



# Pflanzenschutzmittel Risikokarten

**Teil 2: Räumliche Modellierung des  
ökotoxikologischen Risikopotenzials von  
Pflanzenschutzmitteln für Einzugsgebiete in der  
Schweiz**

**Autorinnen und Autoren**

Marcel Mathis, Johannes Ranke, Judith F. Blom,  
Marianne E. Balmer, Laura de Baan



## Impressum

Herausgeber	Agroscope Müller-Thurgau-Strasse 29 8820 Wädenswil <a href="http://www.agroscope.ch">www.agroscope.ch</a>
Auskünfte	Marcel Mathis, <a href="mailto:marcel.mathis@agroscope.admin.ch">marcel.mathis@agroscope.admin.ch</a>
Redaktion	Marcel Mathis
Gestaltung	Petra Asare
Titelbild	Gabriela Brändle
Download	<a href="http://www.agroscope.ch/science">www.agroscope.ch/science</a>
Copyright	© Agroscope 2023
ISSN	2296-729X
DOI	<a href="https://doi.org/10.34776/as171g">https://doi.org/10.34776/as171g</a>

### Haftungsausschluss:

Die in dieser Publikation enthaltenen Angaben dienen allein zur Information der Leser/innen. Agroscope ist bemüht, korrekte, aktuelle und vollständige Informationen zur Verfügung zu stellen – übernimmt dafür jedoch keine Gewähr. Wir schliessen jede Haftung für eventuelle Schäden im Zusammenhang mit der Umsetzung der darin enthaltenen Informationen aus. Für die Leser/innen gelten die in der Schweiz gültigen Gesetze und Vorschriften, die aktuelle Rechtsprechung ist anwendbar.

---

# Inhalt

<b>Glossar</b> .....	<b>5</b>
<b>Danksagung</b> .....	<b>7</b>
<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>8</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>11</b>
<b>Summary</b> .....	<b>14</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>17</b>
1.1 Ausgangslage.....	17
1.2 Projektziele .....	18
<b>2 Methode</b> .....	<b>19</b>
2.1 Konzept .....	19
2.2 Risikomodellierung mit SYNOPSIS .....	21
2.3 Umweltbedingungen und Bewirtschaftung.....	21
2.3.1 Umweltbedingungen.....	23
2.3.2 Bewirtschaftung.....	24
2.4 Daten zum PSM-Einsatz und Abstandsaufgaben .....	25
2.5 Auswertungen auf Ebene der EZG .....	27
2.5.1 Aggregierte Risikopotenziale pro EZG.....	27
2.5.2 Relevanz verschiedener Eintragspfade für die Risikopotenziale.....	27
2.5.3 Relevanz verschiedener Wirkungsbereiche und Wirkstoffe .....	27
2.5.4 Sensitivste Organismen .....	28
2.6 Variabilität der SYNOPSIS-Modellläufe.....	28
2.7 Vergleich von PSM-Eintragsrisiken (Teil 1) mit PSM-Risikopotenzialen (Teil 2).....	30
2.8 Vergleich PSM-Risikokarten mit Messungen.....	31
2.8.1 Auswahl von Messstationen und Messdaten für den Vergleich .....	31
2.8.2 Berechnung Risiko-Ranking der NAWA-Messstandorte .....	32
2.8.3 Berechnung Risiko-Ranking basierend auf PSM-Risikokarten .....	33
2.8.4 Vergleich des Risikorankings beider Ansätze.....	33
2.9 Vergleich zwischen zufällig zugewiesenen und bekannten PSM-Spritzfolgen.....	34
<b>3 Resultate und Diskussion</b> .....	<b>36</b>
3.1 PSM-Risikokarten.....	36
3.1.1 Karten der Risikospitzen .....	36
3.1.2 Karten des mittleren Risikopotenzials.....	36
3.2 Variabilität der verschiedenen SYNOPSIS-Modellläufe .....	37
3.3 Relevanz verschiedener Eintragspfade .....	39
3.4 Relevanz verschiedener Wirkungsbereiche und Wirkstoffe .....	41
3.4.1 Dominante Wirkungsbereiche .....	41
3.4.2 Dominierende und häufig applizierte Wirkstoffe .....	43
3.4.3 Relevanz von Pyrethroiden und Organophosphaten .....	46
3.5 Sensitivste Organismen .....	47
3.6 Analyse Hotspot-EZG.....	48
3.7 Vergleich PSM-Eintragsrisiken (Teil 1) mit PSM-Risikopotenziale (Teil 2).....	49

3.8	Vergleich Messungen (NAWA) mit PSM-Risikokarten .....	50
3.8.1	NAWA-Messungen 2019 und 2020.....	50
3.8.2	Vergleich NAWA-Messungen mit PSM-Eintragsrisiken (Teil 1) .....	51
3.8.3	Vergleich NAWA-Messungen mit PSM-Risikopotenzialen (Teil 2).....	52
3.8.4	Fazit: Vergleich Messungen (NAWA) mit PSM-Risikokarten.....	54
3.9	Vergleich zwischen zufällig zugeordneten und bekannten PSM-Spritzfolgen.....	56
3.10	Vergleich mit nationalen Risikoindikatoren .....	59
<b>4</b>	<b>Schlussfolgerung .....</b>	<b>62</b>
<b>5</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>64</b>
<b>6</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>66</b>
6.1	Details zu Umweltbedingungen und Bewirtschaftung.....	66
6.1.1	Bestimmung der Landnutzungsdaten .....	66
6.1.2	Gewässeranschlusskarte GAK2 .....	67
6.1.3	Flussordnungszahl .....	68
6.1.4	Kulturen und Anbauart .....	68
6.1.5	Hangneigung .....	71
6.1.6	Klimaregionen und ihre Wetterstationen.....	71
6.2	Verwendete ökotoxikologische Endpunkte .....	72
6.3	Details zum Aggregieren der Resultate .....	93
6.4	Risikopotenziale pro Wirkungsbereich.....	95
6.5	Vergleich der Ausgangsdaten der PSM-Risikokarten Teil 1 vs. Teil 2 .....	96
6.6	Vergleich Modellierung vs. Messung .....	98
6.7	Vergleich mit nationalen Risikoindikator für Oberflächengewässer.....	102
6.8	Unsicherheiten und Variabilität der Ergebnisse .....	104

## Glossar

**Anbauart:** Beschreibt, nach welchen Vorgaben eine landwirtschaftliche Kultur angebaut wird. Es wird zwischen konventionellem und biologischem Anbau unterschieden, jeweils mit oder ohne Beachtung der Extensio-Richtlinie, so dass sich vier Anbauarten ergeben.

**AquaSan-EZG:** Beschreibt den hydrologischen Bezugsraum für die Gewässer Eschelisbach und Salmsacher Aach. Die Einteilung dieser → **Einzugsgebiete** im Ressourcenprojekt AquaSan erfolgte nach den Gewässerkatastern vom Kanton Thurgau, die sich zum Teil von der Einzugsgebietsgliederung des Bundesamts für Umwelt (BAFU, 2015) unterscheidet.

**AquaSan-Risikopotenzial:** Beschreibt das mit dem Risikomodell SYNOPS berechnete Risikopotenzial, basierend auf tatsächlichen und georeferenzierten PSM-Spritzfolgen.

**Bewirtschaftung:** Die auf der Fläche angebaute landwirtschaftliche Kultur und ihre Anbauart.

**Einzugsgebiete (EZG):** Das Einzugsgebiet stellt einen hydrologischen Bezugsraum dar, welcher aus der Topographie abgeleitet wurde. In dieser Arbeit sind sämtliche Gewässer mit einer Einzugsgebietsfläche grösser als 1 km<sup>2</sup> berücksichtigt (BAFU, 2015). Diese kleinsten Unterteilungseinheiten von hydrologischen Bezugsräumen werden vom Bundesamt für Umwelt als Teileinzugsgebiete bezeichnet (BAFU, 2015). Hier werden diese Teileinzugsgebiete einfachheitshalber nur noch als Einzugsgebiete (EZG) bezeichnet. Man beachte, dass hydrologische Bezugsräume von Fliessgewässern somit häufig aus mehreren EZG zusammengesetzt sind.

**ETR (Exposure-Toxicity-Ratio):** Diese Grösse wird im Risikomodell SYNOPS als Indikator für die Risikobewertung der Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln verwendet. ETR gibt das Verhältnis der modellierten Wirkstoffkonzentration zu den ökotoxikologischen Endpunkten für Organismengruppen (akut und chronisch) an. Je höher der ETR, desto höher das Risikopotenzial.

**Hotspot-EZG:** In den PSM-Risikokarten wurden → **Einzugsgebiete** anhand der beiden Kennzahlen → **mittleres Risikopotenzial** und → **Risikospitzen** bewertet. Die 10 % der Einzugsgebiete mit den höchsten PSM-Risikopotenzialen, die mit der Kennzahl Risikospitzen ermittelt wurden, wurden als Hotspot-EZG bezeichnet.

**Mittleres Risikopotenzial:** Diese Kennzahl beschreibt ein aggregiertes Risikopotenzial pro → **Einzugsgebiet**. Das mittlere Risikopotenzial entspricht dem gewichteten 50. Perzentil (Median) der Risikopotenziale aller Rasterzelle pro → **Einzugsgebiet**. Damit wird das durchschnittliche Risiko aller Flächen im → **Einzugsgebiete** betrachtet.

**NAWA-Einzugsgebiete (NAWA-EZG):** Beschreibt eine bestimmte Anzahl von → **Einzugsgebieten**, welche im Einflussbereich einer Messstelle aus der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA) liegen. Die ausgewählten NAWA-Messstellen in dieser Arbeit erfassen zwischen 1 bis 29 → **Einzugsgebiete**.

**Risikopotenzial (PSM-Risikopotenzial):** Beschreibt das Potenzial der Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln, welche auf landwirtschaftlichen Flächen appliziert werden, zum ökotoxikologischen Risiko für Organismen im Oberflächengewässer beizutragen. Zur Quantifizierung des Pflanzenschutzmittel-Risikopotenzials in einer Rasterzelle wird die klassische ökotoxikologische Risikoanalyse herangezogen, das heisst, die Exposition wird mit der Toxizität verglichen. Dennoch wird hier mehrheitlich nicht von Risiko, sondern von Risikopotenzial gesprochen, um zu berücksichtigen, dass der tatsächliche Pflanzenschutzmittel-Einsatz auf der entsprechenden Rasterzelle nicht bekannt ist.

**Risikospitzen:** Diese Kennzahl beschreibt ein aggregiertes Risikopotenzial pro → **Einzugsgebiet**. Für diese Aggregation wurde das gewichtete 90. Perzentil der Risikopotenziale aller Rasterzellen in einem → **Einzugsgebiet** bestimmt. Mit dieser Aggregation sollen Risikospitzen abgebildet werden, d.h. hohe potenzielle Risiken innerhalb eines → **Einzugsgebiets**.

**PSM-Anwendungsdaten:** Daten sowohl über die Art und Menge der Pflanzenschutzmittel (PSM), die in verschiedenen landwirtschaftlichen Kulturen appliziert wurden, als auch den Tag der Applikation. PSM-Spritzfolgen und PSM-Applikationsdaten sind Synonyme von PSM-Anwendungsdaten.

**SYNOPSIS:** Risikomodell, welches in der vorliegenden Arbeit für die Berechnung der Risikopotenziale in Oberflächengewässern verwendet wurde.

**Umweltbedingungen:** Charakteristika der landwirtschaftlichen Flächen, welche in das Risikomodell SYNOPSIS für die Berechnung des Risikopotenzials für Gewässerorganismen einfließen, wie Hangneigung, Gewässer-Feld-Distanz, Temperatur und Niederschläge aus einem 30-jährigen Mittel (1981-2010), Drainagewahrscheinlichkeit oder Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit.

**Wirkungsbereich:** Beschreibt die Zuordnung der Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln zu der Gruppe der Herbizide, der Fungizide oder der Insektizide.

## Danksagung

Die Autoren möchten sich beim BLW und Agroscope bedanken, die das Projekt PSM-Risikokarten angestossen und finanziert haben. Besonderer Dank gilt Ulrike Koch, Martin Kast, Olivier Benz und Erich Szerencsits, die durch ihre technische Expertise und Zusammenarbeit zur Weiterentwicklung des bestehenden Modells SYNOPS und der Erstellung der Routine mit SQL-Server, R und GIS beigetragen haben.

Joshua Witsoe hat wesentlich zur Erstellung des Vergleichs von PSM-Risikokarten mit tatsächlichen PSM-Applikationsdaten aus dem Ressourcenprojekt AquaSan beigetragen, wofür wir ihm ebenfalls danken möchten. Ebenfalls möchten wir uns bei der Trägerschaft des Ressourcenprojekts AquaSan für die Bereitstellung der Daten bedanken.

Wir danken auch Tobias Doppler, Urs Schönenberger und Christian Stamm für ihre Unterstützung bei der Bereitstellung der Daten und Diskussionen zum Vergleich mit den Daten aus den NAWA-Messprogrammen.

Schliesslich möchten wir uns bei der fachlichen Begleitgruppe bedanken, die aus Fachpersonen von Agroscope, EAWAG, VSA, BLW, BAFU, Kantonalen Ämtern, EBP und Agridea besteht. Ihre kritischen Feedbacks und Diskussionen waren von unschätzbarem Wert und haben wesentlich zur Qualität dieses Berichts beigetragen.

# Zusammenfassung

## Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer

Pflanzenschutzmittel (PSM) werden in der Landwirtschaft zur Sicherung und Steigerung von Ertrag und Qualität und damit des Erlöses eingesetzt und sind auch heute noch ein wichtiger Produktionsfaktor. Die in PSM enthaltenen Wirkstoffe können jedoch aufgrund ihrer Eigenschaften unerwünschte Nebenwirkungen auf Mensch und Umwelt haben. Zahlreiche Anstrengungen auf agrarpolitischer Ebene und Anpassungen in der Gesetzgebung, der Regulierung und in der landwirtschaftlichen Praxis haben in den letzten Jahren dazu beigetragen, die Auswirkungen von PSM auf die Umwelt zu reduzieren. Nationale Messprogramme zur Wasserqualität in Schweizer Oberflächengewässern (NAWA) zeigen jedoch, dass die Konzentrationen einiger PSM-Wirkstoffe in Oberflächengewässern immer noch die ökotoxikologisch basierten Grenzwerte überschreiten können.

Messprogramme geben zwar Auskunft über das tatsächliche Vorkommen von PSM in Oberflächengewässern, sind aber einerseits aufwändig und zeigen andererseits nur die Situation in einer beschränkten Anzahl von ausgewählten Gewässern, nur für die analysierten Wirkstoffe sowie den untersuchten Zeitraum. Sie können kein flächendeckendes Bild der Gefährdung der Organismen durch PSM in Oberflächengewässern aufzeigen. Als Ergänzung zum Monitoring ist deshalb die Charakterisierung von Einzugsgebieten bezüglich des potenziellen Eintrags von PSM und den damit einhergehenden ökotoxikologischen Risiken wertvoll.

Im Projekt «Risikokarten für den Eintrag und die Ökotoxizität von Pflanzenschutzmitteln aus landwirtschaftlichen Flächen in Oberflächengewässern» wurden zwei Modellierungsansätze verfolgt. In einem **ersten Teil** von Koch und Prasuhn (2021) wurde für alle Einzugsgebiete (EZG) in der Schweiz das potenzielle «PSM-Eintragsrisiko», d.h. das Risiko, dass PSM aus angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen in Oberflächengewässer eingetragen werden, abgeschätzt. Das Ergebnis sind Karten, die für jedes EZG das potenzielle «PSM-Eintragsrisiko» in Oberflächengewässern durch Drainage, Abschwemmung und aus Punktquellen wie Hofplatzentwässerungen darstellen. Als Grundlage dienten Daten aus Geografischen Informationssystemen (GIS) zur Gewässeranschluss- und Drainagewahrscheinlichkeit, zum Erosionsrisiko, zur Landnutzung und zur Dichte landwirtschaftlicher Betriebe. Die PSM-Eintragsrisiken basieren somit auf den räumlichen Eigenschaften der EZG, berücksichtigen aber weder wie viele und welche PSM in den verschiedenen Kulturen eingesetzt werden, noch deren Umweltverhalten oder spezifische Ökotoxizität.

Im **zweiten Teil** (vorliegende Studie) wurde das ökotoxikologische Risikopotenzial von PSM für aquatische Organismen auf Ebene der EZG modelliert, wobei neben den räumlichen Eigenschaften auch die Bewirtschaftung und der damit verbundene PSM-Einsatz, sowie das Umweltverhalten und die Ökotoxizität der Wirkstoffe betrachtet wurden. Ziel war es, die räumliche Verteilung von ökotoxikologischen Risikopotenzialen für Organismen der Schweizer Oberflächengewässer in einer Karte darzustellen und Hotspots zu identifizieren, d.h. EZG mit einem potenziell erhöhten ökotoxikologischen Risiko für Organismen im Oberflächengewässer durch PSM. Zudem wurde analysiert, welche Wirkungsbereiche (Insektizide, Fungizide oder Herbizide) und welche Eintragspfade (Drift, Abschwemmung oder Drainage) diese Risikopotenziale jeweils dominieren. Um die Plausibilität der Ergebnisse zu überprüfen, wurden schliesslich die erstellten PSM-Risikokarten den PSM-Eintragsrisikokarten vom ersten Projektteil gegenübergestellt und die modellierten Risikopotenziale mit Daten aus dem NAWA-Messprogramm, und mit dem nationalen Risikoindikator für Oberflächengewässer verglichen.

## PSM-Risikopotenziale

Für die Berechnung von PSM-Risikopotenzialen wurde das Modell SYNOPS verwendet. Die landwirtschaftlich genutzten Flächen der über 9'500 betrachteten EZG wurden in Rasterzellen (Auflösung 25 m x 25 m) eingeteilt. Für jede Rasterzelle wurde das ökotoxikologische Risikopotenzial unter Berücksichtigung der Umweltbedingungen (z.B. Hangneigung, Entfernung zum Gewässer, Gewässeranschluss- und Drainagewahrscheinlichkeit), der Bewirtschaftung der Flächen (Kultur und Anbauart, z.B. konventionell oder biologisch) und der in einer Anbausaison typischerweise eingesetzten PSM (PSM-Spritzfolge) modelliert. Zum PSM-Einsatz wurden Daten aus dem Agrarumweltmonitoring (2016-2020) verwendet und den Flächen entsprechend ihrer Bewirtschaftung zufällig

zugeordnet. Mit SYNOPSIS wurden für jede Rasterzelle das von ihr ausgehende Risiko für die Gewässerorganismen mit einer zeitlichen Auflösung von einem Tag berechnet, wobei die PSM-Einträge durch Abschwemmung, Drainage und Drift berücksichtigt wurden. Ebenfalls berücksichtigt wurden die produktspezifischen Abstandsauflagen, die bei der Zulassung zur Risikominderung der eingesetzten PSM festgelegt wurden. Als Mass für die Ökotoxizität der PSM verwendet SYNOPSIS Daten aus standardisierten Labortests für Primärproduzenten (z.B. Algen), aquatische Invertebraten (z.B. Daphnien) und Fische. Weiterverwendet wurde dann das jeweils höchste für eine Anbausaison berechnete Risikopotenzial für die empfindlichste Organismengruppe. Es wurden mehrere SYNOPSIS-Modellläufe durchgeführt, wobei die zufällig zugeteilte, aber für die Landnutzung typische PSM-Spritzfolge für jede Rasterzelle zwischen den Läufen variiert wurde. Der Mittelwert aus 15 Läufen ergab robuste PSM-Risikopotenziale für jedes EZG.

Aus diesen, für jede Rasterzelle separat modellierten Risikopotenzialen wurden für jedes EZG zwei Kennzahlen abgeleitet: «PSM-Risikospitzen», die das 90. Perzentil der Risikopotenziale aller Rasterzellen eines EZG repräsentieren, und «mittleres Risiko», der Median der Risikopotenziale aller Rasterzellen in einem EZG. Beide Kennzahlen wurden jeweils mit dem Anteil der mit PSM behandelten Fläche im EZG gewichtet und in Karten dargestellt. Die höchsten Risiken (für beide Kennzahlen) hatten EZG in Regionen, in denen besonders häufig Kulturen angebaut werden, die einen intensiven Pflanzenschutz benötigen. Dabei ist zu beachten, dass die PSM-Risikokarten ein Mass für das potenzielle, mit einem typischen PSM-Einsatz verbundene Risiko für aquatische Organismen in einem EZG widerspiegeln und nicht ein tatsächliches, im Gewässer auftretendes Risiko. Insbesondere sind Massnahmen zur Förderung der guten fachlichen Praxis beim Umgang mit und Reduktion von PSM (z.B. Berücksichtigung von Schadschwellen, Begrünung von Fahrspuren oder Einnetzung), wie sie in verschiedenen Gewässerschutz- und PSM-Ressourcenprojekten gefördert werden, nicht abgebildet.

### **Dominierende Eintragspfade und Wirkungsbereiche**

Analysiert wurde auch, welcher der modellierten Eintragspfade in den einzelnen EZG für das PSM-Risikopotenzial am wichtigsten war. Dazu wurde für jeden Eintragspfad ermittelt, für welchen Anteil der Rasterzellen er das Risiko bestimmte. Der Eintragspfad, für den dieser Anteil am höchsten war, wurde schliesslich als «dominierender Eintragspfad» des EZG identifiziert. Abschwemmung war demnach der wichtigste Eintragspfad, da er in der Mehrheit aller EZG das PSM-Risikopotenzial bestimmte, gefolgt von Drift und zu einem kleineren Anteil Drainage.

Analog dazu wurde der risikobestimmende PSM-Wirkungsbereich (Herbizide, Fungizide, Insektizide) bestimmt. Der „dominierende Wirkungsbereich“ gibt für jedes EZG an, welcher Wirkungsbereich das Risikopotenzial für den höchsten Anteil der Rasterzellen bestimmte. Es zeigte sich, dass mit dieser Art der Aggregation die Herbizide in 85 %, die Fungizide in 9 % und die Insektizide in 6 % der Fälle die PSM-Risikopotenziale der EZG bestimmten. Die EZG, in denen das Risikopotenzial von Herbiziden dominiert wurde, lagen verbreitet in Regionen, die stark durch Feldbau geprägt sind, während in Regionen mit Weinbau eher Fungizide, und in Regionen mit einem grossen Anteil an Obstbau eher Insektizide das Risikopotenzial bestimmten.

### **Unterschiede zu anderen Indikatoren**

Die grosse Bedeutung der Herbizide steht in scheinbarem Widerspruch zu den Ergebnissen des nationalen PSM-Risikoindikatoren für Oberflächengewässer (Korkaric *et al.*, 2023), nach denen das Gesamtrisikopotenzial massgeblich durch Insektizide bestimmt wird. Diese Unterschiede ergeben sich aus der Art der Berechnung der verschiedenen Kennzahlen. Die Risikokarten wurden mit typischen PSM-Spritzfolgen nur für landwirtschaftliche Flächen berechnet und zeigen, welcher Wirkungsbereich bezogen auf die landwirtschaftliche Fläche am wichtigsten ist, wobei für die Zuordnung jeweils nur die höchsten berechneten Werte pro PSM-Spritzfolge und Rasterzelle massgebend sind. Weder die absolute Höhe dieses Wertes noch das übrige Risikopotenzial, welches z.B. auch durch das mehrmalige Anwenden von risikoreichen Wirkstoffen innerhalb einer PSM-Spritzfolge ausgeht, werden dabei berücksichtigt. Das Ergebnis der vorliegenden Studie, wonach Herbizide in der Mehrheit der EZG das potenzielle Risiko dominieren, lässt sich mit dem verbreiteten Einsatz von Herbiziden in den typischen PSM-Spritzfolgen der landwirtschaftlichen Kulturen erklären: Der Einsatz von Herbiziden wurde auf 95 % aller behandelten Flächen (Rasterzellen) angenommen, während der Einsatz von Fungiziden dagegen nur auf 42 % und der von Insektiziden nur auf 21 %

angenommen wurde. Dementsprechend waren in vielen EZG auf einem erheblichen Anteil der Rasterzellen nur Herbizide von Bedeutung und damit für das gesamte EZG bestimmend. Im nationalen PSM-Risikoindikator werden im Gegensatz dazu die (relativen) Risikopotenziale aller in einem Jahr in der Schweiz verkauften PSM-Wirkstoffe aufsummiert, unabhängig von Zeitpunkt und Ort des Einsatzes (auch ausserhalb der Landwirtschaft). Wirkstoffe mit einem vergleichsweise sehr hohen Risikopotenzial können so den PSM-Risikoindikator wesentlich bestimmen, auch wenn sie nur auf wenigen Flächen oder ausserhalb der Landwirtschaft eingesetzt werden. Einige Stoffe aus dem Wirkungsbereich Insektizide haben im Vergleich zu Herbiziden oder Fungiziden hohe Risikopotenziale für Wasserorganismen und sind deshalb im nationalen PSM-Risikoindikator für Oberflächengewässer bestimmend.

### Vergleich mit tatsächlichem PSM-Einsatz und Messdaten

Zur Plausibilisierung der modellierten PSM-Risikopotenziale wurden diese mit den aus den Daten der NAWA-Messkampagne abgeleiteten Risikoquotienten (RQ) für aquatische Organismen in Beziehung gesetzt (Doppler *et al.*, 2017). Insgesamt zeigte sich eine gute Übereinstimmung zwischen der Einstufung der EZG auf Basis der NAWA-Messungen und der Einstufung anhand der modellierten Risikopotenziale. Für zwei EZG wurde auch untersucht, wie sich das PSM-Risikopotenzial veränderte, wenn anstelle der typischen, und den Rasterzellen aufgrund der Landnutzung zufällig zugeteilten PSM-Spritzfolgen, tatsächliche georeferenzierte PSM-Anwendungen modelliert wurden. Die mit tatsächlichen PSM-Anwendungen modellierten PSM-Risikopotenziale lagen mehrheitlich innerhalb des Bereiches der mit typischen Spritzfolgen berechneten PSM-Risikopotenziale. Der in dieser Studie verwendeten Ansatz mit kulturspezifischer, zufälliger Verteilung der PSM-Spritzfolgen und mehreren Modelldurchläufen erlaubte es somit, robuste aquatischen PSM-Risikopotenziale zu berechnen.

### Fazit

In dieser Arbeit wurde erstmals eine Methode entwickelt, mit der aquatische PSM-Risikopotenziale unter Berücksichtigung der Umweltbedingungen und einem der Bewirtschaftung entsprechenden PSM-Einsatz flächendeckend und hochauflösend für die gesamte Schweiz berechnet und auf der Ebene von EZG in einer Karte dargestellt werden können. Bei den Modellrechnungen wurden auch produktspezifische Abstandsauflagen zur Risikominderung sowie die umweltchemischen und ökotoxikologischen Eigenschaften der eingesetzten PSM berücksichtigt. Die Karten zeigen das modellierte aquatische ökotoxikologische Risikopotenzial für EZG auf der Basis von PSM-Anwendungsdaten der Jahre 2016-2020. Um Änderungen im PSM-Einsatz abzubilden oder Aussagen über die zeitliche Entwicklung der Risikopotenziale zu treffen, wären periodische Neuberechnungen der PSM-Risikopotenziale erforderlich. Insgesamt stellen die PSM-Risikokarten eine wertvolle Ergänzung zu anderen Instrumenten wie Messkampagnen oder dem nationalen PSM-Risikoindikator für Oberflächengewässer dar.

## Résumé

### Apports de produits phytosanitaires dans les eaux de surface

Les produits phytosanitaires (PPh) sont utilisés dans l'agriculture pour garantir et augmenter le rendement des cultures et la qualité des produits, et donc les recettes. Ils restent aujourd'hui encore un facteur de production important. Toutefois, en raison de leurs propriétés, les substances actives contenues dans les PPh peuvent avoir des effets secondaires indésirables pour l'homme et l'environnement. De nombreux efforts au niveau de la politique agricole et des adaptations de la législation, de la réglementation et de la pratique agricole ont contribué ces dernières années à réduire l'impact des PPh sur l'environnement. Les programmes de mesure de l'observation nationale de la qualité des eaux de surface (NAWA) montrent cependant que les concentrations de certaines substances actives de PPh dans les eaux de surface peuvent encore dépasser les valeurs seuils écotoxicologiques.

Les programmes de mesure fournissent certes des informations sur la présence de PPh dans les eaux de surface, mais ils sont d'une part complexes et, d'autre part, ils ne montrent la situation que dans un nombre limité de cours d'eau sélectionnés, uniquement pour les substances actives analysées et la période prise en compte. Ils ne peuvent donc pas donner une image globale pour l'ensemble du territoire suisse des risques que les PPh font courir aux organismes vivant dans les eaux de surface. C'est pourquoi la caractérisation des bassins versants en ce qui concerne l'apport potentiel de PPh et les risques écotoxicologiques qui en découlent est-elle précieuse en complément du monitoring.

Dans le projet «Cartes des risques d'apport et d'écotoxicité de produits phytosanitaires provenant de surfaces agricoles dans les eaux de surface», deux approches de modélisation ont été adoptées. Dans une **première partie**, Koch et Prasuhn (2021) ont estimé pour tous les bassins versants (BV) de Suisse le «risque potentiel d'apport de PPh», c'est-à-dire le risque que des PPh provenant de surfaces agricoles adjacentes pénètrent dans les eaux de surface. Les cartes obtenues représentent, pour chaque BV, le «risque potentiel d'apport de PPh» dans les eaux de surface dû au drainage, au ruissellement et aux sources ponctuelles telles que l'écoulement des cours de ferme. Des données issues de systèmes d'information géographique (SIG) concernant la probabilité de connectivité à des cours d'eau et de drainage, le risque d'érosion, l'utilisation des sols et la densité des exploitations agricoles ont servi de base à la cartographie. Les risques d'apport de PPh se fondent donc sur les caractéristiques géographiques des BV, mais ne tiennent pas compte de la quantité et du type de PPh utilisés dans les différentes cultures ni de leur comportement dans l'environnement ni même de leur écotoxicité spécifique.

Dans la **deuxième partie** (présente étude), le potentiel de risque écotoxicologique des PPh pour les organismes aquatiques a été modélisé à l'échelle des BV, en considérant non seulement les caractéristiques géographiques, mais aussi l'orientation de l'exploitation agricole et l'utilisation de PPh qui en découle ainsi que le comportement dans l'environnement et l'écotoxicité des substances actives. L'objectif était de représenter sur une carte la répartition spatiale du risque écotoxicologique potentiel pour les eaux de surface en Suisse et d'identifier les hotspots, c'est-à-dire les BV présentant un risque écotoxicologique potentiellement accru par les PPh pour les organismes vivant dans les eaux de surface. En outre, le projet a analysé quel type des pesticides (insecticides, fongicides ou herbicides) et quelles voies d'entrée (dérive, ruissellement ou drainage) jouaient le plus grand rôle pour les différents risques potentiels. Afin de vérifier la plausibilité des résultats, les cartes des risques de PPh établies ont ensuite été comparées aux cartes des risques d'apport de PPh dressées lors de la première partie du projet. Par ailleurs, les potentiels de risques modélisés ont été comparés aux données du programme de mesure NAWA et à l'indicateur de risque national pour les eaux de surface.

### Risques potentiels des PPh

Le modèle SYNOPSIS a été utilisé pour calculer les risques potentiels des PPh. Les surfaces agricoles des plus de 9500 BV considérés ont été quadrillées (résolution de 25 m x 25 m). Pour chaque cellule du quadrillage, le risque écotoxicologique potentiel a été modélisé en tenant compte des conditions environnementales (p. ex. pente, distance par rapport au cours d'eau, probabilité de connectivité à des cours d'eau et de drainage), de l'exploitation des surfaces (culture et méthode de culture, p. ex. conventionnelle ou biologique) et des PPh typiquement utilisés au

cours d'une saison de culture (scénario de traitement phytosanitaire). Pour l'utilisation des PPh, des données issues du monitoring agro-environnemental (2016-2020) ont été utilisées et attribuées de manière aléatoire aux surfaces en fonction de leur type d'exploitation. Avec SYNOPS, on a calculé pour chaque cellule du quadrillage le risque qu'elle représente pour les organismes aquatiques avec une résolution temporelle d'un jour, en tenant compte des apports de PPh dus au ruissellement, au drainage et à la dérive. Les restrictions spécifiques en matière de dérive et de ruissellement ont également été prises en compte. Pour mesurer l'écotoxicité des PPh, SYNOPS utilise des données issues de tests de laboratoire standardisés pour les producteurs primaires (par exemple les algues), les invertébrés aquatiques (par exemple les daphnies) et les poissons. Le risque potentiel le plus élevé calculé pour une saison de culture a ensuite été réutilisé pour le groupe d'organismes le plus sensible. Plusieurs cycles de modélisation SYNOPS ont été effectués pour chaque cellule du quadrillage, en faisant varier entre les cycles le scénario de traitement phytosanitaire attribué de manière aléatoire, mais typique de l'utilisation des terres. La moyenne de 15 cycles a permis d'obtenir des risques potentiels de PPh cohérents pour chaque BV.

A partir de ces risques potentiels, modélisés séparément pour chaque cellule du quadrillage, deux indicateurs ont été dérivés pour chaque BV: les «pics de risques des PPh», qui représentent le 90<sup>e</sup> centile des risques potentiels de toutes les cellules de la grille d'un BV, ainsi que le «risque moyen» qui correspond à la médiane des risques potentiels de toutes les cellules de la grille d'un BV. Ces deux indicateurs ont été pondérés par la part de la surface traitée avec des PPh dans le BV et représentés sur des cartes. Pour les deux indicateurs, les risques les plus élevés pour les BV ont été observés dans les régions où les cultures nécessitant une protection phytosanitaire intensive sont particulièrement fréquentes. Il convient de noter que les cartes des risques de PPh reflètent une mesure du risque potentiel associé à une utilisation typique de PPh pour les organismes aquatiques dans un BV et non un risque réel existant dans l'eau. Les mesures visant en particulier à promouvoir les bonnes pratiques d'utilisation de PPh (p. ex. prise en compte de seuils de tolérance, végétalisation des ornières ou pose de filets), telles qu'elles sont préconisées dans différents projets de protection des eaux et d'utilisation durable des ressources, ne sont pas représentées.

### **Voies d'entrée et, type des pesticides dominants**

On a également analysé quelle voie d'entrée modélisée était la plus importante pour le risque potentiel liés aux PPh dans les différents BV. A cet effet, il a été déterminé quelle part chaque voie d'entrée représentait dans les cellules du quadrillage en termes de risque. La voie d'entrée pour laquelle cette part était la plus élevée a ensuite été identifiée comme la «voie d'entrée dominante» du BV. Le ruissellement était donc la principale voie d'entrée, puisqu'il déterminait le risque potentiel liés aux PPh dans la majorité des BV, suivi de la dérive et, dans une moindre mesure, du drainage.

De manière analogue, le type de pesticides des PPh déterminant le risque (herbicides, fongicides, insecticides) a été défini. Le «type de pesticides dominant» indique pour chaque BV quel type de pesticides détermine le risque potentiel pour la part la plus élevée des cellules du quadrillage. Il est apparu qu'avec ce type d'agrégation, les herbicides déterminaient le risque potentiel des BV dans 85 % des cas, les fongicides dans 9 % et les insecticides dans 6 % des cas. Les BV dans lesquels le potentiel de risque majeur était dû aux herbicides se situaient généralement dans des régions où les grandes cultures sont prédominantes, tandis que dans les régions viticoles, ce sont plutôt les fongicides qui déterminaient le risque potentiel, et dans les régions à forte proportion de cultures fruitières, il s'agissait plutôt des insecticides.

### **Différences par rapport à d'autres indicateurs**

La prépondérance des herbicides est en contradiction apparente avec les résultats de l'indicateur national des risques liés aux PPh pour les eaux de surface (Korkaric et al., 2023), selon lesquels le potentiel global de risque est déterminé de manière essentielle par les insecticides. Ces différences sont dues au mode de calcul des différents indicateurs. Les cartes des risques ont été calculées avec des scénarios de traitement phytosanitaire typiques uniquement pour les surfaces agricoles et montrent quel champ d'action est le plus important par rapport à la surface agricole, sachant que seules les valeurs calculées les plus élevées par scénario de traitement phytosanitaire et par cellule sont à chaque fois déterminantes pour l'attribution. Ni le niveau absolu de cette valeur ni le reste du potentiel de risque, qui provient par exemple aussi de l'application répétée de substances actives présentant des risques au

sein d'un même scénario de traitement phytosanitaire, ne sont pris en compte. Le résultat de la présente étude, selon lequel les herbicides prédominent en termes de risque potentiel dans la majorité des BV, s'explique par l'utilisation répandue d'herbicides dans les scénarios de traitement phytosanitaire typiques des cultures agricoles: il a été présumé que les herbicides ont été utilisés sur 95 % de toutes les surfaces traitées (cellules du quadrillage), alors que les fongicides n'ont été utilisés que sur 42 % des surfaces et les insecticides sur 21 %. En conséquence, dans de nombreux BV, seuls les herbicides étaient importants sur une part considérable des cellules du quadrillage et étaient donc déterminants pour l'ensemble du BV. En revanche, l'indicateur national des risques liés aux PPh additionne les potentiels de risques (relatifs) de toutes les substances actives de PPh vendues en Suisse au cours d'une année, indépendamment du moment et du lieu d'utilisation (même en dehors de l'agriculture). Les substances actives présentant un potentiel de risque comparativement très élevé peuvent jouer un rôle significatif dans la détermination de l'indicateur de risque des PPh, même si elles ne sont utilisées que sur quelques surfaces ou en dehors de l'agriculture. Certains insecticides présentent un potentiel de risque élevé pour les organismes aquatiques par rapport aux herbicides ou aux fongicides et sont donc déterminantes pour l'indicateur national de risques des PPh pour les eaux de surface.

### **Comparaison avec l'utilisation réelle de PPh et les données de mesure**

Pour vérifier la plausibilité des risques potentiels liés aux PPh modélisés, ceux-ci ont été mis en relation avec les quotients de risque (QR) pour les organismes aquatiques dérivés des données de la campagne de mesure NAWA (Doppler et al., 2017). Dans l'ensemble, on constate une bonne concordance entre la classification des BV sur la base des mesures NAWA et la classification au moyen des risques potentiels modélisés. Pour deux BV, on a également examiné comment le potentiel de risque liés aux PPh évoluait lorsque des applications réelles de PPh géoréférencées étaient modélisées au lieu des scénarios de traitement phytosanitaire typiques, attribués de manière aléatoire aux cellules du quadrillage sur la base de l'utilisation des terres. Les risques potentiels liés aux PPh modélisés avec des applications réelles de PPh se situaient pour la plupart dans la fourchette des risques potentiels calculés avec des scénarios de traitement phytosanitaire typiques. L'approche utilisée dans cette étude, avec une répartition aléatoire et spécifique à la culture des scénarios de traitement et plusieurs cycles de modélisation, a donc permis de calculer des risques potentiels liés aux PPh aquatiques cohérents.

### **Conclusion**

Dans cette étude, pour la première fois, une méthode a été développée qui permet de calculer les risques potentiels des PPh pour les organismes aquatiques en tenant compte des conditions environnementales et d'une utilisation de PPh correspondant à l'orientation de l'exploitation agricole, sur l'ensemble du territoire suisse et avec une haute résolution, et de les représenter sur une carte à l'échelle des BV. Les calculs de modélisation ont également pris en compte les contraintes de distance spécifiques aux produits destinées à réduire les risques ainsi que les propriétés relatives à la chimie environnementale et à l'écotoxicologie des PPh utilisés. Les cartes montrent le potentiel de risque écotoxicologique aquatique modélisé pour les BV sur la base des données d'utilisation des PPh pour les années 2016 à 2020. Pour représenter les changements en matière d'utilisation des PPh ou tirer des conclusions sur l'évolution du risque potentiel dans le temps, il serait nécessaire de procéder périodiquement à de nouveaux calculs des risques. Dans l'ensemble, les cartes des risques des PPh constituent un complément précieux à d'autres instruments tels que les campagnes de mesure ou l'indicateur national des risques des PPh pour les eaux de surface.

## Summary

### Plant-Protection Product Inputs into Surface Waters

Plant-protection products (PPPs) are used in agriculture to safeguard and increase yields and quality, and hence revenues, and are currently still an important production factor. However, the active substances in PPPs can have undesirable side-effects for humans and the environment. In recent years, numerous efforts in the field of agricultural policy, legislative and regulatory amendments, and adjustments in agricultural practice have contributed to reducing the effects of PPPs on the environment. However, programmes such as NAWA, the National [Swiss] Surface Water Quality Measuring Programme, show that the concentrations of some PPP active substances in surface waters may still exceed the ecotoxicology-derived concentration limits.

Although measuring programmes provide information on the actual presence of PPPs in surface waters, they are complicated and cost-intensive to implement, and only depict the situation in a limited number of selected water bodies and solely for the active substances and time period analysed. They cannot give a comprehensive picture of the threat to organisms posed by PPPs in surface waters. For this reason, in addition to the monitoring, it is helpful to characterise catchment areas in terms of potential PPP input and the associated ecotoxicological risks.

The project 'Risk Maps for the Input and Ecotoxicity of Plant Protection Products from Agricultural Land into Surface Waters' pursued two modelling approaches. **Part One** by Koch and Prasuhn (2021) estimated the potential "PPP input risk" – i.e. the risk of PPPs from adjacent agricultural land entering surface waters – for all catchment areas (CAs) in Switzerland. The result is maps depicting the potential risk for each CA of PPP input into surface waters from tile drainage, runoff and point sources such as farmyard runoff. Data from GIS (geographic information systems) on the probability of watercourse connection and tile drainage, erosion risk, land use and farm density served as the basis for these maps. PPP input risk is therefore based on the spatial characteristics of the CAs, but does not take into account which nor how many PPPs are used in the different crops, nor their behaviour in the environment or their specific ecotoxicity.

**Part Two** (the present study) modelled the ecotoxicological risk potential of PPPs for aquatic organisms at CA level, taking into account not only spatial characteristics but also the type of production of the farm and the associated PPP use, as well as the environmental behaviour and ecotoxicity of the active substances. The aim was to show the spatial distribution of ecotoxicological risk potential for organisms in Swiss surface waters in a map and to identify hotspots, i. e. CAs with a potentially increased ecotoxicological risk. In addition, it was analysed which types of pesticides (insecticides, fungicides or herbicides) and which routes of entry (drift, runoff or tile drainage) dominate these risk potentials in each case. Lastly, to check the plausibility of the results, the PPP risk maps created were compared with the PPP input risk maps of Part One of the project and the modelled risk potentials were then compared with data from the NAWA measuring programme as well as with the national risk indicator for surface waters.

### PPP risk potentials

The SYNOPSIS model was used to calculate the PPP risk potentials. The cultivated areas of the 9,500-plus CAs considered was divided into grid cells (25 m x 25 m resolution). For each grid cell, the ecotoxicological risk potential was modelled, taking into account environmental conditions (e. g. slope, distance from the water body, probability of watercourse connection and tile drainage), land management (crop and cultivation method, e.g. conventional or organic), and the PPPs typically used in one growing season (PPP spraying sequence). For PPP use, data from the agri-environmental monitoring programme (2016–2020) were used and randomly allocated to plots according to their management. For each grid cell, SYNOPSIS was used to calculate the risk posed for aquatic organisms with a temporal resolution of one day, taking into account PPP inputs from runoff, tile drainage and drift. Use restrictions for drift and runoff defined as part of the approval process for PPP applications were also taken into account. As a measure for PPP ecotoxicity, data from standardised laboratory tests for primary producers (e.g. algae), aquatic invertebrates (e.g. daphnia) and fish were used. The highest risk potential for the most sensitive group of organisms calculated for one growing season was then selected for further analysis. Multiple SYNOPSIS model runs were executed, varying

the randomly-allocated-but-typical-for-land-use PPP spraying sequence for each grid cell between runs. The average of 15 runs yielded robust PPP risk potentials for each CA.

From these risk potentials modelled separately for each grid cell, two key figures were derived for each CA: 'PPP risk peaks' representing the 90<sup>th</sup> percentile of the risk potentials of all the grid cells in a CA, and 'average risk', the median of the risk potentials of all the grid cells in a CA. Both key figures were weighted by the percentage of surface area treated with PPPs in the CA and depicted in maps. For both key figures, the CA with the highest risks (for organisms of surface waters) were found in regions where crops requiring intensive plant protection are grown particularly frequently. It should be noted here that the PPP risk maps reflect a measure for the potential risk to aquatic organisms in a CA associated with typical PPP use, and not an actual risk occurring in the water body. In particular, measures for promoting good professional practice in handling and reducing PPPs (e.g. the taking into account of damage thresholds, the greening of traffic lanes or netting), as encouraged in various water protection and PPP resource projects, are not depicted.

### **Dominant input pathways and types of pesticides**

We also analysed which of the modelled input pathways in the individual CAs were the most important for PPP risk potential. For this, we have determined for each input pathway in what percentage of the grid cells it dominated the risk. The input pathway with the highest percentage was ultimately identified as the 'dominant input pathway' of the CA. According to this approach, runoff was the most important input pathway, as it determined the PPP risk potential in the majority of CAs, followed by drift, and to a lesser extent, tile drainage.

The types of pesticides determining the risk (herbicides, fungicides, insecticides) were defined in a similar manner. For each CA, the 'dominant type of pesticide' indicates which type of pesticide determined the risk potential for the highest percentage of grid cells. It appears that with this type of aggregation, herbicides, fungicides and insecticides determined the PPP risk potentials of the CA in 85%, 9% and 6% of cases, respectively. The CAs in which the risk potential was dominated by herbicides were spread out over regions strongly characterised by arable crops, while in regions with viticulture the risk potential was dominated by fungicides, and in regions with a large proportion of fruit cultivation, the risk potential was dominated by insecticides.

### **Differences with respect to other indicators**

The major importance of herbicides is in apparent contradiction to the results of the national PPP risk indicator for surface waters (Korkaric *et al.*, 2023), according to which the overall risk potential is decisively determined by insecticides. These differences result from the way in which the various key figures are calculated. The risk maps were calculated with typical PPP spraying sequences for agricultural land only, and show which type of pesticide is the most important with respect to the agricultural area, with only the highest calculated values per PPP spraying sequence and grid cell being crucial for the allocation. Neither the absolute level of this value nor the remaining risk potential arising *inter alia* from the repeated application of high-risk active substances within a PPP spraying sequence are taken into account here. The result of the present study, according to which herbicides predominate in terms of risk potential in the majority of the CAs, can be explained by the widespread use of herbicides in the typical PPP spraying sequences in agricultural crops: the use of herbicides was assumed on 95% of all treated areas (grid cells), whilst the use of fungicides was only assumed on 42% and that of insecticides on only 21%. Accordingly, only herbicides were important on a considerable proportion of the grid cells in many CAs, and were therefore decisive for the entire CA. By contrast, to calculate the national PPP risk indicator the (relative) risk potentials of all PPP active substances sold in Switzerland are added up over the course of a year, regardless of the time and place of application (also outside agriculture). Active substances with a comparatively-very-high risk potential can thus play a significant role in determining the PPP risk indicator, even if they are only used on a small number of areas or in a non-agricultural setting. Certain insecticides have high risk potentials for aquatic organisms compared to herbicides or fungicides, and are therefore crucial for the national PPP risk indicator for surface waters.

### **Comparison with actual PPP use and measurement data**

To check the plausibility of the modelled PPP risk potentials, the latter were correlated with the risk quotients (RQs) for aquatic organisms derived from the data of the NAWA measurement campaign (Doppler *et al.*, 2017). All in all, good agreement was observed between the classification of the CAs based on the NAWA measurements and the classification using the modelled risk potentials. For two CAs, we also examined how the PPP risk potential changed when actual georeferenced PPP applications were modelled instead of the typical PPP spraying sequences randomly allocated to the grid cells on the basis of land use. The PPP risk potentials modelled with actual PPP applications were mostly within the range of the PPP risk potentials calculated with typical spraying sequences. Consequently, the approach used in this study, with its crop-specific random distribution of the PPP spraying sequences and multiple model runs, enabled the calculation of robust aquatic PPP risk potentials.

### **Conclusions**

In this study, a method was developed for the first time for the comprehensive high-resolution calculation of the potential risks posed by PPPs for aquatic organisms throughout Switzerland, taking into account environmental conditions and PPP use corresponding to the management of the farm, and for the depiction of these risks on a map at the level of CAs. The model calculations also took into account product-specific use restrictions for risk reduction as well as the environmental chemistry-related and ecotoxicological properties of the PPPs used. The maps show the aquatic ecotoxicological risk potential modelled for CAs on the basis of PPP use data for 2016 to 2020. Periodic recalculations of the PPP risk potential would be required in order to depict changes in PPP use or draw conclusions about the development of the risk potential over time. All in all, PPP risk maps represent an invaluable supplement to other tools such as measurement campaigns or the national PPP risk indicator for surface waters.

# 1 Einleitung

## 1.1 Ausgangslage

Pflanzenschutzmittel (PSM) werden gegen Schadorganismen zur Sicherung und Steigerung des Ertrages, der Qualität und somit auch des Erlöses eingesetzt und sind auch in der heutigen landwirtschaftlichen Produktion immer noch ein bedeutender Produktionsfaktor. Sie sollen erst dann zum Einsatz kommen, wenn mit präventiven und nicht-chemischen Massnahmen kein ausreichender Schutz gewährleistet werden kann. Weiterhin werden PSM auch in anderen Bereichen, zum Beispiel für Unterhaltsarbeiten (z.B. auf Bahngleisen und entlang von Strassen), im Garten- und Landschaftsbau, in der Forstwirtschaft, in Humusdeponien oder auf Zier- und Sportrasen eingesetzt, um Schädlinge oder Problempflanzen zu bekämpfen.

Die in PSM enthaltenen Wirkstoffe können aufgrund ihrer Eigenschaften zu unerwünschten Nebenwirkungen beim Menschen und in der Umwelt führen. Daher werden PSM, bevor sie überhaupt eingesetzt werden dürfen, von der Zulassungsstelle hinsichtlich der Wirkung und möglichen unerwünschten Nebenwirkungen überprüft. Dazu kann die Zulassungsstelle kritische PSM vom Markt fernhalten oder nur unter Auflagen eingeschränkt zulassen, zum Beispiel mit Abstandsaufgaben zum Gewässer (BLV, 2022). Verschiedene Messkampagnen in der Schweiz haben jedoch gezeigt, dass regelmässig erhöhte Konzentrationen von PSM-Wirkstoffen in Oberflächengewässern gefunden werden, welche unerwünschte Effekte auf Gewässerorganismen hervorrufen können (Wittmer *et al.*, 2014; Doppler *et al.*, 2017; Spycher *et al.*, 2018; Werner *et al.*, 2021). Um dieser Problematik entgegen zu wirken, hat der Bundesrat den Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln verabschiedet (Bundesrat, 2017). Zusätzlich hat das Schweizer Parlament aufgrund der Parlamentarischen Initiative 19.475 das im Aktionsplan definierte Ziel, die PSM-Risiken um 50 % zu reduzieren, gesetzlich verankert. Die Zielerreichung wird mithilfe eines nationalen Risikoindicators überprüft, welcher auf den jährlichen in der Schweiz verkauften Wirkstoffmengen basiert (Korkaric *et al.*, 2022; Korkaric *et al.*, 2023). Diese nationalen Risikoindikatoren werden vom BLW jährlich publiziert<sup>1</sup>.

In dieser Studie sollen PSM-Risiken für Oberflächengewässer basierend auf der Kenntnis der landwirtschaftlichen Flächennutzung modelliert und als gesamtschweizerische Karten abgebildet werden. Damit wird ein Beitrag zum Verständnis der Verteilung der Risiken unter Berücksichtigung von räumlichen Eigenschaften und landwirtschaftlicher Bewirtschaftung für die ganze Schweiz geleistet. Solche umfassenden und flächendeckenden Analysen gibt es bisher für die Schweiz nicht. Im Rahmen des grössten Messprogrammes der Schweiz für PSM-Wirkstoffe in Oberflächengewässern, der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA), werden nur wenige Oberflächengewässer beprobt. Die NAWA umfasst seit 2020 33 Messstellen (38 im Jahr 2022) in verschiedenen Einzugsgebieten (EZG) der Schweiz (Doppler *et al.*, 2020). An diesen Messstellen wird eine Auswahl von PSM-Wirkstoffen, sowie gewisse Arzneimittel und Biozide regelmässig in 14-Tages- oder 3.5-Tages-Mischproben gemessen. Dieses Monitoring liefert wertvolle Erkenntnisse zu den PSM-Wirkstoff-Konzentrationen in einzelnen Gewässern. Da solche Messprogramme aber sehr aufwändig und kostspielig sind, ist eine flächendeckende Beprobung von allen EZG und allen eingesetzten PSM nicht möglich.

Landesweite Abschätzungen von Risiken lassen sich dagegen mit Modellen berechnen. In einer Studie von Koch und Prasuhn (2021) wurden mithilfe von Daten aus Geografischen Informationssystemen (GIS) zur Gewässeranschluss- und Drainagewahrscheinlichkeit, zum Erosionsrisiko, zur Landnutzung einer Fläche und zur Betriebsdichte schweizweite Karten erstellt, in denen für jedes EZG das potenzielle Risiko, dass PSM aus den landwirtschaftlichen Flächen in Oberflächengewässer ausgetragen werden, abgeschätzt. Auf diesen Karten ist ersichtlich, in welchen EZG ein potenziell erhöhtes Risiko besteht, dass PSM-Wirkstoffe via Drainage, Abschwemmung oder auch via Hofplatzentwässerung in Gewässer gelangen können. In dieser Studie wurden jedoch weder die Unterschiede zwischen verschiedenen Kulturen im PSM-Einsatz noch die unterschiedlichen ökotoxikologischen Effekte von verschiedenen Wirkstoffen berücksichtigt. Es bestehen aber sowohl in Bezug auf den PSM-Einsatz, als auch den damit verbundenen ökotoxikologischen Risiken grosse Unterschiede zwischen den Kulturen (de Baan *et al.*, 2020). Daher ist es wichtig, neben den räumlichen Eigenschaften der Landschaft auch den

<sup>1</sup> [https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/risikoindikatoren\\_pflanzenschutzmittel.html](https://www.blw.admin.ch/blw/de/home/nachhaltige-produktion/pflanzenschutz/risikoindikatoren_pflanzenschutzmittel.html) (letzter Zugriff 24.03.2023)

PSM-Einsatz in den verschiedenen Kulturen im EZG und die darin typischerweise eingesetzten Wirkstoffe in einer Risikobetrachtung zu berücksichtigen. Um all diese Faktoren einbeziehen zu können, wurde für die Modellierung der gesamtschweizerischen PSM-Risiken pro EZG das Risikomodell SYNOPS gewählt. SYNOPS wurde bereits in früheren Arbeiten für die Berechnung von potenzpotenziellen Risiken von PSM für verschiedenen Kulturen in der Schweiz verwendet (de Baan *et al.*, 2020). Es liegen jedoch bislang keine Karten vor, die die räumlichen Unterschiede in den ökotoxikologischen Risiken von PSM für Oberflächengewässer ausweisen.

