren werden die wichtigsten anorganischen Parameter wie Schwermetalle, Nährstoffe, Anionen und Kationen alle 14 Tage analysiert. Bei einem mittleren Abfluss von 1000 m<sup>3</sup>/s transportiert der Rhein pro Jahr etwa 60 000 t gelöste organische Kohlenstoffverbindungen (DOC) und 48 000 t Nährstoffe (Gesamt-Stickstoff und -Phosphor) bei Basel über die Grenze nach Deutschland (*Tab. 1*).

Die organischen und anorganischen Summenparameter weisen dabei eine kontinuierliche Abnahme der Frachten aus direkten sowie aus diffusen Einleitungen über die letzten 20 Jahre auf. Die im Aktionsplan Rhein formulierten Ziele und Massnahmen scheinen an der Station Weil damit zu greifen – wenn auch für manche Stoffe später als damals vorgesehen. So war Cadmium, dessen Eintrag in den Fluss gemäss den Vorgaben des Aktionsprogramms bis zum Jahr 2000 um 70–100% reduziert werden sollte [8], erst in den letzten Jahren in Weil nicht mehr nachweisbar (Bestimmungsgrenze 0,2 µg/l). Die Abnahme der Bleifracht kann mit dem Rückgang und dem abschliessenden Verbot bleihaltiger Antiklopfmittel im Jahr 2000 in Verbindung gebracht werden [10]. Der Rückgang der Nährstoffeinträge (Phosphor, Stickstoff und Ammonium) kann neben einer Reduktion des Eintrags aus diffusen Quellen auch auf den weiteren Ausbau des Kläranlagennetzwerks zurückgeführt werden. Während 1985 nur etwa 85% der Schweizer Bevölkerung an eine Kläranlage angeschlossen waren, wurden im Jahr 2005 bereits 97% des kommunalen Abwassers in einer Kläranlage zur weiteren Stickstoff- und Phosphor-Elimination behandelt [11].

### ORGANISCHE SPURENSTOFFE

Selbst bei niedrigen Konzentrationen können organische Spurenstoffe bereits negative Effekte auf Wasserorganismen auslösen. Deshalb kommt der Messung von organischen Substanzen im Rhein eine besondere Bedeutung zu. Aufgrund der Nachweisstärke und der Möglichkeit, nach unbekanntem Verbindungen zu suchen, eignen sich für die Detektion von organischen Spurenstoffen vor allem chromatografische Verfahren, die an

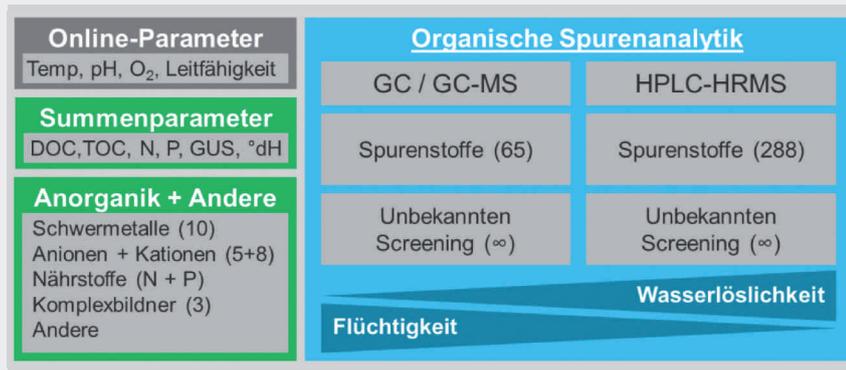


Fig. 2 Schematischer Überblick über die aktuelle Analytik der Wasserphase. Die in der Schwebstoffphase gemessenen 120 Parameter sind nicht aufgeführt. Die grau hinterlegten Online-Parameter werden kontinuierlich gemessen, blau hinterlegte Parameter werden täglich gemessen und ausgewertet (Trend- und Havarieüberwachung), grün hinterlegte Parameter werden 14-tägig bestimmt (langfristige Trendüberwachung). Bis zum Jahr 2009 wurden in der Wasserphase 259 Parameter aufgeteilt auf 29 verschiedene analytische Methoden bestimmt. Dabei wurde eine organische Jahresfracht von 62 t im Rhein erfasst (davon 55 t Komplexbildner). Im Jahr 2012 wurden 476 Parameter bei einer erfassten Jahresfracht von etwa 157 Tonnen (davon 57 t Komplexbildner) bestimmt

*Vue d'ensemble schématisée des outils d'analyse actuels de la phase aqueuse. Les 120 paramètres mesurés dans la phase de matières en suspension ne sont pas répertoriés. Les paramètres en ligne grisés sont mesurés en continu, les paramètres sur fond bleu sont mesurés et évalués tous les jours (surveillance des avaries et tendances), les paramètres sur fond vert sont définis tous les 14 jours (surveillance des tendances à long terme). Jusqu'en 2009, 259 paramètres répartis en 29 méthodes analytiques différentes étaient mesurés en phase aqueuse. Au cours de cette opération, une charge organique annuelle de 62 t a été enregistrée pour le Rhin (dont 55 t de complexants). En 2012, 476 paramètres ont été définis pour une charge annuelle enregistrée d'environ 157 tonnes (dont 57 t de complexants)*

Zeitspanne		1979	1984–1986	1995–1997	2005–2007	2010–2012
Abflussmittel	m³/s	1160	1040	1055	1035	1036
Meldungen RÜS <sup>1</sup>	Anz.			27/0	26/2	18/1
DOC	t/a	81 000	72 000	75 000	77 000	60 000
AOX	t/a			240	190	170
N (total)	t/a			61 000	53 000	47 000
P (total)	t/a	6300	4100	1800	1500	1100
Ammonium	t/a	2500	3100	2200	1900	1400
Cadmium	t/a			0,5	0,3	<0,1
Blei	t/a			4,6	2,5	2,4
Kupfer	t/a			110	41	35
Dichlormethan	t/a			2,4	1,8	1,0

<sup>1</sup> regionale Meldungen/internationale Meldungen

Tab. 1 Jahresfrachten ausgewählter Substanzen in Tonnen aus dem Messprogramm der RÜS.

*Die Daten aus der Zeit vor Gründung der RÜS stammen von der früheren Messstation bei Village-Neuf, welche 1993 durch die heutige RÜS ersetzt wurde. Bei allen aufgeführten Parametern sind zumeist deutliche Rückgänge zu verzeichnen*

*Charges annuelles de substances choisies en tonnes, issues du programme de mesure de la SSR.*

*Les données de l'époque de la création de la SSR viennent de la station de mesure précédente située près de Village-Neuf, qui fut remplacée en 1993 par l'actuelle station SSR. Concernant tous les paramètres présentés, l'on note généralement des baisses nettes*

die Massenspektrometrie gekoppelt sind. Wie Figur 2 verdeutlicht, müssen zur vollständigen Erfassung des gesamten Spektrums an organischen Substanzen zwei Verfahren eingesetzt werden: 1) die Gaschromatografie gekoppelt mit der

Massenspektrometrie (GC-MS) detektiert flüchtige und unpolare Substanzen und 2) die Flüssigchromatografie gekoppelt mit der Massenspektrometrie (LC-MS) lässt die Bestimmung von polaren und ionischen Substanzen zu.

Flüchtige und unpolare Spurenstoffe Herzstück der täglichen Trendüberwachung und des Warn- und Alarmplans bildete an der RÜS eine seit Inbetriebnahme der Station eingeführte GC-MS-Analytik. Für die gaschromatografische Messung müssen die Verbindungen durch Verdampfen in die Gasphase überführt werden. Damit lassen sich mit dieser Messtechnik lediglich flüchtige und thermisch stabile, zumeist unpolare Verbindungen der massenspektrometrischen Detektion zuführen. Mit dem GC-MS können diese organischen Verbindungen mit hoher Genauigkeit quantifiziert werden, weshalb sich die Technik hervorragend für die kontinuierliche Trendüberwachung des Rheins auf ausgewählte Spurenstoffe eignet. Daneben kann mit dieser Methodik auch ein Datenbank-Screening für unbekannte Substanzpeaks durchgeführt werden. Da Fehleinleitungen meist unangekündigt und unbemerkt stattfinden, ist dies die Methode der Wahl für eine zeitnahe Havarieüberwachung. Das Datenbank-Screening (NIST Spektrenbibliothek; *National Institute of Standards and Technology*) liefert unter standardisierten Bedingungen reproduzierbare Ergebnisse, die den Vergleich mit GC-MS-Resultaten anderer Rheinstationen zulassen. So können gegenseitige Suchanfragen zeitnah bearbeitet und verwertbare Konzentrationsabschätzungen von unbekanntem Verbindungen vorgenommen werden. Analytische Ansätze werden in einer Arbeitsgruppe regelmässig diskutiert, interne Ringversuche sorgen für eine hohe Qualität der Daten.

In Tabelle 1 ist die Summe der Anzahl der von Weil ausgehenden Meldungen im genannten Zeitraum aufgeführt. Während im Zeitraum 2005–2007 noch 28 Meldungen verschickt werden mussten, wovon zwei Ereignisse die internationale Alarmschwelle erreichten, wurden im Zeitraum 2008–2010 nur noch 19 Meldungen verzeichnet (davon ein internationaler Alarmwert). Eines der wichtigsten Ereignisse im 20-jährigen Bestehen der RÜS stellt die Detektion von Dimethylanilin im Rhein zwischen Januar und Februar 2006 dar. Damals gelangten 4,5 t der Industriechemikalien in den Rhein.

Figur 3 zeigt eine tagesaufgelöste Messreihe des Herbizids Atrazin, das als Bestandteil der täglichen Analytik von 1994–2012 bestimmt wurde. Das Pflanzenschutzmittel war Anfang der 90er-Jahre aufgrund der Gefährdung für das

Grundwasser stark in die Kritik geraten, worauf dessen Anwendung in Deutschland bereits 1991 verboten wurde. In der Schweiz wurde die Anwendung von Atrazin zwischen 1988 und 1993 mit zeitlichen (keine Herbstapplikation), örtlichen (Verbot im Karstgebiet) und mengenmäßigen (max. 1 kg/ha) Einschränkungen belegt. Damit ging die eingesetzte Atrazinsmenge zwischen 1986 und 2001 von jährlich 120 Tonnen auf ca. 40 Tonnen zurück [12]. Die Zulassung wurde dem Wirkstoff im Jahr 2008 entzogen, die Anwendung von Restbeständen war jedoch noch bis 2011 möglich. Bis zum Anwendungsverbot zeigten die täglich gemessenen Atrazinkonzentrationen im Rhein vor allem erhöhte Messwerte während Abflussereignissen in den Monaten Juni und Juli. Mit dem Regen wurde das Atrazin von den behandelten landwirtschaftlichen Nutzflächen in das Gewässer eingetragen. In regenreichen Jahren kam es im Rhein zu gelegentlichen Überschreitungen des numerischen Anforderungswertes an die Gewässerqualität von 0,1 µg/l (Schweizer Gewässerschutz-Verordnung). Der Verkaufsstopp (2008) und das nachfolgende Anwendungsverbot (2012) von Atrazin führten zu einem deutlichen Rückgang der Atrazinkonzentrationen im Rhein. Seit 2011 wird kaum mehr Atrazin nachgewiesen (Nachweisgrenze 0,005 µg/l). Die langjährigen, zeitlich hoch aufgelösten Datenreihen an der RÜS erlauben damit die Umsetzungs- und Wirkungskontrolle von Massnahmen auf nationaler Skala über längere Zeiträume hinweg. Ebenso können damit kurzzeitige Prozesse, wie zum Beispiel die Eintragsdynamik von Pflanzenschutzmitteln

in die Gewässer, verfolgt, analysiert und bewertet werden.

#### MESSUNG POLARER SPURENSTOFFE

Beschränkte sich das Analysefenster der RÜS bis zum Jahr 2010 aufgrund der vorhandenen GC-MS-Technologie vor allem auf den Bereich der flüchtigen und unpolaren Substanzen, wurde mit der Einführung der hochauflösenden Massenspektrometrie (HRMS) im Jahre 2012 das Analysefenster auf die polaren Spurenstoffe erweitert. Zwar wurden in der Vergangenheit bereits polare Substanzen gemessen, jedoch nur wenige gezielte Stoffe. Organische Verbindungen sind, je polarer, desto wasserlöslicher, weshalb genau diese Substanzen beim Gewässermonitoring eine verstärkte Aufmerksamkeit erfordern. Zudem zeigt eine 2010 abgeschlossene Studie, dass sich unter den polaren Spurenstoffen viele gewässerrelevante Substanzen befinden [13]. Die frachtrelevante Gruppe der Komplexbildner wird an der RÜS analytisch mit einer flüssigchromatographischen Spezialanalytik erfasst und deshalb gesondert zum polaren Screening behandelt.

Neben der Möglichkeit zur gleichzeitigen Quantifizierung einer beinahe beliebig grossen Anzahl an Substanzen können unter Ausnutzung der hochaufgelösten Massenspektren die Summenformeln unbekannter Substanzen theoretisch berechnet werden. Bei einer Kombination mit in Fragmentspektren enthaltenen strukturellen Informationen können dabei im günstigsten Fall Substanzen identifiziert werden. Damit werden die analytischen Anforderungen an die Überwachungsstation, Trenderfassung von

Zielsubstanzen und Havariedetektion durch Unbekanntenscreening erfüllt. Mit der Integration der fortgeschrittenen LC-HRMS-Technologie in den täglichen Routine-Messbetrieb der Überwachungsstation wurde die Lücke aufseiten der polaren Substanzen geschlossen. Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) und das Amt für Umwelt und Energie (AUE) Basel-Stadt folgten 2009 mit der Anschaffung eines hochauflösenden Orbitrap-Massenspektrometers für die Analytik polarer organischer Spurenstoffe einer Empfehlung der Eawag, die in einer Pilotstudie in Zusammenarbeit mit der RÜS das Potenzial der LC-HRMS-Technologie für die Rheinüberwachung aufzeigen konnte [14]. Mit Unterstützung der Eawag wurde die Technologie in den Jahren 2009 bis 2011 im Labor des AUE Basel-Stadt installiert und in die tägliche Analytik integriert [15].

Seit Anfang 2012 wird mit der LC-HRMS-Technologie täglich eine zeitproportionale 24-Stunden-Mischproben aus dem Rhein gemessen. Die Wochenendproben werden gekühlt gelagert und montags der Messung zugeführt. Zur exakten Konzentrationsbestimmung wird die Rheinmischprobe mit 118 isotopenmarkierten internen Standards dotiert, auf einer gemischten SPE-Kartusche um den Faktor 1000 angereichert und nach flüssigchromatographischer Auftrennung mit dem LTQ-Orbitrap-XL-Massenspektrometer gemessen [14]. Die Auswertung auf 288 Substanzen erfolgt automatisiert, mit der Software «EnviMass 1.2» [16]. Positiv detektierte Stoffe werden dabei anhand des Isotopenmusters verifiziert, automatisiert quantifiziert und plausibilisiert. Kritische Befunde werden mithilfe der Fragment-

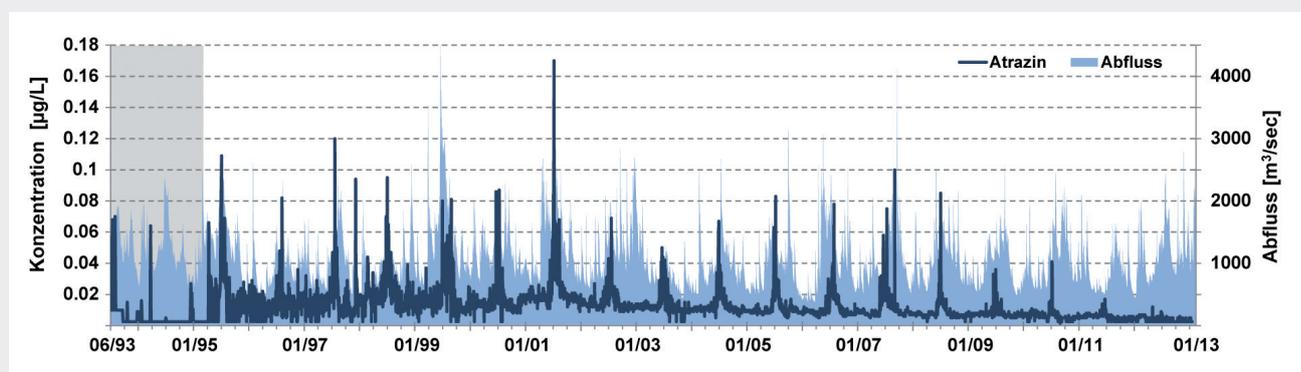


Fig. 3 Tägliche Konzentration in µg/l des Herbizids Atrazin (blaue Kurve) mit dem hell hinterlegten Tagesabfluss in m³/sec an der Messstation Weil am Rhein. Im grau hinterlegten Bereich bis 1994 galten höhere Bestimmungsgrenzen. Die Applikationsperiode im Frühjahr jedes Jahres kommt deutlich hervor. Seit 2008: Verkaufsstopp in der Schweiz, seit 2012 Anwendungsverbot

Concentration journalière en µg/l de l'herbicide atrazine (courbe bleue) avec le débit journalier en m³/sec (courbe bleue claire) au niveau de la SSR de Weil-am-Rhein. Des seuils de détermination plus élevés étaient appliqués jusqu'en 1994 (zone sur fond gris). La période de pulvérisation au printemps de chaque année est clairement visible. 2008: arrêt des ventes en Suisse, depuis 2012 interdiction d'utilisation

spektralen bestätigt. Standard-dotierte Matrixproben (QC) und Hintergrundproben werden wöchentlich aufbereitet, gemessen und ausgewertet.

Substanzauswahl für die Trendüberwachung  
Um eine möglichst umfassende Liste von relevanten, organischen Verunreinigungen für die Messung polarer Spurenstoffe im Rhein bei Basel zu erhalten, wurden folgende Informationen genutzt:

- Studien in Schweizer Oberflächengewässern und Kläranlagen
- Verbrauchsmengen und Substanzzulassungen
- historisch relevante Substanzen
- von der IKSR als prioritär eingestufte Substanzen
- relevante Industriechemikalien für den Standort Basel, die in Zusammenarbeit mit den Industriebetrieben und Kläranlagenbetreibern im Raum Basel evaluiert wurden

Die Auswahl resultierte in einer Liste mit 288 Substanzen, welche in *Figur 4a* aufgeteilt in Substanzkategorien dargestellt ist. Neben den Pflanzenschutzmitteln und deren Transformationsprodukten bilden die Pharmazeutika mit Transformationsprodukten die grösste Stoffgruppe. Nachdem im GC-MS- und HPLC-MS-Messprogramm der RÜS bis 2010 schon viele Pflanzenschutzmittel (bis 2010: 49+23/ ab 2012: 49+80) vertreten waren, konnte das Messprogramm durch die Einführung der täglichen HPLC-Orbitrap-Analytik vor allem aufseiten der Pflanzenschutzmittel-Transformationsprodukte (bis 2010: 3/ ab 2012: 44), Pharmazeutika (12/88), Pharmazeutika-Transformationsprodukte (1/32), Biozide (3/14), Lebensmittelzusatzstoffe (5) und Industriechemikalien (1/11) profitieren. Im Gegensatz zu durchschnittlich 40 organischen Spurenstoffen, die in den Jahren 2001–2010 jährlich gefunden wurden, wurden im Jahr 2012 147 der 288 (51%) analysierten Substanzen aus dem täglichen Messprogramm allein mithilfe der HPLC-HRMS-Analytik detektiert und bestätigt. *Figur 4b* zeigt die Maximalkonzentrationen der 147 positiven Befunde sortiert nach Substanzklassen. Die Boxen machen deutlich, dass Pflanzenschutzmittel und Pharmazeutika am häufigsten detektiert wurden. Die hohen Konzentrationen mit Frachtrelevanz wurden jedoch von wenigen Pharmazeutika, den Lebensmittelzusatzstoffen (Süsstoffen) und wenigen Industriechemikalien dominiert.

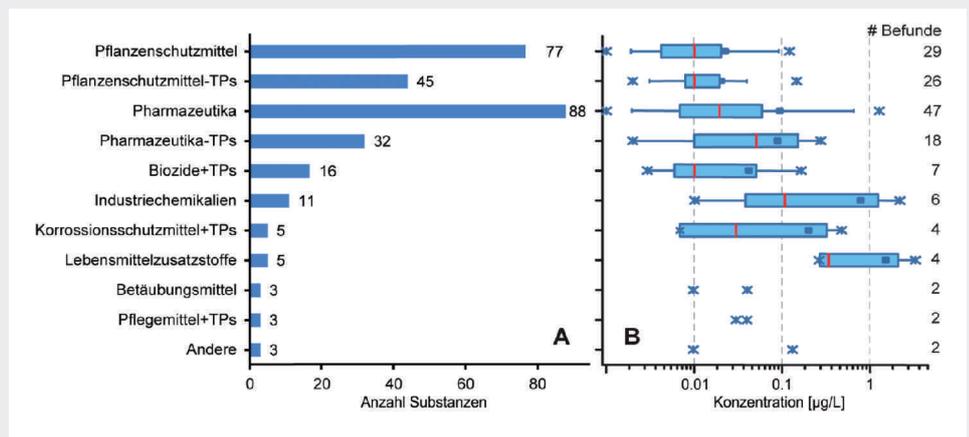


Fig. 4 a) Anzahl der täglich untersuchten Zielsubstanzen eingeteilt in Substanzkategorien im LC-HRMS-Messprogramm der RÜS.

b) Anzahl der gefundenen Substanzen pro Substanzkategorie im Messjahr 2012 mit der Verteilung der Maximalkonzentrationen logarithmisch aufgetragen in  $\mu\text{g/L}$ . Die höchsten gemessenen Konzentrationen verteilen sich auf nur wenige Substanzen, allen voran die Lebensmittelzusatzstoffe (Süsstoffe). Der Median ist rot gekennzeichnet, die Box umschließt die 25–75%-Quartile der Werte, die Antennen umfassen 5–95% aller Werte

a) Nombre de substances cibles analysées chaque jour, réparties en catégories de substances dans le programme de mesure LC-HRMS de la SSR.

b) Nombre de substances trouvées par catégorie de substance au cours de l'année de mesure 2012, avec distribution de la concentration maximale de manière logarithmique en  $\mu\text{g/L}$ . Les concentrations les plus élevées mesurées sont visibles sur un nombre faible de substances, notamment les compléments alimentaires (édulcorants). La ligne médiane est tracée en rouge, le cadre englobe les 25 à 75% quartiles des valeurs, les antennes regroupent 5 à 95% de toutes les valeurs

Konzentrationsbereich der Befunde

Die wichtigsten Vertreter der polaren organischen Spurenstoffe im Rhein bei Basel und weitere ausgewählte Vertreter einzelner Stoffklassen sind in *Figur 5* einzeln als Boxdiagramme über alle Positivbefunde des Jahres 2012 aufgeführt. Die Häufigkeit der Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze (BG) variiert von Substanz zu Substanz und ist deshalb angegeben. Die Frachtberechnung wurde wie folgt durchgeführt: Lagen mehr als 50% der Datenpunkte über der Bestimmungsgrenze, gingen in die Berechnung der Fracht alle Werte  $< \text{BG}$  mit einer Konzentration  $\frac{1}{2} \text{BG}$  ein, um das Ergebnis durch die Bestimmungsgrenze nicht zu verfälschen. Scheiterten dagegen mehr als 50% der Messdaten an der BG, wurden für die Frachtberechnung die Werte  $< \text{BG}$  nicht berücksichtigt. Dieser Fall traf auf jene fünf Substanzen zu, die in *Figur 5* mit einem Stern (\*) gekennzeichnet sind. Der Süsstoff Acesulfam wies mit einer Jahresfracht von  $>40 \text{ t}$  und einer Durchschnittskonzentration von  $1,2 \mu\text{g/L}$  die mit Abstand höchsten Konzentrationen im Hochrhein auf. Metformin (ebenfalls dargestellt als Verlauf in *Fig. 6*), ein häufig angewandtes Diabetes-Medikament, befand sich mit knapp  $13 \text{ t}$  Jahresfracht

und einer Durchschnittskonzentration von  $0,36 \mu\text{g/L}$  an zweiter Position der an der RÜS täglich gemessenen Substanzen. Das Korrosionsschutzmittel Benzotriazol belegte mit einer Jahresfracht von knapp  $9 \text{ t}$  und  $0,24 \mu\text{g/L}$  Durchschnittskonzentration Rang 3 der Top-Liste. Am häufigsten und mit den höchsten Konzentrationen im Rhein wurden Spurenstoffe gemessen, die mit dem kommunalen Abwasser in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Dabei handelt es sich vor allem um Substanzen, die in sehr hohen Mengen angewendet und in der Kläranlage schlecht oder nur zum Teil abgebaut werden. So kommen die Süsstoffe Saccharin und Cyclamat zwar in ähnlich hohen Mengen zur Anwendung wie Acesulfam, werden jedoch in den Kläranlagen  $>90\%$  [17; 18] abgebaut und deshalb in den Oberflächengewässern nur nach grossen Regenereignissen aufgrund von Mischwasserentlastungen in höheren Konzentrationen gefunden. Trotz allem weisen die drei Top-Befunde des Rheins in den Kläranlagen völlig unterschiedliche Abbauraten auf: Während Acesulfam praktisch kaum ( $<10\%$ ) abgebaut wird [19], weist Metformin eine Abbaurate von etwa  $90\%$  auf [20], während die Abbaurate für Benzotriazol in den Literaturstellen

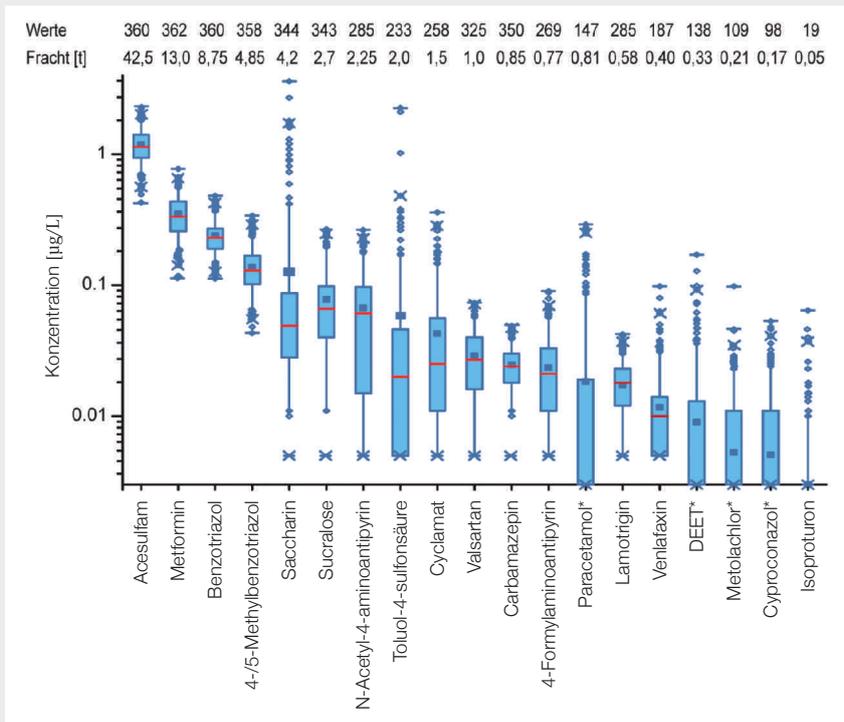


Fig. 5 Verteilung der positiven Befunde der Analytik ausgewählter Substanzen in 362 Tagesmischproben aus dem Jahr 2012. Dargestellt sind Boxplots auf einer logarithmischen Konzentrationsskala in µg/l. Die Anzahl der Befunde und die berechnete Jahresfracht ist angegeben. Angaben zur Frachtberechnung im Text. Für die mit \* markierten Substanzen lag der Anteil der positiven Befunde unter 50%. Box: 25–75%-Quartile, Antennen: 5–95% der Werte

Répartition des résultats positifs d'analyse des substances sélectionnées dans 362 échantillons moyens journalier. Des boîtes à moustaches sont représentées sur une échelle de concentration logarithmique en µg/l. Le nombre des résultats et le charge annuelle calculée sont indiqués. Concernant les substances identifiées par un \*, la fraction des analyses positives étaient inférieures à 50%. Boîte: 25 à 75% quartiles, antennes: 5 à 95% des valeurs

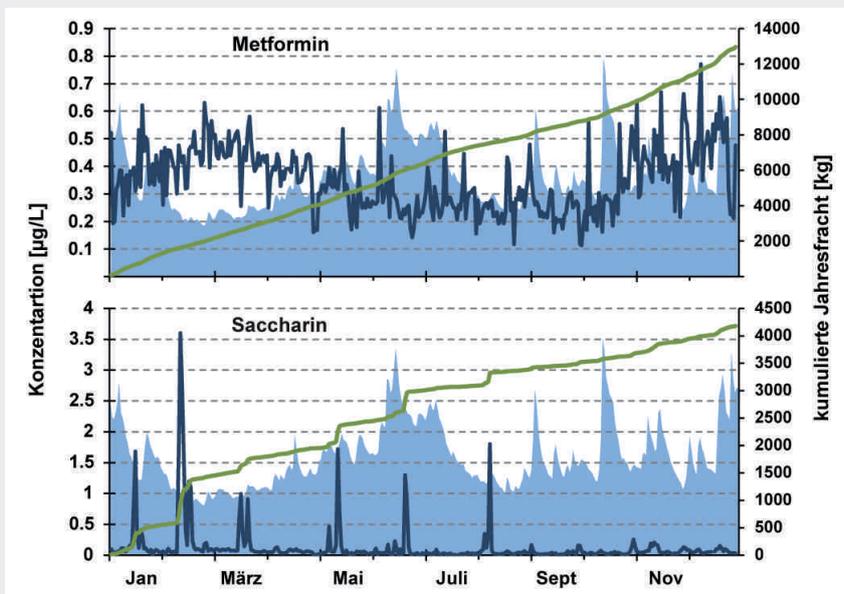


Fig. 6 Tagesaufgelöster Jahresverlauf der Konzentrationen des Pharmzeutikums Metformin und des Süsßstoffs Saccharin in µg/l. Hellblau: Abflussdynamik des Rheins; blaue Kurve: Konzentrationsverlauf; grüne Kurve: kumulierte Jahresfracht in kg

Évolution annuelle par moyenne journalière des concentrations du médicament metformine et de l'édulcorant saccharine en µg/l. La courbe bleue claire décrit la dynamique d'écoulement du Rhin. La courbe bleue montre l'évolution de la concentration, la courbe verte décrit la charge annuelle cumulée en kg

mit 3–62% stark schwankt [21; 22] und deshalb als mässig beschrieben werden kann. Die vom Schweizer Bundesrat vorgeschlagene Ausrüstung von ausgewählten Abwasserreinigungsanlagen mit Verfahren zur Spurenstoffelimination in den nächsten 25 Jahren würde die Frachten vieler Spurenstoffe wie Acesulfam, Benzotriazol und auch Metformin in Zukunft deutlich zurückgehen lassen [23–25].

Trendüberwachung polarer Spurenstoffe

In *Figur 6* ist der jahreszeitliche Konzentrations- und Frachtverlauf von Metformin und Saccharin dargestellt. Obwohl beide Substanzen aufgrund der gleichbleibend hohen Einsatzmengen im Haushalt einen konstanten Eintrag über die Zeit in die Kläranlagen erwarten lassen, ergibt sich ein völlig unterschiedliches Bild: Metformin erfüllt die Erwartungen voll und ganz, die Konzentrationen schwanken reziprok zum Abfluss ( $\bar{\varnothing} 0,35 \pm 0,12 \mu\text{g/l}$ ; mittlere Tagesfracht bei  $36 \pm 16 \text{ kg}$ ), was die Frachtkurve kontinuierlich ansteigen lässt. Hingegen zeigt Saccharin unerwartete Konzentrationsspitzen bis maximal  $3,6 \mu\text{g/l}$ , die unregelmässig und von kurzer Dauer (1–4 Tage) sind. Diese wirken sich in Form mehrerer Sprünge signifikant auf die Frachtkurve aus. Zwar werden, wie bereits vorher beschrieben, für den gut abbaubaren Süsßstoff in Regenperioden Frachtschwankungen im Gewässer erwartet, doch lassen sich die Peaks mit der in der Grafik hinterlegten Abflussdynamik des Rheins an der Messstation nicht korrelieren. Zudem müssten in diesen Zeiträumen auch andere Tracersubstanzen für ungeklärtes Abwasser, wie Koffein oder Cyclamat, ähnliche Spitzen zeigen. Dies konnte bei einer Überprüfung nicht bestätigt werden, weshalb die Saccharinspitzen nicht auf Entlastungen von häuslichem Abwasser, sondern auf eine einzelne Punktquelle im Einzugsgebiet der RÜS zurückzuführen sind. Dabei liefern die fünf grössten Eintragsereignisse mit einer Zeitdauer von ein bis vier Tagen ( $\Sigma 12 \text{ Tage}$ ) 40% ( $1,6 \text{ t}$ ) der Jahresfracht von  $4,1 \text{ Tonnen}$ .

Havarieüberwachung:

Verfolgung einer Schadstoffwelle

Wie in der Einleitung ausgeführt, ist die Überwachung des Rheins koordiniert und die RÜS in ein internationales Messnetz der IKSR eingebunden (*Fig. 1*). Die *Figur 7* gibt Antwort auf die Fragen, ob und mit welcher Genauigkeit Substanzen entlang

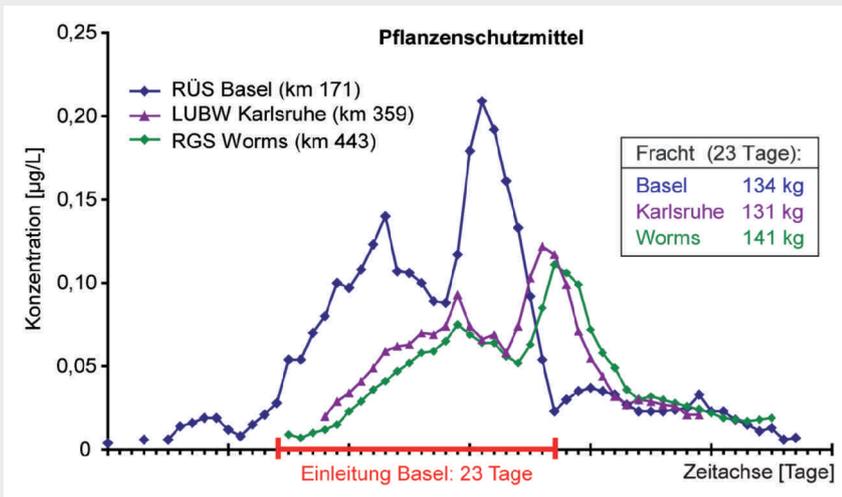


Fig. 7 Regionaler Verlauf einer Fehleinleitung vom Stadtgebiet Basel. Die 23-tägige Welle des Pflanzenschutzmittels (blaue Kurve: RÜS) wurde an der Rheinstation Karlsruhe unabhängig (violette Kurve) und an der Rheingütestation Worms 270 km rheinabwärts (grüne Kurve) in einer koordinierten Probenahme mit einer sehr guten Reproduzierbarkeit aufgenommen. Die kumulierten Frachten ergeben eine perfekte Übereinstimmung

Évolution régionale d'un rejet par erreur dans la région de Bâle. La vague de 23 jours de produits phytosanitaires (courbe bleue: SSR) a été enregistrée dans la station du Rhin de Karlsruhe de manière indépendante (courbe mauve) et dans la station de qualité du Rhin de Worms à 270 km en aval (courbe verte) dans le cadre d'un prélèvement d'échantillons coordonné avec une très bonne reproductibilité. Les charges cumulées sont concordantes

des Rheins verfolgt werden können. Dar gestellt ist die Messung eines mehr als 20 Tage dauernden Eintragsereignisses eines Pflanzenschutzmittels in der Region Basel an drei Standorten entlang des Rheins. Nachdem die für Januar unerwartet erhöhten Konzentrationen des Pflanzenschutzmittels an der RÜS in Basel (Rhein km 171) festgestellt wurden, wurden zusätzliche Proben von der Rheingütestation Worms (RGS Worms: Rhein km 443) beschafft. Die über 70 Tagesmischproben von zwei Querschnittpunkten über das Rheinprofil wurden in Basel im Labor des AUE Basel-Stadt mit der LC-HRMS-Technologie analysiert. Der Vergleich zeigte, dass an den zwei Stationen, die 272 km voneinander entfernt liegen, praktisch identische Frachten (RÜS: 133 kg; RGS: 141 kg) quantifiziert werden konnten und der verdünnte Konzentrationsverlauf mit ähnlicher Dynamik sechs Tage später in Worms abgebildet wurde. Der Datensatz konnte mit Messwerten der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) ergänzt werden, wo dasselbe Ereignis registriert und gemessen wurde. Diese von der Probenahme bis zur Auswertung völlig unabhängigen Messwerte stammen von der Rheinsmessstation Karlsruhe (Rhein km 359) und wurden mithilfe einer GC/MS-Targetanalytik aufgenommen. Auch in diesem

Fall fügen sich sowohl Konzentrationsdynamik als auch Gesamtfracht (131 kg über 23 Tage) perfekt in die Ergebnisse der beiden anderen Stationen ein. Die Eintragsquelle konnte in Basel aufgrund des eindeutigen Konzentrationsprofils des Rheinquerschnitts schnell ausfindig gemacht werden, womit ein grösserer Frachteintrag verhindert werden konnte. Die 20-tägige Dynamik der Einleitung entspricht nicht der zu erwartenden Dynamik einer typischen Punktequelle. Jedoch konnte die verzögerte Einleitung durch die Gegebenheiten vor Ort erklärt werden. Der Datensatz zeigt, dass Eintragsereignisse auch im tiefen Konzentrationsbereich über mehrere hundert Kilometer noch präzise abgebildet werden können. Zudem werden die Repräsentativität der Probenahme und die Vergleichbarkeit der Messdaten bestätigt, womit Funktion als auch Qualität der Rheinüberwachung demonstriert werden konnten.

#### ÜBERWACHUNG DURCH UNBEKANNTENSCHREIBUNG

##### Stand und Ergebnisse

Mit der Einführung der hochauflösenden Massenspektrometrie für die Analytik der täglichen Rheinüberwachung von polaren Stoffen bietet sich auch die Möglichkeit, die Datensätze nach potenziellen un-

bekanntenen Substanzen zu durchsuchen. Die Einführung einer täglichen Suche nach Unbekanntem ist noch nicht abgeschlossen (s. *Ausblick*), deshalb soll der Ansatz des Screenings an einem Beispiel aufgezeigt werden. Die Ziele des Unbekanntenscreenings ergeben sich aus den Aufgaben der RÜS:

- zeitnahe Erkennung von Havarien und Fehleinleitungen von unbekanntem Substanzen
- Identifizierung häufig auftretender unbekannter Peaks und Überführung dieser ins Routine-Messprogramm

Für das folgende Beispiel wurden 92 Messungen aus dem Zeitraum 1. Mai – 31. Juli 2012 (positiver Ionisierungsmodus) verwendet. Aus den täglichen Datensätzen wurden mit der Auswerterroutine *EnviMass* die intensivsten Komponenten-Peaks herausgefiltert, die noch nicht Bestandteil des Routine-Messprogramms sind. Diese Unbekanntenslisten enthalten täglich etwa 1500–2500 Komponenteneinträge, deren Intensitäten exponentiell abnehmen. Deshalb wurden für eine Datenanalyse zunächst nur die täglich 50 intensivsten Komponenten berücksichtigt. Innerhalb einer Massentoleranz von 5 ppm und einem Retentionszeitenfenster von 0,5 min wurde nach auffälligen Mustern oder sich wiederholenden Einträgen gesucht. Eine Komponente schaffte es im untersuchten Zeitraum immer wieder auf die vordersten Plätze der Unbekanntensliste. Anhand des Isotopenmusters und der hochauflösten Masse ( $m/z = 279,0933$ ) konnte schnell auf die Summenformel  $C_{18}H_{15}OP$  geschlossen werden. Für diese Summenformel sind in der Chemspider-Datenbank ([www.chemspider.com](http://www.chemspider.com)) nur acht Einträge verzeichnet. Gemessen an der Anzahl an Referenzen als Mass für die Verwendung und Popularität einer Substanz sticht Triphenylphosphinoxid (TPPO) hervor. Der Stoff konnte schliesslich nach Vergleich mit einer Referenzsubstanz über die Retentionszeit und das Fragmentierungsmuster zweifelsfrei identifiziert werden und wurde ab September 2012 in das Messprogramm der RÜS aufgenommen. Im Zeitraum September bis Dezember 2012 wurde die Substanz regelmässig mit Konzentrationen um 0,1 µg/l (BG 0,01 µg/l) und einer Maximalkonzentration knapp unter 1 µg/l quantifiziert. Somit fiel die Substanz unter die Top 20 der höchstkonzentrierten Substanzen des Standorts Weil. In einem erst

kürzlich veröffentlichten Artikel wurde TPPO im Rheindelta in Proben aus dem Jahr 2010 mit Konzentrationen von 0,04–0,18 µg/l nachgewiesen [26], befindet sich nach unserem Wissen jedoch noch nicht in einem Routine-Messprogramm einer Überwachungsstation. Neben der Identifizierung dieser Einzelsubstanz lassen die untersuchten Unbekanntenslisten die Vermutung zu, dass in der Größenordnung 50–100 weitere unbekannte polare organische Komponenten im Rhein bei Basel zu erwarten sind, die relevante Konzentrationen erreichen können und damit einer Identifizierung zugänglich sind.

#### Ausblick

Seit beinahe 20 Jahren findet an der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein und anderen Überwachungsstationen täglich ein GC-MS-Datenbank-Screening auf unbekannte Verbindungen statt. Ausschlaggebend für die Auswahl ist ein Intensitätsschwellenwert relativ zu zwei definierten (und entlang der Rhein-Stationen standardisierten) isoto-penmarkierten Substanzen (<sup>13</sup>C<sub>3</sub>-Koffein und 1,4-Dibrombenzol-D<sub>4</sub>). Mithilfe einer kommerziellen Software kann ein infrage kommendes GC-MS-Fragmentspektrum mit den Spektreneinträgen der NIST-Datenbank verglichen werden. Hierbei können jedoch methodenbedingt nur unpolare und eher flüchtige Substanzen erfasst werden. Deshalb soll bis zum Ende 2013 an der RÜS mit Unterstützung der Eawag ein tägliches Unbekanntenscreening auch für polare, gut wasserlösliche

Substanzen eingeführt werden. Da sich umfassende Datenbanken für hochaufgelöste Fragmentspektren aufseite der HPLC-MS erst im Aufbau befinden, existieren bisher keine umfassenden Lösungen für einen routinemässigen Spektrenvergleich. Deshalb werden an der Eawag derzeit Methoden entwickelt und getestet, welche die tägliche Datenvielfalt bewältigen und filtern sollen. Der erste Schritt zur Priorisierung ist eine automatisierte, systematische Analyse der vollständigen Unbekanntenslisten. Erst dadurch können die Informationen, die in den Komponenten-Datensätzen abgebildet sind, auch zur Identifizierung nutzbar gemacht werden. Zur Identifizierung der priorisierten Komponenten wurden in den letzten Jahren zu verschiedenen Substanzklassen Stoffevaluationen auf Basis der Zulassungen durchgeführt. In Zusammenarbeit mit örtlichen Industriebetrieben wurden zudem Rhein-relevante Substanzen definiert. Die Daten wurden in einer Liste zusammengeführt, die im Falle unbekannter Befunde abgefragt wird. Inwieweit solche statistischen und rechenintensiven Auswertungen in einen täglichen Routinebetrieb integriert werden können, soll ab 2014 an der RÜS getestet werden.

#### SCHLUSSFOLGERUNG

Die Wasserqualität des Rheins hat in den letzten Jahrzehnten deutlich zugenommen. Ein flächendeckendes internationales Überwachungsnetz konnte in der Vergangenheit auf die Belastungssituation aufmerksam machen und politischen Entscheidungsträgern Argumente liefern, auf regulatorischem Wege Massnahmen zu ergreifen. Standen in den 80er- und 90er-Jahren vor allem Schwermetalle, Nährstoffe und chlorierte Industriechemikalien im Fokus öffentlicher Diskussionen, hat sich in den letzten zehn Jahren die Aufmerksamkeit hin zu Pflanzenschutzmitteln, Pharmazeutika und weiteren alltäglichen Haushaltschemikalien verschoben. Die Analytik an der RÜS wurde während der letzten Jahren optimiert, um eine möglichst breite Palette dieser oft polaren Spurenstoffe zu erfassen. Ein neu konzipiertes Messprogramm zur Erfassung der organischen Spurenstoffe, das vor allem auf der LC-HRMS-Analytik beruht, ist seit dem 1. Januar 2012 im Routinebetrieb und liefert täglich aktuelle Informationen über knapp 300 Substanzen. Ergänzt werden diese Messungen

durch ein tägliches GC-MS-Unbekanntenscreening. Dieses soll in naher Zukunft durch ein LC-HRMS-Unbekanntenscreening ergänzt werden. Die Gesamtfracht der mit den analytischen Methoden vor Einführung der LC-HRMS-Technologie erfassten organischen Spurenstoffe betrug im Jahre 2009 nur sieben Tonnen (plus 55 t Komplexbildner). Im Jahr 2012, in welchem erstmals auch tägliche LC-HRMS-Daten einbezogen werden konnten, wurden hundert Tonnen (plus 57 t Komplexbildner) Gesamtfracht erfasst. Dies zeigt, dass mehr, vor allem aber auch relevantere Substanzen in das tägliche Messprogramm aufgenommen werden konnten. Auf die Station abgestimmte, automatisierte Auswerteroutinen wurden eingeführt und helfen, täglich knapp 300 Analyten zuverlässig und zeitnah auszuwerten. Basierend auf den Resultaten konnten für die Station Weil etwa 50 Leitsubstanzen definiert werden, die im aktuellen Messjahr 2013 analytisch prioritär behandelt werden. Neue Analysetechniken wie die hochauflösende Massenspektrometrie erlauben nicht nur die langfristige Trendüberwachung einer Vielzahl bekannter Substanzen, sondern helfen auch, durch systematische Datenbank-Screenings und die Möglichkeit zur Identifizierung von Unbekanntens weitere Chemikalien im Rhein aufzuspüren. Dieses Wissen liefert die Grundlage zur Untersuchung der Effekte dieser Chemikalien auf das Ökosystem des Gewässers. Die Wirksamkeit eingeführter Reduktionsmassnahmen kann durch die regelmässige Messdatenerhebung direkt aufgezeigt werden. Neben der Trendüberwachung kommt der Havariedetektion nach wie vor eine zentrale Rolle im Überwachungsnetz zu. Mit den hier präsentierten Daten wird gezeigt, dass einzelne Punktquellen noch immer einen signifikanten Beitrag zur Frachtdynamik des Rheins bilden können. Da Punktquellen meist zu kurzzeitigen, aber hohen Konzentrationsspitzen führen, ist der hohe Aufwand zu deren Detektion (aufwendige Probenahme und tagesaufgelöste Analytik) vor allem mit Hinblick auf die Trinkwassergewinnung gerechtfertigt. Zudem können Punkteinträge durch Aufklärung und Massnahmen an der Quelle oft vermieden werden. Mit dem Programm «Rhein 2020» [27] verfolgt die IKSR auch weiterhin das Ziel, den Rhein neben seiner intensiven Nutzung auch für die heimische Flora und Fauna wieder attraktiv zu gestalten.

#### DANK

Den Mitarbeitern des Labors des AUE Basel-Stadt, besonders: *Dorrit Griesshaber, Avni Kozhani, Ingrid Langlois* und *Iris Zäh* für die tägliche Analytik organischer Spurenstoffe; *Manfred Beubler, Markus Dede* und *Rainer Geschke* für ihren Einsatz für die RÜS und das Projekt; den beteiligten Mitarbeitern der Eawag, Abteilung Umweltchemie: *Martin Loos, Philipp Longree, Juliane Hollender*. Weiter *Miriam Müller, David Plüss* und *Bernadette Vogler*; den Kollegen der LUBW: *Markus Lehmann, Werner Altkofer, Kurt Kreimes* sowie *Heike Robakowski* und *Herbert Lepper*; dem Team der RGS Worms: *Peter Diehl* und *Andreas Werner*; der Abteilung Gewässerschutz vom BAFU: *Ulrich Sieber* und *Stephan Müller*

Für künftige Herausforderungen ist die Rheinüberwachung bei Basel aus analytischer Sicht gewappnet.

## BIBLIOGRAPHIE

- [1] Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR); Bewirtschaftungsplan Rhein 2009, Teil A
- [2] Zentralkommission für die Rheinschifffahrt (ZKR); Bericht Nr. 15: Marktbeobachtung 2012-1 und Wasser- und Schifffahrtsdirektion Südwest, Jahresbericht 2011
- [3] Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR); Bericht Nr. 140 (2004)
- [4] Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND); Studie: Wärmelast Rhein (2009)
- [5] Ort, C. et al. (2009): Model-Based Evaluation of Reduction Strategies for Micropollutants from Wastewater Treatment Plants in Complex River Networks. *Environmental Science and Technology* 43: 3214–3220
- [6] Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) (2010): Es lebe der Rhein – 60 Jahre IKSR
- [7] Güttinger H. und Stumm W. (1990): Ökotoxikologie am Beispiel der Rheinverschmutzung durch den Chemie-Unfall bei Sandoz in Basel. *Naturwissenschaften* 77, 253–261
- [8] Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR); Stromaufwärts – Bilanz Aktionsplan Rhein (2003): ISBN: 3-935324-44-8
- [9] Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR); Internationaler Warn- und Alarmplan (2009)
- [10] Mosimann, M. et al. (2002): Vom Tiger im Tank – Geschichte des Bleibenzins. *GAIA* 11: 203–212
- [11] Bundesamt für Umwelt: [www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/01295/01296/01297/index.html?lang=de](http://www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/01295/01296/01297/index.html?lang=de)
- [12] Singer, H. et al. (2005): Pestizidbelastung von Oberflächengewässern. *gwa* 11
- [13] Götz, C. et al. (2010): Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser
- [14] Singer, H.W. et al. (2009): Multikomponenten-Screening für den Rhein bei Basel
- [15] Ruff, M. et al. (2012): 20 Jahre Internationale Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein: Neuentwicklungen mit Hilfe der hochauflösenden Massenspektrometrie. *Vom Wasser* 110: 70–72
- [16] Loos, M. et al. (2011): Software für den freien Download unter [www.eawag.ch/forschung/uchem/software/enviMass1\\_2](http://www.eawag.ch/forschung/uchem/software/enviMass1_2)
- [17] Scheurer, M. et al. (2010): Performance of conventional multi-barrier drinking water treatment plants for the removal of four artificial sweeteners. *Water Research* 44: 3573–3584
- [18] Bürge, I. J. et al. (2011): Saccharin and Other Artificial Sweeteners in Soils: Estimated Inputs from Agriculture and Households, Degradation, and Leaching to Groundwater. *Environmental Science and Technology* 45: 615–621
- [19] Bürge, I. J. et al. (2009): Ubiquitous Occurrence of the Artificial Sweetener Acesulfame in the Aquatic Environment: An Ideal Chemical Marker of Domestic Wastewater in Groundwater. *Environmental Science and Technology* 43: 4381–4385
- [20] Scheurer, M. et al. (2009): Analysis and occurrence of seven artificial sweeteners in German waste water and surface water and in soil aquifer treatment (SAT). *Analytical Bioanalytical Chemistry* 394: 1585–1594
- [21] Weiss, S. and Reemtsma, T. (2005): Determination of Benzotriazole Corrosion Inhibitors from Aqueous Environmental Samples by Liquid Chromatography-Electrospray Ionization-Tandem Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry* 77: 7415–7420
- [22] Voutsas, D. et al. (2006): Benzotriazoles, Alkylphenols and Bisphenol A in Municipal Wastewaters and in the Glatt River, Switzerland. *Environmental Science and Pollution Research* 13: 333–341
- [23] Scheurer, M. et al. (2011): Structural elucidation of main ozonation products of the artificial sweeteners cyclamate and acesulfame. *Environ Sci Pollut Res* 19: 1107–1118
- [24] Hollender, J. et al. (2009): Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration. *Environmental Science and Technology* 43: 7862–7869
- [25] Scheurer, M. et al. (2012): Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanlylurea in the environment and during drinking water treatment. *Water Research* 46: 4790–4802
- [26] Bollmann, U.E. et al. (2012): Occurrence and fate of organophosphorus flame retardants and plasticizers in coastal and marine surface waters. *Water Research* 46: 531–538
- [27] Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR); Rhein 2020 – Programm zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins (2001): ISBN: 3-935324-36-7

## > SUITE DU RÉSUMÉ

cours des dernières années avec le soutien de l'Eawag pour se concentrer de manière renforcée sur les substances polaires qui se dissolvent facilement dans l'eau dans le cadre des analyses quotidiennes. Ces méthodes analytiques ont été ajustées de manière à couvrir les deux missions principales de la station de surveillance du Rhin à l'aide d'une seule mesure. Alors que des outils d'analyse étendus garantissent l'analyse des tendances, la spectrométrie de masse haute résolution offre des possibilités d'identification de composants inconnus, et ainsi parallèlement, une surveillance des rejets opérés par erreur de substances dans le Rhin. L'article présente les résultats de l'année 2012, année pendant laquelle ce nouveau concept analytique fut mis en œuvre pour la première fois. Le nombre de composés analysés dans la phase aqueuse a pu largement évoluer de 259 au cours du programme de mesures 2009 à 476 en 2012. Alors que les méthodes analytiques ont permis de détecter une charge totale de 7 tonnes d'éléments traces organiques en 2009 (sans complexants), cette quantité était de plus de 100 tonnes en 2012. Parmi les 288 éléments traces polaires mesurés, 147 substances ont pu être identifiées et quantifiées l'an dernier, avec en tête l'édulcorant acésulfame avec une charge annuelle cumulée de plus de 40 tonnes. Les premiers résultats des mesures d'observation de substances inconnues sont prometteurs. Des pics inconnus ont pu être priorisés pour une surveillance plus détaillée et les substances identifiées ont été intégrées dans le programme de mesure quotidien.

# BIOLOGISCHER ZUSTAND KLEINER FLIESSGEWÄSSER

## MAKROZOOBENTHOS-UNTERSUCHUNGEN: SCHWEIZWEITE AUSWERTUNG

Obwohl kleine Fließgewässer den Grossteil des Schweizer Gewässernetzes ausmachen, ist über deren biologischen Zustand wenig bekannt. Hier werden nun erstmals die von den kantonalen Gewässerschutzfachstellen und des Biodiversitätsmonitorings Schweiz aus den Jahren 2005 bis 2013 zur Verfügung gestellten Makrozoobenthos-Untersuchungen auf nationaler Ebene betrachtet. 350 der 709 Untersuchungen erfüllen die ökologischen Ziele nicht, wobei die grössten Defizite in tiefen Lagen beobachtet wurden.

