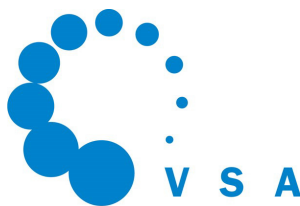


Verband Schweizer
Abwasser- und
Gewässerschutz-
fachleute

Association suisse
des professionnels
de la protection
des eaux

Associazione svizzera
dei professionisti
della protezione
delle acque

Swiss Water
Association



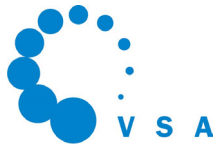
Europastrasse 3
Postfach, 8152 Glattbrugg
sekretariat@vsa.ch
www.vsa.ch
T: 043 343 70 70
F: 043 343 70 71

Wirkung des Aktionsplans Pflanzenschutzmittel auf die Fließgewässer



April 2024

Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)



Impressum

Auftraggeber:

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

Auftragnehmer und Herausgeber:

Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute
Association suisse des professionnels de la protection des eaux
Associazione svizzera dei professionisti della protezione delle acque

VSA, Europastrasse 3, Postfach, 8152 Glattbrugg,
www.vsa.ch

Autor:innen:

Tobias Doppler, VSA-Plattform Wasserqualität, 8600 Dübendorf
Anne Dietzel, VSA-Plattform Wasserqualität, 8600 Dübendorf

Ansprechpartnerin: Anne Dietzel, Anne.Dietzel@vsa.ch

Begleitung BAFU:

Nicole Munz, Nicole.Munz@bafu.admin.ch

Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis	Seite
Zusammenfassung	4
Résumé	8
1 Einleitung.....	12
2 Methoden	13
2.1 Verwendete Messdaten	13
2.1.1 Wirkstoffe	16
2.2 Biologische Daten.....	16
2.3 Harmonisierung der Daten	17
2.4 Beurteilung gemäss Anhang 2 GSchV	17
2.5 Risikobeurteilung.....	18
2.5.1 Mixed-effects-Modell.....	19
3 Resultate und Diskussion	19
3.1 Aktueller Gewässerzustand	19
3.2 Fliessstrecke mit Überschreitungen der GSchV-Grenzwerte	22
3.3 Beurteilung zeitliche Risikoentwicklung.....	23
3.3.1 Überschreitungen ökotoxikologischer Qualitätskriterien	24
3.3.2 Messdatenbasierte Risiko-Kennzahl	26
3.3.3 Entwicklung seit der Referenzperiode	28
3.3.4 Entwicklung einzelner Wirkstoffgruppen	30
3.3.5 Diskussion Risikoentwicklung	35
3.4 Entwicklung der Verluste in die Gewässer.....	36
3.5 Biologische Kenngrössen.....	39
4 Fazit	41
5 Literatur	43
6 Anhang.....	44
6.1 Datenbezug.....	44
6.2 Details Datengrundlagen	44
6.3 Details Beschreibung aktueller Zustand Abb. 2.....	49

Zusammenfassung

Der Bund will mit dem Aktionsplan (AP) Pflanzenschutzmittel (PSM)¹ die durch PSM verursachten Risiken für Mensch und Umwelt senken. Seit Herbst 2017 ist der AP in Kraft und stärkt den Gewässerschutz. Ausserdem hat das Parlament 2021 das Bundesgesetz über die Verminderung der Risiken durch den Einsatz von Pestiziden verabschiedet, welches eine Reduktion der Risiken durch PSM fordert². Insbesondere Bäche und kleinere Flüsse sind oft mit PSM verunreinigt. Ob sich die Situation seit der Einführung des AP PSM verbessert hat, wird mit Hilfe verschiedener Indikatoren untersucht. Unter anderem zeigen schweizweite Messdaten von PSM in Bächen und Flüssen wie sich die Gewässerbelastung verändert. Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) beauftragte die VSA-Plattform Wasserqualität, die vorhandenen Messdaten diesbezüglich auszuwerten.

Ein wertvoller Datensatz zu Pflanzenschutzmitteln

Seit 2019 liegen von 36 Standorten jährlich umfassende Qualitätsanalysen von Wasserproben vor, die zeigen, wie stark diese Bäche und Flüsse mit PSM belastet sind. Die untersuchten Standorte decken die Bandbreite der Schweizer Gewässer im Mittelland gut ab. Verschiedene Gewässergrössen und Einzugsgebiete mit unterschiedlichem Anteil Landwirtschaftsflächen sind angemessen vertreten. Die meisten Daten stammen aus der nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA)³. Für dieses Messprogramm findet eine sorgfältige und breit abgestützte Substanzauswahl statt, so dass die für die Schweizer Gewässer wichtigsten PSM untersucht werden. Daten aus kantonalen Messprogrammen und Spezialkampagnen werden ebenfalls verwendet, wenn sie in Qualität und Umfang den Daten aus NAWA entsprechen. An allen Standorten werden jährlich die gleichen knapp 40 PSM gemessen, an manchen Standorten werden sogar deutlich mehr Wirkstoffe untersucht. Einzelne besonders toxische PSM brauchen eine speziell aufwändige Analytik. Diese Wirkstoffe werden daher nur an den Standorten untersucht, an denen man sie aufgrund der Landnutzung auch erwartet. Das ist an etwa der Hälfte der Standorte der Fall.

In der Schweiz liegt damit ab 2019 ein in Qualität und Umfang einmaliger Datensatz vor, um die zeitliche Entwicklung der PSM-Risiken für aquatische Lebewesen in den Gewässern zu untersuchen. Viele Ziele des AP PSM beziehen sich aber auf eine Referenzperiode zwischen 2012 und 2015. Aus dieser Zeit liegen nur wenige Daten vor. Ein Vergleich zur Referenzperiode ist deshalb nur beispielhaft möglich.

Grenzwerte werden nicht eingehalten

Das Gewässer-Leitziel des AP PSM sieht vor, dass die Grenzwerte der Gewässerschutzverordnung (GSchV) eingehalten werden. Dieses Ziel wird aktuell verfehlt, die meisten untersuchten Gewässer sind zu stark mit PSM verunreinigt. Von den 19 Pestiziden mit ökotoxikologisch basierten Grenzwerten in der GSchV durften 15 im Jahr 2022 als PSM eingesetzt werden. Diese hielten ihre Grenzwerte 2022 in 14 von 36 untersuchten Gewässern ein. Bäche und kleinere Flüsse sind besonders stark von der Verunreinigung durch PSM betroffen. Insgesamt wurden von diesen Wirkstoffen im Jahr 2022 rund 120 Überschreitungen von ökotoxikologischen Grenzwerten durch zwölf verschiedene Wirkstoffe festgestellt.

Zahlreiche Qualitätskriterien überschritten

Nicht alle risikoreichen PSM haben einen ökotoxikologisch basierten Grenzwert in der GSchV⁴. Eine Beurteilung alleine mit diesen Grenzwerten wird deshalb den Risiken für die

¹ Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, Bericht des Bundesrates, 6. September 2017

² Bundesgesetz über die Verminderung der Risiken durch den Einsatz von Pestiziden. Dieses Gesetz bewirkte Änderungen des Chemikaliengesetzes, des Landwirtschaftsgesetzes und des Gewässerschutzgesetzes.

³ [Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität \(NAWA\) \(admin.ch\)](#)

⁴ Numerische Anforderungen in Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung, GSchV (SR-814.201, 2021)

Gewässerorganismen nicht gerecht. Für einige PSM existieren Qualitätskriterien, die in gleicher Weise wie die Grenzwerte hergeleitet wurden, aber nicht rechtsverbindlich sind⁵. Wenn wir diese mitberücksichtigen, sehen wir, dass 2022 insgesamt 26 PSM-Wirkstoffe ihre Qualitätskriterien bzw. Grenzwerte überschritten. Insgesamt verursachten PSM-Wirkstoffe im Jahr 2022 mehr als 250 Überschreitungen von Qualitätskriterien bzw. Grenzwerten. Teilweise werden die Qualitätskriterien um ein Vielfaches überschritten, für neun Wirkstoffe um mehr als das 10-fache. Bei drei Wirkstoffen lag die höchste Überschreitung bei mehr als dem 100-fachen ihrer jeweiligen Qualitätskriterien. Die Anzahl der Überschreitungen pro Jahr ging aber in den Jahren 2019 bis 2022 von gut 400 auf gut 250 deutlich zurück.

Fliessstrecke mit Überschreitungen unverändert gross

Mit einem der Zwischenziele des AP PSM soll die Länge der Fliessstrecke mit Überschreitungen der PSM-Grenzwerte bis 2027 im Vergleich zur Referenzperiode halbiert werden. Wir können dieses Ziel nur näherungsweise überprüfen, da einerseits nicht vom gesamten Fließgewässernetz der Schweiz Daten vorliegen und andererseits zu wenig Daten aus der Referenzperiode existieren. Wir betrachten daher als Näherung den Anteil der Standorte mit Überschreitungen im umfassenden Datensatz von 2019 bis 2022.

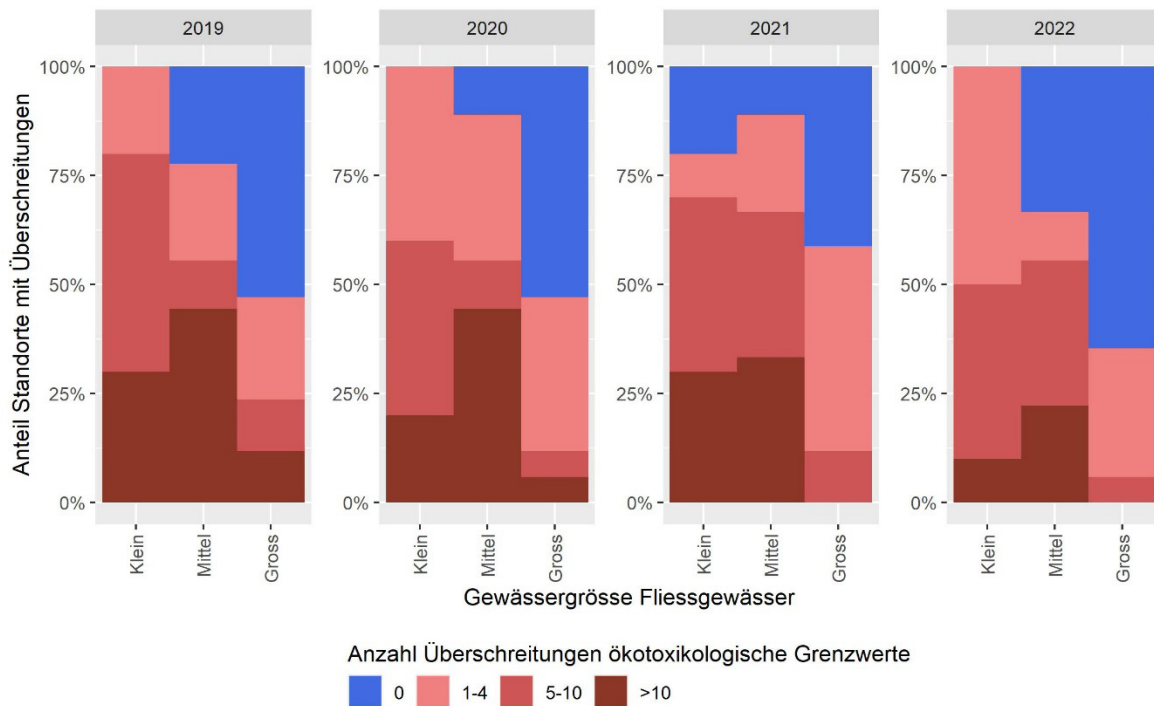


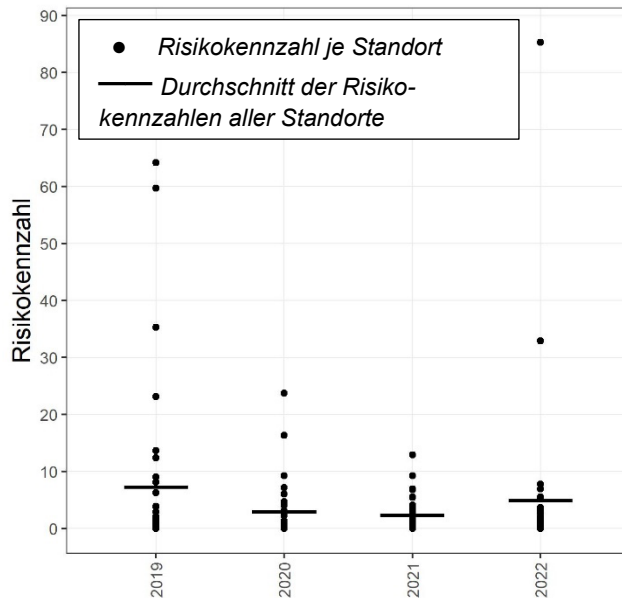
Abbildung 1Z: Anteil der Standorte, an denen ökotoxikologische Grenzwerte der GSchV 1-4-mal, 5-10-mal, mehr als 10-mal oder nie in einem Jahr überschritten werden. Es werden die Jahre 2019 bis 2022 verglichen. Für jedes Jahr sind die Ergebnisse nach den Grössen der Gewässer aufgeschlüsselt.

Wie Abbildung 1Z zeigt, kommt es in weit mehr als der Hälfte der untersuchten Gewässer zu Grenzwert-Überschreitungen. Auch blieb der Anteil ohne Überschreitung in den Jahren 2019 bis 2022 in etwa gleich. Sogar wenn man annimmt, dass in der Referenzperiode in allen untersuchten Gewässern die Grenzwerte überschritten wurden, kann man daraus ableiten, dass das Zwischenziel aktuell noch nicht erreicht wurde.

⁵ [Vorschläge des Oekotoxizentrums für Qualitätskriterien für Oberflächengewässer](#)

Datenreihe zu kurz für Beurteilung der Risikoentwicklung

Ein weiteres Zwischenziel des AP PSM ist es, die Risiken für die Lebewesen in Fließgewässern zu halbieren, wiederum bis 2027 und im Vergleich zur Referenzperiode.

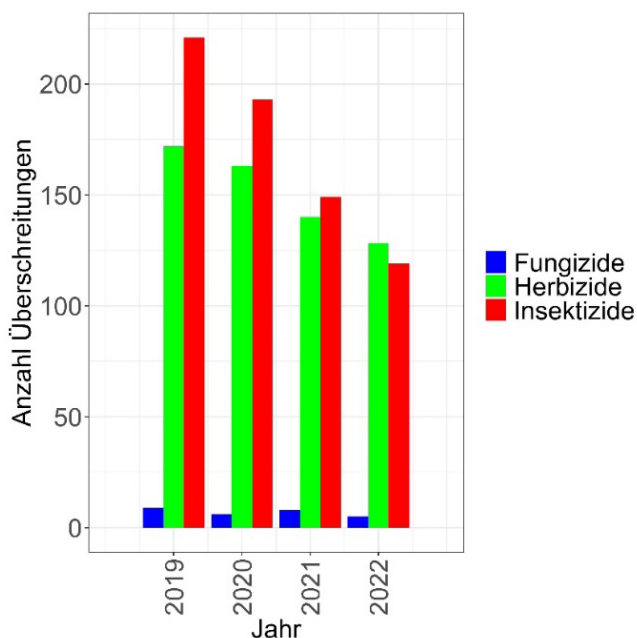


Um die zeitliche Entwicklung der Risiken zu untersuchen, haben wir eine Risikokennzahl entwickelt. Die Risikokennzahl wird pro Standort und Jahr berechnet. Damit kann die zeitliche Entwicklung der Risiken sowohl separat für jeden Standort als auch gemittelt über alle Standorte untersucht werden (Abbildung 2Z).

Die Datenreihe ist noch zu kurz und die Schwankungsbreite der Daten zu hoch, um einen eindeutigen Trend feststellen zu können. Die Risikokennzahlen unterscheiden sich stark zwischen den Standorten und pro Standort ist die zeitliche Entwicklung der Risikokennzahl unterschiedlich. Es ist keine statistisch signifikante Veränderung der Risiken festzustellen.

Abbildung 2Z: Risikokennzahl für die Jahre 2019 bis 2022 für jeden Standort einzeln (●) und im Mittel über alle Standorte (—).

Erste Anzeichen Richtung Verbesserung



Auch wenn in der Risikokennzahl 2019 bis 2022 kein Trend zu erkennen ist, gibt es in verschiedenen Auswertungen Hinweise darauf, dass die Belastung der Gewässer mit PSM abnimmt. So gibt es immer weniger Gewässer mit mehr als 10 Überschreitungen von ökotoxikologischen Grenzwerten pro Jahr und die Anzahl Überschreitungen von ökotoxikologischen Qualitätskriterien hat in den Jahren 2019 bis 2022 deutlich abgenommen (Abbildung 3Z). Ausserdem haben die Risiken durch Wirkstoffe, die seit der Referenzperiode untersucht werden, an den meisten der acht seither untersuchten Gewässer sehr deutlich abgenommen.

Abbildung 3Z: Anzahl Überschreitungen von Qualitätskriterien in den Jahren 2019 – 2022 aufgeschlüsselt nach den Wirkstoffklassen Herbizide, Insektizide und Fungizide.

Einigen für die Gewässerrisiken relevanten Insektiziden wurde die Zulassung als PSM in den letzten Jahren entzogen. Dies zeigt sich in den Daten bis 2022 erst teilweise, da einige Aufbrauchsfristen erst 2022 oder später auslaufen. Ab 2023 dürfen ausserdem Betriebe, die Direktzahlungen beziehen, einige gewässerrelevante Wirkstoffe nur noch mit

Sonderbewilligung ausbringen. Die Wirkung dieser Massnahmen wird sich erst in zukünftigen Messdaten vollständig zeigen.

Insektizide verursachen höchste Risiken

Eine Gruppe von Insektiziden – die Pyrethroide – verursachen in den Gewässern die höchsten gemessenen Risiken. Auch im Risikoindikator⁶, der von Agroscope entwickelt wurde, ist diese Wirkstoffgruppe für den grössten Teil der Risiken verantwortlich⁷.

Massnahmen, die auf geringere Verluste zielen, bei 7 Herbiziden im Rhein ohne messbaren Effekt

Einige Massnahmen, wie Abschwemmungsaufgaben für Wirkstoffe mit besonders hohem Risiko oder die Sanierung von Befüll- und Waschplätzen für PSM, zielen darauf ab, dass weniger der eingesetzten PSM-Menge in die Gewässer gelangt. Ein Zwischenziel des AP PSM ist es, den Anteil der eingesetzten PSM, der in die Gewässer gelangt, um ein Viertel zu reduzieren. Mit Gewässerdaten kann man nur am Rhein überprüfen, ob dieses Ziel erreicht wird, da für die Einzugsgebiete der anderen Standorte keine Daten zur eingesetzten PSM-Menge vorliegen. Für den Rhein bei Basel können die schweizweiten Verkaufszahlen von PSM als Einsatzmengen verwendet werden, da ein grosser Teil der Landwirtschaftsfläche der Schweiz im Einzugsgebiet des Rheins liegt. Für sieben Herbizide kann man aus den Daten der Rheinüberwachungsstation bei Weil am Rhein jährliche Stofffrachten berechnen. Alle anderen PSM sind im Rhein auf Grund der grossen Verdünnung zu selten messbar. Für die sieben untersuchten Herbizide zeigen Massnahmen, die den in die Gewässer eingetragenen Anteil reduzieren sollen, bisher auf nationaler Ebene keine nachweisbare Wirkung.

Biologische Daten zeigen mehrheitlich einen mässigen bis unbefriedigenden Zustand

An etwa der Hälfte der Standorte liegen ab 2020 auch Daten zu Kleinstlebewesen der Gewässersohle, wie Steinfliegenlarven oder Bachflohkrebsen, vor. In Bezug auf diese – für das Nahrungsnetz der Fliessgewässer sehr wichtige – Organismengruppe sind fast alle untersuchten Standorte nur mässig bis unbefriedigend bewertet. Dies deckt sich mit der Erkenntnis, dass die meisten Standorte mehr oder weniger stark mit PSM belastet sind. Es spielen aber auch andere Faktoren eine Rolle, z.B. die Verbauung und Begradigung der Gewässer. Auch in den biologischen Daten ist bisher keine Veränderung zwischen 2020 und 2022 erkennbar. Die Datenreihe ist aber auch hier zu kurz für eine abschliessende Beurteilung.

Fazit

Es sind umfassende Daten vorhanden, die einen guten Überblick über die Risiken von PSM in Schweizer Fliessgewässern geben. In den gemessenen Risiken in den Gewässern ist zwar bisher kein Trend erkennbar, es gibt aber verschiedene Hinweise, dass die Belastung tendenziell abnimmt. Allerdings werden weiterhin in vielen Bächen und kleineren Flüssen die Grenzwerte der GSchV überschritten und die PSM-Risiken für Gewässerlebewesen sind teilweise sehr hoch.

⁶ Gemäss Artikel 10 c) der Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft

⁷ Korkaric et al. 2022 und Korkaric et al. 2023

entièrement les risques pesant sur les organismes aquatiques. Des critères de qualité ont été définis pour certains PPh sur la même base que les valeurs limites écotoxicologiques ; ils ne sont toutefois pas légalement contraignants¹². En tenant compte de ces critères en plus des valeurs limites, on constate que 26 substances actives de PPh au total ont dépassé leurs critères de qualité ou leurs valeurs limites en 2022. Dans l'ensemble, plus de 250 dépassements des critères de qualité ou des valeurs limites ont ainsi été observés cette année-là. Certaines substances actives ont largement dépassé leurs critères de qualité. Neuf substances se sont même révélées plus dix fois supérieures aux critères de qualité et trois, plus de 100 fois. Toutefois, entre 2019 et 2022, le nombre de dépassements constatés chaque année a nettement baissé, passant d'environ 400 à quelque 250.

