Früherkennung von problematischen Mikroverunreinigungen in den Gewässern des Kantons Bern

Praktikumsbericht

Mai 2011

Janine Sägesser

AWA Amt für Wasser und Abfall
Gewässer- und Bodenschutzlabor GBL

Bau-, Verkehrs- und Energiedirektion
des Kantons Bern

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG……2
1 EINLEITUNG 6
1.1 Definition und Problematik 6
1.2 Substanzgruppen und Eintragspfade 8
1.3 Analytik 13
1.4 Gesetzliche Grundlagen 14
2 ANSÄTZE ZUR FRÜHERKENNUNG VON MIKROVERUNREINIGUNGEN 16
2.1 Mikroverunreinigungen aus der Landwirtschaft 16
2.2 Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser 34
2.3 Mikroverunreinigungen aus Industrie und Gewerbe 41
2.4 Mikroverunreinigungen aus Siedlungsflächen 56
2.5 Mikroverunreinigungen aus Strassen- und Gleisabwasser 59
2.6 Modellierung 62
2.7 Arealstatistik 63
2.8 Chemie-Monitoring 65
2.9 Screening 80
2.10 Biologische Indikatoren 80
2.11 Informationsnetzwerk 90
3 BEURTEILUNG DER BELASTUNG 94
4 FOLGERUNGEN UND AUSBLICK 97
5 DANKSAGUNG 101
6 LITERATUR 101
7 ANHANG 110

(Titelseite: Urtenen, Foto: GBL)

Autorin:
Janine Sägesser
Furkastrasse 60
8203 Schaffhausen
sjanine@student.ethz.ch

Betreuung:
Dr. rer. nat. Ueli Ochsenbein und Dr. phil. nat. Jean-Daniel Berset
Gewässer- und Bodenschutzlabor
Schermenweg 11
3014 Bern
Ueli.ochsenbein@bve.be.ch
Jean-daniel.berset@bve.be.ch

Betreuung ETH:
Prof. Dr. Juliane Hollender
Eawag / Umweltchemie
Überlandstrasse 133
8600 Dübendorf
Juliane.hollender@eawag.ch

Zusammenfassung

In der Schweiz sind über 30‘000 Chemikalien in täglichem Gebrauch und laufend gelangen neue auf den Markt. Viele dieser Substanzen gelangen früher oder später als Mikroverunreinigungen in die Gewässer.

Eine Aufgabe des Amtes für Wasser und Abfall des Kantons Bern (AWA) ist es, ein geeignetes, vorausschauendes Gewässermonitoring durchzuführen, um den Zustand und die Entwicklung der Gewässer zu erfassen, um Probleme frühzeitig zu erkennen und die Wirksamkeit getroffener Massnahmen zu prüfen (Erfolgskontrolle). Deshalb hat sich der Kanton Bern zum Ziel gesetzt, das Monitoring von Schadstoffen in Gewässern zu intensivieren und dem aktuellen Wissensstand anzupassen. Dabei soll insbesondere die Früherkennung von Mikroverunreinigungen einen höheren Stellenwert erhalten. Wichtig für die Früherkennung von Mikroverunreinigungen ist eine proaktive Vorgehensweise, welche neben der analytischen Messung von Substanzen im Gewässer auch Ansätze zu einem früheren Zeitpunkt miteinbezieht.

Wie der unten abgebildete Pfeil (Abb.1) zeigt, gibt es im Laufe des Werdegangs und der Wirkungen einer chemischen Substanz verschiedene zeitlich aufeinander folgende Abschnitte und somit auch verschiedene Möglichkeiten zur Erkennung von problematischen Substanzen. In diesem Bericht wird eine Reihe von Ansätzen auf diesen verschiedenen Ebenen aufgezeigt, wie der Kanton Bern frühzeitig erkennen kann, wo und wann problematische Mikroverunreinigungen auftreten und welche Massnahmen zum Schutz von Gewässerlebewesen und Trinkwasserressourcen getroffen werden müssen.

Abb. 1 Dieser Pfeil zeigt in zeitlicher Abfolge das Schicksal und die Wirkungen einer Substanz, die schliesslich als Mikroverunreinigung in den Gewässern auftritt (gelb), sowie die verschiedenen Stufen von Handlungsmöglichkeiten zur Erkennung von Problemen durch Mikroverunreinigungen (grün).

Ein wichtiger Ansatz zum Schutz der Umwelt ist, dass problematische Substanzen möglichst schon im Zulassungsverfahren erkannt und somit nicht oder nur für eine eingeschränkte Anwendung zugelassen werden. Dieser Ansatz liegt im Aufgabenbereich des Bundes und

wird in diesem Bericht, dessen Schwerpunkt die Handlungsmöglichkeiten des Kantons sind, nicht behandelt.

Der Kanton hat die drei Möglichkeiten, 1. Belastungen durch Mikroverunreinigungen bereits aufgrund der Verwendung von Chemikalien abzuschätzen, 2. Substanzen im Gewässermonitoring zu messen oder 3. sie anhand ihrer Effekte auf biologische Indikatoren zu erkennen.

Für die Planung des Monitorings ist es empfehlenswert, zuerst die Belastung der Gewässer abzuschätzen. Dabei spielen Geodatenanalysen, Modellierungen und Priorisierungsverfahren für Substanzen, welche die Verbrauchsmengen und das Umweltverhalten der Substanzen berücksichtigen, eine wichtige Rolle. So kann abgeschätzt werden, welche Substanzen in relevanten Mengen in den Gewässern zu erwarten sind und welche Gewässerabschnitte besonders hohe Konzentrationen aufweisen können. Im vorliegenden Bericht werden diverse verfügbare Informationen zur Verbrauchsmenge von Chemikalien zusammengestellt. Zudem wird anhand von Beispielen aufgezeigt, wie mit Hilfe der Analyse geografischer Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung, zur Einwohnerdichte, zu Spitälern und Industriebetrieben sowie zum Abwasseranteil Gewässerabschnitte mit potenziell hohen Belastungen durch Mikroverunreinigungen identifiziert werden können.

Für das chemische Gewässermonitoring, welches bei der Früherkennung von Problemen eine wichtige Rolle spielt, werden in diesem Bericht geeignete Strategien für zukünftige Monitoringprogramme für Mikroverunreinigungen aufgezeigt. Dazu werden Priorisierungsverfahren und Kriterien für eine geeignete Substanzauswahl sowie Kriterien zur Auswahl der Probenahmestellen und des Probenahmezeitpunkts diskutiert. Neben der Messung von einzelnen Substanzen in den Gewässern können auch Messungen von ARA-Ausläufen, Betriebsabwässern und das Screening nach unbekannten Substanzen als Instrumente für die Früherkennung betrachtet werden.

Mikroverunreinigungen können auch anhand biologischer Indikatoren erkannt werden. Somit kann ein Biologie-Monitoring wertvolle Hinweise liefern. Geeignete Indikatoren sind u.a. Gammariden (Bachflohkrebse) und der SPEAR-Index, welcher anhand der Zusammensetzung der Gemeinschaft der Wasserwirbellosen berechnet wird. Auch Fische können Hinweise auf Belastungen geben. Die Abklärung der Ursache für einen niedrigen Fischbestand oder eine beeinträchtigte Fischgesundheit ist jedoch schwierig zu ermitteln.

Die verschiedenen Ansätze für die Früherkennung von Mikroverunreinigungen wurden mit Hilfe von Literatur- und Datenrecherchen sowie zusätzlichen Befragungen von Experten aus Forschung, Bundesämtern und kantonalen Gewässerschutzfachstellen analysiert und ausgearbeitet. Dabei zeigte sich, dass für eine effektive Früherkennung von Problemsubstanzen auch das Informationsnetzwerk zwischen Ämtern und Fachstellen innerhalb des Kantons, kantonalen Gewässerschutzfachstellen, Forschungsinstituten,

Bundesämtern und wichtigen Gewässerschutzinstitutionen aus dem benachbarten Ausland von zentraler Bedeutung ist. In diesem Informationsnetzwerk sollen alle relevanten Informationen für die Früherkennung und die Aktualisierung der kantonalen Monitoringprogramme ausgetauscht werden. Dazu gehören z.B. neue Informationen zur Verwendung von Chemikalien, zur landwirtschaftlichen Nutzung, zu Veränderungen in Industrie und Gewerbe sowie Erkenntnisse aus Messkampagnen anderer Kantone und Forschungsergebnisse.

Die Ansätze zur Früherkennung problematischer Mikroverunreinigungen und die wichtigsten Bestandteile des Informationsflusses sind im Gesamtschema (Abb. 2) zusammengefasst. Hier wird auch die Beurteilung der Belastung als Bestandteil des Früherkennungsprozesses betrachtet, denn erst durch einen Vergleich mit Wirkungsschwellen oder Qualitätskriterien kann beurteilt werden, welche der gemessenen Konzentrationen von Mikroverunreinigungen problematisch sind.

Bei den Beurteilungskriterien, aber auch bei den Daten zu Verwendung, Umweltverhalten und Toxizität der Substanzen zeigt sich ein deutlicher Handlungs- und Forschungsbedarf. Für eine Vielzahl von Substanzen sind keine Daten zur eingesetzten Menge und zum Umweltverhalten vorhanden, und vorhandene Verwendungsdaten sind häufig nicht öffentlich zugänglich.

Die Früherkennung von Mikroverunreinigungen könnte in Zukunft durch eine bessere Datenverfügbarkeit und durch die Entwicklung weiterer Qualitätskriterien noch verbessert werden. Ausserdem würde eine Institutionalisierung des Informationsnetzwerks, z.B. durch die Schaffung einer zentralen Stelle auf Bundesebene, welche für die Zusammenstellung und Weiterleitung aller relevanten Daten und Informationen zuständig ist, den Aufwand der Datenbeschaffung für die Kantone reduzieren.

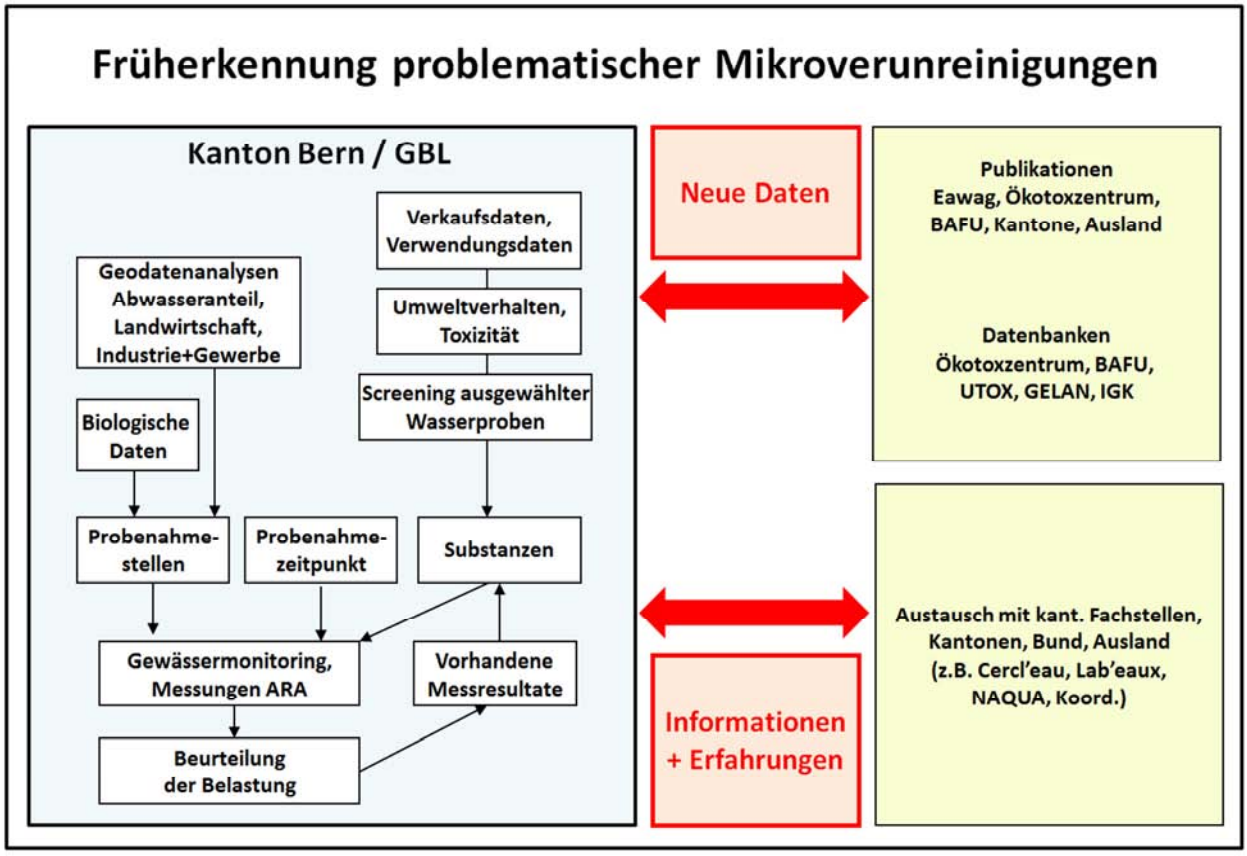

Abb. 2 Gesamtschema „Früherkennung problematischer Mikroverunreinigungen“

1 *Einleitung*

1.1 Definition und Problematik

Als *Mikroverunreinigungen* werden Substanzen bezeichnet, die in sehr niedrigen Konzentrationen (ng/l bis µg/l) in den Gewässern vorkommen und dort zu kurz- oder langfristigen negativen Beeinträchtigungen der Gewässerlebewesen oder zu Verunreinigungen des Trinkwassers führen können. Mikroverunreinigungen umfassen ein breites Spektrum an organischen und anorganischen Stoffen mit hauptsächlich anthropogenem Ursprung. Diese Stoffe können auf unterschiedliche Weise in die ober- und unterirdischen Gewässer gelangen (BAFU 2009; AWEL 2004) (s. Kap. 1.2).

Aufgrund der sich rasch entwickelnden Analysemethoden (s. Kap. 1.3) und der zunehmenden Anzahl täglich verwendeter Chemikalien werden immer mehr Rückstände von Substanzen in tiefen Konzentrationen in den Gewässern nachgewiesen. In der EU sind gegenwärtig ca. 100'000 verschiedene Chemikalien registriert, wovon bis zu 70‘000 in täglichem Gebrauch sind (Schwarzenbach et al. 2006). In der Schweiz sind über 30‘000 Chemikalien in täglichem Gebrauch (Eawag 2010). Es ist nicht bekannt, wie viele davon direkt oder potenziell wasserrelevant sind. Fortlaufend werden neue Stoffe, sogenannte "emerging contaminants", entdeckt (Kümmerer 2010). Dabei handelt es sich häufig nicht um neue oder neu in den Gewässern vorkommende Stoffe, sondern um solche, die erst seit kurzer Zeit analytisch nachweisbar sind (Sacher und Brauch 2005). Es gibt auch eine Reihe von Stoffen, die zwar noch nicht gemessen wurden, die aber aufgrund von Anwendungen von Produkten (z.B. Fassadenanstrichen) oder bestimmter Prozesse (z.B. Verbrennungsprozesse, Verkehr) zu erwarten sind (Kümmerer 2010).

Wie sich eine Substanz in der Umwelt verhält und ob sie in die Gewässer gelangt, hängt von den chemisch-physikalischen Eigenschaften der Substanz ab. Besonders problematisch sind wasserlösliche, schlecht abbaubare Substanzen, die sich in der Umwelt verteilen und kurz- oder langfristige ökotoxikologische Effekte hervorrufen oder auch schlecht wasserlösliche Substanzen, die sich in Nahrungsketten anreichern. Für verschiedene Substanzen wurden solche nachteiligen Effekte (z.B. die Hemmung von Photosynthese bei Algen oder Schädigungen des Nerven- und Immunsystems von aquatischen Organismen) bereits für die sehr tiefen Konzentrationen, in denen sie in Gewässern vorkommen, nachgewiesen (NFP50; Eawag 2010; Chèvre et al. 2006; Escher et al. 2008). Ein Beispiel, das viel öffentliche Aufmerksamkeit erhielt, ist die verminderte Reproduktion von Fischen durch hormonaktive Substanzen aus Kunststoffen und Kontrazeptiva (Eawag 2010; AWEL 2006a).

Generell lässt sich sagen, dass Gewässerorganismen, die den Substanzen permanent oder zumindest während eines grossen Teils ihres Lebens ausgesetzt sind, in weitaus grösserem Ausmass von Schädigungen durch Mikroverunreinigungen betroffen sind als Menschen. Für

die meisten Substanzen kann nach derzeitigem Kenntnisstand bei den im Trinkwasser nachgewiesenen Konzentrationen eine Gesundheitsgefährdung ausgeschlossen werden (Sacher und Brauch 2005, Merkel 2004). Trotzdem treten immer wieder einzelne problematische Substanzen auf, was auch für die Trinkwasseraufbereitung eine zunehmende Herausforderung darstellt (Schärer et al. 2010).

Zudem hat die Schweiz als "Wasserschloss" Europas eine besondere Verantwortung gegenüber ihren Nachbarstaaten (Obliegerverantwortung). Täglich werden mit dem Rhein und der Rhone grosse Frachten an Mikroverunreinigungen ins benachbarte Ausland transportiert (Schärer et al. 2010). Dabei summieren sich auch sehr geringe Konzentrationen zu beträchtlichen Frachten auf. Beispielsweise bedeutet die im Rhein bei Basel gemessene Konzentration des Antiepileptikums Carbamazepin von 15 ng/l, dass täglich über 1 kg dieser hoch aktiven Substanz flussabwärts transportiert wird (Eawag 2010).

Die Problematik der Mikroverunreinigungen wird zusätzlich dadurch kompliziert, dass Trinkwasserkonsumenten und Gewässerorganismen nicht nur einer Einzelsubstanz, sondern einem immer komplexer werdenden Cocktail von Chemikalien ausgesetzt sind. Während die Effekte von vielen Einzelsubstanzen bekannt sind, weiss man noch relativ wenig über die kombinierten Wirkungen von Chemikalien (Mischungstoxizitäten), die für eine gesamtheitliche Beurteilung der Gewässerqualität von hoher Bedeutung sind. Ausserdem wird die Toxizität von Substanzen für Gewässerorganismen auch durch die Wirkungen von multiplen Stressoren, wie z.B. UV-Strahlung oder erhöhten Temperaturen, beeinflusst (Eawag 2010).

Mikroverunreinigungen sind im Gewässerschutz eine relativ neue Herausforderung, und die Angaben in der Literatur sind teilweise noch ungenügend für eine gesamthafte Beurteilung der Gewässerbelastung (AWEL 2004). Auch gesetzliche Grenzwerte sind für die meisten Substanzen noch nicht vorhanden (s. Kap. 1.4). Neben Wissensunsicherheiten über die öko- und humantoxikologische Wirkung fehlen auch weitgehende Kenntnisse über Einträge und Konzentrationen sowie zum Schicksal der Stoffe im Gesamtsystem der Siedlungswasserwirtschaft (Sacher und Brauch 2005; BAFU 2006; Götz et al. 2010a).

Die Beurteilung und Reduzierung von Mikroverunreinigungen werden auch in Zukunft eine grosse Herausforderung für ein nachhaltiges Wassermanagement sein (Schwarzenbach 2006; Ternes 2007). Die Risikoabschätzung für eine solche Vielfalt an Stoffen erfordert einen immensen Aufwand (Kümmerer 2010). Ausserdem ist aufgrund der anwachsenden Bevölkerung, der steigenden Lebenserwartung und der fortschreitenden Entwicklung chemischer Produkte mit einem weiteren Anstieg von Chemikalienrückständen in den Gewässern zu rechnen (Eawag 2010).

Da es bei weitem nicht möglich ist, alle Substanzen überall zu jedem Zeitpunkt zu messen, braucht es ein möglichst effizientes und effektives Vorgehen zur frühzeitigen Erkennung besonders problematischer Substanzen.

1.2 Substanzgruppen und Eintragspfade

Der Begriff *Mikroverunreinigungen* umfasst im Gewässer auftretende Rückstände von Chemikalien aus verschiedensten Bereichen wie z.B. Haushalt, Spitälern, Industrie und Gewerbe, Verkehr oder Landwirtschaft (AWEL 2006a). Die Substanzen werden je nach Fragestellung auf sehr unterschiedliche Weise in Gruppen eingeteilt, wobei die verschiedenen Gruppen meist Substanzen mit sehr unterschiedlichen chemischen Strukturen und Eigenschaften (wie z.B. Wasserlöslichkeit, biologische Abbaubarkeit, Toxizität, etc.) enthalten (Kümmerer 2010).

In der Literatur finden sich Gruppeneinteilungen nach Wirkmechanismus (z.B. endokrin wirksame oder Photosynthese hemmende Substanzen), nach Anwendung (Arzneimittel, Reinigungsmittel, Körperpflegeprodukte, Pestizide/Biozide, Zusatzstoffe in Lebensmitteln, Farbstoffe, Kraftstoffadditive etc.) oder nach Eintragspfaden. Ein Beispiel für eine mögliche Einteilung, hier nicht nach einheitlichen Kriterien, ist in Abb. 3 dargestellt.

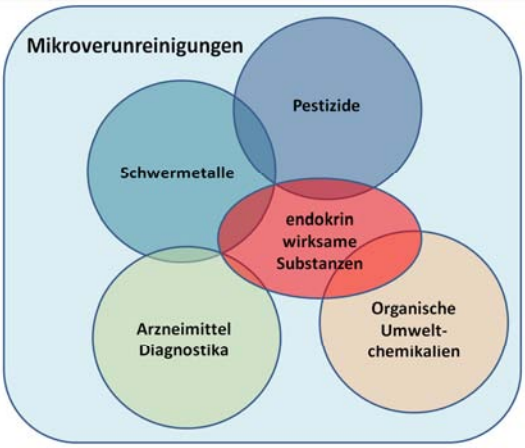

Abb. 3 Übersicht über die Stoffgruppen (nach: AWEL 2004)

Zu den wichtigsten Eintragspfaden für Mikroverunreinigungen gehören oberflächliche Abschwemmungen aus Landwirtschafts- oder Siedlungsgebieten und gereinigtes Abwasser (Nafo et al. 2009; AWEL 2004). Die heutigen Abwasserreinigungsverfahren sind nicht auf die Elimination solcher Verunreinigungen im Spurenbereich ausgerichtet, deshalb passieren viele Substanzen die Kläranlagen praktisch unverändert und werden so in die Gewässer eingetragen (Ternes 2007). Ausserdem gelangt ein kleiner Anteil des Abwassers ungereinigt durch undichte Kanalisationen und über Mischwasserentlastungen bei starken Regenfällen in die Gewässer (Götz et al. 2010a). Eine Übersicht der verschiedenen Einträge ist in Abb. 4 dargestellt, wobei zwischen Punktquellen (z.B. Sickerwässer von Deponien) und diffusen Quellen (z.B. atmosphärischer Transport) unterschieden wird (Götz et al. 2010b). Die gleichen Wirkstoffe werden dabei zum Teil auf verschiedenen Pfaden eingetragen, und die relative Bedeutung der einzelnen Eintragspfade variiert von Substanzklasse zu Substanzklasse. Bezüglich Eintragsdynamik und Konzentrationen im Gewässer gibt es ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den Gruppen. Während Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser kontinuierlich in meist geringen Konzentrationen eingetragen

werden und hauptsächlich chronische Effekte verursachen, können beispielsweise landwirtschaftliche Pestizide saisonal und pulsartig in sehr hohen Konzentrationen auftreten und akute Effekte verursachen (Götz et al. 2010a).

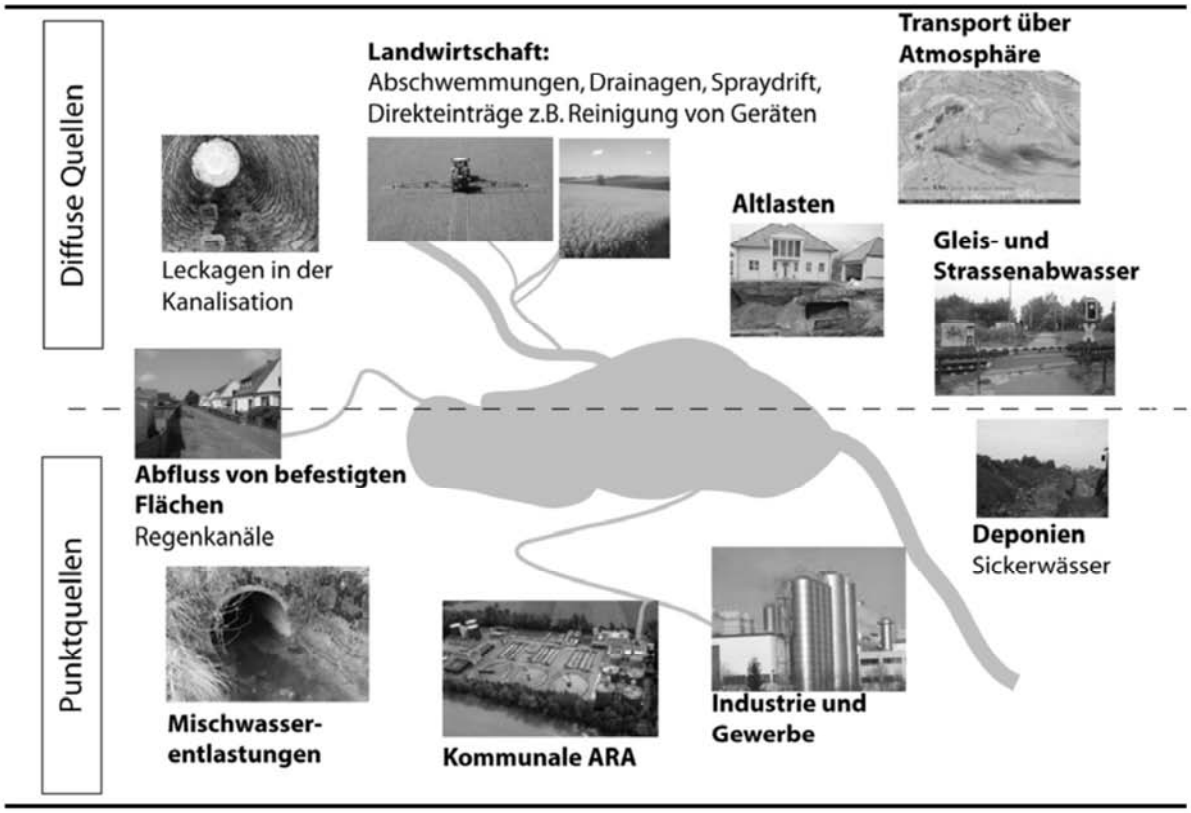

Abb. 4 Punktquellen und diffuse Quellen von Mikroverunreinigungen in Oberflächengewässern (Götz et al. 2010b)

Im Folgenden werden einige Beispiele der wichtigsten Substanzgruppen mit den entsprechenden Eintragspfaden kurz erläutert:

Pestizide / Biozide

Unter diese Bezeichnungen fallen biologisch hochaktive Substanzen, die zur Bekämpfung von unterwünschten Tieren, Pflanzen, Pilzen und Mikroorganismen eingesetzt werden (AWEL 2004). Der Begriff *Biozide* bezeichnet allgemein Substanzen zur Schädlingsbekämpfung, während der Begriff *Pestizide* speziell für Pflanzenschutzmittel (PSM) verwendet wird.

Pestizide werden in der Landwirtschaft, im Hobbygartenbau und für die Pflege von Grünflächen, Sportplätzen und Strassen verwendet. In der Schweiz sind über 450 Pestizidwirkstoffe als PSM zugelassen, diese werden in über 1000 verschiedenen Produkten verkauft. Der jährliche Verbrauch von landwirtschaftlichen Pestiziden beträgt ca. 1400 Tonnen (BLW 2007).

Biozide werden beispielsweise in Holzschutzmitteln, Baumaterialien, Fassadenanstrichen oder zur Schädlingsbekämpfung im Haushalt verwendet. Die Wirkstoffe sind dabei z.T. die

gleichen wie bei den landwirtschaftlichen Pestiziden. Der Jahresverbrauch von bioziden Wirkstoffen in der Schweiz wird auf ca. 7'400 Tonnen (ca. 2'000 Tonnen ohne Desinfektionsmittel auf Alkohol- und Chlorbasis) geschätzt (Bürgi et al. 2007).

Pestizide und Biozide gelangen über verschiedene Eintragspfade in die Gewässer. Emissionen entstehen durch Versickerung im Boden und Transport ins Grundwasser, durch oberflächliche Abschwemmungen von Landwirtschafts- und Siedlungsflächen und Gebäuden und anschliessendem Eintrag in Oberflächengewässer (direkt oder via Kläranlagen) oder ins Grundwasser (BAFU 2006). Verschiedene Messkampagnen haben gezeigt, dass Ausläufe von Kläranlagen beträchtliche Frachten von Pestiziden in die Gewässer einleiten (AWA 2010; VOKOS 2010; AFU 2010).

Die Eintragsdynamik der Stoffe hängt von der jeweiligen Anwendung ab. Landwirtschaftliche Pestizide treten insbesondere bei Regenereignissen während der Hauptapplikationsperiode im Frühjahr und Herbst in hohen Konzentrationen in den Gewässern auf (GBL 2007), während z.B. Biozide aus Gebäudefassaden ganzjährlich bei Regenereignissen in die Gewässer gelangen (Walser et al. 2008).

Arzneimittel und Diagnostika

In nahezu allen abwasserbeeinflussten Gewässern der Schweiz lassen sich Arzneimittel nachweisen, wobei die Konzentrationen für Substanzen aus der Humanmedizin stark mit dem Abwasseranteil korrelieren (Sacher und Brauch 2005). Rückstände von Veterinärpharmaka werden hingegen meist mit der Gülle ausgetragen und können dadurch auch direkt die Gewässer verunreinigen (Merkel 2004). Zu den in Gewässern nachgewiesenen Mikroverunreinigungen gehören Arzneimittel verschiedenster Gruppen wie z.B. Antibiotika, Antiepileptika, Schmerzmittel, Beta-Blocker, Lipidsenker oder Zytostatika (Moldovan 2006; Sacher und Brauch 2005). In verschiedenen internationalen Studien wurden in Oberflächen- und Grundwasser mehr als 80 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe, Diagnostika und Metabolite nachgewiesen (Merkel 2004).

In der Schweiz sind rund 3300 Wirkstoffe als Arzneimittel zugelassen (AWEL 2006a). Die gesamte Verkaufsmenge der 100 meistverkauften Wirkstoffe (Top-100) betrug im Jahr 2009 mehr als 1800 Tonnen (Arzneimitteldaten IMS Health GmbH). Von dieser jährlich verwendeten Menge wird je nach Substanz ein unterschiedlich grosser Anteil über Urin und Fäzes ausgeschieden und gelangt so ins Abwasser. Zusätzlich werden schätzungsweise 5-10% der Medikamente unsachgemäss über die Toilette entsorgt. Punktquellen wie Spitäler und Firmen, die pharmazeutische Produkte verarbeiten, können lokal zu einer erhöhten Arzneistoffbelastung des Abwassers führen (AWEL 2004).

Für eine Abschätzung des Umweltrisikos ist die Datenlage für viele Arzneimittel noch unzureichend. Es stehen erst wenige ökotoxikologische Ergebnisse und Daten zum

Verhalten von Pharmaka in Fliessgewässern und Seen zur Verfügung (Moldovan 2006). Auch über die Langzeiteffekte und synergistischen Effekte von Arzneistoffen auf die aquatischen Lebewesen ist nahezu nichts bekannt (European Commission 2002).

Endokrin wirksame Substanzen

Unter dem Begriff *endokrin wirksame* oder *hormonaktive Substanzen* (engl. *endocrine disrupting compounds / EDCs*) werden Chemikalien und Metaboliten aus verschiedenen Produkten und Anwendungen zusammengefasst, die das hormonelle System von Lebewesen beeinflussen, indem sie Hormone ersetzen oder nachahmen oder aber Hormone in ihrer Wirkung verstärken, hemmen oder blockieren (Sacher und Brauch 2005). Viele dieser Substanzen werden in Abwasserreinigungsanlagen nicht vollständig eliminiert und lassen sich in abwasserbeeinflussten Fliessgewässern und im Grundwasser nachweisen (Sacher und Brauch 2005). Insgesamt stehen über 550 Stoffe unter Verdacht, schädliche Wirkungen auf das Hormonsystem bei Mensch und Tier auszulösen (AWEL 2006a). Negative Auswirkungen auf die aquatische Umwelt können dabei z.B. beim synthetischen Östrogen Ethinylestradiol schon bei Konzentrationen unterhalb von 1 ng/l auftreten (Wenzel et al. 1999; Parrott und Blunt 2005). Mögliche Effekte von endokrin wirksamen Substanzen sind Reproduktions- und Entwicklungsstörungen. Beispielsweise können synthetische Hormone (Steroide) aus Kontrazeptiva bei Fischen erhebliche Reproduktionsstörungen hervorrufen. Auch bei zahlreichen anderen Tierarten, von Fischen und Greifvögeln bis zu Säugetieren im Wasser und auf dem Land, wurden Fruchtbarkeitsschädigungen wegen hormonaktiver Stoffe nachgewiesen (NFP50).

In der Schweiz beschäftigten sich 2002-2007 diverse Projekte im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms NFP 50 mit dem Thema „Endokrin wirksame Substanzen“. Der Auftrag des Forschungsprogramms mit dem Titel „Hormonaktive Stoffe: Bedeutung für Menschen, Tiere und Ökosysteme“ bestand aus der Entwicklung wissenschaftlicher Strategien zur Beurteilung von Risiken und Gefahren der Belastung von Menschen und Tieren durch hormonaktive Stoffe in der Umwelt. In Konsensplattformen wurden gemeinsam mit Vertretern von Behörden und Industrie Empfehlungen für Massnahmen zur Vermeidung negativer Auswirkungen hormonaktiver Stoffe formuliert. Publikationen und weitere Informationen zum Forschungsprogramm sind auf www.nrp50.ch verfügbar.

Weitere organische Umweltchemikalien / VOC (*Flüchtige organische Verbindungen*)

MTBE (*Methyl-tert-Butylether*) ist eine der am häufigsten produzierten organischen Verbindungen mit einem Jahresverbrauch in der Schweiz von rund 100'000 Tonnen (BUWAL 2004a). Verwendet wird MTBE als Zusatzstoff im Benzin. Dabei wird ein Teil dieser gut wasserlöslichen Substanz, die durch Verdunstung und Abgasausstoss in die Atmosphäre

gelangt, nicht abgebaut und diffus mit dem Regenwasser und dem Oberflächenabfluss in die Gewässer eingetragen. Zusätzlich können durch Punktquellen wie Unfälle, Leckagen oder Bootsmotoren lokal grössere Mengen der Substanz in die Umwelt gelangen (Höhener 2005). Die MTBE-Konzentrationen im Grundwasser werden durch das nationale Grundwasser-Beobachtungsprogramm (NAQUA) überwacht (NAQUA 2009). Die Messungen zeigen, dass die Substanz zwar meist nur in sehr geringen und unbedenklichen Konzentrationen vorkommt, dass aber in urbanen Regionen und bei Punktquellen mit erhöhten Konzentrationen gerechnet werden muss (Höhener 2005).

BTEX (*Benzol*, *Toluol*, *Ethylbenzol*, *Xylol*): Diese vier aromatischen Kohlenwasserstoffe werden hauptsächlich in Treibstoffen und als Lösungsmittel verwendet. Die Grundwasseruntersuchungen zeigen meist sehr niedrige BTEX-Werte. In Fliessgewässern werden jedoch vereinzelt höhere Konzentrationen nachgewiesen, wobei die Konzentrationsmaxima dieser meist gemeinsam auftretenden Stoffe häufig auf den Sommer fallen (AWEL 2004).

POP (*persistente organische Schadstoffe*, engl. *persistent organic pollutants*) bezeichnet schwer abbaubare, halogenierte organische Verbindungen. Diese sind toxisch und über lange Zeit stabil in der Umwelt zu finden. Die meisten dieser Verbindungen, wie z.B. *Polychlorierte Biphenyle* (PCB) oder *Dichlordiphenyltrichlorethan* (DDT), sind heute in der Schweiz nach Stoffverordnung oder neu nach Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung verboten (AWEL 2004).

Schwermetalle

Die Schwermetalle Kupfer, Eisen, Nickel, Zink und Chrom sind für Lebewesen essentielle Spurenelemente. Sie dürfen in den Gewässern aber nur in sehr niedrigen Konzentrationen vorliegen, sonst sind sie toxisch. Auch die nicht-essentiellen Metalle wie Blei, Cadmium und Quecksilber sind schon in sehr niedrigen Konzentrationen akut toxisch (AWEL 2006b).

Schwermetalle in den Gewässern stammen häufig aus Strassen- oder Gleisabwasser oder aus der Industrie (z.B. Galvanik oder Leiterplattenherstellung). Kupfer und Zink werden auch von Dächern, Abflussrohren und Leitungen ausgewaschen (AWEL 2004, Langbein et al. 2006). Das Vorkommen von Schwermetallen in den Gewässern kann aber auch einen geogenen Ursprung haben (Nafo et al. 2009). In der Gewässerschutzverordnung sind für Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink maximal zulässige Konzentrationen als Anforderungen unter Berücksichtigung der toxischen Eigenschaften für die Oberflächengewässer definiert (GSchV, Anhang 2).

Im Kanton Bern liegen seit 2005 Schwermetalluntersuchungen der Gewässer vor. Für die Beurteilung der Belastung werden auch die Gehalte in den Sedimenten analysiert (VOKOS 2010). Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass die Belastung durch Schwermetalle

zwar im Allgemeinen deutlich abgenommen hat, dass aber in einzelnen Gewässern (z.B. Birs) trotzdem noch Handlungsbedarf besteht (VOKOS 2010).

Neben den oben erwähnten Gruppen von anthropogenen Mikroverunreinigungen können auch Substanzen mit natürlichem Ursprung wie z.B. Cyanotoxine oder Mykotoxine die Gewässer verunreinigen. Ausserdem sind bei allen Substanzen auch mögliche Umwandlungsprodukte zu beachten, da diese z.T. toxischer sein können als ihre Ausgangssubstanzen (Kümmerer 2010).

1.3 Analytik

Erst durch die heutigen hoch entwickelten und leistungsstarken Analysemethoden wurde die Messung von Mikroverunreinigungen in Gewässern überhaupt ermöglicht. Die Analyse organischer Substanzen im Spurenbereich umfasst einen Anreicherungsschritt (z.B. Festphasenanreicherung), eine Trennung der Substanzen durch Chromatographie und eine spezifische Nachweismethode. Häufig wird die sogenannte LC-MS-Methode (Flüssigchromatographie (LC oder HPLC, s. Abb. 5) gekoppelt an Massenspektrometrie (MS)) verwendet - eine Methode, bei deren Entwicklung die Eawag eine wichtige Rolle spielte (Eawag 2010).

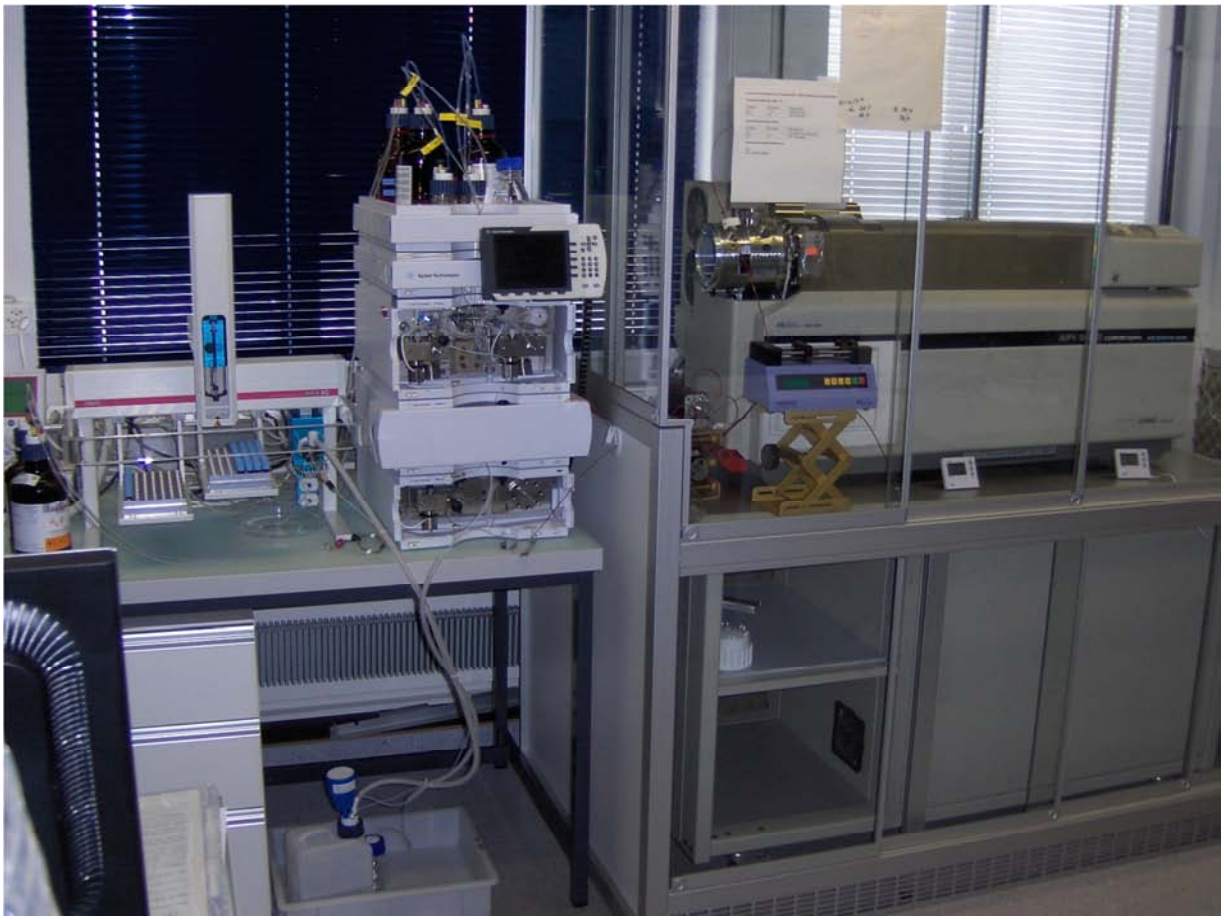

Abb. 5 HPLC-Analysegerät im Gewässer- und Bodenschutzlabor (Foto: Jean-Daniel Berset, GBL)

Eine weitere Analysemethode, GC-MS (Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie), fokussiert hauptsächlich auf flüchtige organische Verbindungen wie BTEX, halogenierte Lösungsmittel und Semivolatiles wie PCB, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Dioxine und teilweise Pestizide (Bachema 2010).
Analysen von Mikroverunreinigungen werden von den kantonalen Gewässerschutzfachstellen nicht immer selbst durchgeführt. Häufig werden Proben zur Analyse aufgrund mangelnder Analysegeräte und -kapazität an Dritte, wie z.B. das Technologiezentrum Wasser in Karlsruhe (TZW), weitergegeben.
Oft werden Wasserproben nicht nur chemisch, sondern auch ökotoxikologisch untersucht. Dazu werden häufig Fische, kleine Krebstiere oder Algen verwendet. Es können auch Tests durchgeführt werden, welche die aufkonzentrierten Wasserproben auf bestimmte Substanzgruppen mit spezifischen Effekten (z.B. östrogene Aktivität, Neurotoxizität oder Photosynthesehemmung) überprüfen. Diese sogenannten Bioassays erlauben die Untersuchung von Effekten komplexer Schadstoffmischungen auf die Gesundheit aquatischer Ökosysteme. Während früher die akute Toxizität (hohe Konzentration während einer kurzen Expositionsdauer) im Vordergrund stand, werden heute auch Tests zur Erfassung der chronischen Effekte (niedrige Konzentrationen über längere Expositionsdauer) entwickelt und verwendet (Eawag 2010).

1.4 Gesetzliche Grundlagen

Regelungen zu Mikroverunreinigungen in den Schweizer Gewässern sind im Gewässerschutzgesetz (GSchG) und in der Gewässerschutzverordnung (GSchV) formuliert. Aufgrund mangelnder Informationen sind jedoch für die meisten Mikroverunreinigungen noch keine numerischen Toleranz- oder Grenzwerte festgelegt. Einzig für Schwermetalle und für organische Pestizide existieren gesetzliche Grenzwerte (GSchV, Anhang 2). So soll z.B. die Konzentration einzelner Pestizide nicht höher als 0.1µg/l sein. Diese Grenzwerte orientierten sich in der Vergangenheit jedoch an den Bestimmungsgrenzen der entsprechenden Analysemethoden und nicht an stoffspezifischen Eigenschaften. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) werden deshalb von Forschern der Eawag und des Ökotoxzentrums neue, ökologisch und toxikologisch begründete (wirkungsbasierte) Qualitätskriterien für Mikroverunreinigungen entwickelt.
Neben den einzelnen numerischen Qualitätsanforderungen im Anhang 2 der GSchV werden in Anhang 1 ökologische Ziele verbal festgelegt. So sollen insbesondere schädliche Stoffe, die durch menschliche Tätigkeiten ins Wasser gelangen, nur in Konzentrationen nahe Null vorhanden sein, wenn sie dort natürlicherweise nicht vorkommen. Ausserdem dürfen von diesen Stoffen keine nachteiligen Einwirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft ausgehen, und die Stoffwechselvorgänge, die Fortpflanzung und die Orientierung von Tieren sollen nicht beeinträchtigt werden. Auch sollen sich keine langlebigen Stoffe in Lebewesen,

Schwebstoffen oder Sedimenten anreichern. Die GSchV verlangt ausserdem, dass diese Substanzen keine nachteiligen Einwirkungen auf die Nutzung des Grundwassers zeigen und dass das Oberflächenwasser nach der Anwendung von angemessenen Aufbereitungsverfahren die Anforderungen der Lebensmittelgesetzgebung erfüllt und das Grundwasser nicht durch Infiltration verunreinigt. Diese Qualitätsanforderungen zeigen zwar die Schutzabsicht des Gesetzgebers auf, sie helfen jedoch bei der Beurteilung der Gewässerbelastung kaum weiter (AWEL 2004).

