

Mikroverunreinigungen

Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)



**Beurteilungskonzept für organische
Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser**

Impressum

Herausgeberin/Auftragnehmer

Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, 8600 Dübendorf

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Qasser, 3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Dept. für Umwelt, Energie, Verkehr und Kommunikation (UVEK).

Autoren

Christian Götz, Juliane Hollender	Abteilung Umweltchemie, Eawag
Robert Kase	Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie

Fachliche Begleitung

Michael Schärer (Leitung)	Abteilung Wasser Bundesamt für Umwelt (BAFU)
Christian Abegglen	Abteilung Verfahrenstechnik Eawag
Christian Balsiger	Abteilung Gewässerschutz Amt für Wasser, Energie und Luft Kanton Zürich (AWEL)
René Gaelli	BMG Engineering AG
Marin Huser	Fachstelle Oberflächengewässer Amt für Umweltschutz und Energie, Bau- und Umweltschutz- direktion Basel Land
Bettina Hitzfeld, Gabriela Hüsler	Abteilung Abfall, Stoffe, Biotechnologie Bundesamt für Umwelt (BAFU)
Cornelia Kienle	Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie
Christian Leu, Sébastien Lehmann, Ulrich Sieber	Abteilung Wasser Bundesamt für Umwelt (BAFU)
Pierre Mange	Service de la protection de l'environnement VS
Heinz Singer	Abteilung Umweltchemie Eawag
Jürg Straub	Corporate Safety, Health & Environmental Protection F. Hoffmann-La Roche Ltd
Philippe Vioget	Etat de Vaud, Dép. Sécurité et Environnement (DSE) Service des eaux, sols et assainissement (SESA)

Titelfoto

Christian Götz	Alpnachersee bei Rotzloch (Vierwaldstättersee)
----------------	--

Hinweis

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

Dank an

Johny Wüest (Eawag), Christian Stamm (Eawag), Philipp Longrée (Eawag), Falk Dorusch (Eawag), Kathrin Fenner (Eawag), Hansruedi Siegrist (Eawag), Markus Koch (AWEL), Pius Niederhauser (AWEL), Walo Meier (AWEL), Christoph Ort (University of Queensland, Australia), Christoph Studer (BAFU), Paul Liechti (BAFU), Andreas Weber (BAFU), Richard Wülser (IWB)

Kontakt

Christian Götz, christian.goetz@envilab.ch, Telefon: +41(0)62 823 2951

Robert Kase, robert.kase@oekotoxzentrum.ch, Telefon: +41(0)58 765 5197

Juliane Hollender, juliane.hollender@eawag.ch, Telefon: +41(0)58 765 5493

Zitiervorschlag

Götz, C.W., R. Kase und J. Hollender (2011). „Mikroverunreinigungen - Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser—Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf

Artikel zum Beurteilungskonzept

Götz, C.W., R. Kase, C. Kienle, J. Hollender (2010). "Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser - Kombination von Expositions- und ökotoxikologischen Effektdaten." GWA 7/2010.

Götz, C.W., C. Abegglen, C. McArdeil, M. Koller, H. Siegrist, J. Hollender, M. Schärer (2010). "Mikroverunreinigungen - Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand von Indikatorsubstanzen." GWA 4/2010.

Götz, C.W., C. Stamm, K. Fenner, H. Singer, M. Schärer, J. Hollender (2010). "Targeting aquatic microcontaminants for monitoring: Exposure categorization and application to the Swiss situation." Environ Sci Pollut Res 17(2) 341-354.

Kase, R., R. I. L., Eggen, Junghans, M., Götz, C., Hollender, J. (2011). Assessment of Micropollutants from Municipal Wastewater- Combination of Exposure and Ecotoxicological Effect Data for Switzerland, Waste Water - Evaluation and Management, Fernando Sebastián García Einschlag (Ed.), ISBN: 978-953-307-233-3, InTech.

