

Gesammelte Fachartikel und Studien zu Mikroverunreinigungen aus der Landwirtschaft

Inhaltsverzeichnis

La Cecilia D., Schönenberger U., Dax A., Singer H., Stamm C., Koster M., Konz N., Minkowski C., 2022. Transport von Pflanzenschutzmitteln , Identifizierung von Transportprozessen in Gewässern anhand von Monitoringstudien. Aqua&Gas 4: 68-74	Seite 2
Dax A., Stravs M., Stamm C., Ort C., la Cecilia D., Singer H., 2020. MS2Field : Mikroverunreinigungen mobil messen , zeitlich hochaufgelöste Messungen zeigen realistisches Ausmass akuter Gewässerbelastungen. Aqua&Gas 12: 14-19	10
Schönenberger U., Dax A., Singer H., Stamm C., 2020. Hydraulische Kurzschlüsse , hohe Bedeutung für die Belastung der Gewässer mit Pflanzenschutzmitteln. Aqua&Gas 11: 65-71.....	16
Spycher S., Hunkeler J., Bosshard A., Häni F., 2015. Gewässerbelastung durch Pestizide , Ansätze zur Verminderung landwirtschaftlich bedingter Einträge in Oberflächengewässer. Aqua&Gas 12: 56-71	23
Strahm I., Munz N., Leu, C., Wittmer I., Stamm C., 2013. Landnutzung entlang des Gewässernetzes , Quellen für Mikroverunreinigungen. Aqua&Gas 5: 36-44	39
Bucheli T.D., Wettstein F.E., 2013. Natürliche Toxine , übersehene Mikroverunreinigungen unserer Gewässer?. Aqua&Gas 5: 46-52.....	48
Götz C., 2012. Mikroverunreinigungen aus der Nutztierhaltung . Aqua&Gas 11: 52-59.	55
Schoenborn A., Kunz P., Koster M., 2015. Estrogenic activity in drainage water: a field study on a Swiss cattle pasture . Environmental Sciences Europe 27: 17, DOI 10.1186/s12302-015-0047-4.....	63
Kupper T., 2013. Biozid-Produkte für die Hygiene im Veterinärbereich , Mengenabschätzung. Studie im Auftrag des Schweizer Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern: 44 S.....	78



TRANSPORT VON PFLANZENSCHUTZMITTELN

IDENTIFIZIERUNG VON TRANSPORTPROZESSEN IN GEWÄSSERN ANHAND VON MONITORINGSTUDIEN

Um mit gezielten Massnahmen die Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässern zu verringern, müssen die relevanten Quellen und Eintragspfade bekannt sein. Dazu bestehen immer noch wichtige Wissenslücken. Deshalb wurde untersucht, welche Schlussfolgerungen aus zwölf bestehenden Monitoringstudien hinsichtlich der relevanten Transportwege gezogen werden können und was sich daraus für die Planung zukünftiger Studien und Projekte ableiten lässt.

Daniele la Cecilia; Urs Schönenberger; Anne Dax; Heinz Singer; Christian Stamm, Eawag*

Margie Koster, Amt für Umwelt Kanton Thurgau; Nadine Konz, Amt für Umweltschutz und Energie Kanton Basel-Landschaft

Claudia Minkowski, Gewässer- und Bodenschutzlabor Kanton Bern

RÉSUMÉ

IDENTIFICATION DES PROCESSUS DE TRANSPORT DES PRODUITS PHYTOSANITAIRES DANS DES EAUX DE SURFACE SUR LA BASE D'ÉTUDES DE SURVEILLANCE

Afin de mettre en œuvre des mesures d'atténuation ciblées pour réduire l'apport des phytosanitaires dans les cours d'eau, il est nécessaire de comprendre les sources et les voies de transport respectives. Malgré les progrès substantiels réalisés en matière de surveillance des phytosanitaires dans les cours d'eau suisses, les connaissances sont encore très lacunaires. Dans de nombreux cas, il est difficile d'identifier les voies de transport pertinentes. Cet article vise à élucider les enseignements que l'on peut tirer de 12 études récentes de surveillance des eaux de surface en Suisse pour les travaux futurs.

Toutes ces études fournissent des informations précieuses sur les états de pollutions respectifs. Dans la plupart des cas, cependant, il manque des informations essentielles pour connaître les sources et les voies de transport pertinentes. Les ressources nécessaires à de tels programmes de surveillance sont considérables et la collecte de données se limite souvent à ce que le financement permet. Si toutefois les ressources disponibles ne permettent pas d'atteindre les objectifs prédéfinis, il convient de se demander si cette approche est adéquate. L'équilibre entre les résultats attendus et les ressources disponibles doit donc être

EINLEITUNG

Seit rund zehn Jahren findet die Belastung von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) in der Schweiz eine erhöhte Beachtung. Zahlreiche Gewässeruntersuchungen zeigten, dass landwirtschaftliche PSM-Einträge erheblich zur chemischen Gesamtbelastung der Gewässer beitragen und eine Beeinträchtigung der Wasserlebewesen verursachen. Auf politischer Ebene führten diese Einsichten u.a. dazu, dass der Bundesrat 2017 den Nationalen Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln verabschiedete. Im Jahr 2021 verankerte das Parlament den darin vorgeschlagenen Absenkpfad für Pestizidrisiken gesetzlich. Die Formulierung der zu ergreifenden Massnahmen setzt ein ausreichendes Verständnis für die relevanten Quellen und Eintragspfade voraus. Basierend auf jahrzehntelanger Forschung ist zwar zu vielen Fragen substanzielles Wissen vorhanden, gleichzeitig wurden aber auch klare Wissenslücken identifiziert, wie z. B. die Rolle von Einlaufschächten entlang von Strassen und Wegen [1, 2].

Titelfoto: Beispiel eines möglichen PSM-Eintragspfads in Gewässer: Einlaufschacht in einem landwirtschaftlichen Einzugsgebiet (Urs Schönenberger, Eawag)

** Kontakt: christian.stamm@eawag.ch*

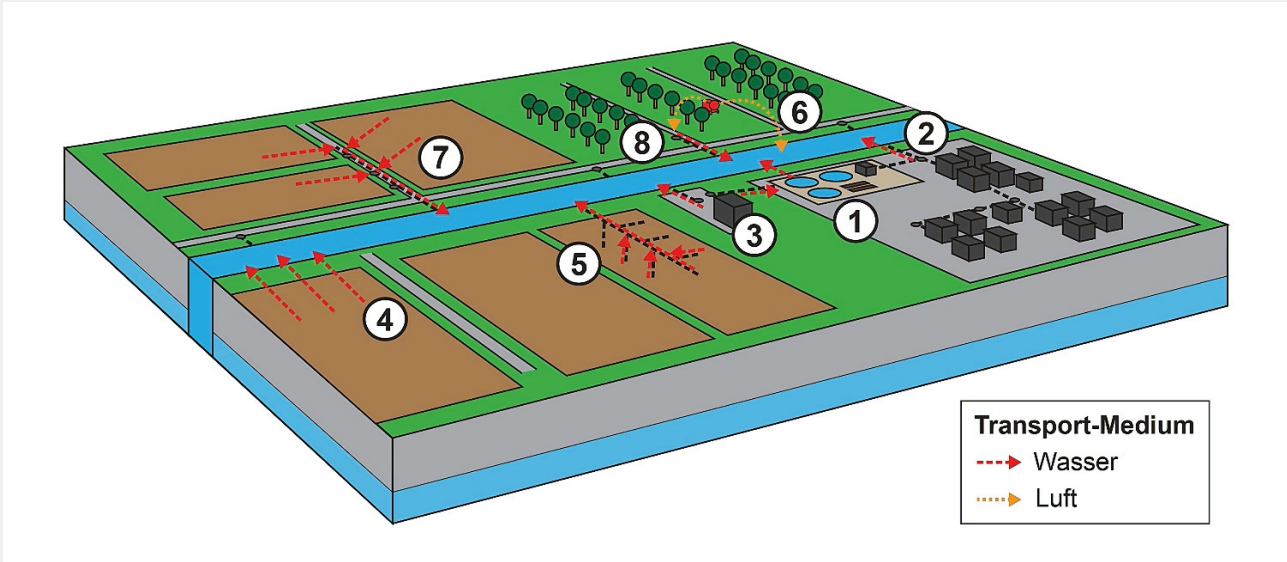


Fig. 1 Schematische Darstellung relevanter PSM-Quellen und Eintragspfade für Oberflächengewässer. 1: Kläranlage, 2: Mischwasserentlastung, 3: diffuse Siedlungsentwässerung, 4: direkte Abschwemmung vom Feld, 5: Drainagen in Feldern, 6: direkte Spraydrift, 7: indirekte Abschwemmung über Kurzschlüsse [1], 8: indirekte Spraydrift über Kurzschlüsse wie Einlaufschächte, Entwässerungsrinnen usw. (Quelle: [7])

In den letzten Jahren konnte in der Schweiz eine Reihe intensiver Monitoringprojekte (beispielsweise NAWA TREND, NAWA SPEZ) durchgeführt oder gestartet werden. Einige davon standen oder stehen im direkten Zusammenhang mit Ressourcenprojekten, die darauf abzielen, die PSM-Belastung in den Gewässern zu reduzieren. Zudem wurden durch die Eawag neue Methoden entwickelt (MS²Field) [3–5], die zeitlich hochaufgelöste PSM-Messungen über längere Zeiträume und den Nachweis besonders kritischer Substanzen (beispielsweise Pyrethroid-Insektizide [6]) ermöglichen. Angesichts dieser Fülle an neuen Daten

stellt sich die Frage, welche neuen Erkenntnisse sich daraus in Bezug auf Quellen und Eintragspfade (Fig. 1) ergeben und welche Schlussfolgerungen für zukünftige Untersuchungen gezogen werden können. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, diese beiden Fragen zu beantworten. Dabei werden insbesondere die Daten aus drei kleinen landwirtschaftlichen Einzugsgebieten vertieft ausgewertet.

VERWENDETE STUDIEN

Diese Arbeit greift auf bestehende NAWA-SPEZ-Studien und Untersuchungen im

Rahmen von PSM-Ressourcenprojekten zurück. Die berücksichtigten Studien sind in Tabelle 1 zusammengestellt und kurz beschrieben. Alle Studien wurden schon in früheren Arbeiten dargestellt. Einige Ressourcenprojekte sind noch nicht abgeschlossen.

RESULTATE

GESAMTEVALUATION

Die verschiedenen Studien wurden mit unterschiedlichen Zielsetzungen durchgeführt. In den meisten Fällen stand die Erfassung des Gewässerzustands im Vordergrund. Bei anderen

Projekt	Studie/Gebiet	Jahr	Transportpfade	Abfluss	Probenahme	PSM-Applikation (zeitlich)	PSM-Applikation (räumlich)	Literatur
[1]	Leimental (Kopf Weierbach)	2019	Drainagen	X	Räumlich verteilt	X	X	
[2]	NAWA SPEZ & Ressourcenprojekt BL (Weierbach)	2015, 2017– aktuell	v. a. unterirdisch	X	Räumlich verteilt	(x)	(x)	[8, 10]
[3]	NAWA SPEZ + Ressourcenprojekt BE + Shortcut (Chrümmelisbach)	2017– aktuell Shortcut: 2019	v. a. unterirdisch	X	Räumlich verteilt	(x)	(x)	[1, 8, 9]
[4]	Ressourcenprojekt BE (Ballmoosbach)	2017– aktuell	diverse	X	Gebietsauslass	(x)	(x)	[9]
[5]	NAWA SPEZ (Hoobach)	2017	diverse	X	Gebietsauslass	–	–	[8]
[6]	NAWA SPEZ (Eschelisbach)	2015, 2017	diverse	(x)		–	–	[8, 10]
[7]	NAWA SPEZ (Le Banoz)	2017	diverse	X		–	–	[8]
[8]	NAWA SPEZ (Tsatonire)	2015	diverse	–		–	–	[10]
[9]	NAWA SPEZ (Magadino)	2015	diverse	–		–	–	[10]
[10]	NAWA SPEZ (Mooskanal)	2015	v. a. unterirdisch	–		–	–	[10]
[11]	Ruisseau des Charmilles	2008–2015	diverse	X		(x)	–	[11]
[12]	MS ² Field (Eschelisbach)	2019	diverse	(x)		(x)	(x)	[4]

Tab. 1 Überblick über die berücksichtigten Studien. Die angegebene Literatur stellt bei laufenden Projekten nicht zwingend die aktuelle Datenlage dar. X: Daten vorhanden, (x): Daten eingeschränkt vorhanden (Abfluss: nur Pegelstand).

sollten die zeitlichen Veränderungen der Belastungen dokumentiert und Rückschlüsse auf Transportprozesse gezogen werden. Solche Rückschlüsse lassen sich bereits ziehen, wenn die Konzentrationsdynamiken mit den Niederschlags- oder Abflussdaten verknüpft werden. Dieser Vergleich zeigt beispielsweise, dass in verschiedenen Gebieten (Weierbach, Eschelisbach) auch während Trockenwetter erhöhte PSM-Konzentrationen auftreten können. Das verdeutlicht, dass nicht nur regengetriebene Eintragspfade wichtig sind. Fehlanschlüsse bei Hofplatzentwässerungen und die Handhabung von Spritzbrühe, aber auch Direkteinträge durch Spraydrift sind mögliche Quellen. Aber auch bei regengetriebenen Eintragspfaden gibt es mehrere Transportprozesse, die berücksichtigt werden müssen. Diese anhand der Konzentrationsdynamik aus-

einander zu halten, ist schwierig. Dazu braucht es zusätzliche Daten (s. Kapitel «Einzugsgebiet Ost»).

Aus diesem Grund wurden in einem nächsten Schritt sechs Kriterien – Dauer der Untersuchung, zeitliche und räumliche Auflösung der Probenahme, Abflussdaten, zeitliche und räumliche Auflösung der Anwendungsdaten – aufgestellt, anhand derer die Qualität der zu erwartenden Datensätze für alle zwölf Gebiete evaluiert wurde. So wurden drei Gebiete ermittelt, die aufgrund ihrer (fast) vollständigen Datensätze am erfolgversprechendsten waren (Fig. 2). Bei sieben Gebieten standen keine Anwendungsdaten zur Verfügung, bei dreien fehlten Daten zu Abfluss oder Pegel des Fließgewässers.

Ausgehend von dieser Gesamtevaluation, wurden die drei Gebiete Weierbach, Eschelisbach und Chrümlisbach genauer

analysiert. Es wurde untersucht, bis zu welchem Grad die vorhandenen Daten Rückschlüsse auf Quellen und Eintragspfade zulassen.

EINZUGSGEBIET NORD

Der Weierbach umfasst ein Einzugsgebiet von rund 1,6 km², das stark ackerbaulich genutzt wird. Rund die Hälfte der Flächen sind drainiert. Der Bach wurde 2015 und 2017 im Rahmen zweier NAWA-SPEZ-Messkampagnen untersucht, und beide Male wurden starke PSM-Belastungen nachgewiesen [8, 10]. Zudem wurde 2019 eine spezifische Messkampagne durchgeführt, um die Bedeutung von PSM-Einträgen über Drainagen zu klären. Dazu wurden fünf Niederschlagsereignisse zwischen April und Juni während 48 h ereignisbezogen genauer beprobt und untersucht (Fig. 3). Die einzelnen Proben deckten eine Dauer zwischen 4 und 12 h ab.

Die Daten aus diesem Gebiet illustrieren gut, welche Aussagekraft Messungen im Gewässer in Kombination mit räumlich und zeitlich aufgelösten Anwendungsdaten haben. So konnten einzelne Konzentrationsspitzen den verursachenden PSM-Anwendungen zugewiesen werden. Die entsprechenden Felder liegen weder unmittelbar am Gewässer noch kommen direkte oberflächliche Einträge in Frage. Diese Beispiele zeigen, dass zumindest ein Teil des PSM-Transports im Gebiet unterirdisch via Drainagen oder Kurzschlüsse (z. B. Einlaufschächte) erfolgen muss.

An diesem Gebiet lässt sich zudem darlegen, wie essenziell die Verfügbarkeit parzellenscharfer Anwendungsdaten ist. Auf der Skala kleiner Einzugsgebiete sind Abschätzungen auf der Grundlage nationaler Daten und der lokalen Kulturen zu ungenau (Fig. 4, rechts). Zugleich zeigt sich aber auch, dass für viele Parzellen Daten fehlen (Fig. 4, links).

Da ein erheblicher Teil des Gebiets drainiert ist, wurde ein Drainagestrang während einzelner Ereignisse spezifisch untersucht. Die PSM-Konzentrationen in den Drainagen erreichten teilweise hohe Werte. Beispielsweise wurde Bentazon in Konzentrationen über 6,5 µg/l nachgewiesen. Ob dies der maximale Wert war, ist jedoch nicht geklärt, weil die zweite Phase der Ereignisse nicht beprobt wurde, denn aus Ressourcengründen konnte jeweils nur die erste Ereignisphase erfasst werden. Zudem konnte

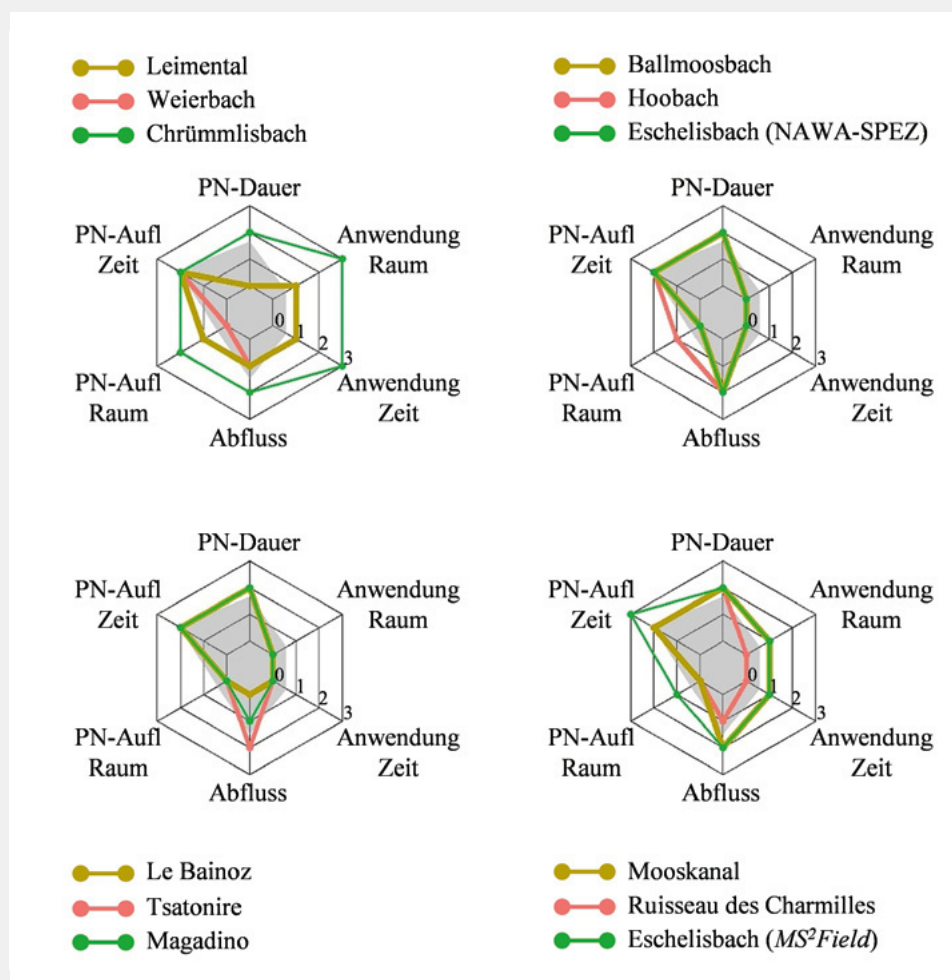


Fig. 2 Spinnen-Diagramm zum Vergleich der Datensätze aus den Monitoringprogrammen basierend auf Tabelle 1. Die graue Fläche gibt den Durchschnitt über alle zwölf Studien wieder. PN-Dauer: Dauer der Probenahme; PN-Aufl. Zeit: Zeitliche Auflösung der Probenahme; PN-Aufl. Raum: Räumliche Auflösung der Probenahme; Anwendung Raum: PSM-Anwendungsdaten mit räumlicher Auflösung; Anwendung Zeit: PSM-Anwendungsdaten mit zeitlicher Auflösung. Je höher die Punktzahl (0–3) entlang einer Variablen, desto besser die Datenqualität.

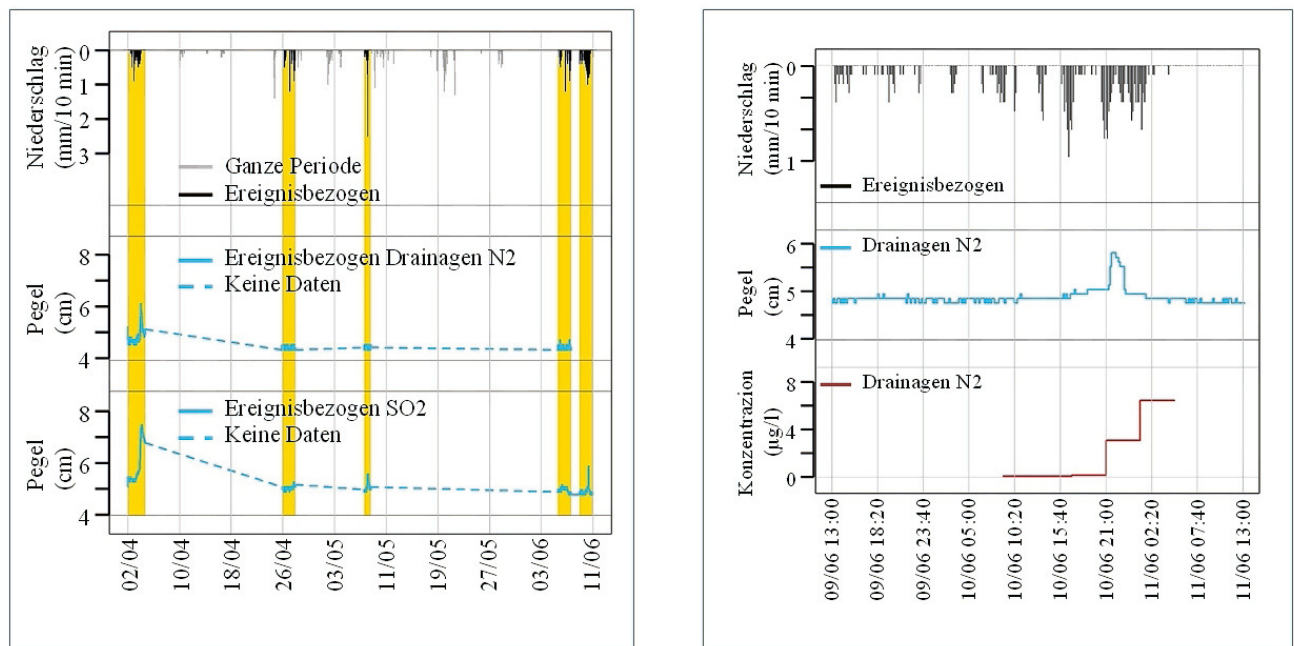


Fig. 3 Übersicht über Niederschläge und beprobte Drainageereignisse im Frühjahr/Sommer 2019 im Weierbach (links); Konzentrationsdynamik von Bentazon während eines Drainageereignisses (rechts). N2, SO2: Bezeichnung der zwei untersuchten Drainagesysteme.

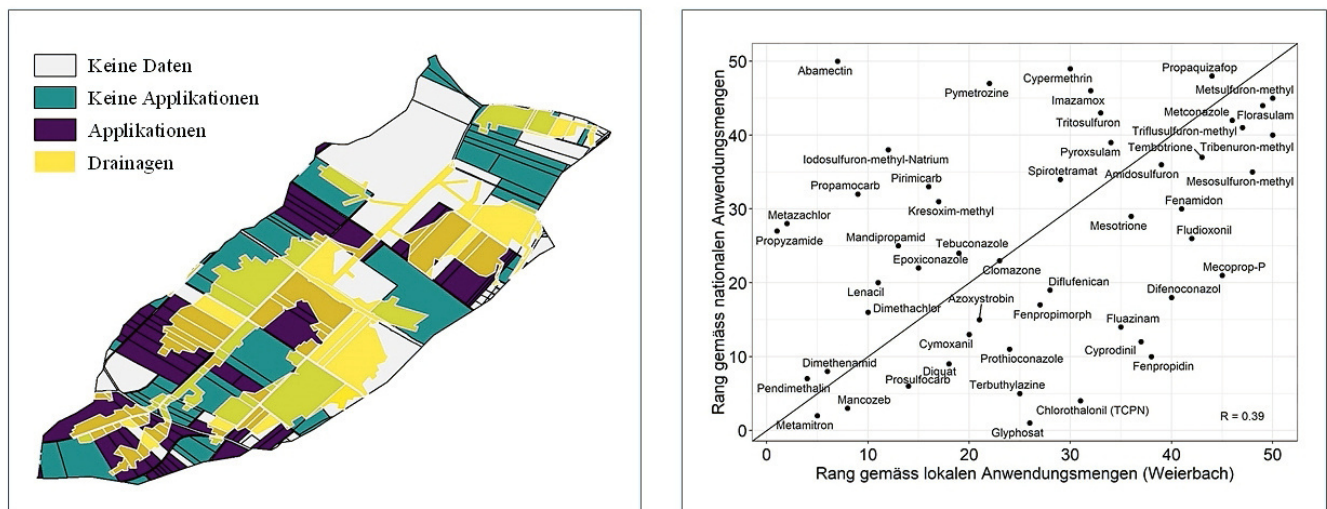


Fig. 4 PSM-Anwendungsdaten: Übersicht über die 2019 vorliegenden räumlichen PSM-Anwendungsdaten im Weierbachgebiet (links); Vergleich der Anwendungsmengen im Weierbachgebiet mit den nationalen Werten (rechts).

nur ein Teil der Abflussereignisse überhaupt untersucht werden (Fig. 3). Des Weiteren wurden mit dem zur Verfügung stehenden Standardmessprogramm, das 85 Substanzen umfasst, nur 7 der 91 im Einzugsgebiet verwendeten synthetisch-organischen PSM abgedeckt. Daraus ergaben sich Lücken, die eine abschliessende Bewertung der Wichtigkeit der Drainagen für den PSM-Eintrag in den Weierbach einschränkten.

EINZUGSGEBIET OST

Der Eschelisbach entwässert ein landwirtschaftlich stark genutztes Einzugsgebiet von 2 km² Fläche. Neben Ackerkulturen werden auch PSM-intensive Kulturen wie Beeren und anderes Obst angebaut. Mit Hilfe des MS²Field wurden vom 27. Mai bis zum 5. Juli 2019 2560 Proben untersucht und 60 Substanzen gemessen. Von diesen wurden 32 während des Messzeitraums im Eschelisbach nachgewiesen. Weitere

Details sind in Dax et al. [4], la Cecilia et al. [5] und Stravs et al. [3] beschrieben. Die fortlaufenden, zeitlich hochaufgelösten Messungen im Eschelisbach über mehrere Wochen hinweg bieten einen einzigartigen Einblick in die PSM-Dynamik in einem landwirtschaftlichen Einzugsgebiet. Wie erwartet, wurden hohe PSM-Konzentrationen vor allem während grösserer Niederschlagsereignisse gemessen, aber auch kleine Er-

eignisse führten zu Überschreitungen akuter Qualitätskriterien. Im normalen Monitoring im Rahmen von NAWA Trend (3,5-d- oder 14-d-Auflösung) wären die meisten dieser Spitzen nicht sichtbar gewesen. Aus den Messungen lässt sich ableiten, dass verschiedene Transportprozesse für den PSM-Eintrag verantwortlich gewesen sein müssen. Dabei spielten Abschwemmung von behandelten Parzellen, Verluste von befestigten Flächen und Einträge über Kurzschlüsse eine Rolle. Episodische Messungen in einzelnen Sammelleitungen des Drainagesystems zeigten ebenfalls hohe Konzentrationen. Ob diese Konzentrationen jedoch durch PSM-Einträge über angeschlossene Einlaufschächte oder Makroporenfluss im Boden verursacht wurden, ist mit den vorhandenen Daten nicht feststellbar.

Das breite Substanzspektrum von *MS²Field* erlaubte es, die Konzentrationsdynamik verschiedener PSM miteinander zu vergleichen. Substanzen mit sehr unterschiedlichen chemischen Eigenschaften zeigten dabei während gewisser Abflussereignisse sehr ähnliche Konzentrationsdynamiken. Während anderer Ereignisse hingegen unterschieden sich die Konzentrationsganglinien dieser Substanzen stark. Das deutet darauf hin, dass auf der zeitlichen Skala von Einzelereignissen die Eintragspfade und -orte viel wichtiger für die PSM-Dynamik sind als die Stoffeigenschaften.

Letztere dürften aber zusammen mit den Anwendungsmengen und den Eintragspfaden für das absolute Konzentrationsniveau entscheidend sein. Ohne umfassende PSM-Anwendungsdaten können diese Aspekte jedoch nicht untersucht werden.

Die räumliche Analyse des Drainagesystems inklusive der durch Kurzschlüsse verbundenen Flächen zeigt, dass über solche Entwässerungssysteme bedeutende Flächen ausserhalb des topographischen Einzugsgebiets angeschlossen sind. Damit können die PSM-Quellen je nach Transportpfad ebenfalls ausserhalb liegen. Dies ist bei der Interpretation der Daten zu berücksichtigen.

EINZUGSGEBIET WEST

Im Einzugsgebiet des Chrümlisbachs wurden im Sommer 2019 während 141 Tagen 19 Regenereignisse beprobt. Rund 160 Einlaufschächte entwässern das 2,8 km² grosse Gebiet, in welchem intensiv Ackerbau betrieben wird. Davon wurden vier Einlaufschächte und ein Sammelschacht sowie der Bach am Auslass untersucht. Die beprobten Einlaufschächte werden ausschliesslich durch Oberflächenabfluss gespeist. Der Sammelschacht erfasst Wasser von 64 Einlaufschächten und zahlreichen Drainagen.

Die gesammelten Proben wurden im Labor auf 52 Substanzen untersucht. Die Substanzauswahl wurde weitgehend

auf die im Gebiet verwendeten PSM ausgerichtet. Weitere Details zur Probenahme und Analytik sind in *Schönenberger et al.* [12] zu finden.

Diese Studie zielte darauf ab, die Bedeutung hydraulischer Kurzschlüsse für den PSM-Eintrag in Oberflächengewässer erstmals mit Messungen zu untersuchen. Dafür wurde das Studiengebiet gezielt ausgewählt, da dank des Ressourcenprojekts im Kanton Bern im Gebiet sowohl Messungen im Bach wie auch Anwendungsdaten räumlich und zeitlich aufgelöst zur Verfügung standen. Zusätzlich wurden PSM in vier ausgewählten Einlaufschächten gemessen. Die Kombination von Anwendungs- und Messdaten erlaubte es zu unterscheiden, ob die gemessenen Substanzen über Abschwemmung von Feldern, über Spraydrift oder aus anderen Quellen in die Schächte und so in den Bach gelangen konnten. Dabei zeigte sich, dass die Konzentrationen in den Schächten dann höher waren, wenn die jeweiligen Substanzen durch Abschwemmung vom Feld in die Einlaufschächte gelangen konnten, als wenn nur Spraydrift möglich war (*Fig. 5*). Ohne die Kombination von zeitlichen Messungen an verschiedenen Stellen und räumlich und zeitlich aufgelösten Anwendungsdaten wäre dieses Prozessverständnis nicht zu gewinnen gewesen.

Die Daten erlaubten ausserdem zu analysieren, welche Faktoren in welchem Ausmass die in den Schächten gemessenen Konzentrationen beeinflussten. Dabei spielte die Anwendungsmenge eine zentrale Rolle. Je höher die Anwendungsmengen, desto höher waren auch die gemessenen Konzentrationen. Unabhängig davon waren die Konzentrationen umso tiefer, je grösser die Zeitspanne zwischen Anwendung und Niederschlag, je stärker die Sorption der PSM an den Boden und je grösser die Halbwertszeit der Substanz waren.

DISKUSSION

Die Feldstudie zum PSM-Transport durch Kurzschlüsse (Einzugsgebiet West, Chrümlisbach) illustriert, welche Art von Daten notwendig ist, damit unterschiedliche Kombinationen von Quellen und Eintragspfaden bestimmt werden können: Es braucht flächendeckende, zeitliche und räumliche Daten zu PSM-Anwendungen, spezifische Messungen einzelner Transportprozesse sowie des

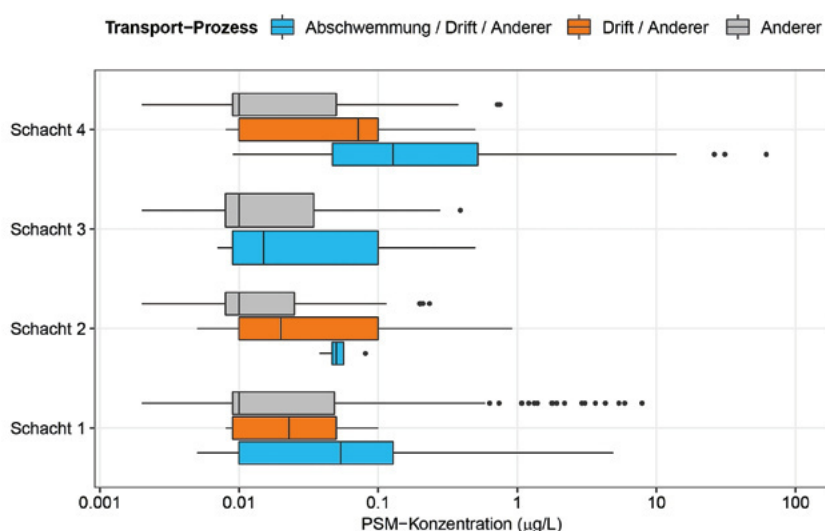


Fig. 5 Konzentrationsvergleich von PSM in Einlaufschächten bei Ereignissen mit möglicher Abschwemmung und Spraydrift, nur mit Spraydrift sowie nur mit anderen möglichen Transportprozessen.

Austrags aus dem Einzugsgebiet. Zeitlich hochaufgelöste Messungen am Gebietsauslass (*MS²Field-Studie*; Einzugsgebiet Ost, Eschelisbach) erlauben zwar auch gewisse Rückschlüsse über mögliche Transportmechanismen, lassen aber zahlreiche Fragen zur Bedeutung spezifischer Prozesse offen.

Im Vergleich dazu zeigte sich bei der Analyse der anderen Monitoringstudien, dass folgende Limitierungen bei einem oder mehreren Faktoren Rückschlüsse auf die Eintragspfade verunmöglichen:

- zu geringe zeitliche und/oder räumliche Auflösung der Messungen
- zu stark eingeschränkte Probenahme-Zeitfenster
- fehlende georeferenzierte Anwendungsdaten
- fehlende georeferenzierte Landnutzungsdaten
- fehlende Regen- und Abflussmessungen
- eingeschränktes Substanzspektrum

Die Gründe für fehlende Datenerhebungen bei den einzelnen Studien sind unterschiedlich: Einerseits sind sie meist eine Folge der knappen Ressourcen, die für das Gewässermonitoring zur Verfügung stehen. So kann es sein, dass ein Projekt lediglich auf ein existierendes analytisches Standardprogramm zurückgreifen kann und keine Mittel hat, das Substanzspektrum den spezifischen Anforderungen anzupassen. Andererseits können Projekte, wie beispielsweise die NAWA-SPEZ-Untersuchungen, auf andere Fragestellungen ausgelegt sein (breite Erfassung der PSM-Belastungssituation). Die vorliegende Analyse zeigt, dass der Zusatznutzen solcher Projekte für die Untersuchung von Eintragspfaden begrenzt ist.

STUDIENZWECK UND DATENANFORDERUNGEN

Summa summarum lässt sich daraus ableiten, dass der Umfang der im Rahmen eines PSM-Messprogramms zu erfassenden Daten sehr davon abhängt, welche Zielsetzung damit verfolgt wird (Fig. 6). Die Anforderungen steigen von der Zustandserhebung bezüglich der Einhaltung gesetzlicher Anforderungen über die zeitliche Trenddetektion bis hin zur Aufklärung von Transportprozessen. Eine verlässliche Zustandserhebung für die Gewässerbeurteilung muss die relevanten Substanzen zu den kritischen Zeitpunkten erfassen. Die Anforderungen bei der Trenddetektion sind

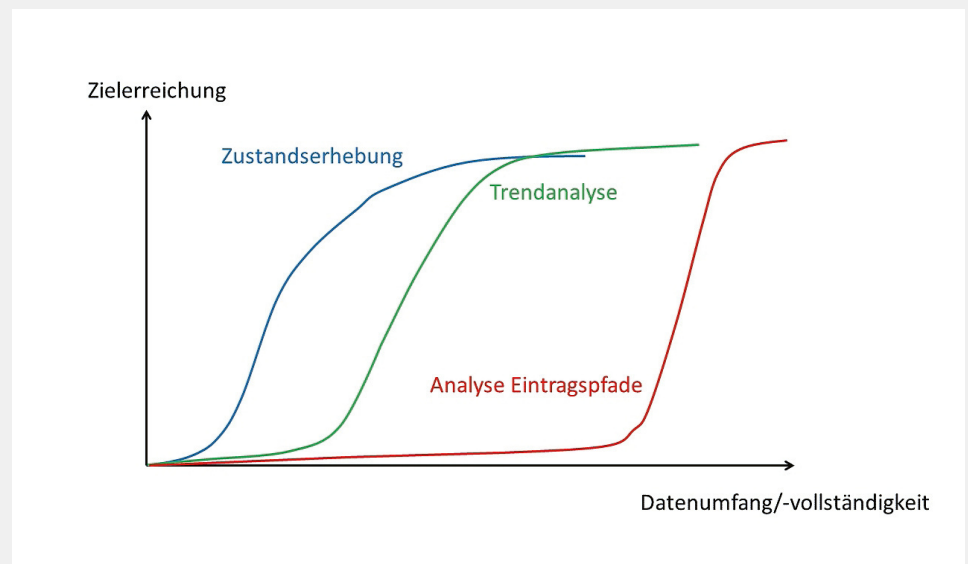


Fig. 6 Schematische Darstellung des Zusammenhangs zwischen Umfang und Vollständigkeit des Datensatzes und dem Grad der Zielerreichung des Studienzwecks.

bereits höher, weil über Jahre hinweg die Vergleichbarkeit der Probenahme, Messungen, Substanzauswahl etc. sichergestellt werden muss. Schliesslich erfordert die Aufklärung von Quellen und Eintragspfaden zusätzliche Messungen und Daten, um den Massenfluss nachvollziehen zu können.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Der Vergleich der verschiedenen Studien verdeutlicht, wie anspruchsvoll es ist, Quellen und Eintragspfade von PSM ausschliesslich anhand von Gewässermessungen aufzuzeigen. Diese Schwierigkeit ergibt sich aus der Überlagerung unterschiedlicher Eintragspfade und Transportmechanismen, die nur in Kombination von räumlich und zeitlich aufgelösten Anwendungsdaten klar identifiziert werden können. Dabei zeigt sich in kleinen Einzugsgebieten, dass durch Drainagen und Kurzschlüsse auch Einträge von ausserhalb des topographischen Einzugsgebiets erfolgen können. Das ist sowohl bei der Datenerhebung, der Analyse wie auch bei der Interpretation zu berücksichtigen. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Erfordernisse für eine umfangreiche und vollständige Datenerhebung in der Regel die Mittel übersteigen, die für normale Gewässerüberwachungsprogramme oder Begleitmessungen in Ressourcenprojekten zur Verfügung stehen. Um Anspruch und Möglichkeiten solcher Messprogramme dennoch in Einklang zu bringen, müssen die Zielsetzung

und die vorhandenen Ressourcen sinnvoll aufeinander abgestimmt werden. Darüber hinaus ist zu beachten, dass umfangreiche Messungen eine aufwendige Datenauswertung und -interpretation nach sich ziehen. Die dafür nötigen personellen Ressourcen müssen ebenfalls eingerechnet werden.

Angesichts der Schwierigkeiten, mit vorhandenen Mitteln aus einzelnen Beobachtungsprogrammen weitreichende Schlüsse zu ziehen, drängt es sich auf, durch gezielte Kooperationen und Koordination den Erkenntnisgewinn zu optimieren. Das setzt die Bereitschaft voraus, Vorgehensweisen abzusprechen, Daten und Ergebnisse zu teilen und einen kritischen Blick von aussen auf die eigenen Projekte zuzulassen. Auf der anderen Seite können so allgemeinere, robustere Resultate erzielt werden. Zudem würden der gegenseitige Erfahrungsaustausch wie auch der gemeinsame Erkenntnisgewinn damit gestärkt.

DANK

Die Studien wurden finanziell durch die Eawag, Thermo Fisher, CTC Analytics und das Bundesamt für Umwelt (BAFU) unterstützt.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Schönenberger, U. et al. (2020): *Hydraulische Kurzschlüsse: Hohe Bedeutung für die Belastung der Gewässer mit Pflanzenschutzmitteln*. Aqua & Gas 11/2020: 65-71
- [2] Schönenberger, U.; Stamm, C. (2021): *Hydraulic shortcuts increase the connectivity of arable land*

- areas to surface waters. *Hydrology and Earth System Sciences* 25: 1727–1746
- [3] Stravs, M. A. et al. (2021): Transportable automated HRMS platform «MS2Field» enables insights into water-quality dynamics in real time. *Environmental Science & Technology Letters* 8: 373–380
- [4] Dax, A. et al. (2020): MS2Field: Mikroverunreinigungen mobil messen. *Aqua & Gas* 12/2020: 14–19
- [5] la Cecilia, D. et al. (2021): Continuous high-frequency pesticide monitoring to observe the unexpected and the overlooked. *Water Research X* 13: 100125. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100125>
- [6] Rösch, A. et al. (2019): Geringe Konzentrationen mit grosser Wirkung. Nachweis von Pyrethroid- und Organophosphat-Insektiziden in Schweizer Bächen im pg-l-Bereich. *Aqua & Gas* 11/2019: 54–66
- [7] Schönenberger, U. (2022): The overlooked pathway: Hydraulic shortcuts and their influence on pesticide transport in agricultural areas. Dissertation ETH Zürich
- [8] Spycher, S. et al. (2019): Anhaltend hohe PSM-Belastung in Bächen. *Aqua & Gas* 4/2019: 14–25
- [9] Minkowski, C. et al. (2021): Langzeitmonitoring von Pflanzenschutzmitteln. *Aqua & Gas* 7/8-2021: 50–58
- [10] Doppler, T. et al. (2017): Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen. *Aqua & Gas* 4/2017: 46–56
- [11] Daouk, S., et al. (2019): Mesures de reduction et monitoring des pesticides dans les eaux de surface. Synthèse des apprentissages liés aux projets «Phytos 62a». *Aqua & Gas* 1/2019: 66–73
- [12] Schönenberger, U. et al. (2022): Pesticide concentrations in agricultural storm drainage inlets of a small Swiss catchment. *Environmental Science and Pollution Research*: doi:<https://doi.org/10.1007/s11356-022-18933-5>

> SUITE DU RÉSUMÉ

soigneusement réfléchi. En outre, il convient d'améliorer les progrès en renforçant la collaboration et la coordination entre les projets afin d'optimiser l'acquisition de connaissances sur les sources et les voies de transport des pesticides en Suisse.

SVGW Jahresversammlung 2022



Wasser

Gas

Wärme



SCAN ME

QR-Code mit dem Mobiltelefon scannen und direkt für die Jahresversammlung 2022 anmelden!

Jetzt
anmelden!
**9. Juni
Biel**

FERTIG- PUMPWERK



Wir liefern Pumpen für alle Anwendungen
inkl. Beratung, Unterhalt & Reparatur



Vollständiges Pumpenprogramm: www.gloor-pumpen.ch
Tel. +41 (0)58 255 43 34, info@gloor-pumpen.ch



TRINKWASSER- VERSORGUNG OHNE KOMPROMISSE

KLINGERSIL® C-4240 – für Ihre neuen Anforderungen in der Trinkwasserversorgung. Die KLINGER Dichtungstechnik hat umgehend auf die geänderten Anforderungen für Materialien und Werkstoffe in Kontakt mit Trinkwasser reagiert und dafür eigens ein neues Dichtungsmaterial entwickelt: **KLINGERSIL® C-4240 erfüllt lückenlos alle Anforderungen der neuen Elastomerleitlinie, auch nach 2023.** Kontaktieren Sie uns heute noch, gerne unterstützen wir Sie bei der Einführung.



Klinger Gysi AG » Bachstrasse 34 » CH-5034 Suhr
+41 62 855 00 10 » sealing@klinger-gysi.ch » klinger-gysi.ch

Ihr Ziel ist es, sowohl die Effizienz Ihrer Anlage zu steigern als auch gesetzliche Normen einzuhalten.

EINHALTEN + HAUSHALTEN

Wir unterstützen Sie dabei, Vorgaben einzuhalten und die Kosten zu verringern, um so die Ressource Wasser zu schützen.



Optimieren Sie Ihre Prozesse mit unserem umfangreichen Portfolio an Messinstrumenten:



Promag W 0 x DN
full bore: Das weltweit erste magnetisch-induktive Durchflussmessgerät für uneingeschränkte Messungen

Netilion

Das cloudbasierte IIoT-Ökosystem für industrielle Prozesse macht Informationen und Wissen verfügbar, indem es die physische mit der digitalen Welt verbindet.



Micropilot FMR20:
Das Radar-Füllstandsmeßgerät vereinfacht zusammen mit dem Prozessanzeiger RIA15 die Fern-Inbetriebnahme und den Anlagenbetrieb

Erfahren Sie mehr unter:
www.ch.endress.com/wasser-abwasser

Endress+Hauser 
People for Process Automation



MS²FIELD: MIKROVERUNREINIGUNGEN MOBIL MESSEN

ZEITLICH HOCHAUFGELOSTE MESSUNGEN ZEIGEN REALISTISCHES AUSMASS AKUTER GEWÄSSERBELASTUNGEN

Konzentrationspitzen von Pestiziden können von grosser biologischer und regulatorischer Bedeutung sein, werden aber selten und nur mit hohem Aufwand erfasst. Die neue MS²field-Plattform ist eine der ersten mobilen Messinfrastrukturen, die kontinuierliche und zeitlich hochaufgelöste Messungen von Mikroverunreinigungen in umweltrelevanten Konzentrationen im Feld erlaubt. Wie vielfältig Konzentrationsdynamiken von Pestiziden sein können und in welchem Ausmass Spitzenkonzentrationen mit konventionellen Probenahme- und Messtechniken bisher unterschätzt wurden, macht eine Messkampagne in einem landwirtschaftlich stark geprägten Bach sichtbar.

Anne Dax; Michael Stravs; Christian Stamm; Christoph Ort; Daniele la Cecilia; Heinz Singer*, Eawag

RÉSUMÉ

MESURES MOBILES AVEC MS²FIELD –

LES MESURES À HAUTE DÉFINITION TEMPORELLE OFFRENT UNE ESTIMATION RÉALISTE DE L'AMPLEUR DE LA POLLUTION IMPORTANTE DE L'EAU

MS²field est une plateforme de mesure mobile et intégralement automatisée permettant de mesurer les micropolluants organiques. Elle est composée d'un système d'échantillonnage et de filtration en continu qui est branché à un spectromètre de masse à haute résolution avec un chromatographe en phase liquide placé en amont et un module d'enrichissement des échantillons. Le système est installé dans une remorque. MS²field fournit toutes les 20 min. une mesure des micropolluants organiques dans les eaux. Il est ainsi possible d'identifier des signaux de substance inconnus en plus de la multitude de micropolluants déjà connus. Les premières évaluations des données s'effectuent automatiquement directement suite aux différentes mesures. Les séries de mesures à haute résolution temporelle offrent une vision plus approfondie des dynamiques des micropolluants dans l'eau et montrent des pics de concentration qui, jusqu'à présent, n'avaient pas été détectés ou qui avaient été dilués dans les échantillons composites. Trois campagnes de mesures ont déjà été réalisées: dans l'affluent et l'effluent d'une STEP, dans une rivière de taille moyenne ainsi que dans un petit ruisseau en zones agricoles. Les mesures ont permis d'exposer les dynamiques hétérogènes des pesticides

EINLEITUNG

Die Oberflächengewässer der Schweiz werden durch eine Vielzahl von organischen Spurenstoffen belastet. Diese Stoffe gelangen aus Siedlungen [1], Industrie und Gewerbe [2] oder aus der Landwirtschaft [3] durch unterschiedliche Transportpfade in die Gewässer. Die quantitative Erfassung dieser Stoffe erfordert eine grosse analytische Breite und Spezifität der Methoden sowie genügend hohe Sensitivität. Um Substanzinträge in die Umwelt zu erfassen, müssen nicht nur arbeitsaufwendige Probenahmen- und Transporte ins Labor organisiert, sondern auch kostenintensive Labormessungen mit hochmodernen Massenspektrometern durchgeführt werden. Dies führt dazu, dass die Anzahl analysierbarer Proben und damit die zeitliche Auflösung von Messreihen begrenzt ist. Zudem vergehen oft Wochen bis Monate von der Probenahme bis zum Vorliegen der Endergebnisse.

Diese Limitierungen sind sowohl für die Praxis wie die Forschung oft unbefriedigend. Die Konzentrationen unterliegen je nach Quelle und Eintragsweg zum Teil starken zeitlichen Schwankungen. Ökologisch bedeutsame Spitzenkonzentrationen sind deshalb mit traditionellen Probenahme- und Analyseverfahren kaum erfassbar. Eine ungenügende zeitliche

* Kontakt: heinz.singer@eawag.ch

Auflösung macht auch eine Unterscheidung von verschiedenen Eintragspfaden oft unmöglich. Die lange Zeitspanne zwischen Probenahme und Vorliegen der Ergebnisse verhindert ausserdem eine zeitnahe Reaktion auf sich schnell ändernde Belastungssituationen.

Um solche Einschränkungen zu überwinden, wurde an der Eawag die mobile, autonome Messplattform MS²field entwickelt. Sie erlaubt es, zeitlich hochaufgelöste Messungen von Spurenstoffen vor Ort durchzuführen und Ergebnisse automatisch sofort zur Verfügung zu stellen. In diesem Artikel wird das System vorgestellt und die bisherigen Messkampagnen erläutert. Anhand eines Beispiels wird zudem das Potenzial von MS²field illustriert.

MS²FIELD KOMPONENTEN UND FUNKTIONSWEISE

MS²field ist eine mobile Messplattform, installiert in einem Autoanhänger und aufstellbar an jedem Messstandort mit Anfahrtsmöglichkeit und Stromnetzanschluss. Im Anhänger sind ein Wasserentnahme- mit integriertem Filtrationssystem sowie ein hochauflösendes Massenspektrometer mit einem vorgeschalteten Flüssigchromatografen inklusive eines Probenanreicherungsmoduls eingebaut (Fig. 1).

Das Probenahmesystem pumpt kontinuierlich ca. 10l/min Wasser aus dem Gewässer. Alle 20 Minuten wird die Filtration durch ein Ventil aktiviert, und 0,75 ml Probenfiltrat werden nach Zugabe der isotope markierten internen Standards in die Dosiereinheit transportiert. Die Anreicherung geschieht nach Dosierung der Probe auf ein Festphasenextraktionssystem. Die angereicherten Stoffe werden anschliessend chromatografisch getrennt, bevor sie mit dem hochauflösenden Massenspektrometer (Orbitrap-Technologie) gemessen werden. Nach Abschluss der Messung werden die Daten automatisch in wenigen Minuten ausgewertet und verschlüsselt via Mobilfunknetz auf einen Datenserver übermittelt. Die Substanzkonzentrationen können per Browser in Echtzeit verfolgt werden [4].

Mit einer Klimaanlage und Sensoren werden Temperatur und Luftfeuchtigkeit kontrolliert und eingestellt. Webkameras mit Bewegungssensoren melden unvorhergesehene Eingriffe ins System und lassen eine visuelle Kontrolle per Remoteverbindung zu. Eine speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) überwacht und kontrolliert die Geräte. Im Fall von Rauch, Wasser auf dem Boden oder Überhitzen des Filtersystems werden die

Geräte automatisch abgestellt und eine Warnmeldung via SMS verschickt [4].

Die manuelle Probenahme, Aufbereitung und Messung im Labor werden mit MS²field überflüssig. Die Installation vor Ort dauert etwa zwei Tage, danach sind lediglich einmal pro Woche Kontrolle und Wartung des Systems notwendig [4].

VOR-ORT-MESSUNG – VORTEILE UND ANWENDUNGSMÖGLICHKEITEN

Zeitlich hochfrequente Messungen organischer Mikroverunreinigungen in Gewässern waren bisher wegen des extrem hohen Probenahme- und Analysenaufwands nur über kurze Zeitspannen möglich. Mit dem vollständig automatisierten Mess- und Auswerteablauf von MS²field wird diese Limitierung aufgehoben. Auch weitere Nachteile konventioneller Probenahmestrategien können mit den Vor-Ort-Messungen umgangen werden. Bisher war zur Erfassung von organischen Mikroverunreinigungen eine manuelle Entnahme oder eine automatisierte Sammlung durch Autosampler nötig. Bei einer manuellen Probenahme ist nicht nur der Kosten- und Zeitaufwand für Anfahrt, Entnahme und Transport zu beachten, sondern auch die Schwierigkeit, Feldkampagnen ausserhalb der regulären Arbeitszeit zu realisieren. Autosampler sind dagegen hinsichtlich der Probenanzahl limitiert.

Der vermutlich gravierendste Nachteil liegt jedoch darin, dass häufig mehrere Tage von der Entnahme bis zur Analyse im Labor vergehen und die Proben zudem teilweise für Wochen oder Monate zwischengelagert werden. Während dieser Zeit besteht insbesondere für leicht abbaubare Substanzen die Gefahr, dass es aufgrund von Abbauprozessen zu Minderbefunden in den Proben kommt, was wiederum Fehlinterpretationen zur Folge hat. Der zeitliche Versatz zwischen Probenahme und Vorliegen des Analysenwertes verhindert ausserdem eine zeitnahe Reaktion auf eventuell kritische Substanzbefunde im Gewässer.

Vor-Ort-Messungen zur Gewässerüberwachung werden deshalb zwar bereits seit langem durchgeführt, dies allerdings nur mit einfachen Sensorsystemen. Aufwendigere Analysengeräte wie Massenspektrometer sind bisher für den mobilen Feldeinsatz kaum verfügbar.

Im MS²field wird ein hochauflösendes Massenspektrometer verwendet. Dieses ermöglicht die Detektion und Quantifizierung einer nahezu unbeschränkten Anzahl Substanzen und erlaubt



Fig. 1 MS²field-Anhänger auf der ARA Fehraltorf-Russikon (links), Blick in den Messanhänger (Mitte) und Live-Verfolgung der Daten auf dem Handy (rechts).

zudem eine retrospektive Analyse von bekannten sowie unbekannten Substanzsignalen aus dem digitalen Messdatenarchiv [5]. Da die Analyse direkt nach der Probenahme erfolgt, werden auch potenzielle Fehler wie Verwechslung oder Kontamination der Proben eliminiert.

Um die Leistungsfähigkeit des Systems im Feld bei verschiedenen Anwendungen zu evaluieren, wurde MS²field 2019 in drei Messkampagnen an folgenden Standorten getestet: fünf Wochen im Zu- und Ablauf der Kläranlage Fehraltorf-Russikon, fünf Wochen in einem kleinen Fließgewässer in einem landwirtschaftlich stark genutzten Gebiet und sieben Wochen im Grenzfluss Doubs.

ABWASSER – ABBILD DER GESELLSCHAFT

Von Mitte Februar bis Anfang April wurden an der Kläranlage Fehraltorf-Russikon zuerst Messungen im Rohabwasserzulauf direkt nach dem Sandfilter (zwei Wochen) und anschliessend für drei Wochen im Ablauf des Nachklärbeckens durchgeführt.

Durch die 20-minütigen Messintervalle konnten erstmals Dynamiken von Mikroverunreinigungen im Abwasser sichtbar gemacht werden, die bisher nur teilweise errahnt werden konnten. Obwohl es sich um ein relativ kleines Einzugsgebiet handelt und man darum grosse kurzfristige Schwankungen erwarten würde, konnten für häufig eingenommene Arzneimittel überraschend systematische Tagesgänge beobachtet werden. Der Blutdrucksenker Candesartan ist ein gutes Beispiel dafür (Fig. 2). Die berechneten Frachten entsprechen rund 100 typischen täglichen Dosen. Im Gegensatz dazu traten bei dem Antibiotikum Clarithromycin in einer Woche nur wenige einzelne Peaks auf. Diese könnten einzelnen WC-Spülungen von wenigen Patienten entsprechen und wären in Sammelproben wegen Verdünnung nicht nachweisbar gewesen (nicht abgebildet).

Zwei weitere interessante Beispiele sind das Herbizid Mecoprop und das Biozid Diuron. Beide werden ihrer Verwendung wegen vor allem bei Regenwetter erwartet. Dies trifft für Mecoprop zu, das in Bitumenbahnen auf Flachdächern als

Durchwurzelungsschutz eingesetzt wird [6] (Fig. 2): Ein wesentlicher Peak trat kurz nach dem Beginn des einzigen Regenereignisses in der Messperiode auf. Erhöhte Diuronkonzentrationen wurden hingegen ausschliesslich an Werktagen beobachtet, was eher auf eine industrielle Verwendung hindeutet.

FLUSS – EINFLUSS DES KARSTES?

Von Ende August bis Anfang Oktober 2019 wurden organische Mikroverunreinigungen im Doubs bei Saint-Ursanne gemessen. Der Fluss fliesst im Jura durch Karstgebiete. Inwieweit das komplexe karsthydrologische Abflussregime die Gewässerqualität des Doubs beeinflusst, ist bisher wenig bekannt [7, 8]. Starkregenereignisse, Gewitter und Schneeschmelze können im Karst zu einem schnellen Abtrag von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln von den landwirtschaftlichen Nutzflächen ins Gewässer führen. Daneben gelangen auch mit dem gereinigten Abwasser aus Kläranlagen Schadstoffe in den Doubs. Bei bisherigen Untersuchungen wurden keine erhöhten Konzentrationen von Mikroverunreinigungen festgestellt. Allerdings basierten alle bisherigen Messkampagnen auf Wochenmischproben und waren damit nicht geeignet, kurzzeitige Konzentrationsspitzen zu erfassen.

Mit MS²field wurden 17 gebietsspezifische Pflanzenschutzmittel sowie typische abwasserstämmige Substanzen kontinuierlich über Wochen hinweg gemessen. Figur 3 demonstriert die Zuverlässigkeit der Daten über eine solche längere Messperiode: Die Wiederfindungsrate des Blutdrucksenkers Candesartan lag in allen aufdotierten Doubs-Proben über sieben Wochen hinweg zwischen 80 und 120%. Während der Messperiode traten keine kurzzeitigen Konzentrationsspitzen der untersuchten Stoffe im Doubs auf [9]. Abwasserstämmige Mikroverunreinigungen wiesen stabile Konzentrationsverläufe auf, wie die Messungen von Candesartan demonstrieren (Fig. 3): Die Konzentration lag über den gesamten Messzeitraum zwischen 15 und 30 ng/l. Dagegen wurden selbst während Regenereignissen keine der untersuchten Pflanzenschutzmittel nachgewiesen. Folglich schien im Untersuchungszeitraum der Einfluss von schnellen Oberflächeneinträgen aus landwirtschaftlichen Flächen auf die Gewässerqualität gering zu sein.

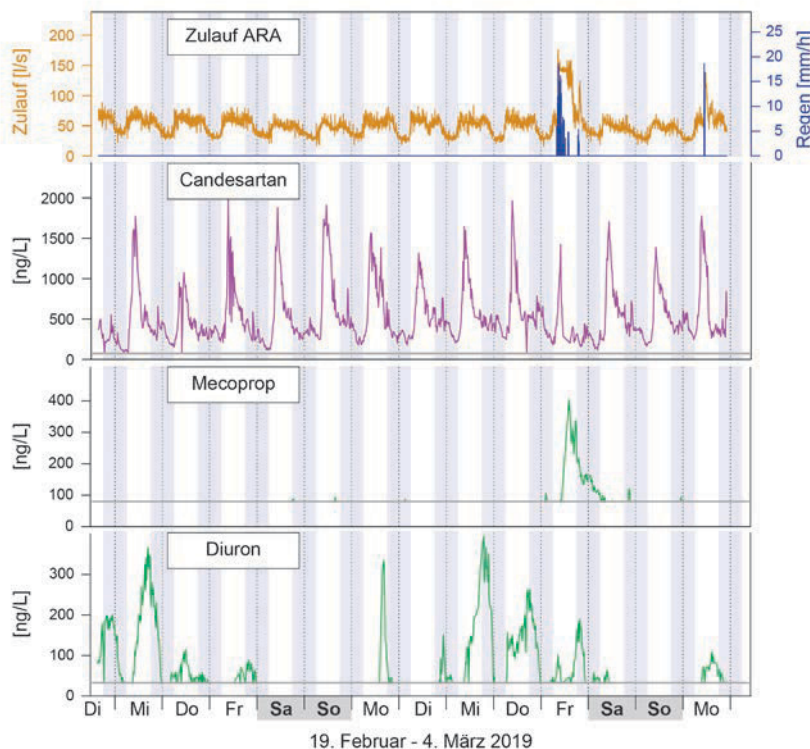


Fig. 2 Zulauf und Regen während der Messperiode an der ARA Fehraltorf-Russikon sowie Konzentrationsverlauf von Candesartan, Mecoprop und Diuron mit jeweiliger Bestimmungsgrenze (graue Linie).

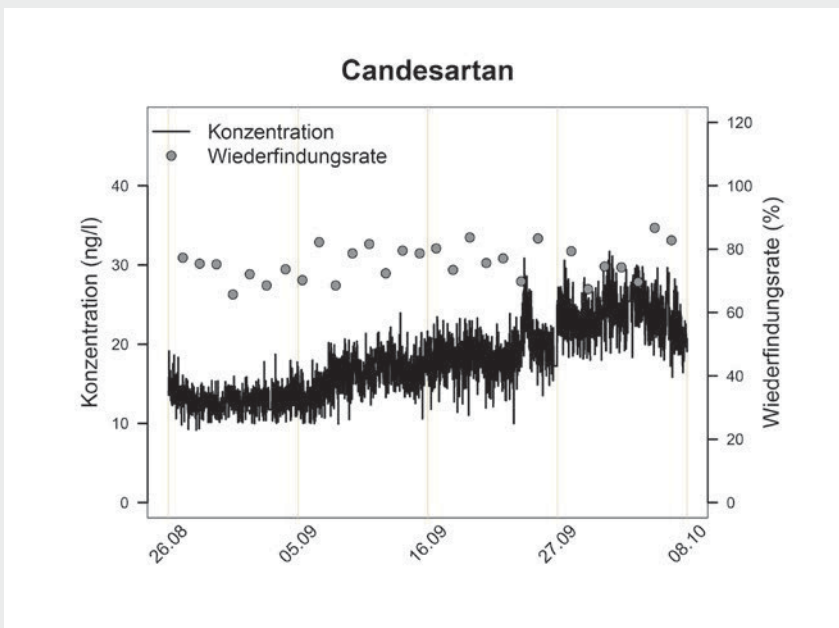


Fig. 3 Konzentrationsverlauf und Wiederfindungsrate von Candesartan im Doubs

SPITZENKONZENTRATIONEN IM LANDWIRTSCHAFTLICHEN BACH

Der untersuchte Bach entwässert ein kleines, landwirtschaftlich stark genutztes Einzugsgebiet. Frühere Messkampagnen hatten hier bereits eine hohe Pestizidbelastung dokumentiert [3, 10]. Da der Bach zudem im Rahmen des NAWA-Trend-Programms untersucht wurde, bot sich eine gleichzeitige Messkampagne mit MS²field an. Diese Konstellation erlaubte einerseits einen direkten Vergleich mit dem etablierten Probe- und Analyseverfahren, andererseits konnten die Messwerte auch mit früheren Daten in Bezug gesetzt und das Verständnis für Quellen und Eintragspfade im Gebiet weiter verbessert werden.

Die Messkampagne wurde von Ende Mai bis Anfang Juli 2019 durchgeführt. Dabei wurden circa 3000 Proben gemessen und der Konzentrationsverlauf von etwa 30 Pflanzenschutzmitteln in Echtzeit auf dem Dashboard visualisiert (Fig. 1, rechts).

Anschliessend an die automatisierte Auswertung wurden aus den Analysedaten 60 weitere Substanzen vertieft untersucht. Von diesen wurden 32 während des Messzeitraums in dem Bach nachgewiesen. Die Wiederfindungsrate aller detektierten Substanzen lag in 75% der Fälle zwischen 70 und 130% (80% bei Substanzen mit eigenem isotopenmarkiertem Standard), was die hohe Genauigkeit und Präzision der MS²field-Messungen bestätigt. Da im Rahmen von NAWA Trend parallel

zu den MS²field-Messungen vom Kanton 3,5-Tages-Mischproben gesammelt und untersucht wurden, konnte ein direkter Vergleich der beiden Messdatenreihen durchgeführt werden. Trotz unterschiedlicher Probenahme-strategie und Messtechnik stimmten die Konzentrationen in beiden Datensätzen sehr gut überein, was die Zuverlässigkeit der mit MS²field erzeugten Daten ein weiteres Mal bestätigte.

VERÄNDERTE ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEWERTUNG VON KONZENTRATIONSSPITZEN

Im April 2020 wurden für 19 Pestizide und 3 Arzneimittel substanzspezifische chronische und akute numerische Anforderungen in der Gewässerschutzverordnung (GSchV) verankert. Die akuten Anforderungswerte (AQK) dürfen zu keinem Zeitpunkt im Gewässer überschritten werden, um so aquatische Organismen vor akut toxischen Schädigungen zu schützen. Diese Vorgaben werden im Rahmen von NAWA Trend mit 3,5-Tages-Mischproben überprüft.

Inwieweit sich die Bewertung der Gewässerqualität nach den Kriterien der GSchV für akut toxische Schädigungen verändert, wenn statt dieser 3,5-Tages-Mischproben zeitlich hochaufgelöste Messungen herangezogen werden, kann an den Konzentrationsmessungen des Insektizids Thiachloprid im untersuchten Bach gezeigt werden. Thiachloprid schwankte über den gesamten Messzeitraum sehr stark (Fig. 4). Die Konzentration veränderte sich innerhalb weniger Stunden und Tage um mehrere Grössenordnungen, und das AQK von 80 ng/l wurde häufig um ein Vielfaches (bis zu 30-fach) überschritten. Demgegenüber wird das AQK kaum oder nicht überschritten, wenn für die Beurteilung 3,5-Tages-Mischproben genutzt werden. Kurzzeitige Maximalkonzentrationen werden in den Mischproben wäh-

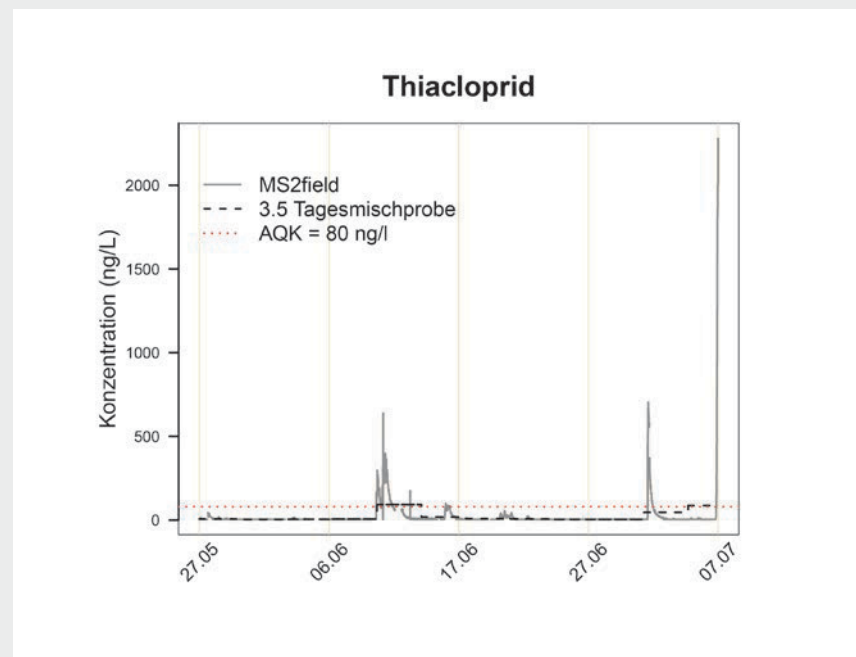


Fig. 4 AQK-Überschreitungen von Thiachloprid. Die graue Linie stellt die zeitlich hochaufgelösten Messungen des MS²field dar, die gestrichelte schwarze Linie die Konzentration in rechnerisch generierten 3,5-Tages-Mischproben und die rote Linie das AQK. Bedingt durch die Länge der Messkampagne ist die letzte Periode etwas verkürzt (~2,5-Tages-Mischprobe).

rend des Sammelzeitraums verdünnt, womit es zu einer deutlichen Unterschätzung des akuten Risikos kommt.

Auch bei anderen Pestiziden kam es zu einer Unterschätzung dieses Risikos durch 3,5-Tages-Mischproben. In *Figur 5* sind Unterschätzungsfaktoren für mehrere Substanzen, die während des Untersuchungszeitraums im Bach detektiert wurden, dargestellt (s. *Box*). Abhängig vom Pestizid und der damit verbundenen Konzentrationsdynamik sowie der Detektionsfrequenz übertrafen im Extremfall die maximalen Höchstkonzentrationen

der 20-minütigen Messung den Konzentrationsmittelwert in einer 3,5-Tages-Mischprobe bis um das 170-Fache.

Das Erfassen von Spitzenkonzentrationen ist für eine ökotoxikologische Bewertung relevant. Untersuchungen haben gezeigt, dass bei einigen Pestiziden kurze Expositionsspitzen von weniger als einer Stunde schon negative Auswirkungen auf aquatische Organismen haben können [11]. Weiterhin kann bei wiederholtem Auftreten von Spitzenkonzentrationen eine zweite, gleich hohe Konzentration grössere Auswirkungen haben als die erste, da sich

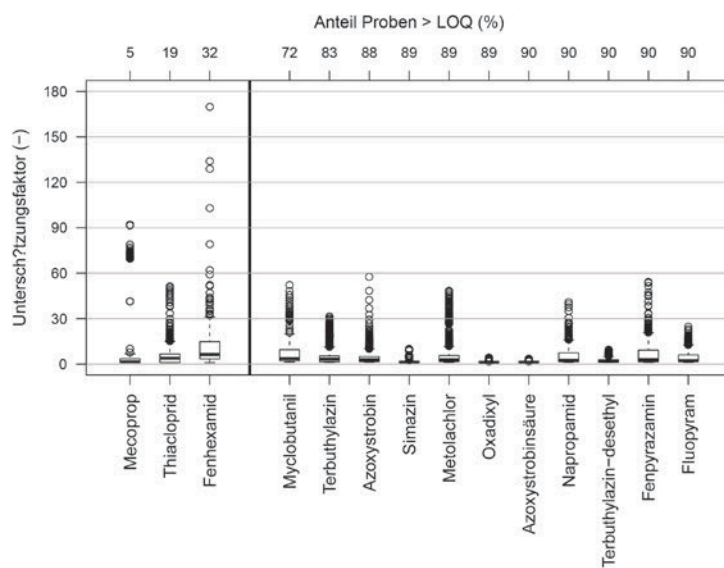


Fig. 5 Unterschätzungsfaktor von Konzentrationsspitzen in 3,5-Tages-Mischproben.

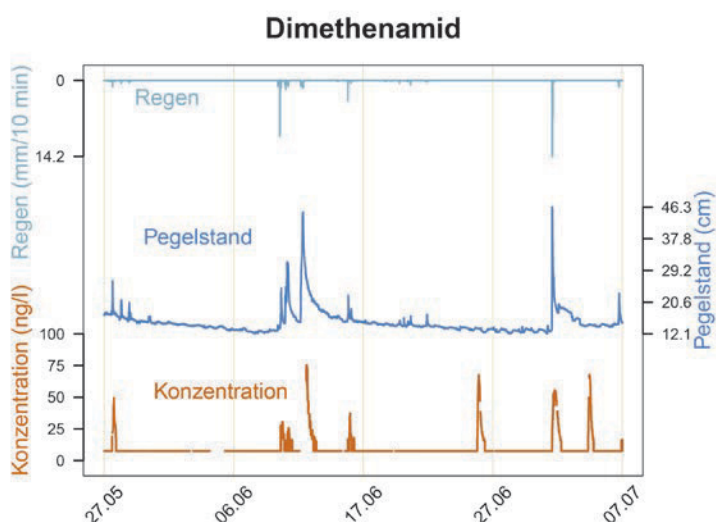


Fig. 6 Konzentrationsverlauf von Dimethenamid sowie Niederschlag und Pegelstand des untersuchten Bachs.

ERKLÄRUNG «MAXIMALWERT VERSUS 3,5-TAGESMITTELWERT»

Für den Vergleich von verschiedenen Probenahme-strategien mit unterschiedlicher Entnahmefrequenz anhand eines Unterschätzungsfaktors, der rechnerisch aus den 20-minütigen MS²field-Messungen abgeleitet wird, müssen einige Einflussfaktoren auf die Mittelwertberechnung berücksichtigt werden. Da die Berechnung der Durchschnittskonzentration über 3,5 Tage vom Anfangszeitpunkt der Probenahme abhängt, wurde für alle theoretisch möglichen Anfangszeitpunkte die 3,5-Tagesdurchschnittskonzentrationen und die dazugehörigen Maximalwerte sowie die sich daraus ergebenden Unterschätzungsfaktoren berechnet. Dabei hängt die rechnerisch ermittelte Durchschnittskonzentration über 3,5-Tage für Substanzen, die häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze detektiert wurden, stark von den getätigten Annahmen für die Befunde unterhalb dieser Grenze ab. Grundsätzlich kann sich die analytisch nicht erfassbare, wahre Konzentration für diese Befunde irgendwo zwischen Null und der Bestimmungsgrenze bewegen. Für Substanzen wie Mecoprop, Thiacloprid und Fenhexamid, die in 5, 19 bzw. 32% der Proben im untersuchten Bach mit sehr hohen und kurzen Konzentrationsspitzen über der Bestimmungsgrenze gemessen wurden, ergeben sich Unterschätzungsfaktoren von bis zu 170, wenn für die Berechnung der 3,5-Tagesdurchschnittskonzentration die Bestimmungsgrenze für alle Proben mit nicht nachweisbaren Konzentrationen verwendet wurde (*Fig. 5, links*). Wird für die Berechnung der 3,5-Tageskonzentration angenommen, dass die Konzentration aller nicht nachweisbaren Proben null ist, steigt der maximale Unterschätzungsfaktor für diese Substanzen auf bis zu 250. Für Substanzen mit einer Detektionsfrequenz von über 70% während des Untersuchungszeitraums ist die berechnete 3,5-Tagesdurchschnittskonzentration und damit der Unterschätzungsfaktor unabhängig von den Annahmen für die Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Diese regelmäßig im Bach detektierten Substanzen zeigen eine bis zu 60-fache Unterschätzung der tatsächlichen Maximalkonzentrationen durch die 3,5-Tagesmittelwerte (*Fig. 5, rechts*).

die Organismen in der Zwischenzeit noch nicht erholen konnten [12]. Dieses Risiko wird in Mischproben übersehen, kann mit den zeitlich hochaufgelösten MS²field-Messungen aber abgedeckt werden.

IDENTIFIKATION VON STOFFQUELLEN UND EINTRAGSPFADEN

Die zeitlich hochaufgelösten Messreihen im untersuchten Bach zeigen unterschiedliche Dynamiken der detektierten Pestizide. Zusammen mit Informationen zu Niederschlag, Wasserstand und Windstärke kann zurückverfolgt werden, durch welche Prozesse die Substanzen in den Bach gelangt sind.

Pestizide können durch Regenereignisse von den Feldern in Oberflächengewässer ausgewaschen werden. Dieser Prozess ist für die meisten Pflanzenschutzmittel der Haupteintragsweg in den hier untersuchten Bach. *Figur 6* zeigt, dass die Konzentrationsspitzen von Dimethenamid mit erhöhtem Wasserstand zusammenfallen. Allerdings wurden auch in Trockenzeiten zwei Konzentrationsspitzen des Herbizids erfasst (26. Juni und 6. Juli). Diese könnten darauf hinweisen, dass hochkonzentrierte Spritzmittelreste durch unsachgemässe Handhabung oder beim Waschen der Spritzgeräte in den Bach gelangt sind. Möglicherweise wurde die Substanz aber auch während der Applikation durch Abdrift von Spritzlösung in das Gewässer eingetragen.

AUSBLICK

Mit den Fähigkeiten der MS²field-Messplattform eröffnen sich mannigfaltige Einsatzmöglichkeiten im Bereich des Abwassermanagements und des Gewässermonitorings. So können neue Informationen zum Eintrag und zur Elimination von Haushalts- und Industriechemikalien bei der Abwasserreinigung gewonnen werden. Ebenso eignet sich MS²field für die Erfassung von Konzentrations- und Eintragsdynamiken von Pflanzenschutzmitteln und Abbauprodukten in Flüssen und Bächen. Dieses Wissen verschafft ein vertieftes Verständnis zu Transportprozessen und Eintragspfaden. Daraus können zielgerichtet wirksame Vermeidungsmassnahmen abgeleitet werden.

Weitere mögliche Anwendungsmöglichkeiten sind Kontrolle und Optimierung der Reinigungsleistung der vierten Reinigungsstufe (Ozon, Aktivkohle) in Kläranlagen. Das plötzliche Auftreten von toxi-

schen Substanzen in Gewässern, welche zur Trinkwassergewinnung verwendet werden, könnte in Echtzeit verfolgt und zur Alarmierung herangezogen werden. Auch eine Langzeitüberwachung von Gewässern hinsichtlich gesetzlicher Anforderungen bei variierenden hydrologischen Verhältnissen ist machbar.