Neben den Anforderungen an die Gewässerqualität enthält die GSchV auch verbindliche Regelungen für die Einleitung von Industrieabwasser und kommunalem Abwasser. Zusätzlich sind in der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) Toleranz- und Grenzwerte für Substanzen im Trinkwasser festgelegt. Die dort aufgelisteten Substanzen decken jedoch nur einen kleinen Teil der Mikroverunreinigungen ab, beispielsweise Arzneimittel und endokrin wirksame Substanzen sind kaum vorhanden. Sowohl beim Trinkwasser als auch in den Gewässern macht es jedoch Sinn, nicht nur die gesetzlichen Parameter gemäss FIV und GSchV zu untersuchen, sondern, im Sinne einer Früherkennung und im Dienst des Konsumenten, auch weitere und neu auftretende Mikroverunreinigungen zu analysieren.

Zur Verbesserung der Gewässerqualität bezüglich Mikroverunreinigungen hat der Bund als Gesamtziel eine Reduzierung der Mikroverunreinigungen in den Gewässern um 50% festgelegt. Dies soll in erster Linie durch die Erweiterung von Kläranlagen mit zusätzlichen Reinigungsstufen erreicht werden. Eine entsprechende Änderung der Gewässerschutz-verordnung ist momentan in Bearbeitung. Sie fordert eine Reinigungsleistung von 80% gegenüber Rohabwasser für im Abwasser enthaltene Mikroverunreinigungen. Primär sind 3 Kategorien von ARA von der Gesetzesänderung betroffen:

- ARA ab 100‘000 Einwohnerwerten
- ARA mit 10'000 bis 100'000 Einwohnerwerten, bei denen der Anteil des geklärten Abwassers im Vorfluter mehr als 10% der Wassermenge bei Niedrigwasser entspricht.
- ARA mit 10'000 bis 100'000 Einwohnerwerten, welche das geklärte Abwasser in Gewässer einleiten, die für die Trinkwasserversorgung von Bedeutung sind.

Nach diesen Anforderungen müssten ca. 100 der rund 700 ARA in der Schweiz mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe aufgerüstet werden. Im Kanton Bern wären ca. 11 ARA betroffen.

Zusätzlich zu diesen gesetzlichen Anforderungen, die Gewässer und Abwasser direkt betreffen, sind für die Problematik der Mikroverunreinigungen auch Regelungen relevant, welche die Zulassung und Verwendung von Chemikalien betreffen. Entsprechende Regelungen sind in den Verordnungen des neuen Chemikaliengesetztes von 2005 enthalten. Die Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV, SR 814.81) regelt beispielsweise

den Umgang mit besonders gefährlichen Stoffen. Weitere Regelungen, die für die Zulassung und Verwendung von Chemikalien von Bedeutung sind, befinden sich in der Chemikalienverordnung (ChemV) (SR 813.11), in der Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV) (SR 916.161), in der Biozidprodukteverordnung (VBP) (SR 813.12), in der Arzneimittelverordnung (VAM) (SR 812.212.21), in der Tierarzneimittelverordnung (TAMV) (SR 812.212.27), und in der Verordnung über kosmetische Mittel (VKos) (SR 817.023.31).

In der Schweiz wird zunehmend eine Abstimmung mit den europäischen Gesetzen angestrebt. Die Bestimmungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind für die Schweiz zwar nicht verbindlich, sie werden jedoch als Orientierungshilfe verwendet. Verbindlich sind einzelne internationale Vereinbarungen, die in der GSchV berücksichtigt werden:

- Das Übereinkommen vom 22. September 1992 über den Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR-Übereinkommen);
- Die Vereinbarung vom 29. April 1963 über die Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR) gegen Verunreinigung;
- Das Übereinkommen vom 3. Dezember 1976 zum Schutz des Rheins gegen chemische Verunreinigung (Götz et al. 2010b).

2 *Ansätze zur Früherkennung von Mikroverunreinigungen*

In diesem Kapitel werden die verschiedenen Möglichkeiten zur frühzeitigen Erkennung von problematischen Mikroverunreinigungen besprochen. Die Ansätze wurden nach folgenden Themenbereichen bzw. Quellen von Mikroverunreinigungen gegliedert: Landwirtschaft, kommunales Abwasser, Industrie und Gewerbe, Siedlungsflächen und Strassen- und Gleisabwasser. Im Weiteren werden die Ansätze der Modellierung und der Arealstatistik kurz erläutert. Im Kapitel Chemie-Monitoring werden allgemeine Punkte zur Auswahl der Substanzen, der Probenahmestellen und des Probenahmezeitpunkts besprochen. Zusätzlich wird der Ansatz des Screenings kurz besprochen. Danach werden die biologischen Indikatoren für Mikroverunreinigungen diskutiert und zum Schluss die Aktualisierung und der Austausch als wichtige Bestandteile des Früherkennungsprozesses.

2.1 Mikroverunreinigungen aus der Landwirtschaft

Zu den Mikroverunreinigungen aus der Landwirtschaft gehören Pflanzenschutzmittel (PSM), Veterinärpharmaka (Tierarzneimittel) und Futtermittelzusatzstoffe. PSM werden während der Vegetationsperiode in verschiedenen landwirtschaftlichen Anwendungen ausgebracht und gelangen während der Anwendung und bei Regenereignissen oder in Einzelfällen auch durch unsachgemässe Anwendung oder Entsorgung in die Gewässer (Keusen et al. 2010). Auch Veterinärpharmaka wurden in den letzten Jahren vielfach in Böden und Gewässern

nachgewiesen (Thiele-Bruhn 2003; Hembrock-Heger 2007). Sie gelangen durch Versickerung oder oberflächliche Abschwemmungen von Gülle in die Gewässer (Kreuzig et al. 2007). Futtermittelzusatzstoffe gelangen über dieselben Eintragspfade in die Gewässer wie Veterinärpharmaka, daher können die Belastungen auf ähnliche Weise abgeschätzt werden. Auf diese Substanzgruppe wird hier nicht im Detail eingegangen.

Für PSM, Veterinärpharmaka und Futtermittelzusatzstoffe liegen keine schweizweiten Geodaten zu Einträgen in die Gewässer vor. Räumliche Analysen (Geodatenanalysen) der landwirtschaftlichen Nutzung liefern jedoch Hinweise auf Art und Menge von eingesetzten Substanzen, mit deren Hilfe die Belastung der Gewässer abgeschätzt werden kann.

Abb. 6 zeigt schematisch die wichtigsten Elemente für eine Früherkennung von problematischen Mikroverunreinigungen aus der Landwirtschaft, aufgeteilt in Pflanzenschutzmittel (grün) und Veterinärpharmaka (orange).

In der Mitte sind (blau) die überschneidenden Prozesse dargestellt. Für beide Substanzgruppen können Screenings und vorhandene Messresultate helfen, prioritäre Substanzen festzulegen. Zudem spielt hier die Auswahl der Probenahme-Zeitpunkte eine wichtige Rolle, da Substanzen aus der Landwirtschaft meist saisonal und/oder wetterabhängig eingetragen werden. Die im Gewässermonitoring und in ARA-Ausläufen gemessenen Konzentrationen müssen danach bezüglich ihrer möglichen Effekte beurteilt werden.

Die Probenahmestellen für PSM können aufgrund des Ackeranteils, des Flächenanteils einzelner Kulturen oder auch aufgrund biologischer Defizite ausgewählt werden. In Kombination mit den Informationen zu den eingesetzten PSM in einzelnen Kulturen kann der Flächenanteil der Kulturen auch für die spezifische Substanzauswahl in einem Einzugsgebiet verwendet werden. Zudem ermöglichen regionale oder gesamtschweizerische Verkaufszahlen eine Ermittlung der meistverwendeten PSM.

Zur Substanzauswahl von Veterinärpharmaka können ebenfalls Verwendungs- oder Verkaufsdaten betrachtet werden. Für die Auswahl der Probenahmestellen, d.h. für die Ermittlung der Fliessgewässerabschnitte mit den potenziell höchsten Belastungen, kann der Viehbestand in Kombination mit der Hanglage Hinweise liefern.

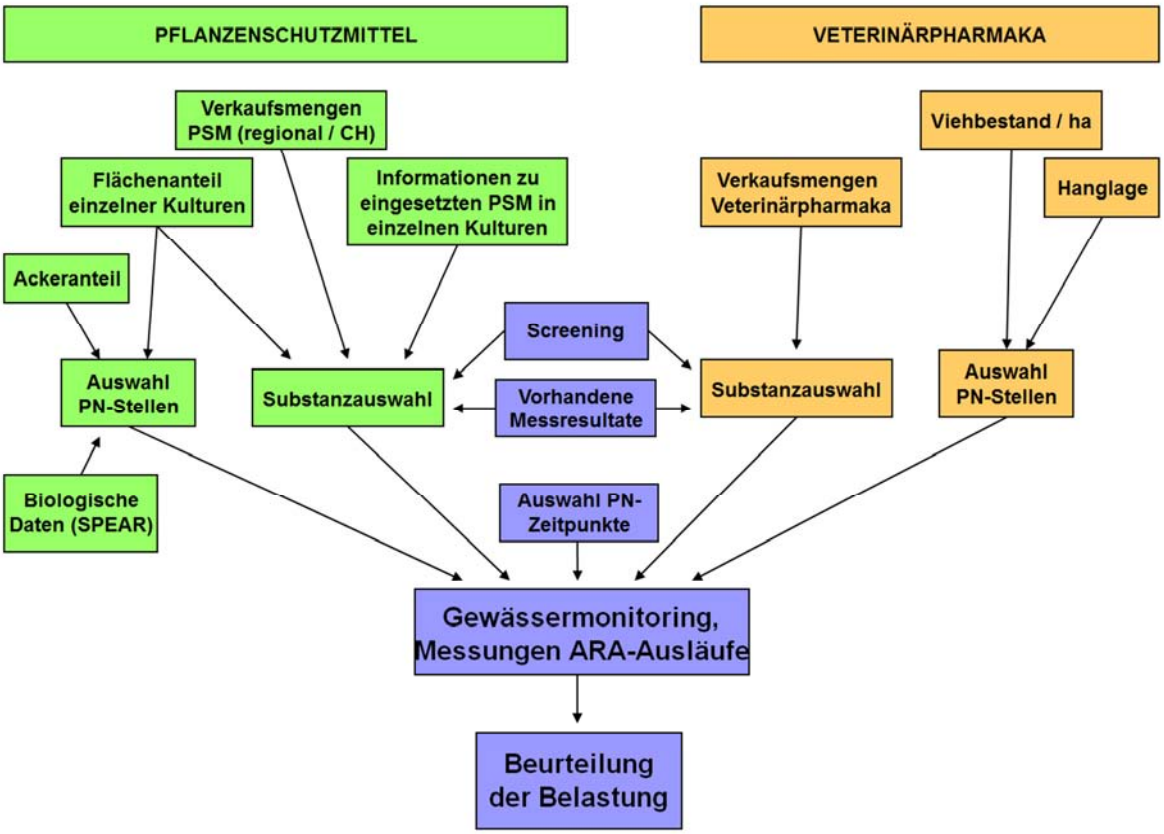

Abb. 6 Früherkennungsprozess für Mikroverunreinigungen aus der Landwirtschaft

Pflanzenschutzmittel (PSM)

Ackeranteil und Flächenanteile einzelner Kulturen

Der Anteil offener Ackerfläche in einem Einzugsgebiet kann als Mass für potenzielle Einträge von PSM (hauptsächlich Herbiziden) betrachtet werden (Keusen et al. 2010). Abb. 7 zeigt eine grobe Einteilung des Kantons Bern in Gebiete mit unterschiedlichem Ackeranteil. Darauf ist eine deutliche Abstufung zu erkennen vom voralpinen Kantonsteil mit einem geringen Ackeranteil bis zum Seeland mit einem sehr hohen Ackeranteil. Die erwartete hohe Belastung im Seeland wurde bestätigt durch Messwerte des GBL, welche in den Kanälen des Seelandes stark erhöhte Pestizidkonzentrationen zeigten.

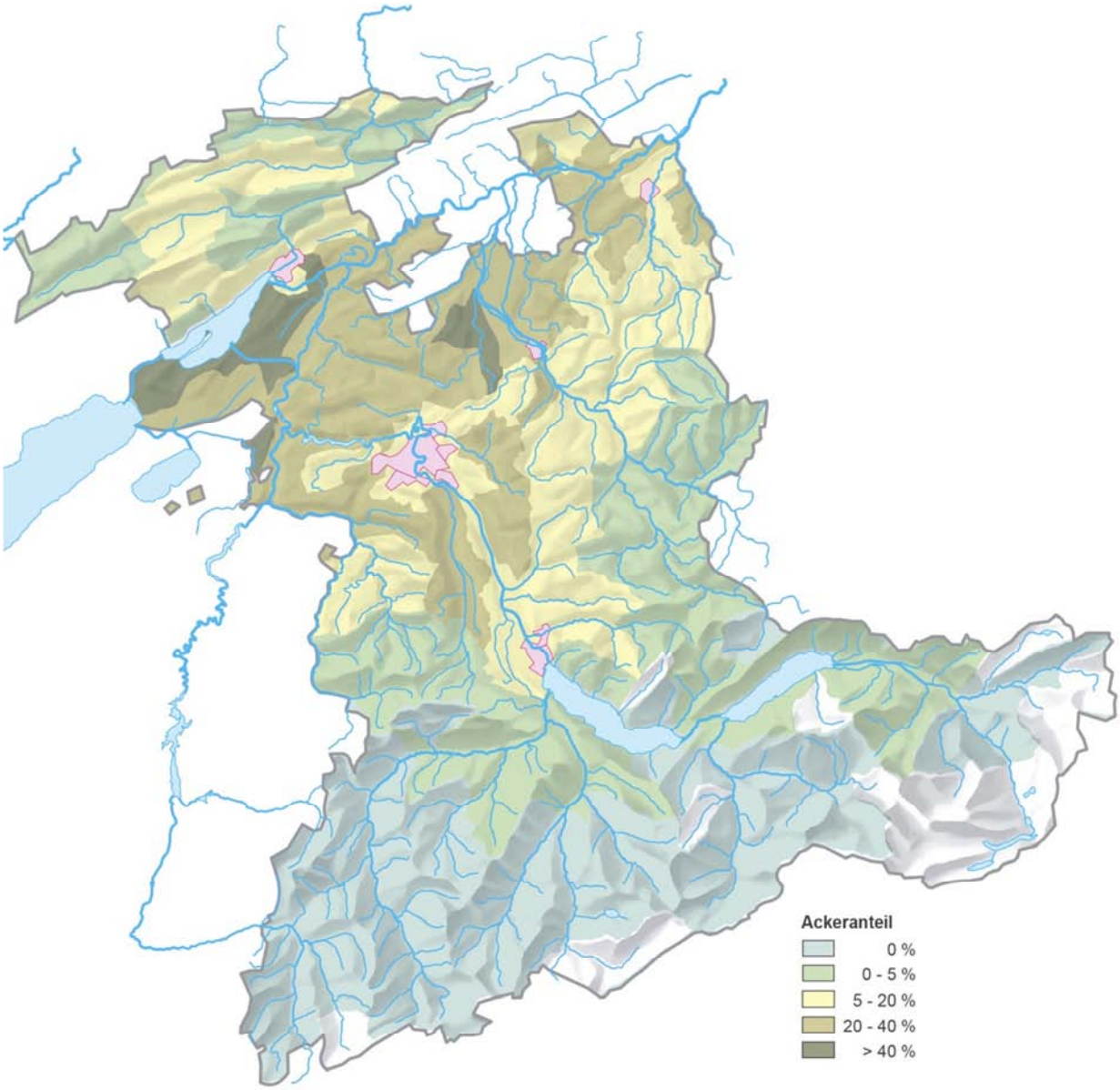

Abb. 7 Anteil Ackerfläche in den Regionen des Kantons Bern

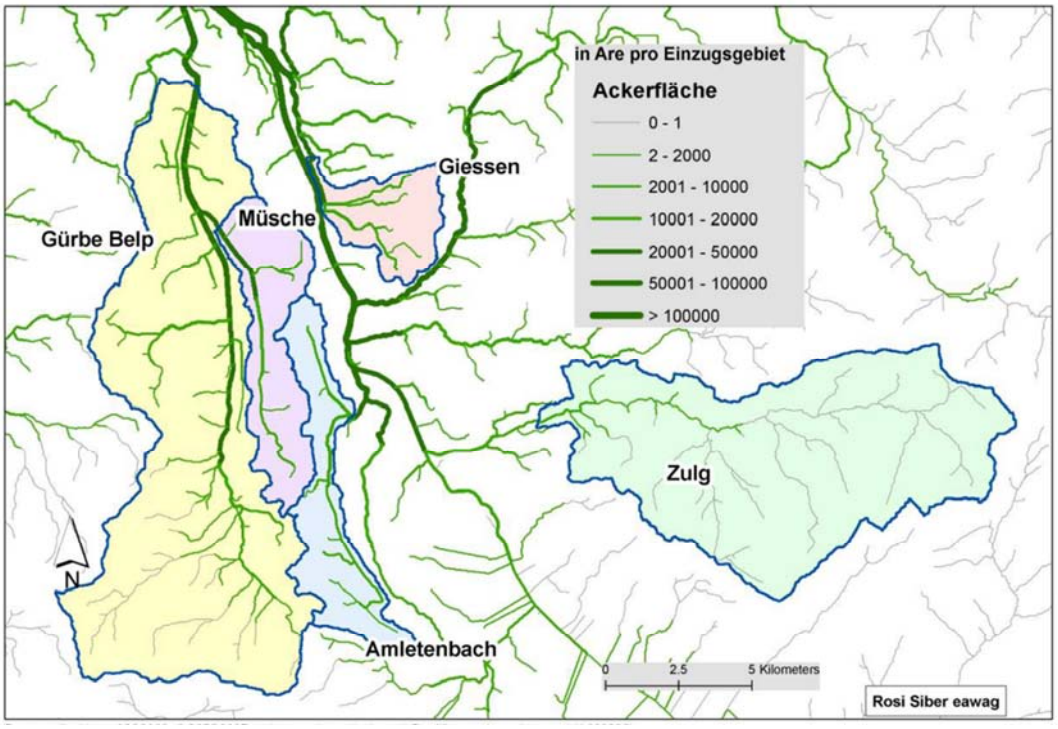

Abb. 8 Kumulierte Ackerfläche (aus: Götz et al. 2009b)

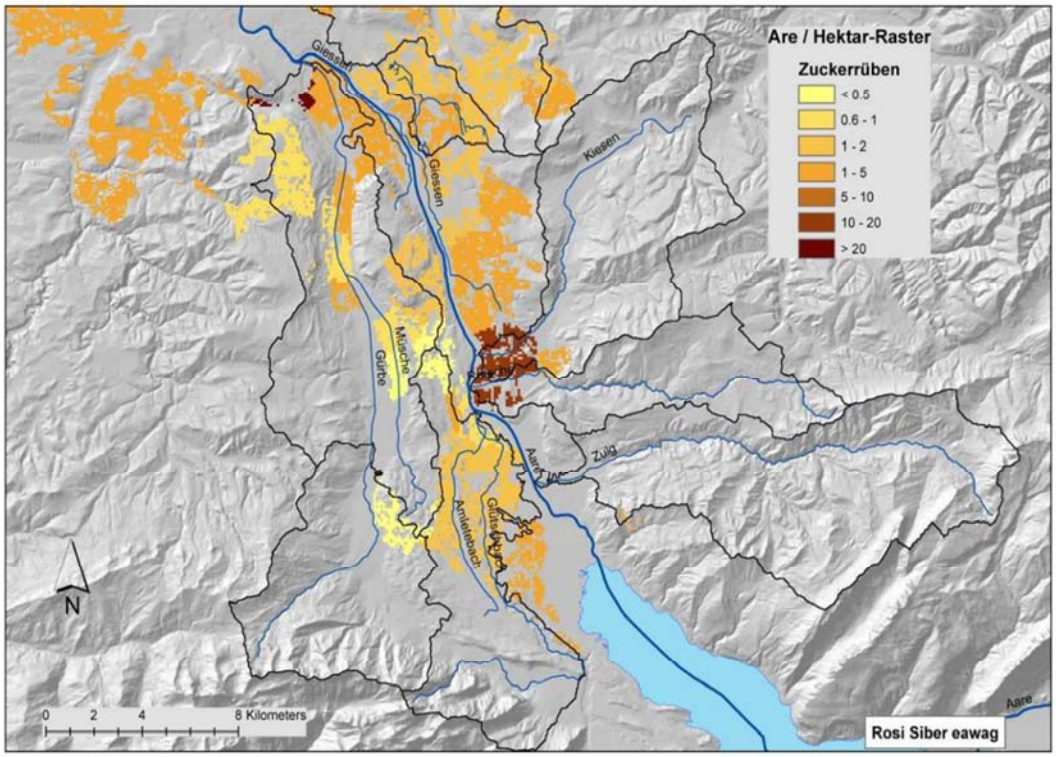

Abb. 9 Relative Anbaudichte von Zuckerrüben (aus: Götz et al. 2009b)

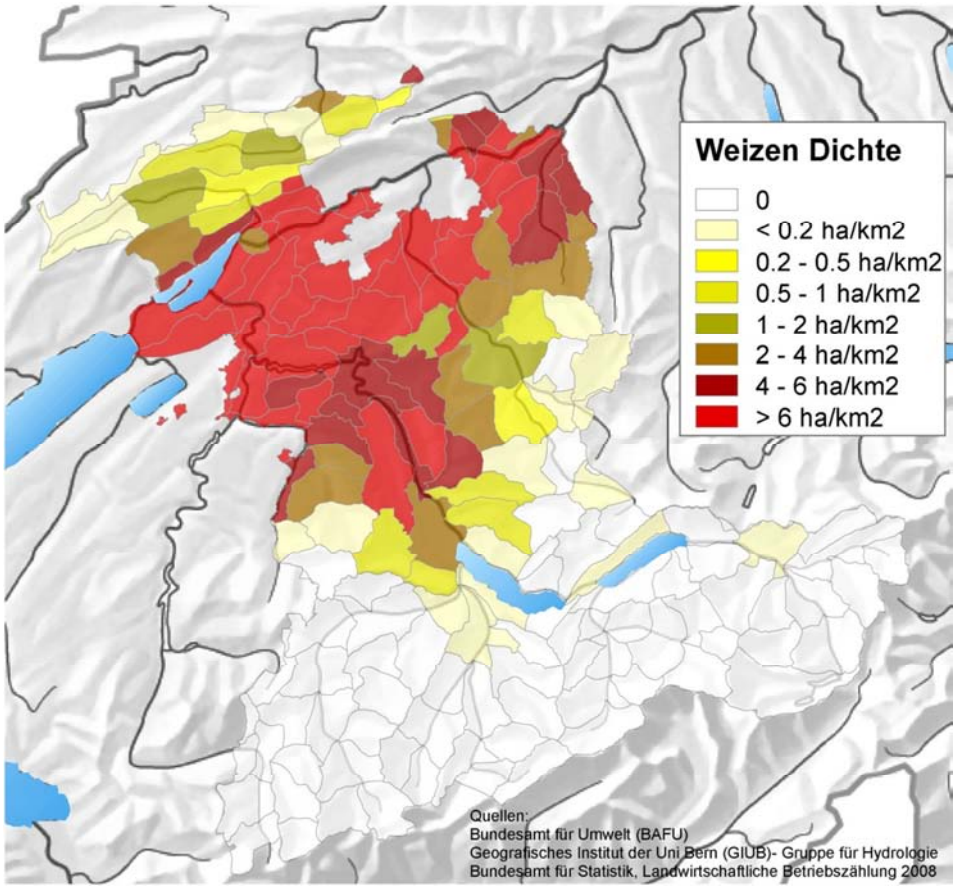

Abb. 10 Anbaudichte Weizen in den Basiseinzugsgebieten des Kantons Bern (I. Wittmer)

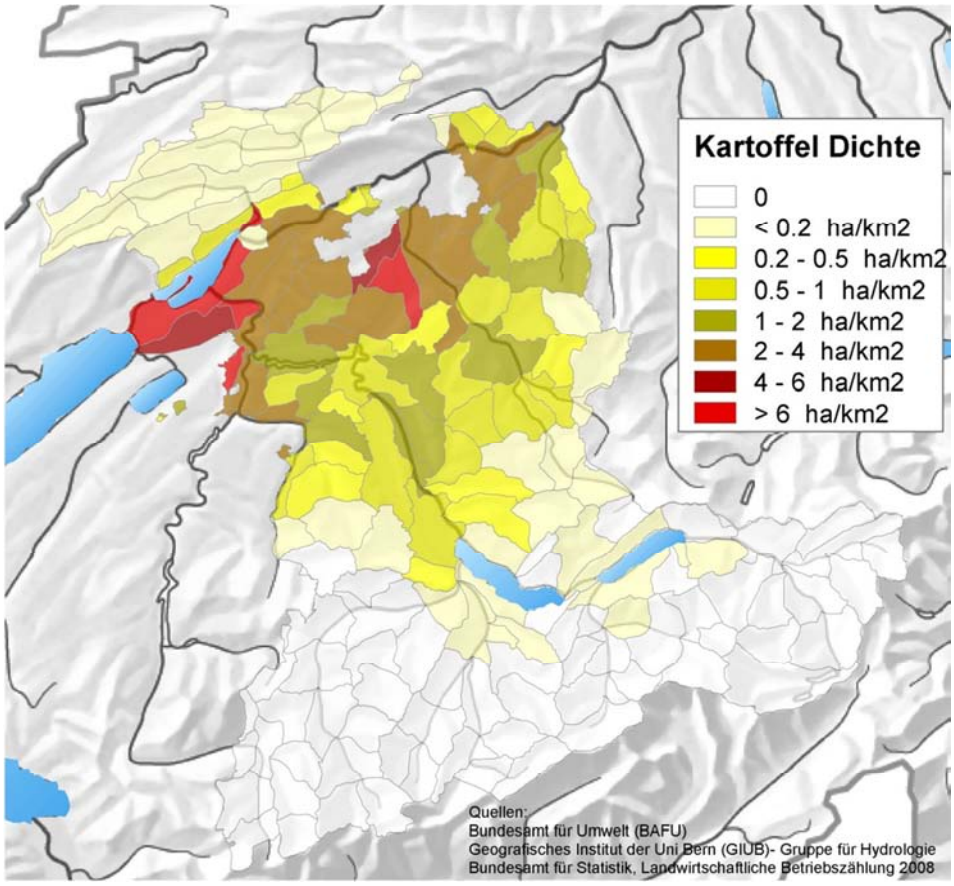

Abb. 11 Anbaudichte Kartoffeln in den Basiseinzugsgebieten des Kantons Bern (I. Wittmer)

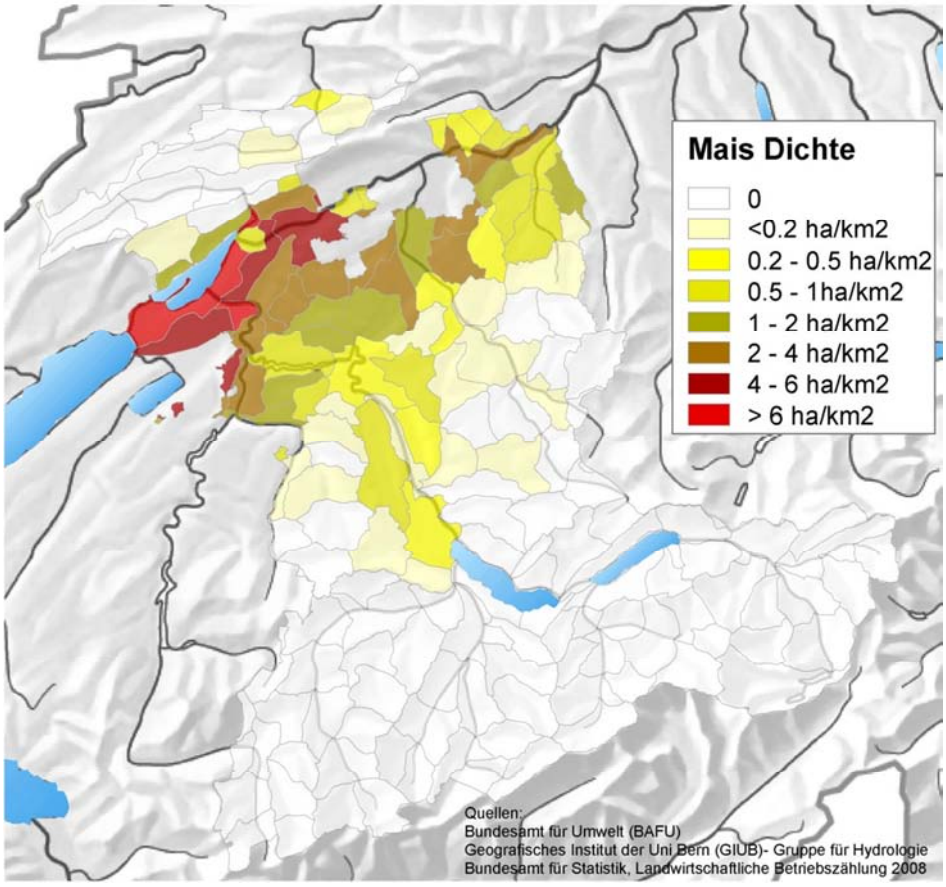

Abb. 12 Anbaudichte Mais in den Basiseinzugsgebieten des Kantons Bern (I. Wittmer)

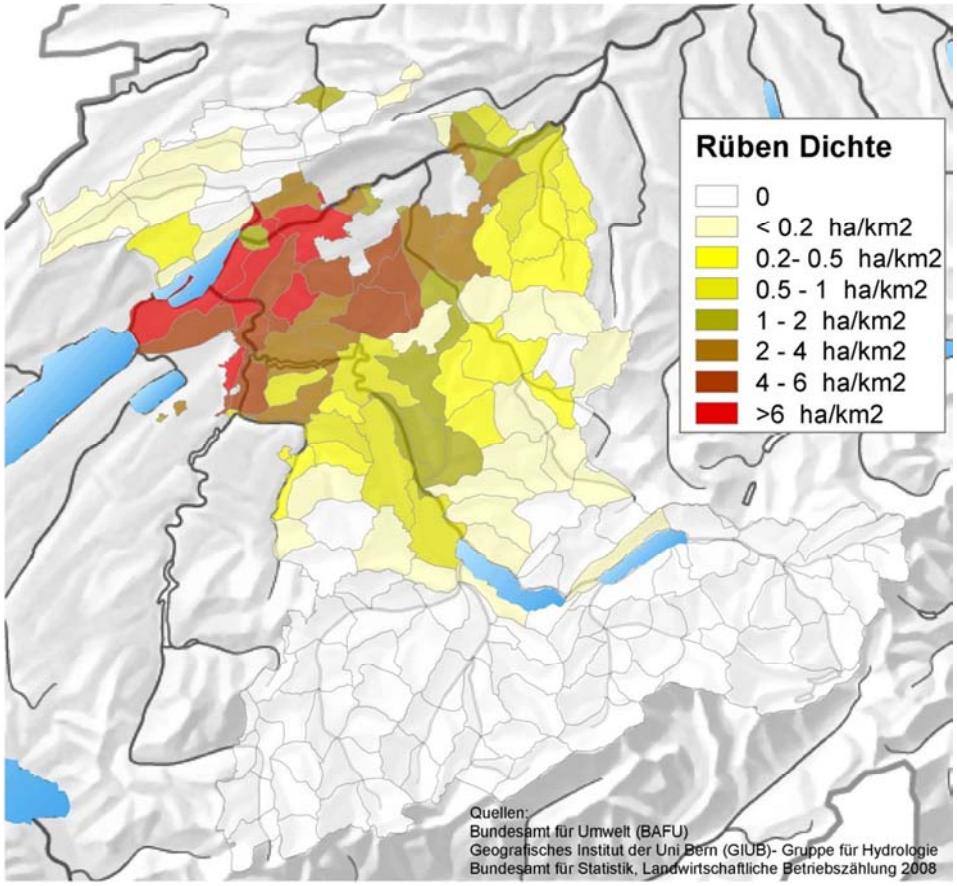

Abb. 13 Anbaudichte Rüben in den Basiseinzugsgebieten des Kantons Bern (I. Wittmer)

Wie Abb. 8, ein Beispiel aus dem Projekt „Gewässerzustand Aaretal“ (GZA; Götz et al. 2009b), zeigt, kann der Ackeranteil auch in höherer Auflösung für kleine Einzugsgebiete erhoben werden. Hier wurden Daten der landwirtschaftlichen Betriebszahlen von 2007 verwendet. Aufgrund derselben Daten wurden im GZA-Projekt auch die Flächenanteile einzelner Kulturen ermittelt (Abb. 9). Der hier dargestellte Flächenanteil von Zuckerrübenkulturen in einer Region kann beispielsweise Hinweise auf mögliche Chloridazonbelastungen liefern.

Abb. 10 -13 zeigen die Anbaudichte von Weizen, Kartoffeln, Mais bzw. Rüben im ganzen Kanton. Auf den Karten ist deutlich erkennbar, dass sich jeweils die hohe Anbaudichte der Kulturen im Seeland konzentriert, d.h. dass dort die höchsten Einträge zu erwarten sind. Im Vergleich zu Abb. 8 sind hier aber keine kleinräumigen Hotspots erkennbar, dazu ist die Auflösung von 100x100m (wie in Abb. 9) geeigneter. Abb. 10-13 sind aussagekräftiger für grössere Gewässer. Bei diesen Daten würde auch die Möglichkeit bestehen, die Anbaufläche zusätzlich auf die Grösse des Vorfluters (Q_{347}) zu beziehen.

Die nötigen Daten für solche räumliche Analysen der Kulturen liegen in den Betriebszählungen für jeden Betrieb vor, sind jedoch nicht öffentlich zugänglich. Ein möglicher Weg, an solche Daten für den Kanton Bern zu gelangen, wäre über GELAN (**G**esamtlösung **E**lektronische Datenverarbeitung **Lan**dwirtschaft), wo jährlich aktuelle Informationen zu den Kulturen pro Betrieb für die Direktzahlungen erhoben werden.

Anstelle der Betrachtung einzelner Kulturen können diese für eine Abschätzung des PSM-Einsatzes auch zu Gruppen zusammengefasst werden. Beispielsweise kann der Anteil an Dauerkulturen (Reben, Obst und Gemüse) im Einzugsgebiet als Mass für potenzielle Einträge von Herbiziden, Insektiziden und Fungiziden betrachtet werden (Keusen et al. 2010).

Die Zuordnung von Flächen zu hydrologischen Einzugsgebieten ist mit Hilfe des Hydrologischen Atlas der Schweiz (HADES) möglich (Breinlinger et al. 1991). Die entsprechenden Daten sind auch auf www.gewiss.ch (Gewässerinformationssystem Schweiz) verfügbar.

Weitere Landnutzungsdaten für den Kanton Bern sind über die Arealstatistik des Bundesamtes für Statistik (BFS 2010) abrufbar (s. Kapitel Arealstatistik). Mit Hilfe dieser Daten kann z.B. der gesamte Anteil Landwirtschaftsfläche in einem Einzugsgebiet ermittelt werden. Die entsprechenden Daten sind auch auf niedrigerem Aggregationsniveau verfügbar. Die Landwirtschaftsfläche kann in bis zu 13 Kategorien (z.B. Obstanlagen, Rebbauflächen, Gartenbauflächen, Ackerland, Naturwiesen usw.) unterteilt werden (s. Liste mit den 72 Grundkategorien der Arealstatistik im Anhang).

Informationen zu den eingesetzten PSM in einzelnen Kulturen

Zum effektiven Einsatz von PSM in den einzelnen Kulturen (Substanz, Menge und Zeitpunkt) sind für den Kanton Bern sowie für die gesamte Schweiz keine vollumfänglichen Informationen verfügbar. Es wurden jedoch schon mehrmals solche Daten im Rahmen von Befragungen erhoben. Z.B. erhob Agridea den Einsatz von PSM in den Einzugsgebieten der drei Seen Baldeggersee, Greifensee und Murtensee in den Jahren 1997-2003 mit dem Ziel, die Entwicklungen unter dem Einfluss der damals laufenden Agrarreform zu verfolgen. Die Datenerhebung basierte auf bestehenden Aufzeichnungsgrundlagen wie z.B. Feldkalender oder ÖLN-Kalender (Poiger et al. 2005; FiBL 2010). Zudem wurden im Jahr 2009 im Rahmen einer Praktikumsarbeit am Amt für Landwirtschaft und Natur (LANAT) die eingesetzten Wirkstoffe in den Kulturen Winterweizen, Wintergerste und Winterraps erhoben. Der Bericht mit den Ergebnissen steht dem GBL zur Verfügung (Dürig 2009). Dabei wurde u.a. die Wirkstoffmenge pro Hektare für diese Kulturen berechnet und die PSM-Wirkstoffe wurden nach Häufigkeit und Umweltgefährdungspotenzial eingestuft. Auf den verschiedenen Betrieben werden sehr ähnliche Produkte und Mengen eingesetzt, deshalb sind die Stichprobenbefragungen repräsentativ, auch wenn sie nur jeweils 7-8% der gesamten Anbaufläche der jeweiligen Kulturen im Kanton Bern abdecken. Die Parzellen, für welche Angaben zum PSM-Einsatz vorliegen, befinden sich vorwiegend im Mittelland, in jenen Gebieten, in denen die drei Kulturen angebaut werden. Im Bericht (Dürig 2009) und in dessen Anhang sind Tabellen mit den meistverwendeten Wirkstoffen in den drei Kulturen aufgeführt. Die wichtigsten im Bericht genannten Herbizide und Fungizide werden hier in Tabelle 1 zusammengefasst:

Tabelle 1 Wichtigste PSM in Weizen, Gerste und Raps (nach Dürig 2009)

Kultur	Art der PSM	Wichtigste Wirkstoffe
Weizen	Herbizide	Diflufenican, Isoproturon, Ioxynil
	Fungizide	Epoxyconazol, Prothioconazol, Chlorothalonil
Gerste	Herbizide	Diflufenican, Isoproturon, Pendimethalin
	Fungizide	Chlorothalonil, Prothioconazol, Epoxyconazol
Raps	Herbizide	Clomazone
	Fungizide	Tebuconazol, Prothioconazol

In einer Präsentation der Fachstelle für Pflanzenschutz, welche dem GBL ebenfalls zur Verfügung gestellt wurde, sind auch Informationen enthalten, welcher prozentuale Anteil der Weizen- und Rapsflächen mit bestimmten Wirkstoffen behandelt wurde. Die Informationen sind in Tabelle 2 zusammengestellt:

Tabelle 2 Eingesetzte PSM-Wirkstoffe in den Kulturen Weizen und Raps mit dem behandelten Flächenanteil (nach Dürig 2009)

Kultur	Art der PSM	Wirkstoff	Behandelter Anteil der Flächen (%)
Weizen	Herbizide	Diflufenican	58.2
		Ioxynil	44.7
		Isoproturon	41.9

		Iodosulforon	29.1
		Fluroxpyr	12.4
		Thifensulfuronmethyl	5.6
	Fungizide	Epoxyconazol	45.0
		Prothioconazol	39.9
		Chlorothalonil	37.9
		Azoxystrobin	25.5
		Cyproconazol	22.8
	Phytoregulatoren	Trinexapac-ethyl	81.7
		Ethephon	32.1
		Prohexadione-calcium	10.3
Raps	Herbizide	Clomazone	97.7
		Napropamide	77.6
		Dimethachlor	40.9
		Metazachlor	20.1
		Tepraloxydim	1.0
		Dimefuron	1.0
	Fungizide	Tebuconazol	35.6
		Prothioconazol	19.0
		Difenconazol	12.5
		Metconazol	10.4
		Azoxystrobin	4.6
	Insektizide	Cypermethrin	96.1
		Lambda-cyhalotrin	15.3
		Thiacloprid	13.5
		Bifenthrin	12.8
		Deltamethrin	5.5

Zum PSM-Einsatz in den übrigen Kulturen im Kanton Bern liegen weniger genaue Informationen vor. Jährlich werden Empfehlungen an die Landwirte für PSM-Anwendungen in den einzelnen Kulturen veröffentlicht (beispielsweise durch die Landi, Fenaco, Syngenta oder Pflanzenschutz-Fachstellen, Bsp.: s. Abb. 14). Diese Empfehlungen werden zu einem grossen Teil umgesetzt (schätzungsweise zu 80%), also können daraus die verwendeten Wirkstoffe abgeleitet werden.

Abb. 14 verschiedene Empfehlungen für den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Zusätzlich können die Experten der Fachstelle Pflanzenschutz des LANAT aufgrund von Erfahrungen Aussagen darüber machen, welche der empfohlenen Produkte und Wirkstoffe in welchen Kulturen am häufigsten verwendet werden und auch in welchem Zeitfenster die Behandlungen stattfinden. Die in Tabelle 3 zusammengestellten Informationen wurden dem GBL von Michel Gygax von der Fachstelle Pflanzenschutz zur Verfügung gestellt. Die Zeitfenster der Anwendung können dabei nur ungefähr angegeben werden, da der genaue Behandlungszeitpunkt von verschiedenen Faktoren (Stadium der Kultur, Vorkommen von Krankheiten oder Schädlingen, Wetter) abhängig ist.

Tabelle 3 Häufig verwendete PSM-Wirkstoffe in den Kulturen und Zeitfenster der Behandlung (Quelle: M. Gygax, Fachstelle Pflanzenschutz / LANAT)

Kultur	PSM-Art	Zeitfenster	Häufig angewendete Wirkstoffe
Getreide	Herbizide	Ende September bis Ende Oktober	Chlortoluron, Pendimethalin, Prosulfocarb, Diflufenican, Isoproturon, Flufenacet, sowie Sulfonylharnstoffe wie Mesosulfuron, Thifensulfuron, Iodosulfuron, Metsulfuron, Flupyrsulfuron
Getreide	Herbizide	Mitte März bis Ende April	Bentazon, Bromoxynil, Ioxynil, Florasulam, Fluroxypyr, Dicamba, 2,4-D, MCPA, MCPB, Divopan, Beflubutamid, Cinidon-Ethyl, Pinoxaden, Clodinafop, Fenoxaprop-Ethyl, sowie Sulfonylharnstoffe wie Mesosulfuron, Thifensulfuron, Iodosulfuron, Metsulfuron, Flupyrsulfuron, Amidosulfuron, Tritosulfuron
Getreide	Fungizide	Ende April bis Mitte Juni	v.a. Triazole und Strobilurine, z.B.: Cyproconazol, Epoxiconazol, Flusilazol, Metconazol, Prothioconazol, Propiconazol, Tebuconazol, Difenoconazol, Azoxystrobin, Pyraclostrobin, Kresoxim-methyl, Fluoxastrobin, und andere Stoffe wie Spiroxamin, Boscalid, Cyprodinil, Prochloraz, Chlorothalonil
Getreide	Insektizide	Mitte Mai	Thiacloprid, Thiocyclam, Spinosad, Phosalone, Pirimicarb, Diflubenzuron, Teflubenzuron
Raps	Herbizide	Ende August bis Mitte September	Napropamid, Clomazone, Metazachlor, Dimethaclor, Trifluralin
Raps	Fungizide	Mitte September bis Mitte Oktober	v.a. Triazole und Strobilurine, z.B.: Cyproconazol, Tebuconazol, Metconazol, Flusilazol, Prothioconazol, Difenoconazol, Azoxystrobin, Boscalid
Raps	Insektizide	Mitte März bis Ende April	Bifenthrin, Thiacloprid, Spinosad, Acetamiprid, Phosalone, Cypermethrin, Deltamethrin, Etofenprox, Pirimicarb
Kartoffeln	Herbizid	Ende April bis Ende Mai	Flufenacet, Metribuzin, Orbencarb, Prosulfocarb, Aclonifen, Pendimethalin, Flurochloridon, Clomazone
Kartoffeln	Fungizide	Ende Mai bis Ende August	Mancozeb, Chlorothalonil, Kupfer, Cyazofamid, Fluazinam, Cymoxanil, Fenamidon, Famoxadon, Benthiavalicarb, Mandipropamid, Dimethomorph, Propamorcarb, Fluopicolide, Metalaxyl-M,

			Benalaxyl, Azoxystrobin, Difenoconazol
Kartoffeln	Insektizide	Mitte Juni bis Mitte Juli	Bifenthrin, Thiacloprid, Acetamiprid, Thiametoxam, Thiocylam, Spinosad, Acetamiprid, Phosalone, Cypermethrin, Deltamethrin, lambda-Cyhalothrin, Pymetrozin, Flonicamid, Teflubenzuron, Hexaflumuron
Mais	Herbizide	Ende April bis Ende Mai	Terbuthylazin, Flufenacet, Mesotrione, Sulcotrione, Tembotrione, S-Metolachlor, Pethoxamid, Pendimethalin, sowie dieverse Sulfonylharnstoffe wie Foramsulfuron, Iodosulfuron, Nicosulfuron, Rimsulfuron, Thifensulfuron-Methyl,
Zucker-rüben	Herbizide	Ende März bis Mitte Mai	Chloridazon, Metamitron, Ethofumesate, Phenmedipham, Triflusulfuron, S-Metolachlor, Dimethenamid, Lenacil
Zucker-rüben	Fungizide	Mitte Juli bis Ende August	v.a. Triazole und Strobilurine, z.B.: Cyproconazol, Epoxiconazol, Flusilazol, Prothioconazol, Propiconazol, Difenoconazol, Azoxystrobin, Pyraclostrobin, Kresoxim-methyl
Zucker-rüben	Insektizide	Bei der Saat, Mitte März bis Ende April	Metaldehyd

Verkaufs- und Verbrauchsmengen von PSM

Regionale oder gesamtschweizerische Verkaufsmengen von PSM-Wirkstoffen können für eine Ermittlung der wichtigsten Substanzen verwendet werden. Um regionale Verkaufszahlen für den Kanton Bern zu erhalten, können z.B. lokale Landi-Filialen angefragt werden, so wie dies für die Voruntersuchung des GZA-Projekts gemacht wurde (s. Zwischenbericht GZA; Götz et al. 2009b).

Nationale Verkaufszahlen von PSM-Wirkstoffen wurden von 1988 bis 2008 durch die Schweizerische Gesellschaft für chemische Industrie (SGCI) erhoben. Aus Datenschutzgründen wurden jeweils nur die Gesamtmenge aller verkauften Wirkstoffe, die 20 meistverkauften Substanzen (Top-20), sowie ihre Aufteilung in Wirkstoffgruppen veröffentlicht. Die Statistiken enthielten ausserdem nicht die gesamte verkaufte Menge der PSM, da sie auf einer Selbstdeklaration durch die Mitglieder der Fachgruppe Agrar basierten, in der nicht alle Verkäufer von PSM in der Schweiz vertreten sind. Laut einer persönlichen Mitteilung von Beat Schmitter (BLW) sind dabei insbesondere kleinere Firmen, die vor allem PSM mit abgelaufenen Patenten, aber grossen Mengen vertreiben, nicht vertreten (FiBL 2010). Trotzdem ist der erhobene Datensatz in verschiedener Hinsicht sehr wertvoll, beispielsweise für die Bewertung von Trends und den daraus entstehenden Risiken. Die erhobenen Daten zwischen 1988 und 2006 zeigen beispielsweise einen abnehmenden Verkaufstrend an (s. Abb. 15). Dieser mengenmässige Rückgang bedeutet jedoch nicht unbedingt eine geringere Umweltbelastung, weil davon auszugehen ist, dass durch den Ersatz von PSM mit hohen Aufwandmengen pro Hektare durch Stoffe mit kleineren

Aufwandmengen, aber grösserer Wirkstärke, ungefähr die gleiche Toxizität in die Umwelt gebracht wird (Müller et al. 2005).