Index

Impressum	2
Index	4
Zusammenfassung	6
Summary	7
1. Einleitung	8
1.1 Hintergrund	8
1.2 Zielsetzung	8
1.3 Rechtliche Grundlagen	9
1.3.1 Stoffzulassungen und Anwendungseinschränkungen	10
1.3.2 Internationale Vereinbarungen	10
1.4 Inhalt in Kürze	11
2. Mikroverunreinigungen in Schweizer Oberflächen-gewässern	14
2.1 Quellen und Eintragspfade von Mikroverunreinigungen	14
2.1.1 Punktquellen	14
2.1.2 Diffuse Quellen	15
2.2 Kommunales Abwasser	15
2.2.1 Definitionen	15
2.2.2 Stoffquellen	16
2.2.3 Eintragspfade für Mikroverunreinigungen durch kommunales Abwasser	16
2.2.4 Eintragsdynamik	19
2.3 Belastungen	21
2.3.1 Kleine Fließgewässer: Konzentrationsproblematik	21
2.3.2 Grosse Fließgewässer und Seen: Frachtproblematik und Trinkwasserressourcen	21
2.4 Schweiz-spezifische Mikroverunreinigungen	22
2.4.1 Kandidatenstoffe	22
2.4.2 Kategorisierung der Kandidatenstoffe	23
2.4.3 Auswahl der schweiz-spezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser	26
2.5 Lokal auftretende Mikroverunreinigungen	32
3. Erhebungskonzept	32
3.1 Identifizieren potentiell belasteter Fließgewässer	32
3.1.1 Ermittlung des Abwasseranteils in einzelnen Gewässern bei Niedrigwasserabfluss Q_{347}	33
3.1.2 Durchführung einer orientierenden Messkampagne mit Stichproben	33
3.1.3 Abschätzung der Belastungslage durch Modellrechnungen für ausgewählte Mikroverunreinigungen	35
3.2 Vertiefte Untersuchung potentiell belasteter Fließgewässern	36
3.2.1 Probenahme	36
3.2.2 Untersuchungsstrategien	37
3.2.3 Umweltkonzentration (EC)	41
3.2.4 Betrachtung von Einzugsgebieten	42
3.3 Untersuchungen von Seen (Freiwasser)	43
3.3.1 Konzentrationsdynamik von Mikroverunreinigungen in Seen	43
3.3.2 Erhebung von Mikroverunreinigungen in Seen	44
3.3.3 Stoffauswahl	45
3.3.4 Massenbilanz und Stofffracht	46
3.4 Identifizieren von spezifisch lokalen Gewässerbelastungen	46
3.4.1 Analytische Screening Methoden	46
3.4.2 Sorbierende Stoffe	46

3.5 Spurenanalytische Methoden zur Bestimmung der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen	47
3.5.1 Analytisches Verfahren: Übersicht	47
3.5.2 Probenvorbereitung und -lagerung	50
3.5.3 Festphasenextraktion (SPE)	50
3.5.4 Chromatographie und Detektion	51
3.5.5 Qualitätssicherung und Vergleichbarkeit der Messungen	51
4. Ökotoxikologische Effektbewertung	53
4.1 Hintergrund	53
4.2 Herleitung von Qualitätskriterien	53
5. Beurteilung der Wasserqualität	57
5.1 Einzelstoffbeurteilung anhand von ökotoxikologisch basierten Werten	57
5.2 Schutz von Trinkwasserressourcen	59
5.2.1 Vorsorgliche Zielwerte	59
5.2.2 Abwasseranteil	60
5.3 Integrative Erfassung von hormonaktiven Wirkungen durch Biotests	61
5.4 Situationsanalyse für die Schweiz am Beispiel von sechs Mikroverunreinigungen	61
6. Ermittlung der Hauptquellen und Prüfung von möglichen Massnahmen	63
6.1 Ermittlung der Hauptquellen	63
6.2 Prüfung von möglichen Massnahmen	63
6.2.1 Massnahmen auf internationaler und nationaler Ebene	63
6.2.2 Massnahmen auf nationaler und kantonaler Ebene	64
7. Umsetzung des Beurteilungskonzepts	65
Glossar	66
Literatur	68
Anhang 1: Kandidatenstoffe mit Informationen zur Zulassung	72
Anhang 2: Kandidatenstoffe mit Kriterien für schweizspezifische Mikroverunreinigungen	78
Anhang 3: Grundlagen zum Kategorisierungsverfahren	85
A3.1 Verteilung in der Umwelt	85
A3.2 Abbau in der Umwelt	89
A3.3 Eintragsdynamik	90
Anhang 4: Effektbewertung von Stoffen nach dem TGD for EQS	92
A4.1 Datenerhebung Toxizitäts- und physikochemische Daten	92
A4.2 Datenauswahl und Datensammlung	93
A4.3 Nach dem TGD for EQS zulässige Endpunkte aus ökotoxikologischen Effektstudien	95
A4.4 Datenprüfung	96
A4.5 Auswahl von Effektdaten für die Assementfaktormethode (nach dem TGD for EQS)	97
A4.6 Herleitung von Qualitätskriterien	98
A4.7 Vorbereitung der aquatischen Toxizitätsdaten	101
A4.8 Datensammlung und Datenerhebung von Biokonzentrationsfaktoren und Biomagnifikationsfaktoren in aquatischen Organismen	101
A4.9 Verwendung von Biokonzentrationsfaktoren und Biomagnifikationsfaktoren	102