Vera Leib\*, Amt für Umwelt und Energie des Kantons St. Gallen

### RÉSUMÉ

#### LA MACROFAUNE BENTHIQUE DANS LES PETITS COURS D'EAU ÉVALUATION POUR LA SUISSE

Les petits cours d'eau constituent une grande partie du réseau hydrographique suisse et remplissent d'importantes fonctions biologiques. Leur état est cependant peu connu. Cet article propose un aperçu actuel de la qualité biologique des petits cours d'eau, évaluée en fonction de la macrofaune benthique. Les données des services cantonaux de la protection des eaux et du monitoring de la biodiversité en Suisse (MBD CH), recueillies entre 2005 et 2013, en fournissent la base. Les petits cours d'eau désignent les cours d'eau avec un numéro d'ordre hydrographique 1 et 2 selon Strahler. Près de la moitié des 709 échantillons prélevés sur 406 sites d'études ne remplissent pas les objectifs écologiques. On constate les déficits les plus importants à basse altitude, entre 301 et 400 m au-dessus du niveau de la mer, où 70 pour cent des biocénoses des invertébrés aquatiques laissent supposer des conditions écologiques insuffisantes. En particulier, l'indiceSPEAR<sub>pesticide</sub> montre clairement le déficit à basse altitude. Les études cantonales contiennent davantage de sites pollués avec 59 pour cent, ceci en raison de la sélection des points de prélèvement qui se trouvent le plus souvent dans des zones d'exploitation intensive où la pollution de l'eau avait déjà été en partie constatée. Dans les études du MBD CH, qui donnent un aperçu représentatif pour toute la Suisse, l'objectif correspondant

### EINLEITUNG

Mithilfe von biologisch-ökologischen Untersuchungen lässt sich der Gesamtzustand eines Gewässers beurteilen. Hierzu eignen sich besonders die wenig mobilen, aber zum Teil sehr empfindlichen wirbellosen Wassertiere der Gewässersohle (Makrozoobenthos). Diese spiegeln die Gesamtheit aller auf sie einwirkenden Umweltfaktoren wider. Zum Makrozoobenthos (MZB) zählen die mit blossen Auge sichtbaren, auf der Gewässersohle lebenden Gewässerkleintiere wie etwa Insekten, Spinnentiere, Schnecken, Krebse, Würmer oder Egel.

Da jedes dieser Lebewesen andere Umweltbedingungen bevorzugt, verschiebt sich, wenn sich die Parameter des Fließgewässerhabitats verändern, in Folge auch deren Artenzusammensetzung und Häufigkeit. Manche Arten reagieren sehr sensibel gegenüber Störungen, andere hingegen weisen eine bestimmte Toleranz gegenüber Veränderungen ihrer Umwelt auf. Sich negativ auswirkende Einflüsse können etwa in einer Verschlechterung der Wasserqualität liegen, z. B. durch Pestizideinträge [1], aber auch in einer beeinträchtigten Gewässerstruktur, Wassertemperatur oder in einer unnatürlichen Wasserführung [2]. Über die Diversität und Häufigkeitsverteilung des Makrozoobenthos lassen sich somit gute und umfassende Aussagen über die Wasser- und Gewässerqualität treffen [3].

\* Kontakt: vera.leib@sg.ch

In *Figur 1* ist die Aussagekraft des MZB zur Beurteilung der Aspekte Gewässerraum, Wasserführung und Wasserqualität wiedergegeben. Neben einer breiten Aussagekraft bietet dieser biologische Indikator den Vorteil, Aussagen über längere Zeiträume zuzulassen. So dauert etwa bei den sensiblen Steinfliegen das im Wasser stattfindende Larvenstadium bis zu drei Jahre [2], wodurch über mehrere Jahre hinweg die Lebensbedingungen und damit auch die Wasserqualität rückwirkend beurteilt werden können [3]. Da das MZB alle Fliessgewässertypen besiedelt, kann anhand ihrer Lebensgemeinschaft der Zustand grosser wie auch kleiner Fliessgewässer beurteilt werden. Obwohl kleine Fliessgewässer den Grossteil des Schweizer Gewässernetzes ausmachen, wurde bei den Gewässeruntersuchungen in der Schweiz der Fokus bis anhin meist auf grössere Gewässer gelegt. Zur Unterscheidung der verschiedenen Gewässergrössen werden die Flussordnungszahlen (FLOZ) nach Strahler herangezogen [5] und Gewässer mit einer FLOZ 1 und 2 als kleine Fliessgewässer definiert. Diese machen rund 75 Prozent der Fliessstrecke des Schweizer Gewässernetzes aus (*Fig. 2*).

Diese kleinen Bäche spielen nicht nur streckenmässig eine grosse Rolle, sondern erfüllen auch grundlegende ökologische Funktionen. So sind sie Hauptlebensraum für eine einzigartige Fauna, wie etwa beim MZB für die Larven der Gattung *Plectrocnemia* [2]. Vielen Fischen dienen die kleinen Bäche als Laich- und Aufwuchsgewässer oder als Refugialraum, wo sie sich bei ungünstigen Bedingungen wie bei Hochwasser oder Gewässerverschmutzungen zurückziehen können. So ermöglichen kleine Bäche eine rasche Wiederbesiedlung der Hauptgewässer durch Gewässertiere nach grösseren Störungen. Eine schweizweite Auswertung von Pestizidmessungen in Fliessgewässern zeigte, dass gerade in den kleinen Fliessgewässern die höchsten Pestizidbelastungen zu beobachten sind. Es treten hier Konzentrationsspitzen auf, die um ein Vielfaches höher sind als in grösseren Fliessgewässern [5]. Über den biologischen Zustand dieser kleinen Fliessgewässer weiss man allerdings wenig. Eine Übersicht über die gesamte Schweiz ist bisher nicht verfügbar.

Ziel dieser Arbeit ist, einen Überblick über den biologischen Zustand kleiner Fliessgewässer anhand des MZB zu erarbeiten.

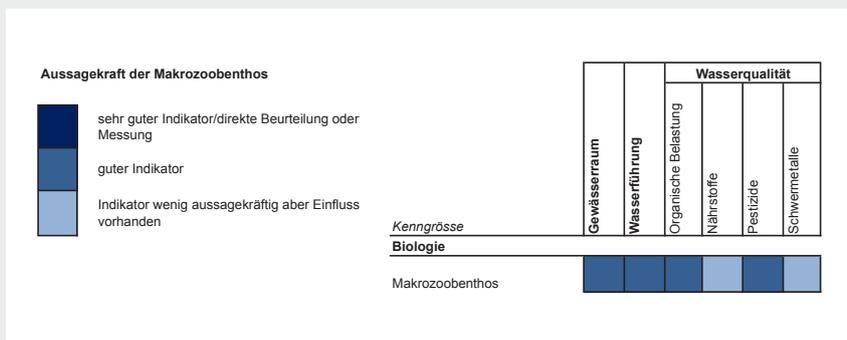


Fig. 1 Aussagekraft des Makrozoobenthos zur Beurteilung der Aspekte Gewässerraum, Wasserführung und Wasserqualität (Grafik in Anlehnung an Känel et al. 2010 [4])

Pertinence de la macrofaune benthique pour l'évaluation des cours d'eau, du débit d'eau et de la qualité de l'eau (graphique basé sur Känel et al. 2010 [4])

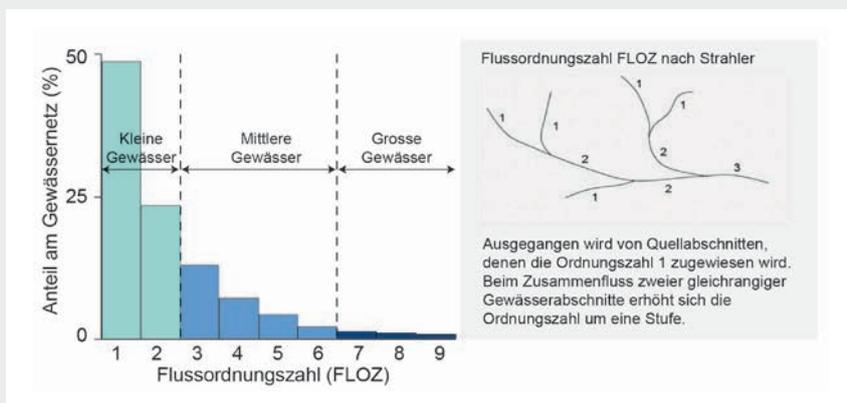


Fig. 2 Anteil der Fliessstrecke pro Flussordnungszahl (FLOZ) in Prozent des gesamten Gewässernetzes der Schweiz. Fliessstrecken mit der FLOZ 1 und 2 werden als «klein» bezeichnet [5]

Proportion de tronçons par numéro d'ordre des cours d'eau (NOCE) dans l'ensemble du réseau hydrographique suisse. Les tronçons avec les NOCE 1 et 2 sont qualifiés ici de «petits» [5]

Dazu wurden alle in der Schweiz verfügbaren MZB-Daten aus den Jahren 2005 bis 2013 zusammengetragen und ausgewertet. Die schweizweite Übersicht soll zeigen, inwieweit sich verschiedene Stressoren, wie etwa Pestizideinträge, nachteilig auf den Bioindikator MZB ausgewirkt haben. Mithilfe einer Landnutzungsanalyse [6] können hier auch erstmals Aussagen über den Zusammenhang zwischen der Landnutzung im Einzugsgebiet und dem Gewässerzustand der kleinen Bäche getroffen werden. Andere wichtige Einflussfaktoren auf den Gewässerzustand wie etwa die Ökomorphologie, die Wasserführung oder die Wassertemperatur werden hier allerdings nicht weiter betrachtet.

**METHODE**

**DATENSATZ**

Der vorliegende Datensatz der MZB-Untersuchungen aus den Jahren 2005 bis 2013 an Fliessgewässern mit der FLOZ 1 und 2 wurde von verschiedenen Stellen zur Verfügung gestellt: Einerseits waren

dies die kantonalen Gewässerschutzfachstellen, andererseits das Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM CH).

**Kantonale Gewässerschutzfachstellen**

19 kantonale Gewässerschutzfachstellen untersuchten das MZB an ausgewählten kleinen Fliessgewässern. Die vorhandenen Untersuchungen weisen bezüglich der Erhebungs- bzw. Auswertungsmethoden eine grosse Heterogenität auf. Auch variieren die den Untersuchungen zugrunde liegenden Zielsetzungen stark. So gaben zum Beispiel sieben Kantone an, Untersuchungen (auch) aufgrund von bereits bekannten Defiziten durchzuführen. Vor dem Jahr 2010 wurden in der Schweiz verschiedene Untersuchungsmethoden und Indices für das MZB angewandt; am häufigsten wurde neben dem Makroindex und dem Saprobienindex der *Indice biologique global normalisé* (IBGN) bestimmt. 2010 veröffentlichte das BAFU im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts (MSK) eine an Schweizer Fliessgewässer angepasste Methode des IBGN zur Unter-

suchung und Beurteilung der Fliessgewässer anhand des MZB [7]: den *Index biologique CH* (IBCH). Zwei Drittel der Kantone untersuchen ihre kleinen Fliessgewässer seither anhand dieser Methode.

#### Biodiversitätsmonitoring Schweiz

Neben den Untersuchungen der kantonalen Gewässerschutzfachstellen liegen Daten des BDM CH vor. Dieses startete 2010 mit der systematischen Erfassung der wirbellosen Wassertiere. Da Kleinstgewässer mit der FLOZ 1 oft temporär und methodisch teilweise schwierig zu beproben sind, wurden diese vom Messnetz des BDM CH ausgeschlossen. Dies kann einerseits zu einem Ausschluss einer speziellen Fauna führen, andererseits erhöht aber der Ausschluss der FLOZ-1-Gewässer die Reproduzierbarkeit der Messungen.

Das Messnetz des BDM CH für das MZB umfasst insgesamt etwa 570 Probestrecken. Davon sind zirka 250 Fliessstrecken mit der FLOZ 2, die in einem Rhythmus von fünf Jahren beprobt werden. Die zur Verfügung gestellten Untersuchungen aus den Jahren 2010 bis 2013 umfassen 191 Fliessstrecken mit der FLOZ 2.

Die Aufnahmen erfolgen nach dem Modul-Stufen-Konzept MZB [7]; zusätzlich werden die Wasserinsektenordnungen *Ephemeroptera*, *Plecoptera* und *Trichoptera* (EPT) bis auf Artniveau bestimmt. Aufgrund der Homogenität der Datenqualität, der systematischen Beprobung und der Bestimmung der EPT auf Artniveau sind diese Daten besonders wertvoll für eine zuverlässige Beurteilung des biolo-

gischen Zustandes der kleinen Fliessgewässer.

#### PROBENNAHME

Insgesamt enthält der Datensatz 709 Proben von 406 Untersuchungsstellen. 518 Proben von 215 Stellen stammen von den kantonalen Gewässerschutzfachstellen. 191 Untersuchungen von ebenso vielen Stellen stellte das BDM CH zur Verfügung (Fig. 3).

Pro Jahr wurden mindestens 57 Stellen (Jahr 2013) und maximal 101 Stellen (Jahr 2010) untersucht. Der Anstieg der Pro-

bennahmen im Frühling 2010 ist auf den Start des BDM CH zurückzuführen. Die Anzahl der Untersuchungen pro Jahr variierte zwischen eins und vier. In seltenen Fällen wurden Untersuchungsstellen im Zeitraum von 2005 bis 2013 bis zu zehn Mal beprobt. Die Untersuchungen des BDM CH fanden einmalig statt; die kantonalen Stellen wurden in diesem Untersuchungszeitraum im Schnitt 2,4 Mal untersucht. Die meisten Probenahmen fanden im Frühling statt, gefolgt vom Spätherbst (Fig. 4). 236 Proben an 230 Stellen wurden nach dem Modul-Stufen-Konzept

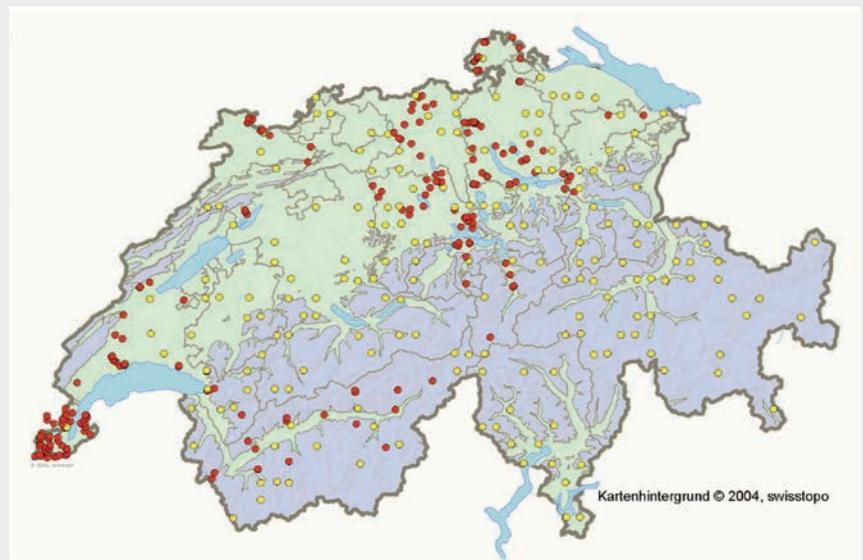


Fig. 3 Alle untersuchten Fliessgewässer-Standorte ( $n=406$ ) im Zeitraum von 2005 bis 2013, aufgeschlüsselt nach dem Ursprung der Daten (gelbe Punkte: BDM CH, rote Punkte: kantonale Gewässerschutzfachstellen)

Ensemble des sites de cours d'eau ( $n=406$ ) durant la période entre 2005 et 2013, classés selon l'origine des données (points jaunes: MBD CH, points rouges: services cantonaux de la protection des eaux)

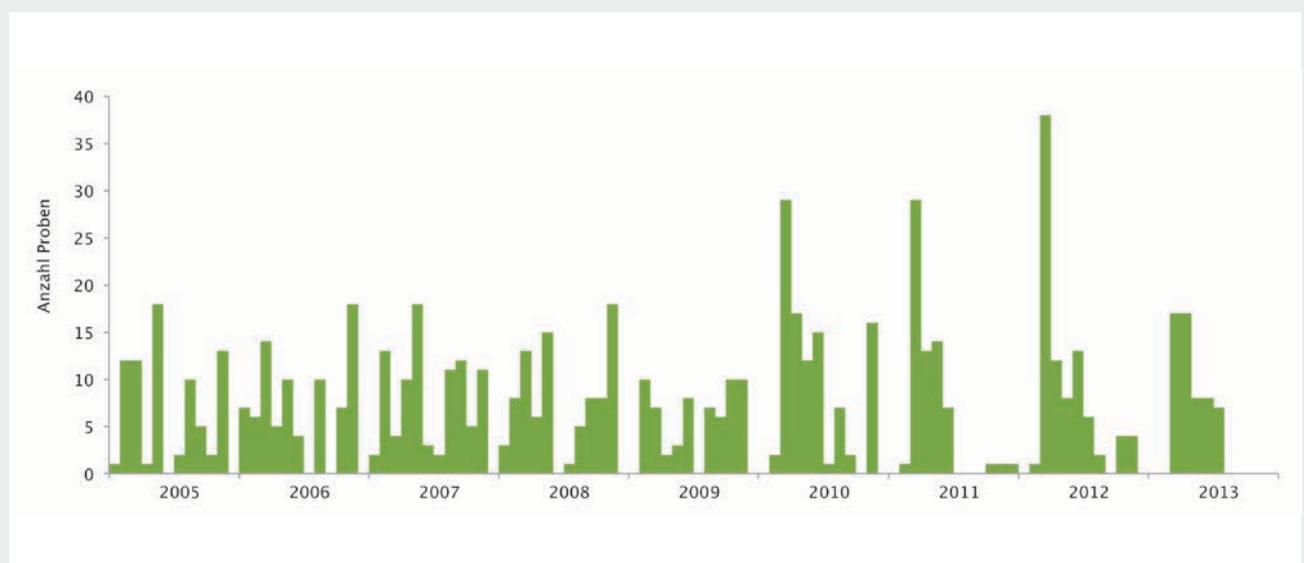


Fig. 4 Anzahl der Makrozoobenthos-Proben pro Monat im Zeitraum 2005 bis 2013

Nombre des échantillons de macrofaune benthique par mois dans la période entre 2005 et 2013

MZB [7] beurteilt (davon 191 Stellen und Proben vom BDM CH). Nach dem Entwurf des Moduls MZB von 2005 (IBGN) wurden 361 Proben von insgesamt 131 Stellen bewertet. Bei 107 Proben von 37 Stellen beruht die Beurteilung des Gewässerzustandes auf dem Makroindex, wobei sich hier die Durchführung der Probennahme ebenfalls nach dem Entwurf des Moduls MZB von 2005 richtete. Bei acht weiteren Stellen bzw. Proben erfolgte die Bewertung anhand des Saprobienindex. Die Anteile der unterschiedlichen Indices sind in *Figur 5* zu sehen. Während die Beurteilung mittels IBCH gleichmässig über alle Kantone verteilt angewendet wurde (vor allem aufgrund des BDM CH), zeigen sich bei den IBGN-Stellen deutliche Hotspots in den Kantonen Genf, Zürich und Waadt sowie eine Häufung der Bewertungen

mittels Makroindex in den Urkantonen. Auch die Anzahl der untersuchten Stellen und Proben variiert stark von Kanton zu Kanton. Aus zwei Kantonen liegen keine Daten vor; alle anderen sind zumindest mit einer Stelle bzw. mit einer Untersuchung in dieser Auswertung vertreten. Mit 206 Untersuchungen an 54 Untersuchungsstellen stellte der Kanton Genf den grössten Datensatz zur Verfügung. Auch wurden hier die meisten Kleinstgewässer (FLOZ 1) beprobt. Die Verteilung der Stellen und Proben über die gesamte Schweiz ist somit nicht homogen. Es konnte über alle Untersuchungen hinweg eine gemeinsame Aussage bezüglich des Gewässerzustandes getroffen werden, obwohl die Erhebungs- und Auswertungsmethoden bei den zur Verfügung gestellten Untersuchungen stark variierten.

Alle vorliegenden Untersuchungen wurden unabhängig von der Erhebungsmethode und Auswertungsmethode einerseits hinsichtlich der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK und andererseits mittels  $SPEAR_{pesticide}$ -Index hinsichtlich einer Belastung durch Pestizide beurteilt. So liegt für jede zur Verfügung gestellte Probe zum einen eine Beurteilung bezüglich Erfüllung der ökologischen Ziele vor; in *Tabelle 1* sind die vorliegenden Indices in Bezug zu den ökologischen Zielen dargestellt. Zum anderen wurde im Rahmen dieser Datenauswertung unabhängig von Probennahmezeitpunkt sowie der Art der Probennahme für alle Proben der  $SPEAR_{pesticide}$ -Index berechnet. Mit diesem Index kann die insektizide Wirkung von Pestiziden auf die Gewässerinvertebraten beurteilt werden. Da der Grossteil

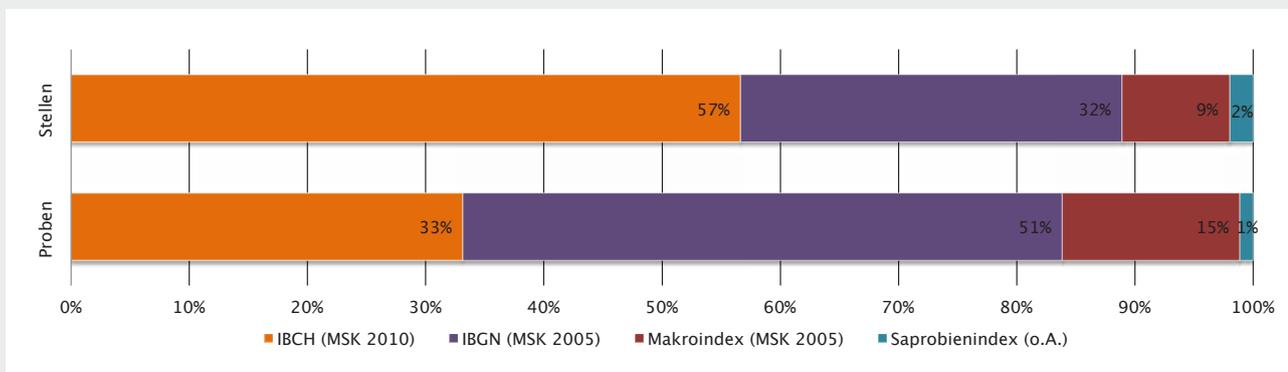


Fig. 5 Prozentuale Verteilung der verschiedenen angewandten Indices (Auswertungsmethoden) der Makrozoobenthos-Proben von kleinen Fliessgewässern im Zeitraum von 2005 bis 2013

Répartition en pourcentage des différents indices utilisés (méthodes d'évaluation) pour les échantillons de macrofaune benthique des petits cours d'eau dans la période entre 2005 et 2013

	IBCH / IBGN	Makroindex	Saprobienindex*	$SPEAR_{pesticide}$ -Index	
Ökologische Ziele erfüllt	<b>1: sehr gut</b> (IBCH/IBGN 17 bis 20)	<b>1: sehr gut</b> (Makroindex 1 und 2)	<b>I: unbelastet bis sehr gering belastet</b> (SI 1,0 – <1,5)	<b>1: sehr gut</b> ( $SPEAR >44\%$ )	Zielerfüllung SPEAR
	<b>2: gut</b> (IBCH/IBGN 13 bis 16)	<b>2: gut</b> (Makroindex 3)	<b>I-II: gering belastet</b> (SI 1,5 – <1,8)	<b>2: gut</b> ( $SPEAR 33-44\%$ )	
			<b>II: mässig belastet</b> (SI 1,8 – <2,3)		
Ökologische Ziele nicht erfüllt	<b>3: mässig</b> (IBCH/IBGN 9 bis 12)	<b>3: mässig</b> (Makroindex 4)	<b>II-III: kritisch belastet</b> (SI 2,3 – <2,7)	<b>3: mässig</b> ( $SPEAR 22-33\%$ )	Nichtzielerfüllung SPEAR
	<b>4: unbefriedigend</b> (IBCH/IBGN 5 bis 8)	<b>4: unbefriedigend</b> (Makroindex 5 und 6)	<b>III-IV: sehr stark verschmutzt</b> (SI 3,2 – <3,5)	<b>4: unbefriedigend</b> ( $SPEAR 11-22\%$ )	
	<b>5: schlecht</b> (IBCH/IBGN 0 bis 4)	<b>5: schlecht</b> (Makroindex 7 und 8)	<b>IV: übermässig verschmutzt</b> (SI 3,5 – <4,0)	<b>5: schlecht</b> ( $SPEAR 0-11\%$ )	

Tab. 1 Ökologischer Zustand der Fliessgewässer beurteilt nach IBCH, IBGN, Makroindex, Saprobienindex und  $SPEAR_{pesticide}$ -Index. Oberhalb der gestrichelten Linie erreichen die Fliessgewässer nach MSK die ökologischen Ziele, unterhalb der gestrichelten Linie sind die ökologischen Ziele nach MSK nicht erreicht. Beim  $SPEAR_{pesticide}$ -Index werden Werte oberhalb der gestrichelten Linie der Zielerfüllung und Werte unterhalb der Nichtzielerfüllung zugeschrieben. \* Beim Saprobienindex werden im Gegensatz zu den anderen Indices nicht die obersten zwei Klassen, sondern die obersten drei Klassen nach gängiger Aufteilung der Erfüllung der ökologischen Ziele zugeordnet

Santé écologique des cours d'eau évaluée selon IBCH, IBGN, le Macroindex, l'indice de Saprobie et l'indice  $SPEAR_{pesticide}$ . Au-dessus de la ligne pointillée, les cours d'eau respectent les objectifs écologiques selon MSK, en dessous de la ligne en pointillés, ces objectifs ne sont pas respectés. Pour l'indice  $SPEAR_{pesticide}$  les valeurs au-dessus de la ligne en pointillés indiquent que les objectifs sont respectés et les valeurs en dessous de la ligne qu'ils ne le sont pas. \* L'indice de saprobie, à l'inverse des autres indices, n'indique pas les deux classes les plus élevées mais les trois classes les plus élevées, selon la répartition courante du respect des objectifs écologiques

der Daten auf Familienniveau vorliegt, wurde zwecks besserer Vergleichbarkeit der  $SPEAR_{pesticide}$ -Index auf diesem Bestimmungsniveau berechnet, wobei aber beachtet werden muss, dass bei der Bestimmung des  $SPEAR_{pesticide}$ -Index auf Familienniveau die Gewässerqualität gegenüber einer Index-Berechnung auf Artniveau eher überschätzt wird [8]. Die Lebensgemeinschaften des MZB werden hier unterschieden zwischen «Zielerfüllung SPEAR» und «Nichtzielerfüllung SPEAR» (Tab. 1).

Da stoffliche Einträge aus dem Einzugsgebiet neben anderen Faktoren massgeblich den Gewässerzustand beeinflussen, wurde eine Landnutzungsanalyse im Einzugsgebiet der kleinen Fliessgewässer durchgeführt und in Zusammenhang mit dem Gewässerzustand gestellt. Bei der hier vorliegenden Landnutzungsanalyse wurden keine Punktquellen (ARA) betrachtet. Im Fokus standen die diffusen Quellen von Mikroverunreinigungen. Für detaillierte Informationen zur Landnutzungsanalyse wird auf die Arbeit von Strahm (2013) [6] verwiesen. Neben den betrachteten diffusen Belastungen aus dem Einzugsgebiet wurde der Gewässerzustand im Rahmen dieser Arbeit nicht in Zusammenhang mit weiteren ebenso wichtigen Einflussfaktoren wie zum Beispiel der strukturellen Beschaffenheit des Gewässers, der Wassertemperatur oder der Wasserführung betrachtet.

## ZUSTAND DER KLEINEN FLIESSGEWÄSSER

### BEWERTUNG GEMÄSS ERFÜLLUNG DER ÖKOLOGISCHEN ZIELE

Von den 709 Proben deuten die Resultate bei knapp der Hälfte der Proben (49 Prozent) darauf hin, dass die Ziele und Anforderungen an die ökologischen Ziele gemäss MSK nicht eingehalten werden (Tab. 2). Gut die Hälfte der Proben ( $n=205$ ) wurde zumindest einmal als ökologisch unzureichend beurteilt. Die räumliche Verteilung über die gesamte Schweiz ist in Figur 6 dargestellt.

In Figur 7 ist die Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK für den IBCH, IBGN und SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index pro Höhenstufe dargestellt.

Über alle Untersuchungen hinweg verfehlen 58 Prozent der Proben zwischen 0 und 600 m ü. M. in der Hügelstufe die ökologischen Ziele nach MSK (Tab. 2).

Die grössten Defizite liegen zwischen 301 und 400 m ü. M., wo über 70 Prozent der Lebensgemeinschaften der Wasserwirbellosen auf ungenügende ökologische Verhältnisse schliessen lassen.

Bei den Untersuchungen des BDM CH entspricht die biologisch indizierte Ge-

wässerqualität ausserhalb des Schweizer Mittellandes mehrheitlich den ökologischen Zielsetzungen. In der Bergstufe (601–1200 m ü. M.) erfüllen 79 Prozent der Proben die ökologischen Ziele nach MSK, in der Alpenstufe (1201–2600 m ü. M.) 63 Prozent der Proben (Tab. 2). Dass in



Fig. 6 Alle untersuchten Fliessgewässer-Standorte ( $n=406$ ) im Zeitraum von 2005 bis 2013, die zumindest einmal die ökologischen Ziele nach MSK nicht erfüllten (rote Punkte) bzw. für die stets die ökologischen Ziele erreicht wurden (blaue Punkte)

Ensemble des sites de cours d'eau ( $n=406$ ) durant la période entre 2005 et 2013 qui n'ont pas respecté au moins une fois les objectifs écologiques selon MSK (points rouges) ou pour lesquels les objectifs écologiques ont toujours été respectés (points bleus)

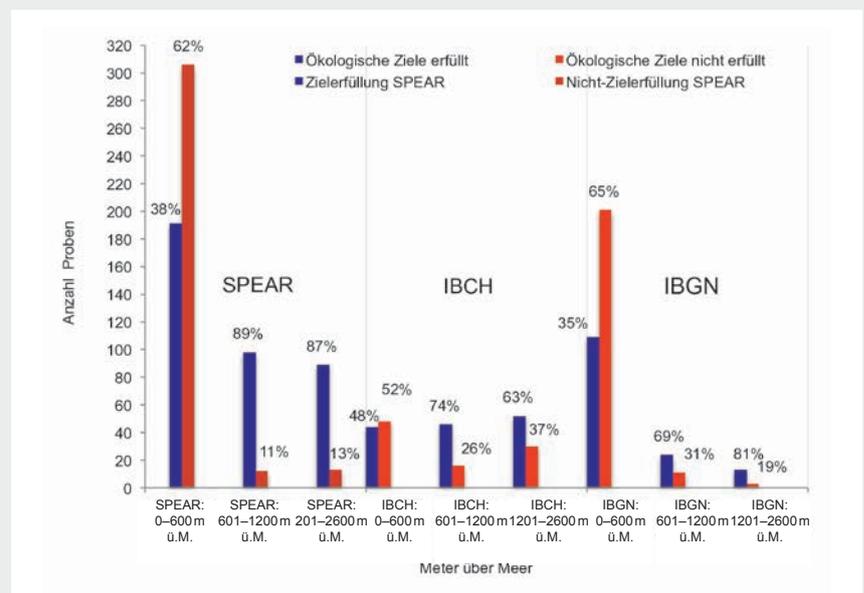


Fig. 7 Anzahl der IBCH- und IBGN-Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nichterfüllung der ökologischen Ziele nach MSK sowie Anzahl der  $SPEAR_{pesticide}$ -Index für alle Proben aufgeschlüsselt nach Zielerfüllung SPEAR bzw. Nichtzielerfüllung SPEAR pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013

Nombre des échantillons IBCH et IBGN classés en fonction du respect ou non-respect des objectifs écologiques selon MSK et nombre d'indices  $SPEAR_{pesticide}$  pour tous les échantillons classés selon le respect ou non-respect des objectifs SPEAR par altitude durant la période entre 2005 et 2013

der Alpenstufe der Anteil an Proben, deren Beurteilung negativ ausfiel, gegenüber der Bergstufe wiederum leicht zunimmt, lässt sich dadurch erklären, dass in kalten Gebirgsflüssen auch unbe-

einflusste Fließgewässer eine geringere faunistische Diversität aufweisen und sie dadurch eine schlechtere Bewertung durch den IBCH erhalten können. Im Modul Makrozoobenthos wird bereits

darauf verwiesen, dass ausserhalb der oberen Forellenregion und der mittleren Cyprinidenregion der IBCH auch in nicht beeinträchtigten Fließgewässern deutlich geringer ist [7]. Daher fallen in der vorliegenden Beurteilung durch den IBCH in der Berg- und der Alpenstufe die Resultate tendenziell pessimistischer aus als erwartet.

Ein ähnliches Bild zeigt sich beim IBGN. Die meisten Fließgewässer mit grossen Defiziten in der biologisch indizierten Gewässerqualität liegen in der Hügellstufe. Knapp 65 Prozent der Fließgewässerproben verfehlen in dieser Höhenstufe die ökologischen Ziele. In höheren Lagen ist die Lebensgemeinschaft der MZB mehrheitlich in einem guten Zustand.

Aufgrund der beschriebenen unterschiedlichen Probenahmestrategien beim BDM CH und bei den kantonalen Gewässerschutzfachstellen lohnt sich ein Vergleich dieser beiden Datensätze (Tab. 2). Bei den Untersuchungen des BDM CH, die unabhängig von der Landnutzung und von allfälligen Belastungssituationen ausgewählt wurden, erfüllen rund zwei Drittel aller Proben die ökologischen Ziele nach MSK. Bei den Proben der kantonalen Gewässerschutzfachstellen erreichen



Fig. 8 Alle untersuchten Fließgewässer-Standorte (n = 406) im Zeitraum von 2005 bis 2013, die zumindest einmal die Zielerfüllung beim SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index nicht erreichten (rote Punkte) bzw. die die Zielerfüllung beim SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index immer erreichten (blaue Punkte)  
 Ensemble des sites de cours d'eau (n = 406) entre 2005 et 2013 qui n'ont pas respecté au moins une fois les objectifs écologiques selon l'indice SPEAR<sub>pesticide</sub> (points rouges) ou pour lesquels les objectifs écologiques selon l'indice SPEAR<sub>pesticide</sub> ont toujours été respectés (points bleus)

Gewässerzustand			Ökologische Ziele erfüllt	Ökologische Ziele nicht erfüllt	Zielerfüllung SPEAR	Nichtzielerfüllung SPEAR
<b>Gesamter Datensatz</b> (alle Indices)	gesamt	(n=709)	51%	49%	53%	47%
	0-600 m ü. M.	(n=497)	42%	58%	38%	62%
	601-1200 m ü. M.	(n=110)	73%	27%	89%	11%
	1201-2600 m ü. M.	(n=102)	68%	32%	87%	13%
<b>BDM CH</b> (IBCH)	gesamt	(n=191)	66%	34%	86%	14%
	0-600 m ü. M.	(n=52)	58%	42%	77%	23%
	601-1200 m ü. M.	(n=57)	79%	21%	95%	5%
	1201-2600 m ü. M.	(n=82)	63%	37%	87%	13%
<b>Kantonale Gewässerschutzfachstellen</b> (alle Indices)	gesamt	(n=518)	45%	55%	41%	59%
	0-600 m ü. M.	(n=445)	40%	60%	34%	66%
	601-1200 m ü. M.	(n=53)	66%	34%	83%	17%
	1201-2600 m ü. M.	(n=20)	85%	15%	90%	10%
<b>Kantonale Gewässerschutzfachstellen</b> (IBCH)	gesamt	(n=45)	33%	67%	47%	53%
	0-600 m ü. M.	(n=40)	35%	65%	45%	55%
	601-1200 m ü. M.	(n=5)	20%	80%	60%	40%
	1201-2600 m ü. M.	(n=0)	/	/	/	/

Tab. 2 Übersicht über den Datensatz in Bezug zur Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK und zur Zielerfüllung SPEAR. Dargestellt wird einerseits der gesamte Datensatz (mit allen verschiedenen Erhebungs- und Auswertungsmethoden) und andererseits wird er unterteilt dargestellt nach den unterschiedlichen Datenquellen: Datensatz des BDM CH (beurteilt anhand des IBCH) sowie der Datensatz der kantonalen Gewässerschutzfachstellen (mit allen unterschiedlichen Erhebungs- und Auswertungsmethoden sowie zur besseren Vergleichbarkeit jene Untersuchungen der kantonalen Gewässerschutzfachstellen, deren Beurteilung anhand des IBCH erfolgte)

Aperçu des données relatives au respect des objectifs écologiques selon MSK et SPEAR. D'une part, l'ensemble des données est représenté (avec toutes les différentes méthodes d'évaluation et de collecte), d'autre part, elles sont subdivisées en fonction des différentes sources: les données du MBD CH (classées selon l'IBCH) et les données des services cantonaux de la protection des eaux (avec toutes les différentes méthodes d'évaluation et de collecte ainsi que, pour assurer une meilleure comparabilité, les études des services cantonaux de la protection des eaux dont l'évaluation a été effectuée selon l'IBCH)

hingegen bei den Untersuchungen nach Modul-Stufen-Konzept Makrozoobenthos (IBCH) [7] nur ein Drittel der Untersuchungsstellen die gesetzten ökologischen Ziele. Die Anzahl der Proben ist hier allerdings gering. Über alle Untersuchungen der kantonalen Gewässerschutzfachstellen mit den verschiedenen Erhebungs- und Auswertungsmethoden werden die ökologischen Ziele bei 45 Prozent der Proben erfüllt. Die Stellen mit gewässerökologischen Defiziten befinden sich meist im intensiv genutzten Mittelland und wurden zum Teil aufgrund eines Verdachts auf Gewässerverschmutzung ausgewählt. Aber auch bei den Untersuchungen des BDM CH erfüllen in tiefen Lagen tendenziell weniger Proben die ökologischen Ziele nach MSK. So verfehlen in der Hügellstufe 42 Prozent der BDM CH-Proben die ökologischen Ziele, in der Bergstufe 21 Prozent und in der Alpenstufe 37 Prozent der Proben.

Beim  $SPEAR_{pesticide}$ -Index weisen insgesamt 47 Prozent der Makrozoobenthosproben keine Zielerfüllung auf, was auf eine Belastung durch Pestizide hindeuten könnte. Aufgrund der Stellenauswahl zeigen die kantonalen Daten mit 59 Prozent noch mehr Belastungen an. Bei den Untersuchungen des BDM CH weisen mehr Proben eine Zielerfüllung beim  $SPEAR_{pesticide}$ -Index auf (86 Prozent), allerdings war hier die Anzahl der Proben auch geringer. Noch deutlicher als die anderen besprochenen Indices weist der  $SPEAR_{pesticide}$ -Index auf die stärksten Belastungen in der Hügellstufe hin. Erfüllen hier knapp 40 Prozent die Anforderungen, erreichen in der Berg- und Alpenstufe jeweils beinahe 90 Prozent der Untersuchungen die Zielsetzung (Tab. 2). Die besseren Ergebnisse des  $SPEAR_{pesticide}$ -Index im Vergleich zu den anderen Indices (IBCH und IBGN) in höheren Lagen ist vor allem auf die geringere Gewichtung der Artenzahl des MZB bei diesem Index im Vergleich zum IBCH zurückzuführen. Beim  $SPEAR_{pesticide}$ -Index ist die Biodiversität keine wesentliche Grundlage; für den Index wird der Anteil der sensitiven Arten und der insensitive Arten berechnet. Somit wirkt sich die geringere faunistische Diversität in kalten Gebirgsbächen kaum auf die Bewertung durch den  $SPEAR_{pesticide}$ -Index aus. Von den 409 Untersuchungsstellen erfüllen 154 (38%) zumindest einmal nicht die Ziele nach dem  $SPEAR_{pesticide}$ -Index (Fig. 8). Unabhängig von der Erhebungs- und Auswertungsmethode und unabhängig vom Datensatz sind somit vor allem bei Proben in tiefen Lagen die ökologischen Ziele nach MSK und die Ziele nach dem  $SPEAR_{pesticide}$ -Index nicht erfüllt.

## LANDNUTZUNG

### ZUSAMMENHANG ERFÜLLUNG DER ÖKOLOGISCHEN ZIELE UND LANDNUTZUNG

Der Gewässerzustand wird in Bezug auf das Makrozoobenthos neben weiteren

Faktoren massgeblich von den stofflichen Einträgen aus dem Einzugsgebiet beeinflusst. Da alle Untersuchungen unabhängig von der Erhebungs- und Auswertungsmethode hinsichtlich der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK beurteilt wurden, kann der gesamte Datensatz auf den Zusammenhang zwischen den verschiedenen Landnutzungsarten im Einzugsgebiet der Gewässer und der Beurteilung des ökologischen Zustandes analysiert werden.

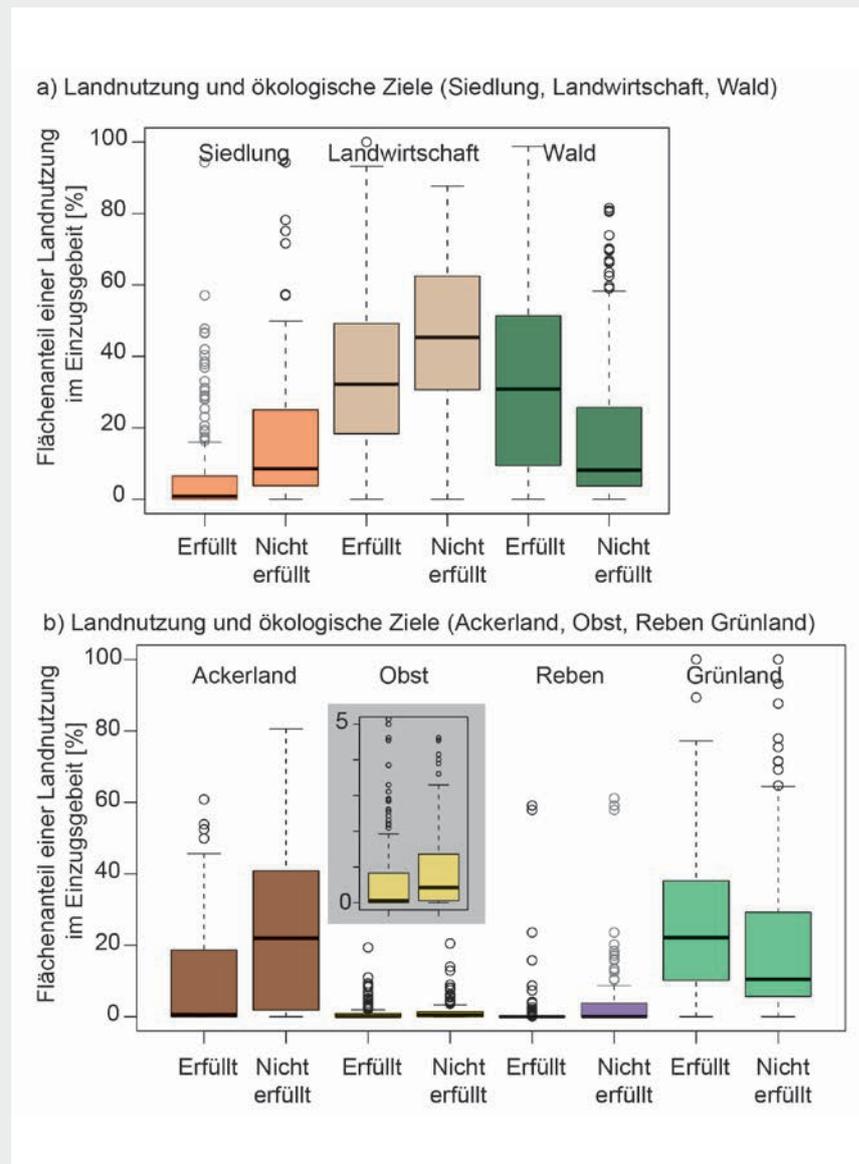


Fig. 9 Vergleich der Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen am Einzugsgebiet und der Erfüllung der ökologischen Ziele gemäss Modul-Stufen-Konzept: a) Erfüllung der ökologischen Ziele gemäss MSK für die Flächenanteile Siedlung, Landwirtschaft und Wald am Einzugsgebiet und b) Erfüllung der ökologischen Ziele gemäss MSK für die Flächenanteile Ackerland, Obst, Reben und Grünland am Einzugsgebiet

Comparaison des surfaces des différents types d'exploitation des sols dans le bassin versant et du respect des objectifs écologiques selon le système modulaire gradué: a) Respect des objectifs écologiques selon MSK pour les surfaces d'urbanisation, agriculture et forêt dans le bassin versant et b) Respect des objectifs écologiques selon MSK pour les surfaces de terres arables, fruits, vignes et pâturages dans le bassin versant

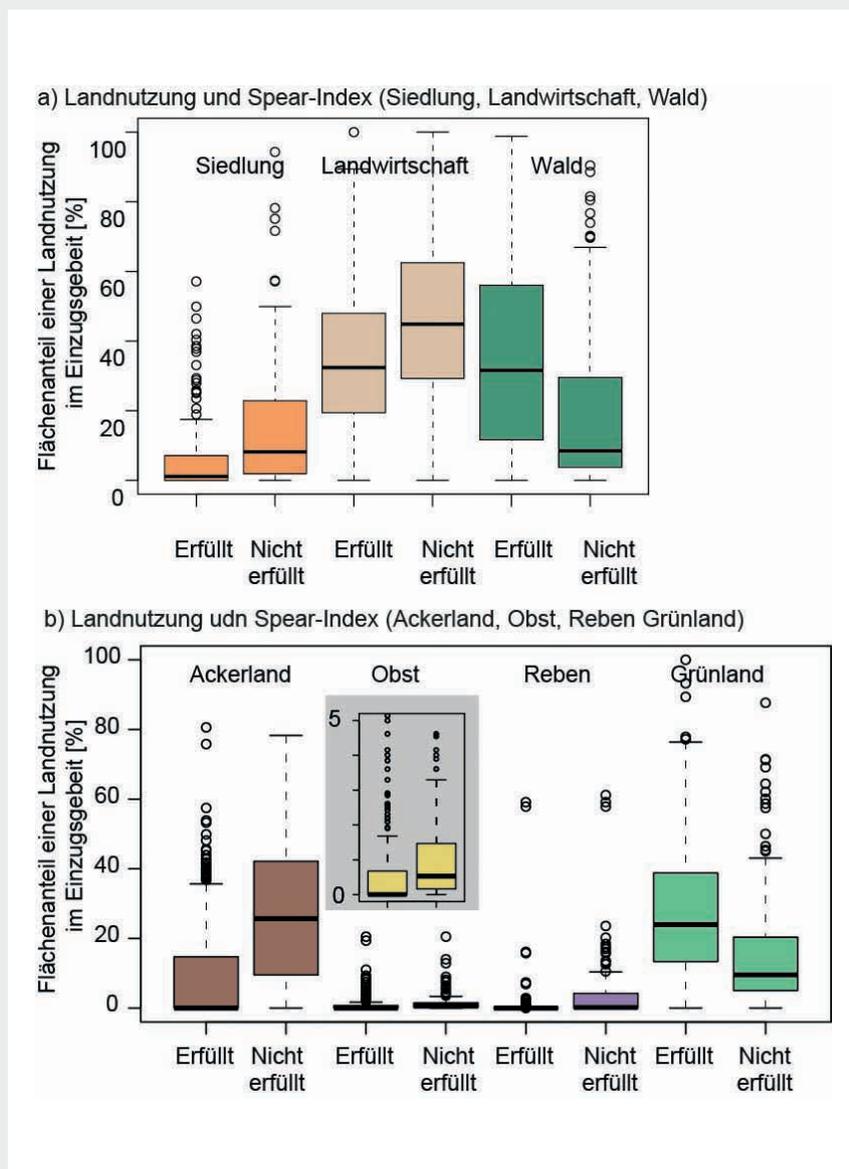
Siedlung

In *Figur 9* ist der Flächenanteil mit der Nutzung Siedlung am Gesamteinzugsgebiet in Abhängigkeit von der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK dargestellt. Liegt der Flächenanteil Siedlung am Gesamteinzugsgebiet bei mehr als 10 Prozent, verfehlen rund zwei Drittel der Untersuchungen die ökologischen Ziele. An Fließgewässern mit mehr als 50 Prozent Siedlungsanteil erfüllen 95 Prozent (n=18) der Proben die ökologischen Ziele nicht. Tendenziell sind bei einem grösseren Flächenanteil Siedlung mehr Stellen in einem schlechten ökologischen Zustand.

Landwirtschaft

Bei einem Flächenanteil von mehr als 50 Prozent landwirtschaftlicher Nutzung am Gesamteinzugsgebiet weisen zwei Drittel der Untersuchungen einen ungenügenden ökologischen Zustand auf (*Fig. 9*). Der Flächenanteil der gesamten landwirtschaftlichen Nutzungen hängt nicht in dem Masse mit der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK zusammen wie der Flächenanteil Siedlung, da hier sowohl intensive als auch extensive landwirtschaftliche Nutzungen integriert sind.

Aus diesem Grund lohnt sich ein Blick auf die verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungsarten. So erfüllen 85 Prozent der untersuchten Makrozoobenthosproben (n=34) mit einer Nutzungsdichte Reben von mehr als 10 Prozent im Einzugsgebiet die ökologischen Ziele nicht. Bei den Proben der Messstellen mit weniger als 10 Prozent Anteil Rebflächen im Einzugsgebiet erfüllen gute 50 Prozent (n=317) die ökologischen Ziele. Von sieben Proben an Messstellen mit mehr als 10 Prozent Nutzungsdichte Obst am Gesamteinzugsgebiet werden fünf als ökologisch unzureichend beurteilt. Eindrücklich ist, dass bei einer Nutzungsdichte von Ackerland von mehr als 50 Prozent 92 Prozent der Proben (n=35) die ökologischen Ziele nach MSK nicht erreichen. Ist der Flächenanteil jedoch kleiner oder gleich 10 Prozent, weisen 37 Prozent (n=124) der Untersuchungen auf einen schlechten Zustand hin. So wirkt sich ein grösserer Flächenanteil Obst, Ackerland oder Reben im Einzugsgebiet tendenziell schlecht auf den Gewässerzustand aus. Mehr Grünland im Einzugsgebiet führt hingegen tendenziell eher zu einer positiven Gewässerbe-



*Fig. 10 Vergleich der Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen am Einzugsgebiet und der Zielerfüllung hinsichtlich des SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index: a) Zielerfüllung gemäss SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index für die Flächenanteile Siedlung, Landwirtschaft und Wald am Einzugsgebiet und b) Zielerfüllung gemäss SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index für die Flächenanteile Ackerland, Obst, Reben und Grünland am Einzugsgebiet*

*Comparison des surfaces des différents types d'exploitation des sols dans le bassin versant et du respect des objectifs écologiques selon l'indice SPEAR<sub>pesticide</sub>: a) Respect des objectifs écologiques selon l'indice SPEAR<sub>pesticide</sub> pour les surfaces d'urbanisation, agriculture et forêt dans le bassin versant et b) Respect des objectifs écologiques selon l'indice SPEAR<sub>pesticide</sub> pour les surfaces de terres arables, fruits, vignes et pâturages dans le bassin versant*

urteilung: 60 Prozent der Untersuchungen (n=241) mit einem Flächenanteil von mehr als 10 Prozent Grünland erfüllen die ökologischen Ziele. 67 Prozent der Proben (n=168) mit weniger als 10 Prozent Grünland im Einzugsgebiet erfüllen die gewässerökologischen Zielsetzungen hingegen nicht (*Fig. 9*).

Wald

Der fehlende Eintrag von Pestiziden aus den Einzugsgebieten mit der Nut-

zung Wald wirkt sich tendenziell positiv auf die MZB-Lebensgemeinschaft aus. Sind bei einem Flächenanteil von mehr als 10 Prozent des Gesamteinzugsgebiets 62 Prozent (n=245) der Untersuchungen in einem guten Zustand, erfüllen bei mehr als 50 Prozent Flächenanteil Wald knapp 70 Prozent der Proben (n=93) die ökologischen Ziele nach MSK (*Fig. 9*). Je grösser der Anteil Wald, desto grösser ist auch die Wahrscheinlichkeit, dass die Anforder-

rungen an die Gewässerqualität erfüllt werden.

Die Analyse zeigt, dass die Landnutzung einen grossen Einfluss auf den Grad der Zielerfüllung nach MSK hat. So sinkt mit steigendem Anteil an Siedlungsflächen und landwirtschaftlichen Flächen die Tendenz, dass die Gewässer in einem guten biologischen Zustand sind. Umgekehrt steigt bei zunehmendem Anteil Wald im Einzugsgebiet die Anzahl der Proben, die die ökologischen Anforderungen erfüllen.

Im folgenden Kapitel wird der Zusammenhang zwischen der Landnutzung im Einzugsgebiet der kleinen Fließgewässer sowie deren Beurteilung durch den SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index, der insbesondere die Belastung durch Insektizide anzeigt, diskutiert.

#### DANK

Das Projekt wurde durch das Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziert. Ein bester Dank geht an *Christian Leu* (BAFU) und *Stephan Müller* (BAFU) für die organisatorische Unterstützung sowie an *Pascal Stucki* (Aqua-bug) für die fachliche Unterstützung während des Projektverlaufs.

Für die Bereitstellung und Aufarbeitung der Daten bedanke ich mich herzlich bei den kantonalen Gewässerschutzfachstellen der Kantone Aargau, Appenzell Ausserrhoden, Bern, Freiburg, Genf, Jura, Luzern, Obwalden, Nidwalden, St.Gallen, Schaffhausen, Schwyz, Solothurn, Thurgau, Uri, Waadt, Wallis, Zürich und Zug. Für die wertvollen Daten des Biodiversitätsmonitorings Schweiz (BDM CH) möchte ich mich ebenfalls herzlich bei der Koordinationsstelle BDM CH und beim BAFU (Abteilung Arten, Ökosysteme, Landschaften) bedanken.

Ein grosses Dankeschön richtet sich auch an *Christof Angst* vom Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna (CSCF) für die Hilfe beim Datenmanagement, an *Ivo Strahm* (BLW) für die Landnutzungsanalyse sowie an *Samuel Suter* (AREG St.Gallen) und *Irene Wittmer* (Eawag) für die GIS-Unterstützung. Ebenfalls möchte ich mich bei *Oliver Kaske* und *Matthias Liess* vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) in Leipzig für die immer freundlichen Ratschläge in Sachen SPEAR bedanken.

Für die hilfreichen Kommentare und Verbesserungen des Manuskripts bedanke ich mich herzlich bei *I. Wittmer*, *M. Kunz*, *M. Schaffner* und *M. Eugster*.

#### ZUSAMMENHANG BEWERTUNG DURCH SPEAR<sub>pesticide</sub>-INDEX UND LANDNUTZUNG

Da für alle Proben eine Beurteilung anhand des SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index vorliegt, kann im Folgenden der Datensatz auf den Zusammenhang zwischen den verschiedenen Landnutzungsarten im Einzugsgebiet der Gewässer und der Zielerreichung beim SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index hin analysiert werden.