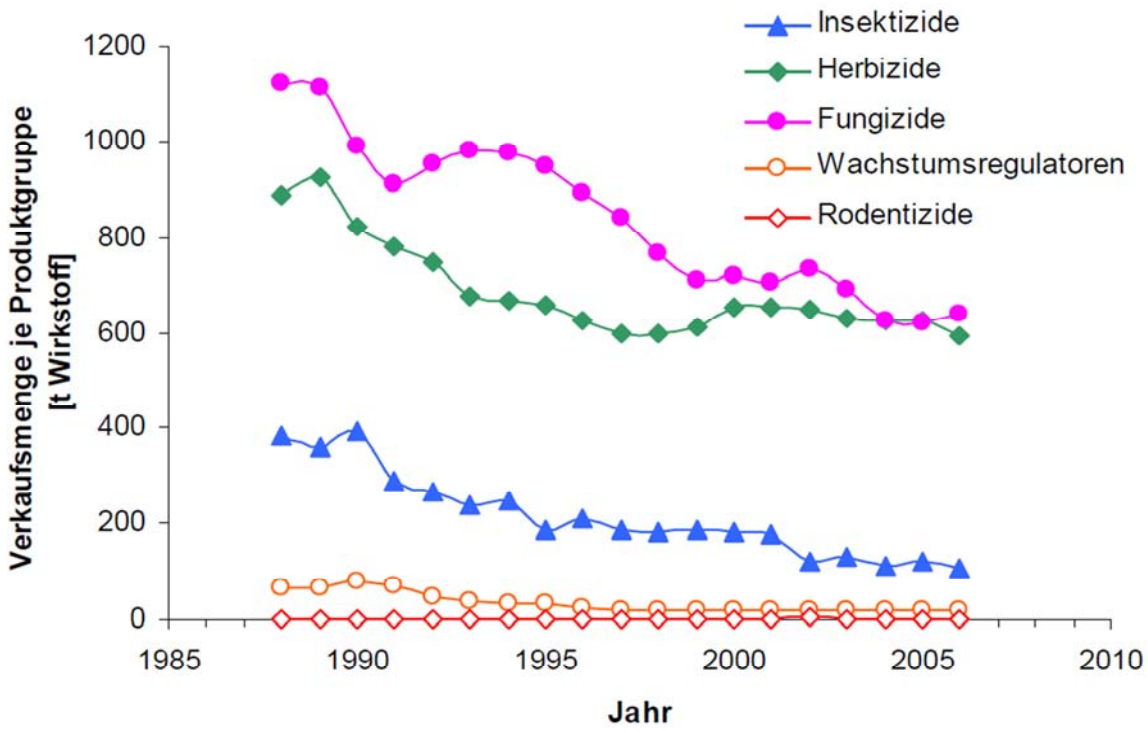

Abb. 15 Verlauf des PSM-Absatzes in der Schweiz nach Wirkstoffgruppen auf Basis der Daten der SGCI (FiBL 2010)

Seit dem Jahr 2000 müssen die Firmen, welche in der Schweiz Pflanzenschutzmittel verkaufen, aufgrund der PSM-Verordnung die detaillierten Mengen (Tonnage pro Verkaufsprodukt) dem Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) melden. Das BLW publiziert die stark aggregierten Zahlen seit zwei Jahren im Agrarbericht. Die PSM-Statistik der SGCI wurde im Jahr 2008 eingestellt, um Doppelspurigkeiten zu vermeiden. Im Vergleich zu den SGCI-Daten, wo nur die 20 meistverkauften Wirkstoffe erfasst wurden, umfassen die BLW-Daten alle verkauften Wirkstoffe.

Die im Jahr 2009 meistverkauften PSM-Wirkstoffe der Schweiz mit einer Verkaufsmenge >10 Tonnen sind in Tabelle 4 aufgelistet. Die Verkaufsmengen sind nur in groben Kategorien angegeben, genauere Daten sind aus Datenschutzgründen nicht öffentlich zugänglich. Die vollständige Tabelle (alle verkauften PSM-Wirkstoffe) steht dem GBL zur Verfügung.

Tabelle 4 Meistverkaufte PSM-Wirkstoffe in der Schweiz (2009) (BLW)

Wirkstoff	**Quantität (Tonnen)**
Schwefel	>200
Mineralöl / Petroleum oils	>200
Glyphosat	>200
Folpet	>100
Mancozeb	>100
Kaolin	>50

Metamitron	>50
Rapsöl (Emoleo R2)	>50
Captan	>50
Kupfer (als Oxychlorid)	>20
Pendimethalin	>20
Isoproturon	>20
Chlorothalonil (TCPN)	>20
Aluminiumfosetyl (Fosetyl-Al)	>20
Metaldehyd	>20
S-Metolachlor	>20
Dithianon	>20
Chlormequat (Chlorcholinchlorid) (CCC)	>20
Terbuthylazine	>10
Mecoprop-P	>10
Asulam	>10
Napropamide	>10
Kupfer (als Hydroxid)	>10
Prosulfocarb	>10
Cholinchlorid (CC)	>10
MCPA	>10
Ethofumesate	>10
Chloridazon	>10
Cyprodinil	>10
Pelargonsäure	>10
Kupfer (als Kalkpräparat)	>10
Phenmedipham	>10
Propamocarb-hydrochlorid	>10
Chlorotoluron	>10
Fettsäuren (Kaliumsalze)	>10
Diazinon	>10
Fenpropidin	>10
Dazomet (DMTT)	>10
Spiroxamine	>10
Dichlobenil	>10

Allein aufgrund der Verkaufszahlen ist jedoch unklar, ob diese PSM tatsächlich in der Schweiz und im gleichen Jahr eingesetzt worden sind. Zudem liefern sie keine Informationen über die behandelten Kulturen. Deshalb werden Landwirte zum Teil aufgefordert, die in den Feldkalendern notierten, tatsächlich eingesetzten Mengen für statistische Erhebungen zur Verfügung zu stellen. Anhand der Erhebungen des PSM-Verbrauchs im Einzugsgebiet des Murtensees (Poiger et al. 2005) wurden beispielsweise der Wirkstoffeinsatz und die Anzahl Behandlungen in ausgewählten Kulturen sowie der Anteil dieser Kulturen am Gesamtverbrauch an PSM verglichen. Die Resultate zeigten, dass aufgrund seines hohen Flächenanteils die grösste Menge an PSM im Getreideanbau und aufgrund der hohen Pflanzenschutzintensität im Kartoffelbau eingesetzt wird. Die höchsten Mengen an PSM pro Flächeneinheit wurden jedoch im Obst-, Gemüse- und Rebbau eingesetzt. Auch wurden diese Kulturen sehr oft mit Fungiziden und Insektiziden behandelt, während die Getreidekulturen vor allem mit Herbiziden behandelt werden. Auch Kartoffeln, Zuckerrüben

und Raps sind pflanzenschutzintensive Ackerkulturen mit Insektizid-, Herbizid- und Fungizideinsatz (FiBL 2010). Anhand der Informationen, welche Substanzen in welchen Mengen und zu welchen Zeitpunkten auf welche Kulturen in den einzelnen Regionen ausgebracht wurden, untersuchte man auch den Zusammenhang mit der Dynamik der Wirkstoffe und ihrer Metabolite im Wasser der Seen (Damgaard et al. 2007).
Um anhand der verwendeten Wirkstoffe die effektiven Gewässereinträge von einer landwirtschaftlichen Fläche abzuschätzen, müssen noch weitere Faktoren berücksichtigt werden. Beispielsweise wird der Eintrag von PSM in Oberflächengewässer durch räumlich sehr heterogene Faktoren wie Bodenart, Vorhandensein von Drainagesystemen und lokaler Topographie stark beeinflusst (Leu et al. 2004; Schwarzenbach et al. 2006).

Veterinärpharmaka

Verkaufs- und Verbrauchszahlen von Veterinärpharmaka

Daten zum Verkauf und Verbrauch von Tierarzneimitteln in der Schweiz sind schwieriger zu erhalten als die der PSM. Weder das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) noch das Bundesamt für Veterinärwesen (BVET) haben solche Daten.
Aufgrund von Art. 36 der Tierarzneimittelverordnung (TAMV, SR 812.212.27) erhebt jedoch das Schweizerische Heilmittelinstitut Swissmedic seit 2004 Zahlen zum Vertrieb von Veterinärantibiotika. Andere Wirkstoffe (Nicht-Antibiotika) werden von Swissmedic nicht erfasst. Die erhobenen Daten dienen u.a. zur Untersuchung des Einflusses der eingesetzten Antibiotikamenge auf die Resistenzentwicklung. Die Zahlen umfassen die Mengen, die von den Grosshändlern vertrieben werden. Nicht enthalten sind für Tiere verwendete Arzneimittel aus der Humanmedizin und importierte Arzneimittel. Da die Daten zu den einzelnen Wirkstoffen, welche Rückschlüsse auf Präparate oder Firmen ermöglichen, vertraulich sind, werden jeweils nur Mengenangaben zu den Wirkstoffgruppen veröffentlicht. Die neuesten Daten sind im Bericht „ARCH-Vet 2009“ veröffentlicht (Büttner et al. 2009), der online verfügbar ist unter www.swissmedic.ch/archvet-d.asp. Die Vertriebsmengen der Wirkstoffgruppen und die Gesamtmengen für die Jahre 2006-2009 sind in Abb. 16 und Tabelle 5 gezeigt.

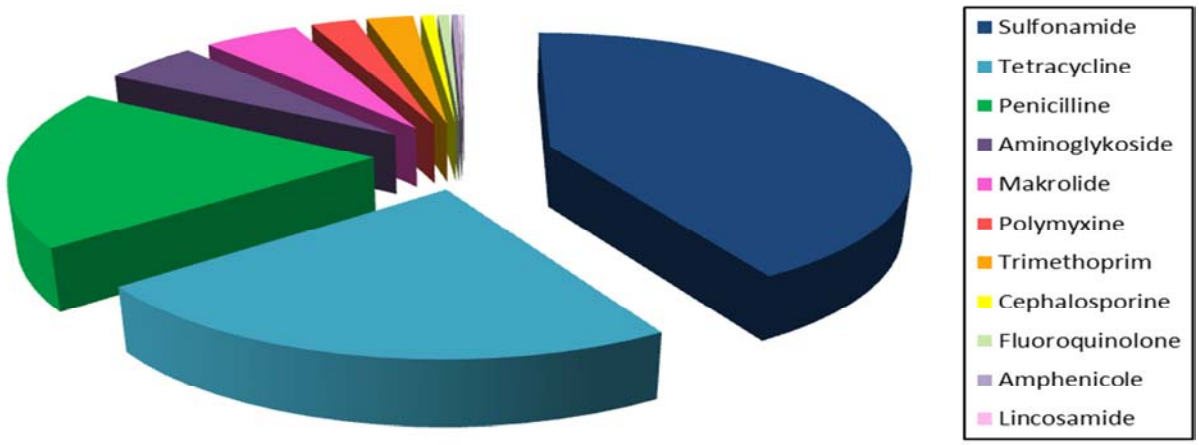

Abb. 16 Verhältnis der in der Schweiz vertriebenen Mengen von Tierantibiotikagruppen auf Basis der Daten von Swissmedic für das Jahr 2009

Tabelle 5 Gesamtmenge der in zugelassenen Präparaten in Verkehr gebrachten antimikrobiell wirksamen Wirkstoffe der Veterinärmedizin in der Schweiz in den Jahren 2006-2009 (Daten: Büttner et al. 2009)

Vertriebsmengen (kg)	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**
Sulfonamide	27‘334	29‘442	29‘504	29‘413
Tetracycline	15‘664	17‘404	17‘390	16‘250
Penicilline	13‘156	13‘181	13‘873	13‘258
Aminoglykoside	3‘724	3‘722	3‘721	3‘544
Makrolide	3‘236	3‘553	3‘775	3‘557
Polymyxine	1‘987	1‘810	1‘713	1‘676
Trimethoprim	2‘083	2‘018	1‘858	1‘752
Cephalosporine	446	481	501	513
Fluoroquinolone	343	385	433	427
Amphenicole	202	232	253	271
Lincosamide	104	106	97	75
Pleuromutiline	6	154	21	33
Andere*	24	25	21	19
Total	**68‘309**	**72‘513**	**73‘160**	**70‘788**

*Imidazole, Nitrofurane, Polypeptide, Quinolone, Steroidantibiotika

Die Reihenfolge der mengenmässig am meisten verkauften Antibiotika ist in den letzten Jahren ähnlich geblieben. Am meisten werden Sulfonamide vertrieben, gefolgt von Tetracyclinen und Penicillinen (Büttner et al. 2009).

Auch bei den Veterinärpharmaka genügen die Verkaufszahlen allein nicht für eine Priorisierung der Substanzen für ein Gewässermonitoring. Zusätzlich sind auch die Toxizität für Gewässerorganismen sowie das Verhalten der Substanzen in den Umweltkompartimenten Boden und Wasser zu berücksichtigen. Dazu gibt es verschiedene Untersuchungen (z.B. Stevens 2009; Kreuzig et al. 2007, Kreuzig et al. 2005), für einige Substanzen fehlen solche Informationen jedoch noch weitgehend. In verschiedenen Studien (Boxall et al. 2002; Kay et al. 2004, 2005; Burkhardt et al. 2005) standen Sulfonamide im

Mittelpunkt der Betrachtungen zum Umweltverhalten, so dass die Sulfonamide mittlerweile die am intensivsten untersuchte Stoffklasse darstellen (Stevens 2009).

Stevens (2009) untersuchte mit Hilfe von Bodenproben und Bodenlysimetern das Verhalten (Persistenz, Mobilität) von Antibiotikarückständen im Boden am Beispiel von Chlortetracyclin und Sulfadiazin. Für den Eintrag von Veterinärpharmaka in die Gewässer sind Abbau und Sorption im Boden entscheidende Prozesse. Abb. 17 zeigt schematisch das potenzielle Verhalten von Arzneistoffen in Böden (Stevens 2009). Damit Oberflächenabtrag oder Auswaschung überhaupt stattfindet, spielt auch der Niederschlag eine wichtige Rolle.

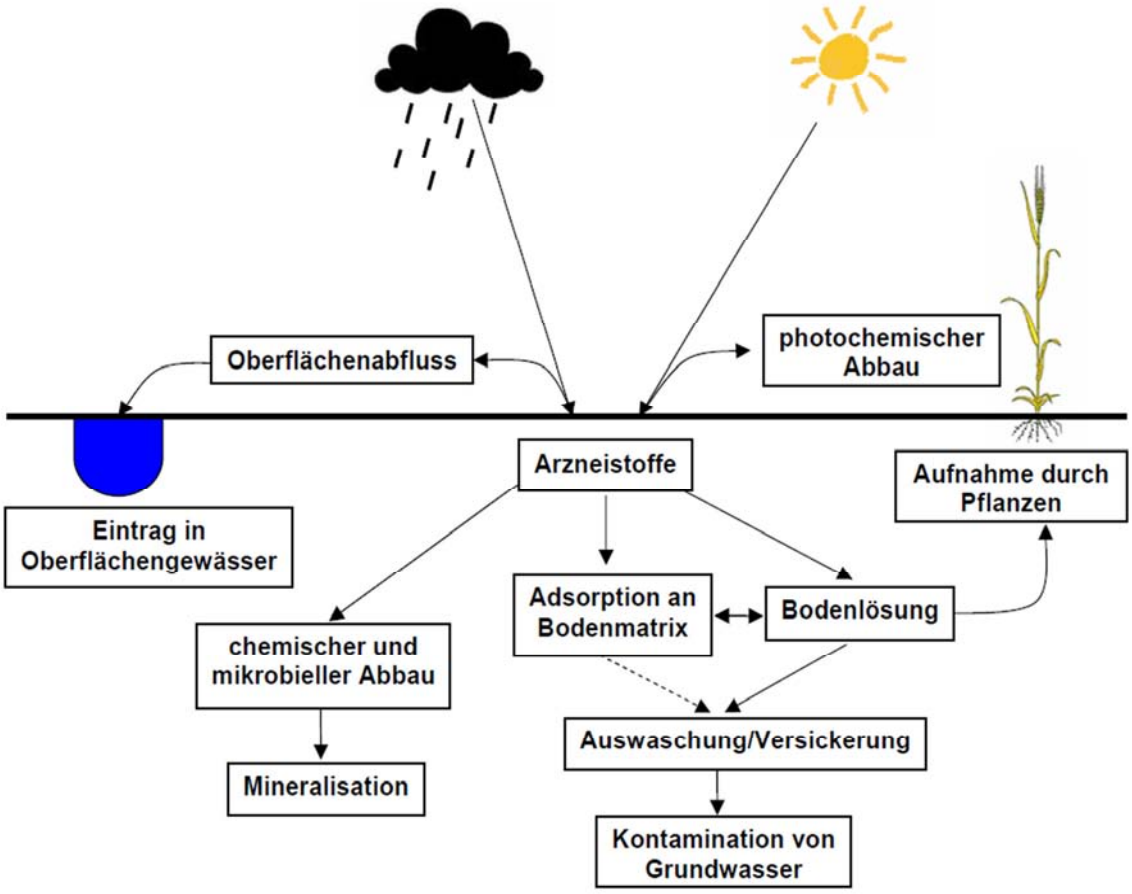

Abb. 17 Potentielles Verhalten von eingetragenen Arzneistoffen in Böden (Stevens 2009)

Im sogenannten Runoff-Projekt (Kreuzig et al. 2007) wurde das Rückstandsverhalten von Veterinärpharmaka in Gülle und güllegedüngten Böden mit Hilfe von Labortests und Testplot-Experimenten untersucht. Die Resultate zeigten beispielsweise, dass die Oberflächenabfluss-Emissionen von bestimmten Substanzen auf Grünland höher sind als auf Ackerland, wo die Einarbeitung der Gülle in den Boden zu einer Verminderung und Verzögerung der Emissionen führte.

Abschätzung der Einträge von Veterinärpharmaka

Für Veterinärpharmaka ist es schwierig, räumliche Hotspots mit den höchsten erwarteten Einträgen zu ermitteln. Sicher spielt die Viehdichte eine Rolle, der Tierbestand pro Gemeinde ist in Abb. 18 dargestellt. Diese Daten reichen alleine jedoch noch nicht für eine Abschätzung der Einträge aus. Zusätzlich spielen Niederschlag, Hangneigung und auch die Distanz zum Gewässer eine wichtige Rolle für die Abschwemmung. Daten zur Hangneigung sind beim Bundesamt für Statistik erhältlich. Eine Abschätzung ist jedoch aufgrund des komplexen Zusammenspiels von Faktoren nur kleinräumig möglich und nicht für den ganzen Kanton.
Um alle Einträge von Tierarzneimitteln zu erfassen, müssten zudem auch die Einträge über Haustiere und Aquakulturen berücksichtigt werden.

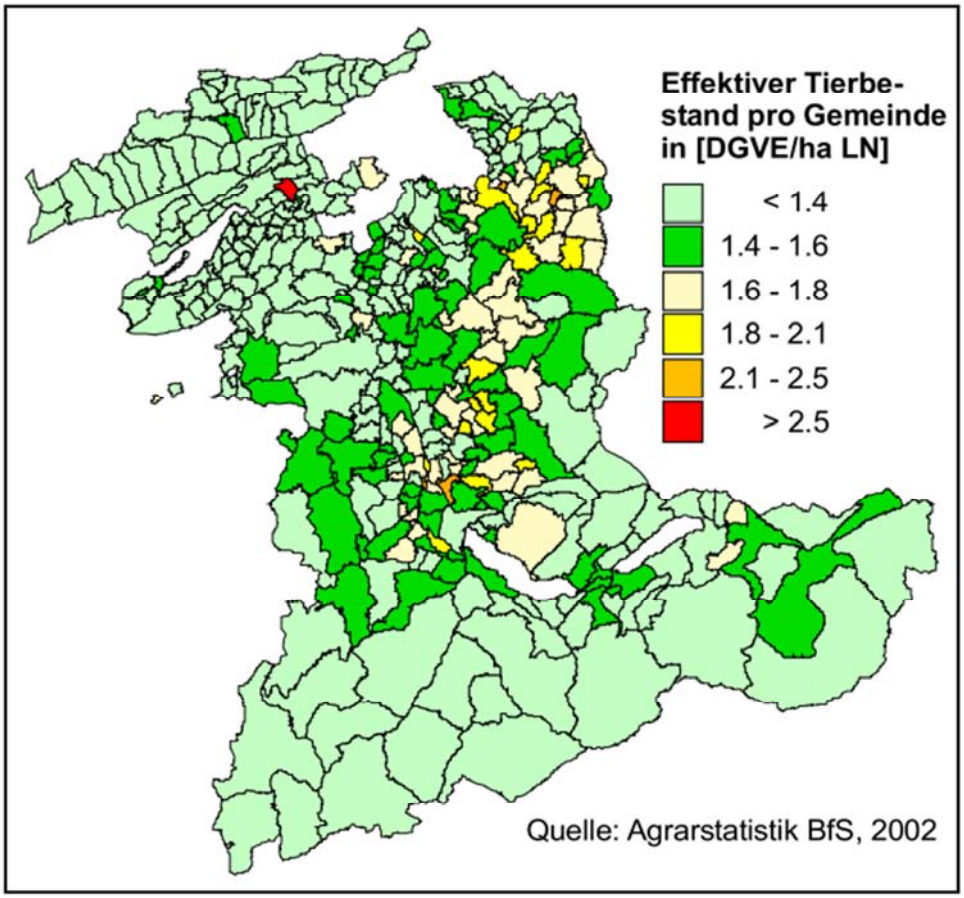

Abb. 18 Durchschnittlicher Tierbestand pro Gemeinde in Düngergrossvieheinheiten pro Hektare landwirtschaftliche Nutzfläche (aus: VOKOS 2004)

2.2 Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser können über vier Haupteintragspfade in die Gewässer gelangen: (1) Eintrag mit gereinigtem Abwasser über Kläranlagen; (2) Eintrag mit ungereinigtem Abwasser über Mischwasserentlastungen; (3) Eintrag durch Leckagen in der Kanalisation oder Fehlanschlüsse; und (4) Eintrag mit verschmutztem Niederschlagswasser von Dächern oder versiegelten Flächen durch Regenkanäle (Götz et al. 2010b). Niederschlagswasser von Dächern und versiegelten Flächen wird im Kapitel Mikroverunreinigungen aus Siedlungsflächen besprochen. Dieses Kapitel fokussiert hauptsächlich auf den Eintrag über gereinigtes Abwasser, welcher für die meisten Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser den wichtigsten Eintragspfad darstellt.

Viele Substanzen aus alltäglichen Anwendungen, beispielsweise Arzneimittel, werden mit dem gereinigten kommunalen Abwasser kontinuierlich und in nahezu konstanten Frachten in die Gewässer eingetragen. Andere Substanzen wiederum, wie z.B. Pflanzenschutzmittel aus Siedlungsgebieten oder Substanzen von Fassaden oder Flachdächern, zeigen zeitlich komplexe Eintragsdynamiken, welche bei der Erhebung der Gewässerbelastung durch diese Substanzen zu berücksichtigen sind (Götz et al. 2010b). Solche dynamischen Einträge werden im Kapitel Probenahmezeitpunkt besprochen.

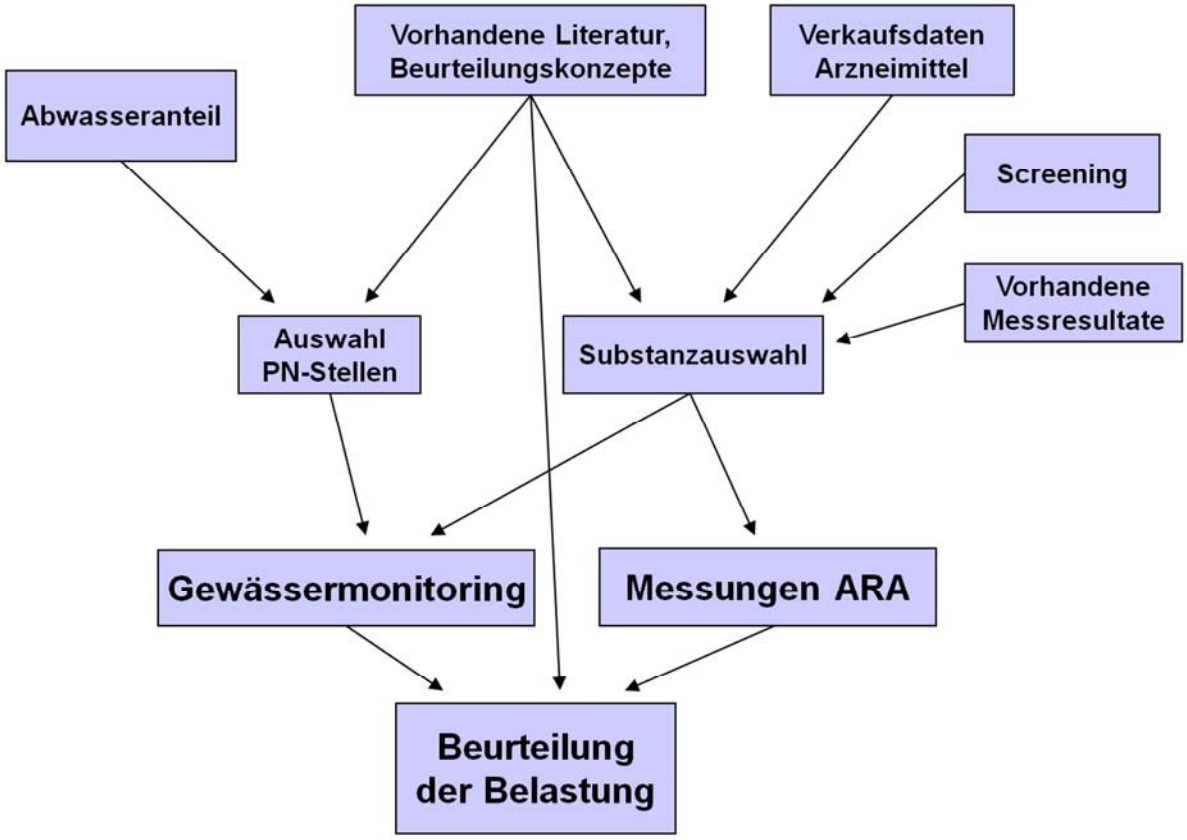

Abb. 19 Früherkennungsprozess für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

Abb. 19 zeigt schematisch die wichtigsten Elemente für eine Früherkennung von problematischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser.

Die Auswahl der Probenahmestellen für das Monitoring kann aufgrund des Abwasseranteils erfolgen. Für die Substanzauswahl steht die vorhandene Literatur wie z.B. der Bericht des Projektes BIOMIK (Bürgi et al. 2007) und die aktuelle Publikation zu Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (Götz et al. 2010b) an zentraler Stelle. Zusätzlich können auch Verkaufsmengen von Arzneimitteln sowie Screenings und vorhandene Messresultate miteinbezogen werden.
Neben dem Gewässermonitoring können auch direkt Proben der ARA-Ausläufe gemessen werden. Danach müssen die gemessenen Konzentrationen bezüglich ihrer möglichen Effekte beurteilt werden.

Abwasseranteil

Die Betrachtung des Abwasseranteils in einem Gewässerabschnitt liefert eine gute Abschätzung der Belastung durch Substanzen, die kontinuierlich über gereinigtes Abwasser in die Gewässer eingetragen werden (Keusen et al. 2010, Götz et al. 2010a). Für die Ermittlung der Abwassermenge gibt es zwei Möglichkeiten: (1) Abschätzung aufgrund der über die Siedlungsentwässerung an die Gewässer angeschlossene Bevölkerung oder (2) aufgrund von gemessenen Abwassereinleitungen aus kommunalen ARA (Götz et al. 2010b). Im Rahmen des Projekts MicroPoll wurde ein nationales Stoffflussmodell für Mikroverunreinigungen entwickelt (Ort et al. 2007), wobei der Abwasseranteil aufgrund der angeschlossenen Anzahl Einwohner abgeschätzt wurde. Diese Daten zum Abwasseranteil wurden hier verwendet, um die kritischen Stellen im Kanton Bern zu ermitteln, wo das Abwasser im Vorfluter am geringsten verdünnt wird. Die Daten beinhalten den entlang der Fliessgewässer kumulierten Abwasseranteil im Vorfluter bei Niedrigwasserabfluss (Q347). In diesem Fall ist die Betrachtung der kumulierten Abwasseranteile aussagekräftiger als die der lokalen, da es sich bei den problematischen Mikroverunreinigungen hauptsächlich um persistente Substanzen handelt, die auf der Fliessstrecke bis zur nächsten ARA kaum abgebaut werden. Die Normierung auf den Niedrigwasserabfluss Q347 stellt jedoch ein Worst-Case-Szenario dar, d.h. die Verdünnung ist meist höher als der berechnete Wert. Q347 ist definiert als die Abflussmenge, die gemittelt über 10 Jahre durchschnittlich während 347 Tagen des Jahres vorhanden oder überschritten ist, und die durch Stauung, Entnahme oder Zuleitung von Wasser nicht wesentlich beeinflusst ist (Aschwanden und Kan 1999). Für die ARA-Einleitstellen, in deren Nähe keine Abflussmessstellen für die Bestimmung von Q347 vorhanden sind, werden im Modell interpolierte Werte verwendet (s. Stoffflussmodell „Strategie MicroPoll“ - Dokumentation).
Abb. 20 zeigt die kumulierten Abwasser-Verdünnungsfaktoren für die Einleitstellen grösserer ARAs im Kanton Bern, eingeteilt in 4 Kategorien.

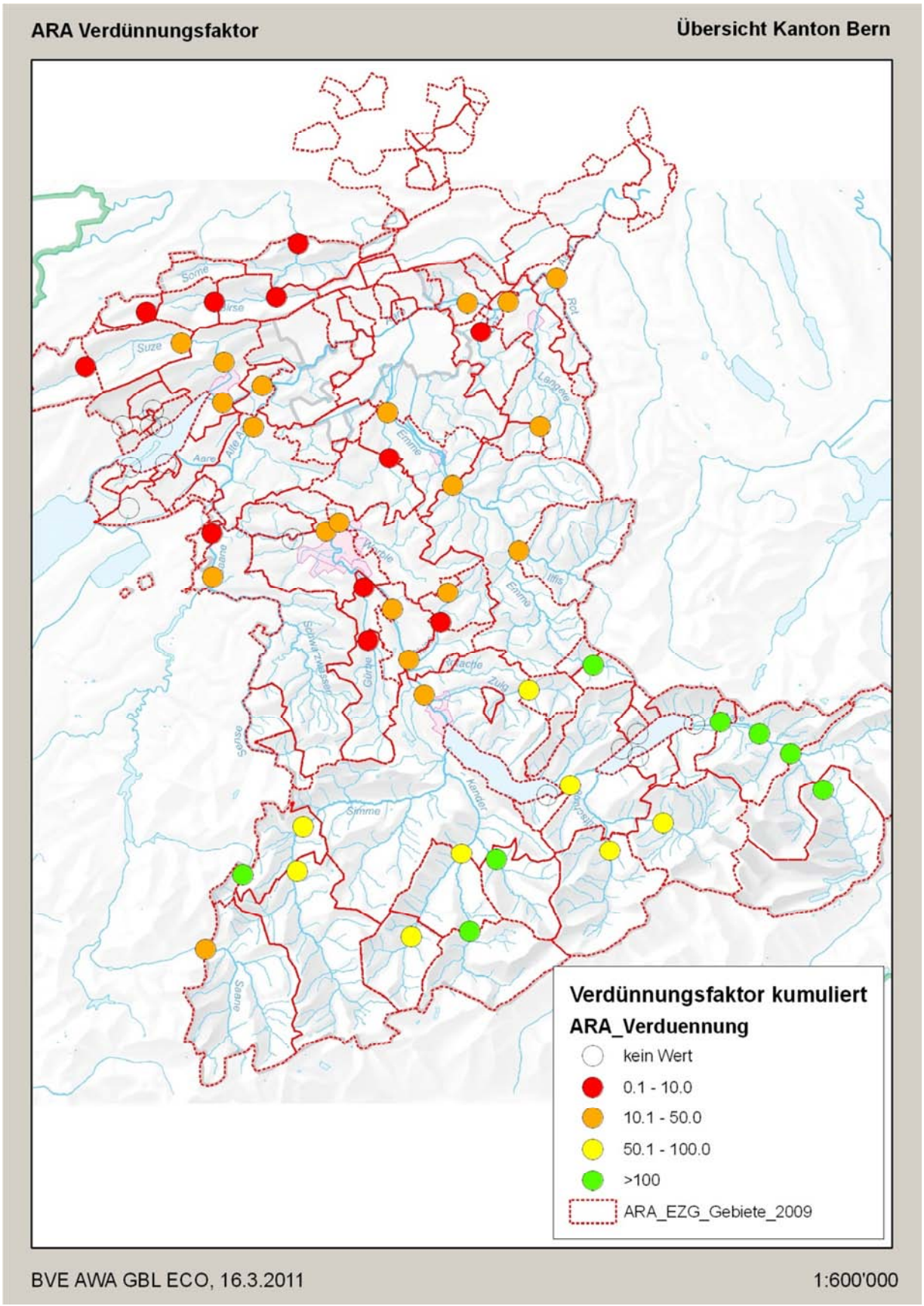

Abb. 20 Kumulierte Abwasser-Verdünnungsfaktoren für die Einleitstellen von Kläranlagen

Da kritische Konzentrationen von Mikroverunreinigungen hauptsächlich bei einem Abwasseranteil von mehr als 10% erwartet werden (Ort et al. 2007; NFP50), wurden die Stellen mit einem Verdünnungsfaktor <10 auf Abb. 20 rot eingefärbt. Die entsprechenden 11 Kläranlagen und deren Verdünnungsfaktoren sind in Tabelle 6 aufgelistet. Die gesamte Tabelle (inkl. lokale Verdünnungsfaktoren) ist im Anhang zu finden.

Tabelle 6 Kumulierte Verdünnungsfaktoren in den Vorflutern der entsprechenden Kläranlagen bei Q_{347} (ARA-Nr. und ARA-Namen entsprechen der Datenbank des BAFU)

ARA-Nr.	ARA-Name	Verdünnungsfaktor
41100	KERNENRIED(MOOSSEE-URTB.)	2.75
44600	TRAMELAN	4.35
44800	VILLERET(ST.IMIER SESE)	4.49
60700	FREIMETTIGEN(KONOLFINGEN)	5.87
67100	WILEROLTIGEN	3.01
69000	COURT(SECOR)	6.36
69600	LOVERESSE(TAVANNES SETE)	6.51
70400	ROCHES(MOUTIER SEME)	6.55
86100	BELP *(Im Jahr 2010 aufgehoben)*	8.40
86900	KAUFDORF(MITTL-O-GUERBET.)	9.73
99400	WANZWIL(HERZOGENBUCHSEE)	5.98

Diese kritischen Stellen liegen ausschliesslich im Mittelland und im Jura. Wie die vielen leeren Kreise auf der Karte jedoch zeigen, wurden im nationalen Stoffflussmodell kleinere ARAs nicht berücksichtigt, für diese kann also ein hoher Abwasseranteil nicht ausgeschlossen werden.

Bei den verwendeten Daten zum Abwasseranteil geht es in erster Linie um den Eintrag von Mikroverunreinigungen mit dem gereinigten kommunalen Abwasser. Zusätzliche Abwassereintragspfade, wie z.B. Entlastungen aus Mischwasserkanalisationen, Regenkanäle in Trennsystemen oder Einleitungen aus Industrie und Gewerbebetrieben, wurden bei der Ermittlung des Abwasseranteils nicht speziell betrachtet. Auch der Ausbaugrad der ARAs wurde hier nicht berücksichtigt, es wurde für alle ARAs eine durchschnittliche Reinigungsleistung angenommen. Daten zum Ausbaugrad der grösseren ARAs sind beim AWA vorhanden.

Obwohl nicht alle Faktoren im Stoffflussmodell berücksichtigt sind, eignet es sich als Screening-Tool, um Gewässerabschnitte mit hohen Konzentrationen von Mikroverunreinigungen zu identifizieren (Ort et al. 2007). Genauere Angaben zu den verwendeten Daten und zum Stoffflussmodell können auch in der technischen Dokumentation zum Modell nachgelesen werden (Stoffflussmodell „Strategie MicroPoll“ - Dokumentation).

Um die Einträge von Mikroverunreinigungen noch genauer abzuschätzen, könnten zusätzlich zum Abwasseranteil noch speziell relevante Quellen im Einzugsgebiet berücksichtigt werden. Beispielsweise können Spitäler, Altersheime oder psychiatrische Kliniken für erhöhte Frachten von Arzneimitteln verantwortlich sein. Spitalabwässer gehören laut GSchV

Anhang 3.2 zu den Industrie- und Gewerbeabwässern und werden in Kapitel 2.3 (Industrie und Gewerbe) behandelt.

Vorhandene Literatur (Bsp.: Publikation Eawag + Ökotoxzentrum)

Im Auftrag des BAFU haben Eawag und Ökotoxzentrum gemeinsam ein Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser erarbeitet (Götz et al. 2010b, Abb. 21). Die Publikation richtet sich an Vollzugbehörden des Gewässerschutzes, insbesondere die kantonalen Gewässerschutzfachstellen sowie an weitere Fachleute aus dem Bereich Gewässerschutz, Siedlungsentwässerung und Abwasserreinigung. Mit einem Priorisierungsverfahren wurden aus 250 Kandidatenstoffen 47 schweizspezifische Mikroverunreinigungen identifiziert, welche für die Belastung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser repräsentativ sind. Für die Auswahl der Stoffe wurden eine Reihe von Kriterien berücksichtigt: u.a. Verbrauchsdaten, Messdaten von verschiedenen Kantonen, Verteilung, Abbau, Dynamik und Toxizität der Substanzen.

Abb. 21 Beurteilungskonzept (Götz et al. 2010b)

In Tabelle 7 sind die 47 schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mit ihrer Verwendung und den akuten und chronischen Qualitätskriterien aufgelistet. Weitere Informationen zu den Substanzen wie Verbrauchszahlen, Umweltkonzentrationen (Messdaten aus oberirdischen Gewässern und ARA-Abläufen der Schweiz), rechtliche Grundlagen, analytische Methoden und Referenzen zur Fachliteratur sind in der genannten Publikation (Tabellen 3,4, und 9 in Götz et al. 2010b) enthalten.

Tabelle 7 Die 47 schweizspezifischen Mikroverunreinigungen nach Götz et al. (2010b) mit den aktuell vorgeschlagenen akuten (AQK) und chronischen (CQK) Qualitätskriterien (Substanzen Nr. 1-22: Arzneimittel; Nr. 23- 35: Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen, Nr. 36-40: Stoffe mit Wirkung auf den Hormonhaushalt (endokrine Stoffe, welche nicht als Arzneimittel eingesetzt werden), Nr. 41-47: Weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften)

	Substanz	**Verwendung**	**AQK**	**CQK**
1	Atenolol	Betablocker	330 µg/l	150 µg/l
2	Azithromycin	Antibiotikum	0.09 µg/l	0.09 µg/l
3	Bezafibrat	Lipidsenker	76 µg/l	0.46 µg/l
4	Carbamazepin	Antiepileptikum	2550 µg/l	0.5 µg/l
5	Carbamazepin-10,11 - Dihydro-10,11-Dihydroxy	Transformationsprodukt		
6	Clarithromycin	Antibiotikum	0.11 µg/l	0.06 µg/l
7	Diatrizoat (=Amidotrizoesäure)	Kontrastmittel		
8	Diclofenac	Analgetikum	700 µg/l	0.05 µg/l
9	Erythromycin	Antibiotikum		

10	17-α-Ethinylöstradiol	Synthetisches Östrogen		0.04 ng/l
11	Ibuprofen	Analgetikum	23 µg/l	0.3 µg/l
12	Iomeprol	Kontrastmittel		
13	Iopamidol	Kontrastmittel		
14	Iopromid	Kontrastmittel		
15	Mefenaminsäure	Analgetikum	40 µg/l	4 µg/l
16	Metformin	Antidiabetikum		
17	Metoprolol	Betablocker	76 µg/l	64 µg/l
18	Naproxen	Analgetikum	370 µg/l	1.7 µg/l
19	Sotalol	Betablocker		
20	Sulfamethoxazol	Antibiotikum	2.7 µg/l	0.6 µg/l
21	N4-Acetylsulfamethoxazol	Transformationsprodukt		
22	Trimethoprim	Antibiotikum	1100 µg/l	60 µg/l
23	2,4-D	Herbizid		
24	Carbendazim	Fungizid		
25	Diazinon	Insektizid		
26	Diethyltoluamide (DEET)	Repellent		
27	Dimethoat	Insektizid		
28	Diuron	Herbizid		
29	Glyphosat	Herbizid		
30	AMPA	Transformationsprodukt		
31	Irgarol	Herbizid		
32	Isoproturon	Herbizid		
33	MCPA	Herbizid		
34	Mecoprop und Mecoprop-P	Herbizid		
35	Triclosan	Mikrobizid		
36	Bisphenol A (BPA)	Additiv		
37	Östradiol	Natürliches Östrogen		
38	Östron	Natürliches Östrogen		
39	Nonylphenol	Additiv, Formulierungshilfsstoff		
40	Perfluoroctansulfonat (PFOS)	Tensid		
41	Acesulfam (E950)	künstlicher Süssstoff		
42	Benzothiazol	Additiv		
43	Benzotriazol	Komplexbildner, Korrosionsschutzmittel	120 µg/l	30 µg/l
44	EDTA	Komplexbildner	12100 µg/l	2200 µg/l
45	Methylbenzotriazol	Komplexbildner, Korrosionsschutzmittel	200 µg/l	75 µg/l
46	NTA	Komplexbildner	9800 µg/l	190 µg/l
47	Sucralose (E955)	künstlicher Süssstoff		

Das kommunale Abwasser hat bezüglich des Spektrums an Mikroverunreinigungen schweizweit eine ähnliche Zusammensetzung. Neben den schweizweit relevanten Stoffen sind jedoch auch lokal auftretende Stoffe, z.B. solche aus Industrie- und Gewerbe, zu berücksichtigen. Ausserdem unterliegt der Gebrauch von Chemikalien einem schnellen Wandel, deshalb soll die Liste der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen periodisch (z.B. alle 5 Jahre) überprüft und aktualisiert werden (Götz et al. 2010b).

Was in diesem Beurteilungskonzept nicht speziell berücksichtigt wurde, sind stark sorbierende Stoffe, welche eher an der Partikelphase oder in Sedimenten erwartet werden. Diese erfordern ein ganz anderes Erhebungs- und Beurteilungskonzept (Götz et al. 2010b).

Arzneimittel

Verbrauchszahlen von Arzneimittelwirkstoffen sind in der Schweiz äusserst schwierig zu erhalten. Das Schweizerische Heilmittelinstitut (Swissmedic) verfügt über keine solchen

Daten und der Verband der forschenden pharmazeutischen Firmen der Schweiz (Interpharma), der statistische Daten zum Schweizer Pharmamarkt veröffentlicht, konnte nur eine gesamtschweizerische Rangliste der Top-10-Präparate, d.h. der meistverkauften Arzneimittel der Schweiz mit und ohne Verschreibungspflicht, zur Verfügung stellen (siehe Tabelle 8).

Tabelle 8 Die10 umsatzstärksten Produkte (Jan-Dez 2009) unter den verschreibungspflichtigen bzw. nicht verschreibungspflichtigen Arzneimitteln in alphabetischer Reihenfolge (Quelle: IMS Health GmbH)

Top-10 Präparate (verschreibungspflichtig)	**Top-10 Präparate (nicht verschreibungspflichtig)**
Herceptin	Algifor
Humira	Berocca Cal.Mag.Zi.
Mabthera	Calcimagon D3
Nexium Mups	Dafalgan
Pantozol	Excipial U
Plavix	Flector EP
Remicade	Neo Citran
Seretide	Priorin N
Sortis	Supradyn
Truvada	Triofan

Die Daten zu den verkauften Mengen einzelner Wirkstoffe werden von der IMS Health GmbH erhoben und müssen dort teuer gekauft werden. Die Daten für die Jahre 2007-2009 wurden für das Spitalabwasserprojekt der Eawag (McArdell et al. 2011) gekauft, und da der Kanton Bern das Projekt als Projektpartner finanziell unterstützt, darf das GBL die Daten verwenden. Die gesamte Tabelle (215 Wirkstoffe mit den entsprechenden Verkaufsmengen in kg, aufgeschlüsselt nach den 4 Verkaufskanälen Apotheken, Drogerien, selbstdispensierende Ärzte und Spitäler) darf in dieser Form nicht veröffentlicht werden, steht jedoch dem GBL für den internen Gebrauch zur Verfügung. Als Beispiel werden in Tabelle 9 die Top-30-Wirkstoffe des Jahres 2009 (ohne Mengenangaben) genannt.

Tabelle 9 die Top-30 Arzneimittel in der Schweiz (2009) (Quelle: IMS Health GmbH)

1	Paracetamol	11	Acetylsalicylic Acid	21	Potassium
2	Calcium	12	Sterculia Gum	22	Plantago Psyllium
3	Magnesium	13	Ibuprofen	23	Metamizole Sodium
4	Macrogol (S)	14	Glucose	24	Prunus Amygdalus (Dulcis)
5	Lactulose	15	Plantago Ovata	25	Ichtyolammonium
6	Sodium	16	Ascorbic Acid	26	Acetylcysteine
7	Metformin	17	Chondroitinsulfuric Acid	27	Iron Ferrous
8	Paraffin Oil	18	Carbohydrates	28	Laurylsulfuric Acid
9	Agar	19	Mefenamic Acid	29	Senna
10	Lactitol	20	Amoxicillin	30	Urea

Es ist jedoch zu beachten, dass die Verkaufsmengen allein noch nichts über die Frachten in den Gewässern aussagen. Für eine Abschätzung müssten zusätzliche Faktoren wie der Anteil des unverändert ausgeschiedenen Wirkstoffes (s. z.B. Lienert et al. 2007), die Elimination in Kläranlagen (s. z.B. Ternes und Joss 2006), der Abbau im Gewässer sowie die Relevanz von Metaboliten berücksichtigt werden. Eine Auswahl von 22 Arzneimitteln und Transformationsprodukten, die schweizweit als Mikroverunreinigungen für die Gewässer von

Bedeutung sind, ist unter den 47 schweizspezifischen Substanzen in Götz et al. (2010b) zu finden (Tabelle 7).