Zusammenfassung

Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser beeinträchtigen die Wasserqualität von Fließgewässern mit einem hohen Abwasseranteil. Im Weiteren sind sie für Gewässer kritisch, die für die Trinkwassernutzung von Bedeutung sind und massgeblich durch kommunale Abwassereinleitungen beeinflusst werden.

Für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser können vier Haupteintragspfade in die Gewässer unterschieden werden: (1) Eintrag mit gereinigtem Abwasser über ARA; (2) Eintrag mit ungeinigtem Abwasser über Mischwasserentlastungen bei Kapazitätsüberschreitungen der ARA und der Kanalisation; (3) Eintrag durch Leckagen in der Kanalisation oder Fehlan schlüsse; und (4) Eintrag mit verschmutztem Niederschlagswasser von Dächern oder versiegelten Flächen durch Regenkanäle. Da viele Mikroverunreinigungen in konventionellen ARA nicht gut abgebaut werden und mengenmässig der grösste Anteil an Abwasser durch ARA in die Gewässer eingetragen wird, stellt der Eintrag mit gereinigtem kommunalem Abwasser für die meisten Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser den wichtigsten Eintragspfad dar.

Mit einem Priorisierungsverfahren wurden aus 250 Kandidatenstoffen 47 schweizspezifische Mikroverunreinigungen identifiziert. Die schweizspezifischen Mikroverunreinigungen sind repräsentativ für die Belastung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Neben den schweizspezifischen Mikroverunreinigungen müssen im Einzelfall auch spezifische Stoffe, beispielsweise Stoffe welche in einem lokalen Industrie- oder Gewerbebetrieb verwendet werden, betrachtet werden.

Für die Erhebung von Mikroverunreinigungen wird ein zweistufiges Verfahren vorgeschlagen: (1.) Identifizieren der potentiell belasteten Gewässer und (2.) vertiefte Untersuchung der potentiell belasteten Gewässer. In der ersten Stufe kommen vor allem Abschätzungen zum Zuge, wie beispielsweise die Ermittlung der Belastung durch Mikroverunreinigungen mit Hilfe des Abwasseranteils der Gewässer. Für die vertiefte Untersuchung werden Probenahmekonzepte, sowie Methoden für die Analyse einer Auswahl der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen vorgeschlagen. Die Probenahmekonzepte fokussieren in erster Linie auf das Erfassen der Basisbelastung von Gewässern durch Mikroverunreinigungen, welche kontinuierlich in die Gewässer über gereinigtes kommunales Abwasser eingetragen werden.

Für eine Beurteilung der Wasserqualität werden die erhobenen Daten mit wirkungsbasierten Qualitätskriterien verglichen. Dazu wurden nach dem Technical Guidance Document für Umweltqualitätsstandards der EU ökotoxikologisch basierte Qualitätskriterien hergeleitet. Für die Beurteilung der Basisbelastung werden die Umweltkonzentrationen (EC) mit den chronischen Qualitätskriterien (CQK) verglichen. Angelehnt an das Modulstufenkonzept des BAFU wird die Wasserqualität nach fünf Zustandsklassen unterteilt: sehr gut / gut / mässig / unbefriedigend / schlecht.

Aufgrund des hier vorgestellten Beurteilungskonzepts können weitere Untersuchungen oder gegebenenfalls Massnahmen zur Reduktion von Mikroverunreinigungen geplant werden.

Summary

Micropollutants from municipal wastewater generally influence the water quality of rivers with a high amount of municipal wastewater. They might also affect water bodies that have an important function as drinking water resources.