Longueur des tronçons du réseau de cours d'eau présentant des dépassements inchangée

Le PA PPh vise, à titre d'objectif intermédiaire, à ce que la longueur des tronçons du réseau suisse de cours d'eau dépassant les valeurs limites soit réduite de moitié d'ici à 2027 par rapport à la période de référence. La réalisation de cet objectif ne peut être évaluée que de manière approximative en raison de l'absence de données exhaustives non seulement pour le réseau hydrographique suisse mais aussi pour la période de référence. Par conséquent, la proportion des stations présentant des dépassements est considérée comme une approximation dans le jeu de données pour la période 2019-2022.

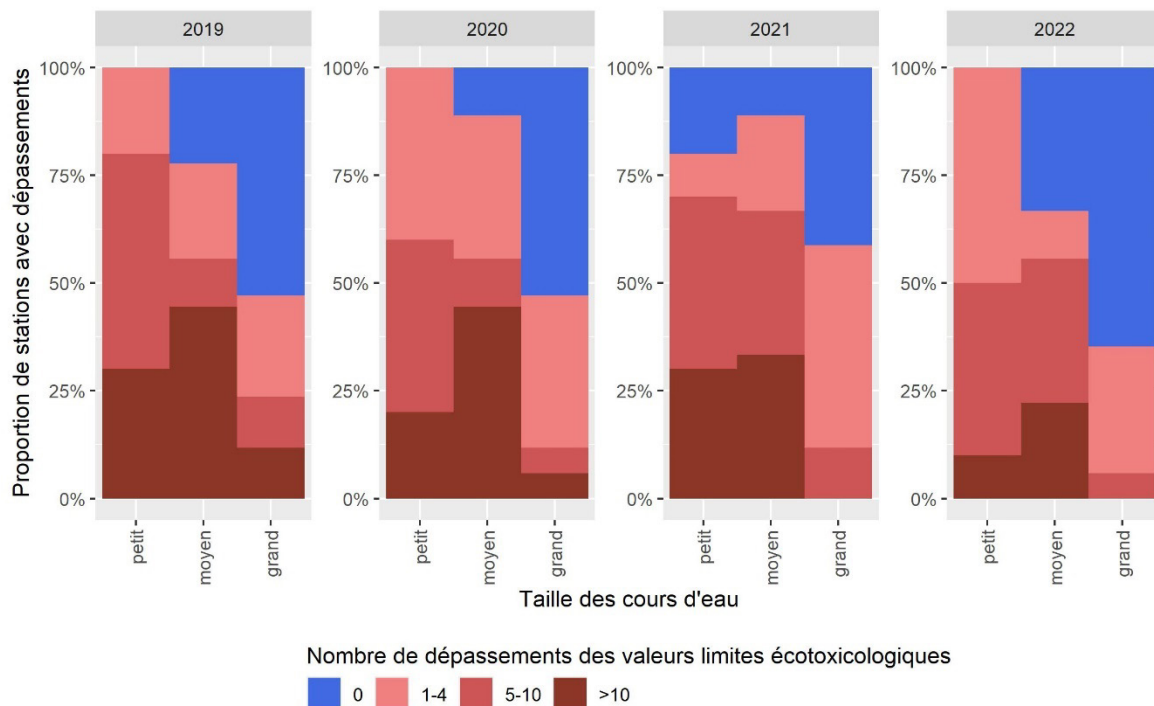


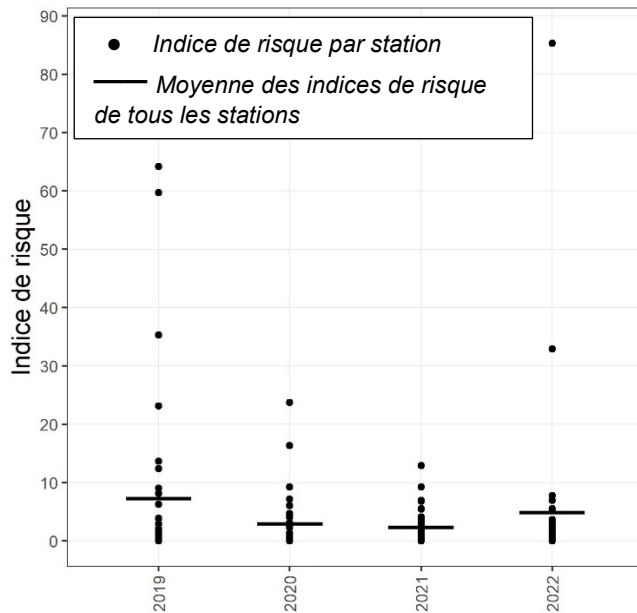
Figure 1Z : Proportion de stations auxquel les valeurs limites écotoxicologiques fixées dans l'OEaux sont dépassées 1 à 4 fois par année, 5 à 10 fois, plus de 10 ou ne le sont jamais. La période considérée porte sur les années 2019 à 2022. Les résultats sont répartis par taille de cours d'eau pour chaque année.

Comme le montre la figure 1Z, des dépassements sont observés dans bien plus de la moitié des cours d'eau étudiés. La proportion n'affichant pas de dépassement entre 2019 et 2022 n'a guère évolué. Même en supposant que les valeurs limites aient été dépassées pendant la période de référence dans tous les cours d'eau analysés, on peut partir du principe que l'objectif intermédiaire du PA PPh n'a pas encore été atteint.

¹² [Propositions, formulées par le centre ecotox, de critères de qualité pour les eaux de surfaces](#)

Série de données trop courte pour évaluer l'évolution des risques

Réduire de moitié les risques menaçant les organismes aquatiques d'ici à 2027, par rapport à la période de référence, constitue un autre objectif intermédiaire du PA PPh.

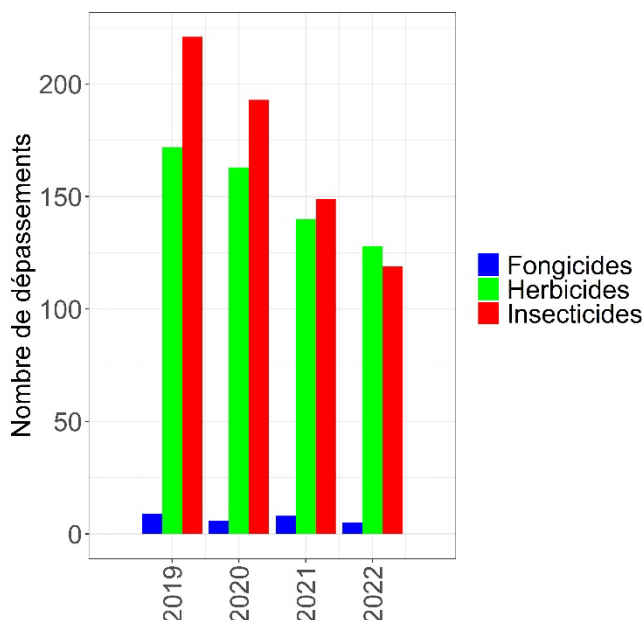


Un indice de risque a été développé pour étudier l'évolution des risques. Calculé pour chaque année et chaque site, il permet d'analyser l'évolution des risques tant de manière individuelle pour chaque site qu'en moyenne pour tous les sites (figure 2Z).

Toutefois, la série de données est encore trop courte et la marge de fluctuation des données trop élevée pour pouvoir identifier une tendance claire. En outre, les indices de risque varient fortement d'un site à l'autre, et leur évolution est différente pour chaque site. Par conséquent, aucune modification statistiquement significative des risques n'est constatée.

Figure 2Z : Indices de risque entre 2019 à 2022 pour chaque station (●) et en moyenne de tous les stations (—)

Premiers signes d'amélioration



Même si les indices de risque pour la période 2019-2022 ne laissent apparaître aucune tendance, plusieurs évaluations indiquent que la pollution des eaux par des PPh diminue. Ainsi, le nombre de cours d'eau présentant plus de dix dépassements des valeurs limites écotoxicologiques par an régresse et le nombre total de dépassements des critères de qualité a nettement baissé entre 2019 et 2022 (figure 3Z). Par ailleurs, les risques liés aux substances actives étudiées depuis la période de référence ont très fortement diminué dans la plupart des huit cours d'eau analysés depuis lors.

Figure 3Z : Nombre de dépassements des critères de qualité entre 2019 et 2022, répartis par classes de substances actives herbicides, insecticides et fongicides

Ces dernières années, certains insecticides présentant un risque pour les eaux se sont vu retirer leur autorisation. Les données allant jusqu'en 2022 ne reflètent que partiellement ce changement, car certains délais d'utilisation n'ont expiré que fin 2022 voire plus tard. Depuis

2023, les exploitations bénéficiant de paiements directs pourront utiliser certaines substances actives ayant un impact sur les eaux uniquement si elles disposent d'une autorisation spéciale. L'effet de ces mesures ne se reflètera entièrement que dans les relevés réalisés ces prochaines années.

Les insecticides à l'origine des risques les plus élevés

Le groupe d'insecticides des pyréthriinoïdes présente les risques les plus élevés mesurés dans les eaux. Ce qui confirme les résultats de l'indicateur de risque¹³ développé par le centre de compétences de la Confédération pour la recherche agronomique (Agroscope) qui montrent que cette famille d'insecticides est à l'origine de la plupart des risques¹⁴.

Mesures visant à réduire les pertes : pas d'effet mesurable pour sept herbicides dans le Rhin

Certaines mesures, par exemple celles découlant de prescriptions relatives au ruissellement des substances actives présentant un risque particulièrement élevé ou l'assainissement des aires de remplissage et de lavage des pulvérisateurs de PPh, ont pour but de réduire les quantités de PPh parvenant dans les eaux. Un autre objectif intermédiaire du PA PPh consiste à réduire d'un quart la quantité utilisée de PPh contaminant les eaux. Les données relatives aux eaux permettent de vérifier la réalisation de cet objectif uniquement pour le Rhin, car il n'existe pas de données sur les quantités de PPh utilisées dans les bassins versants des autres sites. S'agissant du Rhin à Bâle, les chiffres de vente de PPh à l'échelle de la Suisse peuvent être utilisés à titre de quantités utilisées, étant donné qu'une grande partie de la surface agricole du pays se trouve dans le bassin versant de ce cours d'eau. Il est ainsi possible de calculer la charge annuelle de sept herbicides à partir des données provenant de la station de surveillance du Rhin à Weil am Rhein. Les autres PPh ne sont que trop rarement mesurables dans le Rhin du fait de la forte dilution. S'agissant des sept herbicides étudiés, les mesures visant à réduire les parts parvenant dans les eaux n'ont pour l'heure pas montré d'effet notable sur le plan national.

État majoritairement moyen à insatisfaisant selon les données biologiques

Environ la moitié des sites disposent, depuis 2020, de données sur les invertébrés aquatiques occupant le lit des cours d'eau, comme les larves de plécoptères ou les gammarès. Dans presque tous ces sites, la situation relative aux espèces importantes pour les cours d'eau est jugée moyenne à insatisfaisante. Cette évaluation correspond aux observations selon lesquelles la plupart des sites sont plus ou moins fortement pollués par des PPh. D'autres facteurs entrent toutefois en jeu, comme l'aménagement et la correction des cours d'eau. Les données biologiques ne montrent pas non plus de changement entre 2020 et 2022 sur ce plan. Néanmoins, la série de données est, là encore, trop courte pour permettre une évaluation concluante.

Conclusion

Les données existantes permettent d'obtenir un bon aperçu des risques que posent les PPh présents dans les cours d'eau suisses. Si aucune tendance n'a été pour l'heure confirmée, plusieurs évaluations des données laissent penser que la pollution tend à diminuer. Néanmoins, des dépassements des valeurs limites fixées dans l'OEaux sont toujours observés dans de nombreux cours d'eau et les risques que présentent les PPh aux organismes aquatiques demeurent en partie très élevés.

¹³ Art. 10c de l'ordonnance sur l'évaluation de la durabilité de l'agriculture (RS 919.118)

¹⁴ Korkaric et al. 2022 ainsi que Korkaric et al. 2023

1 Einleitung

Pflanzenschutzmittel (PSM) stellen für Tiere und Pflanzen in Fließgewässern ein Risiko dar. Viele Gewässer erfüllen die Grenzwerte¹⁵ der Gewässerschutzverordnung (GSchV) nicht, dadurch werden Gewässerlebewesen beeinträchtigt. Der Bundesrat will mit dem Aktionsplan Pflanzenschutzmittel¹⁶ (AP PSM) von 2017 die Risiken für Mensch und Umwelt, insbesondere für die Gewässer, reduzieren. Er hat im Aktionsplan verschiedene Ziele für Fließgewässer formuliert:

- Das langfristige Leitziel des AP PSM verlangt, dass die Grenzwerte immer und überall eingehalten werden.
- Als Zwischenziel soll bis 2027 die Fließstrecke mit Überschreitungen der Grenzwerte halbiert werden.
- Auch die Risiken für die Gewässerlebewesen sollen im Vergleich zu den Jahren 2012 bis 2015 halbiert werden. Das Parlament verankerte 2021 dieses Ziel auch im Gesetz¹⁷.
- Zusätzlich müssen im gleichen Zeitraum auch die PSM-Verluste in die Gewässer um ein Viertel reduziert werden.

Die VSA-Plattform Wasserqualität evaluiert im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU), ob die Ziele des AP PSM und des Bundesgesetzes über die Verminderung der Risiken durch den Einsatz von Pestiziden in Bezug auf die Fließgewässer erreicht werden. Dafür verwendet sie die Daten zu PSM-Konzentrationen in Fließgewässern des nationalen Monitoringprogramms NAWA TREND MV¹⁸. Daten aus kantonalen Messprogrammen und Spezialkampagnen vervollständigen das Bild. Für die Jahre 2019 bis 2022 stehen umfassende Daten an vielen Standorten für viele Wirkstoffe zur Verfügung. Die Daten vor 2019 sind jedoch lückenhaft. Insbesondere ist die Datenlage zwischen 2012 und 2015, der Referenzperiode des AP PSM, limitiert. Ein Vergleich zur Referenzperiode ist deshalb nur beispielhaft möglich. Ebenso fehlen Daten, wieviel eines Wirkstoffs wann und wo genau eingesetzt wurde. Diese Information wäre nötig, um die genauen Ursachen der PSM-Belastung an einem Standort zu identifizieren.

Insgesamt ist es eine Herausforderung herauszufinden, ob die PSM-Risiken effektiv und anhaltend zu- oder abgenommen haben. Denn die Witterung beeinflusst die PSM-Anwendung und die PSM-Einträge stark. Regnet es beispielsweise viel, werden die eingesetzten PSM stärker in die Bäche abgeschwemmt als in trockenen Jahren.

In manchen Gewässern wurde zusätzlich zu den PSM-Konzentrationen auch die Artengemeinschaft der am Gewässergrund lebenden Kleinlebewesen untersucht. Diese wird aber auch durch andere Faktoren als durch PSM beeinflusst und es liegen deutlich weniger Daten vor als für die Beurteilung der PSM-Risiken. Somit ist die Auswertung der biologischen Untersuchungen und die Evaluation, ob sich der biologische Zustand über die Zeit verändert hat, nur ein kleiner Teil in diesem Bericht.

Der Bericht gibt Antworten auf die folgenden Fragen:

- Wie stark sind die Fließgewässer aktuell mit PSM belastet? (Kapitel 3.1 Aktueller Gewässerzustand)

¹⁵ Numerische Anforderungen in Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung, GSchV (SR-814.201, 2021)

¹⁶ Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, Bericht des Bundesrates, 6. September 2017

¹⁷ Bundesgesetz über die Verminderung der Risiken durch den Einsatz von Pestiziden. Dieses Gesetz bewirkte Änderungen des Chemikaliengesetzes, des Landwirtschaftsgesetzes und des Gewässerschutzgesetzes.

¹⁸ [Nationale Beobachtung Oberflächengewässerqualität \(NAWA\) \(admin.ch\)](#), Basismessnetz zur langfristigen Dauerbeobachtung (TREND) für Mikroverunreinigungen (MV)

- Hat sich die Fliessstrecke mit Überschreitungen der Grenzwerte verändert? (Kapitel 3.2 Fliessstrecke mit Überschreitungen der GSchV-Grenzwerte)
- Hat sich das Risiko für Gewässerorganismen reduziert? (Kapitel 3.3 Beurteilung zeitliche Risikoentwicklung)
- Sind die Verluste in die Fliessgewässer zurückgegangen? (Kapitel 3.4 Entwicklung der Verluste in die Gewässer)
- Wie ist der biologische Zustand der betrachteten Standorte im Hinblick auf das empfindliche Makrozoobenthos? (Kapitel 3.5 Biologische Kenngrössen)

2 Methoden

2.1 Verwendete Messdaten

Seit dem Jahr 2019 steht in der Schweiz ein einmaliger Datensatz zur Beurteilung der Gewässerbelastung durch PSM zur Verfügung. Dafür wird die ganze Bandbreite an unterschiedlichen Fliessgewässern untersucht, die wichtigsten PSM werden analysiert und die Probenahme erfolgt mehrheitlich das ganze Jahr über. Mit diesem umfassenden Datensatz wird die Gewässerbelastung durch PSM ab 2019 sehr gut abgebildet. Für die meisten Auswertungen verwenden wir deshalb den Datensatz ab 2019. Einzelne Auswertungen benötigen aber auch ältere, weniger vollständige Daten. Das folgende Kapitel gibt einen Überblick über die verwendeten Messdaten.

Grundsätzlich werden alle geeigneten PSM-Daten verwendet, die derzeit zur Verfügung stehen (s. Abbildung 1). Damit die aktuelle Entwicklung der PSM-Risiken in den Gewässern beurteilt werden kann, werden aber nur Standorte berücksichtigt, die mindestens in den Jahren 2019 bis 2022 kontinuierlich untersucht wurden. Von diesen Standorten wurden ausserdem alle gemessenen PSM-Konzentrationen aus früheren Jahren zusammengetragen, insbesondere aus der Referenzperiode des AP PSM (2012 bis 2015). Die Daten stammen aus folgenden Messprogrammen:

- NAWA TREND MV
- NAWA SPEZ 2012, 2015 und 2017 (Problembezogene Spezialbeobachtungen im Rahmen von NAWA)
- Kantonale Messprogramme
- Rheinüberwachungsstation (RÜS) bei Weil am Rhein (diese werden separat im Kapitel 3.4 beschrieben)

Der grösste Teil der Daten stammt aus NAWA TREND MV, dem schweizweit koordinierten Monitoringprogramm zur langfristigen Dauerbeobachtung von Mikroverunreinigungen in Fliessgewässern. Daten aus anderen Untersuchungen verwenden wir nur, wenn sie in Qualität und Umfang mindestens den Kriterien für NAWA TREND MV entsprechen. Das heisst pro Messstelle und Jahr müssen mindestens acht Zweiwochenmischproben vorliegen und die wichtigsten Wirkstoffe müssen untersucht worden sein (Kapitel 2.1.1).

Die Messungen in NAWA TREND MV wurden 2018 an 18 Standorten gestartet. Seither wurden mehrmals zusätzliche Standorte aufgenommen und die Zahl der untersuchten Wirkstoffe vergrössert. Vor allem Pyrethroid- und Organophosphat-Insektizide können erst seit 2017 in genügend tiefen Konzentrationen gemessen werden (s. Abbildung 1, violett markierte Gewässerjahre).

Für die meisten Standorte und Jahre liegen Konzentrationen von PSM aus zeitproportionalen Zweiwochenmischproben vor, die das gesamte Jahr abdecken. Weitere Details zur Probenahme sind in Kapitel 6.2. im Anhang beschrieben.

Ab 2019 stehen umfassende Daten an 36 Messstellen zur Verfügung (Abbildung 1). Die untersuchten Standorte decken die verschiedenen Gegebenheiten in der Schweiz gut ab und die wichtigsten Wirkstoffe wurden untersucht. Für die meisten Auswertungen verwenden wir deshalb den Datensatz ab 2019. Die Landnutzung in den Einzugsgebieten der untersuchten Standorte ist sehr unterschiedlich. Es sind Standorte dabei, die nur sehr wenig Ackerland, Obst- oder Rebbaue im Einzugsgebiet haben und solche die sehr intensiv landwirtschaftlich genutzt sind. Von kleinen Bächen bis zum Rhein bei Basel sind auch die verschiedenen Gewässergrößen in diesem Datensatz angemessen vertreten (Doppler et al., 2020). Detaillierte Informationen zur Landnutzung in den Einzugsgebieten sind im Kapitel 6.2 im Anhang zu finden.

In den Jahren vor 2019 ist die Datenlage deutlich schlechter. Vor allem in der Referenzperiode 2012 bis 2015 liegen mit nur acht Standorten, die aktuell noch untersucht werden, sehr wenige Daten vor (Abbildung 1). Die Entwicklung seit der Referenzperiode kann daher nur beispielhaft für diese acht Standorte aufgezeigt werden. Aus der Referenzperiode fehlen ausserdem Messdaten mit ausreichender Qualität zu den Pyrethroid- und Organophosphat-Insektiziden, welche häufig ein wesentliches Risiko für Gewässerorganismen darstellen. Zur Entwicklung dieser wichtigen Wirkstoffgruppe kann keine Aussage im Vergleich zur Referenzperiode gemacht werden.

Die in diesem Bericht verwendeten Messdaten können auf Anfrage bezogen werden (siehe Kapitel 6.1 im Anhang).