Aufgrund dieser Informationen können jedoch keine Aussagen über regionale Unterschiede gemacht werden. Lokale Verbrauchszahlen müssten anderweitig erhoben werden, wie z.B. über Befragungen der lokalen Spitalapotheken (s. Kap. Spitalabwasser). Was in der Tabelle der meistverkauften Arzneimittel jedoch ersichtlich ist, sind allfällige grössere Veränderungen der Verkaufsmenge im Vergleich zum vorhergegangenen Jahr. Solche Marktveränderungen können für die Früherkennung von Mikroverunreinigungen von Interesse sein, z.B. um Substanzlisten von Monitoringprogrammen den Veränderungen anzupassen und mit neu zugelassenen und häufig verwendeten Wirkstoffen zu ergänzen.

Zudem liefert die Aufschlüsselung der Verkaufszahlen nach Verkaufskanälen Hinweise darauf, welche Substanzen grösstenteils oder ausschliesslich in Spitälern abgegeben werden. Auch wenn nicht die gesamte Menge solcher Wirkstoffe auch in Spitälern ausgeschieden wird, können doch in Gewässern mit Spitälern im Einzugsgebiet höhere Frachten für diese Substanzen erwartet werden (s. Kap. Spitalabwasser).

2.3 Mikroverunreinigungen aus Industrie und Gewerbe

Laut GSchV Anhang 3.2 umfasst Industrieabwasser (a) Abwasser aus gewerblichen und industriellen Betrieben; und (b) damit vergleichbares Abwasser, wie solches aus Laboratorien und Spitälern.

Der Wasserbedarf in industriellen und gewerblichen Betrieben ist gross. Wasser wird unter anderem als Reinigungsmittel, Lösemittel oder als Energieträger (Kühlmittel) eingesetzt. Die abgeleiteten Industrieabwässer haben im Kanton Bern aufgrund ihrer Menge und Zusammensetzung eine grosse Bedeutung für den Gewässerschutz. Rechnet man die Gesamtmenge der Industrieabwässer im Kanton Bern auf häusliches Schmutzwasser um, ergeben sich etwa 224'000 hydraulische Einwohner (EW), bzw. 563'000 biologische EW (VOKOS 2010). Industrieabwässer unterscheiden sich jedoch bezüglich stofflicher Zusammensetzung, Menge und Abflussdynamik erheblich von häuslichem Abwasser. Jede Branche und meist auch jeder einzelne Betrieb hat bezüglich der erwähnten Parameter seine spezifischen Besonderheiten (VOKOS 2004).

Die Abwassermengen pro Betrieb können zwischen wenigen Kubikmetern pro Jahr und mehreren tausend Kubikmetern pro Tag variieren (VOKOS 2010). Auch innerhalb eines Betriebes ist die Abwassermenge von so vielen Faktoren abhängig, dass Schätzungen der Mengen über den ganzen Kanton mit grossen Unsicherheiten behaftet sind (VOKOS 2004). Zudem kann der Abwasseranfall kontinuierlich oder stossweise, kurzzeitig oder über 24 Stunden, über das ganze Jahr gleichmässig oder saisonal verschieden anfallen (VOKOS 2010). Betriebe mit saisonal schwankendem Abwasseranfall gibt es z.B. in der Obst- und

Gemüseverarbeitung, während z.B. Käsereien oder Gerbereien typische Tagesganglinien oder Wochenganglinien aufweisen. Auch innerhalb einer Branche können die Unterschiede zwischen den einzelnen Betrieben erheblich sein (VOKOS 2004).
Auch bezüglich Inhaltsstoffe und deren Konzentrationen weisen Industrieabwässer eine grosse Variabilität auf. Zudem sind sie im Vergleich zum häuslichen Abwasser, mit der Ausnahme von Kühlwasser, meist wesentlich konzentrierter (VOKOS 2004).
Die Abwasserinhaltsstoffe werden prinzipiell in 2 Kategorien unterteilt:

- Konventionelle Schmutz- und Nährstoffe: z.B. Schwebstoffe, eutrophierende Stoffe und sauerstoffzehrende Stoffe.

- Schadstoffe (u.a. Mikroverunreinigungen): z.B. organische Halogen-, Phosphor- und Zinnverbindungen, Cyanide, Metalle, Metallverbindungen, Biozide, Pflanzenschutzmittel, Stoffe mit karzinogenen, mutagenen oder das endokrine System beeinträchtigenden Eigenschaften, persistente Kohlenwasserstoffe sowie persistente und bioakkumulierende organische toxische Stoffe.

Die konventionellen Schmutz- und Nährstoffe sind biologisch abbaubar und vergleichbar mit Inhaltsstoffen des kommunalen Abwassers. Die Schadstoffe hingegen sind in der ARA unerwünscht, weil sie schädlich und nicht abbaubar sind. Oftmals müssen solche Schadstoffe vor der Ableitung des Industrieabwassers schon betriebsintern eliminiert werden, da sie in der Kanalisation Schäden verursachen oder die Reinigungsleistung von ARAs beeinträchtigen können. Zu diesem Zweck sind im Kanton Bern ca. 8’600 Abwasser(vor)behandlungsanlagen in Betrieb (VOKOS 2010).
Bezüglich der Einleitungsart des Industrieabwassers (Gewässer oder Kanalisation) gibt es unter den Betrieben verschiedene Szenarien. Grundsätzlich werden Indirekt- und Direkteinleiter unterschieden:

- Indirekteinleiter sind Betriebe, die ihr Abwasser mit oder ohne Vorbehandlung in eine Schmutzwasserkanalisation / ARA ableiten.

- Direkteinleiter sind Betriebe, die ihr Abwasser meist nach dessen Vollreinigung in einer betriebsinternen Kläranlage direkt in ein Gewässer einleiten (VOKOS 2004).

Die meisten Betriebe im Kanton Bern sind Indirekteinleiter, Direkteinleiter gibt es nur wenige. Auch heute noch gibt es im Kanton Bern ca. 10 direkteinleitende Betriebe, die ihr Abwasser vor der Einleitung in ein Gewässer nicht oder nur teilweise reinigen können. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Fischzuchten, wenige Käsereien und Milchsammelstellen (VOKOS 2010).
Zusätzlich zu den Stoffen, welche anwendungsbedingt im Industrieabwasser vorkommen, stellen auch unfallmässige Freisetzungen von Chemikalien und Löschwasser grosse

Gefährdungen für die Gewässer dar. Im Kanton Bern haben aufgrund vorhandener Gefahrenstoffe ca. 2'215 Betriebe ein erhebliches Schadenspotenzial bei einem Störfall, d.h. ein chemisches oder biologisches Gefahrenpotenzial für Bevölkerung oder Umwelt. Die Aufteilung der störfallrelevanten Betriebe im Kanton Bern nach Branchen sowie die spezifischen Gefahrenstoffe sind in Tabelle 4.2 in (VOKOS 2010) aufgelistet. Einige dieser Betriebe mit besonders gefährlichen Stoffen werden seit 2008 im öffentlich zugänglichen Schadstofffreisetzungs- und -transferregister der Schweiz, dem SwissPRTR (Pollutant Release and Transfer Register), geführt. Dieses vom BAFU geführte Register enthält u.a. Informationen zu den Schadstoffen, die über das Abwasser freigesetzt werden. Im Kanton Bern sind jedoch erst 14 Betriebe im Register aufgeführt (VOKOS 2010). Anhand dieses Registers können im Allgemeinen nur beschränkte Aussagen über gewässerbelastende Substanzen wie z.B. Mikroverunreinigungen gemacht werden, da Schadstoffe erst ab einer bestimmten Menge (Tonnage) registriert werden. Ausserdem sind nur bestimmte Branchen der entsprechenden Verordnung (PRTR-V) rechtsunterworfen, wie z.B. die chemische Industrie, die Metall- und Mineralindustrie, die Abfall- und Abwasserwirtschaft sowie die Intensiv-Tierhaltung. Die meisten KMU sind nicht betroffen.

Während relativ viel bekannt ist über anorganische Mikroverunreinigungen (Schwermetalle) im Industrieabwasser, bestehen auf dem Gebiet der organischen Mikroverunreinigungen noch grosse Wissenslücken (VOKOS 2004). Eine umfassende Erhebung von bezüglich Mikroverunreinigungen relevanten Daten für den Kanton Bern wäre aufgrund der grossen Anzahl Betriebe sehr aufwändig. Ausserdem stellt praktisch jeder Betrieb bezüglich Abwassereigenschaften einen Einzelfall dar, branchenübergreifende Aussagen sind deshalb selten möglich. Zusätzliche Schwierigkeiten ergeben sich auch durch die Tatsache, dass Produkte und Verfahren einem ständigen Wandel unterliegen und dass ein Überblick über die eingesetzten Mengen von Chemikalien somit kaum möglich ist.

Für eine Abschätzung der Belastung durch Mikroverunreinigungen aus Industrie und Gewerbe sind also wenige Datengrundlagen vorhanden. Trotzdem werden hier einige Ansätze aufgezeigt, wie problematische Substanzen aufgrund der vorhandenen Informationen frühzeitig erkannt werden können. Abb. 22 zeigt schematisch die wichtigsten Elemente für eine Früherkennung von problematischen Mikroverunreinigungen aus Industrie- und Gewerbebetrieben.

Die Hotspots bzw. die geeigneten Probenahmestellen können aufgrund verschiedener Informationen ermittelt werden. Der Abwasseranteil im Gewässer kann grobe Hinweise liefern, z.B. ist in voralpinen Gewässern mit sehr geringem Abwasseranteil eine hohe Belastung durch Chemikalien aus Industrie und Gewerbe eher unwahrscheinlich. Zur Ermittlung von Einzugsgebieten mit einer besonders hohen industriellen Aktivität könnte der Anteil industriell genutzter Fläche (mit Hilfe der Arealstatistik) oder die Anzahl Betriebe pro

Gemeinde (Liste steht dem GBL z. Verf.) Hinweise liefern. Zusätzlich wurden im Kanton Bern die Kläranlagen mit einem relevanten Industrieanteil von über 30% ermittelt (VOKOS 2010):

ARA	**Industrieanteil**
Fornet-Dessous	96.0%
Langnau	58.9%
Grosshöchstetten	55.6%
Ins	54.3%
Dürrenroth	47.6%
Worblental	43.4%
Bern AG	41.3%
ZALA	34.9%
Meiringen	34.7%
Wohlen	33.8%
Lyss	33.5%
Unteres Kiesental	31.7%

Im Industrie- und Gewerbekataster (IGK) sind auch spezifische Informationen zu potenziellen Substanzen im Abwasser einzelner Betriebe vorhanden, aufgrund derer relevante Betriebe in einem Einzugsgebiet z.B. mit Hilfe von Karten ermittelt werden können.
Diese spezifischen Informationen zu potenziellen Substanzen im Abwasser der Betriebe können, gemeinsam mit Screenings von Abwasser- oder Gewässerproben und vorhandenen Messresultaten, zur Substanzauswahl für das Monitoring verwendet werden.
Auch hier können, analog zu den Substanzen aus kommunalem Abwasser, zusätzlich Proben von ARA-Ausläufen gemessen werden. Zudem sind auch direkte Messungen des Abwassers einzelner Betriebe möglich. Zum Schluss des Früherkennungsprozesses folgt wie bei den anderen Substanzen eine Beurteilung der Belastung.

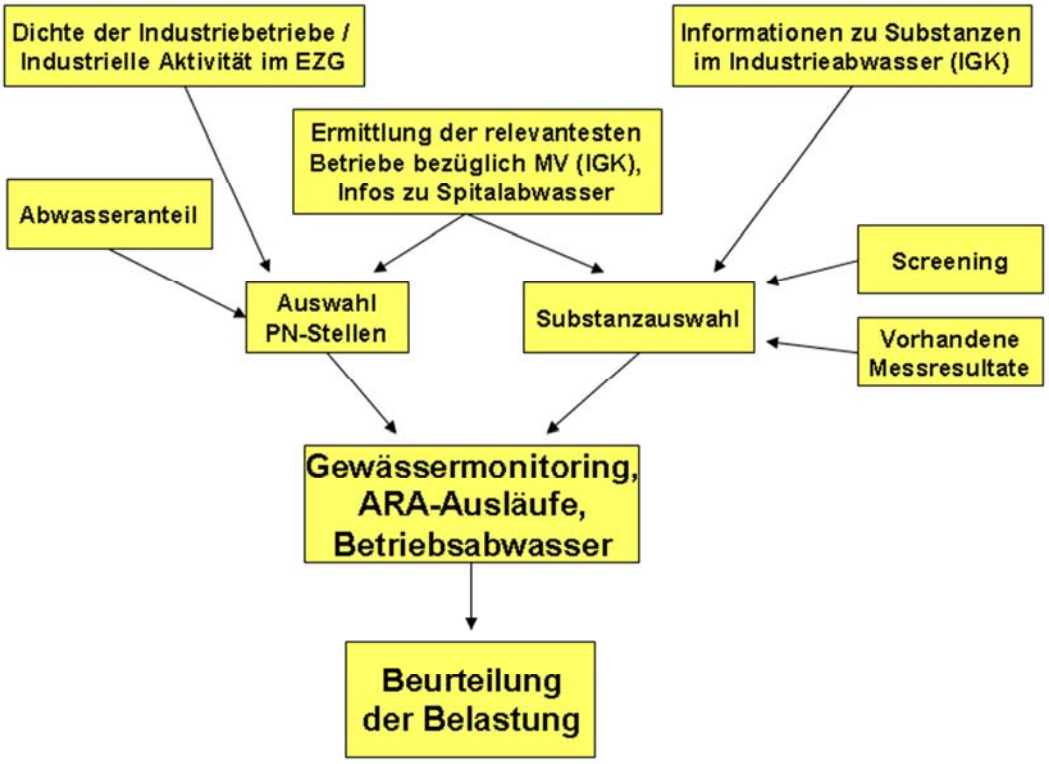

Abb. 22 Früherkennungsprozess für Mikroverunreinigungen aus Industrie und Gewerbe

Industrie- und Gewerbekataster (IGK)

Das IGK ist eine georeferenzierte Datenbank des Amtes für Wasser und Abfall des Kantons Bern (AWA). In dieser Datenbank werden die abwasserrelevanten Daten der Industrie- und Gewerbebetriebe des Kantons Bern verwaltet, wie z.B. Informationen zu abwasserrelevanten Stoffen und Abwasservorbehandlungsanlagen. Das IGK ist keine öffentlich zugängliche Datenbank, das GBL hat jedoch Zugang zu den Daten. Die Datenbank wird vom Fachbereich Industrie und Gewerbe des AWA geführt, welcher u.a. zuständig ist für die Erteilung von Einleitungsbewilligungen für Industrieabwasser in ein Gewässer oder eine Kanalisation und die Kontrolle der industriellen/gewerblichen Abwässer und Abwasserbehandlungsanlagen. Dabei dient das IGK als wichtiges Hilfsmittel für den Vollzug, z.B. um bei Bewilligungen die Rechtsgleichheit unter ähnlichen Betrieben zu gewährleisten.

Im IGK sind insgesamt rund 11'800 aktive abwasser- und störfallrelevante Betriebe registriert (Stand Februar 2011). Die Betriebe sind nach Branchen oder Aktivitäten („Charakteristiken“) kategorisiert, wobei die Betriebe innerhalb einer Charakteristik bezüglich der Gewässerschutzproblematik und der anzustrebenden Lösungen eine gewisse Ähnlichkeit haben (VOKOS 2004). Da Vollzugsaufgaben wie z.B. Betriebsinspektionen nicht bei allen Betrieben mit derselben Intensität möglich und auch nötig sind, werden die Betriebe im IGK zusätzlich priorisiert. Dabei werden sie aufgrund der Branche, der Menge und Zusammensetzung des Abwassers und des stofflichen Gefahrenpotenzials in die Prioritätsklassen 1-6 eingeteilt. Priorität 1 bedeutet eine hohe, Priorität 6 eine geringe Abwasserrelevanz bezüglich des Gefährdungspotenzials der Gewässer (VOKOS 2004). Die

Auswirkungen der Priorisierung betreffen insbesondere die Frequenz der durchzuführenden Inspektionen und die Anordnung der betrieblichen Eigenkontrolle. Momentan haben 44 Betriebe die höchste Priorität (1), 74 Betriebe die Priorität 2 und 2683 Betriebe die Priorität 3 (Stand Februar 2011).

Für alle im IGK registrierten abwasserrelevanten Betriebe enthält die Datenbank eine Liste mit den Substanzen oder Substanzgruppen, die sich potenziell im Abwasser des Betriebs befinden können. Die Betriebe der Priorität 1 und 2 (z.T. auch 3) müssen neben den Abwasserinhaltsstoffen auch deren Mengen erfassen und dem AWA melden. Zusammen mit den Betriebsabwasserproben, welche anlässlich der Inspektionen des AWA entnommen und im GBL analysiert werden, ergibt sich so theoretisch eine Grundlage, die für eine Abschätzung von Mikroverunreinigungen aus Industrie und Gewerbe verwendet werden könnte.

In der Praxis reduzieren jedoch verschiedene Faktoren die Aussagekraft der im IGK enthaltenen Daten:

- Die Liste der potenziell im Abwasser einzelner Betriebe enthaltenen Substanzen basiert nicht immer auf Messungen, sondern beinhaltet für kleinere Betriebe oder für eine Reihe von Betrieben derselben Branche auch Schätzungen aufgrund von Produktionszahlen und Literaturwerten. In vielen Fällen ist somit unklar, ob die Liste auch den tatsächlich im Abwasser enthaltenen Substanzen entspricht.

- Angaben zu eingeleiteten Frachten von Substanzen sind nur für einen kleinen Anteil der Betriebe vorhanden. Dies macht Aussagen zur gesamten emittierten Menge eines Stoffes in einem Einzugsgebiet praktisch unmöglich.

- Die im IGK enthaltenen Informationen beziehen sich hauptsächlich auf die Ebene von Substanzgruppen. Daten zu Einzelsubstanzen sind nur wenige vorhanden.

- Aufgrund des Kapazitätmangels im Fachbereich Industrie und Gewerbe können die zugeteilten Vollzugsaufgaben nur teilweise erledigt werden. Daraus ergeben sich u.a. Defizite bei den Betriebsinspektionen und bei der Nachführung und Aktualisierung der im IGK enthaltenen Daten. Durchschnittlich können nur etwa ¼ der als notwendig erachteten Inspektionen durchgeführt werden. Die Daten im IGK sind teilweise relativ alt und somit überholt. Die letzte Erhebung abwasserrelevanter Betriebe im Kanton Bern erfolgte in den 1970er Jahren. Seither haben Aktualisierungen nur im Rahmen von gemeldeten Bau- und Einrichtungsvorhaben stattgefunden (VOKOS 2010).

Umfassende und quantitative Aussagen zu Mikroverunreinigungen aus Industrie und Gewerbe werden zusätzlich erschwert durch die zeitlich dynamischen Einträge und durch den ständigen Wandel der eingesetzten Substanzen.

Trotz der beschränkten Aussagekraft der Daten werden im Folgenden einige Beispiele für Abfragen und Darstellungen mit Hilfe des IGK gezeigt. Durch die Eingabe von bestimmten Kriterien in einen Suchfilter im IGK werden z.B. folgende Outputs ermöglicht:

- Alle Betriebe in einem Einzugsgebiet (Abb. 23)

- Alle Betriebe im Kanton bzw. in einem Einzugsgebiet mit Priorität 1 und 2. Eine solche Karte ist in (VOKOS 2004: Abb. 5.8) enthalten. Sie zeigt, dass die prioritären Betriebe im Kanton Bern v.a. im Mittelland verteilt sind, sowohl in urbanen als auch in ländlichen Gebieten. Aufgrund der Kriterien, die bei der Priorisierung der Betriebe verwendet werden, sagen jedoch die Prioritäten nichts aus bezüglich Umweltverhalten und Persistenz der im Abwasser enthaltenen Stoffe.

- Alle Betriebe im Kanton bzw. in einem Einzugsgebiet, die einer bestimmten Branche bzw. einem bestimmten Charakteristikum zugeteilt wurden

- Alle Betriebe im Kanton bzw. in einem Einzugsgebiet, die eine bestimmte Substanzgruppe im Abwasser enthalten können (s. Abb. 24 - 28 für verschiedene Biozide)

- Für eine ARA: alle möglichen Substanzen, die von Betrieben zu dieser ARA geleitet werden. Für die Betriebe, welche ihre Frachten dem AWA melden, können so auch die einzelnen Frachten eines Stoffes, die auf eine ARA kommen, zusammengezählt werden.

- Alle Betriebe mit einer bestimmten Substanz(gruppe) im Abwasser, die an eine bestimmte ARA angeschlossen sind.

Um einen Überblick zu erhalten, welche weiteren Abfragen möglich wären, stehen dem GBL Listen zur Verfügung mit den verfügbaren Substanzen/Substanzgruppen, Charakteristika und Branchen, die einem Betrieb im IGK zugeteilt werden können.
Durch die Verknüpfung des IGK mit dem geografischen Informationssystem GIS können die Auswertungen auch direkt auf einer Karte dargestellt werden. Somit wird sichtbar, wie relevante Industriebetriebe geografisch verteilt sind. Beispiele sind in den Abbildungen 23 – 28 gezeigt (Abfragen und Darstellung in ArcView: Patrick Locher, Marcel Zürcher und Rolf Tschumper, AWA). Die genauen Betriebsdaten (Betriebsbezeichnungen) sind aus Datenschutzgründen nicht öffentlich und werden auf den Abbildungen nicht gezeigt. Dem GBL stehen jedoch die Output-Tabellen zur Verfügung, welche die jeweilige Liste der Betriebe enthalten.

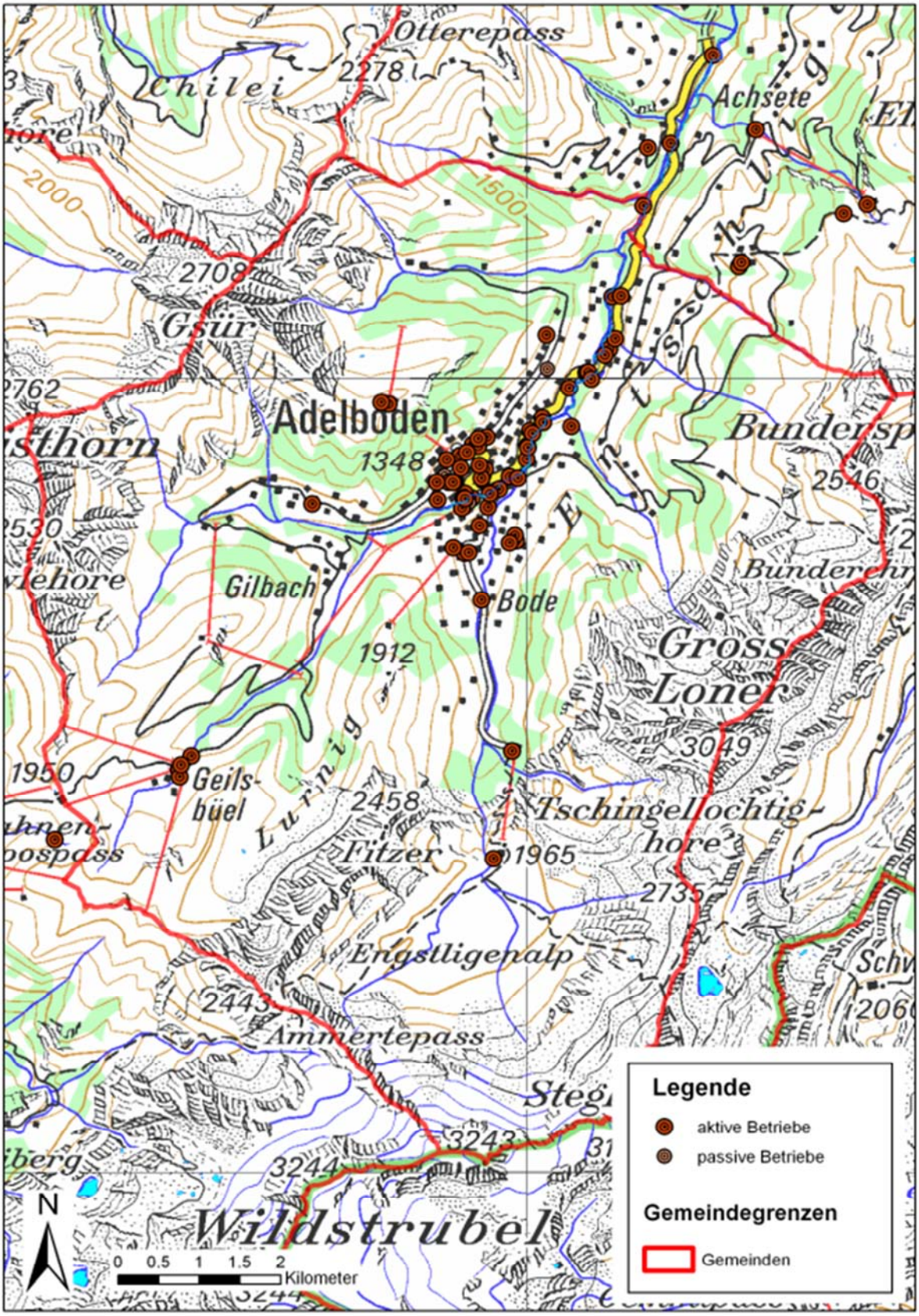

Abb. 23 alle aktiven und passiven Industrie- und Gewerbebetriebe im Gebiet um Adelboden als Beispiel für eine regionale Detailstudie

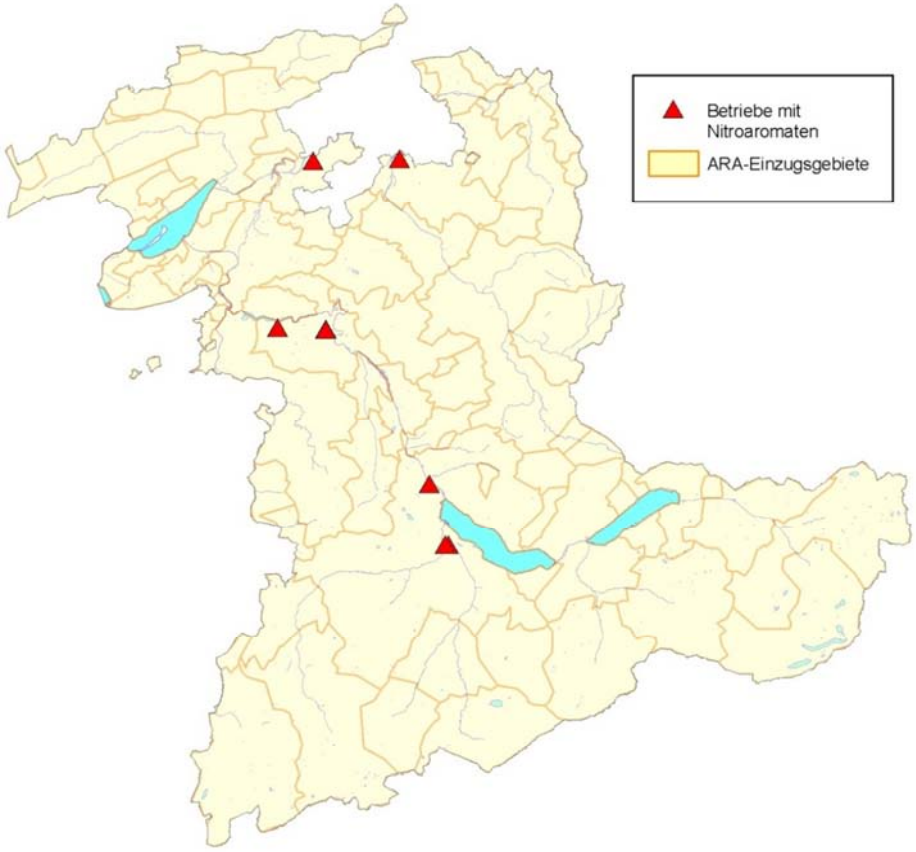

Abb. 24 Standorte der Betriebe im Kanton Bern, deren Abwasser Nitroaromate enthalten kann.

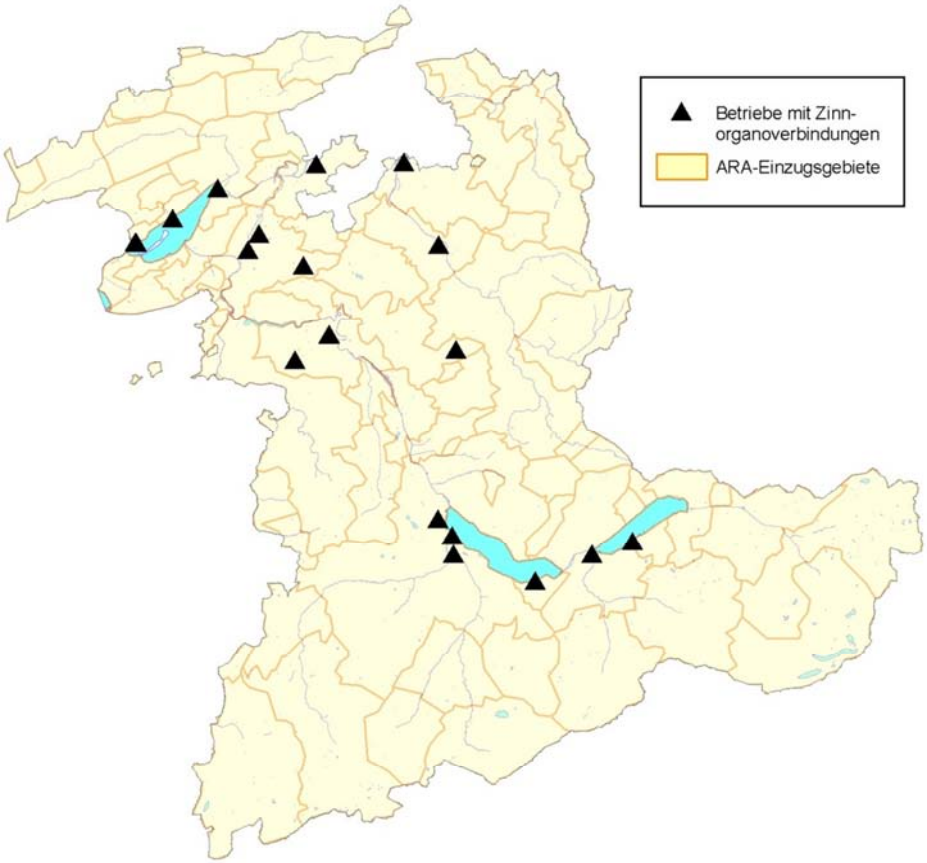

Abb. 25 Standorte der Betriebe im Kanton Bern, deren Abwasser Zinnorganoverbindungen enthalten kann.

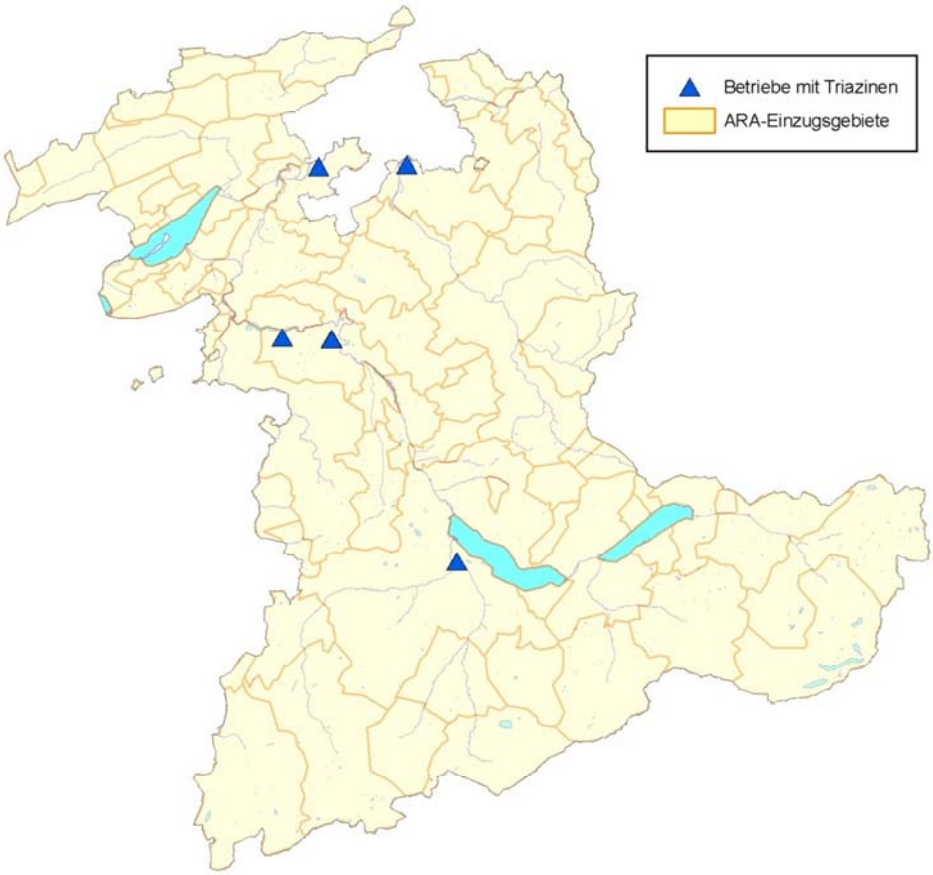

Abb. 26 Standorte der Betriebe im Kanton Bern, deren Abwasser Triazine enthalten kann.

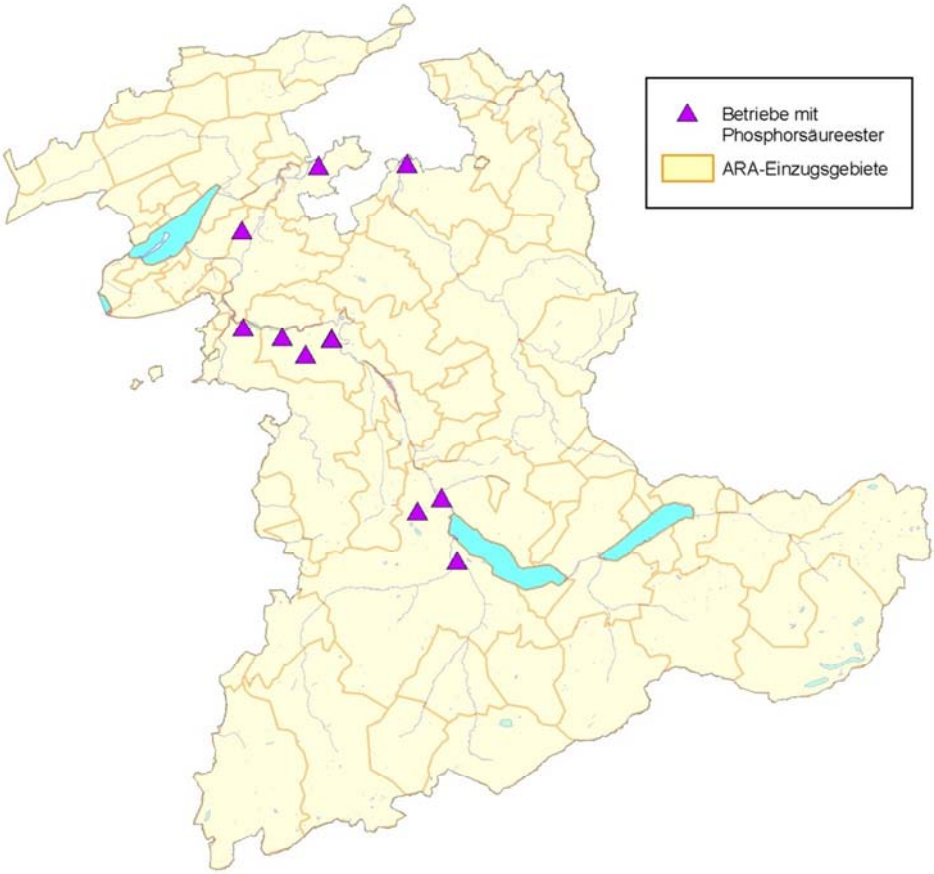

Abb. 27 Standorte der Betriebe im Kanton Bern, deren Abwasser Phosphorsäureester enthalten kann.

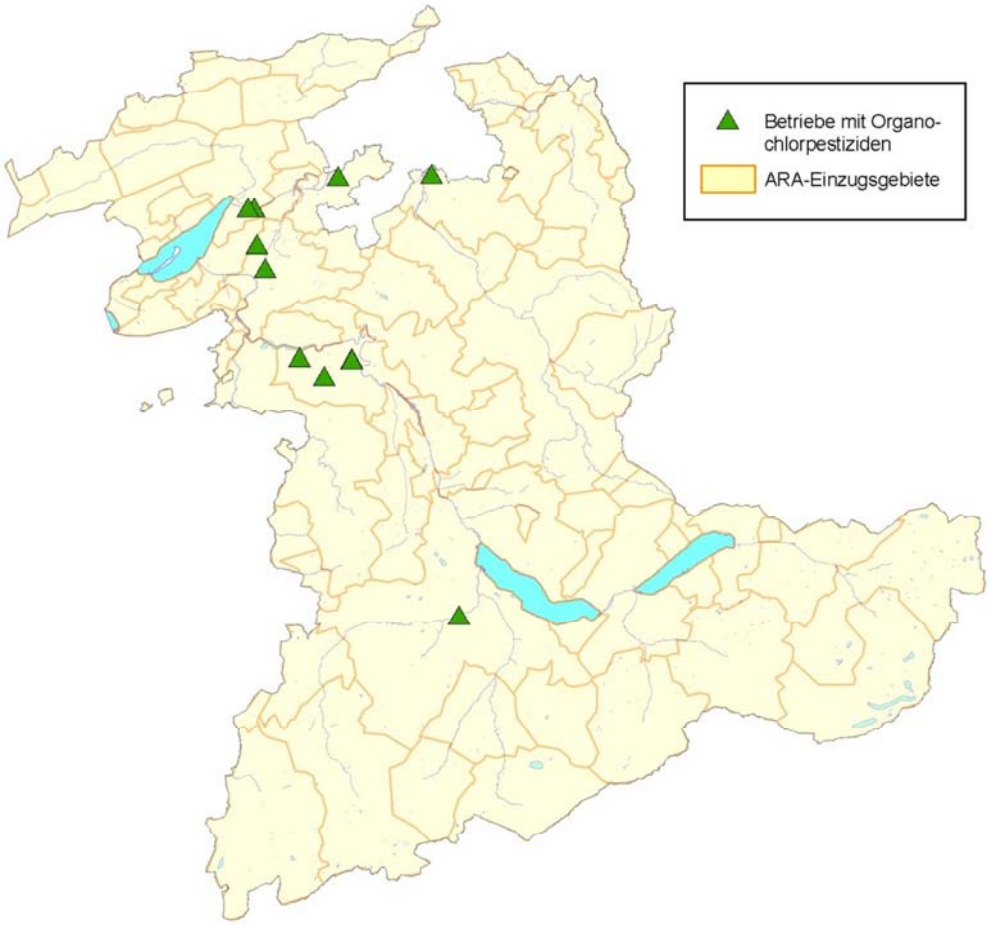

Abb. 28 Standorte der Betriebe im Kanton Bern, deren Abwasser Organochlorpestizide enthalten kann.

Spitalabwasser

Spitäler können aufgrund der hohen verwendeten Mengen an Arznei- und Röntgenkontrastmitteln relevante Einleiter von Mikroverunreinigungen sein. Wie relevant das Spitalabwasser tatsächlich ist, hängt jedoch vom Zusammenspiel zwischen Einzugsgebiet, Ausbauzustand der kommunalen ARA, der Grösse des Vorfluters sowie den weiteren vorhandenen Punktquellen ab (Moser et al. 2007). Kürzlich wurde die Möglichkeit aufgezeigt, dass Spitäler ihr Abwasser vor der Einleitung in die Kanalisation vorreinigen. In Pilotstudien in verschiedenen Regionen der Schweiz wurde eine solche Separatbehandlung von Spitalabwasser schon durchgeführt (z.B. McArdell et al. 2011; McArdell et al. 2010).

Von der Gesamtmenge der 100 meistverkauften Medikamente der Schweiz wurden im Jahr 2009 rund 15% in Spitälern abgegeben (Arzneimitteldaten IMS Health GmbH). Untersuchungen zeigten, dass nur wenige Gruppen von Medikamenten im Spital deutlich häufiger als im Haushalt verwendet werden. Zu den spitalrelevanten Substanzen gehören in erster Linie Röntgenkontrastmittel (RKM) und in kleinerem Masse Zytostatika. Dass grosse Mengen von RKM in die Gewässer gelangen, zeigten z.B. die Untersuchungen des Aarewassers durch das GBL. Anhand von Sammelproben aus der Aare bei Hagneck wurde

für diesen Gewässerabschnitt eine jährliche Gesamtfracht der Substanzen Amidotrizoesäure, Iohexol, Iomeprol, Iopamidol und Iopromid von über 1‘200 kg berechnet.
Die in den Spitälern abgegebenen Arzneimittel werden jedoch wegen häufiger ambulanter Behandlung nicht zu 100% im Spital ausgeschieden. Die tatsächlichen Stoffflüsse im Spitalabwasser sind schwierig zu ermitteln und mit grossen Unsicherheiten behaftet. Ausserdem zeigen die Substanzen komplexe Eintragsdynamiken und Fluktuationen über den Tagesverlauf (Moser et al. 2007).
Die Eawag führte 2007-2010 ein umfassendes Projekt zum Thema Spitalabwasser durch, unter dem Namen „Emission von Arzneimitteln und Desinfektionsmitteln aus Spitälern und Behandlung von Spitalabwasser“ (McArdell et al. 2011). Das Projekt wurde unterstützt durch die „Arbeitsgruppe Spitalabwasser“, bestehend aus Fachleuten aus der Forschung, des Bundesamtes für Umwelt, aus Kantonen und Ingenieurbüros. In diesem Projekt wurde die Bedeutung der Spitäler als Punktquellen für den Eintrag von Arzneimitteln evaluiert und mit den Einträgen aus Haushalten verglichen. Zur Ermittlung der konsumierten Arzneimittelmengen wurden die Verkaufsmengen von Arzneimitteln in der gesamten Schweiz (Daten der IMS Health GmbH) sowie auch abgegebene Arzneimittelmengen von einzelnen Spitälern betrachtet, da der Gebrauch von Arzneimitteln in den verschiedenen Spitälern sehr unterschiedlich sein kann. Für die Abschätzung der Stofffrachten wurden zusätzlich Ausscheidungsraten der Substanzen berücksichtigt.
Zur Untersuchung der Stoffflüsse der Spitäler und zur Ermittlung von Hotspots im Schweizerischen Gewässernetz wurde ein Modell entwickelt. Als Grundlage diente das im Projekt MicroPoll entwickelte, georeferenzierte Stoffflussmodell (Ort et al. 2007). Zusätzlich wurden die Standorte und die Anzahl Betten aller Spitäler der Schweiz ermittelt und mit Hilfe des Bundesamtes für Statistik (BFS) den ARA-Einzugsgebieten zugeordnet. Anhand dieser Daten wurde eine Karte der Schweiz erstellt, welche die Einzugsgebiete mit den höchsten Dichten an Spitalbetten zeigt. Die entsprechende Karte für den Kanton Bern ist in Abb. 29 dargestellt. Weitere Abbildungen zeigen die entsprechenden Karten mit der auf den Abfluss Q347 normierten Anzahl Spitalbetten (Abb. 30), mit der Anzahl Einwohner relativ zu Q347 (Abb. 31) und mit der Anzahl Spitalbetten pro 1000 Einwohner (Abb. 32). Mit Hilfe dieser Karten können die erwarteten Arzneimitteleinträge aus Spitälern mit denen aus den Haushalten (aufgrund der Anzahl Einwohner) verglichen werden.
Ergänzend zum entwickelten Modell wurden im Spitalabwasserprojekt analytische Messungen des Spitalabwassers durchgeführt. Diese zeigten im Allgemeinen eine gute Übereinstimmung mit den Vorhersagen des Modells. Die Substanzgruppen, welche im Spitalabwasser in den höchsten Konzentrationen gemessen wurden, waren Röntgenkontrastmittel, Analgetika, Antiepileptika, Anästhetika und Antibiotika. Durch den Vergleich der Verbrauchszahlen von Arzneimitteln im Spital mit den gemessenen

Stofffrachten konnte für die Arzneimittel auch der Anteil ermittelt werden, welcher direkt im Spital ausgeschieden und nicht durch ambulante Patienten nach Hause getragen wird. Dass die Verbrauchszahlen und die gemessenen Frachten von Arzneimitteln jedoch alleine noch nichts über deren toxikologisches Risiko aussagen, zeigte sich in den ökotoxikologischen Untersuchungen, wo insbesondere Substanzen mit tiefen Frachten (Amiodaron, Clotrimazol, Ritonavir und Progesteron) das höchste Risiko ausmachten (Escher et al. 2011).

Im Spitalabwasserprojekt wurden auch Pilotversuche zur Separatbehandlung von Spitalabwasser durchgeführt. Die Vorbehandlung bietet den Vorteil, dass die Arzneistoffe noch weitgehend unverdünnt in hohen Konzentrationen vorliegen. Dies ermöglicht höhere Umsatzraten und kompaktere Behandlungseinheiten als bei der gemeinsamen Behandlung von Krankenhausabwasser mit kommunalem Abwasser nach der Vermischung (Mauer et al. 2007). Ein weiteres Argument für eine Vorbehandlung des Spitalabwassers könnten auch die pathogenen und antibiotikaresistenten Keime sein (Kümmerer 2001). Messungen von Antibiotika-Resistenzen haben gezeigt, dass Spitalabwasser ein Hotspot für den Eintrag von antibiotika- und multi-resistenten Bakterien in die aquatische Umwelt ist (McArdell et al. 2011). In den Versuchen stellten sich Ozonierung und Pulveraktivkohle als geeignete Technologien für die direkte Spitalabwasserbehandlung heraus. Durch diese Behandlungen wird die Arzneimittelfracht für die kommunalen ARAs verringert und ein grosser Teil der multi-resistenten Pathogene eliminiert. Die Separatbehandlung ist insbesondere eine gute Lösung für grosse Spitäler, die an kleine ARAs angeschlossen sind. Alle Details zu den Behandlungsmethoden sind im Bericht des Spitalabwasserprojekts (McArdell et al. 2011) beschrieben. Zur Entscheidung, in welchen ARA-Einzugsgebieten eine Vorbehandlung sinnvoll ist, kann z.B. mit Hilfe der Karte in Abb. 32 (Anzahl Spitalbetten pro 1000 Einwohner) ermittelt werden, wo die erwartete Arzneimittelbelastung aus Spitälern im Verhältnis zur Belastung aus den Haushalten am höchsten ist.