Darüber hinaus erlaubt die kontinuierliche Erfassung der Konzentrationsverläufe für eine sehr breite Pflanzenschutzmittelpalette eine realistischere Beurteilung der toxikologischen Belastung von aquatischen Organismen. In Zusammenarbeit mit Toxikologen könnten daher Modelle ausgearbeitet werden, welche die aquatische Toxizität realitätsnah darstellen. Die neuen Möglichkeiten, die MS²field bietet, werden demnächst verschiedene praxisorientierte Projekte ermöglichen. So wird die Plattform eingesetzt, um die Pestizidbelastung in dynamischen Karstgebieten zu untersuchen, die Spurenstoffdynamik von Mischabwasserentlastungen besser zu verstehen und die Einleitung von Industrieabwässern zu analysieren.

Potenzial, um die Leistungsfähigkeit und den Einsatzbereich von MS²field weiter auszubauen, ist vorhanden. So bestehen Möglichkeiten, die Messfrequenz zu erhöhen oder mittels parallel arbeitender Probenaufbereitungsmodule mehrere Stellen – zum Beispiel den Zu- und Ablauf einer Kläranlage – gleichzeitig zu messen. Zudem könnten Energieverbrauch und Grösse der Plattform reduziert werden, um den Einsatz des Geräts noch flexibler zu gestalten.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Mutzner, L. et al. (2019): Mikroverunreinigungen aus Siedlungen. Messungen in 20 Mischabwasserentlastungen mit Passivsammler. *Aqua & Gas* 10: p. 28–35
- [2] Anliker, S. et al. (2020): Assessing Emissions from Pharmaceutical Manufacturing Based on Temporal High-Resolution Mass Spectrometry Data. *Environmental Science & Technology*. 54(7): p. 4110–4120
- [3] Spycher, S. et al. (2019): Anhaltende hohe PSM-Belastung in Bächen. *Aqua & Gas* 4: p. 14–25
- [4] Stravs, M. et al. (2020): Deep mass spectrometric live view in the water cycle with a mobile HRMS platform. In Vorbereitung zur Publikation
- [5] Creusot, N.C.-M. (2020): Retrospective screening of high-resolution mass spectrometry archived digital samples can improve environmental risk assessment of emerging contaminants: a case study on antifungal azoles. *Environ. Int.* 139
- [6] Becker, P. (2019): Data evaluation of Time-resol-

DANKSAGUNG

Die Autoren möchten den beteiligten Mitarbeitern der kantonalen Gewässerschutzlabore und Gewässerschutzfachstellen Jean Fernex und Christophe Badertscher (Kt. Jura) sowie Roman Kern von der ARA Fehraltorf-Russikon für ihre Hilfe danken. Für den Aufbau und die Wartung der MS²field-Plattform an den Feldstandorten bedanken wir uns bei den Eawag-MitarbeiterInnen Philipp Longree, Benedikt Lauper, Michael Patrick, Ann-Kathrin McCall und Bernadette Vogler. Das Projekt wurde durch den *Discretionary Fund* der Eawag gefördert und finanziell durch die Abteilung Wasser des BAFU unterstützt.

ved Screening of Organic Micropollutants in Swiss Waste Water by Means of Mobile HPLC-ESI-Orbitrap-MS

- [7] ENV (2019): Monitoring de la Qualité des Eaux des Surface Campagne 2018 Rapport – Office de l'environnement canton Jura
- [8] EPTB (2011): Projet intègre Doubs franco-suisse – Etat des lieux/diagnostic du bassin versant
- [9] McCall, A. et al. (2020): Echtzeit Erfassung von Pflanzenschutzmitteln und ausgewählten Abwasser Markersubstanzen im Doubs mittels MS²Field Trailer und Pyrethroid Spezialanalytik. Schlussbericht an das BAFU
- [10] Doppler, T.M. et al. (2017): Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen. *Aqua & Gas* 4: p. 46–56
- [11] Ashauer, R. (2012): Ökotoxikologische Bewertung – Schwankende Stoffkonzentration und wiederholte Konzentrationsspitzen in Gewässern. *Aqua & Gas*
- [12] Ashauer, R. et al. (2011): Environmental Risk Assessment of Fluctuating Diazinon Concentrations in an Urban and Agricultural Catchment Using Toxicokinetic-Toxicodynamic Modeling. *Environmental Science & Technology*. 45(22): p. 9783–9792

> SUITE DU RÉSUMÉ

détectés. De plus, il a été pour la première fois possible de déterminer quantitativement que les échantillons composites typiques pouvaient entraîner une sous-estimation des pics de concentration avec une quantité jusqu'à 170 fois inférieure. Les pics réels de concentration dépassent donc aussi en partie les critères de qualité écotoxicologiques aigus.



HYDRAULISCHE KURZSCHLÜSSE

HOHE BEDEUTUNG FÜR DIE BELASTUNG DER GEWÄSSER MIT PFLANZENSCHUTZMITTELN

Die schweizerische Agrarlandschaft weist ein dichtes Weg- und Strassennetz auf, dessen Entwässerung oft direkt in Oberflächengewässer führt. Es wirkt damit als hydraulischer Kurzschluss und als Transportpfad für Pflanzenschutzmittel (PSM). Felduntersuchungen und Modellrechnungen zeigen, dass gleich viel Ackerfläche über Kurzschlüsse mit einem Gewässer verbunden ist wie direkt angeschlossen ist. Zusätzlich wurden bedeutende PSM-Konzentrationen in Kurzschlüssen gemessen. Das weist darauf hin, dass Kurzschlüsse erheblich zur Belastung der Schweizer Gewässer mit PSM beitragen.

Urs Schönenberger; Anne Dax; Heinz Singer; Christian Stamm, Eawag*

RÉSUMÉ

IMPORTANCE DES COURTS-CIRCUITS HYDRAULIQUES DANS LA POLLUTION DES COURS D'EAU PAR LES PRODUITS PHYTO-SANITAIRES

Le paysage agricole suisse est composé d'un réseau dense de structures de drainage (p.ex. évacuation des eaux de chaussée ou bouches d'égout dans les champs) qui fonctionnent comme des courts-circuits hydrauliques entre les champs et les cours d'eau. L'importance de ces courts-circuits pour la pollution des cours d'eau par les produits phytosanitaires (PPS) a été quantifiée grâce à des études de terrain et des calculs modélisés.

Les relevés effectués sur 20 bassins versants sélectionnés au hasard ont confirmé la présence répandue de courts-circuits. Une estimation réalisée pour l'intégralité de la région du Plateau et du Jura a permis de déterminer qu'environ la moitié des superficies agricoles raccordées était reliée à des cours d'eau par des courts-circuits. Des modélisations de dérive montrent que la quantité de PPS qui se dépose sur les chaussées drainées et qui parvient ensuite à pénétrer dans les cours d'eau se situe au moins dans le même ordre de grandeur que les apports directs de dérive dans les cours d'eau. Les mesures effectuées dans les bouches d'égout révèlent que des concentrations de PPS très élevées

AUSGANGSLAGE UND ZIELSETZUNG

Die Schweizer Agrarlandschaft ist kleinräumig gegliedert und von einem dichten Weg- und Strassennetz durchzogen. Vielerorts geht damit ein dicht ausgebautes Entwässerungssystem einher, das oberflächlich fliessendes Wasser von Feldern und Strassen in Oberflächengewässer leitet. Für den Transport von abgeschwemmten Nährstoffen, Bodenmaterial und Pflanzenschutzmitteln (PSM) stellen diese Entwässerungssysteme hydraulische Kurzschlüsse zwischen Feldern und Gewässern dar. Die Bedeutung des Gewässeranschlusses der landwirtschaftlichen Flächen ist seit Längerem grundsätzlich bekannt [1, 2] und es liegt eine schweizweite Gewässeranschlusskarte vor [3]. Allerdings ist die empirische Datenbasis zum Vorkommen hydraulischer Kurzschlüsse und zu ihrem Einfluss auf den Stofftransport, insbesondere von PSM, sehr begrenzt und vor allem anekdotischer Art.

Neben der Bedeutung für Abschwemmungsprozesse können Kurzschlüsse auch eine wichtige Rolle für den indirekten Eintrag von Driftdeposition spielen. Das wurde beispielhaft in einer Studie in Rebbergen im Elsass gezeigt [4, 5]. Driftdeposition auf Strassen kann durch Regen mobilisiert werden und via Kurzschlüsse ins Gewässer gelangen. Die Relevanz dieses Pro-

* Kontakt: christian.stamm@eawag.ch

zesses in der Schweiz ist nicht bekannt. Die vorliegende Studie zielt darauf ab, die oben genannten Wissensdefizite zu verringern, indem sie folgende Ergebnisse liefert:

- Typisierung hydraulischer Kurzschlüsse und quantitative Abschätzung ihrer Häufigkeit
- Bedeutung hydraulischer Kurzschlüsse für den PSM-Eintrag in Gewässer via Abschwemmung und Drift
- ausgewählte Messungen von PSM in Kurzschlüssen
- Vorschläge für allfällige Massnahmen

Diese Studie wurde im Zusammenhang mit dem Nationalen Aktionsplan Pflanzenschutzmittel [6] durchgeführt. Eine der Massnahmen (Nr. 6.2.1.3) im Aktionsplan besteht darin, die Relevanz der PSM-Einträge via hydraulische Kurzschlüsse zu quantifizieren und allfällige Massnahmen zur Reduktion dieser Einträge zu bestimmen. Die hier vorgestellten Resultate sind Teil der Umsetzung dieser Massnahme.

Es ist an dieser Stelle wichtig, die verwendete Begrifflichkeit zu klären:

- *hydraulische Kurzschlüsse*: menschengemachte Strukturen, die oberflächlich

fließendes Wasser gezielt einem Oberflächengewässer zuführen;

- *indirekt angeschlossene Flächen*: Flächen, die durch Kurzschlüsse mit dem Gewässernetz verbunden sind;
- *direkt angeschlossene Flächen*: Flächen, von denen Wasser ohne Kurzschlüsse oberflächlich ins Gewässer fliesst;
- *nicht angeschlossene Flächen*: Flächen, bei denen das Wasser versickert, bevor es ins Gewässer fließen kann.

METHODISCHES VORGEHEN

Die Studie beinhaltete zwei Feldstudien sowie zwei darauf aufbauende, modellbasierte Teile. In diesem Artikel werden die wichtigsten Ergebnisse aus allen Teilen (a-d) sowie die sich daraus ergebenden Schlussfolgerungen für die Praxis vorgestellt.

(a) Feldstudie zur Quantifizierung der Häufigkeit von Kurzschlüssen

Zwanzig hydrologische Einzugsgebiete im Mittelland und Jura (durchschnittlich 3,5 km²) wurden ausgewählt, um die vorhandenen Kurzschlüsse zu erfassen (Fig. 1). Die Gebietsauswahl erfolgte zufällig anhand eines GIS-Datensatzes

der hydrologischen Einzugsgebiete der Schweiz [7]. Die Wahrscheinlichkeit der Auswahl wurde an die Ackerfläche im Gebiet gekoppelt (*weitere Details s. [8]*).

Die Kurzschlüsse wurden mit drei komplementären Methoden erfasst. (i) Mit durch Drohnen aufgenommenen, hochaufgelösten Luftbildern. (ii) Mit Plänen der Strassenentwässerung und der Drainagesysteme, sofern vorhanden. (iii) Durch Kartierungen während Begehungen zu Fuss, die in allen Gebieten auf Teilflächen durchgeführt wurden. Diese Kartierungen stellten die Grundlage für die Typisierung der Kurzschlüsse dar.

Die Resultate der einzelnen Erhebungsmethoden zeigen, dass mit dem Vorgehen nicht alle Kurzschlüsse vollständig erfasst werden konnten. Die gefundene Anzahl Kurzschlüsse entspricht somit der unteren Grenze der tatsächlichen Anzahl.

(b) Modellierung des relativen Anteils Abschwemmung durch Kurzschlüsse

Anhand der kartierten Kurzschlüsse und einer topografischen Analyse wurden für die 20 Testgebiete die jeweiligen Anteile direkt, indirekt und nicht angeschlosse-

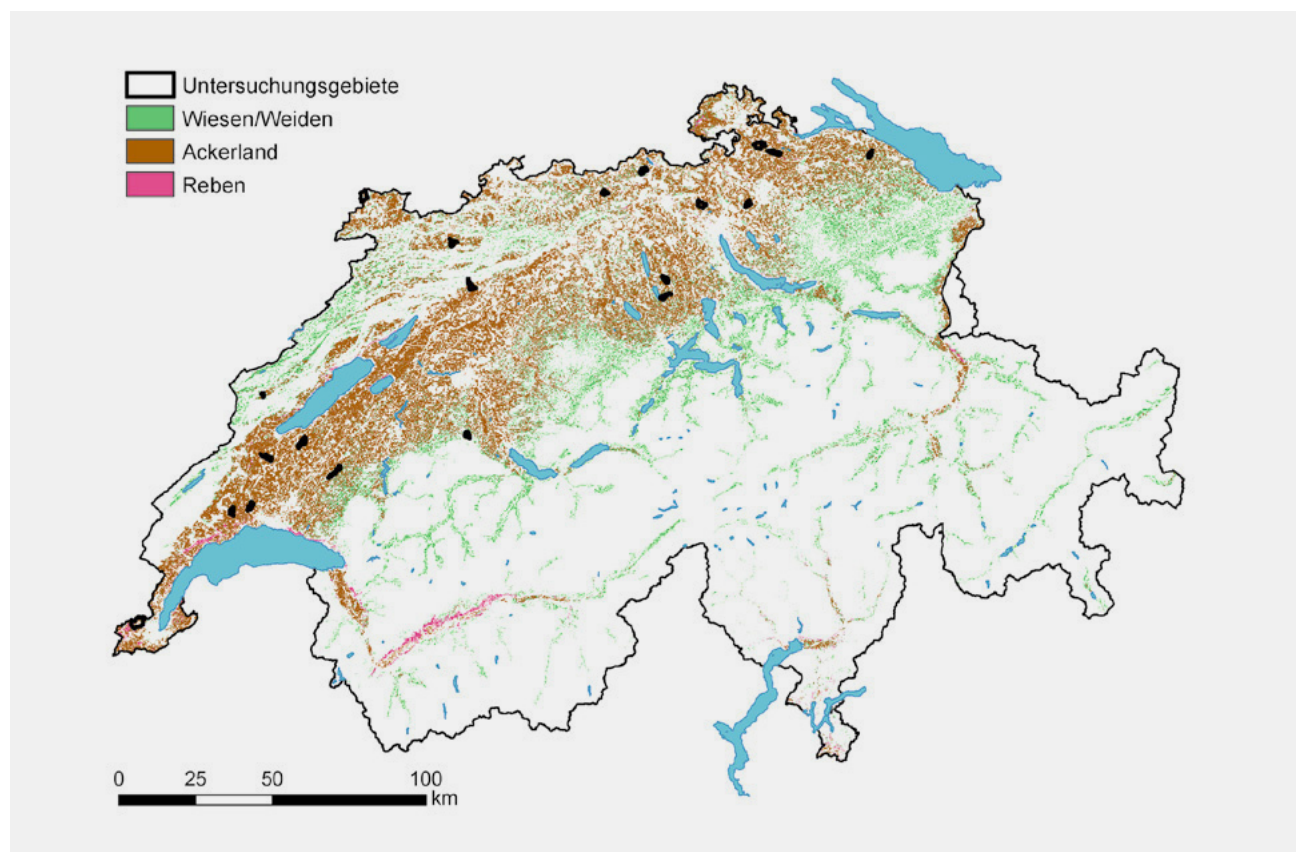


Fig. 1 Verteilung der Feldstandorte (schwarz) im Mittelland und Jura und die Landnutzung (Ackerland, Reben, Wiesen/Weiden) gemäss Arealstatistik [9]. (Hintergrundkarte: reproduziert mit Bewilligung von swisstopo/JA100119)

ner Flächen ermittelt. Um diese Ergebnisse auf das ganze Mittelland und den Jura zu übertragen, wurde ein statistisches Modell erstellt. Dieses prognostiziert die Flächenanteile in den Einzugsgebieten basierend auf schweizweit verfügbaren räumlichen Daten. Diese Anteile können am besten ausgehend von der bereits existierenden Gewässeranschlusskarte hergeleitet werden. Unsere Analyse führt damit zu einer Verbesserung der bestehenden Gewässeranschlusskarte basierend auf der erweiterten empirischen Datenlage im Feld.

(c) Modellierung des Potenzials für indirekten Eintrag von Drift

Zur Abschätzung des Potenzials für indirekten PSM-Eintrag in die Gewässer via Driftdeposition auf Strassen und Wege wurde ein bestehendes Driftmodell mit räumlichen Daten zur Gewässer- und Strassendichte und den entsprechenden Abständen zu Feldern kombiniert.

(d) Ereignisbezogene PSM-Messungen in Kurzschlüssen

Um erste Messungen von PSM in Kurzschlüssen zu erhalten, wurden im Einzugsgebiet des Chrümlibachs (Fraubrunnen, BE) im Sommer 2019 während einer 141-tägigen Periode 19 Regenereignisse beprobt. Rund 150 Einlaufschächte entwässern das 2,8 km² grosse Einzugsgebiet. Davon wurden vier Einlaufschächte, ein Sammelschacht und der Bach untersucht. Während die beprobten Einlaufschächte nur durch Oberflächenabfluss gespeist werden, fliesst im Sammelschacht Wasser von 64 Einlaufschächten und dem Drainagesystem zusammen. In den Einlaufschächten kamen Passivsammler zum Einsatz, an den anderen beiden Stellen aktive Probenehmer. Die Passivsammler bestanden aus luftdichten Flaschen mit einem Wassereinlass und einem Ventil für den Luftaustritt. Diese Sammler wurden so in die Schächte eingesetzt, dass sie während Abflussereignissen eingestaut wurden. Dadurch wurde die Luft aus den Flaschen gepresst und die Sammler füllten sich in wenigen Stunden. Die aktiven Probenehmer wurden über Wasserstandsonden in den Einlaufschächten gesteuert, um eine kohärente Probenahme zwischen den Stellen sicherzustellen.

Die gesammelten Proben wurden im Labor auf eine breite Palette von 52 Substanzen hin untersucht. Die Substanzauswahl

wurde so weit wie möglich an den im Gebiet verwendeten PSM ausgerichtet und setzte sich hauptsächlich aus Herbiziden und Fungiziden zusammen sowie einigen Insektiziden und Metaboliten.

Die Substanzen wurden mittels Flüssigchromatographie gekoppelt an hochauflösende Massenspektrometrie (HRMS/MS, Orbitrap-Technologie) gemessen. Für die Quantifizierung der Stoffe wurden Referenzstandards und zusätzlich Isotopenmarkierte Standards verwendet. Die Wiederfindungsrate der nachgewiesenen Substanzen lag in 95% der Fälle zwischen 80 und 120%, was die hohe Genauigkeit und Präzision der erhaltenen Messwerte bestätigt.

HÄUFIGKEIT HYDRAULISCHER KURZSCHLÜSSE

Die bei den Feldkartierungen gefundenen Kurzschlüsse können wie folgt kategorisiert werden:

- 1) Einlaufschächte, die entlang von Strassen und Feldwegen oder direkt auf landwirtschaftlichen Flächen liegen.
- 2) Kontrollschächte, die in der Regel keine Entwässerungsfunktion wahrnehmen. Sie können jedoch in Einzelfällen als Kurzschlüsse agieren, wenn sie in einer Senke liegen und bei starkem Niederschlag eingestaut werden.

- 3) Einlaufrinnen und Entwässerungsgräben entlang von Strassen und Feldwegen.

Einlaufschächte sind die am häufigsten gefundenen Kurzschlüsse. Das Vorkommen variierte aber stark zwischen den Gebieten. Ihre räumliche Dichte schwankte zwischen 0,34 und 1,6 Einlaufschächten/ha (Fig. 2). Der Durchschnitt lag bei 0,84 Einlaufschächten/ha. Die meisten Einlaufschächte lagen an Strassen oder befestigten Wegen und nur etwa 3% direkt auf landwirtschaftlichen Flächen. Der überwiegende Teil dieser Schächte ist direkt (87%) oder via Kläranlage (12%) ans Gewässernetz angeschlossen.

In einzelnen Gebieten wurde zudem eine hohe Dichte an Einlaufrinnen und Entwässerungsgräben entlang des Strassennetzes festgestellt. Besonders in Rebbaugebieten scheinen solche Strukturen weit verbreitet zu sein [10].

EINTRÄGE VIA ABSCHWEMMUNG

MODELLIERUNG VON 20 EINZUGSGEBIETEN

Die topografische Analyse ergab, dass knapp zwei Drittel der landwirtschaftlichen Flächen ans Gewässer angeschlossen sind. Von den angeschlossenen Flächen ist in 13 der 20 Einzugsgebiete mehr als die Hälfte über Kurzschlüsse

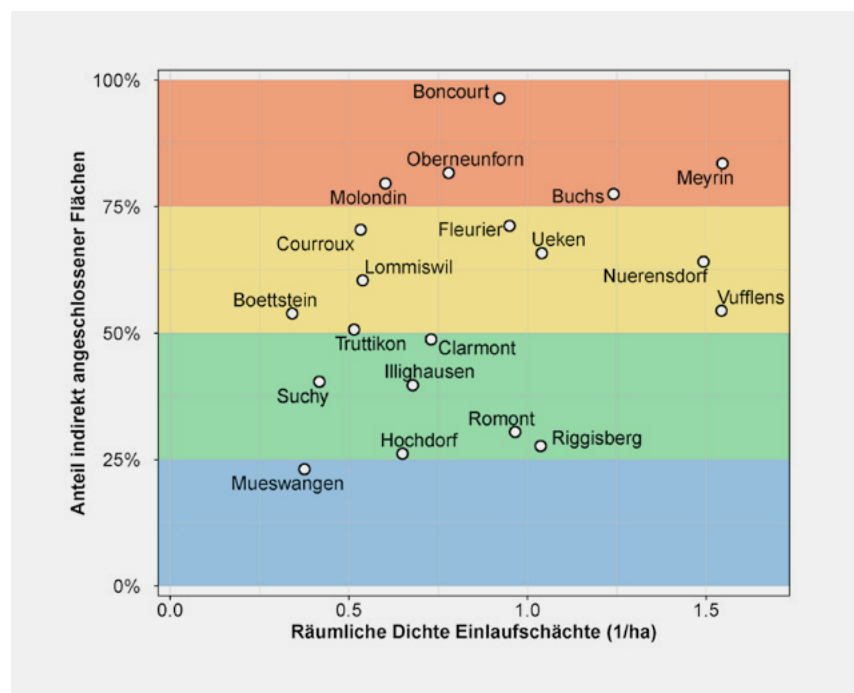


Fig. 2 Räumliche Dichte an Einlaufschächten sowie Anteil indirekt angeschlossener Flächen in den 20 Testgebieten anhand der Feldkartierung und der topografischen Analyse. Die Hintergrundfarben teilen den Anteil indirekt angeschlossener Fläche in vier Kategorien auf, die in Figur 3 verwendet werden.

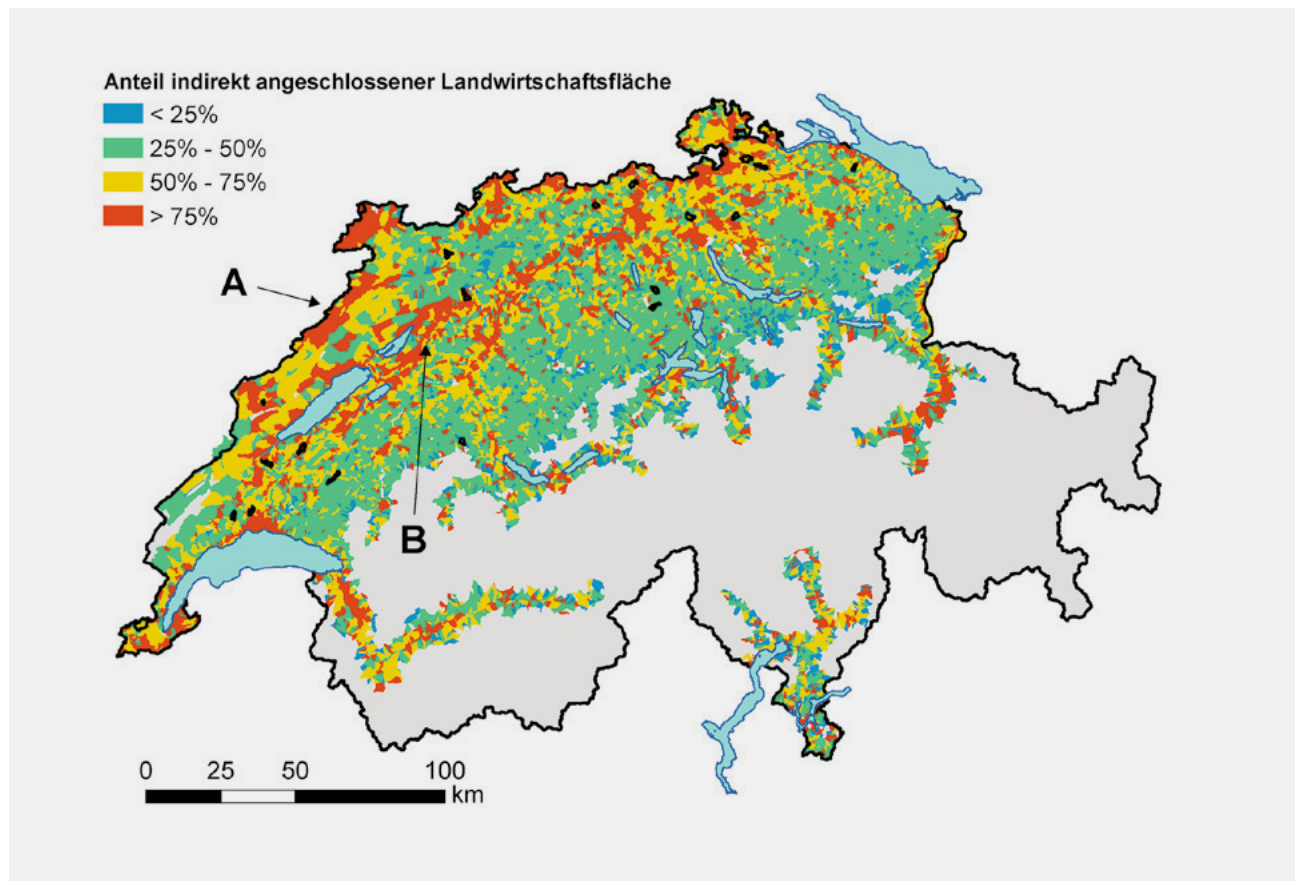


Fig. 3 Anteil indirekt angeschlossener Landwirtschaftsflächen an der gesamten angeschlossenen Landwirtschaftsfläche pro Einzugsgebiet im Mittelland und Jura. Die grauen Flächen repräsentieren höher gelegene Bergzonen, die von der Modellierung ausgeschlossen wurden.

(Hintergrundkarte: reproduziert mit Bewilligung von swisstopo/JA100119)

mit dem Gewässer verbunden (Fig. 2). Im Mittel aller Einzugsgebiete waren dies 55%. Wiederum ist die Variabilität zwischen den Gebieten sehr ausgeprägt. Die Schätzungen für die verschiedenen Gebiete variieren zwischen 20 und 95%. Der Anteil indirekt angeschlossener Flächen hängt dabei nur sehr schwach mit der räumlichen Dichte an Einlaufschächten zusammen. Ob eine hohe Anzahl an Kurzschlüssen zu einem hohen indirekten Anschlussgrad führt, hängt von der Topografie des Einzugsgebietes (Hanglage, Gewässerdichte usw.) und von der Lage der Kurzschlüsse (entlang von Strassen, Tiefenlinien usw.) ab.

In einem weiteren Schritt wurden verschiedene Einflussfaktoren für das Auftreten von Abschwemmung (z.B. Hangneigung oder topografischer Vernässungsindex der Böden) berechnet. Dabei wurden keine systematischen Unterschiede zwischen direkt und indirekt angeschlossenen Flächen gefunden. Der direkte und indirekte Eintrag von PSM via Abschwemmung ist folglich proportional zur direkt und indirekt angeschlossenen Fläche. Daraus kann gefolgert

werden, dass der indirekte PSM-Eintrag durch Abschwemmung ungefähr von gleicher Bedeutung wie der direkte Eintrag ist.

HOCHRECHNUNG AUF'S MITTELLAND

Werden die Ergebnisse der 20 Testgebiete durch das statistische Modell auf das Mittelland und den Jura hochgerechnet (Fig. 3), entwässern ebenfalls rund 55% der angeschlossenen Landwirtschaftsflächen via Kurzschlüsse in die Gewässer. Eine wichtige Rolle für den indirekten Gewässeranschluss spielen Kurzschlüsse insbesondere in Gebieten, in denen aufgrund natürlicher (Karst) oder menschlicher Einflüsse (Eindolung) nur ein geringer Teil des Gewässernetzes oberflächlich verläuft. Hohe PSM-Einträge via Kurzschlüsse sind jedoch vor allem in Gebieten zu erwarten, die nebst einem hohen Anschlussgrad auch einen intensiven Einsatz von PSM aufweisen. Beispielsweise sind daher die gelb-roten Flächen in der Region Franches-Montagnes (A) für den absoluten Eintrag von PSM via Kurzschlüsse deutlich weniger wichtig als jene im Berner Seeland (B) (s. auch Fig. 1).

EINTRÄGE VIA DRIFT

Die räumliche Modellierung der Driftdeposition zeigt für die 20 Testgebiete, dass potenziell viermal mehr PSM auf entwässerten Strassen abgelagert werden als durch Drift in Fliessgewässer gelangen. Bei einer groben Abschätzung auf nationaler Skala reduzierte sich dieses Verhältnis auf einen Faktor zwei.

Bei dieser Modellierung wurden verschiedene Einflussfaktoren wie beispielsweise Effekte von Wäldern und Hecken nicht berücksichtigt. Um zudem abzuschätzen, welcher Anteil der auf entwässerten Strassen abgelagerten Driftdeposition bei Regenereignissen mobilisiert werden kann, sind weitere Untersuchungen nötig.

PSM-MESSUNGEN IN EINLAUF-SCHÄCHTEN

Durch die vier untersuchten Einlaufschächte im Einzugsgebiet des Chrümlibachs floss an 14, 20, 26 und 35 Tagen der 141-tägigen Untersuchungsperiode Oberflächenabfluss von den umliegenden Feldwegen oder landwirtschaftlichen

Flächen in den Bach. Die dafür benötigte Regenmenge unterschied sich stark zwischen den Schächten. Während einer der Schächte bei jedem Regenereignis mit mehr als 3 mm Ereignisniederschlag mit Oberflächenabfluss gespiesen wurde, war dies bei einem anderen erst bei 15 mm der Fall.

Von den 52 untersuchten PSM wurden 37 in mindestens einem Einlaufschacht nachgewiesen. Pro Regenereignis wurden in den Einlaufschächten zwischen zwei und 27 verschiedene Substanzen gefunden (Durchschnitt: 11 Substanzen). Einige der PSM kamen in sehr hohen Konzentrationen vor (bis zu 62 000 ng/l). Im Vergleich dazu wurden im Sammelschacht und im Bach mehr Substanzen gefunden (Durchschnitt: 21 resp. 29 Substanzen). Die maximalen Konzentrationen waren jedoch tiefer (8000 resp. 35 000 ng/l).

ÖKOTOXIKOLOGISCHE RELEVANZ

Um die ökotoxikologische Relevanz der Befunde einzuordnen, wurden die gemessenen Konzentrationen mit für Oberflächengewässer geltenden akuten ökotoxikologischen Qualitätskriterien [11] verglichen. Solche Werte liegen für 21 der untersuchten Substanzen vor. Das Verhältnis zwischen Messwert und Anforderungswert ergibt den sogenannten Risikoquotienten. Bei 30% der Einlauf-

schachtproben überstieg der Risikoquotient mindestens einer Substanz den Wert von Eins. Der höchste gemessene Risikoquotient betrug rund 50. Das Wasser aus diesem Schacht muss also mit mindestens der 50-fachen Menge an unbelastetem Wasser verdünnt werden, um kein akutes ökotoxikologisches Risiko im Bach darzustellen.

Der Oberflächenabfluss, der durch einen einzelnen Einlaufschacht fliesst, trägt nur zu einem kleinen Teil zum gesamten Abfluss im Bach bei. Daher ist eine Verdünnung um diesen Faktor durchaus wahrscheinlich. Eine Schätzung aufgrund topografischer Daten zeigt jedoch, dass bei Regenereignissen deutlich mehr als die Hälfte des Gesamtabflusses im Einzugsgebiet des Chrümlisbachs von den Kulturfleichen stammt. Von diesen Flächen sind mehr als 80% durch einen Einlaufschacht ans Gewässer angeschlossen. Durch die grosse Anzahl an Kurzschlüssen und ihren grossen Beitrag zum Gesamtabfluss ist folglich anzunehmen, dass der PSM-Eintrag via Kurzschlüsse im Einzugsgebiet des Chrümlisbachs während Regenereignissen ein akutes ökotoxikologisches Risiko darstellen kann.

RÄUMLICHE VARIABILITÄT

Für vier Regenereignisse wurden die Proben an allen Messstellen analysiert

und direkt verglichen. Die Resultate zeigen grosse Unterschiede zwischen den einzelnen Einlaufschächten auf (Fig. 4). Während in zwei der Schächte hohe Summenkonzentrationen gefunden wurden (Schächte 1 und 2), lagen sie bei den anderen beiden auf tiefem Niveau (Schächte 3 und 4). Die Spanne der maximalen Summenkonzentrationen lag dabei zwischen 800 und 75 000 ng/l. In den ersten beiden Schächten überschritten mehrere Substanzen die akuten ökotoxikologischen Anforderungswerte, bei den zweiten beiden Schächten war dies bei keinem Regenereignis in der gesamten Untersuchungsperiode der Fall. Unterschiede in den gemessenen Konzentrationen können dabei meist durch die räumliche Lage der Schächte und die Anwendung von PSM in ihrer unmittelbaren Umgebung erklärt werden.

Die Summenkonzentrationen, die im Sammelschacht und Chrümlisbach gefunden wurden, liegen zwischen den in den Einlaufschächten gemessenen Konzentrationen.

ZEITLICHE VARIABILITÄT

Die PSM-Konzentrationen in den Schächten unterscheiden sich auch zeitlich sehr stark. Während eines Regenereignisses im Juni schwankte beispielsweise die Konzentration des Herbizids Terbutylazin im Sammelschacht innerhalb weniger Stunden um zwei Grössenordnungen (Fig. 5). Gleichzeitig wurden in einem der Einlaufschächte, die in den Sammelschacht entwässern, Konzentrationen gemessen, die um eine Grössenordnung höher sind als im Sammelschacht. Ein Teil der im Sammelschacht und im Bach gemessenen Konzentrationen wurde folglich durch den Transport von Oberflächenabfluss via Kurzschlüsse verursacht. Wie gross dieser Anteil ist, kann nicht abschliessend beurteilt werden. Die hohe zeitliche Dynamik weist jedoch auf schnelle Transportprozesse als Ursache hin. Dabei könnte es sich neben Oberflächenabfluss via Kurzschlüsse auch um Makroporenfluss ins Drainagesystem sowie (bei den im Bach gemessenen Konzentrationen) um direkten Oberflächenabfluss in den Bach handeln.

GESAMTEINSCHÄTZUNG UND EMPFEHLUNGEN

Die Feldbeobachtungen und -messungen deuten darauf hin, dass hydraulische

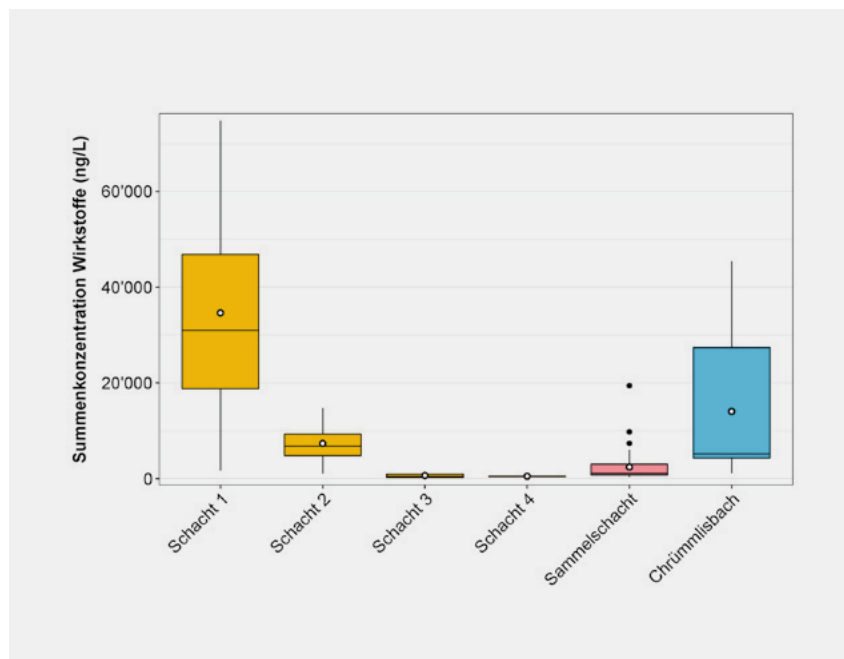


Fig. 4 Verteilung der Summenkonzentrationen in vier Einlaufschächten sowie Sammelschacht und Bach während der vier Regenereignisse mit Messungen an allen Standorten. Die weissen Punkte stellen den Mittelwert der Summenkonzentrationen dar. Für Substanzen unter der Bestimmungsgrenze wurde die Konzentration auf null gesetzt.

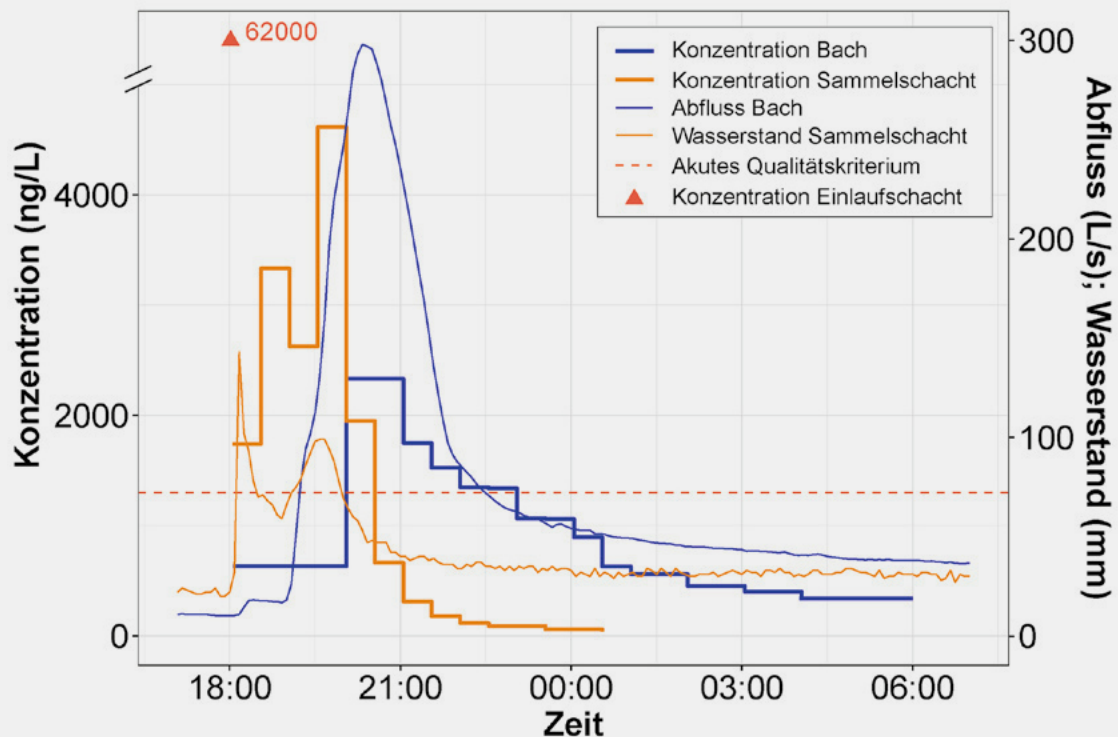


Fig. 5 Zeitliche Dynamik der Terbutylazin-Konzentration während eines Regenereignisses im Sammelschacht und im Chrümlisbach. Zusätzlich wird die Konzentration in einem Einlaufschacht gezeigt, welcher über den Sammelschacht in den Bach entwässert. (Achtung: Unterbruch in der y-Achse zur Konzentration)

Kurzschlüsse einen erheblichen Beitrag zur PSM-Belastung in landwirtschaftlichen Einzugsgebieten liefern. Die Resultate zeigen, dass die Flächen, von denen ein PSM-Eintrag via Abschwemmung durch Kurzschlüsse erfolgen kann, ungefähr gleich gross sind wie die Flächen, von denen ein direkter Eintrag möglich ist. Auch die durch Drift auf entwässerten Strassen abgelagerte Menge an Pflanzenschutzmitteln liegt mindestens in der gleichen Grössenordnung wie

die direkt ins Gewässer eingetragene Menge. Aufgrund hydraulischer Kurzschlüsse sind somit auch Landwirtschaftsflächen, die bisher bei Massnahmen zur Reduktion der Einträge via Abschwemmung und Drift meist vernachlässigt wurden, für die Gewässerbelastung relevant. So gelten beispielsweise Abschwemmungsaufgaben im Rahmen der PSM-Zulassung nur für Felder innerhalb eines Puffers von 100 m zum Gewässer. Auch Driftmassnahmen berück-

sichtigen nur den direkten Eintrag. Die hier vorgestellte räumliche Analyse zeigt jedoch, dass auch Flächen mit grösserer Entfernung zum Gewässer zum PSM-Eintrag beitragen können. Eine zentrale Schlussfolgerung aus dieser Studie ist deshalb, dass für die Planung von Risikoreduktionsmassnahmen grundsätzlich das ganze Einzugsgebiet berücksichtigt werden sollte.

Bei der Massnahmenplanung kann zwischen zwei Ansätzen unterschieden werden. Einerseits kann versucht werden, durch kulturtechnische Massnahmen die hydraulischen Kurzschlüsse zu unterbinden. Mögliche Optionen wären beispielsweise die gezielte Versickerung über die Schulter oder durch den Boden der Einlaufschächte. Wo und in welchem Ausmass solche Massnahmen umgesetzt werden können, bleibt zu prüfen. Bei Situationen, von denen ein besonders hohes Risiko ausgeht (z.B. Einlaufschächte direkt im Feld), sollte eine Entfernung des Kurzschlusses in Erwägung gezogen werden.

Andererseits können Massnahmen darauf abzielen, den PSM-Eintrag via Kurz-

DANKSAGUNG

Die Autoren möchten den zahlreichen Personen danken, die an dieser Arbeit beteiligt waren. Für die Hilfe bei den Drohnen-Aufnahmen und Feldkartierungen möchten wir uns bei Michael Döring, Diego Tonolla und Janine Simon bedanken.

Ein grosses Dankeschön für die Unterstützung mit den Probenahme-Installationen, der Feldarbeit und der Analytik geht an Birgit Beck, Bernadette Vogler, Simon Dicht, Christian Ebi, Christian Förster, Michael Patrick, Simon Wullschleger sowie Andreas Raffainer (und Team). In diesem Zusammenhang geht unser Dank auch an alle Beteiligten des Berner Pflanzenschutzprojektes, insbesondere an die involvierten Landwirte, an Sandra Ott, Dominik Füglistaller, Matthias Ruff, Claudia Minkowski, Elvira Rudin und Urs Berger.

Herzlichen Dank auch an Lorenz Ammann, Volker Prasuhn, Andreas Scheidegger, Max Maurer, Nicole Munz und Fabian Soltermann für die wertvollen Kommentare und Diskussionen. Finanziert wurde das Projekt durch das Bundesamt für Umwelt.

schlüsse zu verringern. Dies kann mit den gleichen Mitteln erfolgen, die auch zur Eintragsreduktion durch Abschwemmung und Drift direkt in die Gewässer eingesetzt werden (s. z.B. [12]). Dazu gehören Abstandsauflagen zu entwässerten Wegen und Strassen und entsprechende Pufferzonen sowie infiltrationsfördernde Bodenbearbeitung. Hierbei ist zu beachten, dass grosse Flächen von solchen Massnahmen betroffen wären. In den zwanzig Untersuchungsgebieten dieser Studie würde eine Erweiterung der Abschwemmungsauflagen auf Felder innerhalb eines Puffers von 100 m um entwässerte Wege und Strassen zu einer Verdreifachung der von Auflagen betroffenen Flächen führen.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Doppler, T. et al. (2012): *Spatial variability of herbicide mobilisation and transport at catchment scale: insights from a field experiment*. *Hydrol Earth Syst Sc.*; 16: 1947–67
- [2] Prasuhn, V.; Grünig, K. (2001): *Evaluation der Ökomassnahmen – Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion*. *Schriftenreihe der FAL.*; 37: 1–152
- [3] Alder, S. et al. (2015): *A high-resolution map of direct and indirect connectivity of erosion risk areas to surface waters in Switzerland – A risk assessment tool for planning and policy-making*. *Land Use Policy*. 48: 236–49
- [4] Lefrancq, M. et al. (2013): *Kresoxim methyl deposition, drift and runoff in a vineyard catchment*. *Sci Total Environ*. 442(0): 503–8
- [5] Lefrancq, M. et al. (2014): *Fungicides transport in runoff from vineyard plot and catchment: contribution of non-target areas*. *Environmental Science and Pollution Research*. 21(7): 4871–82
- [6] WBF (2017): *Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln*. Eidgenössisches Departement für Wirtschaft Bildung und Forschung: 1–76
- [7] BAFU (2012): *Einzugsgebietgliederung Schweiz, EZGG-CH*. Bundesamt für Umwelt, Bern
- [8] Schönenberger, U.; Stamm, C. (2020): *Hydraulic Shortcuts Increase the Connectivity of Arable Land Areas to Surface Waters*. *Hydrol Earth Syst Sci Discuss.* in review, <https://doi.org/10.5194/hess-2020-391>
- [9] BFS (2014): *Arealstatistik nach Nomenklatur 2004*. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel
- [10] Simon, J. (2019): *Pestizideintrag in Oberflächengewässer via Kurzschlüsse in Rebbergen*. Universität Freiburg i.Br.
- [11] Junghans, M. (2020): *Qualitätskriterienvorschläge Oekotoxzentrum 2020*. Verfügbar unter: <https://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaegeoekotoxzentrum/>
- [12] Prasuhn, V. et al. (2018): *Pflanzenschutzmittelträge durch Erosion und Abschwemmung reduzieren*. *Agrarforschung Schweiz*. 9(2): 44–51

> SUITE DU RÉSUMÉ

peuvent survenir lors de précipitations. Les différences spatiales et temporelles sont cependant très marquées. Il est nécessaire de réaliser d'autres mesures afin de pouvoir mieux déterminer l'ampleur de ces apports. Les résultats laissent supposer que les courts-circuits contribuent considérablement à la pollution des cours d'eau suisses par les PPS. Par conséquent, l'une des conclusions centrales que l'on peut en tirer est que les mesures de réduction des apports en PPS dans les cours d'eau devraient en principe prendre en compte l'intégralité du bassin versant et pas seulement l'apport direct dans les cours d'eau.

Dans ce contexte, deux approches sont envisageables. La première consiste à essayer d'empêcher les courts-circuits par le biais de mesures de génie rural. La seconde repose sur l'adoption de mesures qui visent à réduire l'apport en PPS dans les courts-circuits. Cela peut s'effectuer avec les mêmes moyens utilisés pour la réduction des apports directs entraînés par les ruissellements et les écoulements dans les cours d'eau. On compte notamment parmi ces moyens l'instauration de distances par rapport aux voies et chaussées drainées ainsi que la création de zones tampons correspondantes.



GEWÄSSERBELASTUNG DURCH PESTIZIDE

ANSÄTZE ZUR VERMINDERUNG LANDWIRTSCHAFTLICH BEDINGTER EINTRÄGE IN OBERFLÄCHENGEWÄSSER

Die bisher umfangreichste Erfassung der Pestizidbelastung in fünf mittelgrossen Fließgewässern im Jahr 2012 zeigte, dass ökotoxikologische Qualitätskriterien und gesetzliche Anforderungen häufig überschritten werden. Zur Verminderung des Pestizeintrags aus landwirtschaftlichen Flächen gibt es neben Massnahmen am Feldrand, wie z. B. Pufferstreifen, effektive Möglichkeiten auf den Produktionsflächen. Nachhaltiger Erfolg bedingt adäquate Vorschriften und die konstruktive Einbindung wichtiger Akteure (Landwirte) und Betroffener (Konsumenten und Markt).

Simon Spycher*; Johannes Hunkeler; Andreas Bosshard, Ö+L Ökologie und Landschaft GmbH
Fritz Häni, Spiez – ehemals Professor für Pflanzenschutz und Agrarökologie an der HAFL

RÉSUMÉ

POLLUTION DES EAUX PAR LES PESTICIDES AGRICOLES – SOLUTIONS POUR RÉDUIRE LES APPORTS

En 2012, l'analyse la plus complète jamais effectuée de la pollution chimique des eaux de surface suisses a été menée dans cinq bassins versants (*observation nationale NAWA SPE*). La pollution due aux pesticides (produits phytosanitaires et biocides) s'est révélée plus élevée que supposé jusqu'ici. En effet, les concentrations mesurées dépassaient souvent les critères de qualité chroniques (CQC), ce qui peut nuire aux organismes aquatiques. Les produits phytosanitaires utilisés dans l'agriculture constituent la majeure partie des substances actives décelées, mais les produits phytosanitaires et les biocides qui ne sont pas issus de l'agriculture contribuent également à la pollution des eaux et peuvent parfois dépasser les apports d'origine agricole. Le présent article évalue les mesures possibles pour réduire les apports provenant de l'agriculture. Elles se répartissent en trois domaines proposés par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO): réduction de l'utilisation des pesticides, substitution des substances actives nuisibles pour l'environnement, optimisation des systèmes de cultures et de l'usage des produits phytosanitaires.

Pour évaluer l'efficacité de ces solutions, il est essentiel de savoir d'où provient chaque substance active. À l'aide de données publiques, on a pu retrouver l'origine des 33 substances les plus

EINLEITUNG

In fünf Einzugsgebieten wurde 2012 die bisher umfassendste Analyse der chemischen Belastung von Schweizer Oberflächen-gewässern im Hinblick auf eine Gefährdung der Gewässerorganismen durchgeführt (*Nationale Beobachtung NAWA Spez*) [1, 2]. Die Pestizidbelastung der Gewässer ist höher als die Daten des bisherigen Routinemonitorings vermuten liessen. Dies sowohl bezüglich der Anzahl nachgewiesener Substanzen als auch bezüglich der Toxizität der Mischungen [3]:

- An allen fünf Standorten und zu jedem Messzeitpunkt wurde ein Gemisch von 25 bis 45 Pestiziden nachgewiesen. Pestizide werden hier als Überbegriff für Pflanzenschutzmittel (Land- und Gartenbau sowie Privatgärten [4]) und Biozide (Schutz des Menschen und seiner Produkte, z. B. Desinfektionsmittel oder Holzschutzmittel [5]) verwendet
- Insgesamt wurden 112 Pestizidwirkstoffe nachgewiesen. Davon waren 85 ausschliesslich als Pflanzenschutzmittel (PSM), 2 nur als Biozid und 25 Wirkstoffe als PSM und als Biozid oder als Tierarzneimittel zugelassen
- 31 Wirkstoffe überschritten die numerische Anforderung der Gewässerschutzverordnung von 0,1 µg/l. 23 Wirkstoffe überschritten die ökotoxikologischen Qualitätskriterien (da-

* Kontakt: simon_lukas.spycher@alumni.ethz.ch

von sind 14 als reine PSM, 8 doppelt und einer nur als Biozid zugelassen).

Die Auswertung von Daten aus dem biologischen Monitoring zeigte, dass in Gebieten mit erhöhtem Ackerbauanteil und erhöhtem Anteil Spezialkulturen die ökologischen Ziele deutlich häufiger nicht erreicht werden als in Gebieten mit erhöhtem Grünlandanteil [6]. Gebiete mit erhöhtem Siedlungsanteil verfehlen die ökologischen Ziele ebenfalls deutlich häufiger. Es ist bekannt, dass der Gewässereintrag von PSM aus Siedlungsgebieten (z.B. von Hausgärten und Grünflächen) und Bioziden (z.B. vom Materialschutz) höher sein kann als der Eintrag aus der Landwirtschaft [7]. In Bezug auf die Länge der beeinträchtigten Flie遝sstrecke, die Anzahl Stoffe sowie deren Toxizität wird aber die Landwirtschaft als wichtigste Quelle diffus eingetragener Mikroverunreinigungen betrachtet [8].

Derzeit wird von der Bundesverwaltung ein «Nationaler Aktionsplan Pflanzenschutzmittel» erarbeitet. Eine seiner zentralen Aufgaben wird es sein, mögliche Massnahmen aufzuzeigen, die sicherstellen sollen, dass die PSM-Einträge in Gewässer nicht zu negativen Auswirkungen auf Gewässerorganismen führen. Dazu soll die vorliegende Publikation einen Beitrag leisten.

Zur Identifikation wirksamer Massnahmen zur Verminderung der Einträge müssen einerseits die relevanten Quellen und andererseits die relevanten Eintragspfade in Oberflächengewässer bekannt sein [8]. Die relevanten Eintragspfade von PSM können vier Bereichen zugeordnet werden:

- Abschwemmung mit oberflächlich abfließendem Wasser und Bodenpartikeln
- Einträge in Drainagen
- Abdrift (Windverfrachtung wirkstoffhaltiger Tröpfchen)
- Punkteinträge (Folge von unsachgemässen Entsorgungen, Spritzen-, Fahrzeug- und Behälterreinigungen)

Die Abschwemmung macht den grössten Anteil aus, zumal die Klimaverhältnisse in der Schweiz diese stark begünstigen [9]. Da in der Schweiz 30% der Fruchtflächen drainiert sind [10], ist auch der zweite Eintragspfad relevant. Der Anteil des Eintrags durch Abdrift ist deutlich tiefer als derjenige durch Abschwemmung und Drainagen [11, 12]. Der Anteil von Punkteinträgen aus der Landwirt-

schaft kann relativ hoch sein. In einer für das Schweizer Mittelland charakteristischen Region wurde dieser auf gegen 20% geschätzt [13]. Bei Wirkstoffen, die auch im Siedlungsgebiet eingesetzt werden, können gar bis zu 75% der Eintragsmenge über Punkteinträge in Gewässer gelangen [13].

PROBLEMSTELLUNG UND METHODIK

Der vorliegende Artikel evaluiert die Möglichkeiten zur Verminderung des PSM-Eintrags aus der Landwirtschaft, dem anteilmässig wichtigsten PSM-Verbraucher [8]. Gemäss der *FAO Guidance on Pest and Pesticide Management* lassen sich drei Handlungsansätze unterscheiden, wie PSM-Einträge in Gewässer vermindert werden können [14]:

- Reduktion
- Substitution
- Optimierung des Anbaus und der Handhabung

Die Reduktion des PSM-Einsatzes ist v. a. möglich durch ökologisch ausgerichtete Anbausysteme, z. B. die integrierte Produktion oder den biologischen Landbau. Eine Substitution ist möglich, wenn Wirkstoffe mit günstigerem Umweltprofil und niedrigerem Eintragsrisiko zur Verfügung stehen. Für eine Optimierung des Anbaus zur Eintragsverminderung gibt es eine Reihe von Massnahmen auf dem Feld, am Feldrand und bei der PSM-Handhabung [12, 15].

Die vorliegende Studie zeigt exemplarisch wichtige Handlungsmöglichkeiten auf. Im Zentrum stehen drei Hauptfragen:

- 1) Aus welchen Kulturen stammen die in Oberflächengewässern nachgewiesenen Wirkstoffe?
- 2) Welche Möglichkeiten zur Verminderung der Einträge bieten ökologisch ausgerichtete Anbausysteme, speziell die integrierte Produktion und der Biolandbau?
- 3) Welches Potenzial haben die drei Handlungsansätze Reduktion, Substitution und Optimierung zur Verminderung der Gewässerbelastung und welche Auswirkungen auf Ertrag und Wirtschaftlichkeit sind zu erwarten?

ANALYSE BELASTUNGSQUELLEN

DATENSATZ CHEMISCHES MONITORING

Die 2012 von der Eawag in den fünf Einzugsgebieten Salmsacher Aach (TG), Furt-

bach (ZH), Surb (AG), Limpach (SO) und Mentue (VD) durchgeführten Messungen dienten als Grundlage für die vorliegende Analyse [1, 2]. Die Messungen wurden von Mitte März bis Mitte Juli durchgeführt und decken damit die Mehrheit der PSM-Applikationen ab. Die flächenmässig relevantesten damit nicht erfassten Applikationen sind im Herbst vorgenommene Herbizidanwendungen von Winterkulturen. Ebenfalls nicht erfasst sind die Herbstbehandlungen mit Fungiziden bei Raps und Zuckerrüben [16].

Mit der verwendeten Analytik konnten 80-90% aller eingesetzten Wirkstoffe erfasst werden [1]. Der flächenbezogen sehr häufig eingesetzte Wirkstoff Glyphosat wurde nicht erfasst, da dessen Messung eine Spezialanalytik erfordert. Die gemessenen Konzentrationen wurden mit den in den bisherigen Auswertungen verwendeten chronischen Qualitätskriterien (CQK) verglichen [1, 3]. Das CQK ist ein Schwellenwert, bei dessen langfristiger Überschreitung mit negativen Auswirkungen auf Gewässerorganismen zu rechnen ist [17].

ZUORDNUNG DER WIRKSTOFFE ZU KULTUREN

Die Interpretation von Monitoringdaten lässt sich durch Angaben zum PSM-Einsatz verbessern. In Grossbritannien wird deshalb seit Jahrzehnten für jede Kultur publiziert, welcher Anteil mit den einzelnen Wirkstoffen behandelt wird z. B. [18, 19] – eine Information, die auch für die Beratung, Forschung und die PSM-Industrie von grossem Nutzen ist.

Für die vorliegende Studie wurde als Ersatz für die mangelnden Daten für jeden untersuchten Wirkstoff anhand der öffentlich verfügbaren Informationen ein Verteilschlüssel definiert (*Box 1*).

Der Verteilschlüssel ergab folgendes Bild:

- Bei sieben der 33 untersuchten Wirkstoffe war die Zuordnung eindeutig, denn sie waren nur in einer einzigen Kultur bewilligt: Foramsulfuron, Metosulam, Nicosulfuron, Atrazin (alle ausschliesslich Mais), Isoproturon und das Saatbeizmittel Fipronil (ausschliesslich Getreide). Für das Biozid CMI (Konservierungsmittel) gibt es keine Verwendung im Pflanzenschutz.
- Für weitere sieben Wirkstoffe ergab die Abschätzung einen sehr hohen oder mehrheitlichen Anteil einer Kultur: > 90% bei MCPA, Metamitron, Terbutylazine und Pethoxamid, > 50% bei Prosulfocarb, Metazachlor und Propyzamide.

AUS WELCHEN KULTUREN STAMMEN DIE IN GEWÄSSERN FESTGESTELLTEN PSM?

Um diese Frage zu beantworten, legten wir in Anlehnung an eine in Deutschland entwickelte Methode einen Verteilschlüssel fest [20]. Für jeden Wirkstoff wurden alle im Jahr 2012 zugelassenen Kulturen und Schaderreger berücksichtigt. Zur Gewichtung der einzelnen Zulassungen wurden folgende Angaben beigezogen: Anbaufläche der betreffenden Kulturen in der Schweiz, Empfehlungen für den Einsatz der Wirkstoffe gemäss den kantonalen Fachstellen *Arenenberg* und *Strickhof* (Ackerbau) und von *Agroscope* (Obst- und Weinbau), Erwähnung im Zielsortiment von *fenaco* (Acker-, Obst-, Wein-, Beeren- und Gemüsebau), Einschränkung durch Sonderbewilligungen im Ackerbau und der hauptsächlichliche Anwendungszeitpunkt (Herbst oder Frühling). Das Beispiel des Herbizids Pethoxamid illustriert das Vorgehen: Zulassungen bestanden für Erdbeeren (455 ha), Bohnen im Gemüsebau (295 ha), Ölkürbisse (49 ha), Hülsenfrüchte (3827 ha), Mais (62 944 ha) und Raps (22 097 ha). Da für alle Kulturen im Zielsortiment von *fenaco* (*Landi*) je ein Produkt aufgeführt ist, wurden alle Kulturen gleich gewichtet. Dies ergab eine Verteilung von 70% Mais, 25% Raps, 4% Hülsenfrüchte und <1% in den übrigen Kulturen. Da für Raps nur Anwendungen im Herbst emp-

fohlen sind, ist während der Messperiode März bis Juli ein Eintrag aus Rapsflächen unwahrscheinlich. Der eingesetzte Korrekturfaktor für Winterkulturen führte zur Schätzung von 92% Einsatz im Mais und 8% in den übrigen Kulturen.

Zusätzlich berücksichtigten wir die wenigen verfügbaren Daten zum Einsatz ausserhalb der Landwirtschaft (Forstwirtschaft, Private, Garten- und Landschaftsbau) [21, 22, 23]. Dadurch lassen sich auch Rückschlüsse ziehen, bei welchen Wirkstoffen Massnahmen in der Landwirtschaft wenig bringen. Eine detaillierte Zusammenstellung der verwendeten Daten und deren Auswertung ist auf Anfrage erhältlich.

Weil die Auswertungen vor allem bei Fungiziden und Insektiziden mit teilweise mehreren hundert Indikationen (Kombination Kultur und Schädling) mit hohem Aufwand verbunden sind, wurde die Untersuchung auf diejenigen 23 Wirkstoffe begrenzt, deren Konzentrationen in den fünf Einzugsgebieten die chronischen Qualitätskriterien (CQK) überschritten. Zusätzlich einbezogen wurden zehn weitere Wirkstoffe, die vergleichsweise häufig in Gewässern nachgewiesen wurden (> 40% der Proben) und deren Maximalkonzentration höchstens um das Zehnfache unter den CQK lag.

Box 1

- Bei zehn Wirkstoffen erfolgt der Einsatz v. a. in zwei dominierenden Kulturen, die insgesamt mehr als 70% der abgeschätzten Menge abdecken.
- Bei den übrigen neun Wirkstoffen verteilt sich der Einsatz auf drei oder mehr Kulturen.

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse der Abschätzung. Gewisse Wirkstoffe sind inzwischen nicht mehr zugelassen (Atrazin, Carbofuran, Diazinon, Fipronil) oder die Zulassung wurde eingeschränkt. So sind bestimmte Pyrethroide wie Deltamethrin oder Cypermethrin (sogenannte Gruppe A) mittlerweile wegen Resistenzproblemen nicht mehr gegen Rapsgrünkäfer zugelassen.

Werden die gemessenen Konzentrationen der 33 Wirkstoffe gemäss dem geschätzten Einsatz auf die einzelnen Kulturen verteilt, zeigt sich, dass der Mais die Kultur mit den meisten CQK-Überschreitungen ist (19% Überschreitungen aller Wirkstoffe bzw. 38% der Herbizide). Interessant ist die Frage, welche im Maisanbau relevanten Herbizide nicht in erhöhten Konzentrationen gemessen werden. Eine analog zum Vorgehen in *Box 1* durchgeführte Abschätzung für alle im Maisanbau zugelassenen Herbizide ergab nur bei drei weiteren Wirkstoffen Mais als relevanteste Kultur, nämlich bei Dimethenamid, Sulcotrione und Mesotrione. Aus den verfügbaren Daten

kann geschlossen werden, dass fast alle im Maisanbau eingesetzten Wirkstoffe in erhöhten Mengen in die Gewässer eingetragen werden. Dies dürfte vor allem am hohen Flächenanteil des Maisanbaus liegen, aber auch daran, dass Mais als Kultur langsam aufläuft und damit der Boden länger als in anderen Kulturen unbedeckt ist [24, 25], und dass die eingesetzten Wirkstoffe vergleichsweise mobil sind [26]. Massnahmen zur Verminderung der Einträge aus dem Maisanbau sind daher von grossem Interesse.

KORRELATION MIT LANDNUTZUNG

Zur Überprüfung der Abschätzungen in *Tabelle 1* wurden diese mit dem Flächenanteil der entsprechenden Kulturen in den fünf Einzugsgebieten verglichen. Dafür wurden die mittleren Konzentrationen von Wirkstoffen, die während der Messperiode primär in einer oder zwei Kulturen angewendet werden, mit dem Flächenanteil der entsprechenden Kulturen in den fünf Einzugsgebieten korreliert. Eine hohe Korrelation ist nicht zwingend zu erwarten, aber Wirkstoffe, die sich klar einer Kultur zuordnen lassen, sollten in Einzugsgebieten mit tiefem oder fehlendem Anbau der entsprechenden Kultur nicht in erhöhten Konzentrationen nachweisbar sein. In *Figur 1* wird dies für die fünf Einzugsgebiete bestätigt. Auch bei vier weiteren möglichen Vergleichen zwischen mittlerer Konzentration

und Landnutzung wurden bei tiefem Anteil der entsprechenden Kultur keine erhöhten Konzentrationen gemessen, konkret für Metamitron (Zuckerrüben), Propyzamide (Gemüse), Prosulfocarb (Kartoffeln), Carbendazim (Summe Gemüse und Obst). Kein Zusammenhang zwischen mittlerer Konzentration und Landnutzung bestand bei Isoproturon, Lambda-Cyhalothrin und Deltamethrin. Im Fall von Diuron korrelierten die Konzentrationen in hohem Masse mit dem Siedlungsanteil, was auch schon in anderen Studien beobachtet wurde [7]. Für die im Maisanbau eingesetzten Wirkstoffe waren keine Vergleiche möglich, weil der Maisanteil in allen Einzugsgebieten beinahe gleich hoch ist. Insgesamt stützen die Vergleiche die Plausibilität der Abschätzungen in *Tabelle 1*.

FAZIT: WICHTIGSTE BELASTUNGSQUELLEN

- Die meisten Herbizidkonzentrationen oberhalb der CQK können dem Maisanbau zugeordnet werden. Auch Herbiziden aus dem Gemüse-, Kartoffel-, Zuckerrüben- und Getreidebau wurden Überschreitungen zugeordnet. Im Fall von Diuron legt die Korrelation mit dem Siedlungsanteil den Biozideinsatz als wichtigste Belastungsquelle nahe. Bei Getreide und Raps ist zu beachten, dass die bezüglich Herbizideinsatz relevanten Herbstapplikationen durch die Messungen nicht abgedeckt wurden.

Wirkstoff	Wirkungsbereich und Zulassungsstatus ¹	RQ _{max} ²	Anzahl CQK-Überschreitungen	Anteil > 5 ng/l	Wichtigste Kulturen ³	Unsicherheit der Schätzung ⁴
Deltamethrin	Insektizid (P, B)	667	10	32 ⁵	Raps (40%), Gemüse (35%)	**
Chlorpyrifos-methyl	Insektizid (P)	40	8	48 ⁵	Gemüse (45%), Obst (40%)	**
lambda-Cyhalothrin	Insektizid (P, B)	25	7	23 ⁵	Raps (40%), Gemüse (35%)	**
Metazachlor	Herbizid (P)	8,9	12	44	Gemüse (65%) ⁶	***
Foramsulfuron	Herbizid (P)	8,7	4	9	Mais (100%)	***
Thiacloprid	Insektizid (P, B)	6,5	6	22	Raps (45%), Gemüse (20%), Obst (15%)	*
S-Metolachlor	Herbizid (P)	3,6	9	98	Mais (70%), Rüben (25%)	**
Diazinon	Insektizid (PX, BX, T)	2,9	8	47	Gemüse (35%), Private (30%), Obst (25%)	*
Terbuthylazine	Herbizid (P, BX)	2,9	6	62	Mais (90%)	***
Diuron	Herbizid (P, B)	2,6	13	60	Obst (55%), Reben (30%)	**
Cypermethrin	Insektizid (P)	2,5	7	77 ⁵	Gemüse (40%), andere Nutzungen (30%) ⁷ , Raps (25%)	**
Carbofuran	Insektizid (P)	2,3	4	22	Zierpflanzen und Gartenbau (50%), Rüben (25%)	*
Flufenacet	Herbizid (P)	2,1	3	44	Mais (65%), Getreide (25%) ⁸	**
Cyprodinil	Fungizid (P)	2,1	1	38	Reben (45%), Getreide (25%), Obst (15%)	*
CMI	Bakterizid (B)	1,8	2	9		***
Metosulam	Herbizid (P)	1,4	1	4	Mais (100%)	***
Dicamba	Herbizid (P)	1,3	1	20	Getreide (40%), Wiesen (30%), Mais (25%)	*
Nicosulfuron	Herbizid (P)	1,3	2	38	Mais (100%)	***
Fipronil	Insektizid (PX, B, T)	1,2	1	2	Getreide (100%)	***
Prosulfocarb	Herbizid (P)	1,1	1	44	Kartoffeln (85%) ⁹	***
Isoproturon	Herbizid (P, B)	1,1	1	67	Getreide (100%)	***
Linuron	Herbizid (P)	1,0	1	38	Kartoffeln (25%), Gemüse (25%), andere (15%)	*
Pethoxamid	Herbizid (P)	1,0	1	24	Mais (90%) ⁶	***
Metribuzin	Herbizid (P)	1,0	0	40	Kartoffeln (70%), Getreide (15%)	**
Atrazine	Herbizid (PX)	0,6	0	71	Mais (100%)	***
2,4-D	Herbizid (P)	0,4	0	76	Wiesen (35%), Getreide (25%) ⁸ , Obst (20%), Garten- und Landschaftsbau (20%)	*
Metamitron	Herbizid (P)	0,4	0	62	Rüben (95%)	***
Thiamethoxam	Insektizid (P, B)	0,3	0	44	Saatbeizmittel Getreide (35%) ⁹ , Garten- und Landschaftsbau bzw. Private (25%), Obst (20%)	**
Propyzamide	Herbizid (P)	0,2	0	60	Gemüse (65%) ⁶	**
MCPA	Herbizid (P)	0,2	0	76	Wiesen (90%)	**
Carbendazim	Fungizid (P, B)	0,2	0	69	Obst (35%), Gemüse (20%)	*
Mecoprop	Herbizid (P)	0,1	0	98	Wiesen (55%), Getreide (30%)	*
Azoxystrobin	Fungizid (P)	0,1	0	76	Getreide (25%), Reben (20%), Kartoffeln (15%), Gemüse (15%)	*

¹ P: Pflanzenschutzmittel; B: Biozid; T: Tierarzneimittel; X: 2005–2012 zeitweise zugelassen, heute nicht mehr

² Risikoquotient RQ_{max} = MFC_{max}/CQK mit MFC_{max}: höchste gemessene Konzentration und CQK: chronisches Qualitätskriterium

³ Für Gewässereintrag während Messperiode in Frage kommende Kulturen. Bei Kulturen mit Empfehlung für Einsatz im Herbst oder Einsatz im Herbst und Frühling wurde der Anteil um einen von der Abbaubarkeit abhängigen Faktor 5–20 reduziert

⁴ Unsicherheit des Anteils der verschiedenen Kulturen: *** gesichert (ausschliesslich eine Kultur oder eine Kultur bzw. Indikation klar dominant), ** mässig gesichert, * hohe Unsicherheit, weil zahlreiche Kulturen und Indikationen

⁵ Anteil über Nachweisgrenze (statt > 5 ng/l)

⁶ Raps nur Herbst

⁷ vor allem in Forstwirtschaft [21]

⁸ Getreide Herbst und Frühling

⁹ Getreide nur Herbst

Tab. 1 Zuordnung der untersuchten Wirkstoffe zu den Kulturen. Die Wirkstoffe sind nach abnehmender Höhe des Risikoquotienten RQ (höchste gemessene Konzentration dividiert durch chronisches Qualitätskriterium) geordnet. Die Anteile der Kulturen sind auf 5% gerundet. Kulturen mit einem Anteil <15% sind nicht wiedergegeben

Attribution des substances actives analysées aux différentes cultures. Les substances actives sont classées dans l'ordre décroissant des quotients de risque (rapport entre la concentration mesurée la plus haute et les critères de qualité chroniques). Les parts attribuées à chaque culture sont arrondies aux 5% supérieurs. Les cultures dont la part est inférieure à 15% ne sont pas représentées

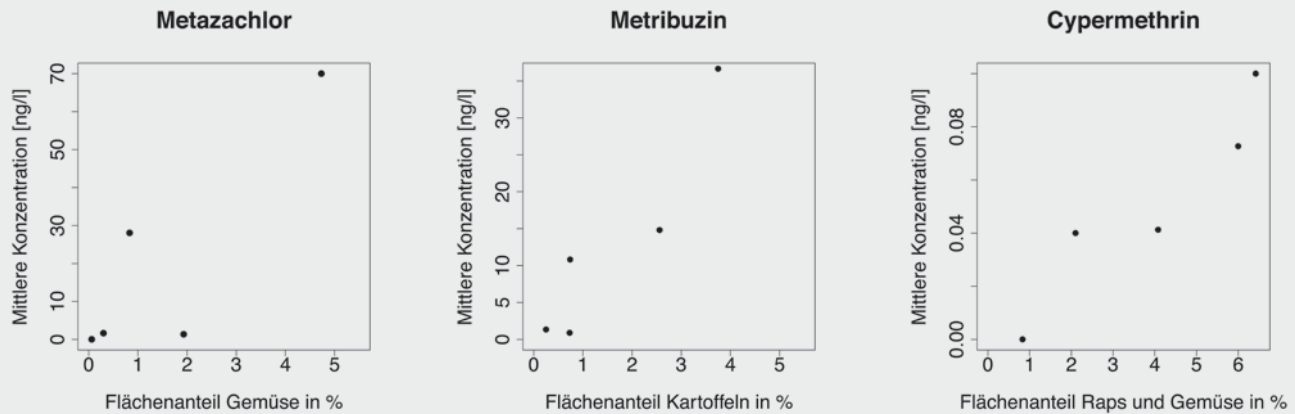


Fig. 1 In den fünf Einzugsgebieten von März bis Mitte Juli gemessene mittlere Konzentration, aufgetragen gegen den prozentualen Flächenanteil (an gesamter Bodennutzung) der für Metazachlor, Metribuzin und Cypermethrin gemäss Tabelle 1 relevantesten Kultur(en)

Concentration moyenne dans les 5 bassins versants pendant la période de mesures en relation avec le pourcentage des surfaces occupées par les cultures les plus pertinentes pour le métazachlore, la métribuzine et la cyperméthrine

- Die in den Gewässern gemessenen Insektizide konnten vor allem dem Gemüse- und dem Rapsanbau zugeordnet werden, allerdings mit erhöhter Unsicherheit. Bei den Fungiziden sind keine Aussagen zur Herkunft möglich.

Die nachfolgenden Ausführungen über Möglichkeiten zur Verminderung des Eintrags in Gewässer konzentrieren sich deshalb erstens auf Maiss herbizide bzw. Herbizide aus anderen Reihenkulturen wie Zuckerrüben, und zweitens auf den Raps. Die Bedeutung des Rapsanbaus für die Problemstellung ergibt sich auch aus dem im nächsten Kapitel beschriebenen historischen Vergleich.

POTENZIAL ÖKOLOGISCH AUSGERICHTETER ANBAUSYSTEME

Die erwähnte dreiteilige Strategie «Reduktion – Substitution – Optimierung» ist nicht neu, sondern seit jeher impliziter Bestandteil betont ökologischer Anbausysteme, speziell der Integrierten Produktion (IP) und des biologischen Landbaus (Bio) [27, 28]. Beide Anbausysteme sind dem Vorsorgeprinzip verpflichtet [29–32]. Beide schliessen explizit auch den Gewässerschutz ein und basieren auf dem Agrarökosystem, indem sie prioritär die natürliche Regulation ausschöpfen. Der Biolandbau geht dabei am weitesten, indem auf synthetische PSM verzichtet wird (Reduktion auf null). Auch in der Substitution (Ersatz durch Mittel mit günstigerem Umweltprofil oder biologische Bekämpfung) und der

Optimierung des Anbausystems ist «Bio» in der Regel am konsequentesten. Da der Flächenanteil von Bio im Flachland (Talzzone) nur 7,1% beträgt (gegenüber 12,3% im schweizerischen Durchschnitt) [33], wäre eine Ausdehnung des Biolandbaus in Ackerbaugebieten deshalb eine wirksame Strategie zur Reduktion des PSM-Eintrags in die Gewässer. Der Bedarf des Schweizer Marktes wird bei weitem nicht gedeckt (z.B. Bio-Brotgetreide nur zu 34% aus inländischer Produktion [34]). Allerdings kann auch im Bio-Landbau die Verschmutzung der Gewässer durch PSM nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden (z.B. Kupfer, Pyrethrine, Spinosad [35]).

In dieser Arbeit liegt der Fokus auf dem Potenzial der flächenmässig vorherrschenden Standardproduktion (ÖLN) und bei den Möglichkeiten der IP zur Verringerung des Gewässereintrags von PSM. Die konkreten Verbesserungsmöglichkeiten im Rahmen der IP sind in der Diskussion um die Gewässerbelastung heute wenig präsent. Dies, obwohl die Schweiz in diesem Bereich vor allem Ende der 1970er- bis in die 90er-Jahre Pionierarbeit geleistet [36–39] und auch auf internationaler Ebene die Entwicklungen entscheidend mitgeprägt hat [40–42]. Grundidee der IP ist eine vorrangige Ausnützung natürlicher Regulationsmechanismen, was zu einer Reduktion des Einsatzes von Hilfsstoffen führt und gleichzeitig ein nachhaltiges bäuerliches Einkommen ermöglichen soll. Ziel ist die umweltschonende Produktion guter Er-

träge hoher Qualität sowie die Erhaltung bzw. Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und einer vielgestaltigen Umwelt [16, 28, 40].