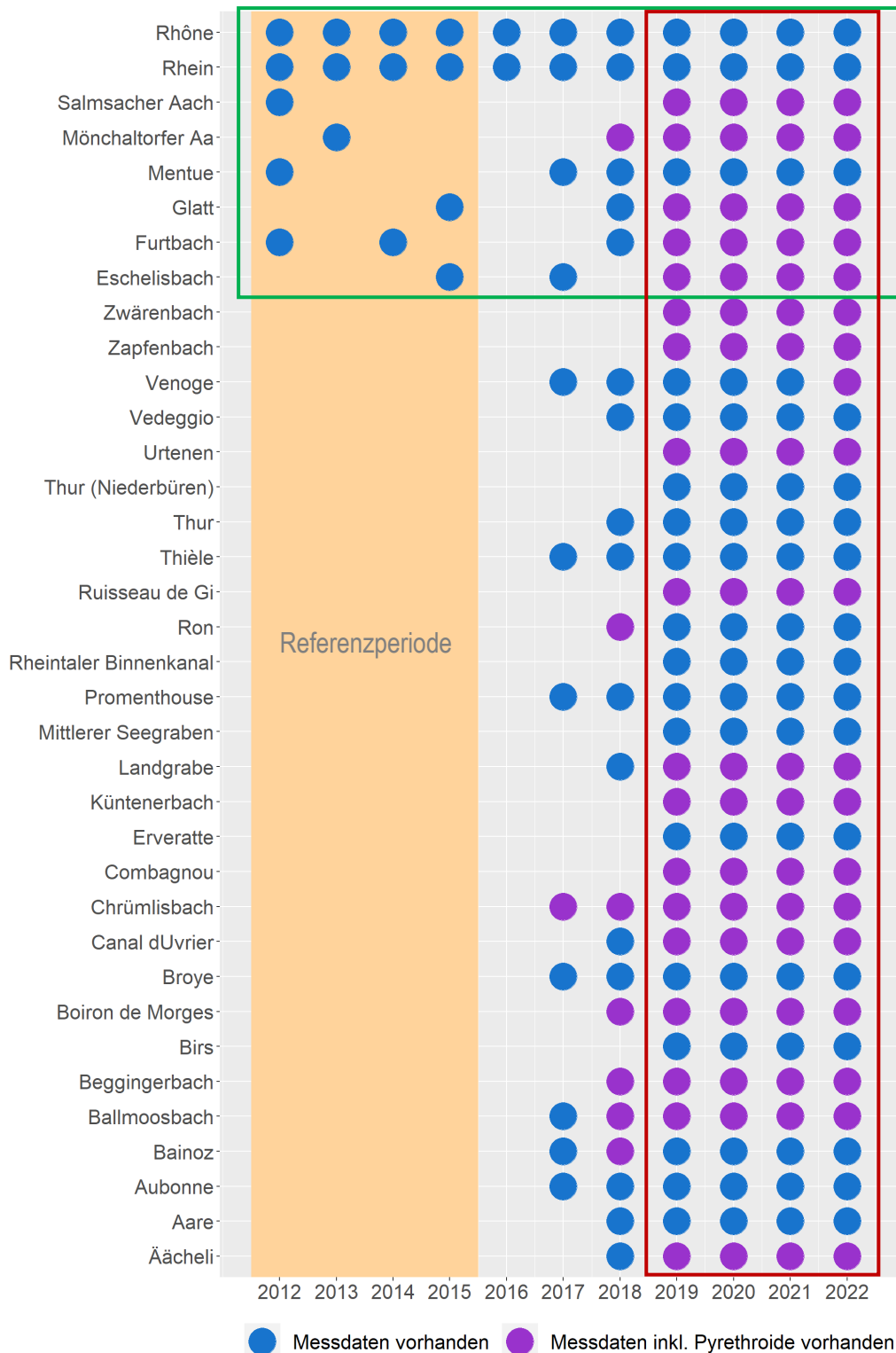


Abbildung 1: Für die Wirkungskontrolle AP PSM in Fließgewässern verwendete Messdaten. Für violett markierte Standortjahre existieren auch Messungen von Pyrethroiden und Organophosphaten, wodurch eine vollständige Überprüfung der ökotoxikologischen Grenzwerte gemäss Anhang 2 der GSchV möglich ist. Orange hinterlegt ist die Referenzperiode 2012 – 2015. Grüner Kasten: Standorte mit Daten aus der Referenzperiode, die heute noch untersucht werden. Roter Kasten: Standorte mit Daten ab 2019, diese werden für die meisten Auswertungen benutzt.

2.1.1 Wirkstoffe

Nicht alle Wirkstoffe, die in PSM eingesetzt werden, werden in den Monitoringprogrammen der Gewässer erfasst. Das hat verschiedene Gründe. Gewisse Wirkstoffe bauen sich im Wasser zu schnell ab oder werden nur in sehr geringen Mengen eingesetzt, andere brauchen eine teure Spezialanalytik. Eine vollständige Erfassung aller Wirkstoffe wäre sehr aufwändig und teuer. Deshalb werden die Wirkstoffe für die Untersuchungen in NAWA TREND MV sorgfältig ausgewählt und periodisch überprüft (Daouk und Wittmer 2023). Damit ist sichergestellt, dass wichtige PSM-Wirkstoffe auch untersucht werden.

An allen Standorten werden spätestens seit 2019 die gleichen knapp 40 Wirkstoffe gemessen. An einigen Standorten auch noch bis mehr als 60 zusätzliche. Die überall gemessenen Wirkstoffe umfassen auch 17 der 19 Pestizide, für die in der GSchV ökotoxikologische Grenzwerte festgelegt sind. Die zwei anderen, Cypermethrin, ein Pyrethroid-Insektizid, und Chlorpyrifos, ein Organophosphat-Insektizid, erfordern eine Spezialanalytik und werden nur an rund der Hälfte der Standorte gemessen (Abbildung 1, violett). Diese Spezialanalytik wird insbesondere an den Standorten eingesetzt, an denen man erwartet, dass diese Wirkstoffe in messbaren Konzentrationen vorkommen. Damit decken die vorliegenden Daten ab 2019 ein breites Wirkungsspektrum ab.

Für unsere Auswertungen verwenden wir jeweils alle Wirkstoffe, die in mindestens einem der betrachteten Jahre als PSM eingesetzt werden durften. Wenn wir also Daten von 2019 bis 2022 betrachten, verwenden wir nur Wirkstoffe, die in diesem Zeitraum irgendwann für die Anwendung als PSM zugelassen waren. In Kapitel 6.2 im Anhang sind alle Wirkstoffe aufgeführt, die in den Auswertungen verwendet wurden.

Ein Spezialfall sind Wirkstoffe, die nicht nur als PSM zugelassen sind, sondern auch noch als Biozid und/oder Tierarzneimittel. Bei solchen Wirkstoffen kann ein Teil der Belastung aus Biozid- oder Tierarzneimittelanwendungen stammen. Sie werden in den Auswertungen berücksichtigt, sofern sie im betrachteten Zeitraum als PSM zugelassen waren. Würden wir sie ausschliessen, wäre die Wirkung von Risikoreduktionsmassnahmen für diese Wirkstoffe im PSM-Bereich in den Auswertungen nicht erkennbar. Somit könnte man wichtige Entwicklungen verpassen.

2.2 Biologische Daten

Mit den Zielen des AP PSM für die Fliessgewässer sollen die Lebewesen darin besser vor den Risiken durch PSM geschützt werden. Um zu evaluieren, wie sich die am Gewässergrund lebenden Kleinlebewesen, das sogenannte Makrozoobenthos, entwickelt hat, braucht es biologische Erhebungen. Das Makrozoobenthos ist für das Nahrungsnetz der Fliessgewässer eine sehr wichtige Artengemeinschaft. Einige Arten, zum Beispiel Steinfliegenlarven, reagieren besonders sensibel auf eine Belastung mit PSM. Sie können daher auch als Indikator für eine PSM-Belastung dienen. Andererseits reagieren sie auch auf andere Einflussfaktoren, wie Nährstoffeinträge oder einen beeinträchtigten Lebensraum, empfindlich. Die Ursachen für eine bestimmte Bewertung der biologischen Wasserqualität sind daher nicht immer einfach zu erkennen. Biologische Indikatoren zeigen daher integrierend und über einen längeren Zeitraum, ob ein Fliessgewässer negativen menschlichen Einflüssen ausgesetzt ist, die die Entwicklung einer naturnahen Lebensgemeinschaft verhindern.

An einigen NAWA TREND MV-Standorten wurde 2019 bis 2022 auch das Makrozoobenthos erhoben, aber nur an solchen, die für ein Begehen geeignet sind. Es fanden meist zwei Beprobungen pro Jahr, im Frühjahr und im Sommer statt. Dabei wurde die Zusammensetzung des Makrozoobenthos meist auf Niveau der biologischen Familie und bei einigen besonders empfindlichen Organismen bis auf Artniveau bestimmt. Die längste vergleichbare Zeitreihe mit einem grösstmöglichen Standortset existiert für die Frühjahrsbeprobung in den drei Jahren 2020 bis 2022 an 19 Standorten.

Aus diesen Daten können verschiedene biologische Indikatoren abgeleitet werden. Im Rahmen der Wirkungskontrolle haben wir den IBCH des Schweizer Modul-Stufen-Konzepts (BAFU, 2019) und den SPEAR_{pesticides}-Index (nach engl.: SPECies At Risk; Liess und von der Ohe, 2005) betrachtet. Für beide Grössen unterteilt sich die resultierende Bewertung in 5 Klassen von «sehr gut» und «gut» über «mässig» bis hin zu «unbefriedigend» und «schlecht». Dabei bedeutet eine Bewertung mit «sehr gut» oder «gut», dass die ökologischen Ziele aus Anhang 1 Ziffer 1 der GSchV erreicht werden und eine Bewertung zwischen «mässig» und «schlecht», dass die ökologischen Ziele nicht erreicht werden. Der IBCH erlaubt dabei eine generelle Bewertung negativer menschlicher Einflüsse auf das Makrozoobenthos. Der SPEAR-Index beruht auf dem Vorkommen bzw. dem Fehlen von pestizidempfindlichen Arten und weist spezifisch auf eine Pestizidbelastung von Fliessgewässern hin.

2.3 Harmonisierung der Daten

Bei einem Vergleich über die Zeit müssen die verwendeten Daten harmonisiert werden, das heisst auf den grössten gemeinsamen Nenner reduziert werden. Es kann sonst zu falschen Schlussfolgerungen kommen. Beispielsweise würde man eine Verschlechterung der Belastung beobachten, wenn man alle Daten berücksichtigt, weil man besonders toxische Wirkstoffe erst in späteren Jahren gemessen hat. Dasselbe gilt, wenn besonders verunreinigte Standorte nicht immer untersucht wurden oder der Untersuchungszeitraum (z.B. Januar bis Dezember oder März bis Oktober) an einem Standort nicht in jedem Jahr gleich war.

Für Vergleiche zwischen verschiedenen Jahren müssen die verwendeten Daten deshalb immer auf den grössten gemeinsamen Nenner reduziert werden.

Das heisst:

- Identisches Standortset in jedem Jahr
- Identische Liste von Wirkstoffen je Standort
- Identischer Untersuchungszeitraum in jedem Jahr je Standort

2.4 Beurteilung gemäss Anhang 2 GSchV

Die Ziele des AP PSM verlangen eine Beurteilung des Gewässerzustands basierend auf den Grenzwerten gemäss Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung (GSchV). Die Grenzwerte der GSchV beinhalten einerseits ökotoxikologische Grenzwerte für 19 organische Pestizide. Andererseits gilt für nicht namentlich erwähnte organische Pestizide ein allgemeiner Grenzwert von 0.1 µg/L. Für die rechtliche Beurteilung der Gewässer orientieren wir uns an den Vorgehensvorschlägen der Interkantonalen Empfehlung «Methode zur Untersuchung und Beurteilung von Fliessgewässern - Organische Mikroverunreinigungen - numerische Anforderungen Anhang 2 GSchV» (Wittmer et al. 2024).

Bei der rechtlichen Beurteilung ist es wichtig, dass alle PSM-Wirkstoffe, die einen ökotoxikologischen Grenzwert haben, auch gemessen werden und dass ihre Bestimmungsgrenze unterhalb dieses Grenzwerts liegt. Cypermethrin und Chlorpyrifos wurden nicht an allen Standorten und nicht in allen Jahren gemessen. Da diese Wirkstoffe, wenn sie untersucht werden, oft viele Überschreitungen verursachen, ist das Fehlen dieser Wirkstoffe für die Auswertungen kritisch. Die anderen in der GSchV mit ökotoxikologischen Grenzwerten geregelten PSM-Wirkstoffe sind in den Messdaten mehrheitlich vorhanden.

Um Wirkstoffe zu beurteilen, die mit dem allgemeinen Grenzwert von 0.1 µg/L geregelt sind, müssen alle organischen Pestizide untersucht werden, die häufig in Konzentrationen über 0.1 µg/L vorkommen. Dies ist mit den Messungen in NAWA TREND MV gegeben.

2.5 Risikobeurteilung

Nicht alle risikoreichen PSM haben einen ökotoxikologisch basierten Grenzwert in der GSchV. Eine Beurteilung alleine mit diesen Grenzwerten wird deshalb den Risiken für die Gewässerorganismen nicht gerecht. Für einige PSM existieren Qualitätskriterien (QK), die in gleicher Weise wie die Grenzwerte hergeleitet wurden, die aber nicht rechtsverbindlich sind. Für die Risikobeurteilung berücksichtigten wir alle Wirkstoffe, die ein robustes QK haben. Robuste QK werden nach dem «Technical Guidance Document» der EU hergeleitet (European Commission 2011). Sie beinhalten eine vollständige Datenrecherche und werden von externen Experten begutachtet¹⁹. Das durch ein einzelnes PSM verursachte Risiko für ein Gewässer bestimmen wir durch den Risikoquotienten (RQ). Dies ist der Quotient aus gemessener Konzentration in einer Zweiwochenmischprobe und dem zugehörigen chronischen Qualitätskriterium²⁰. Wenn die Konzentration im Gewässer höher ist als das ökotoxikologische QK wird der RQ grösser als 1 und ein Risiko für Gewässerorganismen kann nicht mehr ausgeschlossen werden. Um das Gesamtrisiko zu bestimmen, das von den im Gewässer gemessenen PSM ausgeht, kann die Summe der RQ über alle gemessenen PSM in einer Probe berechnet werden.

Neben den chronischen QK, die ein Risiko von chronischen Schäden bei Gewässerorganismen anzeigen, gibt es auch akute QK. Die akuten QK zeigen ein Risiko für akute Toxizität für Gewässerorganismen an und dürfen zu keiner Zeit überschritten werden. In diesem Bericht werden nur chronische Risiken in Zweiwochenmischproben betrachtet. Für eine Auswertung der akuten Risiken sind zeitlich höher aufgelöste Mischproben nötig. Diese liegen in NAWA TREND MV zwar an einigen Standorten vor, dort aber nur jeweils von April bis Juli. Die chronischen Risiken basieren deshalb auf einer breiteren Datenbasis (mehr Standorte und oft ganzjährig) und eignen sich somit besser um die zeitliche Entwicklung der Risiken zu betrachten.

Für eine möglichst vollständige Risikobeurteilung sind Messdaten zu möglichst allen PSM mit robusten QK wichtig. Insbesondere Wirkstoffe, die häufig Gewässerrisiken verursachen, müssen möglichst flächendeckend gemessen werden. Mit Ausnahme der besonders das Risiko dominierenden Pyrethroide und Organophosphate ist dies mehrheitlich gegeben. Insgesamt fließen die Daten von 72 Wirkstoffen in die Auswertungen ein (Kapitel 6.2 im Anhang). Die Risiken von Wirkstoffen ohne robustes QK und auch die Risiken von PSM, die gar nicht gemessen wurden, werden damit nicht berücksichtigt. Das Risiko für Gewässerorganismen wird somit in den Auswertungen tendenziell unterschätzt.

Die Beurteilung der zeitlichen Entwicklung der Risiken in den Fließgewässern erfolgt durch zwei verschiedene Ansätze:

- Mit der Anzahl Überschreitungen chronischer QK
- Mit einer aus den RQ hergeleiteten messdatenbasierten Risiko-Kennzahl (RK). Die RK wird für jeden Standort und jedes untersuchte Jahr separat berechnet. Die Berechnung erfolgt nachdem die Daten harmonisiert wurden (Kapitel 2.3). Pro Standort wird die RQ-Summe aller Wirkstoffe je Probe berechnet und der Durchschnitt über das Jahr gebildet.

Die messdatenbasierte RK entspricht also der durchschnittlichen RQ-Summe pro Standort und Jahr. Damit kann man an jedem Standort den Verlauf der Risiken über mehrere Jahre beurteilen, oder man kann – bei gleichbleibendem Standortset – auch die Entwicklung aller Standorte über die Jahre betrachten.

¹⁹ [Vorschläge des Oekotoxizentrums für Qualitätskriterien für Oberflächengewässer](#)

²⁰ Bei Wirkstoffen, die mit einem ökotoxikologisch basierten Grenzwert für andauernde Verunreinigung in der GSchV geregelt sind, entspricht der Grenzwert dem chronischen Qualitätskriterium

Die RK eignet sich damit sehr gut, um die Veränderung der gesamten PSM-Risiken in den Gewässern über die Zeit zu beobachten. Für eine Beurteilung der Wasserqualität eignet sie sich nicht. Für eine Beurteilung der Wasserqualität verweisen wir auf die Interkantonale Empfehlung (Wittmer et al. 2024). Eine RK kleiner eins heisst zum Beispiel nicht, dass in diesem Gewässer und Jahr keine Risiken für Gewässerorganismen aufgetreten sind. Auch in einem Gewässer mit RK kleiner als eins kann es sein, dass ökotoxikologische Qualitätskriterien nicht eingehalten wurden.

2.5.1 Mixed-effects-Modell

Eine weitere Möglichkeit um einen Trend über alle Standorte gemeinsam zu untersuchen, ist die Verwendung eines sogenannten Mixed-effects-Modells (McCullagh und Nelder 1989). Nach Rücksprache mit Experten der Eawag haben wir das Modell auf die messdatenbasierte Risiko-Kennzahl (Kapitel 2.5) angewendet (jeweils ein Wert pro Standort und Jahr). Dabei wurde ein linearer Trend angenommen, dessen Steigung über alle Standorte hinweg gleich ist (fester Effekt). Gleichzeitig wurde angenommen, dass sich die absolute Höhe des Risikos zum Startzeitpunkt zwischen den Standorten unterscheidet (Zufallseffekt für den y-Achsenabschnitt). Dieses Modell kann eine Aussage darüber treffen, ob über alle Standorte gesehen ein genereller Trend vorliegt.

3 Resultate und Diskussion

Im Folgenden werden die Resultate der Auswertungen zu den verschiedenen Zielen für Fliessgewässer des AP PSM präsentiert. Einige davon haben wir mit detaillierten Zusatzauswertungen ergänzt.

3.1 Aktueller Gewässerzustand

Dieses Kapitel überprüft das Leitziel des AP PSM: *Ober- und unterirdische Gewässer sind vor nachteiligen Einwirkungen geschützt. Die Anforderungen an die Wasserqualität, ausgedrückt durch die numerischen Anforderungen* (hier: Grenzwerte) *von Anhang 2 der GSchV, werden eingehalten.*

Die Überprüfung, ob die Grenzwerte eingehalten werden, wird nach den Vorschlägen der Interkantonalen Empfehlung (Wittmer et al. 2024) durchgeführt. Die Standorte sind nur bedingt miteinander vergleichbar, weil die untersuchten Wirkstoffpalletten und die untersuchten Zeiträume nicht komplett identisch sind. Es werden nur Wirkstoffe ausgewertet, die im Jahr 2022 als PSM eingesetzt werden durften.

In Abbildung 2 ist die Anzahl der Grenzwertüberschreitungen im Jahr 2022 pro Standort dargestellt. Die Abbildung zeigt die Überschreitungen der ökotoxikologischen Grenzwerte für andauernde Verunreinigung, sowie des allgemeinen Grenzwertes von 0.1 µg/L. An 26 der 36 untersuchten Standorte (72 %) wurden ökotoxikologische oder allgemeine Grenzwerte überschritten. Die Wirkstoffe, die zu Überschreitungen der ökotoxikologischen Grenzwerte führten, sind in Tabelle 1 aufgelistet. Das Leitziel «die Grenzwerte werden eingehalten» wird somit nur in wenigen der untersuchten Gewässer erreicht. Insbesondere in fast allen kleinen und mittelgrossen Fliessgewässern werden Grenzwerte nicht eingehalten. In den grossen Flüssen Rhein, Rhône und Aare und in mehreren grossen Fliessgewässern wurden die Grenzwerte hingegen eingehalten. Eine detaillierte Beschreibung des aktuellen Gewässerzustands findet sich im BAFU-Gewässerbericht (BAFU 2022).

Anzahl Überschreitungen der GSchV-Grenzwerte durch PSM im Jahr 2022

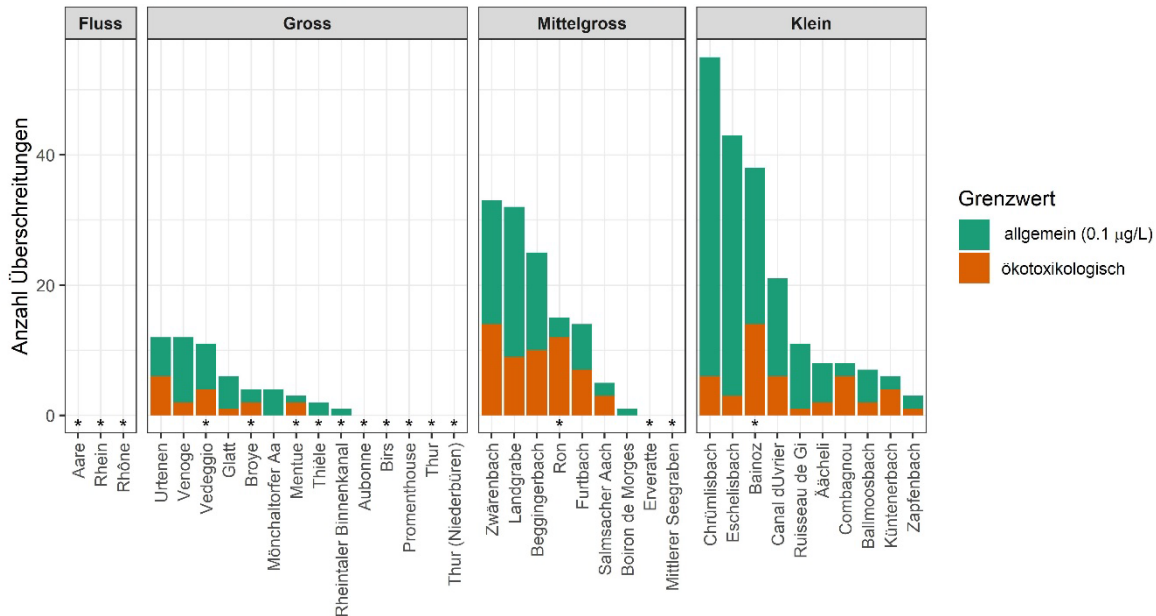


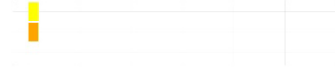






Abbildung 2: Anzahl Überschreitungen der ökotoxikologischen Grenzwerte der GSchV für andauernde Verunreinigung und des allgemeinen Grenzwerts. Überschreitungen von Einzelsubstanzen in Zweiwochensmischproben im Jahr 2022, pro Standort aufgeteilt nach Gewässergrößenklassen. *: Standorte, an welchen Chlorpyrifos und Cypermethrin nicht gemessen wurden und daher keine vollständige Beurteilung gemäss Anhang 2 der GSchV möglich ist.