Grundsätzlich können diese Informationen zu den Spitalbetten und den verwendeten Arzneimitteln hilfreich sein, um die Belastung durch Mikroverunreinigungen aus Spitälern abzuschätzen. Dabei ist jedoch eine ganze Reihe von Faktoren zu berücksichtigen, wie z.B. weitere Quellen im Einzugsgebiet, speziell relevante Spital-Abteilungen wie Radiologie und Onkologie sowie die tatsächlich abgegebenen Arzneimittel in den einzelnen Spitälern. Da grundsätzlich für jede Spitalapotheke Daten zu den abgegebenen Arzneimitteln existieren müssten, wird das GBL mit den Spitälern Kontakt aufnehmen die Verfügbarkeit dieser Daten für die einzelnen Spitäler im Kanton Bern prüfen.

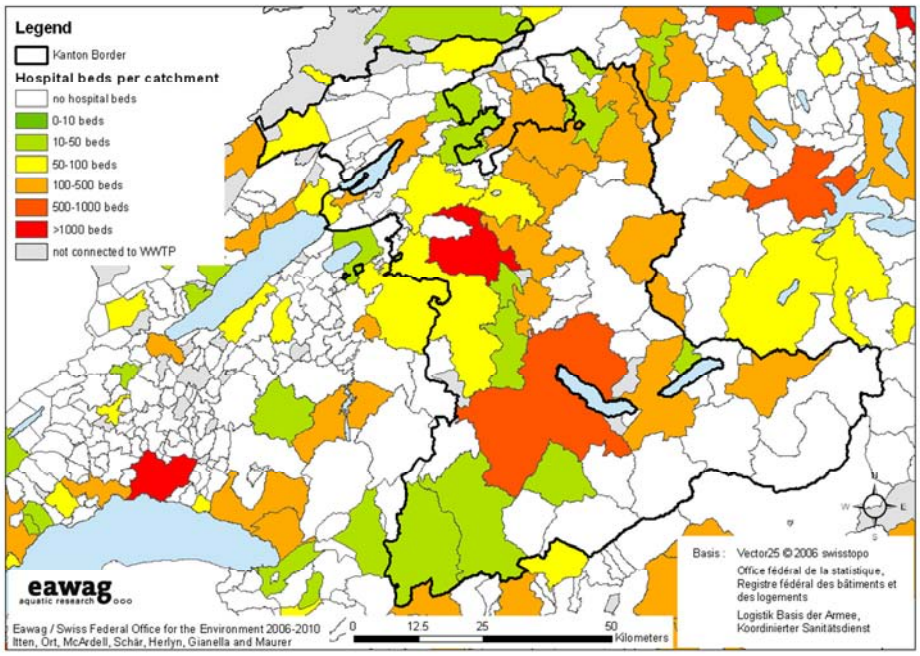

Abb. 29 Anzahl Spitalbetten in den ARA-Einzugsgebieten (McArdell et al. 2011). Die Anzahl Spitalbetten stimmen relativ gut überein mit den Einzugsgebieten mit einer hohen Bevölkerungszahl. Die höchste Anzahl Spitalbetten im Kanton Bern befindet sich im Einzugsgebiet Bern, gefolgt vom Einzugsgebiet Thun.

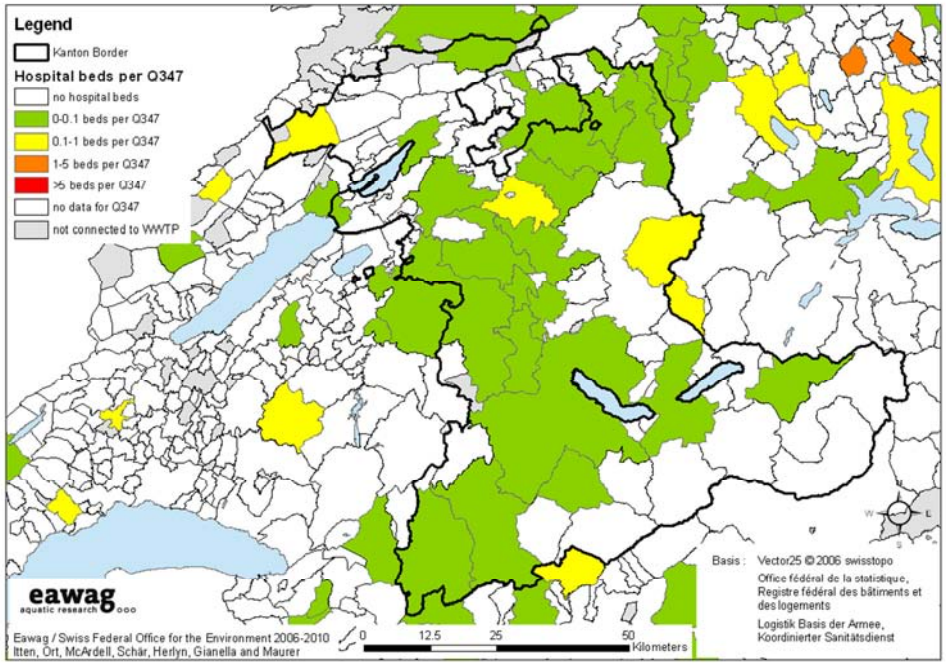

Abb. 30 Anzahl Spitalbetten in den ARA-Einzugsgebieten im Verhältnis zum Abfluss Q347 (in Litern) in den Vorflutern bei der ARA-Einleitungsstelle (McArdell et al. 2011). Die höchsten Belastungen durch Spitalabwasser werden in Gewässerabschnitten mit geringer Verdünnung und einer hohen Anzahl Spitalbetten im Einzugsgebiet der entsprechenden ARAs erwartet. Die meisten der gezeigten ARA-Einzugsgebiete mit Spitalbetten im Kanton Bern sind im grünen Bereich, da sie entweder nur wenig oder keine Spitalbetten aufweisen und/oder in relativ grosse Vorfluter einleiten.

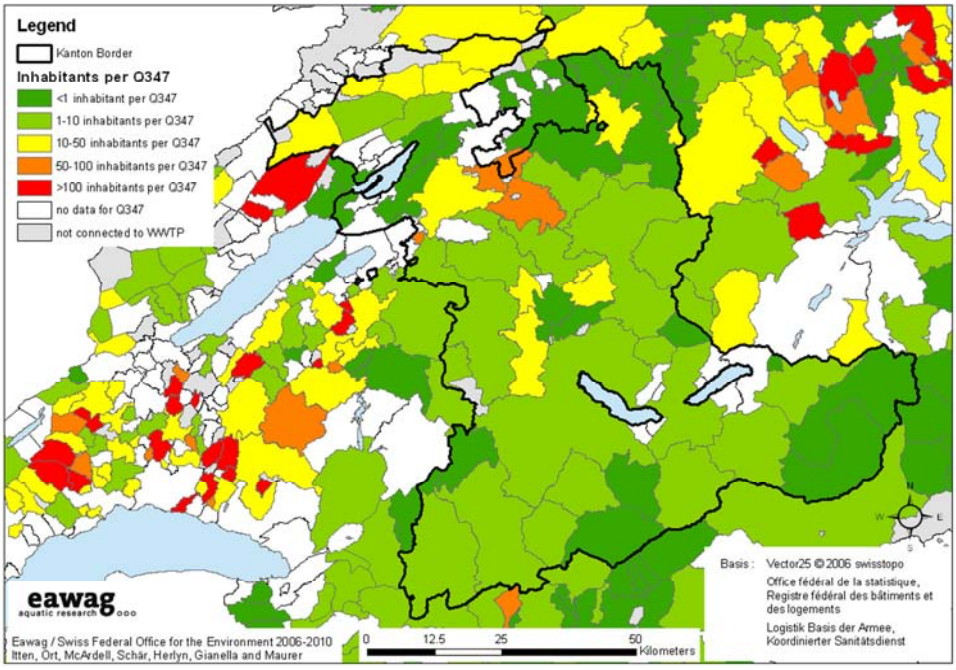

Abb. 31 Anzahl Einwohner in den ARA-Einzugsgebieten im Verhältnis zum Abfluss Q347 (in Litern) in den Vorflutern bei der ARA-Einleitungsstelle (McArdell et al. 2011). Die höchsten Arzneimittelbelastungen durch häusliches Abwasser werden in Gewässerabschnitten mit geringer Verdünnung und einer hohen Anzahl Einwohner im Einzugsgebiet der entsprechenden ARAs erwartet.

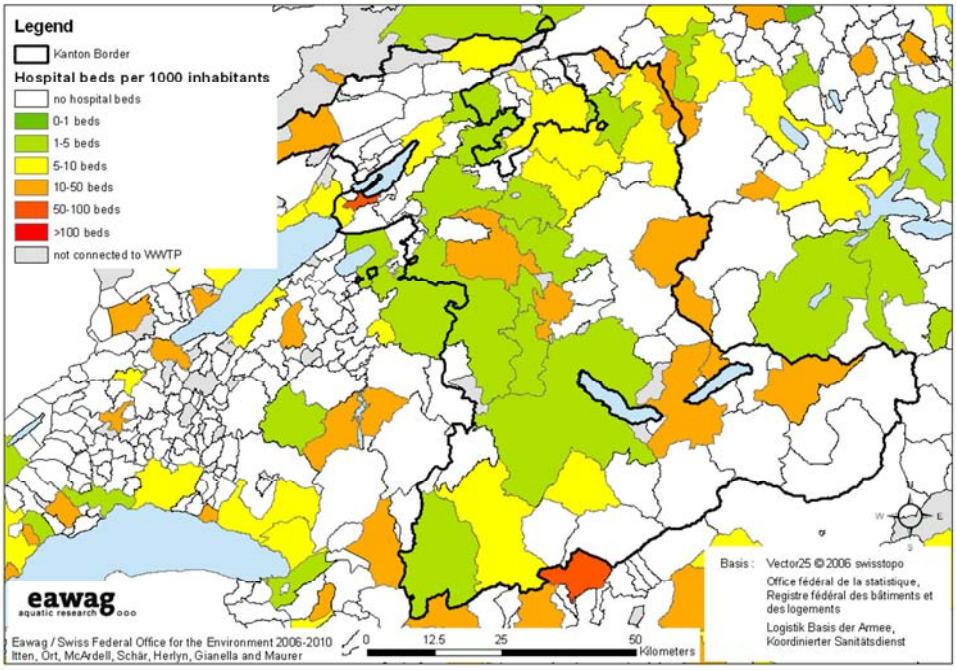

Abb. 32 Anzahl Spitalbetten pro 1000 Einwohner in den ARA-Einzugsgebieten (McArdell et al. 2011). Im Kanton Bern hat Erlach die höchste Anzahl Spitalbetten pro Einwohner. Je höher dieses Verhältnis, desto höher ist die Arzneimittelbelastung aus dem Spitalabwasser im Vergleich zur Arzneimittelbelastung aus häuslichem Abwasser.

2.4 Mikroverunreinigungen aus Siedlungsflächen

Abfliessendes Regenwasser von Siedlungsflächen enthält zahlreiche Schadstoffe, welche die Gewässer belasten können. Beispiele für im Aussenbereich angewendete Substanzen sind Pestizide und Biozide in Gärten oder zum Schutz von Fassaden und Dächern. Pestizide werden z.B. häufig verwendet, um Rosen vor Insekten zu schützen. Auch auf Garageneinfahrten werden häufig Pestizide appliziert, da viele Leute das bestehende Verbot nicht kennen (Wittmer und Burckhardt 2009).

Untersuchungen der Eawag haben gezeigt, dass die Auswaschung von Bioziden im Siedlungsgebiet fünf- bis zehnmal höher ausfallen kann als von den Landwirtschaftsflächen (Wittmer et al. 2010; Wittmer et al. 2011). Während in Landwirtschaftsflächen die unversiegelten Böden das Regenwasser aufnehmen und verzögert wieder abgeben, fliesst das Wasser von Siedlungsflächen (Strassen, Dächern, Plätzen) ohne Verzögerung ab. Zudem werden Stoffe aus den Siedlungen, im Vergleich zu den saisonal verwendeten landwirtschaftlichen Pestiziden, ganzjährig in die Gewässer eingetragen (Wittmer und Burckhardt 2009). Ein Vergleich der im privaten Bereich verwendeten Mengen mit den gesamten in der Schweiz in Handel gebrachten Mengen von Herbizidwirkstoffen ist in Tabelle 1 in (Wittwer und Gubser 2010) enthalten. Diese Tabelle zeigt, dass der private Gebrauch insbesondere für die Substanzen Dichlobenil, Glyphosat, Triclopyr, 2,4-D, Mecoprop und MCPA einen relevanten Anteil (>20%) am Gesamtverbrauch ausmacht.

In der Schweiz werden ca. 70% aller Siedlungsgebiete über Mischkanalisationen entwässert (Maurer und Herlyn 2006). Das aus Siedlungen abfliessende Regenwasser wird dabei in der Kanalisation mit dem häuslichen Abwasser zusammengeführt (Götz et al. 2010b). Die im Abwasser enthaltenen Substanzen können mit dem gereinigten Abwasser oder bei starken Niederschlägen über Entlastungen von Mischsystemen direkt in die Gewässer eingetragen werden. Dabei ist zu beachten, dass Stoffe von Siedlungsflächen, insbesondere bei starken Regenfällen, also wenn die Mischwasserentlastungen aktiv sind, mobilisiert und abgeschwemmt werden (Götz et al. 2010b). Deshalb kann dieser Eintragspfad einen grossen Anteil des gesamten Eintrags ausmachen. Im Projekt REXPO (realistische Expositionsszenarien) wurde beispielsweise gezeigt, dass das im Fassaden- und Flachdachschutz eingesetzte Herbizid Mecoprop bis zu 40% über Mischwasserentlastungen eingetragen wird (Wittmer et al. 2010).

Die Auswaschung von Stoffen von Dächern und Fassaden wurden in diversen Studien untersucht. Bucheli et al. (1998) fanden beispielsweise eine jährliche Auswaschrate von 0.1% für Mecoprop aus Flachdächern. Das Herbizid wird in Bitumenbahnen auf Dächern verwendet, wo es vor Durchwurzelung schützen soll. Da in der Schweiz jährlich einige Millionen Quadratmeter Dachflächen mit Bitumenbahnen erstellt werden, können diese eine bedeutende Quelle für Mecoprop in den Gewässern darstellen.

In einem Projekt der Eawag (Walser et al. 2008) wurde die Gewässerbelastung durch Biozide aus Gebäudefassaden untersucht. Dazu wurde ein Modell entwickelt, mit dessen Hilfe die Auswaschung der Biozide Terbutryn und Cybutryn und deren ökotoxikologisches Risiko vorhergesagt wurden. Um Informationen zur Auswaschung zu gewinnen, wurden auch Beregnungsversuche mit Modellfassaden durchgeführt. Die Auswaschung von Substanzen aus Fassaden ist von vielen Faktoren abhängig, wie z.B. Regencharakteristik, Windrichtung, Alter der Gebäudefassaden und Fassadenexposition. Die Ergebnisse der Studie zeigten, dass hohe Belastungen vor allem in kleinen Gewässern und in Einzugsgebieten mit vielen neuen und renovierten Gebäuden mit direkter Einleitung des Regenwassers in den Vorfluter zu erwarten sind.

Im Jahr 2006 wurden an einer Modellanlage im Kanton Bern die Wasser- und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel-, Kies- und Gründächern untersucht (Eawag et al. 2006a). Die Ergebnisse zeigten, dass Gründächer eine enorme Speicherwirkung für Regenwasser aufweisen können, was sich auf Spitzenabflüsse bei Regenereignissen dämpfend auswirken kann. Metalldächer hingegen vermindern den Abfluss nicht und zeigen ausserdem Abschwemmungen von ökotoxikologisch problematischen Metallen. Zink aus einem mit Titanzinkblech eingedeckten Dach und aus einem Zinkdach und Kupfer aus Dächern mit Kupferblech und aus Ziegeldächern mit Kupferrinne wurden in teilweise sehr hohen Raten abgeschwemmt. Besonders hohe Konzentrations- und Frachtschübe wurden jeweils zu Beginn von Regenereignissen festgestellt (first-flush). Diese 3 bis 15-fach erhöhten Konzentrationen gegenüber den Mittelwerten können das ökotoxikologische Risiko dieser Regenphasen beträchtlich erhöhen, was insbesondere bei Direkteinleitungen in die Gewässer zu beachten ist (Eawag et al. 2006).

In einem laufenden, vom BAFU geförderten Projekt im Kanton Bern wird abfliessendes Regenwasser von Siedlungsflächen untersucht und behandelt. In Zusammenarbeit mit dem Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik UMTEC der Hochschule Rapperswil (HSR) wurde in der Gemeinde Ostermundigen (BE) eine unterirdische Behandlungsanlage für verschmutztes Regenwasser errichtet. Da jedoch die Anlagen auf dem heutigen Stand der Technik noch nicht alle Schadstoffe eliminieren können, wird zusätzlich in Laborversuchen eine Adsorbertechnik für die Elimination von Pestiziden und Schwermetallen entwickelt. Die Resultate der Untersuchungen, welche voraussichtlich im November 2011 abgeschlossen sein werden, können von den am Projekt Beteiligten Kantonen und Gemeinden u.a. verwendet werden, um in Bauvorhaben vorgeschlagene Behandlungsanlagen für Versickerung oder Regenwasserableitung zu beurteilen. Die Messresultate des abfliessenden Regenwassers können auch verwendet werden, um prioritäre Substanzen für ein Gewässermonitoring festzulegen.

Um die Stellen zu ermitteln, wo diese aus Siedlungsflächen abgeschwemmte Substanzen in den höchsten Konzentrationen zu erwarten sind, kann beispielsweise mit Hilfe der Arealstatistik und GIS die gesamte Siedlungsfläche in einem Einzugsgebiet ermittelt und auf den Niedrigwasserabfluss Q347 normalisiert werden. Der Hauptbereich „Siedlungsfläche“ ist in der Arealstatistik auch auf geringerem Aggregationsniveau verfügbar. Es ist z.B. auch möglich, nur die Gesamtflächen der Kategorie „Gebäudeareal“ oder „Erholungs- und Grünanlagen“ zu ermitteln.

Eine weitere Grundlage für die Abschätzung der Belastung im Kanton Bern wurde im VOKOS-Bericht (VOKOS 2004) erarbeitet. Hier wurde aufgrund der Lage der Siedlungsgebiete und Grundwasserträger, der Nutzungen des Grundwassers und Schutzzonen sowie der Grundwasservulnerabilität (Aufbau des Untergrunds, Flurabstände, Durchlässigkeiten etc.) ermittelt, wo die Versickerung von Regenwasser aus Siedlungsgebieten für die Qualität des (nutzbaren) Grundwassers eine Gefahr darstellen könnte. Die entsprechende Karte ist in Abb. 33 gezeigt.

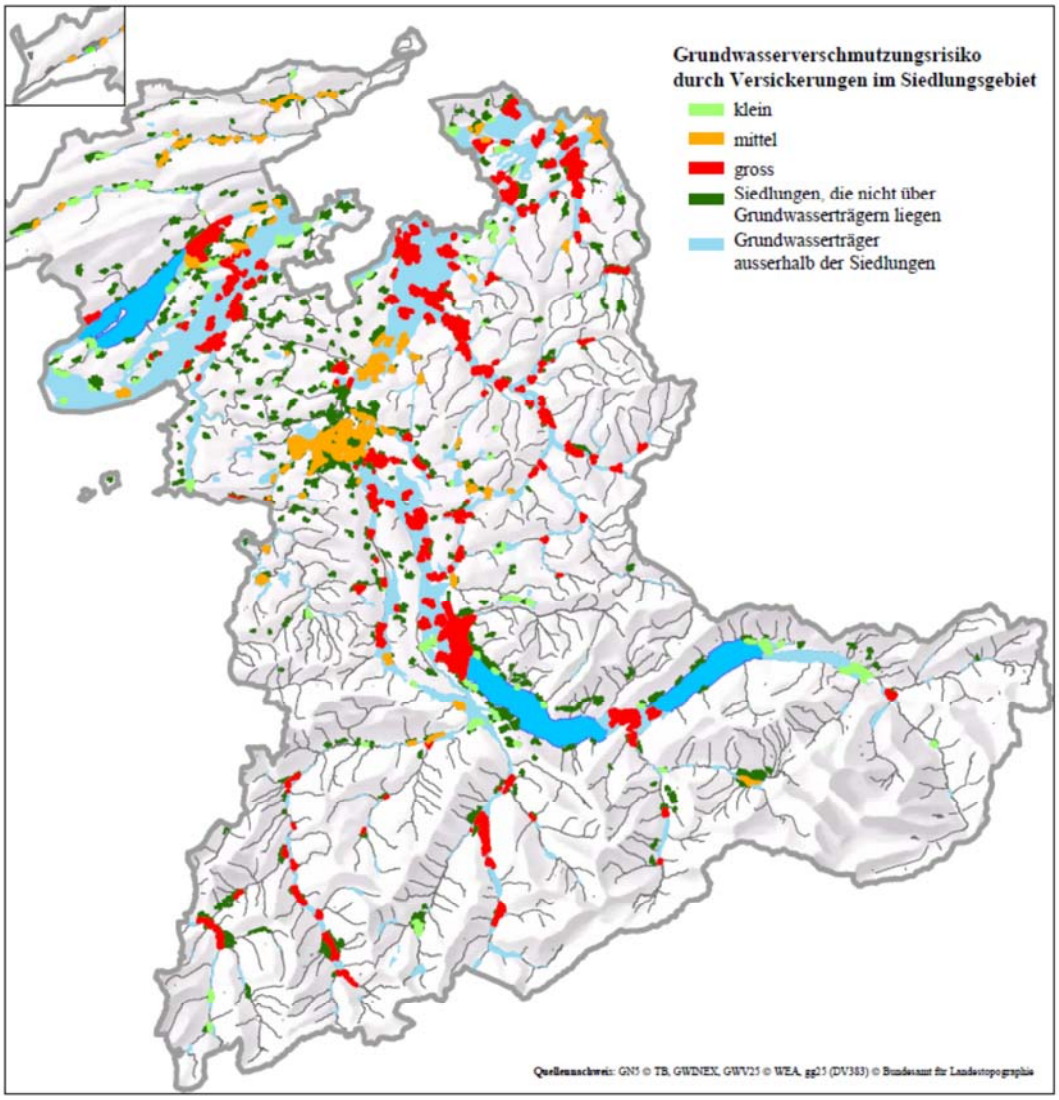

Abb. 33 Grundwasserverschmutzungsrisiko durch Versickerung von gefasstem Regenwasser im Siedlungsgebiet (VOKOS 2004)

2.5 Mikroverunreinigungen aus Strassen- und Gleisabwasser

Der Strassen- und Zugverkehr verursacht diverse Emissionen von Schadstoffen, wovon einige Stoffe auch als Mikroverunreinigungen in den Gewässern auftreten. Mikroverunreinigungen aus Strassen- und Gleisabwasser werden in diesem Bericht nicht detailliert besprochen. Es werden hier kurz einzelne Publikationen und Projekte in diesem Bereich zusammengefasst. Beide Bereiche werden in detaillierter Form in der Publikation des Projektes „Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen“ des BAFU diskutiert werden (I. Wittmer und C. Leu, voraussichtliche Publikationen: 2012 und 2013).

Strassenabwasser

Abwasser von Strassen kann Verunreinigungen wie z.B. ungelöste Stoffe (GUS), Schwermetalle (Kupfer, Zink, Blei, Cadmium, Nickel), PAK und Benzinzusatzstoffe (MTBE, ETBE) enthalten. Diese Stoffe werden u.a. durch den Abrieb von Bremsen, Reifen und Strassenbelägen, durch Korrosion metallischer Fahrzeugteile oder durch Verbrennungsprozesse in Motoren emittiert. Die abgelagerten Stoffe werden bei Regen suspendiert oder gelöst und gelangen so ins Strassenabwasser, welches häufig in die Mischwasserkanalisation oder direkt in die Gewässer eingeleitet wird (Eawag et al. 2006b). Die Schadstofffrachten und –konzentrationen sind dabei abhängig von verschiedenen Faktoren wie Verkehrsaufkommen, Schwerverkehr, Fahrgeschwindigkeit, seitlichen Barrieren (z.B. Wände), Strassenlängs- und Quergefälle, Trockenperioden vor dem Regen, Regenintensität und Regenverlauf (Scheiwiller et al. 2008). Die im Strassenabwasser enthaltenen Schadstoffe können insbesondere bei Einleitungen in kleine Gewässer ökotoxikologische Effekte hervorrufen. Die Gewässerorganismen sind dabei meist kurzzeitigen Konzentrationsschüben zu Beginn der Regenereignisse ausgesetzt („first-flush“-Effekt). Zusätzlich können die grossen Schadstoffmengen, die in den Sedimenten angereichert werden, chronische Belastungen darstellen.

Zur Belastung von Strassenabwasser wurden im Kanton Bern intensive Untersuchungen durchgeführt. In einem gemeinsamen Projekt von Eawag, GSA, Berner Fachhochschule, ASTRA und BUWAL (Eawag et al. 2006b) wurde das Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse bezüglich diverser Schadstoffe charakterisiert. Dabei wurden auch ausgewählte Regenereignisse genauer untersucht. Das Strassenabwasser wurde gleichzeitig gefasst und in eine Pilotanlage geleitet, wo unterschiedliche technische Verfahren zur Strassenabwasserbehandlung getestet wurden. Die Untersuchungen ergaben u.a. wichtige Erkenntnisse über Schadstoffemissionen, Abwasserbelastung, Abschwemmverhalten von Schadstoffen und zeigten, welche Verfahren für eine umweltgerechte Behandlung von Strassenabwasser geeignet sind. Die Analysen haben bestätigt, dass das Strassenabwasser übermässig mit ungelösten Stoffen, Schwermetallen

und organischen Verbindungen wie PAK und MTBE belastet ist. Auch Verbindungen mit einer hohen aquatischen Toxizität wie Anilin, Benzothiazol und Cyclohexylamin wurden im µg/l-Bereich gemessen. Diese Ergebnisse zeigen deutlich einen Handlungsbedarf auf, das Strassenabwasser künftig vor der Einleitung in Gewässer oder Boden zu reinigen. Die Ergebnisse des Projektes sind in einem Bericht (Eawag et al. 2006b) und gemeinsam mit den Resultaten weiterer Untersuchungen des GBL und des Tiefbauamtes des Kantons Bern (TBA) in einer Publikation (Scheiwiller et al. 2008) dokumentiert. Zu den weiteren Untersuchungen gehörte beispielsweise ein parallel laufendes Projekt zur Problematik der Einleitung belasteter Autobahnabwässer in das kleine Fliessgewässer Urtenen (Ochsenbein et al. 2008).

Umfassende Informationen zum Thema Mikroverunreinigungen im Strassenabwasser wurden vom Ingenieurbüro BMG im Auftrag des BAFU in einem Faktenblatt zusammengestellt. Dieses Faktenblatt ist Teil der Situationsanalyse des Projekts „Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen“. Das Faktenblatt, welches im GBL vorgestellt wurde, fasst den aktuellen Wissensstand zu den Emissionsquellen, emittierten Stoffen, Eintragspfaden und zur Eintragsdynamik von Mikroverunreinigungen im Strassenabwasser zusammen und enthält Abschätzungen der Gesamtfrachten, Konzentrationen und Relevanz der Stoffe bezüglich Gewässerbelastung der Schweiz. Auf der Basis von eingesetzten Stoffmengen, geschätzten und gemessenen Emissionen wurden die gesamten jährlichen Stofffrachten im Strassenabwasser von Autobahnen und Hauptstrassen in der Schweiz berechnet. Daraus wurde die Gewässerbelastung abgeschätzt und mit Konzentrationsmessungen in Gewässern verglichen. In einer Relevanzanalyse wurde anhand des Verhältnisses zwischen Exposition und numerischen Anforderungen die Relevanz der Gewässerbelastung durch den normalbetrieblichen Strassenverkehr beurteilt. Zudem wurden die abgeschätzten Gesamtemissionen aus dem Strassenverkehr mit den totalen Stofffrachten im Rhein, inklusive Emissionen der Siedlungsentwässerung, verglichen.

Die Ergebnisse dieser Berechnungen bestätigten, dass insbesondere bei der Einleitung von Strassenabwasser in kleine Gewässer mit Überschreitungen der Anforderungen der GSchV zu rechnen ist. Die Abschätzungen sind allerdings, aufgrund von Wissenslücken, teilweise mit grossen Unsicherheiten behaftet.

Wissenslücken betreffen beispielsweise die partikulären Frachten, die durch GUS verursachte Belastung von Sedimenten, den Einfluss kurzzeitiger Belastungen auf Wasserlebewesen, die Emission gewisser organischer Stoffe wie Anilin, Benzothiazol oder Cyclohexylamin sowie die trotz des Verbots auf Strassen ausgebrachte Menge des Herbizids Glyphosat.

Räumliche Schwerpunkte der Gewässerbelastung durch Strassenabwasser sind hauptsächlich dort zu erwarten, wo das Strassenabwasser ohne Vorbehandlung in kleine

Gewässer eingeleitet wird. Die Ermittlung solcher Hotspots wird jedoch dadurch erschwert, dass keine statistischen Angaben vorhanden sind, in welchen Gebieten welcher Anteil des Strassenabwassers direkt in ein Gewässer eingeleitet wird und welcher Anteil in einer SABA behandelt wird. Im Kanton Bern wurde kürzlich ein entsprechendes Projekt zur geografischen Erfassung der wichtigsten Einleitstellen von Strassenabwasser, welches für die frühzeitige Erkennung problematischer Belastungen hilfreich wäre, abgelehnt.

Gleisabwasser

Zu den gewässerrelevanten Stoffen im Gleisabwasser gehören Schwermetalle (Kupfer und Zink), Kohlenwasserstoffe (KW), PAK und das Herbizid Glyphosat. Schwermetalle stammen vom Bremsabrieb und der Auswaschung aus Infrastruktur, KW aus Schmierstoffen, PAK aus Teeröl (auf Holzschwellen) und Glyphosat wird zur chemischen Vegetationskontrolle auf Bahnanlagen eingesetzt. Eine zusätzliche Gefahr für die Gewässer stellen Störfälle beim Transport von wassergefährlichen Stoffen dar. Diese Wahrscheinlichkeiten für solche Unfälle werden im Rahmen von Störfallrisiko-Beurteilungen ermittelt.

Durch den Normalbetrieb verursachte Schadstoffe im Gleisabwasser wurden in verschiedenen Studien untersucht. Im Rahmen des Projektes „Gewässerschutz an Bahnanlagen“ unter der Leitung von BAFU, BAV und SBB wurden maximale Werte für Schwermetalle, KW und PAK im Gleisabwasser berechnet. Die Werte wurden mit Messungen an stark befahrenen Strecken bei starken Niederschlagsereignissen überprüft. Dabei lagen die meisten Messwerte deutlich unter den berechneten Worst-Case-Werten, die emittierten Stoffe werden also im Schotterbett und in der Entwässerungsleitung relativ gut zurückgehalten. Vergleiche mit Strassenabwasser zeigten auch, dass im Gleisabwasser deutlich weniger Stoffe enthalten sind.

Zur chemischen Vegetationskontrolle auf dem Streckennetz der SBB wird seit Anfang der 90er-Jahre ausschliesslich das Herbizid Glyphosat verwendet (SBB 2004). Die eingesetzte Menge von 4 Tonnen pro Jahr ist dabei im Vergleich zum schweizerischen Gesamtverbrauch von Glyphosat von jährlich über 200 Tonnen relativ gering. Die Belastung des Gleisabwassers durch Glyphosat wurde in einer schweizweiten Studie untersucht (Hanke et al. 2009). Dabei wurden Glyphosat und dessen Hauptabbauprodukt Aminomethylphosphonsäure (AMPA) in Gleisabwasserproben vom Schienennetz der SBB analysiert und mit Resultaten aus Studien in anderen europäischen Ländern verglichen. Auch die Konzentrationsdynamik während eines Niederschlagsereignisses wurde an einem ausgewählten Standort genauer untersucht. Die gemessenen Maximalkonzentrationen betrugen 110µg/l (Glyphosat) bzw. 28µg/l (AMPA). Die gemessenen Konzentrationen variierten dabei stark in Abhängigkeit der Niederschlagsmenge, -intensität und der Zeitspanne zwischen Applikation und Probenahme. Im Normalfall ist für die Strecken das

Zeitfenster der Applikation bekannt, der genaue Zeitpunkt jedoch nicht. Die höchsten Konzentrationen wurden nach der Hauptapplikation im Frühling und etwas geringere Konzentrationen nach der Nachbehandlung im Herbst gemessen. In den Bahnhöfen waren die Konzentrationen höher als auf dem restlichen Streckennetz. Die Untersuchungen zeigten auch, dass das erste Niederschlagsereignis nach der Applikation jeweils das wichtigste für den Eintrag von Glyphosat in die Gewässer darstellt. Problematisch kann dieser Eintrag insbesondere dann sein, wenn Gleisabwasser in kleine Gewässer eingeleitet wird. Eine grossräumige Abschätzung der Problematik ist somit schwierig, da für jeden Standort das Gewässer betrachtet werden müsste, in welches das Abwasser geleitet wird. Zudem müssten die Einträge auch mit den weiteren Quellen von Glyphosat verglichen werden (Hanke et al. 2009). Zu ähnliche Abschätzungen der Glyphosat-Einträge durch Gleisabwasser gelangte auch die Studie von Gälli (2006).

Sämtliche Informationen zur Emission von Mikroverunreinigungen im Gleisabwasser werden während den nächsten Monaten durch das BAFU in einem Faktenblatt zusammengestellt und danach wie auch das Faktenblatt zum Strassenabwasser für die Situationsanalyse des Projekts „Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen“ verwendet.

2.6 Modellierung

Als weiterer Ansatz zur Früherkennung von problematischen Mikroverunreinigungen kann mit Hilfe von Modellierungen abgeschätzt werden, wo und wann welche Mikroverunreinigungen in zu hohen Konzentrationen auftreten, um somit gezielt Probenahmen zu planen. Als Ergänzung zu den analytisch gemessenen Konzentrationen, welche zeitlich und geografisch limitierte Momentaufnahmen darstellen, können sie aber auch verwendet werden, um Aussagen über die Gesamtqualität der Gewässer über längere Zeitabschnitte zu machen. Zusätzlich werden Modelle auch bei der Abschätzung der Toxizität oder des Umweltverhaltens von Substanzen angewendet.

Das Ingenieurbüro BMG hat im Jahr 2007 eine Modellierung von Mikroverunreinigungen im Aaretal zwischen Thunersee und Wohlensee durchgeführt (BMG 2007). Dabei wurden aus abgeschätzten Emissionsmengen unter Berücksichtigung des Abbaus in Kläranlagen und im Gewässer sowie der Sedimentation die erwarteten Massenflüsse und Konzentrationen für ausgewählte Substanzen berechnet. Ziele dieser Modellierung waren der Überblick über die Belastungslage im betrachteten Gebiet, die Unterstützung der Gewässerüberwachung, die Beurteilung der Chemikalien hinsichtlich möglicher Auswirkungen auf die Fischpopulation und Erklärungen für deren Rückgang (Beurteilung anhand PNEC) sowie die Beurteilung der Chemikalien hinsichtlich möglicher Auswirkungen auf die Nutzung des Aarewassers als Trinkwasser. Die Resultate zeigten auf, in welchen Gewässern hohe Belastungen zu erwarten sind, wobei die zur Überprüfung gemessenen Stichproben für viele Substanzen gut

mit den berechneten Werten übereinstimmten (unter Berücksichtigung, dass das Modell Jahresdurchschnittswerte berechnet und die gemessenen Stichproben Momentaufnahmen sind).

Zudem hat die Eawag im Rahmen des Projektes „Strategie MicroPoll“ des BAFU ein nationales Stoffflussmodell entwickelt, das die Vorhersage von Schadstofffrachten aus der Siedlungsentwässerung ermöglicht (Ort et al. 2007). Dieses georeferenzierte Modell kann neben der Abschätzung von Frachten und Spitzenkonzentrationen auch als Screening-Tool eingesetzt werden, um kritische Stellen zu identifizieren. Ausserdem können damit für die Planung von Massnahmen zur Reduktion von Mikroverunreinigungen unterschiedliche Szenarien und deren Kosten berechnet werden. Anhand eines Beispiels konnte gezeigt werden, dass die Vorhersagen der Tagesfrachten gesamter Flusseinzugsgebiete mit den gemessenen Werten gut übereinstimmen (Ort et al. 2007).

Da für dieses nationale Stoffflussmodell die Verdünnungsverhältnisse des Abwassers in den Vorflutern aller grösseren ARAs der Schweiz ermittelt wurden, konnten die entsprechenden Daten für den Kanton Bern nach einer Anfrage beim Autor Christoph Ort auch für diesen Bericht verwendet werden (siehe Kapitel 2.2).

Während diese beiden Modellierungen (BMG 2007; Ort et al. 2007) die Stofffrachten für kontinuierlich eingetragene Stoffe aus kommunalem Abwasser relativ gut vorhersagen können, stellt die Vorhersage diffuser Belastungen wie z.B. Pestizide noch eine grosse Herausforderung dar. Momentan läuft eine Situationsanalyse bezüglich der verschiedenen Eintragspfade für Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen.

2.7 Arealstatistik

In der Arealstatistik werden durch das Bundesamt für Statistik (BFS) seit 1979/85 alle 12 Jahre Informationen zur Bodennutzung und –bedeckung der Schweiz erhoben. Als Grundlage dienen Luftbilder des Bundesamtes für Landestopografie (swisstopo). Darauf werden Punktstichprobenerhebungen durchgeführt (insgesamt 4.1 Mio. Stichpunkte). Momentan ist die dritte Statistik (2004/09) verfügbar.

Die Daten haben eine räumliche Auflösung von 100x100m und sind als Basisdaten für Geografische Informationssysteme (GIS) oder als Tabellen mit unterschiedlichem Aggregationsniveau verfügbar. Die Daten können auch auf verschiedene Raumeinheiten bezogen werden (z.B. Kantone, Gemeinden, Hektaren oder hydrologische Einzugsgebiete). Insgesamt werden 46 Nutzungskategorien und 27 Bedeckungskategorien erhoben, durch deren Kombination insgesamt 72 Standardkategorien gebildet werden. Diese können zu vier Hauptbereichen zusammengefasst werden:

- Siedlungsflächen (z.B. Gebäudeareal, Industrieareal, Verkehrsflächen, Erholungsanlagen, Abbau, Deponie, Baustellen)

- Landwirtschaftsflächen (z.B. Ackerland, Wiesen, Weiden, Obstbau, Rebbau, Gartenbau)
- Bestockte Flächen (z.B. Wald, Gebüschwald, Gehölz)
- Unproduktive Flächen (z.B. Gewässer, Unproduktive Vegetation, Fels, Sand, Geröll, Gletscher, Firn)

Die einzelnen Kategorien zu den aggregierten Hauptbereichen sind im Internet verfügbar unter
http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/02/03/blank/data/gemeindedaten.html
(Daten pro Gemeinde).
Bei der Auswertung wird der statistische Fehler grösser, je kleiner die betrachteten räumlichen Einheiten und je seltener und kleinflächiger betrachtete Nutzungsarten sind. Der Fehler kann durch die Reduktion des Detaillierungsgrades, d.h. durch eine stärkere thematische Aggregation der Merkmale, reduziert werden.
Abb. 34 zeigt als Beispiel die Flächenanteile der 4 Hauptbereiche für die hydrologischen Einzugsgebiete des Aaretals. Anhand der Daten der Arealstatistik könnten auch einzelne Flächenkategorien auf die Grösse eines Gewässers (Q347) bezogen werden, um Gewässerstellen mit problematischen Belastungen zu ermitteln.

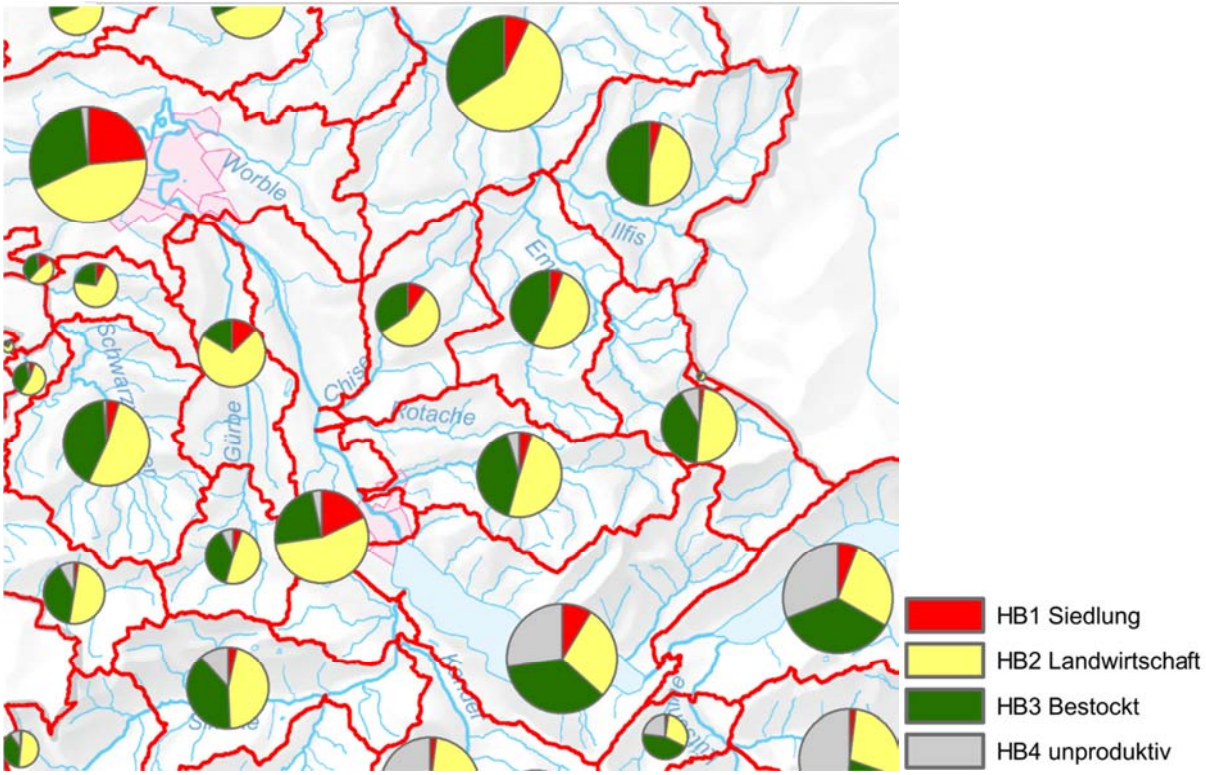

Abb. 34 Anteile Siedlungsfläche, Landwirtschaftsfläche, bestockte Fläche (Wald) und unproduktive Fläche in den hydrologischen Einzugsgebieten des Aaretals (Vinzenz Maurer, GBL)

2.8 Chemie-Monitoring

Ziele

Um Aussagen über die Qualität der Gewässer machen zu können, ist ein Monitoring unerlässlich. Das Überwachungsnetz sollte dabei so ausgelegt sein, dass sich daraus ein umfassender Überblick über den Zustand der Gewässer in den verschiedenen Einzugsgebieten ergibt. Dazu braucht es eine den Dynamiken angepasste Probenahmestrategie mit einer geeigneten Auswahl an Substanzen.

Die Ziele des Gewässermonitorings im Kanton Bern sind laut VOKOS-Bericht (2010):

- die Kenntnis der Qualität der Oberflächengewässer und des Grundwassers sowie des Zustands und der Wirkung der Siedlungsentwässerung zur Identifikation von Defiziten und Handlungsbedarf für Verbesserungsmassnahmen
- die frühzeitige Erkennung neuer Gefährdungen wie Mikroverunreinigungen
- Beurteilung der Wirksamkeit von Massnahmen (Erfolgskontrolle)
- Information der Öffentlichkeit und der Entscheidungsträger über den Zustand der Gewässer

Zur Erreichung dieser Ziele sollen in Zukunft Mikroverunreinigungen einen höheren Stellenwert im Monitoring erhalten.

Monitoringkonzepte

Unterschiedliche Eintragspfade, saisonale und wetterabhängige Dynamiken der Konzentrationen machen aussagekräftige Probenahmen sehr anspruchsvoll. Ausserdem braucht es passende Strategien für die verschiedenen Typen von Gewässern. In den folgenden Kapiteln werden Empfehlungen für die Auswahl der Substanzen, der Probenahmestellen sowie der Zeitpunkte und Häufigkeiten für die Probenahmen diskutiert. Einige Monitoringkonzepte werden in der Literatur, wie z.B. im Beurteilungskonzept für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (Götz et al. 2010b) oder im Konzept für wetterabhängig und saisonal eingetragene Pestizide (Stamm et al. 2006) vorgeschlagen. Probenahmestrategien für saisonal und wetterabhängig eingetragene Substanzen werden im Kapitel Probenahmezeitpunkt besprochen.

Für Substanzen aus kommunalem Abwasser schlagen Götz et al. (2010b) ein zweistufiges Verfahren vor: (1) Identifizieren der potenziell belasteten Gewässer und (2) vertiefte Untersuchung der potenziell belasteten Gewässer. Dabei wird die Basisbelastung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser durch die Messung von saisonalen Stichproben erhoben. Zusätzlich wird die Untersuchung von Sammelproben oder einzelnen Stichproben bei Trockenwetter und Sammelproben oder quasi-kontinuierlichen Stichproben während einzelnen Regenereignissen empfohlen, um die Belastung genauer zu erheben und

um Hinweise auf die Belastung und Konzentrationsdynamik von Mikroverunreinigungen aus Mischwasserentlastungen und Regenkanälen zu erhalten.
Die Eignung sowie die Vor- und Nachteile der verschiedenen Probenahmetechniken (Stichproben vs. Sammelproben) sind u.a. in Götz et al. (2010b) oder im Bericht zu den Pestiziduntersuchungen im Kanton Zürich (AWEL 2010) beschrieben.
Im Kanton Bern bestehen schon Monitoringkonzepte für verschiedene Gewässertypen (Fliessgewässer, Seen und Grundwasser). Diese sollen für eine frühzeitige Erkennung von Mikroverunreinigungen angepasst und ergänzt werden. Die Empfehlungen in den folgenden Kapiteln beziehen sich hauptsächlich auf Fliessgewässer. Bei der Erhebung von Mikroverunreinigungen sollen aber auch die Seen und das Grundwasser berücksichtigt werden.