Die grundlegende Studie für die Beurteilung der Notwendigkeit und der Einschränkungsmöglichkeit von Pflanzenschutzmassnahmen war die Analyse der phytomedizinischen Situation in der Schweiz im Jahre 1986 durch die Gesellschaft für Phytomedizin [54]. Diese wissenschaftliche Gesellschaft war 1982 u.a. als Reaktion auf das zunehmende Problembewusstsein bezüglich des chemischen Pflanzenschutzes gegründet worden und versuchte, auch die Beratung, die Erfahrung innovativer Landwirte, die Konsumenten, den Markt und die Agrarpolitik stärker einzubeziehen [29, 55, 56]. In der Analyse der phytomedizinischen Situation wurden für alle wichtigen Kulturen die Möglichkeiten einer möglichst umweltschonenden Produktion evaluiert [54]. Implizit und z.T. auch explizit wurden die drei Handlungsansätze Reduktion, Substitution und Optimierung des Anbau- und Agrarökosystems berücksichtigt. Die 1993 erlassene Verordnung über Beiträge für besondere ökologische Leistungen in der Landwirtschaft (OeBV) und die später eingeführte Direktzahlungsverordnung (DZV) und der ÖLN basierten in wesentlichen Teilen auf dieser Analyse und Folgeberichten. Die wichtigsten direkt den Pflanzenschutz betreffenden Elemente waren die geregelte Fruchtfolge, die Einführung von Nährstoffbilanzen und Bekämpfungsschwel-

WAS BRINGT DIE IP DEM GEWÄSSERSCHUTZ? – ENTSTEHUNGSGESCHICHTE UND NEUE MÖGLICHKEITEN

In der öffentlichen Wahrnehmung hat die Integrierte Produktion (IP) das Problem, dass sie häufig mit der heutigen Standardproduktion (ÖLN) gleichgesetzt oder mit integriertem Pflanzenschutz verwechselt wird. Der integrierte Pflanzenschutz (*Integrated Pest Management*) entstand in den 1950er-Jahren als Reaktion auf die mit den v. a. im Obst- und Weinbau zunehmend eingesetzten chemischen PSM entstandenen Probleme von Schädlingsresistenzen und Umweltbelastung [43]. Eine frühe Definition der FAO liess der Interpretation breiten Raum [44]. Zahlreiche Neudefinitionen folgten [45], aber erst die Erweiterung zum umfassenden Konzept der integrierten Produktion mit klarer Ausrichtung auf den landwirtschaftlichen Betrieb als Einheit und auf die gezielte Pflege und Nutzung des Agrarökosystems mit explizitem Einbezug von Boden, Wasser, Luft, Pflanzen und Tieren vermochte zu befriedigen. Ähnlich wie im Biolandbau beschränkt sich die IP nicht auf rein technische Aspekte, sondern es geht auch darum, nach der in den 70er-Jahren verstärkt aufkommenden Höchstertragsstrategie die Landwirtschaft wieder vermehrt als Agri-Kultur zu betreiben – verantwortlich, neugierig und kreativ (cf. Geschichte von IP und Biolandbau [27, 31, 38, 39, 46, 47, 48]). Während in anderen Ländern die IP in der konkreten Umsetzung zum Teil stets vage blieb oder sich gar nicht von den gesetzlichen Vorschriften abhob, die für alle Landwirte gelten, nahm die IP in der Schweiz einen andern Verlauf:

Seit 1992 fördert der Bund den extensiven Getreidebau (keine Fungizide, Insektizide und Wachstumsregulatoren). 1993 beschloss das Bundesparlament, Beiträge

für besonders umweltgerechten Pflanzenbau und tiergerechte Haltungssysteme einzuführen. Es entstanden fünf Ökoprogramme, darunter die IP und der Biolandbau (Bio). Diese Programme wurden von den Landwirten sehr gut aufgenommen und zeigten bald erste positive Ergebnisse [49, 50]. Vor allem die Ackerbaubetriebe, die für den Gewässerschutz besonders relevant sind, beteiligten sich schon in den ersten Jahren rasch zunehmend an der IP, während für eine Umstellung auf «Bio» im Ackerbau die Hemmschwelle grösser ist (in der Talzone beträgt der Bio-Anteil wie erwähnt nur 7,1%) [33].

Diese staatliche, sogenannte Bundes-IP basierte auf Freiwilligkeit. Wer sich dafür entschied, gehörte zur Elite und war zu Recht stolz darauf. 1999 wurde die IP jedoch als eigenes Ökoprogramm abgeschafft und durch den ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) ersetzt. Wer den ÖLN nicht erfüllt, erhält keine Direktzahlungen. Aus einem attraktiven, freiwilligen Programm war nun eine obligatorische Bedingung für staatliche Beiträge geworden [51].

Wie reagierten private Initiativen? Im Jahre 1989 wurde die Vereinigung integrierter produzierender Bäuerinnen und Bauern gegründet (heute IP-Suisse). Ab etwa 1995 setzte IP-Suisse verstärkt auf den Labelmarkt und vermochte sich so mit zusätzlichen und strengeren Vorschriften als beim ÖLN zu profilieren – gesamtbetrieblich z. B. bezüglich Biodiversität und bei bestimmten vom Markt verlangten Produkten gerade auch durch Verminderung des PSM-Einsatzes (eigene, nach Umweltkriterien reduzierte PSM-Liste). Die Marktnachfrage ist bedeutend und die Attraktivität für die Landwirte gross.

Entscheidender Motivationsgrund dürfte neben dem Preisbonus für einzelne Produkte die Freiwilligkeit und die Bedeutung sein, die der Kreativität und Innovation des einzelnen Landwirts erneut zugemessen wird. Der IP-Landwirt darf sich dank seiner freien Wahl wieder zu Recht einer Pioniergruppe zugehörig fühlen. Mit seinem Wissen und Können strebt er durchaus eine hohe Produktionsleistung an, aber mit einer bestmöglichen Ausschöpfung der natürlichen Regulation. Wichtig sind dabei eine kompetente Beratung und möglichst objektive, auf die Bedürfnisse der Landwirte zugeschnittene Informationsquellen, die der Beurteilungsvielfalt Rechnung tragen. Als gutes Beispiel sollten die Inhalte zum Umweltschutz in den Zielsortimenten der *fenaco* nicht abgebaut, sondern möglichst noch ausgebaut werden (z. B. die frühere Einteilung aller PSM in drei Kategorien mit unterschiedlicher Umweltgefährdung [52]). Bedeutsam ist, dass mit den verschiedenen Label-Organisationen eine neue positive Konkurrenz unter verschiedenen Anbietern (Bio und IP mit verschiedenen Labels) entstehen kann. Zusätzlich zur Einhaltung von Mindestansprüchen können die einzelnen Labels auch unterschiedliche Schwerpunkte setzen, z. B. bei der Biodiversität, beim Energieaufwand oder beim PSM-Einsatz [53].

Für einen nachhaltigen Erfolg ist die konstruktive Einbindung der wichtigsten Akteure (in erster Linie die Landwirte) und der Betroffenen (vorab die Konsumenten und der Markt) zentral. Für die praktische Einführung neuer Forschungsergebnisse und neuer Praktiken können Labelorganisationen bzw. deren Mitglieder eine Pionierfunktion übernehmen.

Box 2

len, die Präferenz für nützlichsschonende PSM, minimale Anteile an ökologischen Ausgleichsflächen (heute Biodiversitätsförderflächen) und später das Instrument der «Sonderbewilligungen» für PSM. Im Jahre 1999 wurden wie erwähnt mit der Einführung des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) als Voraussetzung für Direktzahlungen die meisten Inhalte übernommen.

Die Konzepte, welche anhand der «Analyse der phytomedizinischen Situation» entwickelt wurden, stellten eine gute Lö-

sung für die damaligen schweizerischen Betriebsstrukturen dar. Die Situation hat sich seither jedoch verändert. So hat die Mechanisierung massiv zugenommen und parallel dazu der Arbeitszeitbedarf um den Faktor 2–4 abgenommen [65]. Die Betriebsgrössen sind laufend gewachsen, Lohnunternehmen erledigen immer mehr Aufgaben, Saatgutbeizungen nahmen zu, neue Resistenzen traten auf. Lösungsansätze für die heutigen Probleme müssen diese veränderten Rahmenbedingungen berücksichtigen.

POSITIVE UND NEGATIVE TRENDS BEIM INSEKTIZIDEINSATZ

Wegen mangelnder Daten zur Pflanzenschutzpraxis können sowohl negative als auch positive Entwicklungen nicht so leicht erkannt und vor allem nicht mit Daten belegt werden. In der Schweiz ist der Mangel an historischen Daten besonders ausgeprägt, weil z. B. konsistente Zahlen zum Verkauf erst seit 2006 existieren. Eine Nationalfondsstudie mit einer umfassenden Zusammenstellung der Behandlungshäufigkeiten im Jahr 1990

[57] ermöglicht immerhin den Vergleich mit aktuellen Erhebungen der *Agroscope* [58]. Auch wenn beide Datenquellen nicht von gesamtschweizerischen Erhebungen stammen, sind vor allem bei grossen Abweichungen Trendaussagen, z. B. zum hier diskutierten Insektizideinsatz, möglich. *Figur 2* zeigt analog zum in der Nationalfondsstudie gewählten Vorgehen die mit Insektiziden behandelte Fläche als Produkt von durchschnittlicher Anzahl Interventionen und Anbaufläche (*Application Area Treated*). Die Unterschiede von 1990 und 2009 basieren nur zu einem

geringen Teil auf Veränderungen der Anbaufläche, die von maximal 22% Zunahme (Zuckerrüben) bis zu 37% Abnahme (Kartoffeln) reicht, sondern primär auf Änderungen der Anzahl Interventionen, welche von einer Zunahme um 120% (Kartoffeln) bis zu einer Abnahme um nahezu 90% (Reben) reicht.

ERFOLGE IM REBBAU

Die deutlichste Reduktion der mit Insektiziden behandelten Fläche konnte im Rebbau erreicht werden. Sie beruht auf der erfolgreichen Umsetzung von drei

Massnahmen, welche die Philosophie der integrierten Produktion sehr gut illustrieren [60]:

- indirekter Pflanzenschutz durch Begrünungen und entsprechender Förderung von Nützlingen [61]
- Einsatz von Pheromonen zur Bekämpfung des Traubenwicklers [62]
- Bevorzugung nützlingsschonender Mittel durch Empfehlungen und Vorgaben der Forschungsanstalten bzw. der Labelorganisation *Vitiswiss*

Die Basis dieser Erfolgsgeschichte ist die Betrachtung und Gestaltung des Rebbergs als funktionales Ökosystem, in dem Kultur- und Pflanzenschutzmassnahmen positive und negative Wirkungen haben können. Mit diesem Fundament konnten in Zusammenarbeit mit motivierten Winzern und engagierten Verbandsvertretern neue Konzepte in die Praxis getragen werden.

PROBLEMATISCHE ENTWICKLUNG BEI RAPS

Die markanteste Zunahme des Insektizideinsatzes betrifft den Rapsanbau. Neben der Zunahme der flächigen Behandlungen kamen im Lauf der 1990er-Jahre noch die Behandlungen des Saatguts mit Neonikotinoiden dazu, die aber seit 2014 sistiert sind. Die Aufwandmenge pro Hektar liegt bei diesen Insektizidwirkstoffen im ähnlichen Bereich wie bei den gespritzten Anwendungen [59]. Auch Fungizide wurden 1990 noch nicht gespritzt, während in den Erhebungen von 2009 0,8 Behandlungen pro Jahr erfasst wurden. Die treibenden Faktoren, die zur starken Zunahme des PSM-Einsatzes im Rapsanbau führten, bedürften einer gesonderten Analyse.

WEITERE BEISPIELE AUS ACKER- UND GEMÜSEBAU

Eine frühe Erfolgsgeschichte der IP und der angewandten Agrarforschung ist die Entwicklung und Verbreitung der Methode zur Maiszünslerbekämpfung mit *Trichogramma*-Schlupfwespen (in grössem Ausmass seit 1984). Demgegenüber wird der Maiszünsler in einigen Ländern chemisch bekämpft [63]. Mit begrenzten Mitteln war es möglich, in der Schweiz eine Praxis zu etablieren, die jährlich auf mehreren Tausend Hektaren den Einsatz von Insektiziden ersetzt – ein Erfolg, der sich aber nicht in der Statistik niederschlug, denn die in *Figur 2* ersichtliche Abnahme des flächigen Insektizidein-

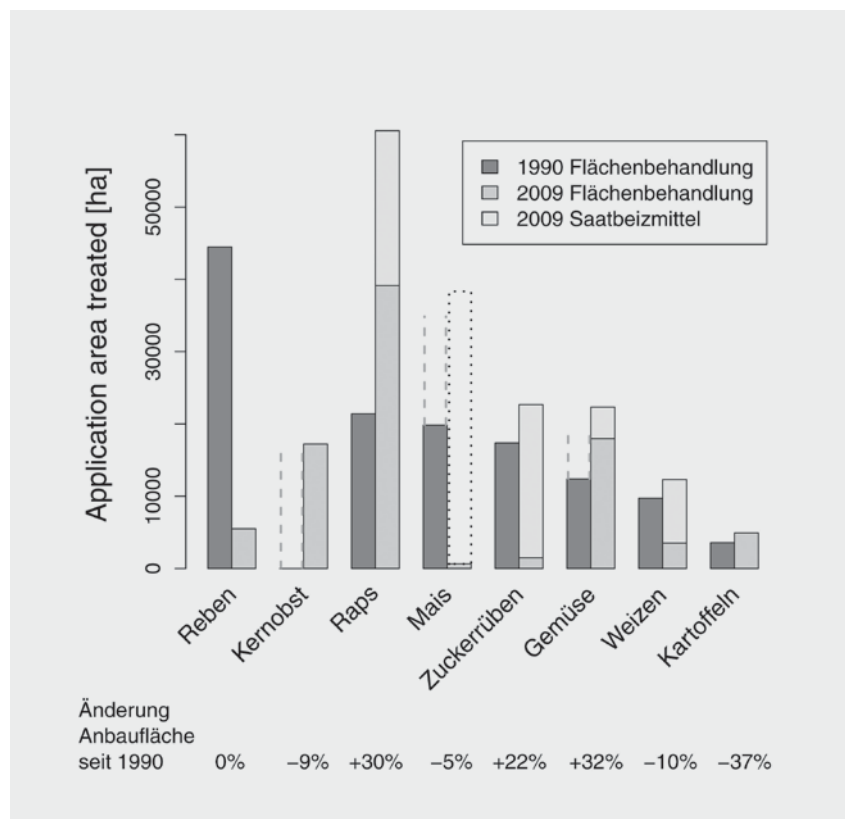


Fig. 2 Entwicklung der mit Insektiziden behandelten Fläche, Vergleich zwischen 1990 und 2009.¹ Die hellgrauen Balken stellen Saatgutbehandlungen dar [59].² Gestrichelte Linien weisen darauf hin, dass für 1990 keine vergleichbaren Informationen vorliegen (Kernobst und Saatbeizmittel, wobei 1990 noch keine Neonikotinoide eingesetzt wurden)

Évolution des surfaces traitées avec des insecticides, comparaison entre 1990 et 2009.¹ Les colonnes gris clair représentent les traitements des semences [59].² Les traitillés indiquent l'absence d'informations comparables pour 1990 (fruits à pépins et désinfectants de semences, en 1990 en effet encore aucun néonicotinoïde n'était employé)

¹ Bei Gemüse gab es in der Erhebung von 2009 keine gesicherten Angaben zur Behandlungshäufigkeit, weshalb für 2009 die gleiche Behandlungshäufigkeit wie 1990 angenommen wurde. Die Angaben beschränken sich auf Kohlgewächse, Salate, Karotten und Zwiebeln

L'enquête de 2009 n'a fourni aucune donnée confirmée sur la fréquence des traitements des légumes, c'est pourquoi on a appliqué la même fréquence qu'en 1990. Les données se limitent aux choux, aux salades, aux carottes et aux oignons

² Bei den Saatbeizmitteln im Mais muss unterschieden werden zwischen dem bereits länger eingesetzten Methiocarb und den Neonikotinoiden, deren Anteile für 2009 aber unbekannt sind.

Pour les désinfectants de semences du maïs, il faut distinguer le méthiocarbe, déjà utilisé depuis longtemps, et les néonicotinoïdes, dont les données pour 2009 ne sont pas connues.

satzes seit 1990 ist nicht die Folge einer veränderten Maiszünslerbekämpfung, sondern der veränderten Bekämpfung bodenbürtiger Schädlinge, die 2009 im Gegensatz zu 1990 über die Saatgutbeizungen erfolgte.

Eine analoge Verlagerung von der flächigen Behandlung zur Beizung fand bei Zuckerrüben statt. Zum intensiven Gemüsebau enthält die Erhebung der *Agroscope* keine Daten, weshalb mit den Angaben von 1990 gerechnet wurde. Die Zunahme in *Figur 2* ist damit ausschliesslich auf die grössere Anbaufläche zurückzuführen. Zu beachten ist, dass die Anzahl Interventionen gemäss der verwendeten Schweizer Daten von 1990 eher tiefer liegen als die von aktuellen ausländischen Erhebungen zum PSM-Einsatz im Gemüsebau, vor allem bei Karotten und Salat [64, 19]. Beim Weizen beruht die Abnahme der flächigen Behandlungen vorwiegend auf der Einführung des Extenso-Anbaus, der heute rund 50% der Fläche ausmacht.

FAZIT

Die in den 1990er-Jahren in die angewandte Agrarforschung und das Bera-

tungssystem investierten Ressourcen haben bei mehreren Kulturen zu einer zumindest als Trend belegbaren Reduktion des Insektizideinsatzes geführt.

EINTRAGSVERMINDERUNG BEI EINZELNEN BEDEUTENDEN KULTUREN

Nachfolgend werden für die Kulturen Mais, Zuckerrüben und Raps die drei an die *FAO Guidance* angelehnten Handlungsansätze Reduktion des PSM-Einsatzes, Substitution durch Wirkstoffe mit günstigerem Umweltprofil und Optimierung des Einsatzes konkrete Möglichkeiten evaluiert. Im Maisanbau werden fast ausschliesslich Herbizide gespritzt. Fungizide sind keine zugelassen und die flächige Applikation chemisch-synthetischer Insektizide braucht eine Sonderbewilligung und deckt gemäss dem Agrarbericht des Bundesamts für Landwirtschaft BLW eine sehr begrenzte Fläche ab [65]. Deshalb wurden beim Maisanbau ausschliesslich der auf rund 60 000 ha erfolgende Herbizideinsatz evaluiert. Bei Zuckerrüben ist gemäss den Erhebungen der *Agroscope* mit 3,8

Behandlungen/Jahr ebenfalls der Herbizideinsatz die häufigste Massnahme. Im Rapsanbau steht der Insektizideinsatz im Vordergrund, aber auch Herbizide und Fungizide werden häufig eingesetzt, weshalb bei dieser Kultur alle drei Wirkungsbereiche evaluiert wurden.

MAIS

Reduktion

Mais reagiert in gewissen Phasen empfindlich auf Nährstoff- und vor allem auf Wassermangel, weshalb eine Unkrautregulierung zentral ist. Eine in den 1990er-Jahren verbreitete Variante des reduzierten Herbizideinsatzes ist die Reihenbehandlung mit Bandspritzen, die das Herbizid ausschliesslich in die Maisreihe applizieren. Die Unkrautregulierung zwischen den Reihen erfordert in der Regel zwei zusätzliche Durchgänge mit Hackgeräten. Auch eine rein mechanische Unkrautregulierung ist möglich, vor allem wenn eine Lösung für die Verunkrautung in den Reihen gefunden wird. Eine auch zur Verminderung der Erosion und Nitratauswaschung besonders inte-

Verfahren	Standorte	Wirtschaftlichkeit im Vergleich	Ertrag	Reduktion Herbizide	Weitere untersuchte Aspekte
Umfassende IP gemäss [68] inkl. Bandspritzung und Hacken	Kanton Bern [69, 70] 1985–1991	DfE ¹ –4,4% bis +3,0%	–3,0% bis –6,1%	73%	Nützlinge, Unkrautbesatz, Krankheiten, Schädlinge, Kosten, Bodenbiologie (CO ₂ , ATP, Regenwürmer, Zelluloseabbau)
Bandspritzung und Hacken	Kanton Thurgau [71] 1988	standortabhängig ²	+4% (n.s.) bis +11% (s.)	67%	
Bandspritzung und Hacken bzw. mechanisch (biologischer Anbau)	Kanton Luzern 1997–2002 [72]	–7% ³	–5% Silomais und –8% Körnermais ⁴	63%	Unkrautbesatz, Kosten, Energie, Bodengefüge, Nützlinge, Biodiversität
		+97% ³	–6% Silomais ⁵ und –14% Körnermais	100%	
Bandspritzung und Hacken	Baden-Württemberg, DE 2011–2012 [73] ⁶	–5% (n.s.) ⁷	–3% (n.s.)	70%	Unkrautbesatz, Kosten
Bandspritzung und Hacken bzw. 7 herbizidlose Verfahren (mechanisch)	Umbrien, IT [74] 2002–2004	keine Angaben	–2 bis –5% (n.s.)	50%	Unkrautbesatz
			+2 bis –45% ⁸ (s.)	100%	
mechanisch (konventioneller Anbau)	Lelystad, NL 2009–2013 [75]	noch keine Angaben	–3% ⁹	100%	Kosten, Stoffliche Inputs (noch nicht publiziert)

n.s. nicht signifikant in Fisher's LSD Test, s.: signifikant

¹ DfE: Direktkostenfreier Ertrag im Vergleich zum intensiven Anbausystem

² Je nach Auslastung der Geräte zwei- bis viermal höhere Kosten, wobei die Kosten für die flächige Behandlung mit Atrazin sehr tief waren

³ Unterschied des Deckungsbeitrags von IP-intensiv und IP-extensiv bzw. biologisch, im Fall des biologischen Anbaus mit Produzentenpreis für Bioprodukt gerechnet

⁴ Düngung um 40–33 kg N/ha tiefer als beim Verfahren mit flächiger Herbizidanwendung

⁵ Durchschnitt des gesamten Anbausystemversuchs 1991–2008 [76]

⁶ Die Studie enthält Ergebnisse eines weiteren in Italien getesteten Verfahrens mit einem modellgestützten System für den Entscheid, ob das Unkraut chemisch oder mechanisch reguliert werden soll, und eines in Slowenien getesteten Verfahrens mit teilweise reduzierter Herbizidmenge kombiniert mit mechanischer Unkrautregulierung. Erträge und Bruttoergebnis in beiden Verfahren ebenfalls nicht signifikant tiefer oder höher

⁷ Unterschied des Bruttoergebnisses

⁸ Verfahren bei höheren Ertragsverlusten z.T. nicht praxiserprobt und eher experimenteller Natur

⁹ Pflug (bei pfluglosem Anbau z.T. höhere Ertragsausfälle, vor allem bei Strip-Till)

Tab. 2 Resultate von Studien zu reduziertem Herbizideinsatz im Maisanbau. Als Vergleich diente in allen Studien der ganzflächige Herbizideinsatz mit in der Region üblichen Aufwandmengen und Behandlungshäufigkeiten

Résultats des études sur la réduction de l'utilisation d'herbicides dans les cultures de maïs. Dans l'ensemble des études, l'utilisation d'herbicides sur de grandes surfaces a été comparée avec les dosages et les fréquences de traitement habituels de la région



Fig. 3 Die mechanische Unkrautregulierung hat sich weiterentwickelt.

Links: Hackgerät mit manueller Lenkung (Foto: R. Tschachtli, BBZN) und rechts: Hackgerät mit Kamerasteuerung

Le désherbage mécanique a fait des progrès.

À gauche: sarclouse avec guidage manuel (Photo: R. Tschachtli, BBZN), et à droite: sarclouse avec guidage par caméra

ressante Möglichkeit ist der Einsatz von unkrauthemmenden Untersaaten. Das Konzept besteht darin, nach der Maissaat (evtl. Bandspritzung) und einem oder eher zwei Hackgängen eine geeignete Leguminosen- und/oder Gräserart (z. B. Weissklee und Englisches Raigras) einzusäen, welche die Spätverunkrautung unterdrückt, aber das Maiswachstum nicht behindert (Verfahren «Integriert B» und «Bio» [16]; cf. [67]). Gemäss Versuchen, die in den 1980er-Jahren vom *Forschungsinstitut für biologischen Landbau* (FiBL) durchgeführt wurden, lagen die Erträge mit den untersuchten Klee-grasuntersaaten nur leicht unter der chemischen Kontrolle, aber über der rein mechanischen Unkrautregulierung [66]. Derzeit läuft an der *Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften* (HAFL) ein neues Projekt, in dem die Eignung von Untersaaten für herbizidlosen Maisanbau untersucht wird [116].³

Tabelle 2 bietet einen Überblick über Versuche zu Unkrautregulierungsmethoden mit reduziertem Herbizideinsatz bzw. ohne Herbizide.

Die Erträge bei Reihenbehandlungen weichen nur geringfügig von den Erträgen bei flächiger Behandlung ab. In dem an der Forschungsanstalt *Agroscope* in Tänikon durchgeführten Versuch wurden z.T. signifikant höhere Erträge erzielt, was der Autor auf die Bodenlockerung zurückführte [71]. Die Erträge herbizidloser Verfahren variieren je nach Standort und Verfahren, wobei die Ertragsreduktion in der Regel weniger als 10% ausmachte. Das entscheidende Hindernis bei der Herbizidreduktion ist nicht die Auswirkung auf den Ertrag, sondern der höhere Arbeitsaufwand und die Unsicherheit, Problemunkräuter ausreichend kontrollieren zu können.

Die Angaben zur Wirtschaftlichkeit weichen stark voneinander ab und sind schwer vergleichbar. In der umfassendsten Evaluation unter Schweizer Bedingungen, dem Anbausystemversuch Burgrain, wurden von 1997 bis 2002 auch Reihenbehandlungen mit Bandspritzungen getestet. Der zusätzliche Arbeitsaufwand wurde auf sechs Arbeitskraftstunden pro Hektar beziffert [77]. Dass er so hoch ist, liegt primär an den zwei benötigten Arbeitskräften (Fig. 3, links).

Die Hackgeräte der heutigen Generation benötigen keine zusätzliche Arbeitskraft für die Lenkung und haben teilweise

doppelte Arbeitsbreiten (Fig. 3, rechts). Aktuellere Zahlen zur Wirtschaftlichkeit wären daher sehr wertvoll. In langjährigen Versuchen im Burgrain wurde ein erhöhter Vorrat keimfähiger Unkrautsamen, aber kein Einfluss auf den Ertrag beobachtet, wobei der Standort als günstig eingestuft wurde (Fehlen gewisser Problemarten wie Ackerkratzdisteln) [78].

Substitution

Die eingesetzten Wirkstoffe haben abhängig von Abbaubarkeit und Sorptionsverhalten eine unterschiedliche Wahrscheinlichkeit, mit Oberflächen- oder Drainagenabfluss in die Gewässer zu gelangen. Als erste Näherung wurde ein auf den beiden Wirkeigenschaften Sorptionskonstante und Halbwertszeit basierender Indikator für die Eintragswahrscheinlichkeit verwendet [26]. Bei den für den Maisanbau als relevant eingeschätzten Wirkstoffen unterscheidet sich der Indikator um mehr als einen Faktor 100 (höchste Eintragswahrscheinlichkeit für Nicosulfuron und tiefste für Pendimethalin) [26]. Der bevorzugte Einsatz weniger mobiler und leichter abbaubarer Wirkstoffe sollte daher vertieft evaluiert werden.

Optimierung

Bei der Anwendung von PSM existieren mehrere, in anderen Publikationen im Detail beschriebene Möglichkeiten, um den Eintrag durch Abdrift [79, 80], Abschwemmung [81, 82] und Punkteinträge [83] zu vermindern. Auch Konzepte zur konkreten Umsetzung existieren [84, 85, 86]. Geeignete Massnahmen zur Verminderung von Einträgen in Drainagen fehlen hingegen weitgehend [87]. Die Effektivität von Massnahmen zur Verminderung der Abschwemmung, wie z.B. Pufferstreifen am Feldrand, Erosionsschutzstreifen im Feld, grobes Saatbeet usw., hängt stark von den lokalen Verhältnissen ab (Infiltrations- und Wasserspeicherkapazität, Topografie, Gewässeranschluss). Eine in Beratungsunterlagen (z. B. [82]) als zentral eingestufte Massnahme ist die reduzierte oder schonende Bodenbearbeitung. Deren Potenzial wurde in umfassenden Reviews evaluiert [88, 89]. Je nach Bodentyp, Kultur und Art der Bodenbearbeitung (Pflug, Mulchsaat, Streifenfrässaat, Direktsaat) weichen die Werte sehr stark voneinander ab, weshalb hier etwas spezifischer auf die Situation in der Schweiz eingegangen wird.

Der Anteil der Direktsaat liegt in der Schweiz bei rund 4% der Ackerfläche [90]. Im Schweizer Maisanbau ist die in den 1990er-

³ Das untere Foto auf der Titelseite ist von einem Versuchsfeld mit Untersaat und zeigt die gute Bodenbedeckung nach der Ernte (Foto: H. Ramseier).

Jahren von innovativen Landwirten und der Forschungsanstalt *Agroscope* (Reckenholz) entwickelte Streifenfrässaat am relevantesten [25]. Zu deren Flächenanteil im Maisanbau liegen bisher nur Schätzungen vor [91], aber ab 2016 sollten die Anmeldungen für Ressourceneffizienzbeiträge (REB) genaue Aussagen ermöglichen. Spezifische Studien zur Verminderung der Abschwemmung durch die heute praktizierte Streifenfrässaat sind den Autoren nicht bekannt. Eine von 1989–1992 an sieben Standorten durchgeführte Studie zur Atrazin-Abschwemmung kann als Näherung dienen. Die reduzierte Bodenbearbeitung führte nicht zu tieferen Konzentrationen im abfließenden Wasser. Weil aber 50% weniger Wasser abfloss und 95% weniger Bodenpartikel abgetragen wurden, wurde eine im Vergleich zur Bodenbearbeitung mit dem Pflug um 80% verminderte Atrazinabschwemmung festgestellt. Eine aktuelle Studie mit künstlichen Beregnungsversuchen gibt Aufschluss über verschiedene Einflussfaktoren [92]. Beim Vergleich von Mulchsaat und konventioneller Bodenbearbeitung mit dem Pflug zeigte sich, dass die als schonende Bodenbearbeitung eingestufte Mulchsaat nicht notwendigerweise zu tieferem Oberflächenabfluss führt. Voraussetzung für die effektive Reduktion des Oberflächenabflusses und des Bodenabtrags ist die Kombination aus optimierter Bodenbedeckung, möglichst tiefer Anzahl Anbauschnitte und grober Saatbettbereitung. Die Praxis der reduzierten Bodenbearbeitung geht heute jedoch in der Regel mit erhöhtem Herbizideinsatz einher [93]. Möglichkeiten zur Reduktion der Abhängigkeit von Glyphosat werden derzeit europaweit erforscht [94] und sind auch Gegenstand des Nationalfondsprojekts «Cover crops for conservation agriculture». Der Weg zum Erfolg führt über die Wahl geeigneter Zwischenfrüchte und Untersaaten.

Unbestritten sind die Vorteile der reduzierten Bodenbearbeitung im Bereich Erosionsschutz. Auch über das Thema Bodenbearbeitung hinaus bestehen Synergien zwischen Gewässer- und Bodenschutz, angefangen von Massnahmen gegen Verdichtung bis zu Erosionsschutzstreifen [95].

Fazit

Im Maisanbau gibt es bei Reduktion, Substitution und Optimierung effektive Möglichkeiten. Auf erosionsgefährdeten Flächen dürfte die schonende Bodenbe-

arbeitung vorteilhaft sein, während auf drainierten Flächen und in Regionen mit erhöhten Grundwasserbelastungen die Reduktion des PSM-Einsatzes am effektivsten ist.

ZUCKERRÜBEN

Reduktion

In Versuchen des französischen *Institut Technique de la Betterave* (ITB) schnitten kombinierte Verfahren aus chemischer und mechanischer Unkrautregulierung wiederholt wirtschaftlicher ab als rein chemische Verfahren. Werden statt der üblichen vier Behandlungen mit Herbiziden je zwei chemische und zwei mechanische Durchgänge vorgenommen, lassen sich die Kosten pro Hektar um rund 25–35% reduzieren [96]. Bei den Berechnungen wurde laut ITB berücksichtigt, dass bei ungünstigen meteorologischen Verhältnissen die mechanische Regulierung nicht möglich ist (Annahme: mechanische Regulierung in sieben von zehn Jahren möglich). Aus Deutschland liegen ebenfalls Berichte über mögliche Kosteneinsparungen vor, wobei zusätzlich positive Effekte auf den Ertrag erwähnt werden [97]. Derzeit wird das Potenzial solcher Ansätze in der Schweiz in einer Studie der HAFL in Zusammenarbeit mit Branchenorganisationen evaluiert [117]. Die im Vergleich zu Frankreich oder Deutschland geringeren Parzellengrößen und die höheren Niederschläge sind besondere Herausforderungen für den Einsatz von mechanischen Hackgeräten in der Schweiz. Erste Ergebnisse der Studie in der Schweiz zeigen, dass die Herbizidmengen deutlich reduziert werden können. Wegen der hohen Arbeits- und Maschinenkosten sind die Gesamtkosten der Unkrautbekämpfung auf einem ähnlichen Niveau wie in einem rein chemischen Verfahren. Die modernen Hackgeräte mit Kamerasteuerung funktionieren technisch einwandfrei und ermöglichen hohe Flächenleistungen. Für einen wirtschaftlichen Einsatz entscheidend ist aber eine möglichst hohe Auslastung der Geräte durch einen überbetrieblichen Einsatz in allen Hackkulturen.

Substitution und Optimierung

Auch bei Zuckerrüben besteht ein bisher nicht systematisch evaluierter Spielraum für die Substitution mobiler Wirkstoffe durch weniger mobile. Für den Handlungsansatz Optimierung sind weitge-

hend die gleichen Konzepte wie für den Mais relevant.

RAPS

Reduktion

Insektizide: Der Befall der im Frühjahr relevantesten Schädlinge Rapsglanzkäfer (*Meligethes aeneus* und *M. viridescens*) und Rapsstängelrüssler (*Ceutorhynchus napi*) lässt sich durch verschiedene Massnahmen regulieren [16].

- In der Schweiz wurden Verfahren entwickelt, die auf der Beimischung von Rüben (*Brassica rapa*) als Fangpflanze basieren. Rüben entwickeln sich rascher und blühen früher als Raps und locken dadurch verschiedene Rapschädlinge an [98]. Empfohlen wird, dem Raps am Feldrand auf 10 bis 15 m breiten Streifen 5% Rüben beizumischen und beim Überschreiten der Schadschwelle ausschliesslich diesen Streifen mit Insektiziden zu behandeln [16]. Die für Gebiete mit mässigem Befallsdruck geeigneten Verfahren wurden in einigen Kantonen durch Abgabe von gratis Rübensaatgut unterstützt, sind aber heute in der Praxis nur noch wenig verbreitet.
- In Frankreich empfiehlt *Terres Inovia*, das Technische Institut der Ölsaaten-Branche, in Regionen mit mässigem Befallsdruck 5–10% einer besonders früh blühenden Rapssorte beizumischen. Laut Auskunft von *Terres Inovia* wird das Verfahren in gewissen Regionen auf 30% der Flächen angewendet. Zu prüfen wäre, ob sich das Verfahren mit dem Schweizer Ansatz kombinieren liesse, indem ein Streifen mit einer früh blühenden Sorte angelegt wird, der im Bedarfsfall behandelt wird.

Bemerkenswert sind die Entwicklungen im Bereich wirtschaftlicher Schadschwellen. So wurden in Frankreich die Schadschwellen des Rapsglanzkäfers in den letzten Jahren kontinuierlich angehoben. Es zeigte sich, dass ausreichend mit Nährstoffen versorgter Raps Frassschäden gut kompensieren kann, weshalb bei gesundem Raps deutlich höhere Schadschwellen ermittelt und in frühen Stadien heute sogar der Verzicht auf eine Behandlung empfohlen wird [99]. Abzuklären wäre, inwieweit solche Überlegungen auf die Schweiz übertragbar sind.

Fungizide: Versuche der Plattform Ackerbau haben gezeigt, dass der Fungizidein-

satz häufig nicht wirtschaftlich ist [100]. Gemäss Studien des *Institut National de la Recherche Agronomique* (INRA) lässt sich das Krankheitsrisiko durch Düngung, Saatzeitpunkt und Sortenwahl stark reduzieren [101]. Daran könnte man anknüpfen.

Herbizide: Raps ist eine vergleichsweise konkurrenzstarke Pflanze. In den Kantonen Genf und Freiburg erwies sich der Einsatz unkrautunterdrückender Untersaaten als ertrags- und kostenneutral [102, 103], im Kanton Luzern im ersten Versuchsjahr ebenfalls, während das zweite Jahr gezeigt hat, dass das Untersaatverfahren günstige Verhältnisse bei der Saat voraussetzt [104]. Auch Bandspritzungen und rein mechanische Unkrautregulierung sind im Raps machbar und wirkten sich bei Versuchen in Schweden nicht substanziell auf den Ertrag aus (Erträge +4% mit Bandspritzung bzw. -3% bei rein mechanischer Unkrautregulierung) [105].

In einer von 2005–2007 an 17 Standorten in Frankreich durchgeführten Studie wurden jeweils intensive Verfahren mit integrierten Anbausystemen verglichen [106]. Diese sind nicht direkt auf die Schweiz übertragbar, aber das Ergebnis zeigt die Notwendigkeit solcher Studien auf, denn das integrierte Anbausystem wies im Durchschnitt 44% weniger PSM-Einsatz, 6% weniger Ertrag und einen um 20% höheren Deckungsbeitrag auf. Während im schweizerischen Ackerbau im internationalen Vergleich schon die frühesten solcher Studien durchgeführt wurden [42, 69, 72], fehlen aktuelle Daten.

Substitution

Versuche mit Gesteinsmehl waren bisher nur begrenzt erfolgreich [107, 108]. Mit geeigneten Netzmitteln und Tonmineralien wurde in aktuellen Versuchen eine verbesserte Wirksamkeit erreicht: Bei ein bis zwei Behandlungen jeweils 5% tieferer Ertrag als mit chemisch-synthetischen Mitteln und bei drei

Behandlungen 4% höher (Fig. 4) [109]. Wegen des vergleichsweise höheren Preises der Behandlungen wären Tonmineralien vor allem im Extensio-Anbau interessant, wo sie aber nach den geltenden Beitragsbedingungen (Direktzahlungsverordnung, Art. 69) nicht erlaubt sind.

Optimierung

Raps ist wegen der schnellen und hohen Bodenbedeckung eine Kultur mit eher tiefem Erosionsrisiko und auch mit tiefem Abschwemmungspotenzial. Zudem weisen im Fall der Insektizide die bisher vorwiegend eingesetzten Pyrethroide eine starke Tendenz zur Sorption an Bodenpartikel auf [110], sodass primär Abschwemmung mit Partikeln und Punkteinträge als Eintragspfade in Frage kommen. Durch die Verlagerung der eingesetzten Wirkstoffe zu anderen Wirkstoffklassen mit höherer Mobilität (Pyrethroide sind wegen Resistenzproblemen nicht mehr gegen Rapsglanzkäfer zugelassen) kann das Risiko von Einträgen aber zunehmen, weshalb sich auch im Rapsanbau die bereits beim Mais erwähnten Massnahmen gegen Abschwemmung lohnen dürften.

Fazit

Auch beim Rapsanbau gibt es bei Reduktion, Substitution und Optimierung effektive Möglichkeiten. Angesichts der Resistenzprobleme bei den Rapsschädlingen besteht auf jeden Fall ein über den Gewässerschutz hinausgehendes Interesse an integrierten Strategien zur Schädlingsregulation.

BEWERTUNG DER DREI HANDLUNGSANSÄTZE

Für einen quantitativen Vergleich der drei Handlungsansätze Reduktion, Substitution und Optimierung müssen Informationen zum Anteil der verschiedenen Eintragspfade und quantitative Angaben zur Effektivität vorliegen.



Fig. 4 Einsatz von Tonmineralien gegen den Rapsglanzkäfer im sensiblen Stadium (links) und blühender behandelter Raps (rechts)

Application d'argile minérale contre le méléthé du colza pendant le stade sensible (à gauche), colza traitée en floraison (à droite)

(Fotos: W. Jossi, Agroscope)

Reduktion

Beim Handlungsansatz Reduktion des PSM-Einsatzes sind quantitative Angaben möglich und deren Wirksamkeit in Bezug auf die Verminderung von PSM-Einträgen ist unabhängig vom Eintragspfad.

Substitution

Bei der Substitution von Wirkstoffen durch leichter abbaubare und weniger mobile Wirkstoffe sind mit Modellen und durch die Auswertung von Monitoringdaten quantitative Angaben zur Wirksamkeit generierbar. Die Wirksamkeit ist abhängig vom Eintragspfad. Während sich der Eintrag in Drainagen durch den bevorzugten Einsatz stärker sorbierender oder schnell abbaubarer Wirkstoffe reduzieren lassen sollte, hängt die Abschwemmung nur geringfügig von der Sorption ab [111].

Optimierung

Bei der Optimierung ist die Quantifizierung am schwierigsten. Der Hauptgrund sind die auf Parzellenebene stark variierenden Eintragsrisiken z. B. durch vernässte Bereiche [111] und die hohe Zahl möglicher indirekter Einträge etwa über Ablaufschächte am Feldrand [84]. Auf der konkreten Ebene der Planung von Massnahmen besteht das Problem, dass es schwierig ist, allein anhand von GIS-Daten eine Unterscheidung von gesättigtem und ungesättigtem Oberflächenabfluss vorzunehmen [84]. Diese Unterscheidung ist aber zentral für die Auswahl effektiver Massnahmen, denn für Flächen, die zu gesättigtem Oberflächenabfluss neigen (vernässte Standorte), stehen viel weniger Massnahmen für die Reduktion der Einträge zur Verfügung als bei ungesättigtem Oberflächenabfluss [82]. Die Erkennung dominierender Eintragspfade zur Unterstützung des Handlungsbereichs Optimierung ist also eine wichtige Forschungsfrage [112]. Wegen der hohen Unsicherheit bei Substitution und Optimierung wurde in *Tabelle 3* die mögliche Verminderung der Einträge auf grobe Klassen von «+» bis «+++» beschränkt.

Tabelle 3 verdeutlicht, dass eine Eintragsverminderung durch Massnahmen im Bereich Reduktion unabhängig von den Eintragspfaden erfolgt. Die Eintragsverminderung durch Reihenbehandlungen bei ungesättigtem Oberflächenabfluss wurde als erhöht bewertet, weil bekannt

	Reduktion ¹	Substitution	Optimierung
Abschwemmung durch gesättigten Oberflächenabfluss	++	+	+
Abschwemmung durch ungesättigten Oberflächenabfluss	+++	+	+++
Einträge in Drainagen	++	++	{+}
Punktquellen	{+}	{+} ²	+++

¹ Gilt für die Reduktion durch Reihenbehandlungen mit Herbiziden. Bei rein mechanischer Unkrautregulierung ist die Eintragsverminderung überall hoch.

² Bei Punktquellen keine Eintragsverminderung, wenn das PSM nur weniger mobil ist, aber geringere Wirkung auf Gewässerorganismen, wenn es weniger toxisch ist.

Tab. 3 Matrix der Handlungsansätze und Eintragspfade am Beispiel Herbizide:

Wirksamkeit (+++: hoch, ++: mittel, +: tief) und Unsicherheit (weiss: sehr tief, hell: tief, mittel: mittel, dunkel: hoch)

Matrice des solutions et des voies d'apports à l'exemple des herbicides:

efficacité (+++: élevée, ++: moyenne, +: faible) et incertitude (blanc: très faible, clair: faible, moyen: moyenne, foncé: grande)

ist, dass die zusätzliche Bodenbearbeitung zu einer Verminderung der Abschwemmung führt [113]. Eine Substitution durch andere chemische PSM bietet einen begrenzten Spielraum (am ehesten bei Drainage). Eine Substitution chemischer Mittel durch biologische Schädlingsbekämpfung ist hingegen aus Sicht des Gewässerschutzes hoch wirksam.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die vorliegende Studie hat gezeigt, dass vor allem beim Mais (Herbizide), aber auch beim Raps (Insektizide) neue Ansätze dringlich sind.

Einen geeigneten Lösungsansatz bieten die umfassenden, auf dem Vorsorgeprinzip basierenden Anbauverfahren der integrierten Produktion und des biologischen Landbaus. Ihre positiven Umweltwirkungen gehen zudem weit über den Gewässerschutz hinaus.

Die drei eingangs gestellten Fragen der Problemstellung lassen sich folgendermassen beantworten:

1)

Die Zuordnung der Wirkstoffe zu den einzelnen Kulturen ist teilweise gut möglich, teilweise mit Unsicherheiten behaftet und teilweise nicht möglich. Maisherbizide weisen einen besonders hohen Anteil an gemessenen Überschreitungen der chronischen Qualitätskriterien auf. Regionale Daten zum PSM-Einsatz, wie sie in der Schweiz bisher fehlen, aber in verschiedenen Ländern Europas erhoben werden, könnten einen wesentlichen Beitrag leisten, um die Belastungsquellen besser eingrenzen und gezielter Lösungen finden zu können.

2)

Die integrierte Produktion und der biologische Anbau haben viele Elemente, welche PSM-Einträge in Gewässer wirksam vermindern oder ganz verhindern können. Damit diese Elemente in der Praxis vermehrt angewendet werden, sind auf mehreren Ebenen Massnahmen nötig. Diese reichen von der Beratung über die Verbesserung bestehender Techniken bis hin zu geeigneten Anreizen und politischen Rahmenbedingungen. Die vorhandenen Daten zur Unkrautregulierung in Mais, Raps und Zuckerrüben weisen darauf hin, dass an geeigneten Standorten eine Reduktion des PSM-Einsatzes nur zu geringen Ertragseinbussen führt oder ertragsneutral ist. Flexible Anreizsysteme, wie die im Kanton Waadt seit diesem Jahr ausbezahlten Prämien für den herbizidlosen Anbau, können dazu führen, dass die nötige Erfahrung mit diesen Methoden der Unkrautregulierung aufgebaut wird und sie Verbreitung finden. Beim Raps gibt es sowohl bei Insektiziden und Fungiziden als auch bei Herbiziden ein Potenzial, den PSM-Einsatz zu reduzieren. Eine systematische Evaluation aller Kulturen, wie sie 1986 bei der «Analyse der phytomedizinischen Situation in der Schweiz» durchgeführt wurde, wäre von hohem Wert; eine periodische Evaluation der Situation wurde im Schussdokument der Schweizerischen Gesellschaft für Phytomedizin auch explizit angeregt [54].

3)

Das Potenzial aller drei Handlungsansätze (Reduktion, Substitution, Optimierung) ist hoch und sollte parallel vorangetrieben werden. Diesen Grundgedanken widerspiegeln auch Europä-

ische Forschungsprojekte wie PURE (*Pesticide Use-and-Risk Reduction*) als Teil des 7. Rahmenprogramms im Themenbereich «wissensgestützte Biowirtschaft». Erfolge bei der Reduktion sind besonders effektiv, weil sie bei allen Eintragspfaden gleichermassen wirken. Auf beitragenden Flächen ist die Reduktion des PSM-Einsatzes abgesehen von einem Flächenabtausch die klar effektivste Lösung. Bei der Substitution durch andere chemische PSM ist zu beachten, dass das Umweltprofil neben dem Eintrag in Oberflächengewässer auch andere Aspekte umfasst (Grundwasser, Nützlinge, terrestrische Flora und Fauna). Bei der Optimierung könnte eine bessere Abstimmung von Boden- und Gewässerschutz zur Verminderung der Einträge der ausgebrachten Wirkstoffe beitragen, denn bestimmte Massnahmen gegen Bodenverdichtung (z.B. Reduktion der Radlasten und des Reifendrucks, bodenverbessernde Zwischenkulturen) und gegen Erosion (Zwischenkulturen, Erosionsschutzstreifen) reduzieren direkt auch die Abschwemmung [114]. Über die Auswirkungen der einzelnen Massnahmen auf Ertrag und Wirtschaftlichkeit ist für die Anbaubedingungen in der Schweiz noch zu wenig bekannt. Für eine erfolgreiche Einführung geeigneter Massnahmen sind aber entsprechende Daten, wie sie z.B. in Frankreich anhand von Betriebsnetzen erhoben werden, entscheidend. Ein eigentliches Netz mit 205 Pilotbetrieben war auch in der Schweiz eine wichtige Basis für die Beurteilung

der Wirtschaftlichkeit des biologischen Landbaus und der integrierten Produktion (z.B. [115]). Mit solchen Netzen kann auch evaluiert werden, welche Massnahmen so wirtschaftlich sind, dass sie allein schon über eine verbesserte Beratung Verbreitung finden können, bei welchen noch angewandte Forschung nötig ist, oder wo finanzielle Anreize für eine breitere Anwendung unumgänglich sind.

In der Schweiz führten in den 1990er-Jahren die Kombination von angewandter Agrarforschung, motivierten Pionierbetrieben, Beratung mit Einbezug innovativer Landwirte und geeignete agrarpolitische Rahmenbedingungen zu entscheidenden Verbesserungen in Richtung einer ökologisch geprägten Bewirtschaftung, die auch den Gewässerschutz einschloss. Die aktuellen Gewässerdaten zeigen jedoch, dass die numerischen Anforderungen der Gewässerschutzverordnung eindeutig nicht erfüllt und die Qualitätskriterien häufig überschritten werden. Der Fokus liegt im vorliegenden Artikel auf dem Potenzial der flächenmässig vorherrschenden Standardproduktion (ÖLN) und den Möglichkeiten der integrierten Produktion zur Eintragsverminderung. Aussichtsreiche Stossrichtungen sind beschrieben und es wird aufgezeigt, dass es bei jeder Kultur bedeutende Spielräume für Verbesserungen gibt. Die Erfahrungen in der Vergangenheit haben gezeigt, dass es bei einem konsequenten Zusammenwirken der Akteure möglich ist, innerhalb weniger Jahre substanzielle Verbesserungen zu erreichen.

DANK

Die Studie wurde durch das Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziert. Den für die Recherchen im Zusammenhang mit diesem Artikel Befragten möchten wir herzlich danken. Insbesondere Irene Wittmer (Eawag), Franz Bigler (ehemals Agroscope), Padruot Fried (ehemals Agroscope), Christoph Moschet (Eawag/UC Davis), Muriel Valantin-Morison (INRA), Ruedi Büchi (ehemals Agroscope), Hans Ramseier (HAFL), Andreas Keiser (HAFL), Daniel Strahm (fenaco), Markus Jenny (Vogelwarte), Andreas Schwarz (Kt. St. Gallen), Johannes Ranke (jrwb), Emilien Quilliot (ITB) und Suzanne Blocaille (ITB). Ein besonderer Dank geht an Bertrand Omon (Chambre d'Agriculture de l'Eure) für die detaillierten Informationen zu den Betriebsnetzen in der Normandie.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Wittmer, I. K. et al. (2014): Über 100 Pestizide in Fließgewässern. *Aqua & Gas* 3, p. 32–43
- [2] Moschet, C. et al. (2014): Picogram per liter detections of pyrethroids and organophosphates in surface waters using passive sampling. *Water Res.* 66, p. 411–422
- [3] Moschet, C. et al. (2014): How a complete pesticide screening changes the assessment of surface water quality. *Environ. Sci. Technol.* 48, p. 5423–5432
- [4] SR916.161 (2015): Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (Pflanzenschutzmittelverordnung, PSMV)
- [5] SR813.12 (2015): Verordnung über das Inverkehrbringen von und den Umgang mit Biozidprodukten (Biozidprodukteverordnung, VBP)
- [6] Leib, V. (2015): Biologischer Zustand kleiner Fließgewässer. *Aqua & Gas* 4, p. 66–75
- [7] Wittmer, I. K. et al. (2011): Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides. *Sci. Total Environ.* 409, p. 920–932
- [8] Braun, C. et al. (2015): Mikroverunreinigungen in Fließgewässern aus diffusen Einträgen. Situationsanalyse. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1514
- [9] Leu, C.; Schneider, M. K.; Stamm, C. (2010): Estimating catchment vulnerability to diffuse herbicide losses from hydrograph statistics. *J. Environ. Qual.* 39, p. 1441–1450
- [10] Béguin, J.; Smola, S. (2010): Stand der Drainagen in der Schweiz – Bilanz der Umfrage 2008. Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern
- [11] Huber, A.; Bach, M.; Frede, H. G. (2000): Pollution of surface waters with pesticides in Germany: Modeling non-point source inputs. *Agric. Ecosyst. Environ.* 80, p. 191–204
- [12] Reichenberger, S. et al. (2007): Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Sci. Total Environ.* 384, p. 1–35
- [13] Singer, H. et al. (2006): Evaluation der Ökomassnahmen, Gewässer und Pestizide, Konzept- und Ergebnisbericht. Eawag: Dübendorf
- [14] FAO (2010): International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides Guidance on Pest and Pesticide Management Policy Development.
- [15] Ernst Basler und Partner. (2015): Massnahmen zur Reduktion von Einträgen von Pflanzenschutzmitteln in Gewässer – Eine Auslegeordnung
- [16] Häni, F. J.; Popow, G.; Reinhard, H.; Schwarz, A.; Vögeli U. (2012, 8. Aufl.): Pflanzenschutz im nachhaltigen Ackerbau. edition-Imz, p. 1–466
- [17] Junghans, M.; Kase, R.; Chèvre, N. (2012): Qualitätskriterien für Pflanzenschutzmittel. *Aqua & Gas* 11, p. 16–22
- [18] Garthwaite, D. G. et al. (2013). Pesticide usage survey report 235: arable crops in the United Kingdom 2012
- [19] Garthwaite, D. G. et al. (2014). Pesticide usage survey report 257: outdoor vegetable crops in the United Kingdom 2013
- [20] Gutsche, V.; Strassmeyer, J. (2007): SYNOPSIS – ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.* 59, p. 197–210
- [21] Moschet, C. (2011): Faktenblatt Insektizide und Fungizide aus landwirtschaftlichen Nutzflächen, in Faktenblatt. Eawag: Dübendorf
- [22] Wittwer, A.; Gubser, C. (2010): Umsetzung des Verbots von Pflanzenschutzmitteln. Untersuchung zum Stand der Umsetzung des Anwendungsverbots von Unkrautvertilgungsmitteln auf und an Strassen, Wegen und Plätzen. *Umwelt-Wissen* Nr. 1014
- [23] Krebs, R.; Hartmann, F. (2011): Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Schweizerischen Gartenbau: Datenübersicht – indikatorbasierte

- Risikobeurteilung – Monitoringkonzept. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW), Wädenswil
- [24] Rüttimann, M. (Basel, 2001). Boden-, Herbizid-, und Nährstoffverluste durch Abschwemmung bei konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat von Silomais. Dissertation Universität Basel
- [25] Bigler, F.; Waldburger, M.; Ammon, H.-U. (1995): Vier Maisanbauverfahren 1990 bis 1993 – Die Verfahren im Vergleich. *Agrarforschung* 2, p. 353–356
- [26] Wittmer, I.; Stamm, C.; Singer, H.; Junghans, M. (2014). Mikroverunreinigungen Beurteilungskonzept für Mikroverunreinigungen aus diffusen Einträgen. *Eawag: Dübendorf*
- [27] Diercks, R. (1983). Alternativen im Landbau, Ulmer Verlag, p. 1–379
- [28] Häni, F.; Boller, E. F.; Bigler, F. (1990): Integrierte Produktion – ein Weg zur ökologisch geprägten Landwirtschaft. *Schweiz. Landw. Forsch.* 29, p. 101–115
- [29] Schweizerische Gesellschaft für Phytomedizin (1988): Vernetztes Denken im modernen Pflanzenschutz. *Schweiz. Landw. Forsch.* 27, p. 1–114
- [30] Häni, F. (1994): Entwicklung ökologisch ausgerichteter Bewirtschaftungssysteme in der Schweiz – Projekt «Dritter Weg», in *Integrierter Landbau*, 2. Aufl. (eds. Diercks, R.; Heitefuss, R.), Verlagsunion Agrar, p. 329–338 und 426–427
- [31] Häni, F.; Boller, E. F.; Keller, S. (1998): Natural Regulation at the Farm Level, in *Enhancing Biological Control* (eds. Bugg, R. L.; Pickett, Charles H.), University of California Press, p. 161–210
- [32] Boller, E. F.; Häni, F.; Poehling, H.-M. (2004): Ökologische Infrastrukturen – Ideenbuch zur funktionalen Biodiversität auf Betriebsebene. *IOBC/Agriidea Eschikon-Lindau*, p. 1–213
- [33] Bio-Suisse (2015): Bio in Zahlen – Bio Suisse Jahresmedienkonferenz vom 8. April 2015. www.bio-suisse.ch/media/Ueberuns/Medien/BioInZahlen/JMK2015/d_jmk_15_bio_in_zahlen_2015_final.pdf [Accessed on 10.05.2015]
- [34] Bio Suisse (2015): Mengen Biobrotgetreide. www.bioaktuell.ch/de/markt/biomarkt/markt-bioacker-allgemein/brotgetreide/mengen.html [Accessed on 10.05.2015]
- [35] FiBL (2015): Betriebsmittelliste – Hilfsstoffe für den biologischen Landbau in der Schweiz, Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick
- [36] Altner, A. et al. (1977): Integrated Plant Protection – a Road to an Ecosystem-orientated Plant Production (Statement of Ovronnaz Switzerland, July 1976). *WPRS Bull.* 4, p. 93–116
- [37] Boller, E. F.; Avilla, J.; Gendrier, J. P.; Jörg, E.; Malavolta, C. (1998): Integrated Production in Europe – 20 years after the declaration of Ovronnaz (CH). *IOBC wprs Bull.* 21, p. 1–41
- [38] Baggiolini, M. (1990): La valorisation qualitative de la production agricole. *Rev. Suisse Vitic. Arboric. Hortic.* 10, p. 51–57
- [39] Boller, E. F. (1990): Integrierte Produktion in der Schweiz. *Weiterentwicklung in den achtziger Jahren, heutiger Stand und künftige Entwicklungen.* *Mitt. Schweiz. Entomol. Gesellschaft* 63, p. 501–505
- [40] El Titi, A.; Boller, E. F.; Gendrier, J. P. (1993): Integrated Production: Principles and Technical Guidelines. *IOBC-wprs Bull.* 16, p. 1–97
- [41] Boller, E. F.; Malavolta, C.; Jörg, E. (1997): Guidelines for Integrated Production of Arable Crops in Europe – IOBC Guideline III. *IOBC-wprs Bull.* 20, p. 1–16
- [42] Häni, F.; Vereijken, P., eds. (1990): Development of ecosystem-oriented farming – current status and prospects in Switzerland and other European countries. *International Organization for Biological and Integrated Control (IOBC-wprs).* *Schweizerische Landwirtsch. Forsch.* 29, p. 221–436
- [43] Stern, V.; Van den Bosch, R.; Hagen, K. (1959): The integrated control concept. *Hilgardia* 29, p. 81–101
- [44] FAO (1966): Principles, definitions and scope of integrated pest control. *Proc. Integr. Pest Control* 1, p. 11–17
- [45] Bajwa, W. I.; Kogan, M. (2002): Compendium of IPM Definitions. Publication No. 998, Oregon State University, Corvallis
- [46] Edens, T.; Fridgen, C.; Battenfield, S. (1985): Sustainable agriculture and integrated farming systems. *Proc. 1984 conference.* Michigan St. Univ. Press, East Lansing
- [47] Lampkin, N. (1990): Organic farming. *Farming Press, Ipswich, U.K.*
- [48] Zihlmann, U. et al. (2010): Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich. Resultate aus dem Anbausystemversuch Burgrain 1991 bis 2008. *ART-Bericht* 722, p. 1–16
- [49] Widmer, C. (1994): Rege Beteiligung am IP-Programm. *Agrarforschung Schweiz* 1, p. 76–78
- [50] Hilfiker, J.; Malitius, O. (1995): Vergleich der Landbauformen. IP und Biolandbau – wirtschaftliche Alternative zur konventionellen Produktion. *FAT-Berichte* Nr. 465, p. 1–12
- [51] Schreiber, C. (2001): Erfolge und Nebenwirkungen staatlich geförderter Ökologie. *NZZ*, 4.1.2001
- [52] fenaco (1989–2008): Zielsortimente Pflanzenbehandlungsmittel (Einteilung aller PSM in 3 Kategorien betr. Umweltverhalten) / (ab 2009): (neue) Zielsortimente (z.T. mit Umweltinfos bei einzelnen PSM)
- [53] Vogel, B. (2015): Migros stellt die Bio-Frage. *Der Bund*, 4.9.2015
- [54] Schweizerische Gesellschaft für Phytomedizin (1986): Analyse der phytomedizinischen Situation in der Schweiz 1986. *Schweizerische Landwirtsch. Forsch.* 25, p. 245–388
- [55] Schweizerische Gesellschaft für Phytomedizin (1993): Jahresberichte der Präsidenten 1982–92 und Beiträge zum Pflanzenschutz. *Schweizerische Landwirtsch. Forsch.* 32, p. 279–425
- [56] Schweizerische Gesellschaft für Phytomedizin (1989): Analyse von 19 Anbaurichtlinien (5-mal Bio, 14-mal IP), Arbeitsgruppe «Anbau- und Pflegesysteme», 35 pp.
- [57] Fried, P. M. et al. (1993): Möglichkeiten des Einsatzes biotechnologischer Methoden zur Erhöhung der Resistenz gegen Krankheiten und Schädlinge wichtiger Kulturpflanzen in der Schweiz, SNF Schwerpunktprogramm Biotechnologie (Modul 6), Biotechnologie der höheren Pflanzen
- [58] Spycher, S.; Daniel, O. (2013): Agrarumweltindikator Einsatz von Pflanzenschutzmitteln – Auswertungen von Daten der Zentralen Auswertung Agrarumweltindikatoren (ZA-AUI) der Jahre 2009–2010. *Agroscope, Wädenswil*
- [59] Moschet, C. et al. (2015): Insektizide und Fungizide in Fließgewässern. *Aqua & Gas* 4, p. 54–65
- [60] Boller, E. F. et al. (1995): Pflanzenschutz als Teil einer nachhaltigen Produktion. *Agrarforschung* 2, p. 504–507
- [61] Remund, U.; Gut, D.; Boller, E. F. (1992): Beziehungen zwischen Begleitflora und Arthropodenfauna in Ostschweizer Rebbergen. *Schweizerische Zeitschrift für Obst und Weinbau* 128, p. 527–540
- [62] Günter, M.; Pasquier, D. (2008): Verwirrungstechnik im Weinbau – eine Erfolgsgeschichte. *Schweizerische Zeitschrift für Obst- und Weinbau* p. 4–6
- [63] Bigler, F.; Bosshart, S.; Waldburger, M.; Ingold, M. (1990): Einfluss der Dispersion von *Trichogramma evanescens* Westw. auf die Parasitierung der Eier des Maiszünslers, *Ostrinia nubilalis* Hbn. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomol. Gesellschaft* 63, p. 381–388
- [64] Rossberg, D.; Hommes, M. (2014): NEPTUN-Gemüsebau 2013 – Berichte aus dem Julius Kühn-Institut 175, Kleinmachnow, Deutschland
- [65] BLW (2013): Agrarbericht 2013 Bern
- [66] Kläy, R. (ETH Zürich, 1984): Untersaaten zu Mais – Gegenseitige Beeinflussung von Unterkultur und Mais, sowie Auswirkungen auf Bodenstruktur, Nitratauswaschung, Stickstoff-Fixierung und die Entwicklung der Folgekulturen, Dissertation ETH Nr. 7530
- [67] Zwerger, P.; Ammon, H.U. (2002): Unkraut – Ökologie und Bekämpfung, Ulmer, p. 1–419 / Dierauer, H.U., Stöppler-Zimmer, H. (1994): Unkrautregulierung ohne Chemie, Ulmer, p. 1–134
- [68] Häni, F. (1987): Integrierter Landbau – Regeln für Ackerkulturen. *UFA-Revue* 9, p. 11–14 / Niklaus et al. (1989): SVIAL-Anbauempfehlungen für den integrierten Ackerbau, *UFA-Revue* 2, p. 19–31
- [69] Häni, F. (1989): The Third Way. *WPRS-Bulletin* XII, p. 51–66
- [70] Häni, F. (1993): Weiterentwicklung umweltscho-

- nender Bewirtschaftungssysteme – Projekt Dritter Weg. Schweiz. Landwirts. Forschung 32, p. 341–364
- [71] Irla, E. (1989): Bandspritzung und Hacken in Zuckerrüben und Mais: Verfahrensvergleich der Unkrautbekämpfung – FAT Berichte 359
- [72] Reckenholz Agroscope FAL (2004): Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Schriftenreihe der FAL 52
- [73] Vasileiadis, V. P. et al. (2015): On-farm evaluation of integrated weed management tools for maize production in three different agro-environments in Europe: Agronomic efficacy, herbicide use reduction, and economic sustainability. Eur. J. Agron. 63, p. 71–78
- [74] Pannacci, E.; Tei, F. (2014): Effects of mechanical and chemical methods on weed control, weed seed rain and crop yield in maize, sunflower and soyabean. Crop Prot. 64, p. 51–59
- [75] Huiting, H.; van der Weide, R.; Riemens, M. (2014): Practical experiences from physical and cultural weed control in reduced tillage maize growing systems, in: 10 th EWRS Workshop on Physical and Cultural Weed Control – Alnarp, Sweden (ed. Cloutier, D. C.)
- [76] Tschachtli, R. (2010): Vergleich von Anbausystemen auf Burgrain. Berufsbildungszentrum Natur und Ernährung, BBZ Natur und Ernährung, Schüpfheim
- [77] Tschachtli, R.; Dubois, D.; Ammann, H. (2004): Produzentenpreise entscheidend für ökonomischen Erfolg, in: Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Schriftenreihe der FAL 52 p. 42–47
- [78] Streit, B.; Scherrer, C.; Tschachtli, R. (2004): Dynamik der Unkrautpopulationen, in: Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich – Anbausystemversuch Burgrain, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Schriftenreihe der FAL 52 p. 70–75
- [79] Schweizer, S.; Kauf, P.; Höhn, H. (2013): Abdrift – reduzierende Massnahmen im Praxisversuch, Agrarforschung Schweiz 4, p. 484–491
- [80] Balsari, P.; Duruchowski, G.; Ophoff, H.; Roettele, M. (2013): Best Management Practices to reduce spray drift. TOPPS prowadis, www.topps-life.org/uploads/8/0/0/3/8003583/de_drift_book.pdf
- [81] Hanke, I.; Poiger, T.; Aldrich, A. P. (2014): Pflanzenschutzmitteleinsatz – Risikomindernde Massnahmen bezüglich Abschwemmung. Agrarforschung Schweiz 5, p. 180–187
- [82] Bauer, F. et al. (2014): Gute fachliche Praxis zur Verringerung der Gewässerbelastung mit Pflanzenschutzmitteln durch Run-off und Erosion. TOPPS prowadis, www.topps-life.org/uploads/8/0/0/3/8003583/de_runoff_book.pdf [Accessed on 10.05.2015]
- [83] TOPPS. (2011): Vermeiden von Gewässerunreinigungen durch Punktquellen – TOPPS Beste Management Praxis (BMP). TOPPS prowadis, www.topps-life.org/uploads/8/0/0/3/8003583/topps_de.pdf [Accessed on 10.05.2015]
- [84] Stamm, C.; Doppler, T.; Prasuhn, V.; Singer, H. (2012): Standortgerechte Landwirtschaft bezüglich der Auswirkung von landwirtschaftlichen Hilfsstoffen auf Oberflächengewässer. Projekt-Schlussbericht, EAWAG: Dübendorf
- [85] Joos, O.; Bosshard, A.; Bühler, L. (2013): Win4 Pilotprojekt Alberswil-Mauensee/LU – Methodikentwicklung und regionale Vorabklärungen für eine landschaftsorientierte Umsetzung. Ö+L GmbH, Litzbuch
- [86] Daniel, O. et al. (2014): Win4 in der Landwirtschaft: Verbesserungen in den Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie. Agrarforschung Schweiz 5, p. 64–67
- [87] Brown, C. D.; van Beinum, W. (2009): Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. Environ. Pollut. 157, p. 3314–3324
- [88] Alletto, L. et al. (2010): Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. Agron. Sustain. Dev. 30, p. 367–400
- [89] Maetens, W.; Poesen, J.; Vanmaercke, M. (2012): How effective are soil conservation techniques in reducing plot runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean? Earth-Science Rev. 115, p. 21–36
- [90] Friedrich, T.; Kassam, A.; Corsi, S. (2013): Conservation Agriculture in Europe in: Conservation Agriculture – Global Prospects and Challenges (eds. Jat, R. A., Sahrawat, K. L.; Kassam, A. H.) p. 127–179
- [91] Anken, T. (2015): 25 Jahre Streifenfrässaatclub für nachhaltigen Maisanbau. Schweizer Landtechnik 6/7, p. 48–49
- [92] Hösl, R.; Strauss, P. (2014): Wirksamkeit konservierender Bodenbearbeitungsverfahren zur Reduktion von Oberflächenabfluss und Bodenerosion in: Das INTERREG IV A-Projekt «Gewässer-Zukunft» 2009–2013 (ed. HBLFA Raumberg-Gumpenstein) p. 59–68
- [93] Freier, B. et al. (2011): Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz Jahresbericht 2010 Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2010 – Berichte aus dem Julius Kühn-Institut. Kleinmachnow, Deutschland
- [94] Melander, B. et al. (2013): European Perspectives on the Adoption of Nonchemical Weed Management in Reduced-Tillage Systems for Arable Crops. Weed Technol. 27, p. 231–240
- [95] Mosimann, T. (2013): Erosionsmonitoring im Kanton Basel-Landschaft 1982–2012. Entwicklung der Erosionsgefährdung Schutz der Böden durch die Bewirtschaftung Folgerungen für die Praxis, Amt für Umweltschutz und Energie, Liestal
- [96] Institut Technique de la Betterave (2015): Désherbage mécanique combiné : coûts et efficacité. La Tech. Betteravière p. 1–2
- [97] Schellbach, I. (2003): Streicheleinheiten für Zuckerrüben. top Agrar 4, p. 101–103
- [98] Büchi, R.; Häni, F.; Schenk, B.; Frei, P.; Jenzer, S. (1987): Rüben in Raps als Fangpflanzen für Rapsschädlinge. Mitt. Schweiz. Landw. 35, p. 34–40
- [99] Terres Innovia (2015): Guide de culture – colza 2015. Thiverval-Grignon, Frankreich
- [100] Basler, S. (2014): Raps: Fokus Sorten und Fungizide, in Tagung Forum Ackerbau – Erkenntnisse aus Praxisversuchen 19.11.2014. www.forumackerbau.ch/fileadmin/forumackerbau.ch/Versuche_Raps/FA_Raps_Sorten_und_Fungizide_2014_SB.pdf [Accessed on 10.05.2015]
- [101] Aubertot, J. N.; Pinochet, X.; Doré, T. (2004): The effects of sowing date and nitrogen availability during vegetative stages on Leptosphaeria maculans development on winter oilseed rape. Crop Prot. 23, p. 635–645
- [102] AgriGenève. (2014): Fiche technique: colza associé, avril 2014, Groupe d'intérêts: Agriculture de conservation
- [103] Rossier, N. (2014): Rapsuntersaat-Versuch in Grangeneuve, 18. August 2014, Landwirtschaftliches Institut des Kantons Freiburg (LIG). www.vulg-fr.ch/index.php/de/dokumente/pflanzenbau/420-rapsuntersaat-versuch-in-grangeneuve [Accessed on 10.05.2015]
- [104] Hebeisen, H. (2015): Versuchsbericht Rapsanbau, BBZ Natur und Ernährung, beruf.lw.ch/berufsbildungszentren/bbzn/bbzn_fachbereich_lw/bbzn_lw_projekte_versuche/anbauversuche_ackerbau [Accessed on 10.05.2015]
- [105] Nilsson, A. T. S. et al. (2014): Integrated control of annual weeds by inter-row hoeing and intra-row herbicide treatment in spring oilseed rape, 26. Deutsche Arbeitsbesprechung über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung, 11.–13. März 2014, Braunschweig. Julius-Kühn-Archiv p. 746–750
- [106] Bouchard, C.; Valantin-morison, M.; Grandeau, G. (2011): Itinéraires techniques intégrés du colza d'hiver: comment concilier environnement et économie. Courrier de l'environnement de l'INRA 61, p. 5–20
- [107] Ludwig, T. (2012): Regulierung von Rapsschädlingen im ökologischen Winterrapsanbau durch den Mischanbau mit Rüben (Brassica rapa L. var. silvestris (Lam.) Briggs) sowie den Einsatz naturstofflicher Pflanzenschutzmittel, Dissertation Humboldt-Universität zu Berlin
- [108] Daniel, C.; Dierauer, H.; Clerc, M. (2013): The potential of silicate rock dust to control pollen beetles (Meligethes spp.). IOBC-WPRS Bull. 96, p. 47–55
- [109] Jossi, W.; Humphrys, C.; Dorn, B.; Hiltbrunner,

- J. (2014): Bekämpfung des Rapsglanzkäfers mit dem Naturstoff Surround. *Agrar. Schweiz* 5, p. 80-87
- [110] De Baan, L.; Spycher, S.; Daniel, O. (2015): Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Schweiz von 2009 bis 2012. *Agrar. Schweiz* 6, p. 48-55
- [111] Leu, C. et al. (2005): Comparison of Atrazine Losses in Three Small Headwater Catchments. *J. Environ. Qual.* 34, p. 1873
- [112] Schmocker-Fackel, P.; Naef, F.; Scherrer, S. (2007): Identifying runoff processes on the plot and catchment scale. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, p. 891-906
- [113] Couforier, N. et al. (2008): Limiter la formation du ruissellement en sol limoneux, Fiche n° 1 – Maïs. www.seine-maritime.chambagri.fr/fiches_techniques_erosion.asp [Accessed on 10.05.2015]
- [114] Agridea (2013): *Landwirtschaft und Naturgefahren*. p. 10
- [115] Hilfiker, J. (1997): Vergleich der Landbauformen – Sind IP und Biolandbau wirtschaftliche Alternativen zur konventionellen Landwirtschaft. *FAT-Berichte Nr. 498., Tänikon*
- [116] Ramseier, H. (2015): *Persönliche Mitteilung* (Berner Fachhochschule, Hochschule für Agrar-, Forst- u. Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen)
- [117] Keiser, A. (2015): *Persönliche Mitteilung* (Berner Fachhochschule, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen)

> SUITE DU RÉSUMÉ

pertinentes des mesures du NAWA SPE et déterminer leur utilisation dans les différentes cultures et en dehors de l'agriculture. On a établi avec une grande, voire très grande certitude, que deux tiers des substances actives sont utilisées pour une ou plusieurs cultures ou comme biocide. On a pu attribuer à la grande majorité des herbicides utilisés en culture de maïs des concentrations supérieures aux CQC, mais aussi à ceux employés dans les betteraves sucrières, les céréales, les pommes de terre et les légumes. Une comparaison avec les données historiques montre, à l'image des insecticides, que les méthodes de culture qui ont été mises au point dans les années 1980 et 1990 ont conduit à des progrès notables. Les meilleurs exemples sont le maïs, la betterave sucrière et le colza, pour lesquels il est aujourd'hui possible d'agir sur les trois fronts – réduction, substitution et optimisation. Ainsi, pour le maïs et les cultures sarclées en général, il est possible de réduire l'emploi des herbicides en associant désherbage chimique et désherbage mécanique, en préférant l'utilisation de substances moins mobiles et en travaillant le sol de façon à limiter le ruissellement superficiel. Il est important d'œuvrer en synergie avec les autres objectifs agronomiques tels que la lutte contre l'érosion et la gestion des résistances. Il est également intéressant d'analyser les résultats obtenus dans le passé. Ces résultats s'expliquent par la collaboration entre chercheurs en agronomie, vulgarisateurs et chefs d'exploitation innovants et par le soutien de la politique agricole axée sur des objectifs sociaux. Aussi s'attendent à des effets durables – d'un point de vue écologique, économique et social –, si non seulement les prescriptions et les contrôles sont adéquats, mais les acteurs principaux (en premier lieu les agriculteurs) et les personnes concernées (les consommateurs et le marché) sont impliqués de façon constructive.

IS-E

die starke Softwarelösung für Energieversorger

- > Abrechnung aller Energiearten (Gas, Wasser, Strom etc.)
- > Abrechnung verschiedener Dienstleistungen (Kehricht, Kabel-TV, Telefon, Internet)
- > Flexible Produktgestaltung
- > CRM / Marketing
- > Vertragsmanagement
- > Installationskontrolle
- > Integration von Ablesegeräten, Fernablesesystemen, Smart Metering
- > Dokumentmanagement

Über 440 Energieversorger mit mehr als 2.2 Mio. Messgeräten setzen auf das führende Informationssystem IS-E.

 **InnoSolv**
www.innosolv.ch

LANDNUTZUNG ENTLANG DES GEWÄSSERNETZES

QUELLEN FÜR MIKROVERUNREINIGUNGEN

Die stoffliche Gewässerqualität hängt erheblich von der Landnutzung im Einzugsgebiet eines Gewässers ab. Mit einem neu erstellten Geo-Datensatz, der erstmals auch die Charakterisierung kleiner Fliessgewässer ermöglichte, wurde die Landnutzung entlang des Schweizer Gewässernetzes analysiert. In grosse Teile des Gewässernetzes, insbesondere in kleine Gewässer, können ausschliesslich Stoffe aus verschiedenen diffusen Quellen eingetragen werden.