##### Siedlung

Für zwei Drittel der Untersuchungen (n=130) mit einer Siedlungsfläche von mehr als 10 Prozent im Einzugsgebiet ergibt sich keine Zielerfüllung hinsichtlich des SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index. Übersteigt der Flächenanteil Siedlung 50 Prozent, erfüllen knapp 90 Prozent der Stellen (n=17) die Zielvorgaben nicht. Ist die Siedlungsfläche kleiner oder gleich 10 Prozent des Einzugsgebiets, werden zwei Drittel der Fließgewässerstellen (n=301) anhand des SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index als gut oder sehr gut beurteilt. Je grösser der Anteil der Siedlungsfläche ist, desto grösser ist auch die Tendenz, dass beurteilt anhand des SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index die Zielvorgaben nicht erreicht werden (Fig. 10).

##### Landwirtschaft

Zwischen der Landnutzungsdichte Landwirtschaft und dem SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index zeigt sich ein schwacher, negativer Zusammenhang. Ist der Anteil an landwirtschaftlich genutzter Fläche grösser als 10 Prozent des Gesamteinzugsgebiets, erreichen 45 Prozent der Untersuchungen (n=265) keinen ausreichend guten Zustand. Wird mehr als die Hälfte des Einzugsgebiets landwirtschaftlich genutzt, ist bei 55 Prozent der Proben (n=112) keine Zielerfüllung hinsichtlich des SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index gegeben (Fig. 10). Die Zusammenhänge zwischen Landnutzung und SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index werden auch hier deutlicher, wenn zwischen den verschiedenen Nutzungsformen unterschieden wird. Ist der Anteil Ackerland am Einzugsgebiet grösser als 10 Prozent, gibt der Index bei 66 Prozent der Proben (n=208) eine Belastung durch Pestizide an. Ist der Flächenanteil Ackerland grösser 50 Prozent, ergibt sich bei 79 Prozent der Proben (n=30) keine Zielerfüllung anhand des SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index. Bei einem Flächenanteil Reben grösser als 10 Prozent werden 88 Prozent der Untersuchungen (n=35) nach dem SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index durch Pestizide beeinträchtigt. Ist der Flächenanteil Reben kleiner oder gleich

10 Prozent, weist der Index bei 39 Prozent der Untersuchungen (n=222) auf eine Beeinträchtigung durch Insektizide hin (Fig. 10). Beim Flächenanteil Obst konnten diese Zusammenhänge nicht in gleicher Weise gezeigt werden, da die Anzahl an Untersuchungsstellen mit grösseren Flächen Obstanbau im Einzugsgebiet im vorhandenen Datensatz gering ist.

##### Wald

Macht der Flächenanteil Wald mehr als 50 Prozent am Gesamteinzugsgebiet aus, wird bei 28 Prozent der Proben (n=38) keine Zielerfüllung gemäss SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index angezeigt. Bei Untersuchungsstellen mit einem geringeren Flächenanteil Wald am Einzugsgebiet ( $\leq 10$  Prozent), erfüllen deutlich weniger Untersuchungsstellen die Ziele nach SPEAR (Fig. 10). Der Zusammenhang zwischen der Nutzungsdichte Wald und dem SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index ist allerdings nur schwach.

#### FAZIT UND AUSBLICK

Mit dieser Auswertung liegt erstmals eine gesamtschweizerische Bestandsaufnahme des biologischen Gewässerzustandes der kleinen und kleinsten Fließgewässer vor. Die Auswertung zeigt deutlich, dass an kleinen Bächen erhebliche biologische Defizite bestehen. Bei beinahe 50 Prozent der Proben deuten die Resultate darauf hin, dass die ökologischen Ziele nach MSK nicht eingehalten werden.

Ein wichtiger Aspekt der Datenauswertung sind die unterschiedlichen Erhebungs- und Beurteilungsmethoden. Dies muss einerseits beim Vergleich der Untersuchungsergebnisse berücksichtigt werden. Andererseits muss darauf geachtet werden, dass die verschiedenen Beurteilungsmethoden (*Indices*) Hinweise auf unterschiedliche Defizite geben. Anhand des beim BDM CH verwendeten IBCH wird zum Beispiel der Einfluss der Wasserqualität und der Struktur des Gewässers beurteilt und dieser ist vor allem geeignet für Standorte zwischen der oberen Forellenregion und der mittleren Cyprinidenregion [7]. Der SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index hingegen gibt Hinweise auf Beeinträchtigungen des Makrozoobenthos durch Pestizide und ist unabhängig von der Höhenlage. Für den SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index wurden somit deutlichere Zusammenhänge mit der Landnutzung im Einzugsgebiet erwartet, was für viele Formen der Landnutzung auch der Fall war. So zeigte sich ein eindeutiger

Zusammenhang zwischen der Gewässerbeurteilung mittels SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index und den landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet. Grössere Flächen mit der Nutzungen Reben und Ackerland wirken sich gemäss SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index tendenziell negativ auf den Gewässerzustand aus. In einer anderen Studie (*Artikel Ch. Moschet et al., S. 54*) konnte gezeigt werden, dass gerade in den Spezialkulturen Obst und Gemüse häufig Insektizide gespritzt und bei den meisten Ackerbaukulturen Insektizide als Saatbeizmittel eingesetzt werden. Inwieweit zwischen diesem Pestizideintrag und dem oft ungenügenden ökologischen Zustand der kleinen Fließgewässer ein Zusammenhang besteht, muss weiter untersucht werden. Aber auch weitere Nutzungsformen wie Siedlungsflächen im Einzugsgebiet hängen mit der Beurteilung durch den SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index zusammen. Je grösser deren Flächenanteil Siedlung ist, desto eher wird auch hier durch den SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index eine Belastung angezeigt.

Die diskutierten Untersuchungsergebnisse zeigen einen klaren Zusammenhang zwischen der Landnutzung im Einzugsgebiet und dem Zustand des Gewässers, welcher auch durch statistische Auswertungen bestätigt werden konnte. Dieser deutet darauf hin, dass gerade in den intensiv landwirtschaftlich und urban genutzten tiefen Lagen die grössten gewässerökologischen Mängel bestehen. Die Gründe für das schlechtere Abschneiden in tiefen Lagen sind vielfältig. Nebst dem diskutierten grösseren Nutzungsdruck liegen diese wohl unter anderem auch bei den grösseren ökomorphologischen Defiziten.

Anhand der vorliegenden Auswertungen konnte trotz des heterogenen Datensatzes ein erster Überblick über die bestehende Belastungssituation gegeben werden. Vor allem die Daten des BDM CH sind ein wichtiger Schritt in Richtung einer repräsentativen Abbildung des Gewässerzustandes der kleinen Fließgewässer in der Schweiz. So sind die BDM CH-Probenahmestellen in einem gleichmässigen Raster über die ganze Schweiz verteilt und die Untersuchungen beruhen auf einer einheitlichen Methode. Allerdings ist die Anzahl der Untersuchungen des BDM CH bis anhin gering und berücksichtigt zudem die Kleinstgewässer (FLOZ 1) nicht.

Über den Zustand kleiner Fließgewässer mit grösserem Nutzungsdruck in den

Einzugsgebieten scheint der Datensatz der kantonalen Gewässerschutzfachstellen besser Auskunft geben zu können. Es liegen nur wenige kantonale Daten ausserhalb von intensiv genutztem Gebiet vor. Auch wurden die Probenahmestellen zum Teil aufgrund von vermuteten beziehungsweise bekannten Gewässerverschmutzungen ausgewählt. Bei diesen Untersuchungsdaten müssen auch die regional unterschiedliche Häufigkeit der Proben und die geringere Vergleichbarkeit aufgrund der unterschiedlichen Erhebungs- und Auswertungsmethoden berücksichtigt werden. Mit dem seit 2010 vorliegenden MSK-Makrozoobenthos [7], welches eine einheitliche Untersuchungsmethode vorgibt, wird zukünftig die Vergleichbarkeit der MZB-Proben in der Schweiz verbessert.

Betrachtet werden in dieser Studie als Einflussfaktoren auf den Gewässerzustand einzelne diffuse Belastungsquellen aus dem Einzugsgebiet, mit welchen insbesondere aus der Landwirtschaft und im geringeren Masse aus der Siedlung zu rechnen ist [9]. Da kleine Gewässer bis auf wenige Ausnahmen unbeeinflusst durch Stoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen sind [6], wurden diese Punktquellen nicht in die Auswertung miteinbezogen. Im Grossteil der untersuchten Einzugsgebiete kommen aber mehrere Landnutzungen gleichzeitig vor. Eine Auswertung hinsichtlich einer solchen multiplen Belastung aus dem Einzugsgebiet erfolgte im Rahmen dieser Studie nicht. Auch muss beachtet werden, dass sich neben der Landnutzung im Umland noch weitere Faktoren (Ökomorphologie, Wassertemperatur, Wasserführung etc.) negativ auf den Gewässerzustand auswirken können. Eine solche Auswertung multipler Faktoren wird als ein nächster Schritt für ein besseres Verständnis des oft schlechten

Zustandes der kleinen Fließgewässer vorgeschlagen.

Wie die Auswertung zeigt, sind die kleinen Fließgewässer mit grossem Nutzungsdruck in tiefen Lagen äusserst stark belastet. Aus diesem Grund und wegen ihrer grossen ökologischen Bedeutung sollten zukünftig vermehrt auch Aufnahmen an sensiblen Kleinstgewässern durchgeführt werden.

## BIBLIOGRAPHIE

- [1] Liess, M. (2003): *Kleine Fließgewässer in der Kulturlandschaft*. In UFZ-Umweltforschungszentrum, & UFZ-Umweltforschungszentrum (Hrsg.), *Forschen für die Umwelt* (Bd. 4). Leipzig: UFZ-Umweltforschungszentrum
- [2] Lubini-Ferlin, V. (2011): *Wasserinsekten* (Bd. Nr. 63). Schaffhausen: Neujahrsblatt der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen
- [3] Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. (2008): *Ökologische Bewertung von Fließgewässern* (Bd. 64). Bonn: Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz
- [4] Känel, B. et al. (2010): *Zustand der Fließgewässer in den Einzugsgebieten von Furtbach, Jonen und Reppisch, Messkampagne 2008/2009* (W.E. AWEL Amt für Abfall, Ed.)
- [5] Munz, N. et al. (2012): *Pestizidmessungen in Fließgewässern*. *Aqua und Gas* (11), pp. 32-41
- [6] Strahm, I. et al. (2013): *Landnutzung entlang des Gewässernetzes. Quellen für Mikroverunreinigungen*. *Aqua & Gas* (Nr. 5)
- [7] Stucki, P. (2010): *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Makrozoobenthos Stufe F*. *Umwelt-Vollzug Nr. 1026* (Vol. 1026). Bern: Bundesamt für Umwelt
- [8] Kaske, O., Liess, M. (2013): *Abschlussbericht des Interreg IV-Projekts: Ökotoxikologischer Index zur Gewässerbewertung im Bodenseeeinzugsgebiet*. Leipzig: unveröffentlichter Bericht
- [9] Gälli, R., Ort, C. et al. (2009): *Mikroverunreinigungen in den Gewässern – Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentswässerung*. *Umwelt-Wissen Nr. 17/09*. Bern, Bundesamt für Umwelt: 103

## > SUITE DU RÉSUMÉ

à l'indice SPEAR<sub>pesticide</sub> est plus fréquemment respecté (84 pour cent), mais le nombre d'échantillons est inférieur. L'analyse de l'exploitation des sols dans le bassin versant de ces petits cours d'eau révèle clairement l'existence de déficits importants, surtout dans les zones agricoles ou urbaines d'exploitation intensive. L'indice SPEAR<sub>pesticide</sub> est surtout pertinent pour les pollutions diffuses des zones agricoles ou urbaines d'exploitation intensive dans le bassin versant. La présente évaluation, la première à concerner toute la Suisse, met en lumière l'existence de déficits parfois considérables en matière de biocénose de la macrofaune benthique dans les cours d'eau les plus petits. En raison de l'hétérogénéité des données, des déficits écologiques manifestes des cours d'eau et de la grande importance écologique des petits cours d'eau, les études devraient à l'avenir se concentrer de plus en plus sur ces derniers.

Im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU

# Makrozoobenthos in kleinen Fließgewässern

## SCHWEIZWEITE AUSWERTUNG



Februar 2015

## **Impressum**

### **Auftraggeber**

Bundesamt für Umwelt (BAFU), CH-3003 Bern. Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

### **Auftragnehmerin/Autorin:**

Vera Leib  
Amt für Umwelt und Energie St.Gallen  
Lämmli brunnenstrasse 54  
9001 St.Gallen

### **Begleitender Experte:**

Pascal Stucki  
Avenue de la Gare 29  
2000 Neuchâtel

### **Hinweis**

Diese Studie wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

# ZUSAMMENFASSUNG

Mit dem vorliegenden Bericht wurde erstmals ein Überblick über den biologischen Gewässerzustand kleiner Fliessgewässer in der gesamten Schweiz geschaffen. Kleine Fliessgewässer, die hier als Fliessgewässer mit der Flussordnungszahl (FLOZ) 1 und 2 nach Strahler definiert werden, machen mit zirka 75 Prozent den Grossteil des Schweizer Gewässernetzes aus. Diese sind aber nicht nur streckenmässig von grosser Bedeutung, sondern erfüllen auch grundlegende ökologische Funktionen. Als biologischer Indikator wurde das Makrozoobenthos (MZB) herangezogen, da dessen Artenzusammensetzung und Häufigkeit die Gesamtheit der einwirkenden Umweltfaktoren widerspiegelt und da das MZB rückwirkend über längere Zeiträume Aussagen über den Gewässerzustand zulässt.

## Konzept

Der Datensatz der MZB-Untersuchungen an kleinen Fliessgewässern vom Zeitraum 2005 bis 2013 wurde von kantonalen Gewässerschutzfachstellen und vom Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM CH) zur Verfügung gestellt. Insgesamt enthält der vorliegende Datensatz 709 MZB-Proben von 406 Untersuchungsstellen. 518 Proben von 215 Stellen stammen von kantonalen Gewässerschutzfachstellen; 191 Proben von ebenso vielen Stellen wurden vom BDM CH bereitgestellt. Die Untersuchungen weisen neben verschiedenen Erhebungs- und Auswertungsmethoden auch Unterschiede bei der Auswahl der Untersuchungsstellen auf. So sind die BDM CH Probenahmestellen in einem gleichmässigen Raster über die ganze Schweiz verteilt und die Untersuchungen beruhen auf einer einheitlichen Methode, enthalten aber keine Fliessgewässer mit der FLOZ 1. Die Probenstandorte der kantonalen Gewässerschutzfachstellen hingegen wurden zum Teil aufgrund von bereits bekannten Gewässerverschmutzungen ausgewählt; auch liegen für diese Daten mehrere unterschiedliche Erhebungs- und Auswertungsmethoden vor.

## Zustand der kleinen Fliessgewässer

Alle vorliegenden Untersuchungen wurden unabhängig von der Erhebungs- und Auswertungsmethode einerseits hinsichtlich der Erfüllung der ökologischen Ziele nach Modul-Stufen-Konzept (MSK) und andererseits mittels  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index hinsichtlich einer Belastung durch Pestizide beurteilt. So gelang es über alle Proben eine gemeinsame Aussage zum Gewässerzustand zu treffen, obwohl die Untersuchungsmethoden bei den zur Verfügung gestellten Untersuchungen stark variierten.

### Bewertung gemäss Erfüllung der ökologischen Ziele

Knapp die Hälfte der Makrozoobenthosproben verpassen die ökologischen Ziele des MSK. Zwei Drittel der verfügbaren Untersuchungen an Fliessgewässern mit FLOZ 1 halten die ökologischen Ziele nicht ein. In der Hügelstufe (0 bis 600 m ü. M.) kann 58 Prozent aller untersuchten Fliessgewässerstandorte kein guter biologischer Zustand attestiert werden. Die grössten Defizite zeigen sich in der Höhenstufe zwischen 301 bis 400 m ü. M., wo über 70 Prozent der Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos auf einen ungenügenden Gewässerzustand schliessen lassen.

Für die Interpretation der Fliessgewässerbewertungen ist es unerlässlich, das ihnen zu Grunde liegende Untersuchungskonzept zu kennen. Betrachtet man die Makrozoobenthos-Proben des BDM CH, ist der Anteil der Proben, der die ökologischen Ziele nach MSK erfüllt, mit etwa zwei Drittel aller Untersuchungen höher als beim gesamten Datensatz. Vergleicht man die Proben des BDM CH mit den Proben der kantonalen Gewässerschutzfachstellen, die nach der gleichen Methode untersucht und beurteilt wurden, erfüllten zwei Drittel der Proben die ökologischen Ziele nicht. Die Ursache für das schlechtere Abschneiden dieser Proben dürfte an der Auswahl der Untersuchungsorte liegen. Diese befinden sich überwiegend in tieferen Lagen mit intensiver Landnutzung im Einzugsgebiet und wurden zum Teil aufgrund bereits bekannter Belastungen ausgewählt. Die Anzahl dieser Untersuchungen war allerdings deutlich geringer als jene des BDM CH.

#### Bewertung gemäss Zielerfüllung durch den SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index

Die ökologische Beeinträchtigung der Fliessgewässerproben durch Pestizide wurde durch den SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index erfasst. Für 47 Prozent der Untersuchungen gibt der SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index einen negativen Einfluss durch Pestizide auf die Wasserwirbellosen an. Wiederum ist die stärkste Beeinträchtigung in der Hügelstufe zu erkennen. Über 90 Prozent der Makrozoobenthos-Proben, bei denen der SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index eine insektizide Wirkung auf die Gewässerfauna anzeigt, liegen unterhalb von 600 m ü. M.

#### **Landnutzungsanalyse**

Der Gewässerzustand wird neben weiteren Faktoren auch massgeblich von den stofflichen Einträgen aus dem Einzugsgebiet beeinflusst. In der vorliegenden Auswertung wurde der Gewässerzustand hinsichtlich der verschiedenen Nutzungsarten in ihrem Einzugsgebiet (EZG) untersucht. Dafür wurde ein GIS-basierter Datensatz zur Hilfe genommen. Für 392 der 406 Fliessgewässerstandorte liegen Informationen zur Landnutzung im EZG vor, wobei die drei Hauptnutzungsformen Siedlung, Verkehr und Landwirtschaft unterschieden werden. Die Nutzung Landwirtschaft wird unterteilt in die Nutzungsformen Reben, Obst, Ackerland und Grünland. Der Gewässerzustand wurde in Bezug zum Flächenanteil einer bestimmten Nutzung am EZG gesetzt.

#### Zusammenhang Erfüllung der ökologischen Ziele und Landnutzung

Da alle Untersuchungen unabhängig von der Erhebungs- und Auswertungsmethode hinsichtlich der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK beurteilt wurden, kann der gesamte Datensatz auf den Zusammenhang zwischen den verschiedenen Landnutzungsarten im EZG der Gewässer und der Beurteilung des ökologischen Zustandes analysiert werden. Hier zeigt sich, dass bei einem Flächenanteil von über 10 Prozent Siedlung gut zwei Drittel der Untersuchungsstellen die ökologischen Ziele nicht erfüllen (n = 134). Bei mehr als 50 Prozent Siedlung sind es 95 Prozent der Fliessgewässer (n = 18). Es besteht ein negativer Zusammenhang zwischen der Landnutzung Siedlung und der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK. Auch der Grossteil der landwirtschaftlichen Landnutzungen im EZG steht in Verdacht, mit einem ungenügenden Gewässerzustand zusammenzuhängen. So erfüllen zum Beispiel 86 Prozent der Makrozoobenthosproben (n = 34) bei einer Nutzungsdichte von mehr als 10 Prozent Reben im Einzugsgebiet die ökologischen Ziele nach MSK nicht; bei einer Nutzungsdichte von mehr als 50 Prozent Ackerland wird bei 92 Prozent der Proben (n = 35) die Erfüllung die ökologischen Ziele nach

MSK nicht erreicht. Bei einem Flächenanteil über 50 Prozent Landwirtschaft im Einzugsgebiet wird zwei Drittel der entsprechenden Fliessgewässer ein ungenügender Zustand attestiert (n = 135). Hingegen wirkte sich die Landnutzung Wald tendenziell positiv auf den Gewässerzustand aus.

#### Zusammenhang Bewertung durch SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index und Landnutzung

Deutlich erkennbar ist der Einfluss der verschiedenen Landnutzungsarten auch anhand der Beurteilung des Gewässerzustandes mittels SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index. Für zwei Drittel der Untersuchungen (n = 130) mit einer Siedlungsfläche von mehr als 10 Prozent im Einzugsgebiet ergibt sich keine Zielerfüllung hinsichtlich des SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index. Übersteigt der Flächenanteil Siedlung 50 Prozent, erfüllen knapp 90 Prozent der Stellen (n = 17) die Zielvorgaben nicht. Die Zusammenhänge zwischen der landwirtschaftlichen Landnutzung und SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index sind auch hier am deutlichsten, wenn zwischen den verschiedenen Nutzungsformen unterschieden wird. Ist der Anteil Ackerland am Einzugsgebiet grösser als 10 Prozent, gibt der Index bei 66 Prozent der Proben (n = 208) eine Belastung durch Pestizide an. Ist der Flächenanteil Ackerland grösser 50 Prozent, ergibt sich bei 79 Prozent der Proben (n = 30) keine Zielerfüllung anhand des SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index. Bei einem Flächenanteil Reben grösser als 10 Prozent, werden bei 88 Prozent der Untersuchungen (n = 35) nach dem SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index die Zielerfüllungen nicht erreicht und scheinen durch Pestizide beeinträchtigt zu sein.

#### **Fazit und Ausblick**

Trotz des heterogenen Datensatzes in Bezug auf die Erhebungs- und Auswertungsmethode war es möglich, ein erstes nationales Bild des biologischen Gewässerzustands der kleinen und kleinsten Fliessgewässer anhand des Makrozoobenthos zu erstellen. Es zeigt sich, dass an kleinen Fliessgewässern erhebliche biologische Defizite bestehen. Bei beinahe 50 Prozent der untersuchten Stellen entspricht die biologisch indizierte Wasserqualität nicht den ökologischen Zielen gemäss MSK. Werden nur die Untersuchungen des BDM CH betrachtet, ist die Zahl der Proben, die die Anforderungen der ökologischen Ziele nach MSK erfüllen, mit rund 66 Prozent grösser als beim gesamten Datensatz. Die Kenntnis der Erhebungs- und Beurteilungsmethode sowie die Hintergründe für die Auswahl der Untersuchungsstelle sind von wesentlicher Bedeutung für die Interpretation der Untersuchungsergebnisse.

Um den Einfluss der Landnutzung im Einzugsgebiet auf die Gewässerqualität beurteilen zu können, bewährte sich der SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index am Besten. Die stärksten Zusammenhänge werden zwischen den landwirtschaftlichen Nutzungen (vor allem beim Ackerland) und dem SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index gefunden. Hingegen ist der Zusammenhang zwischen dem IBCH bzw. IBGN und der Landnutzung im Einzugsgebiet meist geringer, da diese Indices neben den Aussagen zur Wasserqualität auch die Ökomorphologie der Gewässer in die Beurteilung mit einbeziehen.

Bei der hier vorliegenden Landnutzungsanalyse standen die einzelnen diffusen Quellen von Mikroverunreinigungen aus dem Einzugsgebiet im Fokus. Eine Auswertung hinsichtlich multipler Belastungen aus dem Einzugsgebiet wurde in Rahmen dieser Studie nicht durchgeführt. Auch weiterer wichtiger Einflussfaktoren auf den Gewässerzustand wie die Ökomorphologie, die Wasserführung oder die Wassertemperatur konnten hier nicht in die Auswertung mit einbezogen werden.

# Inhaltsverzeichnis

<b>ZUSAMMENFASSUNG.....</b>	<b>3</b>
<b>1. EINLEITUNG .....</b>	<b>7</b>
<b>2. METHODE.....</b>	<b>10</b>
<b>2.1. DATENGRUNDLAGE.....</b>	<b>10</b>
2.1.1. Daten der kantonalen Gewässerschutzfachstellen .....	10
2.1.2. Daten des Biodiversitätsmonitorings Schweiz.....	11
<b>2.2. Erhebungs- und Auswertungsmethoden des MZB .....</b>	<b>12</b>
<b>2.3. Landnutzungsanalyse .....</b>	<b>13</b>
<b>3. ALLGEMEINE DATENANALYSE .....</b>	<b>15</b>
<b>4. ZUSTAND DER KLEINEN FLIESSGEWÄSSER .....</b>	<b>19</b>
<b>4.1. Gewässergrösse .....</b>	<b>20</b>
<b>4.2. Höhenlage.....</b>	<b>20</b>
<b>4.3. Geographische Lage.....</b>	<b>21</b>
<b>4.4. Probenahmezeitpunkt.....</b>	<b>22</b>
<b>4.5. Indices.....</b>	<b>23</b>
4.5.1. Indice biologique CH (IBCH).....	23
4.5.2. Indice biologique global normalisé (IBGN) .....	27
4.5.3. Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) .....	28
4.5.4. Makroindex (MI) .....	30
4.5.5. Species at Risk (SPEAR) .....	30
<b>5. Landnutzung im Einzugsgebiet .....</b>	<b>33</b>
5.1. Landnutzung und Gewässergrösse.....	33
5.2. Landnutzung in der Ost- und Westschweiz.....	34
5.3. Landnutzung und Gewässerzustand.....	37
5.3.1. Landnutzung und die Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK .....	37
5.3.2. Landnutzung und IBCH .....	41
5.3.3. Landnutzung und IBGN.....	44
5.3.4. Landnutzung und SPEAR .....	47
<b>6. FAZIT UND AUSBLICK .....</b>	<b>51</b>
<b>7. ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</b>	<b>54</b>
<b>8. LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>58</b>
<b>9. DANK.....</b>	<b>60</b>

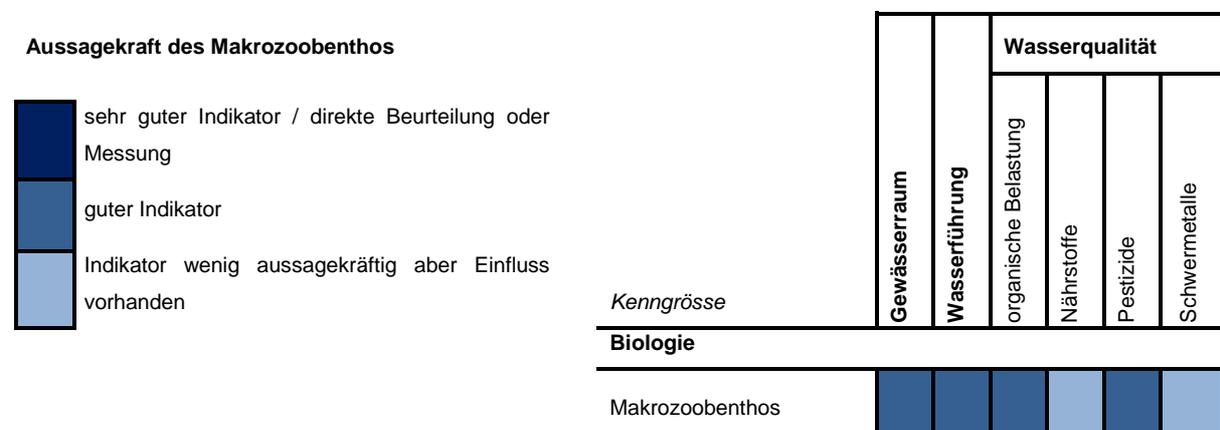
# 1. EINLEITUNG

Mit Hilfe von biologisch-ökologischen Untersuchungen lässt sich der Gesamtzustand eines Gewässers beurteilen. Hierzu eignen sich besonders die wenig mobilen aber zum Teil sehr empfindlichen Makroinvertebraten der Gewässersohle, die die Gesamtheit aller auf sie einwirkenden Umweltfaktoren wie die Wasserqualität, die Wassertemperatur, die Struktur des Gewässers und die Abflussverhältnisse, widerspiegeln. Zum Makrozoobenthos (MZB) - auch Wasserwirbellose, aquatische Makroinvertebraten oder Fliessgewässerinvertebraten genannt – zählen die mit blossen Auge sichtbaren, auf der Gewässersohle lebenden Gewässerkleintiere wie etwa Insekten, Spinnentiere, Schnecken, Krebse, Würmer oder Egel.

Da jedes dieser Lebewesen andere Umweltbedingungen bevorzugt, verschiebt sich, wenn sich die Parameter des Fliessgewässerhabitats verändern, in Folge auch deren Artenzusammensetzung und deren Häufigkeit. Manche Arten reagieren sehr empfindlich gegenüber Störungen (z.B. Steinfliegen), andere hingegen weisen eine bestimmte Toleranz gegenüber Veränderungen ihrer Umwelt auf. Solche sich negativ auswirkende Einflüsse können etwa in einer Verschlechterung der Wasserqualität liegen z.B. durch Pestizideinträge (Munz et al., 2012), (Liess M., 2003), aber auch in einer beeinträchtigten Gewässerstruktur, Wassertemperatur oder in einer unnatürlichen Wasserführung (Lubini-Ferlin, 2011).

Über die Diversität der Makrozoobenthosgemeinschaft und deren Häufigkeitsverteilung lassen sich somit gute und umfassende Aussagen über die Wasser- und Gewässerqualität treffen (Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V., 2008). Die Beurteilung von Fliessgewässern anhand des MZB kann sich in Europa und in der Schweiz auf eine jahrzehntelange Tradition abstützen.

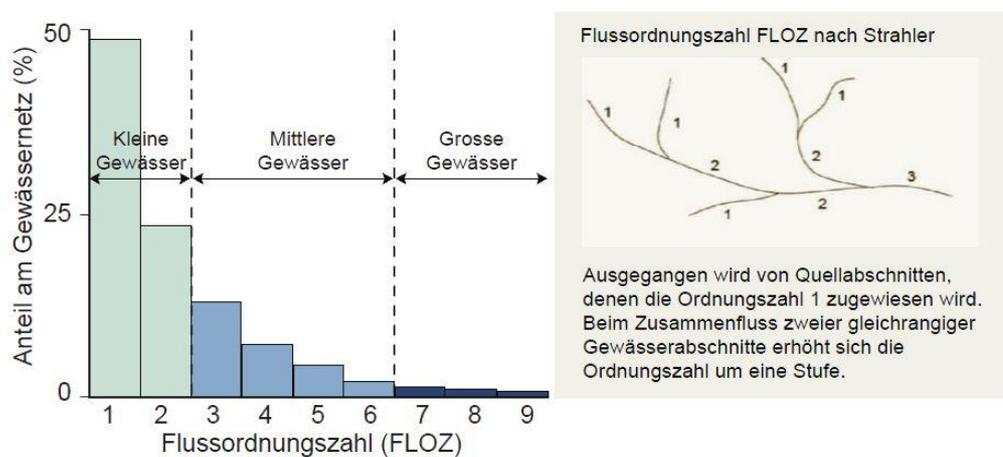
In Fig. 1 ist die Aussagekraft des Makrozoobenthos zur Beurteilung der Aspekte Gewässerraum, Wasserführung und Wasserqualität wiedergeben. Neben seiner breiten Aussagekraft bietet dieser biologische Indikator den Vorteil, Aussagen über längere Zeiträume zuzulassen. So dauert etwa bei den sensiblen Steinfliegen das im Wasser stattfindende Larvenstadium bis zu maximal 3 Jahren (Lubini-Ferlin, 2011), wodurch über mehrere Jahre hinweg die Lebensbedingungen und damit auch die Wasserqualität rückwirkend beurteilt werden kann (Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V., 2008).



**Fig. 1 Aussagekraft des Makrozoobenthos zur Beurteilung der Aspekte Gewässerraum, Wasserführung und Wasserqualität (Grafik in Anlehnung an Känel et al. 2010)**

Obwohl kleinere Fließgewässer einen Grossteil des Schweizer Gewässernetzes ausmachen, wurde bei den Gewässeruntersuchungen in der Schweiz der Fokus bis anhin meist auf grössere Gewässer gelegt. Wie die Gewässergrösse definiert werden soll, führt häufig zu Diskussionen, denn eine allgemeingültige Abgrenzung gibt es nicht. Die Definition erfolgt in der Literatur unter anderem über die Gewässerbreite (Pro Natura Baselland, 2009), die Gewässersohlenbreite (Boschi, Bertiller, & Coch, 2003), den Kronenschluss des Ufergehölz (Bostelmann, 2004), über den Abfluss (Pro Natura Baselland, 2009) oder die Flussordnungszahl (FLOZ, Fig. 2).

Für das Gewässernetz der Schweiz wird für die Definition kleiner Fließgewässer die Flussordnungszahlen nach Strahler herangenommen (Munz et al., 2012). Demnach werden hier Gewässer mit einer FLOZ 1 und 2 als kleine Fließgewässer definiert. Diese machen ca. 75 Prozent des Schweizer Gewässernetzes aus (Fig. 2).



**Fig. 2 Anteil der Fließstrecke pro Flussordnungszahl (FLOZ) in Prozent des gesamten Gewässernetzes der Schweiz. Fließstrecken mit der FLOZ 1 und 2 werden als „klein“ bezeichnet (Abbildung aus: Munz et al., 2012).**

Diese kleinen Bäche spielen aber nicht nur streckenmässig eine grosse Rolle, sondern erfüllen auch grundlegende ökologische Funktionen. So sind sie Hauptlebensraum einer einzigartigen Fauna, wie etwa beim MZB für die Larven der Gattung *Plectrocnemia* (Lubini-Ferlin, 2011). Vielen Fischen dienen diese kleinen Bäche als Laich- und Aufwuchsgewässer. Sie nutzen sie aber auch als Refugialraum, wo sie sich bei ungünstigen Bedingungen wie bei Hochwasser oder Gewässerverschmutzungen zurückziehen können. So ermöglichen diese kleinen Bäche eine rasche Wiederbesiedlung der Hauptgewässer durch Gewässertiere nach grösseren Störungen.

Eine schweizweite Auswertung von Pestizidmessungen in Fließgewässern zeigte, dass gerade in diesen kleinen Fließgewässern die höchsten Pestizidbelastungen zu beobachten sind. Es treten hier Konzentrationsspitzen auf, die um ein Vielfaches höher sind als in grösseren Fließgewässern (Munz et al., 2012).

Die Auswirkungen dieser Belastung auf die Fauna und Flora der kleinen Gewässer sind ungewiss, da über deren biologischen Zustand wenig bekannt ist. Eine Übersicht über die gesamte Schweiz ist

bisher nicht verfügbar. Im Sinne der Gewässerschutzgesetzgebung (Gewässerschutzgesetz (GSchG)) wird deshalb das Augenmerk hiermit vermehrt auf die kleinen Fliessgewässer gerichtet.

Im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU), Abteilung Wasser, wurde nun mit Hilfe einer Datenanalyse ein Überblick über den biologischen Zustand kleiner Fliessgewässer anhand des MZB erarbeitet. Diese schweizweite Übersicht soll zeigen, wie es um den Zustand dieser kleinen Bäche steht und inwieweit sich verschiedenen Stressoren, wie etwa Pestizideinträge, nachteilig auf die dortige Lebensgemeinschaft ausgewirkt haben. Dank der durchgeführten Landnutzungsanalyse können hier auch erstmals Aussagen über den Zusammenhang zwischen der Nutzung im Einzugsgebiet (EZG) (Strahm, 2013) und dem Gewässerzustand der kleinen Bäche getroffen werden. Im Fokus stehen hier die diffusen Quellen von Mikroverunreinigungen. Neben den betrachteten diffusen Belastungen aus dem Einzugsgebiet wurde der Gewässerzustand im Rahmen dieser Arbeit nicht in Zusammenhang mit weiteren ebenso wichtigen Einflussfaktoren wie zum Beispiel der strukturellen Beschaffenheit des Gewässers, der Wassertemperatur oder der Wasserführung betrachtet.

## 2. METHODE

### 2.1. DATENGRUNDLAGE

Der vorliegende Datensatz stammt aus zwei Quellen. Einerseits lieferten die kantonalen Gewässerschutzfachstellen Daten zahlreicher Makrozoobenthoserhebungen an kleinen Fließgewässern; andererseits stellte das BAFU mit dem Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM CH) einen grossen Datenpool zur Verfügung. Die Zuordnung der Untersuchungsstellen der entsprechenden Flussordnungszahl 1 oder 2 erfolgte mittels GIS-Analyse durch die Verknüpfung der Gewässer (Vektor 25) mit den vorliegenden Flussordnungszahlen nach Strahler. Im Anschluss erfolgte eine manuelle Plausibilisierung der Zuordnung.

#### 2.1.1. Daten der kantonalen Gewässerschutzfachstellen

21 kantonale Gewässerschutzfachstellen gaben Rückmeldungen auf die versandten Fragebögen. In 19 Kantonen wurde im Zeitraum von 2005 bis 2013 Makrozoobenthosuntersuchungen an kleinen Fließgewässern durchgeführt. Diese Daten wurden entweder direkt von den kantonalen Fachstellen oder mit deren Einverständnis über das Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna (CSCF) zur Verfügung gestellt.

Die vorhandenen Untersuchungen weisen bezüglich der Auswahl des Untersuchungsstellen und der Erhebungs- bzw. Auswertungsmethoden eine grosse Heterogenität auf. Auch variierten die den Untersuchungen zu Grunde liegenden Zielsetzungen stark. Zwei Drittel der 19 Kantone, die das MZB an Gewässern mit der FLOZ 1 und 2 erhoben, trafen eine Auswahl der Untersuchungsstellen ohne die Kenntnis von Belastungen an diesen Gewässern. Sieben Kantone gaben an, Untersuchungen (auch) aufgrund von bereits bekannten Defiziten durchzuführen. In der Nord-Ost-Schweiz wurden vermehrt massnahmenorientierte Untersuchungen bei bereits bekannten Belastungen durchgeführt. Vereinzelt war das Ziel der Untersuchung auch eine Erfolgskontrolle nach Revitalisierungen. Der Grossteil der kantonalen Untersuchungen fand aber im Rahmen eines flächendeckenden Monitorings statt.

Vor dem Jahr 2010 wurden in der Schweiz verschiedene Untersuchungsmethoden und Indices für das MZB angewandt. Häufig wurde aber der Indice biologique global normalisé (IBGN) (BUWAL, 2005) bestimmt, der auf dem Zusammenhang zwischen einer Biozönose und einem Fließgewässerhabitat beruht. Diese Erhebungs- und Auswertungsmethode wurde von sieben Kantonen bei verschiedenen Untersuchungen angewandt. In Anlehnung an dieses Probenahmedesign erfolgte auch das Untersuchungsprogramm der Urkantone (DÜFUR). Die Beurteilung des Gewässerzustandes geschah dann anhand des Makroindex (MI) (Imhof et al., 2005).

Im Jahr 2010 veröffentlichte das BAFU im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts (MSK) eine überarbeitete Methode zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer (Stucki, 2010). Diese Methode beruht auf dem IBGN und wird als Indice biologique CH (IBCH) bezeichnet. Der grösste Unterschied zum IBGN liegt in der Wahl des Probenahmegeräts. Neu wird anstatt der Probenahme mittels Surber-Netz die Technik des „Kicksamplings“ angewandt, dies zugunsten einer grösseren Diversität der erhobenen Taxa. Vereinzelt wird in verschiedenen Kantonen auch weiterhin eine (zusätzliche) Probenahme mit dem Surber-Netz zur quantitativen Erfassung des Makrozoobenthos

durchgeführt. Zwei Drittel der Kantone untersuchten ihre kleinen Fließgewässer mittlerweile anhand der IBCH-Methode.

Auch wenn seit dem Jahr 2010 eine einheitliche Erhebungs- und Auswertungsmethode zu Verfügung steht, werden weitere ergänzende Indices für die Beurteilung der Fließgewässer verwendet. In etwa einem Drittel der Rückmeldungen durch die Kantone wird die zusätzlich Berechnung des Makroindex oder des SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index angegeben. Etwas seltener wurde der Saprobienindex herangezogen; ein Kanton nutzt zur Bewertung sein eigenes Referenzsystem.

Wie im Modul Makrozoobenthos empfohlen, wird bei allen Untersuchungen als taxonomische Einheit mindestens die „Familie“ herangezogen (Stucki, 2010). Acht Kantone gaben an, eine vertiefte Untersuchung auf Artniveau durchzuführen. Alternativ wurde als weitere angewandte Bestimmungstiefe je einmal die „Gattung“ und die „systematische Gruppe“ angeführt.

In seltenen Fällen wurden grobbiologische Untersuchungen ohne entsprechende Probenahmestrategie zur Verfügung gestellt; diese wenigen Proben wurden in diese Auswertung nicht berücksichtigt, da sie auf keiner einheitlichen methodischen Grundlage beruhen und ihre Ergebnisse daher nicht vergleichbar sind.

Gemeinsam mit Makrozoobenthosuntersuchungen erfolgten meist weitere Aufnahmen am Gewässer. Als begleitende Untersuchungen diente in erster Linie die Aufnahme des Äusseren Aspekts des Modul-Stufen-Konzepts (Binderheim & Göggel, 2007). Ebenfalls wurden Makrozoobenthosaufnahmen häufig mit chemischen Analysen kombiniert. Weitere verfügbare Daten sind in absteigender Reihenfolge: Kieselalgen, pflanzlicher Bewuchs, Fische, Ökomorphologie, Temperatur und Hydrologie. Makrozoobenthosuntersuchungen an kleinen Fließgewässern ohne ergänzende Aufnahmen wurden nicht durchgeführt.

### **2.1.2. Daten des Biodiversitätsmonitorings Schweiz**

Im Jahr 2010 startete das BDM CH mit der systematischen Erfassung der Fließgewässereinvertebraten. Ziel ist es langfristige Trends der Biodiversität aufzuzeigen, repräsentative Aussagen für die gesamte Schweiz zu ermöglichen, die Artenvielfalt zu erfassen bzw. zu überwachen und die wichtigsten Trends möglicher Einflüsse und Massnahmen aufzuzeigen (Koordinationsstelle BDM, 2014).

Das Stichprobennetz des BDM CH beruht auf der Schweizer Karte im Massstab 1:25'000 Karte, wobei die Probenahmestellen in einem gleichmässigen Raster über die Schweiz verteilt sind. Die Grundgesamtheit sind die Schweizer Fließgewässer mit einer FLOZ nach Strahler zweiter und höherer Ordnung. Ausschlusskriterien für das Messstellennetz waren temporäre Gewässer (da nicht immer beprobbar), Fließgewässer mit einer Breite unter 0,3 Meter (da Kicksampling nicht möglich), zu tiefe Fließgewässer (da nicht mit Kicksampling beprobbar) und zu steile Fließgewässer (da zu gefährlich). Kleinstgewässer mit der FLOZ 1 sind oft temporär (v.a. im Gebirge) und sind oft methodisch schwierig zu beproben, weshalb diese vom Messnetz des BDM CH ausgeschlossen wurden. Dies kann einerseits zu einem Verlust dieser speziellen Fauna führen, andererseits erhöht dieser Ausschluss die Reproduzierbarkeit der Messungen.

Das Messnetz des BDM CH für Gewässerinsekten umfasst insgesamt etwa 570 Probestrecken. Davon sind zirka 250 Fließstrecken mit der FLOZ 2, welche in einem Rhythmus von 5 Jahren beprobt

werden. Die Untersuchungen in den Jahren 2010 bis 2013 umfassen 191 Fließstrecken mit der FLOZ 2 und wurden für die vorliegende Auswertung zur Verfügung gestellt.

Die Aufnahmen erfolgen nach dem Modul-Stufen-Konzept MZB (Stucki, 2010), jedoch werden die Taxa der Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen) und Trichoptera (Köcherfliegen) (EPT) bis auf Artniveau bestimmt. Zusätzlich wird jeweils die Ökomorphologie bewertet und der Äussere Aspekt erfasst. Aufgrund der Homogenität der Datenqualität, der systematischen Beprobung und der Bestimmung der EPT auf Artniveau sind diese Daten besonders wertvoll für eine zuverlässige Beurteilung des biologischen Zustands der kleinen Fließgewässer.

## 2.2. Erhebungs- und Auswertungsmethoden des MZB

Die zur Verfügung gestellten Untersuchungen beruhen auf verschiedenen Erhebungs- und Auswertungsmethoden. Diese sind im Folgenden kurz beschrieben. Für weitere Details ist auf die entsprechenden Publikationen verwiesen.

### **Indice biologique global normalisé (IBGN)**

Der IBGN wird in Frankreich bereits seit 1992 zur Beurteilung des MZB in Fließgewässern herangezogen. Organische Verschmutzungen, morphologische Defizite sowie generelle Degradation können mit dieser Methode detektiert werden. Beim IBGN wird die Diversität der erhobenen Organismen und die Empfindlichkeit gewisser Taxa in Beziehung zu den abiotischen Einwirkungen gesetzt und basiert auf dem taxonomischen Niveau der Familie. Die Probenahme erfolgt mittels Surber-Netz (BUWAL, 2005).

### **Indice biologique CH (IBCH)**

Mit der im Jahr 2010 im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts veröffentlichten Methode wird der Hemerobiegrad als Mass für die Gesamtheit der anthropogenen Einwirkungen auf das Ökosystems bewertet. Der Index IBCH beruht auf dem IBGN und wird für die Beurteilung des biologischen Gewässerzustandes herangenommen. Die beiden Indices unterscheiden sich vor allem in der Wahl des Probenahmegerätes. Beim IBCH wird die Technik des "Kicksamplings" angewandt. Dies hat den Vorteil, dass eine grössere Diversität bei den erhobenen Taxa erreicht wird (Stucki, 2010).

### **Makroindex (MI)**

Entwickelt wurde der Makroindex in den siebziger Jahren aus einer gesamtschweizerischen Untersuchung der Fließgewässer (Perret, 1977). Der Makroindex beschreibt in erster Linie das Verhältnis von Insektentaxa zu Nicht-Insektentaxa, da davon ausgegangen wird, dass unbelastete Schweizer Fließgewässer eine grössere Anzahl von Insektenarten als Nichtinsektenarten aufweisen. Bei belasteten Gewässern nimmt der Anteil an Nichtinsekten zu, die Zahl von sensiblen Insektenarten, wie etwa Steinfliegen und Köcherfliegen, nimmt ab. Der Makroindex berechnet sich aus dem Quotient von Insektentaxa zu Nichtinsektentaxa. Zusätzlich werden verschiedene Kombinationen taxonomischer Einheiten betrachtet. Die Kombination des Quotienten und der taxonomischen Gruppen ergibt den Makroindex.

## Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT)

Diese drei hoch indikativen Insektenordnungen werden aufgrund ihrer hohen ökologischen Ansprüche und ihrer Empfindlichkeit gegenüber Gewässerverschmutzungen sehr häufig für die Bewertung des Gewässerzustandes herangezogen (Studemann et al., 1992), (Lubini et al., 2012). Diese Taxa eignen sich aufgrund ihrer Lebensraumansprüche besonders gut für die Bewertung kleiner Fließgewässer (mündlich Dr. Verena Lubini). Zur Bewertung der EPT wurde der EPT-Index (modifiziert nach NCDEHNR, 1997) herangezogen. Bei der Beurteilung in fünf Klassen werden die zwei besten Klassen (excellent / good) und die drei schlechtesten drei Klassen (good-fair / fair / poor) jeweils zusammengefasst und hinsichtlich der Erfüllung der ökologischen Ziele bewertet (Fig. 3).

EPT Index	Ökologische Ziele erfüllt		Ökologische Ziele nicht erfüllt		
Rating	excellent	good	good-fair	fair	poor
Anzahl EPT	>27	21-27	14-20	7 -- 13	0-6

Fig. 3 Bewertung der BDM CH Proben nach EPT-Index (modifiziert nach NCDEHNR, 1997)

## SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index

Der SPEAR-Index (Species at Risk) ist ein Bioindikator-System zur Erfassung der ökologischen Beeinträchtigungen von Fließgewässern durch unterschiedliche Schadstoffgruppen wie z.B. durch Pestizide und beruht auf biologischen Merkmalen der Wasserwirbellosen (Beketov & Liess, 2008). Der SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index wird für die Bewertung der insektiziden Wirkung von Pestiziden auf die Gewässerinvertebraten herangezogen.

Da der Grossteil der Daten auf Familienniveau vorlag, wurde zwecks besserer Vergleichbarkeit der SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index auf diesem taxonomischen Niveau berechnet. Dass der SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index auch auf Familienniveau angewandt werden kann, zeigten frühere Untersuchungen (Beketov, et al., 2009). Tendenziell überschätzt der SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index auf Familienniveau aber die Gewässerqualität gegenüber einer Index-Berechnung auf Artniveau (Kaske & Liess, M., 2013). Wo keine exakten Individuenzahlen zur Verfügung standen, wurde das geometrische Mittel der Klassengrenzen für die Abundanzangabe beim SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index herangezogen (Empfehlung von Oliver Kaske, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig).

## 2.3. Landnutzungsanalyse

Neben der strukturellen Beschaffenheit des Gewässers, der Temperatur und der Wasserführung wird der Gewässerzustand auch massgeblich von den stofflichen Einträgen aus dem EZG beeinflusst. Negative Auswirkungen auf ein Gewässer durch die Landnutzung werden vor allem dort erwartet, wo der Nutzungsdruck im Einzugsgebiet gross ist und verschiedene Landnutzungsarten vorliegen (Strahm, 2013). Dies trifft vor allem auf die tiefen Lagen mit grossen landwirtschaftlichen Intensivflächen und einem hohen Anteil an Siedlungsgebiet zu. So sind in der Schweiz im Tal 34 Prozent der landwirtschaftlichen Nutzflächen indirekt und 16 Prozent direkt an Gewässer angeschlossen. In der Bergzone mit meist weniger intensiver landwirtschaftlicher Nutzung weisen 35 Prozent der Nutzflächen einen indirekten und 31 Prozent einen direkten Gewässeranschluss auf (BLW, 2013).

Bei der Landnutzungsanalyse wurden hauptsächlich jene Nutzungen beurteilt, die als relevante Quellen für Mikroverunreinigungen gelten. Folgende diffuse Quellen stehen im Fokus:

- Siedlung
- Landwirtschaft (Obstanbau, Reben, Ackerland, Grünland)  
Beim Ackerland liegen Daten zu folgenden Kulturen vor: Rüben, Raps, Mais, Getreide, Kartoffeln, Hülsenfrüchte und Kunstwiesen. Das Grünland umfasst die Untergruppen Naturwiesen, Alp- und Jurawiesen sowie ebenfalls die Kunstwiesen.
- Verkehr (Strassen, Eisenbahn)
- Wald (wobei bei Waldflächen nicht mit dem Eintrag einer relevanten Menge von Mikroverunreinigungen gerechnet wird.)

Nicht in der Auswertung einbezogen wurden Mischwasserüberläufe (diffuse Quellen) und zentrale Abwasserreinigungsanlagen (Punktquellen) (Strahm, 2013), da deren Anzahl an kleinen Fließgewässern eine untergeordnete Rolle spielen dürfte. Neben den betrachteten diffusen Belastungen aus dem Einzugsgebiet wird der Gewässerzustand nicht in Zusammenhang mit weiteren ebenso wichtigen Einflussfaktoren wie zum Beispiel der strukturellen Beschaffenheit des Gewässers, der Wassertemperatur oder der Wasserführung betrachtet. Auch wurden der Gewässerzustand nicht hinsichtlich einer multiplen Belastung aus dem EZG beurteilt.

### **Datenauswertung**

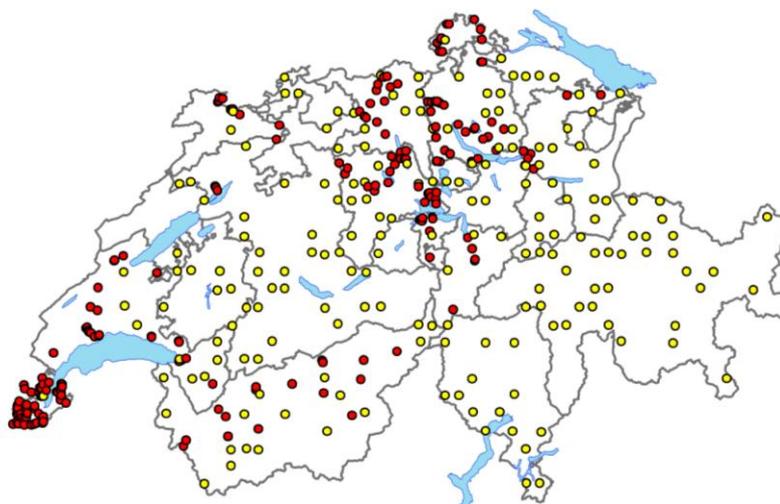
Die Fläche einer spezifischen Nutzungsart wird für jedes Einzugsgebiet ins Verhältnis gesetzt zur Gesamteinzugsgebietsfläche (=Flächenanteil der Landnutzung am Einzugsgebiet). Die daraus resultierenden Flächenanteile in Prozent werden wiederum in Zusammenhang gesetzt mit dem ökologischen Zustand der betreffenden Untersuchungsstelle. Dargestellt wird jeweils die Verteilung der Flächenanteile einer bestimmten Nutzungsart in den Kategorien zur Beurteilung des Gewässerzustandes. Die Betrachtung der Flächenanteile – im Folgenden auch Landnutzungsdichte genannt - ermöglicht detaillierte Aussagen bezüglich der Zusammenhänge einer bestimmten Nutzung im Einzugsgebiet und den Ergebnissen von Gewässeruntersuchungen (Strahm, 2013). Zusätzlich wird für die Berechnung des Zusammenhangs zwischen dem Gewässerzustand und der Landnutzung im EZG die Rangkorrelation nach Spearman herangezogen. Einerseits ist dieses Mass robust gegenüber Ausreisser und andererseits können auch ordinal skalierte Daten verwendet werden.

Vor der Auswertung, wie die Landnutzung im Einzugsgebiet den Gewässerzustand beeinflusst, werden die verschiedenen Landnutzungsarten in Zusammenhang mit der Gewässergrosse und der geographischen Lage betrachtet. Die Beziehung zwischen Gewässerzustand und Landnutzung wird im Anschluss aufgeteilt nach den drei Hauptnutzungsformen Verkehr, Siedlung und Landwirtschaft untersucht. Als Erstes wird der Zusammenhang zwischen Landnutzungsart und Gewässerzustand in Bezug auf die Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK an den Untersuchungsstellen analysiert. Im Anschluss werden die Beurteilungsmethoden IBCH, IBGN und SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index separat betrachtet. Nicht analysiert wird aufgrund der kleinen Stichprobe der Zusammenhang zwischen Landnutzung und Beurteilung durch den Makro- bzw. den Saprobienindex. Es ist zu beachten, dass Deponien aufgrund ihrer geringeren Aussagekraft nicht separat diskutiert werden, sowie dass die Kunstwiesen (als Wiese angesäte Fläche) sowohl in der Kategorie Ackerland als auch in der Kategorie Grünland integriert sind.