Seen

Seen erfordern aufgrund einer eigenen Konzentrationsdynamik und eines leicht verschobenen Substanzspektrums ein angepasstes Monitoringkonzept. Leichte Verschiebungen des Substanzspektrums im Vergleich zu den Fliessgewässern sind aufgrund der längeren Aufenthaltszeit in Seen (Monate bis Jahre) möglich (Götz et al. 2010b). Studien zeigen auch, dass gewisse Substanzen, wie z.B. Diclofenac, in Seen photolytisch abgebaut und daher in grösseren Seen kaum gefunden werden (Götz et al. 2010b).
Generell sind die Konzentrationen in Seen niedriger und die Konzentrationsdynamiken weniger ausgeprägt als in Fliessgewässern. Deshalb ist auch die zeitliche Auflösung der Proben von geringerer Bedeutung als in Fliessgewässern (Götz et al. 2010b).
Bei Seen ist jedoch die Tiefenverteilung der Substanzen zu berücksichtigen. Gewisse Substanzen, wie z.B. Glyphosat und sein Abbauprodukt AMPA, wurden nur im Tiefenwasser (Hypolimnion) des Greifensees nachgewiesen. Diese Verteilung weist auf einen Abbau dieser Substanzen in der obersten Seeschicht (Epilimnion) hin (Hanke et al. 2006). Bei anderen Substanzen, wie z.B. MTBE und BTEX, werden im Epilimnion die höchsten Konzentrationen und auch die grössten Schwankungen gemessen, da die Schichtung im Sommer die Einmischung in tiefere Schichten verhindert. Da in Seen die horizontale Vermischung in der Regel schneller erfolgt als die vertikale, macht es (bei Seen, die nicht aus mehreren isolierten Becken bestehen) meist mehr Sinn, Konzentrationen in verschiedenen Tiefen eines Sees zu messen als an verschiedenen Stellen (Götz et al. 2010b).
Im Beurteilungskonzept für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (Götz et al. 2010b) werden Empfehlungen für die Erhebung der Belastung von Seen durch kontinuierlich eingetragene Substanzen gemacht. Dabei kann die Belastung im Freiwasser von mittleren

bis grösseren Seen aufgrund der im Vergleich zu Fliessgewässern kleineren Konzentrationsdynamik mit weniger Proben erfasst werden. Konkret soll für Seen, welche im Winter durchmischen, eine Probe des durchmischten Wasserkörpers sowie mindestens je eine Probe von Epi- und Hypolimnion in der Zeit, in welcher der See geschichtet ist, genommen werden. Dabei ist es wichtig, dass die einzelnen Proben für Epi- und Hypolimnion im Herbst (Oktober) genommen werden, da sich allfällige Konzentrationsdifferenzen über die Stratifikation verstärken (Götz et al. 2010b).
Diese Empfehlungen berücksichtigen jedoch nur das Freiwasser. Mikroverunreinigungen, die sich in den Sedimenten oder an Partikeln ansammeln, werden damit nicht erfasst (Götz et al. 2010b).
Diverse weitere Empfehlungen für eine umfassende Untersuchung der Qualität der Seen werden in einem neuen Modul des Modulstufenkonzeptes des BAFU, welches zurzeit noch in Entwicklung ist, zusammengestellt.

Grundwasser

Auch im Grundwasser werden häufig Mikroverunreinigungen gemessen. Diese können beispielsweise durch Versickerung von verschmutztem Regenwasser, durch Auswaschung von pestizidbelasteten Böden, durch Infiltration von belasteten Oberflächengewässern oder durch Versickerung von Abwasser aus defekten Leitungen ins Grundwasser gelangen (VOKOS 2004). Im Grundwasser sind Substanzen meist länger vorhanden als in Fliessgewässern. Zudem haben Untersuchungen gezeigt, dass im Grundwasser diverse relevante Abbauprodukte auftreten, welche bei der Überwachung der Grundwasserqualität zu beachten sind (Hanke et al. 2007).
Da fast das gesamte Trinkwasser des Kantons Bern (96%) aus Grund- und Quellwasser gefördert wird, muss diese Ressource regelmässig auf Verunreinigungen überprüft werden (VOKOS 2010). Im Kanton Bern laufen dazu verschiedene, sich ergänzende Überwachungsprogramme. Seit 1997 wird die Grundwasserqualität in einem nationalen Beobachtungsprogramm (NAQUA) überwacht. Die bisher erhobenen Daten dieses Programms sind in zwei Publikationen dokumentiert (NAQUA 2004; NAQUA 2009). Da die Messstellen des nationalen Programms die Grundwasservorkommen des Kantons Bern nicht genügend abdecken, werden in einem kantonalen Programm, welches im Jahr 2000 initiiert wurde, zusätzlich die wichtigsten Grundwasservorkommen überwacht. Ausserdem kontrollieren die Wasserversorgungen und das kantonale Labor regelmässig die Qualität des Trinkwassers aus lebensmittelrechtlicher Sicht (VOKOS 2010).
Das nationale Programm NAQUA besteht aus zwei Modulen: $NAQUA_{TREND}$ für langfristige Qualitätskontrollen und $NAQUA_{SPEZ}$ für gezielte Kampagnen. Eine der wichtigsten Aufgaben des NAQUA-Programms ist die Früherkennung von Problemstoffen. Zusätzlich zu den

regelmässig gemessenen Substanzen des Routineprogramms, die aufgrund von Verkaufsmengen, Abschätzungen und Pilotstudien ausgewählt werden, führt die Eawag deshalb in ausgewählten Proben auch Screenings durch, um einen möglichst umfassenden Überblick über unerwünschte langlebige Chemikalien im Grundwasser zu erhalten. Dabei sollen diejenigen Substanzen, die aufgrund der Befunde des Screenings als relevant für die Grundwasserqualität eingestuft werden, zukünftig in die NAQUA Routineüberwachung aufgenommen werden.

Das kantonale Überwachungsprogramm bildet eine gute Ergänzung zum NAQUA-Programm, da das nationale Programm für kleinräumige Aussagen nicht dicht genug und daher auch für das Aufzeigen von Qualitätsproblemen in einzelnen Fassungen nicht geeignet ist (VOKOS 2010). Das kantonale Programm ist auch besser geeignet, um kleinräumige Gegebenheiten, wie z.B. den geologischen Untergrund, bei der Grundwasserüberwachung zu berücksichtigen. Beispielsweise müssen die Karstaquifere im Jura speziell überwacht werden, da dort Schadstoffe aufgrund der schnelleren Fliessgeschwindigkeiten schneller in die Trinkwasserfassungen gelangen können.

Priorisierung und Auswahl der Substanzen

Es ist unmöglich, die Gewässer auf alle verwendeten Chemikalien und ihre Umwandlungsprodukte zu untersuchen. Deshalb stellt sich die Frage, wie man eine beschränkte Anzahl von zu messenden Substanzen auswählen soll, um möglichst umfassend Gefahren durch Mikroverunreinigungen zu erkennen. Dazu müssen die Substanzen priorisiert werden, d.h. es muss abgeschätzt werden, welche Substanzen in relevanten Mengen in Gewässern erwartet werden können und deshalb ins Monitoring aufgenommen werden sollen. In der Literatur werden diverse Priorisierungsverfahren und Auswahlkriterien vorgeschlagen. Zudem existieren diverse Stofflisten mit vorgeschlagenen und in Gewässern gemessenen Substanzen, die als Grundlage für eine Substanzauswahl für den Kanton Bern verwendet werden können.

In den folgenden Publikationen sind Substanzlisten und teilweise auch Priorisierungsverfahren vorgeschlagen:

- Aktuelle Publikation der Eawag und des Ökotoxzentrums (Götz et al. 2010b): Priorisierungsverfahren und Auswahl von 47 für die Schweiz relevanten Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (s. Kap. 2.2).
- Projekt BIOMIK: Priorisierung von Bioziden (Bürgi et al. 2007; Bürgi et al. 2009) und Stoffflussanalysen für quartäre Ammoniumverbindungen (Morf et al. 2007). In einem mehrstufigen Priorisierungsverfahren bezüglich Gewässergefährdung wurden mögliche Umweltemissionen sowie Angaben über Umweltverhalten und ökotoxikologische Eigenschaften berücksichtigt. Aus den rund 300 in der Schweiz

angewendeten Bioziden wurden dabei 22 identifiziert, die in relevanten Mengen verbraucht und emittiert werden und für die aufgrund schlechter Abbaubarkeit potenziell ein Risiko für eine Umweltgefährdung in Oberflächengewässern besteht (Bürgi et al. 2009).

- In der Studie von Kleijer et al. (2008) wurden 51 im Holzschutz angewendete Biozide beurteilt, wovon 18 in eine Prioritätsliste überwachungsbedürftiger Substanzen aufgenommen wurden.
- Liste mit 65 Substanzen der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (www.iksr.org)

Da es sinnvoll ist, u.a. diese Substanzen in ein Monitoringprogramm aufzunehmen, die in den Gewässern schon in erhöhten Konzentrationen gemessen wurden, können auch Messdaten aus kantonalen oder nationalen Messkampagnen sowie Messdaten der Nachbarländer in die Substanzauswahl miteinbezogen werden:

- BE: Messdaten diverser Projekte (Seebach-Projekt, GZA-Projekt (Götz et al. 2009b), etc.)
- ZH: Messdaten aus verschiedenen Studien von AWEL, Eawag, Wasserversorgung, Agroscope
- SG: Messdaten aus der ARA-Messkampagne (AFU 2010)
- Substanzen, die im NAQUA-Programm gemessen wurden, z.B. Liste mit untersuchten Pflanzenschutzmitteln (Tabelle 6) oder Arzneimittel, die in Pilotstudien nachgewiesen wurden (Tabelle 16) in (NAQUA 2009)
- Messdaten der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein bei Basel (Amt für Umwelt und Energie, Basel-Stadt)
- Tabellen mit gemessenen Mikroverunreinigungen (S. 18 und Anhang) im Jahresbericht Rhein 2009

Zusätzlich oder stellvertretend für prioritäre Substanzen können auch Indikatorsubstanzen in das Monitoringprogramm aufgenommen werden. Solche Leitsubstanzen stehen stellvertretend für zahlreiche Chemikalien mit gleichen oder ähnlichen chemischen Eigenschaften, Eintragsmustern und Eintragspfaden (Götz et al. 2010c). Zur Beurteilung von Belastungen durch kommunales Wasser und zur Überprüfung der Reinigungsleistung von Kläranlagen werden z.B. die 5 schweizweit verbreiteten Indikatorsubstanzen Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Mecoprop und Sulfamethoxazol vorgeschlagen (Götz et al. 2010c; Götz et al. 2010b). Auch im Grundwasser können gewisse Substanzen (z.B. Bor, Zink, Pflanzenschutzmittel oder halogenierte Kohlenwasserstoffe) als Tracer für anthropogene Verunreinigungen gemessen werden. Einige Substanzen können auch Hinweise über die Herkunft von Belastungen durch korrelierende Substanzen liefern. Koffein oder Nikotin und seine Abbauprodukte beispielsweise dienen als Tracer für ungereinigtes

Abwasser, das z.B. über Regenwasserentlastungen eingetragen wird (Bürge et al. 2006; Bürge et al. 2008; Wittmer et al. 2010). Benzotriazol oder Süssstoffe, wie z.B. Acesulfam und Sucralose, können wiederum als Tracer für gereinigtes Abwasser verwendet werden (Bürge et al. 2009). Wenn man zusätzlich zu Benzotriazol noch Tolytriazole analysiert, die in der Industrie als Korrosionsschutzmittel verwendet werden, können auch Aussagen zur Herkunft und Zusammensetzung des Abwassers (häusliches Abwasser, Industrieabwasser) gemacht werden (Bachema 2010).

Die Auswahl der Substanzen für ein Monitoring ist immer ein dynamischer Prozess, der nie abgeschlossen ist. Deshalb sollte bei der Erstellung einer Substanzliste jeweils auch ein Zeitrahmen für die Aktualisierung festgelegt werden. Bei der Aktualisierung können z.B. neue in Verkehr gebrachte Substanzen und neue Forschungsergebnisse berücksichtigt werden. Aufgrund von Messergebnissen können Substanzen, die im Monitoring nie gemessen wurden, entfernt werden und solche, die z.B. in anderen Kantonen häufig gemessen werden, in die Liste aufgenommen werden.

Mit dem kürzlich publizierten Beurteilungskonzept für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (Götz et al. 2010b) und mit dem Beurteilungskonzept für Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen, welches zurzeit entwickelt wird, liefert das BAFU den Kantonen u.a. eine hilfreiche Auswahl von schweizweit relevanten Substanzen.

Zusätzlich ist es aber immer sinnvoll, wenn die Kantone diese vorgeschlagene Substanzauswahl an lokale Gegebenheiten anpassen. Während für Stoffe aus dem häuslichen Abwasser die regionalen Unterschiede gering sind, können die industriell verwendeten Substanzen regional stark variieren. Auch bei den Pflanzenschutzmitteln sind aufgrund von Anbaugebieten für bestimmte Kulturen regionale Unterschiede zu erwarten. Zudem sind jeweils auch relevante Punktquellen für spezielle Substanzen in einem Einzugsgebiet zu beachten. Die Aufgabe der Abklärung solcher lokaler Mikroverunreinigungen liegt bei den Kantonen.

Um eine optimale Substanzauswahl für das Monitoring zu erhalten, könnte der Kanton Bern z.B. folgendermassen vorgehen: Diverse in der Literatur vorgeschlagene Substanzlisten können mit allen vorhandenen relevanten Informationen zur Verwendung, Toxizität, chemisch-physikalischen Eigenschaften etc. zu einer Tabelle zusammengefügt werden (Auswahlkriterien: s. unten). Zur Priorisierung wäre es möglich, den jeweiligen Eigenschaften der Substanzen einen Wert (z.B. zwischen 0 und 5) zuzuordnen, die Werte einer Substanz (ev. gewichtet) zu aggregieren und die Substanzen somit in eine Gesamtprioritätsreihenfolge zu bringen. Aus dieser Liste könnten dann die für das Monitoring zuständigen Personen eine begrenzte Anzahl Substanzen der höchsten Prioritätsstufe auswählen. Diese Tabelle könnte dann auch regelmässig mit neuen Erkenntnissen und Forschungsergebnissen ergänzt werden.

Kriterien für die Substanzauswahl

Verwendung von Chemikalien

Für ein Monitoring ist es sinnvoll, sich auf die Substanzen zu konzentrieren, die häufig und in grossen Mengen eingesetzt werden. Bei vielen Chemikalien ist jedoch die Datenlage zu den verwendeten Mengen mangelhaft, und viele durch Studien erhobene Daten sind mit grossen Unsicherheiten behaftet. Die Verbesserung der Datenlage, beispielsweise durch eine kantonale oder regionale Registrierung von verwendeten Substanzen, wäre hier sicher hilfreich. Ein solches Programm, wie es beispielsweise in Schweden schon besteht, müsste jedoch vom Bund initiiert werden.

Einige Beispiele für vorhandene Verwendungsdaten für Chemikalien wurden in den vorhergegangenen Kapiteln genannt (Daten zu Arzneimitteln und Pflanzenschutzmitteln). Zusätzlich wurden z.B. im Projekt BIOMIK die wichtigsten in der Schweiz verwendeten Biozide ermittelt. Dazu wurde eine Datenbank mit Angaben zu 1760 Produkten mit insgesamt 277 Wirkstoffen erstellt (Bürgi et al. 2007; Bürgi et al. 2009).

In einigen Substanzauswahlverfahren (z.B. Götz et al. 2010b) wurde zudem die Zulassung einer Substanz in der Schweiz als Kriterium verwendet. Dies ergibt durchaus Sinn für eine Erfassung der wichtigsten Substanzen. Möglicherweise werden dabei nur einzelne Substanzen nicht erfasst, wie z.B. Medikamente, die in einem internationalen Flughafen wie Kloten ausgeschieden werden oder das Pflanzenschutzmittel Atrazin, dass nicht mehr zugelassen ist, aber dessen Bestände noch aufgebraucht werden.

Vorkommen

Als weiteres Kriterium wird in Priorisierungsverfahren (z.B. Götz et al. 2010b) auch das Vorkommen von Substanzen in den Gewässern der Schweiz verwendet. Das Vorkommen von Substanzen kann z.B. anhand positiver Befunde in einem Screening-Verfahren ermittelt werden. Aktuelle Screening-Resultate für einzelne Gewässer des Kantons Bern sind im Anhang des GZA-Zwischenberichts (Götz et al. 2009b) vorhanden. Zusätzlich liefern die oben genannten vorhandenen Messdaten Hinweise auf häufig in den Gewässern auftretende Substanzen. Beispielsweise erlauben Messdaten der Überwachungsstation der IKSR (Weil am Rhein) Aussagen über persistente Substanzen in diversen Schweizer Gewässern, da das Einzugsgebiet des Rheins 80% der gesamten Fläche der Schweiz umfasst (Götz et al. 2009a).

Toxizität

Zur Beurteilung, welche der in den Gewässern vorkommenden Substanzen problematische Effekte haben, sind Informationen zur Öko-und Humantoxizität nötig. Entsprechende Daten zu einzelnen Substanzen sind in Datenbanken (AQUIRE, AGRITOX, US-EPA OPP

Database, etc.) erhältlich. Insgesamt ist aber aufgrund der grossen Mengen von verwendeten Chemikalien die Datenverfügbarkeit sehr eingeschränkt. Eine Möglichkeit zur Abschätzung fehlender Toxizitätswerte besteht durch die sogenannten Ecological Structure Activity Relationships (ECOSAR; http://www.epa.gov/oppt/newchems/tools/21ecosar.htm).
Schwierigkeiten bei der Beurteilung ergeben sich auch durch die verschiedenen Wirkungsebenen, Wirkmechanismen und Expositionsszenarien. Die Toxizität einer Substanz im Gewässer wird durch die Konzentration, Expositionsdauer, Lipophilie der Substanz (bzgl. Bioakkumulation) sowie durch den Metabolismus des ausgesetzten Lebewesens bestimmt. Sie schliesst neben den akuten Wirkungen auch chronische Wirkungen wie Krebs erzeugende (kanzerogene), das Immunsystem beeinträchtigende (immuntoxische), Erbgut verändernde (mutagene) und Missbildungen hervorrufende (teratogene) Wirkungen sowie schädliche Wirkungen auf die Funktion des Hormonhaushalts von Organismen (endokrine Wirkungen) mit ein (Nafo et al. 2009). Dabei kann eine Substanz Auswirkungen auf verschiedenen biologischen Ebenen haben: Effekte auf Individuen (Effekte auf biochemische und physiologische Funktionen, Energiegewinnung, Entwicklung, Reproduktion, Wachstum, Verhalten, genetische Effekte), Effekte auf Populationen (Dichte, geografische Verteilung, Altersklassen, Reproduktion, genetische Vielfalt) und Effekte auf Artengemeinschaften (Struktur, Funktionen, Schadstofftoleranz) (Behra 2010). Ausserdem ergeben sich Unsicherheiten bei der Beurteilung der kombinierten Toxizitäten verschiedener Substanzen (Mischtoxizitäten).

Umweltverhalten

Chemikalien, die in die Umwelt gelangen, werden innerhalb eines Umweltkompartimentes weiter transportiert, in andere Umweltkompartimente verlagert oder unterliegen Abbaumechanismen. Ihr Verhalten wird dabei durch die Struktur, die chemisch-physikalischen Eigenschaften und die Umweltbedingungen bestimmt. Da Mikroverunreinigungen ein ganzes Spektrum mit Stoffen unterschiedlicher Eigenschaften abdecken, ist auch ihr Umweltverhalten sehr vielfältig (BAFU 2006). Die Prozesse und Stoffeigenschaften, die bestimmen, ob eine chemische Substanz als problematische Mikroverunreinigung in Frage kommt, werden anschliessend kurz beschrieben. Detaillierte Informationen zu diesen Faktoren sind in der Literatur zu finden (z.B. Schwarzenbach et al. 2003).

Verteilung zwischen verschiedenen Phasen und Transport

Chemische Substanzen verteilen sich in einem substanzabhängigen Gleichgewichtsverhältnis zwischen den verschiedenen Phasen (BAFU 2006). Mögliche

Verteilungsmechanismen sind dabei Sorption, Verflüchtigung und Bioakkumulation (Hollender et al. 2007).

Bei Pestiziden beispielsweise nimmt die Eintragsgefahr mit zunehmender Sorption an das Bodenmaterial ab (Stamm et al. 2006). In Götz et al. (2010b) wird eine Verteilung in die Wasserphase ≥10% als Auswahlkriterium für relevante Substanzen verwendet. Das Verteilungsverhalten von Substanzen kann anhand von physikalisch-chemischen Substanzparametern wie dem Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_{ow}) abgeschätzt werden (Götz et al. 2010b). K_{ow} ist jedoch nicht immer anwendbar, denn Verteilungskoeffizienten zwischen Feststoff und Wasser können nicht abgeschätzt werden, wenn die Sorption auf elektrostatischen Kräften beruht (polare und ionische Verbindungen, wie z.B. viele Veterinärpharmaka und Antibiotika) (BAFU 2006).

Für ein Monitoring sind hauptsächlich solche Substanzen auszuwählen, welche aufgrund ihrer Eigenschaften (und bei entsprechender Verwendung) mit einer hohen Wahrscheinlichkeit in der Wasserphase der Gewässer nachgewiesen werden können (Götz et al. 2010a). Es können jedoch auch Stoffe mit geringer Wasserlöslichkeit (z.B. gebunden an Partikel durch atmosphärischen Transport) als relevante organische Mikroverunreinigungen in die Gewässer eingetragen werden (BAFU 2006). Zudem besteht bei schlecht löslichen Substanzen ein höheres Risiko für eine Bioakkumulation.

Die Mobilität in der Umwelt wird auch durch den advektiven Transport der Stoffe mit einem Medium (z.B. Wasser) bestimmt. Dabei spielen Prozesse wie Oberflächenabfluss, Sedimentation, Versickerung sowie atmosphärische Deposition eine wichtige Rolle (Hollender et al. 2007).

Abbau und Transformation

Chemische Substanzen können in der Umwelt durch verschiedene Prozesse abgebaut und in andere chemische Verbindungen umgewandelt werden. Dabei spielen sowohl biologische als auch abiotische (physikalisch-chemische) Transformationsprozesse eine Rolle.

Der biologische Abbau von Chemikalien in Kläranlagen und in der Umwelt durch Mikroorganismen reduziert die Wahrscheinlichkeit einer Exposition mit hohen Konzentrationen und ist deshalb ein wichtiger Parameter bei der Beurteilung des Umweltrisikos von Substanzen. Der biologische Abbau findet unter aeroben und anaeroben Bedingungen statt, wobei eine Substanz, abhängig von ihren Eigenschaften und den Umweltbedingungen, unterschiedlich gut oder gar nicht abgebaut wird. Für die Beurteilung der biologischen Abbaubarkeit einer Substanz existieren verschiedene Verfahren (standardisierte Laborversuche, Forschung im Labormassstab, Feldversuche oder die Berechnung von Abbauraten anhand von Struktur-Aktivitäts-Beziehungen). Problematisch bei Standardtestverfahren ist, dass die Stoffe zur Bestimmung des biologischen Abbaus in

hohen Konzentrationen eingesetzt werden, was nur beschränkte Aussagen über den Abbau der Stoffe unter realen Umweltbedingungen bei Konzentrationen im Spurenbereich erlaubt (BAFU 2006).

Die abiotische Elimination und Umwandlung von Chemikalien erfolgt durch physikalisch-chemische Prozesse wie Hydrolyse, Photolyse, Oxidation und Reduktion (Hollender et al. 2007). In Götz et al. (2010b) wird beispielsweise eine Halbwertszeit bei der Hydrolyse von ≥1 Tag als Auswahlkriterium für Substanzen verwendet. Abiotische Prozesse führen selten zu einer direkten Mineralisation der Verbindungen. Oft entstehen dabei Reaktionsprodukte, die mobiler und unter Umständen problematischer sind als ihre Ausgangsprodukte. Deshalb sollten solche Abbauprodukte auch bei der Risikobewertung von Stoffen miteinbezogen werden (BAFU 2006).

Neben solchen Abbauprodukten sind in den Gewässern vor allem langlebige Substanzen (geringe biologische und abiotische Abbaubarkeit; grosse Halbwertszeit) problematisch, aber auch „pseudo-persistente“ Substanzen, die aufgrund kontinuierlicher Einträge permanent vorhanden sind.

Daten zum Umweltverhalten von Chemikalien sind in verschiedenen Datenbanken, wie z.B. IUCLID (International Uniform ChemicaL Information Database; http://iuclid.eu/), Ecotox (Ecotoxicology database of the United States EPA http://cfpub.epa.gov/ecotox/), Agritox (Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques: http://www.dive.afssa.fr/agritox/php/fiches.php), Pesticide Manual (s. http://www.pesticidemanual.com/) oder im Handbuch der organischen Chemie (s. Beilstein Datenbank), verfügbar. Zusätzlich können auch die Dossiers zu Re-Registrierung von Pestiziden oder Datenbanken eingesehen werden (Stamm et al. 2006).

Für eine Vielzahl von Substanzen, insbesondere für neue Substanzen, fehlen jedoch die entsprechenden Daten. Während das Umweltverhalten von Pflanzenschutzmitteln relativ gut untersucht ist, existieren zu Industriechemikalien und Pharmaka nur sehr wenige Daten (BAFU 2006).

Zur Ermittlung fehlender Daten sind verschiedene Methoden in Gebrauch (und in Entwicklung), die eine Abschätzung der physikalisch-chemischen Substanzparameter aufgrund von quantitativen Struktur-Eigenschaftsbeziehungen (quantitative structure-property relationships, QSPRs) bzw. Struktur-Aktivitätsbeziehungen ermöglichen, wie z.B. EPIWIN, Scifinder oder Beilstein (Götz et al. 2010b; Hollender et al. 2007).

Als weiteres Kriterium bei der Auswahl der Substanzen sind immer auch die analytische Machbarkeit und der mögliche Aufwand für verschiedene Methoden zu berücksichtigen.

Auswahl der Probenahmestellen

In den Kapiteln 2.1 - 2.5 wurde gezeigt, wie aufgrund geografischer Daten zu Landwirtschaft, Abwasseranteil, Siedlungen und Industriebetrieben Hotspots für Mikroverunreinigungen ermittelt werden können. Um im Gewässermonitoring maximale Konzentrationen zu erfassen, ist es sinnvoll, sich in erster Linie auf diese Gewässerabschnitte zu konzentrieren, insbesondere auf diejenigen Stellen, wo hohe Belastungen aus verschiedenen Quellen zusammentreffen. Zusätzlich können je nach Fragestellung noch weitere Kriterien für die Auswahl von geeigneten Probenahmestellen in den Gewässern berücksichtigt werden:

- Sollen anhand des Monitorings Stofffrachten berechnet werden, ist es am einfachsten, wenn sich die Probenahmestellen in der Nähe von Abflussmessstellen befinden.
- Um die gemessenen Belastungen zu relativieren, können zum Vergleich Proben aus möglichst unbelasteten Gewässern (Kontrollgewässern) untersucht werden.
- Bei Gewässerabschnitten mit einem hohen Abwasseranteil sind gemessene Konzentrationen aussagekräftiger, wenn die Proben nicht direkt unterhalb der ARA-Einleitungen genommen werden. Proben sollten deshalb etwas weiter unterhalb der Einleitung genommen werden, um eine vollständige Vermischung zu gewährleisten.
- Zusätzlich können bei der Auswahl spezielle Punktquellen (z.B. Deponien, direkteinleitende Betriebe oder Spitäler) mit einbezogen werden.
- Probenahmestellen können auch aufgrund biologischer Defizite (z.B. fehlender Fische oder niedriger SPEAR-Indices) ausgewählt werden.
- Da bei starken Niederschlägen relativ hohe Mengen an Mikroverunreinigungen mit ungereinigtem Abwasser über Mischwasserentlastungen in die Gewässer gelangen, sollten auch diese bei der Auswahl der Probenahmestellen (und bei der Interpretation von Messwerten) berücksichtigt werden. Im Kanton Bern existieren rund 1‘900 solcher Einleitstellen aus Entlastungsbauwerken der Kanalisationsnetze in die Oberflächengewässer (VOKOS 2010). Ein kleinräumiges Beispiel für alle Einleitungen an einem Abschnitt der Urtenen ist in Abb. 35 gezeigt (Wehse et al. 2008). Aufgrund dieser grossen Anzahl von Einleitungen können nur besonders relevante und grosse Mischwasserentlastungen berücksichtigt werden (s. auch Ochsenbein et al. 2008).

Zusätzlich wird empfohlen wichtige Messpunkte in der Anthroposphäre und/oder an der Schnittstelle zur Umwelt im Monitoring mit zu berücksichtigen (Bürgi et al. 2007). Dies können z.B. direkte Messungen von Spitalabwasser, Betriebsabwasser oder ARA-Ausläufen sein. Im Weiteren gehören neben dem Analysieren von Wasserproben auch Sedimentuntersuchungen und Klärschlammuntersuchungen zu einer Erfassung des Risikos durch Mikroverunreinigungen.

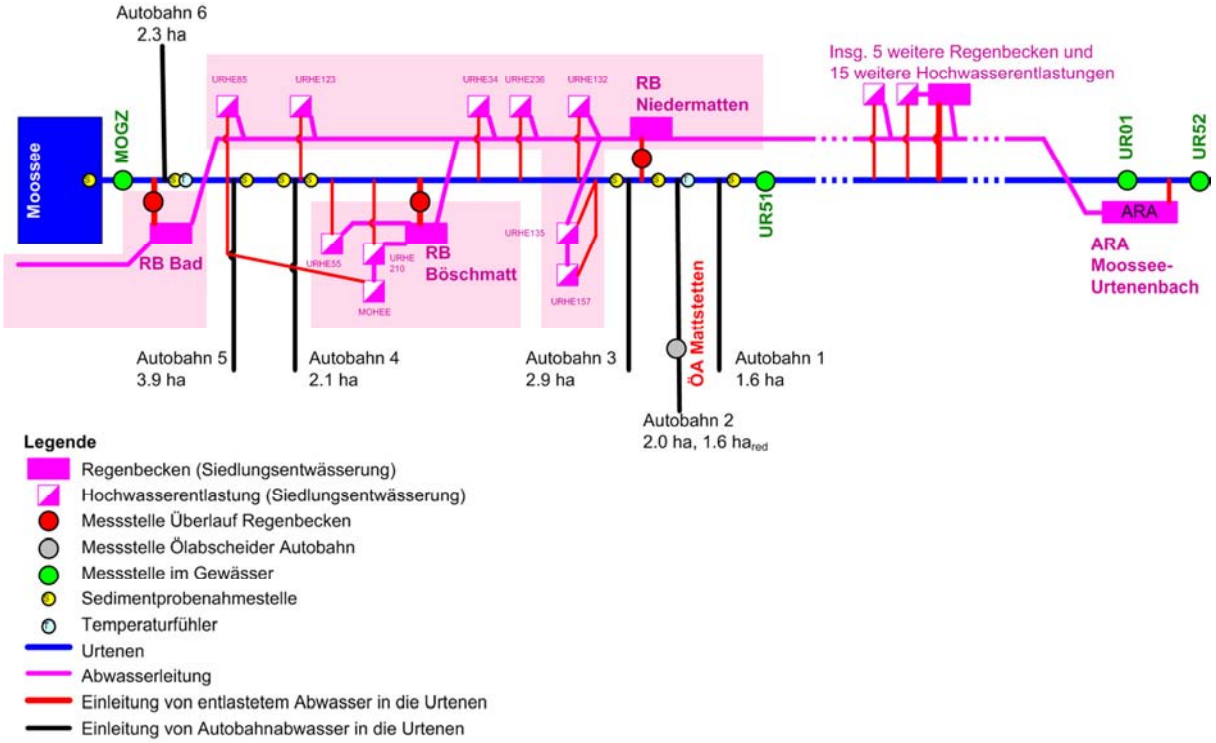

Abb. 35 Hydraulisches Schema und Messstellen im Raum Urtenen mit Regenbecken und Hochwasserentlastungen (Wehse et al. 2008)

Probenahmezeitpunkt

Verschiedene Faktoren, wie z.B. saisonale Anwendungen von Chemikalien, saisonaler Tourismus, wetterabhängige Einträge und zeitlich schwankende industrielle Prozesse, können grosse zeitliche Konzentrationsschwankungen von Mikroverunreinigungen verursachen. Hier werden einige Empfehlungen zusammengefasst, wann und wie häufig Gewässerproben genommen werden sollen, um ein gutes Abbild der Gewässerbelastung zu erhalten.

Saisonale Anwendungen von Chemikalien

Pestizide werden nur während einer bestimmten Zeit im Jahr (Applikationsperiode) ausgebracht. Daher wird empfohlen, insbesondere bei Regenereignissen während und kurz nach dieser Applikationsperiode ereignisbezogene Gewässerproben auf Pestizide zu untersuchen. Zusätzlich können einzelne Stichproben ausserhalb dieser Zeit untersucht werden, um die Grundbelastung zu ermitteln (Stamm et al. 2006). Hilfreiche Informationen, in welchem Zeitfenster welche Substanzen in den Ackerkulturen eingesetzt werden, sind in Tabelle 3 (Kapitel 2.1) zusammengestellt. Laut der Fachstelle Pflanzenschutz des Kantons Bern werden insgesamt ca. 30-40% der Herbizide im Herbst (v.a. Oktober) eingesetzt und 60-70% im Frühjahr (Mitte März bis Ende April). Hohe Einträge sind also hauptsächlich bei

Regenfällen während und nach dieser Anwendungszeit zu erwarten. In den Pestiziduntersuchungen des Amtes für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich (AWEL) wurden beispielsweise in der Woche 23 (Übergang zum meteorologischen Sommer) die meisten hohen Pestizidkonzentrationen in den Gewässern gemessen, und tendenziell war die Belastung in der zweiten Frühlingshälfte und im Sommer am höchsten.
Solche saisonalen Konzentrationsschwankungen treffen hauptsächlich auf Pestizide aus der Landwirtschaft zu. Andere Pestizide und Biozide wiederum, z.B. solche aus dem Materialschutz oder aus Publikumsprodukten, zeigen keinen saisonalen Verlauf des Eintrags.

Wetterabhängigkeit

Starker Regen kann einerseits zu einer grösseren Verdünnung in den Gewässern führen, andererseits gibt es auch Substanzen, deren Eintrag sich bei starken Regenereignissen erhöht (z.B. durch Entlastung von ungereinigtem Abwasser bei Erreichung der Kapazität von Kläranlagen oder durch Abschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen, Strassenflächen oder Gebäudefassaden). Eine Studie der Eawag hat beispielsweise gezeigt, dass Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in Oberflächengewässern bei Regenereignissen 10-20 Mal höher sein können als im Jahresdurchschnitt (Bucheli et al. 2002). Solche wetterabhängigen Einträge sind insbesondere in kleinen Einzugsgebieten wichtig, in grossen Einzugsgebieten verteilt sich die Belastung zeitlich, da nicht überall im Einzugsgebiet gleichzeitig Niederschlag fällt und auch z.B. Pestizide nicht überall gleichzeitig appliziert werden. Aus diesem Grund sind auch Stichproben in kleinen Gewässern weniger aussagekräftig als in grossen Gewässern mit grossem Einzugsgebiet.
Untersuchungen des Seebachs bei Aarberg (BE), eines Kleingewässers in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet, haben gezeigt, dass solche Gewässer insbesondere bei Regenwetter hohe Pestizidbelastungen aufweisen können. Die dabei mit Hilfe von automatischen Messstationen gemessenen Konzentrationen überschritten die geforderten Qualitätskriterien zum Teil um ein Vielfaches. Diese hohen regenabhängigen Konzentrationen haben gezeigt, dass sich solche Belastungen nur mit einer angepassten, ereignisbezogenen Untersuchungsstrategie erfassen lassen (Ochsenbein 2007).
In der Literatur wird grundsätzlich eine Aufteilung des Gewässermonitorings in 2 Strategien vorgeschlagen:

1) Ereignisbezogene Probenahmen, um Maximalkonzentrationen in den Gewässern zu erfassen (z.B. bei extremen Trockenperioden oder Regenereignissen).
2) Integrative Probenahmen, um die mittlere Belastung über einen längeren Zeitraum zu erfassen. Hierzu könnten Passivsammler verwendet werden, um Mischproben über längere Zeiträume zu sammeln (Hollender et al. 2007).

Für ereignisbezogene Probenahmen verfügt das GBL über einige Sampler, die bei Regenereignissen von Bern aus gestartet werden können. Da solche Probenahmen aber einen grossen Aufwand erfordern, sind sie nicht für Untersuchungen im Rahmen von Routineprogrammen geeignet, sondern nur für einzelne projektbezogene Messkampagnen.
Für die Substanzauswahl bei wetterabhängigen Probenahmen empfiehlt es sich, bei Hochwasser Substanzen zu messen, die bei starken Regenfällen verstärkt eingetragen werden (z.B. Pestizide) und bei Niedrigwasser Substanzen, die mit relativ konstanten Frachten durch ARA eingetragen werden und deren Konzentration hauptsächlich vom Abwasserverdünnungsverhältnis im Vorfluter abhängig ist (z.B. Pharmaka).

Saisonaler Tourismus

Eine weitere Eintragsdynamik für Substanzen aus kommunalem Abwasser entsteht durch saisonal erhöhte Einwohnerzahlen in Tourismusgebieten. Im Kanton Bern sind erhöhte Belastungen vor allem in Wintertourismusorten zu erwarten, wo die im Winter erhöhte Abwassermenge zusätzlich wegen der niedrigen Wasserführung der Vorfluter weniger stark verdünnt wird. Im VOKOS-Bericht (2010) wurden die Kläranlagen im Kanton Bern mit einem relevanten Tourismusanteil von über 30% aufgelistet:

ARA	**Tourismusanteil**
Grindelwald	67.9%
Lauterbrunnen	59.8%
Adelboden	58.8%
Kandersteg	47.8%
Lüscherz	39.8%
Brienzwiler	32.5%
Erlach	31.6%

Dass beispielsweise in der Lütschine unterhalb der ARA Grindelwald im Winter deutlich höhere Belastungen durch Mikroverunreinigungen zu erwarten sind, zeigten Modellierungen im Rahmen einer Praktikumsarbeit (Mutzner 2011). Die Konzentration von Diclofenac, einem Arzneimittel, ist laut den Berechnungen im Winter um ein Vielfaches höher als im Sommer (Abb. 36). Dazu kommt noch das Problem der ARA-Überlastung bei maximalen Abwassermengen im Winter, was zu einer schlechteren Elimination diverser Substanzen führen kann.

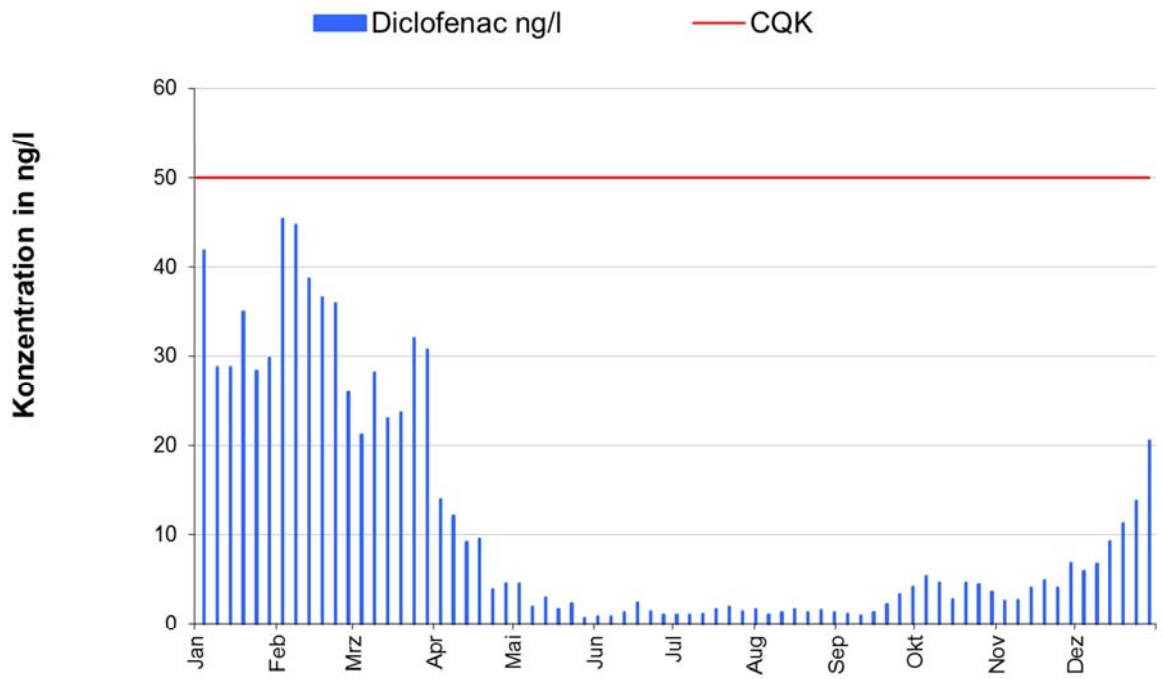

Abb. 36 Berechneter Jahresverlauf der Konzentration von Diclofenac in der Lütschine unterhalb der ARA Grindelwald (Mutzner 2011)

Es ist sinnvoll, diese Abschätzungen in die Monitoringstrategie mit einzubeziehen, um maximale Belastungen in den Oberlandgewässern erfassen zu können. Zusätzlich könnten je nach Kapazität auch noch spezielle Veranstaltungen, wie z.B. das Lauberhornrennen, im Monitoring berücksichtigt werden, da insbesondere dann auch mit stark erhöhten Belastungen zu rechnen ist.

Empfehlungen für die Frequenz der Probenahmen

Für die Häufigkeit der Probenahmen gibt es in der Literatur Empfehlungen. In Götz et al. (2010b) wird z.B. für die Erfassung der Basisbelastung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser die Entnahme von Stichproben mindestens viermal jährlich (saisonal) oder häufiger (z.B. 12 Mal im Jahr), unter der Woche und nicht zu Ferienzeiten empfohlen.

Laut der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind die Intervalle so zu wählen, dass für eine zuverlässige Bewertung des Zustands des Gewässers ausreichende Daten beschafft werden. Dabei soll der Schwankungsbreite bei den Parametern, die sowohl auf natürliche als auch auf anthropogene Ursachen zurückgehen, Rechnung getragen werden.

Konkret werden folgende Überwachungsfrequenzen vorgeschlagen: In Seen und Flüssen sollen die 33 festgelegten prioritären Substanzen jeden Monat und sonstige Schadstoffe alle 3 Monate erfasst werden. Für trinkwasserrelevante Gewässer werden in der WRRL zudem folgende Untersuchungsfrequenzen vorgeschlagen:

Versorgte Bevölkerung	Frequenz
< 10‘000	viermal jährlich
10‘000 bis 30‘000	achtmal jährlich
> 30‘000	zwölfmal jährlich

2.9 Screening

Das Screening nach unbekannten Schadstoffen ist ein sehr wirkungsvolles Instrument zur Früherkennung problematischer Mikroverunreinigungen. Im Kanton Bern wurde ein Screening schon im Rahmen des GZA-Projektes (Götz et al. 2009b) durchgeführt. Das Ziel war dabei einen Überblick über vorhandene Pestizide und Pharmaka zu erhalten, um in der nachfolgenden Feldstudie mit einer reduzierten Analytik bei geringerem Aufwand die Belastung gezielt erfassen zu können.

Die Entwicklung von Screeningverfahren, d.h. Analyseverfahren, die auch unerwartete und unbekannte Substanzen erfassen können, ist nicht abgeschlossen. Es laufen momentan diverse Projekte, wie z.B. die Entwicklung einer Software für die Auswertung. Sowohl die sogenannten Target- als auch die Non-Target-Screeningverfahren werden durch die Eawag weiterentwickelt.

Standardmässig wird ein Multi-Target-Screeningverfahren mittels GC-MS in der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein angewendet. Da durch GC-MS allein nur wenige Substanzen erfassbar sind, werden zunehmend auch flüssigchromatographische Verfahren wie die Kopplung aus Flüssigchromatographie und hoch auflösender Hybrid-Massenspektrometrie mittels LTQ-Orbitrap verwendet (Singer et al. 2008). Ein solches Gerät wird aktuell durch die Eawag für das Screening von Oberflächen- und Grundwasser in verschiedenen Forschungsprojekten eingesetzt.

Da die Identifikation unbekannter Spurenstoffe analytisch sehr anspruchsvoll ist, waren Screenings bisher im Kanton Bern nur in Einzelfällen und projektbezogen möglich. Die Anschaffung eines Orbitrap-Geräts würde ca. 0.5 bis 1 Mio CHF kosten und zusätzlich einen grossen Zeitaufwand und speziell ausgebildete Analytiker erfordern.

2.10 Biologische Indikatoren

Wegen des hohen Aufwands kann das Überwachungsnetz des Chemie-Monitorings räumlich und zeitlich nicht dicht genug sein, um z.B. alle Fehleinleitungen von Schadstoffen zu erfassen. Da die aquatischen Organismen den Zustand eines Gewässers widerspiegeln, können zur umfassenderen Aufdeckung von Mikroverunreinigungen mit problematischen Effekten biologische Indikatoren herbeigezogen werden. Untersuchungen des Vorkommens und des Zustands bestimmter Organismengruppen können Hinweise auf impulsartig hohe

Konzentrationen während kurzer Zeit (z.B. bei Chemieunfällen) liefern, die durch die Probenahmen des Monitorings nicht erfasst wurden. Zudem können anhand von Gewässerorganismen chronische Effekte und Auswirkungen von Substanzmischungen erkannt werden.

In der Schweiz werden verschiedene Arten und Gruppen von aquatischen Organismen als Indikatoren für die Gewässerqualität verwendet. Wasserpflanzen (Makrophyten) sind beispielsweise gute Indikatoren für den Zustand von Gewässerraum und Wasserführung sowie für Belastungen durch Nährstoffe, Schwermetalle oder Herbizide. Kieselalgen werden häufig als Ergänzung zu den chemischen Analysen für Aussagen zur Gewässerbelastung durch abbaubare organische Einträge und Nährstoffe untersucht. Wassermoose, die Schadstoffe akkumulieren, können Hinweise auf chronische Schwermetallbelastungen liefern. Plankton wiederum zeigt hauptsächlich Belastungen durch Nährstoffe an.