Ivo Strahm; Nicole Munz; Christian Leu, BAFU
Irene Wittmer; Christian Stamm, Eawag*

RÉSUMÉ

L'UTILISATION DU SOL LE LONG DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE – SOURCES DE MICROPOLLUANTS

L'utilisation du sol dans le bassin versant d'un cours d'eau définit le spectre des substances rejetées dans les eaux, ainsi que la charge en substances rejetées. Une analyse de l'utilisation du sol peut donc servir de base pour l'estimation de la charge en substances d'un cours d'eau. Dans la présente étude, une analyse à l'échelle de la Suisse de l'utilisation du sol le long des cours d'eau a été réalisée à l'aide d'une base de données de bassins versants basée sur un SIG. Dans ce cadre, les rejets diffus de micropolluants ont fait l'objet d'une attention particulière. Étant donné que des concentrations élevées en micropolluants sont surtout, par expérience, mesurées dans les petits cours d'eau qui constituent une grande part du réseau hydrographique, la base de données a été élaborée de telle sorte qu'une caractérisation quantitative liée à l'utilisation du sol des petits cours d'eau a pu être établie. Les infrastructures de transport (chemins de fer, routes), les zones habitées, les STEP, diverses surfaces à usage agricole (vignes, vergers, prairies, terres cultivées) et les déchetteries ont été considérés comme sources pertinentes de micropolluants. L'analyse a montré que le tronçon de petits cours d'eau qui peuvent être fortement contaminés en micropolluants par une seule source peut être court (par ex. déchetteries, chemin de fer) ou très long (par ex. prairie, route) en

EINLEITUNG

Der Zustand der Oberflächengewässer wird entscheidend von der Landnutzung, der Infrastruktur und den damit verbundenen Aktivitäten im Einzugsgebiet beeinflusst. Beispielsweise ändert sich aufgrund der Landnutzung im Einzugsgebiet und entlang des Gewässers der gewässerbiologische Zustand, die Sedimentfrachten oder der ökomorphologische Zustand eines Gewässers. Dies gilt auch für die Beeinflussung der Wasserqualität durch Nährstoffe oder Mikroverunreinigungen. Es wurde wiederholt gezeigt, dass das in den Gewässern nachgewiesene Stoffspektrum auf spezifische Landnutzungen (z.B. Landwirtschaft, Verkehr, Siedlung) im Einzugsgebiet zurückgeführt werden kann [1–5]. So werden aus Ackerlandflächen andere Stoffe in die Gewässer eingetragen als aus Obstkulturen, Strassen, zentralen Abwasserreinigungsanlagen (ARA) oder der Siedlungsfläche. *Figur 1* zeigt Beispiele von Mikroverunreinigungen, die jeweils von einer bestimmten Landnutzung in die Gewässer eingetragen werden können.

Eine Analyse der Landnutzung, bezogen auf das Gewässernetz, dient als Grundlage für eine Abschätzung der stofflichen Verunreinigungen eines Fliessgewässers. Auch können die daraus resultierenden Daten und Ergebnisse für eine Beurteilung der Relevanz verschiedener Stoffquellen beigezogen werden. Zudem

* Kontakt: ivo.strahm@bafu.admin.ch

kann eine solche Analyse die Planung und Auswertung von aufwendigen Gewässeruntersuchungen ergänzen.

Bisher war eine Analyse der Landnutzung auf nationaler Skala nur für grössere Fließgewässer möglich, da eine umfassende Ausscheidung der Einzugsgebiete kleiner Fließgewässer fehlte. Kleine Gewässer, d. h. Gewässer mit Flussordnungszahl (FLOZ) 1 und 2 nach Strahler [6], machen in der Schweiz aber 75% des Gewässernetzes aus (Fig. 2) und sind von grosser ökologischer Relevanz. Zudem zeigen Messdaten, dass besonders in kleinen Gewässern unter bestimmten Voraussetzungen hohe Konzentrationen von Mikroverunreinigungen gemessen werden [1–4; 7]. Deshalb wurde ein GIS-basierter Einzugsgebietsdatensatz generiert, der eine detaillierte Analyse der Landnutzung, bezogen auf das Gewässernetz einschliesslich kleiner Gewässer, ermöglicht. Der vorliegende Artikel präsentiert eine erstmals in dieser Form mögliche Analyse der Landnutzung entlang des gesamten Schweizer Gewässernetzes sowie eine Anwendung des Datensatzes zur Beurteilung der Repräsentativität zweier ausgewählter Gewässeruntersuchungen.

VORGEHEN

DEFINITION VON EINZUGSGEBIETEN

Für die Analyse der Landnutzung entlang des Schweizer Gewässernetzes wurde eine Charakterisierung der Fließgewässer durchgeführt. Diese sollte auch für kleine Fließgewässer möglich sein. Deshalb wurde als kleinste Charakterisierungseinheit der Gewässerabschnitt gewählt. Als Gewässerabschnitt wird beispielsweise eine Fließstrecke bezeichnet, die durch zwei Gewässerknoten (Zusammentreffen zweier Fließgewässer) begrenzt ist.

Das hier verwendete Gewässernetz von etwa 64 000 km Länge umfasst rund 182 000 ober- und unterirdisch verlaufende Gewässerabschnitte (ausschliesslich Fließgewässerabschnitte), die im Mittel 350 m und maximal 14 km lang sind. Für jeden Gewässerabschnitt wurde in einem halbautomatischen, GIS-technischen Verfahren aus einem Höhenmodell das jeweils zugehörige, topografische und vektorbasierte Teileinzugsgebiet bestimmt (Fig. 3). So entstand ein lückenloses, überlappungsfreies Mosaik aus rund 182 000 Teileinzugsgebieten mit einer

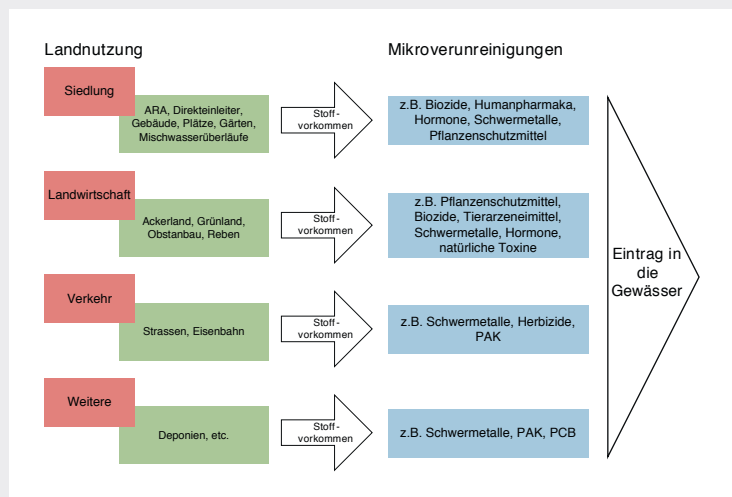


Fig. 1 Beispiele von Mikroverunreinigungen, die aus unterschiedlichen Landnutzungen in die Gewässer eingetragen werden können

Exemples de micropolluants qui peuvent être rejetés dans les eaux par diverses utilisations du sol

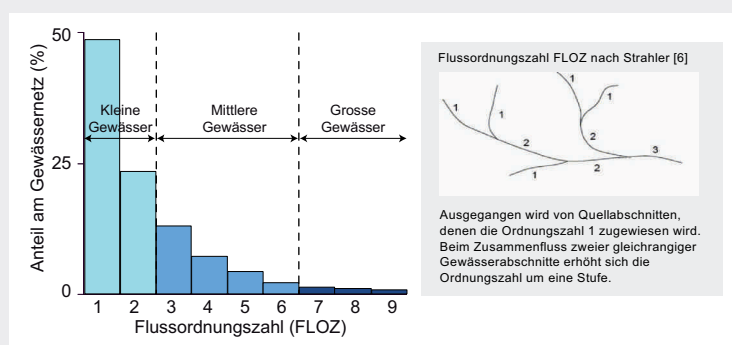


Fig. 2 Anteil Fließstrecke am gesamten Gewässernetz der Schweiz nach Flussordnungszahlen (FLOZ). Hier werden Fließgewässer mit FLOZ 1 und 2 als «kleine Gewässer», mit FLOZ 3–6 als «mittlere Gewässer» und mit FLOZ 7–9 als «grosse Gewässer» bezeichnet [7]

Répartition des tronçons de cours d'eau de l'ensemble du réseau hydrographique de la Suisse selon le numéro d'ordre hydrographique (NOH). Classification des cours d'eau selon le NOH: NOH 1 et 2: «petits cours d'eau»; NOH 3 - 6: «cours d'eau moyens»; NOH 7 - 9: «grands cours d'eau» [7]

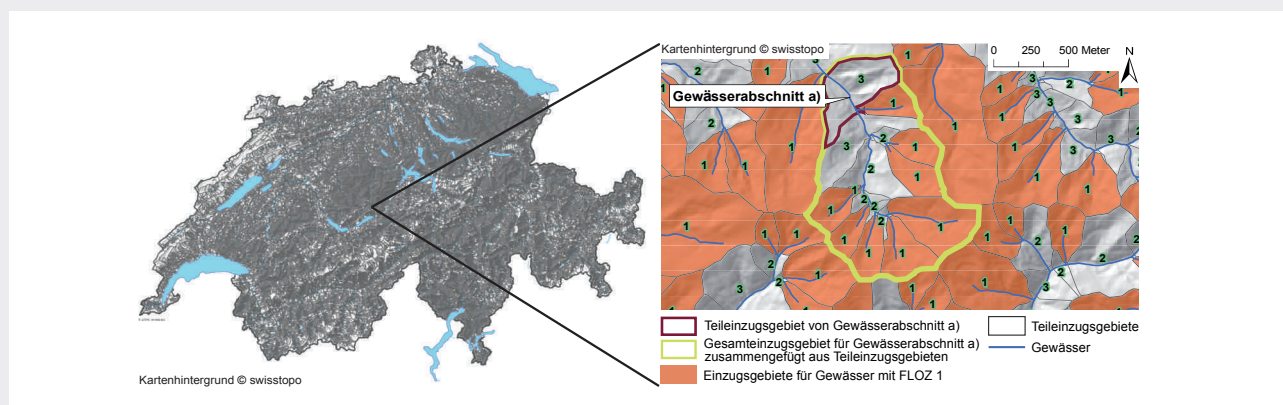


Fig. 3 Teileinzugsgebiete für die Gewässerabschnitte des Schweizer Gewässernetzes. Links: alle Teileinzugsgebiete der Schweiz. Rechts: Ausschnitt mit orange eingefärbten Teileinzugsgebieten für FLOZ 1 Gewässerabschnitte. Hervorgehoben: Ein Gesamteinzugsgebiet für ein FLOZ 3 Gewässer bestehend aus Teileinzugsgebieten. Die Zahlen beschreiben die FLOZ der Gewässerabschnitte eines Teileinzugsgebietes

Bassins versants partiels pour les tronçons de cours d'eau du réseau hydrographique suisse. À gauche: tous les bassins versants partiels. À droite: extrait avec des bassins versants partiels en orange pour les tronçons de cours d'eau avec un NOH de 1. En surbrillance: un bassin versant global pour un cours d'eau NOH 3 composé de bassins versants partiels

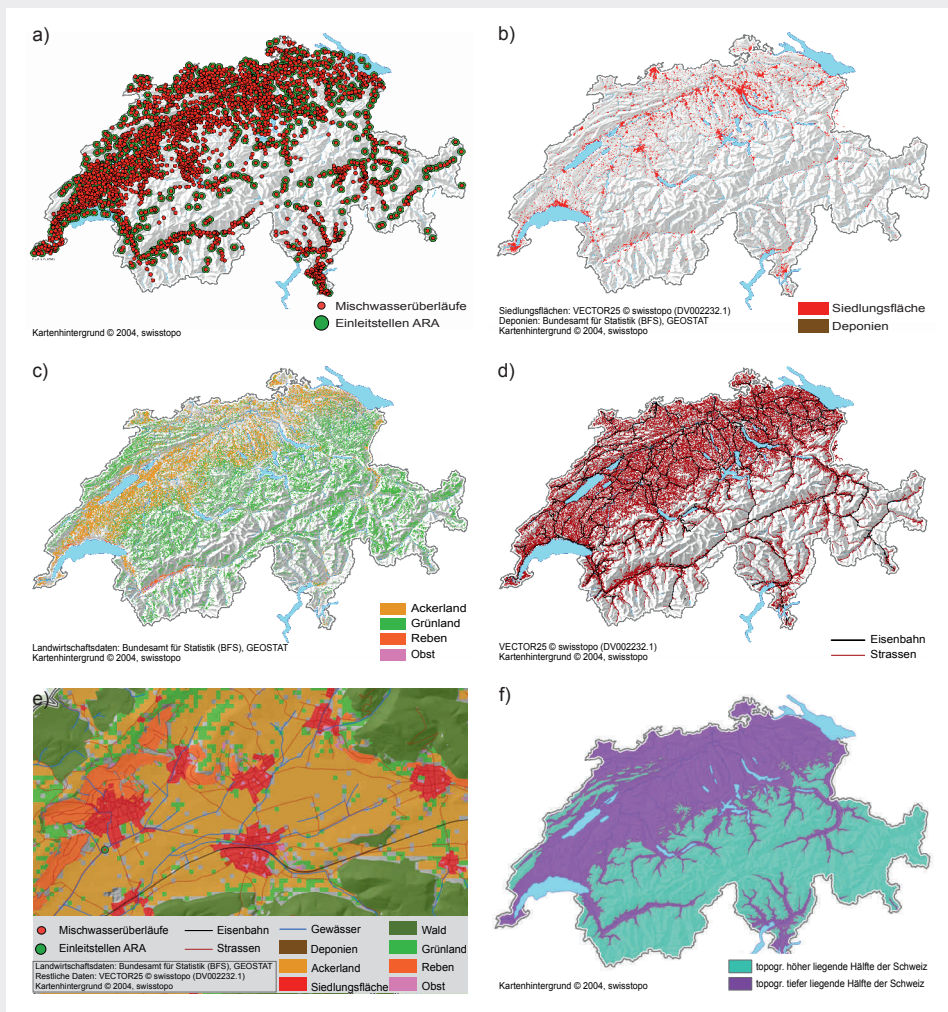


Fig. 4 Landnutzung / Landnutzungsdaten der Schweiz (z.T. sind einige Landnutzungen aufgrund deren geringen Flächengrösse auf der schweizweiten Übersicht nicht ersichtlich oder kommen im gewählten Ausschnitt nicht vor): a) Quellen mit häuslichem Abwasser; b) Siedlungsflächen und Deponien; c) Landwirtschaft; d) Verkehr; e) Detailansicht der Daten aus a), b), c), d) im Gebiet Klettgau, Schaffhausen; f) die Schweiz eingeteilt in die topografisch höher gelegene (> 1080 m ü. M.) und topografisch tiefer gelegene Hälfte (entspricht annäherungsweise der Hälfte der Landfläche der Schweiz)

Utilisation du sol/données d'utilisation du sol en Suisse (en partie, certaines utilisations du sol ne sont pas visibles en raison de leur faible étendue sur le territoire suisse ou n'apparaissent pas dans l'extrait choisi): a) sources avec eaux usées domestiques; b) surfaces habitées et déchetteries; c) agriculture; d) trafic; e) vue détaillée des données de a), b), c), d) dans la zone de Klettgau, Schaffhouse; f) la Suisse répartie en partie haute (> 1080 m d'altitude) et en partie basse (correspond approximativement à la moitié de la superficie de la Suisse)

durchschnittlichen Fläche von 2 ha. Für Gewässer mit FLOZ 1 stellt das Teileinzugsgebiet oft auch das Gesamteinzugsgebiet dar. Für Gewässer mit höherer FLOZ muss jedoch das Gesamteinzugsgebiet aus den Teileinzugsgebieten zusammengefügt werden (Fig. 3). Hierfür kam eine am BAFU verwendete, auf dem digitalen Gewässernetz basierende, hierarchische Struktur zum Einsatz [8].

CHARAKTERISIERUNG DER FLIESSGEWÄSSER

Die Charakterisierung der Fliessgewässer wurde anhand von schweizweit verfügbaren Landnutzungsdaten durchge-

führt (Fig. 4, Tab. 1). Betrachtet wurden Landnutzungen und Infrastrukturen, die als relevante Quellen für Mikroverunreinigungen beurteilt wurden.

Folgende Quellen, die nachstehend auch als «Landnutzung» bezeichnet werden, wurden in die Analysen einbezogen und unterschieden:

- a) Punktquellen: zentrale Abwasserreinigungsanlagen
- b) diffuse Quellen: Mischwasserüberläufe, Siedlungsflächen, Deponien, Landwirtschaft (Obstanbau, Reben, Ackerland, Grünland) und Verkehrsflächen (Strasse, Eisenbahn)

Für einzelne Analysen wurden auch die Waldflächen und eine berechnete Restfläche, bezeichnet als «Übrige», mit einbezogen. Es wird aber angenommen, dass aus diesen zwei Landnutzungen keine relevanten Einträge von Mikroverunreinigungen in die Gewässer erfolgen.

DATENAUSWERTUNG

Bei der Auswertung der Landnutzungsdaten standen drei Fragen im Vordergrund. Sie sind in Fig. 5 schematisch dargestellt und im Folgenden kurz erläutert:

a) Besteht eine bestimmte Landnutzung im Einzugsgebiet eines Gewässerabschnittes? Aufgrund des Vorkommens einer bestimmten Landnutzung im Einzugsgebiet eines Gewässerabschnittes sind grundsätzlich Einträge von Mikroverunreinigungen in diesen Gewässerabschnitt möglich. Illustriert an einem Beispiel heisst das, dass Stoffe, die von Ackerland im Bereich eines kleinen Zuflusses des Rheins eingetragen werden, in der gesamten Fliessstrecke bis nach Basel enthalten sein können. Die ganze Fliessstrecke bis nach Basel wird deshalb im Zusammenhang mit Frage a) als potenziell durch Stoffeinträge aus Ackerland beeinflusst betrachtet. Diese Betrachtung ermöglicht aber keine Aussage über das Ausmass der realen Beeinträchtigung eines Fliessgewässers.

b) Wie gross ist der Flächenanteil einer bestimmten Landnutzung am Einzugsgebiet? In Auswertung a) wird nicht berücksichtigt, wie gross der Flächenanteil einer bestimmten Landnutzung (beispielsweise Ackerland) am Gesamteinzugsgebiet ist. Die Flächenanteile sind aber bei ausgewählten Landnutzungen, insbesondere bei landwirtschaftlichen Nutzungen, eine wichtige Betrachtungsgrösse, um deren Relevanz in einem Einzugsgebiet und Ergebnisse von Gewässeruntersuchungen zu beurteilen. Auf bestimmte Nutzungsarten wie zum Beispiel ARA oder Mischwasserüberläufe ist diese Analyse nicht anwendbar. Für Nutzungsarten wie Deponien ist sie nur begrenzt aussagekräftig. In dieser Studie wird anhand eines Beispiels die Möglichkeit einer Beurteilung von Ergebnissen von Gewässeruntersuchungen basierend auf den bestimmten Flächenanteilen aufgezeigt. Dabei wurden hochaufgelöst gemessene Einträge von Pflanzenschutzmitteln in Einzugsgebieten mit hohen Anteilen von Ackerland be-

Landnutzung	Datensatz	Verfügbarkeit	Als relevante Quelle für Mikroverunreinigungen beurteilt
ARA	Einleitstellen ARA aus Micropoll-Modelldaten	BAFU, Abteilung Wasser	x
Mischwasserüberläufe	Modelliert, basierend auf bestehenden Geodaten (jeder ARA und mindestens jeder Gemeinde wurde ein Mischwasserüberlauf zugewiesen)	BAFU, Abteilung Wasser	x
Siedlungsfläche	Siedlungsfläche gemäss VECTOR25 (enthält beispielsweise: Gebäude, Gärten, Plätze)	swisstopo	x
Deponien	Arealstatistik nach Nomenklatur 92-97	Bundesamt für Statistik (BFS), GEOSTAT	x
Obstanbau	Obstanbaugebiete gemäss VECTOR25	swisstopo	x
Reben	Rebbaugebiete gemäss VECTOR25	swisstopo	x
Grünland	Arealstatistik nach Nomenklatur 2004 ergänzt mit Arealstatistik nach Nomenklatur 92-97. Entspricht dem Grünland ohne Kunstwiesen	Bundesamt für Statistik (BFS), GEOSTAT	x
Ackerland	Arealstatistik nach Nomenklatur 2004 ergänzt mit Arealstatistik nach Nomenklatur 92-97. Umfasst auch Kunstwiesen	Bundesamt für Statistik (BFS), GEOSTAT	x
Strassen	Strassen gemäss VECTOR25	swisstopo	x
Eisenbahn	Eisenbahn gemäss VECTOR25	swisstopo	x
Wald	VECTOR25	swisstopo	
Übrige	Restfläche: Differenz zwischen der Einzugsgebietsfläche und der Summe aller anderen betrachteten Landnutzungsflächen	BAFU	
Gewässer	Datensatz	Verfügbarkeit	
Gewässernetz	VECTOR25, 2007	swisstopo	
Hierarchie auf dem Gewässernetz		BAFU, Abteilung Wasser	
Einzugsgebiete	Teileinzugsgebiete der Gewässerabschnitte mit Hierarchie	BAFU, Abteilung Wasser	
Topografie			
Digitales Höhenmodell	DTM-AV (bearbeitet)	swisstopo	

Tab. 1 Verwendete Geo-/Datensätze
Bases de données/géodonnées utilisées

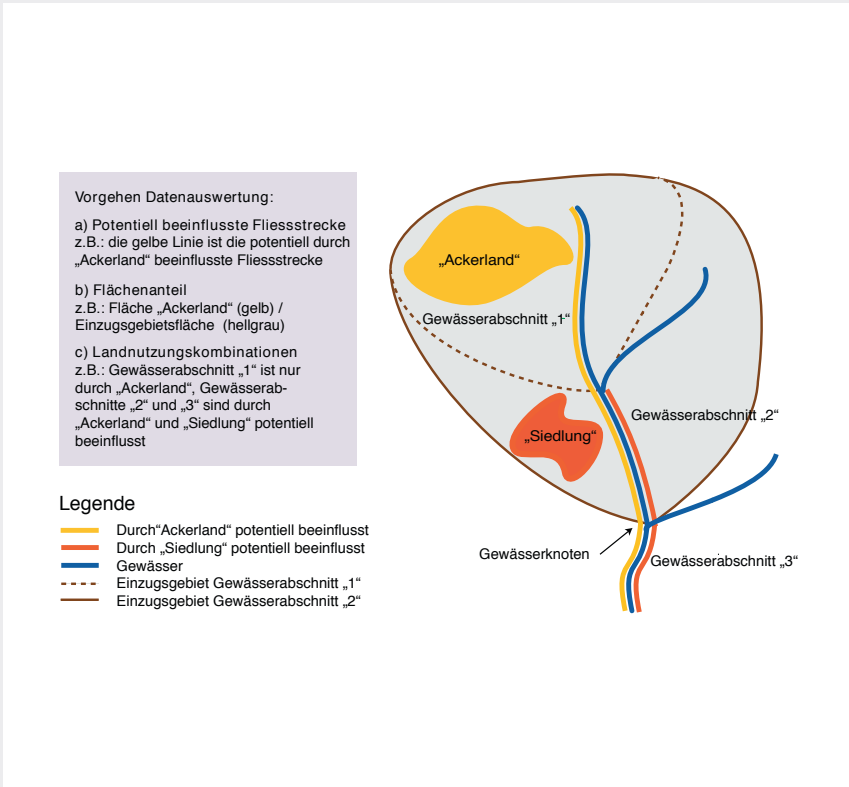


Fig. 5 Erläuterung des Vorgehens zur Auswertung der Landnutzungsdaten
Explication du mode opératoire d'évaluation des données d'utilisation du sol

züglich deren Repräsentativität für das Schweizer Gewässernetz analysiert.

c) Wie viele der ausgewählten Landnutzungen sind in einem Einzugsgebiet vorhanden?
In den Auswertungen a) und b) werden die Landnutzungen nur einzeln betrachtet. Im Grossteil der Einzugsgebiete kommen jedoch mehrere Landnutzungen vor. Beispielsweise ist Gewässerabschnitt «2» in *Figur 5* möglicherweise durch Stoffeinträge aus den Landnutzungen Siedlung und Ackerland beeinflusst.

In topografisch höher gelegenen Gebieten der Schweiz dominiert eine weniger komplexe und weniger intensive Landnutzung als in tiefer gelegenen Gebieten (Mittelland, Talebenen grösserer Täler). Deshalb wurde ein Teil der Analysen nur für die Gewässerabschnitte (rund 35 000 km) im Gebiet der topografisch tiefer liegenden Hälfte der Schweiz (< 1080 m ü. M.) gemacht (*Fig. 4e*).
Die hier ausgeführten GIS-Analysen erfolgten mit dem geografischen Informationssystem *ArcGIS* von ESRI [9].

RESULTATE UND DISKUSSION

POTENZIELL BEEINFLUSSTE FLIESSSTRECKE

Grünland, bei Vernachlässigung von Wald und «Übrige», beeinflusst potenziell die längste Fliessstrecke (Fig. 6a). Diese landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen nehmen besonders in den Gebieten der Alpen und Voralpen oder des Juras einen Grossteil der Landfläche ein (Fig. 4c). Aufgrund dieser geografischen Lage stellen sie deshalb für einen Grossteil der Fliessgewässer einen möglichen Belastungsfaktor dar. Andere Landnutzungen dagegen

kommen eher regional (z.B. Ackerland) oder gar nur lokal vor (z.B. Rebbaue) und beeinflussen deshalb potenziell einen kleineren Teil des Gewässernetzes. Der durch Obstanbau potenziell beeinflusste Fliessstreckenanteil ist relativ hoch. Dies obwohl die gesamte Obstanbaufläche weniger als 1% der Landesfläche ausmacht. Eine detaillierte Betrachtung der Landnutzungsdaten zeigte, dass neben den typischen Obstanbaugebieten im Thurgau oder im Wallis viele eher kleine Obstanbauflächen weiträumig, ähnlich wie Siedlungsflächen und Strassen, in der

Schweiz verteilt vorkommen. Deswegen können im Obstanbau eingesetzte Stoffe möglicherweise in einer relativ langen Fliessstrecke nachgewiesen werden.

ARA befinden sich hauptsächlich in den tiefer gelegenen Ballungszentren der Schweiz. Unterhalb von ARA befindet sich ein relativ kleiner Anteil der gesamten Fliessstrecke des Gewässernetzes. Für diese Fliessstrecke stellen ARA aber eine relevante Quelle für ein breites Spektrum von Stoffen dar, das mit dem biologisch gereinigten Abwasser eingetragen wird [10].

Die einzelnen Landnutzungen kommen jeweils entlang von 90-100% der Fliessstrecke von grossen Gewässern vor (Fig. 6b). Folglich kann nicht ausgeschlossen werden, dass fast alle grossen Gewässer eine grosse Vielfalt an Mikroverunreinigungen aller betrachteter Quellen enthalten. Mit abnehmender Gewässergrösse sind die jeweiligen Landnutzungen weniger häufig in den Einzugsgebieten vorhanden. Beispielsweise findet man bei grossen Gewässern entlang von 95% der Fliessstrecke die Landnutzung «Eisenbahn», bei kleinen Gewässern betrifft dies nur 10% der Fliessstrecke. Absolut betrachtet entsprechen jedoch diese 95% Fliessstrecke von grossen Gewässern 950 km, wogegen die 10% Fliessstrecke kleiner Gewässer mehr als das Doppelte beziehungsweise 2400 km ausmachen.

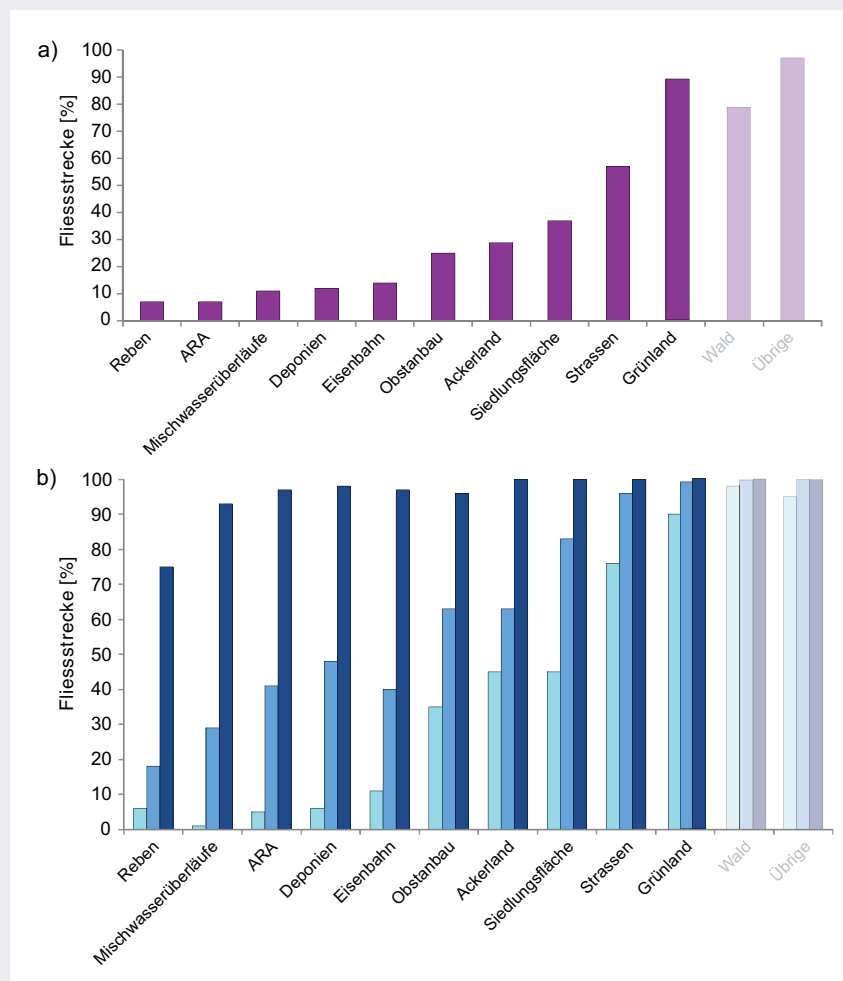


Fig. 6 Anteil Fliessstrecke, der potenziell durch eine der betrachteten Landnutzungen beeinflusst ist. «Wald» und «Übrige» werden nicht als relevante Quellen für Mikroverunreinigungen betrachtet, werden hier aber als Vergleichsgrössen trotzdem aufgeführt. a) Schweizweite Auswertung für das gesamte verwendete Gewässernetz (Fliessstrecke: rund 64 000 km). b) Auswertung für die topografisch tiefer liegende Hälfte der Schweiz. Hellblau: kleine Gewässer (Fliessstrecke: rund 24 000 km), Blau: mittlere Gewässer (Fliessstrecke: rund 10 000 km) und Dunkelblau: grosse Gewässer (Fliessstrecke: rund 1000 km)

Part des tronçons de cours d'eau qui est potentiellement influencée par l'une des utilisations du sol prises en compte. «Forêt» et «Autres» ne sont pas considérés comme sources pertinentes de micropolluants, mais sont toutefois représentés à des fins de comparaison. a) Évaluation à l'échelle de la Suisse du réseau hydrographique total utilisé (env. 64 000 km). b) Évaluation de la partie basse de la Suisse du point de vue topographique. Bleu clair: petits cours d'eau (env. 24 000 km), bleu: cours d'eau moyens (env. 10 000 km) et bleu foncé: grands cours d'eau (env. 1000 km)

FLÄCHENANTEIL EINER LANDNUTZUNG AM EINZUGSGEBIET

In den Figuren 7 und 8 sind die Fliessstreckenanteile dargestellt, auf deren Einzugsgebiete jeweils ein bestimmter Flächenanteil einer Landnutzung entfällt. Die Analyse der Flächenanteile beschränkt sich auf «flächige» Landnutzungen und ist auf Punktquellen nicht anwendbar. ARA und Mischwasserüberläufe wurden daher nicht betrachtet.

Flächenanteile in Einzugsgebieten kleiner Gewässer

Figur 7 zeigt die Flächenanteile einzelner Landnutzungen für kleine Gewässer der topografisch tiefer liegenden Hälfte der Schweiz. Beispielsweise hat es in rund 10% der Einzugsgebiete kleiner Gewässer (resp. entlang von 10 % der Gesamtflussstrecke) zwischen 20 und 40% Ackerland. Die landwirtschaftlich genutzten Flächen (Grünland, Ackerland, Obstanbau, Reben) haben die grössten Flächenanteile an den Einzugsgebieten und können gar bis zu

100% der Einzugsgebietsfläche abdecken. Nur die Siedlungsfläche erreicht ähnlich hohe Flächenanteile. Einzelne Fliessgewässer liegen vollumfänglich im Siedlungsgebiet. Strassen, Eisenbahnen und Deponien werden in der Regel nicht in die Fläche gebaut und sind deshalb flächenanteilmässig weniger relevant.

Eine Gegenüberstellung der landwirtschaftlich genutzten Flächen macht deutlich, dass eine vergleichsweise lange Fliessstrecke hohe Flächenanteile von

Ackerland und Grünland im Einzugsgebiet hat. Ackerlandflächen können bis 80% und mehr der Einzugsgebiete kleiner Gewässer ausmachen und mehr als 35% der Fliessstrecke weisen Ackerlandanteile von mehr als 10% auf. Rebbaugelände sowie der flächenanteilmässig bedeutende Teil der Obstanbaugelände kommen dagegen eher in wenigen Anbauregionen verdichtet vor. In einigen Einzugsgebieten finden sich zwar sehr hohe Anteile von Obstanbau- und Rebbaufächen (bis

100%), der Fliessstreckenanteil der Gewässer mit solch hohen Flächenanteilen ist aber eher klein.

Flächenanteile in Einzugsgebieten unterschiedlich grosser Gewässer

Die Betrachtung der verschiedenen Gewässergrössen zeigt, dass kleine Gewässer bezüglich der Zusammensetzung der Landnutzung ihrer Einzugsgebiete viel heterogener sind als mittlere und insbesondere grosse Gewässer. In *Figur 8* sind als Beispiel die Flächenanteile von Grünland für kleine, mittlere und grosse Gewässer der topografisch tiefer liegenden Hälfte der Schweiz abgebildet. Bei mehr als 10% der kleinen Gewässer ist der Anteil von Grünland mehr als 60%. Mittlere Gewässer weisen solch hohe Landnutzungsanteile nur auf einem kleinen Anteil der Fliessstrecke auf. Grosse Gewässer erreichen nie solch hohe Flächenanteile. Bei kleinen Gewässern ist aber auch die Fliessstrecke, die durch Grünland unbeeinflusst ist, relativ lang. Diese grössere Vielfalt der Flächenanteile bei kleinen Gewässern zeigt sich nicht nur beim Grünland, sondern auch bei der Analyse der anderen Landnutzungen (Daten nicht gezeigt). Die grossen Gewässer sind eher durch eine mittlere Landnutzungssituation charakterisiert. Im Hinblick auf eine Landnutzung trifft man extreme Situationen – nicht vorhanden oder stark ausgeprägt – hauptsächlich bei kleinen Gewässern an.

LANDNUTZUNGSKOMBINATIONEN

In rund 60% der analysierten Einzugsgebiete kommen mehrere für Mikroverunreinigungen relevante Landnutzungen vor (*Fig. 9*). Die Fliessgewässer, die durch die grösste Anzahl dieser Landnutzungen beeinflusst sein können, befinden sich in den intensiv genutzten Regionen der grossen Talebenen und des Mittellandes. Insbesondere bei grösseren Fliessgewässern sind mehrere dieser Landnutzungen im Einzugsgebiet vorhanden (*rot gefärbte Fliessgewässer*). Fliessstrecken, die nur durch eine einzelne dieser Landnutzungen beeinflusst sein können, liegen mehrheitlich in den topografisch höher gelegenen Gebieten der Voralpen und Alpen. Bei diesen Fliessgewässern ist überwiegend Grünland eine mögliche Quelle für Mikroverunreinigungen. Nur ein kleiner Teil der Fliessgewässer der Schweiz (rund 5000 km, ca. 8%) sind durch die in der hier präsentierten Analyse betrachte-

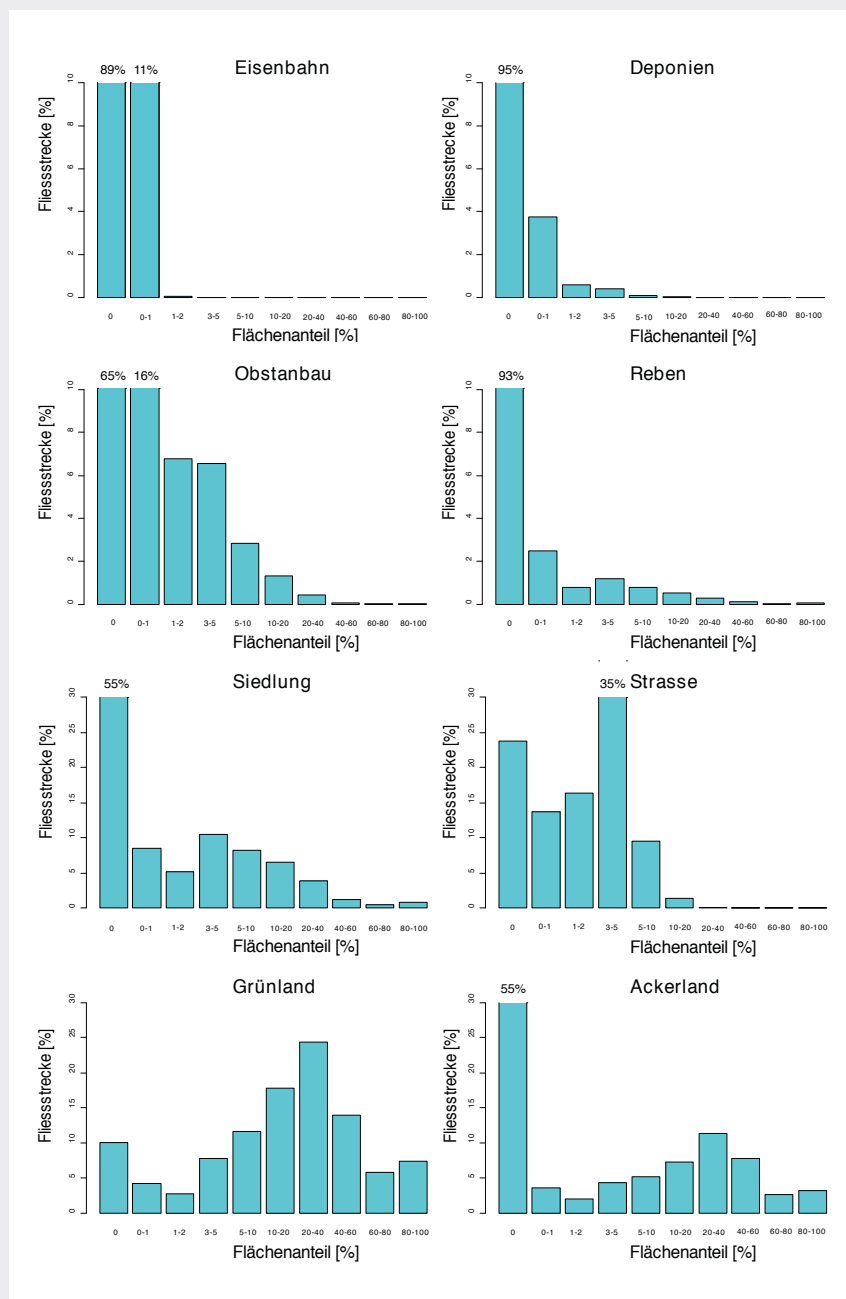


Fig. 7 Flächenanteile einer spezifischen Landnutzung für kleine Gewässer (ohne ARA und Mischwasserüberläufe). Analysegebiet: topografisch tiefer liegende Hälfte der Schweiz. Die berücksichtigte Fliessstrecke beträgt rund 24 000 km. Bemerkung: unterschiedliche Y-Achsen
Pourcentage de superficie d'une utilisation spécifique du sol pour les petits cours d'eaux (sans STEP et déversoirs d'eaux mixtes). Zone d'analyse: moitié la plus basse de Suisse du point de vue topographique. La somme des tronçons de cours d'eau: env. 24 000 km

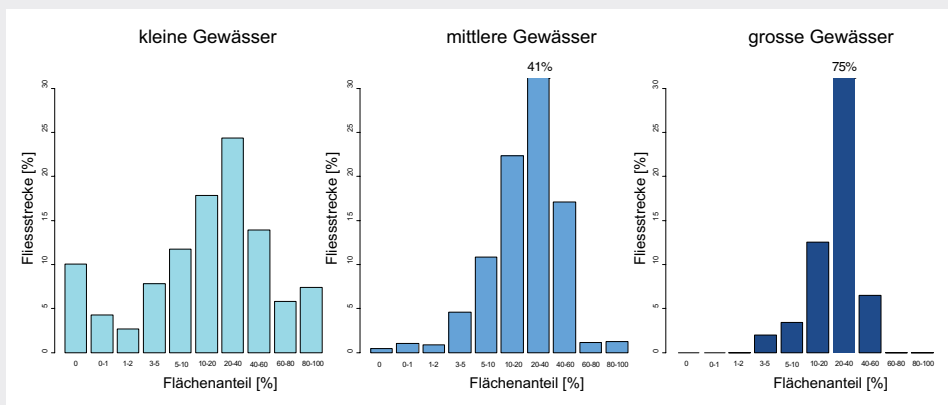


Fig. 8 Flächenanteile von Grünland für kleine, mittlere und grosse Gewässer. Analysegebiet: topografisch tiefer liegende Hälfte der Schweiz. Die berücksichtigte Flie遡strecke beträgt rund 24 000 km für kleine Gewässer; rund 10 000 km für mittlere Gewässer und rund 1000 km für grosse Gewässer
 Pourcentage de superficie de prairies pour les petits, moyens et grands cours d'eau. Zone d'analyse: moitié la plus basse de Suisse. Somme des tronçons pris en compte pour les petits cours d'eau: env. 24 000 km, pour les cours d'eau moyens: 10 000 km, pour les grands cours d'eau: 1000 km

ten Landnutzungen unbeeinflusst. Diese liegen im Alpenbogen oder in tiefer gelegenen und ausschliesslich bewaldeten Gebieten.

Figur 10 zeigt die aufsummierten Flächenanteile aller betrachteten Landnutzungen im Einzugsgebiet eines Gewässerabschnittes. Für mehr als die Hälfte der gesamten Flie遡strecke beträgt dieser Flächenanteil mehr als 40%. Bei einem Viertel der Flie遡strecke beträgt die Sum-

me der Flächenanteile sogar 60% und mehr. Solche hohen Flächenanteile finden sich mehrheitlich in überwiegend landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Mittelland (vergleiche Fig. 4 und 9). Hier sind aber, aufgrund der allgemein intensiven Landnutzung und dichten Besiedlung, oft mehrere Landnutzungen für die hohen Flächenanteile verantwortlich. Dagegen werden die hohen Flächenanteile in den Alpen fast ausschliesslich durch

landwirtschaftlich genutztes Grünland verursacht.

ANWENDUNGSBEISPIEL

Landnutzungs-basierte Interpretation von bestehenden Gewässeruntersuchungen
 Die Einträge von Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen führen in Flie遡gewässern oft zu sehr kurzen Konzentrationsspitzen während Regenereignissen (Fig. 11b und 11c). Diese sind in kleinen Gewässern am stärksten ausgeprägt. Da die vollständige Erfassung solcher Konzentrationsspitzen sehr aufwendig ist, werden nur sehr wenige kleine Gewässer umfassend auf Mikroverunreinigungen wie zum Beispiel Pflanzenschutzmittel untersucht.

Über Informationen zur Landnutzung im Einzugsgebiet können aber die Resultate der wenigen vorhandenen Gewässeruntersuchungen auf andere Schweizer Gewässerabschnitte übertragen werden. Die Beurteilung der Repräsentativität, oder Identifizierung von möglicherweise ähnlich belasteten Standorten, ist somit machbar unter der Annahme, dass in vergleichbar grossen Einzugsgebieten mit einer ähnlichen Landnutzung dieselben oder ähnliche Stoffe verwendet werden

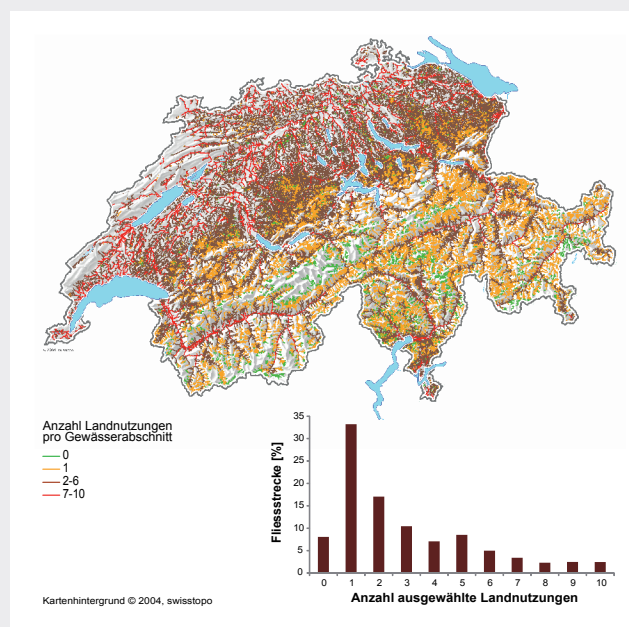


Fig. 9 Anzahl Landnutzungen pro Gewässerabschnitt, aus denen Einträge von Mikroverunreinigungen in das Gewässer erfolgen können. Analysegebiet: ganze Schweiz. Die berücksichtigte Flie遡strecke beträgt rund 64 000 km

Nombre d'utilisations du sol par tronçon de cours d'eau, pouvant produire des rejets de micropolluants dans l'eau.
 Zone d'analyse: toute la Suisse. Environ 64 000 km de cours d'eau pris en compte

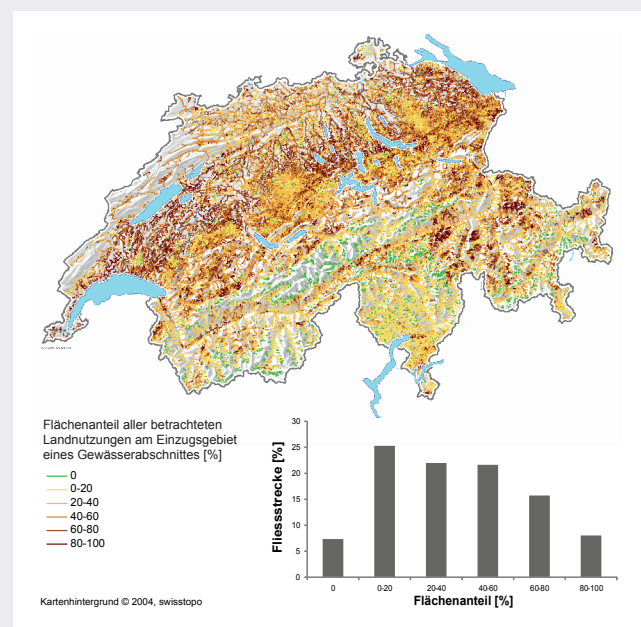


Fig. 10 Flächenanteile der Summe aller betrachteten Landnutzungen im Einzugsgebiet eines Gewässerabschnittes. Analysegebiet: ganze Schweiz. Die berücksichtigte Flie遡strecke beträgt rund 64 000 km

Superficies de la somme des utilisations du sol prises en compte dans le bassin versant d'un tronçon de cours d'eau.
 Zone d'analyse: toute la Suisse. Environ 64 000 km de cours d'eau pris en compte

und dass die Stoffeinträge vergleichbar sind.

Die Figuren 11b und 11c zeigen für zwei Pflanzenschutzmittel die Konzentrationsdynamik mit Konzentrationsspitzen von rund 40 µg/l für Terbutylazin in einem Untersuchungsgebiet mit etwa 75% Ackerland und von rund 10 µg/l für Isoproturon in einem Untersuchungsgebiet mit etwa 55% Ackerland. In Figur 11a sind die Ackerlandanteile in Einzugsgebieten von kleinen Gewässern dargestellt. Es zeigt sich, dass die untersuchten, ackerbaulich geprägten Einzugsgebiete keine Einzelfälle sind.

Rund 800 km beziehungsweise rund 2700 km der Fliessstrecke kleiner Gewässer weisen mindestens so viel Ackerland im Einzugsgebiet auf wie das Terbutylazin- (Fig. 11b) beziehungsweise das Isoproturon-Studienggebiet (Fig. 11c). Folglich sind in einem bedeutenden Teil der Fliessstrecke von kleinen Gewässern während den alljährlichen Applikationsperioden regelmässig Konzentrationen

von Pflanzenschutzmitteln höher als 10 µg/l möglich.

Die in Figur 11 dargestellten Isoproturon- und Terbutylazin-Konzentrationen liegen deutlich über den in den letzten Jahren an mehr als 500 Standorten anhand einzelnen Stich- oder Mischproben durch Gewässerschutzfachstellen in der Schweiz gemessenen Konzentrationen der beiden Wirkstoffe [7]. Dies ist ein Indiz, dass die im Rahmen des Vollzugs des Gewässerschutzgesetzes durchgeführten Überwachungen des Gewässerzustandes in der Regel den unteren Bereich der tatsächlichen Belastungssituation erfassen, da wie oben ausgeführt davon ausgegangen werden kann, dass die Resultate der hochaufgelösten Messungen keine Einzelfälle sind.

Diese Analysen zeigen, dass die Verknüpfung von Messdaten mit Informationen zur Landnutzung wichtige Hinweise auf die mögliche Belastung eines Gewässers geben kann. Es ist sicher angezeigt, diese Analyse auf weitere Landnutzungen und Stoffe zu erweitern.

FAZIT UND AUSBLICK

In vielen Regionen der Schweiz findet man eine vielfältige und intensive Landnutzung in den Einzugsgebieten der Fliessgewässer. Daraus lässt sich schliessen, dass die stoffliche Belastung dieser Gewässer aus unterschiedlichen Quellen stammt. Abhängig von der Landnutzungsintensität kann die Belastung unterschiedlich gross sein. Die in dieser Studie ausgeführten Landnutzungsanalysen zeigen, dass aufgrund der intensiven Landnutzung in der Schweiz für die Mehrheit der Oberflächengewässer die Möglichkeit für Einträge von Mikroverunreinigungen besteht.

Bei kleinen Gewässern beträgt der Anteil der Fliessstrecke, der potenziell durch Mikroverunreinigungen aus Reben, ARA, Deponien, Mischwasserüberläufen und Eisenbahn belastet sein kann, jeweils weniger als 10% des gesamten Gewässernetzes der Schweiz. Bei Obstanbau, Ackerland und Siedlungsflächen sind es rund 40% und bei Strassen und Grünland rund 80%. Grosse Gewässer können dagegen mehrheitlich durch alle Landnutzungen und somit alle betrachteten Quellen für Mikroverunreinigungen beeinflusst sein. Der Flächenanteil einer Landnutzung an der Einzugsgebietsfläche kann bei kleinen Gewässern stark variieren und erreicht auch Extremwerte von 0 oder 100%. Solche Extremwerte werden bei mittleren und grossen Gewässern selten erreicht. Für viele kleine Gewässer sind die Siedlungsflächen sowie Grünland und Ackerland flächenanteilmässig sehr relevant. Reben und Obstanbau erreichen selten sehr hohe Flächenanteile. Lokal können aber Einzugsgebiete kleiner Gewässer praktisch ausschliesslich mit Reben und seltener mit Obstbäumen bepflanzt sein. Strassen, Deponien und Eisenbahn sind flächenanteilmässig für kleine Gewässer weniger relevant.

Die hier ausgeführten Analysen zeigten, dass bei einem Grossteil der vielen kleinen Gewässer die Möglichkeit für Einträge von Mikroverunreinigungen besteht. Die Einzugsgebiete dieser Gewässer sind oft durch hohe Anteile einzelner oder sogar mehrerer Landnutzungen charakterisiert. Um dies zu berücksichtigen, sollte bei zukünftigen Planungen von Messkampagnen zunehmend auch diese Gewässer einbezogen werden.

Mit dem erstellten Einzugsgebietsdatensatz können die Schweizer Fliessge-

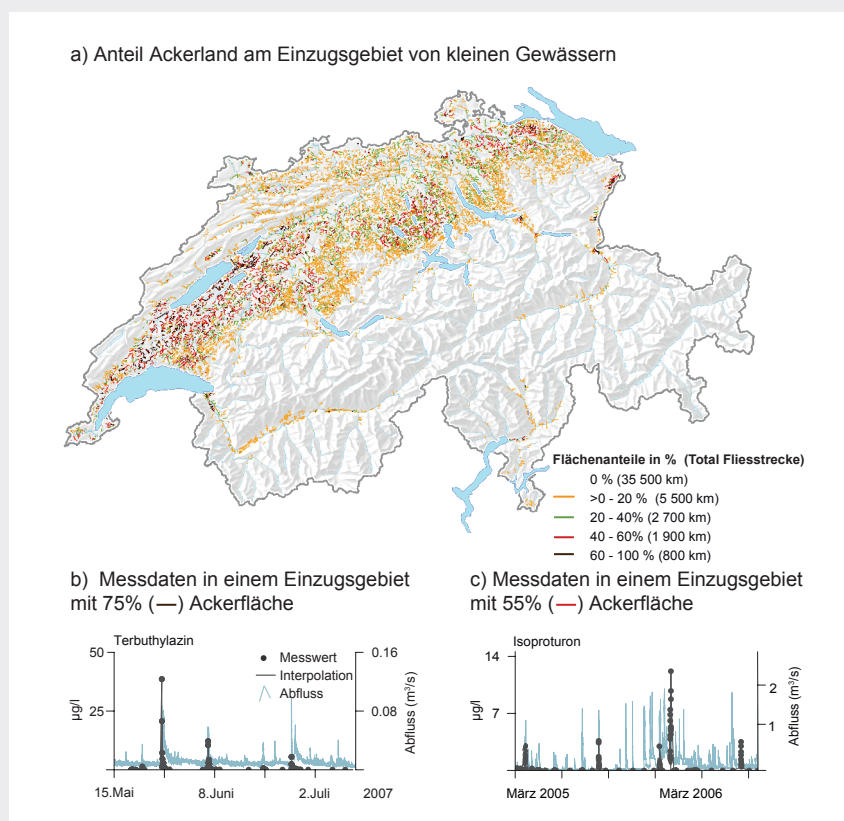


Fig. 11 a) Flächenanteile von Ackerland in Einzugsgebieten kleiner Gewässer
b) Terbutylazin-Konzentrationen in einem kleinen Gewässer (Daten: Doppler et al. [1])
c) Isoproturon-Konzentrationen in einem kleinen Gewässer (Daten: Kanton Bern [1])
Analysegebiet Geodaten: ganze Schweiz

a) Superficies de terres cultivées dans les bassins versants de petits cours d'eau
b) concentrations en terbutylazine dans un petit cours d'eau (données: [1])
c) concentrations en isoproturone dans un petit cours d'eau (données: [1])
Zone d'analyse géodonnées: toute la Suisse

wässer umfassend und abschnittsweise hinsichtlich der Landnutzung charakterisiert werden. Aufgrund des hohen Detaillierungsgrades ist auch die quantitative Analyse von Einzugsgebieten kleiner Gewässer möglich. Dieser Datensatz kann als Grundlage für unterschiedliche Modellierungs-Ansätze, beispielsweise im Bereich der Nährstoffmodellierung oder zur Planung und Auswertung von Monitoring-Programmen, verwendet werden. Für Messkampagnen sind potenziell stark betroffene Fließgewässer oder durch einzelne Quellen unbeeinflusste Fließstrecken identifizierbar. Bestehende Messdaten können anhand der Flächenanteile im Untersuchungsgebiet in einem gesamtschweizerischen Kontext betrachtet und deren Repräsentativität für die Schweiz beurteilt werden. Für entsprechende Anwendungen werden die geometrischen Einzugsgebiete und die aufbereiteten Landnutzungsdaten vom BAFU zur Verfügung gestellt

Die detaillierte Landnutzungsanalyse und die nun vorliegenden Daten liefern die Grundlage für eine umfassende Situationsanalyse zur Relevanz der Quellen für Mikroverunreinigungen. Ist es bei grossen Gewässern eher die Punktquelle ARA, die eine wichtige Quelle darstellt, so können deutlich mehr, insbesondere kleine Gewässer, mehr oder weniger stark durch Stoffeinträge aus diffusen Quellen beeinflusst sein. Für eine abschliessende Beurteilung müssten jedoch zusätzliche Faktoren wie Anwendungsmengen, Transport und Umwandlungsprozesse der innerhalb der jeweiligen Landnutzung verwendeten Stoffe berücksichtigt werden. Eine solche Abschätzung ist

aktuell in Arbeit. Dabei wird ein Modell entwickelt, das Stoffeinträge in die Fließgewässer mittels Emissionsfaktoren bestimmt.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Doppler, T. et al. (2012): *Spatial variability of herbicide mobilisation and transport at catchment scale: insights from a field experiment*. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 16, 1947–1967
- [2] Wittmer, I. (2010): *Influence of agricultural pesticide and urban biocide use on load dynamic in surface waters*. Dissertation ETH No. 19323. Schweiz
- [3] Gómes Freitas, L. (2005): *Herbicide Losses to surface waters in a small agricultural catchment. Spatial and temporal variability an influence of substance properties*. Dissertation ETH No. 16076. Schweiz
- [4] Leu, C. et al. (2005): *Comparison of atrazine losses in three small headwater catchments*. *J. Environ. Quality* 34: 1873–1882
- [5] Auckenthaler, A. et al. (2012): *Spurenstoffe in Fließgewässern. Auswirkungen aufs Grundwasser – Fallbeispiele aus dem Kanton Basel-Landschaft*. *Aqua & Gas* N°. 11, 60–66
- [6] www.bafu.admin.ch/hydrologie/01835/02118/02120/index.html?lang=de
- [7] Munz, N. et al. (2012): *Pestizidmessungen in Fließgewässern. Schweizweite Auswertung*. *Aqua & Gas* N°. 11, 32–41
- [8] Bundesamt für Umwelt (BAFU): *«Einzugsgebietsgliederung der Schweiz» (EZGG-CH)*
- [9] Environmental System Research Institute (ESRI). www.esri.com
- [10] Abegglen, C.; Siegrist, H. 2012: *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen*. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen Nr. 1214: 210 S.
- [11] Kanton Bern, AWA, Einzugsgebiet Seebach, 2005/06

TITELBILD

Orthophoto: SWISSIMAGE © swisstopo (DV043734)
Landwirtschaftsdaten: Bundesamt für Statistik (BFS), GEOSTAT
Restliche Daten: VECTOR25 © swisstopo (DV002232.1)
Kartenhintergrund © 2004, swisstopo

> SUITE DU RÉSUMÉ

fction de la source concernée. Dans la plupart des grands cours d'eau, des substances venant de toutes les sources sont prévisibles. Dans plus de 90% des bassins versants, au moins une des utilisations du sol prises en compte est présente, dans 60% des cas, il y en a même plusieurs. La superficie d'une utilisation du sol dans le bassin versant de petits cours d'eau est extrêmement spécifique en fonction de l'utilisation concernée. Ainsi, les zones habitées, les terres cultivées et les prairies couvrent une surface bien plus grande de ces bassins versants que les routes, les déchetteries et les chemins de fer qui n'occupent qu'une petite surface. Plus le cours d'eau est petit, plus une seule utilisation du sol peut dominer l'ensemble du bassin versant. De même on ne trouve les bassins versants sans aucune influence seulement pour les petits cours d'eau. Grâce aux informations relatives à l'utilisation du sol de zones d'analyse existantes de certains petits cours d'eau, leur représentativité a pu être évaluée pour tout le territoire suisse. Les exemples ont prouvé que pour une grande partie des bassins versants avec des terres cultivées près de petits cours d'eau, il était difficile d'exclure des concentrations élevées en produits phytosanitaires.

DANKSAGUNG

Die Autoren bedanken sich bei *Ulrich Sieber, Michael Schärer, Urs Helg, René Gälli* sowie *Juliane Hollender* für das Gegenlesen des Manuskripts.

NATÜRLICHE TOXINE

ÜBERSEHENE MIKROVERUNREINIGUNGEN UNSERER GEWÄSSER?

Mykotoxine und Isoflavone stehen stellvertretend für eine Vielzahl von natürlichen Toxinen. In verschiedenen Emissions- und Expositionsstudien konnte gezeigt werden, dass solche Verbindungen über Kläranlagen oder direkten Austrag aus landwirtschaftlichen Flächen in die aquatische Umwelt gelangen. Sie tragen damit zum gesamten Cocktail von Mikroverunreinigungen bei und sollten ebenfalls als solche wahrgenommen werden.

Thomas D. Bucheli; Felix E. Wettstein, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART*

RÉSUMÉ

TOXINES NATURELLES: MICROPOLLUANTS OUBLIÉS DE NOS EAUX?

L'article ci-après résumé les connaissances fondamentales de nos travaux actuels concernant la présence et le comportement des mycotoxines et fusaries et des isoflavones dans l'environnement. Plusieurs études d'émissions et d'exposition ont montré que les mycotoxines sont rejetées d'une part par les stations d'épuration et d'autre part des champs de maïs et de blé attaqués par les fusaries dans l'environnement aquatique. Les concentrations de la substance témoin déoxynivalénol étaient de l'ordre de 32 à 118 ng/l dans les effluents de STEP et de jusqu'à 1,1 µg/l dans les eaux de drainage d'un champ test de blé infecté par *Fusarium*. Les isoflavones ont été éliminées de manière très efficace dans les STEP. Le drainage d'un champ test de prairie a toutefois produit des concentrations allant jusqu'à 3,6 µg/l de formononétine perturbatrice du système endocrinien, qui est fabriquée jusqu'à un pourcent de poids du trèfle rouge. Les mycotoxines et les isoflavones ont également pu être quantifiées à faibles teneurs en ng/l dans divers cours d'eau suisses et les sources présumées confirmées à l'aide de considérations de série et de plausibilité. La pertinence écotoxicologique de ces analyses ne peut actuellement être évaluée que dans une certaine mesure. Dans le cas des isoflavones perturbatrices du système endocrinien, ces dernières n'ont probablement qu'une faible influence sur l'oestrogénicité totale causée par les hormones stéroïdiennes en raison de leur

EINLEITUNG

Die Natur produziert eine Vielzahl von Giften, die gemäss ihrer Herkunft in Bakterien-, Myko-, Phyco-, Phyto- und Zootoxine eingeteilt werden. In entsprechenden Enzyklopädien sind z.B. an die 2500 verschiedene Pflanzentoxine [1, 2] aufgelistet. Aufgrund ihrer Toxizität für Mensch und Tier werden viele von ihnen regelmässig in Nahrungs- und Futtermitteln untersucht und analytische Methoden für ihren Nachweis laufend verfeinert [3-7]. Im Gegensatz dazu werden beispielsweise Myko- und Phytotoxine erst seit Kurzem und eher zögerlich als mögliche Mikroverunreinigungen unserer Umwelt wahrgenommen. Es gibt aber mehrere Gründe, dies zu tun. Dazu zählen:

- Viele natürliche Toxine treten in der Landwirtschaft auf. Die zunehmende Intensivierung verbunden mit auf maximalen Ertrag ausgerichteten (Mono-)kulturen kann auch die Produktionsraten von Pflanzentoxinen erhöhen. Monotone Landwirtschaftsflächen, anfälligeren Sorten und Ökosysteme, die pfluglose Bodenbewirtschaftung und der Klimawandel können zu höheren Infektionsraten mit Getreidepilzen und – damit einhergehend – Mykotoxinbildung führen. Probleme wie Bodenverdichtung und -erosion und reduziertes Wasserhaltevermögen erhöhen das Risiko des Austrages solcher Verbindungen in die aquatische Umwelt.

*Kontakt: thomas.bucheli@agroscope.admin.ch

- Invasive Spezies können Phytotoxine enthalten, die bis vor Kurzem in einem gegebenen Einzugsgebiet noch nicht vorhanden waren.
- Natürliche Toxine haben wahrscheinlich schon immer zum komplexen Cocktail von Mikroverunreinigungen beigetragen. Um die ökotoxikologischen Risiken von anthropogenen Schadstoffen richtig bewerten zu können, sollten wir auch über die Hintergrundsbelastung mit z.B. Phyto- oder Mykoöstrogenen Bescheid wissen.
- Im Gegensatz zu vielen anthropogenen Chemikalien sind natürliche Toxine – wie der Name ja bereits sagt – sozusagen definitionsgemäss (und «gewollt») toxisch.

STUDIEN ZU PFLANZEN- UND MYKOTOXINEN

Der Effekt von Pflanzentoxinen auf die Umwelt wurde üblicherweise auf dem Gebiet der Allelopathie, also der gegenseitigen Beeinflussung von Pflanzen durch stoffliche Ausscheidungen, untersucht. Dass solche Substanzen aber die Umwelt als Ganzes beeinträchtigen könnten, wurde erst seit Kurzem in Betracht gezogen. Dem Projekt FATEALLCHEM (<http://www.fateallchem.dk>), das sich dem Umweltverhalten von allelopathischen Benzoxazinonen aus Getreide widmete, kommt hier eine Vorreiterrolle zu [8]. Seither wurden einige weitere Fallstudien zur Emission von Pflanzen- und Mykotoxinen in die Umwelt durchgeführt, vor allem von Umweltchemikern an der Schnittstelle zur Landwirtschaft. Betrachtet wurden z.B. die cyanogenen Glykoside von Weissklee [9], das krebserregende Ptaquilosid vom Adlerfarn [10, 11], Glykoalkaloide von Kartoffeln mit insektizider und fungizider Wirkung [12] sowie die phytotoxische Antimalaria-Substanz Artemisinin [13]. Eigene Arbeiten fokussierten bis anhin auf Getreidepilz (Fusarien-)Mykotoxine wie das östrogene Zearalenon und Vertreter der Trichothecene (z.B. Deoxynivalenol), sowie östrogene Isoflavone aus Rotklee. Auf diese wird in der Folge näher eingegangen.

EINTRAGSPFADE

Grundsätzlich können Myko- und Phytotoxine über mehrere Eintragspfade in die (aquatische) Umwelt gelangen (Fig. 1). Im Vordergrund stehen dabei vor allem die Emissionen durch den Konsum von Nahrungsmitteln und menschliche Ausscheidungen über die Kläranlagen, über Fut-

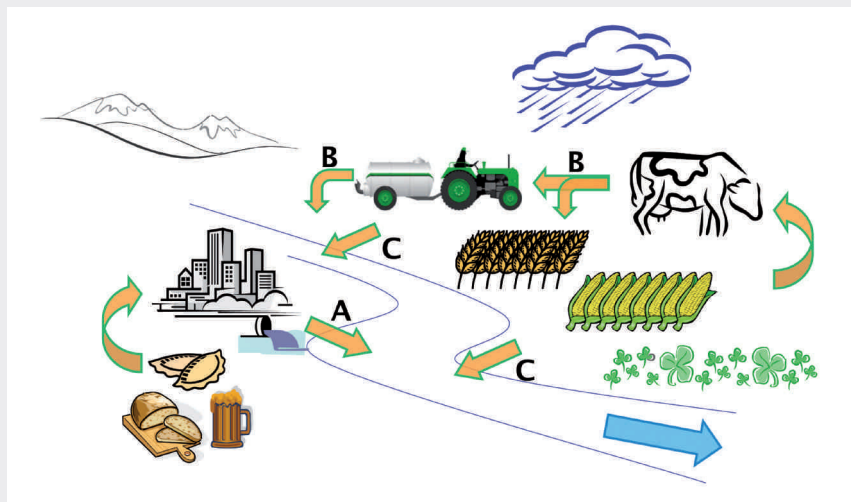


Fig. 1 Wesentliche Eintragspfade der untersuchten Isoflavone und Mykotoxine in die Umwelt. Eintrag über A) die Siedlungsentwässerung, B) Ausscheidungen von Nutztieren und Hofdünger und C) die Abschwemmung aus Landwirtschaftsflächen

Voies d'introduction principales des isoflavones et mycotoxines analysées dans l'environnement. Introduction par le biais A) du réseau de drainage des lotissements, B) des excréments des animaux productifs et engrais agricoles et C) l'érosion des surfaces agricoles

termittel, tierische Ausscheidungen und Hofdünger-Applikation sowie durch direkten Eintrag über Abschwemmung von entsprechenden Landwirtschaftsflächen.

VORGEHENSWEISE/METHODIK

Im Rahmen dreier Dissertationen wurde die Emission von natürlichen Toxinen einerseits aus Kläranlagen und anderer-

seits aus einem Versuchsfeld an unserer Forschungsanstalt Agroscope ART untersucht. Zusätzlich wurde das Auftreten dieser Verbindungen in Fließgewässern dieser Verbindungen in Fließgewässern des Schweizer Mittellands verfolgt.

BEPROBUNG VON KLÄRANLAGEN

Die Kläranlagen Kloten-Opfikon, Dübendorf, Fällanden und Niederglatt wurden im Jahr 2008 mehrfach beprobt [14, 15].



Fig. 2 Versuchsfelder an der Agroscope ART (Standort Reckenholz) für Emissionsstudien aus der Landwirtschaft. Drainageröhren und Standorte der Probenahme in Blau, Grün umrandet die beiden Teilfelder mit den effektiv drainierten Flächen (grün). Rechts im Bild der Westflügel der Forschungsanstalt Agroscope ART

Parcelles d'essai auprès de l'Agroscope ART (site Reckenholz) pour des études d'émissions issues de l'agriculture. Tubes de drainage et sites du prélèvement en bleu, les deux parties de champ entourées en vert avec les surfaces effectivement drainées (vert). L'aile ouest de la station de recherche Agroscope ART dans la partie droite de l'image



Fig. 3 Versuchsfeld an der Agroscope ART (Standort Reckenholz) mit Kunstwiese. Im grauen Kasten am Rand der Wiese wird Drainagewasser gesammelt

Parcelle d'essai auprès de l'Agroscope ART (site Reckenholz) avec une prairie artificielle. De l'eau de drainage s'accumule dans la partie grise au bord de la prairie

Vom Auslauf der ARA Kloten-Opfikon wurden auch in den Folgejahren periodisch Proben genommen [16]. Hofdüngerproben wurden in mehreren Probenahme-Kampagnen erhoben [17, 18].

VERSUCHSFELD

Das Versuchsfeld am Standort Reckenholz umfasste eine Fläche von 2 x 20 Aren. Während mehrerer Jahre wurde entweder Kunstwiese [19], Mais oder Weizen [20, 21] angebaut. Kunstwiese beinhaltet unter anderem Rotklee zur Gründüngung. Dieser enthält substantielle Mengen von östrogenen Isoflavonen, wie Formononetin oder Biochanin A. Die Mais- bzw. Weizenkulturen wurden mit Mykotoxinproduzierenden Fusarien-Pilzen infiziert und generell in einer für den Befall förderlichen Art bewirtschaftet. Die beiden Teilfelder wurden durch mehrere Drainagestränge entwässert und das Wasser an zwei Stellen gesammelt (Fig. 2 und 3). Der Einsatz von ISCO-Sammlern erlaubte die Quantifizierung des Abflusses und die flussproportionale Probenahme. Kürzlich durchgeführte Berechnungsversuche zeigten, dass die Drainage bloss rund die Hälfte der kultivierten Fläche erfasste. Die Hektar-basierten Stofffrachten, wie sie in mehreren Publikationen ausgewiesen wurden [19–21], werden in der vorliegenden Arbeit deshalb verdoppelt.

FLIESSGEWÄSSER-MONITORING

Für das Fließgewässer-Monitoring konnte auf die bestehenden Beobachtungsnetze der Nationalen Daueruntersuchung

der Fließgewässer (NADUF) und des Amtes für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL) des Kantons Zürich zurückgegriffen werden. Fig. 4 zeigt die Probenahmestellen der untersuchten Flüsse Töss, Glatt, Thur, Aare und Rhein. Details zur Probenahme sind anderweitig beschrieben [14, 16].

ANALYTIK

Die untersuchten Verbindungen wurden mit einer Reihe von eigens für diesen Zweck entwickelten analytischen Methoden quantifiziert. Drainage- und Fließgewässerproben wurden mittels Festphasenextraktion angereichert. Pflanzen- und Hofdüngerproben wurden mit geeigneten Lösemitteln extrahiert und die Extrakte je nach Bedarf gereinigt. Die Separation und Detektion der Analyten erfolgte für alle Matrizen mittels Flüssigchromatographie gekoppelt mit Tandem-Massenspektrometrie. Falls kommerziell verfügbar, kamen Isotopen-markierte Analoge als interne Standards zu Einsatz. Die Optimierung und Validierung der eingesetzten Methoden ist in den jeweiligen Fachpublikationen beschrieben [15, 17, 18, 22–25].

RESULTATE UND DISKUSSION

EMISSIONSSTUDIEN

Kläranlagen

Verschiedene Mykotoxine aus der Klasse der Trichothecene wurden in den Kläranlagen Kloten-Opfikon, Fällanden und Niederglatt (Fig. 4) nachgewiesen [15, 16]. Dabei stimmte der Eintrag von Deoxyni-

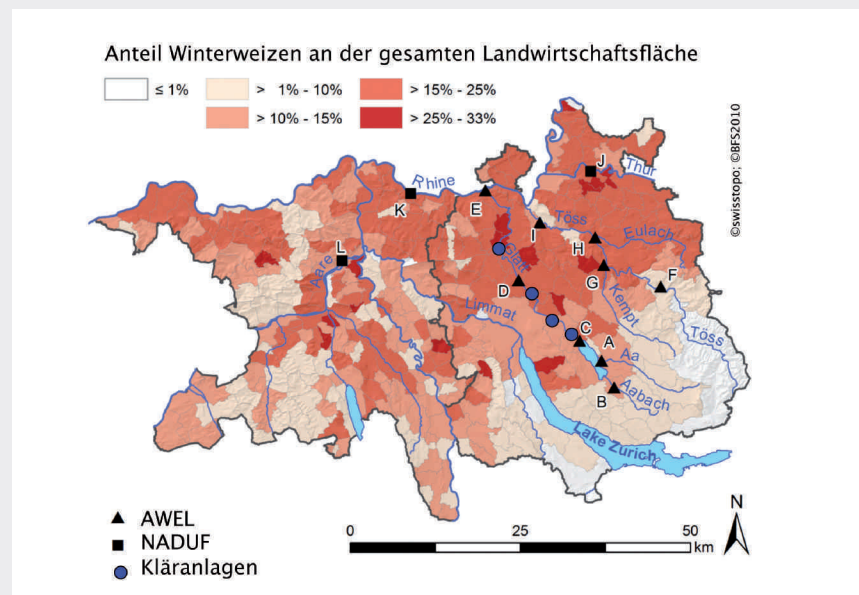


Fig. 4 Karte der Kantone Aargau und Zürich mit den Standorten der Fließgewässer-Probenahmestellen des AWEL und der NADUF sowie den untersuchten Kläranlagen. A: Aa bei Niederuster, B: Aabach bei Mönchaltorf, C: Glatt bei Fällanden, D: Glatt bei Oberglatt, E: Glatt bei Rheinsfelden, F: Töss bei Rämismühle, G: Kempt bei Winterthur, H: Eulach bei Wülflingen, I: Töss bei Freienstein, J: Thur bei Andelfingen, K: Rhein bei Rekingen, L: Aare bei Brugg
Carte des cantons d'Argovie et Zurich avec les sites de prélèvement des cours d'eau de l'AWEL et de la NADUF, ainsi que les STEP analysées. A: Aa (Niederuster), B: Aabach (Mönchaltorf), C: Glatt (Fällanden), D: Glatt (Oberglatt), E: Glatt (Rheinsfelden), F: Töss (Rämismühle), G: Kempt (Winterthur), H: Eulach (Wülflingen), I: Töss (Freienstein), J: Thur (Andelfingen), K: Rhein (Rekingen), L: Aare (Brugg)

valenol in die Kläranlage Kloten-Opfikon (3,9–10,6 g/Woche) sehr gut überein mit den Frachten, die aus menschlichen Ausscheidungsraten (maximal 13,2 µg/Tag; [26]) und Einwohnergleichwerten berechnet wurden (1,5 bis 6,0 g/Woche; [15]). Deoxynivalenol wurde in den drei Kläranlagen nur teilweise eliminiert (33 bis 57%). Die entsprechenden Konzentrationen in den Ausflüssen lagen bei 32 bis 118 ng/l [15]. Mit maximalen Konzentrationen von 42 und 39 ng/l traten zwei weitere Trichothecene, nämlich 3-Acetyl-Deoxynivalenol und Nivalenol, regelmässig im Auslauf der Kläranlage Kloten-Opfikon auf [16]. Es fällt auf, dass keines der anderen untersuchten Mykotoxine (rund 30 Substanzen; [25]) und insbesondere keines der bekannten Lagerpilz-Mykotoxine, wie Aflatoxine oder Ochratoxine, detektiert wurden. Die beobachteten Mykotoxine stammen ausschliesslich von Feld-Pilzen der Gattung *Fusarium*. Lagana *et al.* [27] berichtete über den Nachweis von Zearalenon und dessen Metaboliten in italienischen Kläranlagen im Bereich von wenigen ng/l. In den untersuchten schweizerischen ARA konnte dagegen dieses Mykotoxin nicht gemessen werden, wohl wegen der höheren Nachweisgrenzen der hier verwendeten Screening-Methode [24].

In Stichproben vom Auslauf des primären Sedimentationsbeckens mehrerer Kläranlagen wurden regelmässig Isoflavone in Konzentrationen von wenigen bis einigen hundert ng/l gefunden. Nicht unerwartet waren die Konzentrationen der Substanzen Daidzein (404 bis 786 ng/l) und Genistein (218 bis 453 ng/l), die aus Isoflavon-haltigen Nahrungsmitteln (z.B. Sojaprodukten) stammen, deutlich höher als die Konzentrationen der im Rotklee vorkommenden Isoflavone Formononetin (15 bis 46 ng/l) und Biochanin A (nicht nachgewiesen bis 14 ng/l) [14]. Sämtliche Isoflavone wurden in der Kläranlage eliminiert, sodass diese in den Ausflüssen mit einer Ausnahme nicht mehr detektiert werden konnten. Ähnliche Befunde sind für Kläranlagen aus Deutschland, Italien, Spanien und Australien in der Literatur beschrieben (zusammengefasst in Bester *et al.* [28]), allerdings mit Eliminationsraten zwischen bloss 50 und 100%.

Hofdünger

Ausscheidungsraten von *Fusarium*-Mykotoxinen durch Nutztiere wurden vor allem mittels kontrollierter Fütterungs-

versuche bestimmt und erwiesen sich als hoch variabel und Spezies-abhängig [29]. Ihr Auftreten in Hofdünger wurde aber noch kaum untersucht. Auch unsere Studien beschränkten sich bis anhin auf das östrogene Zearalenon. Dieses konnte ubiquitär in mittleren Konzentrationen von 50 bis 150 µg/kg Trockengewicht (TG) in rund 30 Proben aus Schweine-Gülle, Rinder-Vollgülle, Mischgülle und Rinder-Vollmist nachgewiesen werden [17]. Die damit einhergehenden Frachten von Zearalenon auf Landwirtschaftsflächen von rund 50 bis 100 mg/ha/a liegen deutlich unter den Mengen, die durch direkten *Fusarium*-Befall erzeugt werden können (siehe nächsten Abschnitt).