### 3. ALLGEMEINE DATENANALYSE

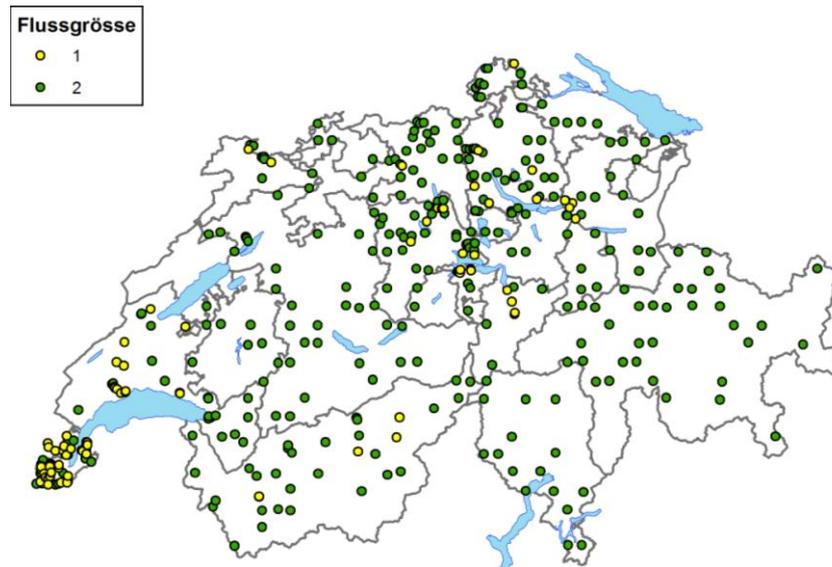
In der folgenden Datenanalyse werden die vorliegenden Untersuchungen charakterisiert. Dargestellt wird etwa die Gewässergrösse (FLOZ, Sohlenbreite), die Anzahl der Proben (pro Monat/pro Jahr) oder die Erhebungs- bzw. die Auswertungsmethode. Auch werden die Makrozoobenthosuntersuchungen in Bezug zur Höhe (Meter über Meer) und zur regionalen Verteilung (Ost- bzw. Westschweiz) betrachtet. Da die Meereshöhe einen starken Einfluss auf das MZB hat (Wassertemperatur, Struktur der Gewässer, etc.) und die Landnutzung in den unterschiedlichen Höhen variiert, werden drei Höhenstufen unterschieden: die Hügelstufe (0 bis 600 Meter über Meer (m ü. M.)), die Bergstufe (601 bis 1200 m ü. M.) und die Alpenstufe (1201 bis 2600 m ü. M.). Auch um regionale Unterschiede zu identifizieren, wurde eine grobe Einteilung vorgenommen. Zur Westschweiz werden die Kantone Jura, Neuenburg, Freiburg, Bern, Genf, Wallis und Waadt gezählt; der Rest zur Ostschweiz. Das Tessin wurde aufgrund der geringen Datenmenge ( $n = 16$ ) nicht als eigene Region sondern gemeinsam mit der Ostschweiz beschrieben.

Insgesamt enthält der Datensatz 709 Proben von 406 Untersuchungsstellen mit der FLOZ 1 oder 2 aus dem Zeitraum 2005 bis 2013. 518 Proben von 215 Stellen stammen von den kantonalen Gewässerschutzfachstellen. 191 Untersuchungen von ebenso vielen Stellen stellte das BDM CH zur Verfügung (Fig. 4).



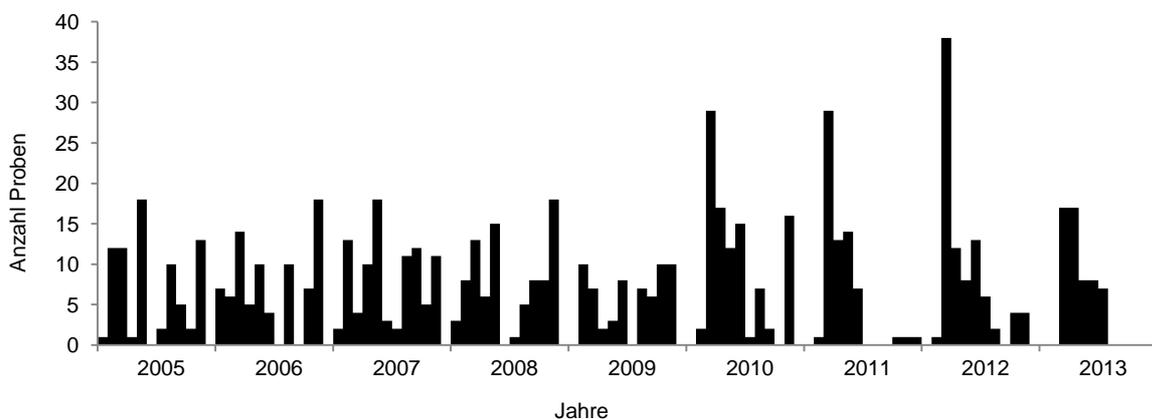
*Fig. 4 Alle untersuchten Fliessgewässer-Standorte ( $n = 406$ ) im Zeitraum von 2005 bis 2013, aufgeschlüsselt nach dem Ursprung der Daten (gelbe Punkte: BDM CH, rote Punkte: Kantonale Gewässerschutzfachstellen)*

218 Proben (31 %) bzw. 78 Stellen (19 %) konnten der FLOZ 1 zugeordnet werden; mehr als zwei Drittel ( $n = 53$ ) der Fliessgewässer mit der FLOZ 1 liegen in der Westschweiz; knapp ein Drittel ( $n = 25$ ) in der Ostschweiz. 491 Proben (69 %) und 328 Stellen (81 %) waren kleine Fliessgewässer mit der FLOZ 2. Hier liegen knapp zwei Drittel ( $n = 205$ ) in der Ostschweiz und gut ein Drittel in der Westschweiz ( $n = 123$ ) (Fig. 5).



**Fig. 5** Alle untersuchten Fliessgewässer-Standorte (n = 406) im Zeitraum von 2005 bis 2013, aufgeschlüsselt nach Flussgrösse (FLOZ 1 und FLOZ 2)

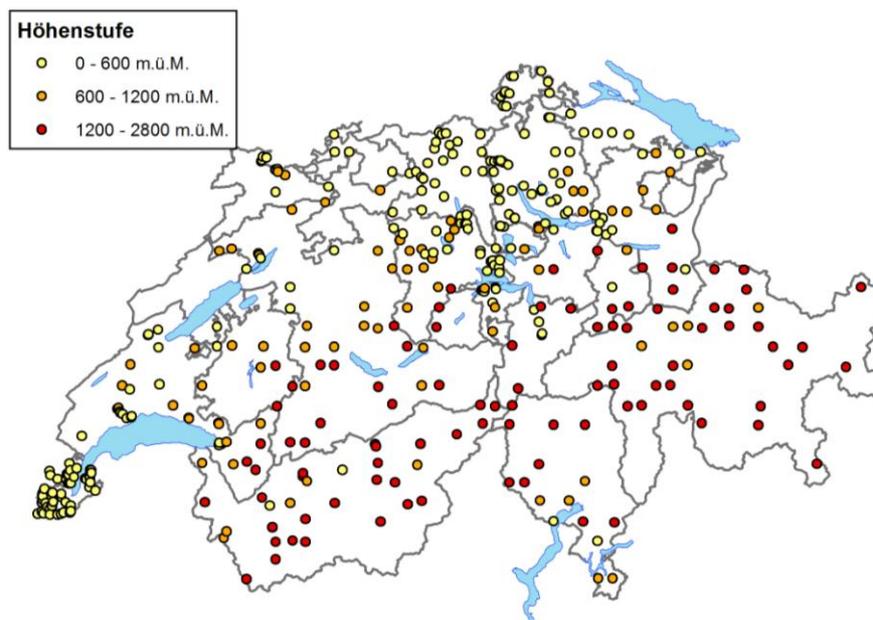
Die Sohlenbreiten der untersuchten Gewässer mit einer FLOZ 1 oder 2 sind sehr unterschiedlich. Das „kleinste“ Gewässer wurde im Kanton Bern untersucht und war 0,2 Meter breit; das „grösste“ kleine Fliessgewässer hatte eine Breite von 15 Metern und liegt im Kanton Wallis. Der Mittelwert der Gewässerbreite von den untersuchten Gewässern beträgt 2,1 Meter bei einem Median von 1,6 Meter. Pro Jahr wurden mindestens 57 Stellen (Jahr 2013) und maximal 101 Stellen (Jahr 2010) untersucht. Die Anzahl der Untersuchungen pro Jahr und Untersuchungsstelle variierte zwischen eins und vier. Neben einmaligen Untersuchungen wurden die Untersuchungen an bestimmten Stellen im Zeitraum von 2005 bis 2013 bis zu zehn Mal wiederholt. Teilweise wurden Stellen bis zu fünf Jahre in Folge untersucht. Die meisten Probenahmen erfolgten im Frühling (März, April, Mai) gefolgt vom Spätherbst (November) (Fig. 6). Der Anstieg der Probenahmen im Frühling 2010 ist auf den Start des BDM CH zurückzuführen.



**Fig. 6** Anzahl der Makrozoobenthos-Proben pro Monat im Zeitraum 2005 bis 2013

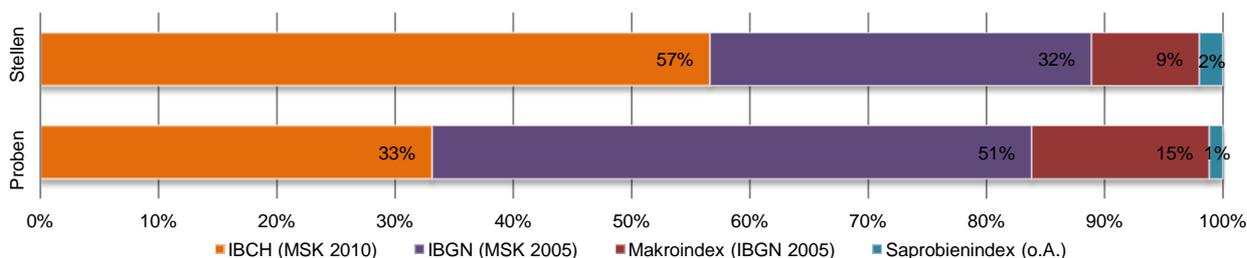
70 Prozent der Untersuchungen (n = 497) wurde im Hügelland in einer Höhe zwischen 0 bis 600 m ü. M. durchgeführt, mit 16 Prozent (n = 110) und 14 Prozent (n = 102) fanden weit weniger Untersuchungen in der Bergstufe zwischen 601 bis 1200 m ü. M. und in der Alpenstufe zwischen 1201

bis 2600 m ü. M. statt ( Fig. 7). Die Proben des BDM CH sind über alle Höhenstufen annähernd gleichmässig verteilt; die Proben der kantonalen Gewässerschutzfachstellen liegen hauptsächlich im Hügelland.



*Fig. 7 Alle untersuchten Fließgewässer-Standorte (n = 406) im Zeitraum von 2005 bis 2013, aufgeschlüsselt nach drei Höhenstufen*

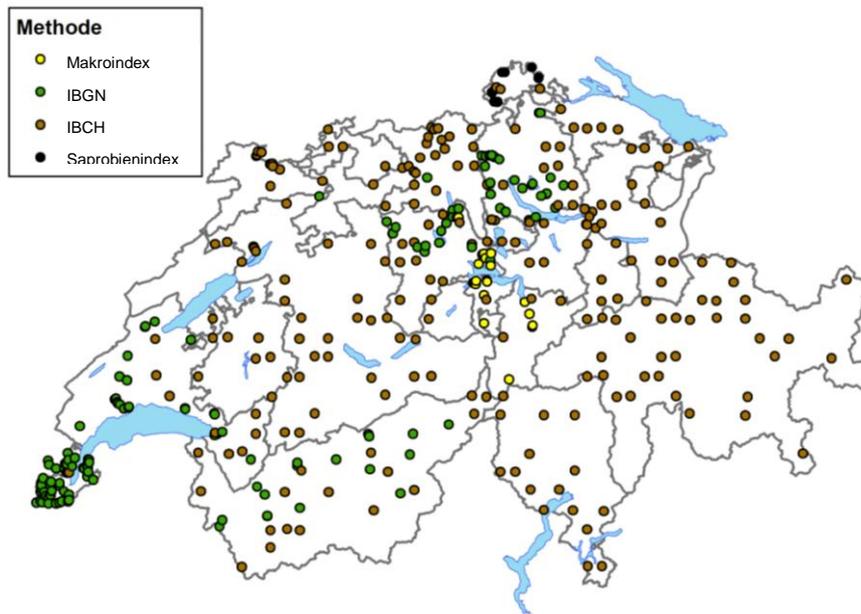
Für die Beurteilung des Gewässerzustandes wurden verschiedene Indices herangezogen. Dies waren hauptsächlich der IBGN, IBCH und der Makroindex. 236 Proben an 230 Stellen wurden nach dem Modul-Stufen-Konzept MZB (Stucki, 2010) beurteilt (191 Stellen und Proben vom BDM CH). Anhand des Entwurfs des Moduls Makrozoobenthos von 2005 (IBGN) wurden 361 Proben von insgesamt 131 Stellen bewertet. Bei 107 Proben von 37 Stellen beruht die Beurteilung des Gewässerzustandes auf dem Makroindex. Bei acht weiteren Stellen bzw. Proben erfolgte die Bewertung anhand des Saprobienindex. Die Anteile der unterschiedlichen Indices sind in Fig. 8 zu sehen. Die Erhebung der Daten für die Berechnung des IBCH, des IBGN und des Makroindex erfolgte standardisiert.



*Fig. 8 Prozentuale Verteilung der verschiedenen angewandten Indices (Erhebungsmethoden) der Makrozoobenthos-Proben von kleinen Fließgewässern im Zeitraum von 2005 bis 2013*

Fig. 9 zeigt die Verteilung der angewandten Indices über die gesamte Schweiz. Während die Beurteilung mittels IBCH gleichmässig über alle Kantone verteilt angewendet wurde, zeigen sich bei

den IBGN-Stellen deutliche Hotspots in den Kantonen Genf, Zürich und Waadt, sowie eine Häufung der Bewertung mittels Makroindex in den Urkantonen.



*Fig. 9 Alle untersuchten Fließgewässer-Standorte (n = 406) im Zeitraum von 2005 bis 2013, aufgeschlüsselt nach den verwendeten Auswertungsmethoden (Indices)*

Die Resultate der Untersuchungen wurden unterschiedlich archiviert. Beim BDM CH erfolgt die Aufnahme nach Modul-Stufen-Konzept 2010 (Stucki, 2010): die Anzahl der Individuen werden bis zu zehn genau angegeben, ab elf Individuen wird die Abundanzklassen angegeben. Bis auf die Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) werden beinahe alle faunistischen Gruppen bis auf die Stufe der Familie bestimmt. Die EPT-Bestimmung hingegen erfolgt beim BDM CH auf Artniveau. Bei den vom CSCF zur Verfügung gestellten Untersuchungen liegt die Bestimmung des Makrozoobenthos von Familien- bis auf Artniveau vor. Auch hier erfolgt die Angabe der Individuenzahlen in Abundanzklassen (1 bis 5). Bei den Daten, die direkt von den kantonalen Gewässerschutzfachstellen bereitgestellt wurden, erfolgt die Erhebung und Auswertung meist mittels MSK Makrozoobenthos (Stucki, 2010). So werden die faunistischen Gruppen grossteils auf Familienniveau bestimmt. Die Individuenzahlen wurden überwiegend in Abundanzklassen archiviert (Stucki, 2010).

## 4. ZUSTAND DER KLEINEN FLIESSGEWÄSSER

Wie bereits beschrieben, variieren die Erhebungsmethoden und Auswertungsmethoden bei den zur Verfügung gestellten Untersuchungen. Trotzdem wurde versucht, über alle Untersuchungen hinweg eine gemeinsame Aussage bezüglich des Gewässerzustandes zu treffen. Dafür wurde jede einzelne Probe anhand ihrer Beurteilung bezüglich der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK bewertet. Für jede untersuchte Stelle lag ein Bewertung vor (IBCH, IBGN, Makroindex oder Saprobienindex), anhand derer die Beurteilung bezüglich Erfüllung ökologische Ziele nach MSK vorgenommen wurde. In Fig. 10 sind die vorliegenden Indices in Bezug zu den ökologischen Zielen gemäss MSK bzw. nach „Zielerfüllung SPEAR“ und „Nicht-Zielerfüllung SPEAR“ dargestellt.

	IBCH / IBGN	Makroindex	Saprobienindex *	SPEAR <sub>pesticide</sub> -Index	
Ökolog. Ziele erfüllt	<b>1: sehr gut</b> (IBCH/IBGN 17 bis 20)	<b>1: sehr gut</b> (Makroindex 1 und 2)	<b>I: unbelastet bis sehr gering belastet</b> (SI 1,0 - < 1,5)	<b>1: sehr gut</b> (SPEAR > 44%)	Zielerfüllung SPEAR
	<b>2: gut</b> (IBCH/IBGN 13 bis 16)	<b>2: gut</b> (Makroindex 3)	<b>I-II: gering belastet</b> (SI 1,5 - < 1,8) <b>II: mässig belastet</b> (SI: 1,8 - < 2,3)	<b>2: gut</b> (SPEAR 33-44%)	
Ökologische Ziele nicht erfüllt	<b>3: mässig</b> (IBCH/IBGN 9 bis 12)	<b>3: mässig</b> (Makroindex 4)	<b>II-III: kritisch belastet</b> (SI 2,3 - < 2,7)	<b>3: mässig</b> (SPEAR 22-33%)	Nicht-Zielerfüllung SPEAR
	<b>4: unbefriedigend</b> (IBCH/IBGN 5 bis 8)	<b>4: unbefriedigend</b> (Makroindex 5 und 6)	<b>III: stark verschmutzt</b> (SI 2,7 - 3,2)		
	<b>5: schlecht</b> (IBCH/IBGN 0 bis 4)	<b>5: schlecht</b> (Makroindex 7 und 8)	<b>III - IV: sehr stark verschmutzt</b> (SI 3,2 - < 3,5) <b>IV: übermässig verschmutzt</b> (SI 3,5 - < 4,0)	<b>4: unbefriedigend</b> (SPEAR 11-22%) <b>5: schlecht</b> (SPEAR 0-11%)	

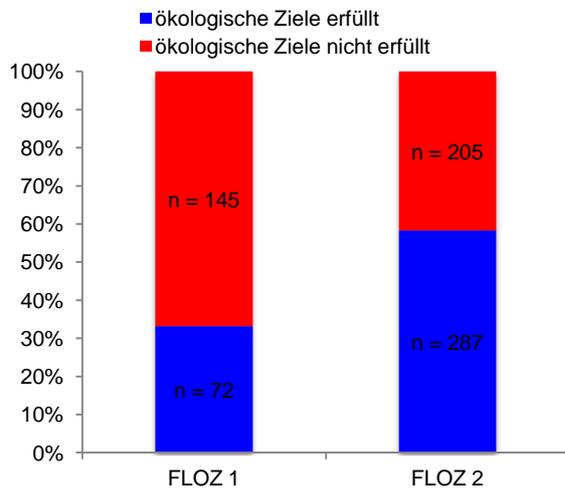
*Fig. 10 Ökologischer Zustand der Fließgewässer beurteilt nach IBCH, IBGN, Makroindex, Saprobienindex und SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index. Oberhalb der strichlierten Linie erreichen die Fließgewässer nach MSK die ökologischen Ziele, unterhalb der strichlierten Linie sind die ökologischen Ziele nach MSK nicht erreicht. Beim SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index werden Werte oberhalb der strichlierten Linie der Zielerfüllung und Werte unterhalb der Nicht-Zielerfüllung zugeschrieben. \* Beim Saprobienindex werden im Gegensatz zu den anderen Indices nicht die obersten zwei Klassen sondern die obersten drei Klassen nach gängiger Aufteilung der Erfüllung der ökologischen Ziele zugeordnet.*

Von den 709 Proben verfehlt knapp die Hälfte (49,4%) die ökologischen Ziele nach MSK oder es ist zumindest fraglich, da die Lebensgemeinschaft des MZB weder naturnah, noch standortgerecht, sich selbst reproduzierend oder sich selbst regulierend war. Die Vielfalt und die Häufigkeit der Arten in diesen Proben waren untypisch für nicht oder nur schwach belastete Gewässer.

Die anhand des MZB indizierte Gewässerqualität hängt von verschiedenen Faktoren ab. Vor allem die Struktur des Gewässers, die Landnutzung im Einzugsgebiet, die Wasserführung und die Wassertemperatur beeinflussen den Gewässerzustand. Für die Interpretation der Untersuchungsergebnisse ist es ausserdem unerlässlich den Probenahmeort (Höhe), den Probenahmezeitpunkt (Saisonalität) sowie die Erhebungs- und Auswertungsmethode zu kennen. Im Folgenden wird der Datensatz auf diese Einflussfaktoren hin untersucht.

## 4.1. Gewässergrösse

Untersuchungen an Gewässern mit der FLOZ 1 liegen nur von den kantonalen Gewässerschutzfachstellen vor und wurden oft mehrmals untersucht. Das BDM CH führte keine Untersuchungen an Gewässern mit der FLOZ 1 durch. Knapp ein Drittel der Proben der kantonalen Gewässerschutzstellen wurde an Kleinstgewässern mit einer FLOZ 1 entnommen. Solche Kleinstgewässer machen circa ein Fünftel aller Untersuchungsstellen aus.



*Fig. 11 Anteil aller Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK an Fliessgewässer mit der FLOZ 1 oder 2*

In Fig. 11 wird deutlich, dass gerade bei Kleinstgewässern mit einer FLOZ 1 in vielen Fällen die ökologischen Ziele nach MSK nicht eingehalten werden. Zwei Drittel ( $n = 145$ ) der Fliessgewässer mit einer FLOZ 1 erfüllen die ökologischen Ziele nicht. Bei den Fliessgewässern mit der FLOZ 2 erfüllen 58 Prozent aller untersuchten Proben die ökologischen Ziele nach MSK. Es ist allerdings zu beachten, dass die FLOZ 1 Gewässer nicht vom BDM CH untersucht wurden und daher weniger repräsentativ sind. Die Untersuchungsstellen der kantonalen Gewässerschutzfachstellen wurden zum Teil bereits aufgrund von bekannten Belastungen ausgewählt und befanden sich grossteils in intensiv genutzten tiefen Gebieten.

## 4.2. Höhenlage

Betrachtet man die Proben in Abhängigkeit von ihrer Höhenstufe wird deutlich, dass vor allem in tiefen Lagen die ökologischen Ziele nach MSK nicht erfüllt werden. Die grössten Defizite liegen zwischen 301 und 400 m ü. M., wo über 70 Prozent der Lebensgemeinschaften der Wasserwirbellosen ( $n = 87$ ) auf ungenügende ökologische Verhältnisse schliessen lassen. Auch in der Stufe zwischen 401 und 500 m ü. M. verfehlen noch 57 Prozent der Proben ( $n = 166$ ) die ökologischen Ziele gemäss MSK. Oberhalb von 600 m ü. M. überwiegt - beurteilt anhand des Makrozoobenthos - tendenziell ein guter Gewässerzustand (Fig. 12).

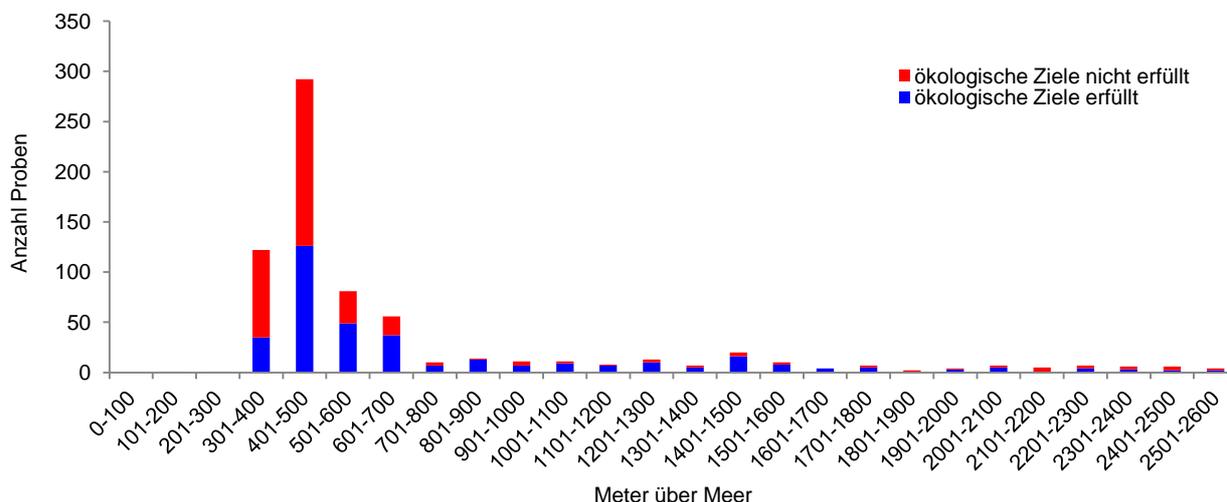


Fig. 12 Anzahl aller Proben an Fließgewässer der FLOZ 1 und 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013

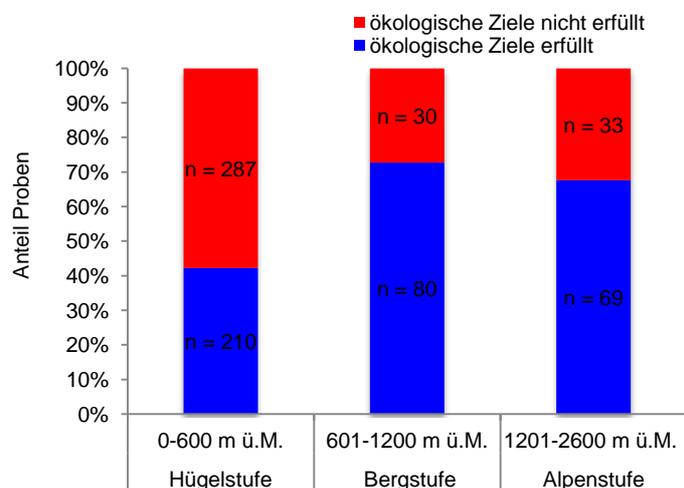


Fig. 13 Anzahl der Fließgewässer aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der Anforderungen der ökologischen Ziele nach MSK pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013

Mit 58 Prozent der Proben zwischen 0 und 600 m ü. M. verfehlen mehr als die Hälfte der Untersuchungen in der Hügelstufe die ökologischen Ziele nach MSK (Fig. 13). Die Gründe für das schlechtere Abschneiden in dieser Höhenlage dürften vermutlich im grösseren Nutzungsdruck (Landwirtschaft, Siedlung, Verkehr; vgl. Kapitel 4.6 Landnutzung) und bei den grösseren ökomorphologischen Defiziten liegen.

Bei den Proben oberhalb von 600 m ü. M. kann mehrheitlich ein guter ökologischer Zustand festgestellt werden. Dass in der Alpenstufe der Anteil an Proben, deren Beurteilung negativ ausfiel, gegenüber der Bergstufe wiederum leicht zunimmt, lässt sich dadurch erklären, dass in kalten Gebirgsflüssen auch unbeeinflusste Fließgewässer eine geringere faunistische Diversität aufweisen und sie dadurch eine schlechtere Bewertung erhalten können. Im Modul Makrozoobenthos wird bereits darauf verwiesen, dass ausserhalb der oberen Forellenregion und der mittleren Cyprinidenregion der IBCH auch in nicht beeinträchtigten Fließgewässern deutlich geringer ist (Stucki, 2010). Daher fallen in der vorliegenden Beurteilung in der Berg- und der Alpenstufe die Resultate tendenziell pessimistischer aus als erwartet.

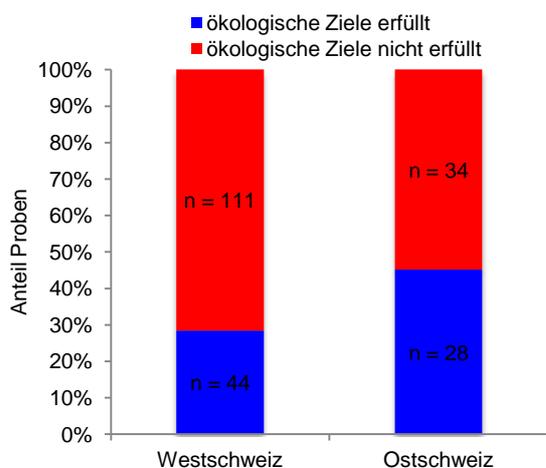
### 4.3. Geographische Lage

Die Anzahl der untersuchten Stellen und Proben variiert stark von Kanton zu Kanton. Aus zwei Kantonen (Basel-Stadt und Appenzell Innerrhoden) liegen keine Daten vor; alle anderen sind

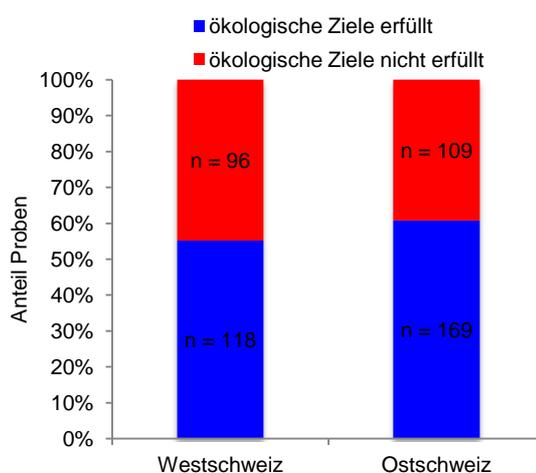
zumindest mit einer Stelle bzw. mit einer Untersuchung in dieser Auswertung vertreten. Mit 206 Untersuchungen an 54 Untersuchungsstellen stellte der Kanton Genf den grössten Datensatz zur Verfügung. Auch wurden hier die meisten Kleinstgewässer (FLOZ 1) beprobt (133 Proben an 32 Stellen). Die Verteilung der Stellen und Proben über die gesamte Schweiz ist somit, was die Gewässergrösse betrifft, nicht homogen.

Ein Grossteil (71 %; n = 155) der Proben an Kleinstgewässer (FLOZ 1) wurde in der Westschweiz untersucht. 43 Prozent (n = 214) der Fliessgewässer mit einer FLOZ 2 liegen in der Westschweiz. Bei den Kleinstgewässern (FLOZ 1) werden sowohl in der Ost- als auch in der Westschweiz die ökologischen Ziele nach MSK in über der Hälfte aller Fälle nicht erfüllt. In der Westschweiz liegt der Prozentsatz der Nichterfüllung bei 72 Prozent aller FLOZ 1 Gewässer; in der Ostschweiz bei 55 Prozent der FLOZ 1 Gewässer (Fig. 14). Hier ist zu beachten, dass der Grossteil der FLOZ 1 Gewässer aus dem Kanton Genf stammt, und somit die Repräsentativität für die gesamte Region nicht gegeben ist.

Bei den Bächen mit der FLOZ 2 werden die ökologischen Ziele etwas öfter erreicht. 55 Prozent der Proben in der Westschweiz (n = 118) und 61 Prozent der Proben in der Ostschweiz (n = 169) erfüllen die ökologischen Anforderungen nach MSK (Fig. 15). Insgesamt erfüllen 58 Prozent der FLOZ 2 Gewässer die Anforderungen; bei den Proben der kantonalen Gewässerschutzfachstellen waren es mit 53 Prozent etwas weniger Stellen. Beim BDM CH hingegen halten 66 Prozent die Anforderungen ein.



*Fig. 14 Anteil der Fliessgewässer mit der FLOZ 1 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK in der West- und Ostschweiz*



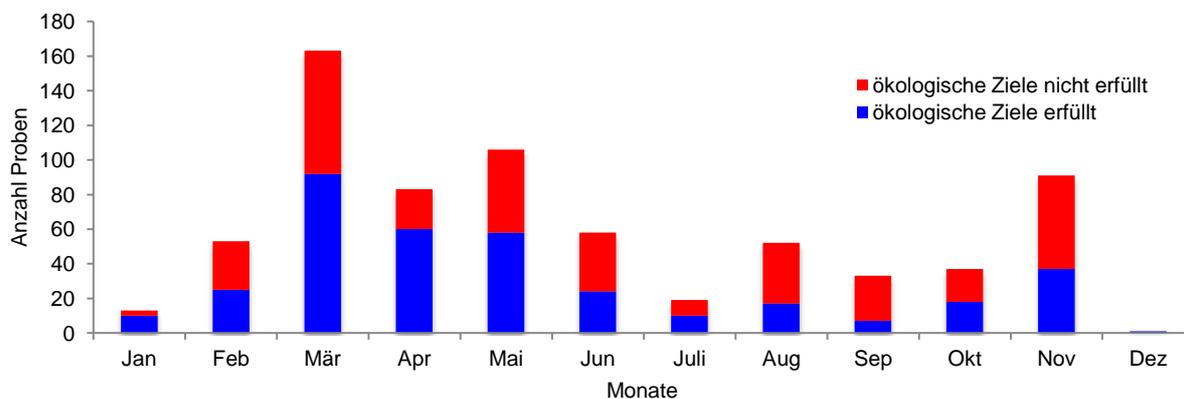
*Fig. 15 Anteil der Fliessgewässer mit der FLOZ 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK in der West- und Ostschweiz*

#### 4.4. Probenahmezeitpunkt

Neben der Höhenlage ist der Zeitpunkt der Probenahme ein weiterer wichtiger Faktor für die Beurteilung der MZB-Untersuchungen. Einerseits können äussere Einflüsse den Gewässerzustand beeinflussen (z.B. geringerer landwirtschaftlicher Nutzungsdruck im Frühjahr oder stärkere Belastung im Winter durch Tourismus), andererseits kann die Bewertung anhand des MZB auch ohne äusseren Einfluss schwanken. Ausschlaggebend ist hier der biologische Lebenszyklus der Wasserwirbellosen

und die mögliche Veränderung der Bewohnbarkeit des Habitats im Laufe eines Jahres (z.B. Wachstum der Wasserpflanzen in Tieflandflüssen im Sommer) (Stucki, 2010).

Betrachtet man die vorliegenden Daten, zeigen sich vor allem bei den Untersuchungen in der zweiten Jahreshälfte grössere gewässerökologische Defizite. In den Monaten Februar, Juni und von August bis November überwiegen die Untersuchungen, die eine unzureichende Beurteilung aufweisen. In den Monaten Januar, März, April, Mai und Juli dominieren die Untersuchungen, die die ökologischen Ziele erfüllen. Aus dem Monat Dezember liegt nur eine einzige Probe vor (Fig. 16).



*Fig. 16 Anzahl der Fliessgewässeruntersuchungen aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro Monat im Zeitraum von 2005 bis 2013 sowie die Anzahl der Proben pro Monat*

## 4.5. Indices

Für die Beurteilung von Flüssen und Bächen stehen verschiedene Indices zur Verfügung, die teils bereits seit Jahrzehnten erhoben werden. Die methodischen Grundlagen für die Probenahme und der verwendete Index können die Beurteilung des Gewässerzustandes beeinflussen.

In der Schweiz wurden auch in den vergangenen Jahren unterschiedliche Indices eingesetzt. Nebst dem Saprobienindex (S), dem Makroindex (MI) oder dem Indice biologique normalisé (IBGN) wird seit 2010 vermehrt der Indice biologique CH (IBCH) verwendet. Die leicht unterschiedliche Art der Probenahme und der Indexberechnung ist wesentlich für die Interpretation der Untersuchungsergebnisse. Im Folgenden werden die einzelnen Indices separat besprochen und analysiert.

### 4.5.1. Indice biologique CH (IBCH)

Von den 236 IBCH-Probenahmen seit 2010 erfolgten 191 durch das BDM CH; die restlichen 45 Untersuchungen wurden von kantonalen Gewässerschutzfachstellen zur Verfügung gestellt. Die Anzahl der Proben pro Jahr liegt zwischen 46 und 74. Da das BDM CH Kleinstgewässer mit FLOZ 1 nicht untersucht, sind diese hier mit 12 Stellen unterrepräsentiert.

Betrachtet man die Auswertung mittels IBCH, erfüllen 60 Prozent der Proben die ökologischen Ziele nach MSK. Die grössten Defizite befinden sich in tiefen Lagen unterhalb von 600 m ü. M. Die Untersuchungen in dieser Höhenlage machen mehr als 50 Prozent der Untersuchungen aus, die die

ökologischen Ziele nach MSK nicht erfüllen; rund 30 Prozent davon liegen in der Höhenstufe zwischen 401 und 500 m ü. M. (Fig. 17).

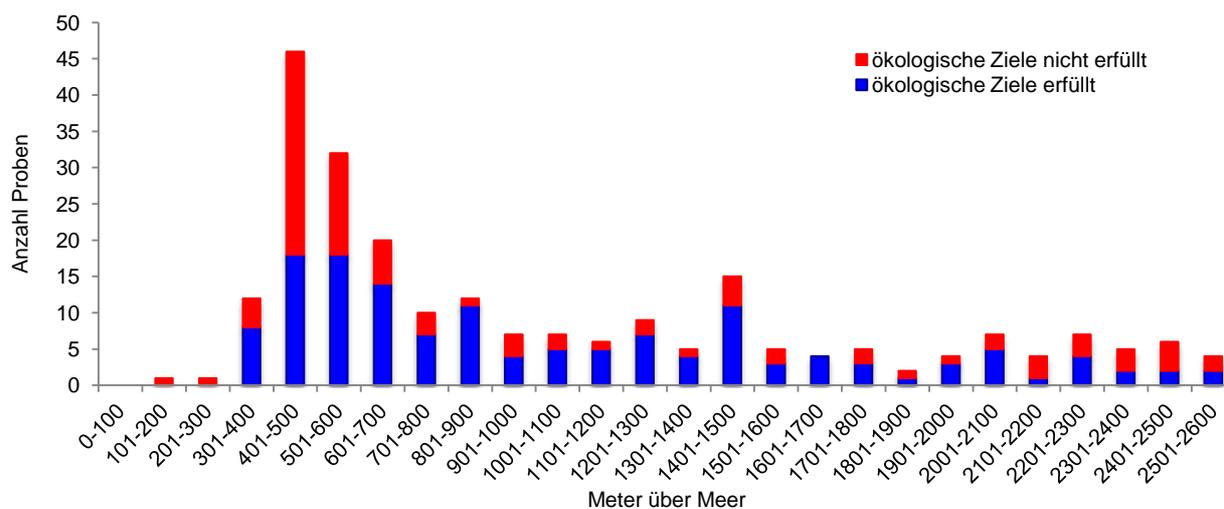


Fig. 17 Anzahl der IBCH-Proben (MSK 2010) an Fließgewässern der FLOZ 1 und 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013

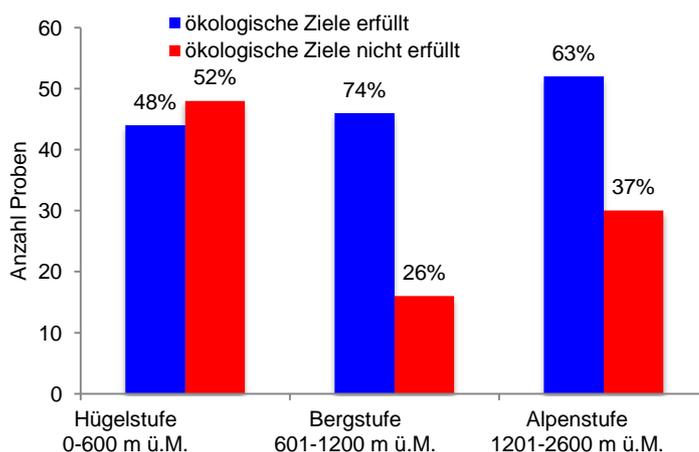
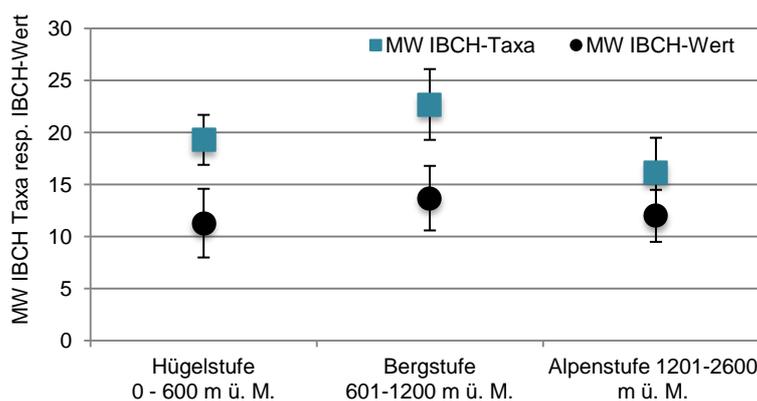


Fig. 18 Anzahl der IBCH-Proben (MSK 2010) aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013

Ausserhalb des Flachlandes entspricht die biologisch indizierte Wasserqualität mehrheitlich den ökologischen Zielsetzungen (Fig. 18). In der Bergstufe verfehlen 26 Prozent der Proben die ökologischen Ziele nach MSK, in der Alpenstufe 37 Prozent der Proben.

Der mittlere IBCH-Wert aller Proben nach der MSK-Methode liegt bei 11,3 für die Hügelstufe von 0 bis 600 m ü. M. Dies entspricht einem mässigen biologischen Gewässerzustand, der die ökologischen Ziele nach MSK nicht erfüllen würde und auf gewässerökologische Defizite in dieser Höhenstufe hindeutet. Der mittlere IBCH-Wert von 13,7 in der Bergstufe (601 bis 1200 m ü. M.) lässt einen besseren allgemeinen Gewässerzustand in dieser Höhenlage vermuten. Auch ist die mittlere Anzahl der IBCH-Taxa leicht höher als in der Hügelstufe (22,7 Arten im Vergleich zu 19,3 Arten). Die geringste Taxavielfalt zeigt sich in der Alpenstufe (1201 bis 2600 m ü. M.) mit durchschnittlich 16,2 Arten. Der mittlere IBCH-Wert liegt für die Alpenstufe bei 12,0 (Fig. 19).



*Fig. 19 Mittelwerte der IBCH-Taxazahl sowie des IBCH-Wertes aller IBCH-Proben (MSK 2010) mit FLOZ 1 oder 2 im Zeitraum von 2005 bis 2013 in drei verschiedenen Höhenstufen*

Dass in der alpinen Stufe der IBCH-Wert nicht den Erwartungen für wenig belastete Gewässer entspricht, lässt sich wohl auf die geringere Anzahl biogener Habitate in den Bergbächen zurückführen. Diese können folglich weniger gut von wirbellosen Wassertieren besiedelt werden. Die taxonomische Diversität in der alpinen Stufe ist dementsprechend geringer, so dass in kalten, nährstoffarmen Alpengewässern auch ohne eine Beeinträchtigung mit einem niedrigeren Index-Wert gerechnet werden muss (Stucki, 2010). Dass dennoch rund zwei Drittel der IBCH-Proben aus der Alpenstufe den ökologischen Anforderungen entsprechen, dürfte am grösseren Anteil sensibler Arten liegen. Diese Arten sind auf eine sehr gute Wasserqualität angewiesen.

### **IBCH: BDM CH vs. Kantonale Gewässerschutzfachstellen**

Wie bereits beschrieben, wurden die Untersuchungsstellen des BDM CH mittels eines systematischen Stichprobengitters und somit unabhängig von Landnutzung und allfälligen Belastungssituationen ausgewählt. Die Anzahl der Proben, die die ökologischen Anforderungen nach MSK erfüllen, ist mit rund 66 Prozent grösser als beim Total der Proben nach dem MSK Makrozoobenthos (Stucki, 2010) oder bei allen verfügbaren Untersuchungen. Ein Drittel der Proben der kantonalen Gewässerschutzfachstellen erfüllen die ökologischen Ziele und Anforderungen; hingegen erfüllen zwei Drittel der Proben des BDM CH die gewässerökologischen Anforderungen nach MSK.

Die Ursache für diese konträre Verteilung liegt mit grosser Wahrscheinlichkeit bei der Auswahl der Probenstellen. Die kantonalen Messstellen befinden sich meist im tief gelegenen Siedlungsgebiet oder in landwirtschaftlichen Gebieten und wurde oft aufgrund eines vorgängigen Verdachts auf Gewässerverschmutzung ausgewählt; die des BDM CH liegen oft in höheren Lagen mit geringerem Nutzungsdruck. In Fig. 20 und Fig. 21 sind die unterschiedlichen Untersuchungen nach dem MSK Makrozoobenthos (Stucki, 2010) des BDM CH und der kantonalen Untersuchungen in Abhängigkeit von der Höhenlage (100 m Stufen) dargestellt. Die Fig. 22 und Fig. 23 stellen die Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro Höhenstufe für die beiden Datenmengen dar. Hier ist zu erkennen, dass auch bei den BDM CH Untersuchungen in tiefen Lagen tendenziell mehr Proben die ökologischen Ziele nach MSK nicht erfüllen als in höheren Lagen. So verfehlen in der Hügelstufe 42 Prozent der BDM CH Proben die gewässerökologischen Anforderungen, in den der Bergstufe 21 Prozent und in der Alpenstufe 37 Prozent der Proben.

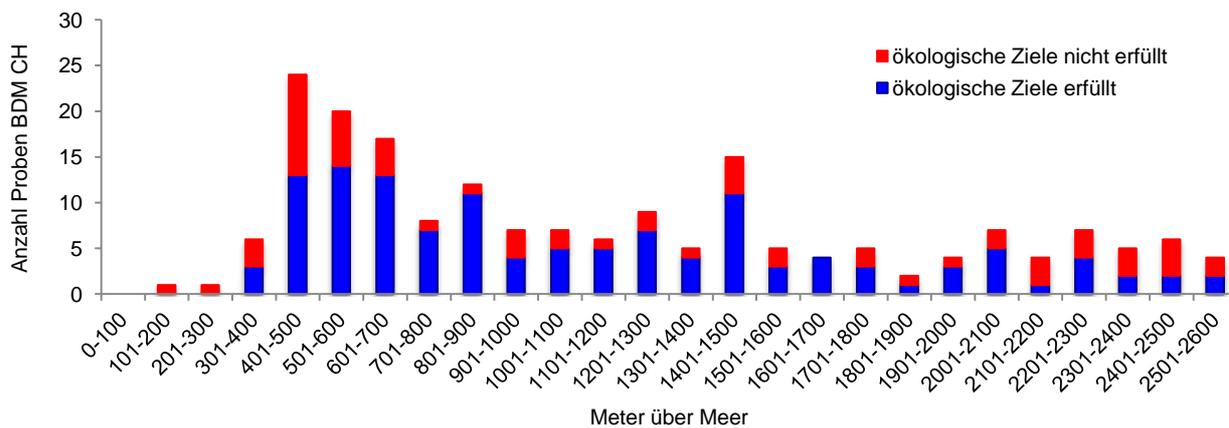


Fig. 20 Anzahl der BDM CH-Proben an Fließgewässer mit FLOZ 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der Anforderungen der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe im Zeitraum von 2010 bis 2013

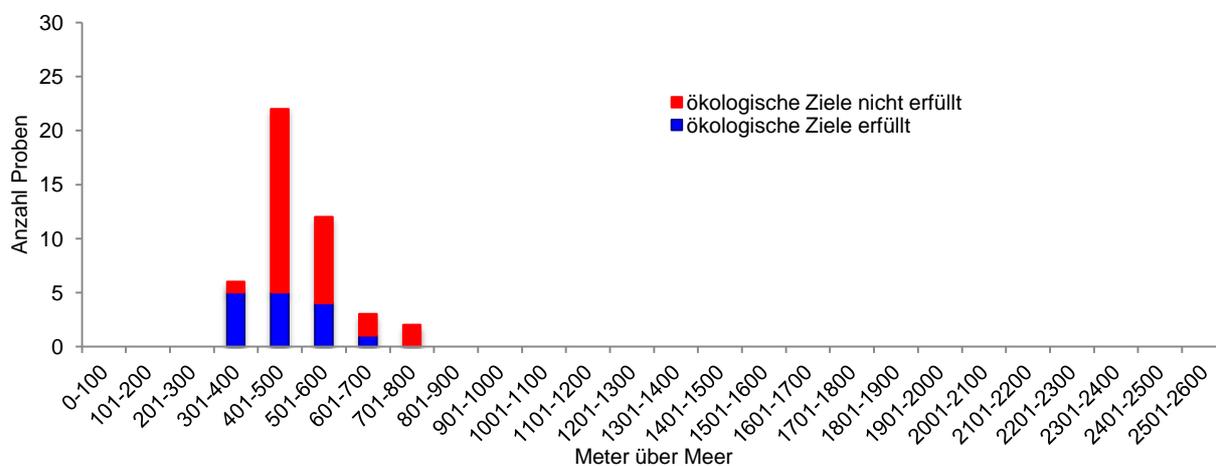


Fig. 21 Anzahl der IBCH-Proben der kantonalen Gewässerschutzfachstellen an Fließgewässer mit der FLOZ 1 oder 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013

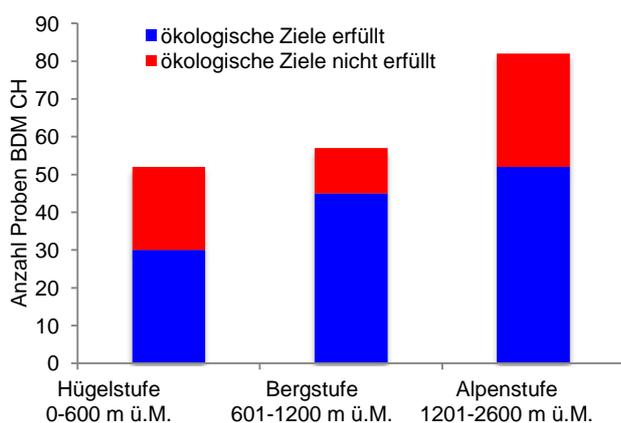


Fig. 22 Anzahl der BDM CH-Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK in drei Höhenstufe im Zeitraum von 2010 bis 2013

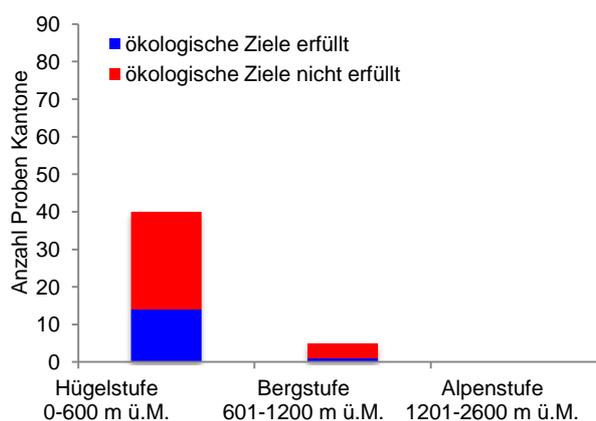


Fig. 23 Anzahl der IBCH Proben der kantonalen Gewässerschutzfachstellen aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK in drei Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013

Generell liefert der IBCH die zuverlässigsten Ergebnisse für die Bewertung des Gewässerzustandes von Fließgewässern des Epirithrals (obere Forellenregion) bis zum Epipotamal (mittlere Cyprinidenregion). Wird die Methode ausserhalb dieser typologischen Region eingesetzt, kann der erreichbare Maximalwert bei nicht beeinträchtigten Fließgewässern deutlich geringer ausfallen (Stucki, 2010). Es ist auch fraglich, ob der IBCH für sehr kleine Fließgewässer im gleichen Masse geeignet ist (mündlich Dr. Verena Lubini).

#### 4.5.2. Indice biologique global normalisé (IBGN)

In der Schweiz wurden im Zeitraum von 2005 bis 2013 insgesamt 361 Untersuchungen an 131 Stellen mittels dieser Methode (BUWAL, 2005) durchgeführt und zur Verfügung gestellt. Davon wurden 163 MZB-Proben an Kleinstgewässern mit FLOZ 1 und 198 Proben von Flüssen mit FLOZ 2 untersucht. Die Masse der Untersuchungen stammt aus dem Kanton Genf mit 205 Proben, wovon 123 Proben aus Kleinstgewässern (FLOZ 1) entnommen wurden. Der Grossteil der restlichen Untersuchungen stammt aus den Kantonen Zürich, Waadt und Wallis. Die Auswahl der Probenahmestellen erfolgte zum Teil mit der Kenntnis von Belastungen an den beprobten Stellen, zum Teil aber auch ohne das Wissen über vorhandenen Defizite. Die Anzahl der IBGN-Proben war innerhalb des Zeitraums von 2005 bis 2013 rückläufig. Wurde im Jahr 2005 noch für 68 Proben der IBGN berechnet, so liegt aus dem Jahr 2012 nur noch eine einzige IBGN-Untersuchung vor und für 2013 gar keine mehr.

Bei 60 Prozent der Proben ( $n = 215$ ) ist der gewässerökologische Zustand anhand des IBGN soweit beeinträchtigt, dass die ökologischen Ziele und Anforderungen an die Wasserqualität gemäss MSK nicht erfüllt wird. In Fig. 24 sind die IBGN-Beurteilungen nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe dargestellt. Die grössten Defizite werden in der Höhenstufe zwischen 301 und 500 m ü. M festgestellt.

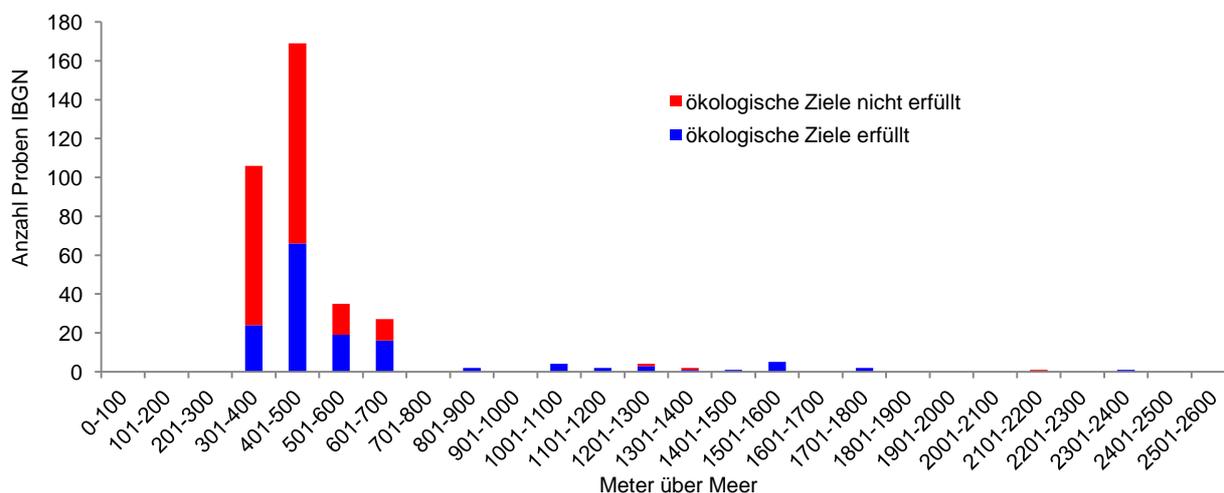
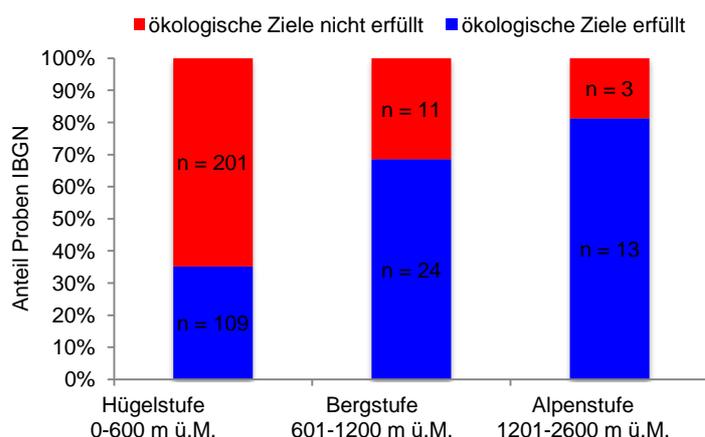


Fig. 24 Anzahl der IBGN-Proben an Fließgewässern mit FLOZ 1 und 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe von 2005 bis 2013

Die meisten Fließgewässer mit grossen Defiziten in der biologisch indizierten Gewässerqualität liegen in der Hügelstufe. Knapp 65 Prozent der Fließgewässerproben verfehlen in dieser Höhenstufe die ökologischen Ziele. Auch wenn die Anzahl der Proben in der Berg- und der Alpenstufe gering ist, nimmt mit zunehmender Höhe der Anteil an belasteten Proben deutlich ab. In der Bergstufe weisen

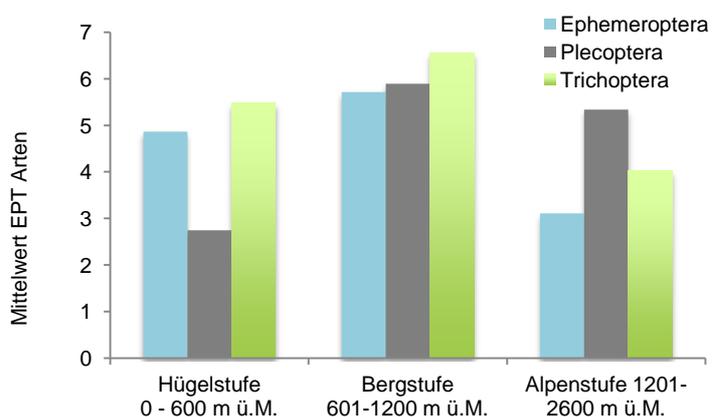
knapp 70 Prozent und in der Alpenstufe mehr als 80 Prozent der Untersuchungen auf einen guten ökologischen Zustand hin (Fig. 25).



