

# 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 écotoxologique 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 écotoxologique de la qualité de l'eau. Les données écotoxologiques 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*

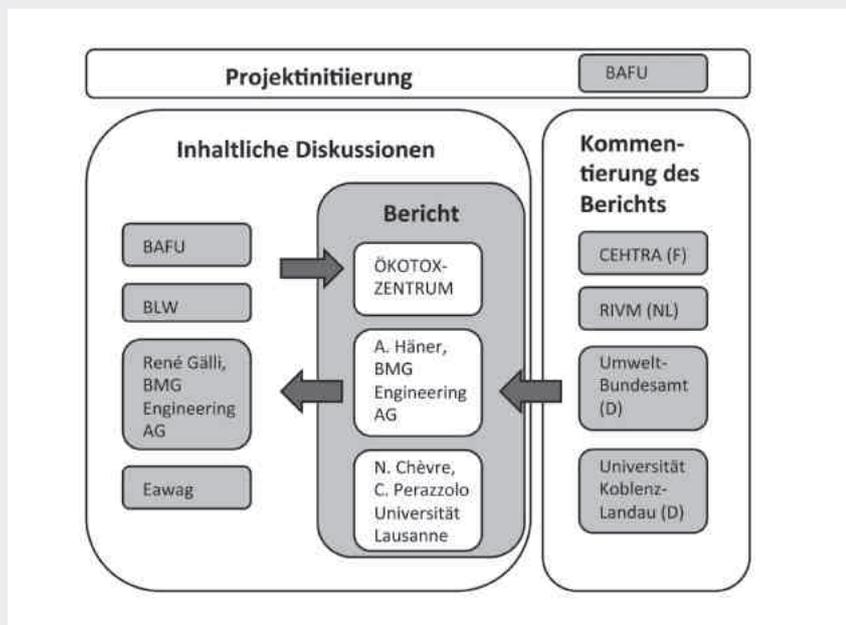


Fig. 1 Projektstruktur. BAFU: Bundesamt für Umwelt, BLW: Bundesamt für Landwirtschaft, CEHTRA: Consultancy for Environmental & Human Toxicology and Risk Assessment, RIVM: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu

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.

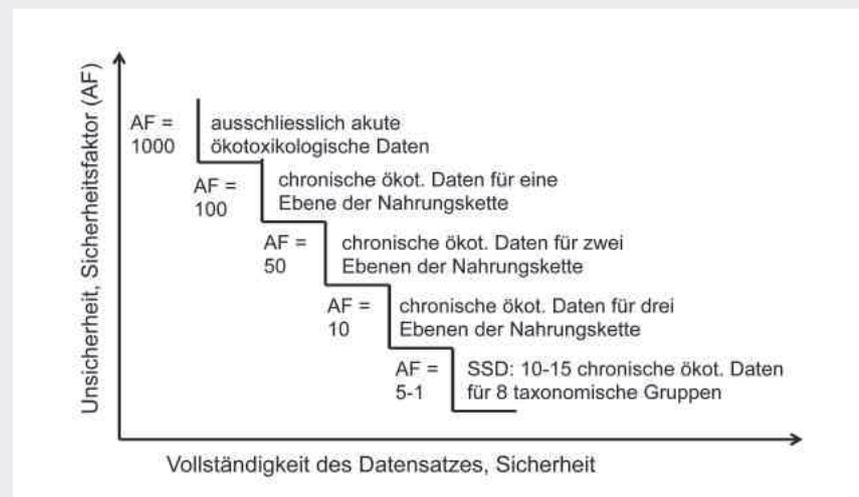


Fig. 2 Illustration des Zusammenhangs zwischen der Vollständigkeit des Datensatzes und der Höhe des Sicherheitsfaktors am Beispiel des AA-EQS. Davon unabhängig können EQS auch aufgrund von Mikro- oder Mesokosmenstudien hergeleitet werden. Wenn die zur Verfügung stehenden Daten es zulassen, sollen nach 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-

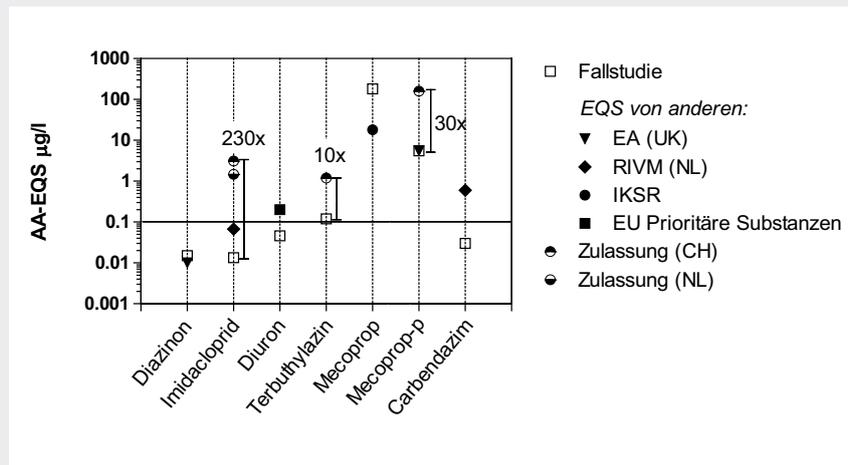


Fig. 3 Vergleich der AA-EQS aus den Fallstudien mit AA-EQS von anderen sowie mit Werten aus der PSM-Zulassung. Die Balken geben den Unterschied zwischen den Werten aus der PSM-Zulassung (RACs) und den EQS an