Für eine Anwendung im Kanton Bern sind insbesondere Makroinvertebraten geeignete Indikatoren für problematische Mikroverunreinigungen. Zusätzlich können das Vorkommen und der Gesundheitszustand von Fischen Hinweise auf Belastungen durch Mikroverunreinigungen liefern. Die Verwendung von Fischen und Makroinvertebraten als biologische Indikatoren für Mikroverunreinigungen wird unten beschrieben. Bei den Makroinvertebraten können dabei einzelne Gruppen (z.B. die Gattung *Gammarus*) oder ganze Lebensgemeinschaften (SPEAR-Index) betrachtet werden.

Eine grundsätzliche Schwierigkeit bei der Verwendung biologischer Indikatoren für Mikroverunreinigungen liegt darin, dass aufgrund biologischer Defizite allein noch keine eindeutigen Aussagen über die Anzahl und Art der schädlichen Stoffe gemacht werden kann. Die Interpretation biologischer Daten wird oft dadurch erschwert, dass multiple Stressoren die aquatischen Organismen beeinflussen und dass sich in mittleren und grösseren Fliessgewässern auch verschiedene chemische Belastungen überlagern. Ein schematisches Vorgehen zur Eruierung der Ursache biologischer Defizite gibt es bisher nicht. Es ist deshalb sinnvoll, an Gewässerstellen, an denen die biologischen Indikatoren nicht den erwarteten Zustand (eines unbelasteten Referenzgewässers) anzeigen, vertiefte chemische Untersuchungen durchzuführen. Zusätzlich kann auch der Vergleich verschiedener biologischer Indikatoren weitere Hinweise auf die Ursache liefern.

Fische

Fische eignen sich aus verschiedenen Gründen als Indikatoren für den Zustand der Fliessgewässer. Sie kommen in den Bächen und Flüssen der Schweiz weit verbreitet vor, ihre historische Verbreitung ist vielfach gut beschrieben und aufgrund ihrer Langlebigkeit können sie Umweltveränderungen über längere Zeiträume anzeigen. Zusätzlich zeigen sie auch Effekte an, die auf kurzfristige Extremereignisse zurückzuführen sind. Fische sind

geeignete Indikatoren für Wasserqualität, Durchgängigkeit und Vernetzung der Gewässer sowie, aufgrund ihrer Habitatansprüche, für den morphologischen und hydrologischen Gewässerzustand. Sie sind ausserdem relativ einfach auf Artniveau zu bestimmen und ihre Ökologie ist gut bekannt (BUWAL 2004b).
Durch die Entwicklung des Modulstufenkonzeptes des BAFU (Modul Fische Stufe F, BUWAL 2004b) wurde für die Schweiz eine einheitliche Methode der Datenerhebung und -auswertung zur Fliessgewässerbewertung anhand von Fischen geschaffen. Die Bewertung erfolgt dabei nach den Parametern Artenspektrum, Dominanzverhältnis, Populationsstruktur von Indikatorarten (Altersklassen, Reproduktion), Fischdichte der Indikatorarten und Deformationen / Anomalien (BUWAL 2004b).
Bei dieser Bewertung der Gewässer anhand von Fischen ergeben sich jedoch auch einige Schwierigkeiten. Die natürliche Variabilität der Gewässer und natürlicherweise geringe Fischdichten (z.B. in alpinen Gewässern) erschweren eine standardisierte Bewertung. Die Grenzen der Fischregionen sind nicht klar definierbar, daher bedarf die Interpretation der Daten häufig der Einschätzung durch Experten und Fachleute mit Kenntnissen der lokalen Gewässer. Ausserdem stellen einmalige Befischungen immer nur Momentaufnahmen des Zustands dar, und für die meisten Fischarten sind nur begrenzt Daten zur Festlegung von ausreichenden relativen Dichten vorhanden. Durch die Methode der Elektrobefischung sind zudem 0+-Fische unterrepräsentiert, was die Beurteilung der Altersstruktur erschwert (BUWAL 2004b).

In den vergangenen zwei Jahrzehnten wurde in vielen Kantonen der Schweiz und in anderen europäischen und nordamerikanischen Ländern ein Rückgang der Fischpopulationen festgestellt (Braunbeck 2009; Keiter et al. 2009; Fischnetz 2004). Die Ursache für diesen Rückgang, der gleichzeitig mit der Verbesserung der Gewässergüte bezüglich klassischer Parameter beobachtet wurde, war nicht bekannt. Deshalb wurde in diversen Projekten die Gewässerqualität genauer untersucht, auch bezüglich Mikroverunreinigungen.
Eine Ursache, welche allein den Rückgang ausgelöst hat, wurde nicht gefunden. Die Ergebnisse vieler Studien liefern jedoch Hinweise darauf, dass Mikroverunreinigungen für den Rückgang mitverantwortlich sein könnten. In den Gewässern wurde eine Vielzahl persistenter organischer Schadstoffe gemessen. Zudem wurde beispielsweise in zwei Studien an der Donau und am Neckar ein erhebliches ökotoxikologisches Schädigungspotenzial der untersuchten Sedimente nachgewiesen (Keiter et al. 2009; Braunbeck 2009). Eine Belastung durch anorganische Mikroverunreinigungen war an den hohen gemessenen Schwermetallwerten in Fischen (durch Bioakkumulation) erkennbar (Keiter et al. 2009). Ausserdem wiesen Störungen der Leberstruktur von Fischen auf eine starke Stresssituation hin (Braunbeck 2009).

Auch in der Schweiz wurde ein grosses Projekt ins Leben gerufen, um nach der Ursache des Fischrückgangs zu suchen. Im Projekt „Netzwerk Fischrückgang Schweiz“, kurz „Fischnetz“, wurden unter der Leitung des BUWAL und der Eawag mögliche Ursachen analysiert und Handlungsvorschläge entwickelt (Fischnetz 2004; www.fischnetz.ch).

Als Hypothese wurde u.a. auch die Möglichkeit untersucht, dass die Belastung der Gewässer durch Chemikalien die Ursache für die beeinträchtigte Fischgesundheit und den Fischfangrückgang ist. Die Auswirkungen von Gewässerverschmutzungen durch Chemikalien auf Fische werden im Schlussbericht des Projektes (Fischnetz 2004) sowie im Synthesebericht des Teilprojekts „Biomonitoring in Fliessgewässern des Kantons Bern“ (Bernet 2003) ausführlich besprochen.

Diverse Chemikalien haben Auswirkungen auf das Nahrungsangebot und auf den Gesundheitszustand der Fische. Zudem beeinflussen sie die Fruchtbarkeit der Weibchen und die Überlebensrate der Eier. Im Teilprojekt „Biomonitoring in Fliessgewässern des Kantons Bern“ des GBL und des Zentrums für Fisch- und Wildtiermedizin der Universität Bern (FIWI) (Synthesebericht: Bernet 2003) wurden Hinweise auf einen Einfluss von Kläranlagen auf die Fischgesundheit aufgezeigt. Unterhalb von Kläranlagen wiesen Bachforellen eine höhere Befallshäufigkeit und Befallstärke der parasitär bedingten Proliferativen Nierenkrankheit (PKD) auf als oberhalb von Kläranlagen. Unterhalb von Kläranlagen war auch das Lebergewicht der Forellen meist grösser, das Gonadengewicht kleiner und histologische Organveränderungen waren stärker ausgeprägt als oberhalb. Erhöhte Vitellogeninkonzentrationen in männlichen Bachforellen unterhalb von ARAs wiesen ausserdem auf eine Belastung durch östrogenaktive Substanzen hin.

Solche Verschlechterungen des Gesundheitszustands und auch eine geringere Biomasse von Fischen wurden unterhalb von diversen ARAs sowie in Gebieten mit diffuser Verschmutzung (z.B. in grossen Siedlungsflächen) und in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten festgestellt (Fischnetz 2004). In den Untersuchungen konnten jedoch nur für einzelne Substanzgruppen direkte negative Auswirkungen auf Fische nachgewiesen werden. Vergiftungen von Fischen können beispielsweise durch alkylierte, quaternäre Ammoniumverbindungen verursacht werden. Zudem ist bekannt, dass Pestizide und Biozide die Fische direkt durch histologische Organveränderungen oder indirekt durch die Beeinflussung der Nährtierfauna beeinträchtigen können. Das industriell verwendete Insektizid Permethrin hat beispielsweise in den 90er Jahren zu einem massiven Einbruch der Fischpopulationen im Fluss Langeten (BE) geführt. Auch endokrin wirksame Substanzen wie z.B. 17α-Ethinylestradiol werden als problematisch betrachtet, für viele Substanzen konnten jedoch die Auswirkungen auf den Fischbestand nicht vollständig abgeklärt werden. Es bestehen ausserdem grosse Wissenslücken über die Bedeutung der in Fischen (und

anderen aquatischen Organismen) gefundenen internen Konzentrationen von Chemikalien (Fischnetz 2004).

Schlussfolgernd wird der Bestandesrückgang auf die generell schlechte Situation der Lebensräume und die Krankheit PKD zurückgeführt. Die schlechte Lebensraumqualität kann u.a. auch die Wasserqualität (chemische Verschmutzung) betreffen. Die Ursachenanalyse hat jedoch gezeigt, dass keiner der untersuchten Einzelfaktoren für den Rückgang allein verantwortlich gemacht werden kann. Chemikalien wurden dennoch als Mitverursacher für niedrige Fischbestände und gesundheitliche Beeinträchtigungen identifiziert, wobei insbesondere ARA-Einleitungen als Punktquellen, aber auch diffuse Einträge bei Regenereignissen problematisch sind.

Die Schwierigkeiten bei der Ermittlung der Ursache für den Fischrückgang zeigen sich auch bei der Verwendung von Fischen als Indikatoren für die Gewässerqualität. Wird eine ungewöhnlich niedrige Fischdichte oder ein schlechter Gesundheitszustand der Fische festgestellt, sind meist keine direkten Schlussfolgerungen auf die Ursache möglich. Fische werden durch verschiedene Faktoren beeinflusst, wie z.B. fischereiliche Bewirtschaftung, Fisch fressende Vögel (Kormorane, Gänsesäger), Krankheiten, Habitatstruktur, Abflussregime, Nahrung, Kolmation, Nährstoffe, Sauerstoff, Temperatur, Wasserqualität etc. Der Fischbestand ist dabei meist von einer Kombination der verschiedenen Einflussfaktoren abhängig. Auch wenn beispielsweise Hinweise auf eine Beeinträchtigung der Fische durch Chemikalien vorliegen, ist es schwierig zu ermitteln, welche Substanzen problematisch sind, da Effekte häufig durch die kombinierte Wirkung verschiedener Substanzen verursacht werden.

In diesem Sinne werden im Kanton Bern Fische nicht als direkte Indikatoren für Belastungen durch Chemikalien verwendet. Vielmehr werden dort, wo die Fische einen niedrigen Bestand oder eine schlechte Gesundheit aufweisen, verschiedene Aspekte der Gewässerqualität genauer untersucht. Daten zu den Fischbeständen werden oft durch einzelne Elektrofischungen erhoben. Zusammen mit den Fangstatistiken werden die Daten zu den Fischbeständen auch jährlich durch das Fischereiinspektorat des Kantons Bern veröffentlicht (http://www.vol.be.ch/site/home/ lanat/fischerei/fischerei-fangstatistiken-3.htm). Zusätzlich werden auf der gleichen Internetseite die gemeldeten Fischsterben mit den ermittelten Ursachen in den Jahresberichten veröffentlicht.

In einigen kürzlich durchgeführten Projekten und Untersuchungen im Kanton Bern gab ein niedriger Fischbestand in Gewässerabschnitten, wo aufgrund guter Morphologie und Nahrungsgrundlage ein höherer Fischbestand erwartet werden müsste, Anlass zu ausführlicheren Untersuchungen der chemischen Gewässerqualität. Beispielsweise wird momentan aufgrund eines äusserst schlechten Abfischungsergebnis in der Sense die Chemie dieses Gewässers genauer überwacht. Auch die Kander wurde aufgrund der

niedrigen Fischbestände im Einflussbereich von zwei Deponien genauer chemisch und biologisch untersucht. Dabei wurden einige Chemikalien in erhöhten Konzentrationen gemessen. Eine chemische Substanz, die als alleinige Ursache für den niedrigen Fischbestand verantwortlich ist, konnte jedoch bisher in beiden untersuchten Gewässern nicht gefunden werden.
Auch im laufenden GZA-Projekt war der Fischrückgang Auslöser für vertiefte chemische und biologische Untersuchungen der Gewässer des Aaretals. Der Schlussbericht des Projektes wird im Jahr 2012 veröffentlicht.

Makrozoobenthos

Als Makrozoobenthos oder Makroinvertebraten werden die Wasserwirbellosen bezeichnet, welche die Gewässersohle besiedeln. Dabei handelt es sich um Larvenstadien von Insekten, um Krebse, Milben, Schnecken sowie Muscheln, Würmer und Egel. Die Gemeinschaft der Wasserwirbellosen hängt von der Qualität des Gewässers ab (VOKOS 1997). Da die Wasserwirbellosen neben strukturellen, morphologischen Defiziten auch empfindlich auf Belastungen mit Pestiziden und anderen Substanzen reagieren, können sie als Indikatoren für solche Belastungen verwendet werden. Gewässerbelastungen durch toxische Substanzen sind dabei meist sowohl anhand von qualitativen (Verschwinden von faunistischen Gruppen) als auch anhand von quantitativen Auswirkungen (Abnahme der Anzahl Tiere aller Taxa) erkennbar (BAFU 2010).
Das Modulstufenkonzept des BAFU enthält eine einheitliche Methode zur Untersuchung und Beurteilung der Schweizer Fliessgewässer anhand der Makroinvertebraten (Modul Makrozoobenthos Stufe F, BAFU 2010). Während langer Zeit wurden zur Beurteilung verschiedene Indices eingesetzt, wie z.B. der Saprobieindex oder der Makroindex. Nun haben sich Fachleute auf ein einheitliches Vorgehen unter Verwendung des IBCH geeinigt. Da der Index IBCH hauptsächlich organische Belastungen (Nährstoffe / Eutrophierung), Sauerstoffmangel sowie Lebensraumangebot anzeigt, ist er nicht als direkter Indikator für Mikroverunreinigungen geeignet.
In einer Studie der UK Environment Agency wurde die Anwendbarkeit verschiedener biologischer Indikatoren zur Diagnose von Pestizidbelastungen auf der Stufe des Makrozoobenthos untersucht (Schriever et al. 2008). Dabei wurden molekulare Methoden (Biochemische Biomarker, DNA Biomarker / Microarrays), Ansätze auf der Ebene der Taxonomie der Lebensgemeinschaften (Pesticide Index, LIMPACT, RPDS/RPBBN) sowie Ansätze auf der Ebene der charakteristischen Merkmale der Lebensgemeinschaften (SPEAR-Index) berücksichtigt. Viele dieser Ansätze eignen sich noch nicht für eine flächendeckende Anwendung, beispielsweise wegen der hohen Kosten und komplizierten Anwendung oder weil sie nicht pestizidspezifisch sind. Einige der Methoden befinden sich

noch in Entwicklung und aufgrund fehlender Feldversuche ist die Datenlage zum Verhältnis Exposition-Reaktion noch mangelhaft.

Die durchgeführte Beurteilung zeigte, dass sich der SPEAR-Index am besten zur Diagnostik von Pestizidbelastungen eignet. Die Anwendung des SPEAR-Index für den Kanton Bern wird unten noch genauer beschrieben. Eine kombinierte Anwendung des SPEAR-Index mit einer molekularen Methode, die spezifisch auf Organophosphate und Carbamate reagiert, (Acetylcholinesterase-Assay, AChE) könnte zusätzlich die Identifikation der Art der Pestizidbelastung ermöglichen. Dazu wäre jedoch eine Validierung und die Verknüpfung der Reaktion der Biomarker mit der Pestizidexposition unter Feldbedingungen nötig (Schriever et al. 2008).

Die Anwendung von Makroinvertebraten als Indikatoren für Mikroverunreinigungen liegt im Kanton Bern nahe. Es sind relativ viele Daten über Makroinvertebraten in Fliessgewässern vorhanden, und in Monitoring-Programmen und Projekten werden laufend neue Daten erhoben. Zudem ist momentan eine mit GIS verknüpfte Datenbank für biologische Daten in Entwicklung, wo alle bisher erhobenen und neuen Daten erfasst werden. Dadurch wird die Verfügbarkeit der biologischen Daten verbessert und Indices, wie beispielsweise der SPEAR-Index, können mit relativ kleinem Aufwand nachträglich auch für ältere Daten berechnet werden.

Das BAFU arbeitet zudem an einer Datenbank zum Modulstufenkonzept (MIDAT), welche innerhalb der nächsten Jahre verfügbar sein wird. Durch diese Datenbank werden die Voraussetzungen für den Aufbau einer einheitlichen Datengrundlage für Untersuchungen des Makrozoobenthos in der Schweiz geschaffen (BAFU 2010).

Gammarus

Gammariden (Flohkrebse) sind weit verbreitet und spielen im Ökosystem der Fliessgewässer eine Schlüsselrolle. Sie besetzen eine zentrale Stellung im Nahrungsnetz, sowohl als Falllaubzersetzer im Materialkreislauf als auch als Beute für Fische und andere Wirbellose (Gerhardt 2010). In der Schweiz stellen *Gammarus pulex* (gemeiner Flohkrebs, s. Abb. 37) und *Gammarus fossarum* (Bachflohkrebs) die zwei wichtigsten Arten dieser Gattung dar. Wenn diese Arten in einem Gewässer ausfallen, hat dies nachhaltige negative Auswirkungen auf die Stabilität und Struktur der Lebensgemeinschaft sowie auf den Materialkreislauf (Gerhardt 2010).

Abb. 37 *Gammarus pulex* (Foto: Peter Rey, HYDRA)

Gammarus spp. eignet sich aus verschiedenen Gründen als Indikator für die Gewässerqualität in Umweltmonitoringprogrammen und als Testorganismus in der

Ökotoxikologie. Er ist weit verbreitet, ganzjährig zahlreich in den Gewässern vorhanden und einfach zu finden, hat eine relativ lange Lebensdauer von 1-2 Jahren, eine hohe Nachkommenzahl und mehrere Reproduktionszyklen pro Jahr (Gerhardt 2010). Zudem hat er relativ geringe morphologische Ansprüche und weist eine hohe Sensitivität gegenüber vielen Schadstoffen auf.

Es sind diverse Fallbeispiele aus der Schweiz und aus Deutschland bekannt, die das Fehlen, einen Rückgang oder ein Massensterben von Gammarus spp. aufgrund von Schadstoffstress belegen (Gerhardt 2010). Gammarus spp. ist empfindlich gegenüber Pestiziden (insbesonderes Cypermetrin, Deltametrin, Diuron, Atrazin, Paraquat, diverse Organochlorverbindungen, Organophosphate und Carbamate), aber auch gegenüber Kupfer, Ammonium und Pharmaka (Gerhardt 2010).

Gammarus spp. eignet sich besonders für eine flächendeckende Anwendung als Monitoring-Tool in der Umweltüberwachung von kleinen, permanent fliessenden Bächen mit Pestizidpulsen, in der Erfolgskontrolle von Gewässerschutzmassnahmen und in der Überwachung von Abwassereinleitern oder Deponiesickerwässern (Gerhardt 2010). Dabei bietet die Ermittlung von Präsenz/Absenz einen guten Indikationswert, denn das Fehlen von Gammarus spp. in einem Mittellandbach ist praktisch immer ein Hinweis auf eine Belastung. In der Ökotoxikologie eignet sich Gammarus spp. beispielsweise auch zur Bestimmung der Sedimenttoxizität oder für die Ermittlung des ökotoxikologischen Potentials von Chemikalien (Gerhardt 2010).

Einige Aspekte müssen bei der Verwendung von Gammarus spp. als Indikator beachtet werden. Neben Pestizidbelastungen gibt es eine Reihe von weiteren biotischen und abiotischen Faktoren, die Gammarus spp. beeinflussen können. Zu den biotischen Faktoren zählen beispielsweise der invasive Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*), Parasiten und die Konkurrenz mit Asellus, während bei den abiotischen Faktoren v.a. Sauerstoff, Strömung, Temperatur und Stickstoffverbindungen eine wichtige Rolle spielen. Ausserdem muss in Monitoringprogrammen auch die natürliche Variabilität der Populationsdichte in verschiedenen Jahren berücksichtigt werden (Gerhardt 2010).

Im Kanton Bern wird in den nächsten Monaten ein Projekt zur Erhebung des Vorkommens von Gammarus spp. in mehreren Gewässern gestartet. Die Erhebungen werden sich vorerst auf möglichst viele Stellen und Seitenbäche der Langeten konzentrieren, später sollen sie auf den ganzen Kanton ausgedehnt werden. Aus diesem Projekt soll mit vertretbarem Aufwand ein möglichst grosser Wissensgewinn zur Qualität der Fliessgewässer resultieren. Das Vorkommen der Gammariden wird in eine mit GIS vernetzte Datenbank eingetragen und dort, wo keine Gammariden vorkommen, und deren Fehlen nicht durch andere Faktoren erklärt werden kann, werden zur Ermittlung der Ursache vertiefte chemische

Untersuchungen angestrebt. Ausserdem wird an 3 Stellen der Urtenen und der Langeten die Mortalität und Frassaktivität von in „Käfigen“ ausgesetzten Gammariden untersucht.

SPEAR-Index

Der SPEAR-Index zeigt basierend auf der Zusammensetzung der Gemeinschaft der Makroinvertebraten Belastungen durch Schadstoffe (z.B. Pestizide) an. Die Arten werden dazu aufgrund ihrer physiologischen Sensitivität und ökologischen Eigenschaften als „at risk“ (SPEcies At Risk = SPEAR) oder als “not at risk” eingeteilt (Liess and Von der Ohe 2005; Liess et al 2008). Als sensitiv gegenüber Pestiziden gelten Arten mit folgenden Eigenschaften (Liess und Von der Ohe 2005):

- ✓ Hohe physiologische Sensitivität
- ✓ Lange Generationszeit
- ✓ Präsenz im Gewässer während der Periode der maximalen Pestizidanwendung (Ende Frühjahr – Frühsommer)
- ✓ Keine / geringe Migrationsfähigkeit

Zur Ermittlung der physiologischen Sensitivität werden Toxizitätswerte von akuten Tests der Arten mit denen von *Daphnia magna* (Seeplankton) verglichen und daraus die relative Toxizität bestimmt (Wogram und Liess 2001). Dabei gibt es verschiedene Sensitivitätslisten für Pestizide ($SPEAR_{pesticides}$), organische Schadstoffe ($SPEAR_{organic}$) und Metalle.

Der SPEAR-Index (Anteil sensitiver Arten, Bsp.: $SPEAR_{pesticides}$) wird mit der folgenden Formel berechnet (wobei x_i: Abundanz der Art i; y: = 1 für SPEAR-Arten, = 0 für alle anderen)

$$SPEAR_{pesticides} = \frac{\sum(\log(x_i + 1) \cdot y)}{\sum \log(x_i + 1)} \cdot 100$$

Dabei sind Werte über 40% typisch für unbelastete Referenzstellen, niedrigere Werte zeigen eine Belastung an.

Der SPEAR-Index wird in verschiedenen Studien als geeigneter Indikator für Belastungen durch Pestizide und auch andere Mikroverunreinigungen genannt (z.B. Schäfer et al. 2007). Validierungen haben gezeigt, dass der Index folgende Eigenschaften erfüllt (Liess und Von der Ohe 2005; Schäfer et al. 2007; Schriever et al. 2007a; Von der Ohe et al. 2007; Liess et al. 2008; Schriever und Liess 2007; Schriever et al. 2008):

- ✓ Äusserst sensitiv gegenüber Pestizidbelastungen
- ✓ Relativ unabhängig von abiotischen Umweltfaktoren (andere als Pestizide)
- ✓ Anwendbar über verschiedene biogeografische Regionen Europas
- ✓ Robustheit und Objektivität
- ✓ Anzeige zeitlicher Trends
- ✓ Identifikation des Ausmasses der Belastung

- ✓ Relativ schnelle, einfache und kostengünstige Methode

Mit der Hilfe von Feldstudien in Finnland, Frankreich und Deutschland wurde die Brücke zwischen der Abundanz und gemessenen Pestizidkonzentrationen gebildet (Liess und Von der Ohe 2005; Schäfer et al. 2007). In diesen Studien wurde eine deutliche Abnahme der sensitiven Arten zu Beginn der agrochemischen Applikationsperiode beobachtet. Die erhobenen Daten zeigten eine lineare Expositions-Reaktions-Beziehung, welche für die Diagnose der Stärke von Pestizidbelastungen anhand der biologischen Daten verwendet werden kann. Die Beziehung kann zudem auch verwendet werden, um Effekte von Pestiziden vorherzusagen (Schriever et al. 2008).

Ein weiterer Vorteil bei der Anwendung des SPEAR-Index ist, dass der Index anhand bestehender Makrozoobenthosdaten aus Monitoringprogrammen berechnet werden kann. Dabei ist es kein Problem, dass viele Monitoringprogramme nur eine taxonomische Auflösung bis auf Familienebene haben. In einer Studie wurde gezeigt, dass der Index auch zuverlässig ist und etwa die gleichen Resultate ergibt, wenn Daten auf der Ebene der Familien verwendet werden (Beketov et al 2009).

Die Interpretation der Daten ist relativ einfach, und es wird zur Auswertung keine zusätzliche Software benötigt, denn die Berechnungen können in Microsoft Excel oder Microsoft Access durchgeführt werden. Die Daten können zur Berechnung des Index auch direkt in den SPEAR Web Calculator hochgeladen werden. Dieses Programm ist gratis im Internet verfügbar unter http://www.systemecology.eu/SPEAR/index.php.

Trotzdem ergeben sich bei Anwendung des SPEAR-Index einige Probleme. Beispielsweise werden Biomonitoring-Daten (wie u.a. im Kanton Bern) häufig im Frühjahr, also vor der Applikationszeit für Pestizide, erhoben. In einer Studie (Schriever et al. 2007b) wurde gezeigt, dass sich die Abundanz der sensitiven Arten zwar während der Applikationsperiode verschlechtert, sich aber unter Umständen bis zum nächsten Frühling wieder vollständig erholen kann. Bei der Verwendung solcher Daten ist es daher unklar, ob die Aussagekraft des Indikators gewährleistet ist, da sich dieser grundsätzlich für Daten eignet, die während der Applikationszeit erhoben werden.

Zudem sollte bei der Dateninterpretation das Vorhandensein ungestörter Gewässerabschnitte oberhalb der untersuchten Stelle mitberücksichtigt werden. Solche ungestörte Habitate können die Abundanz sensitiver Arten an belasteten Stellen durch Wiederbesiedlung erhöhen (Liess und Von der Ohe 2005).

Das SPEAR-Verfahren ist relativ neu und wird laufend weiterentwickelt. Beispielsweise kann der Index durch weitere Datenerhebungen zum Expositions-Reaktions-Verhältnis noch verbessert und durch eine verfeinerte Klassifizierung der sensitiven Arten für die Indikation von Belastungen durch verschiedene Pestizidgruppen erweitert werden (Schriever et al. 2008).

Momentan laufen Projekte zur Anpassung des SPEAR-Index für die Gewässer der Schweiz. Dazu werden Artenlisten aus möglichst vielen Kantonen zusammengetragen, mit dem Ziel, die Artenliste des SPEAR-Index mit typischen, für die Schweiz relevanten Arten aus dem montanen und voralpinen Raum zu ergänzen und so den SPEAR-Index an Schweizer Verhältnisse anzupassen.
Mit Hilfe der genannten Weiterentwicklungen und Anpassungen liefert das SPEAR-Konzept eine schnelle, einfache und transparente Methode für die flächendeckende Identifikation von Pestizidbelastungen in der Schweiz.

2.11 Informationsnetzwerk

Für eine frühzeitige Erkennung von problematischen Mikroverunreinigungen ist ein funktionierendes Informationsnetzwerk von grosser Bedeutung. Dabei soll zwischen möglichst allen Institutionen, die relevante Informationen besitzen, ein regelmässiger Austausch stattfinden. So kann eine kantonale Gewässerschutzfachstelle auf dem neuesten Wissensstand handeln und Problemsubstanzen frühzeitig erkennen. Die wichtigsten Bestandteile des Informationsnetzwerks werden im Folgenden erläutert.

Bundesämter

In den letzten Jahren wurde die Forschung im Bereich der Mikroverunreinigungen durch das BAFU intensiv gefördert und unterstützt. Das Projekt MicroPoll bietet den Kantonen wichtige Grundlagen, wie z.B. das nationale Stoffflussmodell (Ort et al. 2007), Pilotversuche zu weitergehenden Reinigungsstufen in ARA, das Beurteilungskonzept für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (Götz et al. 2010b) und das noch laufende Projekt zur Beurteilung von Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen. Aus diesen Projekten resultieren wichtige Erkenntnisse, welche Stoffe schweizweit problematisch sind und wie Belastungen durch Mikroverunreinigungen zu beurteilen sind, um daraus die prioritären Massnahmen abzuleiten. Die Beurteilungskonzepte sollen, analog zu den Modulen des MSK, als Vollzugshilfe von den Kantonen angewendet und geprüft werden. Ziel ist es auch, die Konzepte in Zukunft regelmässig anhand neuer Daten und Erkenntnisse zu aktualisieren.
Zusätzlich ist es eine Aufgabe des Bundes, national gesetzliche Rahmen festzulegen. Aktuell laufen Projekte zur Änderung der Gesetzgebung bezüglich Mikroverunreinigungen in den nächsten Jahren. Dabei ist noch unklar, ob dies im Rahmen verbaler Anforderungen und einer Vollzugshilfe oder durch die Festlegung neuer Grenzwerte erfolgen wird. In beiden Fällen ist der Austausch mit den kantonalen Fachstellen wichtig.
Verbesserungspotential bezüglich Informationsfluss zu den Kantonen besteht bei den Bundesämtern, welche über relevante Verbrauchsdaten zu Chemikalien verfügen. Diese

Daten sind nicht immer öffentlich zugänglich, und die Kantone müssen teilweise einen grossen Aufwand betreiben, um die Daten zu erhalten. Neben aktuellen Verbrauchszahlen sollen auch Informationen zu neu zugelassenen Substanzen möglichst schnell an die Kantone gelangen.
Ein wichtiges Instrument zur Früherkennung von Problemsubstanzen bilden auch nationale Messprogramme wie NAQUA oder die koordinierte Beobachtung der Fliessgewässer. NAQUA beispielsweise bietet Austauschplattformen und wird unterstützt durch Begleitgruppen, welche das Messprogramm auf den neuesten Wissensstand bringen. Im Rahmen dieser Programme funktioniert der Austausch zwischen dem Bund und kantonalen Vertretern.

Forschung

Die Forschung spielt eine zentrale Rolle für die Früherkennung problematischer Mikroverunreinigungen, beispielsweise durch die stetige Neu- und Weiterentwicklung von Analysemethoden und Screeningverfahren oder durch umfassende Forschungsprojekte wie z.B. MicroPoll, NFP50 oder Fischnetz.
In der Schweiz stellen die Eawag und das Ökotoxzentrum zwei wichtige Institutionen für die Forschung im Bereich der Mikroverunreinigungen dar. Die neuen Erkenntnisse zur Erfassung und Beurteilung von Risiken durch Mikroverunreinigungen sollen dabei direkt an die zuständigen Vollzugsstellen weitergeleitet werden. Für diesen Informationsfluss sind die Publikationen der Forschung von Bedeutung, aber auch der direkte Kontakt und die Vernetzung von Forschern mit Fach- und Interessenverbänden.

Kantonale Ämter und Fachstellen

Für die Früherkennung von Problemen könnte auch der Austausch innerhalb der Kantone noch verbessert werden. Im Kanton Bern beispielsweise verfügen die Fachstellen für Pflanzenschutz oder für Industrie und Gewerbe über relevante Daten, die für eine Abschätzung der Einträge von Mikroverunreinigungen durch die Gewässerschutzfachstelle verwendet werden können. Für solche vorhandenen Daten wie auch für neue Informationen zu Veränderungen in der Landwirtschaft oder in der Industrie (wie z.B. Baustellen oder Umnutzungen) könnte die Zugänglichkeit für die Gewässerschutzfachstelle noch verbessert werden. Die Aufgaben des Kantons für die Früherkennung beinhalten auch die regelmässige Überprüfung der Situation und allfälliger relevanter Änderungen im Kanton.

Austausch zwischen den Kantonen

Für den interkantonalen Informationsfluss stellen Cercl'eau und Lab'Eaux zwei wichtige und gut funktionierende Beispiele dar.

Cercl'eau, die Vereinigung der kantonalen Fachleute für Gewässerbiologie und Gewässerchemie, besteht seit 1962. Mitglieder sind Gewässerschutzfachleute von Verwaltungsstellen der Kantone, des Bundes oder der Kommunen sowie von öffentlich-rechtlichen Anstalten und Hochschulen. Die Vereinigung hat folgende Ziele.:

- Unterstützung und Förderung der interkantonalen Zusammenarbeit auf dem Gebiet des ganzheitlichen Gewässerschutzes
- Unterstützung und Förderung des Informations- und Erfahrungsaustausches unter den kantonalen Fachleuten für Gewässerbiologie und Gewässerchemie
- Unterstützung der KVU (Konferenz der Vorsteher der Umweltschutzämter der Schweiz) und des BAFU bei der Erarbeitung von Empfehlungen, Richtlinien, Vernehmlassungen usw. im Bereich der Gewässerüberwachung und –entwicklung
- Kontaktpflege mit der Eawag und mit weiteren Organisationen, die auf dem Gebiet des Gewässerschutzes tätig sind.
- Weiterentwicklung des Instrumentariums zur Überwachung der Gewässer und für Erfolgskontrollen
- Durchführung von Tagungen, Exkursionen und Weiterbildungskursen

Jährlich finden im Rahmen des Cercl'eau 3-4 Sitzungen und eine Tagung zu einem bestimmten Thema statt. Die entsprechenden Vorträge werden auf der Homepage veröffentlicht (www.cercleau.ch).

Lab'Eaux ist das Kompetenznetzwerk der kantonalen Gewässerschutz- und Umweltlaboratorien. Die Aufgaben von Lab'Eaux sind u.a.:

- Technische Beratung der KVU und des BAFU im Bereich Umweltanalytik
- Unterstützung und Förderung des Austausches von Informationen und Wissen unter den Gewässer- und Umweltschutzlaboratorien der Kantone
- Unterstützung und Förderung der Zusammenarbeit zwischen den Gewässer- und Umweltschutzlaboratorien der Kantone
- Evaluation, Vereinheitlichung und Publikation von umweltanalytischen Prüfverfahren gemäss Stand der Technik
- Unterstützung und Förderung des Qualitätsmanagements der Gewässer- und Umweltschutzlaboratorien der Kantone
- Gemeinsame Aus- und Weiterbildung von Mitarbeitenden im Labor. (www.labeaux.ch)

Im Rahmen von Lab'Eaux finden pro Jahr 4 Sitzungen statt. Ein wichtiger Bestandteil des Austausches bilden auch die von Lab'Eaux organisierten und durchgeführten Ringversuche zur Verbesserung der Vergleichbarkeit der Messungen zwischen den verschiedenen Labors.

Grundsätzlich ist es beim Austausch zwischen den Kantonen wichtig, Synergien zu nutzen. Der Kanton Bern beispielsweise arbeitet im Bereich des Monitorings von Mikroverunreinigungen eng mit dem Kanton Solothurn zusammen. Neben dem fachspezifischen Austausch zur Analytik ist auch die Zugänglichkeit zu Substanzlisten und Messdaten anderer Kantone hilfreich, um eigene Messkampagnen anzupassen.

Im Weiteren ist für die Informationsvernetzung zwischen den verschiedenen Regionen der Schweiz und mit dem Ausland auch der Austausch mit diversen Organisationen, wie z.B. mit der Internationalen Kommission zum Schutz des Genfersees (CIPEL), mit der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) und mit dem Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) sowie mit der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) von Bedeutung.

Ausland

Durch die Förderung des internationalen Informationsnetzwerks können Synergien genutzt und redundante Arbeiten vermieden werden, denn ein Blick über die Grenzen zeigt, dass sich neben der Schweiz z.B. auch Deutschland, Holland, Schweden, Grossbritannien und internationale Gewässerschutzkommissionen mit dem Thema Mikroverunreinigungen auseinandersetzen. Diverse Aktivitäten laufen beispielsweise im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Für eine optimale Koordination der Aktivitäten ist es wichtig, auch laufende Projekte und Diskussionen im Ausland mitzuverfolgen. Eine zunehmende Abstimmung zwischen den EU-Staaten ist zwar feststellbar (z.B. zur Vermeidung von Parallelen bei der Entwicklung von Qualitätskriterien), sollte aber gestärkt werden. Wichtig für die Früherkennung von Problemsubstanzen innerhalb der EU ist beispielsweise der Miteinbezug von Messdaten der Mitgliedstaaten bei der Entwicklung von prioritären Substanzlisten und auch, dass die Mitgliedsstaaten spezifische Substanzen melden können.

Die Schweiz ist in den EU-Arbeitsgruppen zur Entwicklung von Qualitätsnormen vertreten. Weiter soll auch der Austausch mit Institutionen der Wasserforschung, wie z.B. dem Technologiezentrum Wasser (TZW), gefördert werden.

Fazit

Es besteht durchaus Potential zur Erweiterung und Stärkung des Informationsnetzwerks. Hilfreich wäre dazu die Institutionalisierung des Informationsflusses, z.B. durch die Schaffung einer zentralen Stelle, welche für die Koordination aller Aktivitäten bezüglich

Mikroverunreinigungen und für die Zusammenstellung und Verteilung aller wichtigen Informationen an die Kantone zuständig ist.

Auf kantonaler Ebene stellt die Vertraulichkeit vieler Daten (z.B. Verbrauchsdaten von Chemikalien) ein Problem bei der Priorisierung der Substanzen dar. Eine zentrale Stelle, die Zugriff auf alle relevanten Daten hätte und somit eine Priorisierung durchführen könnte, würde die Früherkennung von Problemsubstanzen erleichtern. Durch die Schaffung einer Informationsplattform könnten in standardisierter Form Forschungsergebnisse kommuniziert und Checklisten für verfügbare Daten und Informationen zur Aktualisierung der kantonalen Monitoringprogramme zur Verfügung gestellt werden. Auch die Zusammenstellung der Informationen zu internationalen Aktivitäten und Diskussionen bezüglich Mikroverunreinigungen auf einer zentralen Plattform würde die Informationsbeschaffung erleichtern.

Das Defizit bei den Daten zur Schadstoffbeurteilung hat zur Schaffung des Ökotoxzentrums geführt. Der Aufbau der Kompetenzen und Entwicklung von Datenbanken auf nationaler Ebene soll weiter gefördert und auf andere Bereiche wie die Priorisierung von Substanzen beim Inverkehrbringen ausgedehnt werden.

Für die Reduzierung der Belastung durch Mikroverunreinigungen wäre es sinnvoll, wenn das Informationsnetzwerk über die Früherkennung von Problemsubstanzen hinausgeht. Es soll bei bestehendem Handlungsbedarf die schnelle und effiziente Information der Entscheidungsträger ermöglichen. Dies würde beispielsweise bedeuten, dass in einem geschlossenen Kreis des Informationsflusses Erkenntnisse der Kantone zu Problemsubstanzen wieder zur zentralen Instanz (Zulassungsbehörde) geleitet werden. Dieser Ablauf, der bei Pflanzenschutzmitteln schon relativ gut funktioniert, müsste auch für weitere Substanzen, die in den Gewässern ein Risiko darstellen, juristisch geregelt werden.

3 *Beurteilung der Belastung*

Mit der Messung von Mikroverunreinigungen in den Gewässern ist der Früherkennungsprozess noch nicht abgeschlossen. Zur Erkennung, welche der gemessenen Konzentrationen problematisch für die Umwelt sind, müssen die Messwerte anhand ihrer möglichen Effekte beurteilt werden. Die Erkenntnisse aus dieser Beurteilung bilden dann die Grundlage für die Festlegung von Massnahmen.

Es bestehen folgende Möglichkeiten für die Beurteilung der Belastung:

- Vergleichen von einzelnen Messwerten mit Qualitätskriterien
- Berechnung der Mischtoxizität für Substanzgruppen mit gleichem Wirkmechanismus
- Die Beurteilung der Toxizität von Wasserproben mit Hilfe von Biotests

Die Möglichkeiten werden hier nur kurz beschrieben, ausführliche Anleitungen sind in der Literatur vorhanden (z.B. Götz et al. 2010b; Hollender et al. 2007; Chèvre et al. 2006).
Die einzelnen Konzentrationswerte, die im Gewässer gemessen oder mit Modellen vorhergesagt wurden, können zur Beurteilung mit PNECs (Predicted No-Effect Concentrations = Wirkungsschwellen) oder mit wirkungsbasierten Qualitätskriterien verglichen werden.
Zur Abschätzung, ob aufgrund einer Konzentration eine akute Schädigung der aquatischen Organismen innerhalb der nächsten 24-96 Stunden zu erwarten ist, kann der Wert mit dem entsprechenden akuten Qualitätskriterium (AQK) einer Substanz verglichen werden. Zur Abschätzung der Auswirkungen über einen längeren Zeitraum werden Konzentrationswerte mit dem chronischen Qualitätskriterium (CQK) verglichen (Götz et al. 2010b). Für die Beurteilung der chronischen Belastung müssen zusätzlich Informationen zur Dynamik der Belastung berücksichtigt werden. Die AQK sind beispielsweise geeignet für die Beurteilung pulsartiger Einträge bei Regenereignissen, während die CQK z.B. für die Beurteilung kontinuierlich eingetragener Arzneimittel aus kommunalem Abwasser geeignet sind.
PNEC-Werte können in zahlreichen Publikationen gefunden werden (z.B. Jahnel et al. 2006; McArdell et al. 2011). Vorschläge für akute und chronische Qualitätskriterien für ausgewählte schweizrelevante Substanzen sind in der Datenbank des Ökotoxzentrums verfügbar unter http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/vorschlaege.
Die Herleitung dieser Qualitätskriterien ist ein aktueller Prozess und nicht abgeschlossen. Der Datensatz wird zukünftig durch weitere Substanzen ergänzt und erweitert werden.

Einzelne Stoffkonzentrationen, die alleine keine Wirkung zeigen würden, können im Zusammenwirken mit anderen Stoffen zu problematischen Mischungseffekten führen (BAFU 2006). Stoffe mit ähnlichem Wirkmechanismus müssen deshalb gemeinsam beurteilt werden. Mit dem vorgeschlagenen Konzept zur Herleitung wirkungsbasierter Qualitätskriterien für Pestizide können auch Effekte von Mischungen beurteilt werden (Chèvre et al. 2006).
Zur Beurteilung der Mischtoxizität werden Substanzen mit gleichem Wirkmechanismus gemeinsam beurteilt. Dabei werden die Risikoquotienten (Verhältnis Konzentration / Qualitätskriterium) der Einzelsubstanzen einer Wirkungsgruppe addiert. Wenn die Summe der Risikoquotienten grösser als eins ist, besteht bei der beurteilten Substanzgruppe ein Risiko für eine Gefährdung der aquatischen Organismen. Dieses Verfahren kann sowohl für akute als auch für chronische Qualitätskriterien angewendet werden (Chèvre et al. 2006).

Basierend auf den beurteilten Belastungen durch Einzelsubstanzen oder Mischungen können Gewässerabschnitte, analog zum Modulstufenkonzept des BAFU, fünf Zustandsklassen zugeteilt werden: sehr gut / gut / mässig / unbefriedigend / schlecht. (Götz

et al. 2010b). Als Beispiel ist in Tabelle 10 die Einteilung für chronische Belastungen aus kommunalem Abwasser gezeigt. Diese Zuteilung vereinfacht die Kommunikation der Ergebnisse an Entscheidungsträger und zeigt auf, bei welchen Gewässerabschnitten ein Handlungsbedarf besteht. Es können auch GIS-Karten mit diesen Zustandsklassen der Gewässer erstellt werden (ev. separat für Pestizide, Pharmaka, etc.).

Tabelle 10 Wirkungsbasierte Beurteilung der chemischen Wasserqualität für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser angelehnt an das Modul Nährstoffe des Modulstufenkonzepts des BAFU (Götz et al. 2010b)

Beurteilung[11]		Bedingung/Beschreibung		Einhaltung Qualitätskriterium (CQK)
	sehr gut	Die Umweltkonzentration (EC) ist 100 mal kleiner als das Qualitätskriterium (CQK)	EC < 0.01 x CQK	CQK eingehalten
		die Umweltkonzentration (EC) ist grösser oder gleich einem Hundertstel des Qualitätskriteriums, aber kleiner als ein Zehntel des Qualitätskriteriums (CQK)	0.01 x CQK ≤ EC < 0.1 x CQK	
	gut	die Umweltkonzentration (EC) ist grösser oder gleich einem Zehntel des Qualitätskriteriums aber kleiner als das Qualitätskriterium (CQK)	0.1 x CQK ≤ EC < CQK	
	mässig	die Umweltkonzentration (EC) ist grösser oder gleich dem Qualitätskriterium aber kleiner als das zweifache Qualitätskriterium(CQK)	CQK ≤ EC < 2 x CQK	CQK überschritten (nicht eingehalten)
	unbefriedigend	die Umweltkonzentration (EC) ist grösser oder gleich dem zweifachen Qualitätskriterium aber kleiner als das zehnfache Qualitätskriterium (CQK)	2 x CQK ≤ EC < 10 x CQK	
	schlecht	die Umweltkonzentration (EC) ist grösser oder gleich dem zehnfachen Qualitätskriterium (CQK)	EC ≥ 10 x CQK	

Probleme ergeben sich bei der Beurteilung der Belastung im Allgemeinen durch hohe Unsicherheiten und durch die limitierte Datenverfügbarkeit. Unsicherheiten bestehen sowohl bei der Herleitung der Werte als auch bei der zeitlichen Auflösung der Proben.

Die Beurteilung der chronischen Belastung erfordert Informationen über die Einwirkdauer von Konzentrationen. Theoretisch sind dazu also zeitlich hoch aufgelöste Messwerte nötig. Monatliche Stichproben, wie sie in Monitoringprogrammen häufig erhoben werden, reichen für eine Beurteilung nicht aus.