## 1.2 Projektziele

Hauptziel dieser Studie war es, schweizweite Karten zu erstellen, die eine Übersicht über die räumliche Verteilung von ökotoxikologischen Risikopotenzialen liefern und zudem EZG mit einem potenzpotenziell erhöhten ökotoxikologischen Risiko von PSM für Organismen von Oberflächengewässern ausweisen (sogenannte Hotspots). Zudem sollte mithilfe weiterer Karten analysiert werden, welche Faktoren für die potenziell erhöhten Risiken verantwortlich sind und welche Wirkungsbereiche (Insektizide, Fungizide oder Herbizide) und welche Eintragspfade (Drift, Abschwemmung oder Drainage) diese Risikopotenziale jeweils dominieren.

Die erstellten PSM-Risikokarten sollten zudem mit bereits vorhandenen Arbeiten verglichen werden, um einerseits die Plausibilität der Ergebnisse zu prüfen, und andererseits das räumliche Verständnis von PSM-Risiken zu verbessern. Daher wurden die Ergebnisse der PSM-Risikokarten mit Messdaten aus dem NAWA-Messprogramm, mit den PSM-Eintragsrisikokarten von Koch und Prasuhn (2021) sowie mit Risikoabschätzungen für tatsächlich erfasste georeferenzierte PSM-Spritzfolgen in mehreren EZG verglichen.

Die potenziellen Risiken wurden mit dem Modell SYNOPS aufgrund von Umweltbedingungen im EZG, Anteilen verschiedener Kulturgruppen, PSM-Einsatz pro Kultur, produktspezifischen Abstandsaufgaben und umweltchemischen und ökotoxikologischen Eigenschaften der eingesetzten PSM berechnet. Berücksichtigt wurden aus methodischen Gründen nur in der Landwirtschaft eingesetzte PSM sowie die Eintragspfade Abschwemmung, Drainage und Drift. Die erstellten Karten sollen dem Risikomanagement (Bund und Kantone), der Sensibilisierung von Landwirtinnen und Landwirte und der Information der interessierten Öffentlichkeit dienen.

Die vorliegende Studie ist Teil des übergeordneten Projektes «Risikokarten für den Eintrag und die Ökotoxizität von Pflanzenschutzmitteln aus landwirtschaftlichen Flächen in Oberflächengewässern (Kurz: PSM-Risikokarten). Dieses Projekt setzt sich aus zwei Teilprojekten zusammen:

Teil 1: Karten des potenzpotenziellen Eintragsrisikos von PSM auf Einzugsgebietsebene.

Teil 2: Potenzielles ökotoxikologisches Risiko von PSM auf Einzugsgebietsebene.

Teil 1 ist bereits abgeschlossen und die Ergebnisse dazu sind im Abschlussbericht von Koch und Prasuhn (2021) zu finden. Die vorliegende Arbeit ist der Abschlussbericht von PSM-Risikokarten Teil 2.

## 2 Methode

### 2.1 Konzept

In einem ersten Schritt wurde ein Konzept für die Berechnung von Risikokarten für das potenzielle ökotoxikologische Risiko für Organismen der Oberflächengewässer entwickelt, das sich durch den Einsatz von PSM in landwirtschaftlichen Flächen ergibt (Abbildung 1). Das Konzept zielt darauf ab, die Risiken pro EZG der Schweiz zu berechnen und darzustellen. Von den insgesamt 21'595 EZG der Schweiz wurden für die Analyse 9'693 EZG ausgewählt. Für die übrigen 11'902 EZG wurden keine Risikomodellierungen vorgenommen, da sich in ihnen keine Flächen mit potenziellem landwirtschaftlichem PSM-Einsatz befanden (vor allem höher gelegene oder alpine Gebiete).

Risikopotenziale für Oberflächengewässer wurden mit SYNOPSIS auf einer hochaufgelösten Skala (25 x 25 m) berechnet und anschliessend auf EZG-Ebene aggregiert. Dadurch können die räumlichen Unterschiede bezüglich Umweltbedingungen (wie beispielsweise Hangneigung oder Gewässer-Feld-Distanz) und Bewirtschaftung (Kultur und Anbauart (konventionell/biologisch, extenso) der landwirtschaftlichen Flächen der EZG berücksichtigt werden. Dafür wurden zuerst alle landwirtschaftlichen Flächen mit potenziellem PSM-Einsatz in den 9'693 EZG in 25 x 25 m Raster unterteilt, was rund fünf Millionen Rasterzellen ergab. Für jede dieser Rasterzellen wurden dann die Risiken mit dem Modell SYNOPSIS (Gutsche und Strassemeyer, 2007) berechnet (Abbildung 1D). SYNOPSIS modelliert für eine spezifische PSM-Spritzfolge die Risiken und berücksichtigt dabei Daten zu den Umweltbedingungen und zur Kultur (Details siehe Kapitel 2.2). Für Informationen zu den Umweltbedingungen sowie zur Bewirtschaftung der Rasterzellen wurde falls vorhanden auf georeferenzierte Daten zurückgegriffen (Abbildung 1A). Falls keine georeferenzierten Daten vorhanden waren, wurden die Umweltbedingungen und Bewirtschaftung der Flächen mithilfe statistischer Verfahren zugewiesen (Abbildung 1B; für weitere Details siehe Kapitel 2.3). Da zum PSM-Einsatz in der Schweiz nur Daten vorliegen, welche nicht georeferenziert sind (Abbildung 1C), wurde jeder Rasterzelle zufällig, aber unter Beachtung der vorliegenden Informationen zur Häufigkeit der Kultur und der Anbauart, eine der Kultur und der Anbauart entsprechende PSM-Spritzfolge zugewiesen. Dabei wurden je nach PSM-Applikationswahrscheinlichkeit den verschiedenen Kulturen anteilmässig auch unbehandelte Flächen zugewiesen (siehe auch Tabelle 2). Die pro Rasterzelle berechneten Risiken (Abbildung 1E) wurden anschliessend pro EZG zu einem PSM-Risikopotenzial aggregiert (Abbildung 1F; siehe auch Kapitel 2.5). Diese Berechnungen wurden in mehreren Modellläufen wiederholt (Abbildung 1G). Die Ergebnisse der verschiedenen Modellläufe wurden dann pro EZG gemittelt (Abbildung 1I) und in den Risikokarten dargestellt.

Die räumlichen Informationen wurden in ArcGIS Pro (Version 2.9.3) berechnet und als Input-Daten für SYNOPSIS verwendet. Die Aufbereitung, Aggregation und statistische Auswertungen von Daten wurden mit R (Version 4.2.1) vorgenommen, PSM-Risikokarten und dazugehörige Karten für die Interpretationen wurden mit ArcGIS dargestellt. Da im vorliegenden Projekt mit sehr grossen Datenmengen gerechnet wurde, wurden die mit SYNOPSIS berechneten Daten in einer separaten MS SQL-Datenbank gespeichert.

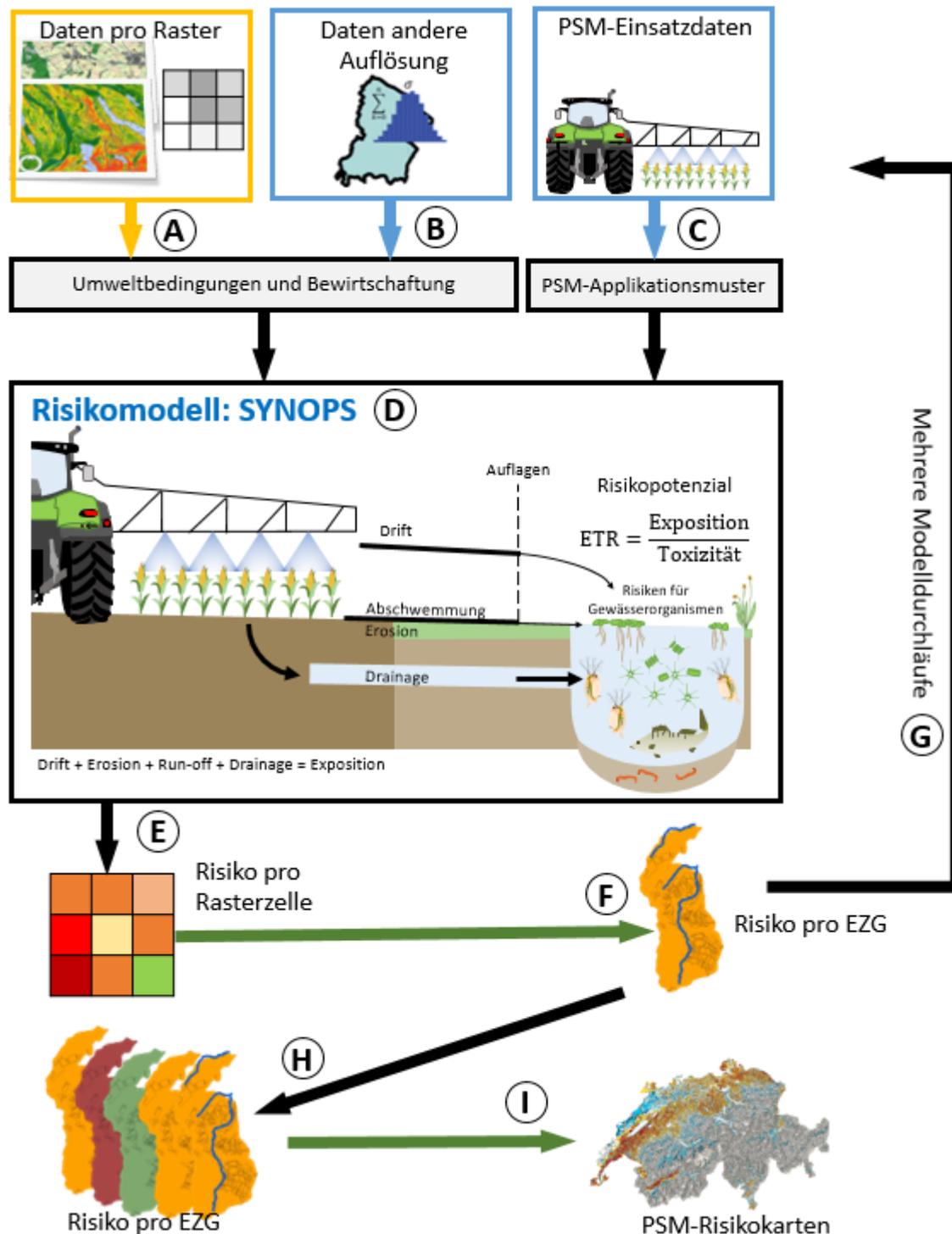


Abbildung 1: Konzept für die Berechnung der PSM-Risikokarten: georeferenzierte Daten (A) oder Daten mit anderer Auflösung (B) zu Umweltbedingungen und Bewirtschaftung wurden kombiniert mit entsprechenden PSM-Applikationsmustern (C). Damit wurden Risiken für Oberflächengewässer mit dem Risikomodell SYNOPS (D) pro Rasterzelle berechnet (E) und anschliessend auf EZG-Ebene aggregiert (F). Diese Berechnung wurde in mehreren Varianten wiederholt (G). Die berechneten Risikopotenziale pro EZG wurden über die verschiedenen Varianten gemittelt (H), so dass schliesslich PSM-Risikokarten für die gesamte Schweiz resultierten (I); gelb: georeferenzierte Daten; blau: nicht georeferenzierte Daten; grüner Pfeil: Aggregationsschritt.

## 2.2 Risikomodellierung mit SYNOPSIS

Das Modell SYNOPSIS<sup>2</sup> berechnet die Risiken für Gewässerorganismen für eine komplette PSM-Spritzfolge, welche auf einem landwirtschaftlichen Feld appliziert wurde pro Rasterzelle und für den Verlauf einer Anbausaison. Dabei modelliert SYNOPSIS für jedes applizierte PSM auf diesem Feld die möglichen Einträge ins Gewässer durch Drift, Verflüchtigung (Volatilisation), Abschwemmung (oberflächlichen Abfluss und Erosion), und Drainage (Gutsche und Strassemeyer, 2007; Strassemeyer *et al.*, 2017). Für die Quantifizierung dieser Eintragspfade werden sowohl Umweltbedingungen wie zum Beispiel Hangneigung, Klima, Gewässeranschluss, Distanz zum Gewässer und Gewässertyp (siehe auch Tabelle 1 und Kapitel 2.3), als auch kulturspezifische Eigenschaften, wie verschiedene Driftraten oder Crop Interception zur Zeit der PSM-Applikation, berücksichtigt. Ebenfalls werden substanzspezifische Eigenschaften wie Abbaurate oder Adsorption sowie produktspezifische Auflagen, wie Abstandsauflagen zur Reduktion von Drift und Abschwemmung berücksichtigt. Um den Eintragspfad Abschwemmung modellieren zu können, wurde jeweils drei Tage nach jeder PSM-Applikation ein Starkregenereignis angenommen, dessen Niederschlagsmenge einem Drittel der durchschnittlichen monatlichen Niederschlagssumme für die entsprechende Klimaregion entspricht.

Für jeden dieser Eintragspfade können für zehn verschiedene Typen von Oberflächengewässern (Tabelle 10) die eingetragenen Wirkstofffrachten berechnet werden. Unter Berücksichtigung der Verdünnung durch Wasseraustausch sowie des Abbaus der Wirkstoffe wird der zeitliche Verlauf der Wirkstoffkonzentrationen mit täglicher Auflösung berechnet. Durch Wasseraustausch wird die Wirkstoffkonzentration bei fließenden Gewässern täglich halbiert. Hingegen findet in stehenden Gewässern nur Abbau und keine Verdünnung statt. Die täglich modellierten Wirkstoffkonzentrationen im Gewässer stellen die Exposition dar. Die so quantifizierte Exposition wird anschliessend durch die jeweiligen Toxizitätswerte der Wirkstoffe für die verschiedenen Gewässerorganismen geteilt. Dieses Verhältnis zwischen Exposition und Toxizität wird als Exposure-Toxicity-Ratio (ETR, einheitslos) angegeben und wird als Mass für das Risikopotenzial der entsprechenden PSM-Spritzfolge verwendet.

Für die Quantifizierung der Toxizität wurden Daten aus standardisierten Labortests verwendet, die in der Pesticide Property DataBase (PPDB; Lewis *et al.* (2016)) erfasst sind. Diese Toxizitätswerte wurden evaluiert und korrigiert (Kapitel 6.2 im Anhang). Für akute Effekte wird der LC<sub>50</sub> bzw. der EC<sub>50</sub> benutzt, d.h. die Konzentration, bei der 50 % der Organismen (letale) Effekte zeigen. Berücksichtigt werden Effekte auf Primärproduzenten (zum Beispiel Algen), aquatische Invertebraten und Fische. Um chronische Effekte auf aquatische Invertebraten und Fische abzubilden, wird der NOEC (No Observed Effect Concentration) verwendet, d.h. die höchste Konzentration, bei der keine statistisch signifikanten Effekte beobachtet werden. Damit die chronischen und akuten Risikopotenziale verglichen werden können, werden die akuten ökotoxikologischen Endpunkte mit einem Faktor 10 gewichtet<sup>3</sup>. Die Mischungseffekte der verschiedenen Wirkstoffe werden berücksichtigt, indem für jede Organismengruppe die berechneten ETRs jedes Wirkstoffes pro Tag addiert werden, so dass ein Mischungs-ETR resultiert. Schliesslich wird für jede Organismengruppe der höchste Tageswert ausgewählt. Das Risikopotenzial einer Rasterzelle ist dann wiederum der höchste Wert aus diesen höchsten Mischungs-ETR (ETR<sub>max</sub>). Je höher der ETR-Wert, desto höher ist das ökotoxikologische Risikopotenzial.

## 2.3 Umweltbedingungen und Bewirtschaftung

Alle landwirtschaftlichen Nutzflächen mit potenziellem PSM-Einsatz wurden in Rasterzellen mit einer horizontalen Ausdehnung von 25 m x 25 m unterteilt. Für jede dieser Rasterzellen wurden mit den besten vorhandenen Daten<sup>4</sup> (Tabelle 1) die Bewirtschaftung für das Jahr 2020 (d.h. Kultur, Anbauart, mit PSM behandelt/unbehandelt) sowie verschiedene Umweltbedingungen (Hangneigung, Distanz zum nächst gelegenen Gewässer und dessen Gewässertyp, Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit, Drainagewahrscheinlichkeit, Klimaregion) bestimmt.

Wo vorhanden, wurden georeferenzierte Daten mit entsprechend hoher räumlicher Auflösung verwendet, um jeder Rasterzelle einen Wert zuzuweisen. Falls solche Daten nicht vorhanden waren, wurden Daten mit geringerer

<sup>2</sup> Es wurde die SYNOPSIS Version vers210715 mit lokalen Anpassungen für die Berechnung der Risikopotenziale verwendet

<sup>3</sup> Diese relative Gewichtung entspricht dem Verhältnis der im Zulassungsverfahren für PSM geforderten Werte für die Toxicity-Exposure-Ratio (TER) für akute und chronische aquatische ökotoxikologische Endpunkte.

<sup>4</sup> Rangordnung: 1. georeferenzierte Daten, 2. Daten pro EZG, 3. Daten pro Gemeinde, 4. Daten pro Kultur

räumlicher Auflösung (pro EZG oder pro Gemeinde) bzw. mit indirektem Raumbezug (kulturspezifische Informationen zum PSM-Einsatz) verwendet. Den einzelnen Rasterzellen wurden die entsprechenden Merkmale dann mit Hilfe eines Zufallsverfahrens so zugewiesen, dass die aggregierten Merkmale auf EZG- bzw. Gemeindeebene mit den bekannten Angaben (z.B. Prozentanteil biologischer Anbau in einer bestimmten Gemeinde) übereinstimmen. Die verwendeten Parameter zu Umweltbedingungen und Bewirtschaftung werden in der nachfolgenden Tabelle 1 erläutert.

Tabelle 1: Art und Herkunft der Daten zu den Umweltbedingungen und zur Bewirtschaftung

Umweltbedingung / Bewirtschaftung	Werte	Datenherkunft	Geo-referenziert
<b>Drainagewahrscheinlichkeit</b>	Mit/ohne Drainage	Drainagekarte Schweiz 25 m x 25 m Auflösung (Koch und Prasuhn, 2020)	ja
<b>Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit</b>	Mit/ohne Gewässeranschluss <sup>5</sup>	Gewässeranschlusskarte der Erosionsrisikokarte der Schweiz (ERK2) im 2 m x 2 m-Raster (Alder et al., 2013)	ja
<b>Hangneigung</b>	8 Hangneigungsklassen: 0-2%, 2-4%, 4-8%, 8-12%, 12-20%, 20-40%, 40-80% und 80-100%	Digitales Höhenmodell (DHM25) von Swisstopo (swisstopo, 2021a)	ja
<b>Feld-Gewässerdistanz</b>	5 Distanzklassen: 6, 20, 50, 100, 200 m	Eigene Berechnung aufgrund von swissTLM3D mit Ebenen Fließgewässer und stehendes Gewässer (swisstopo, 2021b)	ja
<b>Gewässertyp</b>	Stehend/fliessend	Flussordnungszahlen (BAFU, 2013)	nein <sup>6</sup>
<b>Gewässerbreite und Gewässertiefe</b>	1, 3 und 6 m 0.3, 0.5 und 1 m	Flussordnungszahlen (BAFU, 2013)	nein <sup>6</sup>
<b>Klimaregionen</b>	12 Regionen	Klimaregionen von MeteoSchweiz (Schüepp and Gensler, 1980)	ja
<b>Landnutzung / Kulturen</b>	22 Landnutzungsklassen	Landnutzungsdaten fürs Jahr 2020 von Geo.admin (BLW, 2020b) ergänzt mit LN aus PSM-Risikokarten Teil 1 (Koch und Prasuhn, 2021)	ja <sup>7</sup>
<b>Anbauart</b>	Konventionell/ Biologisch; Extenso/nicht-Extenso	Anbaufläche pro Kultur und Anbauart pro Gemeinde: AGIS für das Jahr 2019 (BLW, 2020a)	nein <sup>8</sup>
<b>PSM-Applikationswahrscheinlichkeit pro Kulturgruppe (mit PSM behandelt ja/nein)</b>		PSM-Einsatzdaten von der zentralen Auswertung der Agrarumweltindikatoren (Gilgen et al., 2022)	nein <sup>9</sup>

<sup>5</sup> Alle Flächen, die in der Gewässeranschlusskarte mit niedriger, mittlerer oder hoher Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit klassifiziert wurden, wurden in dieser Arbeit als Flächen mit potenziellem Gewässeranschluss zusammengefasst.

<sup>6</sup> Daten pro EZG

<sup>7</sup> in einigen Kantonen Daten für einzelne Kulturen nur pro Gemeinde verfügbar

<sup>8</sup> Daten pro Gemeinde

<sup>9</sup> Daten pro Kultur

### 2.3.1 Umweltbedingungen

Unter dem Begriff Umweltbedingungen verstehen wir die Charakteristika der landwirtschaftlichen Flächen, welche in das Risikomodelle SYNOPSIS für die Berechnung des Risikopotenzials für Gewässerorganismen einfließen. Aus diesen Umweltbedingungen wurden basierend auf einer Sensitivitätsanalyse die relevantesten ausgewählt (de Baan, 2020). Nachfolgend sind diese relevanten Umweltbedingungen detaillierter beschrieben. Mit Ausnahme der Gewässerbreite und -art lagen für alle Umweltbedingungen georeferenzierte Daten pro Rasterzelle vor.

#### **Drainagewahrscheinlichkeit**

Um Rasterzellen mit oder ohne Drainage identifizieren zu können, wurde die sogenannte hybride Drainagewahrscheinlichkeitskarte von Koch und Prasuhn (2020) verwendet. Die hybride Drainagewahrscheinlichkeitskarte setzt sich zum Teil aus tatsächlichen georeferenzierten Daten zu drainierten Flächen zusammen (insgesamt 10 Kantone: Aargau, Zürich, Freiburg, Bern, Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Schaffhausen, Genf, Neuenburg und St. Gallen). Für diese Regionen konnten für die Risikomodellierung mit SYNOPSIS die tatsächlichen georeferenzierten Informationen zur Drainage berücksichtigt werden. Für die Regionen ohne georeferenzierte Drainagekarten, wurde die Drainagewahrscheinlichkeit von Koch und Prasuhn (2020) mittels des Machine Learning Ansatzes «Gradient Boosting Machine» ermittelt. Für diese Regionen wurde für die Berechnung der Risikokarten angenommen, dass alle Flächen mit mittlerer bis sehr hoher Drainagewahrscheinlichkeit (Klasse 3-6) drainiert sind. Flächen mit keiner bis geringer Drainagewahrscheinlichkeit (Klasse 0-2) wurden als nicht drainiert betrachtet. Zudem gibt es im Risikomodelle SYNOPSIS ein cut-off Kriterium für die Entfernung der Flächen für den Eintragspfad Drainage. Dadurch wird der Eintragspfad Drainage für den Eintrag von PSM nur für Flächen berücksichtigt, die 100 m oder weniger von einem Gewässer entfernt sind.

#### **Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit**

Zur Identifikation von Rasterzellen mit Gewässeranschluss wurde die Gewässeranschlusswahrscheinlichkeitskarte (Alder *et al.*, 2013) verwendet. Ein Gewässeranschluss für eine Fläche bedeutet, dass diese Fläche potenziell oder aktuell mit einem Gewässer verbunden ist und somit ein Risiko für Stoffeinträge in das Gewässer darstellt. Die Gewässeranschlusswahrscheinlichkeitskarte basiert auf einem Gewässeranschlussmodell, das unter anderem die Hangneigung, die Bodenart, die Distanz zum Gewässer, das Strassen- und Gewässernetz sowie das Erosionsrisiko der zu berechnenden Fläche berücksichtigt. Die Karte unterscheidet zwischen direktem und indirektem Gewässeranschluss. Flächen mit direktem Gewässeranschluss liegen neben einem Gewässer oder sind über temporär wasserführende Gräben oder Tiefenlinien ans Gewässer angeschlossen. Flächen mit indirektem Gewässeranschluss sind über andere Flächen ans Gewässer angeschlossen. Somit berücksichtigt die Gewässeranschlusskarte auch die Wahrscheinlichkeit hydraulischer Kurzschlüsse, d.h. die Entwässerung von Parzellen über das Wege- und Strassennetz. Für die PSM-Risikokarten wurde jeder Rasterzelle eine Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit zugewiesen. Dabei wurden alle Rasterzellen, welche mit niedriger, mittlerer und hoher Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit klassifiziert wurden, zu Flächen mit potenziellem Gewässeranschluss zusammengefasst und PSM-Einträge via Abschwemmung mit SYNOPSIS modelliert. Falls eine Rasterzelle keinen Gewässeranschluss hat, wurden mit SYNOPSIS keine Einträge via Abschwemmung berechnet. Da in der Gewässeranschlusswahrscheinlichkeitskarte von Alder *et al.* (2013) Obstbauflächen nicht berücksichtigt sind, wurde der Gewässeranschluss solcher Flächen mit einem einfachen Verfahren zugewiesen, indem für Rasterzellen mit einer Hangneigung von mehr als 2 % ein Gewässeranschluss angenommen wurde. Für den Hochstammobstanbau wurde jeweils kein Gewässeranschluss zugewiesen, da angenommen wurde, dass Hochstammobstbäume auf bewachsenen Wiesen gepflanzt sind, so dass Abschwemmung stark reduziert sind.

#### **Hangneigung**

Angaben zur Hangneigung werden in SYNOPSIS benötigt, um die Abschwemmung quantifizieren zu können. Für die Bestimmung der Hangneigung jeder Rasterzelle wurde das digitale Höhenmodell von Swisstopo (DHM25) mit einer Auflösung von 25 m x 25 m verwendet (swisstopo, 2021a). Die Hangneigung wurde für die Risikomodellierung mit SYNOPSIS nach ihrer prozentualen Steigung in acht verschiedene Klassen (2 %, 4 %, 8 %, 12 %, 20 %, 40 %, 80 % und 100 %) zusammengefasst (siehe Tabelle 12).

### **Feld-Gewässerdistanz**

Für die Berechnung der Drift spielt die Distanz zwischen Feld und Gewässer eine wichtige Rolle. Für jede Rasterzelle wurde berechnet, in welcher Distanzklasse (von 0-6 m, > 6-20 m, > 20-50 m, > 50-100 m und > 100 m) sich die Distanz zum nächst gelegenen Oberflächengewässer befindet. Technisch wurden diese Distanzklassen in GIS mithilfe von Pufferzonen («multiple ring buffer») ausgehend von jedem Oberflächengewässer realisiert. Für die Oberflächengewässer wurde die Gewässernetzkarte TLM3D mit den Layern „fliessendes und stehendes Gewässer“ von Swisstopo verwendet (swisstopo, 2021b). Die Grenzen der Distanzklassen wurden in Anlehnung an die möglichen Auflagen (in der PSM-Zulassung) zum Abstand zu Oberflächengewässern (6 m, 20 m, 50 m und 100 m) für PSM-Produkte gewählt.

### **Gewässertyp, Gewässerbreite und Gewässertiefe**

Die Gewässerbreite und Gewässertiefe wird in SYNPOPS verwendet, um das Gewässervolumen zu bestimmen, und je nach Gewässertyp (d.h. nur bei fliessenden, nicht bei stehenden Gewässern) wird eine weitere Verdünnung über die Zeit angenommen. Dabei wird die Wirkstoffkonzentration täglich halbiert. Basierend auf diesen Annahmen werden aus den modellierten Wirkstofffrachten tägliche Wirkstoffkonzentrationen im Gewässer berechnet. Mithilfe der vom BAFU veröffentlichten Flussordnungszahlen (BAFU, 2013) wurde für jeden Flussabschnitt eine Gewässerbreite und -tiefe definiert (siehe Tabelle 10 im Anhang). Pro EZG wurden dann die Anteile der Fliesstrecken mit den verschiedenen Gewässerbreiten und -tiefen und der Anteil stehender Gewässer berechnet. Jeder einzelnen Rasterzelle im EZG wurde schliesslich zufällig, aber gemäss den so bestimmten Anteilen im EZG eine Gewässerbreite, eine Gewässertiefe und ein Gewässertyp zugewiesen.

### **Klimaregionen**

Regionale klimatische Unterschiede werden in SYNOPSIS auf zwei Arten berücksichtigt. Einerseits wird ein Starkregenereignis drei Tage nach der PSM-Applikation zur Berechnung von Abschwemmung und Drainage simuliert. Für dieses Starkregenereignis wurde angenommen, dass an einem Tag ein Drittel der durchschnittlichen Monatsregensumme niedergeht. Andererseits wird in SYNOPSIS der Abbau im Boden in Abhängigkeit von der täglich aufgelösten Lufttemperatur berechnet.

Um die klimatischen Unterschiede innerhalb der Schweiz abzubilden, wurden die von MeteoSchweiz definierten Klimaregionen verwendet (Schüepf und Gensler, 1980). Diese 12 Klimaregionen stellen Räume mit mehr oder weniger einheitlichen, von Nachbarregionen aber unterscheidbaren Klimata dar. Für jede Klimaregion wurde jeweils eine für diese Region repräsentative Wetterstation ausgewählt. Die Auswahl der Wetterstationen pro Klimaregion wurde festgelegt analog dem Vorgehen in Waldvogel *et al.* (2018). Von den verfügbaren Wetterstationen (Normperiode 1981–2010 und Lage unter 1'000 m.ü.M (ausser für die Klimaregion Engadin)) innerhalb einer Klimaregion wurde der Mittelwert der Niederschlagssumme berechnet und die Station ausgewählt, welche die kleinsten durchschnittlichen Abweichungen vom berechneten Mittelwert für die Monate März bis Oktober aufweist. Die Liste mit den gewählten Wetterstationen für die 12 Klimaregionen in der Schweiz ist in Tabelle 13 im Anhang zu finden. Für die ausgewählten Wetterstationen wurde schliesslich der durchschnittliche monatliche Niederschlag und die durchschnittliche tägliche Tagestemperatur über die Jahre 1981–2010 berechnet als Input für die Modellierung mit SYNOPSIS verwendet.

## **2.3.2 Bewirtschaftung**

### **Landnutzung / Kulturen**

Um die auf jeder Rasterzelle angebaute Kultur zu bestimmen, wurden die georeferenzierten Polygone<sup>10</sup> der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungen (angebaute Kulturen) verwendet (BLW, 2020b). Die Qualität und die Vollständigkeit der erfassten landwirtschaftlichen Nutzflächen unterschied sich dabei stark von Region zu Region. Daher wurde zusätzlich ein Datensatz zur Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen aus dem ersten Teil der PSM-Risikokarten (Koch und Prasuhn, 2021) herangezogen. Die Kulturen wurden schliesslich 22 übergeordneten Kulturgruppen zugewiesen (Tabelle 9 im Anhang).

<sup>10</sup> heruntergeladen von Geodienste (<https://www.geo.admin.ch/de/geodienste>) am 21.04.2021

Anhand der verfügbaren Daten zur Landnutzung war es nicht in allen EZG möglich, den Rasterzellen eine der 22 Kulturgruppen eindeutig zuzuweisen. Beispielsweise waren in den Kantonen, welche das Agrarinformationssystem GELAN nutzen (d.h. Bern, Solothurn und Fribourg) einige Flächen nur als «übrige Fläche» gekennzeichnet, ohne weitere Angaben zu den tatsächlich angebauten Kulturen. Im Kanton Tessin fehlte für Ackerland die Angabe der Kultur. Für diese Flächen wurde ein statistisches Zufallsverfahren angewendet, bei dem die einzelnen Kulturgruppen auf der Basis von Daten auf Gemeindeebene aus dem agrarpolitischen Informationssystem (AGIS) (BLW, 2020a) zugewiesen wurden. Dabei wurden für jede Gemeinde die Flächenanteile der Kulturgruppen basierend auf den Flächenanteilen der zugehörigen detaillierten Kulturen (LNF-Codes) berechnet. Die Kulturen wurden dann zufällig gemäss diesen Anteilen auf die entsprechenden landwirtschaftlichen Flächen der jeweiligen Gemeinden verteilt. Für weitere Details dazu siehe Kapitel 6.1.1 im Anhang.

### **Anbauart**

Damit die Anbauart pro Rasterzelle bestimmt werden konnte, wurden die anbauspezifischen Flächenangaben pro Kultur und Gemeinde, ebenfalls aus dem AGIS, aus dem Jahr 2019 verwendet (BLW, 2020a). Die Anbauart definiert, ob die jeweilige Kultur konventionell oder nach biologischen Richtlinien angebaut wird, und ob die Extenso Richtlinien berücksichtigt werden. Mit diesen Informationen wurden die Anteile von konventionellem und biologischem Anbau jeweils mit und ohne Extenso pro Kultur und Gemeinde berechnet. Auf dieser Basis konnten die Anbauarten ebenfalls zufällig aber unter Einhaltung des bekannten Flächenanteils auf die Rasterzellen verteilt werden.

## **2.4 Daten zum PSM-Einsatz und Abstandsaufgaben**

In der Schweiz liegen bislang keine flächendeckenden räumlichen Daten zum PSM-Einsatz vor. Jedoch erfassen im Rahmen der Zentralen Auswertung der Agrarumweltindikatoren (ZA-AUI, Gilgen et al. (2022) und ZA-AUI (2022)) jährlich rund 300 freiwillig beteiligte Betriebe ihren PSM-Einsatz pro Parzelle. In den PSM-Risikokarten wurden diese PSM-Applikationsdaten verwendet, um den PSM-Einsatz in der Schweiz abzubilden. Dabei wurden die in ZA-AUI erfassten Kulturen den 22 Kulturgruppen zugewiesen (Tabelle 9 im Anhang) und für jede PSM-Spritzfolge die Anbauart bestimmt, d.h. ob die Kultur biologisch oder konventionell angebaut wurde und ob der Pflanzenschutz die Extenso-Richtlinien erfüllt (Tabelle 2). Aus den PSM-Applikationsdaten von ZA-AUI wurden PSM-Spritzfolgen den Rasterzellen, entsprechend der jeweils vorliegenden Kultur und Anbauart, zufällig zugewiesen. Das bedeutet, dass den Rasterzellen mit biologischem Anbau nur PSM-Spritzfolgen zugewiesen wurden, welche die biologischen Richtlinien erfüllen. Ebenso wurden den Rasterzellen mit Extenso-Anbau nur PSM-Spritzfolgen ohne Fungizid- und Insektizid-Applikationen zugewiesen. Die zugewiesene PSM-Spritzfolge bildete dann jeweils die Grundlage für die Berechnung des Risikopotenzials mithilfe des Risikomodells SYNOPS. Da sich die Anzahl Behandlungen und die Auswahl an angewendeten Wirkstoffen zwischen den Betrieben und Jahren stark unterscheiden kann (de Baan et al., 2020), wurden PSM-Spritzfolgen von mehreren Jahren (2016–2020) berücksichtigt, um eine möglichst breite Abdeckung des möglichen PSM-Einsatzes in der entsprechenden Kultur zu erreichen.

Da je nach Kultur und Anbauart einige Flächen gar nicht mit PSM behandelt werden, wurde eine PSM-Applikationswahrscheinlichkeit pro Kulturgruppe und Anbauart basierend auf den ZA-AUI-Daten (2016–2020) bestimmt (Tabelle 2). Damit wurden pro Kulturgruppe und Anbauart zufällig, entsprechend dem Flächenanteil, Rasterzellen mit und ohne PSM-Einsatz bestimmt. Den unbehandelten Rasterzellen wurde ein Risikopotenzial von null zugewiesen.

Die zufällige Zuweisung der PSM-Spritzfolge (inkl. unbehandelte Flächen) und die anschliessende Risikoberechnung mit SYNOPS wurden mehrfach wiederholt, um die Variabilität der Ergebnisse abbilden zu können, die aus der zufälligen Verteilung der PSM-Spritzfolgen resultiert (siehe Abbildung 1H und I).

Berücksichtigt wurden alle landwirtschaftlich genutzten Flächen mit potenziellem PSM-Einsatz. Hierfür wurden alle landwirtschaftlichen Kulturen berücksichtigt, die typischerweise mit PSM behandelt werden, und zu insgesamt 22 übergeordneten Kulturgruppen zusammengefasst (Tabelle 9 im Anhang). Kulturen, auf denen keine (z.B. Dauer- oder Sömmerungsweiden) oder nur selten PSM auf einzelnen Problempflanzen eingesetzt werden (z.B. Dauergrünland), wurden dabei nicht berücksichtigt. Ebenfalls wurden Kulturen und deren Fläche, die in Gewächshäusern angebaut werden, nicht berücksichtigt.

In den Berechnungen mit SYNOPS wurden die produktspezifischen Auflagen zur Reduktion der Drift und Abschwemmung berücksichtigt. Dazu wurden in den PSM-Applikationsdaten (ZA-AUI) den einzelnen PSM-Produkten die gemäss PSM-Verzeichnis (BLW, 2021) in der entsprechenden Kultur im jeweiligen Jahr gültigen Auflagen zugewiesen. Falls mehrere Abstandsauflagen pro PSM-Produkt für verschiedene Kulturgruppen für das entsprechende Jahr im PSM-Verzeichnis existierten, wurde jeweils die strengste Auflage berücksichtigt. Die Information zu den Auflagen wurde aus einer in der Arbeitsgruppe erstellen Datenbank extrahiert, welche den Stand der Zulassung und Auflagen des jeweiligen Jahres enthält, basierend auf den PSM-Verzeichnissen der Jahre 2012–2022.

Nach der Weisung der Zulassungsstelle müssen gewisse PSM-Produkte das Abschwemmungsrisiko um 1,2,3, oder 4 Punkte reduzieren (BLV, 2022). Dabei wurde 1 Punkt mit 50 %, 2 Punkte mit 75 %, 3 Punkte mit 90 % und 4 Punkte mit 99 % Abschwemmungsreduktion übersetzt. Die Abschwemmungsaufgaben wurden für alle Flächen, unabhängig von der Feld-Gewässerdistanz, berücksichtigt.

Tabelle 2: Anzahl vorliegender PSM-Spritzfolgen und PSM-Applikationswahrscheinlichkeit pro Kulturgruppe und Anbauart für die Jahre 2016–2020 aus dem ZA-AUI Datensatz. Lesebeispiel für PSM-Applikationswahrscheinlichkeit: Für die Kulturgruppe Äpfel wurde im konventionellen Anbau in 99.5 % der erfassten Schläge PSM eingesetzt und dementsprechend auf 0.5 % der Schläge keine PSM verwendet.

Kulturgruppen	Anzahl Parzellen				Total	PSM-Applikationswahrscheinlichkeit [%]	
	Konventionell		Bio			konventionell	Bio
	-	Extenso	-	Extenso			
Äpfel	205	-	96	-	301	99.5	92.7
Beeren	88	-	45	-	133	97.6	69.2
Christbäume	5	-	-	-	5	53.8	-
Dinkel	35	142	-	-	177	80	0
Freilandgemüse	492	-	8	-	500	93.7	9.2
Futtermüben	74	-	-	-	74	94.6	-
Hochstammobst	75	-	-	-	75	87.2	0
Hülsenfrüchte	25	223	-	-	248	86.9	-
Kartoffeln	628	-	53	-	681	99.1	92.1
Kernobst	268	-	132	-	400	98.1	98.1
Kunstwiese	444	-	2	-	446	10.5	0.3
Mais	1697	-	-	-	1697	94.6	0
Raps	591	216	-	5	812	95.6	24.2
Reben	528	-	11	-	539	96.3	36.3
Sonnenblumen	10	199	1	1	211	95.9	10.5
Steinobst	173	-	50	-	223	96.2	98.7
Triticale	57	133	-	-	190	87.8	0
Übr. Niederstammobst	252	-	138	-	390	98.4	93.6
Übr. Getreide	135	396	-	-	531	81.14	0
Wintergerste	480	339	-	-	819	95.4	0
Winterweizen	933	1643	-	-	2576	95	0
Zuckerrüben	699	-	-	-	699	100	0

## 2.5 Auswertungen auf Ebene der EZG

### 2.5.1 Aggregierte Risikopotenziale pro EZG

Die mit SYNOPSIS berechneten Risikopotenziale pro Rasterzelle wurden pro EZG aggregiert (Abbildung 1E-F). Der Ablauf wie die berechneten Risikopotenziale mit SYNOPSIS pro EZG aggregiert wurden, ist im Kapitel 6.3 und Abbildung 23 im Detail beschrieben. In diesem Aggregationsschritt wurden zwei verschiedene Kennzahlen berechnet:

«**Risikospitzen**»: Für diese Aggregation wurde das gewichtete 90. Perzentil der Risikopotenziale aller Rasterzellen in einem EZG bestimmt, so dass hohe potenzielle Risiken innerhalb eines EZG abgebildet werden.

«**Mittleres Risikopotenzial**»: Das mittlere Risikopotenzial entspricht dem gewichteten 50. Perzentil (Median) der Risikopotenziale aller Rasterzelle pro EZG.

**Gewichtung**: Da in manchen EZG nur wenige Flächen mit PSM behandelt werden (z.B. hoher Anteil an Siedlungen oder Dauergrasland), wurde zusätzlich der Anteil der landwirtschaftlichen Fläche mit potenziellem PSM-Einsatz an der Gesamtfläche des EZG berücksichtigt. Hierzu wurden die Kennzahlen Risikospitzen und mittleres Risikopotenzial jeweils mit dem Anteil der landwirtschaftlichen Fläche mit potenziellem PSM-Einsatz pro EZG multipliziert. Dieser Wert liegt zwischen 0 (keine landwirtschaftlichen Flächen mit potenziellem PSM-Einsatz im EZG) und 1 (100 % der Flächen im EZG sind landwirtschaftliche Flächen mit potenziellem PSM Einsatz).

Die Kennzahl Risikospitzen liefert methodenbedingt insgesamt für eine grössere Anzahl von EZG ein Risikopotenzial grösser als null im Vergleich zur Kennzahl mittleres Risikopotenzial. Daher wurde die Kennzahl Risikospitzen für die Vergleiche jeweils als erste Wahl herangezogen und die Kennzahl mittlere Risikopotenzial nur für zusätzliche Sensibilitätsanalysen verwendet.

### 2.5.2 Relevanz verschiedener Eintragspfade für die Risikopotenziale

Mit den PSM-Risikokarten kann auch die Relevanz der verschiedenen Eintragspfade in den verschiedenen EZG untersucht werden. Hierfür wurden zusätzlich ermittelt, welche Eintragspfade die Risikopotenziale dominieren («dominierende Eintragspfade»). Da SYNOPSIS die Gewässerkonzentration mit täglicher Auflösung unter Berücksichtigung aller PSM-Einträgen berechnet, können die Risiken nicht getrennt pro Eintragspfad erfasst werden. Um den Risiko-dominierenden Eintragspfad pro Rasterzelle zu bestimmen, wurden drei zusätzliche Berechnungen für jeden SYNOPSIS-Modelllauf durchgeführt (Drift, Drainage und Abschwemmung (oberflächlichen Abfluss und Erosion)). Dabei wurden die Risiken pro Rasterzelle berechnet, indem jeweils angenommen wurde, dass es für einen der drei Pfade keinen Eintrag gibt. So konnte für jede Rasterzelle ermittelt werden, bei welchem Eintragspfad das Risiko am stärksten abnahm, wenn dieser Eintragspfad in der Berechnung nicht berücksichtigt wurde.

Um die Relevanz verschiedener Eintragspfade pro EZG zu ermitteln, wurde anschliessend der Anteil Rasterzellen pro EZG berechnet, bei denen jeweils ein Eintragspfad die Risiken dominierte. Der Eintragspfad, der in den meisten Rasterzellen am wichtigsten war, wurde schliesslich als «dominanter Eintragspfad pro EZG» definiert (Kapitel 3.3 und Abbildung 10).

### 2.5.3 Relevanz verschiedener Wirkungsbereiche und Wirkstoffe

Um zu verstehen, welche Arten von Wirkstoffen am häufigsten die Risiken dominierten, wenn sie eingesetzt werden, wurde eine Analyse pro Wirkungsbereich (also Insektizide, Fungizide und Herbizide) erstellt. Pro SYNOPSIS Modelllauf wurde für jede Rasterzelle untersucht, welcher Wirkungsbereich und Wirkstoff hauptsächlich für das PSM-Risikopotenzial verantwortlich war. Danach wurde für jeden der drei Wirkungsbereiche die Anzahl der Rasterzellen, bei denen die Risiken durch den jeweiligen Wirkungsbereich dominiert waren, pro EZG summiert. Der Wirkungsbereich mit den höchsten Anteilen an Rasterzellen betrachtet über alle SYNOPSIS-Modellläufe wurde schliesslich als «dominanter Wirkungsbereich» definiert (Kapitel 3.4.1 und Abbildung 11).

Für eine detaillierte Auswertung auf Ebene von Wirkstoffgruppen (Kapitel 3.4.3 für Pyrethroide und Organophosphate und Abbildung 13) wurde zudem der Anteil an Rasterzellen im EZG ermittelt, auf welchem eine Anwendung mit

einem Wirkstoff aus der jeweiligen Wirkstoffgruppe modelliert worden war und ob dieser Wirkstoff Risiko-dominierend war oder nicht.

#### 2.5.4 Sensitivste Organismen

Die sensitivsten Gewässerorganismengruppen wurden bestimmt, indem pro EZG die Rasterzellen, in welchen eine bestimmte Gruppe von Gewässerorganismen das Risikopotenzial dominierte, summiert wurden. Die Organismengruppe mit der grössten Anzahl solcher Rasterzellen wurde als «sensitivste Organismengruppe» für das jeweilige EZG definiert (Kapitel 3.5 und Abbildung 14). Bei den Gewässerorganismen wurden folgende Gruppen unterschieden: Primärproduzenten, aquatische Invertebraten oder Fische.

## 2.6 Variabilität der SYNOPSIS-Modellläufe

Gewisse Parameter wurden mit einem Zufallsverfahren unter Beachtung der vorhandenen Informationen zu ihrem Flächenanteil auf die Rasterzellen verteilt. Dieses Verfahren musste gewählt werden, da gewisse Informationen nicht georeferenziert pro Rasterzelle vorlagen. Dabei handelte es sich um PSM-Spritzfolgen, unbehandelte Flächen und Anbauart, sowie um Gewässerbreite, Gewässertiefe und Gewässertyp des nächstgelegenen Gewässerabschnitts. In manchen Kantonen lagen auch die angebauten Kulturen nicht georeferenziert vor und wurden daher in das Zufallsverfahren einbezogen (für weitere Details dazu siehe Kapitel 2.3.1 und 2.3.2).

Da je nach Zufallsverteilung andere Risikopotenziale der Rasterzellen resultieren, unterscheiden sich auch die aggregierten Risikopotenziale der EZG zwischen verschiedenen Modellläufen (siehe Kapitel 2.5.1). Daher wurden die Berechnungen mit SYNOPSIS mehrmals wiederholt und die aggregierten Ergebnisse pro EZG anschliessend gemittelt, um ein robustes Ergebnis zu erhalten. Da die schweizweiten Berechnungen sehr rechen- und datenintensiv sind, konnte nur eine begrenzte Anzahl Wiederholungen gerechnet werden.

Um die Variabilität zu charakterisieren, die aus der zufälligen Zuweisung der oben beschriebenen Merkmale resultiert, wurden für eine Auswahl von 33 EZG aus 6 verschiedenen Regionen der Schweiz (Abbildung 2) jeweils 57 Wiederholungen (sogenannte «SYNOPSIS-Modellläufe») berechnet. Dafür wurden EZG mit möglichst unterschiedlicher Landnutzung ausgewählt. So wurden beispielsweise auch 3 EZG aus einem Weinanbaugebiet im Wallis und 10 aus einem Obstanbaugebiet im Thurgau ausgewählt.

Dann wurde von diesen 57 SYNOPSIS-Modellläufen jeweils der gemittelte Wert der Kennzahl von  $n$  mit  $n+1$  SYNOPSIS-Modellläufen pro EZG miteinander verglichen, wobei  $n$  von 1 bis 56 läuft. Für jeden Vergleich werden also  $n$  SYNOPSIS-Modellläufe gezogen, der Mittelwert der entsprechenden Kennzahl über die  $n$  Läufe gebildet, und mit dem Mittelwert aus  $n+1$  SYNOPSIS-Modellläufe verglichen, wobei die ersten  $n$  Modellläufe beibehalten wurden. Die Ziehung aus der Gesamtheit der 57 Läufe erfolgte dabei jeweils mit Zurücklegen.

Als Indikator für die Veränderung, die durch den zusätzlichen Lauf verursacht wurde, wurde jeweils der Betrag der Differenz zwischen  $n$  und  $n+1$  SYNOPSIS-Modellläufen bestimmt. Das zufällige Ziehen und der entsprechende Vergleich wurden für jedes  $n$  1000 Mal wiederholt. Damit wurde die Anzahl von SYNOPSIS-Modellläufen abgeschätzt, welche notwendig ist, um ein stabiles Resultat für die PSM-Risikopotenziale zu erhalten.

Die Abbildung 3 zeigt exemplarisch für 4 EZG die Entwicklung der Differenz der Kennzahl Risikospitzen mit zunehmender Anzahl von SYNOPSIS-Modellläufen. Es zeigte sich, dass mit zunehmender Anzahl berücksichtigten SYNOPSIS-Modellläufen die Kennzahl Risikospitzen stabiler wird, da die Differenz von  $n$  und  $n+1$  SYNOPSIS-Modellläufen kleiner wird. Die Variabilität der Differenz zwischen  $n$  und  $n+1$  SYNOPSIS-Modellläufen kommt nach wenigen SYNOPSIS-Modellläufen in den allermeisten Fällen unterhalb einer Abweichung von 5 % der jeweils gemittelten Kennzahl pro EZG zu liegen. Aus diesen für 33 EZG ermittelten Resultaten wurde gefolgert, dass mit 15 SYNOPSIS-Modellläufen eine zufriedenstellende Stabilität hinsichtlich des Zufallsverfahrens gewährleistet werden kann. Für alle 33 EZG wurde das Stabilitätskriterium (< 5 % Veränderung der gemittelten Kennzahlen) für den Interquartilbereich (25. – 75. Perzentil, in der Abbildung dargestellt als Boxen) bei 15 Modellläufen erreicht.

Alle oben berechneten Kennzahlen und Grössen (Kapitel 2.5.1-2.5.4) wurden demgemäss für alle EZG separat über 15 SYNOPSIS-Modellläufe berechnet. Um die entsprechenden Ergebnisse für die PSM-Risikokarten zu erhalten, wurden die Resultate der 15 Läufe gemittelt. Die erhaltenen Werte bilden dann die Grundlage für die jeweiligen Karten.

Zudem wurden noch die Variabilität zwischen den 15 SYNOPSIS-Modellläufe analysiert. Um diese Variabilität der auf EZG-Ebene berechneten Kennzahlen – Risikospitzen und mittleres Risikopotenzial – über die 15 verschiedenen SYNOPSIS-Modellläufe zu untersuchen, wurde der Variationskoeffizient pro EZG berechnet. Der Variationskoeffizient ist ein Mass für die relative Streuung. Er wird berechnet, indem die Standardabweichung durch das arithmetische Mittel geteilt wird.

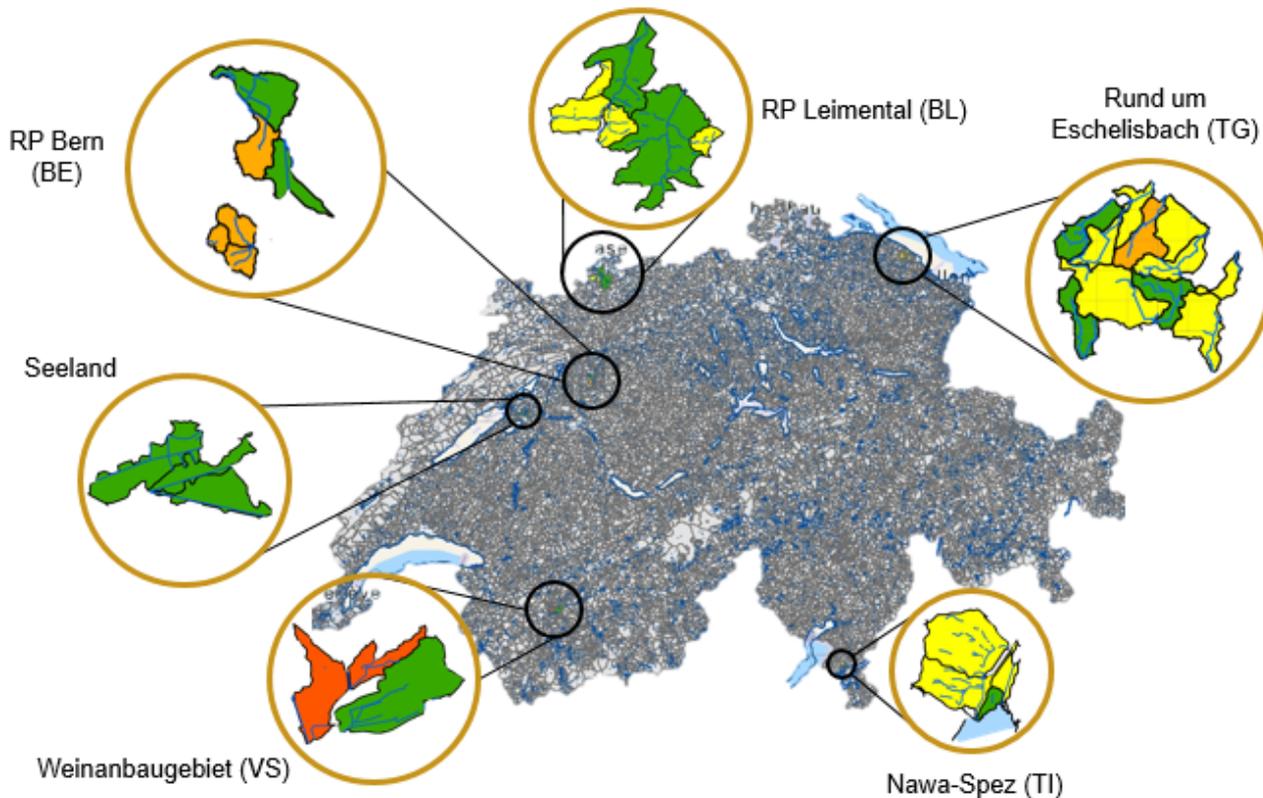


Abbildung 2: Auswahl der 33 EZG für die Auswertung der Variabilität der SYNOPSIS-Modellläufe.