Für eine umfassendere Beschreibung des Risikos werden auch PSM-Wirkstoffe mitbetrachtet, die keinen ökotoxikologischen Grenzwert in der GSchV haben, aber die zu Überschreitungen ihrer auf gleiche Weise hergeleiteten QK führten. Diese insgesamt 26 Wirkstoffe (Tabelle 1) verursachten sehr unterschiedlich viele Überschreitungen und auch die Höhe der Überschreitungen ist je nach Wirkstoff unterschiedlich. Vier Wirkstoffe überschritten ihr Qualitätskriterium im Jahr 2022 nur einmal, zehn Wirkstoffe verursachten aber zehn oder mehr Überschreitungen. Einzelne Wirkstoffe tragen besonders viel zu den Risiken bei. Die vier Wirkstoffe mit den meisten Überschreitungen waren für etwa die Hälfte aller Überschreitungen im Jahr 2022 verantwortlich (Lambda-Cyhalothrin, Cypermethrin, Nicosulfuron und Diflufenican).

Die höchste Überschreitung verursachte das Insektizid Cypermethrin mit einer über 2000-fachen Überschreitung. Auch das Insektizid Deltamethrin und das Herbizid Diuron überschritten ihr Qualitätskriterium um mehr als das 100-fache. Neun Wirkstoffe führten zu über 10-fachen Überschreitungen. 22 Wirkstoffe überschritten ihre Grenzwerte bzw. Qualitätskriterien um mehr als das Doppelte, viele davon mehrfach pro Jahr.

Tabelle 1: Wirkstoffe, die im Jahr 2022 ihren GSchV-Grenzwert für andauernde Belastung bzw. ihr Qualitätskriterium (QK) überschritten, ihre Anzahl Messwerte, Anzahl Überschreitungen, maximalen Risikoquotienten (RQ) und Anzahl der Überschreitungen mit RQ >1 – 2, >2 – 10 und >10, absteigend sortiert nach der Anzahl der Überschreitungen. Gezeigt sind nur Wirkstoffe, deren QK nach dem Technical Guidance Document der EU hergeleitet wurde (European Commission 2011) und die 2022 noch als PSM eingesetzt werden durften. Substanzen mit ° waren 2022 auch als Biozid zugelassen, Deltamethrin und Imidacloprid ausserdem auch als Tierarzneimittel.

Wirkstoff	Ökotox. Grenzwert in GSchV	Anzahl Messwerte	Anzahl Überschreitungen	Max RQ	Anzahl Überschreitungen je RQ-Klasse		
					>1 - 2	>2 - 10	>10
Lambda-Cyhalothrin°		318	48	34.5	18	28	2
Cypermethrin°	x	344	37	2093.3	15	15	2
Nicosulfuron	x	868	24	26.3	10	10	2
Diflufenican		844	17	19.2	10	5	1
Flufenacet		844	16	18.3	8	8	1
Metazachlor	x	869	13	7.9	8	5	1
Foramsulfuron		844	12	8.8	8	4	1
Deltamethrin°		318	11	729.4	2	8	1
Bifenthrin°		289	11	4.0	8	3	1
Metribuzin	x	869	10	12.8	2	8	1
Diuron°	x	869	8	121.4	2	6	1
Terbuthylazine	x	870	8	7.2	2	6	1
Propyzamide		844	8	4.1	2	6	1
Imidacloprid°	x	869	8	3.7	2	6	1
Mecoprop		870	4	8.8	2	2	1
Thiacloprid	x	869	3	11.0	1	2	1
2,4-D		869	2	6.2	1	1	1
Dimethachlor		844	2	6.1	1	1	1
Metolachlor	x	870	2	5.3	1	1	1

Dimethenamid		845	2	3.4	
Spiroxamine		841	2	2.1	
Azoxystrobin°	x	869	2	1.5	
Fenpropimorph		735	1	2.4	
Tebuconazole°		869	1	1.2	
Thiamethoxam°	x	869	1	1.1	
MCPA	x	870	1	1.1	

Etwa die Hälfte der Wirkstoffe, die im Jahr 2022 ihre QK nicht eingehalten haben, sind in der GSchV nur mit dem generellen Grenzwert von 0.1 µg/L geregelt. Eine rein rechtliche Beurteilung wird damit den Risiken für Gewässerorganismen, die durch PSM ausgelöst werden, nicht gerecht. Wir berücksichtigen deshalb für die Beurteilung der zeitlichen Risikoentwicklung (Kapitel 3.3) neben den Wirkstoffen mit ökotoxikologischen Grenzwerten in der GSchV auch alle Wirkstoffe mit einem robusten QK.

3.2 Fliesstrecke mit Überschreitungen der GSchV-Grenzwerte

Dieses Kapitel überprüft das Zwischenziel 1 des Kapitels 5.5 des AP PSM. Bei diesem Ziel soll **die Länge der Abschnitte des Schweizer Fließgewässernetzes mit Überschreitungen der numerischen Anforderungen** (hier: Grenzwerte) **an die Wasserqualität gemäss GSchV bis 2027 halbiert werden.**

Das Ziel bezieht sich auf den Mittelwert von 2012-2015 als Referenzperiode und auf die Fliesstrecke, in der Grenzwerte nicht eingehalten werden. Aus mehreren Gründen kann dieses Ziel mit den zur Verfügung stehenden Messdaten nicht abschliessend überprüft werden. Einerseits stehen für die Referenzperiode zu wenige Daten zur Verfügung. Andererseits zeigt ein Forschungsprojekt, dass auch mit den umfassenderen NAWA-TREND-MV-Daten keine Vorhersage möglich ist, in wie vielen km Fliesstrecke die Grenzwerte eingehalten werden (Fabre, C. et al. 2021). Der genaue Wortlaut des Zieles kann also mit den vorhandenen Messdaten nicht überprüft werden. Mit den umfassenden Messdaten ab 2019 können wir aber gut abschätzen, ob sich die Wasserqualität im Schweizer Fließgewässernetz in die richtige Richtung entwickelt.

Weil das aktuelle Messnetz die gesamte Bandbreite der landwirtschaftlichen Nutzung abdeckt, wird angenommen, dass die Messstandorte denjenigen Teil des Schweizer Fließgewässernetzes repräsentieren, in welchem PSM-Einträge zu erwarten sind (Doppler et al. 2020). Im restlichen Teil des Fließgewässernetzes (z.B. in den Alpen) ist aufgrund der Landnutzung zu erwarten, dass es weder in der Referenzperiode Überschreitungen gab, noch in Zukunft geben wird. Dieser Teil des Gewässernetzes muss daher nicht für die Überprüfung des Ziels berücksichtigt werden.

Die Länge des Schweizer Fließgewässernetzes mit Überschreitungen der Grenzwerte wird anhand der Anzahl Standorte mit Überschreitungen beurteilt. Diese Anzahl wird für drei Gewässergrössenklassen (kleine Fließgewässer, mittelgrosse Fließgewässer, grosse Fließgewässer/Flüsse) einzeln bestimmt (Abbildung 3). Einerseits, weil die Belastungssituation je nach Gewässergrösse anders ist (siehe Abbildung 2) und andererseits, weil die kleinen Fließgewässer den grössten Teil des Schweizer Fließgewässernetzes

ausmachen, aber verhältnismässig weniger NAWA-Standorte an kleinen Fließgewässern liegen. Eine Analyse der zeitlichen Entwicklung ist erst ab dem Jahr 2019 sinnvoll (36 Standorte), davor stehen von zu wenigen Standorten Messdaten zur Verfügung.

Die Anzahl Standorte, an welchen alle Grenzwerte eingehalten werden (blau in Abbildung 3), hat sich in den Jahren 2019 bis 2022 kaum verändert. Zwar zeigt sich im 2022 eine leichte Verbesserung in den mittelgrossen und grossen Fließgewässern mit mehr Standorten, die die Grenzwerte einhalten. Über die vier Jahre betrachtet ist aber kein eindeutiger Trend erkennbar. Erfreulich ist hingegen, dass es im 2022 deutlich weniger Standorte mit mehr als 10 Grenzwertüberschreitungen gibt (dunkelrot in Abbildung 3). Bei den stark belasteten Gewässern ist also ein Trend zur Verbesserung sichtbar.

Die kleinen und mittelgrossen Fließgewässer machen rund 85% des Fließgewässernetzes mit landwirtschaftlicher und urbaner Nutzung im Einzugsgebiet aus. Sie weisen in mehr als drei Viertel der untersuchten Gewässer Grenzwertüberschreitungen auf. Das heisst, selbst unter der Annahme, dass in der Referenzperiode (2012-2015) in allen Gewässern Grenzwertüberschreitungen aufgetreten sind, zeigen die Daten der Jahre 2019-2022 keine Halbierung. Daher kann davon ausgegangen werden, dass sich die Länge der Abschnitte des Schweizer Fließgewässernetzes mit Überschreitungen der ökotoxikologisch begründeten Grenzwerte gegenüber 2012-2015 noch nicht halbiert hat.

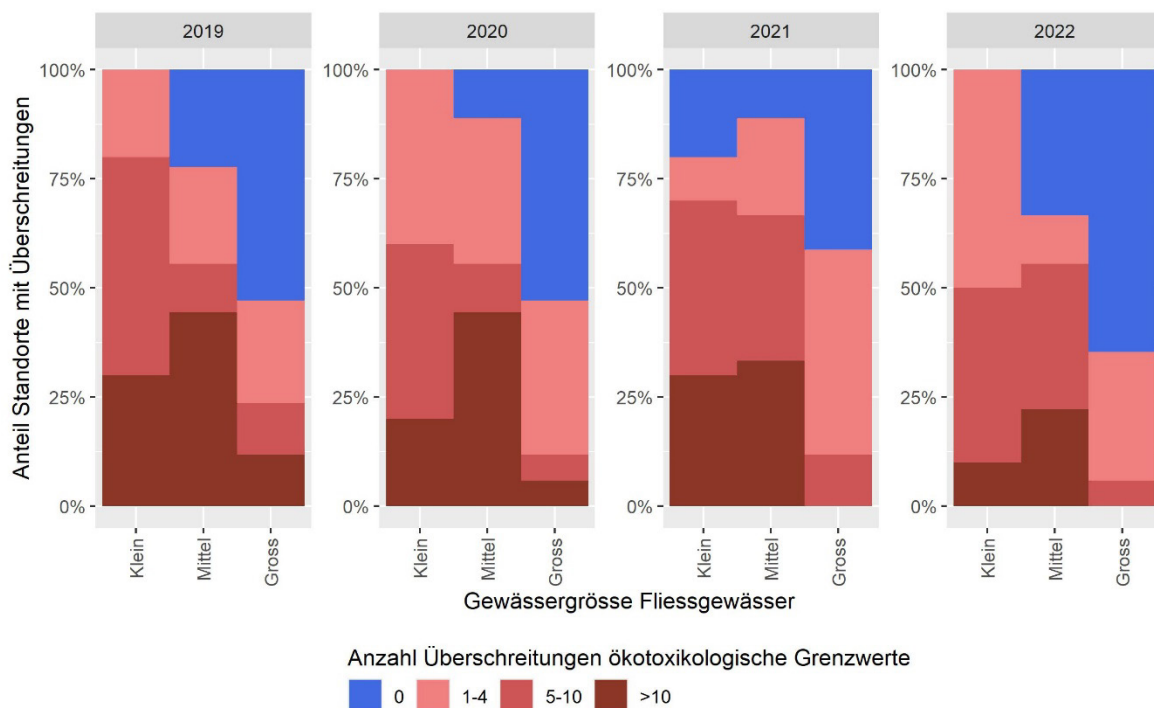


Abbildung 3: Anteil an Standorten (total 36 Standorte) mit mindestens einer Überschreitung der ökotoxikologischen Grenzwerte der GSchV für andauernde Verunreinigung in den Jahren 2019-2022. Die roten Farbabstufungen geben eine grobe Übersicht wie viele Überschreitungen der Grenzwerte vorliegen. Der Anteil an Standorten ohne Überschreitung ist in blau gezeigt. Die Standorte sind gruppiert nach ihrer Gewässerrösse.

3.3 Beurteilung zeitliche Risikoentwicklung

Dieses Kapitel bezieht sich auf das Zwischenziel 2 des Kapitels 5.5 des AP PSM, sowie auf das Ziel des Bundesgesetzes über die Verminderung der Risiken durch den Einsatz von Pestiziden. Diese Ziele umfassen eine **Reduktion der PSM-Risiken für aquatische Organismen bis 2027 um 50% gegenüber der Referenzperiode 2012-2015**. Zur Überprüfung, ob dieses Ziel erreicht

wird, entwickelte Agroscope einen Risikoindikator für Oberflächengewässer. Dieser Risikoindikator basiert auf schweizweit verkauften Wirkstoff-Mengen, Modellvorhersagen zum Vorkommen in den Gewässern, Ökotoxizität der Wirkstoffe, sowie Annahmen zur Wirkung von Massnahmen (Korkaric et al. 2022 und Korkaric et al. 2023). Ergänzend zum Risikoindikator können dafür auch die gemessenen PSM – Konzentrationen verwendet werden. Auch dieses Ziel kann mit den zur Verfügung stehenden Messdaten nicht abschliessend überprüft werden, da für die Referenzperiode zu wenige Daten zur Verfügung stehen. Mit den nachfolgenden Ergebnissen wird die Beurteilung dieses Ziels jedoch bestmöglich angenähert.

Für die Analyse der zeitlichen Risikoentwicklung werden die 36 Standorte berücksichtigt, zu denen ab 2019 jährlich umfassende Daten zur PSM-Belastung vorliegen (Abbildung 1).

Nicht alle PSM, die in problematischen Konzentrationen in den Gewässern nachgewiesen werden, haben einen ökotoxikologisch begründeten Grenzwert in der GSchV. Für eine möglichst umfassende Risikobeurteilung verwenden wir deshalb alle Wirkstoffe für die robuste QK vorliegen (Details siehe Kapitel 2.5).

Wir verwenden verschiedene Kenngrössen um zu untersuchen, wie sich die Risiken in den Gewässern über die Zeit verändern. Einerseits zählen wir die Anzahl Überschreitungen der Qualitätskriterien, andererseits verwenden wir die messdatenbasierte Risiko-Kennzahl, welche auch die Höhe der Überschreitung berücksichtigt (Kapitel 2.5).

3.3.1 Überschreitungen ökotoxikologischer Qualitätskriterien

In den Jahren 2019-2022 kommen 36 PSM mindestens einmal in Konzentrationen vor, bei denen eine Gefährdung von Wasserlebewesen nicht mehr ausgeschlossen werden kann.

Insgesamt geht die Anzahl Überschreitungen in den Jahren 2019 – 2022 deutlich zurück (Abbildung 4). Im Jahr 2019 waren es gut 400 Überschreitungen, 2022 nur noch gut 250. Der Rückgang findet vor allem bei Wirkstoffen mit einem ökotoxikologischen Grenzwert in der GSchV statt. Aber auch bei den Stoffen ohne ökotoxikologischen Grenzwert geht die Anzahl der Überschreitungen zurück. Ein wesentlicher Anteil des Rückgangs kommt von Chlorpyrifos und Chlorpyrifos-methyl, die seit 2021 (Chlorpyrifos-methyl) bzw. 2022 (Chlorpyrifos) nicht mehr eingesetzt werden dürfen (siehe auch Kapitel 3.3.4). Aber auch Wirkstoffe, die weiterhin als PSM zugelassen sind, führen seltener zu Überschreitungen (z.B. Propyzamid und Metazachlor). Allerdings gibt es auch Wirkstoffe, bei welchen die Anzahl Überschreitungen gleichbleibt oder eher zunimmt (z.B. Cypermethrin und Lambda-Cyhalothrin).

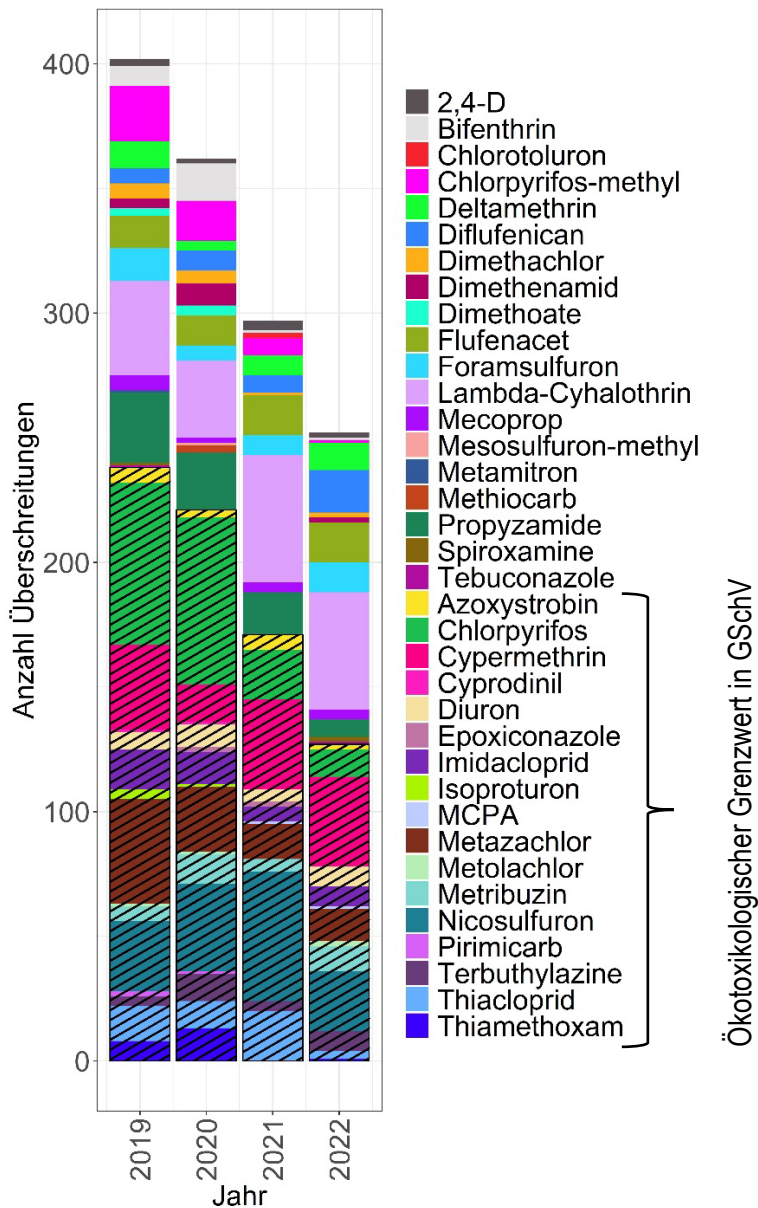


Abbildung 4: Anzahl Überschreitungen von Qualitätskriterien in den Jahren 2019 bis 2022, aufgeschlüsselt nach den einzelnen Wirkstoffen. Schraffiert dargestellt sind die Wirkstoffe mit einem ökotoxikologischen Grenzwert in der GSchV.

Die Überschreitungen von QK werden zu ähnlichen Teilen von Herbiziden und Insektiziden verursacht. Fungizide verursachen wenige Überschreitungen. Der Rückgang der Überschreitungen ist sowohl bei den Insektiziden wie auch bei den Herbiziden zu beobachten, allerdings ist der Rückgang bei den Insektiziden ausgeprägter (Abbildung 5). Im Jahr 2022 gab es zum ersten Mal mehr Überschreitungen durch Herbizide also durch Insektizide.

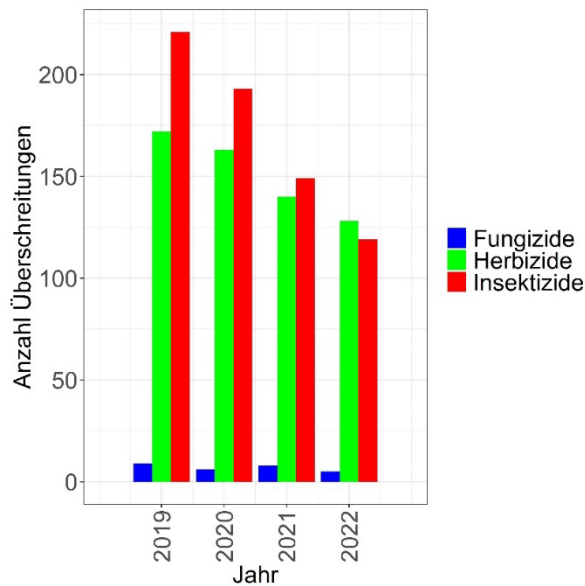


Abbildung 5: Anzahl Überschreitungen von Qualitätskriterien in den Jahren 2019 – 2022 aufgeschlüsselt nach den Wirkstoffklassen Herbizide, Insektizide und Fungizide.

3.3.2 Messdatenbasierte Risiko-Kennzahl

Bei der Betrachtung der Anzahl Überschreitungen (Kapitel 3.3.1), wird die Höhe der Überschreitung nicht berücksichtigt. Aus ökotoxikologischer Sicht spielt es aber eine wichtige Rolle, wie hoch das Risiko tatsächlich ist. Um diesen Aspekt zu berücksichtigen, verwenden wir die Risiko-Kennzahl (RK, Kapitel 2.5). Diese wird für jeden Standort und jedes Jahr separat berechnet.

Abbildung 6 stellt die Entwicklung der RK von 2019 bis 2022 an jedem Standort dar.