**Fig. 25 Anzahl der IBGN-Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013**

#### 4.5.3. Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT)

Beim BDM CH liegen die EPT nebst der üblichen Bestimmungstiefe auf Familienniveau auch auf Artniveau vor. Dies bietet die Datengrundlage für vertiefte Aussagen bezüglich des Gewässerzustandes. In den 191 Proben des BDM CH finden sich im Mittel 4,4 Arten von Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera), 4,8 Arten von Steinfliegenlarven (Plecoptera) und 5,2 Arten von Köcherfliegenlarven (Trichoptera). Die grösste EPT-Artenvielfalt mit durchschnittlichen 18,2 Arten bzw. 10,8 Familien pro Probe findet sich in der Bergstufe zwischen 601 und 1200 m ü. M. (Fig. 26).



**Fig. 26 Mittelwerte Ephemeroptera- (Eintagsfliegen), Plecoptera- (Steinfliegen) und Trichoptera- (Köcherfliegen) Larven aller BDM CH Proben im Zeitraum von 2010 bis 2013 pro Höhenstufe**

Für die Bewertung des Gewässerzustandes anhand der EPT-Arten wurde der EPT-Index verwendet (modifiziert nach NCDEHNR, 1997). Werden die zwei besten Klassen (excellent / good) und die drei schlechtesten drei Klassen (good-fair / fair / poor) jeweils zusammengefasst, zeigt die EPT-Auswertung der BDM CH Proben deutliche Defizite im Gewässerzustand. 21 Prozent der BDM CH Proben erreichen die Zielerfüllung (Fig. 27).

EPT Index	Ökologische Ziele erfüllt		Ökologische Ziele nicht erfüllt		
Rating	excellent	good	good-fair	fair	poor
Anzahl EPT	>27	21-27	14-20	7 -- 13	0-6
BDM Proben	6	34	71	44	36
Prozent	3 Prozent	18	37 Prozent	23 Prozent	19

Fig. 27 Bewertung der BDM CH Proben nach EPT-Index (modifiziert nach NCDEHNR, 1997)

In Fig. 28 ist die Erfüllung der Anforderungen an die Lebensgemeinschaft nach EPT-Index pro 100 m Höhenstufe dargestellt. Zu allen Jahreszeiten und in nahezu allen Höhenstufen überwiegen die Proben, deren EPT-Lebensgemeinschaften sich in keinem guten oder sehr guten Zustand befanden. In den tiefen Lagen werden die Defizite besonders sichtbar. Bei knapp 90 Prozent der Untersuchungen in der Hügelstufe kann anhand der EPT-Arten kein guter Gewässerzustand festgestellt werden. In der Bergstufe fallen 35 Prozent BDM CH Proben in die beiden besten Klassen des EPT-Index und in der Alpenstufe wiederum 11 Prozent (Fig. 29). Wiederum dürfte sich hier die oft ungenügende Beurteilung in hohen Lagen dadurch erklären lassen, dass in kalten Gebirgsflüssen auch unbeeinflusste Fließgewässer eine geringere faunistische Diversität aufweisen und sie dadurch eine schlechtere Bewertung erhalten können.

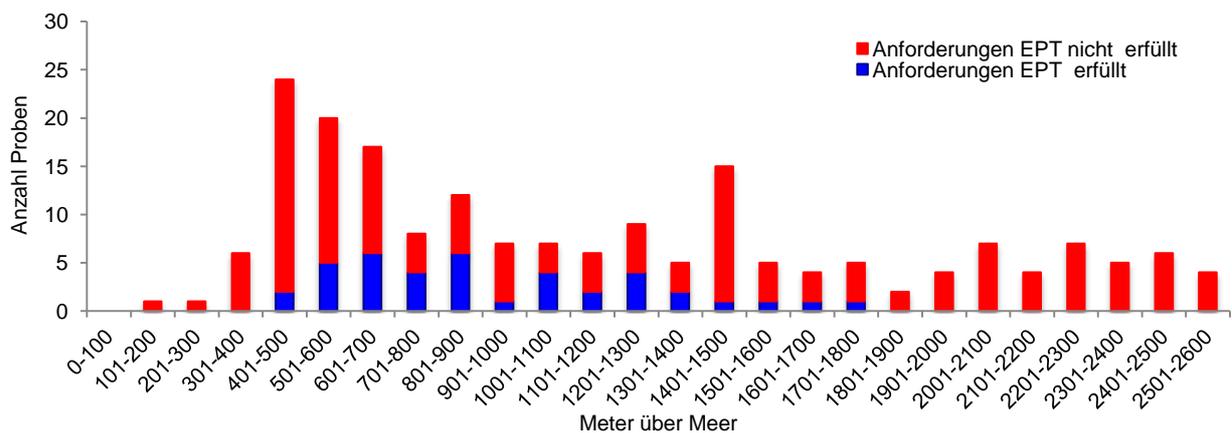


Fig. 28 Anzahl der BDM CH Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der Anforderungen beurteilt mittels EPT-Index pro Höhenstufe im Zeitraum von 2010 bis 2013

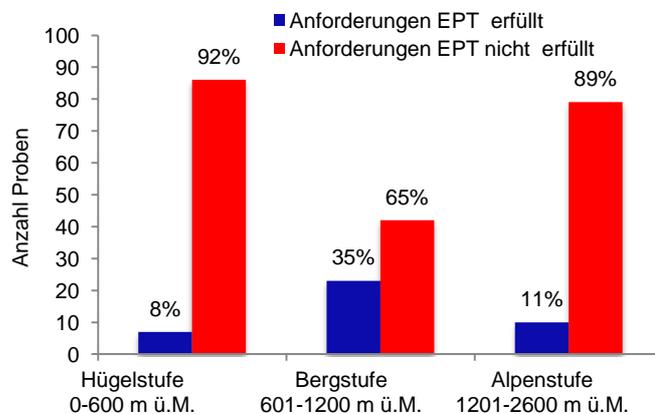


Fig. 29 Anzahl der BDM CH Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK beurteilt mittels EPT-Index pro Höhenstufe im Zeitraum von 2010 bis 2013

#### 4.5.4. Makroindex (MI)

Bei 107 der insgesamt 709 Untersuchungen wurde der Makroindex von den kantonalen Gewässerschutzfachstellen als Bewertungsgrundlage des ökologischen Zustandes herangezogen. Vor allem die Urkantone mit dem Untersuchungsprogramm DÜFUR (= Dauerüberwachung der Fließgewässer in den Urkantonen) verwenden diesen Index. Die Beurteilung erfolgte anhand der standardisierten MSK-Methode des Bundes für das Makrozoobenthos. Untersucht wurden vor allem Gewässer zwischen 401 und 700 m ü. M.

Der Makroindex der Wasserwirbellosen weist rund ein Drittel ( $n = 41$ ) der Untersuchungsstellen an kleinen Fließgewässern als organisch belastet aus. Von den 68 Proben zwischen 401 und 700 m ü. M. erreichen 45 Prozent ( $n = 31$ ) die ökologischen Ziele nicht. In der Hügellstufe verfehlen 41 Prozent ( $n = 36$ ) und in der Bergstufe 33 Prozent ( $n = 5$ ) der Untersuchungen die ökologischen Ziele (Fig. 30).

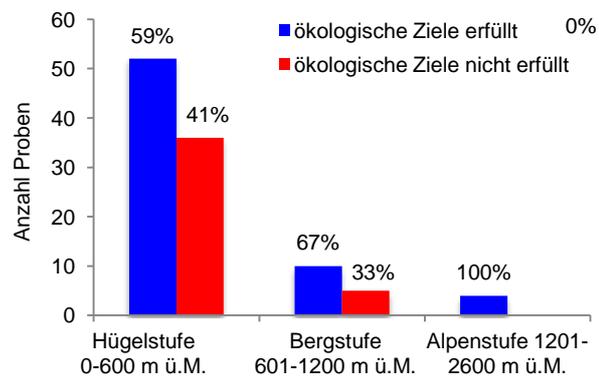


Fig. 30 Anzahl der Makroindex-Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013

#### 4.5.5. Species at Risk (SPEAR)

Unabhängig von Probenahmezeitpunkt und Art der Probenahme konnte für 708 Proben der  $SPEAR_{pesticide}$ -Index berechnet werden. Bei 47 Prozent ( $n = 331$ ) der Makrozoobenthosproben zeigt der Index eine Beeinträchtigung durch Pestizide an. Sehr deutlich ist diese Beeinträchtigung zwischen 300 und 500 m ü. M. feststellbar (Fig. 31). 86 Prozent der Proben, deren MZB-Lebensgemeinschaften nicht die Zielerfüllung gemäss  $SPEAR_{pesticide}$ -Index erreichen, fallen in diesen Höhenbereich. Der  $SPEAR_{pesticide}$ -Index weist wie auch die anderen besprochenen Indices auf die stärksten Belastungen in der Hügellstufe hin, wo auch mehr als 90 Prozent der ungenügenden Probenahmestellen (<33%) liegen. Verfehlen in der Hügellstufe noch über 60 Prozent die Anforderungen, erfüllen in der Berg- und Alpenstufe jeweils knapp 90 Prozent der Untersuchungen die Ziele gemäss  $SPEAR_{pesticide}$ -Index (Fig. 32, Fig. 33). Die besseren Ergebnisse des  $SPEAR_{pesticide}$ -Index im Vergleich zu den anderen Indices (IBCH, IBGN, EPT-Index) in höheren Lagen ist vor allem auf die geringere Gewichtung der Artenzahl des MZB bei diesem Index zurückzuführen. Beim  $SPEAR_{pesticide}$ -Index ist die Biodiversität keine wesentliche Grundlage der Indexberechnung; für den Index wird der Anteil der sensitiven Arten und der insensitiven Arten berechnet. Somit wirkt sich die geringere faunistische Diversität in kalten Gebirgsbächen kaum auf die Bewertung durch den  $SPEAR_{pesticide}$ -Index aus.

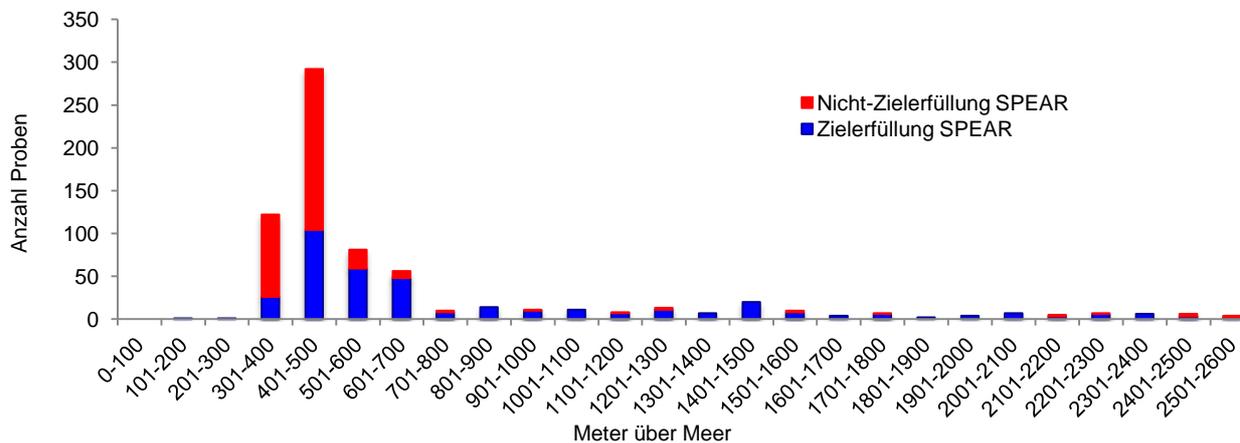


Fig. 31 Anzahl der Proben bewertet anhand des  $SPEAR_{pesticide}$ -Index an Fließgewässer mit FLOZ 1 und 2 aufgeschlüsselt nach „Nicht-Zielerfüllung SPEAR“ bzw. nach „Zielerfüllung SPEAR“ pro 100 m Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013

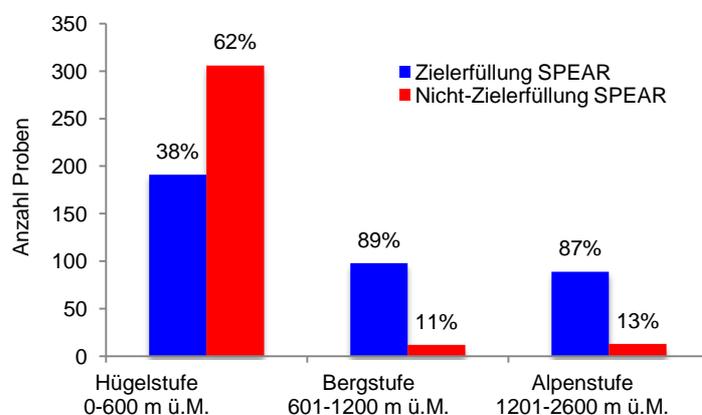


Fig. 32 Anzahl der Proben beurteilt anhand des  $SPEAR_{pesticide}$ -Index aufgeschlüsselt nach Nicht-Zielerfüllung SPEAR bzw. Zielerfüllung SPEAR pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013

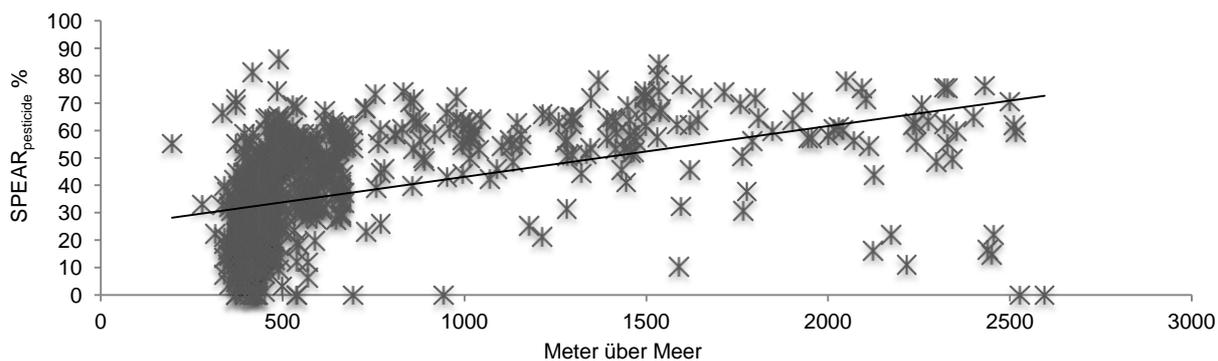
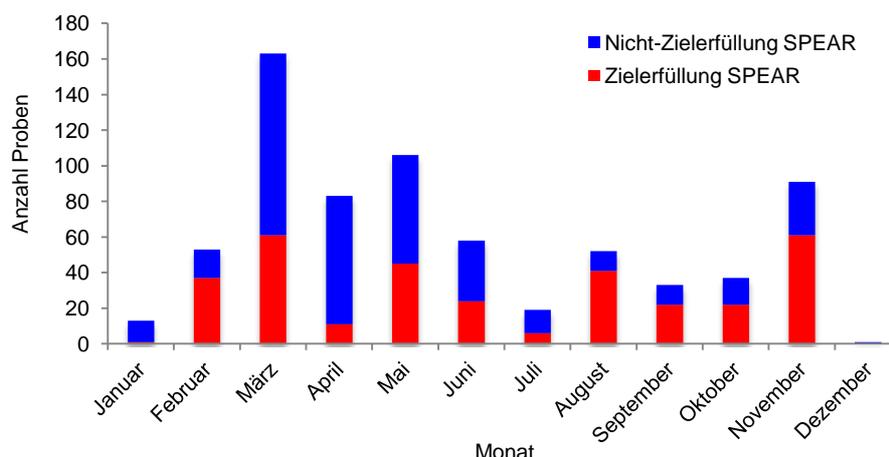


Fig. 33 Darstellung des Zusammenhangs zwischen dem  $SPEAR_{pesticide}$ -Index (Prozent) und Höhenlage der Untersuchungsstelle (Meter über Meer)

Möchte man mittels  $SPEAR_{pesticide}$ -Index die akuten von den chronischen Auswirkungen der Pestizidbelastungen unterscheiden, muss auf den Probenahmezeitpunkt geachtet werden. Gerade kleine Fließgewässer können vom Frühjahr bis Herbst stark mit Pestiziden belastet sein, wobei im Juni und Juli die höchste Belastung gemessen wurden (Munz et al., 2012). Eine Probenahme etwa ein halbes Jahr nach der Pestizid-Applikation kann einerseits Langzeiteffekte und andererseits

Erholungsprozesse aufzeigen (Liess & von der Ohe, PC, 2005). In Fig. 34 sind die Proben aufgeschlüsselt nach dem Monat der Probenahme dargestellt.



**Fig. 34 Anzahl der Fließgewässer aufgeschlüsselt nach Nicht-Zielerfüllung SPEAR bzw. Zielerfüllung SPEAR pro Monat im Zeitraum vom 2005 bis 2013**

Ein Vergleich der Monate Mai bis November (häufigere Pestizideapplikation) mit den Monaten Dezember bis April (geringere Pestizideapplikation) zeigt, dass mehr Proben aus der Applikationsperiode gemäss  $SPEAR_{pesticide}$ -Index beeinträchtigt sind. Rund 56 Prozent ( $n = 221$ ) der Proben aus der Applikationsperiode weisen eine Beeinträchtigung auf. Im Winter und zu Frühlingsbeginn erfüllen hingegen knapp zwei Drittel (65%;  $n = 203$ ) der MZB-Proben die Ziel gemäss  $SPEAR_{pesticide}$ -Index (Fig. 35).

$SPEAR_{pesticide}$ (Mai bis Nov.)		Prozent	n gesamt
belastet	$SPEAR < 33$	56 Prozent	221
unbelastet	$SPEAR > 33$	44 Prozent	175

$SPEAR_{pesticide}$ (Dez. bis April)		Prozent	n gesamt
belastet	$SPEAR < 33$	35 Prozent	110
unbelastet	$SPEAR > 33$	65 Prozent	203

**Fig. 35 Anzahl und Anteil der SPEAR-Proben aufgeteilt nach Zielerfüllung SPEAR für die Perioden Mai bis November (häufigere Pestizidapplikation) und Dezember bis April (geringere Pestizideapplikation)**

Bei der Beurteilung und Interpretation des Gewässerzustandes anhand der vorliegenden Untersuchungen des  $SPEAR_{pesticide}$ -Index, wie auch bei der Beurteilung alle Untersuchungen anhand der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK, muss abschliessend auf den heterogenen Datensatz verwiesen werden. Unabhängig von der Art der Probenahme, des Probenahmeortes, des Probenahmezeitpunktes, der Datenverfügbarkeit oder der Bestimmungstiefe wurden alle Daten gleich verrechnet und interpretiert.

## 5. Landnutzung im Einzugsgebiet

Dank eines GIS-basierten Einzugsgebietsdatensatzes (Strahm, 2013) liegt eine Landnutzungsanalyse für 392 der 406 kantonalen und BDM CH-Untersuchungen vor. Bei den 14 Bächen ohne Angaben zur Landnutzung im Einzugsgebiet handelt es sich zum grössten Teil um Gewässerabschnitte, deren Einzugsgebiete zumindest teilweise ausserhalb der Schweizer Landesgrenzen liegen (v.a. im Grossraum Genf). Die Landnutzungsanalyse liefert für jede Untersuchungsstelle die Grösse des Einzugsgebiets sowie die Grösse der jeweiligen Landnutzungsflächen und somit auch deren Landnutzungsanteile am Einzugsgebiet. So kann die Landnutzungsdichte der jeweiligen Nutzungsformen in Bezug zum EZG betrachtet werden. Das grösste untersuchte Einzugsgebiet ist 310 km<sup>2</sup> gross (FLOZ 2 Gewässer in Bern), das kleinste 0,024 km<sup>2</sup> (FLOZ 2 Gewässer im Wallis). Der Mittelwert aller analysierten Einzugsgebietsflächen liegt bei 4,7 km<sup>2</sup>, der Median bei 2,3 km<sup>2</sup>.

### 5.1. Landnutzung und Gewässergrösse

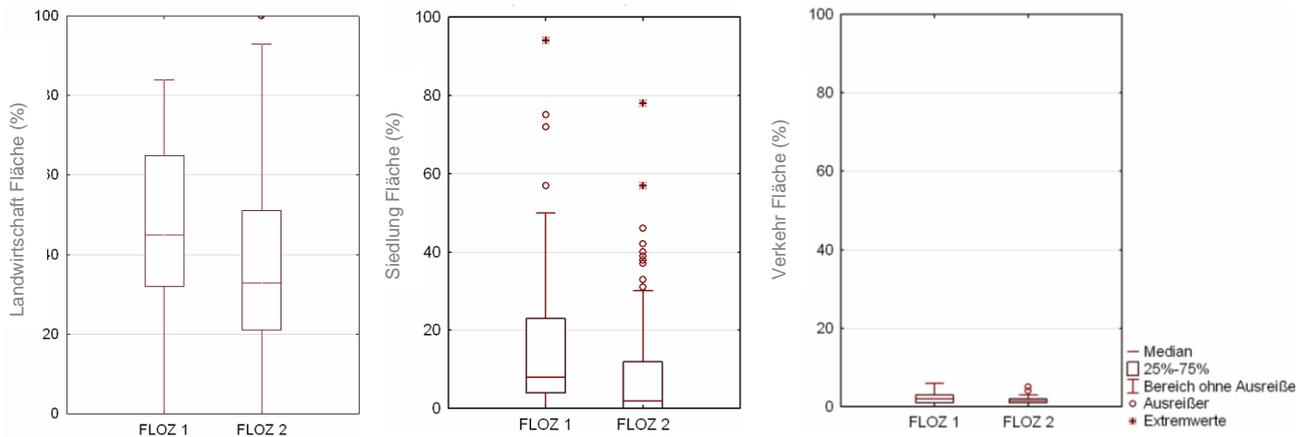
In Fig. 36 sind die Flächenanteile am Gesamteinzugsgebiet der Landnutzungen Landwirtschaft, Siedlung und Verkehr aufgeteilt nach FLOZ 1 und 2 dargestellt. In der Regel ist die Zusammensetzung der Landnutzungsarten im Einzugsgebiet der kleinen Fliessgewässer heterogener als bei grösseren Gewässern; auch trifft man bei kleinen Gewässern diesbezüglich öfter extreme Situationen an (Strahm, 2013).

Über alle Untersuchungsstellen betrachtet, nimmt die landwirtschaftliche Nutzung den durchschnittlich grössten Flächenanteil im Einzugsgebiet ein. Der Median liegt bei Gewässern mit FLOZ 1 bei 45 Prozent; bei FLOZ 2 Gewässern bei 33 Prozent. Es wurden sowohl Gewässerstellen untersucht, die keine Nutzung durch Landwirtschaft im Einzugsgebiet ausweisen (0% Flächenanteil Landwirtschaft), wie auch Stellen, bei denen das gesamte Einzugsgebiet landwirtschaftlich genutzt wird (100% Flächenanteil Landwirtschaft).

Bei der Landnutzung Siedlung werden ebenfalls beinahe alle Extreme abgedeckt. Von 0 bis maximal 94 Prozent Flächenanteil am Einzugsgebiet ist bei den untersuchten Gewässern alles vorhanden. Jedoch ist bei der Nutzung Siedlung der mittlere Anteil geringer als bei der landwirtschaftlichen Nutzung. Der Median der Landnutzungsdichte Siedlung beträgt 8 Prozent bei den Kleinstgewässern mit FLOZ 1 und 2 Prozent bei Gewässern mit FLOZ 2. Die Landnutzungsdichte Siedlung streut bei den Gewässern mit FLOZ 1 deutlich mehr als bei Gewässern mit FLOZ 2.

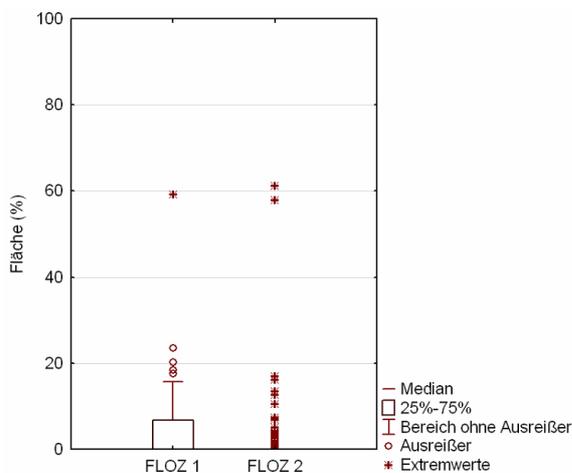
Im Vergleich mit der Nutzung Landwirtschaft und Siedlung ist in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässer der Flächenanteil Verkehr gering. Gewässer mit FLOZ 1 und 2 zeigen eine sehr ähnliche Verteilung (Median<sub>FLOZ1</sub>: 2 %; Median<sub>FLOZ2</sub>: 1,5 %). Der maximale Anteil Verkehrsflächen im Einzugsgebiet eines Gewässers mit FLOZ 1 beträgt 6 Prozent.

Der minimale Flächenanteil liegt bei allen drei Hauptnutzungsformen bei Gewässern mit FLOZ 1 und 2 bei 0 Prozent. Die Einzugsgebiete mit den maximalen Flächenanteilen bei der Nutzung Siedlung und Verkehr entwässern in die kleinsten Fliessgewässern (FLOZ 1); bei der Landwirtschaft liegt der maximale Flächenanteil im Einzugsgebiet eines Gewässers mit FLOZ 2.

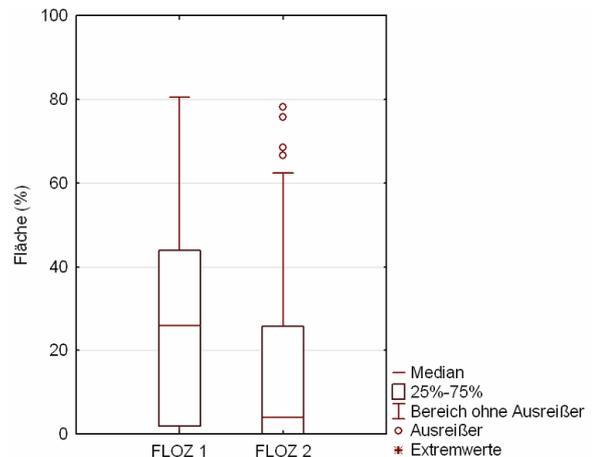


**Fig. 36: Flächenanteile der Nutzung Landwirtschaft, Siedlung und Verkehr in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen, dargestellt für die beiden Gewässergrößen FLOZ 1 und 2**

In Fig. 37 & Fig. 38 sind die Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzungen Reben und Ackerland wiedergegeben. Der Flächenanteil der Landnutzungen Reben und Ackerland am Einzugsgebiet ist bei Gewässern mit FLOZ 1 grösser als bei Gewässern mit FLOZ 2. Die mittlere Landnutzungsdichte für Reben liegt bei den Gewässern mit FLOZ 1 bei 4,8 Prozent (Mittelwert); 1,6 Prozent (Mittelwert) bei Gewässern mit FLOZ 2. Der Median liegt für beide Gewässergrößen bei 0 Prozent (Fig. 37). Für die Landnutzung Ackerland betragen die Mittelwerte 26 Prozent für Gewässer mit FLOZ 1 bzw. 13 Prozent für Gewässer mit FLOZ 2. Die Mediane liegen bei 26 (FLOZ 1) bzw. 4 Prozent (FLOZ 2).



**Fig. 37: Flächenanteile der Nutzung Reben in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen, dargestellt für die beiden Gewässergrößen FLOZ 1 und 2**



**Fig. 38: Flächenanteile der Nutzung Ackerland in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen, dargestellt für die beiden Gewässergrößen FLOZ 1 und 2**

## 5.2. Landnutzung in der Ost- und Westschweiz

In diesem Abschnitt wird die Landnutzung gemäss der in Kapitel 3 beschriebene Unterteilung in Ost- und Westschweiz genauer untersucht. Für diese geografisch unterteilte Betrachtung werden die absoluten Flächen wie auch die Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen betrachtet. Die Zusammenstellungen in Fig. 39 bis Fig. 45 sollen die Interpretation der nachfolgenden Analysen erleichtern. In Fig. 39 bis Fig. 41 sind die Gesamtflächen der verschiedenen Nutzungsformen in den Einzugsgebieten der untersuchten Fliessgewässer aufgelistet. In Fig. 42 bis Fig. 45 finden sich die

mittleren Flächenanteile der unterschiedlichen Landnutzungen, unterteilt für die Untersuchungsstellen in der Ost- und Westschweiz. Die Untersuchungsstellen sind mit 369 in der West- und mit 340 in der Ostschweiz in etwa gleich verteilt.

<b>Siedlung (inkl. Deponie)</b>	<b>Westschweiz</b>	<b>Ostschweiz</b>
Fassaden (km <sup>2</sup> )	45.2	63.4
Dach (km <sup>2</sup> )	28.4	31.3
Strassen (km <sup>2</sup> )	18.1	23.4
Grünflächen (km <sup>2</sup> )	16.4	62.8
Siedlung gesamt (km <sup>2</sup> )	141.7	165.9
Deponie (km <sup>2</sup> )	1.4	1.3

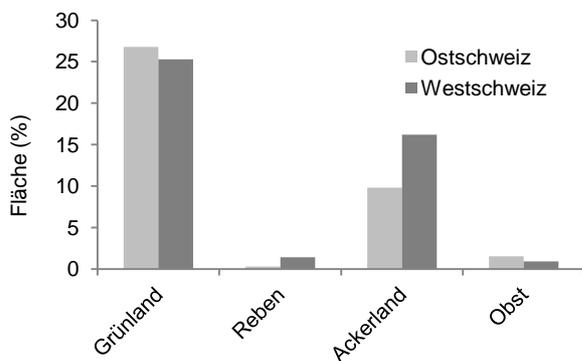
*Fig. 39 Gesamtfläche der Nutzung Siedlung in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen aufgeteilt in Ost- und Westschweiz*

<b>Verkehr</b>	<b>Westschweiz</b>	<b>Ostschweiz</b>
Geleise (km <sup>2</sup> )	0.3	0.4
Autobahn (km <sup>2</sup> )	1.5	2.5
Kantonstrassen (km <sup>2</sup> )	3.7	3.6
Gemeindestrassen (km <sup>2</sup> )	24.5	16.4
Verkehr gesamt (km <sup>2</sup> )	30.0	22.9
Strassen gesamt (km <sup>2</sup> )	29.8	22.5

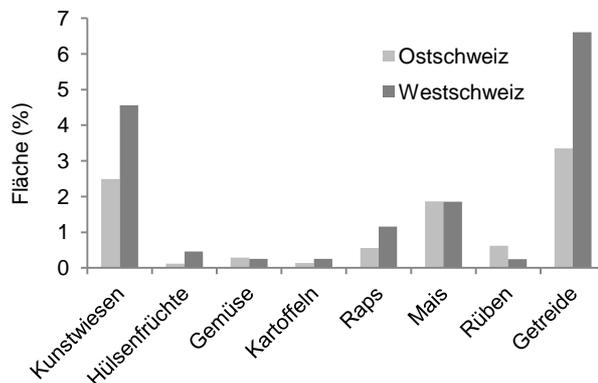
*Fig. 40 Gesamtfläche der Nutzung Verkehr in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen aufgeteilt in der Ost- und Westschweiz*

<b>Landwirtschaft</b>	<b>Westschweiz</b>	<b>Ostschweiz</b>
Grünland (km <sup>2</sup> )	392.4	268.1
Wald (km <sup>2</sup> )	545.2	323.4
Natur & Heimweiden (km <sup>2</sup> )	113.7	188.6
Alp- & Jurawiesenweiden (km <sup>2</sup> )	233.4	32.1
Kunstwiese (km <sup>2</sup> )	45.3	47.3
Reben (km <sup>2</sup> )	46.9	7.1
Gemüse (km <sup>2</sup> )	7.3	16.2
Rüben (km <sup>2</sup> )	7.1	12.4
Raps (km <sup>2</sup> )	33.5	11.8
Obst (km <sup>2</sup> )	7.3	13.6
Mais (km <sup>2</sup> )	29.2	34.9
Getreide (km <sup>2</sup> )	158.1	69.4
Kartoffeln (km <sup>2</sup> )	2.5	3.4
Hülsenfrüchte (km <sup>2</sup> )	16.1	2.3
Ackerland (km <sup>2</sup> )	327.1	205.3

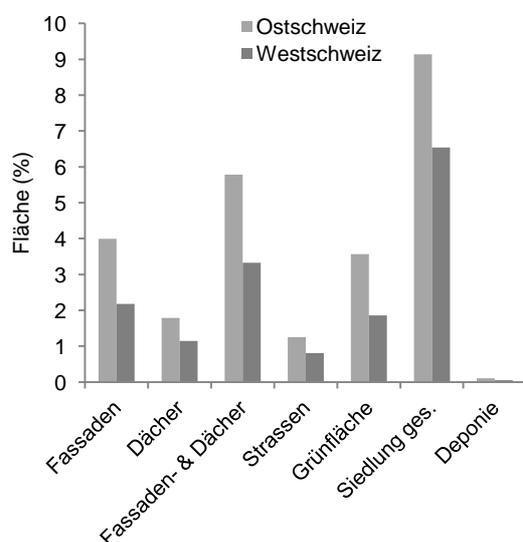
*Fig. 41 Gesamtfläche der Nutzung Landwirtschaft in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen aufgeteilt in Ost- und Westschweiz*



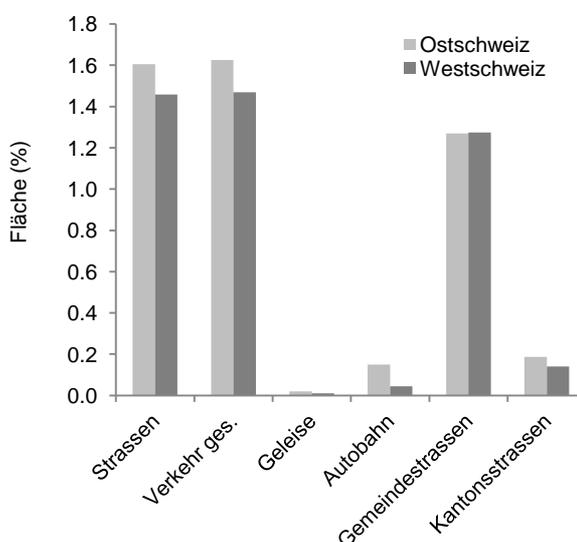
**Fig. 42** Mittlere Flächenanteile der Nutzung Landwirtschaft am Einzugsgebiet aufgeteilt in Ost- und Westschweiz (dargestellt bis 30 Prozent)



**Fig. 43** Mittlere Flächenanteile der Teilnutzungen des Ackerlands am Einzugsgebiet aufgeteilt in Ost- und Westschweiz (dargestellt bis 7 Prozent)



**Fig. 44** Mittlere Flächenanteile der Nutzung Siedlung am Gesamteinzugsgebiet aufgeteilt in Ost- und Westschweiz (dargestellt bis 10 Prozent)



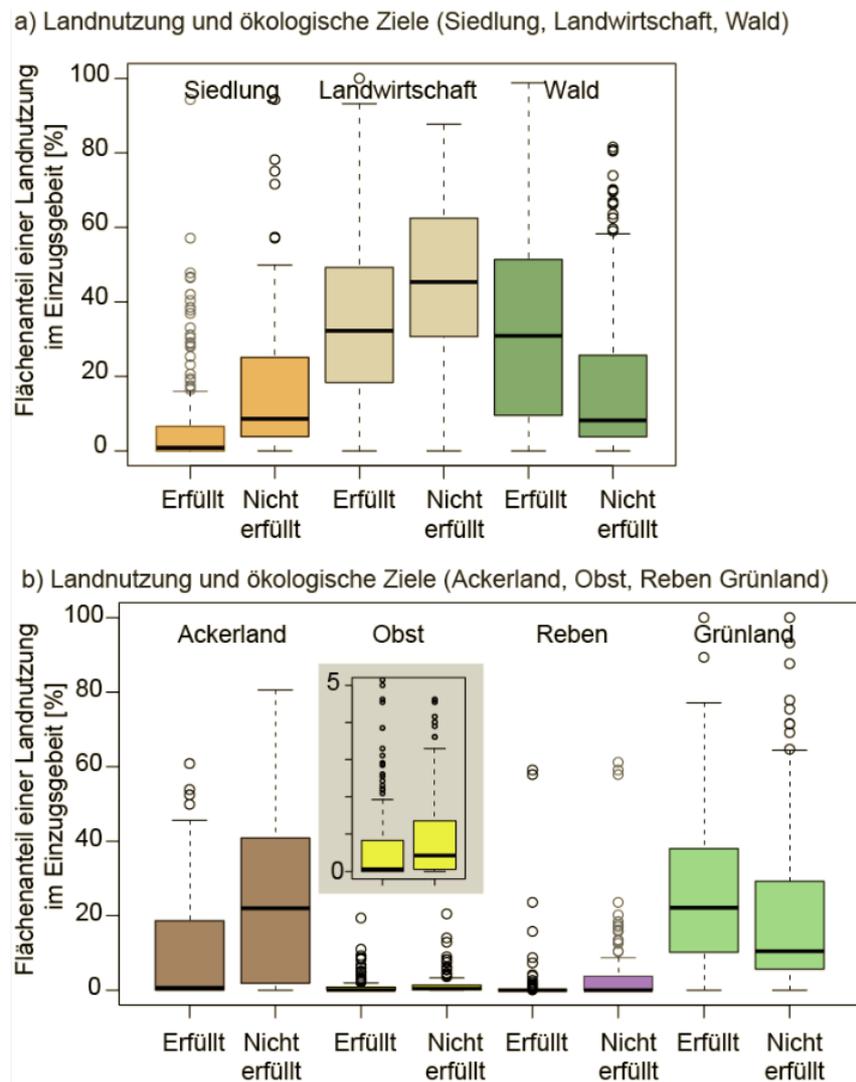
**Fig. 45** Mittlere Flächenanteile der Nutzung Verkehr am Gesamteinzugsgebiet aufgeteilt in Ost- und Westschweiz (dargestellt bis 1,8 Prozent)

Der mittlere Flächenanteil der Nutzung Siedlung am Einzugsgebiet ist bei den untersuchten Fließgewässern in der Ostschweiz etwas grösser als in der Westschweiz (9.1 Prozent bzw. 6.5 Prozent). Klein ist der Unterschied beim mittleren Flächenanteil der Nutzung Verkehr zwischen der Ost- und der Westschweiz (1.6 Prozent bzw. 1.5 Prozent). Auch bei den mittleren Flächenanteilen der Nutzung Landwirtschaft ist die Verteilung zwischen Ost- und der Westschweiz in etwa gleich gross (39 Prozent bzw. 42 Prozent). Bei genauerer Betrachtung der landwirtschaftlichen Nutzungsarten zeigen sich Unterschiede. So sind die mittleren Flächenanteil der Nutzungen Natur- bzw. Heimweiden und Rüben in der Ostschweiz etwa um ein Drittel, der mittlere Flächenanteil Obst um knapp die Hälfte grösser. Andere Nutzungsformen kommen vermehrt in den untersuchten Einzugsgebieten in der Westschweiz vor. Zum Beispiel ist der Flächenanteil der Nutzung Reben in der Westschweiz mehr als viermal so gross als in der Ostschweiz. Auch der mittlere Flächenanteil einzelner Teilnutzungen des Ackerlands, insbesondere der Anbau von Hülsenfrüchten, Kartoffeln, Raps, Getreide und Kunstwiesen, ist bei den Untersuchungsstellen in der Westschweiz grösser (Fig. 42 bis Fig. 45).

### 5.3. Landnutzung und Gewässerzustand

#### 5.3.1. Landnutzung und die Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK

In diesem Kapitel wird der Zusammenhang zwischen den verschiedenen Landnutzungsarten im Einzugsgebiet eines Gewässers und der Beurteilung des ökologischen Zustandes nach MSK für alle Untersuchungen unabhängig von der Erhebungs- und Auswertungsmethode untersucht. Für 655 Stellen lag die Information zur Landnutzung im EZG und zur Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK vor. Fig. 46a gibt einen Überblick über die Landnutzung Siedlung, Landwirtschaft und Wald und die Erfüllung der ökologischen Ziele. In Fig. 46b ist die Landnutzung Ackerland, Obst, Reben und Grünland in Zusammenhang mit der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK dargestellt.



**Fig. 46: Vergleich der Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen am Einzugsgebiet und der Erfüllung der ökologischen Ziele gemäss Modul-Stufen-Konzept a) Erfüllung der ökologischen Ziele gemäss MSK für die Flächenanteile Siedlung, Landwirtschaft und Wald am Einzugsgebiet und b) Erfüllung der ökologischen Ziele gemäss MSK für die Flächenanteile Ackerland, Obst, Reben und Grünland am Einzugsgebiet**

## Siedlung

In Fig. 46a ist der Flächenanteil der Nutzung Siedlung am Gesamteinzugsgebiet in Abhängigkeit von der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK dargestellt. Liegt der Flächenanteil Siedlung am Gesamteinzugsgebiet bei mehr als 10 Prozent, verfehlen rund zwei Drittel der Untersuchungsstellen ( $n = 134$ ) die ökologischen Anforderungen nach MSK (Fig. 47). Von den Messstellen mit mehr als 50 Prozent Siedlungsanteil, erfüllen 95 Prozent ( $n = 18$ ) die ökologischen Ziele nach MSK nicht. Fehlt die Landnutzung Siedlung im Einzugsgebiet, weisen gute zwei Drittel der Stellen ( $n = 142$ ) eine ausreichende Gewässerqualität auf. Tendenziell erfüllen bei einem geringen Flächenanteil Siedlung mehr Stellen die ökologischen Ziele nach MSK als bei einem höherem Anteil. Die Landnutzungsdichte Siedlung korreliert negativ mit der Erfüllung der ökologischen Ziele ( $r_{sp} = -0.341$ ;  $p = 0.000$ ).

Der Einfluss der Siedlungsflächen in den untersuchten Einzugsgebieten fällt unterschiedlich aus für die untersuchten Gewässer mit FLOZ 1 und 2. Liegt die Nutzungsdichte Siedlung bei FLOZ 1 Gewässern bei mehr als 10 Prozent, erfüllen rund drei Viertel der Messstellen ( $n = 45$ ) die ökologischen Ziele nach MSK nicht. Bei mehr als 50 Prozent Siedlungsanteil am Gesamteinzugsgebiet weisen 92 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 12$ ) an Gewässern mit FLOZ 1 einen ungenügenden ökologischen Zustand auf. Diese FLOZ 1 Gewässer wurden allerdings nicht vom BDM CH untersucht und sind somit weniger repräsentativ als die Untersuchungen an den FLOZ 2 Gewässern. Bei Gewässern mit FLOZ 2 verfehlen alle Messstellen mit einer Nutzungsdichte Siedlung ( $n = 6$ ) von mehr als 50 Prozent die ökologischen Ziele des MSK. Regionale Unterschiede zeigen sich ab einem Flächenanteil der Nutzung Siedlung am Gesamteinzugsgebiet von mehr als 5 Prozent. 85 Prozent der Fliessgewässerstellen ( $n = 110$ ) mit mehr als 5 Prozent Landnutzung Siedlung im Einzugsgebiet verfehlen in der Westschweiz die ökologischen Ziele nach MSK. In der Ostschweiz beeinflusst eine Landnutzungsdichte Siedlung von mehr als 5 Prozent rund die Hälfte (55%) der Untersuchungsstellen ( $n = 91$ ), so dass die Anforderungen der ökologischen Ziele nach MSK nicht erfüllt sind. Bei Stellen mit weniger als 5 Prozent Siedlungsanteil im Einzugsgebiet erfüllen in der Ostschweiz 72 Prozent der Fliessgewässerstellen ( $n = 123$ ) die Anforderungen des MSK, in der Westschweiz 56 Prozent ( $n = 106$ ). Bei einem sehr grossen Siedlungsanteil von mehr als 50 Prozent gleichen sich die zwei Regionen an: bei so hohem Siedlungsanteil verfehlen in der Ostschweiz alle Stellen ( $n = 4$ ), in der Westschweiz 93 Prozent der Fliessgewässerstellen ( $n = 14$ ) die ökologischen Ziele nach MSK.

## Verkehr

Auch wenn der maximale Anteil an Verkehrsflächen in den untersuchten Gesamteinzugsgebieten mit 6 Prozent klein ist, zeigt sich tendenziell, dass die Anforderungen an die ökologischen Ziele nach MSK umso seltener erfüllt werden, je grösser der Anteil Verkehrsfläche ist. Neben dem Einfluss der Verkehrsflächen, ist hier aber sicherlich auch mit dem Einfluss von weiteren negativen Faktoren auf die Gewässerqualität zu rechnen. Ab einem Anteil von 3 Prozent Verkehrsfläche am Gesamteinzugsgebiet verfehlen zwei Drittel der Untersuchungsstellen ( $n = 133$ ) die ökologischen Anforderungen. Liegt der Anteil Verkehrsflächen im Einzugsgebiet unterhalb von 3 Prozent, so erfüllen 43 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 199$ ) die ökologischen Ziele nicht. Auch hier besteht ein

leicht negativer Zusammenhang zwischen der Gesamtfläche der Nutzung Verkehr und der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK ( $r_{sp} = -0.215$ ;  $p = 0.000$ ).

## **Landwirtschaft**

Der Anteil an landwirtschaftlichen Nutzflächen am Gesamteinzugsgebiet kleiner Fließgewässer macht oft den grössten Flächenanteil aller Nutzungen aus und kann sogar das gesamte Einzugsgebiet abdecken (Strahm, 2013). Bei den vorliegenden Untersuchungen liegt der Anteil landwirtschaftlicher Nutzung zwischen Null und 100 Prozent mit einem Median von 39 Prozent.

Bei einem Flächenanteil von mehr als 50 Prozent landwirtschaftlicher Nutzung am Gesamteinzugsgebiet weisen zwei Drittel der Untersuchungsstellen ( $n = 135$ ) einen ungenügenden ökologischen Zustand auf. Bei einer Nutzungsdichte Landwirtschaft von mehr als 10 Prozent, erfüllt die Hälfte aller Stellen ( $n = 297$ ) die Anforderungen nicht (Fig. 47). Der Zusammenhang zwischen dem Flächenanteil Landwirtschaft und dem Gewässerzustand ist gering ( $r_{sp} = -0.221$ ;  $p = 0.000$ ).

Die Art der landwirtschaftlichen Nutzung kann grossen Einfluss auf den Gewässerzustand haben. Die Teilnutzung Grünland (Kunstwiesen, Alp- & Juraweiden, Natur- & Heimweiden) beeinflusst potentiell die längste Fließstrecke (Strahm, 2013) und kann auch grosse Flächenanteile einnehmen. Im vorliegenden Datensatz ist mit 0 bis 100 Prozent Flächenanteil Grünland die gesamte Spannweite vertreten, wobei der Median bei 16 Prozent liegt. 60 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 241$ ) mit einem Flächenanteil von mehr als 10 Prozent Grünland erfüllen die ökologischen Ziele nach MSK (Fig. 47). 67 Prozent der Messstellen mit weniger als 10 Prozent Grünland im Einzugsgebiet ( $n = 168$ ) erfüllen die gewässerökologischen Zielsetzungen nicht. Der statistische Zusammenhang zwischen dem Flächenanteil Grünland und der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK ist gering ( $r_{sp} = 0.232$ ;  $p = 0.000$ ).

Bei den untersuchten Gewässerstellen mit einer Nutzungsdichte Reben von mehr als 10 Prozent erfüllen 85 Prozent der Proben ( $n = 34$ ) die ökologischen Ziele nicht (Fig. 47). Bei den Messstellen mit weniger als 10 Prozent Anteil Rebenflächen im Einzugsgebiet erfüllen gute 50 Prozent ( $n = 317$ ) die ökologischen Ziele nach MSK. Es gibt eine mittlere negative Korrelation zwischen der Landnutzungsdichte Reben und der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK ( $r_{sp} = -0.311$ ;  $p = 0.000$ ). Messstellen mit mehr als 10 Prozent Nutzungsdichte Obst am Gesamteinzugsgebiet erfüllen zu 71 Prozent ( $n = 5$ ) die ökologischen Ziele nach MSK nicht. Bei einem Flächenanteil der Nutzung Obst von weniger als 10 Prozent, befinden sich die Hälfte der untersuchten Stellen ( $n = 321$ ) in einem ausreichend guten Zustand. Die Nutzungsdichte Obst korreliert leicht negativ mit dem Gewässerzustand ( $r_{sp} = -0.221$ ;  $p = 0.000$ ).

Ackerland ist neben Obst, Reben und Grünland die vierte landwirtschaftliche Teilnutzungsform, die hier betrachtet wurde. Ackerland hat einen Flächenanteil zwischen Null bis maximal 81 Prozent am Einzugsgebiet der untersuchten Stellen mit einem Median von 10 Prozent und einem Mittelwert von 17 Prozent. Bei sehr grossen Nutzungsdichten Ackerland von mehr als 50 Prozent erfüllen 92 Prozent der Stellen ( $n = 35$ ) die ökologischen Ziele nach MSK nicht (Fig. 47). Ist der Flächenanteil kleiner oder gleich 10 Prozent ( $n = 339$ ), weisen 63 Prozent der untersuchten Gewässerstellen einen guten Zustand auf. Die Nutzungsdichte Ackerland korreliert negativ mit der Beurteilung des Gewässerzustandes nach den ökologischen Zielen gemäss MSK ( $r_{sp} = -0.352$ ;  $p = 0.000$ ).

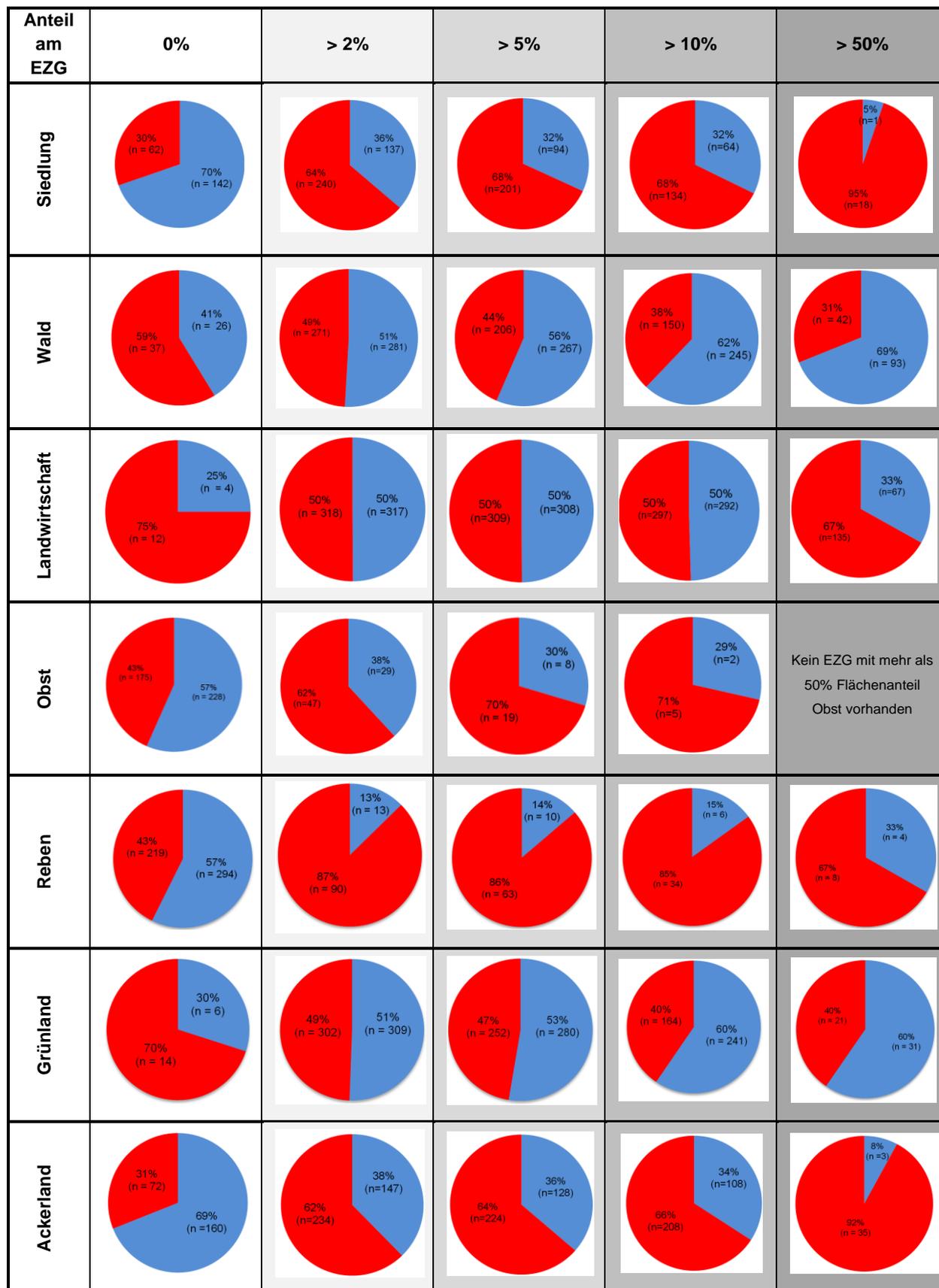


Fig. 47 Anteil Proben, die die ökologischen Anforderungen des MSK erfüllen (blau) bzw. nicht erfüllen (rot) in Bezug zur Landnutzung im Einzugsgebiet (EZG) - wenn die jeweilige Nutzung nicht vorkommt (0%) bzw. grösser 2%, grösser 5%, grösser 10% oder grösser 50% des Einzugsgebiets ist

Bezüglich der landwirtschaftlichen Nutzung und dem Gewässerzustand zeigen sich regionale Unterschiede zwischen der West- und der Ostschweiz. 57 Prozent der Fliessgewässer (n = 51) mit

einer landwirtschaftlichen Nutzung grösser als 50 Prozent sind in der Ostschweiz in einem guten Zustand, in der Westschweiz sind es 14 Prozent ( $n = 16$ ). Aber auch Bäche mit einem Flächenanteil Landwirtschaft von weniger als 5 Prozent verfehlen in der Westschweiz zu 81 Prozent ( $n = 13$ ) die ökologischen Ziele. Liegt der Flächenanteil der Nutzung Obst bei mehr als 5 Prozent, erfüllen in der Ostschweiz 60 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 12$ ) die ökologischen Ziele nach MSK nicht. In der Westschweiz verfehlen alle sieben Untersuchungsstellen mit der Nutzung Obst von mehr als 5 Prozent am EZG die ökologischen Ziele. Bei einer Nutzungsdichte Ackerland von mehr als 10 Prozent erfüllen in der Ostschweiz 50 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 65$ ) die ökologischen Ziele nach MSK; in der Westschweiz 23 Prozent der Stellen ( $n = 43$ ). Beträgt der Flächenanteil Ackerland weniger oder gleich 5 Prozent, ist die Verteilung in den beiden Regionen ähnlich: etwa zwei Drittel der Fliessgewässerstellen werden als ausreichend beurteilt. Bei der Nutzung Reben ist der Unterschied zwischen den beiden Landesteilen vernachlässigbar. Sobald der Flächenanteil der Nutzung Reben 5 Prozent des Einzugsgebietes übersteigt, zeigen sich unabhängig von der Region grosse Defizite bei den dazugehörigen Gewässern. Dabei ist allerdings zu erwähnen, dass in der Ostschweiz deutlich weniger Fliessgewässer mit Reben im Einzugsgebiet untersucht wurden ( $n = 21$ ) als in der Westschweiz ( $n = 121$ ) (Fig. 41 & Fig. 42). In der Ostschweiz sind es vier Messstellen, die eine Nutzungsdichte Reben von mehr als 5 Prozent aufweisen und sich allesamt in einem ungenügenden gewässerökologischen Zustand befinden. In der Westschweiz wurden 69 Fliessgewässerstellen mit mehr als 5 Prozent Rebenanbaufläche untersucht, wovon 59 Stellen (86 Prozent) die ökologischen Ziele nach MSK nicht erfüllen.