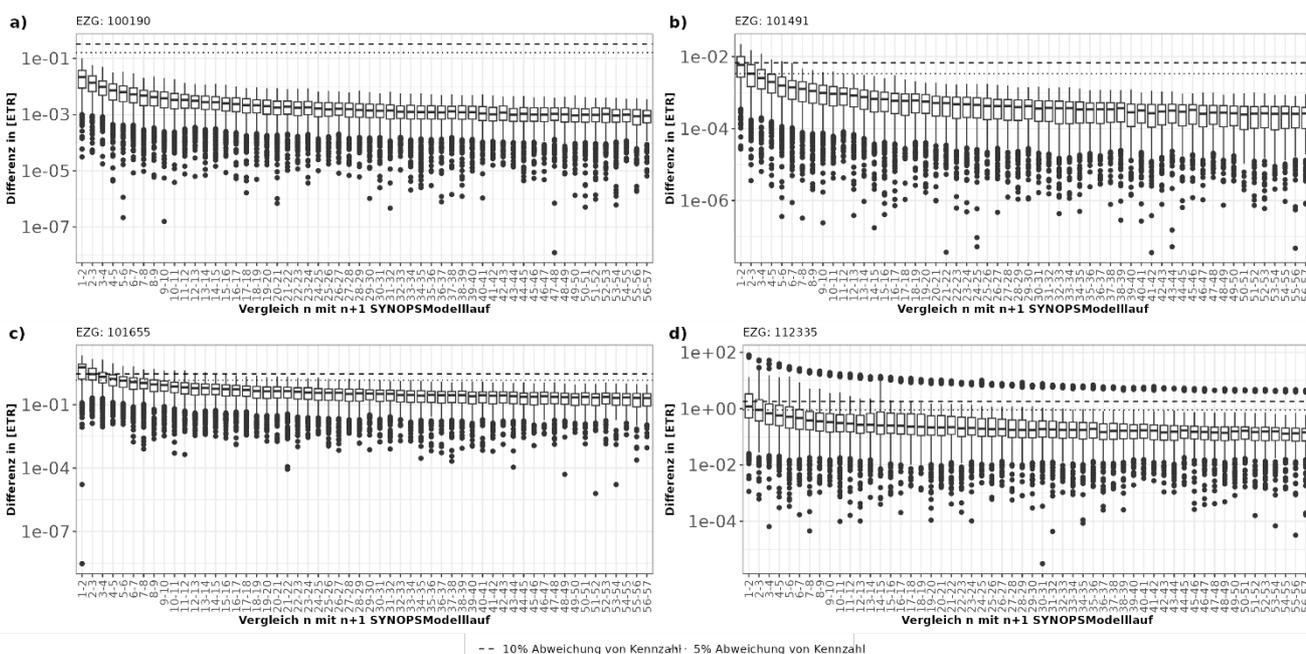


Abbildung 3: Bestimmung des Betrags der Differenz der Mittelwerte aus n und n+1 SYNOPSIS-Modellläufe für die Kennzahl Risikospitzen für vier exemplarisch ausgewählte EZG. Die gestrichelten und die gepunkteten Linie beschreiben eine Differenz von 10% respektive 5% bezogen auf die aus allen 57 Läufen gemittelten Kennzahl Risikospitzen; exemplarisch dargestellt für a) ein EZG im Leimental (BL) b) ein EZG aus dem Seeland c) ein EZG aus der Bodenseeregion (TG) und d) ein EZG aus dem Berner Mittelland.

## 2.7 Vergleich von PSM-Eintragsrisiken (Teil 1) mit PSM-Risikopotenzialen (Teil 2)

Die berechneten potenziellen Eintragsrisiken von PSM (PSM-Risikokarten Teil 1; Koch und Prasuhn (2021)) und die simulierten ökotoxikologischen Risiken von PSM (PSM-Risikokarte Teil 2; vorliegende Studie) wurden verglichen. Da die potenziellen Eintragsrisiken in Klassen dargestellt sind, wurden für den Vergleich auch für die ökotoxikologischen Risiken die EZG in verschiedene Klassen eingeteilt. Aus Teil 1 wurde die Synthesekarte der PSM-Eintragsrisiken mit der Karte der PSM-Risikospitzen aus Teil 2 verglichen. Im Folgenden ist kurz die Berechnung der Synthesekarte aus Teil 1 beschrieben und wie die PSM-Risikospitzen aus Teil 2 für den Vergleich in Klassen eingeteilt wurden.

Die **PSM-Eintragsrisiken** (PSM-Risikokarten Teil 1) liegen als separate Karten für das potenzielle Eintragsrisiko durch Drainage, Abschwemmung und landwirtschaftliche Punktquellen (also via Hofplatzentwässerung) sowie eine Synthese dieser drei Karten vor. Für die Synthesekarte wurden zuerst die Eintragsrisiken durch Drainage und Gewässeranschluss für alle PSM-relevanten Flächen<sup>11</sup> kombiniert. In einem zweiten Schritt wurden die Eintragsrisiken aus Punktquellen und die kombinierte Drainage-/Gewässeranschlusskarte zur Synthesekarte zusammengeführt, wobei sie je zu 50 % gewichtet wurden. Die Gewichtung zu je 50 % wurde aufgrund von Expertengesprächen gewählt. Die EZG in der Synthesekarte wurden in 8 Klassen eingeteilt, wobei Klasse 1 ein sehr geringes und Klasse 8 ein sehr hohes PSM-Eintragsrisiko bedeutet. Für weitere Details zur Berechnung der PSM-Eintragsrisiken siehe Koch und Prasuhn (2021).

**PSM-Risikopotenziale** (PSM-Risikokarten Teil 2) aller EZG wurden in zehn Quantile eingeteilt, d.h. in die unterste Klasse wurden die 10 % der EZG eingeteilt, welche die tiefsten Risiken zeigten, in die zweite Klasse weitere 10 % der EZG mit den nächsthöheren Risiken, und so weiter. In die oberste Klasse (10. Klasse) wurden die 10 % der EZG mit den höchsten Risiken (Hotspot-EZG) eingeteilt.

Schliesslich wurde die Einteilung der EZG in 8 (Teil 1) respektive in 10 Klassen (Teil 2) in einer Kreuztabelle gegenübergestellt (Abbildung 16). Mit einer solchen Kreuztabelle wird ersichtlich, wie ähnlich die Ausprägung der Einteilung der EZG aufgrund unterschiedlicher Kennzahlen ist. In der Kreuztabelle wird jeweils die absolute und relative Häufigkeit angegeben. Die relative Häufigkeit gibt an, wie häufig die jeweilige Kombination der Ausprägung in Bezug auf alle Fälle vorkommt. Dadurch erhält man einen Überblick darüber, wie sehr sich die Einteilung der EZG ähnelt oder unterscheidet.

Für die Berechnung der ökotoxikologischen Risikopotenziale (PSM-Risikokarten Teil 2) wurden zum Teil die gleichen Ausgangsdaten wie in Teil 1, zum Teil aber auch unterschiedliche sowie zusätzliche Daten verwendet. Die verwendeten Datenquellen für die zwei Teile sind in Tabelle 15 im Anhang zusammengestellt.

---

<sup>11</sup> Als «PSM-relevant» wurden landwirtschaftlich genutzte Flächen eingestuft, bei welcher der Einsatz von PSM wahrscheinlich ist. Es handelt sich also um potenziell PSM-relevante Flächen, auf denen in der Realität nicht unbedingt auch PSM eingesetzt werden. Dieser Term wird in Koch, U., Prasuhn, V., 2021. Risikokarten für den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer auf Einzugsgebietsebene. Agroscope Science 126. eingeführt und verwendet.

## 2.8 Vergleich PSM-Risikokarten mit Messungen

Um Plausibilität der PSM-Risikokarten zu prüfen, wurden die in dieser Studie modellierten Risikopotenziale mit Daten aus dem Messnetz der nationalen Beobachtung der Oberflächengewässerqualität (NAWA, Doppler *et al.* (2017)) verglichen. Parallel dazu wurden die Karten zu den PSM-Eintragsrisiken (Projektteil 1, Koch und Prasuhn (2021)) mit denselben Messdaten verglichen.

Der direkte Vergleich von NAWA-Messdaten mit den berechneten Risikopotenzialen in den PSM-Risikokarten (Teil 2) ist nicht möglich, da wichtige Grössen, welche die Konzentrationen bzw. die berechneten Risiken mitbestimmen unterschiedlich einfließen (Tabelle 3). Aufgrund dieser Unterschiede wurde nur das relative Ranking ausgewählter EZG verglichen, also ob ein EZG in beiden Ansätzen als EZG mit eher höheren oder tieferen Risiken eingestuft wird.

Tabelle 3: Vergleich zwischen abgeleiteten Risiken aus NAWA-Messungen im Gewässer und Modellierung von PSM-Risikopotenzialen mit SYNOPS (PSM-Risikokarte Teil 2).

	Messungen (NAWA)	Modellierte PSM-Risikokarten
Wetter	tatsächlicher Niederschlag	Starkniederschlag nach PSM-Applikation
Punktquellen (Hofplatzenwässerung, Unfälle etc.)	beeinflussen die gemessenen Konzentrationen	werden nicht modelliert
Regionale Unterschiede (Berater, Sensibilisierung, Schadddruck etc.)	beeinflussen die gemessenen Konzentrationen	werden nicht modelliert
PSM-Spritzfolgen	tatsächliche Wirkstoffe die im EZG appliziert werden (inkl. nicht-landwirtschaftliche Anwendungen und Biozide)	Zufallsverteilung der PSM-Spritzfolgen nach Kultur und Anbauart,
Wirkstoff-Auswahl	nur eine beschränkte Auswahl von PSM-Wirkstoffen werden gemessen	Risikopotenzial von allen PSM-Wirkstoffen wird modelliert
Toxizität	robuste CQK <sup>12</sup> nur für 37 WS	Evaluierte und korrigierte Toxizitätswerte aus der PPDB <sup>13</sup> für alle Wirkstoffe
Zeitliche Auflösung	2-wöchige Mischproben	tägliche Konzentration wird modelliert
Räumliche Auflösung	NAWA-EZG	Rasterzelle (Risikopotenziale können auf EZG-Ebene aggregiert werden)
Betrachtung	Immissionsbetrachtung, d.h. was kommt an der Messstelle an	Emissionsbetrachtung, d.h. was gelangt ins Gewässer

### 2.8.1 Auswahl von Messstationen und Messdaten für den Vergleich

In Zusammenarbeit mit der VSA-Plattform Wasserqualität wurden geeignete Messstellen aus den Messkampagnen der Jahre 2019 und 2020 für den Vergleich ausgewählt, wobei nur kleinere und mittelgrosse Fließgewässer betrachtet wurden. Messstellen an sehr grossen Fließgewässern (zum Beispiel Aare, Rhône oder Rhein) wurden aus diesem Vergleich ausgeschlossen, da diese ein sehr grosses EZG umfassen und es daher nicht sinnvoll ist, die Messresultate mit den PSM-Risikokarten zu vergleichen. Zudem wurden Messstellen ausgewählt, welche gut untereinander vergleichbar sind (z.B. bezüglich der gemessenen Substanzen und dem Messzeitraum), so dass ein Ranking erstellt werden konnte.

Schlussendlich wurden 20 Messstellen mit Daten der Messkampagnen 2019 und 2020 sowie vier zusätzliche Messstellen (Eau Noire, Limpach, Möhlinbach sowie Mülibach) mit Daten von 2020 für diesen Vergleich ausgewählt.

<sup>12</sup> CQK: chronisches Umweltqualitätskriterium (<https://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxzentrum>)

<sup>13</sup> PPDB: pesticide properties database

Die geografische Verteilung der ausgewählten NAWA-Messstellen ist in Abbildung 4 dargestellt. In den ausgewählten Messstellen wurden überall die gleichen 31 PSM-Wirkstoffe gemessen. An gewissen Messstellen liegen zusätzlich Daten zu 6 weiteren Wirkstoffen aus den Gruppen der Organophosphate und Pyrethroide vor (Tabelle 16 und Tabelle 17 im Anhang).

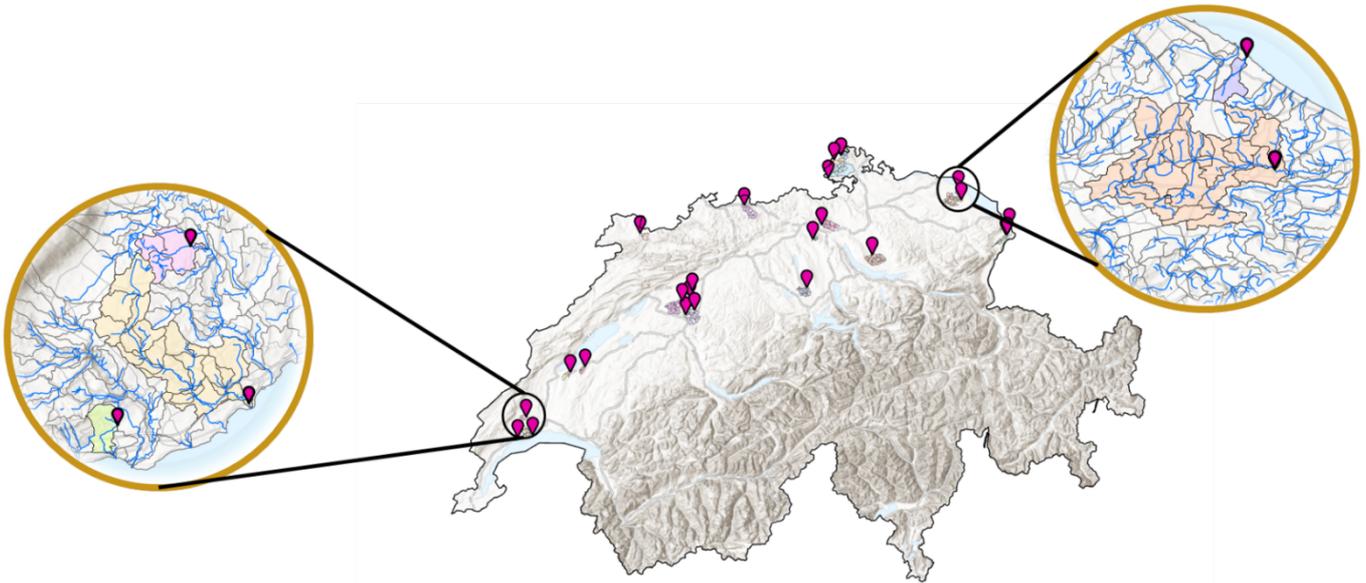


Abbildung 4: Geografische Lage der 24 Messstationen aus der NAWA-Messkampagne 2020 (pink), welche für den Vergleich verwendet wurden, mit zwei Detailansichten. Linke Detailansicht: hellrosa: 3 EZG (gekennzeichnet mit schwarzen Umrissen), im NAWA-EZG Combagnou; gelb: 21 EZG im NAWA-EZG Boiron de Morges; grün: 1 EZG im NAWA-EZG Eau Noir. Rechte Detailansicht: orange: 29 EZG im NAWA-EZG Salmsacher Ach; violett: 1 EZG im NAWA-EZG Eschelisbach.

### 2.8.2 Berechnung Risiko-Ranking der NAWA-Messstandorte

Für die NAWA-Messstellen liegen die Wirkstoff-Konzentrationen für dreieinhalbtägige bis zweiwöchige zeitproportionale Mischproben vor. Da nicht an allen Messstellen Daten für den ganzen Jahresverlauf vorlagen, wurden für den Vergleich nur Messungen aus dem Zeitraum von April bis November gewählt. Mit den Messdaten wurden verschiedene Kennzahlen zur Risikobewertung berechnet. Zuerst wurde jeweils ein Risikoquotient (RQ) für jeden Wirkstoff (WS) in einer Messung (M) an einem Standort berechnet, indem die gemessene Konzentration durch das substanzspezifische chronische Umweltqualitätskriterium (CQK) geteilt wurde (Eq. (1)). Danach wurden die Risikoquotienten aller Wirkstoffe pro Messung aufsummiert.

$$RQ_{tot,M} = \sum_{WS} \frac{Konzentration_{WS}}{CQK_{WS}} \quad \text{Eq. (1)}$$

Anschliessend wurden die summierten Risikoquotienten aller Messungen an einem Standort in einem Jahr aggregiert. Hierzu wurden zwei Vorgehen gewählt. Einerseits wurde ein Mittelwert ( $RQ_{mean}$ ) andererseits das 90. Perzentil ( $RQ_{P90}$ ) über alle Risikoquotienten aller Messungen eines Standortes pro Jahr berechnet. Der Mittelwert gibt das durchschnittliche Risiko in einem Gewässer über die betrachtete Messperiode wieder, das 90. Perzentil bildet die zeitlichen Risikospitzen ab. Da an fünf Messstandorten weder Organophosphate noch Pyrethroide gemessen wurden (siehe Anhang: Tabelle 16 und Tabelle 17), wurden die RQ für alle Messstandorte einmal ohne Organophosphate und Pyrethroide berechnet ( $RQ_{mean,2019,ohneOP}$ ;  $RQ_{mean,2020,ohneOP}$ ;  $RQ_{P90,2019,ohneOP}$ ;  $RQ_{P90,2020,ohneOP}$ ). Wurden diese Stoffe gemessen, wurden die RQ zusätzlich einmal unter Berücksichtigung der Organophosphate und der Pyrethroide berechnet ( $RQ_{mean,2019,all}$ ;  $RQ_{mean,2020,all}$ ;  $RQ_{P90,2019,all}$ ;  $RQ_{P90,2020,all}$ ). Für die beiden Messjahre (2019 und 2020) wurden somit insgesamt acht Kennzahlen zur Risikobewertung berechnet, mit denen separate Risiko-Rankings der Messstandorte erstellt wurden.

### 2.8.3 Berechnung Risiko-Ranking basierend auf PSM-Risikokarten

Da die NAWA-Messstellen meistens mehrere in den PSM-Risikokarten betrachtete EZG erfassen (zwischen 1 und 29, Tabelle 16 im Anhang), wurden die Kennzahlen dieser EZG (Kennzahlen aus PSM-Risikokarten Teil 1 und 2) jeweils auf die NAWA-EZG aggregiert. Die Kennzahlen pro EZG aus den PSM-Eintragsrisikokarten (Teil 1) wurden über die 1-29 EZG gemittelt, um jeweils einen Wert pro NAWA-EZG zu erhalten. Verwendet wurden hierfür die Synthesekarten, d.h. die Karten in denen alle Eintragspfade (Abschwemmung, Drainage und Hofplatzentwässerung) bewertet wurden. Dabei stellen die Synthesekarten zwei Kennzahlen pro EZG zur Verfügung. In einer Kennzahl werden die diffusen Quellen (Abschwemmung und Drainage) und Punktquellen (Hofplatzentwässerung) zu je 50 % gewichtet, in der anderen Kennzahl wurden die diffusen Quellen zu 33 % und die Punktquellen zu 67 % gewichtet. Die EZG sind dabei in 8 Klassen unterteilt, siehe Kapitel 2.7.

Für die Karten zu PSM-Risikopotenzialen (Teil 2) wurden die pro Rasterzelle berechneten potenziellen Risiken direkt auf der Ebene der NAWA-EZG aggregiert, analog zur Aggregation der Risikopotenziale auf Ebene der EZG (Kapitel 2.5). Um den Vergleich mit den NAWA-EZG zu ermöglichen, wurden die die Kennzahl Risikospitzen und mittleres Risikopotenzial pro NAWA-EZG wieder mit dem Anteil der Fläche mit potenziellem PSM-Einsatz in einem NAWA-EZG (PSM-relevante Fläche) multipliziert. Basierend auf diesen beiden Kennzahlen wurde je ein Ranking der NAWA-EZG erstellt.

### 2.8.4 Vergleich des Risikorankings beider Ansätze

Mit diesen NAWA-EZG-Rankings wurden drei verschiedene Vergleiche angestellt:

#### **Vergleich NAWA-Messungen 2019 mit NAWA-Messungen 2020**

Damit wurde die Variabilität des NAWA-EZG-Rankings für die NAWA-Messstellen ermittelt. Es wurden jeweils die Rankings der Messstandorte mit der Kennzahl RQmean und RQ90 zwischen den beiden Jahren 2019 und 2020 verglichen. Dabei wurden diese Kennzahlen pro Messstandort, falls vorhanden, einmal mit und einmal ohne Berücksichtigung der Pyrethroide und Organophosphate (Tabelle 16) berechnet. Insgesamt ergab dies vier Vergleiche.

#### **Vergleich NAWA-Messungen mit modellierten PSM-Eintragsrisiken (PSM-Risikokarten Teil 1)**

In diesem Vergleich wurde die Übereinstimmung des NAWA-EZG-Rankings der Messungen mit den modellierten PSM-Eintragsrisiken untersucht. Für die PSM-Eintragsrisiken pro EZG wurden zwei Kennzahlen verwendet. Bei der ersten Kennzahl wurden die PSM-Einträge aus diffusen Quellen und Punktquellen je zur Hälfte gewichtet. Bei der zweiten Kennzahl wurden die PSM-Einträge aus diffusen Quellen mit einem Drittel und aus Punktquellen mit zwei Dritteln gewichtet. Hier wurden alle acht Risikorankings der NAWA-Messungen mit den beiden Rankings der PSM-Eintragsrisiken verglichen, woraus 16 Vergleiche resultierten (Tabelle 18).

#### **Vergleich NAWA-Messungen mit modellierten PSM-Risikopotenzialen (PSM-Risikokarten Teil 2)**

In diesem Vergleich wurde die Übereinstimmung von Messungen und aquatischen Risikopotenzialen untersucht. Hier wurden jeweils alle acht Risikorankings der NAWA-Messungen mit beiden Rankings der PSM-Risikokarte (mittleres Risikopotenzial und Risikospitzen) verglichen, woraus 16 Vergleiche resultierten.

Zusätzlich wurden diese Zusammenhänge auch noch getrennt nach Wirkungsbereichen (Insektiziden, Fungiziden und Herbiziden) betrachtet. Damit wurde die Hypothese untersucht, ob bei Herbiziden die Rankings von Messung und Modellierung besser übereinstimmen als bei Insektiziden und Fungiziden, da Herbizide grossflächiger eingesetzt werden. Bei diesem Vergleich wurden die Kennzahlen nach ihren Wirkungsbereichen aggregiert. Bei den PSM-Risikopotenzialen wurden jeweils nur die Risikopotenziale der Wirkstoffe eines Wirkungsbereichs aggregiert. Dabei wurden nur Rasterzellen, in denen mindestens ein Wirkstoff des Wirkungsbereichs auch eingesetzt wurde, berücksichtigt. Bei den NAWA-Messungen wurden die RQ für die Wirkstoffe der jeweiligen Wirkungsbereiche getrennt berechnet (15 Herbizidwirkstoffe, 10 Fungizidwirkstoffe und 12 Insektizidwirkstoffe, bzw. 6 Insektizidwirkstoffe ohne Organophosphate oder Pyrethroide). Das bedeutet, dass pro Wirkungsbereich alle Risikorankings der PSM-Risikopotenziale (2 Kennzahlen) mit jeweils allen Rankings der NAWA-Messungen (4 Kennzahlen x 2 Jahre) verglichen wurden, was insgesamt 16 Vergleiche pro Wirkungsbereich ergab.

Für eine statistische Auswertung der oben beschriebenen Vergleiche wurde der Kendall'sche Rangkorrelationskoeffizient berechnet (McLeod, 2005). Der Rangkorrelationskoeffizient ist ein parameterfreies Mass für Korrelationen und beschreibt den Zusammenhang zwischen zwei Variablen. Als Grenze für eine signifikante Korrelation wurde  $p=0.05$  gewählt.

## 2.9 Vergleich zwischen zufällig zugewiesenen und bekannten PSM-Spritzfolgen

Da für die meisten Gebiete keine georeferenzierten Daten zu PSM-Spritzfolgen vorlagen, wurden PSM-Applikationsdaten aus dem ZA-AUI mittels Zufallsverfahren auf die Rasterzellen mit entsprechender Kultur und Bewirtschaftungsform verteilt (Kapitel 2.3 und 2.4). Um die dadurch entstandenen Unsicherheiten zu quantifizieren, wurde für ausgewählte EZG, in denen georeferenzierte PSM-Applikationsdaten vorlagen, ein Vergleich der berechneten Risiken zwischen einer Zufallsverteilung der ZA-AUI-Daten (PSM-Risikokarte Teil 2) und bekannten PSM-Spritzfolgen (Ressourcenprojekt AquaSan) gemacht. Hierfür wurden die AquaSan-EZG des Eschelisbachs (2 EZG) und der Salmsacher Aach (über 20 EZG) gewählt. Im Rahmen des Ressourcenprojekts AquaSan lagen für einige Flächen georeferenzierte PSM-Applikationsdaten für die Jahre 2019 und 2020 vor, welche für diesen Vergleich zur Verfügung gestellt wurden (Abbildung 5). Mit diesen parzellenscharfen PSM-Applikationsdaten wurde das Risikopotenzial mit dem Risikomodell SYNOPSIS berechnet, wobei die Berechnung mit den gleichen Umweltbedingungen (Kapitel 2.3.1) pro Rasterzelle erfolgte, wohingegen sich die angebauten Kulturen teilweise unterschieden.

Anschliessend wurden die Resultate mit den Ergebnissen der PSM-Risikopotenziale auf Ebene der Rasterzelle verglichen. Es wurde untersucht, ob sich das berechnete Risikopotenzial aus dem tatsächlichen PSM-Einsatz (AquaSan) innerhalb der Bandbreite des modellierten PSM-Risikopotenzials (d.h. Minimum und Maximum der insgesamt 15 SYNOPSIS-Modellläufe) mit zufälliger Zuweisung einer kultur- und anbauartgerechten PSM-Spritzfolge befindet.

Zudem wurde auch ein Vergleich der aufgrund der tatsächlichen PSM-Anwendungen berechneten Risiken auf Ebene der beiden AquaSan-EZG gemacht. Dabei wurden die Kennzahlen Risikospitzen (90. Perzentil) und mittleres Risikopotenzial (50. Perzentil) pro AquaSan-EZG berechnet und verglichen, wobei die gleiche Methodik angewandt wurde, wie in Kapitel 2.6 beschrieben. Die Einteilung der AquaSan-EZG erfolgte nach den Gewässerkatastern des Kantons Thurgau, welche sich zum Teil von der Einzugsgebietsgliederung des BAFU (BAFU, 2015) unterscheidet. Um den Vergleich zu ermöglichen wurden die Kennzahlen der PSM-Risikopotenziale auf die zwei AquaSan-EZG Eschelisbach und Salmsacher Aach neu aggregiert. Der Vergleich der beiden AquaSan-EZG erwies sich dennoch als wenig sinnvoll, da einerseits zu wenig tatsächliche und georeferenzierte PSM-Spritzfolgen pro EZG vorlagen und andererseits die Gliederung der EZG sich teilweise unterschied, was zu Verschneidungsproblemen führte.

Im Projekt PSM-Risikokarten wurde für das EZG Eschelisbach ein Risikopotenzial für insgesamt 2'860 Rasterzellen modelliert (Tabelle 4). Für 12.2 % respektive 12.4 % dieser Rasterzellen lagen 2019 und 2020 auch tatsächliche und georeferenzierte PSM-Spritzfolgen in den AquaSan PSM-Applikationsdaten vor (Tabelle 4). Im AquaSan-EZG Salmsacher Aach wurden für 13'478 Rasterzellen Risikopotenziale modelliert für die PSM-Risikokarten. Im Jahr 2019 lagen für 7.6 % und im Jahr 2020 für 16.5 % dieser Flächen tatsächliche und georeferenzierte PSM-Spritzfolgen vor.

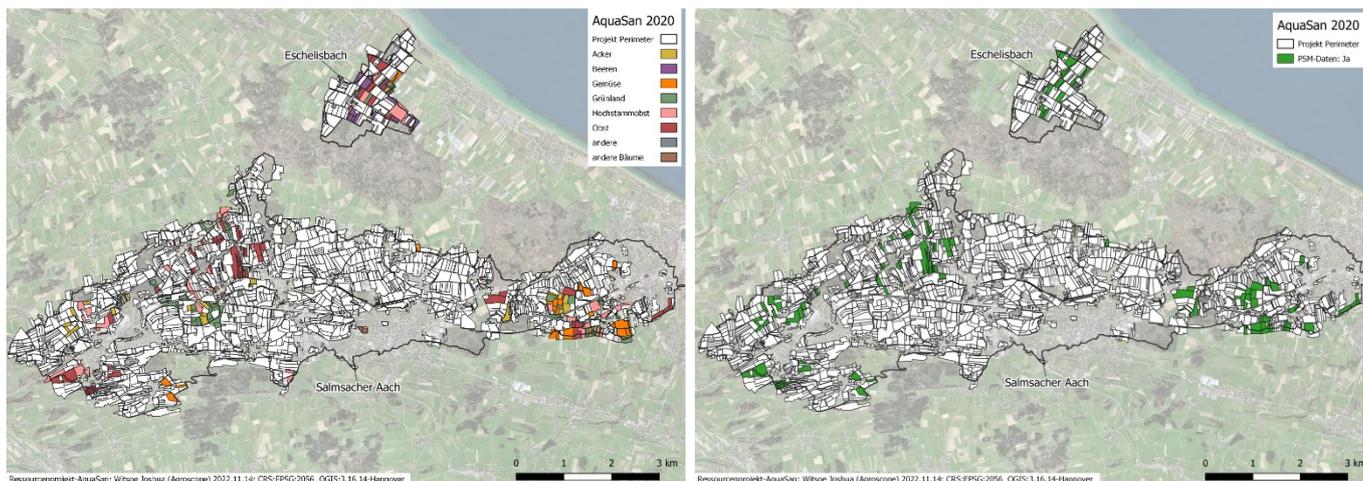


Abbildung 5: links: erfasste Flächen für verschiedene Kulturgruppen aus dem Ressourcenprojekt AquaSan (P1 und P2) aus dem Jahr 2020; rechts ist abgebildet zu welchen Flächen PSM-Spritzfolgen im Jahr 2020 erfasst wurden (grün) und zu welchen landwirtschaftlichen Flächen keine georeferenzierten Informationen zur PSM-Spritzfolge vorlagen (weiss).

Um die aggregierten Risiken pro AquaSan-EZG zu vergleichen, wurden die Risiken schliesslich für beide Datensätze (AquaSan und PSM-Risikokarten) nur über diejenigen Rasterzellen aggregiert, zu welchen in AquaSan PSM-Applikationsdaten vorlagen und Risikopotenziale in PSM-Risikokarten berechnet wurden. So wurden beispielsweise die Risikospitzen über die 349 Rasterzellen von AquaSan 2019 berechnet: Einerseits mit den tatsächlichen und georeferenzierten PSM-Applikationsdaten aus AquaSan 2019, andererseits wurde mit den gleichen Rasterzellen die Risikopotenziale, welche in den PSM-Risikokarten berechnet wurden, einzeln für jeden der 15 SYNOPSIS-Modellläufe aggregiert. Als Vergleich wurden die Risiken aus den PSM-Risikokarten auch einmal über sämtliche Rasterzellen im AquaSan-EZG aggregiert, das heisst über 2'860 Rasterzellen für das AquaSan-EZG Eschelisbach.

Tabelle 4: Anzahl der modellierten Rasterzellen mit PSM-Risikopotenzialen für die verwendeten AquaSan-EZG für den vorliegenden Vergleich zwischen PSM-Risikokarten Teil 2 und AquaSan. Die Prozentzahlen beziehen sich auf den Anteil der tatsächlich georeferenzierten Rasterzellen mit PSM-Spritzfolgen im Vergleich zu allen landwirtschaftlich genutzten Rasterzellen mit potenziellem PSM-Einsatz (Spalte PSM-Risikokarten).

	Anzahl Rasterzellen:		
	PSM-Risikokarten	AquaSan 2019	AquaSan 2020
Eschelisbach	2'860	349 (12.2 %)	356 (12.4 %)
Salmsacher Aach	13'478	1022 (7.6 %)	2223 (16.5 %)

## 3 Resultate und Diskussion

### 3.1 PSM-Risikokarten

#### 3.1.1 Karten der Risikospitzen

Die Kennzahl Risikospitzen repräsentiert die höchsten PSM-Risikopotenziale in einem EZG. Dieses wurde ermittelt, indem das 90. Perzentil der Risikopotenziale aller Rasterzellen in einem EZG bestimmt und mit dem Anteil der landwirtschaftlichen Fläche gewichtet wurde. Das Risikopotenzial einer Rasterzelle wiederum ist ein Mass für das modellierte ökotoxikologische Risiko für Wasserlebewesen aufgrund der Landnutzung und der davon ausgehenden angenommenen Bewirtschaftung und PSM-Anwendung. Die Kennzahl Risikospitzen wurde für 9'676 EZG der Schweiz berechnet. Davon zeigen 323 EZG (3 %) einen Risikowert von 0. Die restlichen 9'353 EZG mit Risikowerten grösser als 0 sind in Abbildung 6 farblich hervorgehoben. In dunkelrot sind die 10 % der EZG, welche die höchsten Risikospitzen aufwiesen, gekennzeichnet. Diese «Hotspot-EZG» lagen besonders gehäuft im Rhonetal und entlang des Genfersees, aber auch in verschiedenen Regionen des Mittellands sowie im südlichen Tessin. Die EZG im Mittelland weisen meist mittlere bis sehr hohe Risikospitzen auf. Höher gelegene Gebiete wie Voralpen und Jura zeigten meistens tiefe Risikospitzen.

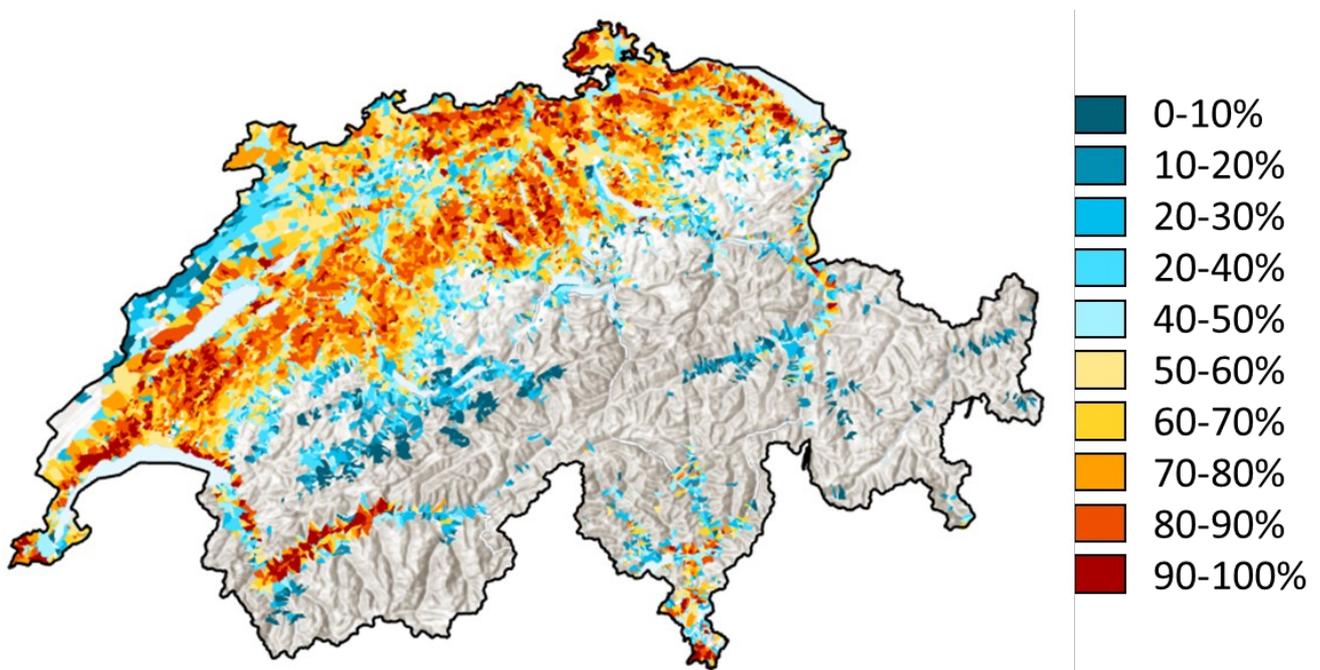


Abbildung 6: Modellierte aquatische Risikopotenziale für die Kennzahl Risikospitzen, gemittelt über 15 SYNOPSIS-Modellläufe. Diese Kennzahl repräsentiert die höchsten PSM-Risikopotenziale in einem EZG. Dazu wurde das mit der landwirtschaftlichen Fläche gewichtete 90. Perzentil der Risikopotenziale aller Rasterzellen in einem EZG bestimmt. Die Risikospitzen der EZG sind als Quantile dargestellt: die 10 % der EZG mit den höchsten Risikospitzen sind in dunkelrot, die 10 % der EZG mit den tiefsten Risikospitzen in dunkelblau dargestellt. Insgesamt sind 9'353 EZG mit Risikospitzen-ETR > 0 farblich hervorgehoben.

#### 3.1.2 Karten des mittleren Risikopotenzials

Die Kennzahl mittleres Risikopotenzial ergab für 3'805 EZG (d.h. 39 % aller berücksichtigten EZG) einen Wert von 0. In Abbildung 7 sind die verbleibenden 5'871 EZG farblich gekennzeichnet. Die 10 % der EZG mit den höchsten mittleren Risikopotenzialen sind wiederum dunkelrot eingefärbt. Die EZG mit den höchsten mittleren Risikopotenzialen befinden sich in den gleichen Regionen wie für die Kennzahl Risikospitzen (Abbildung 6). Hingegen lag für einige EZG im Jura, Mittelland sowie in den Voralpen das mittlere Risikopotenzial bei 0, weshalb diese EZG im Gegensatz zu Abbildung 6 in Abbildung 7 nicht eingefärbt sind.

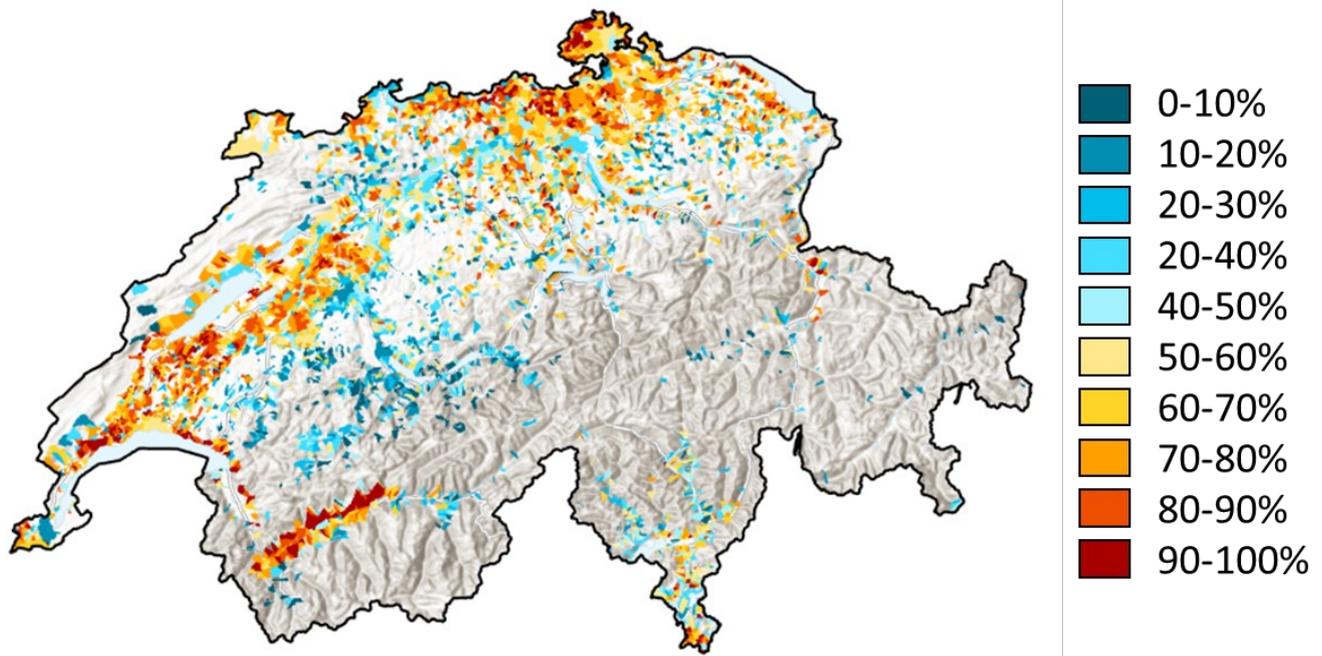


Abbildung 7: Modellierter aquatischer Risikopotenziale für die Kennzahl mittleres Risikopotenzial gemittelt über 15 SYNOPSIS-Modellläufe. Diese Kennzahl repräsentiert die mittleren PSM-Risikopotenziale in einem EZG. Dazu wurde das mit der landwirtschaftlichen Fläche gewichtete 50. Perzentil der Risikopotenziale aller Rasterzellen in einem EZG bestimmt. Die EZG mit Risikopotenzial sind in gleichgrosse Quantile nach der Kennzahl mittleres Risikopotenzial (von blau bis rot) eingeteilt. Insgesamt sind 5871 EZG mit einem mittleren Risikopotenzial von  $ETR > 0$  farblich hervorgehoben.

### 3.2 Variabilität der verschiedenen SYNOPSIS-Modellläufe

Um zu analysieren, wie sich die Resultate der 15 verschiedenen SYNOPSIS-Modellläufe unterscheiden und ob es regionale Unterschiede in der Streuung der Ergebnisse gab, wurde der Variationskoeffizient pro EZG berechnet, jeweils separat für die beiden Kennzahlen Risikospitzen (Abbildung 8a) und mittleres Risikopotenzial (Abbildung 8b). Dabei zeigte sich, dass der Variationskoeffizient häufig gross ist (d.h. grösser als 1) für EZG mit eher tiefen Risikopotenzialen, wie in den Voralpen oder im Jura. Eine Erklärung ist, dass in solchen EZG kulturbedingt für gewisse SYNOPSIS-Modellläufe keine oder kaum Risiken resultierten, während für andere Modellläufe dann relevante Risikopotenziale modelliert wurden, wodurch sich eine grosse Schwankung ergibt. Zusätzlich kann auch die Anzahl der Rasterzellen mit PSM-Relevanz im EZG die statistische Stabilität der aggregierten Kennzahlen beeinflussen. Je weniger landwirtschaftlich genutzte Rasterzellen mit potenziellem PSM-Einsatz pro EZG vorhanden sind, desto stärker hängt das Risikopotenzial von den angenommenen PSM-Spritzfolgen in den einzelnen Rasterzellen ab. Je grösser die Anzahl dieser Rasterzellen ist, desto geringer ist der Einfluss von Ausreissern auf das Gesamtbild pro EZG.

Der Variationskoeffizient für Hotspot-EZG ist meistens gering (Variationskoeffizient  $< 1$ ), so dass solche Hotspot-EZG für alle SYNOPSIS-Modellläufe eher mit grossen Risiken assoziiert wurden. Dies bedeutet, dass die Einteilung der Kennzahlen (Kapitel 3.1) in die Quantile für EZG mit hohen Risiken relativ robust ist.

Um eine bessere Einordnung der modellierten PSM-Risikopotenziale zu ermöglichen, wurde eine Untersuchung durchgeführt, um festzustellen, wie sich eine andere Auswahl von 15 SYNOPSIS-Modellläufen auf die Kennzahl Risikospitzen auswirkt. Hierfür wurden für insgesamt 33 ausgewählte EZG (siehe Kapitel 2.6) jeweils 1'000 Mal zufällig 15 Modellläufe aus einem Gesamtbestand von 57 SYNOPSIS-Modellläufen ausgewählt. Anschliessend wurden die Kennzahlen für Risikospitzen für jedes EZG ermittelt.

In Abbildung 9 sind die 1'000 generierten PSM-Risikospitzen für 33 EZG in Form von Boxplots dargestellt. Der in der schweizweiten PSM-Risikokarte (Abbildung 6) verwendete Wert (PSM-Risikospitzen) ist durch einen roten Punkt markiert. Häufig befinden sich die roten Punkte innerhalb des Interquartilbereichs (d.h. innerhalb der Box zwischen dem 25. und 75. Perzentil). Dies trifft jedoch nicht auf alle EZG zu. Zum Beispiel zeigt ein Weinanbau-EZG (160337) im Wallis ein höheres Risikopotenzial in der Risikokarte (rot) im Vergleich zu den meisten anderen berechneten

Risikospitzen für dieses EZG (Boxplot in Abbildung 9). Zwei Obstanbau-EZG im Thurgau (136037, 127333) und ein kleines EZG (111054) im Leimental weisen hingegen ein niedrigeres Risikopotenzial in der Risikokarte auf im Vergleich zu den anderen berechneten Risikospitzen für diese EZG. Grundsätzlich zeigt Abbildung 8 jedoch, dass sich die Reihenfolge der EZG mit hohem oder niedrigem Risikopotenzial bei Verwendung unterschiedlicher Zusammenstellungen von 15 SYNOPSIS-Modellläufen nicht wesentlich verändert.

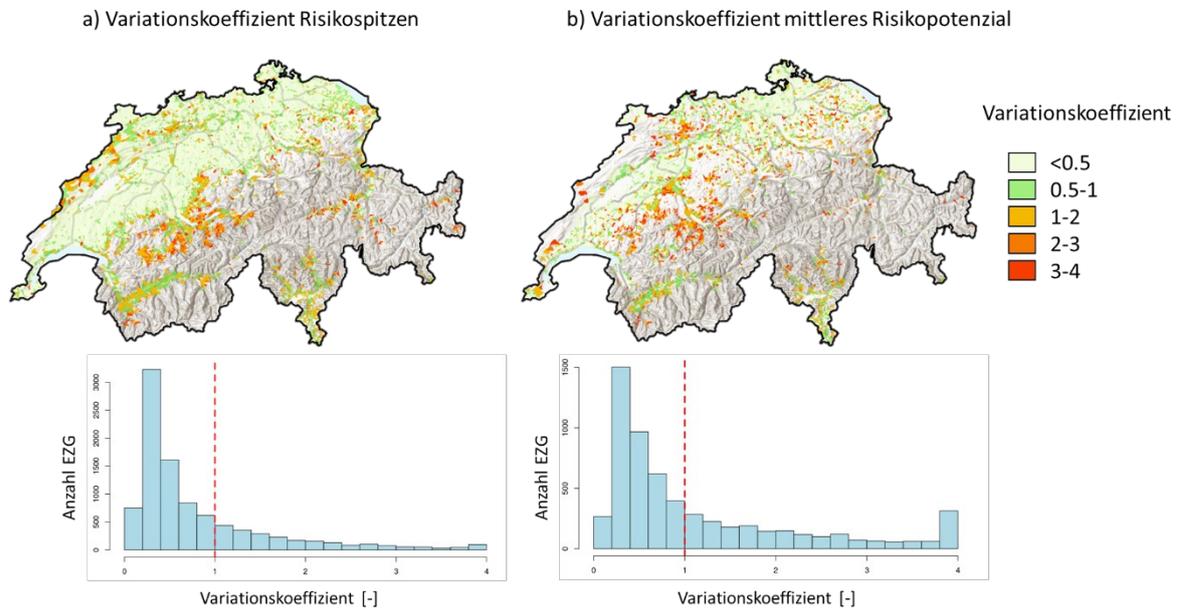


Abbildung 8: Variationskoeffizient pro EZG für die Kennzahl (a) Risikospitzen und (b) mittleres Risikopotenzial pro EZG. Der Variationskoeffizient für die zwei Kennzahlen wurden mit 15 SYNOPSIS-Modellläufe berechnet. Oben ist der Variationskoeffizient für die beiden Kennzahlen geografisch pro EZG und unten in jeweils einem Histogramm dargestellt. Ein Variationskoeffizient von 1 bedeutet, dass die Standardabweichung gleich gross ist wie der Mittelwert. Je grösser der Variationskoeffizient, desto grösser die Unterschiede zwischen den Modellläufen.

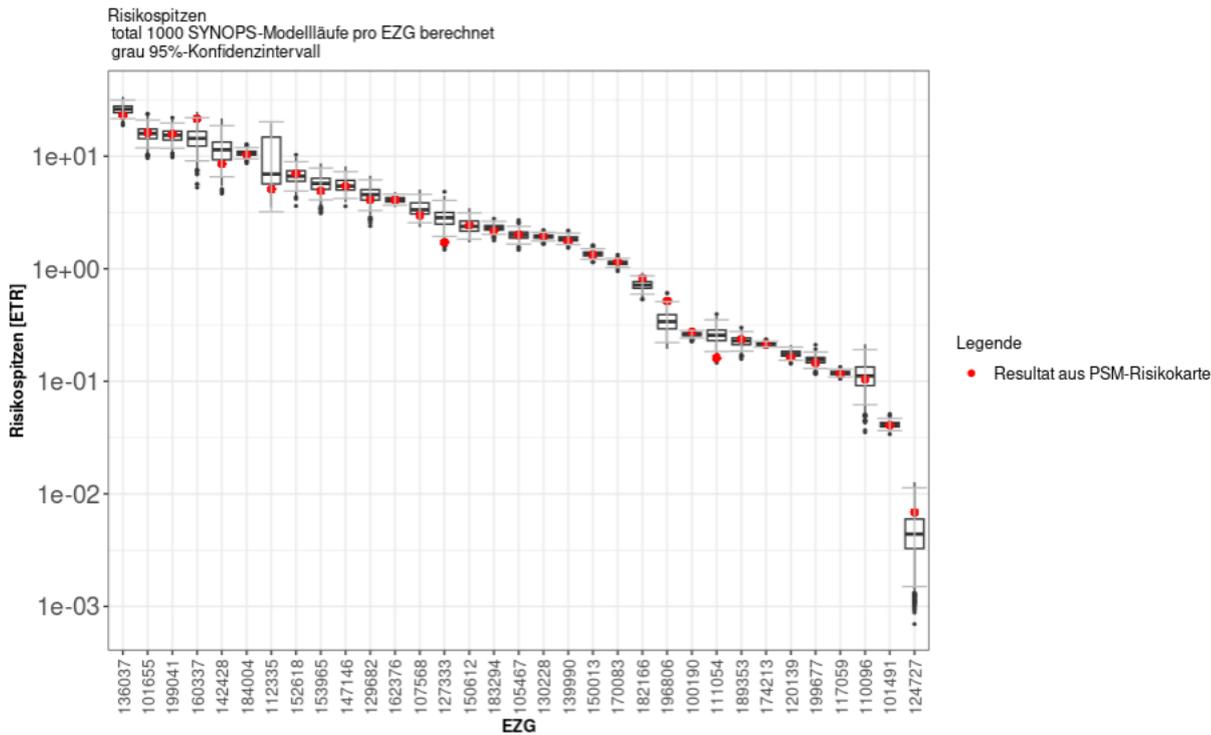


Abbildung 9: Variabilität der Kennzahl Risikospitzen für 33 EZG. In den Boxplots sind die berechneten Risikospitzen für 1'000 zufällig zusammengestellte SYNOPSIS-Modellläufe dargestellt. Der Boxplot umfasst das untere (25. Perzentil) und das obere (75. Perzentil) Quartil. In grau wird das 95 %-Konfidenzintervall angegeben. Die für die PSM-Risikokarten verwendete Kennzahl ist durch einen roten Punkt markiert.

### 3.3 Relevanz verschiedener Eintragspfade

Es wurde für jede Rasterzelle der wichtigste Eintragspfad (Abschwemmung, Drainage und Drift) ermittelt. Dieser „dominierende Eintragspfad“ zeigt auf, von welchem Eintragspfad der grösste Beitrag der ökotoxikologisch relevanten PSM in das Gewässer zu erwarten ist. Der Eintragspfad, der in den meisten Rasterzellen am wichtigsten war, wurde schliesslich als «dominanter Eintragspfad pro EZG» definiert (Abbildung 10a). Die Drift war in 31 % und die Abschwemmung in 65 % der EZG der Eintragspfad, welcher für den grössten Anteil der Rasterzellen das aquatische Risikopotenzial bestimmte. Dabei sind EZG mit vielen Rasterzellen, die nahe an Oberflächengewässern liegen, tendenziell durch Drift dominiert, die anderen eher durch Abschwemmung. Einige EZG in den Voralpen erscheinen datenbedingt als von Drift dominiert, da für diese EZG keine Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit vorlag. Die Drainage spielte generell eine untergeordnete Rolle, nur gerade in 4 % aller EZG wurden die aquatischen Risikopotenziale von der Drainage dominiert (Abbildung 10a). Im Rhonetal, in der Linthebene und im Rheintal, wo die Risikopotenziale häufiger durch Drainage dominiert wurden, sind auch mehr potenziell drainierte Flächen zu finden (vgl. Abbildung 6 in Koch und Prasuhn (2021)). Die vergleichsweise geringe Bedeutung des Eintragspfades Drainage hängt möglicherweise auch mit der für die Modellierung getroffene Annahme, dass nur Flächen in der Nähe des Gewässers (Abstand <100 m) in dieses drainieren. Vergleicht man Abbildung 10a mit den Eintragswahrscheinlichkeiten (Abbildung 8 in Koch und Prasuhn (2021)), so ist ersichtlich, dass in Regionen, in denen keine oder wenige PSM-relevante Flächen mit Gewässeranschluss vorhanden sind, häufig Drift und manchmal auch Drainage die Risiken dominierten.