For micropollutants from municipal wastewater, we distinguish four different input pathways into surface waters: (1) Input with treated wastewater through wastewater treatment plants; (2) input with untreated wastewater through sewer overflows if the capacity of the sewer system or the wastewater treatment plant is exceeded; (3) input through leaks in the sewer network or wrongly connected sewers; and (4) input of polluted rainwater from roofs and sealed areas through rainwater channels. Because many micropollutants are not considerably degraded in conventional wastewater treatment plants, the major part of them enters the surface waters with the treated wastewater effluents of wastewater treatment plants.

Using a prioritization procedure, 47 Swiss-specific micropollutants were identified out of 250 candidate substances. The selected Swiss-specific micropollutants are representative for the contamination caused through micropollutants from municipal wastewater. Beside the Swiss-specific micropollutants, locally appearing chemicals from commerce and industry might be of importance. This has to be considered depending on the particular situation.

For the ascertainment of micropollutants in surface waters, we suggest a procedure in two steps:

- (1.) Identification of potentially contaminated waterbodies; and
- (2.) detailed assessment of the potentially contaminated waterbodies. In the first step, mainly estimations are used, such as the estimation of the wastewater fraction in the waterbodies. In the second step, for a more detailed assessment, different sampling strategies and a selection of the Swiss-specific micropollutants for chemical analysis is suggested. The proposed sampling strategies focus mainly on the determination of the basic contamination through continuously through municipal wastewater entering substances.

For the evaluation of the water quality, the measured data are compared to ecotoxicologically based quality criteria. Therefore, based on the technical guidance document for environmental quality standards of the EU, quality criteria were derived. For the assessment of the water quality, predicted environmental concentrations (PEC) are compared to annual average environmental quality standards (AA-EQS). Based on the Modular Stepwise Procedure (MSP, MSK) of the Federal Office for Environment (FOEN), the water quality is divided into five classes: excellent / good / moderate / unsatisfying / poor.

Based on the presented assessment concept, further investigations can be prioritized, and reduction strategies and measures for the reduction of micropollutants from municipal wastewater can be evaluated.

1. Einleitung

1.1 Hintergrund

Organische Spurenstoffe in natürlichen Gewässern stehen in Politik, Vollzug und in der jüngsten Umweltforschung mehr und mehr im Zentrum des Interesses. Neben zahlreichen Messkampagnen und Studien, in welchen organische Spurenstoffe in diversen Gewässern der Schweiz nachgewiesen wurden, werden auch negative Effekte dieser Substanzen im tieferen µg/L und teilweise bereits im ng/L Bereich nachgewiesen (Chèvre et al. 2006; Escher et al. 2008). Diese organischen Spurenstoffe werden aufgrund des Konzentrationsbereiches, welcher typischerweise im ng/L bis µg/L Bereich liegt, auch Mikroverunreinigungen genannt.

Im Gegensatz zu Nährstoffen und Schwermetallen existierte bis anhin kein Schweizweit einheitliches Konzept zur Erhebung und Beurteilung von Mikroverunreinigungen in Gewässern. Um das Thema Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser in Gewässern zu beleuchten, wurde das Projekt „Strategie Micropoll—des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) gestartet¹, in welchem verschiedene Aspekte des Problems Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser betrachtet werden (Schärer et al. 2007).

Im Rahmen dieses Projektes wurde von der Eawag in Zusammenarbeit mit dem BAFU und kantonalen Gewässerschutzfachstellen ein Beurteilungskonzept für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser für oberirdische Gewässer in der Schweiz erarbeitet.

1.2 Zielsetzung

In diesem Bericht wird ein Vorgehen zur Beurteilung der Wasserqualität bezüglich der Belastung mit gewässergängigen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser vorgeschlagen. Basierend auf der Gewässerschutzverordnung (GSchV) werden die nötigen Grundlagen geliefert und praxistaugliche Konzepte zur Erhebung und Beurteilung der Wasserqualität präsentiert.

Die Beurteilung der Wasserqualität orientiert sich am

- a) Schutz der *Ökosysteme* (Gesundheit von Tieren und Pflanzen), und am
- b) Schutz der *Trinkwasserressourcen*.

Dieser Bericht beschränkt sich auf Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Der Hauptfokus liegt auf dem Eintrag durch gereinigtes kommunales Abwasser. Die darin enthaltenen Konzepte sind jedoch so gewählt, dass sie auch auf Stoffe mit anderen Eintragspfaden übertragbar sind und sich entsprechend ergänzen lassen.