Von den Isoflavonen dominierte Equol im Hofdünger bei Weitem. Diese Substanz entsteht als Metabolit von Formononetin und Daidzein im Verdauungstrakt von Mensch und Nutztieren. Die Gehalte von Equol in der Gülle von acht Milchwirtschaftsbetrieben lagen je nach vorwiegend eingesetztem Futtermittel im Mittel bei 60 bzw. 225 mg/kg TG für Heu bzw. Gras- und Maissilage. Die mittleren Gehalte der anderen Isoflavone lagen bei 196 (Genistein) und 1460 (Formononetin) µg/kg TG bzw. 480 (Genistein) und 4090 (Formononetin) µg/kg TG für Heu bzw. Gras- und Maissilage. Die Gehalte an Equol stimmen gut überein mit denjenigen von Tucker *et al.* (rund 85 mg/kg TG; [30]). Solche Konzentrationen an Isoflavonen führen bei Austrag von Hofdünger auf Landwirtschaftsflächen zu jährlichen Frachten von rund 0,5 bis 1 kg/ha. Diese Menge liegt deutlich unter derjenigen, die durch Rotklee auf Grasland selber produziert wird (siehe nächsten Abschnitt). Entsprechend ist bei sachgerechter Anwendung von Hofdünger keine erhöhte Emission von Isoflavonen aus Grasland zu erwarten [19].

Landwirtschaftliches Versuchsfeld

Von den rund 30 untersuchten Substanzen konnten in den Feldstudien mit Weizen und Mais nur die eher wasserlöslichen oder die in vergleichsweise grossen Mengen (wenige 10 bis wenige 100 g/ha/a; Tab. 1) produzierten Vertreter der Fusarien-Mykotoxine im Drainagewasser nachgewiesen werden. Es waren: 3-Acetyl-Deoxynivalenol, Deoxynivalenol, Nivalenol, Beauvericin und Zearalenon [20, 21]. Deoxynivalenol und Nivalenol lagen in den höchsten Konzentrationen vor mit bis zu 1,1 µg/l. Entsprechend ihrer Bil-

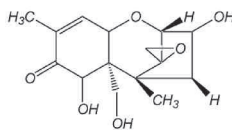
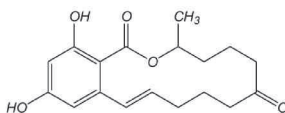
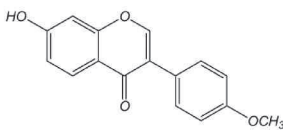
dung traten die Mykotoxine vor allem im Sommer und Herbst im Drainagewasser auf. Die emittierten Frachten lagen bei wenigen bis einigen hundert mg/ha/a und entsprachen 0,002 bis 0,24% der produzierten Mengen (Tab. 1).

Anders präsentierte sich die Situation für die aus Rotklee stammenden Isoflavone. Die auf der Grasland-Versuchsfläche gebildeten Mengen von über 100 kg/ha/a waren um Grössenordnungen höher als die der Mykotoxine. Zusammen mit der partiellen Deprotonierung der Isoflavone bei dem vorherrschendem pH des Drainagewassers (Formononetin: $pK_{a1} = 7,2$; $6,8 < pH < 7,8$ [19]) führte dies zu einer sehr hohen Detektionsrate von 97 bis 99% für den Hauptvertreter Formononetin mit einer maximalen Konzentration von 3,6 µg/l (Tab. 1). Die Isoflavone emittierten eher kontinuierlich, mit Spitzen sowohl im Sommerhalbjahr nach Grabschnitten als auch im Winterhalbjahr, wohl als Folge der physischen Zersetzung des Klees und der damit einhergehenden Freisetzung der Pflanzeninhaltsstoffe. Trotz der beträchtlichen Menge von Isoflavonen und derer teilweisen Deprotonierung wurde im Falle von Formononetin ein vergleichsweise kleiner Anteil von 0,00005 bis 0,0001% über die Drainage emittiert. Es ist zu vermuten, dass ein Grossteil der Verbindungen bereits auf dem Feld abgebaut wurde oder allenfalls an Bodenbestandteile sorbierte [19].

EXPOSITIONSTUDIEN IN FLIESSGEWÄSSERN

Die bereits in den Emissionstudien beobachteten Mykotoxine Nivalenol, Deoxynivalenol, 3-Acetyl-Deoxynivalenol und Beauvericin wurden in den kleineren Flüssen Glatt, Töss und Thur regelmässig und in den grösseren Flüssen Aare und Rhein gelegentlich detektiert. Wiederum wurden keine der rund 30 weiteren Mykotoxine gefunden. Bei über 1000 Analysen lag die mittlere Detektionsfrequenz aller Standorte von Nivalenol, Deoxynivalenol, 3-Acetyl-Deoxynivalenol und Beauvericin bei 37, 36, 12 und 9%. Die mittleren Konzentrationen betrugen wenige ng/l, mit Spitzenwerten von 24, 19, 19 und 22 ng/l [16].

Für die in der vorgestellten Studie untersuchten Mykotoxine gibt es bis anhin wenige vergleichbare Daten in der Fachliteratur. In einer Zusammenarbeit mit dem *US Geological Survey* konnte Deoxynivalenol in rund 40% aller Proben aus

	Deoxynivalenol	Zearalenon	Formononetin	
Chemisch-physikalische Eigenschaften				
Molekülstruktur				
				
log K _{oc}	< 0,7 [35]		3,4 [35]	3,1 [14]
Emission aus Versuchsfeld (siehe Fig. 2) über die Drainage				
Untersuchungszeitraum	Dez. 2009 – Okt. 2011 [21]	Dez. 2009 – Okt. 2011 [21]	Juni 2005 – Sept. 2007 [20]	März 2007 – Okt. 2010 [19]
Menge produziert [g/ha/a]	160–292 [21]	24–28 [21]	7–33 [20]	63–150 [19]
Menge emittiert ^{a,b} [mg/ha]	832 [21]	8,8 [21]	14,6 [20]	68 [19]
Fraktion emittiert ^b [%]	0,06–0,24 [21]	0,004–0,032 [21]	0,002–0,14 [20]	0,00004–0,0001 [19]
Detektionsrate [%]	54 (n = 411) [21]	3 (n = 411) [21]	32 (n = 589) [20]	97–99 (n = 332) [19]
Durchschnittliche				
Konzentration ^c [ng/L]	75 [21]	13 [21]	3 [20]	68–98 [19]
Maximale Konzentration [ng/L]	1115 [21]	48 [21]	35 [20]	1700–3600 [19]
Vorkommen in Fließgewässern (Standorte, siehe Fig. 4)				
Untersuchungszeitraum	Jan. 2010 – Nov. 2011 [16]	Jan. 2010 – Nov. 2011 [16]	2005 – 2007 [36]	April 2007 – Nov. 2008 [14]
Detektionsrate [%]	14–60 (AWEL: n = 95); 8–29 (NADUF: n = 48–78) [16]	0 (AWEL: n = 95); NADUF: n = 48–78 [16]	< 1 (n = mehrere Hundert) [36]	83–100 (AWEL: n = 73–76; NADUF: n = 29–36) [14]
Median Konzentration ^c [ng/L]	3,1–7,1 [16]	nicht detektiert [16]	detektiert [36]	detektiert – 9,0 [14]
Maximale Konzentration [ng/L]	5,9–19 [16]	nicht detektiert [16]	detektiert [36]	19–217 [14]

^a über den gesamten Untersuchungszeitraum. ^b korrigiert um einen Faktor zwei gegenüber der Originalliteratur (siehe Text). ^c der detektierten Proben

Tab. 1 Zusammenfassung der Ergebnisse diverser Feldstudien zur Untersuchung des Vorkommens und Verhaltens von Mykotoxinen und Isoflavonen in der Umwelt. Stellvertretend sind die Ergebnisse der Leitverbindungen Deoxynivalenol, Zearalenon und Formononetin aufgeführt. Für Details wird auf die zitierte Fachliteratur verwiesen

Synoptique des résultats de diverses études sur terrain pour l'analyse de la présence et du comportement des mycotoxines et isoflavones dans l'environnement. En représentatif, les résultats des composés conducteurs déoxynivalénol, zéaralénone et formononétine sont mentionnés. Pour des détails, veuillez vous reporter à la littérature technique citée

Fliessgewässern in Iowa quantifiziert werden. Maximale Konzentrationen von bis zu 583 ng/l wurden während der Schneeschmelze im März beobachtet. Zearalenon wurde in 13% der 75 Proben mit bis zu 8 ng/l quantifiziert [31]. Ähnliche Werte für Zearalenon liegen auch aus Illinois, Deutschland, Italien und Polen vor (die entsprechende Fachliteratur ist in Schenzel et al. [16] zitiert).

Die beiden wichtigsten Mykotoxine Nivalenol und Deoxynivalenol zeigten, je nach Standort, ein mehr oder weniger ausgeprägtes saisonales Auftreten: 63 bis 100% der jährlichen Fracht dieser Verbindungen ergab sich aus den Sommer- und Herbstmonaten [16]. Diese Auftretensdynamik geht einher mit der Infektion von Getreide mit *Fusarium*-Pilzen während der Blüte (Juni), und der darauf folgenden Bildung von Mykotoxinen während der Reifung. Nach der Ernte im Herbst verbleiben kontaminierte Getreidereste auf den Feldern. Da Emissionen aus Kläranlagen kontinuierlich erfolgen, deutet das saisonale Auftreten auf *Fusarium*-infizierte Landwirtschaftsflächen als zusätzliche Quelle von Mykotoxinen in Fließgewässern hin. Die effektiv in den Fließgewässern Glatt und Töss über einen Zeitraum von gut 1,5

Jahren quantifizierten Frachten von ca. 150 bis 1500 g im Falle von Deoxynivalenol wurden verglichen mit abgeschätzten Werten aus den Quellen Kläranlagen und Landwirtschaft. Unter Berücksichtigung der teilweise erheblichen Unsicherheiten solcher Abschätzungen ergab sich in der Regel eine Übereinstimmung innerhalb eines Faktors von 2 [16]. Diese beiden Quellen können damit qualitativ das Auftreten von Mykotoxinen in Oberflächengewässern erklären. Ihre relative Bedeutung variiert je nach Saison, Intensität des *Fusarium*-Befalls und Einzugsgebiet. Isoflavone traten in den untersuchten Fließgewässern des Mittellandes regelmässig in Konzentrationen im tiefen ng/l-Bereich auf. Spitzenwerte lagen bei 217 ng/l für Formononetin. Die höchste Konzentration von Equol, ein Metabolit und Marker für menschliche und tierische Ausscheidungen mit vergleichsweise hoher östrogenen Aktivität, lag bei 523 ng/l [14]. Kleinere Flüsse zeigten in der Regel höhere Konzentrationen als grössere. In Glatt und Töss waren die berechneten Frachten entlang des Flussverlaufes im Wesentlichen additiv, eine Elimination konnte lediglich beim Auslauf des Greifensees beobachtet werden.

In der Literatur wurden ähnliche, aber auch deutlich höhere Konzentrationen von Isoflavonen beschrieben. Während die Gehalte im Tiber (Italien) bei wenigen ng/l lagen [32], fanden sich in portugiesischen Flüssen Konzentrationen von mehreren 100 ng/l [33]. Die höchsten je in Fließgewässern beobachteten Werte betrugen 143 und 43 µg/l für Genistein und Daidzein. Sie stammen aus einer japanischen Studie [34]. Als mögliche Quelle wird darin u.a. die nahegelegene Nahrungsmittel- und Papier-verarbeitende Industrie genannt. Für die Schweiz weist eine Reihe von Indizien auf das Grasland als hauptsächliche Quelle von Formononetin und Biochanin A hin, nämlich:

- die bessere Korrelation von kumulativen Frachten mit kumulativen Graslandflächen als mit Einwohneräquivalenten,
- die beobachtete Korrelation der Konzentrationen dieser beiden Hauptverbindungen von Rotklee in Fließgewässern bei gleichzeitiger Absenz einer solchen mit den anderen Isoflavonen und
- die gute Übereinstimmung von vorhergesagten Frachten aus den oben dargelegten Emissionsstudien mit effektiv gemessenen Werten [14].

Diese Beobachtungen trafen auf die anderen Isoflavone Daidzein, Genistein und Equol nicht oder nur beschränkt zu, was den Schluss nahelegt, dass diese Verbindungen eher aus anthropogenen Quellen herrühren. Dies ist plausibel, denn diese Verbindungen sind in Rotklee nicht (Equol) oder nur in deutlich tieferen Konzentrationen (Daidzein und Genistein) vorhanden. Letztere dominieren hingegen in Soja und anderen Leguminosen.

UMWELTRELEVANZ

Die vorgestellten Untersuchungen haben gezeigt, dass natürliche Toxine wie z. B. gewisse Mykotoxine durchaus in Mengen vorliegen können, die vergleichbar sind mit Anwendungsraten von modernen Pflanzenschutzmitteln (ca. 50 g–1 kg/ha pro Saison). Absolut betrachtet gelangt allerdings nur ein kleiner Teil der untersuchten Substanzen in die aquatische Umwelt (wiederum vergleichbar mit der Situation bei Pflanzenschutzmitteln).

Die Auswirkungen der Exposition von Fließgewässerorganismen mit natürlichen Toxinen, wie Mykotoxinen und Isoflavonen, im überwiegend tiefen ng/l-Konzentrationsbereich sind gegenwärtig schwer abschätzbar, da entsprechende ökotoxikologische Effektstudien noch weitgehend fehlen. Am besten beurteilen lässt sich die Situation im Falle der östrogenen Isoflavone und des östrogenen Mykotoxins Zearalenon sowie seiner Metaboliten. Da die östrogene Potenz dieser natürlichen Toxine grösstenteils deutlich

unter denjenigen von Steroidhormonen liegt, dürfte bei teilweise ähnlichen Konzentrationen in Oberflächengewässern ihr Beitrag zur Gesamtöstrogenizität in der Regel gering sein. Ausnahmen ergeben sich allenfalls kleinräumig im Falle von intensivem Fusarien-Befall oder von Grasland reich an Rotklee, sofern keine Siedlungsabwässer ins Fließgewässer gelangen.

Über die Ökotoxizität der anderen Mykotoxine, insbesondere der Trichothecene Deoxynivalenol und Nivalenol, ist bisher nur wenig bekannt. Einzelne Arbeiten hierzu sind in Schenzel et al. [21] zitiert. Hier besteht aus unserer Sicht Handlungsbedarf.

AUSBLICK

Wie eingangs erwähnt müssen die hier betrachteten Mykotoxine und Isoflavone als Spitze eines Eisbergs betrachtet werden. Das Vorkommen und Umweltverhalten der allermeisten der wohl mehreren tausend bekannten natürlichen terrestrischen Toxine wurde noch nie untersucht. In Anlehnung an ein systematisches Verfahren zur Früherkennung organischer Schadstoffe, wie es derzeit im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) von einer Arbeitsgruppe mit Vertretern von Agroscope ART, Eawag und ETH entwickelt und getestet wird, schlagen wir deshalb ein analoges Vorgehen für natürliche terrestrische Toxine vor. Dieses beinhaltet im Wesentlichen:

- die Zusammenfassung solcher Substanzen in einer Datenbank,
- die Ausscheidung von für die Schweiz relevanten Toxinen basierend auf dem Vorkommen der entsprechenden Arten,
- die Abschätzung ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften sowie die Vorhersage ihres Umweltverhaltens und ihrer Verteilung in den Umweltkompartimenten Boden, Wasser und Sedimente mittels geeigneter Modelle und schliesslich
- für potenziell umweltrelevante Kandidaten die Überprüfung ihres Vorkommens in den jeweiligen Kompartimenten mittels Monitoring. Für die identifizierten Stoffe wären sodann ökotoxikologische Untersuchungen notwendig, um deren Risiken – im Zusammenspiel mit den bekannten anthropogenen Mikroverunreinigungen – beurteilen zu können.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Harborne, J. B. et al. (1998): *Dictionary of plant toxins*. Wiley, Chichester
- [2] Teuscher, E.; Lindequist, U. (2010): *Biogene Gifte: Biologie – Chemie – Pharmakologie – Toxikologie*. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart
- [3] van Egmond, H. P. (2004): *Natural toxins: risks, regulations and the analytical situation in Europe*. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 378: 1152–1160
- [4] Krska, R. et al. (2008): *Mycotoxin analysis: An update*. *Food Additives and Contaminants* 25: 152–163
- [5] Turner, N. W. et al. (2009): *Analytical methods for determination of mycotoxins: A review*. *Analytica Chimica Acta* 632: 168–180
- [6] Akhtar, M. H.; Abdel-Aal, E. S. M. (2006): *Recent advances in the analyses of phytoestrogens and their role in human health*. *Current Pharmaceutical Analysis* 2: 183–193
- [7] Hungerford, J. M. (2006): *Committee on natural toxins and food allergens – Marine and freshwater toxins*. *Journal of AOAC International* 89: 248–269
- [8] Fomsgaard, I. S. (2006): *Chemical ecology in wheat plant-pest interactions. How the use of modern techniques and a multidisciplinary approach can throw new light on a well-known phenomenon: Allelopathy*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 54: 987–990
- [9] Bjarnholt, N. et al. (2008): *Leaching of cyanogenic glucosides and cyanide from white clover green manure*. *Chemosphere* 72: 897–904
- [10] Rasmussen, L. H. et al. (2005): *Sorption, degradation and mobility of ptaquiloside, a carcinogenic Bracken (Pteridium sp.) constituent, in the soil environment*. *Chemosphere* 58: 823–835
- [11] Jensen, P. H. et al. (2008): *Quantification of Ptaquiloside and Pterisin B in Soil and Groundwater Using Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry (LC-MS/MS)*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56: 9848–9854
- [12] Jensen, P. H. et al. (2009): *Degradation of the Potato Glycoalkaloids – alpha-Solanine and alpha-Chaconine in Groundwater*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 82: 668–672
- [13] Jessing, K. K. et al. (2011): *Monitoring of Artemisinin, Dihydroartemisinin, and Artemether in Environmental Matrices Using High-Performance Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry (LC-MS/MS)*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 59: 11735–11743
- [14] Hoerger, C. C. et al. (2009): *Occurrence and Origin of Estrogenic Isoflavones in Swiss River Waters*. *Environmental Science & Technology* 43: 6151–6157
- [15] Wettstein, F. E.; Bucheli, T. D. (2010): *Poor elimination rates in waste water treatment plants lead to continuous emission of deoxynivalenol into the aquatic environment*. *Water Research* 44: 4137–4142
- [16] Schenzel, J. et al. (2012): *Mycotoxins in the envi-*

DANK

Wir bedanken uns bei den ehemaligen Doktorierenden Niccolo Hartmann, Corinne Hoerger und Judith Schenzel, den Doktorvätern René Schwarzenbach und Konrad Hungerbühler sowie den Kollegen Hans-Ruedi Forrer und Susanne Vogelgsang für die wertvolle Zusammenarbeit. Ein besonderer Dank gilt Michael Schärer, Christian Leu und Stephan Müller (BAFU) und dem Schweizerischen Nationalfonds für die finanzielle Unterstützung und das Interesse am Thema.

Unser Dank gebührt auch Pius Niederhauser (AWEL) und Bernhard Luder (NADUF) für das Zurverfügungstellen der Fließgewässer-Proben.

- ronment: II. Occurrence and origin in Swiss river waters. *Environmental Science & Technology* 46: 13076–13084
- [17] Hartmann, N. et al. (2008): Quantification of zearalenone in various solid agroenvironmental samples using D-6-zearalenone as the internal standard. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56: 2926–2932
- [18] Hoerger, C. C. et al. (2011): Quantification of Five Isoflavones and Coumestrol in Various Solid Agro-environmental Matrices Using C-13(3)-Labeled Internal Standards. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 59: 847–856
- [19] Hoerger, C. C. et al. (2011): Occurrence and Mass Balance of Isoflavones on an Experimental Grassland Field. *Environmental Science & Technology* 45: 6752–6760
- [20] Hartmann, N. et al. (2008): Occurrence of zearalenone on *Fusarium graminearum* infected wheat and maize fields in crop organs, soil, and drainage water. *Environmental Science & Technology* 42: 5455–5460
- [21] Schenzel, J. et al. (2012): Mycotoxins in the environment: I. Production and emission from an agricultural test field. *Environmental Science & Technology* 46: 13067–13075.
- [22] Erbs, M. et al. (2007): Quantification of six phytoestrogens at the nanogram per liter level in aqueous environmental samples using C-13(3)-labeled internal standards. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 55: 8339–8345
- [23] Hartmann, N. et al. (2007): Quantification of estrogenic mycotoxins at the ng/L level in aqueous environmental samples using deuterated internal standards. *Journal of Chromatography A* 1138: 132–140
- [24] Schenzel, J. et al. (2012): Development, validation and application of a multi-mycotoxin method for the analysis of whole wheat plants. *Mycotoxin Research* 28: 135–147.
- [25] Schenzel, J. et al. (2010) Multi-residue Screening Method To Quantify Mycotoxins in Aqueous Environmental Samples. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 58 (21) 11207–11217.
- [26] Turner, P. C. et al. (2008): Urinary deoxynivalenol is correlated with cereal intake in individuals from the United Kingdom. *Environmental Health Perspectives* 116: 21–25.
- [27] Lagana, A. et al. (2004): Analytical methodologies for determining the occurrence of endocrine disrupting chemicals in sewage treatment plants and natural waters. *Analytica Chimica Acta* 501: 79–88
- [28] Bester, K. et al. (2010): Quantitative Mass Flows of Selected Xenobiotics in Urban Waters and Waste Water Treatment Plants. In: *Xenobiotics in the Urban Water Cycle: Mass Flows, Environmental Processes, Mitigation and Treatment Strategies*, D. Fatta-Kassinos, K. Bester, and K. Kuemmerer, Editors. Springer Science + Business Media B.V., p. 3–26
- [29] Cavret, S.; Lecoer, S. (2006): Fusariotoxin transfer in animal. *Food and Chemical Toxicology* 44: 444–453
- [30] Tucker, H.A. et al. (2010): Effect of diet on fecal and urinary estrogenic activity. *Journal of Dairy Science* 93: 2088–2094
- [31] Kolpin, D. W. et al. (2010): Phytoestrogens and Mycotoxins in Iowa Streams: An Examination of Underinvestigated Compounds in Agricultural Basins. *Journal of Environmental Quality* 39: 2089–2099
- [32] Bacaloni, A. et al. (2005): Determination of isoflavones and coumestrol in river water and domestic wastewater sewage treatment plants. *Analytica Chimica Acta* 531: 229–237
- [33] Ribeiro, C. et al. (2009): Seasonal and Spatial Distribution of Several Endocrine-Disrupting Compounds in the Douro River Estuary, Portugal. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 56: 1–11
- [34] Kawanishi, M. et al. (2004): Detection of genistein as an estrogenic contaminant of river water in Osaka. *Environmental Science & Technology* 38: 6424–6429
- [35] Schenzel, J. et al. (2012): Experimentally Determined Soil Organic Matter-Water Sorption Coefficients for Different Classes of Natural Toxins and Comparison with Estimated Numbers. *Environmental Science & Technology* 46: 6118–6126
- [36] Bucheli, T. D. et al. (2008): *Fusarium* mycotoxins: Overlooked aquatic micropollutants? *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56: 1029–1034

> SUITE DU RÉSUMÉ

activité œstrogène faible en comparaison. Concernant les mycotoxines, les données concernant les conséquences font encore nettement défaut de sorte que leur pertinence possible sur l'environnement ne permet pas encore de déclaration. Les travaux actuels démontrent toutefois que les toxines naturelles peuvent dans tous les cas être considérées comme micropolluants de l'environnement aquatique. Nous jugeons donc que des clarifications systématiques sont nécessaires à cet égard.

Wasser-Boden-Abfall

Chemische und bakteriologische Untersuchungen von Umweltproben – www.bachema.ch

bachema
Analytische Laboratorien



MIKROVERUNREINIGUNGEN AUS NUTZTIERHALTUNG

Rückstände von Tierarzneimitteln und Bioziden sowie Schwermetalle und natürliche Hormone aus der Nutztierhaltung können über die Ausbringung von Hofdünger und die anschliessende Abschwemmung bei Regen in die Oberflächengewässer gelangen. Die Gesamteinträge von Mikroverunreinigungen aus der Nutztierhaltung sind nach heutigem Wissen tiefer als diejenigen aus der Siedlungsentwässerung. In kleinen Oberflächengewässern in landwirtschaftlichen Gebieten mit hoher Nutztierdichte können aber teilweise ökotoxikologisch wirksame Konzentrationen auftreten.

Christian W. Götz, Envilab AG

MICROPOLLUANTS PROVENANT DE L'ÉLEVAGE ET DE LA GARDE D'ANIMAUX DE RENTE

Les médicaments vétérinaires, biocides, métaux lourds et hormones naturelles utilisés pour la santé et l'hygiène vétérinaire ou introduits dans les fourrages finissent généralement par voie d'excrétion naturelle dans les engrais de ferme, lesquels servent à engraisser nos cultures et nos pâturages, du printemps à l'automne. Par temps de pluie, ces micropolluants contenus dans les engrais et les sols peuvent être libérés, puis emportés par ruissellement superficiel et par drainage, d'où ils gagnent les cours d'eaux. Diverses sources ainsi que des mesures dans les rivières montrent que le taux de transfert du sol aux eaux de surfaces de ces substances d'origine vétérinaires est semblable à celui des produits phytosanitaires comme l'atrazine ou le métolachlor. De simples calculs de modélisation permettent de prédire des concentrations potentiellement néfastes pour les organismes aquatiques, dans le cas de certains biocides, du cuivre, du zinc et des hormones naturelles. En revanche, au-delà d'une dilution de 1:50, les eaux de ruissellement ne risquent vraisemblablement pas de porter atteinte aux organismes aquatiques, même lors d'une exposition à long terme. Il faut une dilution de 1:60 au moins pour que les concentrations estimées en cuivre et en zinc satisfassent aux exigences de l'Ordonnance pour la protection de eaux (OEaux, SR 814.201). Pour les organismes aquatiques, il semble que les hor- ➤

EINLEITUNG

In der Schweiz waren 2011 rund 50 000 Nutztier haltende Betriebe registriert. Der Bestand an Nutztieren teilt sich folgendermassen auf: 1,6 Mio. Rindvieh, davon 700 000 Kühe; 1,5 Mio. Schweine; 9,3 Mio. Hühner, davon 2,4 Mio. Lege- und Zuchthühner; 400 000 Schafe; 86 000 Ziegen und 57 000 Pferde [1]. In der zeitgemässen Nutztierhaltung werden verschiedene Chemikalien zur Sicherstellung der Hygiene und Tiergesundheit eingesetzt. Mengenmässig bedeutend sind Tierarzneimittel (TAM), Biozide und Schwermetalle. TAM dienen der Behandlung kranker Nutz- und Heimtiere und der Vorbeugung von Krankheiten. Biozide werden für die Desinfektion von Ställen und von Gerätschaften wie Melkmaschinen verwendet, und Schwermetalle werden teils als Spurenelemente zugefüttert. Neben den erwünschten Effekten dieser Stoffe können sowohl in den Ausscheidungsprodukten als auch in der Umwelt unerwünschte Wirkungen auftreten. Dazu zählen unter anderen die Beeinflussung der Fermentation von Gülle oder toxische Effekte auf Bodenorganismen [2].

Manche der eingesetzten Stoffe sind schwer abbaubar und wurden in landwirtschaftlichen Böden und in Oberflächengewässern nachgewiesen [3]. Neben den zweckgebunden eingesetzten synthetisch hergestellten Stoffen und Spurenelementen werden durch Nutztiere auch grosse Mengen an natürlichen Hormonen emittiert, welche die Gewässer belasten können [4].

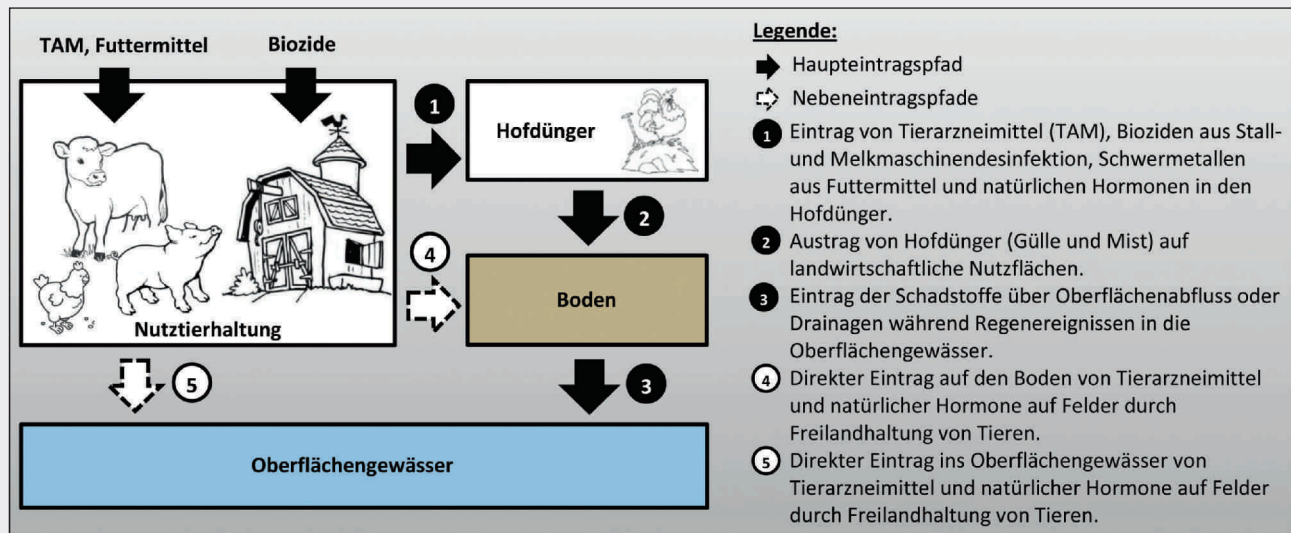


Fig. 1 Eintrag von Mikroverunreinigungen aus der Nutztierhaltung. Beschreibung der Eintragspfade
Diffusion des micropolluants issus de l'élevage. Description des voies de diffusion

Mikroverunreinigungen aus der Nutztierhaltung gelangen hauptsächlich über den Hofdünger (Gülle, Mist und ähnliche Produkte) auf landwirtschaftliche Nutzflächen und anschliessend während Regenereignissen über Oberflächenabfluss und Drainagen in die Gewässer. Direkte Einträge von TAM und Hormonen auf Grasflächen oder in die Oberflächengewässer treten bei der Weide- und Freilandhaltung von Nutztieren auf, sind aber mengenmässig weniger bedeutsam als die Einträge über den Hofdünger. In *Figur 1* sind die Eintragspfade in die Oberflächengewässer schematisch abgebildet. Im Weiteren werden nur die Gewässereinträge über den Hofdünger betrachtet.

In diesem Artikel wird eine Situationsanalyse zur Belastung der Oberflächengewässer mit Mikroverunreinigungen aus der Nutztierhaltung vorgestellt. Zuerst wird ein Überblick über Mikroverunreinigungen im Hofdünger gegeben und die Stoffe werden priorisiert. Anhand der relativ gut untersuchten Substanz Sulfamethazin wird eine auf Messdaten basierte Belastungsanalyse durchgeführt. Anschliessend werden Konzentrationen weiterer Substanzen grob abgeschätzt und ökotoxikologisch beurteilt sowie deren Stofffrachten abgeschätzt.

MIKROVERUNREINIGUNGEN IM HOFDÜNGER

Verbrauchszahlen zu Stoffen und Stoffgruppen, die in der Nutztierhaltung eingesetzt werden, sind nur lückenhaft vorhanden. In *Tabelle 1* werden Schätzungen von Verbrauchszahlen sowie Messungen

im Hofdünger für TAM, Biozide, Schwermetalle und natürliche Hormone zusammengetragen und mit anderen massgeblichen Quellen dieser Stoffgruppen verglichen. Die in *Tabelle 1* zusammengefassten verschiedenen Stoffgruppen werden im Folgenden einzeln diskutiert.

TIERARZNEIMITTEL

In der Schweiz sind 485 Wirkstoffe als TAM zugelassen (Swissmedic Stoffliste, Stand 30.6.2012, www.swissmedic.ch/daten/00080/00256) – fünfmal weniger als für die Humanmedizin. In einer Umwelt-risikoabschätzung für europäische TAM von *Kools et al.* [5] wurden Antibiotika und Antiparasitika als für die Umwelt am kritischsten bewertet. In der Schweiz werden ausschliesslich für Antibiotika Vertriebsstatistiken erhoben. Diese Erhebungen werden seit 2005 von Swissmedic durchgeführt. Allerdings werden keine Statistiken von einzelnen Wirkstoffen veröffentlicht, sondern nur von Wirkstoffklassen. Insgesamt wurden im Jahr 2009 in der Tiermedizin rund 71 t Antibiotika verkauft. Diese Menge ist ca. 30-mal kleiner als die im Jahr 2010 verkaufte Menge an Pflanzenschutzmitteln (Agrarbericht 2011 BLW [6]) und vergleichbar mit den in der Humanmedizin eingesetzten Antibiotikamengen. Der grösste Teil davon wird in der Nutztierhaltung eingesetzt. Etwa zwei Drittel aller TAM-Antibiotika werden als Arzneimittelvormischungen (AMV) verabreicht [7]. Als AMV werden Arzneimittel bezeichnet, die ins Futter oder ins Trinkwasser gemischt werden oder zur direkten Verabreichung an eine Tiergruppe bestimmt sind. AMV kommen

hauptsächlich in der Geflügel-, Kälber- und Schweinemast zum Einsatz. Gemäss einer deutschen Studie [8] werden mengenmässig mehr Antibiotika als Antiparasitika eingesetzt. Dies dürfte auch für die Schweiz zutreffen, da Antibiotika metaphylaktisch als AMV verfüttert werden. Am häufigsten werden Wirkstoffe aus den Wirkstoffklassen der Sulfonamide (29 t), Tetracycline (16 t), Penicilline (14 t), Makrolide und Aminoglykoside (je 4 t) eingesetzt [6]. Die am weitesten verbreiteten Wirkstoffe unter den Sulfonamiden sind Sulfamethazin (=Sulfadimidin) und Sulfathiazol. Die Sulfonamide sind sehr gut wasserlöslich und persistent. Sie stellen daher die ökologisch potenziell bedeutsamste Stoffgruppe der Antibiotika dar und sind gut als Leitsubstanzen für die Abschätzung von Worst-Case-Einträgen in Oberflächengewässer geeignet. Im Weiteren könnten Tetracycline und Makrolide relevant sein. Diese beiden Stoffklassen binden aber generell stärker an Feststoffe und werden somit besser in den Böden zurückgehalten.

BIOZIDE

In der Schweiz regelt die Biozidprodukteverordnung (VBP, SR 813.12) in Anlehnung an die europäische Biozidrichtlinie die Zulassung der Biozidprodukte. Diese unterscheidet verschiedene Produktarten (PA). In der Nutztierhaltung sind die Biozidprodukte für die Hygiene im Veterinärbereich (PA3) und die Desinfektionsmittel (PA4) mengenmässig am bedeutsamsten. In der Schweiz sind 85 Wirkstoffe für PA3 und 65 Wirkstoffe für PA4 zugelassen.

	Tierarzneimittel (TAM) [3, 7, 18]	Biozide [9, 25]	Schwermetalle (SM) [11, 12]	Natürliche Hormone [4, 13]
Einsatz von TAM, Bioziden und Schwermetallen sowie Emission von natürlichen Hormonen in der Nutztierhaltung	Antibiotika: 71 t/Jahr (davon rund 50 t/Jahr Arzneimittelvormischungen) Sulfonamide: 24 t/Jahr; Tetracycline: 15 t/Jahr; Penicilline: 5 t/Jahr; Makrolide 4 t/Jahr. Für Antiparasitika, Analgetika und synth. Hormone sind keine Daten vorhanden.	Ca. 1000 t Wirkstoffe für Melkmaschinen- und Stalldesinfektion. Quaternäre Ammoniumverbindungen (QAV): 0,1–3 t/Jahr (Stalldesinfektion, Produkteart (PA) 3) 0,4–10 t/Jahr (Melkmaschinen, PA4)	Kupfer (Cu) 460 t/Jahr (ges. Hofdünger) Zink (Zn): 2800 t/Jahr (ges. Hofdünger) Blei (Pb): 26 t/Jahr (ges. Hofdünger)	Östrogene (als 17β-Estradiol-Eq.): 150–200 kg/Jahr Davon der grösste Teil von Kühen: 80–170 kg/Jahr
Leitsubstanzen	Sulfonamide (Sulfamethazin, Sulfathiazol)	Quaternäre Ammoniumverbindungen, Chlorkresol	Kupfer, Zink	17β-Estradiol-Eq., 17β-Estradiol, 17β-Estradiol, Estron, Estriol
Konzentrationen im Hofdünger	Sulfamethazin 15 000–20 000 µg/l (gemessen in Schweinegülle)	Quaternäre Ammoniumverbindungen (QAV): 50–1300 µg/l (abgeschätzt aus Verbrauch unter der Annahme, dass sich dieser gleichmässig auf den gesamten anfallenden unverdünnten Hofdünger verteilt)	Kupfer (Cu) (gemessen): 3000 µg/l (Rinder-Vollgülle) 6000 µg/l (Schweine-Vollgülle) 28 000 µg/kg (Mastpoulet Mist) Zink (Zn) (gemessen): 15 000 µg/l (Rinder-Vollgülle) 37 000 µg/l (Schweine-Vollgülle) 230 000 µg/kg (Mastpoulet Mist)	17β-Estradiol-Eq.: 5–30 µg/l (gemessen in versch. Schweine- und Rindergüllen)
Vergleich Emission aus anderen Quellen	Der Verbrauch an Antibiotika als TAM entspricht etwa dem Gesamtverbrauch in der Humanmedizin	7400 t/Jahr, davon 75% zur Desinfektion (Spitäler, Haushalte, Schwimmbäder, Landwirtschaft etc.)	Siedlungsflächen (Dach- und Fassadenmaterialien) und Verkehr sind die wichtigsten anthropogenen Quellen für Schwermetalle	Emission Mensch: ca. 33 kg/Jahr, d. h. rund 5–10-mal weniger als in der Nutztierhaltung

Tab. 1 Emittierte Stoffe aus der Nutztierhaltung und Konzentrationen im Hofdünger. Zusammenstellung von Angaben und Abschätzungen für die Schweiz
Substances émises par l'élevage et concentrations dans le fumier. Compilation des données et estimations pour la Suisse

sen (Öffentliches Produktregister BAG, www.bag.admin.ch). Allerdings ist damit zu rechnen, dass viele dieser Wirkstoffe aufgrund des europäischen Prüfungsverfahrens in den nächsten Jahren wegfallen werden.

Im Projekt BIOMIK wurden die eingesetzten Stoffmengen abgeschätzt [9]. Die sehr unsicheren Schätzungen des Biozidverbrauchs zur Desinfektion von Melkmaschinen und zur Stalldesinfektion bewegen sich im Bereich von 1000 Tonnen Wirkstoffe pro Jahr. Die Verbrauchszahlen konnten aufgrund der dürftigen Datenlage nicht genauer taxiert werden. Aktuell werden die eingesetzten Wirkstoffe und Mengen für die Hygiene im Veterinärbereich von der Berner Fachhochschule im Auftrag des BAFU untersucht. Viele der in den PA3 und PA4 eingesetzten Wirkstoffe sind schnell abbaubar und daher für Oberflächengewässer nicht relevant; dazu gehört beispielsweise Aktivchlor (Natrium- und Calciumhypochlorit-Lösungen zu Desinfektionszwecken). Die wichtigste persistente Stoffgruppe sind die quaternären Ammoniumverbindungen (QAV). In den eingesetzten Produkten könnten jährlich bis zu 10 t QAV enthalten sein (Tab. 1). Im Weiteren ist hier Chlorkresol zu erwähnen, das in Produkten vorkommt, die bei einer Befragung von Tierärzten und Landwirten zur

Stalldesinfektion häufig genannt wurden, z. B. Neopredisan [10].

SCHWERMETALLE

Gewisse Schwermetalle werden als Spurenstoffe in Mineralfutter verfüttert, z. B. Eisen, Kupfer, Mangan und Zink, und kommen auch natürlicherweise in Futtermitteln vor. Mineralfutter wird als Ergänzung zu Grünfütter, Heu, Silage oder Kraftfutter zur Optimierung der Spurenelementzugaben und Vermeidung von Spurenstoffmangel eingesetzt. Kupfer und Zink sind die im Hofdünger in den höchsten Konzentrationen gemessenen Schwermetalle [11, 12]. In Tabelle 1 sind die Konzentrationen von Kupfer und Zink in verschiedenen Hofdüngern aufgeführt [11, 12]. Wenn man die mittleren Konzentrationen in verschiedenen Hofdüngern auf die jährlich mit Hofdünger in die Umwelt ausgebrachten Stofffrachten hochrechnet, kommt man für Kupfer auf rund 460 t/Jahr, für Zink auf 2800 t/Jahr und für Blei auf rund 26 t/Jahr (Tab. 1).

HORMONE

Die Nutztiere in der Schweiz scheiden jährlich rund fünf- bis zehnmal mehr natürliche Hormone aus als die Schweizer Bevölkerung (Tab. 1). Der grösste Teil wird von Milchkühen ausgeschieden, die mehr oder weniger dauerhaft in der

Laktationsphase gehalten werden und daher einen erhöhten Hormonspiegel haben. Die Konzentrationen, angegeben in 17β-Estradiolequivalenten (EEQ), bewegen sich in verschiedenen flüssigen Hofdüngern zwischen 5 und 30 µg EEQ/l [4, 13]. Hochrechnungen für die Schweiz ergeben total eine Emission von 150–200 kg EEQ/Jahr (vgl. Tab. 1). Natürliche Östrogene werden nur in sehr untergeordnetem Masse (ca. 5%) als freie Hormone ausgeschieden [14]. Der überwiegende Anteil wird im Körper zur besseren Wasserlöslichkeit zum Teil an Schwefelsäure, hauptsächlich aber an Glukuronsäure gebunden und als Ester ausgeschieden. Die Messung und Bilanzierung der östrogenen Aktivität ist komplex, weil die unveränderten Stoffe und die Esterverbindungen extrem unterschiedliche östrogene Aktivitäten aufweisen, stark unterschiedlich wasserlöslich sind und sich die gut wasserlösliche, kaum aktive Form nach dem Ausscheiden wieder in die aktive Form umwandelt. Ein grosser Anteil der nicht veresterten Östrogene liegt in Gülle an Feststoffe gebunden vor [15]. Östrogene können schon im pg/l-Bereich bei Langzeitexposition negative Effekte auf Wasserlebewesen haben [4, 13].

ABBAU IM HOFDÜNGER

Über die Stabilität von Tierarzneimitteln und Bioziden im Hofdünger ist relativ

wenig bekannt. Für einzelne TAM gibt es Untersuchungen zum Abbau im Hofdünger. Von den häufig eingesetzten Antibiotikagruppen werden die Sulfonamide, Tetracycline und Makrolide relativ langsam abgebaut, während die Penicilline nicht stabil sind [5]. Bei Antiparasitika, Bioziden und anderen Stoffen, zu denen keine spezifischen Informationen verfügbar sind, muss für erste Relevanzanalysen davon ausgegangen werden, dass sie in der Gülle nicht signifikant abgebaut werden. Auch natürliche Hormone werden unter den anaeroben Lagerungsbedingungen, wie sie bei der Lagerung von Gülle generell vorherrschen, nicht signifikant abgebaut [4].

BELASTUNG VON FLIESSGEWÄSSERN

ZEITLICHE UND RÄUMLICHE VARIATION DES EINTRAGS

Die Emissionsdynamik der Mikroverunreinigungen aus der Nutztierhaltung ist an das periodische Ausbringen von Hofdüngern auf die Felder gekoppelt. Die Hauptemission erfolgt von Frühling bis Spätsommer und ist von den Witterungsverhältnissen abhängig [3]. Hohe Stoffkonzentrationen, die über den Hofdünger während Regenereignissen in Oberflächengewässer gelangen, kommen vor allem in Regionen mit hohen Tierdichten vor. So zum Beispiel in den Oberflächengewässern der Kantone Thurgau und Lu-

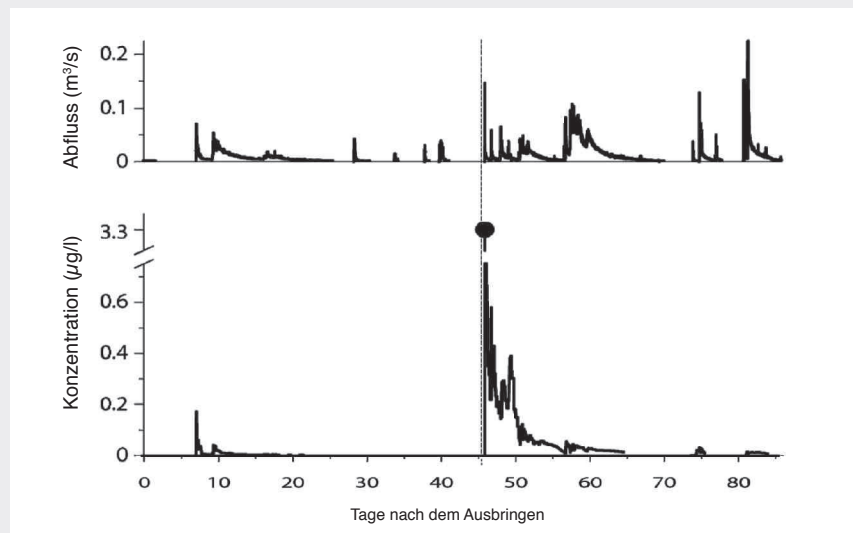


Fig. 3 Abfluss und Konzentrationsverlauf von Sulfamethazin in einem direkt an Grünland angrenzenden kleinen Fliessgewässer während 80 Tagen nach dem zweimaligen Ausbringen (Zeitpunkte 0 und 45 Tage, die zweite Applikation ist mit der gestrichelten Linie gekennzeichnet) von sulfonamidhaltiger Gülle (Fig. [3])

Module et concentration de sulfaméthazine dans un petit cours d'eau directement adjacent à des prairies pendant 80 jours après la période de deux étalements de fumier contenant des sulfonamides (points temporels 0 et 45 jours, la seconde application est indiquée par la ligne pointillée) (Fig. [3])

zern, deren Schweinebestände sehr gross sind. Der Bestand an Grossvieheinheiten (GVE) pro Quadratkilometer über die ganze Schweiz ist in *Figur 2* abgebildet. Pro Hektare wird, abhängig von der Kultur, bis ca. 30 m³ verdünnte Gülle pro Gabe ausgetragen (entspricht bei einer Verdünnung von etwa 1:2 rund 15 m³ Vollgülle). In tierreichen Gebieten wird das mögliche Maximum ausgebracht, entspre-

chend intensiv werden dort auch die Kulturen gefahren: Auf eine Hektare intensiv bewirtschaftete Grasfläche können jährlich bis 180 m³ verdünnte Gülle kommen. Der Hofdünger ist insbesondere mit TAM sehr unterschiedlich belastet. Wenn man beispielsweise die in *Tabelle 1* angegebenen Konzentrationen von Sulfamethazin mit den Wirkstoffeinsatzmengen und den jährlich anfallenden Güllemengen vergleicht, kommt man zum Schluss, dass maximal 5% der Gülle so hoch (15 000–20 000 µg/l) belastet sein können.

BEISPIEL SULFAMETHAZIN

Berücksichtigt man Einsatzmengen, Metabolisierung im Tier, Abbau im Hofdünger und in der Umwelt sowie die Sorptionseigenschaften der TAM, sind in der Schweiz von den Sulfonamiden die höchsten Oberflächengewässereinträge zu erwarten [3, 7, 16]. Der Eintrag der Sulfonamide in Oberflächengewässer ist dementsprechend verglichen mit anderen Mikroverunreinigungen aus der Nutztierhaltung auch gut untersucht. In einer Studie von *Stoob et al. (2007)* wurde antibiotikahaltige Gülle kontrolliert auf eine Grünfläche ausgebracht und das angrenzende Oberflächengewässer beprobt [3]. In *Figur 3* sind die Konzentrationen von Sulfamethazin während 80 Tagen nach dem zweimaligen Ausbringen der Gülle auf die Grünfläche dargestellt.

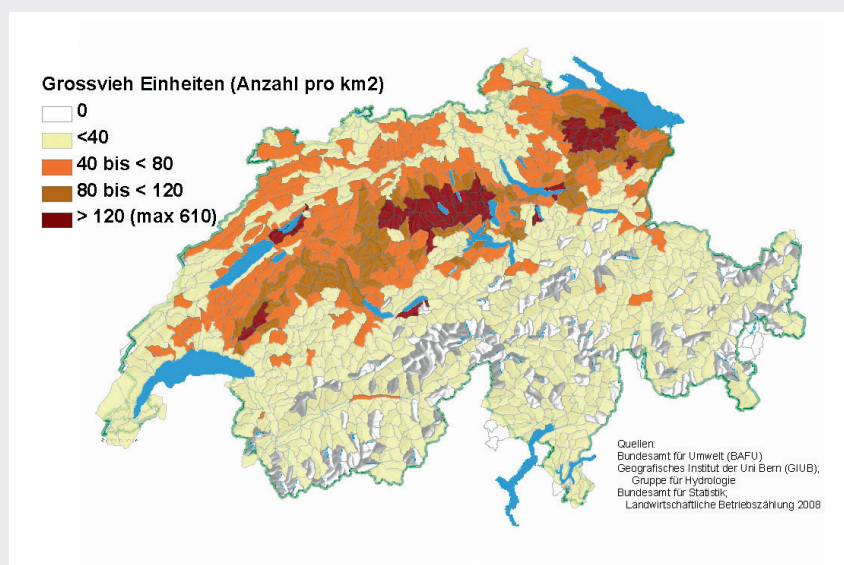


Fig. 2 Grossvieheinheiten (GVE) pro Quadratkilometer in der Schweiz. Erhebungen basieren auf den landwirtschaftlichen Betriebszählungsdaten (Bundesamt für Statistik, Stand 2008) für Basiseinzugsgebiete

Unités de gros bétail (UGB) par km² en Suisse. Les enquêtes sont fondées sur les données du recensement agricole (Office fédéral de la statistique, 2008) par bassin versant

Der gemessene Konzentrationsverlauf ist vergleichbar mit dem von Pflanzenschutzmitteln und die gemessene Maximalkonzentration von 3 µg/l liegt im gleichen Konzentrationsbereich, in dem Pflanzenschutzmittel wie Atrazin oder Metolachlor auftreten. Die Maximalkonzentration überschreitet das provisorisch abgeleitete akute Qualitätskriterium (MAC-EQS, *Maximum Acceptable Concentration*) von 10 µg/l aber nicht [3]. Gesamthaft wurden 0,6% des Sulfamethazins von der zweiten Applikation ins Oberflächen-gewässer eingetragen (Fig. 3).

In weiteren Messungen von *Stoob et al.* im Frühsommer in der Region Sempachersee, einem Gebiet mit viel Schweinehaltung, also hohem Einsatz an Sulfonamiden, wurden während einem Regenereignis über einen Zeitraum von zwei Tagen in der Grossen Aa bei einem Abfluss von rund 1 m³/s Konzentrationen um 0,02 µg/l gefunden [3].

Im Rhein bei Basel schliesslich wurden von *Singer et al.* maximale Konzentrationen von 0,003 µg/l nachgewiesen und im Rahmen der periodischen Messungen der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein wurden seit 2011 nie Werte über der Bestimmungsgrenze der dort einge-

setzten Methode von 0,025 µg/l gefunden [17]. Diese Messungen in Fließgewässern unterschiedlicher Grösse bestätigen, dass die Konzentrationen in kleinen Fließgewässern am höchsten sind [3, 17].

GROBE ABSCHÄTZUNG FÜR ANDERE STOFFKLASSEN

Um die Bedeutsamkeit anderer Mikroverunreinigungen aus der Nutztierhaltung mit der von Sulfamethazin zu vergleichen, wurden einfache Abschätzungen mit dem Modell EXPOSIT durchgeführt, das im deutschen Pflanzenschutzmittel-Zulassungsverfahren für Expositionsrechnungen verwendet wird. Die aktuelle Version (EXPOSIT 3.0 beta, www.bvl.bund.de) beinhaltet eine K_{oc} (Verteilung einer Substanz zwischen organischem Kohlenstoff und Wasser) abhängige Bestimmung des Wirkstoffaustrags. Die Wirkstoffe werden in Abhängigkeit ihres K_{oc} kategorisiert und der Oberflächenabfluss (gelöster Anteil) sowie der Erosionsaustrag (partikelgebundener Anteil) werden pro Regenereignis in Prozent der ausgebrachten Menge angegeben. *Burkhardt et al.* [18] haben gezeigt, dass der gelöste Austrag von Stoffen, die zusammen mit

Gülle ausgebracht werden, im Vergleich zu direkt auf das Feld aufgetragenen Substanzen wie Pflanzenschutzmitteln, rund sechsmal grösser sein kann. Aus diesem Grund werden hier die K_{oc} -abhängigen Oberflächenabfluss-Werte, die mit dem Modell EXPOSIT 3.0 beta berechnet werden, für die hier behandelten Stoffe aus dem Hofdünger mit dem Faktor 6 multipliziert. Mit diesen modifizierten Austragsraten und den mit dem Hofdünger applizierten Mengen können die Konzentrationen der Mikroverunreinigungen im Abfluss vom Feld sowie im direkt am Feld anliegenden Fließgewässer berechnet werden. Das kleinste betrachtete Fließgewässer in EXPOSIT wird als «Graben» bezeichnet und weist eine Verdünnung des Abflusses vom Feld von 1:2,6 auf. Die berechneten Austragsraten und die abgeschätzten Konzentrationen im Hofdünger, im Abfluss vom Feld und im Graben sind in der Tabelle 2 für verschiedene Stoffklassen zusammengefasst.

Die berechneten Austragsraten stimmen gut mit Messungen aus den erwähnten Feldstudien von *Stoob et al.* [3] und *Burkhardt et al.* [18] überein. Die für die Östrogene berechneten Austragsraten und Konzentrationen passen ebenfalls

Stoffgruppen		Konzentration in belastetem Hofdünger (Ref. s. Tab. 1) (µg/l resp. µg/kg)	log K_{oc} (MCI Methode EPISuite™)	Austragsrate gelöst nach EXPOSIT 3.0, Runoff-Austrag multipliziert mit Faktor 6 für Gülle [18]	Austragsrate gelöst + partikel- gebunden	Konzentration im Abfluss / Drainagen- wasser vom Feld (bei der Ausbringung von 30 m³ Gülle / ha) *	Konzentration im sehr klei- nem Fließ- gewässer (Graben) **
						(µg/l)	(µg/l)
Tierarzneimittel (TAM)	Sulfonamide Sulfamethazin Sulfathiazol	15 000–20 000	1,4–2,4 2,3 2,2	1,2–1,5% 1,5% 1,5%	1,2–1,5% 1,5% 1,5%	45	17
	Tetracycline	kA	1,6–1,9	0,9–1,2%	0,9–1,2%	kA	kA
	Makrolide	kA	1,6–3,8	0,2–1,5%	0,4–1,5%	kA	kA
	Makrocyclische Laktone	kA	5,7	0,01%	0,5%	kA	kA
Biozide	Quat. Ammon.	100–1300	5,4–5,7	0,01%	0,5%	0,98	0,38
	Chlorkresol	kA	2,7	1,3%	1,3%	kA	kA
Schwermetalle	Kupfer	3000–30 000	-	2–3% _{gelöst} (Daten aus Referenz [26])		135 _{gelöst}	52 _{gelöst}
	Zink	15 000–200 000	-	<1% _{gelöst} (Daten aus Referenz [26])		300 _{gelöst}	115 _{gelöst}
Natürliche Hormone	Estron	kA	4,4	0,08%	0,38%	kA	kA
	Estradiol	kA	4,2	0,19%	0,37%	kA	kA
	EEQ	45	4,3 (Mittelwert)	0,15% (Mittelwert)	0,4% (Mittelwert)	0,027	0,01

* Es wird angenommen, dass pro ha 100 m³ Regenwasser anfallen und pro Gabe 30 m³ 1:2 verdünnte Gülle (15 m³ Vollgülle) ausgebracht werden. Es wurden die maximalen Mengen an Mikroverunreinigungen pro ha Landwirtschaftsland aus den Mengenabschätzungen verwendet (Worst-Case). Für die Berechnung des Austrags in die Oberflächengewässer wurden die Maximalwerte der Austragsraten pro Stoffgruppe inkl. Erosion verwendet.

** Die Verdünnung des abfließenden Wassers im Graben (Abflussgraben direkt neben dem Feld) ist als 1:2,6 angenommen. Definition gemäss EXPOSIT 3.0 beta.

Tab. 2 Abschätzung der Konzentrationen in Hofdünger des Austrags und Abfluss/Drainagenwasser und einem sehr kleinen Fließgewässer (Graben).

kA.: Keine Daten vorhanden

Estimation des concentrations dans le fumier du déversement, dans le ruissellement/drainage de l'eau et dans un petit cours d'eau (fossé).

kA.: aucune donnée disponible

gut mit Messdaten zusammen: In einer aktuellen Feldstudie in der Schweiz [19] wurde im Drainagewasser eine Hormonaktivität von bis zu 0,02 µg EEQ/l gemessen, während die in *Tabelle 3* berechnete Konzentration im unverdünnten Abfluss vom Feld von 0,018 µg EEQ/l beträgt. Die berechneten Austragsraten der Stoffe können also für einzelne Stoffe durch Messwerte aus der Literatur bestätigt werden und stimmen in der Grössenordnung auch gut mit verschiedenen Pflanzenschutzmitteln wie Atrazin und Metolachlor überein [20]. Trotzdem sind die berechneten Austragsraten der betrachteten Stoffe im Vergleich zu den besser untersuchten PSM nur erste Abschätzungen. So wurden in anderen Studien in Laborversuchen unter Worst-Case-Bedingungen für Sulfonamide und auch für östrogene Stoffe höhere Austragsraten gefunden [21, 22]. Wie die Relevanz dieser Resultate einzustufen ist, kann derzeit nicht abschliessend beurteilt werden.

ÖKOTOXIKOLOGISCHE BEURTEILUNG

Ob die teilweise hohen Konzentrationen von Mikroverunreinigungen während Regenereignissen in Fliessgewässern negative Auswirkungen haben, hängt neben der Expositionsdauer stark von der Toxizität der entsprechenden Stoffe ab. *Ashauer et al.* setzen sich mit diesem Thema vertieft auseinander und haben am

Beispiel Diazinon (Pflanzenschutzmittel und Biozid) einen möglichen Ansatz vorgestellt, der auf toxikokinetischen-toxikodynamischen Modellen basiert [23]. Die zeitlich stark variierenden Konzentrationen sind ökotoxikologisch sehr schwierig zu beurteilen und erfordern viele Daten, die zurzeit für die meisten Stoffe fehlen. Für eine erste Beurteilung des Risikos für Wasserlebewesen wurden hier deshalb die abgeschätzten Maximalkonzentrationen bei verschiedenen Verdünnungen im Oberflächengewässer mit ökotoxikologischen Qualitätskriterien (Langzeitqualitätskriterium AA-EQS, falls vorhanden zusätzlich akutes Qualitätskriterium MAC-EQS) sowie bei den Schwermetallen mit den Anforderungen der GSchV verglichen. Die resultierenden Risikoquotienten (= abgeschätzte Konzentration im Gewässer/Qualitätskriterium) sind in *Tabelle 3* dargestellt.

Die Risikoquotienten zeigen, dass bei geringer Verdünnung die Konzentrationen kurzzeitig deutlich über den Langzeitqualitätskriterien liegen können. Die höchsten Risikoquotienten stellen die natürlichen Hormone dar. Eine Überschreitung der Langzeitqualitätskriterien bedeutet, dass negative Auswirkungen auf die betroffenen Oberflächengewässer nicht mehr ausgeschlossen werden können. Wie sich diese kurzzeitigen Spitzenkonzentrationen auf die Flora und Fauna der Kleinstgewässer im Einzelfall auswirken, ist jedoch nicht bekannt.

SENSITIVITÄTSANALYSE

Die Unterschiede zwischen den berechneten Austragsraten der betrachteten Stoffe sind viel kleiner (bis Faktor 3, *Tab. 2*) als die Unterschiede zwischen deren Qualitätskriterien (bis 5 Grössenordnungen, *Tab. 3*) und deren Verbrauchszahlen (bis 5 Grössenordnungen, *Tab. 1*). Die Parameter, die den Risikoquotienten in erster Linie beeinflussen, sind daher die eingesetzten Stoffmengen und die Toxizität der entsprechenden Substanzen. Um die Abschätzungen des Risikos zu verbessern, muss also hauptsächlich bei der Erhebung von Verbrauchszahlen und bei der Herleitung von wirkungsbasierten Qualitätskriterien, auch für die temporäre Belastung von Fliessgewässern, angesetzt werden.

STARK TOXISCHE STOFFE

In dieser Arbeit wurde auf Stoffe fokussiert, die in messbaren Konzentrationen in Oberflächengewässern erwartet werden. Für Stoffe mit sehr hoher Toxizität, für die keine Einsatzmengen bekannt sind, beispielsweise das Antiparasitikum Ivermectin (*Predicted No Effect Concentration*, PNEC 0,0057 ng/l [24]), können keine schlüssigen Beurteilungen gemacht werden. Stoffe mit so tiefen PNEC, die weit unter den analytisch messbaren Konzentrationen liegen, sind aber immer ein potenzielles Problem. Ivermectin bindet zwar sehr stark an Feststoffe, die Wahrscheinlichkeit, dass es über Hofdü-

Stoffgruppen		Langzeitqualitätskriterium (AA-EQS) bzw. numerische Anforderung (µg/l)	Akutes Qualitätskriterium (MAC-EQS) bzw. numerische Anforderung (µg/l)	Risikoquotient im Graben	Risikoquotient bei Verdünnung 1:10	Risikoquotient bei Verdünnung 1:100	Notwendige Verdünnung zur Einhaltung des Qualitätskriteriums / der numerischen Anforderung
Tierarzneimittel	Sulfamethazin	1*	10*	17 (1,7)	4,5 (0,45)	0,45 (0,045)	1:50 (1:5)
	Sulfathiazol	0,6*	2,7*	29 (6)	7,5 (1,7)	0,75 (0,17)	1:80 (1:8)
Biozide	Quat. Ammon.	0,04–0,4**	-	28	7,3	0,73	1:80
Schwermetalle	Kupfer	2 gelöst ***	2 gelöst ***	-	-	-	1:30
	Zink	5 gelöst ***	5 gelöst ***	-	-	-	1:100
Natürliche Hormone	EEQ [17-beta-Estradiol]	0,0004*	-	97	25	2,5	1:250

* Ad hoc hergeleitete Vorschläge des Ökotoxizitätszentrums. Aktuelle geprüfte Werte sind unter <http://www.oekotoxizitaet.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege> zu finden.

** Bericht BIOMIK [25] und Umweltbundesamt Deutschland, Dr. Oliver Gans, Bericht BE-271

*** Numerische Anforderungen der Gewässerschutzverordnung GSchV (SR 814.201). Werte angegeben für gelöste Stoffe.

Tab. 3 Abschätzung des Risikos von Stoffen aus der Nutztierhaltung für die Wasserorganismen in kleinen Fliessgewässern während Regenereignissen. Angabe von Risikoquotienten beim Vergleich mit Langzeitqualitätskriterien und numerischen Anforderungswerten der GSchV. Die Werte in Klammern sind für die TAM mit den akuten Qualitätskriterien gerechnet. Bei einem Risikoquotienten grösser als 1 können negative Effekte auf Wasserlebewesen nicht mehr sicher ausgeschlossen werden. Die Verwendung von Langzeitqualitätskriterien bei mangelnder Datenlage ist im Sinne des Vorsorgeprinzips

Évaluation du risque des substances issues de l'élevage pour la vie aquatique dans de petits cours d'eau, lors d'événements pluvieux. Indications des taux de risque par comparaison avec des critères de qualité à long terme et les exigences numériques de l'ordonnance sur la protection de l'eau. Les valeurs entre parenthèses sont calculées pour la TAM avec des critères de qualité aigus. Dans le cas de taux de risque supérieurs à 1, les effets négatifs sur les organismes aquatiques ne peuvent pas être exclus avec certitude. L'utilisation de critères de qualité à long terme, faute de données disponibles, est effectuée au nom du principe de précaution

ger in die Oberflächengewässer gelangt, ist daher klein; falls es aber durch einen Unfall oder direkt vom Tier ins Gewässer gelangt, ist das auch in kleinsten Mengen für die Wasserorganismen höchst problematisch.

STOFFFRACHT IM RHEIN

Um die Abschätzungen der gesamten in die Oberflächengewässer eingetragenen Frachten an Mikroverunreinigungen aus der Nutztierhaltung zu plausibilisieren und deren Relevanz zu beurteilen, wurden die Abschätzungen mit Messungen ausgewählter Stoffe im Rhein bei Basel verglichen. Via den Rhein werden rund zwei Drittel der Fläche der Schweiz entwässert. Für die Berechnung des Stoffflusses aus der Nutztierhaltung wurde Folgendes angenommen:

- Alle eingesetzten Stoffe gelangen auf landwirtschaftliche Flächen.
- Jährlich treten vier längere Regenereignisse auf, bei denen die Stoffe mit den in *Tabelle 2* angegebenen Austragsraten in die Oberflächengewässer ausgetragen werden.
- Zwei Drittel der Stofffracht, welche in die Oberflächengewässer gelangt, werden flussabwärts in den Rhein transportiert.

Die so berechneten jährlichen Austragsraten bewegen sich zwischen 1,6% der auf die Felder ausgebrachten Menge für die Hormonaktivität und 6% für die Sulfonamide.

Mit der derzeitigen Datenlage ist anzunehmen, dass von allen eingesetzten TAM die Sulfonamide die grösste Stofffracht und die höchsten Konzentrationen beim Rhein in Basel aufweisen. Mit einer Austragsrate von 6% der auf die Felder ausgebrachten Menge kommt man für Sulfonamide aus der Nutztierhaltung auf eine Fracht von rund 500 kg/Jahr. Diese besteht hauptsächlich aus Sulfamethazin und Sulfathiazol. Diese Abschätzung wird durch Messdaten im Rhein, die sich zwischen 2 und 10 ng/l für diese Stoffe bewegen, was über den Abfluss auf eine jährliche Fracht von 100 bis 400 kg hochgerechnet werden kann, in der Größenordnung bestätigt [17]. Stofffrachten und Konzentrationen im Rhein von Humanpharmaka, die vergleichbare Einsatzmengen und Stoffeigenschaften haben, sind teilweise eine bis zwei Größenordnungen

höher [17]. Dies ist insbesondere auf den viel direkteren Eintragspfad der Humanpharmaka via gereinigtes Abwasser zurückzuführen.

Die Auswertung von Messdaten an der internationalen Rheinüberwachungsstation in Weil am Rhein zeigt auch, dass TAM im Mittel weniger häufig und in weniger hohen Konzentrationen gefunden werden als gewisse Pflanzenschutzmittel. An der Rheinstation wurden im Jahr 2010 36 Pflanzenschutzmittel in Konzentrationen über 3 ng/l detektiert, wovon elf sogar Konzentrationen über 25 ng/l aufwiesen. Im Gegensatz dazu wurden von den TAM nur Sulfamethazin und Sulfathiazol in Konzentrationen um die 2 resp. 10 ng/l gefunden, sonst wurden keine TAM im Rhein nachgewiesen [17].

Zum Stofffluss der Biozide lassen sich aufgrund der lückenhaften Datenlage keine aufschlussreichen Abschätzungen machen. Messungen von Wirkstoffen aus PA3 und PA4 im Rhein bei Basel sind zurzeit keine vorhanden.

Für Kupfer und Zink wurden zwischen 2001 und 2010 mittlere Jahresfrachten von 55 bzw. 95 t berechnet [11, 12]. Aus den in die Umwelt ausgebrachten Mengen (*Tab. 1*) und den Austragsraten in *Tabelle 2* lässt sich abschätzen, dass ca. 20% (Kupfer) und 30% (Zink) dieser Frachten aus der Nutztierhaltung stammen. Diese Größenordnungen entsprechen den Abschätzungen der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins, IKSR, (Rhein Bestandsaufnahme der Emissionen prioritärer Stoffe, 2000, www.iksr.org). Als weitere wichtige Quellen dieser Schwermetalle werden von der IKSR die Einträge aus den Kläranlagen und von versiegelten Flächen via Regenwasserkanal und Mischwasserüberlauf aufgeführt. Für die natürlichen Hormone kann aufgrund der sehr tiefen Konzentrationen (im Rhein generell unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenzen) keine Stoffflussbilanzierung auf der Basis von Messwertvergleichen aufgestellt werden. *Johnson et al.* haben für Grossbritannien abgeschätzt, dass natürliche Östrogene aus der Nutztierhaltung 15% zur gesamten östrogenen Fracht beitragen [4].

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Aufgrund der verfügbaren, mehrheitlich sehr wenig umfangreichen Daten zu Verbrauch, Umweltverhalten und Toxizität wurde eine Relevanzbeurteilung zu Mikroverunreinigungen aus der Nutztierhaltung in Oberflächengewässern durchgeführt.

Diese Analyse kann aufgrund der ungenügenden Datenlage nicht abschliessend sein. Dennoch können einige wichtige Schlussfolgerungen gemacht werden. TAM-Rückstände haben höchstwahrscheinlich eine geringere Relevanz für die Oberflächengewässerqualität als die grösstenteils ebenfalls aus der Landwirtschaft stammenden Pflanzenschutzmittel und auch als Arzneimittel aus humanmedizinischen Anwendungen. Schweizweit gelangt von den ca. 70 t jährlich in der Nutztierhaltung eingesetzten Antibiotika nur ein kleiner Teil in die Oberflächengewässer. Dies wird sowohl durch Modellabschätzungen als auch durch die vorhandenen Messdaten bestätigt. Die Sulfonamide stellen unter Berücksichtigung aller vorhandenen Informationen (Verbrauch, Persistenz, Mobilität und Toxizität) wahrscheinlich die für die Gewässerbelastung potenziell kritischsten TAM-Antibiotika dar. Die in der Tiermedizin sehr häufig eingesetzten Sulfonamide Sulfamethazin und Sulfathiazol kommen aber in der aquatischen Umwelt in tieferen Konzentrationen vor als Sulfamethoxazol, das in kleineren Mengen in erster Linie in der Humanmedizin eingesetzt wird. Aus den vorliegenden Untersuchungen und Messdaten kann geschlossen werden, dass Sulfonamide und somit vergleichbare TAM-Rückstände für grössere Fließgewässer und Seen im Allgemeinen nicht kritisch sind. An landwirtschaftliche Flächen angrenzende Kleinstgewässer in Regionen mit hohem TAM-Einsatz können hingegen temporär Konzentrationen im ökotoxikologisch relevanten Bereich aufweisen. Ein weiteres potenzielles Risiko, selbst beim Eintrag von kleinsten Mengen, sind hochtoxische TAM wie das Antiparasitikum Ivermectin.

Eine weitere Wirkstoffgruppe, die gemäss einfachen Abschätzungen in Kleinstgewässern Konzentrationsbereiche erreicht, für die Beeinträchtigungen der aquatischen Umwelt nicht ausgeschlossen werden können, sind die quaternären Ammoniumverbindungen. Der Eintrag und der Stofffluss dieser Verbindungen sind allerdings nur lückenhaft untersucht und deren Relevanz kann daher nicht beurteilt werden. Um das von den im Stall eingesetzten Bioziden ausgehende Risiko besser beurteilen zu können, sind Verbrauchserhebungen dringend notwendig. Schwermetalle können während Regen-

ereignissen in kleinen Oberflächengewässern Konzentrationen erreichen, die über den Anforderungen der GSchV liegen. Vergleichsweise am kritischsten zu beurteilen sind derzeit die natürlichen Hormone aus der Nutztierhaltung, für die bei langzeitiger Exposition schon in pg/l-Bereich schädliche Einwirkungen auf Wasserlebewesen nicht ausgeschlossen werden können. Die kurzzeitig auftretenden Konzentrationen von mehr als 10 ng/l EEQ sind teilweise höher als diejenigen in Kläranlagenabläufen und deutlich höher als diejenigen in den stark abwasserbelasteten Fliessgewässern. Wie diese kurzzeitigen Konzentrationen über den Qualitätskriterien zu beurteilen sind, kann nicht abschliessend beantwortet werden.

DANK AN

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) für die Finanzierung der interessanten Studie. *Christian Leu* (BAFU) und *René Gälli* (BMG) für die fachliche Begleitung und Unterstützung. *Christian Stamm* (Eawag), *Thomas Kupper* (HAFL), *Bettina Hitzfeld*, *Sybilie Kilchmann*, *Ueli Sieber*, *Ivo Strahm*, *Reto Mural*, *Georges Chassot*, *Daniel Hartmann* (alle BAFU) für das Gegenlesen und die hilfreichen Kommentare.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] Bundesamt für Statistik (2011): Landwirtschaftliche Betriebszählungen. www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/07/03/blank/data/01/03.html. [Online]
- [2] Thomas, R. L.; Warman P.R. (1981): Chlortetracycline in soil amended with poultry manure. *Canadian J. Soil Science*. 61, 161–163
- [3] Stoob, K. et al. (2007): Dissipation and transport of veterinary sulfonamide antibiotics after manure application to grassland in a small catchment. *Environ. Sci. Technol.* 41 (21): 7349–7355
- [4] Johnson, A. C. et al. (2006): The potential steroid hormone contribution of farm animals to freshwater, the United Kingdom as a case study. *Science of the Total Environment*. 362, Bde. 166–178
- [5] Kools, S. A. E. et al. (2008): A Ranking of European Veterinary Medicines Based on Environmental

- Risks. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 4, Bde. 4, 399–408
- [6] Bundesamt für Landwirtschaft BLW (20011): Agrarbericht 2011
- [7] Swissmedic (2009): Bericht über den Vertrieb von Antibiotika in der Veterinärmedizin und das Antibiotikaresistenzmonitoring in der Schweiz. Bern
- [8] Rupalla, R. (1998): Tiergesundheitssmittel – unterschätzte Branche. s.l.: DLG-Mitteilungen, 10/1998: 58–59
- [9] Bürgi, D. et al. (2007): Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern, Projekt BIO-MIK. Im Auftrag des BAFU
- [10] Althaus, F.R. (2012): Institut für Veterinärpharmakologie und -toxikologie, VetPharm. [Online] Universität Zürich. www-vetpharm.uzh.ch
- [11] Menzi, H.; Kessler, J. (1998): Heavy metal content of manures in Switzerland. *Proceedings of the FAO-Network on Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN) Conference, Rennes, France. May 28–29, FAO, Rome*, pp: 495–5
- [12] Desaulles, A.; Studer, K. (1993): Nationales Bodenbeobachtungsnetz (NABO) Messresultate 1985–91, Schriftenreihe für Umwelt, 200. Bern: BUWAL
- [13] Lange, I. G. et al. (2002): Sex hormones originating from different livestock production systems: fate and potential disrupting activity in the environment. *Analytica Chimica Acta*. 473, Bde. 27–37
- [14] Fahlenkamp, H. et al. (2008): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in Kläranlagen, Teil 3. s.l.: Technische Universität Dortmund – im Auftrag vom MUNLV Nordrhein-Westfalen
- [15] Combalbert, S. et al. (2012): Fate of steroid hormones and endocrine activities in swine manure disposal and treatment facilities. *Water Research*. 46, Bde. 895–906
- [16] Menet, A.; Chèvre, N. (2010): Évaluation du risque pour les eaux de surface des produits vétérinaires utilisés en agriculture. Lausanne: UNIL
- [17] Singer, H. et al. (2008): Multikomponenten-Screening für den Rhein bei Basel. Eawag im Auftrag des BAFU
- [18] Burkhardt, M. et al. (2005): Surface Runoff and Transport of Sulfonamide Antibiotics and Tracers on Manured Grassland. *Journal of Environmental Quality*. 34: 1363–1371
- [19] Schönborn, A. et al. (2012): Estrogenic activity in drainage water: A field study on an intensively managed Swiss cattle pasture. to be submitted

- [20] Leu, C. et al. (2004): Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment. *Environ. Sci. Technol.*, Bde. 38 (14): 3827–3834
- [21] Yang, Yun-Ya et al. (2012): Steroid Hormone Runoff from Agricultural Test Plots Applied with Municipal Biosolids. *Environmental Science and Technology*. 46 (5), Bde. 2746–2754
- [22] Umweltbundesamt (2007): Untersuchungen zum Abflussverhalten von Veterinärpharmaka bei Ausbringung von Gülle auf Ackerland und Weide
- [23] Ashauer, R. et al. (2011): Environmental risk assessment of fluctuating Diazinon concentrations in an urban and agricultural catchment using toxicokinetic – toxicodynamic modeling. *Environmental Science and Technology*. 45, Bde. 9783–9792
- [24] Liebig, M. et al. (2010): Environmental Risk Assessment of Ivermectin: A Case Study. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 6, Bde. 567–587
- [25] Morf, L. et al. (2007): Projekt BIOMIK, Teilprojekt 2: Soffflussanalyse für die Schweiz: Quaternäre Ammoniumverbindungen. GEO Partner AG
- [26] Aldrich, A.P. et al. (2002): Specification of Cu and Zn in Drainage Water from Agricultural soils. *Environmental Science and Technology*. 36, 2002, Bde. 4824–4830
- [27] Kümmerer, K. (2008): *Pharmaceuticals in the Environment*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg

> SUITE DU RÉSUMÉ

mones naturelles soient le plus problématiques. Toutefois il est difficile, voire impossible d'apprécier l'effet de concentrations élevées à court terme vu l'état des connaissances actuelles. En regard de l'apport total des micropolluants organiques dans les cours d'eaux, les émissions de source vétérinaire ne jouent vraisemblablement qu'un rôle mineur. Même s'ils représentent des quantités importantes, ces substances sont en parties retenues et dégradées lors de leur passage dans les engrais de ferme et les sols.