Die Karten in Abbildung 10b-d zeigen den Anteil der Rasterzellen pro EZG, bei denen der jeweilige Eintragspfad für das Risikopotenzial dominierend war. Da je nach vorherrschenden Umweltbedingungen nur gewisse Eintragspfade für einzelne Rasterzellen berechnet wurden, wurde zusätzlich auf Ebene Rasterzellen analysiert, wie oft welcher Eintragspfad modelliert wurde und ob dieser dann die Risiken dominierte. Der Eintrag von PSM via Drainage wurde auf 26 % der untersuchten Rasterzellen berechnet (da nicht alle Flächen drainiert sind und da angenommen wurde,

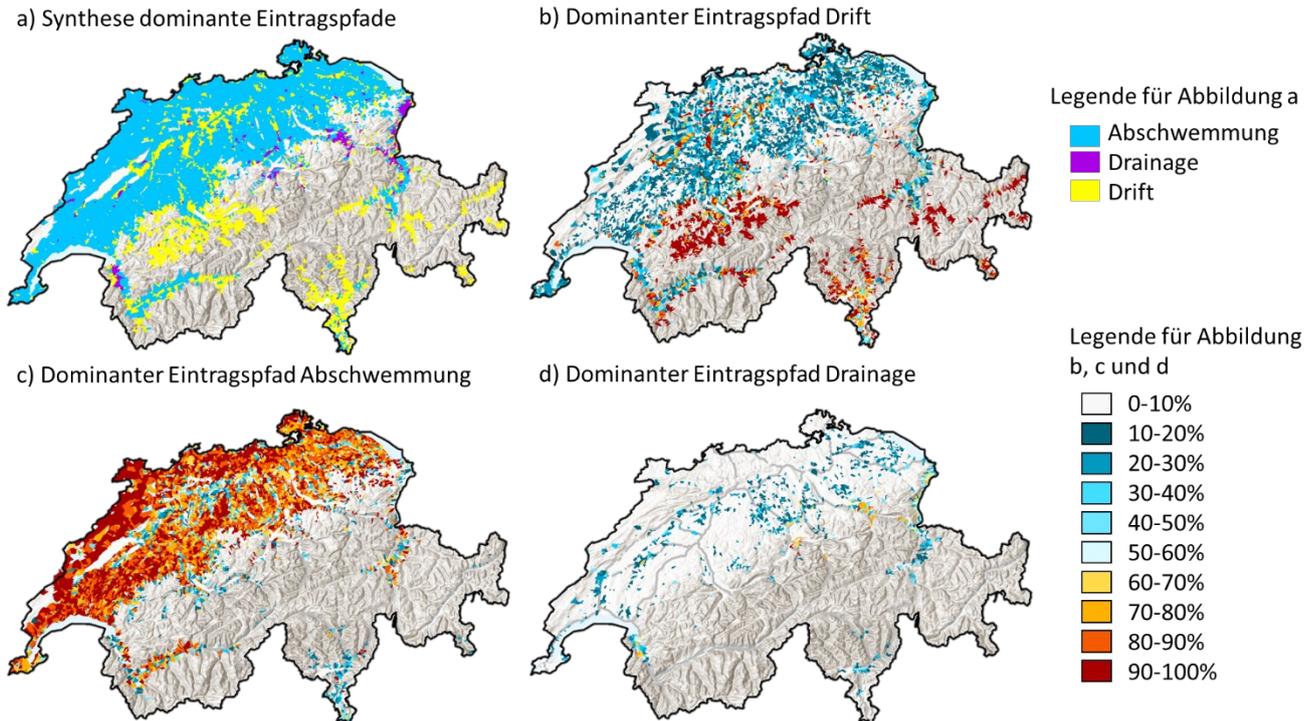


Abbildung 10: Dominierende Eintragspfade für das aquatische Risikopotenzial aus PSM-Einträgen von landwirtschaftlichen Flächen. a) Synthesekarte für die dominanten Eintragspfade. Diese zeigt, welcher Eintragspfad in einem EZG für das Risikopotenzial bestimmend war. Dazu wurde für jeden Eintragspfad ermittelt, für welchen Anteil der Rasterzellen dieser das Risiko bestimmte. Der Eintragspfad, der in den meisten Rasterzellen am wichtigsten war, wurde schliesslich als «dominanter Eintragspfad pro EZG» definiert. Jedes EZG ist jeweils in der Farbe des Eintragspfads dargestellt, welcher in den meisten Rasterzellen in einem EZG dominierte. b-d) Anteil Rasterzellen pro EZG, bei denen der jeweilige Eintragspfad dominiert: b) Drift, c) Abschwemmung (oberflächlichen Abfluss und Erosion), d) Drainage. Beachte, dass für EZG in den Voralpen Abschwemmung als Eintragspfad oft nicht berücksichtigt wurden. Deshalb erscheint in diesen Regionen oft Drift als dominanter Eintragspfad.

dass nur von Flächen in der Nähe des Gewässers (Abstand <100 m) PSM via Drainage ins Gewässer gelangen). Falls die Drainage als Eintragspfad modelliert wurde, stellte diese in rund 19 % der Rasterzellen den dominierenden Eintragspfad dar. Rund 80 % der Rasterzellen hatten einen Gewässeranschluss. Demzufolge wurde für diese Rasterzellen ein PSM-Eintrag via Abschwemmung und Erosion modelliert. In solchen Konstellationen dominierte meistens (in 98 % der Fälle) der Eintragspfad Abschwemmung das Risikopotenzial. Rund 36 % aller Rasterzellen lagen weniger als 200 m vom nächsten Oberflächengewässer entfernt. In diesen Fällen wurde der Eintragspfad Drift modelliert. Hier war Drift in 48 % der Fälle der bestimmende Eintragspfad für das Risikopotenzial.

Im Modell SYNOPS wurde ein Eintrag ins Gewässer via Abschwemmung und Erosion berechnet, sobald ein Gewässeranschluss vorliegt, unabhängig von der Distanz zum Gewässer. Hingegen wurde für Drift respektive Drainage keine Fracht modelliert, falls sich die Rasterzelle weiter als 200 m respektive 100 m vom nächst gelegenen Oberflächengewässer befindet. Bei der Drift nimmt zudem der berechnete PSM-Eintrag ins Gewässer mit zunehmender Distanz ab. Dies kann mit ein Grund dafür sein, dass Drift und Drainage in der Berechnung weniger dominant war als Abschwemmung und Erosion.

Für die PSM-Risikopotenziale wurden ausschliesslich die diffusen Eintragspfade via Abschwemmung, Erosion, Drainage und Drift modelliert. Punktquellen spielen aber auch eine wichtige Rolle als Quelle für PSM-Einträge in die Gewässer. Im Rahmen der Entwicklung eines nationalen Risikoindicators für PSM-Risiken haben Expertinnen und Experten für den Zeitraum 2012-2015 geschätzt, dass solche Punktquelle (Hofplatzentwässerung) für 40 % der PSM-Fracht für den Zeitraum 2012-2015 in Oberflächengewässer verantwortlich sind (Korkaric et al., 2022). Die anderen 60 % der relevanten Eintragspfade in Korkaric et al. (2022) sind diffuse Quellen wie Abschwemmung, Drift und Drainage und sind mit der Modellierung des PSM-Risikopotenzials in SYNOPS berücksichtigt.

### 3.4 Relevanz verschiedener Wirkungsbereiche und Wirkstoffe

#### 3.4.1 Dominante Wirkungsbereiche

In Abbildung 11a ist der „dominante Wirkungsbereich“ (Herbizide, Fungizide und Insektizide) für jedes EZG dargestellt. Der dominante Wirkungsbereich gibt für jedes EZG an, ob Herbizide, Fungizide oder Insektizide in den meisten Rasterzellen für das Risikopotenzial bestimmend waren. Es zeigte sich, dass mit dieser Art der Aggregation die Herbizide in 85 %, die Fungizide in 9 % und die Insektizide in 6 % der EZG die Risikopotenziale bestimmen. Die EZG, in denen das Risikopotenzial von Herbiziden dominiert wurde, lagen verbreitet im Mittelland, also in Regionen die stark durch Feldbau geprägt sind (Abbildung 11b). Die Risikopotenziale der EZG im Rheintal, im Tessin, im Rhonetal und entlang des Genfersees waren in der Regel von Fungiziden dominiert. Dies waren mehrheitlich EZG mit einem relevanten Anteil an Weinbau (Abbildung 11b). In Regionen die einen grossen Anteil an Obstbau aufweisen, dominierten die Insektizide das Risikopotenzial der EZG. Diese sind im vorderen Rhonetal, in der Bodenseeregion und in manchen Regionen im Mittelland zu finden.

Zudem wurden die dominanten Wirkbereiche separat pro Rasterzelle ausgewertet, wobei auch analysiert wurde, ob überhaupt ein Einsatz von einem Wirkstoff aus dem jeweiligen Wirkbereich für die Rasterzelle modelliert wurde. Für Rasterzellen mit einem Risikopotenzial grösser als 0 wurde aufgrund der Bewirtschaftung und den Daten zum entsprechenden PSM-Einsatz bei 95 % der Rasterzellen eine PSM-Spritzfolge zugewiesen, die mindestens ein Herbizid-Einsatz beinhaltet, bei 43 % der Rasterzellen mindestens ein Fungizid und bei 23 % mindestens ein Insektizid (Kuchendiagramme in Abbildung 12). Auf 82 % aller Rasterzellen, auf denen ein Herbizid-Einsatz modelliert wurde, wurden die Risiken durch Herbizide dominiert (siehe Balkendiagramm in Abbildung 12a), wobei nur auf 43 % der Rasterzellen mit Herbizideinsatz überhaupt ein Einsatz von Wirkstoffen aus anderen Wirkungsbereichen angenommen wurde.

Weiter waren für Rasterzellen mit Herbizideinsatz in 10 % das Risikopotenzial durch Insektizide und in 9 % durch Fungizide dominiert. Auf den Flächen, auf denen ein Fungizideinsatz modelliert wurde (Abbildung 12b), dominierten

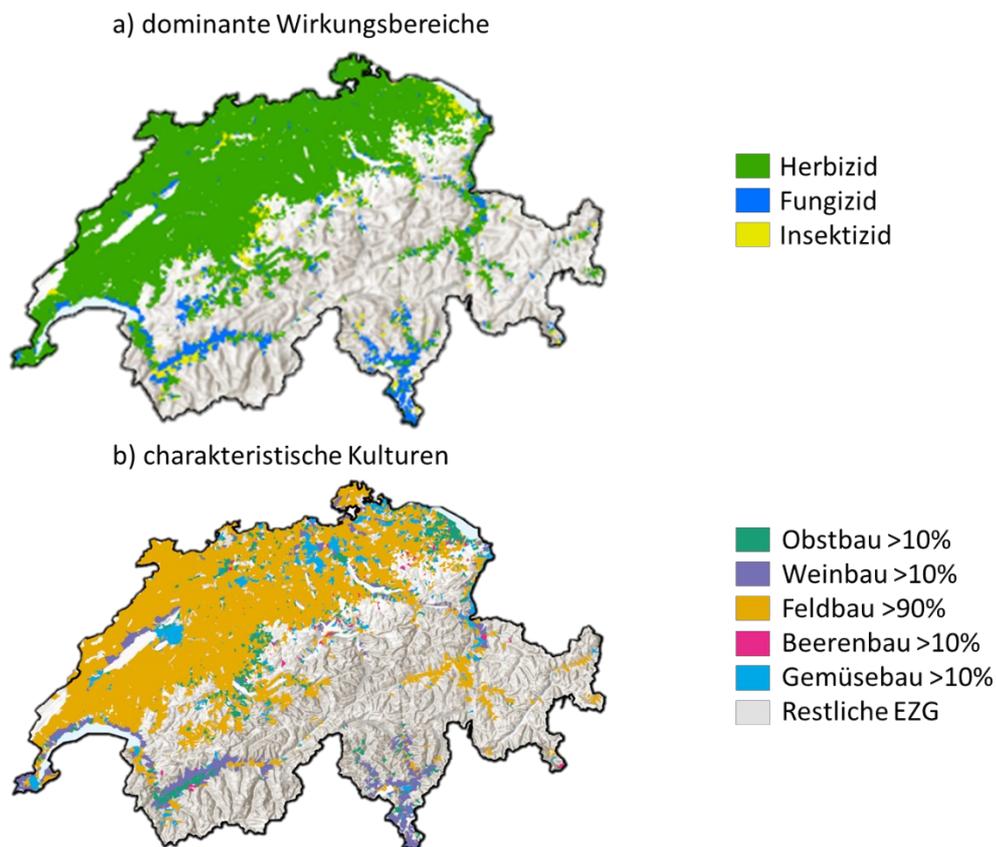


Abbildung 11: a) dominante Wirkungsbereiche (Herbizid, Fungizid, Insektizid) pro EZG. Dargestellt ist für jedes EZG jeweils der Wirkungsbereich, der auf dem grössten Anteil der Rasterzellen innerhalb eines EZG, die Risiken dominierte. b) charakteristische Kulturen pro EZG.

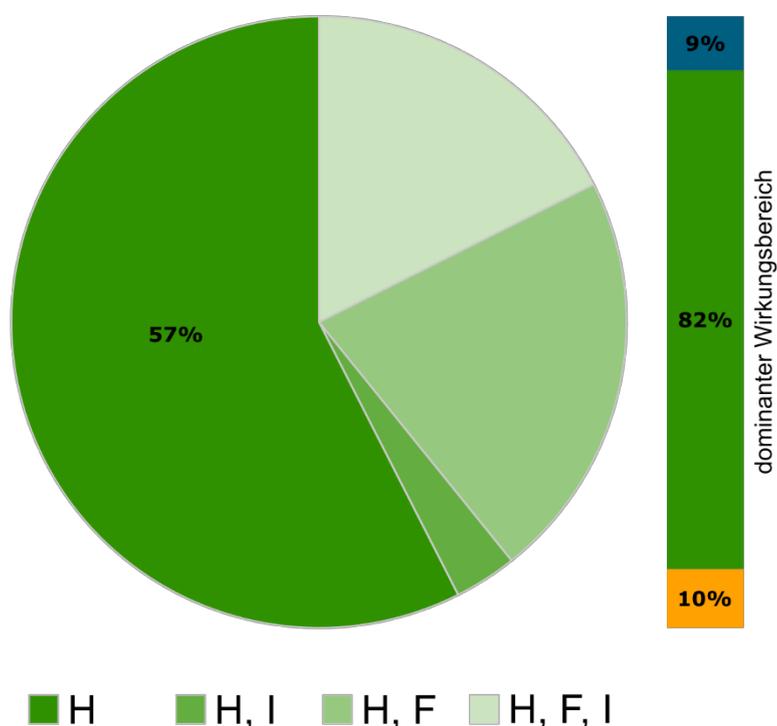
die Fungizide auf 28 % der Rasterzellen (auf 6% der Rasterzellen wurden kein Einsatz von anderen Insektiziden oder Herbiziden angenommen), die Herbizide auf 51% und die Insektizide auf 21% der Rasterzellen die Risiken.

Bei den Flächen mit modelliertem Insektizideinsatz (Abbildung 12c) waren auf 48 % der Rasterzellen die Risiken durch Insektizide dominiert (auf rund 1% wurde kein Einsatz von anderen Fungiziden oder Herbiziden angenommen), auf 35 % durch Herbizide und auf 17 % durch Fungizide.

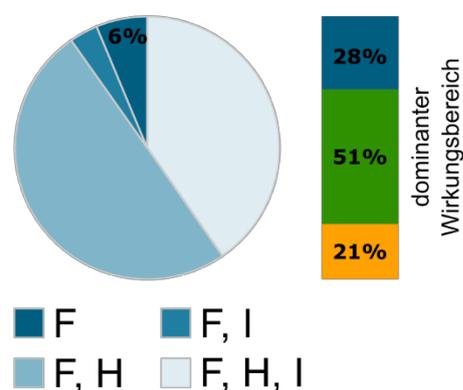
Nur für 17 % der Rasterzellen wurde aufgrund der Bewirtschaftung eine PSM-Spritzfolge mit Wirkstoffen aus allen drei Wirkungsbereichen zugewiesen. In diesen Fällen dominierten die Insektizide in 43 % dieser Rasterzellen das Risikopotenzial, Herbizide in 38 % und Fungizide in 19 %.

Die maximalen Risikopotenziale unterscheiden sich stark zwischen den Wirkungsbereichen. Das maximale Risikopotenzial, ausgedrückt als ETR, beträgt für Insektizide 9326.13, für Fungizide 348.18 und für Herbizide 1102.62. Für die Verteilung der Risikopotenziale nach Rasterzelle und Wirkungsbereiche, siehe Kapitel 6.4 im Anhang.

a) Rasterzellen mit Herbizideinsatz



b) Rasterzellen mit Fungizideinsatz



c) Rasterzellen mit Insektizideinsatz

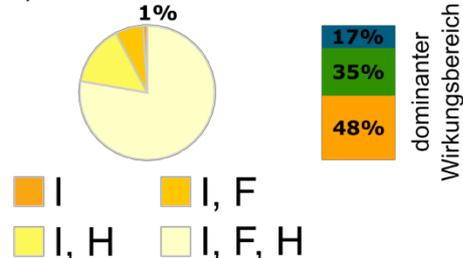


Abbildung 12: Pro Wirkungsbereich (Herbizid (H), Fungizid (F) und Insektizid (I)) zeigen die drei Kuchendiagramme, welche Kombinationen von Wirkungsbereichen jeweils in den PSM-Spritzfolgen, welche einzelnen Rasterzellen zugewiesen wurden, auftraten. Die Radien der drei Kuchendiagramme entsprechen der Häufigkeit der Rasterzellen mit mindestens einem Einsatz des jeweiligen Wirkungsbereichs. Die Skalierung für den Radius ist 1:0.43:0.22 für Herbizid zu Fungizid und Insektizid. Die Balkendiagramme neben den Kuchendiagrammen zeigen an, welcher Wirkungsbereich (blau = Fungizid, grün = Herbizid und orange = Insektizid) in welchem Anteil das Risikopotenzial der Rasterzellen jeweils dominierte.

### 3.4.2 Dominierende und häufig applizierte Wirkstoffe

Für die PSM-Risikokarten wurden Risikopotenziale von total 249 verschiedenen Wirkstoffen modelliert. Gemäss den in der Modellierung zugewiesenen PSM-Spritzfolgen waren unter den 10 am häufigsten eingesetzten Wirkstoffen neun Herbizide und das Fungizid Prothioconazol (Tabelle 5). Diese 10 Wirkstoffe waren in jeweils 1.6-3.9 % aller Rasterzellen in der zugewiesenen PSM-Spritzfolge enthalten. Falls diese Wirkstoffe in der modellierten PSM-Spritzfolge verwendet wurden, waren die Herbizide Flufenacet in 39.7 %, Mesosulfuron-methyl in 33.4 %, Diflufenican in 25.8 % und Florasulam in 10.5 % der Rasterzellen risikobestimmend. Die restlichen sechs dieser 10 häufigsten Wirkstoffe waren in weniger als 10 % der Rasterzellen, wo sie eingesetzt wurden, auch dominierend für das Risiko. Das durchschnittliche Risikopotenzial dieser 10 am häufigsten eingesetzten Wirkstoffe bewegte sich zwischen einem ETR von 0.001 und 2.025.

Tabelle 5: Kennzahlen der gemäss Modellierung 10 am häufigsten eingesetzten Wirkstoffen. Die einzelnen Spalten beschreiben den Anteil der Rasterzellen, für welche ein Wirkstoffeinsatz modelliert wurde, das durchschnittliche Risikopotenzial der Rasterzellen, auf denen der entsprechende Wirkstoff eingesetzt wurde und den Anteil der Rasterzellen auf denen der Wirkstoff das Risikopotenzial dominierte, falls er auch eingesetzt wurde. \* Wirkstoffe sind anhand dieser Spalte in absteigender Reihenfolge sortiert.

Wirkstoff	Wirkungsbereich	Anteil Rasterzellen auf denen Wirkstoff-Einsatz modelliert wurde [%]*	durchschnittliches Risikopotenzial [ETR]	Anteil dominierend [%]
Dicamba	H	3.90 %	0.014	0.1 %
Glyphosat	H	3.64 %	0.017	2.1 %
Iodosulfuron-Methyl-Natrium	H	2.99 %	0.232	2.6 %
MCPA	H	2.85 %	0.040	9.1 %
Prothioconazol	F	2.20 %	0.001	0.0 %
Diflufenican	H	2.19 %	1.299	25.8 %
Terbuthylazin	H	2.01 %	0.632	2.3 %
Florasulam	H	1.86 %	0.232	10.5 %
Mesosulfuron-Methyl	H	1.68 %	0.512	33.4 %
Flufenacet	H	1.64 %	2.025	39.7 %

Zu den Wirkstoffen, die ein hohes aquatisches Risikopotenzial (durchschnittliches Risikopotenzial ETR > 10) aufweisen, wenn sie modelliert wurden, gehörten 5 Insektizide, 3 Herbizide und 2 Fungizide (Tabelle 6). Bei den Insektiziden handelt es um Fenoxycarb, Vertreter der Organophosphate (Chlorpyrifos-methyl und Chlorpyrifos), Carbamate (Methiocarb), Pyrethroide (Cypermethrin), sowie bei den Herbiziden um Flazasulfuron, Dimethachlor und Metazachlor und bei den Fungiziden um Folpet und Carbendazim. In den letzten Jahren wurde die Zulassung für die Hälfte dieser 10 Wirkstoffe zurückgezogen: Fenoxycarb, Chlorpyrifos-methyl, Chlorpyrifos, Methiocarb und Carbendazim sind im Jahr 2023 alle nicht mehr zugelassen. Die Modellierung basiert jedoch auf Daten zum PSM-Einsatz aus den Jahren 2016-2020, weshalb diese Wirkstoffe im Datensatz enthalten waren.

Obwohl Fenoxycarb ein hohes Risikopotenzial aufwies, wurden die Rasterzellen in den wenigsten Fällen durch diesen Wirkstoff dominiert. Der Wirkstoff Fenoxycarb wurde hauptsächlich im Obstbau eingesetzt, wo auch andere Wirkstoffe mit hohem Risikopotenzial eingesetzt wurden. So zeigten Wirkstoffe wie zum Beispiel die Insektizide Chlorpyrifos-methyl, Emamectinbenzoat oder Acetamiprid in diesen PSM-Spritzfolgen häufig ein grösseres Risikopotenzial als Fenoxycarb.

Tabelle 6: Kennzahlen der Wirkstoffe, welche beim modellierten Einsatz ein hohes aquatisches Risikopotenzial aufweisen (ETR > 10). Die einzelnen Spalten beschreiben den Anteil der Rasterzellen, für welche ein Wirkstoffeinsatz modelliert, das durchschnittliche Risikopotenzial der Rasterzellen, auf denen der entsprechende Wirkstoff eingesetzt wurde, und den Anteil der Rasterzellen, auf denen der Wirkstoff das Risikopotenzial dominierte, falls er auch eingesetzt wurde. \* Wirkstoffe sind anhand dieser Spalte in absteigender Reihenfolge sortiert.

Wirkstoff	Wirkungsbereich	Anteil Rasterzellen auf denen Wirkstoff-Einsatz modelliert wurde [%]	durchschnittliches Risikopotenzial [ETR]*	Anteil dominierend [%]
Flazasulfuron	H	0.09%	158.38	78.7%
Fenoxycarb	I	0.04%	139.18	0.4%
Chlorpyrifos-methyl	I	0.20%	94.83	69.2%
Chlorpyrifos	I	0.59%	36.55	54.6%
Methiocarb	I	0.06%	33.87	59.9%
Metazachlor	H	0.32%	18.72	46.4%
Dimethachlor	H	0.48%	18.70	57.5%
Folpet	F	0.69%	18.67	34.3%
Carbendazim	F	0.04%	11.61	16.6%
Cypermethrin	I	0.10%	10.31	45.8%

Insgesamt gab es 12 Wirkstoffe, welche in mehr als der Hälfte der Rasterzellen, in denen sie eingesetzt wurden, auch die Risiken dominierten (Tabelle 7). Es handelt sich dabei um 7 Insektizide, 4 Herbizide und 1 Fungizid. Von diesen 12 Wirkstoffen wurden die Herbizide Dimethenamid-P und Chlorotoluron auf 0.79 % aller Rasterzellen überhaupt eingesetzt, das Insektizid Chlorpyrifos auf 0.59 % aller Rasterzellen. Die anderen Wirkstoffe wurden auf weniger als 0.5 % der Rasterzellen eingesetzt. Das mittlere Risikopotenzial war am höchsten für Flazasulfuron, gefolgt von Chlorpyrifos-methyl, Chlorpyrifos, Methiocarb und Dimethachlor.

Tabelle 7: Kennzahlen der Wirkstoffe, welche in über 50% der Rasterzellen das Risikopotenzial dominierten, falls ihr Einsatz modelliert wurde. Die einzelnen Spalten beschreiben pro Wirkstoff den Anteil der Rasterzellen, für welche ein Wirkstoffeinsatz modelliert wurde, das durchschnittliche Risikopotenzial der Rasterzellen, auf denen der entsprechende Wirkstoff eingesetzt wurde, und den Anteil der Rasterzellen, auf denen der Wirkstoff das Risikopotenzial dominierte, falls er auch eingesetzt wurde. \* Wirkstoffe sind anhand dieser Spalte in absteigender Reihenfolge sortiert.

Wirkstoff	Wirkungsbereich	Anteil Rasterzellen auf denen Wirkstoff-Einsatz modelliert wurde [%]	durchschnittliches Risikopotenzial [ETR]	Anteil dominierend [%]*
Flazasulfuron	H	0.09 %	158.4	78.72 %
Chlorpyrifos-Methyl	I	0.20 %	94.8	69.15 %
Diazinon	I	0.01 %	1.6	68.30 %
Monolinuron	H	0.00 %	3.0	65.11 %
Methiocarb	I	0.06 %	33.9	59.87 %
Sulfosulfuron	H	0.04 %	1.4	59.16 %
Isoproturon	H	0.48 %	6.3	58.91 %
Dimethachlor	H	0.48 %	18.7	57.52 %
Dimethenamid-P	H	0.79 %	6.6	55.86 %
Chlorotoluron	H	0.79 %	4.1	55.76 %
Chlorpyrifos	I	0.59 %	36.5	54.60 %
Propineb	F	0.00 %	2.00	53.5 %

### 3.4.3 Relevanz von Pyrethroiden und Organophosphaten

In den nationalen PSM-Risikoindikatoren, die mit Daten zu jährlich verkauften Wirkstoffmengen berechnet werden, bestimmen die Wirkstoffe der Klassen der Pyrethroide (Cypermethrin, zeta-Cypermethrin, alpha-Cypermethrin, Lambda-Cyhalothrin, Deltamethrin und Bifenthrin) und der Organophosphate (Chlorpyrifos, Chlorpyrifos-methyl) die Risiken für Oberflächengewässer (Korkaric *et al.*, 2020; Korkaric *et al.*, 2023), siehe Kapitel 3.10). Daher wurden für die Wirkstoffe dieser Klassen der modellierte Einsatz und die Risiken näher untersucht. Für die Risikomodellierung wurden die PSM-Spritzfolgen aus den Jahren 2016-2020 als Grundlage verwendet, in denen diese Wirkstoffe noch in vielen Anwendungsgebieten, wie Feldbau, Beerenbau, Gemüsebau, Obstbau und Weinbau eingesetzt werden durften. Inzwischen wurde für viele dieser Wirkstoffe die Zulassung eingeschränkt oder zurückgezogen.

Insgesamt zeigte sich, dass in 67 % aller betrachteten EZG mindestens einmal ein Einsatz von einem Wirkstoff aus den beiden Klassen modelliert wurde. In 38 % der EZG wurde auf über 10 % der Rasterzellen ein Einsatz dieser Wirkstoffe modelliert und in 3 % der EZG sogar auf über 50 % der Rasterzellen (Abbildung 13a). Von den Rasterzellen mit einem Risikopotenzial von ETR > 0 wurde auf 0.3 % mindestens einmal ein Wirkstoff von diesen zwei Klassen modelliert.

Falls ein Einsatz von Wirkstoffen der Klasse der Pyrethroide und Organophosphate in einer PSM-Spritzfolge modelliert wurde, dominierten diese Wirkstoffe häufig das Risikopotenzial (Abbildung 13b). Insbesondere in der Bodenseeregion, im Rheintal, im Tessin, im Rhonetal sowie in den Voralpen dominierten diese Wirkstoffe vorwiegend die Risiken, wenn ihr Einsatz modelliert wurde. In gewissen EZG im Mittelland waren auf weniger als 50 % der Rasterzellen, auf welchen ein Einsatz von Pyrethroiden und Organophosphaten modelliert wurde, auch diese Wirkstoffe risikobestimmend. Häufig waren dort andere Insektizide, wie beispielsweise das Neonicotinoid Thiacloprid oder das Carbamat Pirimicarb risikobestimmend.

Abschliessend lässt sich folgern, dass auf Rasterzellen, für die der Einsatz von Pyrethroiden oder Organophosphaten modelliert wurde, diese Wirkstoffe auch mehrheitlich das Risiko bestimmten. Aber aufgrund der, basierend auf der Bewirtschaftung, zugeordneten PSM-Spritzfolgen wurden die Wirkstoffe nur auf wenigen oder gar keinen Rasterzellen eines EZG modelliert. Deshalb waren diese Wirkstoffe für die PSM-Risikokarten – anders als für die nationalen PSM-Risikoindikatoren – insgesamt nicht risikobestimmend. Auf die Unterschiede zwischen den PSM-Risikokarten und dem nationalen PSM-Risikoindikator wird in Kapitel 3.10 (Vergleich mit nationalen Risikoindikatoren) näher eingegangen.

a) Modellierter Einsatzhäufigkeit Pyrethroide und Organophosphate



b) Anteil mit modellierter Risikodominanz von Pyrethroiden und Organophosphaten

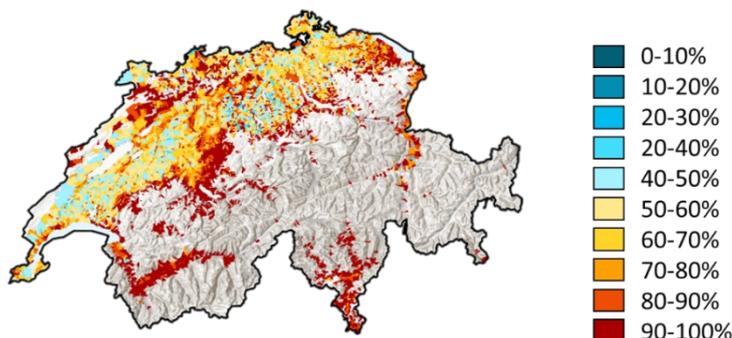


Abbildung 13: a) Anteil der Rasterzellen im EZG, auf denen ein Einsatz mit Wirkstoffen aus den Klassen der Pyrethroide und Organophosphate modelliert wurde. b) Anteil Rasterzellen im EZG, auf welchen Pyrethroide oder Organophosphate die Risiken dominierten, gemessen an allen Rasterzellen auf denen für diese Wirkstoffe auch ein Einsatz angenommen wurde.

### 3.5 Sensitivste Organismen

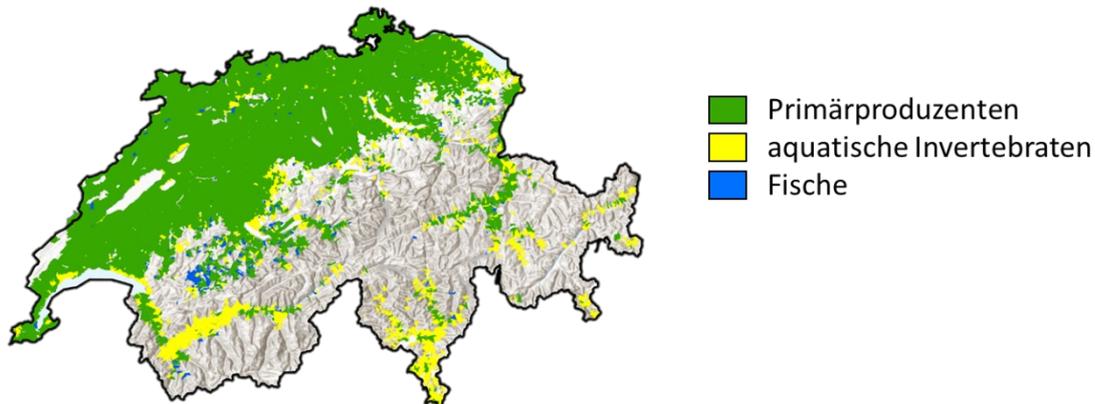


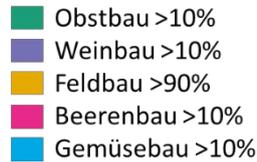
Abbildung 14: Karte mit der sensitivsten Organismengruppe (Primärproduzenten, aquatische Invertebraten und Fische) pro EZG.

Als sensitivste Organismen werden im Folgenden die Organismengruppen bezeichnet, für die auf den meisten Rasterzellen eines EZG das von den modellierten PSM-Anwendungen ausgehende potenzielle Risiko am höchsten war. Aufgrund der vorhandenen Daten zur Ökotoxizität beschränkt sich diese Betrachtung auf die Gruppen der Primärproduzenten, der aquatischen Invertebraten und der Fische.

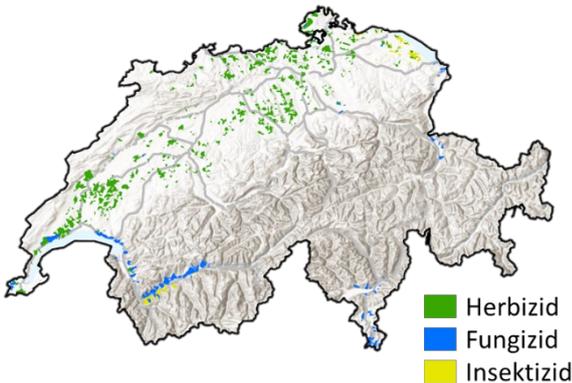
In 80 % der EZG waren laut Modellierung die Primärproduzenten die sensitivsten Organismen (Abbildung 14), besonders im Mittelland, für dessen EZG Herbizid-Einsätze am häufigsten modelliert wurde und Herbizide somit oft das Risikopotenzial dominierten. Die aquatischen Invertebraten waren in rund 17 % der EZG die sensitivsten Organismen. Dabei waren häufiger chronische als akute Effekte ausschlaggebend. In EZG, in welchen die Risikopotenziale von Fungiziden oder Insektiziden dominiert wurden (Abbildung 11), wie zum Beispiel in vielen EZG im Tessin oder im Rhonetal, waren häufig aquatische Invertebraten die sensitivste Gruppe. Fische waren in 3 % der EZG die sensitivsten Organismen.

### 3.6 Analyse Hotspot-EZG

a) charakteristische Kulturen



b) dominante Wirkungsbereiche



c) dominante Eintragspfade

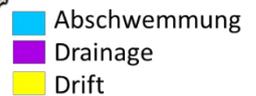
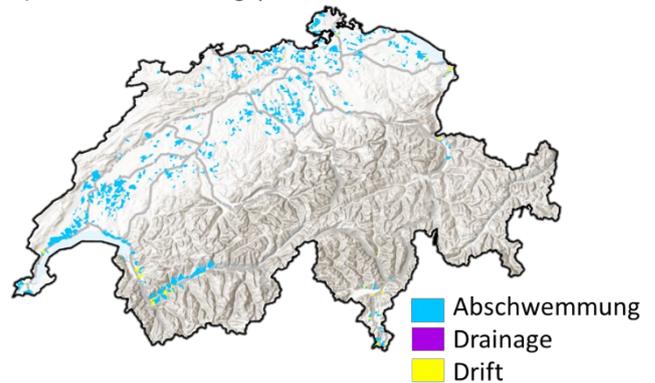


Abbildung 15: Hotspot-EZG und ihre charakteristischen Kulturen (a), dominanten Wirkungsbereiche (b) und dominanten Eintragspfade (c).

Die 10 % der EZG mit den höchsten Risikopotenzialen (Kennzahl Risikospitzen) wurden hier als Hotspot-EZG bezeichnet. Diese traten besonders gehäuft im Rhonetal und entlang des Genfersees auf und waren zudem vereinzelt im Mittelland und Tessin zu finden. Die Landnutzung der Hotspot-EZG ist zu 58 % durch Feldbau, zu 24 % durch Weinbau und zu 13 % durch Obstbau geprägt (Abbildung 15a). Dabei sind die durch Feldbau charakterisierten EZG (d.h. EZG mit über 90 % Feldbau) vor allem im Mittelland zu finden und ihr Risikopotenzial wurde meist durch die Herbizide bestimmt (Abbildung 15b). Im Rhonetal, entlang des Genfersees und im Tessin waren Hotspot-EZG vorwiegend durch Weinbau charakterisiert (d.h. > 10 % Weinbau). Dort wurde das Risikopotenzial vorwiegend durch die Fungizide bestimmt. Im vorderen Teil des Rhonetals und in der Bodenseeregion gab es Hotspot-EZG, in denen Obstbau charakteristisch war (d.h. > 10% Obstbau), wobei in diesen EZG häufig die Insektizide das aquatische Risikopotenzial dominierten. Zusammenfassend waren Herbizide in 75 %, Fungizide in 18 % und Insektizide in 7 % der Hotspot-EZG der dominierende Wirkungsbereich. Für die Hotspot-EZG stellte der Eintragspfad Abschwemmung (95 % der Fälle) vor Drift (5 % der Fälle) den wichtigsten Eintragspfad für das aquatische Risikopotenzial dar (Abbildung 15c). Drainage war in keinem der Hotspot-EZG der dominante Eintragspfad. Dies hängt möglicherweise mit der Modellannahme zusammen, dass nur PSM von Flächen mit einem Gewässerabstand <100 m via Drainage in das entsprechende Oberflächengewässer gelangen.

### 3.7 Vergleich PSM-Eintragsrisiken (Teil 1) mit PSM-Risikopotenziale (Teil 2)

Der Vergleich der PSM-Eintragsrisiken (PSM-Risikokarten Teil 1) mit den PSM-Risikopotenzialen (PSM-Risikokarten Teil 2) zeigt, dass die EZG insgesamt ähnlich risikoreich eingeteilt werden. Dies wird in der Kreuztabelle in Abbildung 16 deutlich, in der ein erheblicher Anteil der EZG auf der Diagonalen oder in direkt benachbarten Klassen liegt. Es gab keine EZG, die in einem Teil in die niedrigste und im anderen Teil in die höchste Risikoklasse eingestuft wurden. Von den EZG, die bezüglich PSM-Risikopotenzialen in Klasse 10 (Hotspot-EZG) eingestuft wurden, wurden 56 % auch bezüglich Eintragsrisiken in die höheren Klasse (6-8) eingestuft (Abbildung 16: Summe (vertikal) der Prozentwerte in der jeweils rechten Spalte für die Risikopotenzialklasse 10), 5 % lagen in der höchsten Klasse (8). Bei einigen EZG stimmten die zugeordneten Klassen jedoch weniger gut überein. So wurden 37 % der EZG, die hinsichtlich der PSM-Eintragsrisiken in die zweitniedrigste Klasse 2 eingestuft wurden, hinsichtlich des PSM-Risikopotenzials in mittlere bis hohe Risikoklassen (5-10) eingestuft (Abbildung 16: Summe der Prozentzahlen in der linken Spalte für Eintragsrisiko-Klasse 2). Insgesamt lagen die Einstufungen in den mittleren Klassen eher weit auseinander.

Zudem lag für insgesamt 2'613 EZG keine Klassierung gemäss PSM-Risikopotenzialen vor, wohl aber eine Klassierung gemäss PSM-Eintragsrisiken. Von diesen EZG weisen über 80 % ein geringes PSM-Eintragsrisiko (Klasse 1-3) auf. Nur ein einzelnes EZG in der höchsten Klasse bei den PSM-Eintragsrisiken wurde bei den PSM-Risikopotenzialen nicht eingestuft. Bei den PSM-Eintragsrisiken wurden insgesamt 521 EZG nicht eingestuft, für die aber PSM-Risikopotenziale vorlagen. Dies betraf wiederum zu einem grossen Teil EZG, die bei den PSM-Risikopotenzialen in tiefere Klassen eingestuft wurden. Da die Modellierung für PSM-Risikopotenziale später in Angriff genommen wurde als die PSM-Eintragsrisiken, lagen für die PSM-Risikopotenziale neuere und verbesserte landwirtschaftliche Nutzungsdaten vor. Der verbesserte und bereinigte Landnutzungsdatensatz, der für die PSM-Risikopotenziale verwendet wurde, war der Hauptgrund dafür, dass in den beiden Teilprojekten teilweise unterschiedliche EZG modelliert wurden.

#### Interpretation

Die Klassierung der EZG für die PSM-Eintragsrisiken wird methodenbedingt von der jeweiligen Grösse der EZG beeinflusst. Die EZG in der Klasse 1 sind durchschnittlich 154 ha gross, die EZG der Klasse 8 durchschnittlich 305 ha. Für PSM-Risikopotenziale spielt die Grösse der EZG hingegen keine Rolle für die Klassierung der EZG. Die Einteilung der EZG in PSM-Eintragsrisiken beruht auf vordefinierten Klassen, wodurch die Klassen eine unterschiedliche Anzahl von EZG beinhalten. Für PSM-Risikopotenziale wurde die Einteilung der EZG hingegen gleichmässig (in Quantile) über die Klassen verteilt. In der Abbildung 25 (siehe Anhang Kapitel 6.4) werden die PSM-Risikopotenziale und die PSM-Eintragsrisiken ohne Punktquellen verglichen. Die Aussage ist ähnlich wie in Abbildung 16. Tendenziell ist ein Zusammenhang zwischen der Einteilung der EZG nach den verschiedenen Kennzahlen zu beobachten. Es fällt aber auf, dass Hotspot-EZG der PSM-Risikopotenziale (Klasse 10) in fast allen PSM-Eintragsrisiko-Klassen vorkommen.

Im Modellierungsansatz der PSM-Eintragsrisiken werden deutlich weniger Einflussgrössen berücksichtigt als für die Modellierung der PSM-Risikopotenziale. Trotzdem zeigte sich in der Gegenüberstellung der Klassen, dass die Einteilung der EZG in die verschiedenen Klassen für beide Ansätze tendenziell ähnlich ist. Zum Beispiel wurde für die PSM-Eintragsrisiken durch die Gewässeranschlusskarte der Eintragspfad Abschwemmung mitberücksichtigt, welcher sich bei PSM-Risikopotenzialen für viele EZG als dominanter Eintragspfad herausgestellt hatte (Kapitel 3.3), was wiederum zu höheren Übereinstimmungen führte. Zudem gab es bei den PSM-Eintragsrisiken durch die Verwendung von PSM-relevanten Kulturen gewisse Übereinstimmungen mit kulturspezifischen PSM-Spritzfolgen, welche für die Modellierung der PSM-Risikopotenziale verwendet wurden. Das bedeutet, dass die gemeinsamen verwendeten Ausgangsdaten einen entscheidenden Einfluss auf die Resultate der Modellierung der beiden Projektteile hatten.

Jedoch gibt es in den Modellierungsansätzen der beiden Projektteile grössere Unterschiede. Zum einen wurden für die Modellierung der PSM-Eintragsrisiken die Hofplätze als Punktquellen berücksichtigt, die zur Berechnung der PSM-Risikopotenziale nicht berücksichtigt wurden. Zum anderen wurde für Modellierung der PSM-Risikopotenziale eine Vielzahl von zusätzlichen Parametern integriert, welche für PSM-Eintragsrisiken nicht berücksichtigt wurden (Tabelle 15). Das sind zum einen Umweltbedingungen wie Hangneigung, Klimaregionen, Feld-Gewässerdistanz, Gewässerbreite und Gewässertyp, sowie Bewirtschaftungsparameter, wie Kultur und Anbauart (Bio und Extenso).

Zusätzlich wurden Daten zum kulturspezifischen PSM-Einsatz und zu den umweltchemischen Eigenschaften dieser Wirkstoffe (KOC<sup>14</sup>, Abbaurate) sowie zur Sensitivität der aquatischen Organismen gegenüber den Wirkstoffen (Ökotoxizität) verwendet. Ebenfalls wurde der Eintragspfad Drift nur für PSM-Risikopotenziale modelliert. Da die Modellierung der PSM-Risikopotenziale zeitlich später umgesetzt wurde als PSM-Eintragsrisiken, konnte für die PSM-Risikopotenziale auf neuere, vollständigere und konsistentere Landnutzungsdaten (Download Frühjahr 2021) zurückgegriffen werden als für die PSM-Eintragsrisiken (Download Frühjahr 2019). Zwischen diesen zwei Zeitperioden wurden die vom Bundesamt für Landestopografie zur Verfügung gestellten Landnutzungsdaten wesentlich verbessert. Angesichts dieser Vielzahl von methodischen Unterschieden, ist die Übereinstimmung der beiden Ansätze gut.

**PSM-Eintragsrisiken (PSM-Risikokarten Teil 1)**

PSM-Risikopotenziale (PSM-Risikokarten Teil 2)	1		2		3		4		5		6		7		8		Zeilen Summe	nicht kat.
	↓	→	↓	→	↓	→	↓	→	↓	→	↓	→	↓	→				
1	147	25%/21%	224	18%/32%	162	11%/23%	117	6%/17%	52	3%/7%	6	0.5%/1%	0	0%/0%	0	0%/0%	708	262
2	179	30%/22%	204	16%/25%	211	14%/26%	68	8%/19%	68	4%/8%	7	1%/1%	0	0%/0%	0	0%/0%	737	148
3	107	18%/12%	181	14%/20%	249	16%/27%	129	12%/24%	129	7%/14%	21	2%/2%	7	1%/1%	1	1%/0.1%	824	58
4	59	10%/6%	184	14%/19%	234	15%/25%	197	11%/21%	197	11%/21%	56	4%/6%	17	2%/2%	2	2%/0.2%	946	19
5	47	8%/5%	129	10%/14%	189	12%/20%	232	13%/25%	232	12%/24%	86	7%/9%	24	3%/3%	6	5%/1%	945	15
6	19	3%/2%	117	9%/12%	165	11%/17%	251	12%/23%	251	14%/26%	139	11%/14%	39	6%/4%	8	7%/1%	989	10
7	14	2%/1%	111	9%/11%	131	9%/14%	277	11%/21%	277	15%/29%	165	13%/17%	62	9%/6%	4	3%/0.4%	1041	3
8	10	2%/1%	56	4%/6%	75	5%/8%	254	10%/19%	254	14%/26%	246	19%/25%	125	18%/13%	13	11%/1%	1033	2
9	5	1%/1%	42	3%/4%	65	4%/7%	218	8%/15%	218	12%/23%	292	23%/30%	174	25%/18%	28	24%/3%	1042	3
10	0	0%/0%	32	2%/3%	55	4%/6%	179	7%/13%	179	10%/18%	275	21%/28%	244	35%/25%	53	46%/5%	1017	1
Summe	587		1280		1536		1922		1857		1293		692		115			
nicht kat.	469		1051		632		376		73		9		2		1			

Abbildung 16: Kreuztabelle zum Vergleich der Klassierung der EZG für PSM-Eintragsrisiken (Teil 1) mit PSM-Risikopotenzialen (Teil 2). Gefärbte Zellen: Horizontal: Anzahl EZG pro PSM-Eintragsrisiko-Klasse (Synthesekarte mit Gewichtung diffuse Quellen und Punktquellen zu je 50%), von Klasse 1 (tiefes Eintragsrisiko) bis Klasse 8 (sehr hohes Eintragsrisiko). Vertikal: Anzahl EZG pro PSM-Risikopotenzial-Klasse, von Klasse 1 (EZG mit 0-10 % tiefsten Risikospitzen) bis 10 (EZG mit 90-100 % höchsten Risikospitzen; Hotspot-EZG). Farben: je dunkler das violett, desto mehr EZG aus Teil 2 liegen in der jeweiligen Klasse aus Teil 1 (Farben werden pro Spalte vergeben). Prozentzahlen: Jeweils linke Spalte: Prozentualer Anteil der EZG in den verschiedenen Risikoklassen aus Teil 2, die in der jeweiligen Klasse aus Teil 1 liegen (entspricht der Farbgebung). Die Summe pro Spalte (vertikal) ergibt 100 %. Jeweils rechte Spalte: Prozentualer Anteil der EZG in verschiedenen Risikoklassen von Teil 1, die in der jeweiligen Klasse aus Teil 2 liegen. Summe pro Zeile (horizontal) ergibt 100 %. «nicht kat.»: nicht kategorisiert, d.h. EZG, die nur in einem Projektteil klassiert wurden.

### 3.8 Vergleich Messungen (NAWA) mit PSM-Risikokarten

#### 3.8.1 NAWA-Messungen 2019 und 2020

In einem ersten Schritt wurde untersucht, wie sich das Risiko-Ranking der NAWA-Messstellen im Jahre 2019 und 2020 unterscheidet (20 Messstellen), d.h. welche von den untersuchten Messstellen ein vergleichsweise hohes bzw. tiefes Risiko aufweist. Die mittleren Risikoquotienten pro Messstelle über alle Wirkstoffe ( $RQ_{\text{mean,all}}$ ) lagen zwischen 0 (NAWA-EZG Erveratte) und 75 (Zwärenbach im 2019) (Abbildung 17). Insgesamt zeigte sich mit dem Kendall'schen Rangkorrelationstest ein signifikanter positiver Zusammenhang in den Rankings aller Messstellen der beiden Jahre, sowohl mit dem gemittelten Risiko ( $RQ_{\text{mean,all}}$ ;  $p=0.02$ ), als auch mit den Risikospitzen ( $RQ_{P90,all}$ ;  $p<0.01$ ). Das bedeutet, dass viele der untersuchten Gewässer in beiden Jahren als EZG vergleichsweise hohe respektive tiefe Risiken aufwiesen. In gewissen EZG unterschieden sich die Risikorankings jedoch stärker, wie zum Beispiel für die Messstellen Zwärenbach, Landgrabe und Eschelischbach. Im Zwärenbach oder der Salmsacher Aach konnten die Unterschiede aufgrund die zusätzlich analysierten Organophosphate und Pyrethroide zurückgeführt werden. Wurden Organophosphate und Pyrethroide nicht berücksichtigt, korrelierte das Risiko-Ranking der Messstellen im Jahr 2019 und 2020 noch deutlicher ( $RQ_{\text{mean,ohneOP}}$ ;  $p<0.01$  und  $RQ_{P90,ohneOP}$ ;  $p<0.01$ ).

<sup>14</sup> KOC: Der KOC-Wert gibt an, wie gut ein Stoff an der organischen Fraktion von festen Umweltkompartimenten wie Boden, adsorbieren kann. Ein höherer KOC-Wert bedeutet, dass der Stoff besser an der organischen Fraktion adsorbiert werden kann und somit weniger mobil ist.

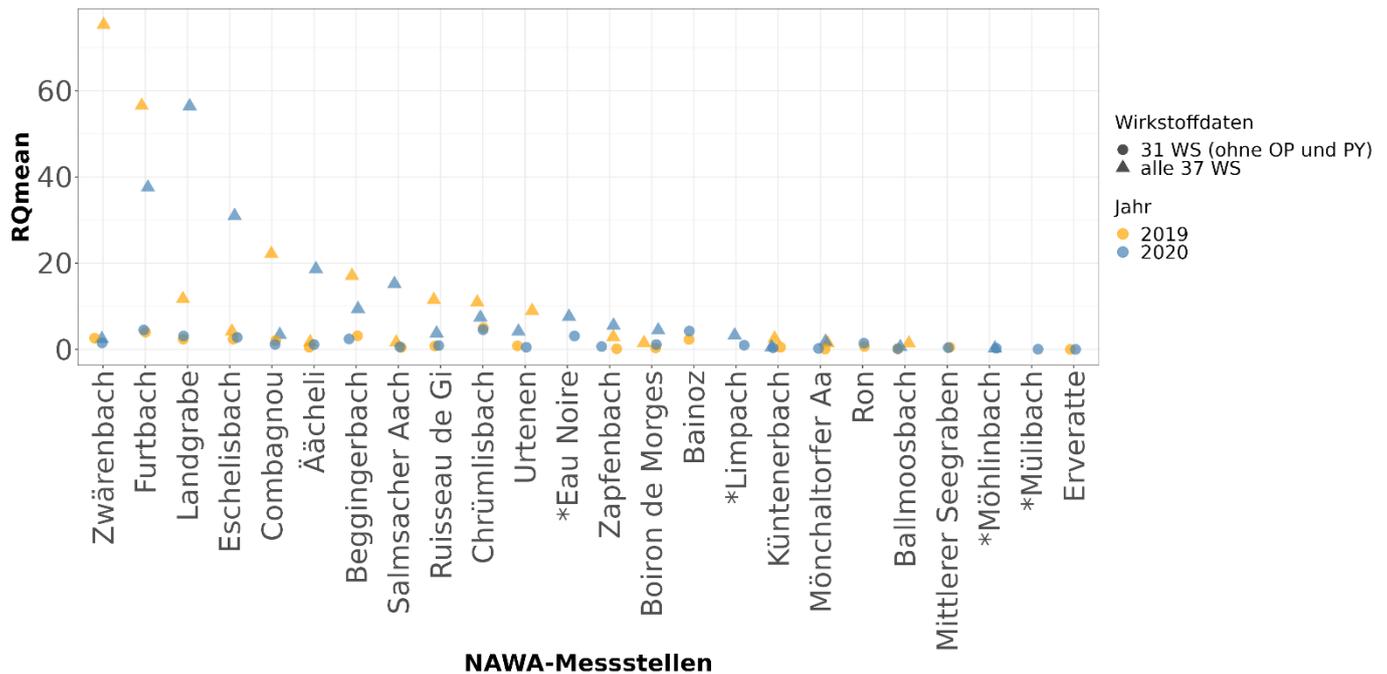


Abbildung 17: Berechnete  $RQ_{mean}$  von 37 (mit Pyrethroide (PY) und Organophosphate (OP); Dreiecke) respektive 31 (ohne Pyrethroide und Organophosphate; Kreise) Wirkstoffen für 20 bzw. 24 NAWA-Messstellen der Jahre 2019 (gelb) und 2020 (blau). Für die Berechnung von  $RQ_{mean}$  flossen zweiwöchige Mischproben im Zeitraum April bis November mit ein. Für NAWA-Messstellen welche mit «\*» markiert sind, lagen nur Messdaten aus dem Jahr 2020 vor.

### 3.8.2 Vergleich NAWA-Messungen mit PSM-Eintragsrisiken (Teil 1)

Wurden die verschiedenen Risiko-Rankings der NAWA-Messstellen (4 Kennzahlen x 2 Jahre) mit den Rankings der PSM-Eintragsrisiken (2 Kennzahlen; Koch und Prasuhn (2021)) verglichen, zeigte sich für keine der 16 Kombinationen ein statistisch signifikanter Zusammenhang ( $p > 0.05$ ; Tabelle 18 im Anhang). Im Streudiagramm in Abbildung 18 sind beispielhaft die aggregierten Messdaten aus dem Jahr 2020 ( $RQ_{mean}$ ) und die Klassierung der PSM-Eintragsrisiken pro NAWA-EZG dargestellt. Auf dieser Abbildung ist gut ersichtlich, dass zwischen den RQ-Werten für die NAWA-Messstellen und der Klassierung der PSM-Eintragsrisiken der NAWA-EZG kein Zusammenhang besteht. Tiefe  $RQ_{mean}$  wie zum Beispiel in der NAWA-Messstelle Ächeli oder Ballmoosbach weisen sowohl tiefe als auch hohe PSM-Eintragsrisiken auf, so dass kein Zusammenhang zwischen den beiden Kennzahlen hergestellt werden kann.