### **Wald**

Aus den Waldflächen wird nicht mit relevanten Einträgen von Mikroverunreinigungen in die Gewässer gerechnet (Strahm, 2013). Der Flächenanteil Wald am Einzugsgebiet der Untersuchungsstellen variiert zwischen 0 bis 99 Prozent mit einem Median von 21 Prozent und einem Mittelwert von 26 Prozent des Einzugsgebietes.

Je grösser die Nutzungsdichte Wald ist, desto grösser ist tendenziell der Prozentsatz an Stellen, die anhand der Wasserwirbellosen als ökologisch intakt beurteilt wurden. Sind bei einem Flächenanteil von mehr als 5 Prozent des Einzugsgebiets 56 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 267$ ) in einem guten Zustand, so erfüllen bei mehr als 50 Prozent Flächenanteil Wald knapp 70 Prozent der Stellen ( $n = 93$ ) die ökologischen Ziele nach MSK (Fig. 47). Der Flächenanteil Wald korreliert positiv mit der Erfüllung der ökologischen Ziele ( $r_{sp} = 0.305$ ;  $p = 0.000$ ).

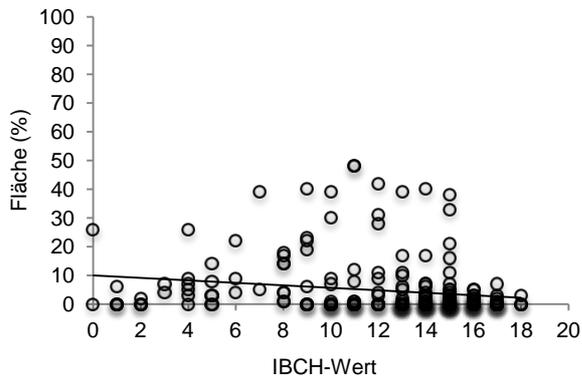
### **5.3.2. Landnutzung und IBCH**

In diesem Kapitel wird der Einfluss der verschiedenen Landnutzungsarten auf den Gewässerzustand jener Stellen untersucht, die nach MSK Makrozoobenthos untersucht wurden. Auch werden hier die Untersuchungen des BDM CH separat in Zusammenhang mit der Landnutzung betrachtet.

### **Siedlung**

Von den hier 234 zur Verfügung stehenden IBCH-Untersuchungen erfüllen 69 Prozent ( $n = 22$ ) die Anforderungen gemäss IBCH nicht, sobald der Anteil Siedlungsfläche 10 Prozent übersteigt. Ist die Siedlungsfläche kleiner oder gleich 10 Prozent des Gesamteinzugsgebiets, sind 66 Prozent der

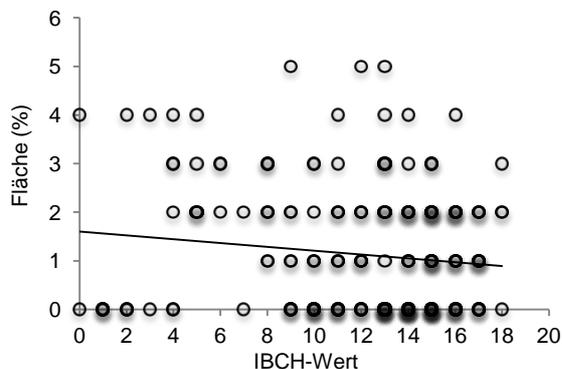
Fliessgewässerstellen (n = 133) gemäss IBCH in einem guten oder sehr guten Zustand. Zwischen der Nutzungsdichte Siedlung am Gesamteinzugsgebiet und dem IBCH-Wert zeigt sich ein schwacher Zusammenhang ( $r_{sp} = -0.243$ ;  $p = 0.00017$ ) (Fig. 48).



**Fig. 48** Korrelation zwischen IBCH-Wert und Flächenanteil Siedlung am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen

### Verkehr

Ab einem Flächenanteil der Nutzung Verkehr von mehr 3 Prozent verfehlen 59 Prozent der Stellen (n = 19) die ökologischen Ziele nach MSK. Macht die Verkehrsfläche weniger als 3 Prozent des Gesamteinzugsgebietes aus, werden 64 Prozent der Fliessgewässerstellen (n = 130) gemäss ihres IBCH-Wertes als gut oder sehr gut beurteilt. Zwischen der Nutzungsdichte Verkehr am Gesamteinzugsgebiet und dem IBCH-Wert zeigt sich kein signifikanter Zusammenhang ( $r_{sp} = -0.052$ ;  $p = 0.4297$ ) (Fig. 49).

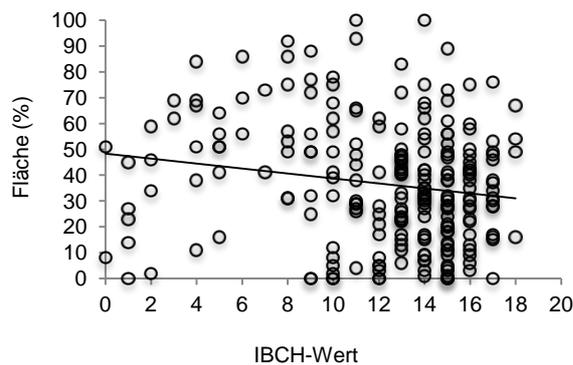


**Fig. 49** Korrelation zwischen IBCH-Wert und Flächenanteil Verkehr am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen (dargestellt bis 6 Prozent Flächenanteil)

### Landwirtschaft

Ist der Anteil an landwirtschaftlich genutzter Fläche grösser als 10 Prozent des Gesamteinzugsgebietes, verfehlen 37 Prozent der Untersuchungsstellen (n = 74) die ökologischen Ziele gemäss MSK Makrozoobenthos. Übersteigt der landwirtschaftliche Flächenanteil 50 Prozent des Einzugsgebietes, kann gut 60 Prozent der Untersuchungsstellen (n = 37) kein guter Zustand mehr

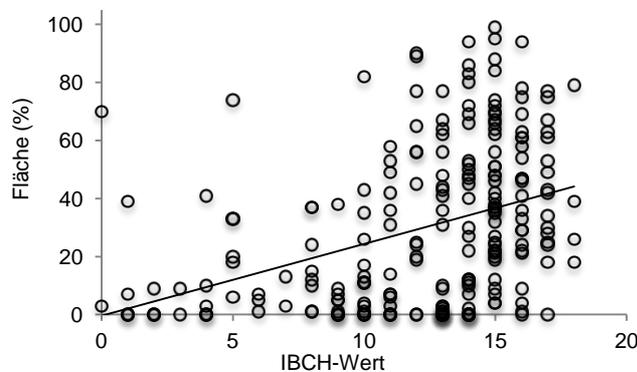
attestiert werden. Es zeigt sich ein leichter negativer Zusammenhang zwischen Nutzungsdichte Landwirtschaft und den IBCH-Werten der untersuchten Stellen ( $r_{sp} = -0.169$ ;  $p = 0.0097$ ) (Fig. 50).



**Fig. 50** Korrelation zwischen IBCH-Wert und Flächenanteil Landwirtschaft am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen

### Wald

Überseigt der Flächenanteil Wald 50 Prozent, erfüllen 80 Prozent der Untersuchungen ( $n = 45$ ) die gewässerökologischen Anforderungen. Liegt der Flächenanteil bei  $\leq 10$  Prozent, ist die Beurteilung mittels IBCH bei 42 Prozent der Stellen ( $n = 36$ ) ausreichend gut. Für die Nutzung Wald ist ein positiver Zusammenhang zwischen Nutzungsdichte und Beurteilung mittels IBCH erkennbar ( $r_{sp} = 0.32$ ;  $p = 0.00$ ) (Fig. 51).



**Fig. 51** Korrelation zwischen IBCH-Wert und Flächenanteil Wald am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen

### BDM CH

Bei allen BDM CH-Untersuchungsstellen ist der Anteil an Obstflächen kleiner als 10 Prozent des Einzugsgebiets. Knapp 80 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 152$ ) haben keine Obstanbauflächen im Einzugsgebiet. Bei den kantonalen Untersuchungsstellen liegt der maximale Flächenanteil Obst bei 21 Prozent, wovon 34 Prozent der Stellen mit Obstanbau ( $n = 73$ ) als ausreichend beurteilt werden. 54 Prozent der kantonalen Untersuchungsstellen weisen keinen Obstanbau im Einzugsgebiet auf.

Nur bei vier Messstellen des BDM CH werden Reben im Einzugsgebiet kultiviert. Zwei davon erfüllen die ökologischen Ziele nach MSK, zwei nicht.

33 Prozent der BDM CH Stellen haben Ackerland im Einzugsgebiet. Ist der Anteil Ackerland kleiner oder gleich 5 Prozent, erfüllen 69 Prozent der Stellen ( $n = 100$ ) die Anforderungen; ist der Anteil grösser als 5 Prozent, erfüllen 57 Prozent ( $n = 27$ ) die ökologischen Anforderungen des MSK.

Der Grossteil der Einzugsgebiete der BDM CH-Untersuchungsstandorte beinhaltet Grünland. Ist dessen Anteil am Einzugsgebiet grösser als 5 Prozent, erfüllen 70 Prozent ( $n = 116$ ) die der ökologischen Ziele nach MSK. Bei einem Grünlandanteil kleiner oder gleich 5 Prozent wird 44 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 11$ ) ein guter Gewässerzustand attestiert.

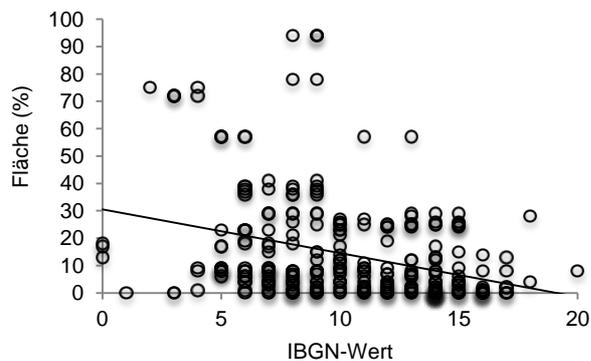
Die Detailanalyse der BDM CH-Untersuchungen hinsichtlich der Landnutzung Ackerland zeigt, dass der Anteil der spezifischen Ackerlandnutzungen in den Einzugsgebieten der BDM CH-Stellen gering. Nur an 10 Untersuchungsstellen werden Hülsenfrüchte im Einzugsgebiet angebaut, wovon sieben Stellen die Anforderungen nicht erfüllen. Raps wird etwas öfter angebaut in den Einzugsgebieten der BDM CH-Stellen ( $n = 33$ ), wobei gut die Hälfte dieser Bäche in einem guten gewässerökologischen Zustand ist. Im Einzugsgebiet von 15 BDM CH-Stellen wird Gemüse angebaut; 60 Prozent dieser Fließgewässer ( $n = 9$ ) befinden sich in einem guten Zustand. Bei den Rüben sind es 21 Stellen, von denen 57 Prozent die Anforderungen erfüllen. Im Einzugsgebiet von 16 Untersuchungsstellen werden Kartoffeln angebaut. Acht Stellen davon sind in einem guten Zustand. Bei 53 Stellen wird Getreide im Einzugsgebiet angebaut, wobei 58 Prozent von diesen gemäss Beurteilung ihrer Makrozoobenthoslebensgemeinschaft in einem guten Zustand sind. Überseigt die Nutzungs-dichte Flächenanteil Getreide 10 Prozent, verfehlen 61 Prozent der Stellen die ökologischen Ziele nach MSK. Allerdings ist die Anzahl der untersuchten Fließgewässerstellen mit über 10 Prozent Flächenanteil Getreide mit 13 Stellen gering.

### 5.3.3. Landnutzung und IBGN

In diesem Kapitel wird der Einfluss der verschiedenen Landnutzungsarten auf jene Gewässer untersucht, deren ökologischer Zustand anhand des IBGN beurteilt wurde.

#### **Siedlung**

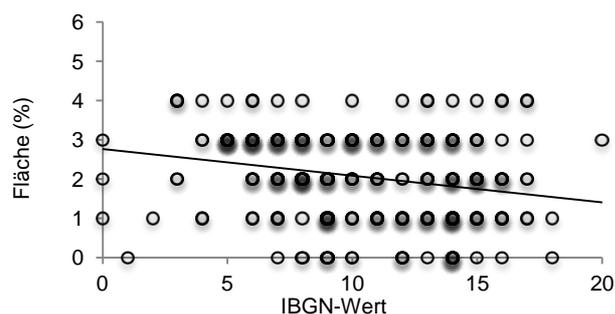
Von den 309 zur Verfügung stehenden IBGN-Untersuchungen verfehlen drei Viertel der Untersuchungsstellen ( $n = 84$ ) mit einer Siedlungsfläche von mehr als 10 Prozent am Einzugsgebiet die gewässerökologischen Anforderungen. Liegt der Anteil Siedlungsfläche bei weniger oder gleich 10 Prozent des Einzugsgebietes, erfüllen 58 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 115$ ) die Anforderungen. Bei mehr als 50 Prozent Siedlungsanteil sind 95 Prozent ( $n = 19$ ) der betreffenden Fließgewässer in einem ungenügenden Zustand. Im Vergleich zu den IBCH-Untersuchungen zeigt sich zwischen den IBGN-Werten und dem Flächenanteil Siedlung am Einzugsgebiet ein deutlicherer Zusammenhang ( $r_{sp} = -0.366$ ;  $p = 0.000$ ).



**Fig. 52** Korrelation zwischen IBGN-Wert und Flächenanteil Siedlung am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen

### Verkehr

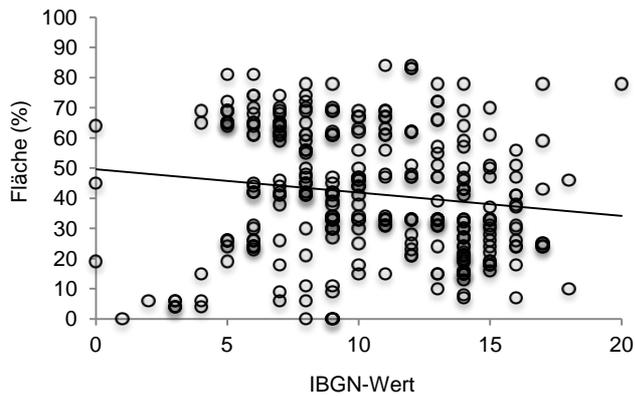
Bei einer Verkehrsfläche von 3 Prozent oder mehr erfüllen 76 Prozent der IBGN-Stellen ( $n = 96$ ) die ökologischen Ziele nach MSK nicht. Beträgt die Verkehrsfläche weniger als 3 Prozent der Gesamtfläche, werden 57 Prozent der Fließgewässerstellen ( $n = 103$ ) anhand des IBGN als ökologische ungenügend beurteilt. Zwischen der Nutzungsdichte Verkehr und dem IBGN-Wert besteht ein signifikanter Zusammenhang ( $r_{sp} = -0.267$ ;  $p = 0.000$ ) (Fig. 53).



**Fig. 53** Korrelation zwischen IBGN-Wert und Flächenanteil Verkehr am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen

### Landwirtschaft

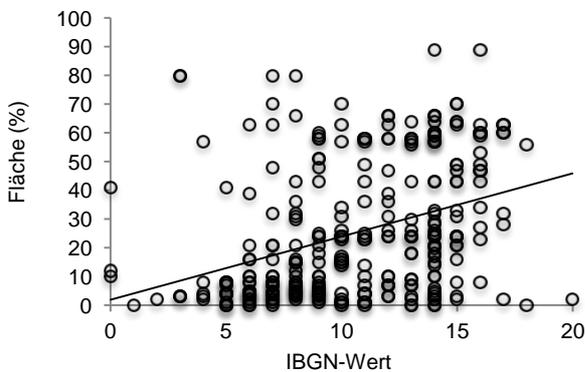
Ist der Anteil an landwirtschaftlich genutzter Fläche grösser als 10 Prozent des Einzugsgebiets, verfehlen 63 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 182$ ) die ökologischen Ziele. Übersteigt der Flächenanteil Landwirtschaft 50 Prozent des Einzugsgebiets, wird 80 Prozent der Stellen ( $n = 84$ ) ein ungenügender ökologischer Zustand attestiert. Es zeigt sich ein schwacher negativer Zusammenhang zwischen der Nutzungsdichte Landwirtschaft und dem IBGN ( $r_{sp} = -0.199$ ;  $p = 0.000$ ) (Fig. 54). Ein mittlerer Zusammenhang besteht jeweils zwischen dem IBGN-Wert der Untersuchungsstelle und der Nutzungsdichte Reben ( $r_{sp} = -0.4048$ ;  $p = 0.000$ ) und Ackerland ( $r_{sp} = -0.304$ ,  $p = 0.000$ ). Für die einzelnen Teilnutzungen von Ackerland bestehen signifikante Zusammenhänge mit der Beurteilung durch den IBGN.



**Fig. 54** Korrelation zwischen IBGN-Wert und Flächenanteil Landwirtschaft am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen

### Wald

Ist der Flächenanteil Wald kleiner oder gleich 50 Prozent, verfehlen 70 Prozent der Untersuchungsstellen (n = 172) die gewässerökologischen Anforderungen gemäss ihrem IBGN-Wert. Bei einem Flächenanteil von mehr als 50 Prozent des Einzugsgebiets sinkt der Prozentsatz der ungenügenden Untersuchungsstellen auf 43 Prozent (n = 27). Zwischen dem Flächenanteil Wald im Einzugsgebiet und der Beurteilung des Gewässers anhand des IBGN besteht ein positiver Zusammenhang ( $r_{sp} = 0.408$ ;  $p = 0.000$ ) (Fig. 55).

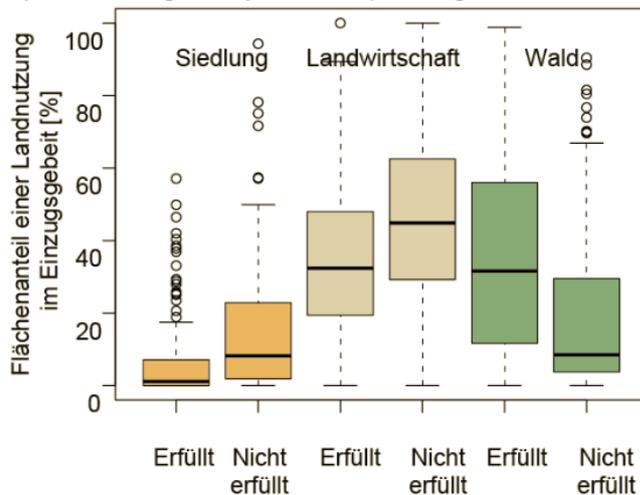


**Fig. 55** Korrelation zwischen IBGN-Wert und Flächenanteil Wald am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen

### 5.3.4. Landnutzung und SPEAR

In diesem Kapitel wird der Zusammenhang zwischen den verschiedenen Landnutzungsarten im Einzugsgebiet eines Gewässers und der Beurteilung des ökologischen Zustandes anhand des  $SPEAR_{pesticide}$ -Index für alle zur Verfügung stehenden Untersuchungen unabhängig von der Erhebungsmethode untersucht. Für 654 Stellen lag die Information zur Landnutzung im EZG und zur Zielerfüllung gemäss  $SPEAR_{pesticide}$ -Index vor. Fig. 56a gibt einen Überblick über die Landnutzung Siedlung, Landwirtschaft und Wald und die Zielerfüllung gemäss  $SPEAR_{pesticide}$ -Index. In Fig. 56b ist die Landnutzung Ackerland, Obst, Reben und Grünland in Zusammenhang mit der Erfüllung der Ziele nach  $SPEAR_{pesticide}$ -Index dargestellt.

a) Landnutzung und Spear-Index (Siedlung, Landwirtschaft, Wald)



b) Landnutzung und Spear-Index (Ackerland, Obst, Reben, Grünland)

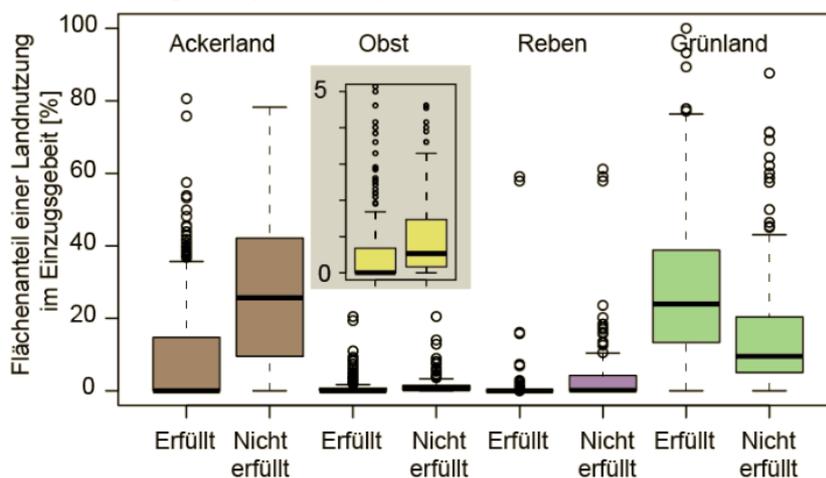


Fig. 56 Vergleich der Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen am Einzugsgebiet und der Zielerfüllung hinsichtlich des  $SPEAR_{pesticide}$ -Index a) Zielerfüllung gemäss  $SPEAR_{pesticide}$ -Index für die Flächenanteile Siedlung, Landwirtschaft und Wald am Einzugsgebiet und b) Zielerfüllung gemäss  $SPEAR_{pesticide}$ -Index für die Flächenanteile Ackerland, Obst, Reben und Grünland am Einzugsgebiet

#### Siedlung

Für zwei Drittel der 654 zur Verfügung stehenden Untersuchungen mit einer Siedlungsfläche von mehr als 10 Prozent im Einzugsgebiet erfüllt der berechnete  $SPEAR_{pesticide}$ -Index nicht die gesetzten Ziele. Übersteigt der Flächenanteil Siedlung 50 Prozent, verfehlen knapp 90 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 17$ ) die gewässerökologischen Anforderungen (Fig. 57). Ist die

Siedlungsfläche kleiner oder gleich 10 Prozent des Einzugsgebietes, werden 66 Prozent der Fliessgewässerstellen (n = 301) anhand des  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index als gut oder sehr gut beurteilt.. Deutlicher als beim IBCH und IBGN hängt die Nutzungsdichte Siedlung mit dem  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index zusammen ( $r_{\text{sp}} = -0.532$ ;  $p = 0.000$ ).

### **Verkehr**

Bei einer Verkehrsfläche von 3 Prozent oder mehr erfüllen 68 Prozent der Stellen (n = 134) nicht die gewässerökologischen Ziele nach dem  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index. Ist die Siedlungsfläche kleiner als 3 Prozent der Gesamtfläche, sind 33 Prozent der Fliessgewässerstellen (n = 152) beurteilt anhand des  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index in einem ungenügenden ökologischen Zustand. Zwischen der Nutzungsdichte Verkehr und dem  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index zeigt sich ein signifikanter Zusammenhang ( $r_{\text{sp}} = -0.445$ ;  $p = 0.000$ ). Auch wenn der Einsatz von Pestiziden bei Verkehrsflächen vorkommt, ist die Stärke des Zusammenhangs erstaunlich. Neben den stofflichen Einträgen von den Verkehrsflächen ist hier mit zusätzlichen negativen Faktoren in Zusammenhang mit der Nutzung Verkehr zu rechnen wie zum Beispiel weitere stoffliche Einträge aus anderen Nutzungen im Einzugsgebiet oder auch ein mangelnder ökomorphologischer Zustand der Gewässer.

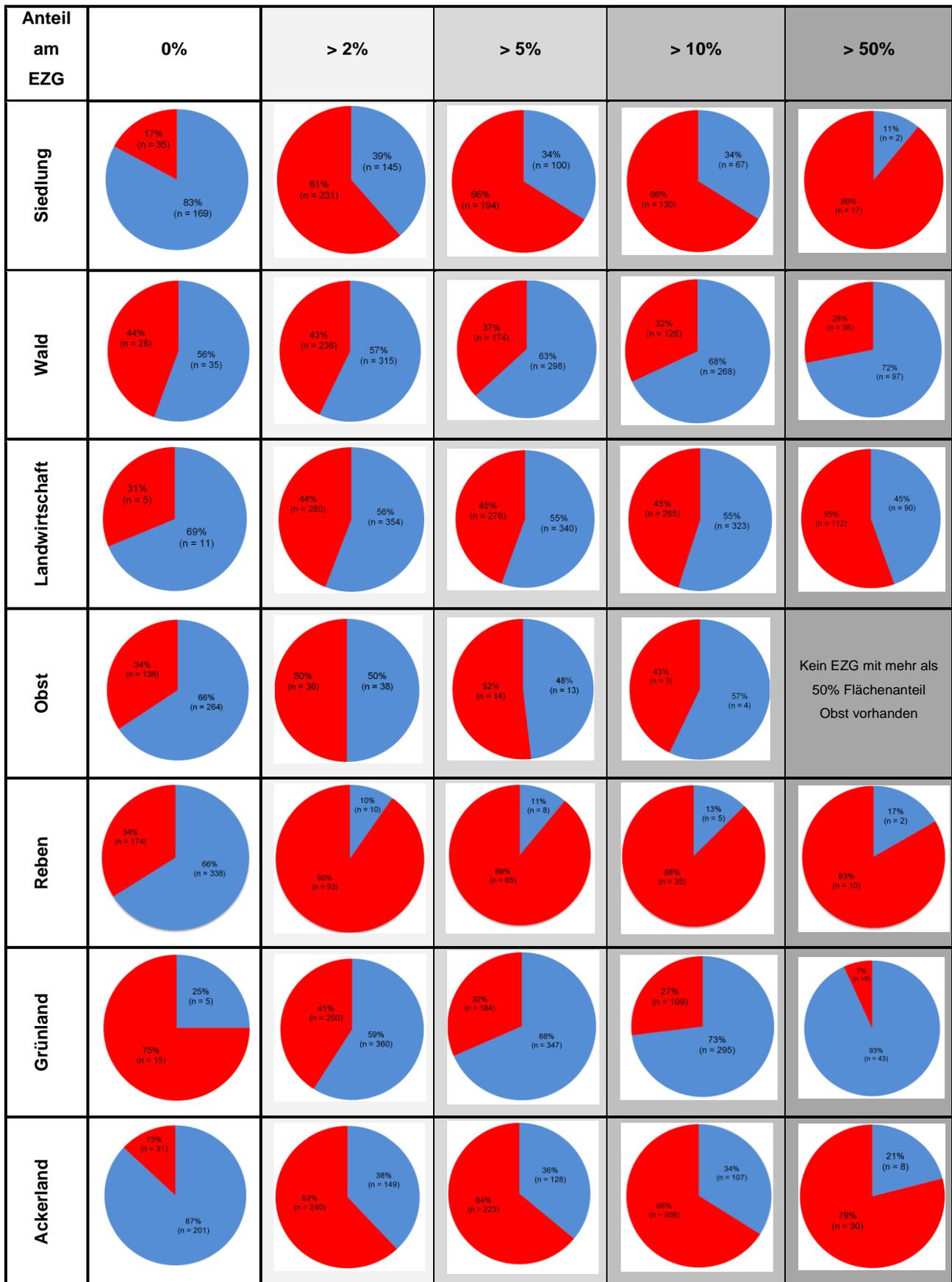


Fig. 57 Anteil Proben, die die Ziele nach dem SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index erfüllen (blau) bzw. nicht erfüllen (rot) in Bezug zur Landnutzung im Einzugsgebiet (EZG) - wenn die jeweilige Nutzung nicht vorkommt (0%) bzw. grösser 2%, grösser 5%, grösser 10% oder grösser 50% des Einzugsgebiets ist

## Landwirtschaft

Ist der Anteil landwirtschaftlich genutzter Fläche grösser als 10 Prozent des Gesamteinzugsgebietes, erreichen 45 Prozent der Untersuchungsstellen ( $n = 265$ ) beurteilt anhand des  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index keine ausreichend gute Bewertung (Fig. 57). Wird mehr als die Hälfte des Einzugsgebietes landwirtschaftlich genutzt, kann 55 Prozent der Proben ( $n = 112$ ) kein guter Zustand attestiert werden (Fig. 57). Selbst bei einer geringen landwirtschaftlicher Nutzungsdichte von weniger als 5 Prozent, scheinen gemäss  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index noch rund ein Viertel der Fliessgewässerstellen mit Pestiziden belastet. Zwischen der Landnutzungsdichte Landwirtschaft und dem  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index zeigt sich ein leichter Zusammenhang ( $r_{\text{sp}} = -0.301$ ;  $p = 0.000$ ).

Die Zusammenhänge zwischen Landnutzung und  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index werden auch hier deutlicher, wenn zwischen den verschiedenen Nutzungsformen unterschieden wird. Ist der Anteil Ackerland grösser als 10 Prozent, gibt der Index bei 66 Prozent der Proben ( $n = 208$ ) eine Belastung durch Pestizide an (Fig. 57). Ist der Flächenanteil Ackerland kleiner oder gleich 10 Prozent, ergibt sich bei 21 Prozent der Proben ( $n = 68$ ) eine Beeinträchtigung anhand des  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index. Bei einem Flächenanteil Reben grösser als 10 Prozent gibt bei 88 Prozent der Untersuchungen ( $n = 35$ ) der  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index eine Beeinträchtigung durch Pestizide an (Fig. 57). Ist der Flächenanteil Reben kleiner oder gleich 10 Prozent, weist der Index bei 39 Prozent der Untersuchungen ( $n = 222$ ) auf eine Beeinträchtigung hin. Beim Flächenanteil Obst können diese Zusammenhänge nicht in gleicher Weise gezeigt werden. Die Anzahl an Untersuchungsstellen mit grösseren Flächen Obst im Einzugsgebiet ist im vorhandenen Datensatz gering. So gibt es insgesamt nur 7 Stellen mit mehr als 10 Prozent Obstanbauflächen im Einzugsgebiet. Ein mittlerer Zusammenhang besteht zwischen dem  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index und Nutzungsdichte Reben ( $r_{\text{sp}} = -0.49$ ;  $p = 0.000$ ) und Ackerland ( $r_{\text{sp}} = -0.573$ ,  $p = 0.000$ ). Die Nutzungsdichte sämtlicher Unterkategorien von Ackerland hängen signifikant mit der Beurteilung durch den  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index zusammen. Die stärksten negativen Zusammenhänge sind ersichtlich bei den Hülsenfrüchten ( $r_{\text{sp}} = -0.577$ ;  $p = 0.000$ ), gefolgt vom Getreide ( $r_{\text{sp}} = -0.566$ ;  $p = 0.000$ ), dem Raps ( $r_{\text{sp}} = -0.558$ ;  $p = 0.000$ ), dem Gemüse ( $r_{\text{sp}} = -0.508$ ;  $p = 0.000$ ), dem Mais ( $r_{\text{sp}} = -0.466$ ;  $p = 0.000$ ), den Kartoffeln ( $r_{\text{sp}} = -0.385$ ,  $p = 0.000$ ), den Hülsenfrüchten ( $r_{\text{sp}} = -0.346$ ;  $p = 0.000$ ) und den Kunstwiesen ( $r_{\text{sp}} = -0.401$ ,  $p = 0.000$ ). Bei der Nutzung den Alp- bzw. Jurawiesenweiden, wo von einem geringen Pestizideinsatz ausgegangen wird, besteht ein positiver Zusammenhang zwischen der Nutzungsdichte und dem  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index ( $r_{\text{sp}} = 0.519$ ,  $p = 0.000$ ).

## Wald

Macht der Flächenanteil Wald mehr als 50 Prozent am Gesamteinzugsgebiet aus, wird bei 72 Prozent der Proben ( $n = 97$ ) keine Beeinträchtigung durch Pestizide gemäss  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index angezeigt (Fig. 57). Bei einem Flächenanteil von weniger als 10 Prozent Wald ist jedoch bei 62 Prozent der Untersuchungen ( $n = 160$ ) nach dem  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index eine Beeinträchtigung durch Pestizide wahrscheinlich. Der Zusammenhang zwischen der Nutzungsdichte Wald und dem  $\text{SPEAR}_{\text{pesticide}}$ -Index ist allerdings nur gering ( $r_{\text{sp}} = 0.242$ ;  $p = 0.000$ ).

## 6. FAZIT UND AUSBLICK

Mit dieser Auswertung liegt erstmals eine gesamtschweizerische Bestandsaufnahme des biologischen Gewässerzustandes der kleinen und kleinsten Fliessgewässer vor. Dank der zur Verfügung gestellten Untersuchungen konnten erste wichtige Erkenntnisse über deren Gewässerzustand gewonnen werden. Die Anzahl der Proben war mit über 700 Untersuchungen beachtlich gross. Alle vorliegenden Untersuchungen wurden hinsichtlich der Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK und einer möglichen Belastungen durch Pestizide anhand des  $SPEAR_{pesticide}$ -Index beurteilt. Die Untersuchungen unterscheiden sich jedoch erheblich, da verschiedene Erhebungs- und Auswertungsmethoden verwendet wurden und die Auswahl der Stellen unterschiedlich erfolgte. Deshalb wurden die einzelnen Erhebungs- und Auswertungsmethoden (insbesondere der IBCH & IBGN) auch separat betrachtet, wodurch repräsentativ Aussagen für kleine dafür aber homogene Stichproben zur Verfügung stehen.

Deutlich zeigte sich, dass an kleinen Bächen erhebliche biologische Defizite bestehen. Bei knapp der Hälfte aller untersuchten Fliessgewässer wurden die Ziele nach dem  $SPEAR_{pesticide}$ -Index nicht erreicht, was auf eine Belastung des Gewässers durch Pestizide hinweisen könnte. Ebenfalls beinahe 50 Prozent der untersuchten Standorte entsprachen nicht den ökologischen Zielen gemäss MSK. Wurden allerdings nur die Untersuchungen des Biodiversitätsmonitorings Schweiz (BDM CH) betrachtet, die im Gegensatz zu den Proben der kantonalen Gewässerschutzfachstellen mittels systematischem Stichprobengitter und unabhängig von der jeweiligen Landnutzung im Einzugsgebiet ausgewählt wurden, steigt der Anteil der Proben, die die ökologischen Ziele nach Modul-Stufen-Konzept erfüllten, auf rund 66 Prozent. So sind für die Interpretation der Untersuchungsergebnisse die Hintergründe für die Auswahl der Untersuchungsstellen von wesentlicher Bedeutung. Zusätzlich muss aber auch die Kenntnis über die unterschiedlichen Erhebungs- und Beurteilungsmethoden vorhanden sein. Denn die verschiedenen Beurteilungsmethoden (Indices) geben Hinweise auf unterschiedliche Defizite. Anhand des IBCH und IBGN wird zum Beispiel der Einfluss der Wasserqualität und der Struktur des Gewässers beurteilt. Der  $SPEAR_{pesticide}$ -Index hingegen gibt Hinweise auf Beeinträchtigungen des Makrozoobenthos durch Pestizide. Für den  $SPEAR_{pesticide}$ -Index wurden daher die stärksten Zusammenhänge mit der Landnutzung im Einzugsgebiet erwartet, was für viele Formen der Landnutzung und vor allem bei der landwirtschaftlichen Nutzung auch der Fall war.

Die Untersuchungsergebnisse von kleinen Gewässern deuten darauf hin, dass gerade in den intensiver genutzten tiefen Lagen grosse Mängel bestehen. In der Hügelstufe unterhalb von 600 m ü. M. verfehlten 58 Prozent der Untersuchungen die ökologischen Ziele nach MSK. Die anhand des Makrozoobenthos beurteilten kleinen Fliessgewässern zwischen 301 und 400 m ü. M. zeigten die grössten Defizite mit mehr als 70 Prozent gewässerökologisch ungenügend beurteilter Proben. Bächen oberhalb von 600 m ü. M. konnte hingegen mehrheitlich ein guter ökologischer Zustand attestiert werden. Die Gründe für das schlechtere Abschneiden in tiefen Lagen sind vermutlich der grössere Nutzungsdruck wie auch die grösseren ökomorphologischen Defizite der Gewässer.

Anhand der vorliegenden Auswertungen kann abschliessend nun grob beurteilt werden, wie es um den gewässerökologischen Zustand der kleinen Fliessgewässer steht. Vor allem die Daten des BDM CH sind aber zweifellos ein erster Schritt in Richtung einer repräsentativen Abbildung der Belastungssituation der kleinen Fliessgewässer in der gesamten Schweiz. Die Anzahl der Untersuchungen des BDM CH ist bis anhin jedoch gering und berücksichtigt auch keine Kleinstgewässer (FLOZ 1). Diese von den kantonalen Gewässerschutzfachstellen zur Verfügung gestellten Untersuchungen an Kleinstgewässern (FLOZ 1) machten 30 Prozent des gesamten Datensatzes aus. Zwei Drittel dieser Makrozoobenthosuntersuchungen zeigten einen ungenügenden gewässerökologischen Zustand an. Die Auswahl der Fliessgewässerstandorte der kantonalen Gewässerschutzfachstellen wurde zum Teil geprägt von vermuteten oder bekannten Belastungen und war nicht wie die Untersuchungsstellen des BDM CH gleichmässig über die gesamte Schweiz verteilt. Die Ergebnisse für die Gewässer mit FLOZ 1 sind demnach nicht für die gesamte Schweiz und insbesondere nicht für alle Höhenlagen repräsentativ, da die untersuchten Kleinstgewässer (FLOZ 1) bis auf wenige Ausnahmen in tiefen Lagen mit intensiver Landnutzung liegen. Über den Zustand der kleinen Fliessgewässer (FLOZ 1 & 2) mit grösserem Nutzungsdruck in den Einzugsgebieten gibt somit der Datensatz der kantonalen Gewässerschutzfachstellen besser Auskunft. Problematisch bei diesen Untersuchungsdaten ist aber die geringere Vergleichbarkeit aufgrund der unterschiedlichen Erhebungs- und Auswertungsmethoden. Dank dem seit 2010 vorliegenden Modul Makrozoobenthos des Modul-Stufen-Konzept (Stucki, 2010) dürfte sich zukünftig die Vergleichbarkeit der Untersuchungen verbessern.

Da sich bei der Bewertung der kleinen Fliessgewässer anhand des Moduls Makrozoobenthos (Stucki, 2010) zum Teil aufgrund der teilweise geringen und variablen Wasserführung, der teilweise geringen Gewässerbreite, der geringeren Diversitätszahl bei Makrozoobenthos in sehr kleinen Fliessgewässern und der geringeren Anzahl an Habitaten methodische Probleme ergeben können, wäre eine ergänzende Beurteilung des Gewässerzustandes wie beim BDM CH anhand der sensiblen Bioindikatoren Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven (EPT) möglichst auf Artniveau sinnvoll.

Die Ergebnisse der Auswertungen zeigen, dass auch zukünftig ein Fokus auf diese kleinen Fliessgewässer mit grossem Nutzungsdruck äusserst lohnenswert wäre. Die Landnutzungsanalyse ergab, dass vor allem die Gewässer mit intensiver Landnutzung im Einzugsgebiet besonders belastet zu sein scheinen. Um den Einfluss der Landnutzung im Einzugsgebiet auf die Gewässerqualität zu beurteilen, bewährte sich der  $SPEAR_{pesticide}$ -Index am Besten. Dieser brachte über beinahe alle Landnutzungsformen hinweg die stärksten Zusammenhänge zwischen Nutzungsdichte und Beurteilung des Gewässerzustandes zu Tage. Die stärksten Zusammenhänge wurden bei der landwirtschaftlichen Nutzung, insbesondere bei der Teilnutzung Ackerland gefunden. Hingegen war der Zusammenhang zwischen dem IBCH bzw. IBGN und der Landnutzungsdichte im Einzugsgebiet meist gering, da diese Indices neben den Aussagen zur Wasserqualität auch die Ökomorphologie in die Beurteilung mit einbeziehen.

Als Belastungsquellen standen in dieser Auswertung die einzelnen diffusen Quellen von Mikroverunreinigungen aus dem Einzugsgebiet im Fokus, die in Zusammenhang mit dem Gewässerzustand betrachtet wurden. Im Grossteil der Einzugsgebiete kommen jedoch mehrere

Landnutzungen vor. Eine Auswertung hinsichtlich multipler Belastung aus dem Einzugsgebiet erfolgte hier nicht. Neben diesem Zusammenwirken der verschiedenen Landnutzungen im Einzugsgebiet wäre zukünftig sicherlich unter anderem auch die Betrachtung des Zusammenhangs zwischen der Ökomorphologie und dem Gewässerzustand von Interesse, da auch die lokale und regionale Gewässerstruktur die ökologische Qualität des Makrozoobenthos beeinflusst (Breyer, 2012).

## 7. ABBILDUNGSVERZEICHNIS

<i>Fig. 1 Aussagekraft des Makrozoobenthos zur Beurteilung der Aspekte Gewässerraum, Wasserführung und Wasserqualität (Grafik in Anlehnung an Känel et al. 2010).....</i>	<i>7</i>
<i>Fig. 2 Anteil der Fliessstrecke pro Flussordnungszahl (FLOZ) in Prozent des gesamten Gewässernetzes der Schweiz. Fliessstrecken mit der FLOZ 1 und 2 werden als „klein“ bezeichnet (Abbildung aus: Munz et al., 2012).....</i>	<i>8</i>
<i>Fig. 3 Bewertung der BDM CH Proben nach EPT-Index (modifiziert nach NCDEHNR, 1997) .....</i>	<i>13</i>
<i>Fig. 4 Alle untersuchten Fliessgewässer-Standorte (n = 406) im Zeitraum von 2005 bis 2013, aufgeschlüsselt nach dem Ursprung der Daten (gelbe Punkte: BDM CH, rote Punkte: Kantonale Gewässerschutzfachstellen).....</i>	<i>15</i>
<i>Fig. 5 Alle untersuchten Fliessgewässer-Standorte (n = 406) im Zeitraum von 2005 bis 2013, aufgeschlüsselt nach Flussgrösse (FLOZ 1 und FLOZ 2) .....</i>	<i>16</i>
<i>Fig. 6 Anzahl der Makrozoobenthos-Proben pro Monat im Zeitraum 2005 bis 2013.....</i>	<i>16</i>
<i>Fig. 7 Alle untersuchten Fliessgewässer-Standorte (n = 406) im Zeitraum von 2005 bis 2013, aufgeschlüsselt nach drei Höhenstufen .....</i>	<i>17</i>
<i>Fig. 8 Prozentuale Verteilung der verschiedenen angewandten Indices (Erhebungsmethoden) der Makrozoobenthos-Proben von kleinen Fliessgewässern im Zeitraum von 2005 bis 2013.....</i>	<i>17</i>
<i>Fig. 9 Alle untersuchten Fliessgewässer-Standorte (n = 406) im Zeitraum von 2005 bis 2013, aufgeschlüsselt nach den verwendeten Auswertungsmethoden (Indices) .....</i>	<i>18</i>
<i>Fig. 10 Ökologischer Zustand der Fliessgewässer beurteilt nach IBCH, IBGN, Makroindex, Saprobienindex und SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index. Oberhalb der strichlierten Linie erreichen die Fliessgewässer nach MSK die ökologischen Ziele, unterhalb der strichlierten Linie sind die ökologischen Ziele nach MSK nicht erreicht. Beim SPEAR<sub>pesticide</sub>-Index werden Werte oberhalb der strichlierten Linie der Zielerfüllung und Werte unterhalb der Nicht-Zielerfüllung zugeschrieben. * Beim Saprobienindex werden im Gegensatz zu den anderen Indices nicht die obersten zwei Klassen sondern die obersten drei Klassen nach gängiger Aufteilung der Erfüllung der ökologischen Ziele zugeordnet. ....</i>	<i>19</i>
<i>Fig. 11 Anteil aller Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK an Fliessgewässer mit der FLOZ 1 oder 2 .....</i>	<i>20</i>
<i>Fig. 12 Anzahl aller Proben an Fliessgewässer der FLOZ 1 und 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013.....</i>	<i>21</i>
<i>Fig. 13 Anzahl der Fliessgewässer aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der Anforderungen der ökologischen Ziele nach MSK pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013 ...</i>	<i>21</i>
<i>Fig. 14 Anteil der Fliessgewässer mit der FLOZ 1 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK in der West- und Ostschweiz.....</i>	<i>22</i>
<i>Fig. 15 Anteil der Fliessgewässer mit der FLOZ 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK in der West- und Ostschweiz.....</i>	<i>22</i>
<i>Fig. 16 Anzahl der Fliessgewässeruntersuchungen aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro Monat im Zeitraum von 2005 bis 2013 sowie die Anzahl der Proben pro Monat.....</i>	<i>23</i>

Fig. 17 Anzahl der IBCH-Proben (MSK 2010) an Fliessgewässern der FLOZ 1 und 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013.....	24
Fig. 18 Anzahl der IBCH-Proben (MSK 2010) aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013.....	24
Fig. 19 Mittelwerte der IBCH-Taxazahl sowie des IBCH-Wertes aller IBCH-Proben (MSK 2010) mit FLOZ 1 oder 2 im Zeitraum von 2005 bis 2013 in drei verschiedenen Höhenstufen.....	25
Fig. 20 Anzahl der BDM CH-Proben an Fliessgewässer mit FLOZ 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der Anforderungen der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe im Zeitraum von 2010 bis 2013.....	26
Fig. 21 Anzahl der IBCH-Proben der kantonalen Gewässerschutzfachstellen an Fliessgewässer mit der FLOZ 1 oder 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013 .....	26
Fig. 22 Anzahl der BDM CH-Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK in drei Höhenstufe im Zeitraum von 2010 bis 2013.....	26
Fig. 23 Anzahl der IBCH Proben der kantonalen Gewässerschutzfachstellen aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK in drei Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013.....	26
Fig. 24 Anzahl der IBGN-Proben an Fliessgewässer mit FLOZ 1 und 2 aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro 100 m Höhenstufe von 2005 bis 2013 ....	27
Fig. 25 Anzahl der IBGN-Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013.....	28
Fig. 26 Mittelwerte Ephemeroptera- (Eintagsfliegen), Plecoptera- (Steinfliegen) und Trichoptera- (Köcherfliegen) Larven aller BDM CH Proben im Zeitraum von 2010 bis 2013 pro Höhenstufe .....	28
Fig. 27 Bewertung der BDM CH Proben nach EPT-Index (modifiziert nach NCDEHNR, 1997) .....	29
Fig. 28 Anzahl der BDM CH Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der Anforderungen beurteilt mittels EPT-Index pro Höhenstufe im Zeitraum von 2010 bis 2013.....	29
Fig. 29 Anzahl der BDM CH Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK beurteilt mittels EPT-Index pro Höhenstufe im Zeitraum von 2010 bis 2013.....	29
Fig. 30 Anzahl der Makroindex-Proben aufgeschlüsselt nach Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung der ökologischen Ziele nach MSK pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013.....	30
Fig. 31 Anzahl der Proben bewertet anhand des $SPEAR_{pesticide}$ -Index an Fliessgewässer mit FLOZ 1 und 2 aufgeschlüsselt nach „Nicht-Zielerfüllung SPEAR“ bzw. nach „Zielerfüllung SPEAR“ pro 100 m Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013.....	31
Fig. 32 Anzahl der Proben beurteilt anhand des $SPEAR_{pesticide}$ -Index aufgeschlüsselt nach Nicht-Zielerfüllung SPEAR bzw. Zielerfüllung SPEAR pro Höhenstufe im Zeitraum von 2005 bis 2013.....	31
Fig. 33 Darstellung des Zusammenhangs zwischen dem $SPEAR_{pesticide}$ -Index (Prozent) und Höhenlage der Untersuchungsstelle (Meter über Meer) .....	31
Fig. 34 Anzahl der Fliessgewässer aufgeschlüsselt nach Nicht-Zielerfüllung SPEAR bzw. Zielerfüllung SPEAR pro Monat im Zeitraum vom 2005 bis 2013 .....	32

Fig. 35 Anzahl und Anteil der SPEAR-Proben aufgeteilt nach Zielerfüllung SPEAR für die Perioden Mai bis November (häufigere Pestizidapplikation) und Dezember bis April (geringere Pestizideapplikation).....	32
Fig. 36: Flächenanteile der Nutzung Landwirtschaft, Siedlung und Verkehr in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen, dargestellt für die beiden Gewässergrössen FLOZ 1 und 2 .....	34
Fig. 37: Flächenanteile der Nutzung Reben in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen, dargestellt für die beiden Gewässergrössen FLOZ 1 und 2 .....	34
Fig. 38: Flächenanteile der Nutzung Ackerland in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen, dargestellt für die beiden Gewässergrössen FLOZ 1 und 2 .....	34
Fig. 39 Gesamtläche der Nutzung Siedlung in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen aufgeteilt in Ost- und Westschweiz .....	35
Fig. 40 Gesamtläche der Nutzung Verkehr in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen aufgeteilt in der Ost- und Westschweiz .....	35
Fig. 41 Gesamtläche der Nutzung Landwirtschaft in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässerstellen aufgeteilt in Ost- und Westschweiz .....	35
Fig. 42 Mittlere Flächenanteile der Nutzung Landwirtschaft am Einzugsgebiet aufgeteilt in Ost- und Westschweiz (dargestellt bis 30 Prozent) .....	36
Fig. 43 Mittlere Flächenanteile der Teilnutzungen des Ackerlands am Einzugsgebiet aufgeteilt in Ost- und Westschweiz (dargestellt bis 7 Prozent) .....	36
Fig. 44 Mittlere Flächenanteile der Nutzung Siedlung am Gesamteinzugsgebiet aufgeteilt in Ost- und Westschweiz (dargestellt bis 10 Prozent) .....	36
Fig. 45 Mittlere Flächenanteile der Nutzung Verkehr am Gesamteinzugsgebiet aufgeteilt in Ost- und Westschweiz (dargestellt bis 1,8 Prozent) .....	36
Fig. 46: Vergleich der Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen am Einzugsgebiet und der Erfüllung der ökologischen Ziele gemäss Modul-Stufen-Konzept a) Erfüllung der ökologischen Ziele gemäss MSK für die Flächenanteile Siedlung, Landwirtschaft und Wald am Einzugsgebiet und b) Erfüllung der ökologischen Ziele gemäss MSK für die Flächenanteile Ackerland, Obst, Reben und Grünland am Einzugsgebiet .....	37
Fig. 47 Anteil Proben, die die ökologischen Anforderungen des MSK erfüllen (blau) bzw. nicht erfüllen (rot) in Bezug zur Landnutzung im Einzugsgebiet (EZG) - wenn die jeweilige Nutzung nicht vorkommt (0%) bzw. grösser 2%, grösser 5%, grösser 10% oder grösser 50% des Einzugsgebiets ist .....	40
Fig. 48 Korrelation zwischen IBCH-Wert und Flächenanteil Siedlung am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen .....	42
Fig. 49 Korrelation zwischen IBCH-Wert und Flächenanteil Verkehr am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen (dargestellt bis 6 Prozent Flächenanteil) .....	42
Fig. 50 Korrelation zwischen IBCH-Wert und Flächenanteil Landwirtschaft am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen.....	43
Fig. 51 Korrelation zwischen IBCH-Wert und Flächenanteil Wald am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen .....	43
Fig. 52 Korrelation zwischen IBGN-Wert und Flächenanteil Siedlung am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen .....	45

<i>Fig. 53 Korrelation zwischen IBGN-Wert und Flächenanteil Verkehr am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen .....</i>	<i>45</i>
<i>Fig. 54 Korrelation zwischen IBGN-Wert und Flächenanteil Landwirtschaft am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen.....</i>	<i>46</i>
<i>Fig. 55 Korrelation zwischen IBGN-Wert und Flächenanteil Wald am Gesamteinzugsgebiet der Untersuchungsstellen .....</i>	<i>46</i>
<i>Fig. 56 Vergleich der Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen am Einzugsgebiet und der Zielerfüllung hinsichtlich des <math>SPEAR_{pesticide}</math>-Index a) Zielerfüllung gemäss <math>SPEAR_{pesticide}</math>-Index für die Flächenanteile Siedlung, Landwirtschaft und Wald am Einzugsgebiet und b) Zielerfüllung gemäss <math>SPEAR_{pesticide}</math>-Index für die Flächenanteile Ackerland, Obst, Reben und Grünland am Einzugsgebiet</i>	<i>47</i>
<i>Fig. 57 Anteil Proben, die die Ziele nach dem <math>SPEAR_{pesticide}</math>-Index erfüllen (blau) bzw. nicht erfüllen (rot) in Bezug zur Landnutzung im Einzugsgebiet (EZG) - wenn die jeweilige Nutzung nicht vorkommt (0%) bzw. grösser 2%, grösser 5%, grösser 10% oder grösser 50% des Einzugsgebiets ist .....</i>	<i>49</i>

## 8. LITERATURVERZEICHNIS

- BAFU. (2010). From <http://www.bafu.admin.ch/hydrologie/01835/02118/02120/index.html?lang=de>
- Beketov & Liess. (2008). An indicator for effects of organic toxicants on lotic invertebrate communities: independence of confounding environmental factors over an extensive river continuum. *156*, 980-987.
- Beketov, M., Foit, K., Schäfer, R., Schriever, C., Sacchi, A., Capri, E., et al. (2009). *SPEAR indicates pesticide effects in streams - comparative use of species- and family-level biomonitoring data*. (Vol. 157). Environmental Pollution.
- Binderheim, E., & Göggel, W. (2007). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Äusserer Aspekt*. Bern: Umwelt-Vollzug Nr. 0701 Bundesamt für Umwelt.
- BLW. (05. 11 2013). *Gewässeranschlusskarte zeigt Risiken für Eintrag von Stoffen in Gewässern an*. (B. f. (BLW), Editor) Retrieved 06. 06 2014 from <http://www.news.admin.ch/message/index.html?lang=de&msg-id=50836>
- Boschi, C., Bertiller, R., & Coch, T. (2003). *Die kleinen Fließgewässer - Bedeutung, Gefährdung, Aufwertung*. Zürich: vdf Hochschulverlag AG an der ETZ Zürich.
- Bostelmann, R. (2004). Ökologische Funktion kleiner Fließgewässer im Wald und ihre Bedeutung. *Fließgewässer im Wald*, pp. 7-29.
- Breyer, P. (2012). Skalenabhängiger Einfluss der Gewässerstruktur auf die ökologische Qualität des Makrozoobenthos.
- BUWAL (2004). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Makrozoobenthos Stufe F (flächendeckend). Entwurf für die Erprobung vom März 2004*. Bern: BUWAL.
- BUWAL. (2005). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer in der Schweiz - Makrozoobenthos Stufe F (flächendeckend)*. . Bern: Dokumentationsdienst Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- BUWAL. (1998). *Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26, Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Modul-Stufen-Konzept*.
- Gewässerschutzgesetz (GSchG). (n.d.). 814.20 .
- Gewässerschutzverordnung (SR 814.20)
- <http://www.news.admin.ch/message/index.html?lang=de&msg-id=50836>. (2013) *Gewässeranschlusskarte*.
- Imhof et al. (2005). *Dauerüberwachung der Fließgewässer in den Urkantonen*. Kantone Uri, Schwyz, Obwalden, Nidwalden und Luzern, Altdorf.
- Känel, B., Steinmann, P., Sinniger, J., & Niederhauser, P. (2010). Zustand der Fließgewässer in den Einzugsgebieten von Furtbach, Jonen und Reppisch Messkampagne 2008/2009. (W. E. AWEL Amt für Abfall, Ed.)