RESEARCH

Open Access



Estrogenic activity in drainage water: a field study on a Swiss cattle pasture

Andreas Schoenborn^{1*}, Petra Kunz² and Margie Koster³

Abstract

Background: Dairy cow manure applied to pastures is a significant potential source of estrogenic contamination in nearby streams. One possible pathway is through infiltration via preferential flow to drainage pipes, particularly after heavy rainfall events. In a period of 73 days in the spring of 2010, a drainage catchment in a cattle pasture in the Swiss lowlands was closely monitored.

Manure was applied three times during the study, and part of the catchment was also subjected to grazing. During five field campaigns, water samples from two sampling locations were taken for 4–24 h in consecutive sampling intervals. 17 β -estradiol equivalents (EEQ) were determined with the yeast estrogen screen (YES) and the ER-CALUX assay. Some water chemistry parameters, pH, conductivity, oxygen content and soil moisture tension were also monitored.

Results: Washout of estrogenic activity was highest during or right after heavy rainfall events, shortly after manure spreading, when peak values of >10 ng/l EEQ were found in several samples. However, in two field campaigns, high EEQ values were also found 14 and 28 days, after the last manure application, in one case during a dry weather period. This indicates that estrogenic compounds are more stable in natural soils than what is expected from data gathered in lab studies.

Conclusions: Streams in agricultural areas with a high proportion of drained land may be subject to numerous peaks of EEQ during the course of the year. This may have a negative effect on aquatic organisms, namely fish embryos, living in these streams.

Keywords: Drainage water; Manure; Dairy cattle; estrogenic activity; EEQ; YES; ER-CALUX; Aquatic organisms

Background

Treated wastewater is a potential source of estrogenic activity of anthropogenic origin in natural water bodies. Estrogenic activity in wastewater has been linked to sexual changes in fish [1] and is suspected to be “a major causal factor in the evolution of intersexuality” in roach [2]. Following these findings, estrogens in treated wastewater were closely examined in a number of countries in the last 10–15 years, e.g. in Britain [2], The Netherlands [3], Denmark [4] and Switzerland [5, 6].

The role of agriculture as source of estrogenic activity for natural water bodies has received much less attention. A “normalised cow” excretes two orders of magnitude more and a “normalised pig” one order of magnitude

more steroid estrogens than a “normalised human” [7]. A conservative estimate for Switzerland shows that the total annual estrogen load released onto the environment from livestock exceeds that excreted by humans by at least a factor 5 (Table 1). Johnson et al. calculated the same factor 5 for the UK. In a review on sex hormones originating from livestock, Lange et al. [8] concluded that “discussion on environmental endocrine disrupters has to be extended by this important aspect” even though they did not find causal links in literature to “any known severe adverse effect on wildlife or human endocrine system”.

A number of studies demonstrate the presence of farm-animal-derived steroid hormones in manure and wastewater from dairy farms [9–11]. Manure is usually spread on soil surfaces or (more recently) is injected. With the exception of karst areas [12] it is still largely unclear to what extent these hormones can reach nearby

* Correspondence: andreas.schoenborn@zhaw.ch

¹Institute of Natural Resource Sciences, Zurich University of Applied Sciences, P.O. Box CH-8200, Wädenswil, Switzerland

Full list of author information is available at the end of the article

Table 1 Estimated annual oestrogen load in Switzerland (2007) from excreta of humans and three common livestock animals

Species	Excretion of oestrogens (mg/individual/year)	Number of individuals	Annual oestrogen load (kg/year)	Share (%)
Cows	110 ^c	708,340 ^a	77.9	43
Pigs	43 ^c	1,573,090 ^a	67.6	37
Sheep	8.4 ^c	443,584 ^a	3.7	2
Humans	4.38 ^d	7,593,500 ^b	33.3	18

^aFrom Bundesamt für Statistik [36]^bFrom Bundesamt für Statistik [47]^cAfter [25] (cycling females)^dCalculated from estimated average excretion of 12 µg/person/day (sum of E1, E2 and E3, pregnant women excluded), after Table two of [48]

water bodies. Sorption/desorption studies showed a rapid degradation and high sorption of estrogens in soils (several studies, as cited in [13]). In one of the few field studies (on grassland soils treated with cattle and sheep manure), Lucas and Jones [14] showed that estrone (E1) and 17β-estradiol (E2) are “not persistent in agricultural soils” and calculated a half-life from 5–25 days for these two estrogens.

However, individual soil conditions can modify the persistence of estrogens. The presence of sheep urine enhances and prolongs the amount of estrogen leaching from soil [15]. The association with manure-borne dissolved organic carbon (DOC) reduces the bioavailability of estrogens and increases their persistence [16]. Anaerobic conditions slow down the degradation of some estrogens [17]. This coincides with the observation that E2 “was widespread, persisted much longer, and was more mobile than previously determined” in soils of a pig farm in North Dakota, United States of America [18].

One pathway from soil to water is through preferential flow channels and drainage pipes (also called “tile drains” or “mole drains”). For the monitoring of this pathway, the sampling procedure seems to be crucial. Based on grab samples taken in creeks and from “tile drains” on four different dates, [19] found no enhanced estrogen concentrations in surface water collected upstream and downstream of a large confinement dairy operation in the mid-western United States. In contrast to that, a Danish one-year study on two field sites with “structured, loamy soil” [13] found E1 and E2 in the drainage pipes within 14–30 days after application of pig manure slurry as well as continued leaching in high concentrations after 3 months. They sampled drainage water flow-proportionally for approximately 1 day, following the onset of “typical” storm events. Matthiessen et al. [20] used “POCIS” passive samplers to monitor 10 streams in England and Wales, from November 2005 to January 2006. Their study sites lay upstream and downstream of intensive livestock farms and were chosen due to a high predicted steroid load. estrogenic activities were

higher in 50 % and steroid concentrations were higher in 60 % of the downstream sites. However, estrogenic activity could not solely be attributed to E1 and E2.

The aim of the field study presented here was to assess the role of dairy cow manure as a source of estrogenic activity in drainage water of a cattle pasture in the Swiss lowlands. Assuming a short half-life of estrogens in soil and a good sorption capacity of the local soil, we hypothesised that peaks of estrogenic activity in drainage water should be highest during or right after heavy rainfall events, ideally shortly after manure spreading. The experimental setting was designed to catch these peaks.

Results and discussion

General conditions at the Guettingen field site

Characterisation of the soil

Three soil horizons were characterised regarding their organic carbon content, volume of macropores and porosity (Table 2). Grain size analyses indicated loam to sandy loam with a low saturated hydraulic conductivity K_{sat} of 1.52×10^{-6} (equivalent to a pK_{sat} of 6.2) (C. Boesiger, ZHAW Bachelor's thesis 2010, unpublished). The infiltration experiment revealed traces of blue stain as deep as 80 cm underneath the surface, demonstrating the importance of preferential flow paths in this soil (C. Boesiger, ZHAW Bachelor's thesis 2010, unpublished).

Manure application and grazing periods

Pastures “West” and “East” (Fig. 1) were fertilised with manure on March 24, 2010, followed by a grazing period (Fig. 2). Shortly before the first field campaign (FC1), on April 21 and 28, two doses of manure were applied to pasture “West”, while pasture “East” was grazed until May 12, 2010 (the density of the animals on the pastures was not monitored). During the following cool and wet period, the grass grew slowly and harvesting grass was not possible to avoid soil compaction. Grass was cut after a few warm days on June 9, 2010. On June 15, 2010, shortly before FC4, manure was spread on pastures “West” and “East”.

Precipitation and outflow

Precipitation in April, May and June 2010 was 25.6 mm (FC1), 128.3 mm (FC2 and FC3) and 111.8 mm (FC4 and FC5), respectively. April 2010 was drier and warmer, while May and the beginning of June were wetter and cooler than the long-term average of 1976–1990 (source:

Table 2 Soil characteristics at the Guettingen field site

Soil horizon ^a	Depth (cm)	Organic carbon content (%)	Macropore volume (%)	Porosity (%)
Ah	0–17	3.26 ± 0.16	11	48
Bg	17–37	1.497 ± 0.07	10	38
BC	>37	0.269 ± 0.01	11	34

^aClassification according to Swiss soil taxonomy [49]

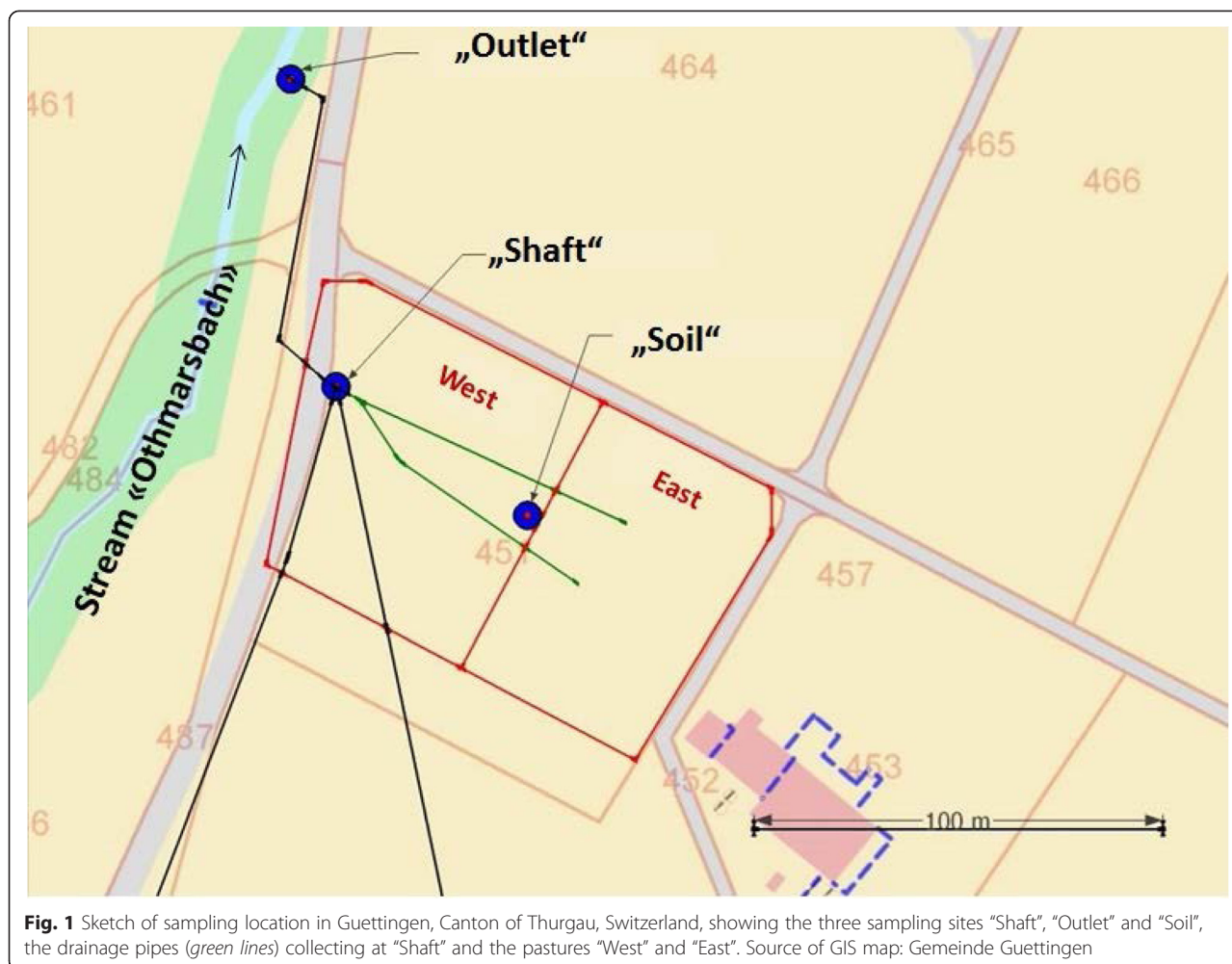


Fig. 1 Sketch of sampling location in Guettingen, Canton of Thurgau, Switzerland, showing the three sampling sites “Shaft”, “Outlet” and “Soil”, the drainage pipes (green lines) collecting at “Shaft” and the pastures “West” and “East”. Source of GIS map: Gemeinde Guettingen

MeteoSwiss). FC4 (June 17–18) coincided with heavy rainfall (45.1 mm = 40.3 % of the total precipitation in June 2010).

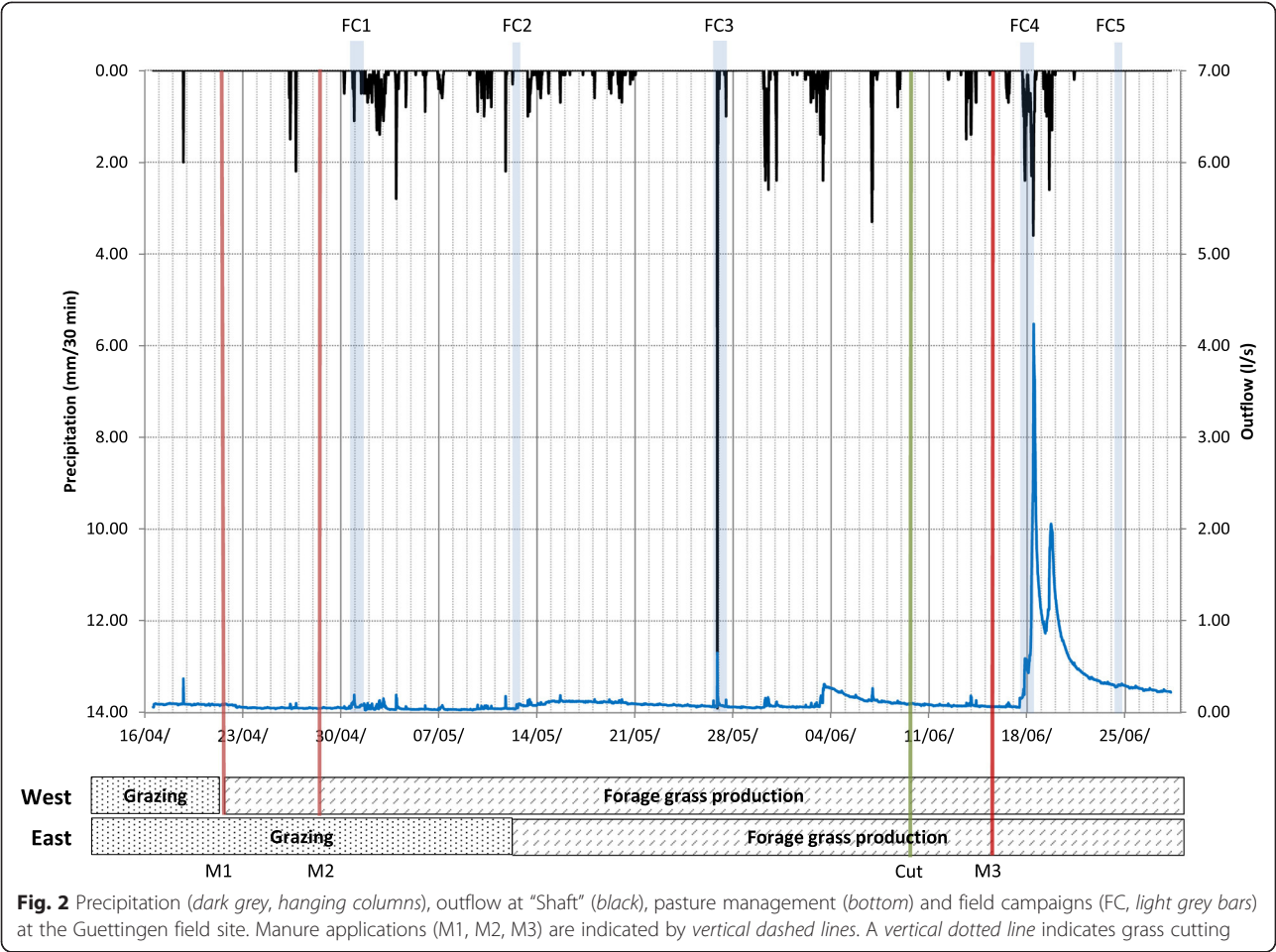
The regular drainage outflow at “Shaft” lay between 0.05 and 0.1 l/s and exceeded this value only after rainfall events that were not absorbed by the soil. The wet weather conditions from end of April until mid-May led to rapid and transient peak outflow for a few hours following rainfall. After May 13, the general outflow increased moderately, most likely due to the increased groundwater level. Only prolonged rainfall led to persistently higher outflow at “Shaft”. Figure 2 gives an overview on precipitation, outflow at “Shaft”, pasture management, as well as the dates of the FC manure application and grass cutting.

Chemical and physical characteristics of drainage water

Water quality of the drainage water at “Shaft” (Table 3) reflected the agricultural influence, the geology of the catchment and the weather situation. Average nutrient concentrations ($\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$) at times exceeded the

limits set for treated wastewater by Swiss regulations. $\text{PO}_4\text{-P}$ median concentration was 4.6 times higher and $\text{NH}_4\text{-N}$ median concentration was 10 times higher than the mean level measured in 2009 during regular monitoring in the stream Hornbach, to which the Othmarsbach contributes. $\text{NO}_3\text{-N}$ median concentration lay within the range of values found in literature for drains of grassland and pastures [21]. Chloride median concentration lay four to eight times above the natural background concentration of 2–4 mg/l in Switzerland [22].

Under dry weather (base flow) conditions, both hardness level and electrical conductivity were high, and oxygen saturation was mostly close to 100 %, indicating low dissolved organic matter. This shows that base flow consisted of drained groundwater from uphill. Under peak flow conditions, conductivity, in coincidence with rainfall, dropped sometimes sharply within minutes. Sudden rapid drops of oxygen saturation were also observed and coincided with visible leaching of organic material from manure into the drainage pipe. Thus, peak flow consisted of rainwater and sometimes of leached manure.



Soil moisture tension

Rainfall and soil moisture tensions (SMT) at 12.5 and 25 cm depth are summarised in Fig. 3. The sensors at 50 cm depth did not work reliably and these data were therefore excluded.

The Ah-horizon (12.5 cm) reached a SMT of >900 hPa (very dry) three times within the field period. After

rainfall, soil water tension dropped (sometimes sharply) depending on the amount of rain. The largest drop of SMT was during FC3 (from 510 to 105 hPa within 24 h). In the rainy period between May 1 and May 22, SMT of the Ah-horizon was mostly below 100 hPa (saturated).

In the Bg-horizon (25 cm), the SMT was usually lower than in the Ah-horizon. One of the three exceptions was

Table 3 Results of the water chemistry and physical parameters at “Shaft”: measurements between April 16 and June 28, 2010

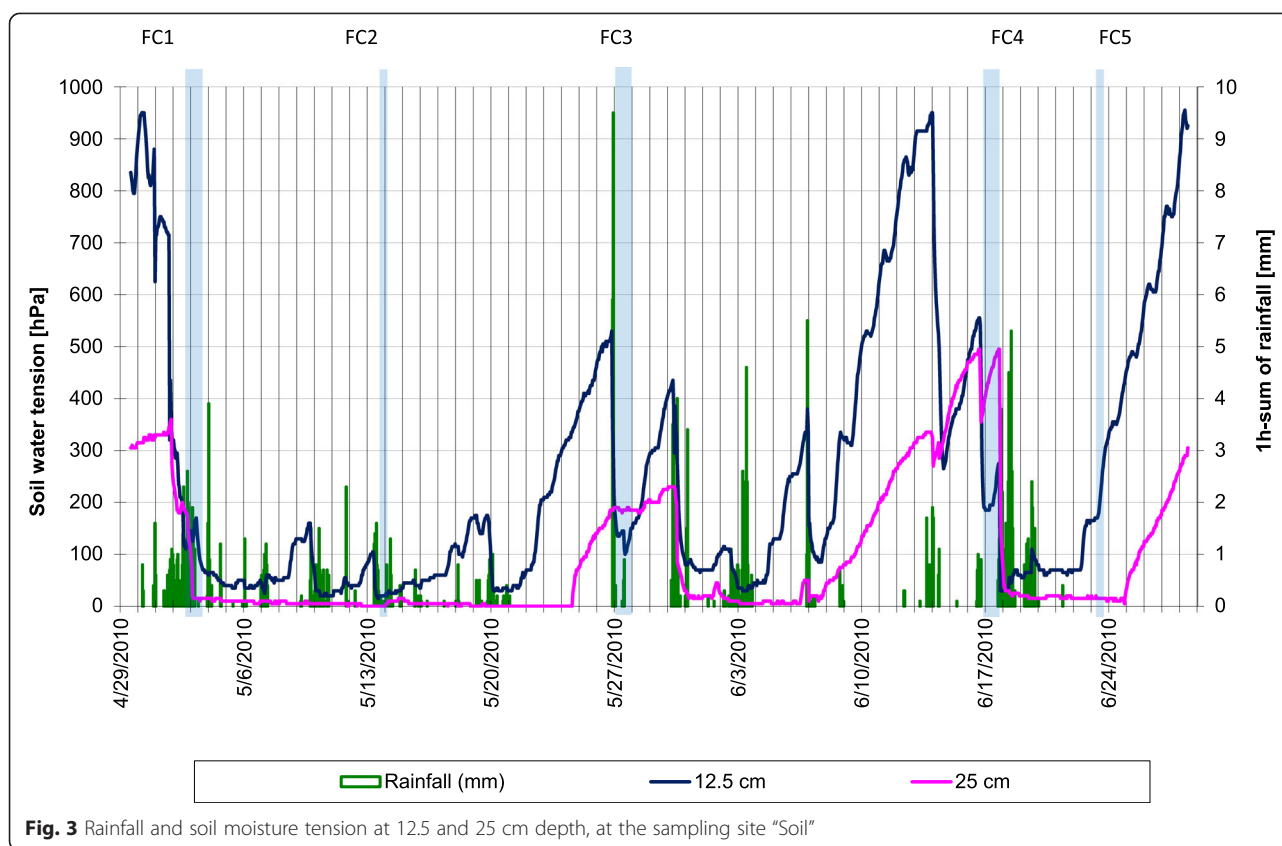
Parameter	Median	Min	Max	Values below range ^c	Values above range ^c	Hornbach 2009
PO ₄ -P (mg/l), n = 21	0.23	0.06	0.91	3	8	0.05
NO ₃ -N (mg/l), n = 21	8.28	5.93	10.6	0	0	5.15
NH ₄ -N (mg/l), n = 21	0.2	0.02	0.35	9	1	0.02
Chloride (mg/l), n = 19	15.9	7.42	23.5	0	0	14.65
Hardness (°dH), n = 3	18.5	14.5	18.8	0	11	n.a.
Electrical conductivity (µS/cm), n = 16	692 ^b	595 ^b	786 ^b	–	–	611
Oxygen (mg/l), n = 4498 ^a	9.10 ^a	6.12 ^a	10.21 ^a	–	–	10.55
pH, n = 16 ^b	7.76	7.01	8.13	0	0	8.2

n.a. no data available

^aMeasurement with Troll 9500

^bMeasurement with Hach HQ40

^cMeasurement ranges: PO₄-P 0.05–1.5 mg/l, NO₃-N 0.23–13.5 mg/l, NH₄-N 0.015–2.0 mg/l, Cl 1–1000 mg/l, hardness 1–20 °dH, electrical conductivity 0.01µS/cm–200 ms/cm



during FC3 (May 27–28), when the SMT of the Ah-horizon dropped below the SMT in the Bg-horizon, due to the short but intense rainfall event of FC3. In the rainy period between May 3 and May 24, the Bg-horizon was completely saturated, with an SMT <15 hPa from May 3 to May 24.

estrogenic activity of manure and drainage water samples

estrogenic activity and bioassays

Receptor-based estrogen assays examine the sum of all estrogenic activity in a sample by measuring the response of a cell system exposed to a sample. The denotation "estrogen" summarises different natural and synthetic estrogens (e.g. estrone (E1), 17 β -estradiol (E2) and 17 α -ethinylestradiol (EE2)) as well as their numerous conjugates (e.g. glucuronides, sulphates, disulphates, e.g. estrone-3-sulphate (E1-3S)). estrogen conjugates are relevant in this context because their receptor-binding potency is much lower than that of estrogens. However, they can be transformed to estrogens by deconjugation. Their potential estrogenic activity cannot be detected with bioassays prior to deconjugation. Apart from estrogens, the estrogen receptor can also be activated by non-steroidal substances that imitate estrogens and bind to the estrogen receptor (xenoestrogens).

In an attempt to standardise the effects of the different estrogens in receptor-based assays, their relative estrogenic potency (REP) has been defined in relation to the effect of E2 in the respective assay (e.g. [23]). The REP is bioassay specific and can vary for one bioassay between different laboratories [11].

Substances stimulating the estrogen receptor are called agonists, while substances with an inhibiting effect are called antagonists. Various natural and synthetic substances are known to have antagonistic effects in receptor-based estrogen assays [24]. In environmental samples, such as manure, soil or drainage water, agonistic and antagonistic effects may be modulated by matrix effects, caused by adsorption to particles or by chemical binding to colloidal organic substances [25].

estrogenic activity in manure samples

The estrogenic activity of the manure applied at the Guettingen field site varied from 201 to 2675 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ EEQ (ER-CALUX) and from 955 to 7888 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ EEQ (yeast estrogen screen (YES)) (Table 4). The highest EEQ (YES)-value was more than 20 times higher than the lowest EEQ (ER-CALUX)-value. The EEQ in all manure samples was 2.9 to 14.2 times higher if measured with the YES than with the ER-CALUX. In the

Table 4 Composition, date of application, applied load and EEQ of three manure mixtures (M1–M3) applied at the Guettingen field site during this study

No.	Date of manure application	Manure composition/substrate extracted	Load (m ³ /ha) ^a	EEQ (ER-CALUX) (µg/m ³)	EEQ (YES) (µg/m ³)
M1	April 21, 2010	50 % cattle/50 % chicken manure	30	201	955
M2	April 28, 2010	100 % cattle manure	20	2675	7888
M3	June 15, 2010	66 % cattle manure/33 % water	30	480	6816
K1	–	Ultra pure water	–	<LOD	<LOQ
K2	–	Ultra pure water spiked 2 µg/kg E2	–	1078	611
K3	–	M2, spiked with 2 µg/kg E2	–	2909	9856

K1 to K3 are procedural controls. The EEQ was calculated assuming a manure density of 990 kg/m³

^aAccording to W. Vogt (personal communication)

control K2, EEQ (ER-CALUX) and EEQ (YES) differed only by a factor of 0.6.

In comparison to values reported in literature, our measurements are in the lower range. Dyer et al. (2001, cited by Hanselmann et al. [26]) measured 3300 ng/kg (wet weight) of E2 in liquid dairy manure, which is equivalent to 3333 µg/m³. Based on earlier work of Raman (2004, as cited by [7]), Johnson et al. [7] calculated a 17β-estradiol equivalent of 31 µg/kg for typical dairy cow manure, corresponding to 31,313 µg EEQ per m³ of manure.

The composition of manure depends on different factors: storage time influences the concentration of estrogens and the distribution between the different estrogens [27]. Age structure of the cattle herd, the ratio of pregnant cows, livestock husbandry conditions (grazing vs. confinement) and the use of feed additives may influence the amount of estrogens in manure. Finally, farmers mix manure with water or other types of manure (Table 4), according to their experience, needs, manure type and availability. In this study, EEQ values of manure samples were systematically higher in the YES than in the ER-CALUX. This finding will be discussed in the “Oestrogenic activity in drainage pipe water” section.

estrogenic activity in drainage pipe water

The conditions during the five field campaigns are summarised in Table 5. estrogenic activities (EEQ) found at the drainages “Shaft” and “Outlet” are summarised in Fig. 4 and Fig. 5, respectively. The LOD of ER-CALUX and YES are reported in the “Analysis of estrogenic activity” section.

In field campaign FC1 (2 days after manure application on pasture “East”), both ER-CALUX and YES recorded a slight increase in EEQ at “Shaft”, close to the LOD of both assays. At “Outlet”, where the drainage waters of the whole system merge, the EEQ values were below the level of quantification (ER-CALUX) and below the level of detection (YES). Outflow at “Shaft” was only moderately increased by the 4.6 mm of rain. Soil moisture tension in the lower part of the soil remained high and did not drop, as it would be expected during an infiltration event (Fig. 3). This indicates that the upper soil layer was able to absorb the rainwater and no significant washout of manure constituents took place.

Field campaign FC2 (14 days after manure application on pasture “East”) was conducted on a sunny day between 11:30 and 15:30. A rain event had been forecasted for this

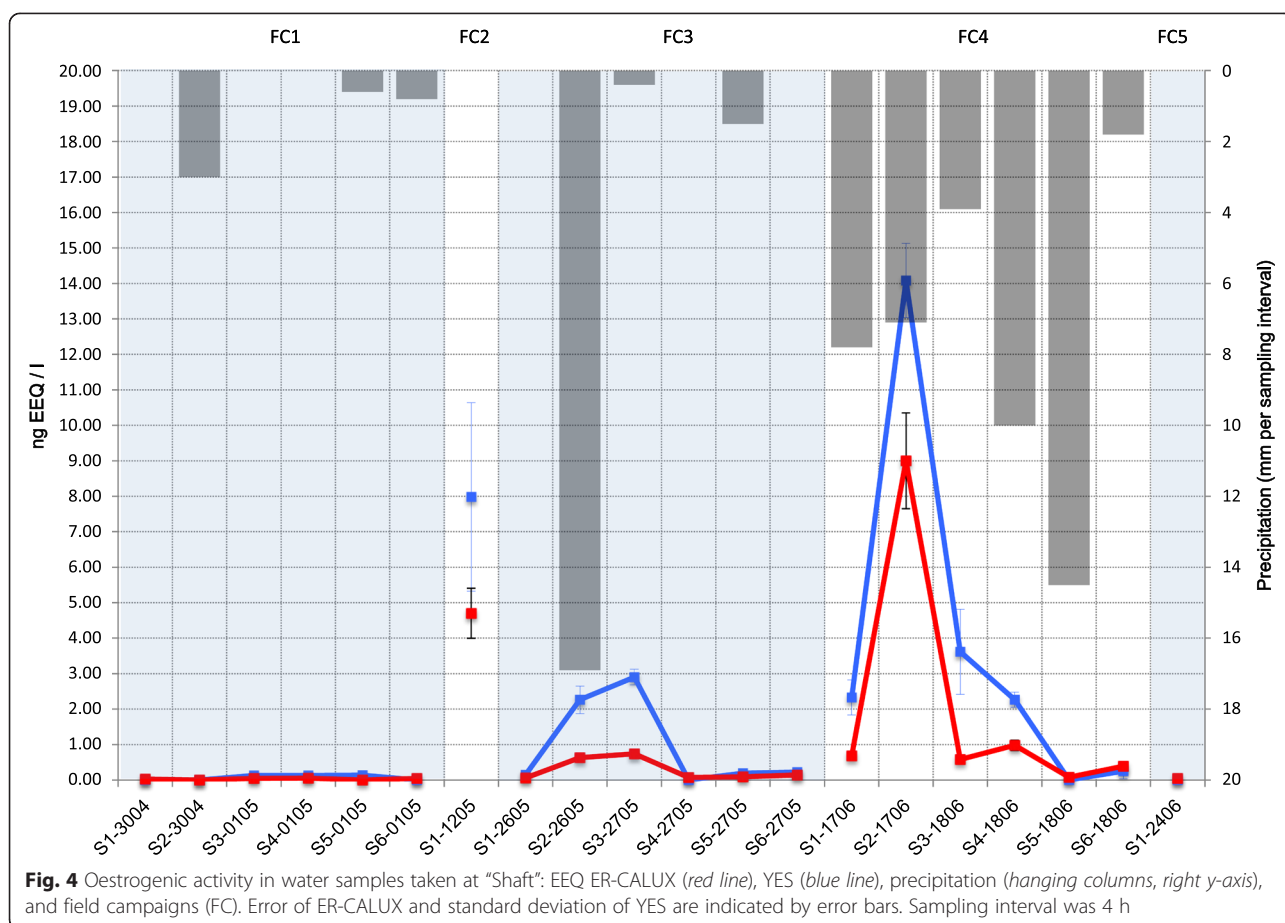
Table 5 Frame conditions and oestrogenic activity of the five field campaigns

ID	Duration of FC, date, time	Days since manure application	Rain during FC (mm)	Soil moisture tension at 12.5 cm (hPa)		Max. EEQ (ER-CALUX) ± MU (ng/l EEQ) ^a		Max. EEQ (YES) ± SD (ng/l EEQ) ^b	
				Start	End	Shaft	Outlet	Shaft	Outlet
FC1	24 h April 30, 16:00 to May 1, 16:00	2 days (East)	4.6	820	720	0.054 ± 0.01 (LOD 0.0008)	<LOQ (0.023) (LOD 0.0008)	0.14 ± 0.02	n.d.
FC2	4.5 h May 12, 11:00 to May 12, 15:30	14 days (East)	0	40	50	4.7 ± 1.22 (LOD 0.0008)	0.15 ± 0.04 (LOD 0.0008)	7.98 ± 2.65	0.69 ± 0.21
FC3	24 h May 26, 16:00 to May 27, 16:00	28 days (East)	18.8	510	105	0.74 ± 0.19 (LOD 0.0008)	10 ± 2.60 (LOD 0.0008)	2.9 ± 0.22	11.07 ± 2.31
FC4	24 h June 17, 16:00 to Jun 18, 16:00	2 days (East + West)	45.1	260	70	9 ± 2.34 (LOD 0.0008)	0.34 ± 0.09 (LOD 0.0008)	14.08 ± 1.05	0.65 ± 0.02
FC5	4 h June 24, 11:20 to June 24, 15:20	9 days (East + West)	0	355	380	0.049 ± 0.01 (LOD 0.0008)	0.048 (LOD 0.0008)	n.d.	n.d.

MU measurement uncertainty, 26 %, SD standard deviation, n.d. not detectable

^aData as reported by BDS

^bData as reported by Ecotox Centre

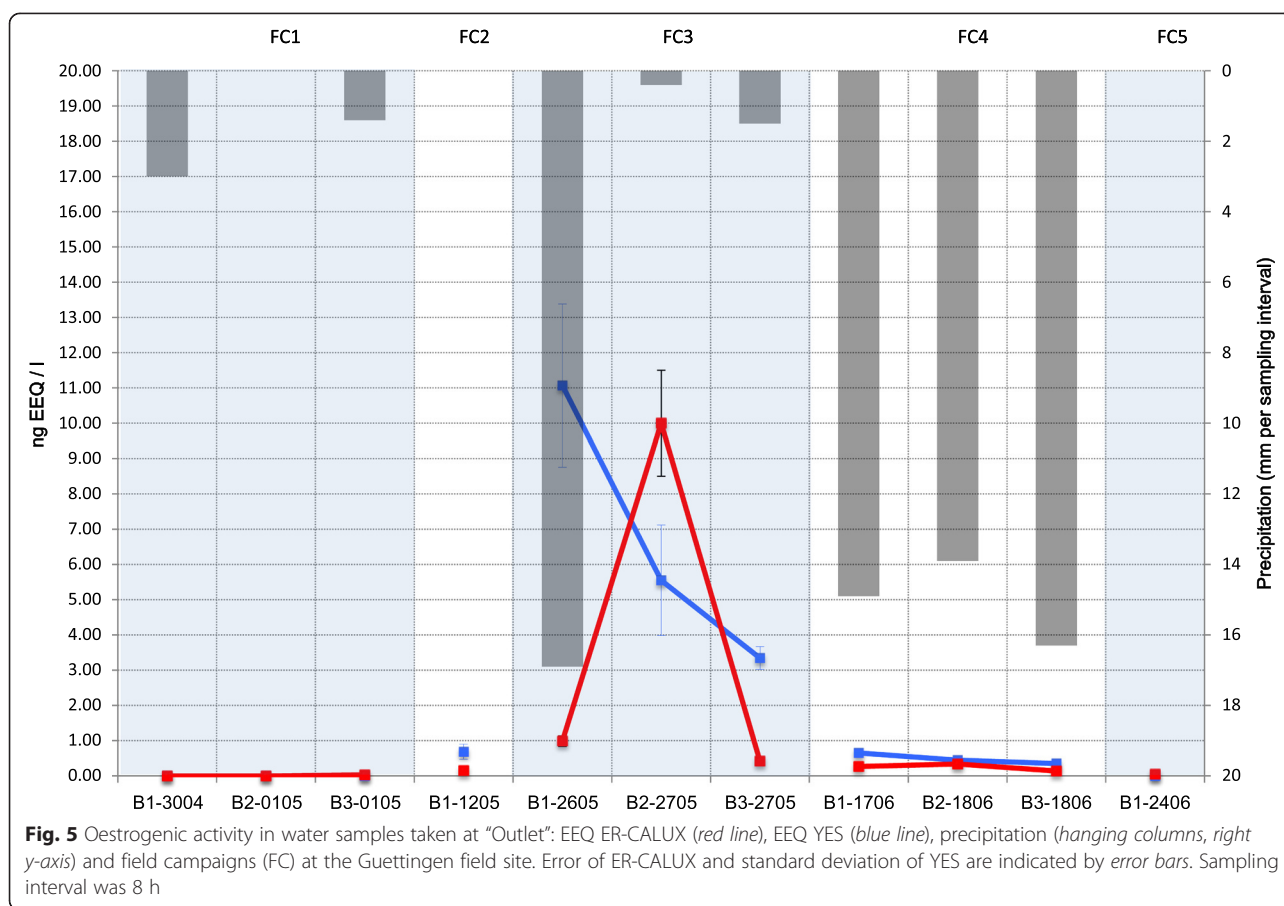


afternoon, and when it did not occur, we intended to use the FC as a dry weather reference. In the 12 days before FC2, a total of 67.9 mm of rain was recorded. The last rain fell 17.5 h before FC2. Outflow at “Shaft” was moderately stable during FC2, and the soil moisture tension of the upmost soil layer indicates near water-saturation of the soil (Fig. 3). Regarding the stable hydraulic conditions, EEQ values found at “Shaft” were unexpectedly high. The estrogenic activity may originate from cowpats and cow urine, since the grazing period had just ended a day before. Another possible explanation is that estrogens from manure application bound to soil particles were released due to the water-saturation of the soil, which is usually combined with anaerobic conditions.

Field campaign FC3 was conducted 28 days after the last manure application on pasture “East”. The largest share of the rain fell within 30 min around 20:00. Outflow at “Shaft” increased within 30 min after the onset of the rainfall and decreased rapidly within an hour after its end. The soil moisture tension of the top soil dropped sharply during FC3, from rather dry to almost saturated (Fig. 3). EEQ values at “Shaft” were low before the rainfall, showed an increase between 20:00 and 4:00 to a maximum of 0.74 ± 0.19 ng/l (ER-CALUX) and $2.9 \pm$

0.22 ng/l (YES), and dropped to very low values right after that (Fig. 4). The origin of these estrogenic compounds must be located in the direct catchment of “Shaft”. If manure or cow excreta were the origin, the estrogenic compounds must have been stable in the soil for at least 14 days—the time since the end of the grazing period. Surprisingly, at “Outlet”, EEQ values increased to 11.07 ± 2.31 ng/l (YES) and 10 ± 2.60 ng/l (ER-CALUX) between 0:00 and 8:00 (Fig. 5). An explanation for these high EEQ peaks at “Outlet” is manure application by farmers in the upper parts of the catchment of “Outlet” on the afternoon just before FC3, followed by direct washout of manure from these pastures by rainfall.

Field campaign FC4 was conducted 2 days after manure application on the catchment of “Shaft”, following the grass harvest. Abundant rain fell during FC4, as part of a cold front. Drainage pipe outflow increased from the usual low values around 0.1 l/s to more than 4 l/s during FC4 and only declined slowly afterwards. Soil moisture tension of the top soil dropped sharply during FC4, from moderately dry to almost saturated (Fig. 3). All samples taken during FC4 were brownish in colour. The sample taken from 20:00 to 24:00 at “Shaft” strongly smelled like manure, and the others a little less



but still perceivably. The EEQ at “Shaft” reached a maximum of 9 ± 2.34 ng/l (ER-CALUX) and 14.08 ± 1.05 ng/l (YES) in this sampling period and rapidly dropped to lower values afterwards (Fig. 4). The high EEQ peaks after the onset of the rain can be explained by direct washout of manure-borne estrogenic compounds by rainfall. At “Outlet”, outflow was torrential during FC4, leading to a dilution of the estrogenic load, resulting in EEQ values of 0.34 ± 0.09 ng/l (ER-CALUX) and 0.65 ± 0.02 ng/l (YES) (Fig. 5).

Field campaign FC5 was conducted 9 days after manure application on a sunny day, in a phase of declining outflow following FC4, and more than 4 days after the last rainfall. Outflow at “Shaft” was 0.3 l/s during all of FC5. The EEQ (ER-CALUX) was close to the level of detection. With the YES, no EEQ was detectable.

The three procedural blanks (K1-0705, K3-0705, K1-0306) showed no detectable EEQ in the YES. In the ER-CALUX, the procedural blank was below the level of quantification (LOQ, <0.016 ng/l) in two of the three cases, and 0.035 ± 0.009 ng/l in one case. The five procedural blanks spiked with 2 ng/l E2 had a mean EEQ of 0.81 ± 0.30 ng/l (ER-CALUX) and 1.94 ± 0.53 ng/l (YES). The procedural blank spiked with 10 ng/l E2 had

an EEQ of 5.5 ± 1.43 ng/l (ER-CALUX) and 20.1 ± 0.7 ng/l (YES) (see Table 6).

Throughout this study, the EEQ (ER-CALUX) values in water and manure samples were consistently lower than those measured with the YES. Several studies have already shown that different ER-bioassays lead to different EEQ values when analysing the same environmental sample. Reasons for these differences are known and most likely due to the differences of the assays. In the specific case of agricultural estrogens, one explanation is the difference in sensitivity of the two assays towards estrone. estrone is 10 times less potent in the ER-CALUX (REP of 0.02, E2 has an REP of 1) than in the YES (REP of 0.265). This may already explain the continuously lower EEQ values measured in the ER-CALUX, as large parts of the estradiol present in manure is oxidised to estrone within hours [28, 13]. However, the lower EEQ values of the ER-CALUX could have also been caused by an unknown antagonistic effect. The scope of this study does not allow a final conclusion.

The field campaigns showed that, when heavy rainfall occurred after manure spreading, EEQ values in drainage pipe water at “Shaft” and “Outlet” reached peak values higher than 10 ng/l during short periods of 4–8 h.

Table 6 Water samples, procedural controls: expected and measured EEQ

Sample	Procedural control processed with SPE	SPE processed vol. (l) (conc. factor)	Expected EEQ (ng/l)	EEQ (ER-CALUX) $\pm$ MU (ng/l) ^a	EEQ (YES) $\pm$ SD (ng/l) ^b
K1-0705	HPLC-grade water	0.991(1713 x)	0	<LOQ (0.016) (LOD 0.008)	n.d.
K2-0705	HPLC-grade water, spiked to 2 ng/l with E2	0.967(1672 x)	2	0.75 $\pm$ 0.195 (LOD 0.008)	1.72 $\pm$ 0.78
K3-0705	9:1 HPLC-grade water : acetone	0.350(601 x)	0	<LOQ (0.079) (LOD 0.008)	n.d.
K1-0306	HPLC-grade water	0.977(1656 x)	0	0.035 $\pm$ 0.009 (LOD 0.008)	n.d.
K2-0306	HPLC-grade water, spiked to 2 ng/l with E2	0.843(1425 x)	2	0.45 $\pm$ 0.117 (LOD 0.008)	1.81 $\pm$ 0.15
K1-0107	HPLC-grade water, spiked to 2 ng/l with E2	0.838(1425 x)	2	1.3 $\pm$ 0.338 (LOD 0.008)	1.91 $\pm$ 0.05
K1-0809	HPLC-grade water, spiked to 10 ng/l with E2	0.992(1993 x)	10	5.5 $\pm$ 1.43 (LOD 0.013)	20.1 $\pm$ 0.7
K2-0809	HPLC-grade water, spiked to 2 ng/l with E2	0.996(1996 x)	2	0.77 $\pm$ 0.2 (LOD 0.013)	2.83 $\pm$ 0.18
K3-0809	HPLC-grade water, spiked to 2 ng/l with E2	0.995(2003 x)	2	0.8 $\pm$ 0.208 (LOD 0.013)	1.42 $\pm$ 0.1

MU measurement uncertainty, 26 %, SD standard deviation, n.d. not detectable

^aData as reported by BDS

^bData as reported by Ecotox Centre

Different timing or different practices of neighbouring farmers concerning manure application can lead to a series of EEQ peaks in the receiving stream: during FC3, at “Outlet”, EEQ values >10 ng/l were detected, while EEQ at “Shaft” remained much lower. This was due to manure application in the upper part of the catchment of “Outlet”. In contrast, during FC4, the EEQ was much higher at “Shaft” than at “Outlet”. Furthermore, in two of our five field campaigns, estrogenic activity was found in the drainage pipe water at “Shaft” without an apparent link to manure application directly before the field campaign (FC3), or even rainfall during the field campaign (FC2). This coincides with the results of Kjaer et al. [13]. They found that a washout of estrogens through drainage pipes can still occur months after manure application, and related it to soil conditions. Gall et al. [29] observed that “significant export (of hormones) was found during the spring prior to the addition of animal wastes”. This suggests that “soil may act as a long-term reservoir for E2 in the environment” [30].

Contribution of phytoestrogens to total estrogenic activity

In Fig. 6, EEQ (ER-CALUX) values of eight selected samples are compared to the calculated estrogenicity (calEEQ) of six phytoestrogens measured in this study. In six out of eight samples, these phytoestrogens explain less than 13 % of the EEQ (ER-CALUX). Under peak outflow conditions, as they were found at “Outlet” in B2-2705 and at “Shaft” in S2-1706, the calEEQs of these phytoestrogens explain less than 3 % of the total EEQ (ER-CALUX). The unexpectedly high EEQ value in sample S1-1205, which was sampled under low-outflow and dry weather conditions, thus cannot be attributed to phytoestrogens.

Conclusions

The results of this study can be summarised as follows:

- EEQ values in manure vary greatly.
- Under base flow conditions, the EEQ values in drainage water are either below the level of detection (LOD) or in the lower range of all reported measurements.
- Manure-borne estrogenic activity in drainage pipe waters can temporarily reach EEQ values higher than 10 ng/l for 4–8 h.
- The highest peak values were found during heavy rainfall events, 1–2 days after manure spreading.
- Two neighbouring drainage catchments can show different patterns regarding EEQ peak values in drainage water.
- High EEQ peaks in drainage water can also occur weeks after manure application. In two cases, we found high EEQ values at “Shaft” 14 days (FC2) and 28 days (FC3) after the last manure application. This supports the hypothesis of Schuh et al. [18] that “soil may act as a long-term reservoir for E2 in the environment”.
- Washout in these cases seems to be linked with soil moisture tension.
- Grab water samples from drainages at base flow conditions are therefore not useful for assessing the EEQ load from a drainage catchment.
- Peak EEQ concentrations will often have a time coincidence with peak runoff in the whole catchment and thus will be diluted, as it was observed in FC4. This will lower the concentration to which organisms are exposed.

Our results are supported by the findings of Gall et al. [29] in their study on hormone export from a “tile-

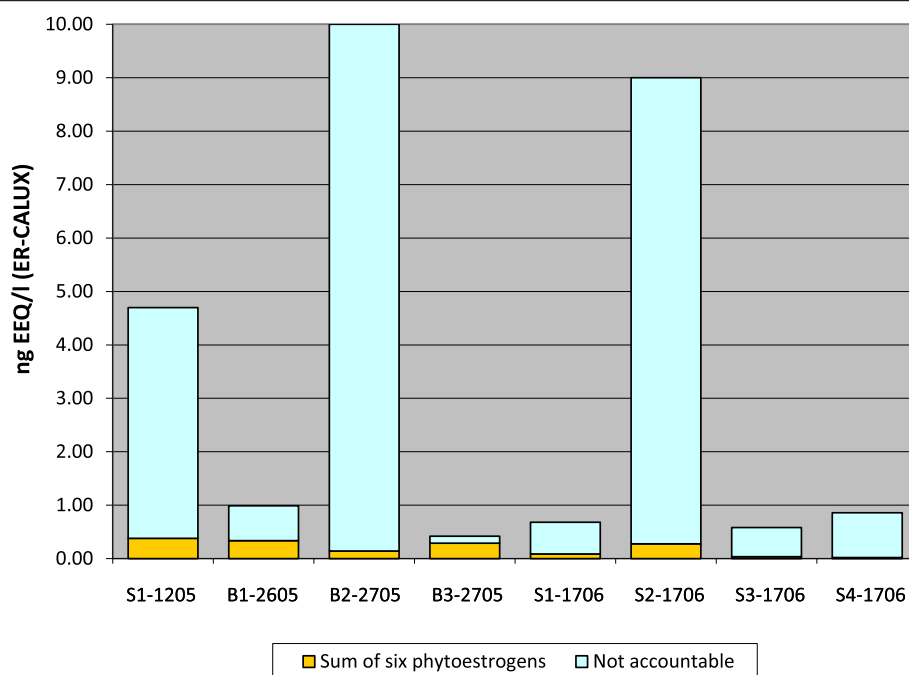


Fig. 6 Comparison of the EEQ (ER-CALUX) of eight samples from “Shaft” (S) and “Outlet” (B) with the calculated total oestrogenicity of six phytoestrogens measured in the sample extracts with LC/MS/MS

drained agroecosystem receiving animal wastes”. They found that “higher hormone concentrations generally occurred during discrete periods of increased flow”, “high flow rates often were associated with a disproportionately high hormone flux” and “hormone fluxes were highest during storm events that occurred shortly after animal waste applications”.

Organisms (including their eggs, embryos and hatchlings) living in streams in agricultural areas with manure application and a high percentage of drained area may thus be exposed to numerous manure-borne EEQ peak concentrations per year. Fish eggs and fish embryos in the sediment would inevitably be exposed to such EEQ peak concentrations, because they are stationary. Brown trout (*Salmo trutta fario* L.) is a typical fish of small streams in the Swiss lowlands, whose embryogenesis may be affected by this. It spawns between October and January [31]. At the typical winter water temperatures of 4–5 °C, development of the eggs takes 90–100 days, and ends between January and April. Brown trout populations have been declining in Switzerland since 1980 [32].

Schubert et al. [33] examined the sensitivity of brown trout embryos (*Salmo trutta fario* L.) to “environmentally relevant concentrations” of E2 in the time between fertilisation and hatch (70 days). They exposed the fish embryos to transient E2 concentrations of 3.8 and 38.0 ng/l E2 for 2 h. Four scenarios were investigated: exposure (a)

directly after fertilisation, (b) at “eyeing stage”, (c) weekly until hatch, and (d) bi-weekly until hatch. Their conclusion was that “even a single, transient E2 exposure during embryogenesis” has “significant effects on brown trout development”.

In the Canton of Thurgau, manure is applied four to six times per year on managed pastures. The first application in March has a possible time coincidence with the hatching period of brown trout, while the last in October or November has a time coincidence with spawning. Since farmers have individual strategies for manure application, it is not practised in a synchronised manner, which potentially increases the number of EEQ peak concentrations in a given stream location. Development of brown trout embryos also falls into a season with low vegetation activity, low soil temperature and low general biological activity. Degradation of a postulated EEQ reservoir in the soil would therefore be slower than in spring or summer, and EEQ washout-events in connection with rainfall may even be more likely than in warmer seasons. If embryogenesis of brown trout should be negatively affected by manure-borne EEQ peaks, this may be an additional reason for declining brown trout populations in Switzerland.

There are also indications that pulses of estrogens in low concentrations can cause effects in juvenile or adult fish exposed to them. Hyndman et al. [34] examined the effects of differential timing of exposure

with E2 on a range of fathead minnow (*Pimephales promelas*) biomarkers in a laboratory study. They found that the ability of treatment male fish to hold nest sites in direct competition with control males was sensitive to E2 exposure. Labadie and Budzinski [35] concluded that juvenile male turbot (*Psetta maxima*) are susceptible to hormonal imbalance as a consequence of short-term exposure to environmentally relevant 17 α -ethinylestradiol (EE2) levels.

The postulated “long-term reservoir (...) in the soil” [19] will probably contain natural estrogens in conjugated and deconjugated forms, with specific REP for every substance. Urine of pregnant cattle for example contains estrone-3-sulphate (E1-3S), the dominating conjugated form of E1, which has a very low relative potency in the E-screen assay (0.000012, [10]). It can be expected that E1-3S will be deconjugated over time, but it is, to our knowledge, unknown how fast this process proceeds. If conjugated estrogens are “hydrolysed to their free forms in the environment, they could contribute additional estrogenic activity” [10]. Degradation of estrogens is reportedly slowed down by anaerobic conditions [17], sheep urine [15] and by DOC from manure [16]. It can be expected that these factors will influence the half-life-time of estrogen conjugates and thus the size and estrogenic activity of the “long-term reservoir” as well. This aspect deserves further investigation.

Effects observed in bioassays display the overall estrogenicity of a sample and cannot easily be associated to specific substances. In this study, we could not include chemical measurements of natural estrogens. Thus, a complete toxicity identification evaluation was not possible. Further research is therefore necessary to verify and understand the postulated “long-term reservoir” and link specific estrogens to the EEQ values measured with bioassays.

Methods

One drainage pipe from a cattle pasture was monitored for 73 days in spring 2010 (April 16–June 28). A set of physical and chemical parameters was monitored continuously (see “Contribution of phytoestrogens to total estrogenic activity” section). During three typical storm events and two reference periods without rainfall, water samples were collected in consecutive intervals at two sampling sites (see “Estrogenic activity of manure and drainage water samples” section). Estrogenic activity in the samples was determined with the ER-CALUX[®] and the YES bioassays. Manure-related nutrients were determined using field equipment.

Sampling location

This study was performed at a 30-ha dairy farm in Guettingen, Switzerland, with about 60 dairy cows, one bull and ten calves. The stocking density of about 2 animal

units/ha was slightly above the Swiss average of 1.71 [36]. The study area is located on a gently north-sloping hillside facing the Lake of Constance. The soil developed on glacial till and can be characterised as well weathered, slightly acidic brown earth. It is influenced by groundwater in the lower parts of the horizon (C. Boesiger, ZHAW Bachelor's thesis 2010, unpublished), which was the reason for draining it. Guettingen lies 440 m above sea level and has an average precipitation of 916 mm per year (source: MeteoSwiss). The climate at Guettingen can be characterised as temperate oceanic to humid continental [37].

Monitoring and sampling was done in the pipe outlet draining the dairy cow pastures “West” and “East” (sampling site “Shaft”, Fig. 1). In addition, samples were collected where the whole drainage system enters the stream Othmarsbach (sampling site “Outlet”). Drainage at “Shaft” originated exclusively from the two cow pastures. Water at “Outlet” was a mixture of drainage pipe water from “Shaft”, road runoff and the much larger area of drained pastures uphill. It cannot be excluded that the water at “Outlet” contained traces of domestic wastewater. The exact contribution of drainage water from “Shaft” to the outflow at “Outlet” is unknown.

The GIS record of the drainage system shown in Fig. 1 is probably incomplete. According to W. Vogt, the drainage pipes collecting at “Shaft” (built around 1950) lie at an estimated soil depth of about 1–1.50 m and have a total length of about 40–50 m. Based on these incomplete data, the size of the catchment drained at “Shaft” was roughly estimated at about 500 m². Additional surveying was not possible within this project. Soil parameters were examined at the sampling point “Soil”, between the two drainage pipes.

On average, manure is spread four to six times per year on the farm's pastures, using a drag hose device. Cow manure is sometimes mixed with pig and chicken manure from neighbouring farms. The grass of the pastures is harvested or used by direct grazing at different times of the year (personal communication of the farmer).

Sampling

As a general precaution, all material that came into contact with the samples was pre-rinsed three times with ultra-clean acetone (puriss.p.a., Sigma-Aldrich 00570). All dilutions were made with HPLC-grade water (J.T.Baker 4218). Contact of the sample with plastics was avoided as much as possible.

Manure samples were collected with a scoop on the day of manure application and transferred directly to 1-litre glass bottles. They were immediately deep-frozen until further processing in the lab.

During rainfall events, water samples were collected in time-dependant steps with auto-samplers (ISCO). Sampling generally started before the rainfall events, and

continued for 24 h in consecutive sampling intervals. Sampler settings and sampling intervals are summarised in Table 7.

Five FC were conducted (see Fig. 2). FC1 (30.4./1.5.), FC3 (26.5./27.5.) and FC4 (17.6./18.6.) started at 16:00 and lasted for 24 h, equalling six sampling intervals at “Shaft”, and three sampling intervals at “Outlet”, respectively. FC2 (12.5., 11:30–15:30) and FC5 (24.6., 11:20–15:10) lasted for 4 h, or 1 sampling interval at each location. They were conducted during dry weather conditions.

After each sampling interval, the collected samples were removed from the auto-samplers. Three 600-ml subsamples were taken from each sample and stored in 1-litre glass bottles. The remaining volume was analysed for chemical parameters. The bottles were labelled with “S” (Shaft) or “B” (Outlet), the number of the interval, the number of the subsample and the date. All samples were deep-frozen at -18°C within 2 h after collection.

Sample preparation and extraction

The frozen samples were transported to the lab and stored there at -18°C until preparation.

For the extraction of manure samples, the slightly modified method of Zhao et al. [38] was used: manure samples were thawed in a water bath at 10°C . They were agitated vigorously to resuspend particles. Subsequently, 20 ml of raw manure was taken and mixed with 80 ml of 1 M NaOH and allowed to settle for 30 min. Of the supernatant, 6 ml was transferred to a fresh vial with 6 ml of chloroform. The vial was vortexed two times for 20 s and phase separation was awaited. An aliquot of 5 ml of the aqueous phase was transferred to another vial, neutralised with 190 μl of acetic acid (90 %) and run through solid-phase extraction (SPE) as described below.

For the extraction of water samples, the samples were thawed in a water bath at 10°C and immediately adjusted to pH 3 (± 0.1) with 1 M HCl. Thereafter, 1.2 l of each sample was filtered through 1 μm glass fibre filters (Whatman GF/F). SPE Cartridges (200 mg LiChrolut EN, Merck) were preconditioned by subsequently adding 2 ml of hexane (>99 %, Sigma-Aldrich), 2 ml of acetone (puriss.p.a, Fluka), 3 $\times$ 2 ml of methanol (>99 %, Sigma-Aldrich) and 3 $\times$ 2 ml of HPLC-grade water (J.T. Baker), and by letting the solvents run through the cartridge by gravity. After the last preconditioning step, the lower valve of the SPE cartridge was closed; it was filled with

HPLC-grade water up to the upper rim and the sample bottle was connected with a Teflon-coated tube. The filtered samples were then pulled through the SPE cartridges under vacuum, within about 60–90 min. After completion, SPE cartridges were dried under N_2 flow (0.4 bar) and stored at -18°C if necessary. Elution was conducted with 4 $\times$ 1 ml acetone (puriss.p.a, Fluka). The extracts were evaporated under N_2 flow, redissolved in 0.5 ml absolute ethanol (puriss.p.a, Sigma), portioned and stored in silanised amber vials (Supelco 27072-U). The portions were sent cooled and via express mail to BDS (0.2 ml, Amsterdam, The Netherlands) for the ER-CALUX[®] assay, and to the Ecotox Centre Eawag/EPFL (0.3 ml, Duebendorf, Switzerland) respectively, for the YES-assay. The weight of the samples was recorded at each step of the procedure, and concentration factors for each sample were calculated based on these records. The mean of the concentration factors was 1615 (standard deviation 330).

To assess the accuracy of the SPE, three procedural controls (K1–K3) were processed along with the manure samples (see Table 4). Nine procedural controls (HPLC-grade water without or with acetone, unspiked or spiked) were processed along with the water samples (Table 6). The extracts were analysed on estrogenic activity as described in “Analysis of estrogenic activity” section.

Analysis of estrogenic activity

The ER-CALUX is an “estrogen-receptor mediated, chemical-activated luciferase reporter gene-expression assay” based on human U2OS cells with an exogenous hER α receptor [39]. Estrogenic activity of a sample is quantified by using the amount of luciferase activity after 24 h of exposure.

In this project, all ER-CALUX measurements were commissioned to the ISO/IEC 17025-accredited company BioDetectionServices (BDS, Amsterdam, The Netherlands). BDS received 0.2 ml of water extracts (redissolved in ethanol) for analysis. These extracts were evaporated by them, redissolved in 25 μl DMSO and used for analysis in the ER-CALUX. All extracts and reference compounds were analysed in triplicates. In the ER-CALUX, “only dilutions that are negative in the cytotoxicity test” are “used for quantification of the response” [16]. Based on sample-specific SPE concentration factors provided by us, BDS reported (a) the calculated EEQ in the matrix (in ng 17 β -estradiol equivalents per litre of water), (b) the

Table 7 Settings of the ISCO auto-samplers at “Shaft” and “Outlet”

Site	Sampler	Duration of sampling interval	Number of bottles in sampler	Volume per time step	Total sample volume after interval
“Shaft”	ISCO 6712 Portable Sampler	4 h	4	0.1 l/10 min	2.4 l
“Outlet”	ISCO GLS Compact Composite Sampler	8 h	1	0.125 l/25 min	3.0 l

measurement uncertainty and (c) the level of detection (LOD) for every batch of measurements. Data were regarded “quantifiable between the limit of quantification (LOQ) and the EC50”, and “only results within this range are included in the final results” (BDS reports). At BDS, all measurements with a standard deviation higher than 15 % are repeated as part of the regular laboratory routine. Measurement uncertainty was reported as 26 % for all measurements. The LOD of the ER-CALUX differed between batches but was always 0.017 ng/l E2 or lower.

The YES, an estrogen-inducible expression system, is described in detail by Routledge and Sumpter [40]. In brief, the yeast (*Saccharomyces cerevisiae*) genome carries a stably integrated DNA sequence of the human estrogen receptor (hER α). Yeast cells also contain expression plasmids carrying estrogen responsive elements, regulating the expression of the reporter gene lacZ (encoding the enzyme β -galactosidase). Thus, when an active ligand binds to the receptor, β -galactosidase is synthesised and secreted into the medium, leading to a colour change of chromogenic substrate chlorophenol red β -d-galactopyranoside (CPRG) from yellow to red.

In this project, all YES measurements were commissioned to the Ecotox Centre Eawag/EPFL (Switzerland) and were measured as described by Rutishauser et al. [41]. Based on the sample-specific SPE concentration factors, the Ecotox Centre reported (a) the calculated EEQ in the matrix (in ng 17 β -estradiol equivalents per litre of water) and (b) the standard deviation for every batch of measurements. The LOD of the YES at the Ecotox Centre Eawag/EPFL has been reported as 0.02 to 0.1 ng/l E2 [42]. The yeast cells were provided by John Sumpter (Brunel University, Uxbridge, UK). The evaluation of the generated data by fitting a dose response curve was carried out with GraphPad Prism 5 Software (La Jolla, CA, USA). The results were expressed as EC50 (the concentration causing 50 % of the maximum effect) as well as EEQ (estrogen equivalent concentration). The fit provided the EC50 value and out of this, the EC10 and EEQ values were calculated.

Chemical analysis of phytoestrogens

Selected samples from FC2, FC3 and FC4 (S1-1205, B1-2605, B2-2705, B3-2705, S1-1706, S2-1706, S3-1806 and S4-1806) were analysed for phytoestrogens at Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART) Research Station. For budget reasons, analysis of phytoestrogens was limited to six phytoestrogens common in Swiss rivers: daidzein, genistein, coumestrol, equol, formononetin and biochanin A (selection based on [43]). The frozen sample bottles were brought to ART, thawed, spiked with an isotope-labelled internal standard, solid-phase extracted and analysed with LC/MS/MS as described by Erbs et al. [44].

Calculated EEQs (calEEQ) of the analytically determined concentrations of the estrogenic compounds were determined by multiplying the concentration of each compound with its relative potency in the YES, and adding up the values for the compounds [5]. The numbers for the relative potencies of the phytoestrogens were taken from [23].

Chemical and physical parameters

All water samples were analysed in the field on selected chemical parameters using Hach-Lange test kits (Hach-Lange, Rheineck, Switzerland) and a portable Hach-Lange Xion spectrophotometer: NH₄-N (LCK 304), NO₃-N (LCK 339), PO₄-P (LCK 349), chloride (LCK 311), German degrees of hardness °dH (LCK 327). In addition, all samples were measured with a portable multi-probe Hach HQ40d (Hach-Lange, Rheineck, Switzerland) on electrical conductivity, pH and temperature. At “Shaft”, electrical conductivity, pH, temperature and oxygen content were also recorded every 15 min with a Troll 9500 multi-parameter-probe (In-Situ Inc., Ft. Collins, CO, USA) from May 12 to June 28, 2010.

Monitoring of rainfall and outflow

Rainfall data were obtained from the SwissMetNet station at Guettingen. For measuring the drainage pipe outflow at “Shaft”, the outflow was directed through a V-notch weir. Water levels behind the V-notch weir were measured every 30 min by a pressure transducer (Keller Drucktechnik, type: PR-36 X W, Winterthur, Switzerland) and transmitted once a day to a server using the cellular phone network. The outflow was calculated from a calibration equation, which was based on measurements at different outflows.

Soil parameters

The soil horizons were classified according to Swiss soil taxonomy [45]. Saturated hydraulic conductivity was determined with a constant head well permeameter in the field, using water stained with “Brilliant Blue” to visualise flow paths. Organic carbon content, grain size and volume of macropores (at 60 hPa) were determined on undisturbed samples in the lab. Soil moisture tension (SMT) was monitored with six Watermark probes (Irrometer, Riverside, CA, USA) dug into the ground, positioned in the middle of the three horizons (at 12.5, 25 and 50 cm depth) and measured every 60 min with a data logger. The manufacturer Irrometer considers a soil below 100 hPa as “saturated” and between 100 and 200 hPa as “adequately wet”. Between 300 and 600 hPa, an agricultural soil should be irrigated, and above 1000 hPa, it is considered “dangerously dry for production” (Irrometer Company Inc., undated) [46]. More details on the determination of soil parameters are described in (C. Boesiger, ZHAW Bachelor's thesis 2010, unpublished).

Abbreviations

calEEQ: calculated estrogenicity; E1: estrone; E2: 17 β estradiol; EE2: 17 α -ethinylestradiol; EEQ: 17 β estradiol equivalent; FC: field campaign; LOD: level of detection; LOQ: level of quantification; REP: relative estrogenic potency; SMT: soil moisture tension; YES: yeast estrogen screen.

Competing interests

The authors declare that they have no competing interests.

Authors' contributions

AS conceived the study, acquired funding, guided the study design and coordination, analysed and interpreted the data and co-authored the manuscript. PK managed the YES measurements, participated in data analysis and interpretation and co-authored the manuscript. MK participated in study design, data analysis and co-authored the manuscript. All authors read and approved the final manuscript.

Acknowledgements

Thank you to the Swiss Federal Office of the Environment FOEN for funding this study. W. and A. Vogt generously offered help and hospitality during the field campaign. O. Feurer, C. Boesiger and P. de Buren (all ZHAW) made the field campaign possible by being willing to be on the go, irrespective of the mood changes of the local weather. M. Kneubühl and L. Petit Matile helped to measure and interpret the data. T. Mengesha (EAWAG) was directly involved in the YES measurements. R. Schönenberger and M. Suter (EAWAG) and C. Hörger (ART) were responsible for LC/MS/MS measurements of selected samples. H. Besselink did the ER-CALUX measurements. M. Faden provided one of the two ISCO samplers. Göttingen municipality provided the GIS map of the drainage system. Meteorological data have been provided by MeteoSwiss, the Swiss Federal Office of Meteorology and Climatology. Cordial thanks go to all of you for your help in this field study.

Author details

¹Institute of Natural Resource Sciences, Zurich University of Applied Sciences, P.O. Box CH-8200, Wädenswil, Switzerland. ²Ecotox Centre Eawag/EPFL, P.O. Box 611, CH-8600 Dübendorf, Switzerland. ³Kanton Thurgau, Amt für Umwelt, Abteilung Gewässerqualitaet und -nutzung, Bahnhofstrasse 55, CH-8510 Frauenfeld, Switzerland.

Received: 10 February 2015 Accepted: 5 June 2015

Published online: 20 August 2015

References

- Tyler CR, Routledge EJ. estrogenic effects in fish in English rivers with evidence of their causation. *Pure Appl Chem*. 1998;70:1795–804.
- Jobling S, Nolan M, Tyler CR, Brighty G, Sumpter JP. Widespread sexual disruption in wild fish. *Environ Sci Technol*. 1998;32:2498–506.
- Vethaak AD, Rijs GBJ, Schrap SM, Ruiter H, Gerritsen A, Lahr J. Estrogens and xeno-estrogens in the aquatic environment of the Netherlands occurrence, potency and biological effects, Dutch National Institute of Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA) and the Dutch National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ). RIZA/RIKZ-report no. 2002.001, ISBN 9036954010. 2002.
- Christiansen L, Winther-Nielsen M, Helweg C. Feminisation of fish—the effect of estrogenic compounds and their fate in sewage treatment plants and nature, Danish Environmental Protection Agency, Environmental Project No. 729. 2002.
- Vermeirssen EL, Körner O, Schönenberger R, Suter MJ-F, Burckhardt-Holm P. Characterization of environmental estrogens in river water using a three-pronged approach: active and passive water sampling and the analysis of accumulated estrogens in the bile of caged fish. *Environ Sci Technol*. 2005;39:8191–8.
- Burki R. 2006, Environmental estrogens as endocrine disruptors in Swiss rivers: Assessment of exposure, effects on brown trout and interaction with other stressors, Ph.D. Thesis, Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Bern, Switzerland.
- Johnson AC, Williams RJ, Matthiessen P. The potential steroid hormone contribution of farm animals to freshwaters, the United Kingdom as a case study. *Sci Total Environ*. 2006;362(1–3):166–78.
- Lange IG, Daxenberger A, Schiffer B, Witters H, Ibarreta D, Meyer HHD. Sex hormones originating from different livestock production systems: fate and potential disrupting activity in the environment. *Anal Chim Acta*. 2002;473(1–2):27–37.
- Hanselmann TA, Graetz DA, Wilkie AW, Szabo NJ, Diaz CS. Determination of steroidal estrogens in flushed dairy manure wastewater by Gas-chromatography-mass spectrometry. *J Environmental Quality*. 2006;35:695–700.
- Gadd JB, Tremblay LA, Northcott GL. Steroid estrogens, conjugated estrogens and estrogenic activity in farm dairy shed effluents. *Environ Pollut*. 2010;158:730–6.
- Alvarez DA, Shappell NW, Billey LO, Bermudez DS, Wilson VS, Kolpin DW, et al. Bioassay of estrogenicity and chemical analyses of estrogens in streams across the United States associated with livestock operations. *Water Res*. 2013;47(10):3347–336.
- Peterson EW, Davis RK, Orndorff AK. 17 β -estradiol as an indicator of animal waste contamination in mantled Karst aquifers. *J Environ. Qual*. 2000; 29: 826–34.
- Kjaer J, Olsen P, Bach K, Barlebo HC, Ingerslev F, Hansen M, et al. Leaching of estrogenic hormones from manure-treated structured soils. *Environ Sci Technol*. 2007;41:3911–7.
- Lucas SD, Jones DL. Biodegradation of estrone and 17 β -estradiol in grassland soils amended with animal wastes. *Soil Biol Biochem*. 2006;38:2803–15.
- Lucas SD, Jones DL. Urine enhances the leaching and persistence of estrogens in soils. *Soil Biol Biochem*. 2009;41:236–42.
- Stumpe B, Marschner B. Dissolved organic carbon from sewage sludge and manure can affect estrogen sorption and mineralization in soils. *Environ Pollut*. 2010;158:148–54.
- Ying GG, Kookana ARS, Dillon P. Sorption and degradation of selected five endocrine disrupting chemicals in aquifer material. *Water Res*. 2003;37(15):3785–91.
- Schuh MC, Casey FXM, Hakk H, DeSutter TM, Richards KG, KhanE, Oduor P. An on-farm survey of spatial and temporal stratifications of 17 β -estradiol concentrations. *Chemosphere*. 2010, doi:10.1016/j.chemosphere.2010.10.093.
- Shappell NW, Elder KH, West M. Estrogenicity and nutrient concentration of surface waters surrounding a large confinement dairy operation using best management practices for land application of animal wastes, *Environ. Sci. Technol*. 2010;44:2365–2371.
- Matthiessen P, Arnold D, Johnson AC, Pepper TJ, Pottinger TG, Pulman KGT. Contamination of headwater streams in the United Kingdom by estrogenic hormones from livestock farms. *Sci Total Environ*. 2006;367(2–3):616–30.
- Hooda PS, Edwards AC, Anderson HA, Miller A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *Sci Total Environ*. 2000;250(1–3):143–67.
- Liechi P. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. Bern: Umwelt-Vollzug Nr. 1005. Bundesamt für Umwelt; 2010. p. 44.
- Coldham NG, Dave M, Sivapathasundaram S, McDonnell DP, Connor C, Sauer MJ. Evaluation of a recombinant yeast cell estrogen screening assay. *Environ Health Perspect*. 1997;105(7):734–42.
- Fent K. 2007, Ökotoxikologie – Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie, Thieme Verlag, Stuttgart.
- Zhao S, Zhang P, Melcer ME, Molina JF. Estrogens in streams associated with a concentrated animal feeding operation in upstate New York. *USA Chemosphere*. 2010;79:420–5.
- Hanselman TA, Graetz DA, Wilkie AC. Manure-Borne Estrogens as Potential Environmental Contaminants: A Review. *Environ. Sc. Technol*. 2003; 37: 5471–8.
- Zheng W, Yates S, Bradford SA. Analysis of steroid hormones in a typical dairy waste disposal system. *Environ Sci Technol*. 2008;42:530–5.
- Schlenker G, Müller W, Birkelbach C, Glatzel PS. Experimental investigations into the effect of *Escherichia coli* and *Clostridium perfringens* on the steroid estrone. *Berl Munch Tierarztl Wochenschr*. 1999;112:14–7.
- Gall HE, Sassman SA, Jenkinson B, Lee LS, Jälvart C. Hormone loads exported by a tile-drained agroecosystem receiving animal manure wastes, *Hydrological Processes*, 2013, doi:10.1002/hyp.9664.
- Schuh MC, Casey FXM, Hakk H, DeSutter TM, Richards KG, Khan E, et al. Effects of field-manure applications on stratified 17 β -estradiol concentrations. *J Hazard Mater*. 2011;192(2):748–52.
- Riedl C, Peter A. Timing of brown trout spawning in Alpine rivers with special consideration of egg burial depth. *Ecol Freshw Fish*. 2013;22:384–97.
- Burkhardt-Holm P, Giger W, Güttinger H, Ochsenbein U, Peter A, Scheurer K, et al. Where have all the fish gone? The reasons why the fish catches in Swiss rivers are declining. *Environ Sci Technol*. 2005;39:441A–7A.
- Schubert S, Peter A, Schönenberger R, Suter MJ, Segner H, Burkhardt-Holm P. Transient exposure to environmental estrogen affects embryonic development of brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquat Toxicol*. 2014;157:141–9.

34. Hyndman KM, Biales A, Bartell SE, Schoenfeld HL. Assessing the effects of exposure timing on biomarker expression using 17 β -estradiol, Aquatic Toxicology 2010; 96: 264–72.
35. Labadie P, Budzinski H. Alteration of steroid hormone profile in juvenile turbot (*Psetta maxima*) as a consequence of short-term exposure to 17 α -ethinylestradiol. Chemosphere. 2006;64(8):274–1286.
36. Bundesamt für Statistik, 2015, Nutztierhalter und Nutztierbestände 1985–2013, <http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/07/03/blank/data/01/03.html> (3.2.2015).
37. Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. Hydrol Earth Syst Sci. 2007;11:1633–44.
38. Zhao Z, Fang Y, Love NG, Knowlton KF. Biochemical and biological assays of endocrine disrupting compounds in various manure matrices. Chemosphere. 2009;74:551–5.
39. Van Der Linden SC, Heringa MB, Man HY, Sonneveld E, Puijker LM, Brouwer A, et al. Detection of multiple hormonal activities in wastewater effluents and surface water, using a panel of steroid receptor CALUX bioassays. Environ Sci Technol. 2008;42:5814–20.
40. Routledge EJ, Sumpter JP. Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen. Environ Toxicol Chem. 1996;15:241–8.
41. Rutishauser BV, Pesonen M, Escher BI, Ackermann GE, Aerni H-R, Suter MJ-F, et al. Comparative analysis of estrogenic activity in sewage treatment plant effluents involving three in vitro assays and chemical analysis of steroids. Environ Toxicol Chem. 2004;23:857–64.
42. Escher BI, Bramaz N, Quayle P, Rutishauser S, Vermeirssen ELM. Monitoring of the ecotoxicological hazard potential by polar organic micropollutants in sewage treatment plants and surface waters using a mode-of-action based test battery. J Environ Monit. 2008;10:622–31.
43. Hoerger C, Wettstein F, Hungerbühler K, Bucheli T. Occurrence and origin of estrogenic isoflavones in Swiss river waters. Environ Sci Tech. 2009;43(16):6151–7.
44. Erbs M, Hoerger C, Hartmann N, Bucheli TD. Quantification of six phytoestrogens at the nanogram per liter level in aqueous environmental samples using ¹³C₃-labeled internal standards. J Agric Food Chem. 2007;55:8339–45.
45. ART/ACW, (2008): Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope, Band 1, Methode KOM, E1.056.d, Version 2008.
46. Irrometer Company Inc. (undated), Irrometer/Watermark Sensor FAQ's, <http://www.irrometer.com/faq.html#when> (3.2.2015).
47. Bundesamt für Statistik, 2015, Bevölkerungsstand, <http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/01/02/blank/key/bevoelkerungsstand.html> (3.2.2015).
48. Ying G-G, Kookana RS, Ru Y-J. Occurrence and fate of hormone steroids in the environment. Environ Int. 2002;28:545–51.
49. Brunner H, Conradin H, Gasser U, Kayser A, Lüscher P, Meuli R, et al. Klassifikation der Böden der Schweiz, Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz. 2010.