Um zu entscheiden an welchen Standorten eine klare Entwicklung der Risiken vorliegt, wurde an jedem Standort eine lineare Regression in die Daten gelegt. Mit nur vier Datenpunkten muss die Risikoentwicklung sehr eindeutig sein, damit der Trend statistisch signifikant wird. Es werden 3 Gruppen von Standorten unterschieden:

- Standorte an denen das Risiko signifikant abnimmt (grün hinterlegt, 4 Standorte, p-Wert < 0.05).
- Standorte an denen das Risiko signifikant zunimmt (rot hinterlegt, 2 Standorte, p-Wert < 0.05).
- Standorte mit unklarer Risikoentwicklung (gelb hinterlegt, 29 Standorte, p-Wert > 0.05).

Die Erveratte ist dabei ein Spezialfall, da die RK in allen vier Jahren 0 ist. Dort wurden also keine PSM-Risiken nachgewiesen.

Die Höhe der RK und damit die y-Achse in Abbildung 6 ist für jeden Standort unterschiedlich. Ein Vergleich der Standorte untereinander ist auf Grund des unterschiedlichen Spektrums gemessener Wirkstoffe, die in die RK einfließen, nur eingeschränkt möglich.

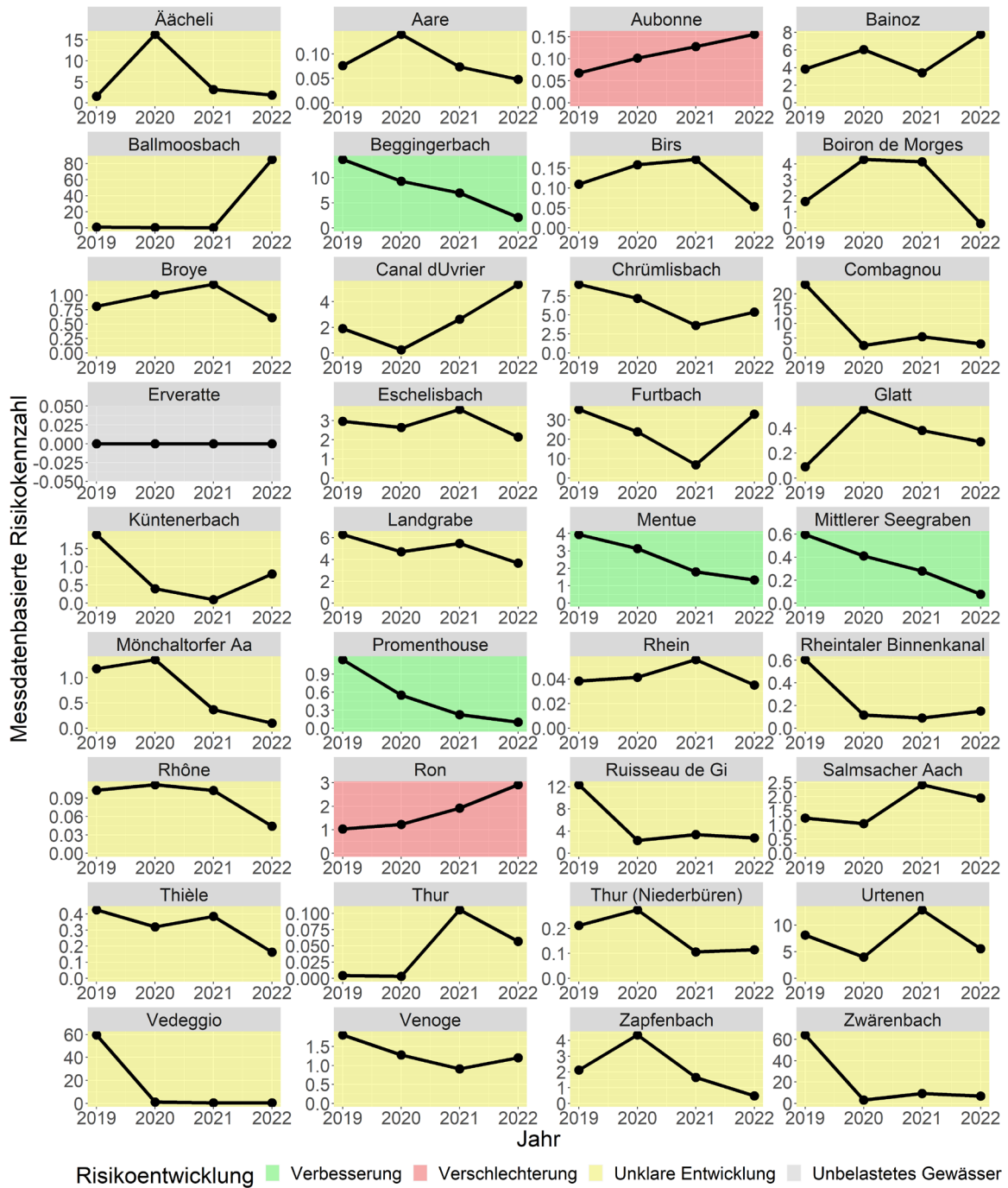
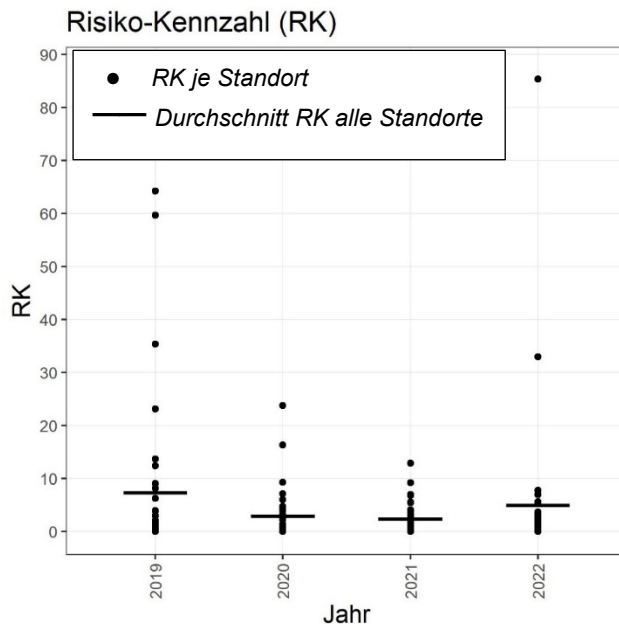


Abbildung 6: Entwicklung der Risikokennzahl für alle untersuchten Standorte ab 2019. Farblich hinterlegt je nach Risikoentwicklung. Achtung: die Skala der y-Achse ist für jeden Standort unterschiedlich.

Die Risikoentwicklung ist an den meisten Standorten nicht eindeutig. Allerdings gibt es vier Standorte mit einer signifikanten Verbesserung und nur zwei mit einer signifikanten Verschlechterung.

Um einen besseren Gesamtüberblick zu erhalten, kann man die RK auch pro Jahr aggregiert über alle Standorte betrachten. Abbildung 7 zeigt pro Jahr die RK von jedem einzelnen Standort als Punkt und deren Mittelwert als schwarzen Strich. Die durchschnittliche RK war

2019 am höchsten und 2021 am tiefsten. Die Streuung der Daten ist sehr hoch und es ist kein klarer Trend erkennbar.



Auffällig sind in Abbildung 7 die einzelnen extrem hohen RK. Es sind aber nicht immer dieselben Standorte mit den höchsten RK (siehe Abbildung 6). Insgesamt haben 9 der 36 Standorte in mindestens einem Jahr eine RK grösser als 10. Die meisten aber nur in einem der vier untersuchten Jahre. Nur ein Standort hat in mehreren Jahren eine RK grösser 10 (Furtbach, 3 Jahre). Häufig kommen diese hohen RK durch wenige Proben mit extrem hohen RQ einzelner Wirkstoffe zustande. Oft sind Pyrethroide für diese hohen RQ verantwortlich. In den Jahren 2020 bis 2022 waren es zwar weniger Standorte mit solch hohen RK als 2019, aber diese hohen Werte kommen weiterhin vor und in den Jahren 2020 bis 2022 ist keine weitere Verbesserung zu erkennen.

Abbildung 7: Messdatenbasierte Risiko-Kennzahl der Jahre 2019 – 2022 für jeden Standort einzeln (●) und als Durchschnitt über alle Standorte (—).

Ob bei dieser hohen Variabilität bereits statistisch belastbare Aussagen gemacht werden können, haben wir mit einem Mixed-effects-Modell geprüft (Kapitel 2.5.1). Das Modell fasst die zeitliche Veränderung des Risikos über alle Standorte zusammen. Das Modell schätzt eine negative Steigung (-0.77, 95%-Konfidenzintervall -2.3 bis 0.76), das heisst eine Abnahme der Risiken in den Jahren 2019 – 2022 ist wahrscheinlicher als eine Zunahme. Allerdings liegt der p-Wert bei 0.32, die Steigung ist also nicht statistisch signifikant unterschiedlich von 0 (ein signifikanter Trend würde bei einem p-Wert < 0.05 vorliegen). Die Streuung der Daten ist also so gross, dass über die vier Jahre noch keine verlässliche Aussage über die zeitliche Entwicklung der PSM-Risiken gemacht werden kann.

3.3.3 Entwicklung seit der Referenzperiode

Nur an acht Standorten, die aktuell noch jährlich untersucht werden, liegen Daten in der Referenzperiode des AP PSM (2012-2015) vor. Die Risikoentwicklung seit der Referenzperiode kann deshalb nur beispielhaft an diesen Standorten beobachtet werden. Diese wenigen Standorte erlauben nur beschränkte Aussagen über die Risikoentwicklung im gesamten Schweizer Gewässernetz.

Zwei der acht Standorte sind die grossen Flüsse Rhein und Rhône. Aufgrund der grossen Verdünnung mit unbelastetem Wasser aus den Bergen sind die PSM-Risiken dort sehr tief. Sie haben aber langjährige Messreihen mit einem vergleichsweise konstanten Set an untersuchten Wirkstoffen.

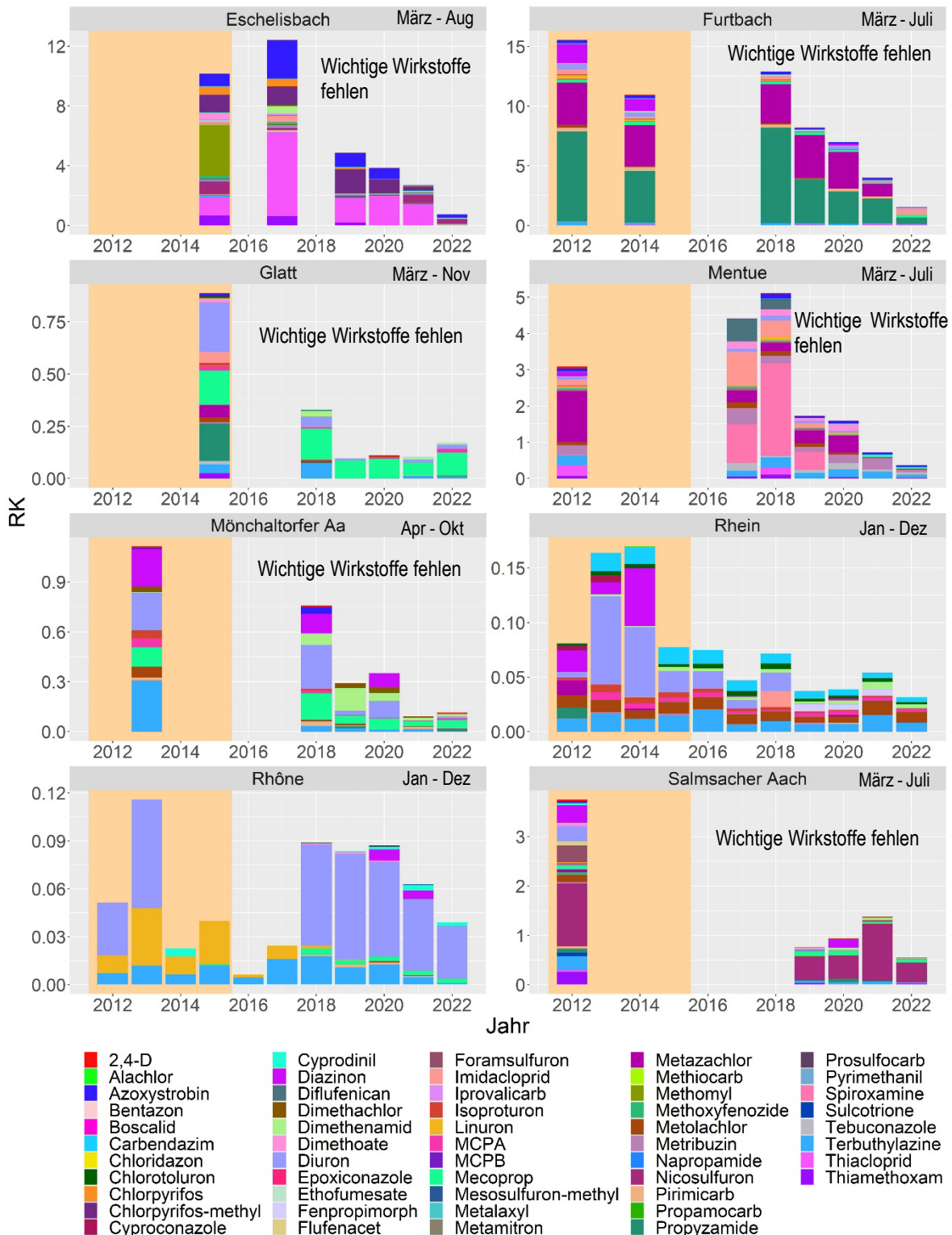


Abbildung 8: Entwicklung der messdatenbasierten Risiko-Kennzahl (RK) an den acht Standorten mit Daten aus der Referenzperiode (2012 – 2015). Die Referenzperiode ist orange hinterlegt. Die RK ist jeweils farblich aufgeschlüsselt in die Beiträge der verschiedenen Wirkstoffe. Die Wirkstoffpalette ist pro Standort auf den grössten gemeinsamen Nenner über die ganze Zeitperiode reduziert. In dieser Betrachtung fehlen die Pyrethroide, da sie in der Referenzperiode noch nicht gemessen werden konnten. Für Chlorpyrifos und Chlorpyrifos-methyl liegen nur am Eschelisbach genügend gute Daten über die ganze Zeit vor. Die Zeitperiode, in der in allen Jahren Daten vorliegen ist neben dem Gewässernamen angegeben. Achtung: die Skala der y-Achse ist für jeden Standort unterschiedlich.

Abbildung 8 zeigt die Entwicklung der RK an den acht Standorten mit Daten seit der Referenzperiode. An allen Standorten nehmen die Risiken ab, teilweise ist eine sehr deutliche Reduktion erkennbar. Interessanterweise sind unterschiedliche Wirkstoffe für die Risiken an den verschiedenen Standorten verantwortlich (unterschiedliche Farben je Standort). Innerhalb eines Standortes bleiben es aber weitgehend dieselben Wirkstoffe, die in allen Jahren wesentlich zu den Risiken beitragen (pro Standort bleiben die Farben über die Zeit gleich). Die Risikoreduktion ist also nicht nur auf einzelne Wirkstoffe zurückzuführen (z.B. solche die nicht mehr zugelassen sind), sondern kommt durch Massnahmen zustande, die an den verschiedenen Standorten auf unterschiedliche Wirkstoffe wirken.

Für die wichtige Wirkstoffgruppe der Pyrethroide liegen keine Daten aus der Referenzperiode vor. Auch Chlorpyrifos und Chlorpyrifos-methyl wurden in der Referenzperiode an den meisten Standorten entweder gar nicht untersucht oder mit sehr hohen Bestimmungsgrenzen. Einzig beim Eschelisbach liegen aus der Referenzperiode genügend gute Daten zu Chlorpyrifos und Chlorpyrifos-methyl vor. Auch andere Wirkstoffe wurden erst später untersucht. Ausserdem wurden die Standorte in der Referenzperiode oft nicht das ganze Jahr über untersucht, sondern nur im Frühjahr und Sommer (Ausnahmen Rhein und Rhône, diese wurden jeweils das ganze Jahr untersucht). Für einen korrekten Vergleich über die Zeit betrachten wir an jedem Standort auch in den späteren Jahren nur die Wirkstoffe und Zeitperioden, die in der Referenzperiode schon untersucht wurden (siehe Kapitel 2.3)²¹. Somit sehen wir in Abbildung 8 nur einen Teil der Risiken. Von allen Standorten liegen im Jahr 2022 Daten für zusätzliche Wirkstoffe vor, die früher nicht gemessen wurden. Teilweise auch Daten aus Zeitperioden eines Jahres, die in der Referenzperiode nicht untersucht wurden. An fünf der acht Standorte gibt es im 2022 auch Messungen zu Pyrethroiden und Organophosphaten. Für das Jahr 2022 lässt sich also berechnen, welchen Teil der bekannten Risiken in Abbildung 8 betrachtet wird. Tabelle 2 zeigt diese Anteile. An fünf der acht Standorte sehen wir ein Drittel oder weniger der Risiken, am Furtbach sogar nur 4%. Nur im Rhein und in der Rhône sehen wir ein einigermaßen vollständiges Bild der Risiken. An den meisten Standorten kann man also über die Entwicklung des grössten Teils der Risiken keine Aussagen seit der Referenzperiode treffen.

Tabelle 2: Anteil der RK in Abbildung 8 an der RK aus allen Daten von 2022

Rhône	Rhein	Glatt	Eschelisbach	Mentue	Mönchaltorfer Aa	Salmsacher Aach	Furtbach
88 %	80 %	43 %	34 %	31 %	30 %	29 %	4 %

3.3.4 Entwicklung einzelner Wirkstoffgruppen

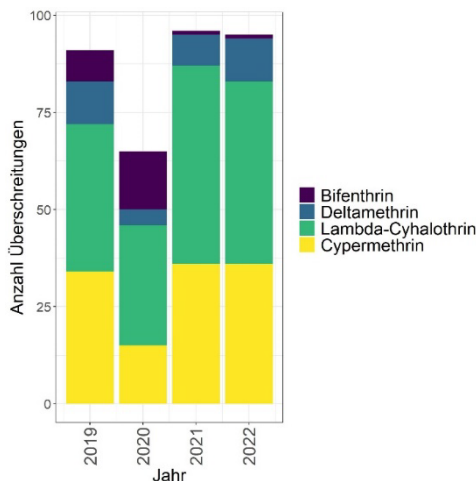
Bei den Insektiziden gibt es einzelne Wirkstoffgruppen, die besonders zum Risiko für Gewässerorganismen beitragen. Auch verändern sich bei den Insektiziden die eingesetzten Wirkstoffe stark, da einige viel verwendete Wirkstoffe ihre Zulassung verloren haben. Diese Veränderungen sind auch in den Gewässerdaten zu erkennen und werden in diesem Kapitel besprochen.

Auch bei den Herbiziden gibt es einzelne Wirkstoffe, die einen grossen Teil der Risiken in den Gewässern verursachen. Im Folgenden beschreiben wir die Entwicklung der Gewässerbelastung durch einzelne Wirkstoffgruppen.

²¹ Abbildung 6 und Abbildung 8 zeigen beide Risikokennzahlen (RK) für teilweise dieselben Gewässer. Die RK in den Abbildungen können aber voneinander abweichen. Das kommt daher, dass einmal nur die Zeit von 2019 bis 2022 betrachtet wird und einmal die Zeit seit 2012. Einerseits werden nur Wirkstoffe berücksichtigt, die in den betrachteten Jahren als PSM zugelassen waren (z.B. Diazinon war 2012 noch zugelassen, aber 2019 – 2022 nicht mehr). Andererseits werden die Daten über den betrachteten Zeitraum harmonisiert (Kapitel 2.3). Wenn an einem Standort 2019 – 2022 Pyrethroid-Daten vorliegen, werden sie für Abbildung 6 verwendet. Weil diese Wirkstoffe aber davor nicht gemessen wurden, werden sie aus Abbildung 8 ausgeschlossen.

Pyrethroide (Insektizide): Nur vier der in der Schweiz als PSM zugelassenen Pyrethroide haben ein QK, das als robust eingestuft ist. Eines davon ist Cypermethrin, dessen QK in der GSchV als ökotoxikologisch begründeter Grenzwert festgelegt ist. Drei dieser Wirkstoffe sind auch weiterhin als PSM zugelassen, Bifenthrin darf seit Mitte 2022 nicht mehr als PSM eingesetzt werden. Allerdings dürfen alle Pyrethroide seit 2023 von Betrieben mit ökologischem Leistungsnachweis (ÖLN) nur noch mit Sonderbewilligung eingesetzt werden²². Da diese Regelung erst 2023 in Kraft trat, ist sie in den hier gezeigten Daten noch nicht ersichtlich. Alle vier Wirkstoffe sind in der Schweiz auch als Biozid zugelassen, Deltamethrin ist ausserdem zusätzlich als Tierarzneimittel zugelassen. Es ist also möglich, dass ein Teil der Überschreitungen durch diese Pyrethroide von Biozid- oder Tierarzneimittel-Anwendungen stammt.

Abbildung 9 zeigt, dass es 2020 am wenigsten Überschreitungen durch Pyrethroide gab. 2021 und 2022 waren es etwas mehr als 2019. Vor allem bei Lambda-Cyhalothrin haben die Überschreitungen zugenommen. Die Überschreitungen durch Bifenthrin haben hingegen



bereits 2021 deutlich abgenommen, obwohl der Wirkstoffe bis Mitte 2022 als PSM eingesetzt werden durfte.