- Kaske, O., & Liess, M. (2013). *Abschlussbericht des Interreg IV-Projekts: "Ökotoxikologischer Index zur Gewässerbewertung im Bodenseeeinzugsgebiet"*. Leipzig: unveröffentlichter Bericht.
- Koordinationsstelle BDM. (2014). *Biodiversitätsmonitoring Schweiz BDM. Beschreibung der Methoden und Indikatoren*. (Vols. Umwelt-Wissen). (B. f. Umwelt, Ed.) Bern.
- Liess, M. (2003). Kleine Fliessgewässer in der Kluturlandschaft. In UFZ-Umweltforschungszentrum, & UFZ-Umweltforschungszentrum (Ed.), *Forschen für die Umwelt* (Vol. 4). Leipzig: UFZ-Umweltforschungszentrum.
- Liess, M., & von der Ohe, P.C. (2005). *Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams*. (Vol. 24). Environmental Toxicology and Chemistry.
- Lubini et al. (2012). *Die Steinfliegen der Schweiz (Plecoptera) - les Plécopètes de Suisse. Bestimmung und Verbreitung*. (Vol. 27). (S. E. Gesellschaft, Ed.) Fauna Helvetica.
- Lubini-Ferlin, V. (2011). *Wasserinsekten* (Vol. Nr. 63). Schaffhausen: Neujahrsblatt der Naturofroschenden Gesellschaft Schaffhausen.
- Munz et al. (2012). Pestizidmessungen in Fliessgewässern. *Aqua und Gas* (11), pp. 32-41.
- Perret, P. (1977). *Zustand der Schweizerischen Fliessgewässer in den Jahren 1974/1975 (Projekt MAPOS)*. (E. A. EAWAG, Ed.) Bern.
- Pro Natura Baselland. (2009). Die vergessenen Gewässer: Bedeutung und Potenzial der Kleingewässer. In *So befreien wir die kleinen Gewässer - Ein Leitfaden zur Ausdolung und Revitalisierung von Kleingewässern in der Gemeinde*. Liestal.
- Schaffner, Pfaundler, & Göggel. (2013). *Fliessgewässertypisierung der Schweiz. eine Grundlage für Gewässerbeurteilung und -entwicklung*. (U. f. Bundesamt, Ed.) Bern: Umwelt-Wissen Nr.1329.
- Strahm, I. (2013). Landnutzung entlang des Gewässernetzes. Quellen für Mikroverunreinigungen. *Aqua & Gas* (Nr. 5).
- Stucki, P. (2010). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Umwelt-Vollzug Nr. 1026* (Vol. 1026). Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Studemann et al. (1992). *Ephemeroptera* (Vol. 9). (S. E. Gessellschaft, Ed.) Fribourg: Imprimerie Mauron + Tinguely & Lachat SA.
- Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. (2008). *Ökologische Bewertung von Fliessgewässern* (Vol. 64). Bonn: Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz.

## 9. DANK

Das Projekt wurde durch das Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziert. Ein bester Dank geht an Christian Leu (BAFU) und Stephan Müller (BAFU) für die organisatorische Unterstützung sowie an Pascal Stucki (Aquabug) für die fachliche Unterstützung während des Projektverlaufs.

Für die Bereitstellung und Aufarbeitung der Daten bedanke ich mich herzlich bei den kantonalen Gewässerschutzfachstellen der Kantone Aargau, Appenzell Ausserrhoden, Bern, Freiburg, Genf, Jura, Luzern, Obwalden, Nidwalden, St.Gallen, Schaffhausen, Schwyz, Solothurn, Thurgau, Uri, Waadt, Wallis, Zürich und Zug. Für die wertvollen Daten des Biodiversitätsmonitorings Schweiz (BDM CH) möchte ich mich ebenfalls herzlich bei der Koordinationsstelle BDM CH und beim BAFU (Abteilung Arten, Ökosysteme, Landschaften) bedanken.

Ein grosses Dankeschön richtet sich an Christof Angst vom Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna (CSCF) für die Mithilfe beim Datenmanagement sowie an Ivo Strahm (BLW) für die Landnutzungsanalyse sowie an Samuel Suter (AREG St.Gallen) und Irene Wittmer (Eawag) für die GIS-Unterstützung.

Ebenfalls möchte ich mich bei Oliver Kaske und Matthias Liess vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) in Leipzig für die immer freundlichen Ratschläge in Sachen SPEAR bedanken.

Für die hilfreichen Kommentare und Verbesserungen des Manuskripts bedanke ich mich herzlich bei I. Wittmer (BAFU), M. Kunz (BAFU), Y. Schindler (BAFU), M. Schaffner (BAFU) und C. Caprez (AFU SG).

# ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEWERTUNG

## SCHWANKENDE STOFFKONZENTRATIONEN UND WIEDERHOLTE KONZENTRATIONSSPITZEN IN GEWÄSSERN

Verunreinigungen aus diffusen Quellen führen in Oberflächengewässern oft zu kurzzeitigen, manchmal auch sich wiederholenden Konzentrationsspitzen. Die ökotoxikologische Bewertung solcher Schadstoffbelastungen muss spezielle Phänomene, wie verzögerte und akkumulierte Toxizität, berücksichtigen. Eine einfache ökotoxikologische Beurteilungsmethode, basierend auf der Haber'schen Regel, und eine detaillierte Methode, welche Toxikokinetik und Toxikodynamik berücksichtigt, werden vorgestellt.

*Roman Ashauer, Eawag, Umwelttoxikologie*

### L'ÉVALUATION ÉCOTOXICOLOGIQUE

#### CONCENTRATIONS VARIABLES DE POLLUANTS ET CONCENTRATIONS MAXIMALES RÉPÉTÉES DANS LES COURS D'EAU

La pollution provenant de sources diffuses dans les eaux superficielles conduit souvent à des pics de concentration à court terme et parfois répétitifs. Cet article montre que même des pics de concentration, même de courte durée, peuvent avoir des effets néfastes sur la vie aquatique au bout de quelques heures. Nous discuterons des phénomènes qui se produisent spécifiquement lors de pics de concentrations et lors de leurs répétitions (toxicité retardée et accumulée). Deux méthodes d'évaluation écotoxicologique des concentrations fluctuantes et des courts pics de concentration sont présentées. La méthode simple est basée sur la règle Haber'schen, la méthode détaillée est basée sur des modèles modernes toxicocinétiques et toxicodynamiques. Les recherches récentes sur des insecticides ont montré que le temps de récupération des organismes peut durer jusqu'à quatre semaines et que de faibles niveaux de charge peuvent augmenter la toxicité des pics de concentration suivants. Par conséquent, selon les connaissances actuelles, deux pics de concentration avec un intervalle d'au moins quatre semaines, ainsi que de faibles concentrations ambiantes peuvent s'intégrer dans l'évaluation de la qualité de l'eau. Une analyse détaillée basée sur la toxicocinétique et la toxicodynamique fournit plus d'informations, et améliore la comp- >

### EINLEITUNG

Verunreinigungen aus diffusen Quellen führen in Oberflächengewässern oft zu kurzzeitigen Konzentrationsspitzen, die auch wiederholt auftreten können [1-3]. Diese Einträge erfolgen bei Regenereignissen zum Beispiel aus Landwirtschaftsflächen, durch Drift bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln, durch Strassenabläufe und Regenwasserentlastungen. Zusätzlich verursacht die hydrologische Dynamik auch schwankende Konzentrationen von Mikroverunreinigungen in Fließgewässern, die normalerweise einen konstanten Schadstoffeintrag aufweisen, z. B. durch variable Verdünnung von Kläranlagenabläufen. Für die Einschätzung der ökotoxikologischen Relevanz von Schadstoffeinträgen ist deshalb oft die Beurteilung von kurzzeitig schwankenden Konzentrationen wichtig. In diesem Artikel wird diskutiert, (a) ob kurze Konzentrationsspitzen von einigen Stunden Dauer nachteilig auf Wasserlebewesen wirken können, (b) welche Phänomene speziell bei Konzentrationsspitzen zu berücksichtigen sind und (c) welche Methoden zur ökotoxikologischen Beurteilung von schwankenden Konzentrationen hilfreich sind. Diese Fragen werden anhand eines Überblicks über die wissenschaftliche Literatur und eines an der Eawag durchgeführten Forschungsprojektes beantwortet, das sich speziell den wissenschaftlichen Grundlagen der Bewertung von schwankenden Stoffkonzentrationen in Gewässern widmete.

Die wissenschaftlich fundierte ökotoxikologische Bewertung von Stoffkonzentrationen in der Umwelt erfolgt normalerweise durch einen Vergleich mit effektbasierten Qualitätskriterien, die aus ökotoxikologischen Studien abgeleitet wurden [4, 5]. Bei Überschreitungen des Kurzzeitkriteriums (akutes Kriterium: AQK) und längeren Überschreitungen des Langzeitkriteriums (chronisches Kriterium: CQK) besteht ein Risiko für Wasserlebewesen [Artikel *Junghans et al.*, S. 16]. Es kommt allerdings vor, dass kurzfristige Konzentrationsspitzen auftreten, die zwischen dem Langzeitkriterium und dem Kurzzeitkriterium liegen. In diesen Fällen können die unten beschriebenen Methoden weiterhelfen, denn generell ist das Zusammenspiel von länger andauernden niedrigen Konzentrationen und höheren Belastungsspitzen für die Effekte auf Wasserorganismen relevant [6].

## RELEVANZ KURZZEITIGER KONZENTRATIONSSPITZEN

Dass auch kurzzeitige Konzentrationsspitzen auf Wasserorganismen toxisch wirken können, ist zu erwarten, denn «die Dosis macht das Gift». Ökotoxikologische Studien mit Belastungsdauern von 30 Minuten bis 24 Stunden (*Tab. 1*) haben

gezeigt, dass toxische Effekte auch bei solchen Ereignissen auftreten können. Dies wurde für verschiedene Wirkstoffe und Wasserorganismen beobachtet. Man muss also davon ausgehen, dass kurzzeitige Belastungsspitzen generell ökotoxikologisch relevant sind.

## AUFTRETENDE PHÄNOMENE BEI WIEDERHOLTEN BELASTUNGEN

Mehrere Studien zeigen, dass die Effekte von aufeinanderfolgenden Pulsen stärker sein können, als aufgrund der Einzelereignisse zu erwarten wäre. Wenn die Intervalle zwischen verschiedenen Belastungen zu kurz für eine vollständige Erholung der Organismen sind, kann die Toxizität der nachfolgenden Konzentrationsspitzen durch die verzögerten Effekte der vorhergehenden Belastungen verstärkt werden (*Fig. 1 und 2*).

Anders gesagt: Die Effekte aufeinanderfolgender Belastungen können akkumulieren. Es kann sogar so sein, dass die Toxizität einer ersten Belastungsspitze nicht oder nur schwach beobachtbar ist, diese aber die Toxizität einer zweiten, späteren Belastungsspitze deutlich verstärkt.

Dazu sind hier die Ergebnisse von zwei Experimenten als Beispiele gezeigt.

### VERZÖGERTE TOXIZITÄT (DELAYED TOXICITY)

Als verzögerte Toxizität bezeichnet man toxische Effekte, die nach dem Ende der äusseren Belastung auftreten, also z. B. Mortalität nach einer Belastung.

### AKKUMULIERTE TOXIZITÄT (CARRY-OVER TOXICITY)

Als akkumulierte Toxizität bezeichnet man das Verstärken von toxischen Effekten einer späteren Belastungsspitze durch eine vorhergehende, frühere Belastungsspitze. Dabei kann die vorhergehende Belastungsspitze sogar ohne offensichtliche Toxizität bleiben und trotzdem die Effekte einer darauffolgenden Belastung verstärken.

#### Box 1 Verzögerte und akkumulierte Toxizität *Toxicité retardée et cumulée*

##### Experiment 1

Im ersten Beispiel (*Fig. 1*) wurden Bachflohkrebse (*Gammarus pulex*) in einem Laborexperiment wiederholten Pulsbelastungen mit dem Insektizid und Biozid Diazinon ausgesetzt. Jede experimentelle Gruppe wurde mit zwei aufeinanderfolgenden Pulsen belastet (*Fig. 1, obere Grafiken*). Regelmässig wurde die Anzahl der überlebenden Tiere gemessen (*Fig. 1, untere Grafiken*), wobei jeweils der prozentuale Anteil der Überlebenden aufgetragen wird und die Anzahl der lebenden Tiere zu Beginn der Pulsbelastung jeweils 100% entspricht. Der Vergleich der Überlebenskurven von den jeweils ersten Pulsbelastungen (frische Tiere) mit den jeweils zweiten Pulsbelastungen (vorbelastete Tiere) zeigt, dass nach den jeweils zweiten Pulsbelastungen mehr Tiere sterben. Das zeigt akkumulierte Toxizität an. Bei diesem Vergleich von Überlebenskurven nach ersten und zweiten Pulsbelastungen muss man immer die Kurven aus zwei verschiedenen experimentellen Gruppen vergleichen, um statistisch unabhängige Daten miteinander zu vergleichen. Deshalb wird quasi ein Überkreuzvergleich gemacht, indem die Überlebenskurve nach Pulsbelastung A mit der von D verglichen wird und die von C mit B. Ein weiterer Vorteil dieses Vergleiches ist, dass dadurch Überlebenskurven gleicher Länge verglichen werden. Weiterhin kann man an den Überlebenskurven erkennen, dass die Tiere auch nach Ende der eintägigen Pulsbelastungen noch sterben. Dieses Phänomen heisst verzögerte Toxizität und wurde schon oft beobachtet.

Kürzeste Belastung	Wirkstoff	Organismus	Untersuchte Effekte	Referenz
30 Minuten	Dimethoat, Pirmicarb	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität, Mobilität, Reproduktion, Grösse	[7]
30 Minuten	Lambda-cyhalothrin	<i>Gammarus pulex</i>	Drift, Biomarker, Paarung, Mortalität	[8]
1 Stunde	Esfenvalerat	<i>Gammarus pulex</i>	Paarung, Mortalität, Reproduktion	[9]
1 Stunde	Esfenvalerat	<i>Chironomus riparius</i>	Mortalität, Entwicklung, Reproduktion	[10]
1 Stunde	Fenvalerat	<i>Limnephilus lunatus</i>	Emergenz, Gewicht	[11]
3 Stunden	Cu, Zn, Ammoniak	<i>Daphnia magna</i> & <i>Pimephales promelas</i>	Mortalität, Wachstum, Reproduktion	[12]
3 Stunden	Herbizide	<i>Lemna minor</i>	Wachstum, Photosynthese	[13]
6 Stunden	Chlorpyrifos	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	[14]
6 Stunden	Chlorpyrifos	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität, Reproduktion	[15, 16]
10 Stunden	Cu, Irgarol	<i>Zostera capricorni</i>	Photosynthese	[17]
24 Stunden	Propiconazol, Diazinon, Carbaryl, PCP	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	[14, 18–20]

Tab. 1 Beispiele ökotoxikologischer Studien mit Wasserorganismen, in denen kurzzeitige Schadstoffbelastungen toxisch wirken

Exemples d'études écotoxicologiques sur des organismes aquatiques mettant en œuvre des concentrations toxiques à court terme

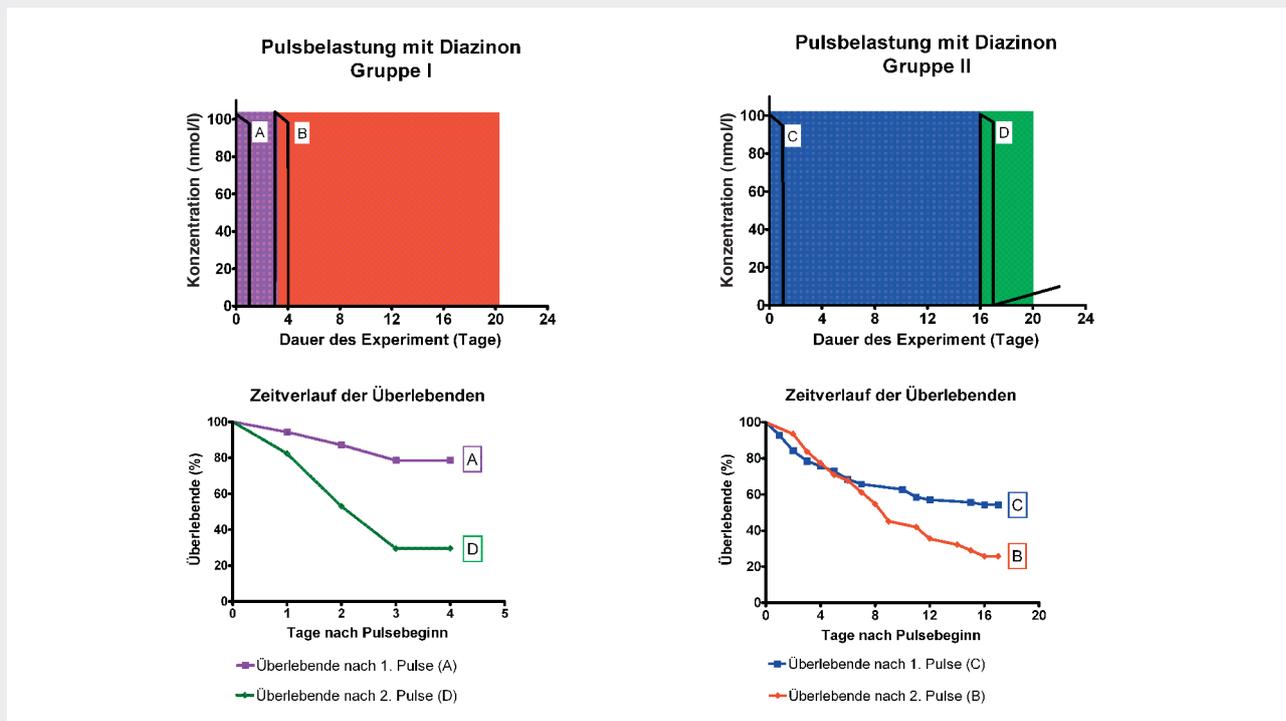


Fig. 1 Verzögerte Toxizität (delayed toxicity) und akkumulierte Toxizität (carry-over toxicity) am Beispiel von Diazinon und dem Bachflohkrebs *Gammarus pulex* (nach [20]). Verzögerte Toxizität erkennt man an der andauernden Mortalität nach Ende der eintägigen Belastung (alle Kurven A bis D). Akkumulierte Toxizität zeigt sich darin, dass die zweite Belastung (B und D) mehr Mortalität verursacht als die erste Belastung (A und C). Die Überlebenskurven aus Gruppe I (A und B) werden mit denen aus Gruppe II (C und D) verglichen, sodass die Daten statistisch unabhängig voneinander sind und die Überlebenskurven von gleicher Zeitdauer sind. Diazinon wird in den Bachflohkrebsen schnell umgewandelt, in Diazoxon, und beide Stoffe werden schnell ausgeschieden (1 bis 2 Tage). Die Ursache der akkumulierten Toxizität liegt also in der Toxikodynamik, der langsamen Erholung der Tiere (Details in [20])

Toxicité retardée (delayed toxicity) et toxicité cumulée (carry-over toxicity) étudiées sur le diazinon et la crevette d'eau douce *Gammarus pulex* (d'après [20])

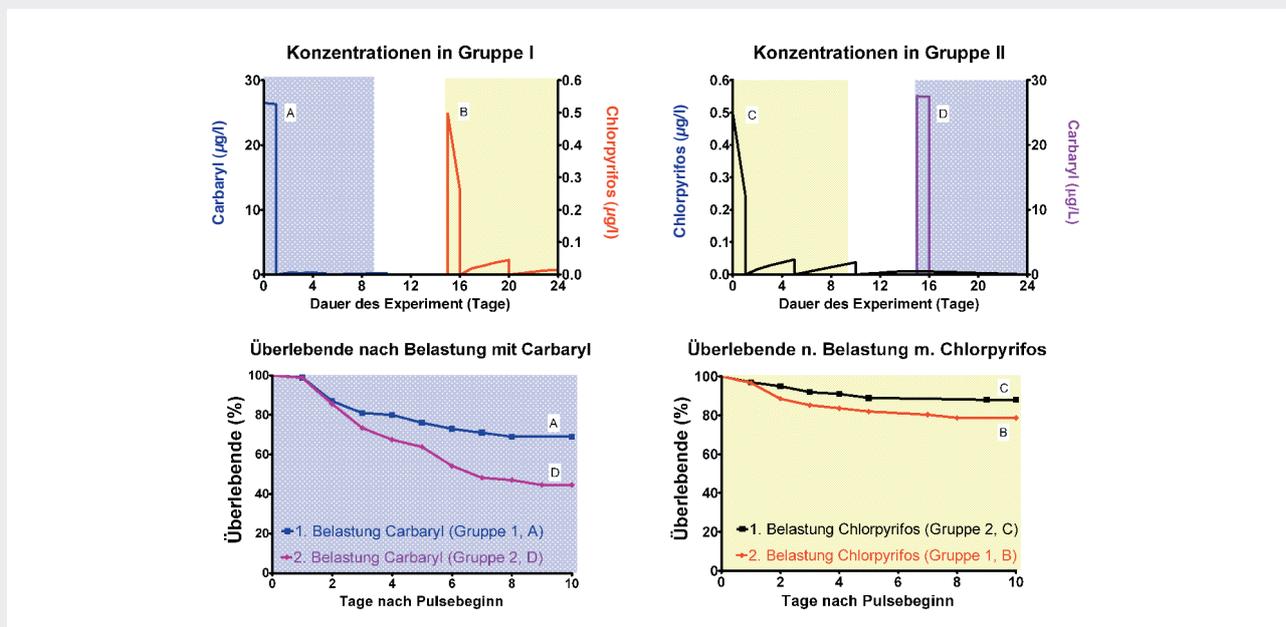


Fig. 2 Verzögerte Toxizität (delayed toxicity) und akkumulierte Toxizität (carry-over toxicity) (modifiziert, nach [21]). Verzögerte Toxizität, also Mortalität nach Ende der Belastung, wird sowohl von Carbaryl (A und D) als auch von Chlorpyrifos (B und C) verursacht. Akkumulierte Toxizität (D) wird hier durch Chlorpyrifos verursacht, weil die Tiere sich nur langsam davon erholen (irreversible Enzymbindung). Akkumulierte Toxizität: In Gruppe II (D) tritt nach der Belastung mit Carbaryl stärkere Mortalität auf als in Gruppe I (A), weil in Gruppe II noch eine Schädigung von der vorhergehenden Belastung mit Chlorpyrifos vorhanden ist. Im anderen Fall (C vs. B) ist der Unterschied nicht signifikant, weil die Tiere in Gruppe 1 (B) von der vorhergehenden Belastung mit Carbaryl erholen konnten

Toxicité retardée (delayed toxicity) et toxicité cumulée (carry-over toxicity) étudiées sur le carbaryl et le chlorpyrifos-éthyl (d'après [21])

Verzögerte Toxizität und akkumulierte Toxizität entstehen durch langsame Toxikokinetik, langsame Toxikodynamik oder eine Kombination von beidem (*Erklärung der Begriffe s. Box 1*). Wenn die der toxischen Wirkung entgegenstehenden toxikokinetischen Prozesse (z. B. Ausscheidung) langsam ablaufen, dann kann es zu einer Akkumulation des Stoffes im Organismus und damit zu verzögerter Toxizität oder akkumulierter Toxizität kommen. Ebenso können langsame toxikodynamische Prozesse, wie z. B. langsame biochemische oder physiologische Regeneration des Organismus, zu verzögerter Toxizität oder akkumulierter Toxizität führen.

#### Experiment 2

Im zweiten Beispiel (*Fig. 2*) wird gezeigt, dass akkumulierte Toxizität auch durch verschiedene Stoffe verursacht werden kann. In diesem Experiment wurde eine Gruppe von Bachflohkrebsen (*Gammarus pulex*) erst dem Insektizid Carbaryl ausgesetzt und dann dem Insektizid Chlorpyrifos (*Fig. 2, oben links, Gruppe I*). In der zweiten Gruppe war die Reihenfolge umgekehrt, erst Chlorpyrifos und dann Carbaryl (*Fig. 2, oben rechts, Gruppe II*). Auch hier werden die Überlebenskurven verglichen, wobei die Anzahl der lebenden Tiere zu Beginn einer Pulsbelastung immer als 100% definiert werden. Wenn man die Überlebenskurven nach Belastung mit Carbaryl vergleicht (*Fig. 2, unten links, A vs. D*), dann erkennt man, dass nach dem Puls D viel mehr Tiere sterben als nach A. Die Erklärung ist, dass sich die Tiere zu Beginn der Pulsbelastung D noch nicht von der vorhergehenden Belastung mit Chlorpyrifos (C), einem anderen Stoff, erholt hatten. Der Vergleich von Überlebenskurven nach Belastung mit Chlorpyrifos hingegen (*Fig. 2, unten rechts, C vs. B*) zeigt keinen signifikanten Unterschied. In diesem Fall konnten sich die Tiere bis zu Beginn der Pulsbelastung B von der vorhergehenden Belastung mit Carbaryl (A) erholen.

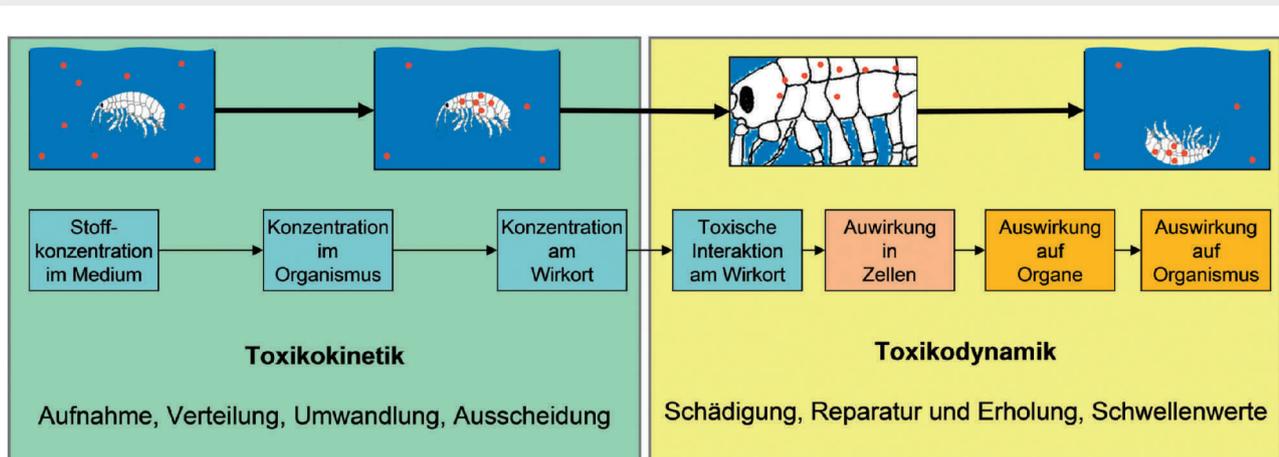
## ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEWERTUNG VON KONZENTRATIONSSPITZEN UND SCHWANKENDEN KONZENTRATIONEN

### HABER'SCHE REGEL

Eine klassische Methode zur Berechnung der Toxizität von Belastungen verschiedener Dauer beruht auf der *Haber'schen* Regel. Diese besagt, dass die Toxizität einer Substanz dem Produkt aus Konzentration und Belastungsdauer entspricht (*Fig. 3*). Dieses Produkt wird hier als Dosis bezeichnet. Mithilfe dieser Regel kann man die Belastung durch eine Konzentrationsspitze oder eine schwankende Konzentrationskurve in einem Gewässer mit dem Ergebnis eines ökotoxikologischen Standardtests vergleichen. Sowohl für den Konzentrationsverlauf im Gewässer als auch für den ökotoxikologischen Test kann man die Dosis ausrechnen und diese miteinander vergleichen (*s. Kapitel «Einfache Methode»*).

Nicht für alle Fälle geeignet

Allerdings stimmt die *Haber'sche* Regel nur in sehr wenigen Fällen genau – streng genommen, nur wenn Toxikokinetik und Toxikodynamik sehr schnell ihren Gleichgewichtszustand erreichen [22]. Bei Herbizidbelastung von Algen zum Beispiel wurde gezeigt, dass die toxischen Effekte nach dem Ende von Pulsbelastungen sofort nachlassen [23, 24], die Toxikokinetik und Toxikodynamik erreichen also sehr schnell ihren Gleichgewichtszustand und die *Haber'sche* Regel kann angewendet werden. Im Gegensatz dazu sind verzögerte Toxizität (*delayed toxicity*) und akkumulierte Toxizität (*carry-over toxicity*) zwei Phänomene, die sich nicht mit der *Haber'schen* Regel beschreiben lassen, die aber für schwankende Belastungen besonders relevant sind. In diesen Fällen kann man detaillierte Methoden (*s. Kapitel «Detaillierte Methode»*) benutzen, die explizit Toxikokinetik und Toxikodynamik berücksichtigen.



#### TOXIKOKINETIK

Toxikokinetische Prozesse umfassen Aufnahme, Umwandlung, Verteilung und Ausscheidung eines Stoffes im Organismus, also alles, was der Organismus mit dem Stoff macht.

#### TOXIKODYNAMIK

Toxikodynamik umfasst die eigentliche toxische Wirkung an einem Rezeptor oder zellulären Bestandteil, Störung biochemischer Kaskaden und Kompensationsprozesse sowie physiologische Reaktionen des Organismus und den beobachtbaren Effekt auf den Organismus. Toxikodynamik beschreibt also das, was der Stoff im Organismus verursacht.

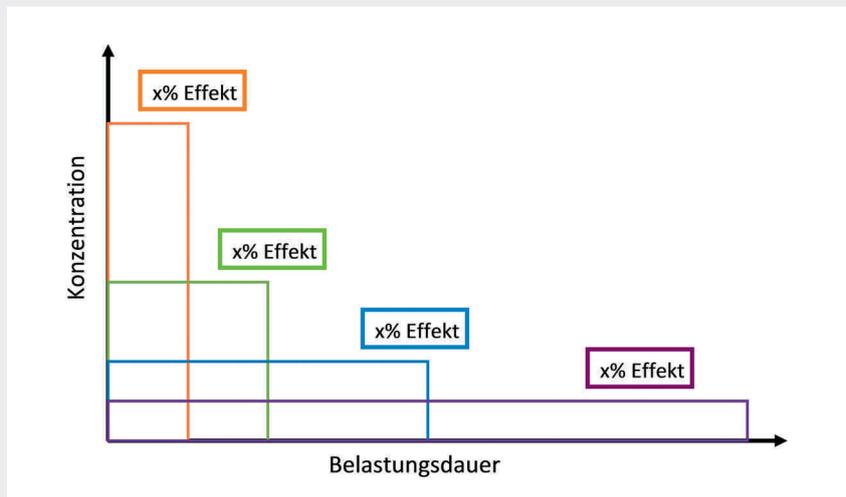


Fig. 3 Illustration der Haber'schen Regel. Die Toxizität (x% Effekt) entspricht dem Produkt aus Konzentration und Belastungsdauer (=Dosis). Die Fläche der Rechtecke entspricht der Dosis und ist immer gleich gross

Illustration de la règle de Haber'schen La toxicité (effet de x%) est le produit de la concentration et du temps d'exposition (=dose). La surface du rectangle correspondant à la dose est toujours de la même taille

### EINFACHE METHODE

#### Ausrechnen der Dosis

Es wird eine einfache Methode vorgestellt, um die Gefährdung von Wasserorganismen, z.B. durch Belastungsspitzen aus Strassenabwässern oder anderen Belastungen, abzuschätzen. Die Abschätzung der Gefährdung erfolgt anhand vorliegender Toxizitätsdaten und unter der Annahme, dass die *Haber'sche Regel* gilt (Diskussion in *Ashauer et al.* [25]). Es wurden schon viele Abweichungen und Ausnahmen von der *Haber'schen Regel* gefunden, aber als grobe Abschätzung ist sie ein sinnvoller Ansatz, sofern sie in Kombination mit einem genügend grossen Sicherheitsfaktor angewandt wird. Um die Belastung durch die fluktuierende Exposition mit den Toxizitätstests vergleichen zu können, müssen sowohl Exposition als auch Toxizitätsdaten in die Dosis umgerechnet werden (Beispielenheiten:  $\mu\text{g}\cdot\text{h}/\text{l}$ ). Dabei macht man die Annahme, dass verschiedene Expositionen, bei denen das Produkt aus Konzentration und Zeitdauer gleich ist, auch den gleichen Effekt aufweisen (*Haber'sche Regel*, Fig. 3). Dadurch können auch Toxizitätstests mit verschiedenen Testdauern konsistent verwendet werden.

Figur 4 zeigt als Beispiel eine Belastung mit einer Dosis von  $600 \mu\text{g}\cdot\text{h}/\text{l}$ . Es wird angenommen, dass in diesem Fall drei Toxizitätsdaten vorliegen. Ein 48-h-LC50<sup>1</sup> für Daphnien von  $40 \mu\text{g}/\text{l}$  (entspricht Dosis:  $48 \text{ h} \cdot 40 \mu\text{g}/\text{l} = 1920 \mu\text{g}\cdot\text{h}/\text{l}$ ), ein 96-

h-LC50 für Fisch von  $90 \mu\text{g}/\text{l}$  (entspricht Dosis von:  $96 \text{ h} \cdot 90 \mu\text{g}/\text{l} = 8640 \mu\text{g}\cdot\text{h}/\text{l}$ ) und ein 336-h-EC95<sup>2</sup> von  $68 \mu\text{g}/\text{l}$  für Algen (entspricht Dosis von:  $336 \text{ h} \cdot 68 \mu\text{g}/\text{l} = 22848 \mu\text{g}\cdot\text{h}/\text{l}$ ). Von diesen drei Toxizitätstests hat der Daphnientest die niedrigste Dosis, deshalb wird dieser zum Vergleich mit der gemessenen Belastung benutzt. Ein direkter Vergleich der Dosen

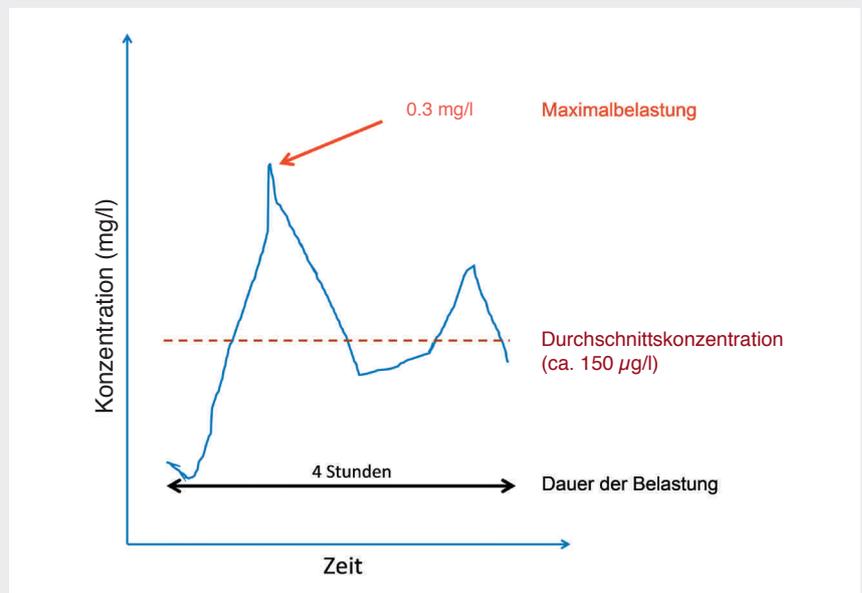


Fig. 4 Beispiel einer gemessenen Belastung, z.B. Zink im Strassenabfluss der Urtenen (modifiziert nach [26]). Die Konzentration liegt im Mittel bei  $150 \mu\text{g}/\text{l}$ . Damit entspricht die Fläche unter der Kurve ungefähr einer Dosis von  $600 \mu\text{g}\cdot\text{h}/\text{l}$  (abgeschätzt als  $4 \text{ h} \cdot 150 \mu\text{g}/\text{l}$ ). Das ist das Integral der Konzentrationskurve über die Zeit

Exemple d'une pollution mesurée: zinc dans un ruissellement de caniveau d'Urtenen (modifié d'après [26]). La concentration est en moyenne de  $150 \mu\text{g}/\text{l}$ . C'est pourquoi la surface sous la courbe correspond environ à une dose de  $600 \mu\text{g}\cdot\text{h}/\text{l}$  (estimée à  $4 \text{ h} \cdot 150 \mu\text{g}/\text{l}$ ). Il s'agit de l'intégrale de la courbe de la concentration sur le temps

ist aber aus verschiedenen Gründen nicht zulässig, es muss ein Sicherheitsfaktor (z.B. 1000) verwendet werden.

#### Sicherheitsfaktor

Der Sicherheitsfaktor ist notwendig, um die Unsicherheiten abzudecken, die der Berechnungsmethode und den zugrundeliegenden Daten innewohnen. Wenn man die Dosen der beobachteten Belastung und der Toxizitätsdaten direkt vergleichen würde, wäre in den meisten Fällen ein tatsächlich vorhandenes Risiko nicht erkennbar (falsch-negativer Befund). Tatsächlich wird der Quotient der beiden Dosen (Dosis Toxizitätstest / Dosis gemessene Belastung) mit dem Sicherheitsfaktor verglichen. Bei Quotienten, die kleiner als der Sicherheitsfaktor sind, kann die Gefährdung von Wasserorganismen nicht ausgeschlossen werden (Dosis Toxizitätstest / Dosis gemessene Belastung < Sicherheitsfaktor). Der Sicherheitsfaktor setzt sich aus verschiedenen Aspekten zusammen (Tab. 2).

<sup>1</sup> 48-h-LC50: Die Konzentration, bei der innerhalb von 48 Stunden 50% der getesteten Tiere sterben (LC = Lethal Concentrations)

<sup>2</sup> 336-h-EC95: Die Konzentration, bei der innerhalb von 336 Stunden das Wachstum der Algenpopulation um 95% vermindert wird (EC = Effect Concentrations)

Aspekt	Begründung	Faktor
Extrapolation vom Labor ins Freiland	Die Toxizitätstests werden unter anderen Bedingungen als im Freiland durchgeführt.	10
Multipler Stress	Die Testorganismen können im Freiland gleichzeitig anderen (z. B. biologischen oder physikalischen) Stressoren ausgesetzt sein.	
Extrapolation von einer (wenigen) Testspezies zu vielen (allen) Lebewesen im Gewässer	Die in der Regel vorhandenen Toxizitätsdaten decken nur wenige verschiedene Tiergruppen ab. Die Sensitivitätsunterschiede zwischen verschiedenen Spezies können sehr gross sein und sind für die meisten Stoffe unbekannt.	10
Von letalen zu subletalen Effekten	Oft sind nur Toxizitätsdaten für akute Toxizität vorhanden. Subletale Effekte treten bei niedrigeren Dosen auf.	10
Grenzen der Gültigkeit der <i>Haber'schen</i> Regel	Es gibt viele Abweichungen von der <i>Haber'schen</i> Regel (z. B. verzögerte Toxizität).	[-] <sup>a1</sup>
Mischungstoxizität	Im Freiland sind Organismen einer Mischung aus verschiedenen Stoffen ausgesetzt, die alle zur Toxizität beitragen.	[-] <sup>a1</sup>

<sup>a1</sup> Der Faktor für die beiden letzten Aspekte ist meist nicht explizit erwähnt und schwierig zu quantifizieren.

*Tab. 2 Zusammensetzung des Sicherheitsfaktors. Verschiedene Aspekte können dazu führen, dass anders als im Labor-Toxizitätstest in der Realität schon bei kleineren Dosen Effekte auftreten. Diese Unsicherheit versucht man durch den Sicherheitsfaktor abzuschätzen, um falsch-negative Beurteilungen zu vermeiden*

*Composition du facteur de sécurité. Différents aspects peuvent se traduire par une différence entre les effets de l'essai de toxicité en laboratoire et les effets à petites doses. Le facteur de sécurité tente d'estimer cette incertitude pour éviter les fausses évaluations négatives*

Insgesamt ergibt sich so ein Sicherheitsfaktor von 1000, weil die Faktoren für die einzelnen Aspekte multipliziert werden. Sicherheitsfaktoren sind generell nur grobe Abschätzungen und sind bisher nie umfassend definiert und mit empirischen Daten quantifiziert worden. Würde man die letzten beiden Aspekte aus *Tabelle 2* auch mit einbeziehen, könnte man theoretisch sogar zu noch grösseren Sicherheitsfaktoren gelangen, allerdings ist es unwahrscheinlich, dass alle Aspekte aus *Tabelle 2* gleichzeitig auftreten und relevant sind. Da die in *Tabelle 2* aufgelisteten Begründungen nur beispielhaft sind, darf man den Sicherheitsfaktor nicht ohne weitere Überlegungen vermindern. Weitere Diskussionen von Sicherheitsfaktoren finden sich in der wissenschaftlichen Literatur [4, 27–30].

Interpretation bei angezeigter Gefährdung

Beispiel: Dosis im Toxizitätstest / Dosis der Belastung = 3,2 – dies ergibt sich aus der Dosis im Daphnientest (1920 µg\*h/l) geteilt durch die Dosis der gemessenen Belastung (600 µg\*h/l). Da das Verhältnis kleiner als 1000 (Sicherheitsfaktor) ist, kann eine Gefährdung von Wasserorganismen nicht ausgeschlossen werden. Anders gesagt: Wenn Dosis im Toxizitätstest / Dosis der Belastung kleiner 1000, besteht eventuell eine Gefährdung und

weitere Analysen sind angezeigt. In der Regel würde man versuchen, die Datenbasis der Bewertung zu verbessern, indem zum Beispiel genügend Toxizitätsdaten für verschiedene Tiergruppen erhoben werden, um eine Spezies-Sensitivitäts-Verteilung (SSV, [31]) zu erstellen. Dadurch werden Unsicherheiten beseitigt und der Sicherheitsfaktor kann z. B. um den Faktor 10 verkleinert werden, weil dann der Aspekt «Extrapolation von einer (wenigen) zu vielen (allen) Lebewesen im Gewässer» besser berücksichtigt ist. Dabei sollte auch die SSV auf Basis der Dosis in den verschiedenen Toxizitätstests berechnet werden. Falls dann immer noch eine Gefährdung angezeigt wird, müssen weitere, der Fragestellung angepasste, spezifische Untersuchungen aufklären, wie hoch sie für die verschiedenen Wasserlebewesen ist.

#### DETAILLIERTE METHODE

Eine detaillierte Methode zur Bewertung von schwankenden Belastungen wurde auf der Basis eines neuen ökotoxikologischen Modells entwickelt, das explizit die zeitlichen Aspekte von Toxikokinetik und Toxikodynamik berücksichtigt [6]. Am Beispiel von Diazinonkonzentrationen in der Mönchaltdorfer Aa im Einzugsgebiet des Greifensees wurde eine Risikoabschätzung durchgeführt, die zusätzlich

zeitliche Aspekte der Toxizität berücksichtigt und ökotoxikologische Studien für verschiedene Wassertierarten einbezieht. Damit kann der Anteil der betroffenen Tierarten ausgerechnet werden, bei denen toxische Effekte zu erwarten sind (*Fig. 5*). Dieser Anteil entspricht dem «Risiko» durch Diazinon in dem betroffenen Fluss, denn Risiko ist die Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines unerwünschten Ereignisses. Das unerwünschte Ereignis ist hier unzureichende Wasserqualität im Sinne der Schweizer Gewässerschutzgesetzgebung. In diesem Beispiel konnte zudem gezeigt werden, dass der Einfluss von urbanen und landwirtschaftlichen Quellen auf das Gesamtrisiko zeitlich variiert und in keinem festen Verhältnis steht. Man kann also nicht pauschal schlussfolgern, dass die urbanen Quellen x% und die landwirtschaftlichen Quellen y% des Risikos verursachen. Diese Anteile können je nach Lage der Messstelle und Messzeitraum unterschiedlich ausfallen (s. Beispiele und Diskussion in *Ashauer et al.* [6]). Zudem tragen sowohl kurze Belastungsspitzen als auch relativ niedrige, konstante Hintergrundbelastungen zum Risiko bei (mehr Details in [6]). Die Anwendung dieser detaillierten Methode wird hier nicht beschrieben, da dies ausführlich in der Originalveröffentlichung geschehen ist [6]. Als Datengrundlage für die detaillierte Methode benötigt man die Rohdaten (z. B. die Anzahl Überlebender an jedem Tag in einem Standardtoxizitätstest) aus möglichst vielen Toxizitätstests mit verschiedenen Arten. Gemessene Konzentrationen in Organismen oder umfangreiche Toxikokinetik- und -dynamikmodelle sind nicht zwingend nötig, vielmehr kann man auch ein vereinfachtes Toxikokinetik-Toxikodynamik-Modell verwenden, das beide Prozessgruppen vereinfacht zusammenfasst (s. Beispiel und Diskussion in [18]). Die Stoffkonzentrationen des Beispiels in *Figur 5* überschreiten das AQK mehrfach, d. h. die Anwendung der Wasserqualitätskriterien zeigt eine Gefährdung von Wasserorganismen an. Mit der detaillierten Methode erfährt man zusätzlich, welche Arten betroffen sind, wie gross deren Anteil ist und wie der Zeitverlauf des Risikos ist und welche Arten betroffen sind. Ausserdem liefert die detaillierte Methode auch Ergebnisse, wenn die Stoffbelastungen zwischen dem AQK und CQK liegen, während die Qualitätskriterien allein hier keine eindeutige Aussage erlauben.

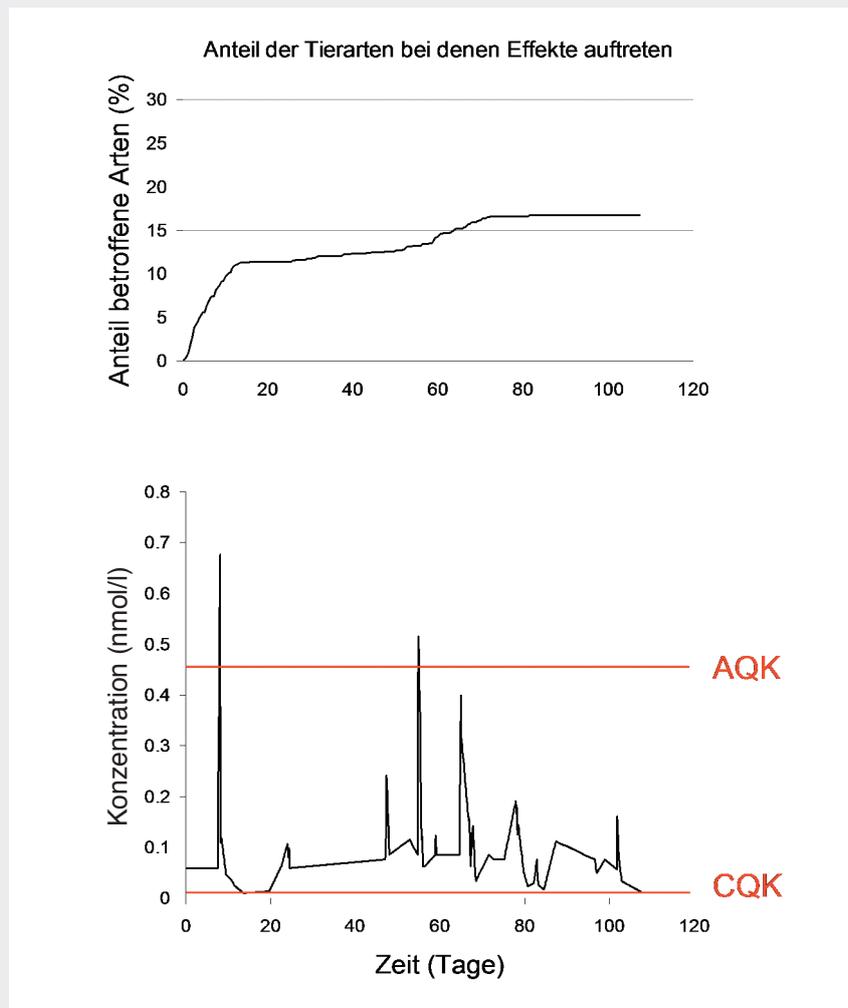


Fig. 5 Schwankende Konzentrationen von Diazinon in der Mönchaltalder Aa [1]. Akutes sowie chronisches Qualitätskriterium nach N. Chèvre [5] (untere Grafik, AQK=0,0027 µg/l, CQK=0,14 µg/l) und berechneter Anteil der Tierarten, bei denen toxische Effekte zu erwarten sind (obere Grafik, berechnet mit der detaillierten Methode nach Ashauer et al. [6]). Die Belastung wurde zwischen 10. März und 26. Juni 2007 gemessen [1]

Concentrations variables de diazinon dans le Mönchaltalder Aa [1]. Critères de qualité aigu et chronique d'après N. Chèvre [5] (graphique du bas, CQA=0,0027 µg/l, CQC=0,14 µg/l) et proportion calculée des espèces animales pour lesquelles des effets toxiques sont à prévoir (graphique du haut, calculé selon la méthode détaillée selon Ashauer et coll. [6])

Das Beispiel aus *Figur 5* kann auch mit der einfachen, auf der *Haber'schen* Regel basierenden Methode beurteilt werden. Von den Toxizitätstests aus *Ashauer et al.* [6] hat der Test, bei dem die Filtrierungsrate von *Daphnia magna* beeinträchtigt wurde, die niedrigste Dosis (1,54 nmol\*d/l, errechnet aus *Tab. 1* in [6]). Die Dosis der in *Figur 5* gezeigten Belastung liegt bei 8,208 nmol\*d/l. Der Quotient aus der Dosis des Toxizitätstest (1,54 nmol\*d/l) und der gemessenen Belastung (8,208 nmol\*d/l) beträgt 0,2 und ist deutlich kleiner als der Sicherheitsfaktor von 1000. Damit zeigt auch die einfache, auf der *Haber'schen* Regel basierende Methode eine Gefährdung von Wasserlebewesen bei der in *Figur 5* gezeigten Be-

lastung an. Hier wurde der Einfachheit wegen die Dosis der Belastung über den gesamten Zeitraum (108 Tage) berechnet. Man könnte diese Analyse noch verfeinern, indem nur bestimmte Teile der gemessenen Zeitreihe analysiert werden, oder indem man aus den Toxizitätstests, die für Diazinon vorliegen, eine SSV auf Basis der Dosis ausrechnet. Festzuhalten bleibt, dass drei verschiedene Methoden (Qualitätskriterium, *Haber'sche* Regel, detaillierte Methode mit Toxikokinetik und -dynamik) für die in *Figur 5* gezeigte Belastung mit Diazinon eine Gefährdung der Wasserlebewesen anzeigen. Im Gegensatz zur einfachen Anwendung der Qualitätskriterien können die beiden letztgenannten Me-

thoden auch Aussagen treffen, wenn die Belastung zwischen dem AQK und CQK liegt.

## DISKUSSION UND EMPFEHLUNGEN

*N. Chèvre* stellte 2006 ein Konzept zur Bewertung des Umweltrisikos von Pestizidkonzentrationen in Schweizer Oberflächengewässern vor [5]. In diesem Konzept wird die Gewässerqualität auf der Basis von akuten und chronischen Qualitätskriterien beurteilt (s. Beispiel in *Fig. 5*). Dabei wird angenommen, dass kurze Überschreitungen des chronischen Qualitätskriteriums die Gewässerorganismen nicht beeinträchtigen, wenn mindestens zwei Wochen zwischen den Überschreitungen liegen. Neuere Forschungen mit Insektiziden haben jedoch gezeigt, dass die Erholungszeit von Organismen bis zu vier Wochen betragen kann [19, 20] und dass niedrige Belastungen die Toxizität von nachfolgenden Belastungsspitzen erhöhen können [6]. Deshalb sind nach bisherigem Wissensstand sowohl Belastungsspitzen mit einem Intervall von weniger als vier Wochen wie auch niedrige Hintergrundbelastungen mit in die Bewertung der Gewässerqualität einzubeziehen. Beide hier vorgestellten Methoden, die detaillierte Methode mit spezieller Berücksichtigung von Toxikokinetik und Toxikodynamik als auch die einfache Methode, die auf der *Haber'schen* Regel basiert, benötigen eine möglichst breite Datengrundlage. Anders gesagt, in jedem Fall muss zuerst die gesamte ökotoxikologische Literatur zu einem Stoff durchsucht werden und alle Toxizitätsdaten gesammelt werden. Solche stoffspezifischen Datenrecherchen sind auch die Grundlage für die Herleitung von Wasserqualitätskriterien und bedeuten oftmals den grössten Anteil am Arbeitsaufwand. Auch aus diesem Grunde ist die zurzeit am Oekotoxzentrum durchgeführte Herleitung von Qualitätskriterien [Artikel *Junghans et al.*, S. 16] sehr nützlich, weil diese Arbeiten die Datengrundlage schaffen, um mit den hier beschriebenen Methoden auch schwankende Konzentrationen und kurze Belastungsspitzen zu beurteilen.