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

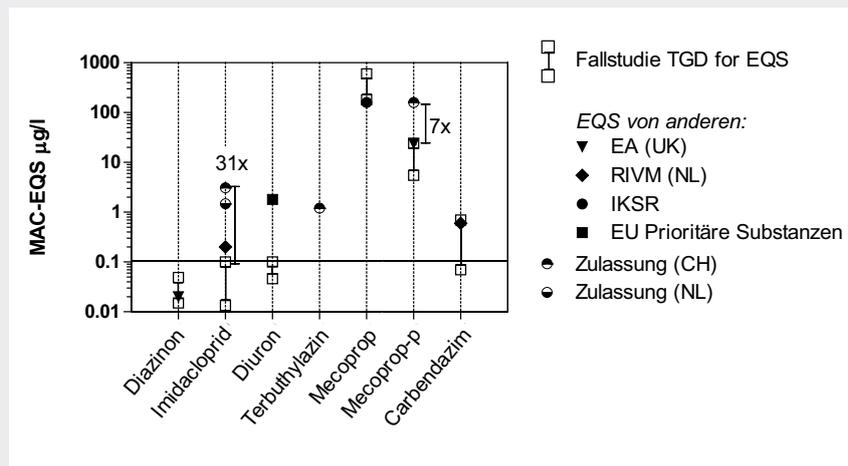


Fig. 4 Vergleich der MAC-EQS aus den Fallstudien mit MAC-EQS von anderen sowie mit Werten aus der PSM-Zulassung – in der Fallstudie wurde nicht über den AF (100 oder 10) entschieden, daher ist in der Abbildung ein Bereich angegeben; wenn der MAC-EQS < AA-EQS war, wurde er gemäss der Methode dem AA-EQS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

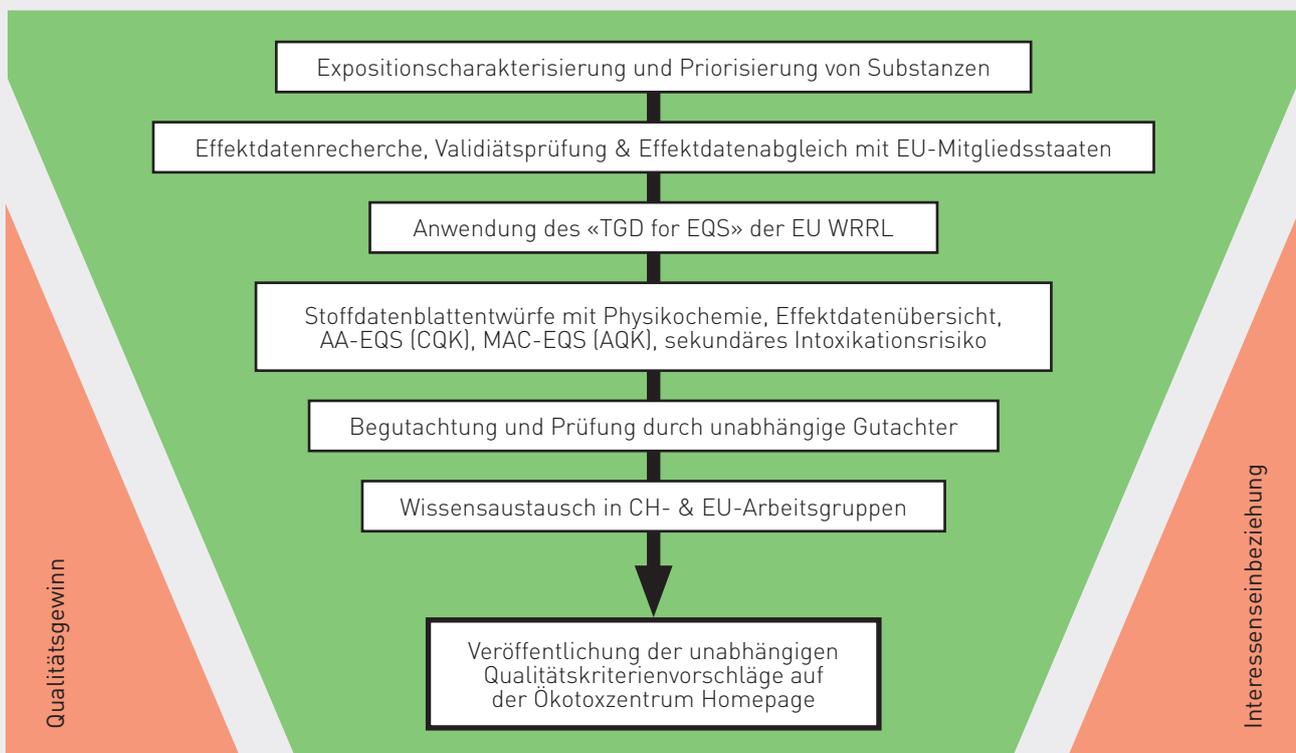


Fig. 5 Schematische Darstellung der vorgeschlagenen Herleitung von effektbasierten Werten zur Beurteilung von PSM- und Biozidkonzentrationen unter der Gewässerschutzverordnung ([www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/verfahren/index](http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/verfahren/index))

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.