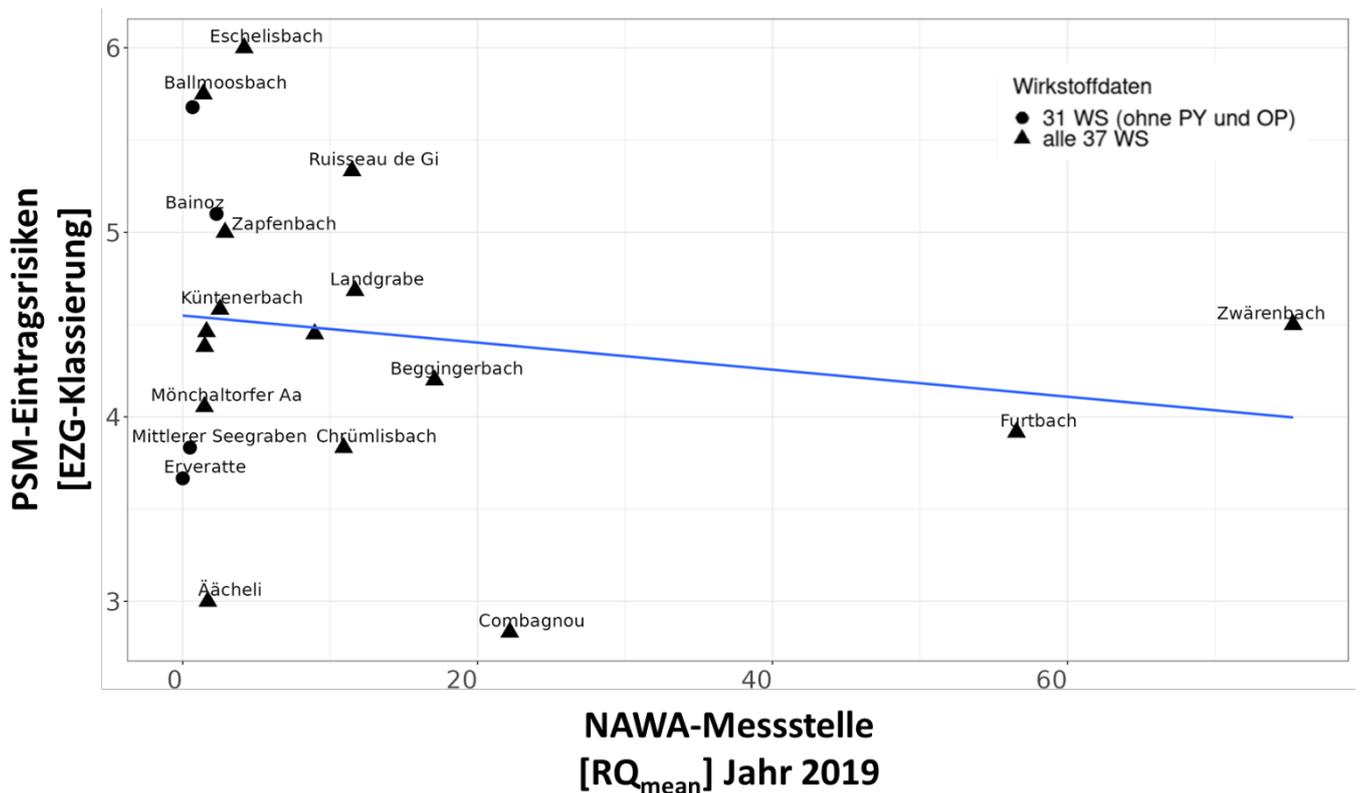


Abbildung 18: Vergleich der NAWA-EZG Rankings für die Kennzahl aus den PSM-Eintragsrisiken (Gewichtung 50 % diffuse Quellen und 50 % Punktquelle) und der Kennzahlen  $RQ_{mean}$  aus dem Jahr 2019 der NAWA-Messstellen; Dreiecke zeigen an, dass alle 37 Wirkstoffe gemessen wurden; Kreise zeigen an, dass nur 31 Wirkstoffe gemessen wurden (ohne Pyrethroide und Organophosphate). Die Klassierung der EZG nach PSM-Eintragsrisiken wurde in Koch und Prasuhn (2021) erstellt. Dabei bedeutet eine höhere Klassierung höhere PSM-Eintragsrisiken.

### 3.8.3 Vergleich NAWA-Messungen mit PSM-Risikopotenzialen (Teil 2)

Im zweiten Teil der PSM-Risikokarten wurden durch Berücksichtigung zusätzlicher Parameter, wie PSM-Einsatz auf den angebauten Kulturen und ökotoxikologischen Endpunkte für Gewässerorganismen nicht nur Eintragsrisiken, sondern auch aquatische Risikopotenziale modelliert. Wurde das Ranking der NAWA-EZG basierend auf den Messungen (8 Kennzahlen: jeweils für 2019 und 2020 mit und ohne Organophosphate und Pyrethroide für die zwei Risikoquotienten  $RQ_{P90}$  und  $RQ_{mean}$ ) mit dem Ranking basierend auf den PSM-Risikopotenzialen (2 Kennzahlen: Risikospitzen und mittleres Risikopotenzial) verglichen, liess sich für 12 der 16 Kombinationen ein statistisch signifikanter Zusammenhang nachweisen (Kendall'scher Rangkorrelationstest  $p < 0.05$ , siehe Tabelle 19 im Anhang). Grundsätzlich zeigte sich, dass die Übereinstimmung zwischen PSM-Risikopotenzialen und NAWA-Messungen aus dem Jahr 2020 besser war (7 von 8 Vergleichen signifikant) als mit den Messungen aus dem Jahr 2019 (5 von 8) (Tabelle 19 im Anhang).

Im Streudiagramm Abbildung 19 wurde beispielhaft der Zusammenhang zwischen den Messungen  $RQ_{mean, ohne PO}$  aus dem Jahr 2020 und den berechneten Risikospitzen dargestellt. NAWA-EZG mit hohen RQ-Werten im Jahr 2020 wie Bainoz oder Landgrabe zeigten auch höhere modellierte PSM-Risikospitzen. Die meisten NAWA-EZG mit tiefen RQ-Werten wiesen ebenfalls kleine modellierte Risikospitzen auf, Ausnahmen waren die NAWA-EZG Furtbach und Chrümlisbach.

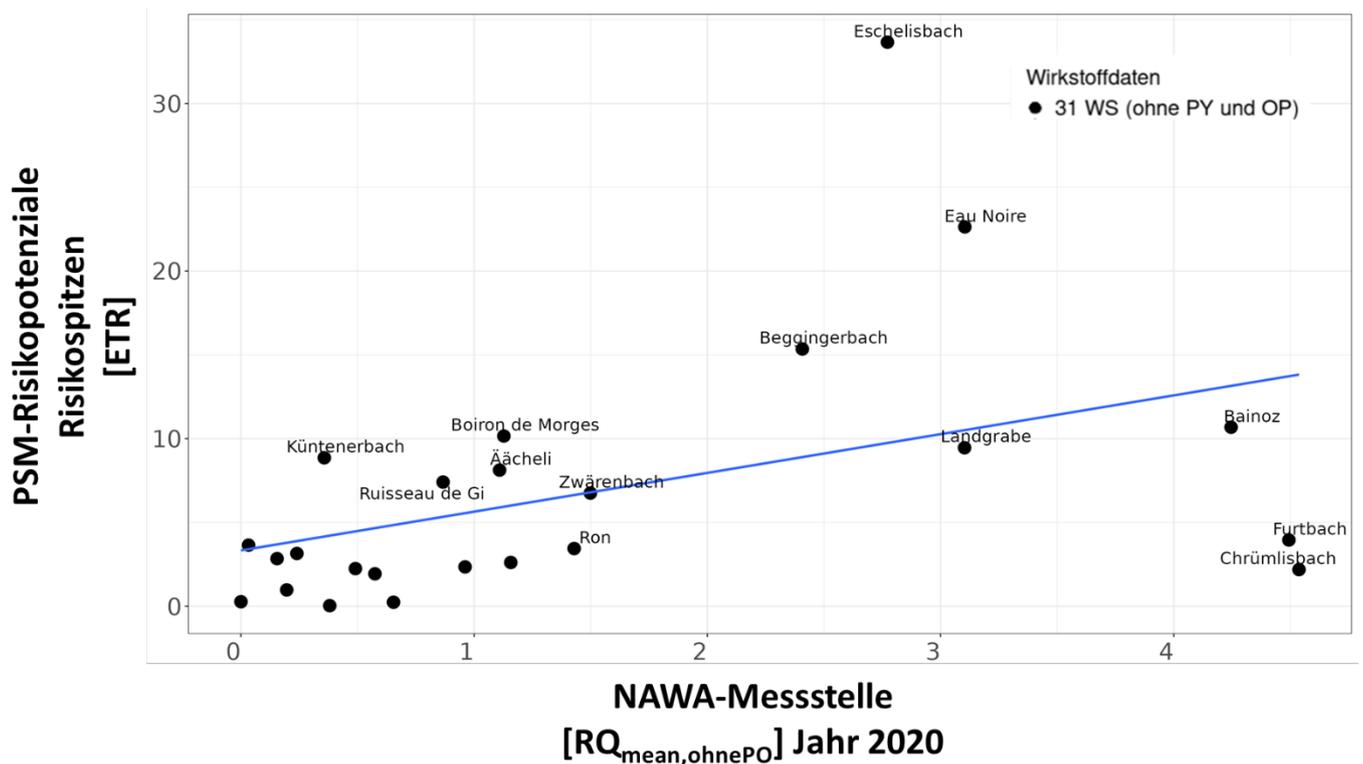


Abbildung 19: Vergleich der NAWA-EZG Rankings zwischen der modellierten Kennzahl Risikospitzen der PSM-Risikopotenziale und der auf Messwerten basierenden Kennzahl  $RQ_{\text{mean,ohnePO}}$  aus dem Jahr 2020 für NAWA-Messstellen (ohne Organophosphate und Pyrethroide).

Zusätzlich wurden Vergleiche zwischen Messungen und Modellierung auch auf Ebene Wirkungsbereiche (Insektizide, Fungizide und Herbizide) angestellt. Wurden nur die herbiziden Wirkstoffe für das Risiko-Ranking der Messstellen für das Jahr 2019 und der PSM-Risikopotenziale verglichen, dann zeigten alle 8 Kombinationen einen statistisch signifikanten positiven Zusammenhang ( $p < 0.05$ , Tabelle 20 im Anhang). Mit den Messdaten aus dem Jahr 2020 hingegen zeigte sich bei den Herbiziden bei keiner der 8 Kombinationen ein signifikanter Zusammenhang ( $p > 0.07$ ). Bei den Fungiziden wurde bei insgesamt 10 von 16 Kombinationen (beide Jahre) ein positiver, statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Modellierung und den Messungen festgestellt. Bei den Insektiziden zeigten nur 2 von 16 Kombinationen einen signifikanten Zusammenhang im Rangkorrelationstest. Abbildung 20 zeigt den Vergleich zwischen der modellierten Kennzahl Risikospitzen mit der Kennzahl  $RQ_{p90,2019}$  aus den Messungen, unterteilt nach Wirkungsbereichen.

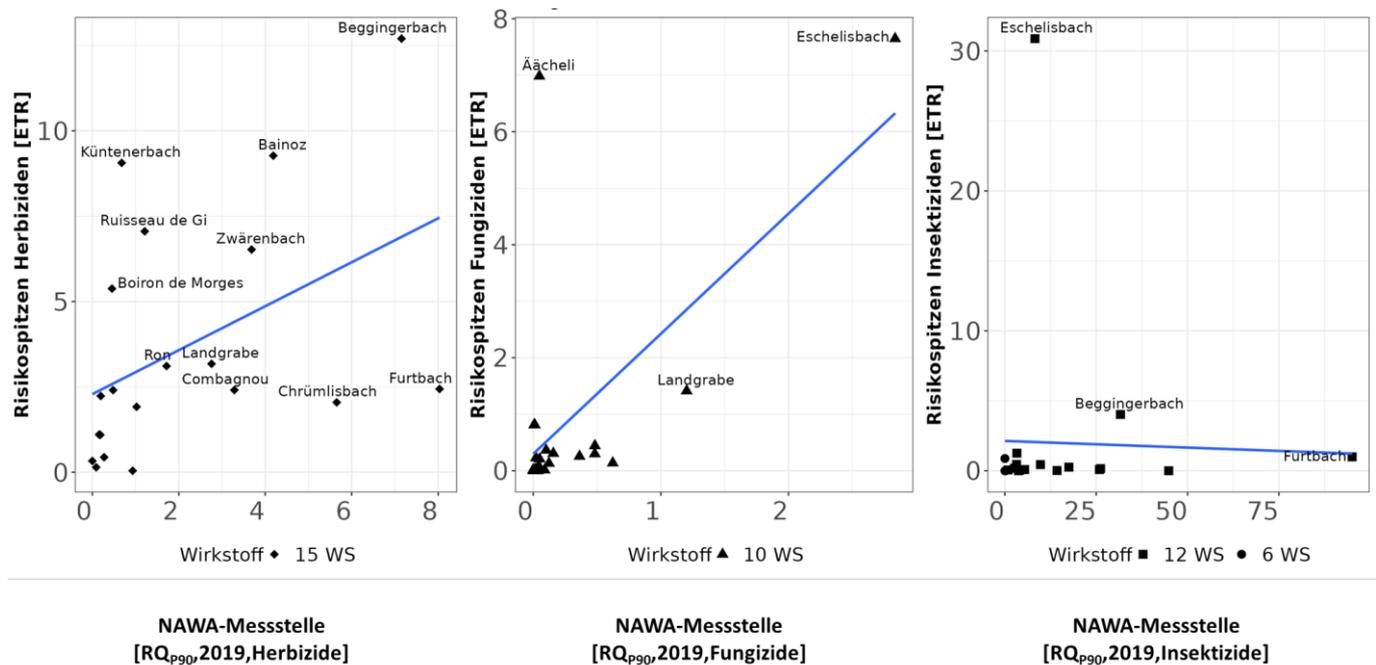


Abbildung 20: Vergleich der NAWA-EZG Rankings für die modellierte Kennzahl Risikospitzen und die Kennzahl  $RQ_{p90}$  für PSM-Messungen aus dem Jahr 2019 unterteilt nach Wirkungsbereichen. Rauten zeigen die addierten RQ von 15 herbiziden Wirkstoffe pro NAWA-EZG, Dreiecke die von 10 fungiziden WS, Vierecke respektive Kreise kennzeichnen die von 12 respektive 6 insektizide Wirkstoffe (letzte ohne Organophosphate und Pyrethroide). Für die Wirkbereiche Herbizide und Fungizide wurde ein statistisch signifikanter Zusammenhang im Rangkorrelationstest zwischen Modellierung und Messung gefunden ( $p < 0.05$ ), für den Wirkungsbereich Insektizide wurde kein statistisch signifikanter Zusammenhang festgestellt ( $p > 0.2$ ).

### 3.8.4 Fazit: Vergleich Messungen (NAWA) mit PSM-Risikokarten

Der Vergleich zwischen Messung und Modellierung ist grundsätzlich nur beschränkt möglich, da sich diese Ansätze in verschiedener Hinsicht sehr stark unterscheiden (Tabelle 3). Gemessene PSM-Konzentrationen werden an erster Stelle von den tatsächlichen Gegebenheiten bestimmt, also von den effektiv im EZG eingesetzten PSM, den aktuellen Wetterbedingungen, insbesondere dem Zeitpunkt und der Intensität von Regenereignissen, oder den tatsächlichen hydrologischen Bedingungen im Oberflächengewässer. Dem gegenüber werden für die Modellrechnungen für diese Einflüsse Standardgrößen eingesetzt. Auf den Einfluss von zufällig zugewiesenen PSM-Spritzfolgen im Vergleich zu tatsächlichen PSM-Anwendungen wird in Kapitel 3.9 eingegangen.

Weiter werden in den Messungen regionale Unterschiede durch zum Beispiel Sensibilisierung der Landwirte oder gebräuchlichen Pflanzenschutz- und Anbautechniken abgebildet, welche im Gegensatz dazu in den Modellrechnungen nicht berücksichtigt werden. Auch die zeitliche sowie auch die räumliche Auflösung unterschied sich zwischen Messung und Modellierung. Bei den Messungen entspricht die zeitliche Auflösung zweiwöchigen Mischproben, welche durchgängig zwischen April bis November erhoben wurden. Bei der Modellierung der PSM-Risikopotenziale wird eine tägliche WS-Konzentration und der ökotoxikologischen Risiken für Gewässerorganismen über die ganze Anbausaison modelliert. Die Messungen integrieren ein oder mehrere EZG. Hingegen werden bei der Modellierung einzelne Rasterzellen berechnet, welche anschliessend auf EZG-Ebene aggregiert werden.

Ebenfalls ist die Betrachtungsweise zwischen Messung und Modellierung unterschiedlich. Die Messung zeigt die ins Gewässer gelangten PSM-Wirkstoffe (Immissionen), während bei der Modellierung die potenziellen Austräge aus den behandelten Flächen betrachtet werden (Emissionen). Die gemessenen Konzentrationen sind durch zusätzliche Prozesse im Gewässer beeinflusst, welche bei der Modellierung (Emissionsbetrachtung) nicht oder nur zum Teil berücksichtigt sind, wie Sorption von PSM am Sediment, Verdünnung durch zusätzliche Wassereinträge). Grundsätzlich werden bei den Messungen (Immissionsbetrachtung) alle Eintragsquellen, wie Hofplatzentwässerung oder auch nicht-landwirtschaftliche Einträge berücksichtigt. Diese Vielzahl hier erläuterten Unterschiede zwischen Messung und Modellierung können die Ergebnisse überlagern und vermindern die Vergleichbarkeit grundsätzlich.

Der Vergleich des Risikorankings der NAWA-EZG für die Jahre 2019 mit 2020 hat einen signifikanten positiven Zusammenhang gezeigt (Kapitel 3.8.1). Das bedeutet, dass NAWA-Messstellen mit tieferen  $RQ_{mean}$  respektive

höheren  $RQ_{\text{mean}}$  im Jahr 2019 auch im Jahr 2020 einen eher tieferen  $RQ_{\text{mean}}$  respektive höheren  $RQ_{\text{mean}}$  aufweisen. Jedoch gab es für einige Messstellen grössere Unterschiede in diesen zwei Jahren. Diese Variabilität kann durch unterschiedliche Wetterregime in diesen zwei Jahren oder unterschiedlichen PSM-Einsatz erklärt werden. Das bedeutet, dass bereits die Variabilität der NAWA-Messungen den Vergleich zwischen Messungen und Modellierung beeinflussen kann. Die Auswahl der gemessenen Wirkstoffe kann zudem einen grossen Einfluss auf das Risiko-Ranking haben kann. Das zeigte sich in der Veränderung des EZG-Rankings, wenn zusätzlich die Organophosphate und Pyrethroide berücksichtigt wurden. Das Ranking der NAWA-EZG aufgrund von RQ-Kennzahlen stimmte schlecht mit den von Koch und Prasuhn (2021) hergeleiteten PSM-Eintragsrisiken überein. Dies ist wenig erstaunlich, da die Eintragsrisiken die EZG charakterisieren. Dabei werden die Eigenschaften von PSM bzw. PSM-Wirkstoffeigenschaften für deren Herleitung nicht berücksichtigt, beeinflussen aber deren Verhalten in der Umwelt und damit den Eintrag in das Gewässer. Ebenso fließen die ökotoxikologischen Eigenschaften der Wirkstoffe nicht in PSM-Eintragsrisiken ein, während die zum Vergleich hinzugezogenen, aus den Messungen abgeleiteten RQ-Werte ein Mass für das ökotoxikologische Risiko der tatsächlich im Gewässer auftretenden PSM-Wirkstoffe sind.

Weitere Unterschiede zwischen den aus den NAWA-Messungen abgeleiteten und den berechneten PSM-Eintragsrisiken: (i) Die Herleitung der PSM-Eintragsrisiken beschränken sich auf potenzielle PSM-Einträge aus landwirtschaftlicher Bewirtschaftung. Dazu werden alle landwirtschaftlich genutzten Flächen berücksichtigt, auf denen der Einsatz von PSM möglich respektive wahrscheinlich ist, dies sind insbesondere alle Ackerflächen und Dauerkulturen und Landwirtschaftliche Betriebe als Punktquelle berücksichtigt. Tatsächlich werden aber nicht auf all diesen landwirtschaftlich genutzten Flächen PSM eingesetzt. Ebenfalls werden für die Herleitung von PSM-Eintragsrisiken andere PSM-Quellen (nicht-landwirtschaftlicher PSM-Einsatz, Biozidanwendungen, Einträge aus Kläranlagen) nicht abgebildet. (ii) Der Eintragspfad Drift wird bei den modellierten PSM-Eintragsrisiken nicht berücksichtigt. Es ist aber bekannt, dass Drift bei der PSM-Applikation ein relevanter Eintragspfad ist (Schweizer et al., 2014). (iii) PSM bzw. Wirkstoffeigenschaften werden in den PSM-Eintragsrisiken nicht direkt berücksichtigt. Das heisst auch, dass die ökotoxikologischen Eigenschaften der Wirkstoffe in den PSM-Eintragsrisiken nicht berücksichtigt wurden. Hingegen werden bei den RQ-Werten der Messungen die ökotoxikologischen Eigenschaften der Wirkstoffe mit den CQK berücksichtigt.

Für die PSM-Risikopotenziale wurden (im Vergleich zu den PSM-Eintragsrisiken) zusätzliche Parameter, wie Wirkstoffeigenschaften (ökotoxikologische und umweltchemische-Eigenschaften), weitere Umweltbedingungen und Bewirtschaftung (Bio, Konventionell und Extensiv) berücksichtigt. Durch diese Weiterentwicklung stimmten die Risikoquotienten (die auf Messungen basieren) und die modellierten Risikopotenziale besser überein. Für das Jahr 2020 wiesen beinahe alle Vergleiche zwischen Messungen (NAWA) und PSM-Risikopotenziale einen positiven, statistisch signifikanten Zusammenhang auf. Das zeigt, dass der Modellierungsansatz der PSM-Risikopotenziale eher dazu geeignet ist, Risikopotenziale für EZG vorauszusagen als die alleinige Berücksichtigung der Eintragswahrscheinlichkeit.

Für das Jahr 2019 zeigten die für die NAWA-EZG aus Messungen berechneten RQ und die modellierten Kennzahlen aus den PSM-Risikokarten für eine Mehrheit der Vergleiche (über 60%) einen positiven, statistisch signifikanten Zusammenhang. Die Unterschiede zwischen diesen zwei Jahren bestätigte, dass insbesondere die Variabilität der Wetterbedingungen und der PSM-Einsatz einen grossen Einfluss auf die Übereinstimmung der Kennzahlen aus Messungen und Modellierung hat. Sowohl das Jahr 2019 als auch das Jahr 2020 zeichneten sich durch unterdurchschnittliche Niederschlagssummen im Frühling im Vergleich zur Referenzperiode 1981-2010 aus (MeteoSchweiz, 2019, 2020). Der ausbleibende Niederschlag hat einen grossen Einfluss auf die PSM-Spritzfolgen für die verschiedenen Kulturen sowie auch auf den PSM-Eintrag via Abschwemmung und Drainage in den Messungen. Dies zeigt die Limitierung solcher Vergleiche auf (Tabelle 3).

Weitere vertiefte Vergleiche auf der Ebene der Wirkungsbereiche (Herbizide, Fungizide und Insektizide) zeigten, dass die Auswahl der Wirkungsbereiche die Voraussagekraft stark beeinflussen kann. Im Vergleich zwischen Messungen und Modellierung stimmten die Fungizide am besten überein, gefolgt von den Herbiziden und, mit deutlich weniger guter Übereinstimmung, den Insektiziden. Fungizide und Herbizide werden deutlich häufiger eingesetzt als Insektizide. Mit der häufigeren Anwendung dieser PSM werden diese auch regelmässiger in den Messstellen gemessen und können so mit der Modellierung besser in Übereinstimmung gebracht werden. Ein weiterer Grund könnte darin liegen, dass Fungizide und Herbizide im Allgemeinen eine tiefere aquatische Ökotoxizität im Vergleich zu Insektiziden aufweisen. Das hat zur Folge, dass gleiche PSM-Mengen von Fungiziden

oder Herbiziden einen kleineren Einfluss auf den RQ-Wert oder das modellierte PSM-Risikopotenzial haben als die gleichen Mengen von Insektiziden.

Zusammenfassend kann aus dem Vergleich der Modellierung der PSM-Risikopotenziale im Vergleich mit Messungen abgeleitet werden, dass mit dem zusätzlich betriebenen Aufwand für die Berechnung der PSM-Risikopotenziale unter Berücksichtigung des PSM-Einsatzes und der ökotoxikologischen Eigenschaften der PSM eine deutlich differenziertere Abbildung des PSM-Risikopotenzials für EZG möglich ist. Weitere vertiefte Vergleiche, wie zum Beispiel auf der Ebene von Wirkstoffen, werden mit den vorhandenen Ausgangsdaten und aufgrund der grundsätzlichen Unterschiede der Ansätze als nicht sinnvoll erachtet.

### 3.9 Vergleich zwischen zufällig zugeordneten und bekannten PSM-Spritzfolgen

Für die Modellierung der PSM-Risikopotenziale wurden der Bewirtschaftung entsprechende PSM-Spritzfolgen zufällig auf die Rasterzellen verteilt (vergleiche Kapitel 2.3 und 2.4). Aus dem Projekt „AquaSan“<sup>15</sup> liegen für einige ausgewählte Flächen innerhalb der beiden AquaSan-EZG Eschelisbach und Salmsacher Aach reale und georeferenzierte PSM-Anwendungsdaten vor. Ein Vergleich der modellierten PSM-Risikopotenziale (basierend auf zufällig zugeordneten PSM-Spritzfolgen entsprechend der jeweils vorliegenden Kultur und Anbauart) mit den realen und georeferenzierten AquaSan-Risikopotenzialen sollte einen Aufschluss darüber geben, wie stabil der gewählte Ansatz zur Verteilung der PSM-Spritzfolgen auf die Flächen für die PSM-Risikokarten ist. Hierzu wurden die vorhandenen georeferenzierte PSM-Spritzfolgen aus dem Ressourcenprojekt AquaSan für die Jahre 2019 und 2020 verwendet und einerseits die Risiken pro Rasterzelle und andererseits das aggregierte Risikopotenzial auf Ebene der beiden AquaSan-EZG Eschelisbach und Salmsacher Aach anhand der Kennzahlen Risikospitzen und mittleres Risikopotenzial verglichen.

Beim Vergleich der Risikopotenziale je Rasterzelle lagen die Risiken für die realen PSM-Spritzabfolgen (AquaSan-Risikopotenziale) in den meisten Fällen innerhalb der Bandbreite der Risikopotenziale für die zufällig zugeordneten PSM-Spritzfolgen (im Folgenden nur noch PSM-Risikopotenziale genannt), die sich aus den 15 Modellläufen ergaben (Abbildung 21). Im Jahr 2019 konnten für insgesamt 1'371 Rasterzellen die Risiken verglichen werden, wobei das AquaSan-Risikopotenzial bei 93 % der Rasterzellen innerhalb der Bandbreite (kleinster bis grösster Wert für das Risikopotenzial) der PSM-Risikopotenziale lag. Weitere 5 % der berechneten AquaSan-Risikopotenziale lagen oberhalb und 2 % unterhalb der Bandbreite der PSM-Risikopotenziale. Für das Jahr 2020 konnten insgesamt 2'579 Rasterzellen verglichen werden, wobei 85 % aller Rasterzellen der AquaSan-Risikopotenziale zwischen dem niedrigsten und höchsten Wert der PSM-Risikopotenziale aus den 15 Modellläufen lagen. 10 % der berechneten AquaSan-Risikopotenziale lagen über dem höchsten Wert und 5 % unter dem niedrigsten Wert der PSM-Risikopotenziale.

Rasterzellen, deren AquaSan-Risikopotenziale nicht im Bereich der PSM-Risikopotenziale lagen, wurden näher betrachtet. Meist waren diesen Rasterzellen unterschiedliche Landnutzungen zugeordnet. So waren z.B. Rasterzellen im AquaSan-Projekt als landwirtschaftliche Flächen definiert, nicht aber in den Daten, die für die PSM-Risikokarten verwendet wurden, oder es wurde für die betreffende Fläche eine andere Kultur angenommen (z.B. Gemüse statt Mais, Wiese statt Hochstammkulturen, Ackerkulturen oder Gemüse) und somit ein sehr unterschiedlicher PSM-Einsatz modelliert.

<sup>15</sup> Informationen zum Ressourcenprojekt AquaSan : <https://arenenberg.tg.ch/innovationsprojekte/aquasan.html/11314> (aufgerufen 20.07.2023)

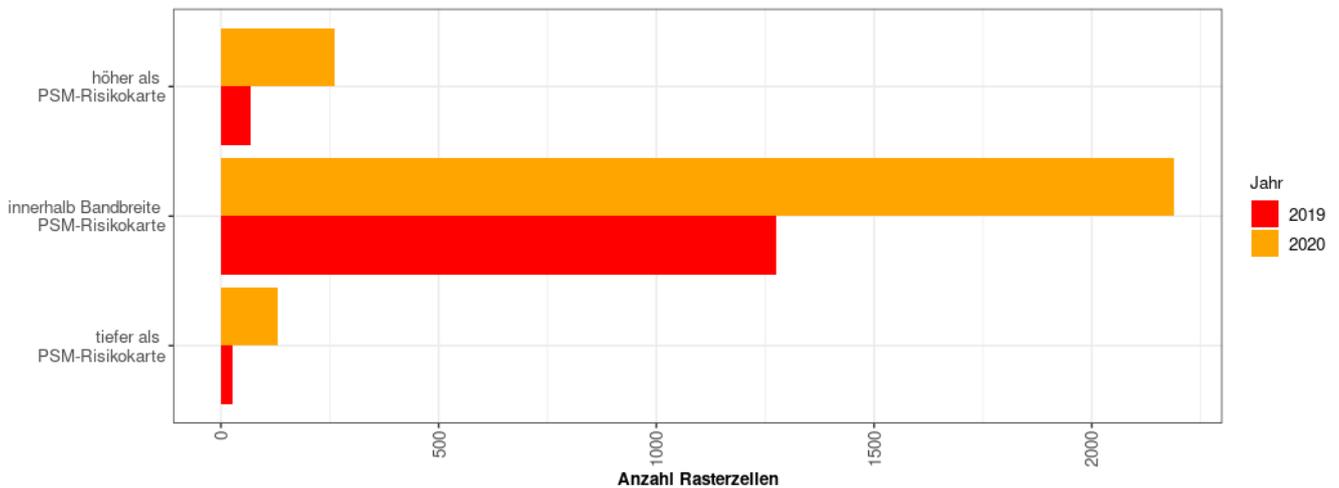


Abbildung 19: Vergleich der modellierten AquaSan-Risikopotenziale aus den Jahren 2019 (rot) und 2020 (orange) und PSM-Risikopotenzialen (PSM-Risikokarte) auf Rasterzellen-Ebene.

In einem zweiten Schritt wurden die auf Ebene der AquaSan-EZG aggregierten Risiken für die AquaSan-Risikopotenziale der Jahre 2019 und 2020 sowie für die PSM-Risikopotenziale verglichen, jeweils getrennt für die Kennzahlen mittleres Risikopotenzial und Risikospitzen (Abbildung 22). Zum einen wurden dabei für die PSM-Risikopotenziale nur die Rasterzellen zu AquaSan-EZG aggregiert, für welche auch AquaSan-Risikopotenziale (anhand reeller Spritzfolgen) berechnet wurden (Abbildung 22, roter und oranger Boxplot). Dabei lagen die Risiken für tatsächliche PSM-Spritzfolgen in den meisten Fällen innerhalb der Bandbreite der Risikopotenziale für zufällig zugewiesene PSM-Spritzfolgen, welche sich aus den 15 Modellläufen ergaben. Für die Kennzahl Risikospitzen zeigte sich, dass für das AquaSan-EZG Eschelisbach das modellierte AquaSan-Risikopotenzial für beide Jahre und für das AquaSan-EZG Salmsacher Ach für das Jahr 2019 in der Bandbreite der PSM-Risikopotenziale lag. Die aggregierten Kennzahlen liegen jedoch eher im unteren Bereich der Bandbreite der PSM-Risikopotenziale. Für diese beiden EZG bedeutet dies, dass die modellierten PSM-Risikopotenziale im Vergleich zu den auf Basis der realen bekannten PSM-Spritzfolgen berechneten Risikopotenzialen tendenziell etwas überschätzt wurden.

Alternativ dazu wurden die Kennzahlen der PSM-Risikopotenziale für sämtliche Rasterzellen der AquaSan-EZG aggregiert (Abbildung 22, blauer Boxplot). Hier zeigte sich für keines der beiden AquaSan-EZG eine gute Übereinstimmung der Kennzahlen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in den AquaSan-Daten nur für einen Bruchteil der Flächen die realen und georeferenzierten PSM-Spritzfolgen bekannt sind. Die Verwendung aller Rasterzellen zeigt den Mehrwert der hier durchgeführten Modellierung der PSM-Risikopotenziale, da alle für die Risiken relevanten Flächen im EZG berücksichtigt werden können und nicht nur einzelne Flächen mit bekanntem PSM-Einsatz.

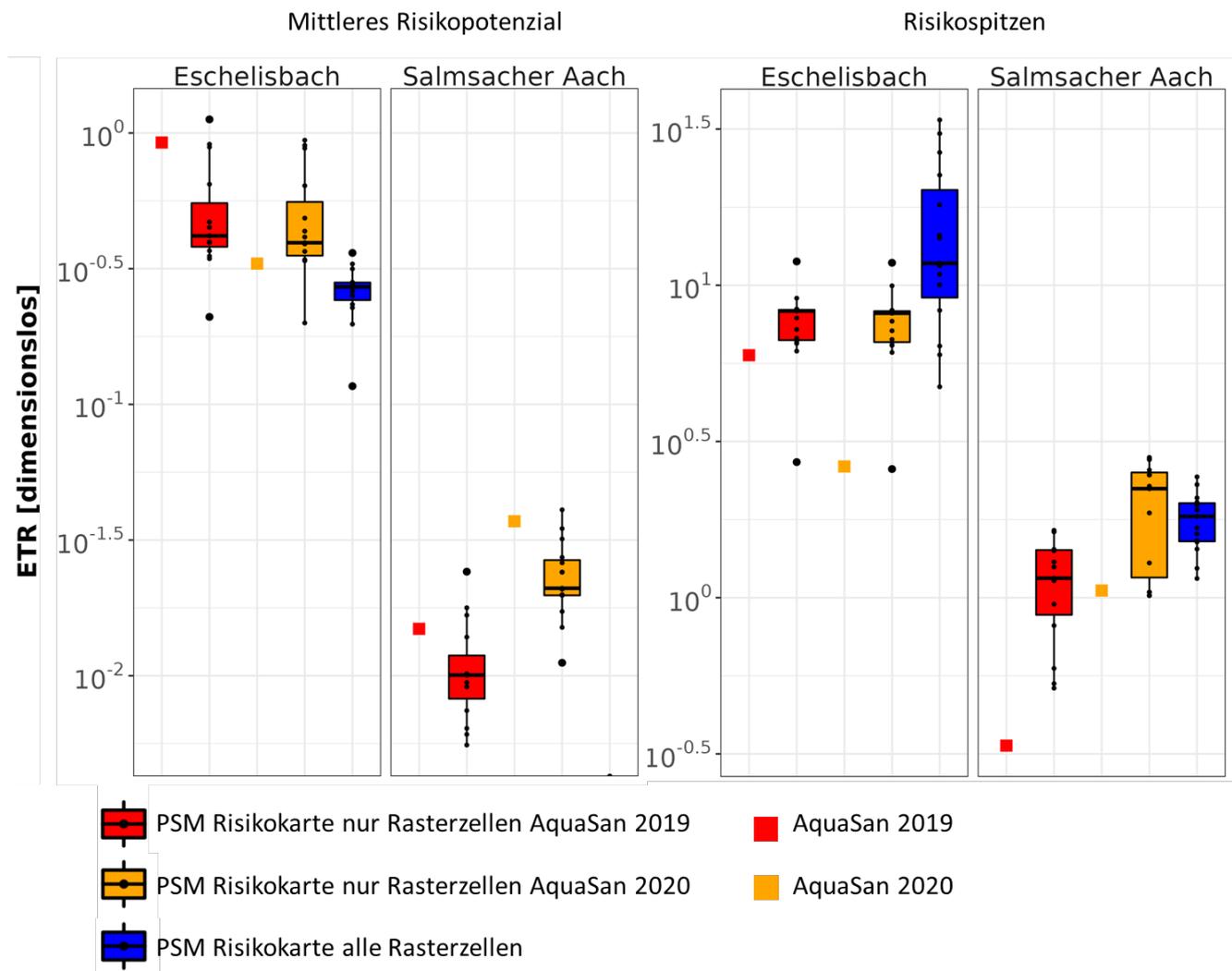


Abbildung 22: Vergleich der Kennzahlen mittleres Risikopotenzial (links) und Risikospitzen (rechts), berechnet für die AquaSan-EZG Eschelisbach und Salmsacher Aach anhand der modellierten PSM-Risikopotenziale (Boxplot aus den 15 Modellläufen, schwarze Punkte entsprechen einem Modelllauf) und der AquaSan-Risikopotenziale auf Basis der tatsächlichen Spritzfolgen (oranges Quadrat: Daten 2019; rotes Quadrat: Daten 2020). Boxplot rot und orange: aggregierte PSM-Risikopotenziale für die beiden AquaSan-EZG nur mit übereinstimmenden Rasterzellen aus dem Projekt AquaSan aus dem Jahr 2019 respektive 2020; Boxplot blau: aggregierte PSM-Risikopotenziale mit allen Rasterzellen der beiden AquaSan-EZG.

Der Vergleich auf Rasterzellen-Ebene zwischen den realen, georeferenzierten PSM-Spritzfolgen und den zufällig zugeordneten PSM-Spritzfolgen zeigte in den meisten Fällen eine gute Übereinstimmung für die berechneten PSM-Risikopotenziale. Diese Übereinstimmung wurde bei der Aggregation der PSM-Risikopotenziale auf der Ebene der beiden EZG Eschelisbach und Salmsacher Aach beobachtet, wenn für diese Vergleiche nur Rasterzellen berücksichtigt wurden, für die reale und georeferenzierte PSM-Spritzfolgen vorlagen. Damit konnte exemplarisch gezeigt werden, dass die Modellierung von PSM-Risikopotenzialen mit dem hier entwickelten Ansatz erfolgreich die Bandbreite von potenziellen Risiken abbilden kann.

Ein Vergleich der modellierten PSM-Risikopotenziale für das komplette EZG mit den AquaSan-Risikopotenzialen erwies sich als wenig sinnvoll, da jeweils für relativ wenige Rasterzellen die realen und georeferenzierten PSM-Spritzfolgen in AquaSan erfasst wurden. Damit sind beiden Kennzahlen schwer vergleichbar und stimmen nicht gut überein. Allenfalls könnte ein solcher Vergleich sinnvoll sein, falls in Zukunft ein deutlich höherer Anteil georeferenzierter PSM-Spritzfolgen erfasst würde.

### 3.10 Vergleich mit nationalen Risikoindikatoren

Im Kontext der Umsetzung des Aktionsplans Pflanzenschutzmittel und der parlamentarischen Initiative 19.475 entwickelte Agroscope Risikoscores für Grundwasser, Oberflächengewässer und Bienen, um die Risikopotenziale von zugelassenen PSM-Wirkstoffen abschätzen zu können (Korkaric *et al.*, 2022). Zur Kontrolle des inzwischen auch im Landwirtschaftsgesetz verankerten Reduktionsziels für die Risiken von PSM werden aus den jährlichen Verkaufszahlen der Wirkstoffe, aus Informationen zu den zugelassenen Anwendungen, aus den Risikoscores und aus einem Faktor für die Risikominderung nationale Risikoindikatoren berechnet (Korkaric *et al.*, 2023). Diese Risikoscores sollen es ermöglichen, Aussagen zum Beitrag einzelner Wirkstoffe sowie zu zeitlichen nationalen Trends zu treffen. So ergab die Auswertung der nationalen Risikoindikatoren der Schweiz, dass das Gesamtrisikopotenzial für Oberflächengewässer im Zeitraum von 2012 bis 2021 massgeblich durch Insektizide aus der Gruppe der Pyrethroide und das Organophosphat Chlorpyrifos bestimmt wurde. Diese verursachen zusammen durchschnittlich rund 97 % dieses Gesamtrisikopotenzials (Korkaric *et al.*, 2023).

Die nationalen Risikoindikatoren wurden somit entwickelt, um Gesamtrisikopotenziale der in der Schweiz angewandten PSM-Wirkstoffe zu vergleichen, besonders risikoreiche Wirkstoffe zu identifizieren und zeitliche Trends aufzuzeigen.

Sowohl der nationale Risikoindikator für Oberflächengewässer als auch die mit SYNOPSIS modellierten PSM-Risikokarten (Teil 2) zielen auf eine Bewertung der PSM-Risikopotenziale für die aquatische Umwelt für die gesamte Schweiz. Die Ansätze unterscheiden sich aber in zahlreichen Aspekten der Bewertungskonzepte und in deren Umsetzung. Diese Unterschiede werden in den folgenden Abschnitten erläutert, um eine Grundlage für die Diskussion von eventuell widersprüchlich erscheinenden Ergebnissen zu schaffen. Eine tabellarische Übersicht über die wichtigsten Unterschiede zwischen den beiden Methoden ist in Tabelle 8 gegeben.

Auch wenn die eingesetzten Methoden des nationalen Risikoindikators für Oberflächengewässer und der PSM-Risikokarten (Teil 2) aus dem primären Verwendungszweck resultieren, können die zugrundeliegenden Methoden flexibel eingesetzt werden, und gewisse Elemente dieser Methoden können in unterschiedlicher Weise kombiniert werden. So können mit Hilfe der Risikoscores nicht nur nationale Risikoindikatoren berechnet werden, sondern es können auch einfache Risikokarten erstellt werden, wenn eine Methode verfügbar ist, mit der den betrachteten Flächen Wirkstoffanwendungen zugeordnet werden. Auf der anderen Seite wird das Risikomodell SYNOPSIS in Deutschland unter anderem auch dafür benutzt, um die zeitliche Entwicklung der PSM-Risiken für verschiedene Nicht-Zielkompartimente abzubilden (Gutsche und Strassemeyer, 2007). Die im Folgenden diskutierten methodischen Unterschiede können aber zu scheinbar widersprüchlichen Aussagen führen.

So wird beim nationalen Risikoindikator in einem «Top down» Ansatz davon ausgegangen, dass die komplette im entsprechenden Jahr verkaufte Wirkstoffmenge in landwirtschaftlichen Anwendungen eingesetzt wird. Je nach Wirkstoff ist aber bekannt, dass auch andere Anwendungsbereiche relevant sind, so zum Beispiel die Anwendung in der Forstwirtschaft für manche Pyrethroid-Wirkstoffe, oder die nichtberufliche Anwendung für Glyphosat (Lutz *et al.*, 2023). Die PSM-Risikokarten hingegen basieren auf den von einer begrenzten Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe erfassten PSM-Spritzfolgen (Feldkalenderdaten) aus der ZA-AUI, welche ausschliesslich landwirtschaftliche Anwendungen abdecken (Gilgen *et al.*, 2022). Bezüglich dieser Daten ist bekannt, dass bestimmte Kulturgruppen wie beispielsweise der Gemüsebau nicht gut repräsentiert sind. Diese beiden Effekte bieten einen Erklärungsansatz, warum die Extrapolation der in der ZA-AUI erfassten PSM-Spritzfolgen auf die Schweiz für manche Wirkstoffe in manchen Jahren nur weniger als 10 % von den für diese Wirkstoffe erhobenen Verkaufszahlen erklärt (Lutz *et al.*, 2023).

Als Beispiele können hier einige der Wirkstoffe dienen, welche im nationalen Risikoindikator die Risiken für Oberflächengewässer dominieren. So wurden gemäss den vom BLW veröffentlichten Wirkstoff-Verkaufszahlen zwischen 2016 und 2020 jährlich  $973 \pm 371$  kg des Pyrethroid-Wirkstoffs Cypermethrin<sup>16</sup>,  $4'106 \text{ kg} \pm 1'387$  kg Chlorpyrifos und  $3'259 \text{ kg} \pm 1'799$  kg Chlorpyrifos-methyl verkauft. Mit der verkauften Menge Cypermethrin kann unter Annahme der mittleren Applikationsrate von 31.3 g Cypermethrin/ha gemäss Korkaric *et al.* (2022) eine Fläche von 31'050 ha behandelt werden, was ca. 7.4 % der gesamten PSM-relevanten Fläche (420'105 ha, Koch und Prasuhn (2021)) entspricht. Für Chlorpyrifos (mittlere Applikationsrate 603.4 g/ha) werden 1.6 % und für Chlorpyrifos-

<sup>16</sup> Die Mengen von zeta-Cypermethrin, alpha-Cypermethrin und Cypermethrin wurden zu Cypermethrin summiert

methyl (mittlere Applikationsrate 650.4 g/ha) 1.2 % der PSM-relevanten Flächen behandelt. Die in den PSM-Risikokarten modellierten Einsatzmengen dieser Wirkstoffe sind dagegen wesentlich geringer. Rechnet man hier die auf allen Rasterzellen total eingesetzten Wirkstoffmengen zusammen, ergeben sich insgesamt 47 kg Cypermethrin, 1'349 kg Chlorpyrifos und 1'114 kg Chlorpyrifos-methyl. Die in den PSM-Risikokarten mit diesen Wirkstoffen behandelten PSM-relevanten Flächen sind daher jeweils kleiner als 1 %. Daher können diese Wirkstoffe trotz ihrer Dominanz im nationalen Risikoindikator für Oberflächengewässer bei den PSM-Risikokarten auf der räumlichen Ebene nicht überall dominieren, vergleiche dazu auch Kapitel 3.4.

Beide der hier verglichenen Methoden basieren auf der Berechnung von vorhergesagten Umweltkonzentrationen (engl. Predicted Environmental Concentrations, PEC) in Oberflächengewässern, die in der Umgebung behandelter Flächen liegen. Die dem nationalen Risikoindikator zugrundeliegende Methode ist dabei deutlich weniger komplex, da sie lediglich auf dem Transfer eines gewissen Prozentsatzes der flächenbezogenen Anwendungsrate in ein Oberflächengewässer mit einer einheitlich festgelegten Geometrie beruht. Die für Drift und Abschwemmung abgeschätzten Einträge werden addiert. Ein zeitlicher Verlauf der PECs wird nicht betrachtet. In den SYNOPSIS-Berechnungen für die PSM-Risikokarten kommen bei den PEC-Berechnungen verschiedene zeitliche und räumliche Aspekte hinzu (Tabelle 8), und als zusätzliche Eintragswege neben Drift und Abschwemmung werden Verflüchtigung (mit anschließender Deposition) und Drainage berücksichtigt. Beim Vergleich der in den beiden Methoden abgebildeten Eintragspfade muss aber nicht nur die PEC-Berechnung, sondern auch die Risikominderung betrachtet werden. Insbesondere die Einträge durch Drift, aber auch die Einträge über Abschwemmung können in beiden Methoden durch die bei der Zulassung verfügbaren Abstandsauflagen sehr stark vermindert werden. In SYNOPSIS kommt hinzu, dass die räumlichen Abstände zu Oberflächengewässern eine entsprechende Verminderung bis hin zur Annullierung der Einträge zur Folge haben. Für den Risikoindikator entscheidend ist nun, dass bei der Quantifizierung der Risikominderung weitere Eintragswege, nämlich Punktquellen (Einträge aus Hofplätzen) und hydraulische Kurzschlüsse berücksichtigt werden, deren Beitrag nicht von den Risikominderungen durch Abstandsauflagen und andere Massnahmen zur Verminderung von Drift und Abschwemmung beeinflusst werden. Dies hat zur Folge, dass im Risikoindikator solche Wirkstoffe, deren Anwendung nur unter hohen Auflagen zur Verminderung von Drift und Abschwemmung bewilligt wird, stärker gewichtet werden, da die Annahme der zusätzlichen Eintragswege über Punktquellen und hydraulische Kurzschlüsse die Wirksamkeit der Risikominderungsmassnahmen im Vergleich zu den PSM-Risikokarten deutlich vermindert.

Zudem können sich noch deutliche Unterschiede in den Beiträgen der verschiedenen Wirkstoffe und Wirkungsbereiche zu den Risiken durch die Verwendung unterschiedlicher Toxizitätswerte ergeben. Um dies zu illustrieren, wurden die für den nationalen Risikoindikator für Oberflächengewässer verwendeten Toxizitätswerte mit den für die PSM-Risikokarten verwendeten Endpunkten verglichen (Abbildung 27 und Abbildung 28 im Kapitel 6.7 des Anhangs). Es zeigte sich, dass die verwendeten Toxizitäts-Endpunkte für die PSM-Risikokarten und dem nationalen Risikoindikator für viele Wirkstoffe auf der Äquivalenzlinie zu liegen kommen und daher gut korrelieren. Jedoch bei den Wirkstoffen mit den höchsten Toxizitäten zeigten sich die grössten Unterschiede.

Der möglicherweise wichtigste Unterschied liegt aber in der zeitlichen und räumlichen Aggregation der Risiken für die räumliche Darstellung in den Risikokarten. Die zeitliche Aggregation innerhalb der Rasterzellen durch Auswahl des im Jahresverlauf maximal auftretenden Risikos führt dazu, dass die Wirkstoffe und Eintragspfade, die kleinere Risiken mit sich bringen, nicht in die weitere Auswertung eingehen. Die räumliche Aggregation durch die Berechnung des Median bzw. des 90. Perzentils der zeitlich maximalen Risiken über die Rasterzellen eines EZG kann dazu führen, dass eventuell auftretende sehr hohe Risiken, die aber weniger als 10 % der Rasterzellen betreffen, nicht in das Risikopotenzial eines EZG eingehen. Auch hier können sich andere relative Gewichtungen im Vergleich zum nationalen Risikoindikator ergeben, die Effekte sind aber relativ komplex und können daher nur im Einzelfall durch genauere Analysen abgeklärt werden. Schliesslich ist bei der Interpretation der räumlichen Darstellung der dominierenden Eintragspfade und Wirkungsbereiche zu beachten, dass eine räumliche Dominanz auch durch vergleichsweise kleine, aber weit verbreitete Risiken zustande kommen kann.

Zusammenfassend lässt sich bezüglich des Vergleichs zwischen nationalem Risikoindikator für Oberflächengewässer und den PSM-Risikokarten festhalten, dass methodisch bedingt gewisse Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Bewertungsverfahren erwartbar sind. Bezüglich der Toxizitätswerte wäre es wünschenswert, eine Datenbasis zu etablieren, die die vorhandenen relevanten und validen Daten in deren Gesamtheit in besser nachvollziehbarer Weise repräsentiert.

Tabelle 8: Vergleich zwischen dem nationalen Risikoindikator für Oberflächengewässer und den PSM-Risikokarten Teil 2.

	Risikoindikator Oberflächengewässer	PSM-Risikokarten Teil 2 (SYNOPS)
Primärer Verwendungszweck	Nationale Trendanalysen	Räumliche Analysen
PSM-Anwendung	100% der jährlich verkauften Mengen werden mit dem Mittelwert der zugelassenen Anwendungsraten ausgebracht.	Aus ZA-AUI bekannte Spritzfolgen werden Flächen mit entsprechender Nutzung zugewiesen.
Modellierung der Einträge	Drift: Rautmann-Daten Abschwemmung (gelöst und partikulär): Modellgleichungen aus Exposit 3.0 Drainage, Punktquellen (Hofplätze) und hydraulische Kurzschlüsse: Angenähert durch Drift und Runoff	Drift: FOCUS-Daten, Staubdrift gemäss SANCO/10533 Verflüchtigung: Ansatz wie EVA 3.0 Abschwemmung (gelöst und partikulär): Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit, Curve Number Ansatz ähnlich PRZM Drainage: Drainagewahrscheinlichkeit, Meta-Modell basierend auf MACRO-Modellierungen
Gewässeranschluss	Immer gegeben	Abschwemmung: Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit Drainage: Drainagewahrscheinlichkeit und Abstand zum Gewässer
Gewässerabstand	Gewässerabstand entspricht dem zugelassenen Mindestabstand	Gewässerabstand basiert auf GIS-Analyse
Risikominderung für Einträge	Drift: Gemäss Zulassungsaufgaben Abschwemmung: Gemäss Zulassungsaufgaben Drainage: nicht berechnet Punktquellen (Hofplätze): Gemäss Umsetzung der Sanierungen Hydraulische Kurzschlüsse: Keine Reduktion bisher	Drift: Gewässerabstand mindestens zugelassener Mindestabstand pro Kultur und Produkt Abschwemmung: Gewässerabstand ist mindestens der zugelassene Mindestabstand pro Kultur und Produkt
Zeitliche Auflösung	Keine (Annahme, dass alle Einträge gleichzeitig stattfinden)	Zeitlich versetzte Einträge bei täglicher Auflösung
Räumlich aufgelöste Umweltbedingungen	Keine	Hangneigung, Klima, Distanz Feld-Gewässer, Drainagewahrscheinlichkeit, Gewässeranschluss, Gewässertyp
Aquatische Toxizitätspunkte	Validierte Endpunkte aus dem «first tier risk assessment <sup>17</sup> » aus der Agroscope Datenbank, aktualisiert durch neuere Endpunkte aus EFSA conclusions und eine Publikation zu Pyrethroid-Endpunkten.	Grösstenteils Endpunkte aus der PPDB (Lewis <i>et al.</i> , 2016), aus verschiedenen Gründen angepasst oder von den SYNOPS-Entwicklern übernommen (Kapitel 6.2 im Anhang).
Risikomodell	Summe der Risikopotenziale über alle theoretisch behandelten Flächen	Pro EZG Median bzw. 90. Perzentil der maximalen auf den enthaltenen Parzellen im Jahresverlauf für die verschiedenen Organismengruppen modellierten Risiken.

<sup>17</sup> die verwendeten Endpunkte aus dem «first tier risk assessment» stammen aus standardisierte Laborstudien.

## 4 Schlussfolgerung

In der vorliegenden Studie wurden erstmals Risikokarten erstellt, welche die von landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgehenden PSM-Risikopotenziale für aquatische Organismen schweizweit darstellen. Diese PSM-Risikokarten berücksichtigten sowohl die räumlichen Unterschiede von Umweltbedingungen und angebauten Kulturen als auch den zu erwartenden PSM-Einsatz sowie die umweltchemischen und ökotoxikologischen Eigenschaften der PSM-Wirkstoffe.