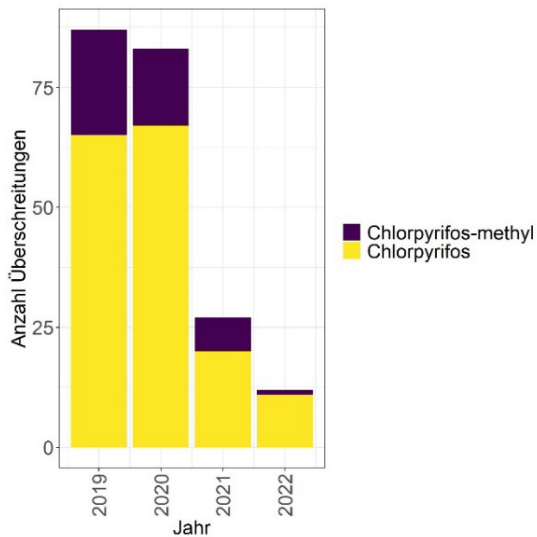
Die Überschreitungen durch Bifenthrin sind vermutlich fast ausschliesslich auf Anwendungen als PSM zurückzuführen, Anwendungen als Biozid sind bei diesem Wirkstoff für die Risiken offensichtlich nicht wichtig. Seit Bifenthrin als PSM viel weniger eingesetzt wird (2022 wurde bereits kein Bifenthrin mehr als PSM verkauft), führt es auch zu fast keinen Überschreitungen mehr.

Im Jahr 2022 verursachten die Pyrethroide mehr als einen Drittel aller QK-Überschreitungen.

Abbildung 9: Anzahl Überschreitungen durch Pyrethroide 2019-2022

²² Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft, Anhang 1, Ziffer 6.1.1.

Organophosphate (Insektizide): Die beiden Organophosphate Chlorpyrifos und Chlorpyrifos-methyl sind heute in der Schweiz nicht mehr zugelassen. Beide durften aber bis in die Jahre 2020 (Chlorpyrifos-methyl) bzw. 2021 (Chlorpyrifos) noch als PSM eingesetzt werden. Chlorpyrifos hat einen ökotoxikologischen Grenzwert in der GSchV. Beide Wirkstoffe waren nur als PSM zugelassen.



In Abbildung 10 ist ein deutlicher Rückgang der Überschreitungen durch die Organophosphate zu erkennen. Dieser Rückgang macht einen grossen Teil des Rückgangs der Anzahl Überschreitungen aller Wirkstoffe aus (Abbildung 4). Allerdings gab es auch 2021 und 2022 noch Überschreitungen durch Chlorpyrifos-methyl und 2022 noch Überschreitungen durch Chlorpyrifos, obwohl die Wirkstoffe dann nicht mehr eingesetzt werden durften.

Abbildung 10: Anzahl Überschreitungen durch Organophosphate 2019-2022

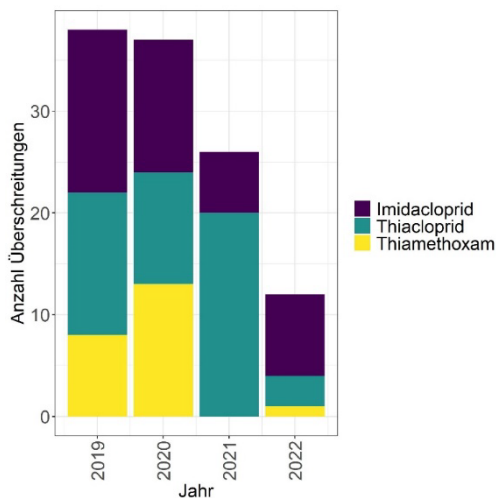
Neonicotinoide (Insektizide): Fünf Neonicotinoide waren in der Schweiz zwischen 2019 und 2022 als PSM zugelassen (Tabelle 3). Zwei haben kein robustes QK, die anderen drei haben einen Grenzwert in der GSchV. Diese drei Wirkstoffe sind heute als PSM nicht mehr zugelassen und durften seit 2019 nur noch in Gewächshäusern als PSM eingesetzt werden.

Tabelle 3: Neonicotinoide, die in der Schweiz als PSM zugelassen sind oder waren mit der Information ob sie ein robustes QK haben, der spätesten Aufbrauchsfrist der PSM-Produkte mit diesem Wirkstoff und der Information, ob sie auch als Biozid oder Tierarzneimittel zugelassen sind oder waren.

Wirkstoff	Robustes QK	Aufbrauchsfrist	Weitere Zulassungen
Thiacloprid	Ja (Grenzwert GSchV)	31.12.2021	Biozid ²³
Thiamethoxam	Ja (Grenzwert GSchV)	01.07.2022	Biozid
Imidacloprid	Ja (Grenzwert GSchV)	01.06.2022	Biozid und Tierarzneimittel
Clothianidin	Nein	2018	Biozid
Acetamiprid	Nein	Weiterhin als PSM zugelassen	Biozid

²³ Die Zulassung von Thiacloprid als Wirkstoff in Bioziden ist 2019 ausgelaufen. Es ist aber weiterhin ein Holzschutzmittel mit Thiacloprid auf dem Markt.

Der Effekt des Verbots ist in den Daten noch nicht vollständig erkennbar, da die Wirkstoffe teilweise bis ins Jahr 2022 noch eingesetzt werden durften. Abbildung 11 zeigt trotzdem

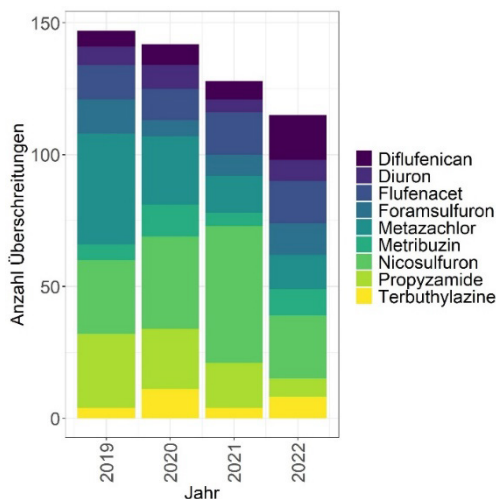


bereits einen klaren Rückgang der Überschreitungen durch diese Stoffgruppe. Vor allem die Überschreitungen durch Thiacloprid, das 2022 nicht mehr eingesetzt werden durfte, gingen deutlich zurück. Aber auch Thiamethoxam und Imidacloprid verursachten 2021 und 2022 weniger Überschreitungen als 2019 und 2020.

Da die Neonicotinoide teilweise auch als Biozid und Tierarzneimittel zugelassen sind, ist ein Teil der Überschreitungen möglicherweise nicht auf PSM-Anwendungen zurückzuführen. Der deutliche Rückgang der Überschreitungen durch den Rückzug der Zulassung als PSM deutet aber darauf hin, dass ein Grossteil der Überschreitungen durch PSM-Anwendungen zustande kam.

Abbildung 11: Anzahl Überschreitungen durch Neonicotinoide 2019-2022.

Herbizide mit vielen Überschreitungen: Bei den Herbiziden kommen die Wirkstoffe mit den meisten Überschreitungen aus ganz unterschiedlichen Wirkstoffgruppen. Die neun Herbizide, die in den Jahren 2019 bis 2022 am meisten Überschreitungen verursacht haben, sind in Abbildung 12 dargestellt. Insgesamt geht die Anzahl Überschreitungen durch diese Wirkstoffe zurück. Dabei fällt auf, dass vor allem die Überschreitungen durch Metazachlor und Propyzamide zurückgehen. Die Überschreitungen durch Nicosulfuron haben 2019 bis 2021 deutlich zugenommen, 2022 wurden dann aber deutlich weniger Überschreitungen durch Nicosulfuron festgestellt.

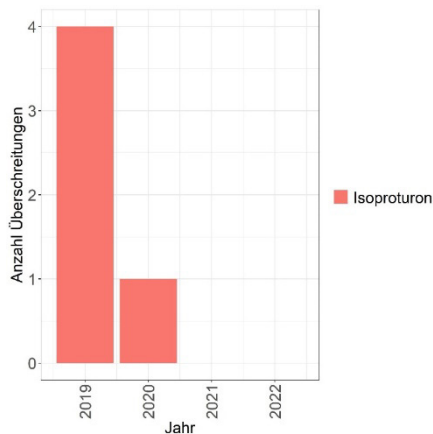


Bis auf Diuron sind diese neun Herbizide alle heute noch als PSM zugelassen und haben keine Zulassung als Biozid. Diuron ist heute als PSM nicht mehr zugelassen, durfte bis 2022 aber angewendet werden und hat eine Zulassung als Biozid.

Metazachlor, Nicosulfuron und Terbutylazine dürfen seit Anfang 2023 von Betrieben, die Direktzahlungen erhalten, nur noch mit Sonderbewilligung eingesetzt werden. Diese Massnahme ist in den Daten bis 2022 noch nicht zu sehen.

Abbildung 12: Anzahl Überschreitungen durch die neun Herbizide mit den meisten Überschreitungen 2019-2022.

Wirkstoffe, die die Zulassung als PSM verloren haben: Damit wir in den Gewässerdaten von 2019 bis 2022 den Effekt eines Verbots eindeutig sehen können, muss die Aufbrauchfrist des Wirkstoffs (der Zeitpunkt bis zu dem ein Wirkstoff noch als PSM eingesetzt werden darf) in den Jahren 2019 bis 2021 liegen, so dass 2022 keine Anwendung mehr erlaubt war. Von den



Wirkstoffen mit einem ökotoxikologisch basierten Grenzwert bzw. robusten QK ist das neben den oben diskutierten Insektiziden (Organophosphate und Neonicotinoide) nur noch das Herbizid Isoproturon (Aufbrauchfrist bis Oktober 2020). Als Biozid ist Isoproturon weiterhin zugelassen.

Dieser Wirkstoff hat im Vergleich zu den oben dargestellten Insektiziden und Herbiziden nur wenige Überschreitungen verursacht (Abbildung 13). Seit Isoproturon als PSM nicht mehr eingesetzt werden darf, wurden keine Überschreitungen mehr festgestellt. Bei Isoproturon ist der Einsatz als Biozid also für die Gewässerrisiken nicht relevant.

Abbildung 13: Anzahl Überschreitungen durch Isoproturon 2019-2022.

Mehrfach zugelassene Wirkstoffe: Als mehrfach zugelassene Wirkstoffe bezeichnen wir Wirkstoffe, die nicht nur als PSM zugelassen sind, sondern zusätzlich auch als Biozid und/oder Tierarzneimittel. Bei mehrfach zugelassenen Wirkstoffen kann also ein Teil der Belastung aus Biozid- und/oder Tierarzneimittelanwendungen stammen. Nur anhand der Konzentrationen im Gewässer kann nicht zweifelsfrei unterschieden werden, aus welcher Anwendung diese Stoffe ins Wasser gelangt sind. Dazu sind aufwendige Einzelfallbetrachtungen mit zusätzlichen Daten nötig. Solche Abklärungen sind aktuell in Arbeit.

Einzelne der mehrfach zugelassenen Stoffe sind für die Risiken in den Gewässern besonders wichtig. Je nach Gewässer und Jahr machen sie aber einen sehr unterschiedlichen Anteil der Gesamtrisiken aus (zwischen 0 und fast 100%). Insbesondere bei den Insektiziden gibt es mehrfach zugelassene Wirkstoffe, die vergleichsweise häufig einen relevanten Anteil der Gesamtrisiken verursachen. Dabei fallen vor allem die Pyrethroide auf. Aber auch die Neonicotinoide sind in einzelnen Gewässerjahren für wesentliche Anteile am Gesamtrisiko verantwortlich. Insgesamt verursachen elf mehrfach zugelassene Wirkstoffe Überschreitungen von QK in den Auswertungen 2019 – 2022 (Azoxystrobin, Bifenthrin, Cypermethrin, Deltamethrin, Diuron, Imidacloprid, Isoproturon, Lambda-Cyhalothrin, Tebuconazol, Thiacloprid, Thiametoxam). Die hierbei relevanten Wirkstoffe wurden in den einzelnen Unterkapiteln bereits diskutiert.

Einzelne der mehrfach zugelassenen Wirkstoffe haben ihre Zulassung als PSM unterdessen verloren, sind aber weiterhin als Biozid zugelassen (z.B. Bifenthrin, Thiametoxam, Imidacloprid, Isoproturon). Der teilweise deutliche Rückgang der Risiken lässt für diese Wirkstoffe darauf schließen, dass der Einsatz als Biozid für die Gewässerrisiken weniger relevant ist als es der PSM-Einsatz war (Kapitel 3.3.4). Dies lässt sich aber nicht auf andere Wirkstoffe übertragen, da die Relevanz des PSM-, Biozid- bzw. Tierarzneimittelsatzes für die Gewässerrisiken je nach Wirkstoff ganz unterschiedlich sein kann.

3.3.5 Diskussion Risikoentwicklung

In den Jahren 2019 bis 2022 ist keine klare Entwicklung der PSM-Risiken in den Gewässern festzustellen (Abbildung 7). Dafür ist die Datenreihe zu kurz und die Schwankungsbreite in den Daten zu hoch. Eine umfassende Beurteilung der PSM-Risiken im Schweizer Gewässernetz ist aber erst ab dem Jahr 2019 möglich. Davor wurden deutlich weniger Gewässer untersucht, ausserdem wurden risikoreiche Wirkstoffe wie die Pyrethroide erst ab 2019 verbreitet untersucht.

Es gibt aber in verschiedenen Auswertungen Hinweise darauf, dass die Risiken in den Gewässern abnehmen. So gibt es immer weniger Gewässer mit mehr als 10 Überschreitungen von ökotoxikologischen Grenzwerten (Abbildung 3) und die Anzahl Überschreitungen von ökotoxikologischen QK hat in den Jahren 2019 bis 2022 deutlich abgenommen (Abbildung 4). Ausserdem haben die Risiken durch Wirkstoffe, die seit der Referenzperiode untersucht werden, in den acht seither untersuchten Gewässern teilweise sehr deutlich abgenommen (Abbildung 8).

Diese Entwicklungen zeigen sich noch nicht in der Entwicklung der Gesamtrisiken seit 2019. Ein wichtiger Grund dafür ist, dass die Gesamtrisiken oft durch sehr hohe Risiken einzelner Stoffe dominiert werden. Häufig sind Pyrethroide die Verursacher dieser hohen Risiken. Einzelne Wirkstoffe haben also einen grossen Einfluss auf die Risikoentwicklung. Solange die sehr hohen Risiken in verschiedenen Gewässern und Jahren immer wieder auftreten, bleibt die Schwankungsbreite der RK sehr hoch und es ist deshalb schwierig eine Tendenz zu erkennen.

Auch der Ausbau von Kläranlagen mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe zur Elimination von Mikroverunreinigungen (MV-Stufe) kann auf die PSM-Belastung und damit auf die Entwicklung der PSM-Risiken in Bächen und Flüssen wirken. PSM, die über Kläranlagen in die Gewässer gelangen, werden in der MV-Stufe teilweise zurückgehalten, was zu einer Reduktion der Gewässerbelastung mit PSM führen kann. Von den hier untersuchten Standorten enthalten sieben Abwasser, das eine MV-Stufe durchlaufen hat (siehe Kapitel 6.2 im Anhang). Bei vielen ist der Anteil des gereinigten Abwassers aus der MV-Stufe jedoch gering. In den zur Verfügung stehenden Daten ist an diesen Standorten aktuell kein Zusammenhang zwischen den RK und dem Anteil gereinigtem Abwasser aus einer MV-Stufe zu erkennen.

Wir haben unsere Analysen zur Risikoentwicklung auch mit anderen Arbeiten verglichen, die ebenfalls die Entwicklung der PSM-Risiken analysieren. Agroscope entwickelte einen Risikoindikator für Oberflächengewässer basierend auf schweizweit verkauften Wirkstoff-Mengen, Modellvorhersagen zum Vorkommen in den Gewässern, Ökotoxizität der Wirkstoffe, sowie Annahmen zur Wirkung von Massnahmen (Korkaric et al. 2022 und Korkaric et al. 2023). Dieser Risikoindikator wird verwendet, um zu überprüfen, ob die Ziele des AP PSM und des Bundesgesetzes über die Verminderung der Risiken durch den Einsatz von Pestiziden erreicht werden. Dieser berechnete Risikoindikator basiert auf anderen Datengrundlagen als die in diesem Bericht verwendete messdatenbasierte RK. Die beiden Grössen können sich somit sinnvoll ergänzen, beide haben Vor- und Nachteile. Der Risikoindikator kann zum Beispiel für Wirkstoffe ohne Gewässerdaten oder ohne robuste QK berechnet werden. Gleichzeitig beruht er aber auf Modellvorhersagen und Annahmen zur Wirkung von Massnahmen, die sich teilweise nicht mit Messdaten überprüfen lassen. Die RK beruht auf gemessenen Konzentrationen und widerspiegelt damit die tatsächlichen Risiken in den Gewässern, kann aber nicht für alle Wirkstoffe bestimmt werden. Ein direkter Vergleich des Risikoindikators mit der messdatenbasierten RK ist in vielen Fällen nicht sinnvoll, wie Untersuchungen eines Projekts an der Eawag ergeben haben (Schönenberger und Stamm 2023). Die Pyrethroide und Organophosphate machen jedoch sowohl im Risikoindikator von Agroscope wie auch in der messdatenbasierten RK einen wesentlichen Teil der Risiken für Gewässerorganismen aus.

3.4 Entwicklung der Verluste in die Gewässer

Das Zwischenziel 2 des Kapitels 5.1 des AP PSM lautet: «*Die Emissionen von PSM, verursacht durch die verbleibenden Anwendungen, werden bis 2027 um 25% gegenüber der Periode 2012-2015 reduziert*». Dieses Zwischenziel zielt darauf ab, dass von den ausgebrachten PSM weniger in die Gewässer gelangen. Beispiele für Massnahmen zur Reduktion des Transports sind breitere Pufferstreifen an Gewässern oder die Sanierung von Befüll- und Waschplätzen für PSM-Applikationsgeräte.

Die Wirkung solcher Massnahmen zu untersuchen ist kompliziert. Dafür muss man wissen welcher Anteil der eingesetzten Menge in die Gewässer gelangt. In den meisten Gebieten kennt man aber die Einsatzmengen nicht, und wenn man sie bei kleinen Gewässern kennt, sind diese nicht repräsentativ für die ganze Schweiz. Weil der Rhein den grössten Teil der Landwirtschaftsfläche der Schweiz entwässert, können wir die eingesetzte Menge im Einzugsgebiet des Rheins mit den nationalen Verkaufszahlen annähern. Mit den Frachten im Rhein kann man somit abschätzen, welcher Anteil der eingesetzten Menge in den Rhein gelangt. Diesen Anteil nennen wir Verlustrate. Wenn Massnahmen zur Reduktion der Emissionen in die Gewässer erfolgreich sind, müssten sie also die Verlustrate reduzieren.

Mit der Annahme, dass alle in der Schweiz verkauften PSM im Einzugsgebiet des Rheins eingesetzt werden, machen wir einen kleinen Fehler. Einerseits liegt nicht die gesamte Landwirtschaftsfläche der Schweiz im Rhein-Einzugsgebiet, es sind 85%. Ein kleiner Teil der in der Schweiz verkauften Mengen wird also ausserhalb des Rhein-Einzugsgebietes eingesetzt. Andererseits enthält das Einzugsgebiet des Rheins auch Landwirtschaftsflächen ausserhalb der Schweiz. Allerdings liegt mit fast 85% der grösste Teil der Landwirtschaftsfläche im Rhein-Einzugsgebiet innerhalb der Schweiz. Die absoluten Werte der berechneten Verlustraten unterliegen also einem Fehler. Hier wird aber die zeitliche Entwicklung der Verlustraten angeschaut. Wenn man davon ausgeht, dass sich die Verteilung wo welcher Wirkstoff eingesetzt wird inner- und ausserhalb des Rhein-Einzugsgebiets über die Jahre nicht stark verändert, hat diese Unsicherheit nur wenig Einfluss auf die zeitliche Entwicklung.

Die Daten der Rheinüberwachungsstation (RÜS) wurden in einem Projekt im Auftrag des BAFU durch EBP Schweiz AG untersucht. Für die Details verweisen wir auf den Abschlussbericht dieses Projekts (Spycher und Doppler 2022) und geben hier eine kurze Zusammenfassung.

Sieben Herbizide werden an der RÜS häufig genug nachgewiesen, um verlässlich zu bestimmen, welche Menge pro Jahr in den Rhein gelangt. Für diese Wirkstoffe haben wir für die Jahre 2013 bis 2020 berechnet, welcher Anteil der in der Schweiz verkauften Menge im Rhein landet. Für alle anderen PSM-Wirkstoffe ist diese Berechnung aus unterschiedlichen Gründen nicht möglich. Die meisten werden an der RÜS nur selten nachgewiesen, da sie im Rhein stark verdünnt werden. Für diese Wirkstoffe kann nicht verlässlich abgeschätzt werden, welche Menge in den Rhein gelangt ist. Andere werden nicht mehr verkauft (z.B. Atrazin), oder erst seit kurzem häufig genug nachgewiesen, um die Fracht zu bestimmen (Metalaxyl).

Von den sieben untersuchten Herbiziden gelangen unterschiedliche Mengen in den Rhein. Tabelle 4 zeigt die durchschnittlichen jährlichen Frachten im Rhein der Jahre 2013 bis 2022. Bei drei Wirkstoffen gelangen im Durchschnitt mehr als 100 kg pro Jahr in den Rhein.

Tabelle 4: Durchschnittliche jährliche Fracht und Verlustrate in der Hauptverlustperiode der untersuchten Herbizide im Rhein bei Basel in den Jahren 2013 bis 2022

Wirkstoff	Durchschnittliche jährliche Fracht im Rhein bei Basel [kg/Jahr]	Durchschnittliche jährliche Verlustrate in der Hauptverlustperiode [%]
Chlortoluron	67	0.40
Dimethenamid	32	0.28
Isoproturon	68	0.50
MCPA	96	0.82
Mecoprop	280	1.64
Metolachlor	216	0.55
Terbutylazin	113	0.42

Die berechneten Verlustraten (Verhältnis zwischen der Fracht im Rhein und der verkauften Menge) zeigen welcher Anteil der in der Schweiz verkauften Menge in den Rhein gelangt. Die Verlustraten sind je nach Wirkstoff unterschiedlich und schwanken über die Jahre auch für denselben Wirkstoff stark.