Submit your manuscript to a SpringerOpen[®] journal and benefit from:

- Convenient online submission
- Rigorous peer review
- Immediate publication on acceptance
- Open access: articles freely available online
- High visibility within the field
- Retaining the copyright to your article

Submit your next manuscript at ► springeropen.com



Berner Fachhochschule
Hochschule für Agrar-, Forst-
und Lebensmittelwissenschaften

Biozid-Produkte für die Hygiene im Veterinärbereich

Produits biocides destinés à l'hygiène vétérinaire

Veterinary hygiene biocidal products

Bericht auf Deutsch mit Zusammenfassung auf Französisch und Englisch

Rapport en allemand avec résumé en français

Report in German with summary in English

**Im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU), Abteilung Wasser,
Sektion Oberflächengewässer Qualität, 3003 Bern**

Thomas Kupper

Berner Fachhochschule

Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften

Mai 2013

Inhalt

<i>Zusammenfassung</i>	4
<i>Résumé</i>	5
<i>Summary</i>	6
1 Einleitung	7
2 Material und Methoden	8
2.1 Untersuchte Anwendungsbereiche	8
2.2 Untersuchte Wirkstoffe und Produkte	8
2.3 Anwendung von Produkten	9
2.3.1 Desinfektion von Ställen	9
2.3.2 Desinfektion von Transportfahrzeugen	14
2.3.3 Melkhygiene	16
2.3.4 Reinigung von Melkanlagen	18
2.3.5 Desinfektion von Klauen	19
2.3.6 Tierärztliche Behandlungen	20
2.4 Vorgehen zur Schätzung der Anwendungsmengen	20
2.4.1 Desinfektion von Ställen	21
2.4.2 Desinfektion von Transportfahrzeugen	22
2.4.3 Melkhygiene	23
2.4.4 Reinigung von Melkanlagen	24
2.4.5 Desinfektion von Klauen	25
3 Resultate	27
3.1 Übersicht	27
3.2 Verbrauch von Wirkstoffen	27
3.2.1 Desinfektion von Ställen	27
3.2.2 Desinfektion von Transportfahrzeugen	28
3.2.3 Melkhygiene	29
3.2.4 Reinigung von Melkanlagen	29
3.2.5 Desinfektion von Klauen	30
3.2.6 Totaler Verbrauch von Wirkstoffen für die Hygiene im Veterinärbereich	30
4 Diskussion	33
4.1 Vergleich mit Daten aus der Literatur	33
4.2 Schätzung des Fehlerbereichs	33
4.3 Nicht berücksichtigte Bereiche	35
4.4 Mögliche künftige Entwicklung des Verbrauchs von Wirkstoffen mittelfristig	35

5	Verdankungen	35
6	Literatur	36
7	Anhang	38
7.1	Wirkstoffe in Produkten von PA3 und zur Reinigung von Melkanlagen	38
7.2	Herleitung der zu desinfizierenden Stalloberfläche für Schweine	40
7.3	Tierzahlen 2010	41
7.4	Wirkstoffgehalte von Produkten zur Desinfektion von Ställen.....	42
7.5	Herleitung der zu desinfizierenden Oberfläche von Transportfahrzeugen.....	43
7.6	Wirkstoffgehalte von Produkten für Klauenbäder von Kühen	44

Hinweis: Diese Studie wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Zusammenfassung

Im vorliegenden Bericht werden die Verbrauchsmengen von Biozidprodukten für den Veterinärbereich und Produkten zur Reinigung und Desinfektion von Melkanlagen für die Schweiz abgeschätzt. Soweit kein Abbau der Wirkstoffe stattfindet gelangen diese in den meisten Fällen nach der Anwendung in die Hofdünger und von da auf die landwirtschaftliche Nutzfläche. Damit besteht das Risiko eines Eintrags in Gewässer und einer Beeinträchtigung von Nicht-Zielorganismen bzw. aquatischen Ökosystemen.

Das Vorgehen zur Abschätzung der Verbrauchsmengen war wie folgt:

1. Erhebung der zugelassenen Wirkstoffe oder Produkte mittels Recherchen in der Fachliteratur und im Internet
2. Interviews mit ca. 40 Experten/-innen zum Einsatz von Biozidprodukten (Art und Häufigkeit der Anwendungen, Verwendungsmengen etc.)
3. Abschätzung des Verbrauchs von Wirkstoffen aufgrund statistischer Daten (Anzahl Tiere, Anzahl Betriebe, Betriebsgrößen etc.) und Hochrechnung auf die Schweiz
4. Plausibilisierung der Verbrauchsmengen soweit möglich mittels Umfragen zum Verbrauch von Produkten bei Herstellern

Der geschätzte totale Verbrauch von Wirkstoffen für die Hygiene im Veterinärbereich sowie zur Reinigung und Desinfektion von Melkanlagen liegt zwischen rund 900 t und 1000 t. Die weitaus wichtigste Anwendung ist die Reinigung von Melkanlagen/Milchtanks mit rund 700 t. Für die Desinfektion von Klauen werden rund 40 t bis 200 t und im Bereich Melkhygiene rund 50 t Wirkstoffe verwendet. Der Verbrauch zur Desinfektion von Ställen beträgt rund 30 t.

Wirkstoffe, welche in Produkten zur Reinigung von Melkanlagen/Milchtanks enthalten sind, weisen die höchsten Verbrauchsmengen auf: Natriumhypochlorit: 386 t, Sulfamidsäure: 154 t, Phosphorsäure: 129 t. Der Verbrauch von Formaldehyd ist mit 30 t bis 168 t (v.a. Desinfektion von Klauen) ebenfalls hoch. Die Mengen der übrigen Wirkstoffe belaufen sich auf weniger als 50 t. Stoffe, welche als potentiell umweltrelevant gelten, weisen relativ niedrige Verbrauchsmengen auf: Natriumdichlorisocyanurat: 39 t, Quaternäre Ammoniumverbindungen QAV: 26 t, Polyhexamethylenbiguanid: 3 t, Chlorkresol: 1 t, Biphenyl-2-ol: wenige kg. Die Genauigkeit der gesamten Verbrauchsmenge wird auf einen Faktor von etwa ± 2 eingeschätzt.

Im Vergleich zum aktuellen Stand des Wissens liefert die vorliegende Studie detailliertere und besser abgesicherte Resultate über die im Veterinärbereich sowie zur Reinigung und Desinfektion von Melkanlagen eingesetzten Wirkstoffe in der Schweiz. Die Umweltrelevanz dieser Substanzen dürfte im Verhältnis zur Gesamtmenge der eingesetzten bioziden Wirkstoffe eher niedrig sein.

Résumé

Le présent rapport a pour but de recenser la quantité de produits biocides destinés à l'hygiène vétérinaire et de nettoyants désinfectants pour machines à traire utilisée en Suisse. Pour autant que les substances actives ne sont pas dégradées, elles sont transférées dans les engrais de ferme et aboutissent dans les terres agricoles. Ceci comporte le risque d'un transfert vers les eaux de surfaces et d'effets néfastes sur les organismes non ciblés, ainsi que sur les écosystèmes aquatiques.

La procédure pour estimer les quantités utilisées était la suivante:

1. Recensement des substances actives ou produits autorisés à l'aide de recherches dans la littérature et sur internet
2. Sondage sur l'utilisation de produits biocides (méthodes et fréquence d'application, taux d'application etc.) auprès d'environ 40 expert-e-s
3. Estimation de la consommation de substances actives basée sur des données statistiques (p.ex. nombre d'animaux de rente, nombre d'exploitations, grandeur des exploitations) et une extrapolation au niveau Suisse
4. Exécution de tests de la plausibilité des quantités utilisées autant que possible par le biais d'enquêtes auprès des fabricants

La consommation totale de substances actives contenues dans les produits biocides destinés à l'hygiène vétérinaire et de nettoyants désinfectants pour machines à traire se situe entre 900 t et 1000 t. L'application la plus importante est destinée au nettoyage des machines à traire/citernes à lait comprenant une consommation de presque 700 t. Environ 40 t à 200 t de substances actives sont utilisées pour la désinfection des onglons et près de 50 t pour l'hygiène de la mamelle. La quantité employée pour la désinfection des étables se monte à environ 30 t.

Les substances actives contenues dans les produits pour le nettoyage des installations de traite présentent les quantités les plus élevées : hypochlorite de sodium: 386 t, acide sulfamidique: 154 t, acide phosphorique: 129 t. En outre, l'usage du formaldéhyde est également important avec une quantité comprise entre 30 t à 168 t (principalement destiné à la désinfection des onglons). La consommation des autres composés est inférieure à 50 t. Les substances présentant un risque potentiel pour l'environnement démontrent des quantités relativement faibles : dihydrate de dichloroisocyanurate de sodium: 39 t, composés de l'ion ammonium quaternaire: 26 t, polyhexaméthylène biguanide: 3 t, chlorocresol: 1 t, biphenyle-2-ol: quelques kg. Pour les quantités utilisées, un facteur de précision de ± 2 est applicable.

Par rapport aux connaissances actuelles, la présente étude fournit des résultats plus détaillés et plus fiables sur les substances actives contenues dans les produits biocides destinés à l'hygiène vétérinaire et dans les nettoyants désinfectants pour machines à traire utilisées en Suisse. Leur importance pour l'environnement est considérée comme faible en référence à la quantité totale de produits biocides appliquée.

Summary

The present study estimates the amount of veterinary hygiene biocidal products and products used for cleaning and disinfection for milking equipment in Switzerland. As far as degradation of their active substances does not occur after usage they reach manures and end up in agricultural soils. This entails the risk of entering surface waters and thus of exerting adverse effects to non-target organisms and their ecosystems, respectively.

The procedure of estimating the consumption volumes was as follows:

1. Investigation of the registered active substances and products by screening the literature and information available from the web
2. Interviews among some 40 experts regarding the application of biocidal products (methods and frequency of application, application rates etc.)
3. Estimation of the consumption volume of active substances based on statistical data (number of livestock animals, farm numbers, farm sizes etc.) and extrapolation at the Swiss level
4. Check for plausibility of the consumption volumes wherever possible by means of a survey among producers

The estimated volume of active substances used for veterinary hygiene and for cleaning and disinfection of milking equipment ranges between ca. 900 t and 1000 t. The most important application is cleaning of milking equipment/milk storage vessels reaching an amount of approximately 700 t. The consumption for the disinfection of hoofs varies between 40 t and 200 t and for udder hygiene about 50 t is applied. The quantity for the disinfection of animal housings amounts to nearly 30 t.

Active substances included in products being destined for cleaning and disinfection of milking equipment/milk storage vessels exhibit the largest consumption volumes: sodium hypochlorite: 386 t, sulfamidic acid: 154 t, phosphoric acid: 129 t. Moreover, the amount of formaldehyde reaching 30 t to 168 t which is mainly used for hoofs disinfection can be considered as important. The quantities of the remaining active substances are below 50 t. Compounds deeming relevant for the environment exhibit relatively low consumption rates: sodium dichloroisocyanurate dihydrate: 39 t, quaternary ammonium compounds QACs: 26 t, poly(hexamethylenebiguanide): 3 t, chlorocresol: 1 t, biphenyl-2-ol: some kg. The accuracy of the total consumption volume is estimated at a range of about two fold.

As compared to the actual knowledge, the present study provides more detailed and sound results on active substances included in veterinary hygiene biocidal products and products used for cleaning and disinfection for milking equipment in Switzerland. The impacts to the environment are considered to be low in relation to the total amount of biocidal products.

1 Einleitung

In der Biozidprodukteverordnung (VBP, Schweiz. Bundesrat, 2012a) werden die Produkte in 23 Produktarten (PA) eingeteilt. Die Produktarten Biozidprodukte für den Veterinärbereich¹ (Produktart 3; PA3) werden hauptsächlich und Desinfektionsmittel für den Lebens- und Futtermittelbereich (PA4) zu wesentlichen Anteilen in der Landwirtschaft eingesetzt. Aus PA4 sind nur die Produkte zur Reinigung und Desinfektion von Melkanlagen relevant.

Biozidprodukte für den Veterinärbereich werden zur Krankheitsprophylaxe eingesetzt. Soweit das Auftreten von Krankheiten dadurch vermindert werden kann, lässt sich der Ertrag der Tierproduktion sowie das Tierwohl verbessern und gleichzeitig negative Auswirkungen auf die Umwelt reduzieren (z.B. Reduktion des Verbrauchs von Antibiotika und anderen Tierarzneimitteln, Verminderung der Emissionen von reaktiven Stickstoffverbindungen wie Ammoniak, sowie von Treibhausgasen wie Lachgas und Methan). Zudem kann ein Beitrag zum effizienteren Einsatz von Ressourcen geleistet werden. Die Thematik (z.B. Stallhygiene²) ist in der landwirtschaftlichen Praxis präsent.

Diesen Vorteilen stehen mögliche Umweltrisiken der Anwendung von den in der Landwirtschaft eingesetzten Biozidprodukten gegenüber. Soweit kein Abbau stattfindet, gelangen die Wirkstoffe in den meisten Fällen nach der Anwendung in die Hofdünger und von da auf die landwirtschaftliche Nutzfläche. Von den Böden können die Stoffe oberflächlich abgeschwemmt oder ausgewaschen und anschliessend in Gewässer transportiert werden. Aufgrund ihres Verwendungszwecks, nämlich des Abtötens von Mikroorganismen, besteht die Befürchtung, dass dabei unbeabsichtigt Nicht-Zielorganismen geschädigt und dadurch deren Populationen und damit einhergehend aquatische Ökosysteme in ihrer Funktion beeinträchtigt werden könnten.

Um die Gewässerrelevanz dieser Produkte besser beurteilen zu können, sind Kenntnisse zu eingesetzten Wirkstoffen bzw. deren eingesetzten Mengen relevant. Im Rahmen des Projekts BIOMIK wurden im Jahr 2007 die Wirkstoffe in Biozidprodukten PA3 und PA4 erhoben und deren Verwendungsmengen grob abgeschätzt (Bürgi et al., 2007). Die Resultate dieser Untersuchung sollen im Rahmen der vorliegenden Studie überprüft und soweit nötig bzw. möglich revidiert werden.

Der vorliegende Bericht ist in folgende Abschnitte gegliedert:

- Beschreibung der untersuchten Anwendungsbereiche und Definition der zu untersuchenden Wirkstoffe und Produkte (Kap. 2.1, 2.2)
- Beschreibung der Produktionstechnik mit dem Fokus auf relevante Grössen im Zusammenhang mit der Anwendung von Biozidprodukten (Kap. 2.3)
- Beschreibung der angewendeten Methode und der Grundlagen zur Abschätzung der Verbrauchsmengen (Kap. 2.4)
- Präsentation der geschätzten Verbrauchsmengen (Kap. 3)
- Diskussion der Resultate (Vergleich mit dem aktuellen Stand des Wissens, Unsicherheit der geschätzten Verbrauchsmengen, verbleibende Kenntnislücken; Kap. 4)

¹ Definition Veterinärbereich im Sinne Biozidprodukteverordnung (VBP, Schweiz. Bundesrat, 2012a): Produkte, die im Zusammenhang mit der Haltung oder Nutzung von landwirtschaftlichen Nutztieren, Zootieren, Heimtieren verwendet werden.

² Siehe Sonderdruck der UFA Revue vom Oktober 2011 (http://www.ufarevue.ch/deu/2011_31796.shtml): „Das A und O der Stallhygiene“

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchte Anwendungsbereiche

Die Untersuchung beinhaltet die Biozidprodukte für die Hygiene im Veterinärbereich, welche für Nutztiere verwendet werden, namentlich zur Desinfektion bzw. Anwendung im Rahmen von:

- a) Desinfektion von Ställen. Darin eingeschlossen sind die Desinfektion der Gebäudeflächen (Boden, Wände, plus allenfalls die Decke) sowie Aufstallungen und Stalleinrichtungen. Weiter ist die Desinfektion von Tränke- und Fütterungseinrichtungen (Tränkebecken, Wasserleitungen, Futterleitungen, Lagertanks, Futterautomaten, Misch tanks etc.) berücksichtigt.
- b) Desinfektion von Schuhen, Händen, Kleidung von Personal
- c) Desinfektion von Transportfahrzeugen
- d) Melkhygiene (Reinigung und Desinfektion von Euter und Zitzen vor dem Melken, Zwischendesinfektion des Melkzeugs, Desinfektion der Zitzen nach dem Melken)
- e) Reinigung von Melkanlagen (Melkmaschinen und Lagertanks von Milch) auf den landwirtschaftlichen Betrieben
- f) Desinfektion von Klauen oder Hufen
- g) Tierärztliche Behandlungen

In der Tierhaltung werden weiter Produkte der Hauptgruppe 3 (Schädlingsbekämpfungsmittel; PA 14-19) eingesetzt. In der Heim- und Zootierhaltung kommen Biozidprodukte für den Veterinärbereich (PA3) ebenfalls zum Einsatz. Diese Bereiche sind nicht Teil der vorliegenden Studie.

2.2 Untersuchte Wirkstoffe und Produkte

Die Studie beschränkte sich auf die Wirkstoffe gemäss Anhang 2 (notifizierte Wirkstoffe bzw. der im Rahmen des Prüfprogramms zu prüfenden Wirkstoffe) der Verordnung EG Nr. 1451/2007 (EU Kommission, 2007). Die Wirkstoffe stimmen mit den von Bürgi et al. (2007) untersuchten Stoffen überein.

Es werden nur übliche bzw. regelmässige Anwendungen berücksichtigt. So ist denkbar, dass etwa im Zusammenhang mit Seuchenfällen Ställe bzw. Einrichtungen, die im Zusammenhang mit der betroffenen Tierkategorie stehen, generell desinfiziert werden. Solche Fälle werden für die Abschätzung der Verbrauchsmengen nicht eingerechnet.

Bei der Desinfektion kommen Substanzen mit biozider Wirkung zum Einsatz (Von der Lage et al., 2010). Die gebräuchlichsten Wirkstoffgruppen sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Die gebräuchlichsten Wirkstoffgruppen in Produkten für die Hygiene im Veterinärbereich

Wirkstoffgruppen	Beispiele von (häufigen) Wirkstoffen
Aldehyde	Glutaral, Formaldehyd
Chlorabspalter	Aktivchlor
Sauerstoffabspalter	Wasserstoffperoxid, Chlordioxid, Persäuren
Jodverbindungen	Jod
Phenole	Chlorkresol
Quaternäre Ammoniumverbindungen (QAV)	Didecyldimethylammoniumchlorid
Alkohole	Propanol
Säuren	Ameisensäure, Essigsäure, Salpetersäure

Zum Verständnis werden im vorliegenden Bericht folgende Begriffe verwendet:

- Wirkstoff: biozider Wirkstoff (aktive Substanz)
- Produkt: handelbares Produkt, welches den Wirkstoff enthält
- Gebrauchslösung: Mischung von Wasser und Produkt (der Anteil eines Produkts in der Gebrauchslösung beträgt in der Regel 0.5 % - 2 % zur Desinfektion im Veterinärbereich)

2.3 Anwendung von Produkten

2.3.1 Desinfektion von Ställen

2.3.1.1 Einleitung

Im vorliegenden Kapitel 2.3 wird die Produktionstechnik der Nutztierhaltung beschrieben mit dem Fokus auf relevante Größen im Zusammenhang mit der Anwendung von Produkten. Damit sollen Zusammenhänge zwischen Produktionssystem und Verbrauch von Produkten für die Hygiene im Veterinärbereich aufgezeigt werden. Die Informationen basieren auf Angaben aus der Fachliteratur und Experteninterviews (vgl. Kapitel 2.4).

2.3.1.2 Vorgehen zur Desinfektion von Ställen

Im vorliegenden Kapitel 2.3.1.2 wird das Vorgehen zur Desinfektion von Ställen beschrieben. Die Beschreibung basiert auf einer Anleitung für die Schweineproduzenten (SGD, 2007). Das Vorgehen dürfte aber weitgehend auf die übrigen Tierkategorien sowie teilweise auf die Desinfektion von Transportfahrzeugen übertragbar sein.

1. Vorarbeiten: Ausstallen der Tiere, Geräte aus dem Stall bringen; Futterreste, Stroh, Staub, Spinnweben entfernen, Besenrein ausmisten, feste Rückstände abschaben.

2. Reinigung:

2.1. Einweichen: Einweichzeit je nach Antrocknung: 24 bis 48 Stunden (bei Mastpoulets weniger). Bei Anwendung von Einweichschaum reduziert sich die Zeit auf 15 Minuten.

2.2. Hochdruckreinigen: Decken, Wände, Böden, Futtereinrichtungen, Versorgungsgänge reinigen bis Oberflächenstruktur und Beschaffenheit der Materialien erkennbar und das Spülwasser klar und frei von Schmutzteilchen ist; Reinigungsoptimum bei einer Wassertemperatur von 42°C.

2.3. Trocknen: Ställe, Räume und Gegenstände bis auf leichte Restfeuchte abtrocknen lassen (trocknen über Nacht meist ausreichend); Wasserreste aus Tränken und Trögen entfernen.

3. Desinfektion: 0.4 Liter gebrauchsfertige Desinfektionsmittellösung pro m² mit einem geeigneten Gerät (z.B. Desinfektionsspritze) applizieren; 2 Stunden bei 20°C einwirken lassen.

Die Auswahl des Desinfektionsmittels erfolgt in Abhängigkeit vorhandener Krankheitserreger, von Stalltemperatur und Produktionsstufe (Abferkelstall, Ferkelaufzuchtstall, Maststall). In der Regel wird der Einsatz von der Deutschen Veterinärmedizinischen Gesellschaft (DVG) geprüfter Produkten empfohlen (DVG, 2012). Um optimale Ergebnisse zu erreichen, muss die Stalltemperatur bei 20°C liegen. Bei tieferen Temperaturen muss entweder der Stall aufgeheizt, die Konzentration des Desinfektionsmittels und die Einwirkzeit angepasst oder ein Desinfektionsmittel mit einem geringen Kältefehler verwendet werden.

Die in der Praxis häufig eingesetzten Produkte lassen sich aufgrund der Zusammensetzung in folgende Gruppen unterteilen:

1. Produkte basierend auf Glutaral. Dieser Wirkstoff wird in den Produkten meist mit einem oder zwei Wirkstoffen der Gruppe der quartären Ammoniumverbindungen (QAV) wie Didecyldimethylammoniumchlorid oder Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid kombiniert. Weitere Stoffe, die in Kombination mit Glutaral vorkommen, sind Formaldehyd, Ethanol, Propanol oder ein Polymer aus Formaldehyd und Acrolein.

Produkte auf der Basis von Glutaral/QAV sind bis 4°C wirksam. Sie sind verhältnismässig kostengünstig (SGD, 2011).

2. Produkte basierend auf einem Gemisch aus Wasserstoffperoxid, Peressigsäure und Essigsäure³. Produkte dieser Gruppe sind auch bei Temperaturen <4°C wirksam (SGD, 2007).
3. Produkte basierend auf Ameisensäure und Glyoxylsäure³. Produkte dieser Gruppe sind ebenfalls bei Temperaturen <4°C wirksam (SGD, 2007).
4. Wenn neben Bakterien, Viren und Pilzen auch Dauerformen von ausgeschiedenen Endoparasiten (z.B. Eier von Kokzidien) und Sporenbildner bekämpft werden müssen, kommen meist Produkte auf der Basis von Chlorkresol zum Einsatz. Es wird empfohlen, diese Produkte nur bei Bedarf und gezielt einzusetzen (SGD, 2011).

Für die Desinfektion von Fütterungsanlagen und Wasserleitungen werden Produkte auf Basis von Wasserstoffperoxid und Peressigsäure sowie organischer Säuren (Ameisensäure, Glyoxylsäure) empfohlen (SGD, 2011). Für die Desinfektion von Futtersilos gibt es Empfehlungen von Firmen zur Verwendung von QAV. Man kann demnach davon ausgehen, dass für Fütterungseinrichtungen ähnliche Produkte wie für die Stalldesinfektion verwendet werden.

In der Schweineproduktion sind die Ställe weitgehend auf die Produktion von Vollgülle ausgelegt. Damit gelangen Rückstände der in den Produkten enthaltenen Wirkstoffe überwiegend in die Gülle.

2.3.1.3 Rindvieh

In der Haltung von Milch- und Mutterkühen sind die Ställe in der Regel während des ganzen Jahres belegt. Wenn die Tiere gealpt werden (Milchkühe: ca. 18 %; Mutterkühe: ca. 36 % des Bestandes; BLW, 2011), bleiben die Ställe während 3 bis 4 Monaten ungenutzt. Aufzuchttiere werden meist nur im Winter eingestallt und im Sommer ab einem Alter von rund 6 Monaten geweidet. Kälber bis ca. 6 Monate verbleiben ausschliesslich im Stall oder in einem Gehege mit Kälberiglu. Dies führt dazu, dass in der Rindviehhaltung die Ställe mehr oder weniger kontinuierlich belegt sind. Produktionszyklen mit der Möglichkeit, die Ställe nach Abschluss eines Produktionszyklus vollständig zu leeren (Rein-Raus), und damit die Voraussetzungen zur Reinigung und Desinfektion zu schaffen, kommen nur in der Kälber- und Munimast vor. Aufgrund dieser Rahmenbedingungen dürfte die Desinfektion von Ställen in der Rindviehhaltung selten durchgeführt werden. Demensprechend berichteten nur einzelne Experten über Anwendungen von Desinfektionsmitteln für Kälberboxen und Kälberiglus. Empfehlungen zur Reinigung und Desinfektion im Bereich Rindviehhaltung sind in der Fachpresse allerdings vorhanden (Thoma, 2011).

Gemäss Gordon et al. (2011) gaben 74 % der befragten Schweizer Milchviehhalter Reinigung und Desinfektion von Händen und Armen bei der Geburtshilfe von Milchkühen und 6.5 % Reinigung und Desinfektion der Umgebung des Abkalbens als Massnahmen an. Es ist eher unwahrscheinlich, dass mit der Geburtshilfe auch ein Verbrauch von Desinfektionsmitteln im Sinne von Kap. 2.1 einhergeht. Vermutlich versteht ein befragter Landwirt das Waschen von Händen und Armen mit Seife und warmem Wasser, was dem praxisüblichen Vorgehen für Helfer beim Abkalben entspricht, als Massnahme zur Desinfektion. Empfehlungen in der Fachpresse zur Reinigung und Desinfektion von Abkalbeboxen (Thoma, 2011) weisen darauf hin, dass in diesem Bereich Desinfektionsmittel angewendet werden. Es werden Produkte aufgeführt, welche QAV, Wasserstoffperoxid und Peressigsäure und Chlorkresol enthalten.

Soweit Gummimatten auf Liegeflächen ohne Einstreue verwendet werden, können Desinfektionsmittel zur Anwendung kommen. Dabei handelt es sich um mineralische Produkte wie Branntkalk, Calciumkarbonat (CaCO_3), Gesteinsmehle und Tonerden, die als Stallhygienemittel oder Desinfektionsmittel für Einstreu bezeichnet werden (vgl. Speiser et al., 2012). Solche Produkte werden auch der Einstreue zugemischt (Herren, Häberli, 2011) oder auf Laufflächen

³ Diese Verbindung gehört nicht zu den gemäss Kapitel 2.2 definierten Wirkstoffen.

(Stallgänge, Futterachsen, Laufhöfe) ausgebracht. Sie dienen vor allem der Gesundheitsprophylaxe (Liegeflächen: Eutergesundheit, Vermeidung von Infektionen bei aufgeschürften Stellen an Gelenken; Laufflächen: Klauengesundheit). Diese Stoffe gelten aber als unproblematisch für die Umwelt und werden daher nicht weiter berücksichtigt.

2.3.1.4 Schweine

Bei Schweinen ist zwischen Zucht- und Mastbetrieben zu unterscheiden. Auf Zuchtbetrieben werden die Elterntiere und die Ferkel bis zu einem Gewicht von rund 25 kg (Jäger) gehalten. Die Muttertiere werden während der Trächtigkeit (Galtsauen) in einem separaten Stall gehalten (Galtsauenstall). Einige Tage vor der Geburt der Ferkel werden die Tiere in den Abferkelstall gebracht, wo Geburt und Säugen der Ferkel stattfinden. Nach rund 4 Wochen Säugezeit werden die Ferkel mit ca. 8 kg Lebendgewicht abgesetzt. Die Muttersauen gehen für die Belegung in ein Deckzentrum und anschliessend in den Galtsauenstall oder direkt in den Galtsauenstall. Die Ferkel werden in den Ferkelaufzuchtstall gebracht und verbleiben da während rund 50 Tagen, bis sie ca. 25 kg Lebendgewicht erreicht haben. Anschliessend werden sie in Mastbetriebe transportiert und verbleiben dort bis zur Schlachtung bzw. einem Endgewicht von 100-110 kg Lebendgewicht. Die verschiedenen Stufen bzw. Ställe der Produktion durchlaufen folgende Anzahl Produktionszyklen bzw. Umtriebe pro Jahr:

- Abferkelstall: 8.7
- Ferkelaufzuchtstall: 6.5
- Maststall: 3.3

Deckzentrum und Galtsauenstall sind in der Praxis in den meisten Fällen kontinuierlich belegt.

Zucht- und Mast sind meist auf verschiedene Standorte aufgeteilt. Die unterschiedlichen Stufen der Ferkelerzeugung werden oft ebenfalls an verschiedenen Betrieben oder Standorten durchgeführt. Man spricht in solchen Fällen von arbeitsteiliger Ferkelproduktion oder einem Ferkelring. Folgende Strukturen sind möglich:

- 2-stufig: Deck-/Wartebetrieb, Abferkel-/Aufzuchtbetrieb
- 3-stufig: Deck-/Wartebetrieb, Abferkelbetrieb, Aufzuchtbetrieb
- 4-stufig: Deckbetrieb, Wartebetrieb, Abferkelbetrieb, Aufzuchtbetrieb

Heute wird Schweinezucht bzw. Ferkelerzeugung und Schweinemast zunehmend vom gleichen Betrieb durchgeführt (geschlossener Betrieb). Die verschiedenen Stufen der Produktion können am gleichen oder an verschiedenen Standorten erfolgen.

Weiter gibt es Zuchtbetriebe, welche die Elterntiere produzieren. Kernzuchtbetriebe erzeugen Elterntiere (Agridea, 2009). Sie kaufen normalerweise keine Tiere zu. Die in den Kernzuchtbetrieben erzeugten Elterntiere gelangen in Vermehrungszuchtbetriebe, welche damit Jungsauen erzeugen, die an die Zuchtbetriebe zur Mastferkelproduktion verkauft werden.

Bezüglich Verwendung von Desinfektionsmitteln ist bei der Nutzung der Ställe zwischen Rein-Raus-Verfahren und kontinuierlicher Belegung zu unterscheiden. Beim Rein-Raus-Verfahren werden alle Tiere gleichzeitig in einen zuvor gereinigten Stall eingestallt und später auch mehr oder weniger gleichzeitig wieder ausgestallt. Bei kontinuierlicher Belegung sind in einem Stall ständig Tiere unterschiedlichen Alters vorhanden. Desinfektion eines ganzen Stalls ist nur beim Rein-Raus-Verfahren möglich. Bei kontinuierlicher Belegung können einzelne Stallabteile desinfiziert werden, wenn diese durch feste Wände abgetrennt sind und die Tiere zusammen ausgestallt werden. Dementsprechend dürfte die Stalldesinfektion beim Rein-Raus-Verfahren häufiger vorkommen. Gemäss Einschätzung von Experten wenden in der Schweinemast ein Drittel bis maximal die Hälfte der Betriebe das Rein-Raus-Verfahren an. In der Schweinezucht wird der Anteil auf zwei Drittel bis drei Viertel des Bestandes geschätzt. Ganz allgemein gelten für Zuchtbetriebe strengere Anforderungen hinsichtlich Hygiene als für Mastbetriebe. Weiter ist zu

beachten, dass mit zunehmender Anzahl Umtriebe eines Produktionssystems der potentielle Verbrauch von Produkten zur Desinfektion ansteigt.

Hinsichtlich Verwendung von Desinfektionsmitteln in der Schweineproduktion spielt der Beratungs- und Gesundheitsdienst in der Schweinehaltung (SGD) eine wichtige Rolle. Der SGD ist eine Beratungsorganisation mit einem Leistungsauftrag des Bundes. Er hat zum Ziel, eine qualitätsgesicherte Lebensmittelproduktion sicherzustellen, indem mit Hilfe vorbeugender Massnahmen der Aufbau und die Erhaltung von gesunden, tiergerechten und damit leistungsfähigen Schweinebeständen gewährleistet ist. Damit sollen optimale Voraussetzungen zur Vermeidung von Krankheitsausbrüchen und der Ausbreitung oder Verschleppung von wirtschaftlich relevanten oder auf den Menschen übertragbaren Erregern geschaffen werden (SGD, 2012). Der SGD definiert Anforderungen betreffend Hygiene, welche die SGD Betriebe erfüllen müssen. Die Teilnahme am SGD Gesundheitsprogramm ist für die Betriebe freiwillig. Mit 85 % des Bestandes der Zuchttiere und 57 % der Mastschweine ist die Produktion gemäss den Richtlinien des SGD weit verbreitet (Suisag, 2010; Tabelle 2). SGD Betriebe müssen sich an Hygiene Richtlinien halten, welche grundsätzlich die Desinfektion der Ställe mit einschliesst sowie eine Hygieneschleuse zur Reinigung und Desinfektion von Händen und Schuhen des Personals vor dem Betreten der Ställe. Das Programm teilt die Betriebe in die Kategorien A-R1, A-R2 und A ein. Kernzuchtbetriebe und Vermehrungszuchtbetriebe haben den Status A-R1 oder A-R2, Zuchtbetriebe und Mastbetriebe, die dem SGD angeschlossen sind, den Status A. Die Anforderungen bezüglich Hygiene und die Wahrscheinlichkeit der Anwendung von Desinfektionsmitteln nehmen vom SGD Status A zum Status A-R zu.

Tabelle 2: Schweine mit Produktion nach SGD Richtlinien (Suisag, 2010)

Betriebstyp	Zucht					Mast
SGD Status	A-R1*	A-R2*	A*	Diverse	Total	Total
Anzahl Tiere	5215	4089	107'413	1196	117'913	451'182
Anteil an Tierzahl der Schweiz total (2010)	4 %	3 %	77 %	1 %	85 %	57 %

* A-R1: Kernzuchtbetriebe; A-R2: Vermehrungszuchtbetriebe; A: Zuchtbetriebe mit Produktion von Ferkeln zur Mast

Die Desinfektion von Ställen wird nicht flächendeckend umgesetzt. Dies gilt sowohl für Zucht- und Mastbetriebe bzw. SGD Betriebe und übrige Betriebe. Aus der Praxis wird berichtet, dass Betriebe die Produktion mit und ohne Stalldesinfektion erfolgreich führen können. Betriebe, welche die Ställe nicht desinfizieren, begründen ihren Erfolg damit, dass damit eine ausgewogene Zusammensetzung der Mikroflora gewährleistet ist, welche eine problematische Verbreitung von pathogenen Mikroorganismen begrenzt oder verhindert. Demgegenüber stehen Erfahrungsberichte, wonach die regelmässige Desinfektion von Ställen Voraussetzung ist für eine erfolgreiche Produktion. Grundsätzlich werden in der Praxis Deckzentrum und Galtsauenstall kaum desinfiziert, da sie kontinuierlich belegt sind.

In den Merkblättern des SGD (SGD, 2011) sind Produkte mit der Wirkstoffkombination Glutaral und QAV bzw. Wasserstoffperoxid und Peressigsäure, sowie organische Säuren und Chlorkresol vertreten (vgl. Kap. 2.3.1.2).

2.3.1.5 Geflügel

Legehennen

Die Haltung von Legehennen findet heute zum grössten Teil auf grösseren Einheiten von mehreren Tausend Tieren statt. Wichtigste Haltungsformen sind Volieren (ca. 80 % des Bestandes) und Bodenhaltung (ca. 20 % des Bestandes). Den Ställen ist häufig ein überdachter Aussenklimabereich angeschlossen. Die Ställe weisen einen eingestreuten Boden als Scharraum, Sitzstangen und Legenester auf. Bei Volieren sind Sitzstangen und Legenester auf mehreren Eta-

gen angeordnet. Ein Umtrieb dauert rund ein Jahr. Dann werden die Legehennen geschlachtet und durch Junghennen ersetzt.

Zusätzlich zur Legehennenhaltung erfolgt die Remontierung der Bestände. Die Eier werden Schweiz weit zum grössten Teil in vier grösseren Brütereien ausgebrütet. Nach dem Schlüpfen werden die Küken an die Aufzuchtbetriebe verschickt. Sie erreichen nach 18 Wochen ein Gewicht von ca. 1.5 kg (Junghennen). Damit sind 2 bis 2.5 Umtriebe pro Jahr (Flisch et al., 2009) in der Haltung von Junghennen üblich.

In den Aufzuchtbetrieben für Junghennen und in den Betrieben mit professioneller Haltung von Legehennen (d.h. in Betrieben ab ca. 100 Tiere bis mehrere 1000 Tiere) wird die Desinfektion von Stall und Fütterungseinrichtungen flächendeckend durchgeführt. Stallreinigung und Desinfektion erfolgen nach jedem Umtrieb. Häufig führen spezialisierte Firmen Stallreinigung und Desinfektion durch. Für letztere sind Produkte auf der Basis Wasserstoffperoxid, Peressigsäure und Essigsäure verbreitet. Mit diesen Wirkstoffen kann eine gute Desinfektionswirkung erreicht werden. Zudem wird gemäss Berichten aus der Praxis seitens Produzenten der Einsatz von Produkten gewünscht, die für die Verwendung im Biolandbau (Speiser et al., 2012) zugelassen sind. Aufgrund der Produkte, die auf dem Markt angeboten werden, ist davon auszugehen, dass ähnlich wie in der Schweineproduktion auch Wirkstoffe wie Glutaral, QAV und organische Säuren zur Anwendung kommen. Oft müssen auch Dauerformen von ausgeschiedenen Endoparasiten (z.B. Eier von Kokzidien) und Sporenbildnern bekämpft werden. Dazu kommen Produkte auf der Basis von Chlorkresol zum Einsatz. In den Brütereien werden die Bruteier und Brutkästen desinfiziert. Dies geschieht zum grössten Teil mit Formaldehyd. Weiter werden die Boxen zum Transport der Küken gereinigt. Dazu werden ähnliche Produkte wie zur Reinigung von Melkmaschinen eingesetzt.

Die Desinfektion von Fütterungseinrichtungen (Tränken, Futtersilos) ist in der professionellen Haltung von Legehennen üblich. Häufig angewendete Produkte enthalten Glutaral/QAV oder Wasserstoffperoxid/Peressigsäure/Essigsäure.

Mastpoulets

Mastpoulets werden auf grösseren Einheiten von mehreren Tausend Tieren gehalten. Die Ställe weisen einen eingestreuten Boden (Bodenhaltung) und teilweise einen überdachten Aussenklimabereich auf. Rund 40 Tage nach dem Einstellen der Küken wird das Mastendgewicht von ca. 2 kg erreicht (Flisch et al., 2009). Damit sind 7 bis 7.5 Umtriebe pro Jahr möglich. Zusätzlich zur Ausmast der Poulets erfolgt die Erzeugung der Mastküken in spezialisierten Betrieben. Für Mastküken gibt es in der Schweiz etwa 4 grössere Brütereien. Gemäss Schätzungen werden rund 75 % der Bruteier mit Elterntieren erzeugt und ca. 25 % importiert. Nach dem Schlüpfen werden die Küken an die Mastbetriebe verschickt.

Die Produktion von Mastpoulets erfolgt in enger Zusammenarbeit mit den Abnehmern. Diese legen das Vorgehen bei der Reinigung und Desinfektion der Ställe fest und führen diese zum Teil selber aus. Die Ställe werden so praktisch flächendeckend nach jedem Umtrieb desinfiziert. Die am häufigsten eingesetzten Produkte enthalten Glutaral und QAV. Teilweise findet auch Biphenyl-2-ol Anwendung, welches mittels Verräucherung und nicht wie die übrigen Produkte flüssig aufgebracht wird. Weiter ist der Einsatz von Chorkresol zur Bekämpfung von Kokzidien üblich.

Die Tränkeeinrichtungen (inkl. Wasserleitungen) werden ebenfalls regelmässig desinfiziert. Dies erfolgt durch Ansäuerung des Tränkewassers mittels Produkten auf der Basis von Wasserstoffperoxid/Peressigsäure/Essigsäure oder Desinfektion der Leitungen am Ende des Umtriebs. Silos werden mittels Verräucherung von Biphenyl-2-ol desinfiziert. Dies scheint aufgrund der Verwendungsmengen jedoch wesentlich weniger häufig zu geschehen im Vergleich zur Desinfektion von Tränkeeinrichtungen.

Gemäss Angaben der beiden grössten Abnehmer von Mastpoulets ist die Desinfektion von Schuhen (QAV) ebenfalls bedeutend und erreicht einen Anteil von rund 10-20 % der Anwendungsmenge zur Desinfektion von Stalloberflächen. Die Desinfektion von Händen erfolgt mittels Seifen und Desinfektionsmittel auf der Basis von Alkoholen. Der Verbrauch liegt jedoch um rund eine Grössenordnung tiefer als derjenige zur Desinfektion von Stalloberflächen oder Schuhen.

Weitere Geflügelkategorien

Weitere Geflügelkategorien wie Masttruten, Gänse, Enten oder Wachteln wurden nicht untersucht. Man kann davon ausgehen, dass zumindest bei den Truten die Desinfektion der Ställe ähnlich wie bei Legehennen und Mastpoulets durchgeführt wird. Aufgrund ihrer geringen Anzahl⁴ dürften die eingesetzten Mengen sehr niedrig sein.

Verbleib der Wirkstoffe nach der Anwendung

In der Haltung von Geflügel fällt ausschliesslich Kot (Legehennen bei Voliersystemen mit Kotbändern) oder Mist (Legehennen Bodenhaltung, Mastpoulets) an. Die Produktion von Gülle kommt nicht vor. Allerdings ist ein Behälter zum Auffangen und Lagern des Waschwassers vorgeschrieben. Rückstände der in den Produkten enthaltenen Wirkstoffe gelangen mit dem Waschwasser der Stallreinigung in diesen Lagerbehälter. Das Waschwasser ist reich an Nährstoffen und wird wie Gülle auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebracht. Bei den Brüteereien kann man davon ausgehen, dass anfallendes Waschwasser in die Kanalisation eingeleitet wird.

2.3.1.6 Kleinwiederkäuer

Informationen zur Stalldesinfektion sind nicht verfügbar. Einzelne Experten gehen davon aus, dass Ställe von grösseren Betrieben (ab 20 Mastschafe) 1 Mal pro Jahr desinfiziert werden. Informationen zu Wirkstoffen sind nicht verfügbar.

2.3.1.7 Weitere Tierkategorien

Desinfektion wird auch bei andern Nutztierkategorien praktiziert (z.B. Sanierung von Bienenständen bei Sauerbrut). Die Mengen sind jedoch mit grosser Wahrscheinlichkeit von geringer Bedeutung und werden daher nicht weiter behandelt.

2.3.2 Desinfektion von Transportfahrzeugen

2.3.2.1 Einleitung

Es ist zu unterscheiden zwischen Transport von Nutztvieh und Schlachttvieh. Nutztvieh wird zwischen verschiedenen landwirtschaftlichen Betrieben, Schlachttvieh von landwirtschaftlichen Betrieben in den Schlachthof verschoben. Beim Transport von Schlachttieren stellt sich die Frage der Systemgrenze. Dabei sind zwei Ansätze denkbar:

1. Systemgrenze ausgangs landwirtschaftlicher Betrieb: Zuordnung des Verbrauchs von Biozidprodukten im Zusammenhang mit dem Transport von Tieren in den Schlachthof zum Lebens- und Futtermittelbereich (PA4).
2. Systemgrenze eingangs Schlachthof: Zuordnung des Verbrauchs von Biozidprodukten im Zusammenhang mit dem Transport von Tieren in den Schlachthof zum Veterinärbereich (PA3).

In der vorliegenden Arbeit wird der 2. Ansatz verfolgt.

Ein grosser Teil der Transportfahrzeuge dürfte für den Transport von Nutztvieh und Schlachttvieh zum Einsatz kommen. Beim Transport von Schlachttvieh werden die Fahrzeuge nach dem Ent-

⁴ Σ (Masttruten, Gänse, Enten, Wachteln etc.) <1 % (Σ Legehennen, Junghennen, Mastpoulets)

laden auf einem Waschplatz oder in einer Halle des Schlachthofs gereinigt. Für die Reinigung und eine allfällige Desinfektion ist die Praxis je nach Schlachthof unterschiedlich. Teilweise werden Einstreu und Kot von Hand aus dem Fahrzeug entfernt. Anschliessend wird das besenreine Fahrzeug gewaschen. In gewissen Anlagen werden die Fahrzeuge ohne mechanische Vorreinigung gespült. Teilweise werden Reinigungsmittel mit Inhaltsstoffen verwendet, welche eine desinfizierende Wirkung haben (z.B. Natriumhydroxid). Es kommt vor, dass für Reinigung und Desinfektion der Transportfahrzeuge das gleiche Produkt wie für den Schlachtbetrieb eingesetzt wird. In diesem Fall handelt es sich um Wirkstoffe der PA4, welche eigentlich zum Lebens- und Futtermittelbereich gehören. Teilweise findet nach der Reinigung zusätzlich eine Desinfektion der Fahrzeuge statt. Es gibt keine gesetzliche Grundlage, welche dies verlangt. Einzig im Seuchenfall muss flächendeckend desinfiziert werden. Dazu sind entweder Vorräte von Desinfektionsmitteln auf den Betrieben vorhanden oder werden von den kantonalen Veterinärämtern zur Verfügung gestellt.

Das auf den Schlachthöfen anfallende Waschwasser wird gesammelt und kann einer Anlage zur Fest-Flüssig-Trennung (z.B. mittels Schraubenpresse) zugeführt werden. Für die flüssige Phase erfolgen je nach Betrieb eine Vorbehandlung in einer betriebseigenen Anlage und anschliessend die Einleitung in die Kanalisation. Die festen Bestandteile (Kot, Einstreu) werden weggeführt und entweder direkt oder nach Behandlung in einer Kompostier- oder Biogasanlage verwertet. Kompost oder Gärgut werden zum grössten Teil auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht.

Inwieweit Fahrzeuge im Zusammenhang mit dem Transport von Nutztvieh desinfiziert werden, konnte nicht erhoben werden. Es ist denkbar, dass in diesem Zusammenhang Waschwasser teilweise in Güllegruben von Landwirtschaftsbetrieben eingeleitet wird.

Generell dürfte die Desinfektion von Transportfahrzeugen im Vergleich zur Stalldesinfektion schwieriger durchzuführen sein. Die Fahrzeuge müssen nach dem Verlassen des Schlachthofs für weitere Transporte verfügbar sein. Die Anforderungen an die Anwendung von Desinfektionsmitteln kann daher in vielen Fällen nicht vollständig sichergestellt werden (Antrocknen der Oberflächen, Einhalten der erforderlichen Mindesttemperatur etc.). Dies dürfte der flächendeckenden Umsetzung der Desinfektion von Transportfahrzeugen eher entgegenwirken.

Informationen zu verwendeten Desinfektionsmitteln konnten nur vereinzelt erhoben werden. Diese zeigten, dass Produkte, welche QAV⁵ enthalten, eingesetzt werden. Bezüglich weiterer Wirkstoffe sind nur vereinzelte Informationen vorhanden. In einem verwendeten Reinigungsmittel ist Natriumhydroxid enthalten, wobei dieser Wirkstoff nicht Bestandteil der Liste gemäss Kapitel 2.2 ist.

2.3.2.2 Rindvieh und Kleinwiederkäuer

Bei Rindvieh und Kleinwiederkäuern erfolgen Transporte von Nutztvieh im Rahmen der üblichen Handelstätigkeiten. Diese fallen im Verhältnis weniger ins Gewicht als etwa bei Schweinen oder Geflügel, da Betriebe mit Rindvieh oder Kleinwiederkäuern ihre Nachzucht zu einem grossen Teil selber aufziehen. Ein wesentlicher Teil von Rindvieh und Kleinwiederkäuern wird gesömmert und daher sind die Transporte von Talbetrieben auf die Sömmungsweiden wichtig. Weiter von Bedeutung sind Transporte von Kälbern in Kälbermastbetriebe und von Mastremonten in Rindviehmastbetriebe.

⁵ z.B. Didecyldimethylammonium Chlorid (CAS Nr. 7173-51-5); Poly(oxy-1.2-ethandiyl), alpha-[2-(didecylmethylammonio)ethyl]-omega-hydroxy-propanoat (CAS Nr. 94667-33-1); gehört zu PA4

2.3.2.3 Schweine

Folgende Transportwege kommen in der Schweineproduktion vor:

Zuchtbetriebe:

- Zuchtremonen: Remontierungsbetrieb → Zuchtbetrieb
- Abgehende Muttersauen, Zuchteber: Zuchtbetrieb → Schlachthof
- Galtssauen vor dem Abferkeln: Deck-/Wartebetrieb → Abferkelbetrieb oder Abferkel-/Aufzuchtbetrieb
- Muttersauen nach dem Abferkeln: Abferkelbetrieb oder Abferkel-/Aufzuchtbetrieb → Deck-/Wartebetrieb
- Abgesetzte Ferkel: Abferkelbetrieb → Aufzuchtbetrieb

Mastbetriebe:

- Jäger: Zuchtbetrieb → Mastbetrieb
- Schlachtreife Schweine: Mastbetrieb → Schlachthof

Für den Transport von Schweinen sind in der Praxis folgende Abläufe üblich: Am Morgen werden Schlachtschweine geladen und in den Schlachthof transportiert. Dort werden die Transportfahrzeuge in jedem Fall gewaschen wie oben beschrieben und teilweise desinfiziert. Im späteren Verlauf des Tages werden auf den Zuchtbetrieben Jäger geladen und von den Aufzucht- in die Mastbetriebe transportiert. In der Regel findet zwischen den Anfahrten zu den einzelnen Betrieben nur vereinzelt bzw. auf Wunsch der Kunden eine Reinigung und Desinfektion der Fahrzeuge statt. Für Transporte innerhalb von Ferkelringen (Transport der tragenden Sauen z.B. vom Deck-/Wartebetrieb in den Abferkel-/Aufzuchtbetrieb) werden die Fahrzeuge kaum desinfiziert.

Für Transporte von Tieren mit dem SGD Status AR (Remontierung von Zuchttieren) werden oft separate Kleinlaster (3.5 t) mit Anhänger verwendet. AR Betriebe dürfen nur mit desinfizierten Fahrzeugen angefahren werden. Diese werden nach jedem Transport gewaschen und desinfiziert. Waschwässer gelangen in vielen Fällen in Güllegruben.

2.3.2.4 Geflügel

Beim Geflügel werden die Küken von der Brüterei in die Aufzuchtbetriebe (Legehennen) und Mastbetriebe (Mastpoulets) transportiert. Transportkisten werden in den Brütereien gewaschen und desinfiziert. Anfallendes Waschwasser dürfte in die Kanalisation eingeleitet werden. Legehennen werden von den Betrieben oft nicht selbst remontiert, so dass nach Abschluss eines Umtriebs Junghennen zugeführt werden. Mastpoulets und ein Teil der Legehennen werden nach dem Umtrieb in Schlachthöfe transportiert. Legehennen werden teils im Inland oder im Ausland geschlachtet und einer Verwertung als Nahrungsmittel zugeführt (Wiedmer, 2011) oder auf den Betrieben in mobilen Anlagen mittels Kohlendioxid betäubt, getötet und anschliessend beseitigt. Wie bei anderen Transporten von Schlachtvieh, werden die Fahrzeuge auf den Schlachthöfen gewaschen und teilweise desinfiziert.

2.3.3 Melkhygiene

2.3.3.1 Einleitung

Die Daten zur Melkhygiene basieren auf einem Bericht über Managementmassnahmen beim Schweizer Milchvieh (Gordon et al., 2011) und Informationen von Beratern der Milchproduktion.

Bei der Melkhygiene sind im Zusammenhang mit der Verwendung von Desinfektionsmitteln folgende Prozesse relevant:

- Reinigung und Desinfektion von Euter und Zitzen vor dem Melken
- Melkzeugzwischeninfektion (Desinfektion des Melkzeugs nach jedem Melkvorgang bzw. nach dem Melken jedes einzelnen Tieres)
- Desinfektion der Zitzen nach dem Melken

Diese Massnahmen können bei allen Tierarten, welche für die Milchproduktion gehalten werden, zur Anwendung kommen (d.h. Milchkühe, Büffel, Ziegen, Milchschafe, Pferdestuten, Eseltuten). Die vorliegende Studie beschränkt sich auf Milchkühe, welche die weitaus grösste Bedeutung haben.

2.3.3.2 Reinigung und Desinfektion von Euter und Zitzen vor dem Melken

Reinigung und Desinfektion von Euter und Zitzen vor dem Melken ist Voraussetzung für die Gewinnung von hygienisch einwandfreier Milch und dient dem Schutz des Euters vor Infektionen. Dazu werden in der Praxis Feuchttücher mit oder ohne Desinfektionsmittel, Einwegpapier, Holzwolle, waschbare Eutertücher, warmes Wasser, Reinigungsschaum, Bürsten (Melkroboter) oder sauberes Stroh verwendet. Am häufigsten kommen Feuchttücher mit Desinfektionsmittel (42 % der Betriebe) zum Einsatz. Das Material zur Reinigung von Euter und Zitzen wird in den meisten Fällen nach jeder Kuh gewechselt (64 % der Betriebe; Gordon et al., 2011). Diese Angaben zur Praxis in diesem Bereich stimmen weitgehend mit den Aussagen der Experten überein. Einzelne der Befragten gaben an, dass die Desinfektion der Euter vor dem Melken eher auf Betrieben durchgeführt wird, die Probleme bezüglich der Eutergesundheit haben. Gemäss einer Einschätzung wird Reinigung und Desinfektion des Euters mittels Feuchttüchern häufiger auf Käsereimilchbetrieben durchgeführt (60-70 % der Betriebe) als bei Produzenten von Industriemilch (30-40 % der Betriebe). Käsereimilchbetriebe produzieren rund 40% der gesamten Milchmenge (BLW, 2011).

Gemäss Expertenaussagen enthalten Feuchttücher mit Desinfektionsmittel zu 75 % Alkohol und zu 25 % Chlor als Wirkstoff. In Produktebeschreibungen wird Propan-2-ol (Alkohol) und Tosylchloramidnatrium (Chlor) als Wirkstoff angegeben. Gemäss dem öffentlichen Produkteregister des Bundesamts für Gesundheit (BAG, 2012b) kommen QAV (v.a. Didecyldimethylammoniumchlorid, Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid), oft in Kombination mit Propan-2-ol, Polyhexamethylenbiguanid, Milchsäure, N,N'-Ethylenbis[N-acetylacetamid] und Dinatriumcarbonat, als weitere Wirkstoffe vor. Das Material zur Reinigung und Desinfektion von Euter und Zitzen wird nach dem Gebrauch vorwiegend auf den Mist oder in die Güllegrube entsorgt. Die Entsorgung via den Kehrtricht kommt vermutlich eher weniger häufig vor.

2.3.3.3 Zwischendesinfektion des Melkzeugs

Die Zwischendesinfektion des Melkzeugs, d.h. die Desinfektion des Melkzeugs nach jedem Melkvorgang bzw. nach dem Melken jedes einzelnen Tieres hat zum Zweck, die Übertragung von pathogenen Keimen auf das Euter von einem Tier auf die in der Folge gemolkene Tiere zu verhindern. Dazu wird das Melkzeug in eine wässrige Lösung, welche das Desinfektionsmittel enthält, getaucht. Experten gehen davon aus, dass weniger als 5 % der Betriebe diese Methode anwenden. Da die Zwischendesinfektion des Melkzeugs zusätzlichen Aufwand beim Melken verursacht und nicht einfach zu handhaben ist (Wechseln der Lösung nach wenigen Melkzeugen aufgrund von deren Verschmutzung), wird sie nur von Betrieben angewendet, welche Probleme mit der Eutergesundheit haben. Gemäss Gordon et al. (2011) wenden 3.2 % der Betriebe die Zwischendesinfektion des Melkzeugs bei Kühen mit positivem Schalmtest (= Vorhandensein einer Euterentzündung) an. Gemäss Experten nimmt die Anwendung Zwischendesinfektion des Melkzeugs zu. Die verwendeten Wirkstoffe sind zum grössten Teil (80 %) Peressigsäure, Wasserstoffperoxid und Essigsäure.

2.3.3.4 Desinfektion der Zitzen nach dem Melken

Die Desinfektion der Zitzenhaut nach dem Melken, insbesondere im Bereich des Eingangs des Strichkanals, ist eine anerkannte Methode, um die Neuinfektionsrate des Euters je nach Vorhandensein von Erregern um mindestens 50 % zu senken (Winter, 2009). Die Desinfektion der Zitzen nach dem Melken wird von 78 % der Betriebe durchgeführt. Dies erfolgt zu 88 % mittels Zitzendipp und 22 % mittels Spray. Der Zitzendippbecher wird von ca. 25 % der Anwender min-

destens einmal pro Tag und von rund 60 % mindestens 1 Mal pro Woche gereinigt und mit neuer Desinfektionslösung gefüllt (Gordon et al., 2011). Diese Angaben stimmen mit den Expertenaussagen weitgehend überein. Käsereibetriebe führen die Desinfektion der Zitzen nach dem Melken tendenziell häufiger durch als Produzenten von Industriemilch.

Für die Desinfektion der Zitzen nach dem Melken gibt es eine grosse Vielfalt von Produkten auf dem Markt. Verwendete Wirkstoffe sind Jod, Tosylchloramidnatrium kombiniert mit Natriumbenzoat und Wasserstoffperoxid. Am häufigsten sind Jod haltige Produkte. Ihr Anteil wird von Experten auf rund 50 % geschätzt. Durch Abtropfen der Lösungen nach der Applikation und die Euterreinigung vor dem folgenden Melkvorgang können Rückstände der Wirkstoffe in die Hofdünger gelangen.

2.3.4 Reinigung von Melkanlagen

Melkanlagen⁶ müssen in sauberem und keimarmem Zustand gehalten werden, um qualitativ hochwertige Milch zu produzieren. Zudem können bei schlecht gereinigten und desinfizierten Melkanlagen Krankheitserreger (v.a. Mastitis) von einem Tier auf das nachfolgende übertragen werden. Daher werden in der Praxis von Betrieben mit Verkehrsmilchproduktion Melkanlagen nach jedem Melkvorgang gründlich gereinigt und desinfiziert. Dazu werden üblicherweise alkalische Reinigungs- und Desinfektionsmittel zur Entfernung der Milchreste sowie zur Desinfektion und im Wechsel dazu saure Reinigungsmittel zur Entfernung von Belägen in den Leitungen verwendet. Die Reinigungsmittel werden als wässrige Lösungen eingesetzt, die auf flüssigen oder pulverförmigen Konzentraten basieren.

Die heute häufigsten Typen von Melkanlagen (Rohrmelkanlagen, Melkstände) werden 2 Mal täglich gereinigt (d.h. Melkzeuge, Leitungen). Die Reinigung kann alternierend mit einem alkalischen und einem sauren Reinigungsmittel erfolgen. Ein weiteres übliches Verfahren reinigt grundsätzlich alkalisch und anstelle der alkalischen wird 1 bis ca. 3 Mal pro Woche eine saure Reinigung durchgeführt. Eine weitere weniger verbreitete Methode ist das Heisswasser-Säureverfahren. Käsereimilchbetriebe praktizieren tendenziell häufiger die alternierende Reinigung als Produzenten von Industriemilch. Bei Standeimeranlagen wird teilweise nur 1 Mal pro Tag mit Reinigungsmittel gereinigt. In diesem Fall erfolgt die Reinigung häufig am Vormittag mit Reinigungsmittel und am Abend nur mit warmem Wasser. Vermutlich verwenden Betriebe, die keine Verkehrsmilch produzieren, Reinigungsmittel nicht konsequent für jeden Waschvorgang.

Zusätzlich sind die Behälter zur Milchlagerung bzw. für den Milchtransport zu reinigen. Käsereimilchbetriebe mit Standeimeranlagen benutzen für den Milchtransport in die Käserei teilweise Milchkannen (40-50 L Inhalt). Für deren Reinigung werden die gleichen Produkte bzw. häufig auch die gleiche Reinigungslösung verwendet wie diejenige der Melkanlage. In Betrieben mit Produktion für die Industrie wird die Milch nicht nach jedem Melkvorgang abgeholt und muss auf dem Betrieb oder in einer Milchsammelstelle gelagert werden. In diesen Behältern wird der Inhalt auf ca. 4 °C gekühlt und periodisch gerührt, um das Aufrahmen der Milch zu verhindern. Für die Lagerung werden Milchwannen (Behälter mit beweglichem Deckel) oder geschlossene Milchlagertanks verwendet. Das Volumen (in der Regel mehrere 100 bis mehrere 1000 Liter) hängt von der Anzahl der Tiere und der Häufigkeit des Milchtransports ab. Dies ist in der Regel ein bis zwei Mal pro Tag für Produzenten von Käsereimilch und alle 2 Tage für Produzenten von Industriemilch der Fall (entspricht rund 40 % bzw. 60 % der Milchmenge; BLW, 2011). Für den Milchtransport in die Käserei oder in eine Milchsammelstelle dürften heute überwiegend geschlossene Transporttanks verwendet werden (dies trifft insbesondere für Betriebe mit Rohrmelkanlagen oder Melkständen zu).

⁶ Die vorliegende Studie beschränkt sich auf Anlagen für Milchkühe, welche die weitaus grösste Bedeutung in der Milchproduktion haben.

Die Reinigung von Transportbehältern und Behälter zur Milchlagerung erfolgt nach jeder Leerung. Häufig wird dazu das gleiche Produkt wie für die Reinigung der Melkanlage verwendet. Die Reinigung erfolgt manuell (Milchkannen, Milchwannen) oder automatisch mit dem integrierten Reinigungssystem (Milchlagertanks).

Für die alkalische Reinigung sind Natriumhypochlorit und Natriumdichlorisocyanurat Dihydrat und für die saure Reinigung Phosphor- Schwefel und Sulfamidsäure die häufigsten Wirkstoffe. QAV sind übliche Wirkstoffe für Produkte zur Reinigung von Melkanlagen. Die befragten Experten gaben aber übereinstimmend an, dass diese Gruppe von Verbindungen in der Schweiz zu diesem Zweck nicht eingesetzt wird. QAV haltige Produkte waren für Käsereimilchbetriebe nie erlaubt, da sich Rückstände nach der Reinigung nur schwer entfernen lassen und schon kleinste Mengen die Säuerung der Milch während des Produktionsprozesses beeinträchtigen können. International verläuft die Entwicklung ebenfalls in Richtung Verzicht auf QAV für Produkte zur Reinigung von Melkanlagen. In Deutschland wurden die Milchproduzenten im Sommer 2012 aufgerufen, auf QAV haltige Reinigungsmittel zu verzichten (BDM, 2012) aufgrund von Rückständen von QAV in Lebensmitteln (BfR, 2012).

2.3.5 Desinfektion von Klauen

2.3.5.1 Rindvieh

Die Desinfektion der Klauen von Rindvieh wird als Massnahme zum Vorbeugen von Klauenerkrankungen durchgeführt. Dazu wird ein Klauenbad verwendet. Dieses besteht in der Regel aus einem oder mehreren Behältern von ca. 150 cm x 100 cm x 20 cm Grösse, die mit einer Desinfektionsmittellösung gefüllt sind. Dies entspricht einem Volumen in der Grössenordnung von 50 bis 100 L. Es gibt aber auch Berichte von wesentlich grösseren Wannen, z.B. auf Alpbetrieben (Menge Gebrauchslösung: 800 L; Küenzi, 2010). Dem Klauenbad kann eine Wanne vorgeschaltet sein, welche zur Reinigung der Klauen eingesetzt wird. Die Desinfektion erfolgt, indem die Tiere regelmässig durch das Klauenbad getrieben werden. Die Lösung muss periodisch erneuert werden (gemäss Empfehlungen 1 bis 2 Mal pro Woche oder nach 100 bis 200 Tieren). Anstelle eines Bads ist auch eine Matte verwendbar, welche mit einem Desinfektionsmittel getränkt wird.

Die Verwendung von Klauenbädern wird in der Beratung thematisiert (z.B. Römer, 2011). Sie werden vor allem im Zusammenhang mit Problemen mit der Mortellaro Krankheit (Dermatitis digitalis) angewendet. In Problembeständen wird regelmässiges Durchtreiben der Herde durch ein Formaldehyd Bad (3-5 %) empfohlen. Dies gilt auch für die Prophylaxe gegen Panaritium interdigitale (Steiner, 2005). Aus tiermedizinischer Sicht ist die Verwendung von Klauenbädern als alleinige Massnahme im Zusammenhang mit Klauenerkrankungen nicht zielführend.

Nach Gordon et al. (2011) werden Klauenbäder bei Rindvieh gegenwärtig eher selten angewendet. Regelmässige Klauenbäder mit Desinfektionsmittellösungen kommen für Milchvieh auf 2.1 % der Betriebe mit Milchviehhaltung vor. Gemäss Empfehlungen soll die verbrauchte Lösung auf den Miststock oder in die Güllegrube entsorgt werden. Steiner (2005) weist explizit darauf hin, dass Formaldehyd nicht direkt in Gewässer eingeleitet oder auf eine Weide ausgebracht werden darf.

Wirkstoffe für Klauenbäder sind Formaldehyd, QAV, Glutaral und organische Säuren.

2.3.5.2 Kleinwiederkäuer

Bei Schafen sind Klauenbäder zur Bekämpfung von Moderhinke üblich. Die Moderhinke ist eine hochkontagiöse, multifaktorielle Erkrankung. Sie bildet die weltweit häufigste Klauenerkrankung bei Schafen (Kuhlemann, 2011). Die Behandlung findet im Frühjahr und im Herbst, vor bzw. nach der Alpung statt. Gemäss Expertenaussagen bestehen die Klauenbäder aus fest installierten Wannen von ca. 10 m x 1 m Grösse. Möglicherweise werden auch kleinere mobile Wannen, ähnlich wie bei Rindvieh eingesetzt.

In der Schweiz kann man davon ausgehen, dass alle Betriebe mit einer Herdengrösse von mehr als 20 Tieren die Moderhinke mittels Klauenbad bekämpfen. Analog zum Rindvieh dürften die verbrauchten Gebrauchslösungen in die Hofdünger gelangen. Andere Produkte wie Zink- oder Kupfersulfat werden kaum angewendet. Zur Verwendung von Klauenbädern bei Ziegen waren keine Informationen verfügbar. Es ist davon auszugehen, dass deren Anwendung ähnlich derjenigen des Rindviehs erfolgt.

Gemäss Aussagen von Experten und den Empfehlungen des Beratungs- und Gesundheitsdienstes für Kleinwiederkäuer (BGK, 2010) ist Formaldehyd der am häufigsten verwendete Wirkstoff.

2.3.6 Tierärztliche Behandlungen

Nach Aussagen von Experten werden von Tierärzten im Bereich Wiederkäuer im Zusammenhang mit tierärztlichen Behandlungen kaum Desinfektionsmittel eingesetzt. Reinigung und Desinfektion der Hände erfolgt mittels Waschen mit Seife und warmem Wasser. Soweit Desinfektionsmittel eingesetzt werden, dürfte es sich vorwiegend um Alkohole handeln. Systematische Recherchen in diesem Bereich wurden aber nicht durchgeführt. Weiter sind diverse Produkte auf dem Markt, welche im Zusammenhang mit veterinärmedizinischen Behandlungen durch den Tierarzt oder den Tierhalter angewendet werden wie Wundsprays, Desinfektionssprays oder Klauenpasten oder -sprays etc. Auch für diesen Bereich erfolgten keine weiteren Erhebungen.

2.4 Vorgehen zur Schätzung der Anwendungsmengen

Zur Erfassung der eingesetzten Mengen von Wirkstoffen wurde folgendes Vorgehen gewählt:

1. Erhebung der zugelassenen Wirkstoffe oder Produkte (Fachliteratur, Recherchen im Internet)
2. Interviews mit ca. 40 Experten/-innen zum Einsatz von Biozidprodukten für die Hygiene im Veterinärbereich (Art und Häufigkeit der Anwendungen, Verwendungsmengen); diese Experten erhielten den Schlussbericht zum Gegenlesen. Der Bericht wurde entsprechend der Stellungnahmen der befragten Experten/-innen korrigiert.
3. Abschätzung des Verbrauchs von Wirkstoffen aufgrund statistischer Daten (Anzahl Tiere, Anzahl Betriebe, Betriebsgrössen etc.) und Hochrechnung auf die Schweiz
4. Plausibilisierung der Verbrauchsmengen soweit möglich mittels Umfragen zum Verbrauch von Produkten bei Herstellern

Als Grundlage zur Erhebung der zugelassenen Wirkstoffe oder Produkte und zur Erfassung des Einsatzes von Biozidprodukten dienten Internet Seiten von Herstellern (Produktebeschreibungen, Sicherheitsdatenblätter) sowie die „Inoffizielle Liste der notifizierten Wirkstoffe“ des Bundesamts für Gesundheit (BAG 2012a). Als Grundlage für das Abschätzen des Verbrauchs wurden die Daten des öffentlichen Produktregisters des Bundesamts für Gesundheit (BAG, 2012b) verwendet, insbesondere die Wirkstoffkonzentrationen im Produkt (Anhang 7.1). Die Berechnungen beschränkten sich auf die im Produktregister aufgeführten Wirkstoffe. Umfragen zum Verbrauch von Produkten bei Herstellern wurden parallel und ergänzend zu den Experteninterviews durchgeführt. Eine systematische Umfrage war jedoch nicht möglich. Generell konnten aufgrund der begrenzten zeitlichen Ressourcen nicht alle Bereiche vertieft bearbeitet werden.

Für die Schätzung der Anwendungsmengen wurden die wichtigsten Wirkstoffe ausgewählt. Neben diesen Stoffen, können weitere Verbindungen vorkommen. Die berechneten Anwendungsmengen schliessen demnach nicht alle möglichen Stoffe ein und sind als vereinfachte Schätzung zu betrachten.

Im Rahmen der vorliegenden Studie spielt der Verbleib der angewendeten Wirkstoffe eine Rolle. Bei Anwendungen auf den landwirtschaftlichen Betrieben folgen die Stoffe dem Pfad „Hof-

dünger→Boden→Gewässer“. Für gewisse Anwendungen kann auch der für die meisten übrigen Biozidprodukte relevante Pfad „Abwasser (aus privaten Haushalten, Industrie, Gewerbe)→Kanalisation→Kläranlage→Gewässer“ oder „oberflächlich abfließendes Regenwasser→(Regenwasserkanal)→Gewässer“ zutreffen.

2.4.1 Desinfektion von Ställen

2.4.1.1 Rindvieh

Basierend auf der Expertenbefragung wurde angenommen, dass Produkte zur Desinfektion von Ställen im Bereich Milchkühe, Mutterkühe, Aufzuchtrinder und Masttiere selten angewendet werden. Aufgrund der fehlenden Grundlage und der vermutlich geringen Menge wird dieser Bereich nicht weiter diskutiert.

2.4.1.2 Schweine

Die Schätzung der verbrauchten Wirkstoffmenge (Tabelle 3) basiert auf folgenden Grundlagen (in Klammer: Angabe Quelle):

- Zu desinfizierende Stalloberfläche: Abferkelstall: 29.4 m² pro Muttersau; Ferkelaufzuchtstall 1.8 m² pro Tier; Maststall: 2.4 m² pro Tier. Die Herleitung, basierend auf den Angaben einer Stallbaufirma, ist in Anhang 7.2 aufgeführt.
- Anzahl Umtriebe bzw. Anzahl Desinfektionen pro Jahr: Abferkelstall: 8.7; Ferkelaufzuchtstall: 6.5; Maststall: 3.3 (vgl. Kap. 2.3.1.4)
- Verbreitung der Anwendung: Zuchtschweine: 60 %, Mastschweine: 30 % der Betriebe (Expertenmeinungen; vgl. auch Kap. 2.3.1.4)
- Tierzahlen gemäss Anhang 7.3
- Menge Gebrauchslösung pro m² zu desinfizierende Stalloberfläche: 0.4 L/m² (SGD, 2007)
- Konzentration des Produkts in der Gebrauchslösung: 1 % (Annahme basierend auf SGD, 2007, 2011)
- Häufigkeit der Anwendung der Produkte: basierend auf Angaben von Experten, den Einsatzmöglichkeiten gemäss Kap. 2.3.1.2 und Kennzahlen zum Verkauf von Produkten einzelner Anbieter wurde angenommen, dass Produkte mit der Wirkstoffkombination Glutaral und QAV bzw. Wasserstoffperoxid und Peressigsäure je 50 % der Anwendungen zur Desinfektion von Ställen von Schweinen ausmachen. Weiter wurde angenommen, dass für 2 % der Tierbestände zusätzlich Produkte mit Chlorkresol als Wirkstoff zur Bekämpfung von Kokzidien, Wurmeiern und Sporenbildnern eingesetzt werden (vgl. Kap. 2.3.1.2)
- Mittlere Konzentration der Wirkstoffe in den verwendeten Produkten (vgl. Tabelle 3): die mittleren Konzentrationen wurden aufgrund üblicher Gehalte von häufig verwendeten Produkten gemäss Liste in Anhang 7.4 geschätzt.

Zur Kontrolle der Resultate wurden Vergleiche mit Berechnungen basierend auf einzelnen Erfahrungswerten aus der Praxis durchgeführt.

Tabelle 3: Vorkommen der Wirkstoffe in Produkten zur Desinfektion von Ställen von Schweinen (in % des Verbrauchs sämtlicher Produkte) und geschätzte mittlere Konzentration der Wirkstoffe im Produkt (in %)

Wirkstoff Name	Didecyldimethylammoniumchlorid	Glutaral	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	Chlorkresol	Wasserstoffperoxid	Peressigsäure
CAS Nr	7173-51-5	111-30-8	68424-85-1	59-50-7	7722-84-1	79-21-0
Häufigkeit der Anwendung	Geschätzte mittlere Konzentration der Wirkstoffe in den verwendeten Produkten in Prozent					
50 %	10 %	20 %	15 %			
50 %					20 %	10 %
2 %*				25 %		

*Zusätzlich bei Vorhandensein von Dauerformen von ausgeschiedenen Endoparasiten und Sporenbildner (vgl. Kap. 2.3.1.2)

2.4.1.3 Geflügel

Der Verbrauch von Produkten zur Desinfektion von Legehennenställen basiert auf einem Erfahrungswert aus der Praxis von 6 bis 7 L Produkt für einen Stall mit 2000 Legehennenplätzen (gewählter Wert: 6.5 L). Daraus lässt sich ein Verbrauch von 0.00325 L Produkt pro Jahr und Legehenne berechnen (d.h. 6.5 L / 2000 bei einem Umtrieb pro Jahr). Hochgerechnet auf den Legehennenbestand von 2010 (2'438'051 Tiere; Anhang 7.3) resultiert ein Verbrauch von rund 7900 L Produkt. Wenn man davon ausgeht, dass nur in Beständen von mehr als 100 Tieren desinfiziert wird, und dass deren Anteil am gesamten Bestand 90 % beträgt, beläuft sich der Verbrauch auf rund 7000 L Produkt. Eine entsprechende Schätzung für die Junghennen (925'522 Tiere, Anhang 7.3; 2-2.5 Umtriebe pro Jahr) ergibt eine Menge von rund 7500 L Produkt, was ein Total von rund 15'000 L ergibt. Ein anderer Ansatz basiert auf den Angaben einer spezialisierten Firma, welche jährlich rund 150 Ställe (Grösse 500 bis 18'000 Plätze) reinigt und desinfiziert und dazu rund 1000 kg Produkte verbraucht. Der damit auf die Schweiz hochgerechnete Verbrauch beträgt rund 6000 kg pro Jahr (in der Schweiz gibt es rund 560 Ställe für Lebehennen; 1 Umtrieb pro Jahr; rund 160 Ställe für Junghennen, 2.5 Umtriebe pro Jahr mit 500 bis 18'000 Plätzen). Für die Berechnung wurde ein gerundeter Wert von 10'000 kg Produkte gewählt. Die Annahmen zur Häufigkeit der Anwendung der Produkte und zur mittleren Konzentration der Wirkstoffe in den verwendeten Produkten erfolgten analog zu dem bei den Schweinen angewendeten Vorgehen gemäss Kap. 2.4.1.2 (Tabelle 4), da grundsätzlich für Geflügel und Schweine die gleichen Rahmenbedingungen gelten (vgl. Kap. 2.3.1.2).

Tabelle 4: Vorkommen der Wirkstoffe in Produkten zur Desinfektion von Ställen von Legehennen/Junghennen (in % des Verbrauchs sämtlicher Produkte) und geschätzte mittlere Konzentration der Wirkstoffe im Produkt (in %)

Wirkstoff Name	Didecyl-dimethyl-ammoniumchlorid	Glutaral	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	Chlorkresol	Wasserstoffperoxid	Peressigsäure
CAS Nr	7173-51-5	111-30-8	68424-85-1	59-50-7	7722-84-1	79-21-0
Häufigkeit der Anwendung	Geschätzte mittlere Konzentration der Wirkstoffe in den verwendeten Produkten in Prozent					
40 %	10 %	20 %	15 %			
50 %					20 %	10 %
10 %				25 %		

Der Verbrauch bei den Mastpoulets basiert auf den Angaben der beiden grössten Abnehmer von Mastpoulets. Die eingesetzten Wirkstoffe stimmen weitgehend mit denjenigen im Bereich Legehennen und Schweine überein. Weiter wird der Wirkstoff Biphenyl-2-ol eingesetzt. Die vorliegenden Verbrauchsdaten wurden unter Berücksichtigung des Marktanteils der beiden grössten Abnehmer (Total: 75 %; vgl. Kap. 2.3.1.5, Mastpoulets) auf den gesamten Verbrauch der Schweiz hochgerechnet. Der Verbrauch im Bereich weitere Geflügelkategorien (Masttruten, Gänse, Enten, Wachteln etc.) wurde auf 1.5 % des Verbrauchs der Mastpoulets geschätzt ($\Sigma(\text{Masttruten, Gänse, Enten, Wachteln etc.}) = 1.5 \% \text{ Mastpoulets}$; vgl. Kategorien Masttruten, Übriges Geflügel Anhang 7.3).