Das aquatische PSM-Risikopotenzial von landwirtschaftlich relevanten EZG wurde mit dem Risikomodell SYNOPS für die ganze Schweiz modelliert. Dabei wurde auf georeferenzierte Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung und zu Umweltbedingungen (wie zum Beispiel Gewässerdistanz oder Hangneigung) zurückgegriffen. Information, die nicht oder nicht in der verwendeten hohen räumlichen Auflösung georeferenziert vorlagen, wurden den einzelnen Rasterzellen (25 m x 25 m) mit Hilfe eines Zufallsverfahrens, aber unter Beachtung der bekannten Informationen zu Flächenanteilen z.B. der verschiedenen Nutzungsformen zugewiesen. Die modellierten PSM-Risikopotenziale aller landwirtschaftlich genutzten Flächen eines EZG wurden zu jeweils einem PSM-Risikopotenzial pro EZG aggregiert. Um die Variabilität des genannten Zufallsverfahrens abdecken zu können, wurden insgesamt 15 unabhängige Varianten modelliert.

Der Vorteil einer solchen räumlich hochaufgelösten Risikomodellierung besteht darin, dass vergleichbare PSM-Risikopotenziale für alle eingesetzten Wirkstoffe und für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen der Schweiz berechnet werden konnten, anders als bei in-situ Messungen von Schadstoffkonzentrationen in Schweizer Gewässern, welche nur punktuell und nur für ausgewählte Wirkstoffe durchgeführt werden können. Die gute räumliche Vergleichbarkeit muss auf der anderen Seite mit einer Vielzahl von Modellannahmen und Vereinfachungen erkauft werden.

Die EZG mit den höchsten PSM-Risikopotenzialen, die sogenannten Hotspot-EZG, befinden sich mehrheitlich im Rhonetal, entlang des Genfersees, in verschiedenen Regionen des Mittellandes und im südlichen Tessin. Es zeigte sich, dass diese Hotspot-EZG für die 15 unabhängigen Modellläufe relativ stabil blieben. EZG im Mittelland zeigen oft mittlere bis hohe PSM-Risikopotenziale, höher gelegene Gebiete wie die Voralpen weitgehend tiefe PSM-Risikopotenziale.

Drift war in 31 % und Abschwemmung in 65 % der EZG der Eintragspfad, welcher in der Mehrheit der Flächen pro EZG das aquatische PSM-Risikopotenzial dominierte. Für die Hotspot-EZG stellte die Abschwemmung (95 % der Fälle) vor der Drift (5 % der Fälle) den wichtigsten Eintragspfad für das aquatische PSM-Risikopotenzial dar. Die Verlässlichkeit dieser Zahlen im Hinblick auf ein Risikomanagement konnte allerdings aufgrund der Vielzahl der Modellannahmen sowie der grossen Anzahl der für eine Sensitivitätsanalyse notwendigen Berechnungen nicht untersucht werden.

Den dominanten Wirkungsbereich für das aquatische PSM-Risikopotenzial bilden in vielen EZG die Herbizide. Die grosse Dominanz der Herbizide auf der Ebene der EZG kann dadurch erklärt werden, dass auf 55 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen jeweils nur Wirkstoffe aus dem Wirkungsbereich der Herbizide eingesetzt wurden. Allgemein kann festgestellt werden, dass EZG, in welchen Feldbau, Weinbau bzw. Obstbau vorherrschen, entsprechend die Wirkungsbereiche Herbizide, Fungizide respektive Insektizide dominierend waren. Für die Hotspot-EZG waren die Herbizide in 75 %, die Fungizide in 18 % und die Insektizide in 7 % der dominierende Wirkungsbereich. Zusätzlich wurden die insektiziden Wirkstoffgruppen der Pyrethroide und Organophosphate im Detail ausgewertet, da diese Wirkstoffklassen einen sehr hohen Anteil an Gesamtrisikopotenzial des nationalen PSM-Risikoindicators für Oberflächengewässer hatten (Korkaric *et al.*, 2023). Es zeigte sich, dass die Wirkstoffe der Gruppe der Pyrethroide und Organophosphate in den Fällen, in denen sie einer PSM-Spritzfolge vorhanden waren, mehrheitlich auch das modellierte PSM-Risikopotenzial dominierten. Jedoch war die Einsatzhäufigkeit dieser Wirkstoffe insgesamt eher gering. Damit war der Wirkungsbereich der Insektizide nicht so häufig dominant auf EZG-Ebene, wie aufgrund ihrer Beiträge zum nationalen Risikoindikator zu erwarten war. Betrachtet für die ganze Schweiz waren diese Wirkstoffe in der Fläche nicht bestimmend. Der in weiten Teilen dominante Wirkungsbereich der Herbizide spiegelte sich auch in den sensitivsten Organismen wider. In 80 % der untersuchten EZG waren Primärproduzenten am sensitivsten. Die aquatischen Invertebraten waren in rund 17 % der EZG die sensitivste

Organismengruppe, wobei das häufig in EZG der Fall war, in denen der Wirkungsbereich Fungizid oder Insektizid dominierte.

Die in dieser Arbeit präsentierten Resultate sind Bestandteil des PSM-Risikokarten Projekts Teil 2. Im 1. Teil wurden Karten des potenziellen PSM-Eintragsrisikos auf EZG-Ebene erstellt, wobei das PSM-Eintragsrisiko durch Drainage, Abschwemmung, und landwirtschaftliche Punktquellen via Hofplatzentwässerung modelliert wurde. Im PSM-Risikokarten Teil 2 wurde der Ansatz um die Perspektive Ökotoxizität von PSM in Oberflächengewässern erweitert, indem kulturspezifische PSM-Spritzfolgen, umweltchemische und ökotoxikologische Eigenschaften von Wirkstoffen und zusätzliche relevante Umweltbedingungen und Bewirtschaftung berücksichtigt wurden. Der Mehrwert von Projektteil 2 ist, dass nicht nur PSM-Eintragswahrscheinlichkeiten angeschaut wurden, sondern auch die potenziellen Risiken für Gewässerorganismen, dank eines wesentlich komplexeren Modellierungsansatzes.

Wie oben erwähnt ist es für die Einordnung der Resultate aus Modellen wichtig, diese mit dem tatsächlichen Vorkommen von PSM in Gewässern zu vergleichen. Zu beachten ist jedoch, dass der Vergleich zwischen modellierten Risikopotenzialen und den aus gemessenen Konzentrationen abgeleiteten Risikoquotienten nur beschränkt möglich ist, da sich die zwei Ansätze stark unterscheiden. Dies insbesondere, weil gemessene PSM-Konzentrationen von den tatsächlichen Gegebenheiten bestimmt werden, also von den effektiv im EZG eingesetzten PSM, den aktuellen Wetterbedingungen, oder den tatsächlichen hydrologischen Bedingungen im Oberflächengewässer. Dem gegenüber werden in den Modellrechnungen für diese Einflüsse Standardgrößen eingesetzt. Dennoch zeigten die Vergleiche, dass die Rangfolge der EZG für die modellierten PSM-Risikopotenziale und die aus den Messungen abgeleiteten Risiken mehrheitlich übereinstimmte. PSM-Messungen und Modellansätze sollten als gegenseitige Ergänzung betrachtet werden.

Für die Erstellung der PSM-Risikokarten wurden die PSM-Spritzfolgen zufällig, aber entsprechend den vorliegenden Informationen zu Kultur und Bewirtschaftung auf die Flächen verteilt. Dieser Ansatz wurde mit tatsächlichen und georeferenzierten PSM-Spritzfolgen aus zwei EZG verglichen, welche im Ressourcenprojekt AquaSan untersucht wurden. Die modellierten PSM-Risikopotenziale dieser georeferenzierten PSM-Spritzfolgen lagen mehrheitlich innerhalb des Bereiches der für die Risikokarten modellierten PSM-Risikopotenziale (basierend auf zufällig verteilten Spritzfolgen entsprechend der jeweils vorliegenden Kultur und Anbauart). Damit konnte aufgezeigt werden, dass der in dieser Studie verwendete Ansatz mit der kulturspezifischen zufälligen Verteilung der PSM-Spritzfolgen und wiederholten Berechnungen die aquatischen PSM-Risikopotenziale aus tatsächlichen PSM-Spritzfolgen sinnvoll abbilden kann.

In dieser Arbeit wurde erfolgreich eine Methode entwickelt, um aquatische PSM-Risikopotenziale zu berechnen, welche Umweltbedingungen im EZG, kulturspezifischen PSM-Spritzfolgen, produktspezifischen Abstandsauflagen von PSM und chemischen und ökotoxikologischen Eigenschaften der eingesetzten PSM berücksichtigt. Daraus konnten Karten zu aquatischen PSM-Risikopotenzialen für landwirtschaftlich relevante EZG der ganzen Schweiz erstellt werden. Die PSM-Risikokarten in ihrer jetzigen Form liefern Informationen für das Risikomanagement (Bund und Kantone), die Sensibilisierung von Landwirtinnen und Landwirte und für interessierten Personen und Stellen.

Die Karten bilden potenzielle Risiken basierend auf den PSM-Spritzfolgen aus den Jahren 2016-2020 ab. Seither wurde die Zulassung für verschiedene PSM-Wirkstoffe zurückgezogen oder zusätzliche Anwendungseinschränkungen verfügt, wodurch sich die hier verwendeten Spritzfolgen ändern. Auch die Landnutzung kann sich über die Zeit ändern. Mit einer regelmässigen Aktualisierung der Berechnung könnten Veränderungen bezüglich der räumlichen Verteilung der relativen Risikopotenziale aufgezeigt werden. Die Methode kann auch verwendet werden, um die Wirkung von alternativen Produktionssystem oder Anpassungen bei der Landnutzung (z.B. im Rahmen von Projekten zu standortgerechter Landwirtschaft) auf die potenziellen PSM-Risiken zu untersuchen. Weiterentwicklungen der Methode könnten Risikopotenziale für Gewässer über die ganze Fließstrecke aufzeigen oder vertiefte Kenntnisse über die Bedeutung einzelner Faktoren für die modellierten PSM-Risikopotenziale liefern.

## 5 Literaturverzeichnis

- Alder, S., Herweg, K., Liniger, H., Prasuhn, V., 2013. Technisch-wissenschaftlicher Bericht zur Gewässeranschlusskarte der Erosionsrisikokarte der Schweiz (ERK2) im 2x2-Meter-Raster. CDE Universität Bern und ART Zürich-Reckenholz.
- BAFU, 2013. Flussordnungszahlen (FLOZ) für das digitale Gewässernetz der Schweiz.
- BAFU, 2015. Einzugsgebietsgliederung Schweiz, EZGG-CH. Topographische Einzugsgebiete der Schweizer Gewässer.
- BLV, 2022. Weisungen der Zulassungsstelle: betreffend die Massnahmen zur Reduktion der Risiken bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. In: und, B.f.L., BLV, V. (Eds.), p. 11.
- BLW, 2020a. AGIS (agrarpolitische Informationssystem): Flächen pro Betrieb und Kultur für das Jahr 2019. In: BLW (Ed.).
- BLW, 2020b. Landw. Bewirtschaftung Nutzungsflächen. In: BLW (Ed.). Geoadmin.
- BLW, 2020c. Minimale Geodatenmodelle Landwirtschaftliche Bewirtschaftung Bezugsjahr 2021.
- BLW, 2021. Pflanzenschutzmittelverzeichnis. BLW.
- Bub, S., Wolfram, J., Petschick, L.L., Stehle, S., Schulz, R., 2022. Trends of total applied pesticide toxicity in German agriculture. *Environmental Science & Technology* 57, 852-861.
- Bundesrat, 2017. Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. In: Bundesamt für Landwirtschaft (Ed.), Bern.
- de Baan, L., 2020. Sensitivity analysis of the aquatic pesticide fate models in SYNOPSIS and their parametrization for Switzerland. *Sci Total Environ* 715, 136881.
- de Baan, L., Blom, J.F., Daniel, O., 2020. Pflanzenschutzmittel im Feldbau: Einsatz und Gewässerrisiken von 2009 bis 2018. *Agrarforschung Schweiz* 11, 162-174.
- Doppler, T., Dietzel, A., Wittmer, I., Grelot, J., Rinta, P., Kunz, M., 2020. MIKROVERUNREINIGUNGEN IM GEWÄSSERMONITORING. *Aqua&Gas*.
- Doppler, T., Mangold, S., Wittmer, I., Spycher, S., Comte, R., Stamm, C., Singer, H., Junghans, M., Kunz, M., 2017. Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen. *Aqua&Gas* 4, 11.
- Gauch, R., Mathis, M., de Baan, L., 2019. Poster: Comparison of Ecotoxicological Endpoints: National Risk Assessments versus Commercially Available Databases. SETAC, Helsinki.
- Giddings, J.M., Wirtz, J., Campana, D., Dobbs, M., 2019. Derivation of combined species sensitivity distributions for acute toxicity of pyrethroids to aquatic animals. *Ecotoxicology* 28, 242-250.
- Gilgen, A., Blaser, S., Schneuwly, J., Liebisch, F., Merbold, L., 2022. The Swiss Agri-Environmental Data Network (Saedn): Description and Critical Review of the Dataset. Available at SSRN 4129816.
- Gisler, S., Liniger, H.P., Prasuhn, V., 2011. Erosionsrisikokarte im 2x2-Meter-Raster (ERK2). *Agrarforschung Schweiz* 2, 142-147.
- Gutsche, V., Strassemeyer, J., 2007. SYNOPSIS – ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotenzials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienste* 59, 197-210.
- Koch, U., Prasuhn, V., 2020. Drainagekarte Schweiz Erstellung einer Karte potentiell drainierter Flächen in der Schweiz mittels «Machine Learning». *Agroscope Science*.
- Koch, U., Prasuhn, V., 2021. Risikokarten für den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer auf Einzugsgebietsebene. *Agroscope Science* 126.
- Korkaric, M., Ammann, L., Hanke, I., Schneuwly, J., Lehto, M., Poiger, T., de Baan, L., Daniel, O., Blom, J.F., 2022. Nationale Risikoindikatoren basierend auf dem Verkauf von Pflanzenschutzmitteln. *AGRARFORSCHUNG SCHWEIZ* 13, 1-10.
- Korkaric, M., Hanke, I., Grossar, D., Neuweiler, R., Christ, B., Wirth, J., Hochstrasser, M., Dubuis, P.-H., Kuster, T., Breitenmoser, S., 2020. Datengrundlage und Kriterien für eine Einschränkung der PSM-Auswahl im ÖLN. *Agroscope Science* 106, 31.
- Korkaric, M., Lehto, M., Poiger, T., de Baan, L., Mathis, M., Ammann, L., Hanke, I., Balmer, M., Blom, J., 2023. Nationale Risikoindikatoren für Pflanzenschutzmittel : Weiterführende Analysen. *Agroscope Science*, 1-48.

- Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Warner, D.J., Green, A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 22, 1050-1064.
- Lutz, E., Schneuwly, J., de Baan, L., 2023. in Vorbereitung: Analyse zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Schweiz *Agroscope Science*.
- McLeod, A.I., 2005. Kendall rank correlation and Mann-Kendall trend test. R Package Kendall.
- MeteoSchweiz, 2019. Klimabulletin Jahr 2019. In: *MeteoSchweiz* (Ed.).
- MeteoSchweiz, 2020. Klimabulletin Jahr 2020. In: *MeteoSchweiz* (Ed.).
- Schüepp, M., Gensler, G., 1980. Klimaregionen der Schweiz. Die Beobachtungsnetze der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt. Zürich: Schweizerische Meteorologische Anstalt.
- Schweizer, S., Höhn, H., Ruf, D., Dubuis, P.-H., Naef, A., 2014. Pflanzenschutzmitteleinsatz – Risikomindernde Massnahmen bezüglich Abdrift. *Agrarforschung Schweiz* 5, 8.
- Spycher, S., Mangold, S., Doppler, T., Junghans, M., Wittmer, I., Stamm, C., Singer, H., 2018. Pesticide risks in small streams—how to get as close as possible to the stress imposed on aquatic organisms. *Environmental science & technology* 52, 4526-4535.
- Strassemeyer, J., Daehmlow, D., Dominic, A., Lorenz, S., Golla, B., 2017. SYNOPSIS-WEB, an online tool for environmental risk assessment to evaluate pesticide strategies on field level. *Crop Protection* 97, 28-44.
- swisstopo, B.f.L., 2021a. DHM25 Das digitale Höhenmodell der Schweiz.
- swisstopo, B.f.L., 2021b. swissTLM3D.
- Waldvogel, T., Mathis, M., de Baan, L., Haupt, C., Nemecek, T., IP-SUISSE, M.-G.-B.M., 2018. Bewertung der Umweltwirkungen und Risiken verschiedener Pflanzenschutzstrategien für fünf Kulturen in der Schweiz.
- Werner, I., Schneeweiss, A., Segner, H., Junghans, M., 2021. Environmental risk of pesticides for fish in small-and medium-sized streams of Switzerland. *Toxics* 9, 79.
- Wittmer, I., Moschet, C., Simovic, J., Singer, H., Stamm, C., Hollender, J., Junghans, M., Leu, C., 2014. Über 100 Pestizide in Fliessgewässern; Programm NAWA Spez zeigt die hohe Pestizidbelastung der Schweizer Fliessgewässer auf.
- ZA-AUI, 2022. Zentrale Auswertung von Agrarumweltindikatoren.

## 6 Anhang

### 6.1 Details zu Umweltbedingungen und Bewirtschaftung

#### 6.1.1 Bestimmung der Landnutzungsdaten

Die über die Geodienste erhältlichen Landnutzungsdaten waren teilweise unvollständig oder zu wenig detailliert und mussten daher ergänzt werden. Zum Beispiel fehlten in den Landnutzungsdaten für die Kantone Bern, Solothurn und Freiburg zu einem grossen Teil Angaben zu Ackerland-, Gemüsebau- und Obstbauflächen. Für den Kanton Tessin waren überhaupt keine landwirtschaftlichen Nutzflächen erfasst. Für diesen Kanton wurden sie daher aus der Arealstatistik TLM3D abgeleitet.

Für die genannten Kantone mit unvollständigen Daten wurde manuelle LNF-Codes<sup>18</sup> erstellt. In den Kantonen Bern, Fribourg und Solothurn kodieren die LNF-Codes 0 und 500 «landwirtschaftliche Flächen (Ackerland, Gemüsebau oder Obstbau)». Im Kanton Tessin kodiert der LNF-Code 37 «Obstbauflächen», LNF-Code 39 «Reben», LNF-Code 40 «Freilandgemüse» und LNF-Code 41 «Ackerflächen». Da diese Kulturangaben zu wenig spezifisch definiert waren für die vorliegende Arbeit, wurden auf diesen Flächen mithilfe von Betriebsstrukturdaten<sup>19</sup> von 2019 detailliertere Kulturen nach ihrer Zugehörigkeit zu einem Anwendungsgebiet pro Gemeinde gemäss ihrem Flächenanteil zufällig verteilt. Nach dieser Aufbereitung des zusätzlichen Datensatzes aus dem Projektteil 1 (Koch und Prasuhn, 2021) wurde der Datensatz kombiniert mit dem Datensatz der landwirtschaftlichen Nutzflächen der Geodienste. Danach wurden alle Flächen, welche keinem landwirtschaftlichen Anwendungsgebiet («Nichtkulturland») zugewiesen werden konnten, entfernt.

Nach der Aufbereitung von diesem kombinierten Datensatz wurden 125 verschiedene LNF-Codes aus rund 20'000'000 Rasterzellen (25 m \* 25 m) extrahiert, was einer Fläche von rund 1'250'000 ha entspricht. Diese 125 LNF-Codes wurden in 22 verschiedene Kulturgruppen unterteilt (Tabelle 9). Die detaillierten Kulturen zu den LNF-Codes können in Tabelle 6 der Publikation der Geodatenmodelle des BLW (2020c) nachgeschlagen werden. Um die Rasterzellen mit potenziellem PSM-Einsatz bestimmen zu können, wurden diese LNF-Codes in zwei Gruppen unterteilt. 88 LNF-Codes (rund 6'900'000 Rasterzellen) wurden als Flächen mit potenziellem PSM-Einsatz, und 37 LNF-Codes (rund 13'100'000 Rasterzellen) als Flächen ohne potenziellen PSM-Einsatz eingeteilt (Tabelle 9). Die LNF-Codes ohne potenziellen PSM-Einsatz sind in Tabelle 9 in der Kulturgruppe «Kulturen ohne PSM Relevanz» zusammengefasst. Dies sind beispielsweise Ackerschonstreifen (555), Blühstreifen für Bestäuber und andere Nützlinge (572), Heuwiesen im Sömmerungsgebiet (621-623) oder Wald (901).

Für die manuell zu bearbeitenden LNF-Codes (0, 500, 37, 39, 40 und 41) wurden detaillierte LNF-Codes mithilfe des Betriebsstrukturen-Datensatzes zugewiesen. Dabei wurden für jede Gemeinde die tatsächlichen Flächenanteile der verschiedenen detaillierten Kulturgruppen (LNF-Codes) berücksichtigt, welche zu dem entsprechenden Anwendungsgebiet gehören. Für Gemeinden mit landwirtschaftlichen Flächen mit LNF-Code 37 (Obstbauflächen im Kanton Tessin) wurden beispielsweise die Flächenanteile der zum Obstbau gehörenden Kulturgruppen aus dem Betriebsstrukturendatensatz ermittelt. Nun konnten diese Kulturgruppen zufällig auf die mit LNF-Code 37 kodierten Flächen verteilt werden. Mit den anderen manuell zu bearbeitenden LNF-Codes wurde analog verfahren. Mit diesem Ansatz wird dem Verhältnis der Kulturflächen in den entsprechenden Gemeinden Rechnung getragen.

Die Flächenanteile der verschiedenen Anbauarten in den Gemeinden wurden dem AGIS des BLW entnommen. Die Anbauarten wurden den einzelnen Rasterzellen dann ebenfalls mit Hilfe eines Zufallsverfahrens unter Beachtung der Flächenanteile zugewiesen.

<sup>18</sup> Steht für landwirtschaftliche Nutzfläche

<sup>19</sup> Flächenangaben pro Betrieb, Gemeinde, Kulturcode und Anbauverfahren. Daten wurden vom BLW aus dem AGIS ausschliesslich für dieses Projekt zur Verfügung gestellt

Tabelle 9: LNF-Codes in Kulturgruppen eingeordnet. Pro Kulturgruppe wurde die Anzahl Rasterzellen (25\*25 m) und Fläche ein ha für die ganze Schweiz angegeben, jeweils gerundet auf hundert.

Kulturgruppe Risikokarte	LNF-Codes	Anzahl Rasterzellen	ha
Kunstwiese	550, 595, 597, 598, 601, 632, 715	2072100	129500
Winterweizen	507, 513	1270400	79400
Mais	508, 519, 521	1042800	65200
Wintergerste	502	432600	27000
Raps	526, 527, 573, 590, 591	388400	24300
Zuckerrüben	522	285600	17800
Freilandgemüse	539, 545, 546, 547, 553, 554, 706, 708, 709, 710, 714, 721, 806, 808	228900	14300
Reben	701, 717, 722, 735	213300	13300
Kartoffeln	524, 525	178400	11200
Hülsenfrüchte	528, 534, 535, 536, 537, 538, 541, 544, 552, 566, 567, 568, 569, 631, 707	142400	8900
Übriges Getreide	501, 504, 506, 509, 512, 514, 515, 542, 543, 548, 549, 574	129400	8100
Triticale	505	121600	7600
Dinkel	511, 516	102500	6400
Sonnenblumen	531, 592	78600	4900
Äpfel	702	75800	4700
Hochstammbst	719, 720, 921, 922, 923	47800	3000
Steinobst	704	34600	2200
Übrige Niederstammbstkulturen	703, 731	17000	1100
Beeren	551, 705	16800	1100
Christbäume	712, 713	12200	800
Futterrüben	523	6800	400
Kernobst	797, 798, 807	2300	100
Kulturen ohne PSM Relevanz	555, 556, 557, 559, 572, 594, 602, 611, 612, 613, 616, 617, 618, 621, 622, 623, 625, 660, 693, 694, 697, 698, 802, 847, 849, 851, 897, 898, 901, 905, 908, 927, 930, 935, 936, 399, 933	13148000	821700

### 6.1.2 Gewässeranschlusskarte GAK2

Für die Bestimmung der Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit wurde die Gewässeranschlusskarte<sup>20</sup> verwendet. Diese Gewässeranschlusskarte wurde auf Grundlage der Erosionsrisikokarte im 2 m-Raster (ERK2) (Gisler *et al.*, 2011; Alder *et al.*, 2013) und eines um entwässerte Strassen und Wege sowie Talwege bzw. eingedolte Bäche erweiterten Gewässernetzes (Alder *et al.*, 2013) erstellt. Das Gewässernetz umfasst rund 16'000 km. Für das erweiterte Gewässernetz wurden zusätzlich 8'110 km Talwege und 38'577 km drainierte Strassen und Feldwege mit Gewässeranschluss modelliert. Dabei wurden alle Flächen, welche in der Gewässeranschlusskarte mit niedrige, mittlere und hohe Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit klassifiziert wurden in dieser Arbeit als Flächen mit potenziellem Gewässeranschluss zusammengefasst.

Die ERK2 wurde über die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche ohne Obstanlagen und Baumschulen berechnet. Die landwirtschaftlichen Nutzfläche Obstanlagen und Baumschulen (aus Vector25) wurden in der ERK2 ausgeschnitten und sind somit in der Gewässeranschlusskarte ebenfalls nicht berücksichtigt. Das heisst, dass für

<sup>20</sup> heruntergeladen von Geoadmin (Bundesamt für Landestopografie) am 13.10.2020

Obstanlagen in der Gewässeranschlusskarte keine Angaben zur Konnektivität vorhanden sind. Aus diesem Grund wurden in dieser Arbeit in einem einfachen Ansatz die Obstflächen, welche eine Hangneigung von mehr als 2% aufweisen, als potenziell an Gewässer angeschlossen definiert. Die Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit für den Obstbau wird damit vermutlich tendenziell überschätzt.

### 6.1.3 Flussordnungszahl

Die hier verwendete Zuordnung von Gewässertypen zu den verschiedenen Flussordnungszahlen (FLOZ) wird in der nachstehenden Tabelle 10 gezeigt.

Tabelle 10: Übersetzung der Flussordnungszahl (FLOZ) in Gewässerbreite und Gewässertyp

FLOZ	angenommene Gewässerbreite [m]	angenommene Gewässertiefe [m]	angenommener Gewässertyp
1	1	0.3	fliegend
2	1	0.3	fliegend
3	1	0.3	fliegend
4	3	0.5	fliegend
5	3	0.5	fliegend
6	3	0.5	fliegend
7	6	1	fliegend
8	6	1	fliegend
9	6	1	fliegend
	6	1	stehend

### 6.1.4 Kulturen und Anbauart

Nachfolgende Kulturen und Anbauart (biologisch, konventionell, extenso und nicht-extenso) werden für die Risikomodellierung unterschieden.

Tabelle 11: Aufstellung der Anzahl der Rasterzellen für die relevanten Kombinationen von Anbauart (biologisch, konventionell, extenso und nicht-extenso) und Kulturgruppen

BIO/KON	Extenso	Kulturgruppe Auswahl für Risikokarten	Anzahl Rasterzellen
BIO	NICHT EXTENSO	Äpfel	3255
KON	NICHT EXTENSO	Äpfel	23192
BIO	NICHT EXTENSO	Beeren	1689
KON	NICHT EXTENSO	Beeren	6448
BIO	NICHT EXTENSO	Christbäume	10
KON	NICHT EXTENSO	Christbäume	6723
BIO	EXTENSO	Dinkel	13315
KON	EXTENSO	Dinkel	40259
BIO	NICHT EXTENSO	Dinkel	1665
KON	NICHT EXTENSO	Dinkel	10722
BIO	NICHT EXTENSO	Freilandgemüse	23466
KON	NICHT EXTENSO	Freilandgemüse	79028
BIO	NICHT EXTENSO	Futtermüsen	73

KON	NICHT EXTENSO	Futterrüben	4592
BIO	NICHT EXTENSO	Hochstammbst	1546
KON	NICHT EXTENSO	Hochstammbst	24357
BIO	EXTENSO	Hülsenfrüchte	10831
KON	EXTENSO	Hülsenfrüchte	27898
BIO	NICHT EXTENSO	Hülsenfrüchte	8331
KON	NICHT EXTENSO	Hülsenfrüchte	35156
BIO	NICHT EXTENSO	Kartoffeln	7267
KON	NICHT EXTENSO	Kartoffeln	84708
BIO	NICHT EXTENSO	Kernobst	705
KON	NICHT EXTENSO	Kernobst	6101
BIO	NICHT EXTENSO	Kunstwiese	954
KON	NICHT EXTENSO	Kunstwiese	14605
BIO	NICHT EXTENSO	Kunstwiese/Mähweide intensiv	158889
KON	NICHT EXTENSO	Kunstwiese/Mähweide intensiv	1158109
BIO	NICHT EXTENSO	Mais	41450
KON	NICHT EXTENSO	Mais	568610
KON	NICHT EXTENSO	Naturwiesen und Weiden	1064
BIO	EXTENSO	Raps	1661
KON	EXTENSO	Raps	54023
BIO	NICHT EXTENSO	Raps	1865
KON	NICHT EXTENSO	Raps	173690
BIO	NICHT EXTENSO	Reben	13021
KON	NICHT EXTENSO	Reben	142119
BIO	EXTENSO	Sonnenblumen	1903
KON	EXTENSO	Sonnenblumen	35235
BIO	NICHT EXTENSO	Sonnenblumen	194
KON	NICHT EXTENSO	Sonnenblumen	6326
BIO	NICHT EXTENSO	Steinobst	1243
KON	NICHT EXTENSO	Steinobst	13421
BIO	EXTENSO	Triticale	4704
KON	EXTENSO	Triticale	49037
BIO	NICHT EXTENSO	Triticale	1082
KON	NICHT EXTENSO	Triticale	25033
BIO	NICHT EXTENSO	Übrige Niederstammbstkulturen	603
KON	NICHT EXTENSO	Übrige Niederstammbstkulturen	5279
BIO	EXTENSO	Übriges Getreide	13211
KON	EXTENSO	Übriges Getreide	26462
BIO	NICHT EXTENSO	Übriges Getreide	4202
KON	NICHT EXTENSO	Übriges Getreide	33285
BIO	EXTENSO	Wintergerste	4776
KON	EXTENSO	Wintergerste	107145
BIO	NICHT EXTENSO	Wintergerste	3579
KON	NICHT EXTENSO	Wintergerste	147714
BIO	EXTENSO	Winterweizen	46121

KON	EXTENSO	Winterweizen	390713
BIO	NICHT EXTENSO	Winterweizen	19428
KON	NICHT EXTENSO	Winterweizen	292720
BIO	NICHT EXTENSO	Zuckerrüben	1080
KON	NICHT EXTENSO	Zuckerrüben	150053

---

### 6.1.5 Hangneigung

Tabelle 12: Einteilung der Steigung der Hangneigung in acht Klassen und der Anteil der Rasterzellen, für welche PSM-Risikopotenziale modelliert wurden, in Prozent.

Steigung	Steigung für SYNOPS	Anteil der Rasterzellen [%]
<2 %	2 %	19.60
>2 % und <= 4 %	4 %	15.40
>4 % und <= 8 %	8 %	26.50
>8 % und <= 12 %	12 %	17.20
>12 % und <= 20 %	20 %	15.30
>20 % und <= 40 %	40 %	5.13
>40 % und <= 80 %	80 %	0.68
> 80 %	100 %	0.04

### 6.1.6 Klimaregionen und ihre Wetterstationen

Tabelle 13: Pro Klimaregion die gewählten Wetterstationen mit Koordinaten und Lage [m.ü.M.]. Die Daten dazu wurden von MeteoSchweiz bezogen.

Klimaregion	Wetterstation	Ort	Länge Breite	Höhe [m.ü.M.]
Zentraler Alpennordhang	LAG	Langnau i.E.	7°48'/46°56'	745
Wallis	SIO	Sion	7°20'/46°13'	482
Zentrales Mittelland	KOP	Koppigen	7°36'/47°07'	484
Alpensüdseite	LUG	Lugano	8°58'/46°00'	273
Westliches Mittelland	NEU	Neuchâtel	6°57'/47°00'	485
Nordöstliches Mittelland	REH	Zürich / Affoltern	8°31'/47°26'	443
Nord-und Mittelbünden	RAG	Bad Ragaz	9°30'/47°01'	496
Westlicher Jura	DEM	Delémont	7°21'/47°21'	439
Östlicher Alpennordhang	GLA	Glarus	9°04'/47°02'	516
Westlicher Alpennordhang	INT	Interlaken	7°52'/46°40'	577
Östlicher Jura	RUE	Rünenberg	7°53'/47°26'	611
Engadin	SMM	Sta. Maria, Val Müstair	10°25'/46°36'	1383

## 6.2 Verwendete ökotoxikologische Endpunkte

Die Auswahl der ökotoxikologischen Endpunkte kann einen grossen Einfluss auf die berechneten Risiken haben. Daher sind alle 1165 verwendeten ökotoxikologischen Endpunkte in Tabelle 14 gelistet. Unter den aquatischen Invertebraten wurden alle ökotoxikologischen Endpunkte von aquatischen Invertebraten und Sedimentorganismen zusammengefasst. Unter aquatischen Pflanzen wurden alle ökotoxikologischen Endpunkte von einzelligen Algen und Wasserpflanzen (Wasserlinsen) zusammengefasst.

94% der aufgeführten Endpunkte können in einer Version der PPDB gefunden werden (PPDB, Lewis *et al.* (2016)). Die meisten dieser Endpunkte sind auch in der aktuellen Version der PPDB vom 23.08.2023 zu finden.

In der PPDB sind einige Endpunkte mit «>» bzw. «<» gekennzeichnet. Um diese Endpunkte in der Risikomodellierung berücksichtigen zu können, wurden sie in einem einfachen Ansatz mit dem Faktor 1.2 respektive 0.8 multipliziert.

Schliesslich konnten 68 Wirkstoff-Endpunkte (6% aller verwendeten Endpunkte) keiner Version der PPDB zugeordnet werden. Diese Endpunkte wurden manuell verifiziert. Davon konnten 32 Endpunkte in einer EFSA Conclusion, einem EU Review Report oder einem Renewal Assessment Report gefunden werden. Die restlichen 36 Endpunkte wurden ausschliesslich in der SYNOPSIS-Datenbank gefunden.

Die Endpunkte sind in aktuellen Studien wichtig (Bub *et al.* 2023) und werden auch in zukünftigen Studien mit Risikomodellierung von Wirkstoffen eine wichtige Rolle spielen. Es wird daher empfohlen, bei zukünftigen Arbeiten auf der Basis der SYNOPSIS-Datenbank vorab zu prüfen, ob neue wissenschaftliche Erkenntnisse zu den verwendeten Endpunkten vorliegen.

In einer früheren Arbeit (Gauch *et al.*, 2019) wurden die in SYNOPSIS verwendeten aquatischen ökotoxikologischen Endpunkte mit validierten Endpunkten aus Labortests («first-tier risk assessment») aus der Zulassungsdatenbank von Agroscope («PIERIS») verglichen, die für die Risikobewertung von PSM in der Schweiz verwendet werden. Dabei zeigte sich, dass in den meisten Fällen die Endpunkte der PPDB mit den Endpunkten der Schweizer Risikobewertungsstelle identisch oder ähnlich waren. Es gab jedoch auch Beispiele, bei denen grössere Unterschiede festgestellt wurden.

Insgesamt wurden in der Arbeit von Gauch *et al.* (2019) für den Endpunktvergleich zwischen der PPDB und der Zulassungsdatenbank von Agroscope bis zu 228 Wirkstoffendpunkte pro Organismengruppe (Fische, aquatische Invertebraten, Primärproduzenten) verglichen. Insgesamt wurde aufgrund dieser Arbeit für 82 verschiedene Wirkstoffe der ökotoxikologische Endpunkt für eine oder mehrere Organismengruppen angepasst. Es wurde festgestellt, dass die PPDB teilweise nicht aktuell war, da Endpunkte aus den neuen EFSA Conclusions nicht berücksichtigt worden waren. Solche Fälle und Konvertierungsfehler wurden der PPDB mit einem Änderungsvorschlag der verantwortlichen Person gemeldet. In den meisten Fällen wurden diese Endpunkte in den neuen PPDB-Versionen angepasst.

Tabelle 14. Für die PSM-Risikokarten verwendete ökotoxikologische Endpunkte pro Wirkstoff und Organismengruppe. Für jeden Endpunkt wird angegeben, ob er auch in der PPDB, der SYNOPSIS-Datenbank oder der Zulassungsdatenbank von Agroscope vorhanden (vorh.) ist. Für Endpunkte, die mit keiner Version der PPDB in Verbindung gebracht werden konnten, wurde geprüft, ob dieser Endpunkt mit einer anderen Quelle in Verbindung gebracht werden kann.

Wirkstoff	Organismengruppe	akut oder chronisch	Endpunkt [mg/L]	PPDB Version	SYNOPSIS Datenbank	Datenbank Zulassung Agroscope	zusätzliche Informationen Herkunft Endpunkt
zeta-cypermethrin	aqu. Invertebraten	akut	0.0000013	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cypermethrin	aqu. Invertebraten	akut	0.0000069	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2018
alpha-cypermethrin	aqu. Invertebraten	akut	0.000013	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2008
chlorpyrifos	aqu. Invertebraten	akut	0.0001	2023-08-23	vorh.	vorh.	-

bifenthrin	aqu. Invertebraten	akut	0.00011	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
abamectin	aqu. Invertebraten	akut	0.00012	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
lambda-cyhalothrin	aqu. Invertebraten	akut	0.00036	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
deltamethrin	aqu. Invertebraten	akut	0.00056	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorpyrifos-methyl	aqu. Invertebraten	akut	0.0006	2023-08-23	vorh.		-
spinetoram	aqu. Invertebraten	akut	0.00075	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2013
diazinon	aqu. Invertebraten	akut	0.001	2023-08-23	vorh.		-
emamectinbenzoat	aqu. Invertebraten	akut	0.001	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
etofenprox	aqu. Invertebraten	akut	0.0012	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
lufenuron	aqu. Invertebraten	akut	0.0013	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diflubenzuron	aqu. Invertebraten	akut	0.0026	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
teflubenzuron	aqu. Invertebraten	akut	0.0028	2023-08-23	vorh.		-
thiacloprid	aqu. Invertebraten	akut	0.0028	2023-08-23	vorh.		-
acetamiprid	aqu. Invertebraten	akut	0.0037	2023-08-23	vorh.		-
acequinocyl	aqu. Invertebraten	akut	0.0039	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
methomyl	aqu. Invertebraten	akut	0.0076	2023-08-23	vorh.		-
methiocarb	aqu. Invertebraten	akut	0.008	2023-08-23	vorh.		-
milbemectin	aqu. Invertebraten	akut	0.01	2023-08-23	vorh.		-
trifloxystrobin	aqu. Invertebraten	akut	0.011	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorantraniliprol	aqu. Invertebraten	akut	0.0116	2023-08-23	vorh.		-
thiamethoxam	aqu. Invertebraten	akut	0.014	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyraclostrobin	aqu. Invertebraten	akut	0.016	2023-08-23	vorh.		-
pirimicarb	aqu. Invertebraten	akut	0.017	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyrethrine	aqu. Invertebraten	akut	0.017	2023-08-23	vorh.		-
fenpyroximate	aqu. Invertebraten	akut	0.022	2023-08-23	vorh.		-
picoxystrobin	aqu. Invertebraten	akut	0.024	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
clothianidin	aqu. Invertebraten	akut	0.029	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
famoxadone	aqu. Invertebraten	akut	0.033	2023-08-23	vorh.		-
amisulbrom	aqu. Invertebraten	akut	0.037	2023-08-23	vorh.		-
kupfer (als hydroxid)	aqu. Invertebraten	akut	0.038	2023-08-23	vorh.		-
tebufenpyrad	aqu. Invertebraten	akut	0.046	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorothalonil (tcpn)	aqu. Invertebraten	akut	0.054	2023-08-23	vorh.		-
novaluron	aqu. Invertebraten	akut	0.055	2023-08-23	vorh.		-
mancozeb	aqu. Invertebraten	akut	0.073	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
quinoxifen	aqu. Invertebraten	akut	0.08	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
benzovindiflupyr	aqu. Invertebraten	akut	0.085	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
pyraflufen-ethyl	aqu. Invertebraten	akut	0.12	2023-08-23	vorh.		-
thiram (tmtd)	aqu. Invertebraten	akut	0.139	2023-08-23	vorh.		-
pendimethalin	aqu. Invertebraten	akut	0.147	2023-08-23	vorh.		-
carbendazim	aqu. Invertebraten	akut	0.15	2023-08-23	vorh.		-
kresoxim-methyl	aqu. Invertebraten	akut	0.186	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cyazofamid	aqu. Invertebraten	akut	0.19	2023-08-23	vorh.		-
fenamidon	aqu. Invertebraten	akut	0.19	2023-08-23	vorh.		-
fluroxypyr	aqu. Invertebraten	akut	0.2196	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2011
cyprodinil	aqu. Invertebraten	akut	0.22	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluazinam	aqu. Invertebraten	akut	0.22	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
azoxystrobin	aqu. Invertebraten	akut	0.23	2023-08-23	vorh.		-
trifluralin	aqu. Invertebraten	akut	0.245	2023-08-23	vorh.		-
dithianon	aqu. Invertebraten	akut	0.26	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
proquinazid	aqu. Invertebraten	akut	0.287	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diflufenican	aqu. Invertebraten	akut	0.288	2023-08-23	vorh.		-
kupfer (als oxychlorid)	aqu. Invertebraten	akut	0.29	2023-08-23	vorh.		-
quizalofop-p-ethyl	aqu. Invertebraten	akut	0.29	2023-08-23	vorh.		-
linuron	aqu. Invertebraten	akut	0.31	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
desmedipham	aqu. Invertebraten	akut	0.35	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pencycuron	aqu. Invertebraten	akut	0.36	2023-08-23	vorh.		-
aluminiumphosphid	aqu. Invertebraten	akut	0.37	2023-08-23	vorh.		-

fludioxonil	aqu. Invertebraten	akut	0.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluoxastrobin	aqu. Invertebraten	akut	0.48	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyridate	aqu. Invertebraten	akut	0.49	2023-08-23	vorh.		-
bifenazat	aqu. Invertebraten	akut	0.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenoxycarb	aqu. Invertebraten	akut	0.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
prosulfocarb	aqu. Invertebraten	akut	0.51	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenpropidin	aqu. Invertebraten	akut	0.54	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
hexythiazox	aqu. Invertebraten	akut	0.564	2019-06-19	vorh.		-
isoproturon	aqu. Invertebraten	akut	0.58	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
benalaxyl-m	aqu. Invertebraten	akut	0.59	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
indoxacarb	aqu. Invertebraten	akut	0.6	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mepanipyrim	aqu. Invertebraten	akut	0.63	2023-08-23	vorh.		-
bifenox	aqu. Invertebraten	akut	0.66	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
iprodione	aqu. Invertebraten	akut	0.66	2023-08-23	vorh.		-
folpet	aqu. Invertebraten	akut	0.68	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
ametoctradin	aqu. Invertebraten	akut	0.708	2023-08-23	vorh.		-
fluazifop-p-butyl	aqu. Invertebraten	akut	0.744	2023-08-23	vorh.		-
difenoconazole	aqu. Invertebraten	akut	0.77	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
zoxamid	aqu. Invertebraten	akut	0.936	2023-08-23	vorh.		-
atrazin	aqu. Invertebraten	akut	1	2023-08-23	vorh.		-
azadirachtin a+b	aqu. Invertebraten	akut	1	2023-08-23	vorh.		-
schachtelhalmextrakt	aqu. Invertebraten	akut	1	2023-08-23	vorh.		-
oryzalin	aqu. Invertebraten	akut	1.02	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tebufenozide	aqu. Invertebraten	akut	1.068	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2010
propaquizafop	aqu. Invertebraten	akut	1.08	2023-08-23	vorh.		-
diuron	aqu. Invertebraten	akut	1.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
spinosad	aqu. Invertebraten	akut	1.1	2023-08-23	vorh.		-
metrafenone	aqu. Invertebraten	akut	1.104	2023-08-23	vorh.		-
aclonifen	aqu. Invertebraten	akut	1.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
bixafen	aqu. Invertebraten	akut	1.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diquat	aqu. Invertebraten	akut	1.2	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
fenoxaprop-p-ethyl	aqu. Invertebraten	akut	1.272	2023-08-23	vorh.		-
prothioconazole	aqu. Invertebraten	akut	1.3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
spirotramat	aqu. Invertebraten	akut	1.3	2023-08-23	vorh.		-
penthiopyrad	aqu. Invertebraten	akut	1.38	2023-08-23	vorh.		-
fettsäuren (kaliumsalze)	aqu. Invertebraten	akut	1.44	2023-08-23	vorh.		-
propineb	aqu. Invertebraten	akut	1.5	2023-08-23	vorh.		-
isoxaflutole	aqu. Invertebraten	akut	1.8	2023-08-23	vorh.		-
kupfer (als kalkpräparat)	aqu. Invertebraten	akut	1.87	nicht vorh.	vorh.		SYNOPS- Endpunkte
bromadiolone	aqu. Invertebraten	akut	2	2023-08-23	vorh.		-
clodinafop-propargyl	aqu. Invertebraten	akut	2	2023-08-23	vorh.		-
dimethoate	aqu. Invertebraten	akut	2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
phenmedipham	aqu. Invertebraten	akut	2.03	2019-06-19	vorh.		-
cyflufenamid	aqu. Invertebraten	akut	2.076	2023-08-23	vorh.		-
triflumizole	aqu. Invertebraten	akut	2.11	2023-08-23	vorh.		-
fluopicolide	aqu. Invertebraten	akut	2.16	2023-08-23	vorh.		-
fenpropimorph	aqu. Invertebraten	akut	2.24	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kupfer (als oxysulfat)	aqu. Invertebraten	akut	2.3	2023-08-23	nicht vorh.		-
acibenzolar-s-methyl	aqu. Invertebraten	akut	2.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tebuconazole	aqu. Invertebraten	akut	2.79	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
orbencarb	aqu. Invertebraten	akut	2.88	2023-08-23	vorh.		-
pyrimethanil	aqu. Invertebraten	akut	2.9	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethenamid-p	aqu. Invertebraten	akut	3.2	2023-08-23	vorh.		-
flusilazole	aqu. Invertebraten	akut	3.4	2023-08-23	vorh.		-
metalaxyl-m	aqu. Invertebraten	akut	3.47	2023-08-23	vorh.		-
pyrifenox	aqu. Invertebraten	akut	3.6	2023-08-23	vorh.		-
chlorpropham (cipc)	aqu. Invertebraten	akut	3.7	2023-08-23	vorh.		-
methoxyfenozide	aqu. Invertebraten	akut	3.7	2023-08-23	vorh.		-

dodecan-1-ol, ethoxyliert	aqu. Invertebraten	akut	3.8	2023-08-23	vorh.		-
ioxynil	aqu. Invertebraten	akut	3.9	2023-08-23	vorh.		-
bupirimate	aqu. Invertebraten	akut	4.092	2023-08-23	vorh.		-
metconazole	aqu. Invertebraten	akut	4.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
prochloraz	aqu. Invertebraten	akut	4.3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
rapsoöl	aqu. Invertebraten	akut	4.5	2023-08-23	vorh.		-
fluorchloridon	aqu. Invertebraten	akut	5.1	2019-06-19	vorh.	vorh.	-
boscalid	aqu. Invertebraten	akut	5.33	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiophanate-methyl	aqu. Invertebraten	akut	5.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenpyrazamin	aqu. Invertebraten	akut	5.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metamitron	aqu. Invertebraten	akut	5.7	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluquinconazole	aqu. Invertebraten	akut	6	2023-08-23	vorh.		-
spiroxamine	aqu. Invertebraten	akut	6.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
paraffinöl	aqu. Invertebraten	akut	6.2	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
schwefelsaure tonerde	aqu. Invertebraten	akut	6.6	2023-08-23	nicht vorh.		-
propyzamide	aqu. Invertebraten	akut	6.72	2023-08-23	vorh.		-
penconazole	aqu. Invertebraten	akut	6.75	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluxapyroxad	aqu. Invertebraten	akut	6.78	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
captan	aqu. Invertebraten	akut	7.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mandipropamid	aqu. Invertebraten	akut	7.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flutolanil	aqu. Invertebraten	akut	8.16	2023-08-23	vorh.		-
epoxiconazole	aqu. Invertebraten	akut	8.69	2019-06-19	vorh.	vorh.	-
lenacil	aqu. Invertebraten	akut	10.08	2023-08-23	vorh.		-
propiconazole	aqu. Invertebraten	akut	10.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
carfentrazone-ethyl	aqu. Invertebraten	akut	11.76	2023-08-23	vorh.		-
alkoholethoxylat	aqu. Invertebraten	akut	12	2023-08-23	nicht vorh.		-
benthiavalicarb-isopropyl	aqu. Invertebraten	akut	12	2023-08-23	vorh.		-
glyphosat-trimesium	aqu. Invertebraten	akut	12	2023-08-23	vorh.		-
haloxyfop-p-methyl	aqu. Invertebraten	akut	12	2023-08-23	vorh.		-
bromoxynil	aqu. Invertebraten	akut	12.5	2023-08-23	vorh.		-
clomazone	aqu. Invertebraten	akut	12.7	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethomorph	aqu. Invertebraten	akut	12.72	2018-01-11	vorh.		-
ethofumesate	aqu. Invertebraten	akut	13.52	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
napropamide	aqu. Invertebraten	akut	14.3	2023-08-23	vorh.		-
dimethenamid	aqu. Invertebraten	akut	16	2023-08-23	vorh.		-
cyproconazole	aqu. Invertebraten	akut	16.4	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
myclobutanil	aqu. Invertebraten	akut	17	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
6-benzyladenine	aqu. Invertebraten	akut	17.2	nicht vorh.	vorh.	-	EFSA conclusion 2010
fenhexamid	aqu. Invertebraten	akut	22.56	2023-08-23	vorh.		-
pethoxamid	aqu. Invertebraten	akut	23	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
iprovalicarb	aqu. Invertebraten	akut	23.76	2023-08-23	vorh.		-
dimethachlor	aqu. Invertebraten	akut	24	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
s-metolachlor	aqu. Invertebraten	akut	26	2019-06-19	vorh.	vorh.	-
cymoxanil	aqu. Invertebraten	akut	27	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diethofencarb	aqu. Invertebraten	akut	27.6	2023-08-23	vorh.		-
flazasulfuron	aqu. Invertebraten	akut	30	2023-08-23	vorh.		-
flufenacet	aqu. Invertebraten	akut	30.9	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlormequat	aqu. Invertebraten	akut	31.7	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
chlormequat (chlorcholinchlorid) (ccc)	aqu. Invertebraten	akut	31.7	2023-08-23	vorh.		-
ethephon	aqu. Invertebraten	akut	31.7	2023-08-23	vorh.		-
monolinuron	aqu. Invertebraten	akut	32.5	2023-08-23	vorh.		-
metazachlor	aqu. Invertebraten	akut	33	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
paclobutrazol	aqu. Invertebraten	akut	33.2	2023-08-23	vorh.		-
amidosulfuron	aqu. Invertebraten	akut	36	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
glyphosat	aqu. Invertebraten	akut	40	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
picloram	aqu. Invertebraten	akut	44.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tolclofos-methyl	aqu. Invertebraten	akut	48	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metribuzin	aqu. Invertebraten	akut	49	2023-08-23	vorh.	vorh.	-

dicamba	aqu. Invertebraten	akut	49.2	2023-08-23	vorh.		-
tembotrione	aqu. Invertebraten	akut	49.8	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pinoxaden	aqu. Invertebraten	akut	52	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mcpb	aqu. Invertebraten	akut	55	2023-08-23	vorh.		-
1-naphthylacetic acid	aqu. Invertebraten	akut	56	2023-08-23	nicht vorh.		-
asulam	aqu. Invertebraten	akut	57.9	2023-08-23	nicht vorh.		-
cinidon-ethyl	aqu. Invertebraten	akut	59.2	2023-08-23	vorh.		-
thifensulfuron-methyl	aqu. Invertebraten	akut	60.7	2023-08-23	nicht vorh.		-
chlorotoluron	aqu. Invertebraten	akut	67	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
2-(1-naphthyl)acetamide	aqu. Invertebraten	akut	67.2	2023-08-23	vorh.		-
mepiquat	aqu. Invertebraten	akut	68.5	2023-08-23	vorh.		-
terbacil	aqu. Invertebraten	akut	78	2023-08-23	vorh.		-
carbetamide	aqu. Invertebraten	akut	81	2023-08-23	vorh.		-
terbuthylazine	aqu. Invertebraten	akut	83.16	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS-Endpunkte
cycloxydim	aqu. Invertebraten	akut	84.96	2023-08-23	vorh.		-
pymetrozine	aqu. Invertebraten	akut	87	2023-08-23	vorh.		-
nicosulfuron	aqu. Invertebraten	akut	90	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metaldehyd	aqu. Invertebraten	akut	94.08	2023-08-23	vorh.		-
eisen-iii-phosphat	aqu. Invertebraten	akut	100	2023-08-23	vorh.		-
foramsulfuron	aqu. Invertebraten	akut	100	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
propamocarb	aqu. Invertebraten	akut	106	2023-08-23	vorh.		-
maleinsäurehydrazid	aqu. Invertebraten	akut	107.7	2023-08-23	vorh.		-
mecoprop-p	aqu. Invertebraten	akut	109.2	2023-08-23	vorh.		-
sulfosulfuron	aqu. Invertebraten	akut	115.2	2023-08-23	vorh.		-
clopyralid	aqu. Invertebraten	akut	116.4	2023-08-23	vorh.		-
thiencarbazone	aqu. Invertebraten	akut	118.32	2023-08-23	vorh.		-
aminopyralid	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
bentazon	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
clethodim	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
flonicamid	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
fluopyram	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
fosetyl	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
imazamox	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
iodosulfuron-methyl-natrium	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
laminarin	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
mesosulfuron-methyl	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
prohexadione-calcium	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
propamocarb-hydrochlorid	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
pyroxsulam	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
quinmerac	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
spirodiclofen	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
tepraloxymid	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
tritosulfuron	aqu. Invertebraten	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
chloridazon	aqu. Invertebraten	akut	132	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
2,4-d	aqu. Invertebraten	akut	134.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kaliumphosphonat	aqu. Invertebraten	akut	141.6	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS-Endpunkte
metsulfuron-methyl	aqu. Invertebraten	akut	144	2023-08-23	vorh.		-
triclopyr	aqu. Invertebraten	akut	157.2	2018-01-11	vorh.		-
trinexapac-ethyl	aqu. Invertebraten	akut	171	2021-11-30	vorh.		-
maltodextrin	aqu. Invertebraten	akut	200	2023-08-23	nicht vorh.		-
mcpa	aqu. Invertebraten	akut	228	2023-08-23	vorh.		-
florasulam	aqu. Invertebraten	akut	350.4	2023-08-23	vorh.		-
rimsulfuron	aqu. Invertebraten	akut	432	2023-08-23	vorh.		-
glufosinate	aqu. Invertebraten	akut	668	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flupyrsulfuron-methyl-sodium	aqu. Invertebraten	akut	721	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mesotrione	aqu. Invertebraten	akut	746.4	2023-08-23	vorh.		-