Die untersuchten Wirkstoffe gelangen nicht gleichmässig über das Jahr verteilt in den Rhein, sondern hauptsächlich in bestimmten Monaten. Diese Hauptverlustperiode ist aber für jeden Wirkstoff unterschiedlich, da die Wirkstoffe in der Landwirtschaft zu unterschiedlichen Zeiten appliziert werden (Spycher und Doppler, 2022). Studien der Eawag (Singer 2005, Leu et al. 2010) haben gezeigt, dass Verlustraten häufig mit dem Abfluss zusammenhängen, so dass in Jahren mit höherem Abfluss und damit mehr Niederschlag in der Applikationsperiode eines PSM eine höhere Verlustrate beobachtet wird.

Eine genauere Betrachtung der Daten zeigt, dass für jeden Wirkstoff eine sehr klare Korrelation zwischen dem mittleren Abfluss in der Hauptverlustperiode und der Verlustrate in der Hauptverlustperiode besteht (Abbildung 14). Da die Wirkstoffe in unterschiedlichen Monaten eingesetzt werden, unterscheiden sich die mittleren Abflüsse der Hauptverlustperiode zwischen den Wirkstoffen. Die Korrelation ist bei allen Wirkstoffen statistisch signifikant. Ein grosser Teil der Unterschiede in den Verlustraten eines Wirkstoffs zwischen den Jahren wird also durch unterschiedliche Niederschlagsbedingungen während der Applikationsperioden verursacht. Der Abfluss erklärt bei fast allen Wirkstoffen zwischen 60% und 75% der Varianz in den Verlustraten. Einzige Ausnahme ist Metolachlor, wo die Unterschiede im Abfluss bloss 33% der Varianz in den Verlustraten erklären.

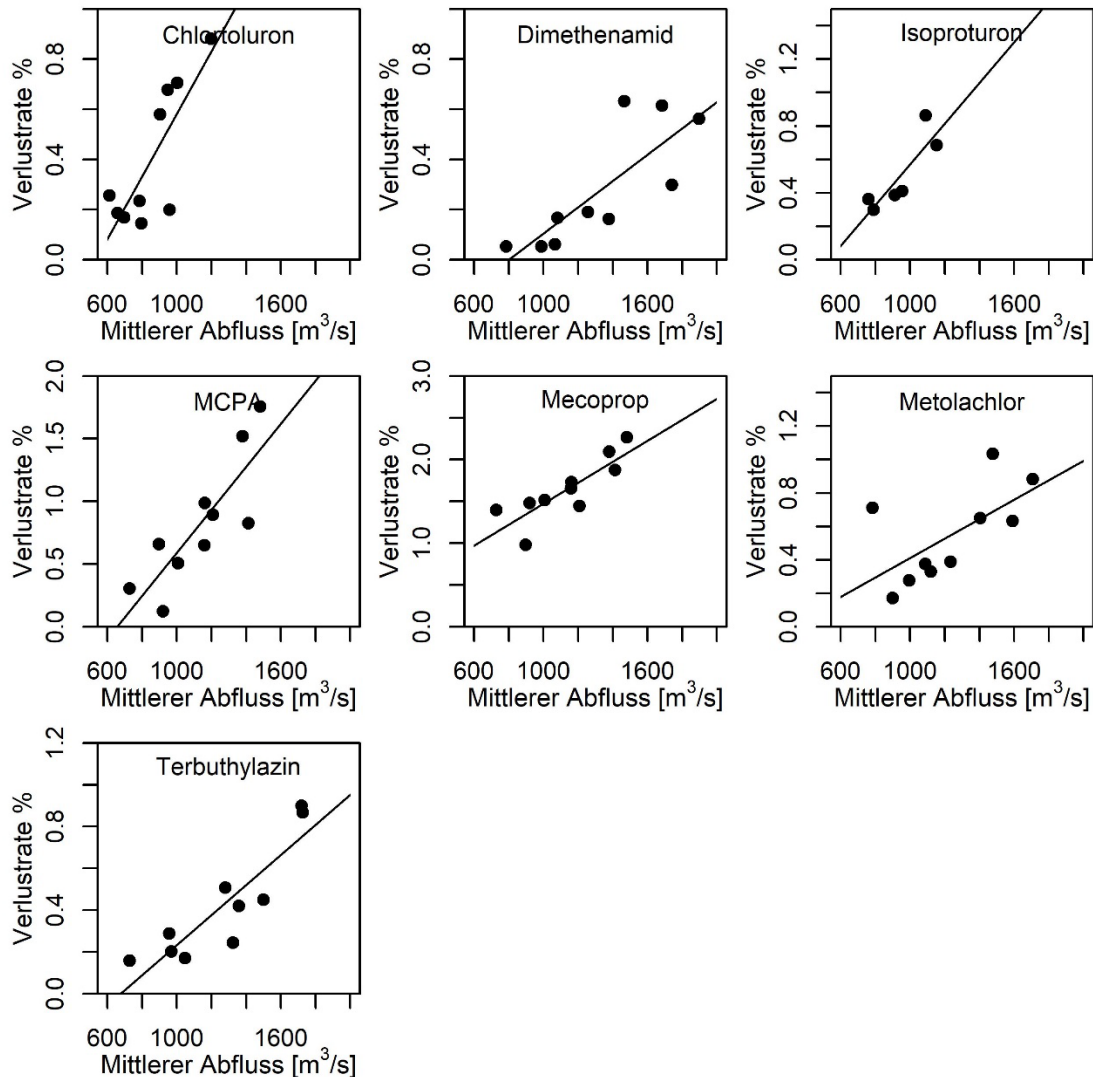


Abbildung 14: Korrelation zwischen den Abflüssen in der Hauptverlustperiode und den Verlustraten in der Hauptverlustperiode.

Die Korrelationen sind so gut, dass man den Einfluss der Niederschlagsverhältnisse aus den Verlustraten herausrechnen kann, um zu sehen, ob es dann noch einen zeitlichen Trend darin gibt. Dies ist nur möglich, weil es keine Korrelation zwischen dem Abfluss und der Zeit gibt. Wäre dies der Fall, würde man einen Effekt der Zeit (z.B. Umsetzung von mehr Massnahmen mit der Zeit) mit dem Abfluss herausrechnen. Da der Abfluss in der Hauptverlustperiode bei keinem Wirkstoff mit der Zeit korreliert ist, ist diese Berechnung möglich. Um die sogenannten abflusskorrigierten Verlustraten zu berechnen, wurden für jeden Wirkstoff pro Jahr die Residuen der linearen Regression (Abbildung 14) mit ihrer durchschnittlichen Verlustrate zusammengezählt. Diese abflusskorrigierte Verlustrate wurde auf den Mittelwert der Jahre 2013 bis 2015 indexiert. Dies entspricht in etwa der Referenzperiode des AP PSM. Die Werte der Referenzperiode liegen somit im Durchschnitt bei 1. Falls eine Reduktion der Einträge stattgefunden hätte, lägen die Werte in späteren Jahren deutlich unter 1.

In den abflusskorrigierten Verlustraten ist aber in den zehn Jahren von 2013 bis 2022 kein zeitlicher Trend zu erkennen (Abbildung 15). Für die sieben untersuchten Herbizide zeigen somit Massnahmen, die den Verlust der angewendeten PSM-Mengen in die Gewässer reduzieren sollen, auf nationaler Ebene noch keine erkennbare Wirkung.

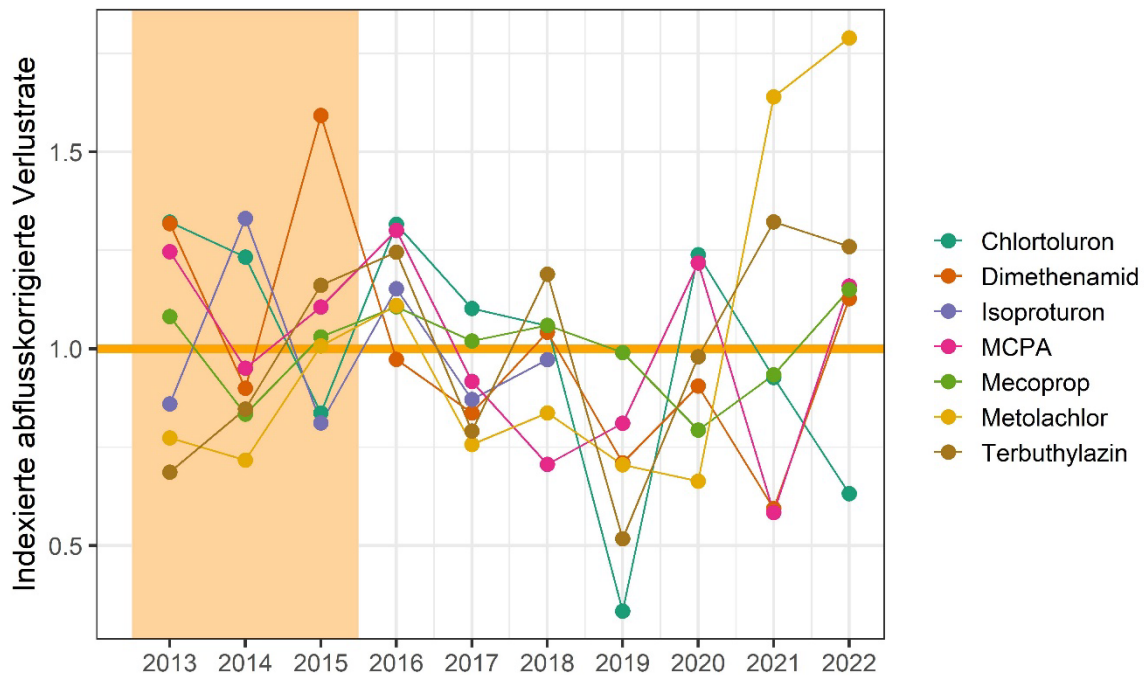


Abbildung 15: Abflusskorrigierte Verlustraten der sieben untersuchten Herbizide (auf den Mittelwert der Jahre 2013 bis 2015 indiziert). Die Referenzperiode ist orange hinterlegt. Die horizontale orange Linie bei 1 zeigt den Durchschnitt der Jahre 2013 – 2015.

Im Gegensatz dazu wird bei der Berechnung des Risikoindikators von Agroscope für Oberflächengewässer angenommen, dass in den Jahren 2015 bis 2021 für die hier untersuchten Herbizide eine Risikoreduktion von mehr als 26 % erreicht wurde, durch Massnahmen, die die Verluste in die Gewässer reduzieren sollen. Eine so starke Reduktion ist in Abbildung 15 nicht sichtbar. Die Annahmen im Risikoindikator zur Wirkung der Massnahmen lassen sich für die untersuchten sieben Herbizide nicht bestätigen.

Die sieben hier untersuchten Herbizide sind von den Wirkstoffeigenschaften her alle recht ähnlich. Alle werden oder wurden schweizweit in grossen Mengen eingesetzt, haben vergleichsweise lange Halbwertszeiten und sorbieren nur relativ schwach am Boden. Es sind also alles Wirkstoffe, von denen man erwartet, dass sie über Abschwemmung in die Gewässer gelangen. Es ist somit nicht erstaunlich, dass ihre Verlustraten gut mit den Abflüssen korrelieren. Von diesen sieben Herbiziden kann man nur beschränkt auf andere Wirkstoffe schliessen. Man muss davon ausgehen, dass bei Wirkstoffen mit anderen Eigenschaften, die beispielsweise mehr über Punktquellen und weniger über Abschwemmung in die Gewässer gelangen, auch die Wirkung von Massnahmen anders ist. Das lässt sich mit den Daten vom Rhein bei Basel aber nicht überprüfen, da diese Wirkstoffe dort zu selten detektiert werden.

3.5 Biologische Kenngrössen

Letztlich sollen mit den oben beschriebenen Zielen des AP PSM für Oberflächengewässer die PSM-Risiken für die Lebensgemeinschaften in den Gewässern reduziert werden. Eine für das Nahrungsnetz von Bächen und Flüssen sehr wichtige Lebensgemeinschaft sind die Kleinlebewesen der Gewässersohle, das so genannte Makrozoobenthos. Die RK und die Anzahl an Überschreitungen ökotoxikologischer QK geben einen Hinweis auf die PSM-Risiken für das Makrozoobenthos und andere Lebensgemeinschaften. Soweit vorhanden, lohnt sich aber auch ein Blick auf die Ergebnisse von biologischen Erhebungen, speziell des Makrozoobenthos. Die längste Zeitreihe, für die uns für ein möglichst grosses Standortset Daten hierzu vorliegen, besteht aus den Jahren 2020, 2021 und 2022. An 19 der Standorte

mit MV-Daten wurde in diesen Jahren das Makrozoobenthos beprobt und hinsichtlich verschiedener biologischer Kenngrössen ausgewertet. Eine sinnvolle Kenngrösse im Hinblick auf die Belastung durch PSM ist der $SPEAR_{pesticides}$ -Index (Liess und von der Ohe, 2005). Der SPEAR-Index wird zwar auch durch andere Faktoren beeinflusst, gibt aber hauptsächlich einen Hinweis, dass eine Beeinträchtigung mit Pestiziden vorliegen könnte.

Die Bewertung des Makrozoobenthos anhand des SPEAR-Indexes ist für die meisten Standorte «mässig» bis «unbefriedigend» (Abbildung 16). Damit halten die allermeisten der untersuchten Standorte die ökologischen Ziele der GSchV (Anhang 1 Ziffer 1) nicht ein. Das bedeutet, dass für diese Standorte auch anhand der biologischen Daten eine Beeinträchtigung durch Pestizide nicht ausgeschlossen werden kann. Die Bewertung der Standorte nach dem SPEAR-Index bleibt ausserdem über die 3 Jahre weitgehend konstant (Abbildung 16).

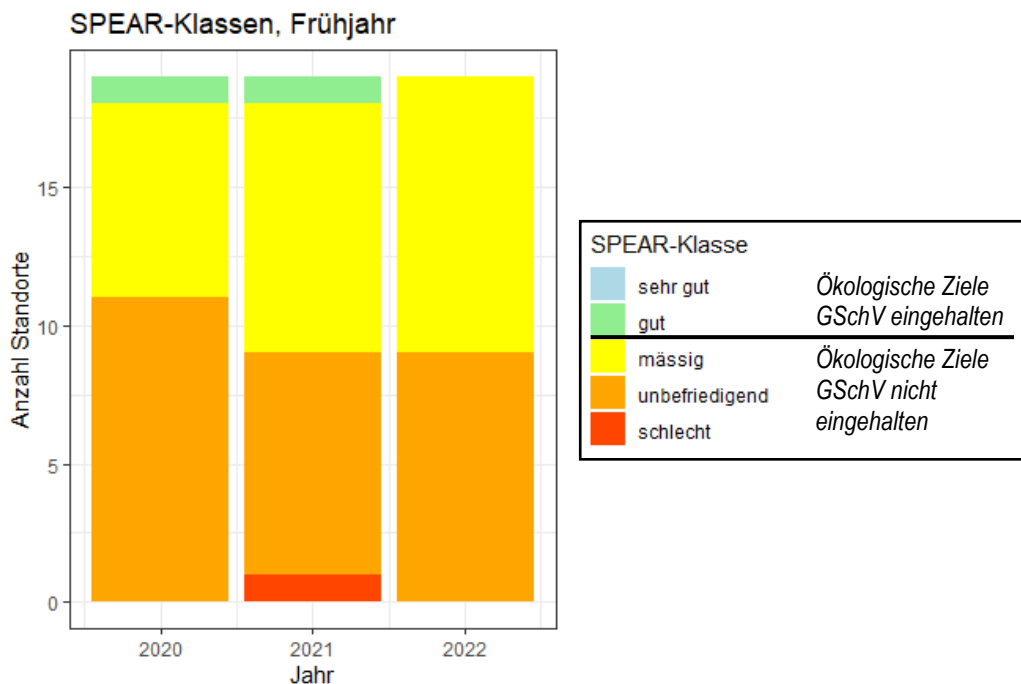


Abbildung 16: Anzahl Standorte in den einzelnen Zustandsklassen gemäss ihrer Bewertung nach dem SPEAR-Index, Jahre 2020-2022.

Eine weitere biologische Kenngrösse ist der IBCH, der den Zustand des Makrozoobenthos eher ganzheitlich auf Grund verschiedenster Einflussfaktoren, nicht nur durch Pestizide, beurteilt. Auch der IBCH bleibt für die 19 Standorte über die betrachteten Jahre weitgehend gleich, auch hier ist bisher kein Trend erkennbar.

Wie für die Bewertung der chemischen Wasserqualität ist die Datenreihe der biologischen Kenngrössen zu kurz für eine abschliessende Beurteilung.

4 Fazit

Seit 2019 liegt in der Schweiz ein einmaliger Datensatz vor, um die Entwicklung der Risiken durch PSM in den Fliessgewässern zu untersuchen. Die Auswertung der Daten führt zu folgenden Schlussfolgerungen:

- Die Schweizer Fliessgewässer sind weiterhin mit PSM verunreinigt. In fast allen untersuchten kleinen und mittelgrossen Fliessgewässern werden die Grenzwerte der GSchV überschritten (Abbildung 2). Zusätzlich werden auch ökotoxikologische Qualitätskriterien von Wirkstoffen ohne spezifischen Grenzwert überschritten. Die Belastung ist in einigen Fliessgewässern hoch und es sind verschiedene PSM, die zu den Risiken beitragen. Das zeigt auch der Gewässerbericht des BAFU (BAFU 2022).
- Das Zwischenziel für 2027 des AP PSM zur Halbierung der Fließstrecke mit Grenzwert-Überschreitungen von PSM wird bisher verfehlt. Die Anzahl untersuchter Standorte ohne Grenzwertüberschreitung hat sich in den Jahren 2019 bis 2022 kaum verändert (Abbildung 3).
- Zur zeitlichen Entwicklung der Risiken seit 2019 kann man bis jetzt noch keine klare Aussage machen. Dazu sind die Messreihen zu kurz und die Variabilität zwischen den Jahren zu hoch (Abbildung 7). Es gibt aber in verschiedenen Auswertungen Hinweise darauf, dass die Risiken in den Gewässern abnehmen. So gibt es immer weniger Gewässer mit mehr als 10 Überschreitungen von ökotoxikologischen Grenzwerten (Abbildung 3) und die Anzahl Überschreitungen von Qualitätskriterien hat in den Jahren 2019 bis 2022 deutlich abgenommen (Abbildung 4).
- Die Datenlage in der Referenzperiode 2012 bis 2015 ist schlecht. Für diesen Zeitraum sind nur an wenigen Standorten Messungen vorhanden und wichtige Wirkstoffe wie die Pyrethroide konnten erst in späteren Jahren untersucht werden. Aussagen im Vergleich zur Referenzperiode sind deshalb nur beispielhaft möglich: Für die Wirkstoffe, die seit der Referenzperiode untersucht werden, haben die Risiken in den acht seither untersuchten Gewässern teilweise sehr deutlich abgenommen (Abbildung 8).
- In den Messdaten für sieben Herbizide im Rhein bei Basel zeigen Massnahmen, die den Verlust der angewendeten PSM-Mengen in die Gewässer reduzieren sollen, auf nationaler Ebene bisher keine erkennbare Wirkung. Ob das auch für andere Wirkstoffe stimmt, lässt sich mit den vorhandenen Daten nicht klären.
- Einigen für die Gewässerrisiken relevanten Insektiziden wurde die Zulassung als PSM in den letzten Jahren entzogen (z.B. Thiacloprid, Chlorpyrifos, Chlorpyrifos-methyl, Bifenthrin, Imidacloprid, und Thiametoxam). Dies zeigt sich in den Daten bis 2022 erst teilweise, da viele Aufbrauchfristen 2022 oder später auslaufen und die Wirkstoffe daher noch angewendet werden durften. Ab 2023 dürfen ausserdem Betriebe, die Direktzahlungen beziehen, einige gewässerrelevante Wirkstoffe nur noch mit Sonderbewilligung ausbringen. Die Wirkung dieser Massnahmen wird sich erst in zukünftigen Messdaten zeigen.
- Die Daten zum Makrozoobenthos, einer wichtigen biologischen Kenngrösse, zeigen im Hinblick auf eine Belastung mit Pestiziden einen mehrheitlich mässigen bis unbefriedigenden Zustand. Bisher ist kein zeitlicher Trend in den biologischen Daten erkennbar.



Danksagung

An dieser Stelle möchten wir uns beim BAFU für die Finanzierung des Projekts zur Wirkungskontrolle des Aktionsplans Pflanzenschutzmittel in den Fliessgewässern bedanken. Wir danken den kantonalen Gewässerschutzfachstellen, dem BAFU, der Rheinüberwachungsstation und der Eawag für die Bereitstellung der Daten.

Herzlichen Dank auch an alle, die uns bei den Auswertungen und beim Schreiben des Berichts unterstützt haben: Irene Wittmer, Silwan Daouk, Christiane Ilg und Ruth Scheidegger (VSA-Plattform Wasserqualität); Christian Stamm und Andreas Scheidegger (Eawag); Nicole Munz, Fabian Soltermann, Urs Schönenberger, Sofia Barth und Christian Leu (BAFU); Simon Spycher.

Darüber hinaus geht unser Dank an die Begleitgruppe des Projekts bestehend aus Heinz Singer (Eawag), Jan Wäspe (BLW), Judith Blom (Agroscope), Matthias Ruff (AWA Bern) und Christian Götz (AWEL Zürich) für die wertvollen Diskussionen.