Der Verbrauch in Brütereien wurde anhand eines Erfahrungswerts abgeschätzt: 0.08 kg Produkt mit 40 % Anteil Formaldehyd pro 1000 Küken. In der Schweiz werden rund 60 Mio. Küken für die Produktion von Mastpoulets und ca. 2.5 Mio. Küken für die Eiproduktion aufgezogen.

2.4.2 Desinfektion von Transportfahrzeugen

Die Schätzung der verbrauchten Wirkstoffmenge basiert auf folgenden Grundlagen (in Klammern: Angabe Quelle):

- Schätzung der Anzahl der Schlachtviehtransporte basierend auf der Anzahl von Schlachttieren pro Jahr und Mindestraumbedarf für den Transport von Tieren (Anhang 7.5) gemäss Tierschutzverordnung (Schweiz. Bundesrat, 2012b).

- Schätzung des Totals der zu desinfizierenden Oberflächen der Transportfahrzeuge
Die Herleitung der Anzahl der Schlachtviehtransporte und der zu desinfizierenden Oberflächen der Transportfahrzeuge sind in Anhang 7.5 aufgeführt.
- Menge Gebrauchslösung pro m² zu desinfizierende Oberfläche: 0.4 L/m² (analog zu den Vorgaben gemäss SGD, 2007)
- Konzentration des Produkts in der Gebrauchslösung: 1 % (Annahme basierend auf SGD, 2007, 2011)
- Konzentration des Wirkstoffs (Didecyldimethylammoniumchlorid, CAS Nr. 7173-51-5) im Produkt von 9.9 % (Rechnung anhand des Produkts Halades 191, das gemäss Experten-aussagen zur Desinfektion von Transportfahrzeugen verwendet wird)
- Die Häufigkeit der Durchführung der Desinfektion auf dem Schlachthof ist nicht bekannt. Daher wurden verschiedene Szenarien gerechnet: Desinfektion 1 Mal pro Woche, 3 Mal pro Woche und täglich. Es wird angenommen, dass ein Schlachthof von einem Transportfahrzeug nur einmal pro Tag angefahren wird und demnach pro Tag höchstens eine Desinfektion durchgeführt wird. Das Szenario täglich (Desinfektion nach jeder Lieferung in den Schlachthof) entspricht dem theoretischen Maximalverbrauch.

Die errechneten Mengen wurden auf Grund von Angaben von Betreibern grosser Schlachthöfe auf ihre Plausibilität überprüft. Weiter wurde der Verbrauch der Produkte im Zusammenhang des Transport von Zuchtschweinen basierend auf den Angaben eines grösseren Handelsbetriebs geschätzt. Die Grundlagen waren wie folgt: 7 Transportfahrzeuge (Lieferwagen 3.5 t mit Anhänger) Schweiz weit; 2 Transporte pro Tag bzw. 2 Desinfektionen pro Tag.

2.4.3 Melkhygiene

Bei der Melkhygiene wurden folgende Bereiche einbezogen:

- Reinigung und Desinfektion von Euter und Zitzen vor dem Melken mittels Feuchttüchern (mit Desinfektionsmittel): für diesen Bereich war nur eine grobe Schätzung möglich, da die in Feuchttüchern enthaltenen Wirkstoffmengen nicht bekannt sind. Die Wirkstoffmenge pro Feuchttuch wurde empirisch auf 0.05 g geschätzt. Die Hochrechnung auf die Schweiz basierte auf der totalen Anzahl Milchkühe (für 2010: 589'024; Anhang 7.3), der Anwendungshäufigkeit (2 Mal täglich 1 Feuchttuch pro Kuh) und der Verbreitung in der Schweiz (42 % der Betriebe benutzen Feuchttücher mit Desinfektionsmittel zur Reinigung und Desinfektion von Euter und Zitzen vor dem Melken; Gordon et al., 2011). Es wurde angenommen, dass überwiegend Alkohol und Chlor als Wirkstoffe eingesetzt werden (vgl. Kap. 2.3.3.2). Das Vorkommen von QAV (Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid) wurde auf 2 % der Gesamtmenge geschätzt (empirische Annahme).
- Zwischendesinfektion des Melkzeugs: Die Hochrechnung auf die Schweiz basierte auf der totalen Anzahl Milchkühe (für 2010: 589'024; Anhang 7.3), der Anwendungshäufigkeit (2 Mal täglich), der Verbreitung in der Schweiz (3.2 % der Betriebe nach Gordon et al., 2011), der Menge Gebrauchslösung (empirische Schätzung: 10 Liter Lösung; Wechseln nach jeder 5. Kuh), der Konzentration des Produkts in der Gebrauchslösung gemäss Gebrauchsanweisung von Herstellern (0.5 %) und der Wirkstoffkonzentration im Produkt gemäss Zusammensetzung von üblichen Produkten: Peressigsäure: 5 %; Wasserstoffperoxid: 23 %.
- Desinfektion der Zitzen nach dem Melken: Die Grundlage für die Schätzung bildete der Verbrauch von Produkten in Form von Spray (Verbrauch 6.6 kg Produkt pro /Kuh und Jahr) und Dip (Verbrauch 4.2 kg Produkt pro /Kuh und Jahr; Rösch, Strabel, 2011) und der Anwendung der beiden Verfahren in der Praxis (Spray: 14 % der Betriebe; Dip: 64 % der Betriebe; Gordon et al., 2011). Weiter wurde angenommen, dass der Anteil der in den Produkten enthaltenen Wirkstoffe für Jod und diverse Wirkstoffe (v.a. Alkohole) je 50 % beträgt. Die Konzentration der Wirkstoffe im Produkt wurde basierend auf der Zusammensetzung von üblichen Fab-

rikaten auf 0.5 % (Jod) und 1 % (übrige Wirkstoffe) geschätzt. Die Annahmen basieren, soweit keine Referenzen angegeben sind, auf Expertenmeinungen (Hersteller).

2.4.4 Reinigung von Melkanlagen

Für die Abschätzung des Verbrauchs von Produkten zur Reinigung von Melkanlagen wurde folgendes Vorgehen gewählt:

1. Schätzung des Verbrauchs von Produkten zur Reinigung von Melkanlagen aufgrund der Verbreitung von verschiedenen Typen von Melkanlagen, der Menge Gebrauchslösung pro Reinigungsvorgang und einer Konzentration des Produkts in der Gebrauchslösung von 0.5 %. Diese Angaben basieren weitgehend auf Expertenmeinungen. Die Anzahl der Betriebe, die Milchkühe halten, beträgt rund 30'000 (2011). Da praktisch alle mit einer Melkanlage ausgerüstet sind (Gordon et al., 2011), könnte die Anzahl der Melkanlagen (24'650; Tabelle 5) unterschätzt sein. Bezüglich Produkte zur Reinigung von Melkanlagen dürfte aber eher die Anzahl der Betriebe mit Produktion von Verkehrsmilch, d.h. Milch, die zur Verarbeitung als Konsummilch und Milchprodukten abgeliefert wird, relevant sein. Man kann davon ausgehen, dass Betriebe, welche die Milch beispielsweise an Kälber verfüttern, Produkte zur Reinigung von Melkanlagen weniger häufig einsetzen. Im Jahr 2011 produzierten 25'290 Betriebe⁷ Verkehrsmilch. Diese Zahl stimmt mit dem Wert von Tabelle 5 gut überein. Gemäss Beurteilung von milchwirtschaftlichen Beratungsdiensten wird die empfohlene Dosierung der Reinigungsmittel von 0.5 % durch die Produzenten weitgehend eingehalten. Der geschätzte Verbrauch von Produkten zur Reinigung von Melkanlagen stimmt gut mit dem Schätzwert von 2500-3000 t Produkten gemäss Angaben von Herstellern überein.
2. Schätzung der verbrauchten Wirkstoffmenge basierend auf den verschiedenen Arten von Reinigungsmitteln (alkalisch, sauer, flüssig, fest) gemäss Herstellern von Produkten zur Reinigung von Melkanlagen (Tabelle 6): Die Gesamtmenge für die Schweiz verteilt sich zu rund zwei Drittel auf alkalische und ein Drittel auf saure Reinigungsmittel. Von ersteren fallen rund zwei Drittel auf flüssige Produkte mit Natriumhypochlorit als Wirkstoff (Konzentration: 5 % NaClO mit 13.5 % aktivem Chlor) und ein Drittel auf feste Produkte (Pulver) mit Natriumdichlorisocyanuratdihydrat als Wirkstoff. Die sauren Produkte basieren zu rund zwei Dritteln auf Phosphor- oder Schwefelsäure als Wirkstoff (Konzentration: 20 % Phosphorsäure, 4 %; flüssige Produkte) bzw. ein Drittel auf Sulfamidsäure. Der Anteil der Arten von Reinigungsmitteln auf die Gesamtmenge stimmt weitgehend mit der Einschätzung von milchwirtschaftlichen Beratungsdiensten hinsichtlich Anwendung der möglichen Reinigungsverfahren überein.

Tabelle 5: Grundlagen zur Schätzung des Verbrauchs von Produkten zur Reinigung von Melkanlagen

Typ Melkanlage	Anzahl*	Menge Gebrauchslösung pro Reinigungsvorgang*	Verbrauch Produkt pro Jahr**
		L	t
Standeimer	10'000	15	548
Rohrmelkanlage	8'900	35	1137
Melkstand	5'500	40	803
Roboter	250	100	91
Total	24'650		2579

* Expertenmeinung; ** 2 Reinigungsvorgänge/Tag an 365 Tagen/Jahr; 0.5 % Produkt in Gebrauchslösung

Die geschätzte Verbrauchsmenge gemäss oben beschriebenem Vorgehen wurde mit der Einschätzung eines grossen Herstellers von Produkten zur Reinigung von Melkanlagen verglichen. Diese Schätzung basiert auf dessen Verbrauch der chemischen Ausgangsmaterialien.

Für die Reinigung von Milchtanks wurde angenommen, dass Produzenten von Industriemilch (60 % der Betriebe, bzw. 14'790 Betriebe) alle zwei Tage und Produzenten von Käseemilch

⁷ Anzahl Verkehrsmilchproduzenten und durchschnittliche Milchablieferungen:

http://www.sbv-usp.ch/fileadmin/user_upload/bauernverband/Statistik/Tierhaltung/SBV_03-01_Milchproduzenten_Ablieferung_2011.pdf

(40 % der Betriebe, bzw. 9'860 Betriebe) täglich den Milchtank reinigen. Der Bedarf an Gebrauchslösung für die Reinigung wurde empirisch auf 10 L pro Tank geschätzt. Weiter wurde angenommen, dass die gleichen Produkte wie für die Melkanlagen verwendet werden.

Tabelle 6: Vorkommen der Wirkstoffe in Produkten zur Reinigung von Melkanlagen (in % des Verbrauchs sämtlicher Produkte) und geschätzte mittlere Konzentration der Wirkstoffe im Produkt (in %)

Wirkstoff Name	Natriumhypochlorit	Natriumdichlorisocyanuratdihydrat	Phosphorsäure*	Schwefelsäure*	Polyhexamethylenbiguanid	Sulfamidsäure
CAS Nr	7681-52-9	51580-86-0	7664-38-2	7664-93-9	27083-27-8	5329-14-6
Häufigkeit der Anwendung	Geschätzte mittlere Konzentration der Wirkstoffe in den verwendeten Produkten in Prozent					
44 %	30 %					
22 %		6 %				
22 %			20 %	4 %	0.5 %	
11 %						48 %

* Annahme, dass die beiden Wirkstoffe in den Produkten immer in Kombination eingesetzt werden. Dies ist nicht immer der Fall. z.B. die Kombination Phosphor- und Zitronensäure kommt ebenfalls vor.

2.4.5 Desinfektion von Klauen

Die Schätzung des Verbrauchs von Wirkstoffen zur Desinfektion der Klauen von Rindvieh mittels Klauenbädern basiert auf folgenden Grundlagen:

- 2.1 % der Betriebe, die Milchkühe halten (total rund 32'000 Betriebe), wenden regelmässig Klauenbäder an. Es wurde angenommen, dass Betriebe mit Mutterkühen (total rund 12'000 Betriebe) ebenfalls Klauenbäder anwenden, allerdings um einen Faktor 4 weniger im Vergleich zu den Haltern von Milchkühen (empirische Annahme), was ca. 0.5 % der Betriebe mit Mutterkühen entspricht. Gemäss dieser Schätzung wenden total rund 750 Betriebe mit Milchkühen oder Mutterkühen Klauenbäder an.

Über allfällige Behandlungen bei Aufzuchtstieren gibt es keine Informationen. Es wurde angenommen, dass Aufzuchtstiere entweder nicht behandelt werden, oder dass diese das gleiche Bad wie die Kühe benutzen. In beiden Fällen entsteht kein zusätzlicher Verbrauch von Produkten. Bei Masttieren, kann man davon ausgehen, dass keine Behandlungen durchgeführt werden.

- Gemäss Angaben von Herstellern wurde der Inhalt der Wannen auf 40 L bzw. 190 L Gebrauchslösung geschätzt. Es wird empfohlen, 2 Wannen in Serie zu benutzen (Vor-, Hauptdesinfektion), was die Menge der Gebrauchslösung verdoppelt. Für die Rechnung wurden 2 Szenarien mit unterschiedlichem Volumen Gebrauchslösung gerechnet: Szenario 1: 80 L, Szenario 2: 190 L.
- Es wurde angenommen, dass die Gebrauchslösung 1 Mal pro Woche erneuert wird, was 52 Füllungen pro Jahr ergibt (empirische Annahme basierend auf Gebrauchsanweisungen von Herstellern).
- Die Verbreitung von Wirkstoffen für Klauenbäder basieren auf einer empirischen Annahme, die angenommene Konzentration der Produkte in der Gebrauchslösung und die geschätzte mittlere Konzentration der Wirkstoffe im Produkt auf Gebrauchsanweisungen üblicher Produkte (Tabelle 7; vgl. Anhang 7.6). Betreffend die Produkte, welche Formaldehyd enthalten, wurde angenommen, dass der Wirkstoffgehalt 40 % Formaldehyd und die Konzentration des Produkts in der Lösung 5 % betragen (analog Produkt Klauenbäder für Schafe vgl. unten).

Bezüglich Klauenbäder für Schafe kann man aufgrund der Empfehlungen davon ausgehen, dass ausschliesslich Formaldehyd verwendet wird. Gemäss Expertenaussagen haben nur grössere Betriebe Klauenbäder (gemäss Annahme: Betriebe mit mindestens 20 Schafen). Schweiz weit entspricht dies rund 5000 Betrieben. Die Klauenbäder werden 2 Mal pro Jahr benutzt. Hinsichtlich Grösse der Klauenbäder wurden 2 Szenarien gerechnet. Szenario 1 geht von

Massen von 1.25 m x 0.8 m aus. Szenario 2 rechnet mit einer Grösse von 10 m x 1 m. Solche Bäder kommen etwa auf Alpbetrieben vor. Betreffend Flüssigkeitsspiegel im Bad kann man von 6 cm ausgehen. Dies entspricht einer Gebrauchslösungsmenge von 60 L für Szenario 1 und von 600 L für Szenario 2. Die Berechnung basierte auf einer Formaldehyd Konzentration in der Lösung von 5 % (gemäss Empfehlung 4-5 %; BGK, 2010). Das verwendete Produkt weist basierend auf BGK (2010) einen Gehalt von 40 % Formaldehyd auf.

Tabelle 7: Vorkommen der Wirkstoffe in Produkten zur Anwendung von Klauenbädern von Kühen (in % des Verbrauchs sämtlicher Produkte), angenommene Konzentration der Produkte in der Gebrauchslösung und geschätzte mittlere Konzentration der Wirkstoffe im Produkt (in %)

Wirkstoff Name	Didecyldimethylammoniumchlorid	Glutaral	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	Ameisensäure	Formaldehyd
CAS Nr	7173-51-5	111-30-8	68424-85-1	64-18-6	50-00-0
Häufigkeit der Anwendung	Anteil des Wirkstoffs in der Gebrauchslösung/ Geschätzte mittlere Konzentration der Wirkstoffe in den verwendeten Produkten in Prozent				
50 %	1 % / 16 %	1 % / 10 %	1 % / 24 %		
25 %				2 % / 55 %	
25 %					5 % / 40 %

3 Resultate

3.1 Übersicht

Basierend auf dem öffentlichen Produktregister des BAG (BAG 2012b) wurden insgesamt 37 Firmen identifiziert, welche Produkte für den Veterinärbereich und zur Reinigung von Melkanlagen vermarkten. In der Realität dürfte die Anzahl der Anbieter wesentlich höher liegen. Die Anzahl von Wirkstoffen gemäss BAG (2012b) beträgt 75 (Anhang 7.1). Gewisse Wirkstoffe sind nur in einem einzelnen Produkt enthalten. Häufige Wirkstoffe, d.h. Wirkstoffe, die in mehr als 50 Produkten vorkommen, sind Glutaral (n=51), C12-14-Alkyl[(ethylphenyl)methyl]dimethylchlorid (n=53), N-(3-Aminopropyl)-N-dodecylpropan-1,3-diamin (n=55), Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid (n=61), Alkyldimethylbenzylammoniumchlorid (n=66), Peressigsäure (n=74), Propan-2-ol (n=76), Ethanol (n=77), Natriumhypochlorit (n=85), Wasserstoffperoxid (n=130), Didecyldimethylammoniumchlorid (n=174).

Die Anzahl Produkte, welche im Rahmen dieser Studie basierend auf Internet Seiten von Herstellern und BAG (2012b) für die verschiedenen Anwendungen gefunden wurde (vgl. Kap. 2.4), ist wie folgt: Desinfektion von Ställen (inkl. Desinfektion Schuhe, Hände, Kleidung von Personal; Fütterungseinrichtungen): 34; Desinfektion von Transportfahrzeugen: 4; Melkhygiene: 19; Reinigung von Melkanlagen (inkl. Milchtanks): 26; Desinfektion von Klauen: 10.

3.2 Verbrauch von Wirkstoffen

3.2.1 Desinfektion von Ställen

Der geschätzte Verbrauch von Wirkstoffen zur Desinfektion von Ställen beträgt total rund 26 t pro Jahr (Tabelle 8). Dieser verteilt sich zu je rund 30 % auf QAV (Didecyldimethylammoniumchlorid, Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid), Glutaral und Wasserstoffperoxid plus Peressigsäure. Der Anteil von Chlorkresol beträgt rund 4 %. Zusätzlich werden wenige kg von Biphenyl-2-ol in der Pouletmast und rund 2 t Formaldehyd für die Aufzucht von Küken eingesetzt pro Jahr (in Tabelle 8 nicht aufgeführt). Schweine und Geflügel tragen je rund 50 % zum Gesamtverbrauch bei. Die Zucht weist einen Anteil von rund 80 % und die Mast von rund 20 % am Total der Schweineproduktion auf. Beim Geflügel liegt das Verhältnis bei etwa 2 (Mastpoulets) zu 1 (Legehennen) hinsichtlich des Verbrauchs von Wirkstoffen. Der Verbrauch der Kategorie übriges Geflügel ist vernachlässigbar.

Tabelle 8: Geschätzter Verbrauch von Wirkstoffen zur Desinfektion von Ställen in t pro Jahr⁸

Wirkstoff Name	Didecyldimethylammoniumchlorid	Glutaral	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	Chlor-kresol	Wasserstoffperoxid	Peressigsäure	Total
CAS Nr	7173-51-5	111-30-8	68424-85-1	59-50-7	7722-84-1	79-21-0	
	t a ⁻¹						
Schweine	1.9	3.8	2.8	0.2	3.8	1.9	14.4
<i>Zucht</i>	1.5	3.1	2.3	0.2	3.1	1.5	11.6
<i>Mast</i>	0.4	0.7	0.5	0.0	0.7	0.4	2.8
Geflügel	1.3	4.3	1.6	0.9	2.2	1.3	11.7
<i>Lege-Junghennen</i>	0.4	0.8	0.6	0.3	1.0	0.5	3.6
<i>Mastpoulets</i>	0.9	3.5	1.0	0.6	1.2	0.8	8.0
<i>Übr. Geflügel</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Total	3.2	8.1	4.5	1.1	6.0	3.2	26.0
Anteil	12 %	31 %	17 %	4 %	23 %	12 %	

⁸ Bei der Summierung gerundeter Zahlen innerhalb der Tabelle können Rundungsdifferenzen auftreten.

Nicht eingeschlossen in diesen Zahlen sind die Desinfektion von Schuhen und von Fütterungseinrichtungen bei Legehennen und Schweinen. Werden die verfügbaren Daten aus der Produktion von Mastpoulets auf die gesamte Geflügel und Schweineproduktion extrapoliert, kann man davon ausgehen, dass die Verbrauchsmengen im Vergleich zur Stalldesinfektion niedrig sind⁹.

Für den Bereich Schweinemast wird aus der Praxis eine Verbrauchsmenge von 40 Liter Gebrauchslösung mit 1 % bis 2 % des Produkts Aldekol Des 03 für 100 Mastplätze angegeben¹⁰. Hochgerechnet auf die Schweiz würde bei einer Konzentration des Produkts von 1 % bzw. 2 % eine Verbrauchsmenge von rund 1.5 t bzw. rund 3 t Wirkstoff (Glutaral, Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid) resultieren. Dies stimmt in der Grössenordnung mit den Zahlen von Tabelle 8 überein. Ein anderer Erfahrungswert gibt einen jährlichen Verbrauch von 50 Liter des Produkts MS Megades für einen Maststall mit 700 Plätzen an. Wird dieser Wert auf die Schweiz extrapoliert, resultiert ein Verbrauch von rund 7 t Wirkstoff (Glutaral, Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid). Dieser Wert liegt um einen Faktor von etwa 2.5 höher als der Wert von Tabelle 8.

3.2.2 Desinfektion von Transportfahrzeugen

Der geschätzte Verbrauch von Wirkstoffen zur Desinfektion von Transportfahrzeugen beträgt total rund 4 t pro Jahr unter der Annahme, dass sämtliche Fahrzeuge auf den Schlachthöfen nach jeder Lieferung desinfiziert werden (Tabelle 9). Wird unterstellt, dass nur ein Mal bzw. drei Mal pro Woche desinfiziert wird, beträgt der Verbrauch ca. 1 t bzw. ca. 2 t. Diese Mengen liegen damit um rund eine Grössenordnung tiefer als der Verbrauch von Wirkstoffen zur Desinfektion von Ställen. Die Abschätzung wurde für den Wirkstoff Didecyldimethylammoniumchlorid durchgeführt. Wird die Rechnung für Produkte mit andern Wirkstoffen durchgeführt (z.B. Soldes 194; Wirkstoff Poly(oxy-1.2-ethandiyl), α -[2-(didecylmethylammonio)-ethyl]-omega-hydroxypropanoat, CAS Nr. 94667-33-1) wäre die Wirkstoffmenge nur halb so hoch, da die Konzentration im Produkt tiefer liegt. Das Szenario „täglich“ dürfte aufgrund der Aussagen von Experten mit der Realität in der Praxis nicht übereinstimmen und zu einer Überschätzung der effektiv verwendeten Wirkstoffmenge führen (vgl. Kap. 2.3.2.1).

Tabelle 9: Geschätzter Verbrauch von Wirkstoffen zur Desinfektion von Transportfahrzeugen in t pro Jahr gemäss den Szenarien: Desinfektion 1 Mal pro Woche, 3 Mal pro Woche und täglich⁸

	Didecyldimethylammoniumchlorid (CAS Nr. 7173-51-5)			Anteil am Total
Szenario Desinfektion	1 Mal/Woche	3 Mal/Woche	täglich	
Schlachttiere	t a ⁻¹			
Ochsen	0.0	0.1	0.1	2%
Rinder	0.0	0.1	0.2	6%
Stiere	0.1	0.2	0.3	9%
Kühe	0.1	0.3	0.6	16%
Kälber	0.1	0.2	0.3	9%
Schweine	0.4	1.1	1.9	53%
Schafe	0.0	0.1	0.1	3%
Subtotal	0.7	2.1	3.5	100%
Lebendtiere	t a ⁻¹			
Zuchtschweine	0.1	0.1	0.1	*
Total gerundet	1	2	4	

* Anteil relativ zum Transport von Schlachttieren: 15 %, 6 % und 3 % bei Szenario 1 Mal/Woche, 3 Mal/Woche, bzw. täglich

⁹ z.B. für eine grosse Pouletmasthalle werden zur Desinfektion der Fütterungsleitungen per Ende Umtrieb ca. 100 L Gebrauchslösung verwendet (7.5 Umtriebe pro Jahr). Bei Verwendung eines Produkts wie z.B. Aldekol Des aktiv mit 17.3 % Peressigsäure als Wirkstoff, 1 % Konzentration des Produkts in der Gebrauchslösung und ca. 500 grossen Pouletmasthallen (in der Schweiz gibt es ca. 500 Masthallen mit >4000 Plätzen) resultiert ein Verbrauch von ca. 0.6 t Wirkstoff

¹⁰ <http://www.huntenburg.de/Reinigen/reinigungsplanschw.html>

Beim Transport von Zuchtschweinen werden die Fahrzeuge konsequent nach jedem Transport gereinigt. Dennoch liegen die Verbrauchsmengen im Vergleich zu den Schlachtviehtransporten deutlich tiefer. Nur teilweise eingeschlossen in dieser Schätzung sind die Mengen zur Desinfektion der Transporteinrichtungen für Geflügel.

Welche Anteile der eingesetzten Wirkstoffe auf landwirtschaftliche Böden gelangen, ist aufgrund der unterschiedlichen Behandlung der auf den Schlachthöfen anfallenden Waschwässer schwer einschätzbar.

3.2.3 Melkhygiene

Die geschätzte Wirkstoffmenge, welche zur Reinigung und Desinfektion von Euter und Zitzen vor dem Melken mittels Feuchttüchern eingesetzt wird, beträgt rund 9 t (Tabelle 10). Der grösste Teil davon entfällt auf die Wirkstoffgruppen Alkohol und Chlor. Weitere mögliche Wirkstoffe sind QAV (v.a. Didecyldimethylammoniumchlorid, Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid), Polyhexamethylenbiguanid, Milchsäure, N,N'-Ethylenbis[N-acetylacetamid] und Dinatriumcarbonat. Die Mengen sind allerdings mit einer grossen Unsicherheit behaftet. Die geschätzte Wirkstoffmenge für die Zwischendesinfektion von Melkzeug beträgt rund 7 t Peressigsäure und 32 t Wasserstoffperoxid. Andere Wirkstoffe werden für diesen Zweck kaum eingesetzt. Zur Desinfektion der Zitzen nach dem Melken wird eine Menge von rund 4.0 t Jod und 2.7 t von andern Wirkstoffen (z.B. Tosylchloramidnatrium, Natriumbenzoat) verwendet. Gemäss Angaben von Herstellern wird 1.5 t Chlor (in Tabelle 10 enthalten unter der Spalte „Diverse“) für Produkte zur Desinfektion von Euter und Zitzen vor bzw. nach dem Melken eingesetzt.

Tabelle 10: Geschätzter Verbrauch im Bereich Melkhygiene in t pro Jahr⁸

Wirkstoff Name	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	Wasserstoffperoxid	Peressigsäure	Jod	Diverse	Total
CAS Nr	68424-85-1	7722-84-1	79-21-0	7553-56-2	-	
	t a ⁻¹					
Reinigung und Desinfektion von Euter und Zitzen vor dem Melken	0.2				8.8	9.0
Zwischendesinfektion von Melkzeug		31.6	6.9			38.5
Desinfektion der Zitzen nach d. Melken				4.0	2.7	6.7
Total	0.2	31.6	6.9	4.0	11.5	54.2

3.2.4 Reinigung von Melkanlagen

Die Wirkstoffmenge in Produkten zur Reinigung von Melkanlagen wurde auf rund 650 t geschätzt (Tabelle 11). Werden nur die Wirkstoffe berücksichtigt, die im öffentlichen Produkteregister (BAG, 2012b) aufgeführt sind, beträgt die Menge rund 400 t. Den grössten Anteil macht Natriumhypochlorit mit rund 50 % aus. Weitere wichtige Wirkstoffe sind Phosphor- und Sulfamidsäure (Anteil 18 % bzw. 21 %). Für die Reinigung der Milchtanks resultierte ein Verbrauch von rund 80 t Wirkstoffen. Dies entspricht 12 % der Menge, welche für die Reinigung von Melkanlagen verwendet wird.

Die geschätzten Werte stimmen nur teilweise mit den Angaben eines Herstellers überein. Die Differenz ist insbesondere bei Phosphorsäure gross (Tabelle 11). Die Diskrepanz zwischen den Resultaten der beiden Ansätze könnte zumindest teilweise auf Fehler bei der Festlegung der mittleren Konzentration der Wirkstoffe in den verwendeten Produkten zurückzuführen sein. Da es sich bei Produkten zur Reinigung von Melkanlagen um Zubereitungen handelt, deren Werte nicht publiziert werden dürfen, mussten für die Berechnungen die Werte der Sicherheitsdatenblätter verwendet werden. Darin werden nur Konzentrationsbereiche und keine festen Werte angegeben.

Tabelle 11: Geschätzter Verbrauch von Wirkstoffen zur Reinigung von Melkanlagen und Vergleich mit den Angaben eines Herstellers in t pro Jahr⁸

Wirkstoff Name	Natriumhypochlorit	Natriumdichlorisocyanuratdihydrat	Phosphorsäure	Schwefelsäure*	Sulfamidsäure*	Zitronensäure*	Polyhexamethylenbiguanid	Total
CAS Nr	7681-52-9	51580-86-0	7664-38-2	7664-93-9	5329-14-6	77-924-9	27083-27-8	
Melkanlage	t a ⁻¹							
Schätzung (vgl. Kap. 2.4.4)	344	34	115	23	138	-	3	656
Milchtank								
Schätzung (vgl. Kap. 2.4.4)	42	4	14	3	17		0.3	80
Total	386	38	129	26	155	-	3	736
Anteil	53 %	5 %	18 %	4 %	21 %	-	0.4 %	100 %
Angaben Hersteller	429	57	758	-	303	455	-	

* Im öffentlichen Produktregister des BAG (BAG, 2012b) nicht aufgeführt

3.2.5 Desinfektion von Klauen

Der Wirkstoffmengen, welche zur Desinfektion der Klauen von Kühen mittels Klauenbädern zum Einsatz kommen, wurden auf 31 t bis 75 t pro Jahr geschätzt (Tabelle 12). Formaldehyd macht davon etwa zwei Drittel aus. Der Anteil von QAV beträgt 6 t bzw. 15 t, was ca. 20 % des Gesamtverbrauchs entspricht. Ameisensäure weist ähnlich hohe Verbrauchsmengen wie QAV auf. Der Anteil von Glutaral liegt deutlich tiefer. Die verwendete Menge bei Schafen liegt im Bereich zwischen 13 t und 129 t pro Jahr. Formaldehyd ist der einzige verwendete Wirkstoff. Die Berechnung der Mengen geht von der Durchführung der Behandlung auf Einzelbetrieben aus. Allfällig vorhandene Klauenbäder auf Alpbetrieben (vgl. Küenzi, 2010) wurden nicht berücksichtigt.

Tabelle 12: Geschätzter Verbrauch von Wirkstoffen zur Desinfektion von Klauen in t pro Jahr⁸

Wirkstoff Name	Didecyldimethylammoniumchlorid	Glutaral	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	Ameisensäure	Formaldehyd	Total
CAS Nr	7173-51-5	111-30-8	68424-85-1	64-18-6	50-00-0	
	t a ⁻¹					
Rindvieh (Kühe)						
Szenario 1*	2	2	4	8	15	31
Szenario 2**	6	4	9	20	36	75
Schafe						
Szenario 1 ^{\$}					13	13
Szenario 2 ^{\$\$}					129	129
Total	2-6	2-4	4-9	8-20	28-165	44-204

Menge Gebrauchslösung pro Klauenbad: * 80 L; ** 190 L; ^{\$} 60 L; ^{\$\$} 600 L

3.2.6 Totaler Verbrauch von Wirkstoffen für die Hygiene im Veterinärbereich

Der geschätzte totale Verbrauch von Wirkstoffen für die Hygiene im Veterinärbereich ist in Tabelle 13 aufgeführt. Das Total wird als Bereich angegeben unter Berücksichtigung der verschiedenen Szenarien von Desinfektion von Transportfahrzeugen sowie von Klauen von Rindvieh und Schafen. Die Menge beträgt rund 900 t bis 1000 t Wirkstoffe. Die weitaus wichtigste Anwendung ist die Reinigung von Melkanlagen/Milchtanks mit ca. 700 t. Die Desinfektion von Klauen verursacht insgesamt einen Verbrauch von rund 40 bis 200 t Wirkstoffe. Im Bereich Melkhygiene wird mit etwa 54 t Wirkstoffe ebenfalls eine relativ grosse Menge verbraucht. Die

Schätzung ist hier allerdings sehr unsicher. Der Verbrauch zur Desinfektion von Ställen beträgt rund 30 t.

Tabelle 13: Totaler Verbrauch von Wirkstoffen für die Hygiene im Veterinärbereich in t pro Jahr⁸

Wirkstoff	Didecyldimethylammoniumchlorid	Glutaral	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	Chlorkresol	Biphenyl-2-ol	Wasserstoffperoxid	Peressigsäure	Formaldehyd	Ameisensäure	Jod	Diverse	Natriumhypochlorit	Natriumdichlorisocyanurat Dihydrat	Phosphorsäure	Schwefelsäure*	Sulfamidsäure*	Polyhexamethylenbiguanid	Summe
CAS Nr.	7173-51-5	111-30-8	68424-85-1	59-50-7	90-43-7	7722-84-1	79-21-0	50-00-0	64-18-6	7553-56-2	-	7681-52-9	51580-86-0	7664-38-2	7664-93-9	5329-14-6	91403-50-8	
t a ⁻¹																		
Desinfektion von Ställen																		28
<i>Schweine</i>	1.9	3.8	2.8	0.2		3.8	1.9											14
<i>Lege-, Junghennen</i>	0.4	0.8	0.6	0.3		1.0	0.5											3.6
<i>Mastpoulets</i>	0.9	3.5	1.0	0.6	0.0	1.2	0.8											8.0
<i>Übriges Geflügel</i>	0.0	0.1	0.0	0.0		0.0	0.0											0.1
<i>Aufzucht Küken</i>								2.0										2.0
Desinfektion von Transportfahrzeugen	1-4																	1-4
Melkhygiene			0.2			31.6	6.9			4.0	11.5							54
Reing. Melkanlagen												344	34	115	23	138	3	656
Reing. Milchtanks												42	4	14	3	17	0.3	80
Desinfektion Klauen Rindvieh	2-6	2-4	4-9					15-36	8-20									31-75
Desinfektion Klauen Schafe								13-129										13-129
Total	6 - 13	10 - 12	8 - 13	1	0	38	10	30 - 168	8 - 20	3	10	386	39	129	26	154	3	864 - 1026
Anteil in %	~1	~1	~1	~0.1	0.0	~4	~1	**	~1	~0.5	~1	~40	~4	~15	~3	~15	~0.5	

* Im öffentlichen Produktregister des BAG (BAG, 2012b) nicht aufgeführt;**je nach Szenario: 3-14%

Nicht eingeschlossen in der vorliegenden Schätzung sind Bereiche wie Desinfektion von Schuhen und von Fütterungseinrichtungen bei Legehennen und Schweinen sowie tierärztliche Behandlungen oder weitere Tierkategorien (z.B. Bienen: Bekämpfung der Sauerbrut etc.). Deren Verwendungsmengen dürften verhältnismässig gering sein und höchstens 10 bis 20 % des geschätzten totalen Verbrauchs betragen.

Weiter kann es vorkommen, dass Wirkstoffe im öffentlichen Produktregister des BAG (BAG, 2012b) fehlen, wenn sie nicht aufgrund ihrer bioziden Wirkung eingesetzt werden. So ist z.B. Propan-2-ol nur in hohen Konzentrationen gegen Mikroorganismen wirksam. In niedrigen Konzentrationen wird es aber als Lösungsmittel eingesetzt und erscheint in diesem Fall nicht im Produktregister. Für solche Wirkstoffe wird die Verbrauchsmenge demzufolge unterschätzt.

Für potentiell umweltrelevante Stoffe wie QAV (vgl. Bürgi et al., 2007) dürfte dies allerdings nicht zutreffen, da sie ausschliesslich wegen ihrer bioziden Wirkung eingesetzt werden.

Wirkstoffe, welche in Produkten zur Reinigung von Melkanlagen/Milchtanks enthalten sind, weisen die höchsten Verbrauchsmengen auf: Natriumhypochlorit: 386 t, Sulfamidsäure: 154 t, Phosphorsäure: 129 t. Allerdings weichen hier die geschätzten Mengen stark von den Angaben eines Herstellers ab (Natriumhypochlorit: 429 t, Sulfamidsäure: 303 t, Phosphorsäure: 758 t). Weiter weist Formaldehyd einen hohen Verbrauch auf. Dies ist vor allem auf dessen Verwendung zur Desinfektion von Klauen zurückzuführen. Die Mengen der übrigen Wirkstoffe belaufen sich auf weniger als 50 t. Stoffe, welche als potentiell umweltrelevant gelten, weisen gemäss der vorliegenden Schätzung relativ niedrige Verbrauchsmengen auf (Natriumdichlorisocyanurat: 39 t, Quaternäre Ammoniumverbindungen QAV: 26 t, Polyhexamethylenbiguanid: 3 t, Chlorkresol: 1 t, Biphenyl-2-ol: wenige kg). Im Gegensatz zu Bürgi et al. (2007) wurden keine Hinweise betreffend die Verwendung von weiteren umweltrelevanten Stoffen wie Isothiazolinone gefunden.

4 Diskussion

4.1 Vergleich mit Daten aus der Literatur

Der gesamtschweizerische Verbrauch von bioziden Wirkstoffen (d.h. das Total sämtlicher Produktarten) liegt gemäss Bürgi et al. (2007) bei ca. 7400 t pro Jahr. Der in der vorliegenden Studie geschätzte Verbrauch in der Grössenordnung von 1000 t pro Jahr entspricht demnach etwa 15 % der Gesamtmenge. Bürgi et al. (2007) schätzte den Verbrauch von Produkten zur Desinfektion von Ställen auf 14 t bis 534 t pro Jahr. Im Vergleich zur vorliegend geschätzten Menge von rund 30 t pro Jahr scheint der höhere Wert als eindeutig zu hoch. Lassen et al. (2001) gibt für Dänemark einen Verbrauch von 4 t bis 5 t pro Jahr an. Diese vergleichsweise niedrige Menge könnte damit zusammenhängen, dass die Stalldesinfektion Ende der 1990er Jahre, welche die Basis für die Studie von Lassen et al. (2001) bildete, weniger häufig durchgeführt wurde. Eine weitere Ursache könnte ein effektiv tieferer Verbrauch pro Nutztier in Dänemark aufgrund der Tierhaltung in grösseren Einheiten und allenfalls weniger Fläche pro Tierplatz sein. Die Schätzung des Verbrauchs von Produkten zur Reinigung von Melkanlagen beträgt nach Bürgi et al. (2007) ca. 800 t bis 8000 t pro Jahr. Aufgrund der vorliegenden Daten (berechnete Menge von rund 700 t pro Jahr) kann man davon ausgehen, dass diese Werte überschätzt sind. Die von Lassen et al. (2001) für Dänemark geschätzte Menge von <100 t pro Jahr dürfte zu niedrig sein. Bei rund 10'000 dänischen Betrieben, die im Jahr 2000 Milchkühe hielten (DSt, 2012), wäre ein Wirkstoffverbrauch von rund 300 t pro Jahr plausibel.

Biozide Wirkstoffe wurden in Hofdüngern bisher nicht untersucht. Allerdings fanden Gans et al. (2008) QAV in Gärgut von Anlagen, welche Gülle im Ausgangsmaterial enthielt. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass solche Stoffe durch die Anwendung im Veterinärbereich in die Gülle gelangen können. Die verhältnismässig hohen Konzentrationen von teilweise über 100 mg/kg Trockensubstanz weisen auf relativ hohe Einträge hin und bestätigen die hohe Persistenz der QAV. Zur Relevanz der QAV in Hofdüngern hinsichtlich des Risikos für Gewässer sind keine Studien bekannt. Aufgrund des von Bürgi et al. (2007) geschätzten Gesamtverbrauchs von QAV (d.h. das Total sämtlicher Produktarten) von rund 210 t dürfte der Beitrag des Verbrauchs zur Hygiene im Veterinärbereich (26 t) von relativ geringer Bedeutung sein.

4.2 Schätzung des Fehlerbereichs

Die vorliegende Studie liefert detailliertere und besser abgesicherte Resultate im Vergleich zu den Daten von Bürgi et al. (2007). Inwieweit die Daten plausibel sind, liess sich nur teilweise überprüfen. Soweit redundante Daten zur Plausibilisierung der geschätzten Verbrauchsmengen verfügbar waren, ergaben sich in verschiedenen Bereichen Diskrepanzen (z.B. Stalldesinfektion Schweine, Desinfektion Transportfahrzeuge, Reinigung von Melkanlagen). In diesem Zusammenhang soll im Folgenden eine Einschätzung des Fehlerbereichs der vorliegenden Rechnung durchgeführt werden. Die Unsicherheit der Schätzung des Gesamtverbrauchs an Biozidprodukten für die Hygiene im Veterinärbereich setzt sich aus Fehlern der folgenden Bereiche zusammen:

1. Verbreitung/Umsetzung der Anwendung (Anteil der Produzenten, welche eine Anwendung im Zusammenhang mit Biozidprodukten durchführen)
2. Fläche, auf der ein Biozidprodukt angewendet wird (Stalloberfläche, Oberfläche von Transportfahrzeugen)
3. Unbekannte oder nicht berücksichtigte Anwendungen
4. Zuordnung der Produkte bzw. Wirkstoffe zur betreffenden Anwendung
5. Menge Gebrauchslösung je Anwendung
6. Konzentration des Produkts in der Gebrauchslösung je Anwendung

Diese Bereiche können jeder der 13 untersuchten Anwendungen von Produkten zugeordnet werden, was insgesamt 78 Teilbereiche ergibt (Tabelle 14). Davon sind 61 anwendbar¹¹. Jedem Teilbereich wurde empirisch eine Schätzung des Fehlers zugeordnet: sehr niedrig, niedrig, mittel, gross, sehr gross. Für rund 25 % der Teilbereiche wurde die Unsicherheit als niedrig oder sehr niedrig eingeschätzt, für rund 25 % als mittel und für 50 % als hoch bzw. sehr hoch. Die Gesamtunsicherheit der Schätzung ergab für etwa 50 % der Anwendungen die Bewertung „sehr niedrig“ bis „mittel“ und für etwa 50 % „gross“ bis „sehr gross“. Von den fünf Anwendungen mit einer Gesamtunsicherheit der Kategorie „sehr gross“ (Übriges Geflügel, Desinfektion von Transportfahrzeugen, Desinfektion von Klauen Rindvieh, Desinfektion von Klauen Schafe) wurden zwei als mittel bis sehr hoch hinsichtlich der Menge und der potentiellen Umweltrelevanz eingeschätzt: Desinfektion von Transportfahrzeugen, Desinfektion von Klauen Rindvieh. Es handelt sich dabei um Anwendungen, für welche Produkte mit QAV als Wirkstoff eingesetzt werden. Diese würden in erster Priorität eine genauere Untersuchung erfordern. Die Genauigkeit der gesamten Verbrauchsmenge wird auf einen Faktor von etwa ± 2 geschätzt.

Tabelle 14: Matrix zur Schätzung des Fehlers der berechneten Verbrauchsmengen

	1. Verbreitung/Umsetzung der Anwendung	2. Fläche Anwendung	3. Unbekannte Anwendungen	4. Zuordnung der Produkte bzw. Wirkstoffe	5. Menge Gebrauchslösung	6. Konzentration des Produkts in der Gebrauchslösung	Gesamtunsicherheit	Relevanz (Menge, Umweltrelevanz)**
Desinfektion von Ställen								
Schweine	n	m	g	m	m	m	m	3
Legehennen	gg	- *	g	g	m	m	m	3
Mastpoulets	nn	-	n	nn	-	-	n	3
Übriges Geflügel	gg	-	-	gg	gg	m	gg	1
Aufzucht Küken	g	-	m	m	m	m	m	2
Desinfektion von Transportfahrzeugen	gg	m	g	gg	gg	gg	gg	3
Melkhygiene								
Reinigung/Desinfektion von Euter und Zitzen vor dem Melken	n	-	g	gg	gg	g	gg	2
Zwischendesinfektion des Melkzeugs	n	-	g	n	g	g	m	1
Desinfektion der Zitzen nach dem Melken	n	-	n	n	-	-	n	2
Reinigung von Melkanlagen	n	-	n	n	n	n	m	2
Reinigung von Milchtanks	g	-	g	g	g	m	g	1
Desinfektion von Klauen								
Rindvieh	m	-	g	m	gg	m	gg	5
Schafe	g	-	g	n	gg	n	gg	2***

*- = nicht anwendbar (vgl. Fussnote 11).

**vgl. Bürgi et al. (2007).

***Sofern nur Formaldehyd verwendet wird.

Geschätzte Fehlerbereiche: sehr niedrig nn, niedrig n, mittel m, gross g, sehr gross gg (sehr niedrig: <Faktor 1.5; niedrig: Faktor 1.5; mittel: Faktor 2; gross: Faktor 4; sehr gross: > Faktor 4).

- nicht anwendbar für die vorliegende Rechnung; vgl. Fussnote 11

Relevanz: 1 sehr tief; 2 tief; 3 mittel; 4 hoch; 5 sehr hoch

¹¹ z.B. der Teilbereich Desinfektion von Ställen Mastpoulets – 2. Fläche Anwendung ist im Rahmen dieser Studie nicht anwendbar, da die verbrauchten Mengen von Produkten direkt erhältlich waren und nicht via Anwendungshäufigkeit, zu desinfizierende Oberfläche, Menge Gebrauchslösung und Konzentration des Wirkstoffs in der Gebrauchslösung berechnet werden mussten.

4.3 Nicht berücksichtigte Bereiche

Neben Bereichen, welche in der vorliegenden Schätzung nicht berücksichtigt wurden wie Desinfektion von Ställen in der Rindviehproduktion, tierärztliche Behandlungen, sind weitere Anwendungen denkbar, die biozide Wirkstoffe enthalten könnten: biozide Wirkstoffe in Reinigungsmitteln oder Topfkonservierungsmitteln¹² in Produkten, die nicht deklarationspflichtig und demnach im Produkteregister des BAG (BAG, 2012b) nicht aufgeführt sind. Diesbezüglich wären eingehende Recherchen nötig, was im Rahmen der vorliegenden Studie nicht möglich war.

4.4 Mögliche künftige Entwicklung des Verbrauchs von Wirkstoffen mittelfristig

Im Bereich Desinfektion von Ställen ist insgesamt eine Erhöhung der Verbrauchsmenge denkbar. Der Bereich Geflügel dürfte kaum betroffen sein, da schon jetzt praktisch flächendeckend desinfiziert wird. Ein Potential in Richtung Mehrverbrauch besteht bei den Schweinen. Eine Erhöhung der Menge auf insgesamt rund 30-40 t ist denkbar. Bei der Desinfektion von Transportfahrzeugen würde bei einer flächendeckenden Umsetzung eine Menge in der Grössenordnung von 5 t verbraucht. Bei der Reinigung von Melkanlagen ist aufgrund des Trends zu weniger aber grösseren Milchproduktionsbetrieben eher von einer Abnahme der Verbrauchsmenge auszugehen. Ein Potential in Richtung Zunahme ist im Bereich Desinfektion von Klauen beim Rindvieh vorhanden. Bezüglich Desinfektion von Klauen beim Rindvieh sind die Fachmeinungen geteilt. Gewisse Experten halten die Verwendung von Klauenbädern als alleinige Massnahme im Zusammenhang mit Klauenerkrankungen als nicht zielführend und gehen deshalb davon aus, dass die Verwendung von Produkten in diesem Bereich nicht weiter ansteigen wird. Gemäss andern Fachmeinungen wird die Bedeutung von Klauenbädern für Rindvieh im Zusammenhang mit der Mortellaro Krankheit zunehmen. Der geschätzte Verbrauch liegt aktuell in der Grössenordnung zwischen 50 t bis 100 t bei einer Anwendung von wenigen Prozent aller Betriebe. Rund 10 % bis 20 % der eingesetzten Wirkstoffe sind QAV. Würden in Zukunft beispielsweise rund 30 % der Betriebe Klauendesinfektion anwenden, könnte der Verbrauch auf 500 t bis 1000 t ansteigen. Die Menge der QAV dürfte in diesem Fall 70-150 t erreichen.

5 Verdankungen

Enzo Fuschini (SGD), Samuel Kohler (HAFL), und Peter Spring (HAFL) sei gedankt für ihre fachliche Unterstützung und für die kritische Durchsicht des Berichts. Wir danken weiter den rund 40 Experten/-innen für die äusserst wertvolle Zusammenarbeit im Rahmen dieses Projekts. Sie haben Beiträge geleistet in Form von Recherchen und Aufbereitung von Informationen sowie Gegenlesen und Kommentieren des vorliegenden Berichts.

Die Experten/-innen stammen aus folgenden Institutionen:

- Firmen (Hersteller von Produkten, Lebensmittelindustrie, Stallbau, Tiertransport, Viehhandel)
- Hochschulen
- Landwirtschaftliche Beratungsdienste
- Landwirtschaftliche Forschungsanstalten
- Landwirtschaftliche Schulen
- Tierärztliche Beratungsdienste
- Verbände

¹² Produkte zum Schutz von Fertigzeugnissen (ausser Lebens- und Futtermitteln) in Behältern gegen mikrobielle Schädigung zwecks Verlängerung ihrer Haltbarkeit (Schweiz. Bundesrat, 2012a).

6 Literatur

- Agridea. 2009. Datenblätter Schweine, Produktionssysteme / Haltungsformen – Betriebstypen, 2.2.1. Juni 2009. URL: http://www.agrigate.ch/fileadmin/user_upload/agrigate/cocoon/transfer/pdf/pdf/agrideacontent/2655.pdf (27.11.2012)
- BAG. 2012a. Inoffizielle Liste der notifizierten Wirkstoffe. Bundesamt für Gesundheit (BAG), Bern. URL: <http://www.bag.admin.ch/anmeldestelle/00925/00937/index.html?lang=de> (27.11.2012)
- BAG. 2012b. Biozide: öffentliches Produktregister des BAG. Bundesamt für Gesundheit (BAG), Bern. URL: <http://www.bag.admin.ch/anmeldestelle/13334/index.html?lang=de> (15.08.2012)
- BDM. 2012: Warnung vor QAV-haltigen Spülmitteln. Bundesverband Deutscher Milchviehhalter e.V. 24.07.2012. URL: <http://bdm-verband.org/html/index.php?module=News&func=display&sid=433> (02.12.2012).
- BfR. 2012. Gesundheitliche Bewertung der Rückstände von Didecyldimethylammoniumchlorid (DDAC) in Lebensmitteln. Stellungnahme Nr. 027/2012 des BfR vom 9. Juli 2012. Bundesinstitut für Risikobewertung URL: <http://www.bfr.bund.de/cm/343/gesundheitliche-bewertung-der-rueckstaende-von-didecyldimethylammoniumchlorid-ddac-in-lebensmitteln.pdf> (02.12.2012).
- BGK. 2010. Technische Weisungen für das Moderhinke-Sanierungsprogramm des BGK. Beratungs- und Gesundheitsdienst für Kleinwiederkäuer BGK, Herzogenbuchsee. URL: <http://bgk.caprovis.ch/files/Reglemente%20deutsch/Moderhinke%20Technische%20Weisungen%20vom%201.1.2010%20-%20d.pdf> (08.08.2012).
- BLW. 2011. Agrarbericht 2011. Bern: Bundesamt für Landwirtschaft BLW.
- Bürgi, D., Knechtenhofer, L., Meier, I., Giger, W. 2007. Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern. Teilprojekt 1: Priorisierung von bioziden Wirkstoffen. Bericht im Auftrag von Bundesamt für Umwelt (BAFU) und ERZ Entsorgung + Recycling, Zürich. Zürich: FriedliPartner AG, Geotechnik, Altlasten, Umwelt.
- BVET. 2008. Tierschutz-Kontrollhandbuch Baulicher und qualitativer Tierschutz Schweine. Version 2.0 1. November 2008. Bundesamt für Veterinärwesen (BVET), Bern.
- DSt, 2012: Statistic Denmark. Agricultural Statistics. URL: <http://www.statistikbanken.dk/statbank5a/default.asp?w=1280> (10.12.2012).
- DVG. 2012. Liste der nach den Richtlinien der DVG geprüften und für wirksam befundenen Desinfektionsmittel für die Tierhaltung (Handelspräparate). Stand Oktober 2012. Deutsche Veterinärmedizinische Gesellschaft (DVG), Gießen D. URL: <http://www.dvg.net/fileadmin/Bilder/DVG/PDF/12-10-13-TH13-Homepage.pdf> (05.12.2012)
- EU Kommission. 2007. Verordnung (EG) Nr. 1451/2007 der Kommission vom 4. Dezember 2007 über die zweite Phase des Zehn-Jahres-Arbeitsprogramms gemäß Artikel 16 Absatz 2 der Richtlinie 98/8/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über das Inverkehrbringen von Biozid-Produkten. Amtsblatt der Europäischen Union, 11.12.2007, L325/3-65. URL: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:325:0003:0065:DE:PDF> (23.11.2012)
- Flisch, R., Sinaj, S., Charles, R., Richner, W. 2009. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau - Kapitel 11-14. Agrarforschung 16(2): 50-71.
- Gans, O., Weiss, S., Sitka, A., Pfundtner, E., Scheffknecht, C., Scharf, S. 2008. Determination of selected veterinary antibiotics and quaternary ammonium compounds in digestates of biogas plants in Austria. In: Fuchs, J., Kupper, T., Tamm, L., Schenk, K., (eds.). February 27-29, 2008; Solothurn, Switzerland. p 67-71.
- Gordon, P., Doherr, M., Kohler, S., Reist, M., van den Borne, B., Menendez, S. 2011. Umfrage zu Managementmassnahmen beim Schweizer Milchvieh. Bericht Vetsuisse Fakultät Universität Bern, Universität Zürich, Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft, Zollikofen.

- Herren, C., Häberli, A. 2011. Reduzierte Infektionsgefahr beziffert. UFA Revue 10, 58-59.
- Kuhlemann, J. 2011. Epidemiologie und Bekämpfung der Moderhinke auf regionaler Ebene. Dissertation. Tierärztliche Hochschule Hannover. URL: http://elib.tiho-hannover.de/dissertations/kuhlemann_ss11.pdf (08.082012).
- Küenzi, A. 2010. Konsequenz dem Panaritium vorbeugen. Die Grüne 15, 17-19.
- Kupper, T., Bonjour, C., Achermann, B., Rihm, B., Zaucker, F., Menzi, H., 2013. Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neuberechnung 1990-2010. Prognose bis 2020. Berner Fachhochschule. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen, p. 110. (URL:<http://www.agrammon.ch/dokumente-zum-download/>)
- Lassen, C., Skarup, S., Mikkelsen, S.H., Kjolholt, J., Nielsen, P.J., Samsoe-Petersen, L. 2001. Inventory of biocides used in Denmark. Environmental Project No 585 2001. Danish Environmental Protection Agency.
- Römer, A. 2011. Sind die hohen Leistungen schuld? Die Klauengesundheit von Milchkühen. UFA Revue 9, 74-75
- Rösch, M., Strabel, 2011. Zitzendippmittel im Überblick – Für einen hohen Vorbeugeeffekt gegen Mastitis (Merkblatt; Hrsg: RGD/Agriidea Eschikon, Lindau). UFA Revue 10, 51-54.
- SBV. 2012. Landwirtschaftliche Monatszahlen, 2011. Schweizerischer Bauernverband. <http://www.sbv-usp.ch/de/shop/landwirtschaftliche-monatszahlen/print.html> (30.07. 2012)
- Schweiz. Bundesrat, 2012a. Verordnung über das Inverkehrbringen von und den Umgang mit Biozidprodukten (Biozidprodukteverordnung, VBP), 18. Mai 2005 (Stand am 1. Dezember 2012). Der Schweiz. Bundesrat, Bern, Schweiz.
- Schweiz. Bundesrat, 2012b. Tierschutzverordnung (TSchV), 23. April 2008 (Stand am 1. Juni 2012). Der Schweiz. Bundesrat, Bern, Schweiz.
- SGD. 2007. SGD-Merkblätter für Schweineprofis. Reinigungs- und Desinfektionsmassnahmen in Schweineställen URL: <http://www.suisag.ch/SGD/tabid/75/Default.aspx> (23.11.2012).
- SGD. 2011. SGD-Merkblätter für Schweineprofis. Desinfektionsmittel URL: <http://www.suisag.ch/SGD/tabid/75/Default.aspx> (23.11.2012).
- SGD. 2012. Beratungs- und Gesundheitsdienst in der Schweinehaltung. URL: <http://www.suisag.ch/SGD/tabid/75/Default.aspx> (23.11.2012).
- Speiser, B., Tamm, L., Berner, A., Maurer, V., Chevillat, V., Schneider, C., Studer, T., Walkenhorst, M. 2012. Betriebsmittelliste 2012. Hilfsstoffliste für den biologischen Landbau in der Schweiz. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Frick. URL: <https://www.fibll-shop.org/shop/artikel/1032-hilfsstoffliste.html> (08.082012).
- Steiner, A. 2005. Zehenerkrankungen beim Rind. Skriptum zur VL im Themenblock Bewegungsapparat. Wiederkäuerklinik. Vetsuisse Fakultät Universität Bern. URL: http://www.dkv.unibe.ch/unibe/vetmed/dkv/content/e2210/e3653/e4858/e3661/e3667/e3676/e3680/zehenerkrankungen_ger.pdf (08.082012).
- Suisag. 2010. Zahlen und Projekte. Aktiengesellschaft für Dienstleistungen in der Schweineproduktion. URL: <https://www.suisag.ch/Dokumente/tabid/111/Default.aspx> (23.11.2012)
- Thoma, E. 2011. Melk- und Kälberbereich haben Priorität. UFA Revue 10, 56-57.
- Von der Lage, A., Berckert, I., Niemann, F. 2010. DLG-Merkblatt 364. Hygienetechnik und Managementhinweise zur Reinigung und Desinfektion von Stallanlagen. Frankfurt/Main: DLG e.V. Fachzentrum Land- und Ernährungswirtschaft. DLG-Ausschuss für Technik in der tierischen Produktion.
- Wiedmer, H. 2011. Althennen Schlachtungen verdoppelt. SGZ(6-7): 10-11
- Winter, P. 2009. Praktischer Leitfaden Mastitis - Vorgehen beim Einzeltier und im Bestand. Parey Verlag.

7 Anhang

7.1 Wirkstoffe in Produkten von PA3 und zur Reinigung von Melkanlagen

n: Anzahl Produkte gemäss BAG (2012b)

nf: Wirkstoff gefunden in Produkt im Rahmen der vorliegenden Studie

MW, Min, Max: Mittelwert, Minimum, Maximum der Wirkstoffkonzentration im Produkt (in %)

Wirkstoff	CAS-Nr	n	nf	MW	Min	Max
Chlordioxid	10049-04-4			0.29	0.00	0.90
Triclocarban	101-20-2	1		100.00	100.00	100.00
2,2-Dibrom-2-cyanacetamid	10222-01-2	1		97.60	97.60	97.60
N,N'-Ethylenbis[N-acetylacetamid]	10543-57-4	5	x	11.26	10.00	15.30
Glyoxal	107-22-2	8		3.65	0.04	8.00
Sorbinsäure	110-44-1	1		0.10	0.10	0.10
Glutaral	111-30-8	51	x	13.57	0.02	50.00
Clorofen	120-32-1	1		4.95	4.95	4.95
2-Phenoxyethanol	122-99-6	4		1.78	0.70	5.00
Tosylchloramid-Natrium	127-65-1	4	x	95.00	90.00	100.00
Calciumdihydroxid	1305-62-0	1		8.00	8.00	8.00
Natrium-2-biphenylat	132-27-4	3		38.97	19.90	71.70
Benzododeciniumchlorid	139-07-1	1		3.85	3.85	3.85
Amine,n-C10-16-alkyltrimethylenedi-,ReaktionsprodukteausChloressigsäure	139734-65-9	4		12.69	0.06	30.00
Dinatriumcarbonat, Verbindung mit Hydrogenperoxid(2:3)	15630-89-4	7	x	64.43	50.00	76.00
D-Gluconsäure, Verbindung mit N,N"-Bis(4-chlorphenyl)-3,12-diimino-2,4,11,13-tetraazatetradecandiamidin (2:1)	18472-51-0	17		1.25	0.23	4.00
N-(3-Aminopropyl)-N-dodecylpropan-1,3-diamin	2372-82-9	55		5.55	0.45	38.00
Polymer aus Formaldehyd und Acrolein	26781-23-7	1	x	12.00	12.00	12.00
Polyhexamethylenbiguanid (Monomer: 1,5-Bis(trimethylen)guanylguanidin Monohydrochlorid)	27083-27-8	22	x	1.58	0.10	4.00
Troclosennatrium	2893-78-9	4		23.57	2.35	50.00
Poly-(hexamethylenbiguanid)hydrochlorid)	32289-58-0	2		1.05	1.05	1.05
Dinatriumperoxydicarbonat	3313-92-6	1		80.00	80.00	80.00
Decansäure	334-48-5	1		1.98	1.98	1.98
Peroxyoctansäure	33734-57-5	7		0.60	0.30	1.40
Triclosan	3380-34-5	1		0.60	0.60	0.60
Dolomitkalk	37247-91-9	2		15.00	15.00	15.00
Oligo(2-(2-ethoxy)ethoxyethylguanidiniumchlorid)	374572-91-5	3		0.27	0.13	0.50
Dolomitkalkhydrat	39445-23-3	2		15.00	15.00	15.00
Formaldehyd	50-00-0	16	x	11.01	0.00	45.50
Milchsäure	50-21-5	2	x	2.40	2.40	2.40
Natriumdichlorisocyanurat Dihydrat	51580-86-0	28	x	19.80	2.27	100.00
EBAAP	52304-36-6	12		0.12	0.10	0.20
Dimethyldioctylammoniumchlorid	5538-94-3	2		4.20	4.00	4.40
Gemisch aus: 5-chlor-2-methyl-2H-isothiazol-3-on und 2-Methyl-2H-isothiazol-3-on (3:1)	55965-84-9	3		4.90	0.30	14.10
Poly(hexamethylendiaminguanidiniumchlorid)	57028-96-3	3		0.81	0.38	1.50

Wirkstoff	CAS-Nr	n	nf	MW	Min	Max
Chlorkresol	59-50-7	9	x	14.46	0.12	25.00
Quaternäre Ammoniumverbindungen, Benzyl-kokos-alkyldimethyl-, Chloride	61789-71-7	1	x	9.90	9.90	9.90
Quaternäre Ammoniumverbindungen, Benzyl-C8-18-alkyldimethyl-, Chloride	63449-41-2	2		1.75	1.50	2.00
Ethanol	64-17-5	77	x	51.02	0.80	77.00
Ameisensäure	64-18-6	3	x	28.30	5.00	55.00
Essigsäure	64-19-7	7	x	9.96	7.71	18.30
Propan-2-ol	67-63-0	76	x	29.41	1.10	80.00
Alkyldimethylbenzylammoniumchlorid	68391-01-5	66	x	3.00	0.03	25.00
Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	61	x	9.64	0.25	50.00
Benzyl-C10-16-alkyldimethylchlorid	68989-00-4	1	x	1.90	1.90	1.90
Salicylsäure	69-72-7	18		1.44	0.10	16.00
Pentakalium-bis(peroxymonosulfat)-bis(sulfat)	70693-62-8	4	x	39.53	8.20	50.40
Propan-1-ol	71-23-8	29	x	34.33	5.00	52.50
Didecyldimethylammoniumchlorid	7173-51-5	174	x	4.65	0.03	40.00
Silber	7440-22-4	6	x	0.93	0.00	4.37
Jod	7553-56-2	31		0.56	0.02	3.30
Siliciumdioxid, amorph	7631-86-9	2	x	3.00	3.00	3.00
Chlorwasserstoffsäure	7647-01-0	1	x	0.02	0.02	0.02
Natriumchlorid	7647-14-5	1	x	0.04	0.04	0.04
Orthophosphorsäure	7664-38-2	1	x	45.00	45.00	45.00
Natriumhypochlorit	7681-52-9	85	x	13.28	0.01	100.00
Wasserstoffperoxid	7722-84-1	130	x	17.94	0.00	57.00
Natriumchlorit	7758-19-2	5	x	3.33	0.17	7.65
Silbernitrat	7761-88-8	1		0.20	0.20	0.20
Natriumpersulfat	7775-27-1	8	x	14.75	14.75	14.75
Chlor	7782-50-5	1	x	0.02	0.02	0.02
Silberchlorid	7783-90-6	1		0.08	0.08	0.08
Hypochlorigesäure	7790-92-3	1		0.01	0.01	0.01
Bromessigsäure	79-08-3	7		5.49	2.00	8.00
Glykolsäure	79-14-1	9		4.75	0.07	11.50
Peressigsäure	79-21-0	74	x	8.29	0.01	36.50
L-(+)-Milchsäure	79-33-4	49		4.59	0.15	17.50
Alkylbenzyltrimethylammoniumchlorid / Benzalkoniumchlorid	8001-54-5	7	x	4.41	0.05	26.00
Melaleuca alternifolia, Extrakt/Öl des Australischen Teebaums	85085-48-9	1	x	0.40	0.40	0.40
Benzyl-C12-14-alkyldimethylchlorid	85409-22-9	11		6.48	0.50	17.00
C12-14-Alkyl[(ethylphenyl)methyl]dimethylchlorid	85409-23-0	53	x	3.10	0.03	33.33
Symclosen	87-90-1	2		62.00	28.00	96.00
Biphenyl-2-ol	90-43-7	16	x	14.68	0.10	99.50
Polyhexamethylenbiguanid	91403-50-8	4	x	3.27	0.50	10.00
Poly(oxy-1,2-ethandiyl),.alpha.-[2-(didecylmethyllummonio)ethyl]-.omega.-hydroxy-, propanoat (Salz)	94667-33-1	8	x	1.33	0.06	5.00

7.2 Herleitung der zu desinfizierenden Stalloberfläche für Schweine

Die Berechnungen erfolgten aufgrund der Angaben einer Stallbaufirma. Die Flächenberechnung für Zuchtschweine basiert auf einem Stall mit 140 Plätzen (rund die Hälfte der Zuchtschweinbestands werden in Einheiten mit ≥ 140 Plätzen gehalten). Die Flächenberechnung wurde nur für diejenigen Ställe durchgeführt, welche desinfiziert werden, d.h. für Abferkelstall mit 46 Abferkelbuchten; Ferkelaufzuchtstall mit 600 Plätzen nicht aber für Galtssauenstall und Deckzentrum.

Die Flächenberechnung für Mastschweine basiert auf einem Stall mit 1016 Plätzen (durchschnittliche Bestandesgrösse: rund 100 Plätze).

Abferkelstall (46 Abferkelbuchten)		Fläche total	Fläche pro Tier total	Fläche zur Desinfektion pro Tier*
Bodenfläche	m²	421	9.2	9.2
Wände				
Laufmeter Wände	m	184		
Wandhöhe	m	2.5		
Wandfläche	m²	460	10.0	6.0*
Aufstallung				
Laufmeter Element 1 à 100 cm Höhe	m	246		
Laufmeter Element 2 à 60 cm Höhe inkl. Ferkelnestdeckel	m	138		
Total Fläche Aufstallung (Element 1 und 2: je 2 Stk)	m²	658	14.3	14.3
Total	m²			29.4

Ferkelaufzuchtstall (5 x 120 Plätze)		Fläche total	Fläche pro Tier total	Fläche zur Desinfektion pro Tier*
Bodenfläche	m²	311	0.5	0.5
Wände				
Laufmeter Wände	m	158		
Wandhöhe	m	2.5		
Wandfläche	m²	396	0.7	0.4*
Aufstallung				
Laufmeter Element 1 à 80 cm Höhe	m	339		
Total Fläche Aufstallung (2 Elemente)	m²	542	0.9	0.9
Total	m²			1.8

*Desinfektion der Stallwände: bis 1.5 m ab Boden; die Decke wird nicht desinfiziert.

Maststall (1016 Plätze)		Fläche total	Fläche pro Tier total	Fläche zur Desinfektion pro Tier*
Bodenfläche	m²	964	0.9	0.9
Wände				
Laufmeter Wände	m	413		
Wandhöhe	m	2.5		
Wandfläche	m²	1033	1.0	0.6*
Aufstallung				
Laufmeter Element 1 à 100 cm Höhe	m	406		
Total Fläche Aufstallung (2 Elemente)	m²	812	0.8	0.8
Total	m²			2.4

*Desinfektion der Stallwände: bis 1.5 m ab Boden; die Decke wird nicht desinfiziert.

7.3 Tierzahlen 2010

Tierkategorie	Anzahl Tiere
Milchkühe	589'024
Mutterkühe	111'291
Aufzuchtrinder unter 1-jährig	226'352
Aufzuchtrinder 1- bis 2-jährig	212'778
Aufzuchtrinder über 2-jährig	119'163
Mutterkuhkälber	88'095
Masttiere (Rindvieh)	145'084
Mastkälber	99'446
Säugende Sauen*	33'508
Galtsauen*	106'070
Ferkel abgesetzt bis 25 kg*	350'908
Eber*	3'685
Mastschweine und Remonten**	788'149
Legehennen	2'438'051
Junghennen	925'522
Mastpoulets	5'580'103
Masttruten	58'074
Übriges Geflügel	23'153
Pferde über 3-jährig	53'441
Pferde unter 3-jährig	8'672
Ponys, Kleinpferde, Esel, Maul-tiere/Maulesel jeden Alters	20'407
Schafe	228'178
Milchschafe	12'362
Ziegen	54'739
Bisons über 3-jährig	222
Bisons unter 3-jährig	291
Damhirsche	9'773
Rothirsche	1311
Lamas über 2-jährig	2'127
Lamas unter 2-jährig	842
Alpakas über 2-jährig	2'295
Alpakas unter 2-jährig	821

* Zuchtschweine

** Mastschweine

Quelle: Kupper et al. (2013)

7.4 Wirkstoffgehalte von Produkten zur Desinfektion von Ställen

Produkte mit der Wirkstoffkombination Glutaral - Quaternäre Ammoniumverbindungen (QAV)

Produktename	Wirkstoff	CAS-Nr	Gehalt (%)
Aldekol Des FF	Didecyldimethylammoniumchlorid	7173-51-5	9.0
Aldekol Des 04	Didecyldimethylammoniumchlorid	7173-51-5	7.5
GERMICIDAN FF Plus	Didecyldimethylammoniumchlorid	7173-51-5	4.9
HYPRED FORCE 7	Didecyldimethylammoniumchlorid	7173-51-5	1.5
INO SF	Didecyldimethylammoniumchlorid	7173-51-5	1.5
Mittlere Konz.¹³	Didecyldimethylammoniumchlorid	7173-51-5	10
Aldekol Des FF	Glutaral	111-30-8	22.0
Aldekol Des 03	Glutaral	111-30-8	45.5
Aldekol Des 04	Glutaral	111-30-8	24.5
GERMICIDAN FF Plus	Glutaral	111-30-8	24.5
HYPRED FORCE 7	Glutaral	111-30-8	13.0
INO SF	Glutaral	111-30-8	13.0
MS Megades	Glutaral	111-30-8	10.8
TH5	Glutaral	111-30-8	10.0
Mittlere Konz.¹³	Glutaral	111-30-8	20
Aldekol Des FF	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	14.5
Aldekol Des 03	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	2.3
HYPRED FORCE 7	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	8.0
INO SF	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	8.0
MS Megades	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	17.0
TH5	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	32.5
Mittlere Konz.¹³	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	15

Produkte mit Chlorkresol

Produktename	Wirkstoff	CAS-Nr	Gehalt (%)
ALDECOC CMK	Chlorkresol	59-50-7	25.0
Aldecoc XD	Chlorkresol	59-50-7	20.0
Neopredisan 135-1	Chlorkresol	59-50-7	25.0
Mittlere Konz.¹³	Chlorkresol	59-50-7	25

Produkte mit der Wirkstoffkombination Wasserstoffperoxid und Peressigsäure

Produktename	Wirkstoff	CAS-Nr	Gehalt (%)
Halades 01	Wasserstoffperoxid	7722-84-1	25.6
DEPTIL PA 5	Wasserstoffperoxid	7722-84-1	14.5
GERMICIDAN PES	Wasserstoffperoxid	7722-84-1	23.0
Mittlere Konz.¹³	Wasserstoffperoxid	7722-84-1	20
Aldekol Des Aktiv	Peressigsäure	79-21-0	14.0
Halades 01	Peressigsäure	79-21-0	4.8
DEPTIL PA 5	Peressigsäure	79-21-0	5.0
GERMICIDAN PES	Peressigsäure	79-21-0	15.0
Mittlere Konz.¹³	Peressigsäure	79-21-0	10

¹³ Mittlere Konzentration verwendet für die Berechnung der Anwendungsmengen

7.5 Herleitung der zu desinfizierenden Oberfläche von Transportfahrzeugen

Tierkategorie	Anzahl geschlachtete Tiere	Mindest-raumbedarf pro Tier	Mindestfläche Transport total	Typ Transport-fahrzeug (An-zahl Achsen; Typ des Aufbaus)	Transport-fläche pro Fahrzeug	Anzahl Transporte pro Jahr	Zu desinfizierende Fläche pro Fahrzeug	Zu desinfizierende Fläche total pro Jahr
		m ²	m ²		m ²		m ²	m ²
Ochsen	30'514	1.4	42'720	2 Achsen 1 Stöckig	17.2	2'491	87.8	218'655
Rinder	77'491	1.4	108'487	2 Achsen 1 Stöckig	17.2	6'326	87.8	555'278
Stiere	109'325	1.4	153'055	2 Achsen 1 Stöckig	17.2	8'924	87.8	783'392
Kühe	173'896	1.6	278'234	2 Achsen 1 Stöckig	17.2	16'224	87.8	1'424'102
Kälber	256'269	0.6	153'761	2 Achsen 1 Stöckig	17.2	8'966	87.8	787'007
Schweine	2'844'612	0.43	1'223'183	3 Achsen 2 Stöckig	40.4	30'258	154.7	4'682'046
Schafe	242'568	0.33	80'047	3 Achsen 2 Stöckig	40.4	1'980	154.7	306'402
Total						75'169		8'756'881

Kommentare und Quellen:

- Anzahl geschlachtete Tiere: Kontrollierte Schlachtungen von inländischem Gross- und Kleinvieh gemäss SBV (2012)
- Mindestfläche Transport total: Produkt aus Anzahl geschlachtete Tiere und Mindestraumbedarf pro Tier
- Typ Transportfahrzeug: das am häufigsten verwendete Fahrzeug je Tierkategorie (Auskunft Firmen Bereiche Tiertransport, Viehhandel)
- Transportfläche pro Fahrzeug: gemäss Abgaben von Herstellern (vgl. unten)
- Anzahl Transporte pro Jahr: Quotient aus Mindestfläche Transport total und Transportfläche pro Fahrzeug. Plausibilitätsprüfung der totalen Anzahl Transporte pro Jahr: 75'169/260 (260: Anzahl Arbeitstage pro Jahr) ergibt 289 Transporte pro Tag. Die geschätzte Anzahl von Transportfahrzeugen in der Schweiz beträgt rund 400. Wenn man davon ausgeht, dass ein Schlachthof von einem Transportfahrzeug nur einmal pro Tag angefahren wird und nicht jedes Fahrzeug für Schlachtviehtransporte verwendet wird, erscheint diese Zahl plausibel.
- Zu desinfizierende Fläche pro Fahrzeug: gemäss Abgaben von Herstellern (vgl. unten)
- Zu desinfizierende Fläche total pro Jahr: Produkt aus Anzahl Transporte pro Jahr und zu desinfizierende Fläche pro Fahrzeug

Herleitung der Flächen pro Transportfahrzeug

	LKW 2 Achsen 1 Stöckig	LKW 3 Achsen 2 Stöckig	Lieferwagen 3.5 t
Transportaufbau			
Breite (m)	2.45	2.45	2.00
Höhe (m)	2.20	2.2	1.90
Länge (m)	7.70	8.25	3.50
Trennwände im Innern	2 Stück	2 Stück pro Etage	2 Stück
Breite (m)	2.45	2.45	2.00
Höhe (m)	1.50	1.2	1.50
Oberflächen			
Boden (m ²)	17.15	40.43	7.00
Wände (m ²)	30.80	36.30	13.30
Decke (m ²)	17.15	40.43	7.00
Trennwände (m ²)	14.70	23.52	12.00
Total (m ²)	79.8	140.7	39.30
Zuschlag von 10 % (m ²)	7.98	14.07	3.93
Total (m²)	87.8	154.7	43.2

7.6 Wirkstoffgehalte von Produkten für Klauenbäder von Kühen

Produkte mit der Wirkstoffkombination Glutaral und Quaternären Ammoniumverbindungen (QAV)

Produktename	Wirkstoff	CAS-Nr	Gehalt (%)
Noviral	Didecyldimethylammoniumchlorid	7173-51-5	8.0
4Hooves	Didecyldimethylammoniumchlorid	7173-51-5	16.1
Mittlere Konz.¹³	Didecyldimethylammoniumchlorid	7173-51-5	16
Noviral	Glutaral	111-30-8	10.0
TH5	Glutaral	111-30-8	10.0
Mittlere Konz.¹³	Glutaral	111-30-8	10
Noviral	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	17.0
4Hooves	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	24.1
TH5	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	32.5
Mittlere Konz.¹³	Benzyl-C12-16-alkyldimethylchlorid	68424-85-1	24

Produkte mit organischen Säuren

Produktename	Wirkstoff	CAS-Nr	Gehalt (%)
Venno – Vet 1 super	Ameisensäure	64-18-6	55.0
Venno – Vet 1 super	Glyoxylsäure	298-12-4	7.0