schwefel	aqu. Invertebraten	akut	800	nicht vorh.	vorh.	vorh.	SYNOPSIS- Endpunkte
tribenuron-methyl	aqu. Invertebraten	akut	894	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
bifenthrin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0000013	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenoxy carb	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0000016	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
lambda-cyhalothrin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00000198	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2014
deltamethrin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0000041	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorpyrifos-methyl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00001	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
abamectin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.000021	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
alpha-cypermethrin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00003	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
novaluron	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00003	2023-08-23	vorh.		-
cypermethrin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00004	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diflubenzuron	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00004	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
zeta-cypermethrin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00004	2023-08-23	vorh.		-
etofenprox	aqu. Invertebraten	chronisch	0.000054	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorpyrifos	aqu. Invertebraten	chronisch	0.000056	nicht vorh.	vorh.	vorh.	EU Review Report 2005
teflubenzuron	aqu. Invertebraten	chronisch	0.000062	2023-08-23	vorh.		-
emamectinbenzoat	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0001	2023-08-23	vorh.		-
lufenuron	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0001	2023-08-23	vorh.		-
methiocarb	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0001	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
milbemectin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00012	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
bifenox	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00015	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diazinon	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00056	2023-08-23	vorh.		-
fenpyroximate	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0007	2019-06-19	vorh.		-
clothianidin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00072	nicht vorh.	vorh.		EU Review Report 2005
pyrethrine	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00086	nicht vorh.	vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2013
spinosad	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00086	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
pirimicarb	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0009	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
acequinocyl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00098	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiacloprid	aqu. Invertebraten	chronisch	0.001	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flusilazole	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0012	2023-08-23	vorh.		-
carbendazim	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0015	2023-08-23	vorh.		-
spinetoram	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00156	2023-08-23	nicht vorh.		-
azadirachtin a+b	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0016	2023-08-23	vorh.		-
methomyl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0016	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
folpet	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0018	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
proquinazid	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0018	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorantraniliprol	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0025	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
trifloxystrobin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.003	2023-08-23	vorh.		-
famoxadone	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0037	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyraclostrobin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.004	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
acetamiprid	aqu. Invertebraten	chronisch	0.005	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fludioxonil	aqu. Invertebraten	chronisch	0.005	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
phenmedipham	aqu. Invertebraten	chronisch	0.005	2023-08-23	vorh.		-
difenoconazole	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0056	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tebufenozide	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0057	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kupfer (als oxychlorid)	aqu. Invertebraten	chronisch	0.006	2023-08-23	vorh.		-
hexythiazox	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0061	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluazinam	aqu. Invertebraten	chronisch	0.00625	nicht vorh.	vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2008
methoxyfenozide	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0065	2023-08-23	vorh.		-
mancozeb	aqu. Invertebraten	chronisch	0.0073	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
picoxystrobin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.008	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiram (tmtd)	aqu. Invertebraten	chronisch	0.008	2023-08-23	vorh.		-

cyprodinil	aq. Invertebraten	chronisch	0.0088	2023-08-23	vorh.		-
chlorothalonil (tcpn)	aq. Invertebraten	chronisch	0.009	2023-08-23	vorh.		-
desmedipham	aq. Invertebraten	chronisch	0.01	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyridate	aq. Invertebraten	chronisch	0.01	2023-08-23	vorh.		-
tebuconazole	aq. Invertebraten	chronisch	0.01	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiamethoxam	aq. Invertebraten	chronisch	0.01	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenamidon	aq. Invertebraten	chronisch	0.0125	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
ioxynil	aq. Invertebraten	chronisch	0.013	2023-08-23	vorh.		-
pendimethalin	aq. Invertebraten	chronisch	0.0145	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
benzovindiflupyr	aq. Invertebraten	chronisch	0.015	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
propineb	aq. Invertebraten	chronisch	0.015	2023-08-23	vorh.		-
bixafen	aq. Invertebraten	chronisch	0.0156	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
aclonifen	aq. Invertebraten	chronisch	0.016	2023-08-23	vorh.		-
terbuthylazine	aq. Invertebraten	chronisch	0.019	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
amisulbrom	aq. Invertebraten	chronisch	0.0197	2023-08-23	vorh.		-
kupfer (als kalkpräparat)	aq. Invertebraten	chronisch	0.02	2023-08-23	vorh.		-
tebufenpyrad	aq. Invertebraten	chronisch	0.02	2023-08-23	vorh.		-
cyproconazole	aq. Invertebraten	chronisch	0.023	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
quizalofop-p-ethyl	aq. Invertebraten	chronisch	0.023	2023-08-23	vorh.		-
pymetrozine	aq. Invertebraten	chronisch	0.025	2023-08-23	vorh.		-
spirodiclofen	aq. Invertebraten	chronisch	0.025	2023-08-23	vorh.		-
tolclofos-methyl	aq. Invertebraten	chronisch	0.026	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
quinoxifen	aq. Invertebraten	chronisch	0.028	2023-08-23	vorh.		-
benalaxyl-m	aq. Invertebraten	chronisch	0.03	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kupfer (als hydroxid)	aq. Invertebraten	chronisch	0.03	2023-08-23	vorh.		-
mepanipyrim	aq. Invertebraten	chronisch	0.031	2023-08-23	vorh.		-
diethofencarb	aq. Invertebraten	chronisch	0.032	2023-08-23	vorh.		-
kresoxim-methyl	aq. Invertebraten	chronisch	0.032	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
aluminiumphosphid	aq. Invertebraten	chronisch	0.037	2023-08-23	vorh.		-
zoxamid	aq. Invertebraten	chronisch	0.039	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethoate	aq. Invertebraten	chronisch	0.04	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cyflufenamid	aq. Invertebraten	chronisch	0.041	2023-08-23	vorh.		-
indoxacarb	aq. Invertebraten	chronisch	0.042	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
acibenzolar-s-methyl	aq. Invertebraten	chronisch	0.044	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
ametoctradin	aq. Invertebraten	chronisch	0.044	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
azoxystrobin	aq. Invertebraten	chronisch	0.044	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
prosulfocarb	aq. Invertebraten	chronisch	0.045	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dithianon	aq. Invertebraten	chronisch	0.05	2023-08-23	vorh.		-
pencycuron	aq. Invertebraten	chronisch	0.05	2023-08-23	vorh.		-
prochloraz	aq. Invertebraten	chronisch	0.05	2023-08-23	vorh.		-
trifluralin	aq. Invertebraten	chronisch	0.051	2023-08-23	vorh.		-
diflufenican	aq. Invertebraten	chronisch	0.052	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyraflufen-ethyl	aq. Invertebraten	chronisch	0.054	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kupfer (als oxysulfat)	aq. Invertebraten	chronisch	0.057	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2018
fluroxypyr	aq. Invertebraten	chronisch	0.06	2023-08-23	vorh.		-
penconazole	aq. Invertebraten	chronisch	0.06	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
epoxiconazole	aq. Invertebraten	chronisch	0.0625	nicht vorh.	vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2008
cymoxanil	aq. Invertebraten	chronisch	0.067	2023-08-23	vorh.		-
mandipropamid	aq. Invertebraten	chronisch	0.076	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diuron	aq. Invertebraten	chronisch	0.096	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cinidon-ethyl	aq. Invertebraten	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.		-
cyazofamid	aq. Invertebraten	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flazasulfuron	aq. Invertebraten	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
iprodione	aq. Invertebraten	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.		-
isoxaflutole	aq. Invertebraten	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metazachlor	aq. Invertebraten	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
spirotetramat	aq. Invertebraten	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
spiroxamine	aq. Invertebraten	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
isoproturon	aq. Invertebraten	chronisch	0.12	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diquat	aq. Invertebraten	chronisch	0.125	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-

fenpropimorph	aqu. Invertebraten	chronisch	0.13	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
bifenazat	aqu. Invertebraten	chronisch	0.15	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metconazole	aqu. Invertebraten	chronisch	0.16	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluoxastrobin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.18	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
linuron	aqu. Invertebraten	chronisch	0.18	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiophanate-methyl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.18	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
triflumizole	aqu. Invertebraten	chronisch	0.18	2023-08-23	vorh.		-
fenoxaprop-p-ethyl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
ropsöl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.2	2023-08-23	vorh.		-
carfentrazone-ethyl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.22	2023-08-23	vorh.		-
dimethomorph	aqu. Invertebraten	chronisch	0.22	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metrafenone	aqu. Invertebraten	chronisch	0.225	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
clodinafop-propargyl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.23	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
atrazin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.25	2023-08-23	vorh.		-
fluazifop-p-butyl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.25	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
orbencarb	aqu. Invertebraten	chronisch	0.288	2023-08-23	vorh.		-
flurochloridon	aqu. Invertebraten	chronisch	0.3	2023-08-23	vorh.		-
propiconazole	aqu. Invertebraten	chronisch	0.31	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
ethofumesate	aqu. Invertebraten	chronisch	0.32	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenpropidin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.32	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metribuzin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.32	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
paclobutrazol	aqu. Invertebraten	chronisch	0.32	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenpyrazamin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.34	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
oryzalin	aqu. Invertebraten	chronisch	0.36	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluopicolide	aqu. Invertebraten	chronisch	0.37	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
propaquizafop	aqu. Invertebraten	chronisch	0.44	2023-08-23	vorh.		-
lenacil	aqu. Invertebraten	chronisch	0.48	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fettsäuren (kaliumsalze)	aqu. Invertebraten	chronisch	0.5	2023-08-23	vorh.		-
fluxapyroxad	aqu. Invertebraten	chronisch	0.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyrifenox	aqu. Invertebraten	chronisch	0.5	2023-08-23	vorh.		-
haloxyfop-p-methyl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.509	2023-08-23	vorh.		-
flutolanil	aqu. Invertebraten	chronisch	0.53	2019-06-19	vorh.	vorh.	-
bupirimate	aqu. Invertebraten	chronisch	0.56	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
captan	aqu. Invertebraten	chronisch	0.56	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
monolinuron	aqu. Invertebraten	chronisch	0.56	2023-08-23	vorh.		-
prothioconazole	aqu. Invertebraten	chronisch	0.56	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
propyzamide	aqu. Invertebraten	chronisch	0.6	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
paraffinöl	aqu. Invertebraten	chronisch	0.62	2023-08-23	vorh.		-
fluquinconazole	aqu. Invertebraten	chronisch	0.648	2023-08-23	vorh.		-
pyrimethanil	aqu. Invertebraten	chronisch	0.94	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
maleinsäurehydrazid	aqu. Invertebraten	chronisch	0.95	2023-08-23	vorh.		-
amidosulfuron	aqu. Invertebraten	chronisch	1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
carbetamide	aqu. Invertebraten	chronisch	1	2023-08-23	vorh.		-
chlorpropham (cipc)	aqu. Invertebraten	chronisch	1	2023-08-23	vorh.		-
myclobutanil	aqu. Invertebraten	chronisch	1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
rimsulfuron	aqu. Invertebraten	chronisch	1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
glyphosat-trimesium	aqu. Invertebraten	chronisch	1.1	2023-08-23	vorh.		-
fenhexamid	aqu. Invertebraten	chronisch	1.212	2023-08-23	vorh.		-
bromadiolone	aqu. Invertebraten	chronisch	1.25	2023-08-23	vorh.		-
dimethenamid	aqu. Invertebraten	chronisch	1.25	2023-08-23	vorh.		-
dimethenamid-p	aqu. Invertebraten	chronisch	1.25	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluopyram	aqu. Invertebraten	chronisch	1.25	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
boscalid	aqu. Invertebraten	chronisch	1.3	2023-08-23	vorh.		-
dodecan-1-ol, ethoxyliert	aqu. Invertebraten	chronisch	1.7	2023-08-23	vorh.		-
mesosulfuron-methyl	aqu. Invertebraten	chronisch	1.8	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
iprovalicarb	aqu. Invertebraten	chronisch	1.89	2023-08-23	vorh.		-
tembotrione	aqu. Invertebraten	chronisch	2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
clomazone	aqu. Invertebraten	chronisch	2.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethachlor	aqu. Invertebraten	chronisch	2.3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-

chlormequat	aqu. Invertebraten	chronisch	2.4	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
chlormequat (chlorcholinchlorid) (ccc)	aqu. Invertebraten	chronisch	2.4	2023-08-23	vorh.		-
trinexapac-ethyl	aqu. Invertebraten	chronisch	2.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pethoxamid	aqu. Invertebraten	chronisch	2.8	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
benthiavalicarb- isopropyl	aqu. Invertebraten	chronisch	3	2023-08-23	vorh.		-
bromoxynil	aqu. Invertebraten	chronisch	3.1	2023-08-23	vorh.		-
flonicamid	aqu. Invertebraten	chronisch	3.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metsulfuron-methyl	aqu. Invertebraten	chronisch	3.13	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flufenacet	aqu. Invertebraten	chronisch	3.26	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiencarbazone	aqu. Invertebraten	chronisch	3.54	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
6-benzyladenine	aqu. Invertebraten	chronisch	4	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2010
napropamide	aqu. Invertebraten	chronisch	4.3	2023-08-23	vorh.		-
metalaxyl-m	aqu. Invertebraten	chronisch	4.5	2023-08-23	vorh.		-
nicosulfuron	aqu. Invertebraten	chronisch	5.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
s-metolachlor	aqu. Invertebraten	chronisch	5.9	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chloridazon	aqu. Invertebraten	chronisch	6.23	2023-08-23	vorh.		-
asulam	aqu. Invertebraten	chronisch	6.4	2023-08-23	nicht vorh.		-
picloram	aqu. Invertebraten	chronisch	6.79	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
florasulam	aqu. Invertebraten	chronisch	10	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
iodosulfuron-methyl- natrium	aqu. Invertebraten	chronisch	10	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metamitron	aqu. Invertebraten	chronisch	10	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
triflufurfuron-methyl	aqu. Invertebraten	chronisch	11	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
laminarin	aqu. Invertebraten	chronisch	12	2023-08-23	vorh.		-
propamocarb- hydrochlorid	aqu. Invertebraten	chronisch	12.3	2023-08-23	vorh.		-
pyroxsulam	aqu. Invertebraten	chronisch	12.48	2023-08-23	vorh.		-
mepiquat	aqu. Invertebraten	chronisch	12.5	2023-08-23	vorh.		-
flupyrsulfuron- methyl-sodium	aqu. Invertebraten	chronisch	16	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorotoluron	aqu. Invertebraten	chronisch	16.7	2020-09-19	vorh.		-
clopyralid	aqu. Invertebraten	chronisch	17	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fosetyl	aqu. Invertebraten	chronisch	17	2023-08-23	vorh.		-
glufosinate	aqu. Invertebraten	chronisch	18	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mecoprop-p	aqu. Invertebraten	chronisch	22.7	2023-08-23	vorh.		-
triclopyr	aqu. Invertebraten	chronisch	23	2023-08-23	vorh.		-
2-(1-naphthyl) acetamide	aqu. Invertebraten	chronisch	26.4	2023-08-23	vorh.		-
glyphosat	aqu. Invertebraten	chronisch	30	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
schwefel	aqu. Invertebraten	chronisch	40	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
2,4-d	aqu. Invertebraten	chronisch	46.2	2023-08-23	vorh.		-
clethodim	aqu. Invertebraten	chronisch	49	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mcpa	aqu. Invertebraten	chronisch	50	2023-08-23	vorh.		-
mcpb	aqu. Invertebraten	chronisch	50	2023-08-23	vorh.		-
tepraloxym	aqu. Invertebraten	chronisch	50	2023-08-23	vorh.		-
cycloxydim	aqu. Invertebraten	chronisch	62.5	2023-08-23	vorh.		-
ethephon	aqu. Invertebraten	chronisch	67	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metaldehyd	aqu. Invertebraten	chronisch	90	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
sulcotrione	aqu. Invertebraten	chronisch	90	2023-08-23	vorh.		-
dicamba	aqu. Invertebraten	chronisch	97	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
aminopyralid	aqu. Invertebraten	chronisch	100	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
eisen-iii-phosphat	aqu. Invertebraten	chronisch	100	2023-08-23	vorh.		-
kaliumphosphonat	aqu. Invertebraten	chronisch	100	2023-08-23	vorh.		-
prohexadione- calcium	aqu. Invertebraten	chronisch	100	2023-08-23	vorh.		-
thifensulfuron-methyl	aqu. Invertebraten	chronisch	100	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
tritosulfuron	aqu. Invertebraten	chronisch	100	2023-08-23	vorh.		-
sulfosulfuron	aqu. Invertebraten	chronisch	102	2023-08-23	vorh.		-
kalium-bicarbonat	aqu. Invertebraten	chronisch	103.2	nicht vorh.	vorh.		SYNOPS- Endpunkte
foramsulfuron	aqu. Invertebraten	chronisch	120	2023-08-23	vorh.		-

quinmerac	aqu. Invertebraten	chronisch	120	2023-08-23	vorh.		-
tribenuron-methyl	aqu. Invertebraten	chronisch	120	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
bentazon	aqu. Invertebraten	chronisch	121.2	2023-08-23	vorh.		-
imazamox	aqu. Invertebraten	chronisch	137	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mesotrione	aqu. Invertebraten	chronisch	180	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
lambda-cyhalothrin	Fische	akut	0.00021	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
bifenthrin	Fische	akut	0.00026	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
deltamethrin	Fische	akut	0.00026	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenpyroximate	Fische	akut	0.00105	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cypermethrin	Fische	akut	0.00151	2023-08-23	vorh.		-
zeta-cypermethrin	Fische	akut	0.00151	2023-08-23	vorh.		-
alpha-cypermethrin	Fische	akut	0.0018	2023-08-23	vorh.		-
etofenprox	Fische	akut	0.0027	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyrethrine	Fische	akut	0.0034	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
benzovindiflupyr	Fische	akut	0.0035	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
abamectin	Fische	akut	0.0036	nicht vorh.	vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2008
milbemectin	Fische	akut	0.0045	nicht vorh.	vorh.		SYNOPS- Endpunkte
pyraclostrobin	Fische	akut	0.006	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
teflubenzuron	Fische	akut	0.0078	2023-08-23	vorh.		-
aluminiumphosphid	Fische	akut	0.0097	2023-08-23	vorh.		-
famoxadone	Fische	akut	0.011	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorothalonil (tcpn)	Fische	akut	0.017	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
trifloxystrobin	Fische	akut	0.022	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tebufenpyrad	Fische	akut	0.023	2023-08-23	vorh.		-
chlorpyrifos	Fische	akut	0.025	2023-08-23	vorh.		-
amisulbrom	Fische	akut	0.0515	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluazinam	Fische	akut	0.055	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dithianon	Fische	akut	0.07	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mancozeb	Fische	akut	0.074	2023-08-23	vorh.		-
picoxystrobin	Fische	akut	0.075	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
ametoctradin	Fische	akut	0.078	2023-08-23	vorh.		-
haloxyfop-p-methyl	Fische	akut	0.088	2023-08-23	vorh.		-
trifluralin	Fische	akut	0.088	2023-08-23	vorh.		-
bixafen	Fische	akut	0.095	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diflufenican	Fische	akut	0.1188	2023-08-23	vorh.		-
pyraflufen-ethyl	Fische	akut	0.12	2023-08-23	vorh.		-
diflubenzuron	Fische	akut	0.156	2023-08-23	vorh.		-
zoxamid	Fische	akut	0.16	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiram (tmtd)	Fische	akut	0.171	2023-08-23	vorh.		-
emamectinbenzoat	Fische	akut	0.174	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
captan	Fische	akut	0.186	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
carbendazim	Fische	akut	0.19	2023-08-23	vorh.		-
fenoxaprop-p-ethyl	Fische	akut	0.19	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kresoxim-methyl	Fische	akut	0.19	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
propaquizafop	Fische	akut	0.19	2023-08-23	vorh.		-
pendimethalin	Fische	akut	0.196	2023-08-23	vorh.		-
clodinafop-propargyl	Fische	akut	0.21	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
quizalofop-p-ethyl	Fische	akut	0.21	2023-08-23	vorh.		-
fludioxonil	Fische	akut	0.23	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
folpet	Fische	akut	0.233	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluroxypyr	Fische	akut	0.27	2023-08-23	vorh.		-
quinoxifen	Fische	akut	0.27	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
penthiopyrad	Fische	akut	0.29	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
propineb	Fische	akut	0.33	2023-08-23	vorh.		-
proquinazid	Fische	akut	0.349	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluopicolide	Fische	akut	0.36	2023-08-23	vorh.	vorh.	-

pencycuron	Fische	akut	0.36	2023-08-23	vorh.		-
acibenzolar-s-methyl	Fische	akut	0.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorpyrifos-methyl	Fische	akut	0.41	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluoxastrobin	Fische	akut	0.435	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
azoxystrobin	Fische	akut	0.47	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
azadirachtin a+b	Fische	akut	0.48	2023-08-23	vorh.		-
fluxapyroxad	Fische	akut	0.546	2019-06-19	vorh.	vorh.	-
cyazofamid	Fische	akut	0.56	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
triflumizole	Fische	akut	0.57	2023-08-23	vorh.		-
bifenazat	Fische	akut	0.58	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
methomyl	Fische	akut	0.63	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
indoxacarb	Fische	akut	0.65	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
methiocarb	Fische	akut	0.65	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenoxycarb	Fische	akut	0.66	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
aclonifen	Fische	akut	0.67	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
bifenox	Fische	akut	0.67	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tolclofos-methyl	Fische	akut	0.69	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenamidon	Fische	akut	0.74	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
prosulfocarb	Fische	akut	0.84	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mepanipyrim	Fische	akut	0.888	2023-08-23	vorh.		-
metalaxyl-m	Fische	akut	0.96	2023-08-23	vorh.		-
metrafenone	Fische	akut	0.984	2023-08-23	vorh.		-
bupirimate	Fische	akut	1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cyflufenamid	Fische	akut	1.04	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
difenoconazole	Fische	akut	1.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
penconazole	Fische	akut	1.13	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluopyram	Fische	akut	1.176	2023-08-23	vorh.		-
flusilazole	Fische	akut	1.2	2023-08-23	vorh.		-
novaluron	Fische	akut	1.2	2023-08-23	vorh.		-
pyridate	Fische	akut	1.212	2023-08-23	vorh.		-
s-metolachlor	Fische	akut	1.23	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenhexamid	Fische	akut	1.34	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
desmedipham	Fische	akut	1.41	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
prochloraz	Fische	akut	1.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
carfentrazone-ethyl	Fische	akut	1.6	2023-08-23	vorh.		-
fluazifop-p-butyl	Fische	akut	1.692	2023-08-23	vorh.		-
phenmedipham	Fische	akut	1.71	2019-06-19	vorh.		-
prothioconazole	Fische	akut	1.83	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenpropidin	Fische	akut	1.9	2023-08-23	vorh.		-
fluquinconazole	Fische	akut	1.9	2023-08-23	vorh.		-
spirotramat	Fische	akut	1.96	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
myclobutanil	Fische	akut	2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
isoxaflutole	Fische	akut	2.04	2023-08-23	vorh.		-
metconazole	Fische	akut	2.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flufenacet	Fische	akut	2.13	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pethoxamid	Fische	akut	2.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
terbuthylazine	Fische	akut	2.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenpropimorph	Fische	akut	2.3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
lenacil	Fische	akut	2.4	2023-08-23	vorh.		-
cyprodinil	Fische	akut	2.41	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethenamid	Fische	akut	2.6	2023-08-23	vorh.		-
dimethenamid-p	Fische	akut	2.6	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
propiconazole	Fische	akut	2.6	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
spinetoram	Fische	akut	2.69	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
boscalid	Fische	akut	2.7	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
oryzalin	Fische	akut	2.86	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
schwefelsaure tonerde	Fische	akut	2.86	2023-08-23	vorh.		-
flurochloridon	Fische	akut	3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tebufenozide	Fische	akut	3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diazinon	Fische	akut	3.1	2023-08-23	vorh.		-
epoxiconazole	Fische	akut	3.14	2019-06-19	vorh.	vorh.	-
linuron	Fische	akut	3.15	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
hexythiazox	Fische	akut	3.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethomorph	Fische	akut	3.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-

orbencarb	Fische	akut	3.4	2023-08-23	vorh.		-
mandipropamid	Fische	akut	3.48	2023-08-23	vorh.		-
iprodisone	Fische	akut	3.7	2023-08-23	vorh.		-
benalaxyl-m	Fische	akut	3.75	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethachlor	Fische	akut	3.9	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mcpb	Fische	akut	4.3	2023-08-23	vorh.		-
tebuconazole	Fische	akut	4.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
atrazin	Fische	akut	4.5	2023-08-23	vorh.		-
methoxyfenozide	Fische	akut	5.04	2023-08-23	vorh.		-
fenpyrazamin	Fische	akut	5.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flutolanil	Fische	akut	5.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
propyzamide	Fische	akut	5.64	2023-08-23	vorh.		-
napropamide	Fische	akut	6.6	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyrifenox	Fische	akut	6.6	2023-08-23	vorh.		-
diuron	Fische	akut	6.7	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
spiroxamine	Fische	akut	7.13	2023-08-23	vorh.		-
spinosad	Fische	akut	7.5	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
chlorpropham (cipc)	Fische	akut	7.8	2023-08-23	vorh.		-
alkoholethoxylat	Fische	akut	8.5	2023-08-23	nicht vorh.		-
ioxynil	Fische	akut	8.5	2023-08-23	vorh.		-
metazachlor	Fische	akut	8.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fettsäuren (kaliumsalze)	Fische	akut	8.8	2023-08-23	vorh.		-
picloram	Fische	akut	8.8	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
bromadiolone	Fische	akut	9.6	2023-08-23	vorh.		-
kupfer (als hydroxid)	Fische	akut	10	2023-08-23	vorh.		-
pinoxaden	Fische	akut	10.3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyrimethanil	Fische	akut	10.56	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
ethofumesate	Fische	akut	10.92	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiophanate-methyl	Fische	akut	11	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
benthiavalcarb- isopropyl	Fische	akut	12	2023-08-23	vorh.		-
diethofencarb	Fische	akut	12	2023-08-23	vorh.		-
kupfer (als oxysulfat)	Fische	akut	13.2	nicht vorh.	vorh.	-	SYNOPSIS- Endpunkte
chlorantraniliprol	Fische	akut	14.4	2023-08-23	vorh.		-
clomazone	Fische	akut	15.5	2018-01-11	vorh.	vorh.	-
isoproturon	Fische	akut	18	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cyproconazole	Fische	akut	19	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorotoluron	Fische	akut	20	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
eisen-iii-phosphat	Fische	akut	20.4	2023-08-23	vorh.		-
diquat	Fische	akut	21	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
kupfer (als kalkpräparat)	Fische	akut	21.39	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2018
flazasulfuron	Fische	akut	22	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
bromoxynil	Fische	akut	23	2023-08-23	vorh.		-
paclobutrazol	Fische	akut	23.6	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiacloprid	Fische	akut	24.5	2018-01-11	vorh.	vorh.	-
clethodim	Fische	akut	25	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
iprovalicarb	Fische	akut	27.24	2023-08-23	vorh.		-
cymoxanil	Fische	akut	29	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethoate	Fische	akut	30.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
lufenuron	Fische	akut	34.8	2023-08-23	vorh.		-
trinexapac-ethyl	Fische	akut	35	2021-11-30	vorh.	vorh.	-
glyphosat	Fische	akut	38	2020-09-19	vorh.	vorh.	-
chloridazon	Fische	akut	41.3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
monolinuron	Fische	akut	42	2023-08-23	vorh.		-
6-benzyladenine	Fische	akut	42.3	nicht vorh.	vorh.	-	EFSA conclusion 2010
1-naphthylacetic acid	Fische	akut	44	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte

kupfer (als oxychlorid)	Fische	akut	52.56	2023-08-23	vorh.		-
terbacil	Fische	akut	55.44	2023-08-23	vorh.		-
thifensulfuron-methyl	Fische	akut	56.4	2023-08-23	nicht vorh.		-
acequinocyl	Fische	akut	65	2023-08-23	vorh.		-
nicosulfuron	Fische	akut	65.7	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
2-(1-naphthyl)acetamide	Fische	akut	67.2	2023-08-23	vorh.		-
spirodiclofen	Fische	akut	69.96	nicht vorh.	vorh.	-	EFSA conclusion 2009
metribuzin	Fische	akut	74.6	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metaldehyd	Fische	akut	75	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tepraloxymid	Fische	akut	82.5	2023-08-23	vorh.		-
mcpa	Fische	akut	86.4	2021-11-30	vorh.		-
quinmerac	Fische	akut	86.8	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
asulam	Fische	akut	91.3	2023-08-23	vorh.		-
propamocarb	Fische	akut	96.8	2023-08-23	vorh.		-
2,4-d	Fische	akut	100	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlormequat	Fische	akut	100	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
kaolin	Fische	akut	100	2023-08-23	vorh.		-
schwefel	Fische	akut	100	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyroxsulam	Fische	akut	104.4	2023-08-23	vorh.		-
sulfosulfuron	Fische	akut	109.2	2023-08-23	vorh.		-
mecoprop-p	Fische	akut	111.6	2023-08-23	vorh.		-
triclopyr	Fische	akut	117	2023-08-23	vorh.		-
propamocarb-hydrochlorid	Fische	akut	118.8	2023-08-23	vorh.		-
clopyralid	Fische	akut	119.88	2023-08-23	vorh.		-
acetamiprid	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
aminopyralid	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
bentazon	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
carbetamide	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
chlormequat (chlorcholinchlorid) (ccc)	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
dicamba	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
ethephon	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
flonicamid	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
florasulam	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
foramsulfuron	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
iodosulfuron-methyl-natrium	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
laminarin	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
mepiquat	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
mesosulfuron-methyl	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
pirimicarb	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
prohexadione-calcium	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
pymetrozine	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
tembotrione	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
tritosulfuron	Fische	akut	120	2023-08-23	vorh.		-
thiencarbazone	Fische	akut	124.8	2023-08-23	vorh.		-
clothianidin	Fische	akut	125.04	2023-08-23	vorh.		-
metsulfuron-methyl	Fische	akut	135.6	2019-06-19	vorh.		-
kaliumphosphonat	Fische	akut	141.6	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS-Endpunkte
dodecan-1-ol, ethoxyliert	Fische	akut	144	2023-08-23	vorh.		-
mesotrione	Fische	akut	144	2023-08-23	vorh.		-
imazamox	Fische	akut	146.2	nicht vorh.	vorh.	-	EFSA conclusion 2016
fosetyl	Fische	akut	146.4	2021-11-30	vorh.		-
thiamethoxam	Fische	akut	150	2023-08-23	vorh.		-
paraffinöl	Fische	akut	197.4333333	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS-Endpunkte
cinidon-ethyl	Fische	akut	200	2023-08-23	vorh.		-

maltodextrin	Fische	akut	200	2023-08-23	nicht vorh.		-
sulcotrione	Fische	akut	227	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cos-oga	Fische	akut	228	2023-08-23	nicht vorh.		-
metamitron	Fische	akut	228	2023-08-23	vorh.		-
cycloxydim	Fische	akut	264	2023-08-23	vorh.		-
rapsoöl	Fische	akut	299.28	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
amidosulfuron	Fische	akut	384	2018-01-11	vorh.		-
rimsulfuron	Fische	akut	468	2023-08-23	vorh.		-
flupyrsulfuron- methyl-sodium	Fische	akut	470	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
glufosinate	Fische	akut	710	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
triflursulfuron-methyl	Fische	akut	730	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tribenuron-methyl	Fische	akut	738	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
bifenthrin	Fische	chronisch	0.000012	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
deltamethrin	Fische	chronisch	0.0000256	2023-08-23	vorh.		-
alpha-cypermethrin	Fische	chronisch	0.00003	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cypermethrin	Fische	chronisch	0.00003	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
zeta-cypermethrin	Fische	chronisch	0.00003	2023-08-23	vorh.		-
chlorpyrifos	Fische	chronisch	0.00014	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenpyroximate	Fische	chronisch	0.0002	2019-06-19	vorh.		-
lambda-cyhalothrin	Fische	chronisch	0.00025	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
milbemectin	Fische	chronisch	0.00045	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
pyrethrine	Fische	chronisch	0.00063	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
benzovindiflupyr	Fische	chronisch	0.00095	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
abamectin	Fische	chronisch	0.00096	2023-08-23	vorh.		-
aluminiumphosphid	Fische	chronisch	0.00097	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2008
famoxadone	Fische	chronisch	0.0014	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
etofenprox	Fische	chronisch	0.0021	nicht vorh.	vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2008
mancozeb	Fische	chronisch	0.0022	2023-08-23	vorh.		-
tebufenpyrad	Fische	chronisch	0.00245	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorothalonil (tcpn)	Fische	chronisch	0.003	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
proquinazid	Fische	chronisch	0.003	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
carbendazim	Fische	chronisch	0.0032	2023-08-23	vorh.		-
pyraflufen-ethyl	Fische	chronisch	0.0034	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
zoxamid	Fische	chronisch	0.004	2023-08-23	vorh.		-
bixafen	Fische	chronisch	0.0046	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
azadirachtin a+b	Fische	chronisch	0.0047	2023-08-23	vorh.		-
acnifen	Fische	chronisch	0.005	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorpyrifos-methyl	Fische	chronisch	0.005	2023-08-23	vorh.		-
pyraclostrobin	Fische	chronisch	0.005	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
haloxyfop-p-methyl	Fische	chronisch	0.0052	2023-08-23	vorh.		-
pendimethalin	Fische	chronisch	0.006	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
novaluron	Fische	chronisch	0.00616	2023-08-23	vorh.		-
trifloxystrobin	Fische	chronisch	0.008	2023-08-23	vorh.		-
bifenox	Fische	chronisch	0.009	2023-08-23	vorh.		-
epoxiconazole	Fische	chronisch	0.01	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
picoxystrobin	Fische	chronisch	0.01	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
folpet	Fische	chronisch	0.011	2023-08-23	vorh.		-
emamectinbenzoat	Fische	chronisch	0.012	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluazinam	Fische	chronisch	0.012	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tebuconazole	Fische	chronisch	0.012	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiram (tmtd)	Fische	chronisch	0.012	2023-08-23	vorh.		-
tolclofos-methyl	Fische	chronisch	0.012	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kresoxim-methyl	Fische	chronisch	0.013	2023-08-23	vorh.	vorh.	-

quinoxifen	Fische	chronisch	0.014	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
spiroxamine	Fische	chronisch	0.014	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diflufenican	Fische	chronisch	0.015	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kupfer (als oxychlorid)	Fische	chronisch	0.016	2023-08-23	vorh.		-
bifenazat	Fische	chronisch	0.017	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
teflubenzuron	Fische	chronisch	0.0186	2023-08-23	vorh.		-
propaquizafop	Fische	chronisch	0.019	2023-08-23	vorh.		-
dithianon	Fische	chronisch	0.02	2023-08-23	vorh.		-
lufenuron	Fische	chronisch	0.02	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
spirodiclofen	Fische	chronisch	0.02	2023-08-23	vorh.		-
difenoconazole	Fische	chronisch	0.023	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flusilazole	Fische	chronisch	0.023	2023-08-23	vorh.		-
cyflufenamid	Fische	chronisch	0.024	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
acibenzolar-s-methyl	Fische	chronisch	0.026	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kupfer (als hydroxid)	Fische	chronisch	0.027	2023-08-23	vorh.		-
fluoxastrobin	Fische	chronisch	0.0286	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mepanipyrim	Fische	chronisch	0.029	2023-08-23	vorh.		-
fenoxaprop-p-ethyl	Fische	chronisch	0.036	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluxapyroxad	Fische	chronisch	0.036	2023-08-23	vorh.		-
amisulbrom	Fische	chronisch	0.037	2023-08-23	vorh.		-
fludioxonil	Fische	chronisch	0.04	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
hexythiazox	Fische	chronisch	0.04	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
quizalofop-p-ethyl	Fische	chronisch	0.044	2023-08-23	vorh.		-
triflumizole	Fische	chronisch	0.044	2023-08-23	vorh.		-
fenoxycarb	Fische	chronisch	0.048	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
prochloraz	Fische	chronisch	0.049	2023-08-23	vorh.		-
methiocarb	Fische	chronisch	0.05	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethomorph	Fische	chronisch	0.056	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
ametoctradin	Fische	chronisch	0.0576	2023-08-23	vorh.		-
propiconazole	Fische	chronisch	0.068	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diethofencarb	Fische	chronisch	0.072	2023-08-23	vorh.		-
methomyl	Fische	chronisch	0.076	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluazifop-p-butyl	Fische	chronisch	0.077	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
isoxaflutole	Fische	chronisch	0.08	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyridate	Fische	chronisch	0.08	2023-08-23	vorh.		-
propineb	Fische	chronisch	0.082	2023-08-23	vorh.		-
cyprodinil	Fische	chronisch	0.083	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
terbuthylazine	Fische	chronisch	0.09	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
aminopyralid	Fische	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
clodinafop-propargyl	Fische	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenpropimorph	Fische	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
linuron	Fische	chronisch	0.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenhexamid	Fische	chronisch	0.101	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
carfentrazone-ethyl	Fische	chronisch	0.11	2023-08-23	vorh.		-
chlorantraniliprol	Fische	chronisch	0.11	2023-08-23	vorh.		-
diquat	Fische	chronisch	0.12	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
boscalid	Fische	chronisch	0.125	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cyazofamid	Fische	chronisch	0.13	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluopyram	Fische	chronisch	0.135	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
azoxystrobin	Fische	chronisch	0.147	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
indoxacarb	Fische	chronisch	0.15	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluopicolide	Fische	chronisch	0.155	2023-08-23	vorh.		-
captan	Fische	chronisch	0.18	2023-08-23	vorh.		-
spinetoram	Fische	chronisch	0.182	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
orbencarb	Fische	chronisch	0.188	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
desmedipham	Fische	chronisch	0.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diflubenzuron	Fische	chronisch	0.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flufenacet	Fische	chronisch	0.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluroxypyr	Fische	chronisch	0.2	2023-08-23	vorh.		-
myclobutanil	Fische	chronisch	0.2	2023-08-23	vorh.		-
cymoxanil	Fische	chronisch	0.22	2023-08-23	vorh.	vorh.	-

metrafenone	Fische	chronisch	0.228	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flutolanil	Fische	chronisch	0.233	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
bupirimate	Fische	chronisch	0.3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fluquinconazole	Fische	chronisch	0.3	2023-08-23	vorh.		-
prothioconazole	Fische	chronisch	0.308	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
fenamidon	Fische	chronisch	0.31	2023-08-23	vorh.		-
prosulfocarb	Fische	chronisch	0.31	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorpropham (cipc)	Fische	chronisch	0.32	2023-08-23	vorh.		-
fenpropidin	Fische	chronisch	0.32	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
phenmedipham	Fische	chronisch	0.32	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiophanate-methyl	Fische	chronisch	0.32	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flurochloridon	Fische	chronisch	0.36	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
penconazole	Fische	chronisch	0.36	2023-08-23	vorh.		-
pencycuron	Fische	chronisch	0.36	2023-08-23	vorh.		-
fenpyrazamin	Fische	chronisch	0.37	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlorotoluron	Fische	chronisch	0.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethoate	Fische	chronisch	0.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diuron	Fische	chronisch	0.41	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
trinexapac-ethyl	Fische	chronisch	0.41	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
oryzalin	Fische	chronisch	0.46	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiacloprid	Fische	chronisch	0.483	nicht vorh.	vorh.		SYNOPS- Endpunkte
benalaxyl-m	Fische	chronisch	0.49	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mandipropamid	Fische	chronisch	0.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
spirotetramat	Fische	chronisch	0.534	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
picloram	Fische	chronisch	0.55	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tembotrione	Fische	chronisch	0.625	nicht vorh.	vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2013
cyproconazole	Fische	chronisch	0.65	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
diazinon	Fische	chronisch	0.7	2023-08-23	vorh.		-
tebufenozide	Fische	chronisch	0.71	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
bromadiolone	Fische	chronisch	0.8	2023-08-23	vorh.		-
ethofumesate	Fische	chronisch	0.8	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
dimethachlor	Fische	chronisch	0.85	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
propyzamide	Fische	chronisch	0.94	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kupfer (als oxysulfat)	Fische	chronisch	0.97	2019-06-19	vorh.		-
benthiavalicarb- isopropyl	Fische	chronisch	1	2023-08-23	vorh.		-
cinidon-ethyl	Fische	chronisch	1	2023-08-23	vorh.		-
glyphosat	Fische	chronisch	1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
isoproturon	Fische	chronisch	1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
napropamide	Fische	chronisch	1.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pethoxamid	Fische	chronisch	1.1	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metconazole	Fische	chronisch	1.14	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
spinosad	Fische	chronisch	1.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyrimethanil	Fische	chronisch	1.6	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
acequinocyl	Fische	chronisch	1.76	nicht vorh.	vorh.		SYNOPS- Endpunkte
s-metolachlor	Fische	chronisch	1.9	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
atrazin	Fische	chronisch	2	2023-08-23	vorh.		-
bromoxynil	Fische	chronisch	2	2023-08-23	vorh.		-
metazachlor	Fische	chronisch	2.15	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
clomazone	Fische	chronisch	2.3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
lenacil	Fische	chronisch	2.3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
methoxyfenozide	Fische	chronisch	2.4	2023-08-23	vorh.		-
dimethenamid	Fische	chronisch	2.5	2023-08-23	vorh.		-
dimethenamid-p	Fische	chronisch	2.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chloridazon	Fische	chronisch	3.16	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
quinmerac	Fische	chronisch	3.16	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
ioxynil	Fische	chronisch	3.2	2023-08-23	vorh.		-
pinoxaden	Fische	chronisch	3.2	2023-08-23	vorh.		-
pyrifenox	Fische	chronisch	3.2	2023-08-23	vorh.		-
sulcotrione	Fische	chronisch	3.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
paclobutrazol	Fische	chronisch	3.3	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
clethodim	Fische	chronisch	3.9	2023-08-23	vorh.	vorh.	-

iprodione	Fische	chronisch	4.1	2023-08-23	vorh.		-
thiocarbazon	Fische	chronisch	4.8	2023-08-23	vorh.		-
fettsäuren (kaliumsalze)	Fische	chronisch	5	2023-08-23	vorh.		-
flazasulfuron	Fische	chronisch	5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
monolinuron	Fische	chronisch	5	2023-08-23	vorh.		-
metribuzin	Fische	chronisch	5.6	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
amidosulfuron	Fische	chronisch	6.41	2023-08-23	vorh.		-
metamitron	Fische	chronisch	7	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
propamocarb- hydrochlorid	Fische	chronisch	7.56	nicht vorh.	vorh.		RENEWAL ASSESSMENT REPORT 2017
schwefel	Fische	chronisch	9.3	nicht vorh.	vorh.	vorh.	SYNOPSIS- Endpunkte
iprovalicarb	Fische	chronisch	9.89	2023-08-23	vorh.		-
2-(1-naphthyl) acetamide	Fische	chronisch	10	2023-08-23	vorh.		-
flonicamid	Fische	chronisch	10	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
iodosulfuron-methyl- natrium	Fische	chronisch	10	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
nicosulfuron	Fische	chronisch	10	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tepraloxymid	Fische	chronisch	10	2023-08-23	vorh.		-
trifluralin	Fische	chronisch	10	2023-08-23	vorh.		-
clopyralid	Fische	chronisch	10.8	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pyroxsulam	Fische	chronisch	12.12	2023-08-23	vorh.		-
mesotrione	Fische	chronisch	12.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
pymetrozine	Fische	chronisch	14.04	2023-08-23	vorh.		-
pirimicarb	Fische	chronisch	14.4	2023-08-23	vorh.		-
mcpa	Fische	chronisch	15	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
acetamiprid	Fische	chronisch	19.2	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
clothianidin	Fische	chronisch	20	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cos-oga	Fische	chronisch	20	2023-08-23	nicht vorh.		-
thiamethoxam	Fische	chronisch	20	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
cycloxydim	Fische	chronisch	21.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
tritosulfuron	Fische	chronisch	21.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kupfer (als kalkpräparat)	Fische	chronisch	22.5	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2018
eisen-iii-phosphat	Fische	chronisch	22.8	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
2,4-d	Fische	chronisch	27.2	2023-08-23	vorh.		-
rapsöl	Fische	chronisch	29.928	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
mesosulfuron-methyl	Fische	chronisch	32	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metaldehyd	Fische	chronisch	37.5	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
mcpb	Fische	chronisch	40	2023-08-23	vorh.		-
ethophon	Fische	chronisch	43	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
chlormequat	Fische	chronisch	43.1	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
chlormequat (chlorcholinchlorid) (ccc)	Fische	chronisch	43.1	2023-08-23	vorh.		-
dodecan-1-ol, ethoxyliert	Fische	chronisch	43.2	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
triclopyr	Fische	chronisch	46.3	2023-08-23	vorh.		-
bentazon	Fische	chronisch	48	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
glyphosat-trimesium	Fische	chronisch	50	2023-08-23	vorh.		-
mecoprop-p	Fische	chronisch	60	2023-08-23	vorh.		-
paraffinöl	Fische	chronisch	64.6	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
metsulfuron-methyl	Fische	chronisch	68	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
metalaxyl-m	Fische	chronisch	72	2023-08-23	vorh.		-
foramsulfuron	Fische	chronisch	100	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
glufosinate	Fische	chronisch	100	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kaliumphosphonat	Fische	chronisch	100	2023-08-23	vorh.		-
mepiquat	Fische	chronisch	100	2023-08-23	vorh.		-
prohexadione- calcium	Fische	chronisch	100	2023-08-23	vorh.		-

sulfosulfuron	Fische	chronisch	100	2023-08-23	vorh.		-
florasulam	Fische	chronisch	119	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
asulam	Fische	chronisch	119.1	2023-08-23	vorh.		-
carbetamide	Fische	chronisch	120	2023-08-23	vorh.		-
fosetyl	Fische	chronisch	120	2023-08-23	vorh.		-
laminarin	Fische	chronisch	120	2023-08-23	vorh.		-
maleinsäurehydrazid	Fische	chronisch	120	2023-08-23	vorh.		-
rimsulfuron	Fische	chronisch	125	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
flupyrsulfuron-methyl-sodium	Fische	chronisch	130	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
kalium-bicarbonat	Fische	chronisch	144	2023-08-23	vorh.		-
imazamox	Fische	chronisch	146.4	2021-11-30	vorh.		-
dicamba	Fische	chronisch	180	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
triflursulfuron-methyl	Fische	chronisch	210	nicht vorh.	vorh.	vorh.	SYNOPSIS- Endpunkte
thifensulfuron-methyl	Fische	chronisch	250	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
kaolin	Fische	chronisch	500	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
tribenuron-methyl	Fische	chronisch	560	2023-08-23	nicht vorh.	vorh.	-
flazasulfuron	Primärproduzenten	akut	0.00004	2023-08-23	vorh.		-
bifenox	Primärproduzenten	akut	0.00018	2023-08-23	vorh.		-
pyraflufen-ethyl	Primärproduzenten	akut	0.00023	2023-08-23	vorh.		-
diflufenican	Primärproduzenten	akut	0.00025	2023-08-23	vorh.		-
metsulfuron-methyl	Primärproduzenten	akut	0.00036	2023-08-23	vorh.		-
mesosulfuron-methyl	Primärproduzenten	akut	0.00062	2023-08-23	vorh.		-
foramsulfuron	Primärproduzenten	akut	0.00065	2023-08-23	vorh.		-
fenpropidin	Primärproduzenten	akut	0.0008	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
thiocarbazone	Primärproduzenten	akut	0.0008	2023-08-23	vorh.		-
iodosulfuron-methyl-natrium	Primärproduzenten	akut	0.00083	2023-08-23	vorh.		-
sulfosulfuron	Primärproduzenten	akut	0.00096	2023-08-23	vorh.		-
florasulam	Primärproduzenten	akut	0.001	2023-08-23	vorh.		-
monolinuron	Primärproduzenten	akut	0.001	2023-08-23	vorh.		-
thifensulfuron-methyl	Primärproduzenten	akut	0.0013	2023-08-23	nicht vorh.		-
alpha-cypermethrin	Primärproduzenten	akut	0.001668	2023-08-23	vorh.		-
flufenacet	Primärproduzenten	akut	0.002	2023-08-23	vorh.		-
nicosulfuron	Primärproduzenten	akut	0.002	2023-08-23	vorh.		-
metazachlor	Primärproduzenten	akut	0.0023	2023-08-23	vorh.		-
flupyrsulfuron-methyl-sodium	Primärproduzenten	akut	0.0025	2023-08-23	vorh.		-
pyroxsulam	Primärproduzenten	akut	0.0026	2023-08-23	vorh.		-
diuron	Primärproduzenten	akut	0.0027	2023-08-23	vorh.		-
triflursulfuron-methyl	Primärproduzenten	akut	0.0028	2023-08-23	vorh.		-
spiroxamine	Primärproduzenten	akut	0.003	2023-08-23	vorh.		-
famoxadone	Primärproduzenten	akut	0.00308	2023-08-23	vorh.		-
diquat	Primärproduzenten	akut	0.0032	2023-08-23	nicht vorh.		-
fenpyroximate	Primärproduzenten	akut	0.0034	2023-08-23	vorh.		-
pendimethalin	Primärproduzenten	akut	0.004	2023-08-23	vorh.		-
flurochloridon	Primärproduzenten	akut	0.0047	2023-08-23	vorh.		-
chlorothalonil (tcpn)	Primärproduzenten	akut	0.0051	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 217
trifloxystrobin	Primärproduzenten	akut	0.0053	2023-08-23	vorh.		-
carfentrazone-ethyl	Primärproduzenten	akut	0.0057	2023-08-23	vorh.		-
aclonifen	Primärproduzenten	akut	0.006	2023-08-23	vorh.		-
dimethenamid-p	Primärproduzenten	akut	0.006	2023-08-23	vorh.		-
tembotrione	Primärproduzenten	akut	0.006	2023-08-23	vorh.		-
dimethachlor	Primärproduzenten	akut	0.0065	2023-08-23	vorh.		-
prochloraz	Primärproduzenten	akut	0.0066	2023-08-23	vorh.		-
emamectinbenzoat	Primärproduzenten	akut	0.0072	2023-08-23	vorh.		-

lenacil	Primärproduzenten	akut	0.0077	2023-08-23	vorh.	-
metribuzin	Primärproduzenten	akut	0.008	2023-08-23	vorh.	-
s-metolachlor	Primärproduzenten	akut	0.008	2023-08-23	vorh.	-
paclobutrazol	Primärproduzenten	akut	0.0082	2023-08-23	vorh.	-
rimsulfuron	Primärproduzenten	akut	0.009	2023-08-23	vorh.	-
amidosulfuron	Primärproduzenten	akut	0.0092	2023-08-23	vorh.	-
kupfer (als hydroxid)	Primärproduzenten	akut	0.00939	nicht vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2018
tribenuron-methyl	Primärproduzenten	akut	0.0099	2023-08-23	nicht vorh.	-
desmedipham	Primärproduzenten	akut	0.01	2023-08-23	vorh.	-
2,4-d	Primärproduzenten	akut	0.011	2023-08-23	vorh.	-
imazamox	Primärproduzenten	akut	0.011	2023-08-23	vorh.	-
zoxamid	Primärproduzenten	akut	0.011	2023-08-23	vorh.	-
terbuthylazine	Primärproduzenten	akut	0.012	2023-08-23	vorh.	-
trifluralin	Primärproduzenten	akut	0.0122	2023-08-23	vorh.	-
isoproturon	Primärproduzenten	akut	0.013	2023-08-23	vorh.	vorh.
epoxiconazole	Primärproduzenten	akut	0.014	2023-08-23	vorh.	-
oryzalin	Primärproduzenten	akut	0.0154	2023-08-23	vorh.	-
isoxaflutole	Primärproduzenten	akut	0.016	2023-08-23	vorh.	-
linuron	Primärproduzenten	akut	0.016	2023-08-23	vorh.	-
bromadiolone	Primärproduzenten	akut	0.017	2023-08-23	vorh.	-
atrazin	Primärproduzenten	akut	0.019	2023-08-23	vorh.	-
cinidon-ethyl	Primärproduzenten	akut	0.021	2023-08-23	vorh.	-
quizalofop-p-ethyl	Primärproduzenten	akut	0.021	2023-08-23	vorh.	-
mesotrione	Primärproduzenten	akut	0.022	2023-08-23	vorh.	-
amisulbrom	Primärproduzenten	akut	0.0225	nicht vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2014
chlorotoluron	Primärproduzenten	akut	0.024	2023-08-23	vorh.	-
fludioxonil	Primärproduzenten	akut	0.024	2023-08-23	vorh.	-
teflubenzuron	Primärproduzenten	akut	0.024	2023-08-23	vorh.	-
pethoxamid	Primärproduzenten	akut	0.0247	2023-08-23	vorh.	-
cyazofamid	Primärproduzenten	akut	0.025	2023-08-23	vorh.	-
tritosulfuron	Primärproduzenten	akut	0.026	2023-08-23	vorh.	-
ioxynil	Primärproduzenten	akut	0.027	2023-08-23	vorh.	-
quinoxifen	Primärproduzenten	akut	0.027	2023-08-23	vorh.	vorh.
dimethenamid	Primärproduzenten	akut	0.028	2023-08-23	vorh.	-
fluopicolide	Primärproduzenten	akut	0.029	2023-08-23	vorh.	vorh.
difenoconazole	Primärproduzenten	akut	0.032	2023-08-23	vorh.	-
bromoxynil	Primärproduzenten	akut	0.033	2023-08-23	vorh.	-
kupfer (als kalkpräparat)	Primärproduzenten	akut	0.041	2023-08-23	vorh.	-
terbacil	Primärproduzenten	akut	0.042	2023-08-23	vorh.	-
mancozeb	Primärproduzenten	akut	0.044	2023-08-23	vorh.	-
fluquinconazole	Primärproduzenten	akut	0.046	2023-08-23	vorh.	vorh.
prosulfocarb	Primärproduzenten	akut	0.049	2023-08-23	vorh.	-
sulcotrione	Primärproduzenten	akut	0.051	2023-08-23	vorh.	-
tebufenpyrad	Primärproduzenten	akut	0.052	2023-08-23	vorh.	-
fluroxypyr	Primärproduzenten	akut	0.0523	nicht vorh.	vorh.	SYNOPS- Endpunkte
propineb	Primärproduzenten	akut	0.055	2023-08-23	vorh.	-
picoxystrobin	Primärproduzenten	akut	0.056	2023-08-23	vorh.	-
aluminiumphosphid	Primärproduzenten	akut	0.058	2023-08-23	vorh.	-
cyproconazole	Primärproduzenten	akut	0.059	2023-08-23	vorh.	-
kresoxim-methyl	Primärproduzenten	akut	0.063	2023-08-23	vorh.	-
prothioconazole	Primärproduzenten	akut	0.074	2023-08-23	vorh.	-
spinetoram	Primärproduzenten	akut	0.0779	2023-08-23	vorh.	vorh.
cypermethrin	Primärproduzenten	akut	0.08004	2023-08-23	vorh.	-
zeta-cypermethrin	Primärproduzenten	akut	0.08004	2023-08-23	vorh.	-
indoxacarb	Primärproduzenten	akut	0.084	2018-01-11	vorh.	-
phenmedipham	Primärproduzenten	akut	0.086	2023-08-23	vorh.	-
dithianon	Primärproduzenten	akut	0.09	2023-08-23	vorh.	-
propiconazole	Primärproduzenten	akut	0.093	2023-08-23	vorh.	-
pyrifenox	Primärproduzenten	akut	0.095	2023-08-23	vorh.	-
bixafen	Primärproduzenten	akut	0.097	2023-08-23	vorh.	-