Eine detaillierte Analyse auf der Basis von Toxikokinetik und Toxikodynamik liefert die meisten Informationen und verbessert sowohl das Verständnis der Gewässerbelastung als auch der Handlungsoptionen [6]. In Situationen, in de-

nen eine schnelle, grobe Analyse gefragt ist, sollte die Belastung mit den Toxizitätsdaten über die Dosis verglichen werden (s. «Einfache Methode»). Für Belastungen, die zwischen dem akuten und dem chronischen Qualitätskriterium liegen, kann mit der einfachen Methode schnell eine Aussage zur Gefährdung von Wasserorganismen getroffen werden.

## BIBLIOGRAPHIE

- [1] Wittmer, I. K. et al. (2010): Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. *Water Res* 44: 2850–2862
- [2] Brock, T. C. M. et al. (2010): Linking Aquatic Exposure and Effects. SETAC, Pensacola, FL
- [3] Leu, C. et al. (2004): Variability of herbicide losses from 13 fields to surface water within a small catchment after a controlled herbicide application. *Environ Sci Technol* 38: 3835–3841
- [4] van Leeuwen, C. J.; Vermeire, T. G. eds. (2007): Risk assessment of chemicals – an introduction, 2<sup>nd</sup> ed. Springer, Dordrecht, The Netherlands
- [5] Chèvre, N. (2006): Pestizide in Schweizer Oberflächengewässern - Wirkungsorientierte Qualitätskriterien. *gwa* 4/06: 297–307
- [6] Ashauer, R. et al. (2011): Environmental Risk Assessment of Fluctuating Diazinon Concentrations in an Urban and Agricultural Catchment Using Toxicokinetic-Toxicodynamic Modeling. *Environ Sci Technol* 45: 9783–9792
- [7] Andersen, T. H. et al. (2006) Acute and chronic effects of pulse exposure of *Daphnia magna* to dimethoate and pirimicarb. *Environ Toxicol Chem* 25: 1187–1195
- [8] Heckmann, L. H. et al. (2005): Relationship between biochemical biomarkers and pre-copulatory behaviour and mortality in *Gammarus pulex* following pulse-exposure to lambda-cyhalothrin. *Pest Manag Sci* 61: 627–635
- [9] Cold, A.; Forbes, V.E. (2004): Consequences of a short pulse of pesticide exposure for survival and reproduction of *Gammarus pulex*. *Aquat Toxicol* 67: 287–299
- [10] Forbes, V. E.; Cold, A. (2005): Effects of the pyrethroid esfenvalerate on life-cycle traits and population dynamics of *Chironomus riparius* - Importance of exposure scenario. *Environ Toxicol Chem* 24: 78–86
- [11] Schulz, R.; Liess, M. (2000): Toxicity of fenvalerate to caddisfly larvae: chronic effects of 1-vs 10-h pulse-exposure with constant doses. *Chemosphere* 41: 1511–1517
- [12] Diamond, J.M. et al. (2006): Implications of pulsed chemical exposures for aquatic life criteria and wastewater permit limits. *Environ Sci Technol* 40: 5132–5138
- [13] Cedergreen, N. (2005): Does the effect of herbicide pulse exposure on aquatic plants depend on K<sub>0</sub> or mode of action? *Aquat Toxicol* 71: 261–271
- [14] Ashauer, R. et al. (2007): New ecotoxicological model to simulate survival of aquatic invertebrates after exposure to fluctuating and sequential pulses of pesticides. *Environ Sci Technol* 41: 1480–1486
- [15] Naddy, R. B. et al. (2000): Response of *Daphnia magna* to pulsed exposures of chlorpyrifos. *Environ Toxicol Chem* 19: 423–431
- [16] Naddy, R. B.; Klaine, S. J. (2001): Effect of pulse frequency and interval on the toxicity of chlorpyrifos to *Daphnia magna*. *Chemosphere* 45: 497–506
- [17] Macinnis-Ng, C. M. O.; Ralph, P. J. (2004): In situ impact of multiple pulses of metal and herbicide on the seagrass, *Zostera capricorni*. *Aquat Toxicol* 67: 227–237
- [18] Nyman, A.-M. et al. (2012): Toxicokinetic-toxicodynamic modelling of survival of *Gammarus pulex* in multiple pulse exposures to propiconazole: model assumptions, calibration data requirements and predictive power *Ecotoxicology* in press: 1–13
- [19] Ashauer, R. et al. (2007): Simulating toxicity of carbaryl to *Gammarus pulex* after sequential pulsed exposure. *Environ Sci Technol* 41: 5528–5534
- [20] Ashauer, R. et al. (2010): Toxicokinetic-toxicodynamic modeling explains carry-over toxicity from exposure to diazinon by slow organism recovery. *Environ Sci Technol* 44: 3963–3971
- [21] Ashauer, R. et al. (2007): Modeling combined effects of pulsed exposure to carbaryl and chlorpyrifos on *Gammarus pulex*. *Environ Sci Technol* 41: 5535–5541
- [22] Rozman, K. K.; Doull, J. (2000): Dose and time as variables of toxicity. *Toxicology* 144: 169–178
- [23] Vallotton, N. (2008): Effect of Sequential Isoproturon Pulse Exposure on *Scenedesmus vacuolatus*. *Arch Environ Contam Toxicol*: 1–8
- [24] Weber, D. et al. (2012): Combination of a higher-tier flow-through system and population modeling to assess the effects of time-variable exposure of isoproturon on the green algae *Desmodesmus subspicatus* and *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Environ Toxicol Chem* 31: 899–908
- [25] Ashauer, R. (2006): Predicting effects on aquatic organisms from fluctuating or pulsed exposure to pesticides. *Environ Toxicol Chem* 25: 1899–1912
- [26] Ochsenbein, U. et al. (2008): Starke Belastung der Urtenen bei Regenwetter. *GSA-Informationsbulletin* 2: 18–25
- [27] Chapman, P. M. et al. (1998): A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environ Toxicol Chem* 17: 99–108
- [28] Roex, E. W. M. et al. (2000): Ratios between acute aquatic toxicity and effects on population growth rates in relation to toxicant mode of action. *Environ Toxicol Chem* 19: 685–693
- [29] Vaal, M. A. (2000): Variation in sensitivity of aquatic species to toxicants: Practical consequences for effect assessment of chemical substances. *Environ Manage* 25: 415–423
- [30] Ahlers, J. (2006): Acute to chronic ratios in aquatic toxicity - Variation across trophic levels and relationship with chemical structure. *Environ Toxicol Chem* 25: 2937–2945
- [31] Posthuma, L. et al. (2002): *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton

## > SUITE DU RÉSUMÉ

réhension de la pollution de l'eau et les possibilités d'action. Dans les cas où une analyse rapide et approximative est nécessaire, la concentration doit être comparée avec les données de toxicité de la dose. Pour les concentrations comprises entre le critère de qualité aigu et chronique, une méthode simple fondée sur la règle de Haber'schen permet de déterminer rapidement le risque présent pour les organismes aquatiques.

# QUALITÄTSKRITERIEN FÜR PFLANZENSCHUTZMITTEL

## METHODE ZUR HERLEITUNG VON QUALITÄTSKRITERIEN FÜR PSM IN SCHWEIZER OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

Um Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in Oberflächengewässern ökotoxikologisch zu bewerten, braucht es Qualitätskriterien, die mögliche Wirkungen der Substanzen auf Wasserorganismen berücksichtigen. Es wird eine Methode zur Bewertung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in Oberflächengewässern vorgeschlagen, die im Einklang mit den Schutzziele des Schweizer Gewässerschutzrechtes steht.

Marion Junghans; Robert Kase, Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie Eawag-EPFL  
Nathalie Chèvre, Faculté des Géosciences et de l'Environnement, Université de Lausanne

### CRITÈRES DE QUALITÉ POUR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

Les produits phytosanitaires (PPS) et les biocides sont très largement détectés dans les eaux de surface suisses. L'évaluation de ces résultats est basée sur la loi fédérale de 1991 sur la protection de l'eau. Selon l'ordonnance sur la protection des eaux, la présence de pesticides organiques (biocides et PPS) dans les cours d'eau suisses est soumise à un critère numérique de 0,1 µg/l pour chaque substance. Sont réservées les autres exigences fixées sur la base de l'appréciation des différentes substances dans le cadre de la procédure d'autorisation. Le critère numérique de 0,1 µg/l ne permet pas une évaluation écotoxikologique de la qualité de l'eau. Des exigences supplémentaires concernant la qualité de l'eau et basées sur les effets des substances – des critères de qualité – sont donc nécessaires.

Un projet initié par l'Office fédéral de l'environnement et coordonné par le Centre Ecotox a permis de montrer que les objectifs de protection de la loi suisse sur la protection de l'eau sont comparables avec les objectifs de la directive européenne sur l'eau. Par conséquent, nous recommandons l'utilisation de la méthode de l'UE pour définir des critères de qualité (appelés Normes de Qualité Environnementale) également en Suisse pour l'évaluation écotoxikologique de la qualité de l'eau. Les données écotoxikologiques provenant de l'autorisation du PPS présentent une perti- >

### PFLANZENSCHUTZMITTEL IN SCHWEIZER OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

Seit den 1990er-Jahren werden Pestizide bei der Beurteilung der Wasserqualität von Fliessgewässern berücksichtigt und seitdem auch verbreitet nachgewiesen. Sie gelangen entweder als Pflanzenschutzmittel (PSM), vorwiegend aus der Landwirtschaft, oder als Biozide aus eher urbanen Quellen in die Gewässer. Berichte über Pestizidkonzentrationen in Fliessgewässern wurden von verschiedenen kantonalen Behörden veröffentlicht [1-7]. Zur Beurteilung der Wasserqualität wurden in diesen Berichten die Pestizidkonzentrationen mit der in der Gewässerschutzverordnung von 1998 (GSchV) [8] festgelegten numerischen Anforderung von 0,1 µg/l je Einzelstoff verglichen. Diese generelle Anforderung zielt darauf ab, dem Vorsorgeprinzip entsprechend möglichst niedrige Pestizidkonzentrationen in Oberflächengewässern zu akzeptieren. Sie erlaubt jedoch keine ökotoxikologische, effektbasierte Beurteilung der Wasserqualität. In der GSchV sind zwar «andere Werte aufgrund von Einzelstoffbeurteilungen im Rahmen des Zulassungsverfahrens» vorbehalten, es liegen aber noch keine Werte vor, die sich explizit auf diesen Vorbehalt in der GSchV beziehen. Ergänzende effektbasierte Anforderungen an die Wasserqualität, auch Qualitätskriterien genannt, werden jedoch benötigt. So haben einige kantonale Behörden die gemessenen Konzentrationen in ihren Berichten zu-

sätzlich noch mit effektbasierten akuten und chronischen Qualitätskriterien verglichen [1, 3, 7, 9], die im Jahr 2006 von N. Chèvre *et al.* [10] veröffentlicht wurden. Es wurden aber z.T. auch effektbasierte Werte aus EU-Mitgliedsstaaten herangezogen. Im Jahr 2010 haben Knauer und andere Mitarbeiter des Bundesamtes für Landwirtschaft [11] «ökotoxikologische Kenngrößen» für PSM in Oberflächengewässern veröffentlicht, die in Anlehnung an die Methoden der PSM-Zulassung und basierend auf den Zulassungsdossiers hergeleitet wurden.

Im Jahr 2009 hat das BAFU in Zusammenarbeit mit dem Schweizerischen Zentrum für angewandte Ökotoxikologie (Oekotoxzentrum) ein Projekt initiiert, in dem Methoden evaluiert wurden, mit denen effektbasierte Werte unter der GSchV festgelegt werden können [12]. Ziel war es, basierend auf einer Situationsanalyse eine Methode vorzuschlagen, die zu Qualitätskriterien führt, die zum einen den Schutzziele des Schweizer Gewässerschutzgesetzes und der Schweizer Gewässerschutzverordnung entsprechen und zum anderen mit denen der Nachbarländer möglichst vergleichbar sind. Die Situationsanalyse wurde anhand von in PSM verwendeten Wirkstoffen durchgeführt. Es war nicht beabsichtigt, neue Konzepte und Methoden zu entwi-

ckeln, sondern bestehende Methoden auf ihre Eignung hin zu überprüfen. Dazu gehören vor allem die in der EU zur ökotoxikologischen Beurteilung von Spurenstoffen in Gewässern angewandte Methode [13] sowie diejenige der ökotoxikologischen Risikobewertung aus dem PSM-Zulassungsverfahren [14]. Neben einer Gegenüberstellung der Schutzziele und Methoden wurde auch anhand von Fallstudien mit sechs PSM-Wirkstoffen versucht, numerische Unterschiede in den resultierenden Qualitätskriterien zu erfassen und zu analysieren. Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse dieser Situationsanalyse und die darauf basierenden Empfehlungen vorgestellt. Am Ende wird ein Ausblick auf laufende Folgeprojekte gegeben.

### EINBINDUNG NATIONALER UND INTERNATIONALER EXPERTEN

Nationale und internationale Expertisen zur Herleitung von Umweltqualitätskriterien für PSM und deren Zulassung wurden in das Projekt eingebunden. Die nationalen Experten wurden von Anfang an in das Projekt einbezogen, während die internationalen Experten den Schlussbericht kommentiert haben. Die Experten kamen aus Wissenschaft, Behörden und Beratungsfirmen (Fig. 1).

### GEGENÜBERSTELLUNG DER SCHUTZZIELE

Das Schweizer Gewässerschutzrecht, das aus dem Gewässerschutzgesetz (GSchG [15]) und der Gewässerschutzverordnung (GSchV [8]) besteht, bezweckt, die Gewässer vor nachteiligen Einwirkungen zu schützen. Die für die ökologischen Anforderungen an die Wasserqualität oberirdischer Gewässer relevanten Schutzziele des Schweizer Gewässerschutzrechtes sind vergleichbar mit den entsprechenden Schutzziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) [12]. Obwohl sich die Schweizer Gewässerschutzgesetzgebung und die WRRL in der Wortwahl unterscheiden, lässt sich aus beiden Gesetzgebungen dasselbe Ziel herauslesen: Es sollen weder einzelne Arten in ihrem Bestand noch Lebensgemeinschaften mehrerer Arten in ihrer Zusammensetzung durch Schadstoffe gefährdet werden. Funktionen, welche die Organismen im Gewässer ausüben, sollen unbeeinträchtigt bleiben. Dieser Schutz bezieht sich in der Schweiz wie auch in der EU auf alle Tier- und Pflanzenarten, die in Gewässern leben, und gilt zu jedem Zeitpunkt. Daher wurde geschlussfolgert, dass für die Beurteilung der Wasserqualität in der Schweiz die gleiche Vorgehensweise angewendet werden kann wie für die Beurteilung des ökologischen Zustandes im Rahmen der WRRL [12].

Auch in der PSM-Zulassung sollen die aquatischen Lebensgemeinschaften geschützt und das Funktionieren des Ökosystems gewährleistet werden. Die Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV) [14] soll sicherstellen, dass PSM «bei vorschriftsmässigem Umgang keine unannehmbaren Nebenwirkungen auf Mensch, Tier und Umwelt haben». Die PSMV bezweckt zum einen «ein hohes Schutzniveau für die Gesundheit von Mensch und Tier und für die Umwelt», zum anderen soll sie aber auch «die landwirtschaftliche Produktion verbessern». Wie unter der WRRL geschieht die ökotoxikologische Bewertung der Substanzen anhand von akuten und chronischen Biotests. Anders als unter der WRRL wird die ökotoxikologische Bewertung stets mit einer Expositionsabschätzung verglichen, um das potenzielle Risiko von PSM für Oberflächengewässer bewerten zu können. Es wird also kein Qualitätskriterium im eigentlichen Sinne definiert, sondern ein Risiko, ein sogenanntes *Toxicity-Exposure*

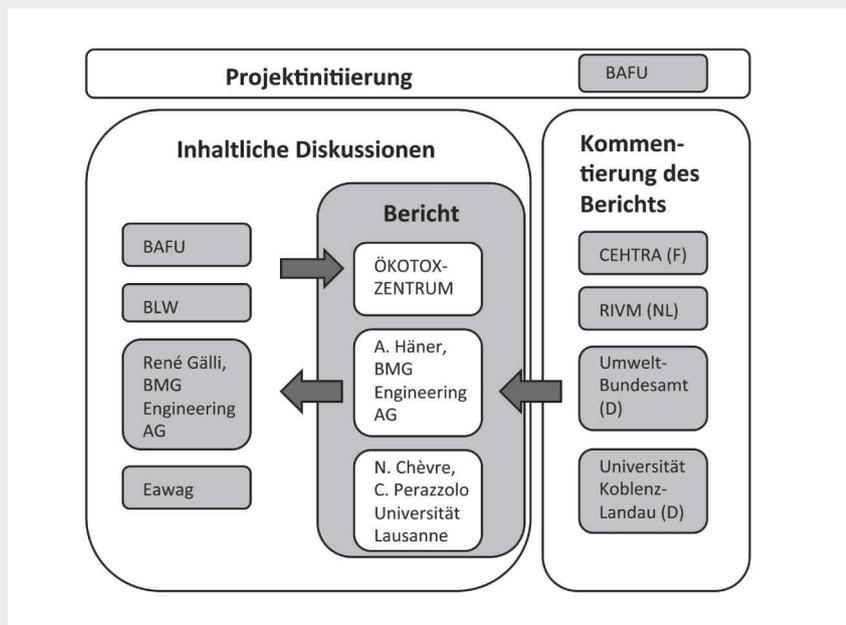


Fig. 1 Projektstruktur. BAFU: Bundesamt für Umwelt, BLW: Bundesamt für Landwirtschaft, CEHTRA: Consultancy for Environmental & Human Toxicology and Risk Assessment, RIVM: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu  
Structure du projet. OFEV: Office fédéral de l'environnement, OFAG: Office fédéral de l'agriculture, CEHTRA: Consultancy for Environmental & Human Toxicology and Risk Assessment, RIVM: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu

**VERWENDETE ABKÜRZUNGEN**

AA-EQS	<i>Annual Average Environmental Quality Standard</i>
AF	<i>Assessment Factor</i> (Sicherheitsfaktor)
AQK	akute Qualitätskriterien
CQK	chronische Qualitätskriterien
GSchG	Gewässerschutzgesetz
GSchV	Gewässerschutzverordnung
MAC-EQS	<i>Maximum Allowable Concentration Environmental Quality Standard</i>
NOEAEAC	<i>No Observed Ecological Adverse Effect Concentration</i>
PNEC	<i>Predicted No-Effect Concentration</i>
PSM	Pflanzenschutzmittel
PSMV	Pflanzenschutzmittelverordnung
RAC	<i>Regulatory Acceptable Concentration</i>
SSD	<i>Species Sensitivity Distribution</i> (Speziessensitivitätsverteilung)
TER	<i>Toxicity-Exposure Ratio</i>
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie

Ratio (TER) berechnet. Der TER entscheidet über die Zulassung eines PSM: Liegt er über einem definierten Triggerwert (dieser soll die Unsicherheiten bei der Risikobewertung berücksichtigen), ist das Risiko akzeptabel. Liegt der TER unterhalb des Triggers, können zusätzliche Daten eingereicht werden, die das berechnete Risiko möglicherweise verringern, oder es werden Anwendungsbeschränkungen für das Produkt verfügt, um eine sichere Anwendung zu garantieren. Bei diesen zusätzlichen Daten handelt es sich oft um aufwendigere Tests, wie z. B. Mikro- oder Mesokosmenstudien, in denen die Umwelt im Kleinen nachgebildet wird. Für einen numerischen Vergleich mit Qualitätskriterien kann aus den verwendeten Toxizitätsdaten und dem Triggerwert eine regulatorisch akzeptierte Konzentration (RAC = *Regulatory Acceptable Concentration*) berechnet werden [11]. Bei der PSM-Zulassung wird basierend auf akuten und chronischen ökotoxikologischen Daten vor Auswirkungen geschützt, die zu dauerhaften Veränderungen in aquatischen Ökosystemen führen können. Im Gegensatz zur WRRL können jedoch kurzfristige Effekte auf Organismen wie Algen und wirbellose Tiere, die in Mesokosmenstudien beobachtet wurden, im Rahmen der ökotoxikologischen Bewertung von PSM akzeptiert werden, wenn sich die Organismen innerhalb ei-

ner definierten Frist von acht Wochen erholen können [16].

Die Risikobewertung der PSMV erfolgt für kleine Oberflächengewässer, die sich direkt am Feldrand befinden und in die PSM nach der Applikation über Abdrift und Abschwemmung eingetragen werden [16]. Für diese Gewässer sind Pulsbelastungen die Regel, welche dadurch charakterisiert sind, dass sie zwar nur über einen vergleichsweise geringen Zeitraum auftreten, dann aber meist in verhältnismässig hohen Konzentrationen [Munz et al., S. 32]. Im PSM-Zulassungsverfahren wird allerdings nicht die Möglichkeit berücksichtigt, dass in ein Gewässer gleichzeitig oder zeitversetzt der Eintrag desselben PSM von zwei oder mehr Feldern erfolgt. Dieser multiple Eintrag ist jedoch die Regel – besonders in grösseren Gewässern, die durch ein landwirtschaftlich intensiv genutztes Gebiet fliessen [17]. Bei der Gewässerüberwachung unter dem Schweizer Gewässerschutzrecht und der WRRL muss daher davon ausgegangen werden, dass ein Gewässer auch längerfristig einem PSM-Wirkstoff ausgesetzt sein kann. Unter der WRRL wird dem Rechnung getragen, indem jeweils zwei Qualitätskriterien hergeleitet werden: Eines zum Schutz der aquatischen Organismen bei kurzfristiger Exposition, das nie überschritten werden sollte, und eines, das bei längerfristiger Exposition mit dem Jahresdurchschnitt der gemessenen Konzentrationen verglichen werden soll. Da es sich um ein EU-Dokument handelt, gibt es in jeder Landessprache eigene Begriffe für diese Qualitätskriterien. Die EU-weit gebräuchlichsten Begriffe sind die englischen Begriffe *Maximum Allowable Concentration Environmental Quality Standard* (MAC-EQS) für kurzfristige Exposition und *Annual Average Environmental Quality Standard* (AA-EQS) für längerfristige Exposition. Der MAC-EQS basiert demnach auf Daten zur akuten Toxizität und der AA-EQS auf Daten zur chronischen Toxizität.

Auch in der Schweiz wurde die Notwendigkeit erkannt, zwischen akuter und chronischer Toxizität zu unterscheiden. So haben Chèvre und Mitarbeiter [10] für PSM-Wirkstoffe bereits chronische und akute Qualitätskriterien (CQK und AQK) hergeleitet – ein Ansatz, der im Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser [18] fortgeführt wurde. Eine Übersicht über die offiziellen EU-Begriffe in Englisch, Deutsch,

Französisch und Italienisch sowie über Begriffe für Wasserqualitätsziele, die in der Vergangenheit in der Schweiz verwendet wurden, findet sich in den Zusatzinformationen [19].

Die Schutzziele der Schweizer Gewässerschutzgesetzgebung sind für die Ableitung von Qualitätskriterien massgebend und vergleichbar mit den Schutzziele der WRRL. Die Schutzziele, die der PSMV zugrunde liegen, sind dagegen weniger strikt, da die PSMV bei Algen und Wirbellosen eine Erholung von kurzfristigen Effekten im Rahmen der Zulassung akzeptieren kann [19]. Daher eignen sich die Methoden aus dem PSM-Zulassungsverfahren nicht für die Überprüfung der Wasserqualität gemäss GSchV. Für die Ableitung von Qualitätskriterien haben die ökotoxikologischen Daten aus der PSM-Zulassung aber eine hohe Relevanz und sollten berücksichtigt werden. Es wurde dem BAFU daher vorgeschlagen, Qualitätskriterien für die Verwendung unter der Schweizer Gewässerschutzverordnung in Anlehnung an die Methoden der WRRL herzuleiten. Die genauen Formulierungen der Schutzziele der Schweizer Gewässerschutzgesetzgebung, der WRRL und der PSM-Zulassung sowie eine Analyse ihrer Bedeutungen befinden sich in den Zusatzinformationen [19].

**VORGESCHLAGENE METHODE FÜR DIE SCHWEIZ**

In der EU wird die Wasserqualität seit dem Inkrafttreten der WRRL im Jahr 2000 einheitlich überprüft. Das Ziel der WRRL ist, den ökologischen und chemischen Zustand der Gewässer zu verbessern oder zumindest zu erhalten. Die Überprüfung des chemischen Zustandes geschieht anhand der oben genannten AA-EQS und MAC-EQS. Das Grundgerüst für deren Herleitung wurde bereits im Anhang V der WRRL gegeben, in den folgenden Jahren noch weiter ausgebaut, bis schliesslich im Dezember 2011 eine technische Vorschrift dazu veröffentlicht wurde [13]. Sie ist den Methoden zur Herleitung von PNECs (*Predicted No-Effect Concentration*) unter der schweizerischen Chemikalienverordnung [20], unter dem EU-Chemikalienrecht REACH [21] sowie unter der Biozidprodukteverordnung [22] sehr ähnlich und wurde in der Schweiz bereits verwendet, um Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser zu beurteilen [19, 23].

In den Zusatzinformationen [19] wird ein Überblick über den Prozess der EQS-Herleitung unter der EU-WRRL gegeben, in den die Schweiz als assoziierter Staat eingebunden ist.

Im Folgenden wird das Vorgehen zur EQS-Herleitung unter der WRRL, das als Grundlage für die Herleitung von Qualitätskriterien in der Schweiz empfohlen wird, genauer vorgestellt. Am Anfang dieser Methode steht eine intensive Datenrecherche. Neben den ökotoxikologischen Werten aus den öffentlich zugänglichen PSM- oder Biozidzulassungsdossiers werden auch Werte in wissenschaftlichen Veröffentlichungen gesucht. Damit diese Werte in die EQS-Herleitung einbezogen werden können, müssen sie auf ihre Relevanz und Verlässlichkeit hin überprüft werden. Nur Werte aus Studien, die nach bestimmten Kriterien durchgeführt wurden und zudem im Einklang mit den jeweiligen Schutzziele stehen, werden berücksichtigt.

Je nach Grösse und Zusammensetzung der verfügbaren Datensätze werden sowohl der AA-EQS als auch der MAC-EQS nach bis zu drei verschiedenen Methoden abgeleitet:

- Sicherheitsfaktormethode  
(*Assessment Factor Method, AF*)
- Speziessensitivitätsverteilungsmethode  
(*Species Sensitivity Distribution Method, SSD*)
- Mikro- oder Mesokosmen-Methode

#### Sicherheitsfaktormethode

Die geringsten Datenanforderungen hat die AF-Methode, weshalb sie auch am häufigsten verwendet wird. Es müssen nur für drei Arten EC50-Werte (Substanzkonzentration, bei der die Hälfte der Lebewesen vom Effekt betroffen ist) aus akuten Ökotoxizitätsstudien vorhanden sein. Allerdings muss jede dieser Arten ein Glied in der Nahrungskette repräsentieren, z.B. Algen (Primärproduzenten), Wasserflöhe (Primärkonsumenten) und Fische (Sekundärkonsumenten). Die AF-Methode basiert auf der Annahme, dass man das ganze Ökosystem schützen kann, indem man die Nahrungskette schützt.

#### Speziessensitivitätsverteilungsmethode

Einen leicht anderen Ansatz verfolgt die SSD-Methode. Sie basiert auf der Annahme, dass sich die Empfindlichkeit der verschiedenen Arten im Ökosystem mithilfe einer log-Normalverteilung beschreiben

lässt. Wenn man nur genügend Toxizitätsdaten für genügend unterschiedliche Arten habe, könne man am Ende auf eine Konzentration schliessen, bei der nur für einen vernachlässigbar kleinen Anteil der Arten im Ökosystem ein Schädigungsrisiko besteht. Damit die SSD als robust genug gilt, gibt es recht hohe Datenanforderungen: Es müssen mindestens zehn, aber idealerweise mehr als fünfzehn Toxizitätswerte für unterschiedliche Arten aus mindestens acht definierten Pflanzen- und Tiergruppen zur Verfügung stehen. Mithilfe der SSD-Methode wird die Konzentration bestimmt, bei der 95% der Arten geschützt werden. Die Festlegung auf 95% der Arten ist eine pragmatische Entscheidung - bei einem höheren Prozentsatz benötigte dieser statistische Ansatz noch mehr Daten.

#### Mikro- oder Mesokosmen-Methode

Bei der dritten Methode schliesslich wird die Umwelt im Kleinen nachgestellt. Künstliche aquatische Ökosysteme, sogenannte Mikro- oder Mesokosmen, werden generiert, in denen Vertreter der relevanten Pflanzen- und Tiergruppen enthalten sind. Nach der Zugabe der Testsubstanz können die direkten und indirekten Auswirkungen auf die Populationen und Lebensgemeinschaften beobachtet werden. So kann es zum Beispiel dazu kommen,

dass durch die Zugabe der Testsubstanz einige Arten häufiger werden, weil Konkurrenzarten empfindlicher auf die Testsubstanz reagieren. Am Ende wird die Konzentration bestimmt, bei der es während der gesamten Testdauer zu keinen signifikanten Effekten (im Vergleich zur Kontrolle) gekommen ist. Der Einfluss der unterschiedlichen Schutzziele auf die Beurteilung der Relevanz von Mikro- und Mesokosmenstudien wird in den Zusatzinformationen [19] erläutert.

Sowohl bei der SSD-Methode als auch bei der Mikro- und Mesokosmenmethode werden ebenfalls Sicherheitsfaktoren verwendet. Sie sind aber in der Regel tiefer als bei der AF-Methode, da angenommen wird, dass die zu berücksichtigende Unsicherheit kleiner ist. Es wird also in allen drei Ansätzen davon ausgegangen, dass die Lebensgemeinschaften in der Umwelt empfindlicher auf die Substanz reagieren können, als es die Ergebnisse der Biotests suggerieren. Der Sicherheitsfaktor ist ein Mittel, diese bestehende Unsicherheit zu reduzieren. Die Höhe des Sicherheitsfaktors hängt dabei von der Vollständigkeit des Datensatzes ab. Grundsätzlich gilt: Je weniger Daten vorhanden sind, desto höher ist der Sicherheitsfaktor. Dies wird in *Figur 2* am Beispiel der AA-EQS-Herleitung deutlich.

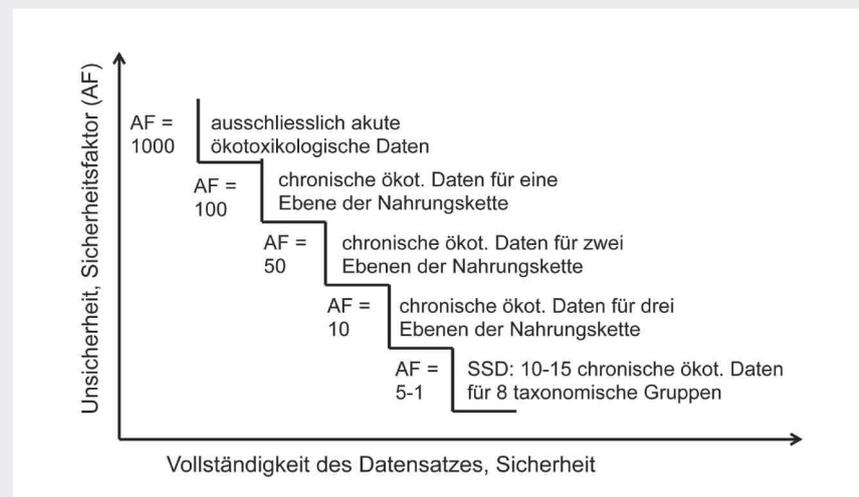


Fig. 2 Illustration des Zusammenhangs zwischen der Vollständigkeit des Datensatzes und der Höhe des Sicherheitsfaktors am Beispiel des AA-EQS. Davon unabhängig können EQS auch aufgrund von Mikro- oder Mesokosmenstudien hergeleitet werden. Wenn die zur Verfügung stehenden Daten es zulassen, sollen nach allen drei Methoden EQS hergeleitet werden. Am Ende wird in einer Gesamtbeurteilung über das finale EQS entschieden

*Illustration de la relation entre l'exhaustivité des données et le niveau du facteur de sécurité sur l'exemple de la NQE-MA. Les NQE peuvent être déterminées de manière indépendante sur la base d'études en microcosme ou mésocosme. Si les données disponibles le permettent, les NQE sont déterminées à partir des trois méthodes. En conclusion, une évaluation globale permet de décider de la NQE finale*

FALLSTUDIEN

Anhand der Fallstudien wurde sowohl untersucht, ob die empfohlene Methode zu unterschiedlichen Ergebnissen führen kann, wenn sie von unterschiedlichen Experten angewendet wird, als auch, wie stark sich die Qualitätskriterien nach dieser Methode von den Werten aus dem PSM-Zulassungsverfahren unterscheiden. Zu diesem Zweck wurden zunächst die Qualitätskriterien aus den

Fallstudien mit EQS verglichen, die für dieselben PSM-Wirkstoffe in der EU oder in Mitgliedsstaaten der EU hergeleitet wurden.

Der Vergleich ergab, dass tatsächlich Unterschiede von bis zu einem Faktor 20 resultieren können (Fig. 3 und 4). Dies wurde auch in einer kürzlich durchgeführten Studie über die Unterschiede von EQS aus unterschiedlichen EU-Mitgliedsstaaten bestätigt [24]: Für das Herbizid Glyphosat (Werte aus 7 unterschiedlichen Staaten)

und das Insektizid Dimethoat (Werte aus 8 unterschiedlichen Staaten) unterscheiden sich die resultierenden AA-EQS um einen Faktor 18 bzw. 24, obwohl sich alle auf dieselbe Methode berufen.

Gründe für diese Unterschiede sind: Auswahl eines unterschiedlichen Satzes an Toxizitätsdaten, unterschiedliche Expertenentscheidungen bei der Datenvalidierung, der Wahl der kritischen Studie(n) oder des Sicherheitsfaktors. Wie diese Unterschiede zustande kommen können, wird in den Zusatzinformationen [18] anhand eines Praxisbeispiels gezeigt.

Für einige Substanzen konnte auch ein Vergleich mit dem RAC gemacht werden. Ein RAC ist die maximale Konzentration eines Stoffes in einem Oberflächengewässer, die unter der PSMV im Rahmen der Risikobewertung zulässig ist. Es konnten nur für drei der in den Fallstudien betrachteten PSM-Wirkstoffe RACs ermittelt werden. Wie man in den Figuren 3 und 4 sieht, unterscheiden sich RACs z.T. sehr deutlich von den EQS – die Unterschiede sind deutlicher als jene, die durch unterschiedliche Expertenentscheidungen hervorgerufen werden.

Für das Insektizid Imidacloprid, einen Wirkstoff, der zurzeit unter der PSMV re-evaluiert wird, werden Unterschiede von bis zu einem Faktor 230 beobachtet, wenn man den RAC mit dem AA-EQS vergleicht. Ein Vergleich zwischen dem RAC und dem EQS für kurzzeitige Exposition (MAC-EQS) führt erwartungsgemäss zu kleineren Unterschieden (Faktor 31 für das Insektizid Imidacloprid), da beide Werte eine maximal zulässige Konzentration angeben.

Ein Grund für diese z.T. recht grossen Unterschiede ist die oben beschriebene Berücksichtigung der Erholung im Rahmen der PSM-Zulassung: Der Schweizer RAC für Imidacloprid basiert auf einem NOEAEC (No Observed Ecological Adverse Effect Concentration), also auf einer Konzentration, bei der anfänglich Effekte auftraten, die sich aber nach der zweimaligen Applikation des Stoffes im Verlauf der Studie zurückbildeten [18].

Ein weiterer Grund für quantitative Unterschiede zwischen RACs und EQS kann eine unterschiedliche Datenbasis sein. Während für die EQS-Herleitung eine breite Literaturrecherche gemacht wird, wurden in der Vergangenheit bei der PSM-Zulassung meist nur für die Zulassung erhobene Daten berücksichtigt. Dies kann dazu führen, dass für die EQS-

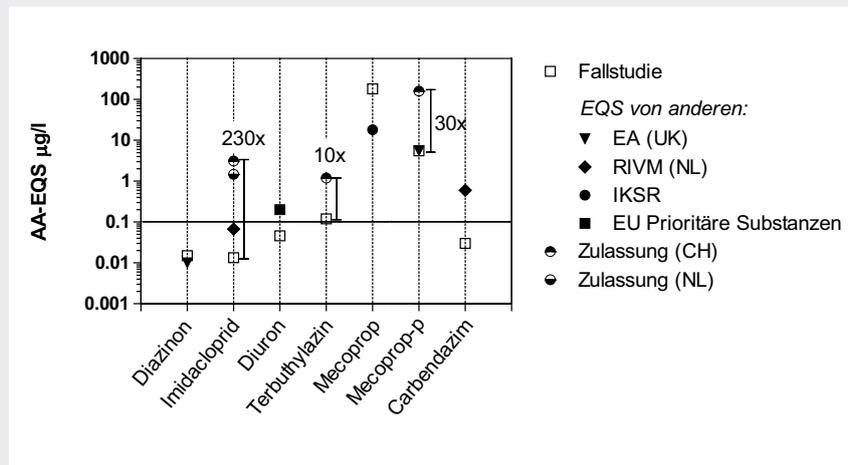


Fig. 3 Vergleich der AA-EQS aus den Fallstudien mit AA-EQS von anderen sowie mit Werten aus der PSM-Zulassung. Die Balken geben den Unterschied zwischen den Werten aus der PSM-Zulassung (RACs) und den EQS an

Comparaison de la NQE-MA des études de cas et de la NQE-MA d'autres études et des valeurs tirées de l'autorisation du PPS. Les barres indiquent la différence entre les valeurs de l'autorisation du PPS (RACs) et celles de la NQE

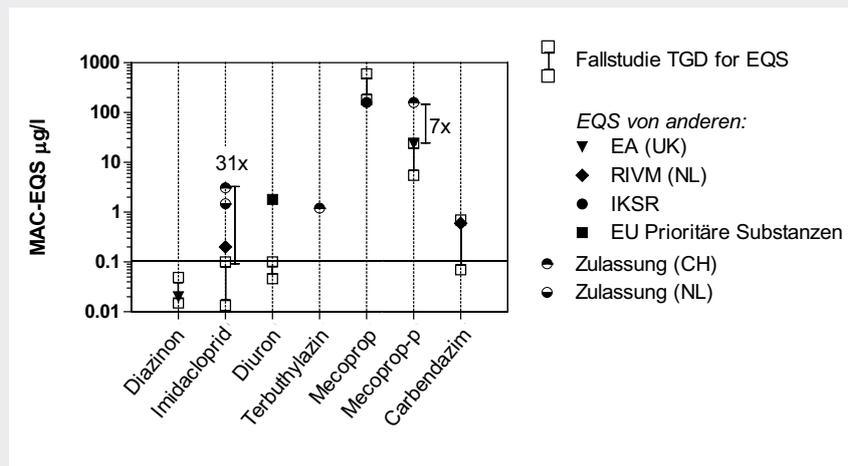


Fig. 4 Vergleich der MAC-EQS aus den Fallstudien mit MAC-EQS von anderen sowie mit Werten aus der PSM-Zulassung – in der Fallstudie wurde nicht über den AF (100 oder 10) entschieden, daher ist in der Abbildung ein Bereich angegeben; wenn der MAC-EQS < AA-EQS war, wurde er gemäss der Methode dem AA-EQS angeglichen. Die Balken (mit den Faktoren) geben den Unterschied zwischen den Werten aus der PSM-Zulassung (RACs) und den EQS an

Comparaison de la NQE-CMA à partir des études de cas avec la NQE-CMA d'autres études et les valeurs de l'approbation du PPS. Dans l'étude de cas, la FA (100 ou 10) n'ayant pas été décidée, la figure indique, si NQE-CMA < NQE-MA, quand elle est comparée selon la méthode de la NQE-MA. Les barres (et les facteurs) indiquent la différence entre les valeurs de l'autorisation du PPS (RACs) et celles de la NQE

Herleitung mehr Daten zur Verfügung stehen als für das Zulassungsverfahren.

Dass RACs höher sein können als EQS, wurde auch in der EU gezeigt (s. Fig. 3 und 4 für die niederländischen Werte für Imidacloprid). In den Niederlanden wurden in der Vergangenheit für PSM-Überschreitungen von EQS beobachtet. Mit einem kürzlich entwickelten Konzept soll nun untersucht werden, ob dies an grundsätzlichen Unterschieden zwischen den Methoden der EQS-Herleitung und dem PSM-Zulassungsverfahren liegt [16]. Unabhängig von der Methode und den Expertenentscheidungen haben die Fallstudien aber auch gezeigt, dass der Vergleich der gemessenen Pestizidkonzentrationen mit der generellen numerischen Anforderung von 0,1 µg/l keine Schlussfolgerung über ökotoxikologische Auswirkungen im Gewässer zulässt: Einige Qualitätskriterien lagen deutlich über 0,1 µg/l, andere darunter.

## SCHLUSSFOLGERUNG UND EMPFEHLUNG

Gemäss der Gewässerschutzverordnung gilt in Schweizer Fließgewässern für organische Pestizide (Biozidprodukte und PSM) eine numerische Anforderung von 0,1 µg/l je Einzelstoff. Mit dieser generellen Anforderung ist jedoch eine ökotoxikologische Beurteilung nicht möglich, da sie alleine auf der absoluten Konzentration basiert und nicht auf Konzentrationen, bei denen tatsächlich Schädwirkungen auf wasserlebende Organismen beobachtet werden. Die Werte aus dem Zulassungsverfahren, deren Verwendung gemäss GSchV vorbehalten ist, können allerdings nicht für eine solche Beurteilung empfohlen werden. Wie das Beispiel von Imidacloprid zeigt, besteht bei den Werten aus der PSM-Zulassung die Möglichkeit, dass diese höher sind, als mit den Schutzziele des Schweizer Gewässerschutzrechtes verein-

bar ist, nämlich dann, wenn diese Werte Erholung mit berücksichtigten. Darüber hinaus kann die direkte Anwendung des Vorbehaltes von Werten aus dem Pestizid-Zulassungsverfahren zu Unklarheiten führen, da zwischen Biozidzulassung und PSM-Zulassung methodische Unterschiede bestehen. Die Methoden der Biozidzulassung sind denen der WRRL sehr ähnlich. Für Wirkstoffe, die sowohl in Bioziden als auch in PSM eingesetzt werden, sind daher zwei unterschiedliche Werte zu erwarten. Basierend auf den Ergebnissen des Projektes wird daher empfohlen, effektbasierte Qualitätskriterien zukünftig nach der in der EU unter der WRRL verwendeten Methode herzuleiten. Diese Methode wurde als vereinbar mit dem Schweizer Gewässerschutzrecht beurteilt. Es gibt aber noch zwei weitere Vorteile, die sich aus der Verwendung dieser Methode ergeben:

- Das Herleitungsverfahren für Qualitätskriterien ist konsistent für alle Mikroverunreinigungen (Humanpharmaka, Tierarzneimittel, Biozide, Industriechemikalien) und unabhängig vom jeweiligen Zulassungsverfahren.
- Mit der Methode können auch in Wasserkörpern, die sich die Schweiz mit EU-Ländern teilt, konsistente Qualitätskriterien gewährleistet werden. In diesem Zusammenhang sollte aber darauf geachtet werden, die Herleitung dieser Werte breit abzustützen, da sie aufgrund unterschiedlicher Expertenentscheidungen z. T. recht stark schwanken können. Dieses Problem wurde auch in der EU erkannt.

Das vorgeschlagene Vorgehen zur Herleitung von effektbasierten Werten ist relativ aufwendig und arbeitsintensiv (Fig. 5). Daher können solche effektbasierten Werte derzeit nicht für alle PSM- und Biozid-Wirkstoffe hergeleitet werden. Es sollte daher

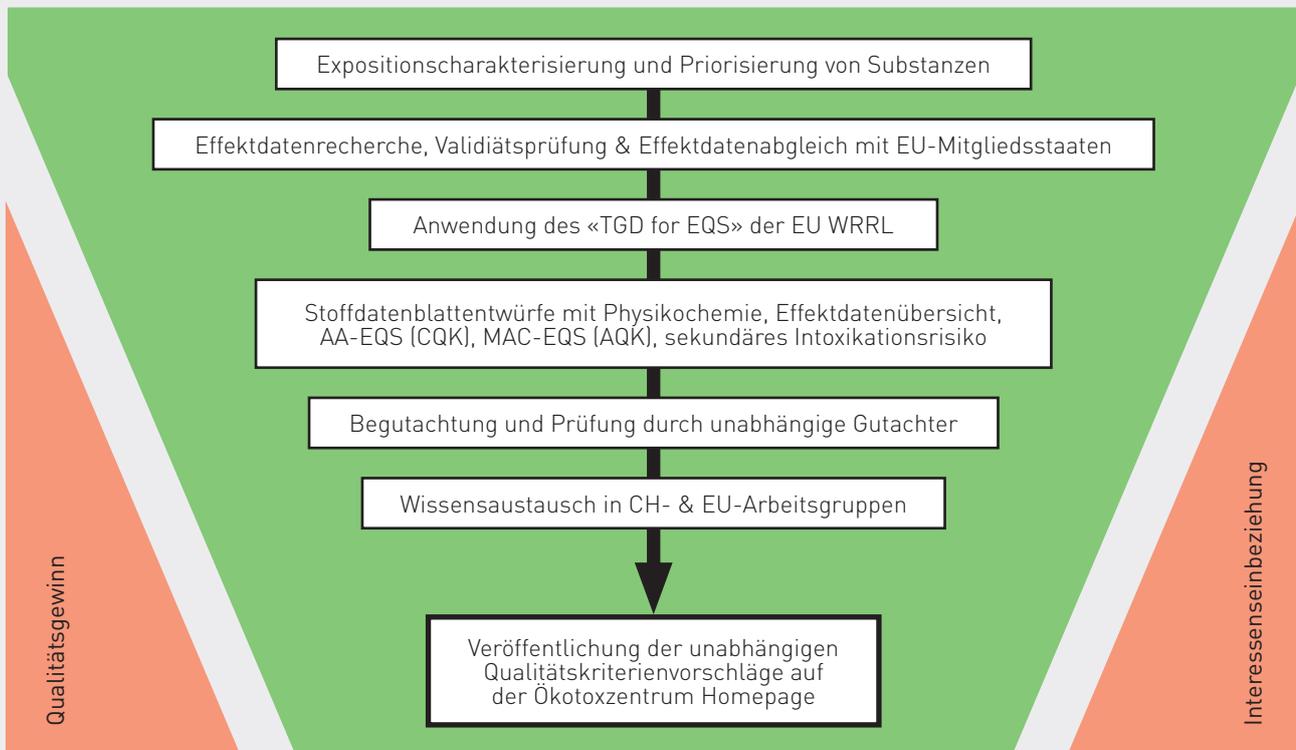


Fig. 5 Schematische Darstellung der vorgeschlagenen Herleitung von effektbasierten Werten zur Beurteilung von PSM- und Biozidkonzentrationen unter der Gewässerschutzverordnung ([www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/verfahren/index](http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/verfahren/index))

Représentation schématique de la détermination proposée des valeurs effectives pour l'évaluation des concentrations de PPS et de biocides conformément à l'ordonnance sur la protection de l'eau ([www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/verfahren/index](http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/verfahren/index))

vorher eine Priorisierung der Stoffe aufgrund ihrer Relevanz für Schweizer Gewässer stattfinden.

## AUSBLICK

Das vorgestellte Vorgehen wird zurzeit in einem BAFU-Projekt zu Mikroverunreinigungen in Oberflächengewässern aus diffusen Quellen umgesetzt. In diesem Projekt sollen für ca. 35 Substanzen akute und chronische Qualitätskriterien vorgeschlagen werden.

Das Ziel dieses Projektes ist die Gewährleistung eines schweizweit einheitlichen Konzeptes zur Erhebung und Beurteilung von organischen Mikroverunreinigungen in Oberflächengewässern. Es ist damit eine Ergänzung des bereits abgeschlossenen Projektes «Strategie Micropoll» [18, 23], in welchem bereits verschiedene Aspekte zur Beurteilung von Mikroverunreinigungen in Oberflächengewässern betrachtet wurden. Die Berichte zu beiden Projekten können als Grundlage für eine zukünftige Publikation «Umweltvollzug» des Bundesamtes für Umwelt dienen, welche die Gesetzesanforderungen konkretisieren wird. Ein wichtiger Aspekt bei der Beurteilung von Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen ist, dass die Einträge eine starke Dynamik aufweisen und stark von Regenereignissen und Feldapplikationen abhängen. Diese schwankenden Konzentrationen werden zwar mit der Berechnung eines AA-EQS und eines MAC-EQS grob berücksichtigt, lassen aber sowohl auf der Expositions- als auch auf der Effektseite noch Fragen offen. Daher werden in diesem Projekt auch Studien zu Effekten aus dynamischer Exposition durchgeführt [s. Artikel *Ashauer*, S. 24]. Am Ende soll ein Beurteilungskonzept entwickelt werden, mit dem auch die Effekte von Puls-Expositionen in Oberflächengewässern beurteilt werden können.

## DANKSAGUNG

Viele Personen haben zum Gelingen des Projektes beigetragen. In alphabetischer Reihenfolge sind dies *R. Ashauer, G. Devillier, C. di Paolo, M. Duchemin, R. Eggen, K. Fenner, T. Frische, R. Gälli, V. Gregorio, A. Häner, B. Hitzfeld, N. Homazava, B. Journal, K. Knauer, S. Knauert, C. Leu, C. Perazzolo, A. Schäfer, M. Schärer, R. Schulz, E. Smit, S. Stehle, P. Thomas, I. Werner* und *J. Wogram*. Ihnen allen gebührt unser Dank.

## BIBLIOGRAPHIE

- [1] *Huser, M. (2009): Pflanzenschutzmittelbelastung von Baselbieter Oberflächengewässern. Bau- und Umweltschutzdirektion Kanton Basel-Landschaft – Amt für Umweltschutz und Energie. Liestal*
- [2] *Berset, J.-D. et al. (2012): Zustand der Fliessgewässer und Seen im Kanton Bern – Auswertung der Gewässerdaten von 2002 bis 2010. AWA Fakten*
- [3] *Amt für Umwelt und Energie des Kt. SG (AFU) Abteilung Abwasser und Gewässerqualität (2008): Pestizide in St.Galler Fliessgewässern, Auswertung der Messkampagnen 2002 und 2006. St. Gallen*
- [4] *Ortelli, D. et al. (2011): Méteaux et Micropolluants Organiques dans les Rivières et les Eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut. Campagne 2010, 2011, 65-86*
- [5] *Märki, M. (2011): Pestizide in Aargauer und Luzerner Fliessgewässern. Umwelt Aargau, 52, 17-20*
- [6] *Vioget, P. et al. (2005): Pesticides dans les cours d'eau vaudois en 2002, 2003 et 2004. Etat de Vaud, Département de la sécurité et de l'environnement Service des eaux, sols et assainissement (SESA)*
- [7] *Sinniger, J. et al. (2011): Pestiziduntersuchungen bei den Hauptmessstellen Töss bei Freienstein und Aabach bei Mönchaltorf. www.awel.zh.ch*
- [8] *Gewässerschutzverordnung (GSchV) vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Juli 2008). SR 814.201*
- [9] *Ochsenbein, U. et al. (2007): Untersuchungen der Pestizidgehalte eines kleinen Fliessgewässers am Beispiel Seebach. GSA Informationsbulletin 2/07*
- [10] *Chèvre, N. et al. (2006): Pestizide in Schweizer Oberflächengewässern: Wirkungsbasierte Qualitätskriterien. gwa, 4/06*
- [11] *Knauer, K. et al. (2010): Aquatische Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln. Agrarforschung Schweiz, 1, (10), 372-377*
- [12] *Junghans, M. et al. (2011): Aquatic Risks of Plant Protection Products: A Comparison of Different Hazard Assessment Strategies for Surface Waters in Switzerland. www.oekotoxzentrum.ch*
- [13] *Europäische Kommission (2011): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/602/EC). Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards*
- [14] *Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (PSMV). SR 916.161*
- [15] *Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) vom 24. Januar 1991 (Stand 1. August 2008). SR 814.20*
- [16] *Brock et al. (2011): Aquatic effect assessment for plant protection products; Dutch proposal that addresses the requirements of the Plant Protection Products Regulation and Water Framework Directive. Wageningen, Alterra, Alterra Report 2235*
- [17] *Richards, R.P.; Baker, D.B. (1993): Pesticide concentration patterns in agricultural drainage networks in the Lake Erie basin. ET&C, 12, 13-26*
- [18] *Götz, C. W. et al. (2011): Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser*
- [19] *Junghans, M. et al. (2012): Qualitätskriterien für Pflanzenschutzmittel in Schweizer Oberflächengewässern – Zusatzinformationen*
- [20] *Verordnung über den Schutz vor gefährlichen Stoffen und Zubereitungen (ChemV). 813.11*
- [21] *Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des europäischen Parlaments und DES Rates vom 18.12.06 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission*
- [22] *Verordnung über das Inverkehrbringen von und den Umgang mit Biozidprodukten (VBP). SR 813.11*
- [23] *Schärer, M. et al. (2007): Mikroverunreinigungen: Erarbeitung einer Strategie. gwa, 11/07*
- [24] *Junghans, M. et al. (2012): Variability in Environmental Quality Standards – how much is there and what are the causes? Poster, SETAC World, Berlin, 20.-24.05.2012*

## > SUITE DU RÉSUMÉ

nence élevée pour la définition de critères de qualité et devraient donc être prises en compte. Cependant, les méthodes d'évaluation des risques des procédures d'approbation des PPS ne se sont pas avérées compatibles avec la loi suisse sur la protection de l'eau. Une comparaison portant sur différentes substances actives a montré que les valeurs effectives obtenues par les méthodes d'approbation des PPS pouvaient être significativement plus élevées que celles pouvant être obtenues suivant la méthode recommandée ici pour la Suisse. Cette différence, qui peut conduire à des conflits potentiels lors du contrôle de la qualité de l'eau, a déjà été décrite pour l'UE.

La détermination des critères de qualité prend du temps et implique une recherche, une validation et une évaluation approfondies des données. Cet article montre que la marge d'appréciation de l'analyse des experts peut exercer une influence relativement importante sur les valeurs qui en découlent. Par conséquent, il est essentiel d'étayer les données de manière large et d'essayer de communiquer avec les experts de l'UE en la matière.