5 Literatur

- BAFU (Hrsg.) Gewässer in der Schweiz. Zustand und Massnahmen. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 2207: 90 S, 2022.
- BAFU (Hrsg.) Methoden zur Untersuchung und Beurteilung von Fliessgewässern (IBCH_2019). Makrozoobenthos – Stufe F. 1. aktualisierte Ausgabe, November 2019; Erstausgabe 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026: 59 S, 2019.
- Bundesrat. Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, Bericht des Bundesrates, 2017.
- Daouk, S. und Wittmer, I. Substance selection for the monitoring of organic micropollutants in Swiss surface waters. VSA Report on behalf of the Federal Office for the Environment (FOEN), Stand: Dezember 2023.
- Doppler, T., Dietzel, A., Wittmer, I., Grelot, J., Rinta, P., und Kunz, M. Mikroverunreinigungen im Gewässermonitoring, Aqua & Gas, 7/8, 44–53, 2020.
- European Commission. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards, 2011.
- Fabre, C., Chow, R., Scheidegger, R., Dietzel, A., Doppler, T., Fenicia, F., und Stamm, C., Schlussbericht MachTrend: Feasibility study on trend analysis and spatial extrapolation of NAWA pesticide monitoring data, 2021.
- Korkaric, M., Ammann, L., Hanke, I., Schneuwly, J., Lehto, M., Poiger, T., de Baan, L., Daniel, O., und Blom, J. F. Nationale Risikoindikatoren basierend auf dem Verkauf von Pflanzenschutzmitteln, Agrarforschung Schweiz 13, 2022.
- Korkaric, M., Lehto, M., Poiger, T., de Baan, L., Mathis, M., Ammann, L., Hanke, I., Balmer, M. und Blom, J. F. Nationale Risikoindikatoren für Pflanzenschutzmittel - Weiterführende Analysen, Agroscope Science Nr. 154, 2023.
- Leu C., Schneider M. K., Stamm C. Estimating catchment vulnerability to diffuse herbicide losses from hydrograph statistics. J Environ Qual, 39(4): 1441-50. doi: 10.2134/jeq2009.0323. PMID: 20830931, 2010
- Liess, M. und von der Ohe, P. C. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. In: Environmental Toxicology and Chemistry. 24, (4), S. 954–965, 2005.
- McCullagh, P. und Nelder, J. A. Generalized Linear Models, 2nd ed. Chapman & Hall/CRC Press, 1989.
- Schönenberger, U. und Stamm C. Bericht Projekt RisiMo, Überprüfung Pflanzenschutzmittel-Risikoindikator gemäss Pa. Iv. 19.475 Teil Oberflächengewässer mittels Monitoringdaten, Bericht im Auftrag des BAFU, Eawag, Dübendorf, 2022.
- Singer, H. Pestizidbelastung von Oberflächengewässer: Auswirkungen der ökologischen Massnahmen in der Landwirtschaft, GWA Gas, Wasser, Abwasser, 85 (11), pp. 879-886, 2005.
- Spycher S. und Doppler, T. Auswertung von Messdaten der Rheinüberwachungsstation - Berechnung von Verlustraten von PSM-Wirkstoffen des Schweizer Rheineinzugsgebiets, Studie im Auftrag des BAFU, EBP Schweiz AG, Zürich, 2022.
- SR-814.201. Gewässerschutzverordnung, Schweiz.
https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/de, 2021.
- Wittmer, I., Doppler, T., Götz, C., Kunz, M., Methode zur Untersuchung und Beurteilung von Fliessgewässern - Organische Mikroverunreinigungen - numerische Anforderungen Anhang 2 GSchV, Interkantonale Empfehlung, Lab'Eaux & VSA, 2024

6 Anhang

6.1 Datenbezug

Die für die Auswertungen in diesem Bericht verwendeten Messdaten können auf Anfrage bezogen werden (tobias.doppler@vsa.ch).

6.2 Details Datengrundlagen

Untersuchter Zeitraum: Die meisten Standorte in NAWA TREND MV werden das ganze Jahr untersucht, einzelne nur von März bis Oktober. Dies erlaubt eine gute Beurteilung der Gewässerbelastung. In der Referenzperiode stehen nur Daten für Frühling und Sommer zur Verfügung, jedoch keine ganzjährigen Daten. Da die PSM-Belastung der Gewässer meistens während dieser Zeitperiode am höchsten ist, erlaubt dies eine gute Beurteilung der Gewässerbelastung mit PSM.

Probenahmestrategie: An den meisten Standorten werden Zweiwochenmischproben genommen. Teilweise werden von April bis Juli 3.5-Tages-Mischproben genommen. An einzelnen Standorten sind es Wochenmischproben (Rhône) oder Tagesmischproben (Rhein). Diese werden zu Zweiwochenmischproben zusammengerechnet (Wittmer et al. 2024). Bei den Daten aus der Referenzperiode ist die Probenahmestrategie unterschiedlich (3.5-Tages-Mischproben, Wochenmischproben, Zweiwochenmischproben oder unterschiedlich lange Proben). Diese wurden alle zu Zweiwochenmischproben zusammengerechnet, um eine homogene Probenahmestrategie über die Jahre und die Standorte zu erreichen.

Standorte: Die untersuchten Standorte sind von der Landnutzung her sehr unterschiedlich. In Bezug auf PSM-Einsatz sind insbesondere Ackerland, Obstbau und Rebbau wichtig. Die Standorte verteilen sich gut in der Bandbreite der Verhältnisse, die in der Schweiz häufig sind (siehe Doppler et al. 2020 für die Verteilung der Standorte ins Schweizer Fliessgewässernetz). Obstbau und Rebbau sind in der Schweiz weniger verbreitet als Ackerbau, deshalb gibt es auch weniger Standorte mit hohen Flächenanteilen dieser Kulturen (Tabelle 5).

Tabelle 5: Charakterisierung der Einzugsgebiete (EZG) der untersuchten Standorte mit der EZG Fläche, und den Flächenanteilen von Siedlung, Wald, Ackerland, Obstplantagen und Reben im EZG und dem geschätzten Abwasseranteil bei mittlerem Abfluss. Daten von Swisstopo, Arealstatistik, Einzugsgebietsgliederung der Schweiz (EZGG-CH) und Gewässerabschnittsbasierte Einzugsgebietsgliederung der Schweiz (GAB EZGG).

Gewässer	Fläche Einzugsgebiet [km ²]	Anteil Siedlung [%]	Anteil Wald [%]	Anteil Acker [%]	Anteil Obst [%]	Anteil Reben [%]	Abwasseranteil bei mittlerem Abfluss
Rhein	36451.8	8.7	30.6	11.9	0.15	0.14	< 5%
Aare	11681.2	8.9	31.1	17.8	0.07	0.13	< 5%
Rhône	5238.1	3.7	24.9	0.6	0.41	0.99	< 5%
Thur	1701.6	11	28.9	13.3	0.46	0.15	< 5%
Birs	896.9	9	47.8	11.5	0.03	0.06	< 5%
Thur (Niederbüren)	690.5	9.1	33	1.8	0.07	0	< 5%
Thièle	475.3	5.3	41	13.8	0.17	0.19	< 5%
Broye	428.9	9.6	25.3	37.6	0.05	0	< 5%
Glatt	417.4	29.1	23.7	24	0.18	0.07	15% – 20%
Venoge	227.6	9.8	32.7	43.6	0.23	0.32	< 5%

Rheintaler Binnenkanal	175.0	15.3	30.4	16.3	0.06	0.51	10% - 15%
Promenthouse	119.8	7.6	57	12.2	0.07	0.63	0.00
Aubonne	105.3	7.1	52.2	18.5	0.37	0.96	< 5%
Mentue	105.3	7	27.8	51	0.35	0	< 5%
Vedeggio	99.9	13.6	66.2	1	0.01	0.6	10% - 15%
Landgrabe	75.4	11.4	33.3	37.3	0.06	4.62	5% - 10%
Urtenen	73.9	17.6	29.8	41.4	0.03	0	5% - 10%
Furtbach	45.9	27.7	29.3	28.9	0.62	0.32	20% - 25%
Mönchaltorfer Aa	44.8	20.1	17.5	23.5	0.11	0.08	10% - 15%
Salmsacher Aach	42.7	14.1	18.5	24.1	4.5	0.06	0.00
Boiron de Morges	34.0	9.6	28.2	46.1	2.08	5	< 5%
Ron	21.5	11.6	12.7	43.3	0.69	0	0.00
Zwärenbach	11.3	3.6	41	39.7	0	0	0.00
Beggingerbach	10.7	4.7	37.6	23.7	0	0	0.00
Mittlerer Seegraben	9.8	6.2	3.3	53.8	0.31	0	0.00
Erveratte	8.1	6.4	60.3	3.9	0	0	0.00
Canal dUvrier	6.9	29.1	17.7	6.6	9.93	20.75	0.00
Bainoz	6.7	8.6	8.3	64.9	0	0	0.00
Ruisseau de Gi	6.1	5.3	28.6	55.2	0.66	0	0.00
Combagnou	5.6	6.2	52.1	28.7	0	0	0.00
Küntenerbach	4.4	18.5	21.6	42.2	0.14	0.02	0.00
Zapfenbach	4.3	31.4	3.5	44.5	0	0.07	0.00
Äächeli	3.6	21.5	31.7	6.6	0.19	3.67	0.00
Chrümlisbach	2.8	6.8	31.5	53	0	0	0.00
Eschelisbach	2.0	5	24.5	31.5	17.58	0	0.00
Ballmoosbach	1.4	4.4	14	77.3	0	0	0.00

Von den insgesamt 36 Standorten enthalten 19 gereinigtes Abwasser aus Kläranlagen. Etwa die Hälfte der Standorte ist also abwasserfrei. Der Abwasseranteil bei den Standorten mit gereinigtem Abwasser ist sehr unterschiedlich (Tabelle 5). Einzelne Gewässer wie z.B. der Furtbach enthalten mit ungefähr 20% Abwasser im Jahresdurchschnitt sehr viel Abwasser.

Bei sieben von den Standorten mit gereinigtem Abwasser wurde bereits mindestens eine Kläranlage mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe für Mikroverunreinigungen (MV-Stufe) ausgerüstet. Dadurch wird auch der Eintrag von PSM, die über Kläranlagen in die Gewässer gelangen, reduziert, da die zusätzliche Reinigungsstufe auch PSM aus dem Abwasser entfernen kann. Abbildung 17 zeigt den Anteil des Abwassers das eine MV-Stufe durchlaufen hat. Auffällig ist vor allem die Mönchaltorfer Aa, da seit 2021 alles Abwasser in diesem Gewässer durch eine zusätzliche Reinigungsstufe läuft.

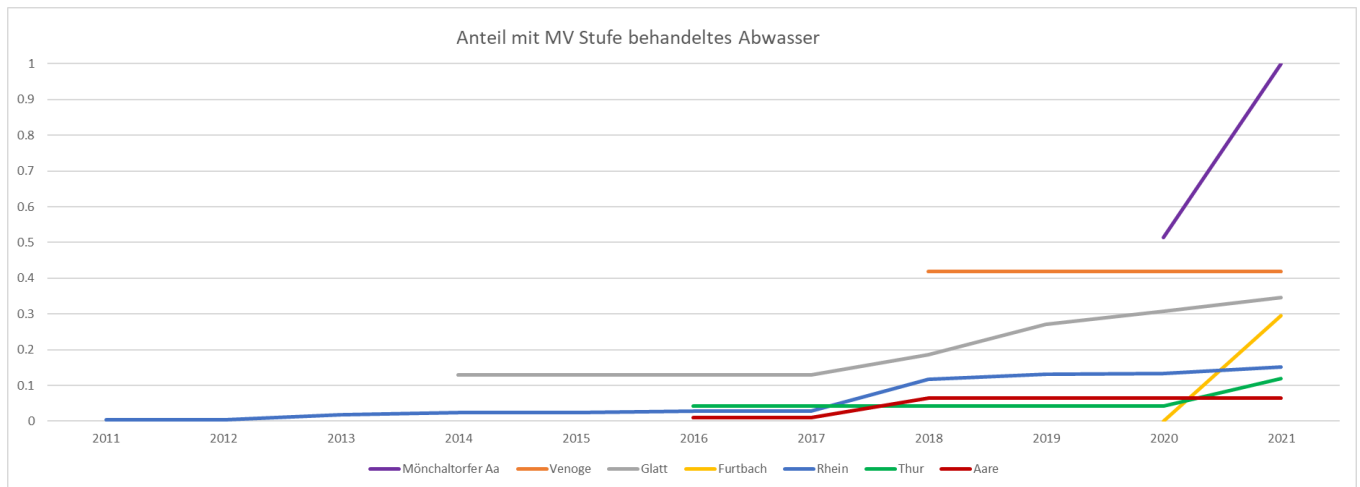


Abbildung 17: Anteil des Abwassers, das eine MV-Stufe durchläuft.

Wirkstoffe: In den Auswertungen zu den PSM-Risiken in den Gewässern wurden grundsätzlich alle Wirkstoffe betrachtet zu denen es Messwerte in den Gewässern gibt, die seit 2012 irgendwann als PSM zugelassen waren und die ein robustes Qualitätskriterium haben. Ausserdem wurden Wirkstoffe ausgeschlossen, wenn keine Messdaten in Jahren vorlagen, in denen sie als PSM zugelassen waren.

Zudem haben wir die Daten für die verschiedenen Auswertungen jeweils so eingeschränkt, dass nur Wirkstoffe, die im ausgewerteten Zeitraum irgendwann als PSM zugelassen waren in die Auswertungen einfließen. Ausserdem haben wir die Daten je Standort über den jeweiligen Auswertungszeitraum harmonisiert (Kapitel 2.3). Das führt zu drei unterschiedlichen Wirkstoff-Palletten in den Auswertungen:

- Wirkstoffe in den Auswertungen seit 2019
- Wirkstoffe in den Auswertungen seit der Referenzperiode
- Wirkstoffe in den Auswertungen für das Jahr 2022

Tabelle 6 gibt einen Überblick über die total 72 Wirkstoffe, ihre Zulassung und den Angaben in welchen Auswertungen sie berücksichtigt wurden.

Tabelle 6: Alle in den Auswertungen berücksichtigen Wirkstoffe, ihre Wirkstoffklasse (H = Herbizid, F = Fungizid, I = Insektizid), ihre Zulassung als Biozid 2023, PSM 2023 oder Tierarzneimittel 2019 (B = als Biozid zugelassen, BX = als Biozid nicht mehr zugelassen (Abverkaufsfristen der Produkte werden hier nicht berücksichtigt), P = als PSM zugelassen, PX = als PSM nicht mehr zugelassen, PX* = als Wirkstoff in der PSM-Verordnung nicht mehr zugelassen, aber noch mit laufender Aufbrauchsfrist, PX° = als Wirkstoff in der PSM-Verordnung zugelassen, aber kein Produkt mit Zulassung, TA = als Tierarzneimittel zugelassen), das verwendete chronische Qualitätskriterium (CQK) und die Information, ob das Qualitätskriterium als ökotoxikologischer Grenzwert in der GSchV steht. Von den 19 Pestiziden mit ökotoxikologischen Grenzwerten in der GSchV sind 18 hier aufgeführt. Terbutryn fehlt, weil es bereits vor 2012 nicht mehr als PSM eingesetzt werden durfte und somit in keiner der hier präsentierten Auswertungen vorkommt.

Wirkstoff	Wirkstoffklasse	Zulassung als Biozid (2023), PSM (2023) oder Tierarzneimittel (2019)	Ökotoxikologischer Grenzwert in GSchV	CQK [µg/L]	In Auswertungen seit 2019	In Auswertungen seit Referenzperiode	In Auswertungen 2022
Azoxystrobin	F	B P	Ja	0.2	Ja	Ja	Ja
Cypermethrin	I	B P	Ja	0.00003	Ja	Nein	Ja
Cyprodinil	F	P	Ja	0.33	Ja	Ja	Ja
Diuron	H	B PX	Ja	0.07	Ja	Ja	Ja
Epoxiconazole	F	PX	Ja	0.2	Ja	Ja	Ja
Imidacloprid	I	B PX TA	Ja	0.013	Ja	Ja	Ja
Isoproturon	H	B PX	Ja	0.64	Ja	Ja	Nein
MCPA	H	P	Ja	0.66	Ja	Ja	Ja
Metazachlor	H	P	Ja	0.02	Ja	Ja	Ja
Metolachlor	H	P	Ja	0.69	Ja	Ja	Ja
Metribuzin	H	P	Ja	0.058	Ja	Ja	Ja
Nicosulfuron	H	P	Ja	0.0087	Ja	Ja	Ja
Pirimicarb	I	P	Ja	0.09	Ja	Ja	Ja
Terbutylazine	H	BX P	Ja	0.22	Ja	Ja	Ja
Thiacloprid	I	BX PX	Ja	0.01	Ja	Ja	Ja
Thiamethoxam	I	B PX	Ja	0.042	Ja	Ja	Ja
Chlorpyrifos	I	BX PX	Ja	0.00046	Ja	Nur Eschelisbach	Nein
Diazinon	I	BX PX TA	Ja	0.012	Nein	Ja	Nein
2,4-D	H	P	Nein	0.6	Ja	Ja	Ja
Bentazon	H	P	Nein	270	Ja	Ja	Ja
Boscalid	F	P	Nein	12	Ja	Ja	Ja
Carbendazim	F	B PX	Nein	0.44	Nein	Ja	Nein
Chloridazon	H	PX	Nein	10	Ja	Ja	Ja
Chlorpyrifos-methyl	I	BX PX	Nein	0.001	Ja	Nur Eschelisbach	Nein
Chlorotoluron	H	BX P	Nein	0.6	Ja	Ja	Ja
Cyproconazole	F	BX PX*	Nein	1.3	Ja	Ja	Ja

Dicamba	H	P	Nein	2.2	Ja	Nein	Ja
Dimethoate	I	PX	Nein	0.07	Ja	Ja	Ja
Ethofumesate	H	P	Nein	3.1	Ja	Ja	Ja
Glyphosat	H	P	Nein	120	Ja	Nein	Ja
Iprovalicarb	F	P	Nein	190	Ja	Ja	Ja
Linuron	H	PX	Nein	0.26	Nein	Ja	Nein
Mecoprop	H	P	Nein	0.8	Ja	Ja	Ja
Metalaxyl	F	P	Nein	20	Ja	Ja	Ja
Metamitron	H	P	Nein	4	Ja	Ja	Ja
Methoxyfenozide	I	P	Nein	0.086	Ja	Ja	Ja
Napropamide	H	P	Nein	5.1	Ja	Ja	Ja
Propamocarb	F	P	Nein	1000	Ja	Ja	Ja
Pyrimethanil	F	P	Nein	1.5	Ja	Ja	Ja
Tebuconazole	F	B P	Nein	0.24	Ja	Ja	Ja
Diflufenican	H	P	Nein	0.01	Ja	Ja	Ja
Dimethachlor	H	P	Nein	0.12	Ja	Ja	Ja
Dimethenamid	H	P	Nein	0.26	Ja	Ja	Ja
Flufenacet	H	P	Nein	0.048	Ja	Ja	Ja
Foramsulfuron	H	P	Nein	0.017	Ja	Ja	Ja
Methiocarb	I	PX	Nein	0.01	Ja	Ja	Nein
Methomyl	I	BX PX	Nein	0.032	Ja	Ja	Ja
Propyzamide	H	P	Nein	0.063	Ja	Ja	Ja
Spiroxamine	F	P	Nein	0.063	Ja	Ja	Ja
Sulcotrione	H	PX°	Nein	0.1	Nein	Ja	Nein
Mesosulfuron-methyl	H	P	Nein	0.027	Ja	Ja	Ja
Bifenthrin	I	B PX	Nein	0.000095	Ja	Nein	Ja
Deltamethrin	I	B P TA	Nein	0.0000017	Ja	Nein	Ja
Lambda-Cyhalothrin	I	B P	Nein	0.000022	Ja	Nein	Ja
Aclonifen	H	P	Nein	0.12	Ja	Nein	Ja
Difenoconazole	F	P	Nein	0.76	Ja	Nein	Ja
Fenpropimorph	F	BX PX	Nein	0.016	Ja	Ja	Ja
Pendimethalin	H	P	Nein	0.3	Ja	Nein	Ja
Prosulfocarb	H	P	Nein	0.5	Ja	Ja	Ja
Trifloxystrobin	F	P	Nein	0.27	Ja	Nein	Ja
Triflusulfuron-methyl	H	P	Nein	0.13	Ja	Nein	Ja
Metconazole	F	P	Nein	0.291	Ja	Nein	Ja
MCPB	H	P	Nein	0.43	Ja	Ja	Ja
Dimethomorph	F	P	Nein	5.6	Ja	Nein	Ja
Triclopyr	H	P	Nein	700	Nein	Nein	Ja
Chlorfenvinphos	I	PX	Nein	0.1	Nein	Ja	Nein
Pencycuron	F	PX	Nein	1.34	Nein	Nein	Ja

Metsulfuron-methyl	H	P	Nein	0.01	Ja	Ja	Ja
Kresoxim-methyl	F	P	Nein	0.63	Ja	Ja	Ja
Alachlor	H	PX	Nein	0.3	Nein	Ja	Nein
Fipronil	I	B PX TA	Nein	0.00077	Nein	Ja	Nein
Quinoxifen	F	PX	Nein	0.15	Ja	Nein	Ja

6.3 Details Beschreibung aktueller Zustand Abb. 2

Die Standorte in Abbildung 2 sind nur beschränkt miteinander vergleichbar, da die gemessene Wirkstoffpalette und der Untersuchungszeitraum nicht an allen Standorten identisch sind.

Vorbehalt Wirkstoffpalette: An den Standorten ohne Stern wurden alle Wirkstoffe mit einem ökotoxikologischen Grenzwert gemäss Anhang 2 der GSchV untersucht. Die Standorte mit Stern umfassen alle Wirkstoffe der GSchV mit Ausnahme von Chlorpyrifos und Cypermethrin. Die spezifischen Überschreitungen können also jeweils für die Standorte mit und ohne Stern untereinander verglichen werden (sofern der Untersuchungszeitraum vergleichbar war, siehe nächster Abschnitt). Die Überschreitungen der allgemeinen Grenzwerte von 0.1 µg/L (grüne Balken) sind hingegen nicht zwischen den Standorten vergleichbar, da sie aus unterschiedlichen Wirkstoffpaletten zusammengesetzt sind.

Vorbehalt Untersuchungszeitraum: Während die meisten Standorte über das ganze Jahr hinweg untersucht wurden, ist dies bei einzelnen Standorten nur von März bis Oktober der Fall. Da in dieser Zeit die meisten Überschreitungen auftreten, werden dadurch keine grossen Verfälschungen erwartet. Trotzdem sind Vergleiche zwischen den Standorten basierend auf der Analyse in Abbildung 2 nur mit Vorbehalt möglich.