Zudem ist die Datenlage zu den PNEC und Qualitätskriterien noch sehr unvollständig. Da die Herleitung solcher Werte sehr aufwändig ist, konnten erst für einen kleinen Teil der Substanzen Werte hergeleitet werden. In der Datenbank des Ökotoxzentrums sind momentan Qualitätskriterien für 22 Substanzen vorgeschlagen.

Für viele Substanzen ist deshalb noch keine Risikoabschätzung möglich. Aufgrund der Datenlücken kann auch die Beurteilung der Mischtoxizität erst für wenige Substanzgruppen berechnet werden.

Weitere Schwierigkeiten bei der Beurteilung ergeben sich dadurch, dass die Wasserorganismen zusätzlich zur Chemikalienmischung einer Kombination mehrerer

Stressfaktoren ausgesetzt sind. Solche abiotischen (Temperatur, pH, Salinität, UV-Strahlung) und biotischen Faktoren (Räuber, Parasiten, Pathogene, Nahrungslimitation) können die Toxizität von Chemikalien beeinflussen und müssen daher in der Umweltrisikobeurteilung berücksichtigt werden (Fischer 2010).

Biotests

Mit biologischen Testsystemen können verschiedene Wirkmechanismen (akute, chronische, gentoxische, endokrine, teratogene etc.) in wässrigen Umweltproben nachgewiesen werden. Eine direkte Identifikation der Einzelstoffe, die eine Wirkung verursachen, ist dabei aber meist nicht möglich (BAFU 2006).

Mögliche Testverfahren sind z.B. die traditionellen akuten Fisch-, Daphnien-, Algen- und Leuchtbakterientests. Beispielsweise werden Herbizide, welche die Photosyntheseaktivität hemmen, bei Algen über die photosynthetische Aktivität gemessen. Neuere Tests sind z.B. gentoxische Tests und Tests mit Fischeiern. Grundlagen für die Untersuchung und Beurteilung mit Hilfe von Biotests sind u.a. im Modulstufenkonzept des BAFU enthalten (BAFU 2006).

In Götz et al. (2010b) wird als Ergänzung zur Beurteilung der Einzelstoffe insbesondere eine integrative Erfassung von hormonaktiven Wirkungen durch Biotests empfohlen, da z.B. an den Östrogenrezeptor bindende Stoffe in Spurenkonzentrationen analytisch sehr schwer zu messen sind. Dazu eignet sich der Hefezellen-Östrogentest (Yeast Estrogen Screen, YES-Test), mit dem das gesamte östrogene Potential einer Umweltprobe erfasst werden kann.

Aktuell sind weitere Biotestverfahren in Entwicklung. Das BAFU entwickelt in Zusammenarbeit mit Institutionen aus Deutschland ein ISO-zertifiziertes Testsystem zur Beurteilung der Mischtoxizität von z.B. Abwässern mit komplexer Zusammensetzung. Eine Evaluation von sensitiven, wirkungsbasierten, einfach handhabbaren, kostengünstigen und einfach interpretierbaren Biotests für östrogene Effekte wird auch im Modul Ökotoxikologie des Modulstufenkonzepts angestrebt. Zertifizierte, auf Umweltproben ausgelegte Verfahren sind voraussichtlich innerhalb der nächsten 3-4 Jahre zu erwarten (Götz et al. 2010b).

4 *Folgerungen und Ausblick*

Die frühzeitige Erkennung von Gewässergefährdungen durch Mikroverunreinigungen ist aus ökologischer und humantoxikologischer Sicht entscheidend. Aufgrund des Bevölkerungswachstums, der steigenden Lebenserwartung sowie der stetig zunehmenden Verwendung von Chemikalien in Haushalt und Industrie ist anzunehmen, dass die Belastung der Gewässer durch Mikroverunreinigungen zunehmen wird. Ausserdem werden aufgrund des Klimawandels mehr intensive Niederschläge und Hochwasserereignisse, aber auch

mehr Niedrigwasserphasen mit einer schlechteren Verdünnung erwartet. Die Früherkennung und Reduzierung von Problemsubstanzen ist deshalb eine der wichtigsten Herausforderungen des heutigen und zukünftigen Gewässerschutzes.

Die Problematik der Mikroverunreinigungen ist komplex, da die Vielzahl der Substanzen mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften, Eintragspfaden und Wirkungen auf aquatische Ökosysteme eine Beurteilung der Gesamtbelastung erschweren. Eine systematische Überwachung der Mikroverunreinigungen in den Gewässern erfordert aufgrund der räumlich heterogenen Belastungssituation und der unterschiedlichen Konzentrationsdynamiken ein komplexes und angepasstes Monitoringkonzept. Im vorliegenden Bericht wird anhand von Beispielen aufgezeigt, wie mit der Hilfe von Geodatenanalysen und Informationen zu den verwendeten Chemikalien die Belastung durch Mikroverunreinigungen abgeschätzt und somit das Monitoring optimal geplant werden kann. Die höchsten Belastungen werden aufgrund dieser Informationen in relativ kleinen Gewässern in landwirtschaftlich intensiv genutzten oder dicht besiedelten Gebieten und in Regionen erwartet, in denen sich die verschiedenen Einflussfaktoren überlappen.

Für die Erfassung der tatsächlichen Belastung spielt das chemische Gewässermonitoring eine wichtige Rolle. Zusätzlich können Untersuchungen von Betriebsabwässern, Klärschlamm, ARA-Ausläufen oder Sedimenten wichtige Hinweise auf die Eintragspfade und das Umweltverhalten von Mikroverunreinigungen liefern. Im Bericht werden vorgeschlagene Konzepte und Substanzlisten für schweizweit relevante Mikroverunreinigungen erwähnt, die für eine Planung des kantonalen Gewässermonitorings hilfreich sind. Dabei ist es wichtig, dass zusätzlich auch die lokalen Problemsubstanzen ermittelt werden, da z.B. der Eintrag von Industriechemikalien starke regionale Unterschiede aufweist. Ausserdem haben Studien gezeigt, dass auch Umwandlungsprodukte im Monitoring zu berücksichtigen sind, da diese oft langlebiger, mobiler und in einigen Fällen sogar toxischer sind als ihre Ausgangssubstanzen. Als wichtige Möglichkeit, um in Zukunft einen Überblick über vorhandene Mikroverunreinigungen in den Gewässern zu erhalten, wird das Screening mittels Flüssigchromatografie und hochauflösender Massenspektrometrie erwähnt. Dieses neue analytische Verfahren ist zwar teuer und aufwändig, allerdings könnte durch regelmässige Screenings viel Aufwand bei der Priorisierung der Substanzen und der Abschätzung der Gewässerbelastung eingespart werden.

Als weiterer Ansatz zur Erkennung problematischer Mikroverunreinigungen wird aufgezeigt, wie Belastungen anhand biologischer Indikatoren erkannt werden können. Fische können Hinweise auf eine Belastung liefern. Die Ursache für einen Fischrückgang oder eine beeinträchtigte Fischgesundheit ist jedoch schwierig zu ermitteln, da neben der chemischen Gewässerqualität diverse weitere Faktoren eine Rolle spielen. Spezifischere Hinweise auf Belastungen gibt das Vorkommen von Gammariden, da diese geringere morphologische

Ansprüche haben, oder der SPEAR-Index, welcher anhand der Zusammensetzung der Gemeinschaft der Makroinvertebraten berechnet wird. Gammariden und der SPEAR-Index eignen sich zur flächendeckenden Anwendung als Screening-Tools. Die Konzepte können dabei ohne eine Erhebung zusätzlicher Daten gut in bestehende Monitoringprogramme aufgenommen werden. Bei der Verwendung biologischer Indikatoren ist es grundsätzlich wichtig, auf jede Art von Auffälligkeiten zu achten, um Defizite frühzeitig erkennen zu können. Zudem ist für eine umfassende Bewertung des Gewässerzustandes eine stärkere Verknüpfung chemischer und biologischer Untersuchungen anzustreben.

Am idealsten für die Früherkennung wäre ein Instrument auf Bundesebene, welches Problemsubstanzen auf der frühesten Stufe, d.h. bei der Chemikalienzulassung, erkennt und entsprechende Massnahmen ergreift (keine Zulassung oder Anwendungsbeschränkungen für umweltgefährdende Chemikalien). Da jedoch mit den heutigen gesetzlichen Grundlagen die Gewässer nur unzureichend geschützt werden und sowohl chronische als auch akute Auswirkungen auf aquatische Organismen zu erwarten sind, müssen die Kantone selbst die Möglichkeiten zur Früherkennung problematischer Substanzen nutzen, um allenfalls nötige Massnahmen zum Schutz der Gewässer zu ergreifen.

Bei den verschiedenen Ansätzen der Früherkennung zeigt sich ein deutlicher Handlungs- und Forschungsbedarf zur Verbesserung der Datenlage bezüglich Mikroverunreinigungen. Für ein proaktives Vorgehen muss der Kanton wissen, welche Substanzen überhaupt in relevanten Mengen in den Gewässern erwartet werden können und welche davon negative Effekte auf die Umwelt haben. Verbrauchsmengen, Umweltverhalten und Toxizität sind jedoch bei vielen Substanzen noch mit Datenlücken und grossen Unsicherheiten behaftet. In gewissen Bereichen existieren nur ungenügende Daten, in anderen Bereichen wiederum ist die Zugänglichkeit der Daten für Öffentlichkeit und Behörden nicht gewährleistet. Die Priorisierung von Substanzen könnte durch ein zentrales und öffentlich zugängliches Chemikalienregister, in welchem die in Landwirtschaft, Haushalt und Industrie verwendeten Substanzen übersichtlich zusammengeführt werden, stark vereinfacht werden. Dies würde allerdings hohe Kosten und einen unerwünschten administrativen Aufwand mit sich bringen.

Eine Möglichkeit zur Verbesserung der Datenlage im Kanton Bern wäre z.B. die Überarbeitung und Aktualisierung des Industrie- und Gewerbekatasters (IGK) mit einer genaueren Erfassung der abwasserrelevanten Substanzen. Durch eine Intensivierung der periodischen Betriebsinspektionen und durch einen verstärkten Informationsaustausch zwischen Betrieben, Gemeinden und dem Kanton könnten die bezüglich Mikroverunreinigungen relevanten Betriebe erfasst und auch gewässerrelevante Umnutzungen und Produktionsänderungen schneller erkannt werden.

Grosse Datenlücken gibt es im Weiteren bei der Beurteilung von gemessenen Stoffkonzentrationen. Für viele Mikroverunreinigungen wurden noch keine

Konzentrationsschwellenwerte definiert, unterhalb welcher keine nachteiligen Effekte auf die aquatische Umwelt zu erwarten sind. Zudem wird die Beurteilung der Gesamtbelastung durch das Zusammenwirken einer Vielzahl von Chemikalien und anderer Stressoren erschwert. Aufgrund des grossen Handlungsbedarfs bei der Beurteilung von Belastungen werden momentan weitere effektbasierte Qualitätskriterien und standardisierte Biotests für eine umfassendere Risikobewertung entwickelt.

Damit neue Problemsubstanzen möglichst frühzeitig erkannt werden, ist auch ein Informationsnetzwerk von grosser Bedeutung. Wenn Ämter und Fachstellen innerhalb eines Kantons, kantonale Gewässerschutzfachstellen, Bundesämter und wichtige Institutionen im benachbarten Ausland in ständigem Austausch stehen, können die kantonalen Monitoringprogramme laufend dem neuesten Entwicklungs- und Wissensstand angepasst werden.

Mit der Entwicklung neuer Analysemethoden und Technologien könnten sich in Zukunft auch neue Ansätze für eine Früherkennung problematischer Belastungen anbieten. Es wäre z.B. denkbar, dass Frühwarnsysteme mit regelmässigen Screenings, Biomonitoren und automatischer Benachrichtigung im Alarmfall, wie sie erst an wenigen Orten bestehen (Rheinüberwachungsstation bei Basel; Internationale Messstation Bimmen-Lobith) in Zukunft verbreitet eingesetzt werden. Zudem könnten auch neue Technologien, wie z.B. lebende Zellsensoren, in der Umweltmesstechnik Anwendung finden. Solche Sensoren bestehen aus ausgesuchten Zellkulturen auf Silizium-Chips, die auf Umweltveränderungen mit einer Veränderung des Stoffwechsels reagieren. Der Chip kann diese Veränderung dann als Signalumwandler weiterleiten (s. Treudt 2008).

Ein weiteres Frühwarnsystem zur Erkennung bisher unbekannter Belastungen bietet der Ansatz des Human Biomonitoring (HBM). Hier wird durch die Messung chemischer Stoffe im menschlichen Körper geprüft, ob bisher ungeregelte Stoffe in erhöhten Konzentrationen vorkommen. Kürzlich fand in Berlin eine Konferenz zu HBM statt. Laut dieser Konferenz wird der Aufbau eines internationalen HBM-Netzwerks angestrebt. Durch HBM können auch Informationen zu Stoffeigenschaften (Persistenz, Bioakkumulation) gewonnen werden. HBM ist zwar als Früherkennungsinstrument für den kantonalen Umweltschutz nicht geeignet, eine Realisierung wäre jedoch im Rahmen eines nationalen oder internationalen Programms denkbar (s. Wolz 2010).

5 *Danksagung*

Ein herzlicher Dank geht an: Ueli Ochsenbein, Jean-Daniel Berset (GBL) und Juliane Hollender (ETH/Eawag) für die Betreuung des Praktikums, Vinzenz Maurer, Markus Zeh, Katrin Guthruf, Rico Ryser und Elmar Scheiwiller (GBL) für die interessanten Gespräche und die Unterstützung, Michael Schärer (BAFU), Pius Niederhauser und Christian Balsiger (AWEL) für die Inputs und die Beantwortung von Fragen, Patrick Locher und Marcel Zürcher (B&A-IG) und Rolf Tschumper (B&A) für die IGK-Daten, Karten und Gespräche, Irene Wittmer (BAFU) für die Karten, Christoph Ort (Eawag) für die Abwasserdaten, Christa McArdell (Eawag) für die Arzneimitteldaten und die Spitalabwasserkarten, Michel Gygax (LANAT) für das Gespräch und die PSM-Daten, Kurt Gasser (AWA), Peter Trachsel, Mary Brown und Thomas Keller (LANAT), Richard Gamma (SGCI), Mathias Hagen (Interpharma), Olivier Flechtner (Swissmedic), Beat Schmitter (BLW) und BVET für die Auskünfte, Dorothee Wörner, Damian Dominguez und Lena Mutzner für die interessanten Gespräche und die Zusammenarbeit sowie an Etienne Prodolliet für die Textkorrektur.

6 *Literatur*

AFU Amt für Umwelt und Energie (SG) (**2010**). Mikroverunreinigungen in gereinigtem Abwasser von kommunalen ARA. Messkampagnen 2009. Kanton St. Gallen.

Aschwanden, H. und C. Kann (**1999**). Die Abflussmenge Q_{347}. Eine Standortbestimmung. Hydrologische Mitteilungen, Landeshydrologie und –geologie, Bern. Nr. 27.

AWA Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern / J. Berset, K. Gasser, M. Gygax, U. Ochsenbein und T. Portenier (**2010**). Massnahmen zum Schutz der Gewässer beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. AWA fakten, April 2010.

AWEL (**2006a**). Mikroverunreinigungen in Gewässern. AWEL Spiegel

AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft / Abteilung Gewässerschutz (**2006b**). Wasserqualität der Seen, Fliessgewässer und des Grundwassers im Kanton Zürich. Statusbericht 2006. Baudirektion Kanton Zürich.

AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft / Abteilung Gewässerschutz (**2004**). Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Baudirektion Kanton Zürich.

AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft / Abteilung Gewässerschutz (**2010**). Pestiziduntersuchungen bei den Hauptmessstellen Furtbach bei Würenlos, Glatt vor Rhein, Jonen nach ARA Zwillikon und Reppisch bei Dietikon in den Jahren 2007 bis 2009. Baudirektion Kanton Zürich.

Bachema (**2010**). Mikroverunreinigungen und LC/MS/MS. DLV 08/10

BAFU (**2006**). Organische Mikroverunreinigungen und Nährstoffe. Eine Standortbestimmung für die Siedlungswasserwirtschaft. Umwelt-Wissen Nr. 0614

BAFU (**2010**). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos – Stufe F (flächendeckend). Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026: 61 S. http://www.modul-stufen-konzept.ch/d/index.htm

BAFU (**2009**). Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Reihe Umwelt-Wissen Nr. 0917. Bundesamt für Umwelt, Bern.

Behra, R. (**2010**). Manifestation des effets à différents niveaux d'organisation biologique. Präsentation im Rahmen des Kurses «introduction à l'écotoxicologie» des Ökotoxtentrums.

Beketov, M., K. Foit, R.B. Schäfer, C.A. Schriever, A. Sacchi, E. Capri, J. Biggs, C. Wells, and M. Liess (**2009**). SPEAR indicates pesticide effects in streams – comparative use of species- and family-level biomonitoring data. Environmental Pollution 157: 1841-1848.

Bernet, D. (**2003**) Biomonitoring in Fliessgewässern des Kantons Bern: Synthesebericht. Teilprojekt „Fischnetz" Nr. 99/16. FIWI + GSA/GBL.

BFS Bundesamt für Statistik (**2010**). http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/02/03/blank/key/01/zustand_und_entwicklung__tabelle.html

BLW Bundesamt für Landwirtschaft (**2007**). Agrarbericht 2007. Bern, 320 S. www.blw.admin.ch/dokumentation/00018/00498/

Boxall, A.B.A., P. Blackwell, R. Cavallo, P. Kay and J. Tolls (**2002**). The sorption and transport of a sulphonamide antibiotic in soil systems. Toxicol. Lett. 131: 19-28.

BMG / C. Braun und R. Gälli (**2007**). Mikroverunreinigungen im Einzugsgebiet der Aare zwischen Thunersee und Wohlensee. Modellierungsstudie.

Braunbeck, T. (**2009**). Fischpopulationen unter Stress – das Beispiel des Unteren Neckars. Umweltwiss Schadst Forsch 21: 197-211.

Breinlinger, R., P. Gamma und R. Weingartner (**1991**). Kenngrössen kleiner Einzugsgebiete. Hydrologischer Atlas der Schweiz, Landeshydrologie und –geologie, Bern.

Bucheli, T.D., S.R. Müller, A. Voegelin and R.P. Schwarzenbach (**1998**). Bituminous roof sealing membranes as major sources of the herbicide (R,S)-mecoprop in roof runoff waters: potential contamination of groundwater and surface waters. Env Sci Technol 32: 3465-3471.

Bucheli, T., A. Voegelin, A. Gerecke, R. Schwarzenbach und S.R. Müller (**2002**). Pestizideinsatz im Materialschutz – eine Gefahr für Grund- und Oberflächengewässer, In: EAWAG, Jahresbericht 2002, 27-30, Dübendorf.

Bürge, I.J., H.R.Buser, M. Kahle, M.D. Müller und T. Poiger (**2009**). Ubiquitous Occurrence of the Artificial Sweetener Acesulfame in the Aquatic Environment: An Ideal Chemical Marker of Domestic Wastewater in Groundwater. Environ Sci Technol 43(12): 4381-4385.

Bürge, I.J., M. Kahle, H.R. Buser, M.D. Müller und T. Poiger (**2008**). Nicotine Derivatives in Wastewater and Surface Waters: Application as Chemical Markers for Domestic Wastewater. Environ Sci Technol 42(17): 6354-6360.

Bürge, I.J., T. Poiger und M.D. Müller (**2006**). Combined sewer overflows to surface waters detected by the anthropogenic marker caffeine. Environ Sci Technol 40(13): 4096-4102.

Bürgi, D., L. Knechtenhofer, I. Meier und W. Giger (**2007**). Projekt Biomik – Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässer. Teilprojekt 1: Priorisierung von bioziden Wirkstoffen. Bundesamt für Umwelt, Bern, 189 S.
www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/03716/06387

Bürgi, D., Knechtenhofer, L.I. Meier und W. Giger (**2009**). Priorisierung von bioziden Wirkstoffen aufgrund der potenziellen Gefährdung schweizerischer Oberflächengewässer. Umweltwiss Schadst Forsch 21(1): 16-26.

Burkhardt, M., C. Stamm, C. Waul, H. Singer and S. Müller (**2005**). Surface runoff and transport of sulfonamide antibiotics and tracers on manured grassland. J. Environ. Qual. 34: 1363-1371.

Büttner, S., O. Flechtner, C. Müntener, M. Kuhn und G. Overesch (**2009**). ARCH-VET. Bericht über den Vertrieb von Antibiotika in der Veterinärmedizin und das Antibiotikaresistenzmonitoring bei Nutztieren in der Schweiz. Gesamtbericht 2009. Hrsg: Bundesamt für Veterinärwesen (BVET) und Schweizerisches Heilmittelinstitut Swissmedic, Bern.

BUWAL (**2004a**). Zusammenstellung der umweltrelevanten Daten von MTBE und des relevanten Metaboliten TBA, Bericht der BMG Engineering AG, Schlieren, Mai 2004.

BUWAL Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (**2004b**). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Fische, Stufe F (flächendeckend). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern. http://www.modul-stufen-konzept.ch/d/fische.htm

Chèvre, N., C. Loepfe, K. Fenner, H. Singer, B. Escher und C. Stamm (**2006**). Pestizide in Schweizer Oberflächengewässern. Wirkungsbasierte Qualitätskriterien. Gas Wasser Abwasser (GWA) 4/2006: 297-308.

Damgaard, C., A. Fliessbach, J. Axelsen, M. Thomsen, S. Gyldenkæme and P.B. Sørensen (**2007**). Verification of Indicators. In: Final Report of the EU-Project: Harmonised Environmental Indicators for Pesticide Risk (SSPE-CT-2003-501997), pp 74, Brussels.

Dürig, A. K. (**2009**). Intensität des Pflanzenschutzmitteleinsatzes im Kanton Bern. Erhebung von Daten zum Pflanzenschutzmittel-Einsatz in den Ackerkulturen Winterweizen, Wintergerste und Winterraps für die Anbauperiode 2007-2008. Fachstelle Pflanzenschutz. Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern (LANAT).

EAWAG, Berner Fachhochschule, GSA und BUWAL (**2006a**). Wasser und Materialflüsse bei der Entwässerung von Metall-, Ziegel-, Kies- und Gründächern. Bericht. Eawag, Dübendorf.

EAWAG, Berner Fachhochschule, GSA, ASTRA und BUWAL (**2006b**). Schadstoffe im Strassenabwasser einer stark befahrenen Strasse und deren Retention mit neuartigen Filterpakten aus Geotextil und Adsorbermaterial. Bericht. Eawag, Dübendorf.

EAWAG (**2010**). Information sheet. FAQs on micropollutants in natural waters.
http://www.eawag.ch/medien/Factsheet-Eawag-Micropolluants_e.pdf

Escher, B., N. Bramaz, J.F. Mueller, P. Quayle, S. Rutishauser und E.L.M. Vermeirssen (**2008**). Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples. J. Environ. Monit. 10: 612-621.

Escher, B.I., R. Baumgartner, M. Koller, K. Treyer, J. Lienert und C.S. McArdell (**2011**). Environmental toxicology and risk assessment of pharmaceuticals from hospital wastewater, Water Research 45: 75-92.

European Commission (**2002**). European Union Risk Assessment Report, 3rd Priority List, Volume 19, tert.-butyl methyl ether.

FiBL / A. Fliessbach und B. Speiser (**2010**). Beurteilung des Risikos von Pflanzenschutzmittelanwendungen in der Schweiz an Hand von Indikatoren. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Forschungsinstitut für biologischen Landbau FiBL, Frick.

Fischer, B. (**2010**). Mischungen multipler Stressoren. Präsentation im Rahmen des Workshops «Mischungstoxizitäten» des Ökotoxtentrums.

Fischnetz (**2004**). Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht des Projekts Netzwerk Fischrückgang Schweiz. Eawag, Dübendorf / BUWAL, Bern.

Gälli, R. (**2006**). Relevanzanalyse: Gewässerschutz an Bahnanlagen.

GBL, U. Ochsenbein (**2007**). Kritische Belastungen bei Regenwetter. Untersuchung der Pestizidgehalte eines kleinen Fliessgewässers am Beispiel des Seebachs. Informationsbulletin 2/2007.

Gerhardt, A. (**2010**). Rückgang oder Fehlen von Bachflohkrebsen (Gammarus spp.) in Bächen. AquaPlus / Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Kanton Aargau.

Götz, C.W., C. Stamm, K. Fenner, H. Singer, M. Schärer and J. Hollender (**2009a**). Targeting aquatic microcontaminants for monitoring: exposure categorization an application to the Swiss situation. Environ Sci Pollut Res 17:341-354.

Götz, C.W., P. Longrée, H. Singer, C. Stamm und R. Siber (**2009b**). Pestiziduntersuchungen im Aaretal. Empfehlungen für die Feldstudie 2010 – Zwischenbericht. Eawag, Dübendorf.

Götz, C.W. (**2010a**). Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Kombination von Expositions- und ökotoxikologischen Effektdaten. Gas Wasser Abwasser (GWA) 7/2010: 575-585.

Götz, C.W., R. Kase und J. Hollender (**2010b**). Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. Studie im Auftrag des BAFU, Eawag, Dübendorf.

Götz, C.W., C. Abegglen, C.S. McArdell, M. Koller, H. Siegrist, J. Hollender und M. Schärer (**2010c**). Mikroverunreinigungen. Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand Indikatorsubstanzen. Gas Wasser Abwasser (GWA) 4/2010: 325-333.

Hanke, I. H. Singer und J. Hollender (**2006**). Quantification of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in Water using Solid Phase Extraction-Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. Proceedings of the IAEAC European Conference on Pesticides, November 26-29, Almeria, Spain.

Hanke, I., H. Singer, C. McArdell, D. Traber, M.S. Brennwald, T. Herold, R. Muralt, R. Oechslin und R. Kipfer (**2007**). Arzneimittel und Pestizide im Grundwasser. Gas, Wasser, Abwasser (GWA) 3/2007: 187-196.

Hanke, I., S. Bohnenblust, H. Singer, C. Stamm und A. Müller (**2009**). Pflanzenschutzmittel im Gleisabwasser. Gas Wasser Abwasser (GWA) 7/2009: 549-556.

Hembrock-Heger, A. (**2007**). Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt. Literaturstudie. Hrsg.: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV). LANUV-Fachbericht 2.

Hollender, J. (**2007**). Mikroverunreinigungen. Vorkommen in Gewässern der Schweiz und Bewertung. Gas Wasser Abwasser (GWA) 11/2007: 843-852.

Höhener, P. (**2005**). Kraftstoffadditive. Marktentwicklung, Verhalten in der aquatischen Umwelt und Relevanz für Trinkwasser. Gas Wasser Abwasser (GWA) 1/2005: 27-38.

IKSR Internationale Kommission zum Schutz des Rheins. www.iksr.org

Jahnel, J. M. Neamtu, D. Schudoma, F.H. Frimmel (**2006**). Bestimmung von Umweltqualitätsnormen für potenziell gewässerrelevante Stoffe. Act. Hydrochem. Hydrobiol. 34(4): 389-397.

Jahresbericht Rhein (**2009**). http://www.riwa-rijn.org/publicaties/

Kay, P., P.A. Blackwell and A.B.A. Boxall (**2004**). Fate of veterinary antibiotics in a macroporous tile drained clay soil. Environ. Toxicol. Chem. 23 (5): 1136-1144.

Kay, P., P.A. Blackwell and A.B.A. Boxall (**2005**). Transport of veterinary antibiotics in overland flow following the application of slurry to arable land. Chemosphere 59(7): 951-959.

Keiter, S., M. Böttcher, S. Grund, N. Seitz, T. Braunbeck und H. Hollert (**2009**). Der Fischrückgang in der oberen Donau. Umweltwiss Schadst Forsch 21(2):186-196.

Keusen, M., M. Schärer und U. Sieber (**2010**). Einflussfaktoren auf die Gewässerqualität. Eine räumliche Betrachtung. Gas Wasser Abwasser (GWA) 11/2010: 987-994.

Kleijer, A., N. Chèvre und M. Burkhardt (**2008**). Biocides et protection du bois. Liste de substances chimiques à surveiller. Gas Wasser Abwasser (GWA) 12/2008 : 965-973.

Kreuzig, R., Ch. Kullmer, B. Matthies, B. Plaga, H. Dieckmann und S. Höltge (**2005**). Verhalten von in der Umwelt vorkommenden Pharmaka und ihren Metaboliten in Modelltestsystemen – "Modellsystem Boden". UBA-Texte 11/05, ISSN 0722-186X. Umweltbundesamt, Berlin. http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2897.pdf.

Kreuzig, R., S. Höltge, J. Heise, M. Kolb, N. Berenzen, T. Hahn, S. Jergentz, J. Wogram und R. Schulz (**2007**). Untersuchungen zum Abflussverhalten von Veterinärpharmaka bei Ausbringung von Gülle auf Ackerland und Weide. Runoff-Projekt. Forschungsbericht 202 67 435. UBA-FB 001016. Umweltbundesamt, Dessau DE.

Kümmerer, K. (**2001**) Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources – a review. Chemosphere 45: 957–969.

Kümmerer, K. (**2010**). Neuartige Spurenstoffe im Wasser. HW 54. 2010, H. 6: 349-359.

Leu, C., H. Singer, C. Stamm, S.R. Muller, R.P. Schwarzenbach (**2004**). Variability of herbicide losses from 13 fields to surface water within a small catchment after a controlled herbicide application. Environ. Sci. Technol. 38, 3835.

Lienert, J., K. Gudel and B.I. Escher (**2007**). Screening method for ecotoxicological hazard assessment of 42 pharmaceuticals considering human metabolism and excretory routes. Environmental Science & Technology 41(12): 4471-4478.

Liess, M. und P.C. Von der Ohe (**2005**). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. Environ Toxicol Chem 24(4): 954-965.

Liess, M., R.B. Schäfer und C.A. Schriever (**2008**). The footprint of pesticide stress in communities – Species traits reveal community effects of toxicants. Science of the Total Environment, 406(3): 484-490.

Mauer, C., M. Husmann, S. Beier, J. Pinnekamp (**2007**). Separate Erfassung und Behandlung von Krankenhausabwasser am Beispiel des Pilotprojekts Kreiskrankenhaus Waldbröl. / Arzneimittel und Industriechemikalien – ein Abwasserproblem. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum. Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum. ISSN 0178-0980.

Maurer, M. und A. Herlyn (**2006**). Zustand, Kosten und Investitionsbedarf der schweizerischen Abwasserentsorgung. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf.

McArdell, C.S., L. Kovalova, J. Eugster, M. Hagenbuch, A. Wittmer und H. Siegrist (**2010**). Elimination of pharmaceuticals from hospital wastewater in a pilot membrane bioreactor with PAC or ozone post-treatment. Conference Proceeding: SETAC Europe, 20th Annual Meeting, 23-27 May 2010, Seville, Spain.

McArdell, C.S., L. Kovalova, H. Siegrist (**2011**). Input and Elimination of Pharmaceuticals and Disinfectants from Hospital Wastewater. Final report. Eawag Dübendorf.

Merkel, W. (**2004**). Arzneimittelrückstände in der aquatischen Umwelt. GWF Wasser Abwasser 5/2004: 326-335.

Moldovan, Z. (**2006**). Occurrences of pharmaceutical and personal care products as micropollutants in rivers from Romania. Chemosphere 64 (2006) 1808-1817.

Morf, L., A. Buser, A. Gubler, W. Giger (**2007**). Projekt BIOMIK. Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern. Teilprojekt 2: Stoffflussanalyse für die Schweiz: Quartäre Ammoniumverbindungen. Endbericht. GEO Partner AG.

Moser, R., C. S. McArdell und D. Weissbrodt (**2007**). Mikroverunreinigungen. Vorbehandlung von Spitalabwasser. Gas Wasser Abwasser (GWA) 11/2007: 869-875.

Müller, E., S. Müller, R. Muralt und D. Hartmann (**2005**). Pflanzenschutzmittel in Gewässern. Quellen, Konzentration und Verhalten von PSM und deren Relevanz für das Trinkwasser. Gas Wasser Abwasser (GWA) 1/2005: 39-48.

Mutzner, L. (**2011**). Regionale Betrachtung von Varianten zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf ARA für drei Regionen im Kanton Bern. Praktikumsbericht. Amt für Wasser und Abfall des Kantons Bern (AWA). Abwasserentsorgung.

Nafo, I.I., T. Frehmann, E. Pfeiffer, T. Fock und J. Stemplewski (**2009**). Der Umgang mit Spurenstoffen aus Sicht eines Wasserverbands. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall. 56/ Nr. 5: 485-490.

NAQUA (**2004**). Grundwasserqualität in der Schweiz 2002/2003. Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG) und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern. 204 S.

NAQUA (**2009**). Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA). Zustand und Entwicklung 2004-2006. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern. 144 S.

NFP50, Nationales Forschungsprogramm 50: „Hormonaktive Stoffe: Bedeutung für Menschen, Tiere und Ökosysteme“ (**2008**). Konsensplattform „Hormonaktive Stoffe in Abwasser und Gewässern“. Schlussdokument. www.nrp50.ch

Ochsenbein, U. / GSA / GBL (**2007**). Kritische Belastungen bei Regenwetter. Untersuchung der Pestizidgehalte eines kleinen Fliessgewässers am Beispiel des Seebachs. Informationsbulletin 2/2007.

Ochsenbein, U., E. Scheiwiller und H. Wehse (**2008**). Starke Belastung der Urtenen bei Regenwetter, GSA-Informationsbulletin 2/2008.

Ort, C., H. Siegrist, H. Hosbach, L. Morf, M. Scheringer und C. Studer (**2007**). Mikroverunreinigungen - Nationales Stoffflussmodell. Gas Wasser Abwasser (GWA) 11/2007: 853-859.

Parrott, J. L. and B. R. Blunt (**2005**). Life-cycle exposure of fathead minnows (Pimephales promelas) to an ethinylestradiol concentration below 1 ng/L reduces egg fertilization success and demasculinizes males. Environ. Toxicol. 20(2): 131-141.

Poiger, T., H.R. Buser und M.D. Müller (**2005**). Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Synthesebericht. Bereich Pflanzenschutzmittel. Wädenswil, A.F. (ed.), pp 71. Agroscope FAW Wädenswil.

Sacher, F. und H.J. Brauch (**2005**). Anthropogene Spurenstoffe. Bedeutung für die Trinkwasserversorgung. Gas Wasser Abwasser (GWA) 1/2005: 11-16.

SBB (**2004**). Umweltbericht 2002/2003

Schäfer, R.B., T. Caquet, K. Siimes, R. Mueller, L. Lagadic und M. Liess (**2007**). Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. Science of the Total Environment. 382: 272-285.

Schärer, M., U. Sieber und S. Müller (**2010**). Weitere Massnahmen gegen Mikroverunreinigungen. Situation in der Schweiz. Gas Wasser Abwasser (GWA) 7/2010: 563-568.

Scheiwiller, E., U. Ochsenbein, P. Kaufmann und M. Rudin (**2008**). Schadstoffabschwemmungen am Beispiel von Hochleistungsstrassen. Gas Wasser Abwasser (GWA) 7/2008: 539-546.

Schriever, C.A., A. Callaghan, J.P. Biggs and M. Liess (**2008**). Freshwater biological indicators of pesticide contamination. Environment Agency UK.

Schriever, C., M. Hansler-Ball, C. Holmes, S. Maund and M. Liess (**2007a**). Agricultural intensity and landscape structure: influesces on the macroinvertebrate assemblages of small streams in northern Germany. Environmental Toxicology and Chemistry 26(2): 346-357.

Schriever, C.A. und M. Liess (**2007**). Mapping ecological risk of agricultural pesticide Runoff. Science of the Total Environment. 384: 264-279.

Schriever, C.A., P. Von der Ohe and M. Liess (**2007b**). Estimating pesticide runoff in small streams. Chemosphere 68(11): 2161-2171.

Schwarzenbach, R.P., P.M Gschwend and D.M. Imboden (**2003**). Environmental organic chemistry. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Schwarzenbach, R.P., B.I. Escher, K. Fenner, T.B. Hofstetter, C.A. Johnson, U. von Gunten and B. Wehrli (**2006**). The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems (Review). Science 313: 1072-1077.

Singer, H., S. Huntscha, J. Hollender und J. Mazacek (**2008**). Multikomponenten-Screening für den Rhein bei Basel. In Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt BAFU. Eawag, Dübendorf.

Stamm, C., R. Siber, K. Fenner, H. Singer und N. Chèvre (**2006**). Monitoring von Pestizidbelastungen in Schweizer Oberflächengewässern. Gas Wasser Abwasser 8/2006: 629-636.

Stamm, C., Alder, A. C., Fenner, K., Hollender, J., Krauss, M., McArdell, C. S., Ort, C., and Schneider, M. K. (**2008**). Spatial and temporal patterns of pharmaceuticals in the aquatic environment: a review. Geography Compass 2: 920-955.

Stevens, H. (**2009**). Untersuchungen zum Verhalten von Veterinärpharmaka im Boden. Dissertation. Departement Chemie der Universität Paderborn.

Ternes, T. (**2007**). The occurrence of micropollutants in the aquatic environment: a new challenge for water management. Water Science & Technology 55(12): 327-332.

Ternes, T. and A. Joss (**2006**). Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragances: The challenge of micropollutants in urban water management, IWA Publishing.

Thiele-Bruhn, S. (**2003**). Pharmaceutical antibiotic compounds in soils - A review; J. Plant Nutr. Soil Sci. 166: 145-167.

Treudt, R. (**2008**). Lebende Zellsensoren erkennen Wasser- und Luftverschmutzung. Wasser und Abfall / Wasserwirtschaft 29.4.2008 http://www.all4engineers.com/index.php;do=show/sid=6675755eab0940f8fd00aaf77c707436/site=ut/lng=de/id=7801/alloc=93

Van der Voet, J. und Stamm, C. (**2010**). Organische Mikroschadstoffe. Machbarkeitsstudie: Konzentrationen und Frachten in Oberflächengewässern. Umwelt Perspektiven 2/2010.

VOKOS (**2010**). Sachplan Siedlungsentwässerung. Prioritäre Massnahmen für einen nachhaltigen Gewässerschutz. Kantone Bern und Solothurn.

VOKOS (**2004**). Sachplan Siedlungsentwässerung. Regierungsrat des Kantons Bern

VOKOS (**1997**). Vollzugskonzept Siedlungsentwässerung. BVE / GSA. Kanton Bern.

Walser, A., M. Burkhardt, S. Zuleeg und M. Boller (**2008**). Gewässerbelastung durch Biozide aus Gebäudefassaden. Gas Wasser Abwasser (GWA) 8/2008: 639-647.

Wehse, H., O. Chaix, U. Ochsenbein und E. Scheiwiller (**2008**). Wasserqualität der Urtenen. Einfluss der Siedlungsentwässerung und der Strassenentwässerung. GSA, TBA, Wasserbauverband Urtenenbach, Gemeindeverband ARA Mosssee-Urtenenbach.

Wenzel, A., A. Schmitz, C. Schäfers und W. Böhmer (**1999**). Nebenwirkungen von Kontrazeptiva – Umweltrelevante von Ethinylestradiol beeinträchtigen die

Befruchtungsfähigkeit von Fischen. Jahresbericht 1999, IUCT-Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie. 49-52.

Wittmer, I.K. und M. Burckhardt (**2009**). Dynamik von Biozid- und Pestizideinträgen. Eawag News 67 / Juni 2009.

Wittmer, I.K., H.-P. Bader, R. Scheidegger, H. Singer, A. Lück, I. Hanke, C. Carlson and C. Stamm (**2010**). Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. Water Research 44 (9): 2850-2862.

Wittmer, I.K., H.-P. Bader, R. Scheidegger, H. Singer and C. Stamm (**2011**). Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides. Science of the Total Environment 409: 920-932.

Wittwer, A. und C. Gubser (**2010**). Umsetzung des Verbots von Pflanzenschutzmitteln. Untersuchung zum Stand der Umsetzung des Anwendungsverbots von Unkrautvertilgungsmitteln auf und an Strassen, Wegen und Plätzen. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt (BAFU). Umwelt-Wissen. Boden / Chemikalien. www.umwelt-schweiz.ch/uw-1014-d

Wogram, J. und M. Liess (**2001**). Rank ordering of macroinvertebrate species sensitivity to toxic compounds by comparison with that of Daphnia magna. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 67: 360-367.

Wolz, B. (**2010**). Daten zur Schadstoffbelastung der Menschen sind unverzichtbar (Konferenz zu Human-Biomonitoring). Umwelt 12/2010: 755-758.

7 *Anhang*

ARA-NR.	ARANAME	EINWOHNER	EINWOHNER_kumuliert	Anzahl ARAs oberhalb	Q347 [l/s]	Verdünnungsfaktor lokal	Verdünnungsfaktor kumuliert
30400	KALLNACH	1393	1393	0	80141.3	12426.79167	12426.79167
30600	LYSS	30017	58406	50	2810	20.22054169	10.3919549
32101	Eymatte	34333	1477562	184	125687.4	790.7400577	18.37383365
32300	BANNWIL (GRABEN)	850	1439742	182	125630.5	31924.92706	18.84795192
34500	WYNAU(MURG)	12967	1490529	185	125859.9	2096.532614	18.23898656
35100	ARA REGION BERN AG	190446	483770	27	33534.9	38.03460508	14.97310375
36000	WOHLEN	8565	492335	28	-11	NA	NA
36200	ITTIGEN (WORBLENTAL)	63958	293324	26	33230.1	112.2252353	24.47021587
40100	AEFLIGEN (BURGDORF)	32300	65705	3	4472.5	29.90897833	14.70299064
41100	KERNENRIED (MOOSSEE-URTB.)	28152	28152	0	358.3	2.749104859	2.749104859
44400	SONCEBOZ (BAS-VALLON)	5116	11858	1	872.5	36.83737295	15.89306797
44600	TRAMELAN	4355	4355	0	87.8	4.354718714	4.354718714
44700	VAUFFLIN/FRINVILLIER	3623	15481	2	1056.1	62.96373171	14.73532718
44800	VILLERET (ST.IMIER SESE)	6742	6742	0	140	4.48531593	4.48531593
49200	ERLACH	2384	2384	0	-11	NA	NA
49602	INS/MUENTSCHEMIER	3607	3607	0	-44	NA	NA
49700	LUESCHERZ	411	2795	1	-11	NA	NA
56102	ADELBODEN	2990	2990	0	855.9	61.83090301	61.83090301
56300	FRUTIGEN (KANDERSPITZ)	6145	7261	1	2219.9	78.03065907	66.03751549
56500	KANDERSTEG	1116	1116	0	1437.4	278.2064516	278.2064516
56700	REICHENBACH I.K./KIENTAL	423	423	0	801.4	409.2255319	409.2255319
57300	BRIENZ	3896	12441	4	-11	NA	NA
57400	BRIENZWILER	522	8545	3	4200	1737.931034	106.1673493
57500	DAERLIGEN	340	42685	11	-11	NA	NA
57600	GRINDELWALD	3500	3500	0	957	59.06057143	59.06057143
58200	ISELTWALD	387	13337	6	-11	NA	NA
58400	LAUTERBRUNNEN	2821	2821	0	941.1	72.05870259	72.05870259
58800	NIEDERRIED B/I.	380	13717	7	-11	NA	NA
58902	OBERRIED (BRIENZERSEE)	509	12950	5	-11	NA	NA
59300	UNTERSEEN (INTERLAKEN)	22307	42345	10	10258.8	99.336567	52.32969182
60700	FREIMETTIGEN (KONOLFINGEN)	7969	11034	1	300	8.1315096	5.872756933
60800	GROSSHOECHSTETTEN	3065	3065	0	255.5	18.00587276	18.00587276

61100	KIESEN (UNT.KIESENTAL)	5182	184250	22	29140.2	1214.643613	34.16164559
61600	MUENSINGEN	21161	205411	23	29230.8	298.3721374	30.7376567
66700	LAUPEN (SENSETAL)	57040	217408	20	13816.7	52.32130435	13.72721887
67100	WILEROLTIGEN	287	287	0	4	3.010452962	3.010452962
69000	COURT (SECOR)	5756	15965	2	470	17.63724809	6.358910116
69600	LOVERESSE (TAVANNES SETE)	5854	10209	1	307.6	11.34977793	6.508139877
70400	ROCHES (MOUTIER SEME)	10643	26608	3	807.2	16.38214789	6.552736019
72200	LAMBOING (SELD)	913	913	0	-77	NA	NA
72400	NODS	412	412	0	-44	NA	NA
72500	PRELES	646	646	0	-44	NA	NA
73300	BRUEGG(MUERA BIEL)	71191	1099685	112	105961	321.4953576	20.81284202
74000	LIGERZ(TWANN TLT)	1473	318914	103	-11	NA	NA
74600	SAFNERN (ORPUND)	10705	1110390	113	106162.4	2142.090462	20.65136809
75100	HAGNECK (TAEUFFELEN ARAT)	7645	688998	50	67000	1893.001962	21.00440657
78200	GUTTANNEN (RUEBGARTI)	398	398	0	1006.4	546.1869347	546.1869347
78400	INNERTKIRCHEN	1117	1515	1	3061	591.9212175	436.419802
78500	MEIRINGEN	6508	8023	2	4046.4	134.2996927	108.9395987
79100	BOLTIGEN	1300	7275	1	2925.5	486.0830769	86.86020619
79400	ZWEISIMMEN (OB.SIMMENTAL)	5975	5975	0	2667.9	96.44625941	96.44625941
84300	SAANEN	7236	7236	0	1612.6	48.13731343	48.13731343
84301	SAANEN/ABLAENDSCHEN	50	50	0	110.4	476.928	476.928
86100	BELP	11899	23955	1	931.7	16.91295067	8.401051972
86900	KAUFDORF (MITTL-O-GUERBET.)	12056	12056	0	542.8	9.725016589	9.725016589
90200	LANGNAU I.E.	10317	10317	0	1307.3	27.37004943	27.37004943
90600	SCHANGNAU (BUMBACH)	200	200	0	226.3	244.404	244.404
92402	ERIZ/LINDEN	259	259	0	78.4	65.38378378	65.38378378
94400	UETENDORF (THUN)	107141	168034	19	27039.7	54.51298009	34.75829415
95200	DUERRENROTH (AFFOLTERN)	931	931	0	135.2	31.36756176	31.36756176
95600	RUEGSAU (MITTL.EMMENTAL)	22888	33405	2	4660.3	43.98046138	30.13395599
98123	PAPIERFABRIK TELA	3487	1443229	183	125652.6	7783.47049	18.80572078
99200	WANGEN/WIEDLISBACH	6996	1425518	180	124716.7	3850.601372	18.89755668
99400	WANZWIL (HERZOGENBUCHSEE)	13374	13374	0	370	5.97577389	5.97577389