clomazone	Primärproduzenten	akut	0.136	2023-08-23	vorh.	-
ametoctradin	Primärproduzenten	akut	0.1416	2023-08-23	vorh.	-
tebuconazole	Primärproduzenten	akut	0.144	2023-08-23	vorh.	-
kupfer (als oxysulfat)	Primärproduzenten	akut	0.145	nicht vorh.	vorh.	SYNOPSIS- Endpunkte
mcpa	Primärproduzenten	akut	0.152	2022-02-28	vorh.	-
fluazinam	Primärproduzenten	akut	0.16	2023-08-23	vorh.	-
thiram (tmtd)	Primärproduzenten	akut	0.1692	2023-08-23	vorh.	-
etofenprox	Primärproduzenten	akut	0.18	2023-08-23	vorh.	-
aminopyralid	Primärproduzenten	akut	0.188	nicht vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2013
penconazole	Primärproduzenten	akut	0.19	2023-08-23	vorh.	-
mepanipyrim	Primärproduzenten	akut	0.23	2023-08-23	vorh.	-
tebufenozyde	Primärproduzenten	akut	0.23	2023-08-23	vorh.	-
napropamide	Primärproduzenten	akut	0.24	2023-08-23	vorh.	-
proquinazid	Primärproduzenten	akut	0.24	2023-08-23	vorh.	-
cymoxanil	Primärproduzenten	akut	0.254	2023-08-23	vorh.	-
asulam	Primärproduzenten	akut	0.27	2023-08-23	vorh.	-
dodecan-1-ol, ethoxyliert	Primärproduzenten	akut	0.27	2023-08-23	vorh.	-
spinosad	Primärproduzenten	akut	0.28	nicht vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2018
bifenazat	Primärproduzenten	akut	0.3	2023-08-23	vorh.	-
6-benzyladenine	Primärproduzenten	akut	0.31	2023-08-23	vorh.	-
fenpropimorph	Primärproduzenten	akut	0.327	2023-08-23	vorh.	-
quinmerac	Primärproduzenten	akut	0.34	2023-08-23	vorh.	-
fluoxastrobin	Primärproduzenten	akut	0.35	2023-08-23	vorh.	-
azoxystrobin	Primärproduzenten	akut	0.36	2023-08-23	vorh.	-
lambda-cyhalothrin	Primärproduzenten	akut	0.36	2023-08-23	vorh.	-
pencycuron	Primärproduzenten	akut	0.36	2023-08-23	vorh.	-
fenoxycarb	Primärproduzenten	akut	0.38	2023-08-23	vorh.	-
metamitron	Primärproduzenten	akut	0.4	2023-08-23	vorh.	-
fenpyrazamin	Primärproduzenten	akut	0.42	2023-08-23	vorh.	-
metalaxyl-m	Primärproduzenten	akut	0.42	2023-08-23	vorh.	-
dicamba	Primärproduzenten	akut	0.45	2020-09-19	vorh.	-
ethofumesate	Primärproduzenten	akut	0.479	nicht vorh.	vorh.	EFSA conclusion 2016
chlorpyrifos	Primärproduzenten	akut	0.48	2023-08-23	vorh.	-
hexythiazox	Primärproduzenten	akut	0.48	2023-08-23	vorh.	-
acibenzolar-s-methyl	Primärproduzenten	akut	0.5	2023-08-23	vorh.	-
fluazifop-p-butyl	Primärproduzenten	akut	0.51	2023-08-23	vorh.	-
fenoxaprop-p-ethyl	Primärproduzenten	akut	0.54	2023-08-23	vorh.	-
chlorpyrifos-methyl	Primärproduzenten	akut	0.57	2023-08-23	vorh.	-
fluxapyroxad	Primärproduzenten	akut	0.7	2023-08-23	vorh.	-
metrafenone	Primärproduzenten	akut	0.71	2023-08-23	vorh.	-
milbemectin	Primärproduzenten	akut	0.744	2023-08-23	vorh.	-
glyphosat-trimesium	Primärproduzenten	akut	0.77	2023-08-23	vorh.	-
tolclofos-methyl	Primärproduzenten	akut	0.78	2023-08-23	vorh.	vorh.
triclopyr	Primärproduzenten	akut	0.8	2023-08-23	vorh.	-
bifenthrin	Primärproduzenten	akut	0.822	2023-08-23	vorh.	-
benzovindiflupyr	Primärproduzenten	akut	0.88	2023-08-23	nicht vorh.	-
fenamidon	Primärproduzenten	akut	0.88	2023-08-23	vorh.	-
pyridate	Primärproduzenten	akut	0.9	2023-08-23	vorh.	-
pinoxaden	Primärproduzenten	akut	0.91	2023-08-23	vorh.	-
spirotetramat	Primärproduzenten	akut	0.96	2023-08-23	vorh.	-
flutolanil	Primärproduzenten	akut	0.97	2019-06-19	vorh.	-
cyflufenamid	Primärproduzenten	akut	0.9936	2023-08-23	vorh.	-
acetamiprid	Primärproduzenten	akut	1	2023-08-23	vorh.	-
iprodione	Primärproduzenten	akut	1	2023-08-23	vorh.	-
pyraclostrobin	Primärproduzenten	akut	1.0116	2023-08-23	vorh.	-
chlorpropham (cipc)	Primärproduzenten	akut	1.07	2023-08-23	vorh.	-

captan	Primärproduzenten	akut	1.18	2023-08-23	vorh.		-
fenhexamid	Primärproduzenten	akut	1.2	2023-08-23	vorh.		-
pyrimethanil	Primärproduzenten	akut	1.2	2023-08-23	vorh.		-
clodinafop-propargyl	Primärproduzenten	akut	1.32	nicht vorh.	vorh.		EFSA conclusion 2020
fluopyram	Primärproduzenten	akut	1.356	2023-08-23	vorh.		-
propyzamide	Primärproduzenten	akut	1.4	2023-08-23	vorh.	vorh.	-
prohexadione- calcium	Primärproduzenten	akut	1.44	2023-08-23	vorh.		-
glufosinate	Primärproduzenten	akut	1.47	2023-08-23	vorh.		-
penthiopyrad	Primärproduzenten	akut	1.58	2019-06-19	vorh.		-
bupirimate	Primärproduzenten	akut	1.6	2023-08-23	vorh.		-
ethephon	Primärproduzenten	akut	1.6	2023-08-23	vorh.		-
mecoprop-p	Primärproduzenten	akut	1.6	2023-08-23	vorh.		-
triflumizole	Primärproduzenten	akut	1.66	2023-08-23	vorh.		-
propaquizafop	Primärproduzenten	akut	1.68	2023-08-23	vorh.		-
metconazole	Primärproduzenten	akut	1.7	2023-08-23	vorh.		-
haloxyfop-p-methyl	Primärproduzenten	akut	1.72	2023-08-23	vorh.		-
clethodim	Primärproduzenten	akut	1.9	2023-08-23	vorh.		-
methiocarb	Primärproduzenten	akut	2.2	2023-08-23	vorh.		-
novaluron	Primärproduzenten	akut	2.35	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
benalaxyl-m	Primärproduzenten	akut	2.4	2023-08-23	vorh.		-
chlorantraniliprol	Primärproduzenten	akut	2.4	2023-08-23	vorh.		-
cyprodinil	Primärproduzenten	akut	2.6	2023-08-23	vorh.		-
mepiquat	Primärproduzenten	akut	2.6	2023-08-23	vorh.		-
myclobutanil	Primärproduzenten	akut	2.66	2023-08-23	vorh.		-
chloridazon	Primärproduzenten	akut	3.6	2023-08-23	vorh.		-
boscalid	Primärproduzenten	akut	3.75	2023-08-23	vorh.		-
abamectin	Primärproduzenten	akut	3.9	2023-08-23	vorh.		-
methoxyfenozide	Primärproduzenten	akut	4.08	2023-08-23	vorh.		-
glyphosat	Primärproduzenten	akut	4.4	2023-08-23	vorh.		-
thiophanate-methyl	Primärproduzenten	akut	4.7	2023-08-23	vorh.		-
orbencarb	Primärproduzenten	akut	5	2023-08-23	vorh.		-
2-(1-naphthyl) acetamide	Primärproduzenten	akut	5.09	2023-08-23	vorh.		-
mandipropamid	Primärproduzenten	akut	5.28	2023-08-23	vorh.		-
chlormequat	Primärproduzenten	akut	5.3	2023-08-23	nicht vorh.		-
chlormequat (chlorcholinchlorid) (ccc)	Primärproduzenten	akut	5.3	2023-08-23	vorh.		-
bentazon	Primärproduzenten	akut	5.4	2023-08-23	vorh.		-
spirodiclofen	Primärproduzenten	akut	5.544	nicht vorh.	vorh.	-	EFSA conclusion 2009
azadirachtin a+b	Primärproduzenten	akut	5.76	2023-08-23	vorh.		-
fosetyl	Primärproduzenten	akut	5.9	2023-08-23	vorh.		-
diazinon	Primärproduzenten	akut	6.4	2023-08-23	vorh.		-
flusilazole	Primärproduzenten	akut	6.4	2023-08-23	vorh.		-
tepraloxydim	Primärproduzenten	akut	6.5	2023-08-23	vorh.		-
1-naphthylacetic acid	Primärproduzenten	akut	7.4	nicht vorh.	vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
lufenuron	Primärproduzenten	akut	8.8	2023-08-23	vorh.		-
trinexapac-ethyl	Primärproduzenten	akut	8.8	2023-08-23	vorh.		-
deltamethrin	Primärproduzenten	akut	9.1	2023-08-23	vorh.		-
diethofencarb	Primärproduzenten	akut	9.1	2023-08-23	vorh.		-
carbendazim	Primärproduzenten	akut	9.24	2023-08-23	vorh.		-
benthiavalicarb- isopropyl	Primärproduzenten	akut	12	2023-08-23	vorh.		-
folpet	Primärproduzenten	akut	12	2023-08-23	vorh.		-
iprovalicarb	Primärproduzenten	akut	12	2023-08-23	vorh.		-
schwefelsaure tonerde	Primärproduzenten	akut	12.6	nicht vorh.	nicht vorh.		SYNOPSIS- Endpunkte
diflubenzuron	Primärproduzenten	akut	20	2023-08-23	vorh.		-

propamocarb-hydrochlorid	Primärproduzenten	akut	21.6	2023-08-23	vorh.	-
pymetrozine	Primärproduzenten	akut	21.6	2023-08-23	vorh.	-
pyrethrine	Primärproduzenten	akut	29	2023-08-23	vorh.	-
dimethomorph	Primärproduzenten	akut	29.2	2023-08-23	vorh.	-
clopyralid	Primärproduzenten	akut	30.5	2023-08-23	vorh.	-
mcpb	Primärproduzenten	akut	37	2023-08-23	vorh.	-
clothianidin	Primärproduzenten	akut	55	2023-08-23	vorh.	vorh.
picloram	Primärproduzenten	akut	60.2	2020-09-19	vorh.	-
thiaclopid	Primärproduzenten	akut	60.6	2023-08-23	vorh.	-
metaldehyd	Primärproduzenten	akut	75.9	2023-08-23	vorh.	-
paraffinöl	Primärproduzenten	akut	82.2	nicht vorh.	vorh.	SYNOPSIS-Endpunkte
ropsöl	Primärproduzenten	akut	82.2	nicht vorh.	vorh.	SYNOPSIS-Endpunkte
cycloxydim	Primärproduzenten	akut	89.88	2023-08-23	vorh.	-
dimethoate	Primärproduzenten	akut	90.4	2023-08-23	vorh.	-
schwefel	Primärproduzenten	akut	96	2023-08-23	vorh.	-
thiamethoxam	Primärproduzenten	akut	108	2023-08-23	vorh.	-
flonicamid	Primärproduzenten	akut	119	2023-08-23	vorh.	-
acequinocyl	Primärproduzenten	akut	120	2023-08-23	vorh.	-
eisen-iii-phosphat	Primärproduzenten	akut	120	2023-08-23	vorh.	-
laminarin	Primärproduzenten	akut	120	2023-08-23	vorh.	-
maleinsäurehydrazid	Primärproduzenten	akut	120	2023-08-23	vorh.	-
methomyl	Primärproduzenten	akut	120	2023-08-23	vorh.	-
pirimicarb	Primärproduzenten	akut	140	2023-08-23	vorh.	-
carbetamide	Primärproduzenten	akut	158	2023-08-23	vorh.	-
kupfer (als oxychlorid)	Primärproduzenten	akut	165.9	2023-08-23	vorh.	-
kaliumphosphonat	Primärproduzenten	akut	176.04	nicht vorh.	vorh.	SYNOPSIS-Endpunkte
fettsäuren (kaliumsalze)	Primärproduzenten	akut	190	2023-08-23	vorh.	-
propamocarb	Primärproduzenten	akut	301	2023-08-23	nicht vorh.	-

### 6.3 Details zum Aggregieren der Resultate

In der Abbildung 23 ist schematisch in einem Flussdiagramm aufgezeichnet, wie die zwei Kennzahlen Risikospitzen und mittleres Risikopotenzial berechnet werden. In einem ersten Schritt wird das maximale Risikopotenzial pro Organismengruppe aus den täglich mit SYNOPSIS berechneten Risikopotenziale einer PSM-Spritzfolge für eine komplette Anbausaison bestimmt. Mischungseffekte der verschiedenen Wirkstoffe werden ebenfalls berücksichtigt, indem die täglich berechneten Risikopotenziale (ETR) pro Wirkstoff jeweils pro Organismengruppe bereits in SYNOPSIS addiert werden. So wird das maximale Risikopotenzial über eine komplette Anbausaison ermittelt.

In einem weiteren Schritt werden die Risikopotenziale der Organismengruppe zu einem maximalen Risikopotenzial zusammengefasst, wobei das maximale Risikopotenzial über die Organismengruppen bestimmt wird. Damit wird ein Risikopotenzial pro Rasterzelle festgelegt.

In der Folge gibt es für jedes EZG eine unterschiedliche Anzahl von Rasterzellen mit entsprechend ermittelten Risikopotenzialen. Im nächsten Schritt werden nun diese Risikopotenziale zu einem Risikopotenzial pro EZG zusammengefasst, indem das 90. Perzentil für die Kennzahl Risikospitzen, bzw. das 50. Perzentil für die Kennzahl «mittlere Risikopotenzial» berechnet wird. Um dem Anteil landwirtschaftlicher Flächen im EZG Rechnung zu tragen, wurden die aggregierten Risikopotenziale mit dem Anteil der landwirtschaftlichen Fläche mit potenziellem PSM-Einsatz des jeweiligen EZG multipliziert. Dieser Wert liegt zwischen 0 (keine landwirtschaftlichen Flächen mit potenziellem PSM-Einsatz im EZG) und 1 (100% der Flächen im EZG sind landwirtschaftliche Flächen mit potenziellem PSM Einsatz).

Schliesslich wurden diese Kennzahlen für jedes EZG über die 15 SYNOPSIS-Modellläufe gemittelt, um die Risikospitzen und mittleres Risikopotenzial auf der Ebene der EZG zu erhalten.

**Ablauf Aggregation Risikopotenzial über die verschiedenen Grössen**

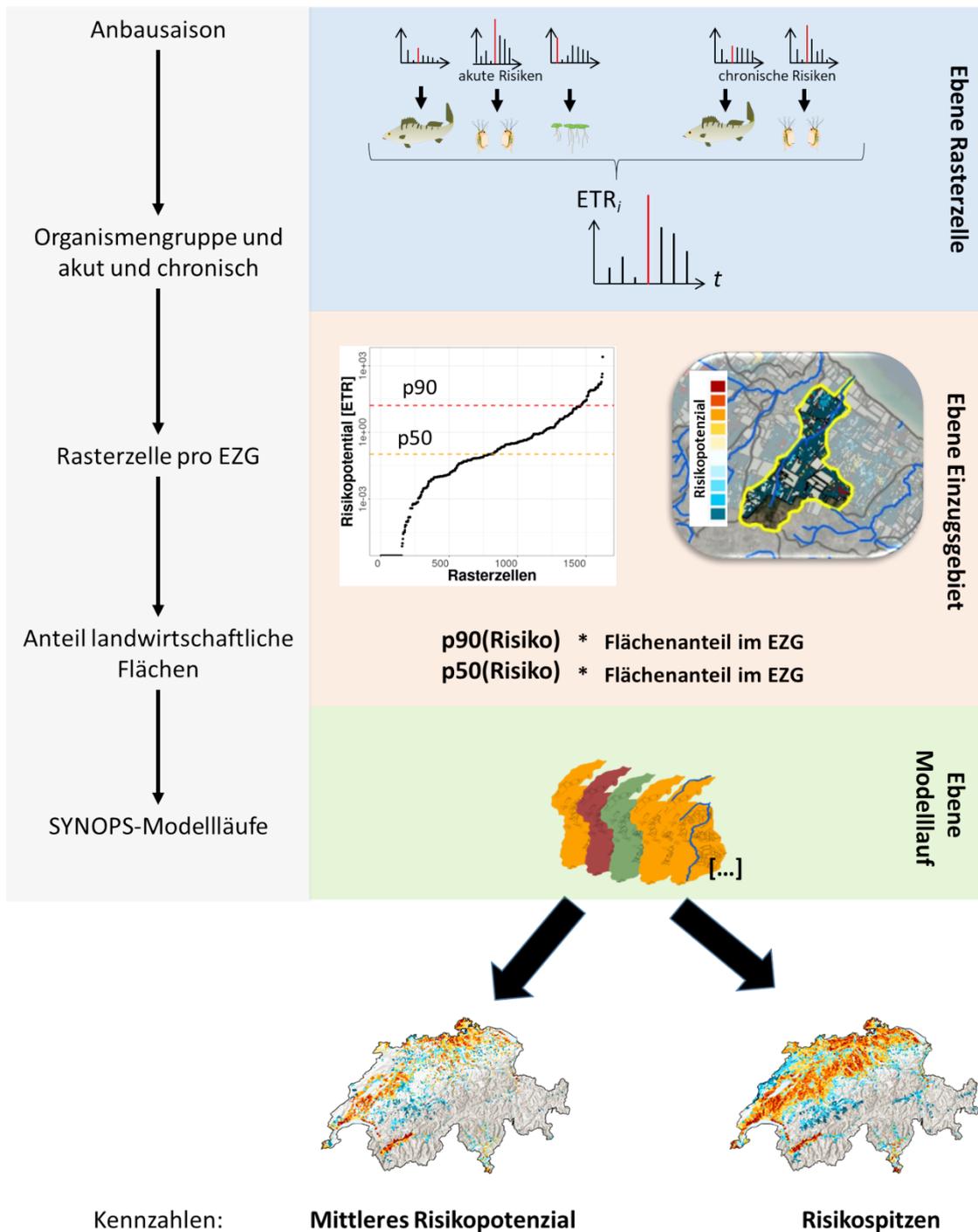


Abbildung 23: Flussdiagramm über den Ablauf der Aggregation der berechneten Risikopotenziale. Im blauen Kasten ist dargestellt, wie die Risikopotenziale innerhalb der Rasterzellen zu akuten Risikopotenzialen für Fische, aquatische Invertebraten und Primärproduzenten und zu chronischen Risikopotenzialen für Fische und aquatische Invertebraten (siehe Text) aggregiert werden. Im orangen Kasten ist dargestellt, wie diese Risikopotenziale pro Rasterzelle in einem EZG zu den beiden Kennzahlen Risikospitzen und mittleres Risikopotenzial aggregiert werden. Im grünen Kasten ist dargestellt, dass die Berechnung der SYNOPS-Modellläufe 15 Mal wiederholt wurde, um die Unsicherheiten bezüglich der zufälligen Verteilung der PSM-Spritzfolgen auf die entsprechenden Landnutzungen bzw. der zufälligen Verteilung der unbehandelten Fläche abzudecken.

## 6.4 Risikopotenziale pro Wirkungsbereich

Für insgesamt 89'345'883 Datenpunkte wurden entweder für Insektizide, Fungizide oder Herbizide Risikopotenziale (ETRs) grösser als 0 berechnet. Um die Verteilung der ETRs für die Wirkungsbereiche untersuchen zu können, wurden diese in einem Histogramm aufgetragen (Abbildung 24). Dieses Histogramm verdeutlicht nochmals, dass Herbizide deutlich häufiger eingesetzt wurden, gefolgt von Fungiziden und Insektiziden (vergleiche Abbildung 13).

Auffallend ist, dass bei den Fungiziden einige Rasterzellen mit sehr niedrigem Risiko berechnet wurden. Dies ist zu einem grossen Teil auf den Stoff Sojalecithin zurückzuführen. Dieser Stoff wird zur Wirkungssicherung eingesetzt, da Sojalecithin die Eigenschaft hat, die Netz- und Haftfähigkeit zu erhöhen. Nach derzeitigem Kenntnisstand stellt Sojalecithin kaum ein Risiko für aquatische Organismen dar, weshalb der ökotoxikologische Endpunkt für diesen Stoff für alle Organismen standardmässig auf 100'000 mg/L festgelegt wurde.

Sojalecithin wird als natürlicher Stoff beschrieben, der in den Pflanzenzellen der Sojabohne vorkommt und wegen seiner milden fungiziden Wirkung verwendet werden kann (PPDB, (Lewis *et al.*, 2016)). Daher wurde Sojalecithin in den PSM-Risikokarten den Fungiziden zugeordnet. Diese Zuordnung kann in Zukunft überdacht werden.

Die maximalen Risikopotenziale unterscheiden sich stark zwischen den Wirkungsbereichen. Das maximale Risikopotenzial, ausgedrückt als ETR, beträgt für Insektizide 9326.13, für Fungizide 348.18 und für Herbizide 1102.62. Der Median des Risikopotenzials für Insektizide ist mit 0.18 ETR am höchsten, gefolgt von Herbiziden (0.10 ETR) und Fungiziden (0.04 ETR).

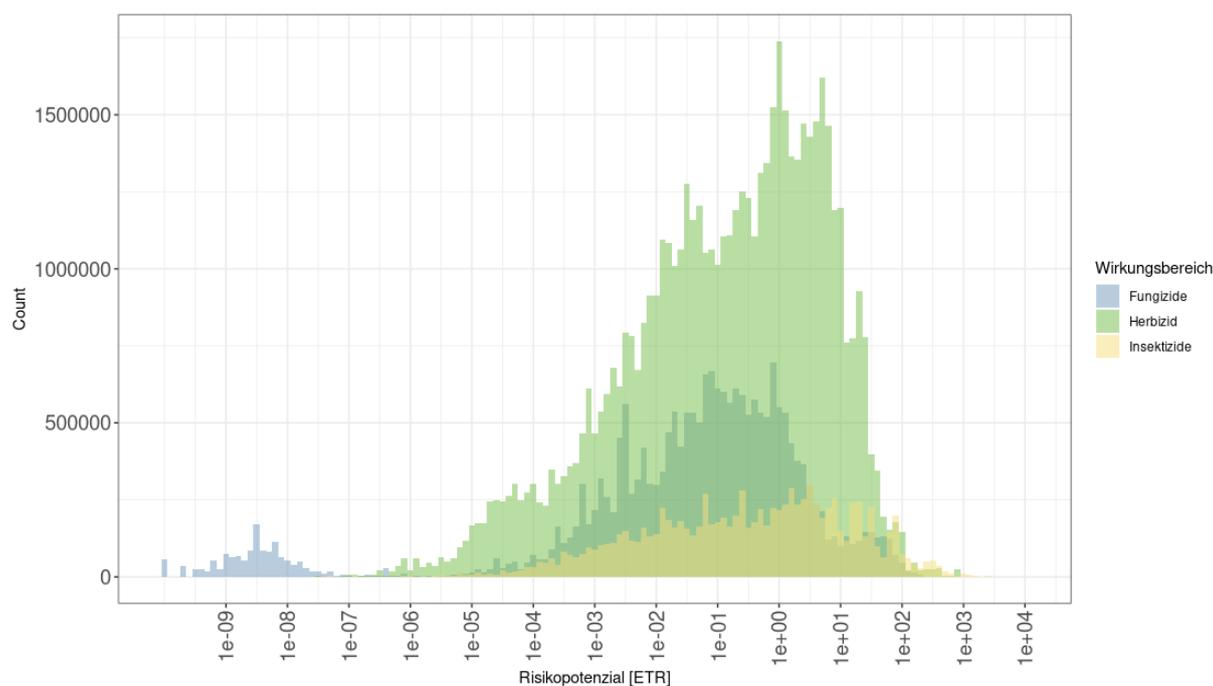


Abbildung 20: Histogramm der berechneten Risikopotenziale (ETR > 0) unterteilt nach den Wirkungsbereichen (Fungizid, Herbizid und Insektizid) für alle 15 SYNOPS-Modellläufe.

## 6.5 Vergleich der Ausgangsdaten der PSM-Risikokarten Teil 1 vs. Teil 2

Tabelle 15: Auflistung der verwendeten Ausgangsdaten für die Berechnung der PSM-Eintragsrisiken (PSM-Risikokarten Teil 1) und die ökotoxikologischen PSM-Risikopotenziale (PSM-Risikokarten Teil 2).

Datensatz	PSM-Eintragsrisiken (PSM-Risikokarten Teil 1)	PSM-Risikopotenziale (PSM-Risikokarten Teil 2)
<b>Drainagewahrscheinlichkeit</b>	Drainagekarte Schweiz 25 m x 25 m Auflösung (Koch und Prasuhn, 2020)	Drainagekarte Schweiz 25 m x 25 m Auflösung (Koch und Prasuhn, 2020)
<b>Gewässeranschlusswahrscheinlichkeit</b>	Gewässeranschlusskarte im 2 m x 2 m-Raster (Alder et al., 2013)	Gewässeranschlusskarte im 2 m x 2 m-Raster (Alder et al., 2013)
<b>Hangneigung</b>	digitales Höhenmodell (DHM25) von Swisstopo (swisstopo, 2021a)	digitales Höhenmodell (DHM25) von Swisstopo (swisstopo, 2021a)
<b>Feld-Gewässerdistanz</b>	nicht berücksichtigt	eigene Berechnung aufgrund von swissTLM3D von Swisstopo (swisstopo, 2021b)
<b>Gewässertyp</b>	nicht berücksichtigt	Flussordnungszahlen von BAFU (BAFU, 2013)
<b>Gewässerbreite und Gewässertiefe</b>	nicht berücksichtigt	Abgeschätzt auf Basis der Flussordnungszahlen von BAFU (BAFU, 2013)
<b>Klimaregionen</b>	nicht berücksichtigt	Klimaregionen von MeteoSchweiz (Schüepp and Gensler, 1980)
<b>Landnutzung (LN) / Kulturen</b>	Landnutzungsdaten der Kantone (Koch und Prasuhn, 2021) und von Geoadmin: Download Frühjahr 2019	Landnutzungsdaten von Geoadmin (BLW, 2020b): Download Frühjahr 2021 ergänzt mit LN aus PSM-Risikokarten Teil 1 (Koch und Prasuhn, 2021)
<b>Anbauart</b>	nicht berücksichtigt	Anbaufläche pro Kultur und Anbauart pro Gemeinde: AGIS fürs Jahr 2019 (BLW, 2020a)
<b>Mit PSM behandelt (ja/nein)</b>	nicht berücksichtigt	PSM-Einsatzdaten (ZA-AUI)
<b>PSM-Spritzfolgen</b>	nicht berücksichtigt	PSM-Applikationsdaten aus ZA-AUI für die Jahre 2016–2020 (Gilgen et al., 2022)
<b>Eigenschaften Stoffe</b>	nicht berücksichtigt	umweltchemische und ökotoxikologische Eigenschaften der Stoffe (Lewis et al., 2016)
<b>Kulturspezifische Eigenschaften</b>	nicht berücksichtigt	wird in SYNOPSIS modelliert, wie Interzeption oder Driftwerte (Gutsche und Strassemeyer, 2007)

**PSM-Risikokarten Teil 1: Eintragsrisiken 1-11 Kategorien**

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	nicht kat.
PSM-Risikokarten Teil 2: Risikospitzen	1	220	141	22	7	5	2	1	0	0	0	0	572
	2	410	196	30	14	1	1	0	0	0	0	0	316
	3	335	369	80	29	4	4	1	2	0	0	0	134
	4	237	424	132	60	17	17	9	4	2	0	0	65
	5	124	462	178	78	17	17	18	6	3	3	0	42
	6	69	416	232	118	26	26	19	4	3	0	0	24
	7	44	288	326	156	29	29	14	6	2	0	0	22
	8	31	138	300	235	66	66	21	7	5	0	1	17
	9	17	111	149	286	91	91	49	15	8	1	4	18
	10	12	108	129	186	165	165	89	37	15	3	1	13
nicht kat.		385	242	29	6	4	2	2	0	0	0	0	

Abbildung 21: Vergleich der Einteilung der EZG aus PSM-Risikokarten Teil 1 (nur diffuse Quellen) mit der Einteilung aus PSM-Risikokarten Teil 2 (Kennzahl: Risikospitzen). In dieser Kreuztabelle sind horizontal die Eintragsrisiken aus PSM-Risikokarten Teil 1 dargestellt, wobei Klasse 1 tiefe Eintragsrisiken und 11 sehr hohe Eintragsrisiken bedeutet. Vertikal sind die Risikospitzen aus PSM-Risikokarten Teil 2 dargestellt, 1 bedeutet tiefe Risikospitzen und 10 hohe Risikospitzen; gewisse EZG wurden nur in einer Modellierung berücksichtigt. Diese EZG sind in der Zeile respektive Spalte nicht kategorisiert (nicht kat.) zusammengefasst.

## 6.6 Vergleich Modellierung vs. Messung

Die Gewässer mit NAWA-Messstellen, welche für den Vergleich mit den Resultaten der PSM-Risikokarten herangezogen wurden, sind in Tabelle 16 aufgeführt. In diesen Messstellen wurden überall die gleichen 31 PSM-Wirkstoffe gemessen, an gewissen Messstellen liegen zusätzlich Daten zu 6 Wirkstoffen aus den Gruppen der Organophosphate und der Pyrethroide vor (Tabelle 16). Da die chemische Analyse von diesen Wirkstoffgruppen sehr aufwändig ist, wurden sie nicht an allen Messstellen gemessen, sondern nur dort, wo diese mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit auch zu erwarten waren.

Tabelle 16: Berücksichtigte NAWA-Messstellen für den Vergleich mit PSM-Risikokarten: Gewässername, Abdeckung der Anzahl EZG der NAWA-Messstelle und Grössenkategorien der Fliessgewässer, Vorhandensein von Messdaten für das Jahr 2019 oder 2020 (x = ja, o = nein), Messung von Organophosphaten und Pyrethroiden (ja, nein).

Gewässer	Anzahl EZG	Grössenkategorie	2019	2020	Messung von Organophosphate und Pyrethroide
Äächeli	3	klein	X	X	ja
Bainoz	5	klein	X	X	nein
Ballmoosbach	2	klein	X	X	ja
Beggingerbach	5	mittelgross	X	X	ja
Boiron de Morges	21	mittelgross	X	X	ja
Chrümlisbach	3	klein	X	X	ja
Combagnou	3	klein	X	X	ja
Eau Noire	1	klein	0	X	ja
Erveratte	3	mittelgross	X	X	nein
Eschelisbach	1	klein	X	X	ja
Furtbach	20	mittelgross	X	X	ja
Küntenerbach	7	klein	X	X	ja
Landgrabe	17	mittelgross	X	X	ja
Limpach	21	mittelgross	0	X	ja
Mittlerer Seegraben	6	mittelgross	X	X	nein
Möhlinbach	13	mittelgross	0	X	ja
Mönchaltorfer Aa	29	gross	X	X	ja
Mülibach	5	mittelgross	0	X	nein
Ron	14	mittelgross	X	X	nein
Ruisseau de Gi	3	klein	X	X	ja
Salmsacher Aach	29	mittelgross	X	X	ja
Urtenen	15	gross	X	X	ja
Zapfenbach	1	klein	X	X	ja
Zwärenbach	3	mittelgross	X	X	ja

Tabelle 17: PSM-Wirkstoffe, welche an den NAWA-Messstellen gemessen wurden. Organophosphate und Pyrethroide (\*) wurden nicht an allen Messstellen gemessen.

Wirkstoff	Wirkungsbereich	CAS_NR
2,4-D	H	94-75-7
Azoxystrobin	F	131860-33-8
Bentazon	H	25057-89-0
Boscalid	F	188425-85-6
Chloridazon	H	1698-60-8
Chlorotoluron	H	15545-48-9
Cyproconazole	F	94361-06-5
Cyprodinil	F	121552-61-2
Dimethoate	I	60-51-5
Diuron	H	330-54-1
Epoxiconazole	F	133855-98-8
Imidacloprid	I	138261-41-3
Iprovalicarb	F	140923-17-7
Isoproturon	H	34123-59-6
MCPA	H	94-74-6
Mecoprop-P	H	16484-77-8
Metalaxyl-M	F	70630-17-0
Metamitron	H	41394-05-2
Metazachlor	H	67129-08-2
Methoxyfenozide	I	161050-58-4
Metolachlor	H	51218-45-2
Metribuzin	H	21087-64-9
Napropamide	H	15299-99-7
Nicosulfuron	H	111991-09-4
Pirimicarb	I	23103-98-2
Propamocarb	F	24579-73-5
Pyrimethanil	F	53112-28-0
Tebuconazole	F	107534-96-3
Terbuthylazine	H	5915-41-3
Thiacloprid	I	111988-49-9
Thiamethoxam	I	153719-23-4
Bifenthrin*	I	82657-04-3
Chlorpyrifos*	I	2921-88-2
Chlorpyrifos-methyl*	I	5598-13-0
Cypermethrin*	I	52315-07-8
Deltamethrin*	I	52918-63-5
lambda-Cyhalothrin*	I	91465-08-6

Tabelle 18: Vergleich Kennzahlen aus der Modellierung PSM-Risikokarten Teil 1 (Gewichtung 1/2 diffuse Quellen und 1/2 Punktquellen sowie 1/3 diffuse Quellen und 2/3 Punktquellen) mit den Kennzahlen aus den Messungen ( $RQ_{\text{mean,all}}$ ,  $RQ_{\text{P90,all}}$ ,  $RQ_{\text{mean,ohneOP}}$ ,  $RQ_{\text{P90,ohneOP}}$ ) für die Jahre 2019 und 2020.

PSM Risikokarten Teil 1 Variable	NAWA Variable	Jahr	Mann-Kendall-Test tau	Mann-Kendall-p-value
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/2 diffuse Quellen, 1/2 Punktquellen)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2019	-0.01	0.97
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/2 diffuse Quellen, 1/2 Punktquellen)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2020	0.07	0.67
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/2 diffuse Quellen, 1/2 Punktquellen)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2019	0	1.00
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/2 diffuse Quellen, 1/2 Punktquellen)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2020	0.1	0.50
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/2 diffuse Quellen, 1/2 Punktquellen)	$RQ_{\text{P90,all}}$	2019	-0.07	0.67
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/2 diffuse Quellen, 1/2 Punktquellen)	$RQ_{\text{P90,all}}$	2020	0.08	0.60
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/2 diffuse Quellen, 1/2 Punktquellen)	$RQ_{\text{P90,ohneOP}}$	2019	-0.02	0.92
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/2 diffuse Quellen, 1/2 Punktquellen)	$RQ_{\text{P90,ohneOP}}$	2020	0.13	0.38
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/3 diffuse Quellen, 2/3 Punktquellen)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2019	-0.02	0.95
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/3 diffuse Quellen, 2/3 Punktquellen)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2020	0.05	0.73
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/3 diffuse Quellen, 2/3 Punktquellen)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2019	-0.02	0.95
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/3 diffuse Quellen, 2/3 Punktquellen)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2020	0.08	0.59
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/3 diffuse Quellen, 2/3 Punktquellen)	$RQ_{\text{P90,all}}$	2019	-0.08	0.65
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/3 diffuse Quellen, 2/3 Punktquellen)	$RQ_{\text{P90,all}}$	2020	0.04	0.80
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/3 diffuse Quellen, 2/3 Punktquellen)	$RQ_{\text{P90,ohneOP}}$	2019	-0.04	0.85
PSM-Risikokarte Teil 1 (1/3 diffuse Quellen, 2/3 Punktquellen)	$RQ_{\text{P90,ohneOP}}$	2020	0.09	0.55

Tabelle 19: Vergleich Kennzahlen aus der Modellierung PSM-Risikokarten Teil 2 (PSM-Risikospitzen und mittleres Risikopotenzial) mit den Kennzahlen aus den Messungen ( $RQ_{\text{mean,all}}$ ,  $RQ_{P90,all}$ ,  $RQ_{\text{mean,ohneOP}}$ ,  $RQ_{P90,ohneOP}$ ) für die Jahre 2019 und 2020.

PSM Risikokarten Teil 2 Variable	NAWA Variable	Jahr	Mann-Kendall-Test tau	Mann-Kendall-p-value
Risikospitzen (p90)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2020	0.38	0.01
mittleres Risikopotenzial (p50)	$RQ_{P90,ohneOP}$	2020	0.39	0.01
mittleres Risikopotenzial (p50)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2020	0.37	0.02
mittleres Risikopotenzial (p50)	$RQ_{P90,all}$	2020	0.37	0.02
Risikospitzen (p90)	$RQ_{P90,ohneOP}$	2020	0.35	0.02
mittleres Risikopotenzial (p50)	$RQ_{P90,ohneOP}$	2019	0.40	0.02
mittleres Risikopotenzial (p50)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2019	0.39	0.02
mittleres Risikopotenzial (p50)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2019	0.38	0.03
mittleres Risikopotenzial (p50)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2020	0.33	0.03
Risikospitzen (p90)	$RQ_{P90,ohneOP}$	2019	0.34	0.04
Risikospitzen (p90)	$RQ_{P90,all}$	2020	0.30	0.04
mittleres Risikopotenzial (p50)	$RQ_{P90,all}$	2019	0.34	0.05
Risikospitzen (p90)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2019	0.32	0.06
Risikospitzen (p90)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2020	0.28	0.06
Risikospitzen (p90)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2019	0.27	0.10
Risikospitzen (p90)	$RQ_{P90,all}$	2019	0.19	0.26

Tabelle 20: Vergleich Kennzahlen aus der Modellierung PSM-Risikokarten Teil 2 (PSM-Risikospitzen und mittleres Risikopotenzial) mit den Kennzahlen aus den Messungen ( $RQ_{\text{mean,all}}$ ,  $RQ_{P90,all}$ ,  $RQ_{\text{mean,ohneOP}}$ ,  $RQ_{P90,ohneOP}$ ) für die Jahre 2019 und 2020; Die Zeilen markiert mit eine (\*) zeigten einen signifikanten Zusammenhang auf dem 0.05 p-Wert.

Wirkungsbereich	PSM Risikokarten Teil 2 Variable	NAWA Variable	Jahr	Mann-Kendall-Test tau	Mann-Kendall-p-value
Fungizid	Risikospitzen (p90)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2019	0.33	0.04*
Fungizid	Risikospitzen (p90)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2019	0.33	0.04*
Fungizid	Risikospitzen (p90)	$RQ_{P90,all}$	2019	0.33	0.04*
Fungizid	Risikospitzen (p90)	$RQ_{P90,ohneOP}$	2019	0.33	0.04*
Fungizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	$RQ_{P90,all}$	2019	0.15	0.42
Fungizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	$RQ_{P90,ohneOP}$	2019	0.15	0.42
Fungizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2019	0.12	0.52
Fungizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2019	0.12	0.52
Fungizid	Risikospitzen (p90)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2020	0.46	0*
Fungizid	Risikospitzen (p90)	$RQ_{\text{mean,ohneOP}}$	2020	0.46	0*
Fungizid	Risikospitzen (p90)	$RQ_{P90,all}$	2020	0.44	0*
Fungizid	Risikospitzen (p90)	$RQ_{P90,ohneOP}$	2020	0.44	0*
Fungizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	$RQ_{P90,all}$	2020	0.38	0.02*
Fungizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	$RQ_{P90,ohneOP}$	2020	0.38	0.02*
Fungizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	$RQ_{\text{mean,all}}$	2020	0.33	0.05

Fungizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>mean,ohneOP</sub>	2020	0.33	0.05
Herbizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>p90,all</sub>	2019	0.44	0.01*
Herbizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>p90,ohneOP</sub>	2019	0.44	0.01*
Herbizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>mean,all</sub>	2019	0.42	0.01*
Herbizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>mean,ohneOP</sub>	2019	0.42	0.01*
Herbizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>p90,all</sub>	2019	0.37	0.02*
Herbizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>p90,ohneOP</sub>	2019	0.37	0.02*
Herbizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>mean,all</sub>	2019	0.35	0.03*
Herbizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>mean,ohneOP</sub>	2019	0.35	0.03*
Herbizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>mean,all</sub>	2020	0.27	0.07
Herbizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>mean,ohneOP</sub>	2020	0.27	0.07
Herbizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>mean,all</sub>	2020	0.19	0.2
Herbizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>mean,ohneOP</sub>	2020	0.19	0.2
Herbizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>p90,all</sub>	2020	0.13	0.37
Herbizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>p90,ohneOP</sub>	2020	0.13	0.37
Herbizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>p90,all</sub>	2020	0.12	0.41
Herbizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>p90,ohneOP</sub>	2020	0.12	0.41
Insektizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>p90,ohneOP</sub>	2019	0.29	0.16
Insektizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>mean,ohneOP</sub>	2019	0.28	0.17
Insektizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>p90,all</sub>	2019	0.21	0.22
Insektizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>mean,all</sub>	2019	0.2	0.23
Insektizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>mean,ohneOP</sub>	2019	-0.07	0.7
Insektizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>p90,all</sub>	2019	0.05	0.86
Insektizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>mean,all</sub>	2019	0.05	0.86
Insektizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>p90,ohneOP</sub>	2019	0.03	0.87
Insektizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>p90,all</sub>	2020	0.44	0*
Insektizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>mean,all</sub>	2020	0.41	0.01*
Insektizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>p90,ohneOP</sub>	2020	0.29	0.11
Insektizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>mean,ohneOP</sub>	2020	0.29	0.11
Insektizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>p90,all</sub>	2020	0.29	0.11
Insektizid	mittleres Risikopotenzial (p50,all)	RQ <sub>mean,all</sub>	2020	0.24	0.19
Insektizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>p90,ohneOP</sub>	2020	0.18	0.24
Insektizid	Risikospitzen (p90)	RQ <sub>mean,ohneOP</sub>	2020	0.15	0.32

## 6.7 Vergleich mit nationalen Risikoindikator für Oberflächengewässer

Für den nationalen Risikoindikator wurden Toxizitätswerte aus den aktuellsten verfügbaren, regulatorisch verwendeten Standardstudien berücksichtigt und zu gewichteten laborbasierten Toxizitäten (GLT) aggregiert. Um eine möglichst gute Vergleichbarkeit innerhalb der Gruppe der Pyrethroide herzustellen, wurden für diese Stoffe noch zusätzliche Daten aus einer Literaturquelle verwendet, welche für diese Stoffe Endpunkte für den mexikanischen Flohkreb (Hyaletta azteca) enthält (Giddings *et al.*, 2019). Für die PSM-Risikokarten wurden Toxizitätswerte aus der Pesticide Properties DataBase (PPDB) verwendet (Lewis *et al.*, 2016), welche ebenfalls durch eine Evaluation zum Teil angepasst wurden (Kapitel 6.2). Ähnlich grosse potenzielle Abweichungen von Bewertungsergebnissen aufgrund von unterschiedlichen verwendeten Toxizitätspunkten wurden kürzlich von Bub *et al.* (2022) diskutiert.

Zur Illustration der durch die Auswahl der Toxizitäts-Endpunkte verursachten Unterschiede werden die in den beiden Bewertungsmethoden verwendeten Daten für insgesamt 267 unterschiedliche WS verglichen (Abbildung 26). Es zeigte sich, dass die verwendeten Toxizitäts-Endpunkte für die PSM-Risikokarten und dem nationalen Risikoindikator für viele Wirkstoffe auf der Äquivalenzlinie zu liegen kommen und daher gut korrelieren. Für Gewässerorganismen sind vor allem Wirkstoffe mit einer hohen Toxizität entscheidend für das Gesamtrisiko. Daher werden in Abbildung 27 die Wirkstoffe mit der grössten Toxizität (GLT < 0.1 µg/L) miteinander verglichen. Hier sind grössere Unterschiede

für WS mit den allerhöchsten Toxizitäten (also den kleinsten wirksamen Konzentrationen) ersichtlich. Diese betreffen zu einem Grossteil Pyrethroid-Wirkstoffe, deren Endpunkte für *H. azteca* in der für die Risikokarten verwendeten Datenbasis nicht oder noch nicht enthalten waren.

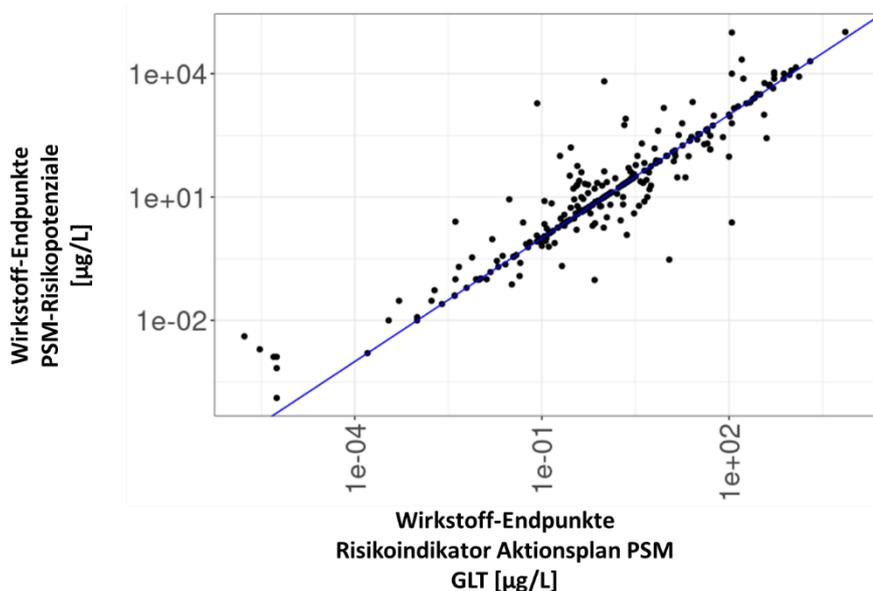


Abbildung 27: Vergleich zwischen verwendeten Wirkstoff-Endpunkten (Toxizitätswerte) für PSM-Risikopotenziale und für den nationalen Risikoindikator (logarithmisch Skala). Die Äquivalenzlinie, das heisst in beiden Ansätzen wurde der gleiche Wert verwendet, ist blau dargestellt. Punkte oberhalb der Äquivalenzlinie bedeuten, dass die gewählten Toxizitätswerte für die PSM-Risikokarten höher und damit weniger toxisch sind im Vergleich mit den Toxizitätswerten, welche für den nationalen Risikoindikator für diese Wirkstoffe gewählt wurden.

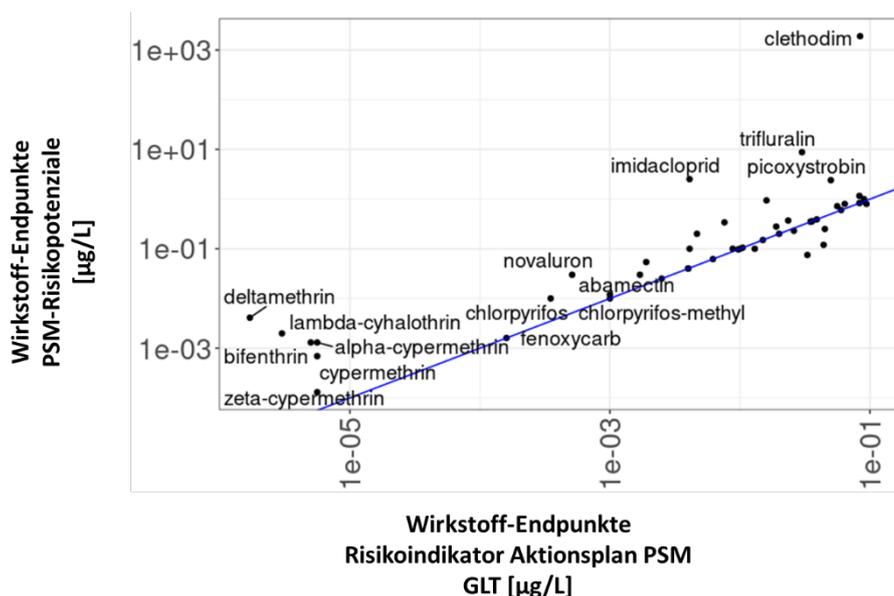


Abbildung 28: Vergleich zwischen den für die Berechnung der PSM-Risikopotenziale verwendeten Wirkstoff-Endpunkten (Toxizitätswerte) mit einer gewichteten laborbasierten Toxizität (GLT) kleiner als 0.1 µg/L (nationaler Risikoindikator (logarithmische Skala)). Die Äquivalenzlinie, das heisst Wirkstoffe mit den gleichen toxikologischen Endpunkten, ist blau dargestellt.

## 6.8 Unsicherheiten und Variabilität der Ergebnisse

Die Ergebnisse der PSM-Risikokarten sind mit Unsicherheiten behaftet, welche einerseits durch das Risikomodell SYNOPSIS und andererseits durch die Qualität der Ausgangsdaten verursacht werden.

Mit SYNOPSIS werden nur die PSM-Risikopotenziale aus den Eintragspfaden Drift, Verflüchtigung und Deposition, Abschwemmung (oberflächlichen Abfluss und Erosion) und Drainage modelliert. Hydraulische Kurzschlüsse werden nur indirekt für den Eintragspfad Abschwemmung durch die Berücksichtigung der Gewässeranschlusswahrscheinlichkeitskarte (Alder et al., 2013) modelliert. Konkret wird die Entwässerung von Flächen über das Wege- und Strassennetz berücksichtigt. Jedoch werden andere Kurzschlüsse, wie zum Beispiel Schächte in Feldern oder Driftablagerungen auf Strassen, welche indirekt ins Gewässer gelangen können, nicht modelliert. In der Begleitgruppe wurde angemerkt, dass indirekte Drifteinträge über Strassen vor allem im Weinbau relevant für das Risikopotenzial für Oberflächengewässer sein können. Ebenfalls wurden weitere Punktquellen wie: (i) PSM-Einträge ins Gewässer via Hofplatzentwässerung, (ii) Fehlanwendungen von PSM, zum Beispiel bei ungünstigen Witterungsbedingungen, oder (iii) unsachgemässer Umgang mit Restmengen von PSM in SYNOPSIS nicht modelliert.

In SYNOPSIS werden ausschliesslich PSM-Risikopotenziale aus landwirtschaftlichen Flächen berechnet. Das heisst, dass andere Anwendungsgebiete ausserhalb der Landwirtschaft, wie PSM-Eintrag aus Siedlungen (z.B. private Gärten) oder Forstwirtschaft nicht in den Risikokarten berücksichtigt werden.

Es ist bekannt, dass die tatsächlichen Wetterereignisse, und insbesondere der Niederschlag einen grossen Einfluss auf den PSM-Eintrag haben können (Doppler *et al.*, 2017). In SYNOPSIS wurde aber nicht mit den tatsächlichen Wetterdaten modelliert, sondern mit klimatischen Durchschnittswerten. Dies hat den Vorteil, dass die wettergetriebenen PSM-Eintrageffekte einheitlich bleiben und somit eine Vergleichbarkeit über die verschiedenen Jahre und EZG gewährleistet wird.

Durch die zum Teil unbefriedigende Genauigkeit der Ausgangsdaten werden ebenfalls Unsicherheiten eingeführt. Insbesondere gibt es keine Informationen, auf welchen Flächen welche PSM tatsächlich appliziert wurden. Ebenso ist unklar, welche landwirtschaftlichen Flächen nicht mit PSM behandelt werden. Durch Mehrfachwiederholungen der Risikoberechnungen mit SYNOPSIS wird diesen Unsicherheiten Rechnung getragen, für mehr Details siehe Kapitel 2.6 und 3.2. Die PSM-Applikationswahrscheinlichkeit für jede Kultur wurde ebenfalls mithilfe der AUI-Daten bestimmt, siehe dazu Tabelle 2. Informationen zu Anbauart (biologisch, konventionell, extenso und nicht-extenso) konnten nur auf Gemeindeebene und nicht auf Rasterzellenebene berücksichtigt werden (Kapitel 2.3.2). Weitere Details der Anbausysteme wie zum Beispiel die Verwendung eines Witterungsschutzes bei Kirschen oder eines Regendachs im Obstbau werden in der Risikoberechnung in SYNOPSIS nicht berücksichtigt, da parzellenscharfe Informationen dazu fehlen. Diese Details können jedoch den PSM-Austrag aus den Parzellen beeinflussen. Es ist wichtig, bei der Interpretation der Resultate der PSM-Risikokarten diese Unsicherheiten zu berücksichtigen.