Der vorliegende Bericht soll als Grundlage für eine Publikation Umwelt-Vollzug des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) dienen. Zur Erarbeitung des hier vorgeschlagenen Beurteilungskonzepts wurden Experten aus kantonalen Gewässerschutzfachstellen und Industrie miteinbezogen. Der Bericht richtet sich an Vollzugsbehörden des Gewässerschutzes, insbesondere die kantonalen Gewässerschutzfachstellen sowie an weitere Fachleute aus dem Bereich Gewässerschutz, Siedlungsentwässerung und Abwasserreinigung.

¹ Aktuelle Informationen zu Strategie Micropoll sind auf <http://www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/03716/03720/> verfügbar

1.3 Rechtliche Grundlagen

Der Schutz der Gewässer vor nachteiligen Einwirkungen ist im Art. 1 des Gewässerschutzgesetzes (GSchG, SR 814.20) verankert. Geschützt wird u.a.

- a) die Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen und
- b) die Sicherstellung und häuslicher Nutzung des Trink- und Brauchwassers.

Gemäss Art. 3 GSchG ist jedermann verpflichtet, alle nach den Umständen gebotene Sorgfalt anzuwenden, um nachteilige Einwirkungen auf die Gewässer zu vermeiden. Im Weiteren ist es nach Art. 6 Absatz 1 untersagt, Stoffe, die Wasser verunreinigen können, mittelbar oder unmittelbar in ein Gewässer einzubringen oder sie versickern zu lassen. Gestützt auf Art. 9 GSchG sind in der Gewässerschutzverordnung (GSchV, SR 814.201) die Anforderungen an die Wasserqualität verankert.

Artikel 47 der GSchV beschreibt das Vorgehen bei verunreinigten Gewässern. Die dazu notwendigen Anforderungen an die Wasserqualität sind in Anhang 2 der GSchV aufgeführt. Darunter fallen auch numerische Anforderungen an die Wasserqualität (Ziffer 12, Anhang 2) bezüglich Schwermetallen, Nährstoffen und organischen Pestiziden (Biozidprodukte und Pflanzenschutzmittel). Wenn die Anforderungen an die Wasserqualität aus Anhang 2 nicht erfüllt sind, muss die Behörde genauere Abklärungen nach Artikel 47 GSchV treffen und gegebenenfalls geeignete Massnahmen einleiten.

Für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser sind im Anhang 2 der GSchV keine allgemeinen oder numerischen Anforderungen festgelegt. Eine entsprechende Ergänzung wurde durch das Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) vorgeschlagen.

In Anhang 1 der GSchV werden die ökologischen Ziele für Gewässer definiert. Diese müssen bei allen auf die GSchV gestützten Massnahmen berücksichtigt werden.

Gemäss Anhang 1 Abschnitt 3 soll die Wasserqualität so beschaffen sein, dass

- a. die Temperaturverhältnisse naturnah sind;
- b. im Wasser, in den Schwebstoffen und in den Sedimenten keine künstlichen, langlebigen Stoffe enthalten sind;
- c. andere Stoffe, die Gewässer verunreinigen können und die durch menschliche Tätigkeit ins Wasser gelangen können,
 - in Pflanzen, Tieren, Mikroorganismen, Schwebstoffen oder Sedimenten nicht angereichert werden,
 - keine nachteiligen Einwirkungen auf die Lebensgemeinschaften von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen und auf die Nutzung der Gewässer haben,
 - die biologischen Prozesse zur Deckung der physiologischen Grundbedürfnisse von Pflanzen und Tieren, wie Stoffwechselvorgänge, Fortpflanzung und geruchliche Orientierung von Tieren nicht beeinträchtigen,
 - im Gewässer nur in nahe bei Null liegenden Konzentrationen vorhanden sind, wenn sie dort natürlicherweise nicht vorkommen.

1.3.1 Stoffzulassungen und Anwendungseinschränkungen

Die Zulassung bestimmter Stoffgruppen unterliegt aufwändigen Verfahren. Dabei sind vor Allem die Arzneimittelverordnung (VAM, SR 812.212.21), Tierarzneimittelverordnung (TAMV, SR 812.212.27), Pflanzenschutzmittelverordnung (PSMV, SR 916.161), die Biozidprodukteverordnung (VBP, SR 813.12) und die Verordnung über kosmetische Mittel (VKos, SR 817.023.31) von Bedeutung. In der VAM und TAMV wird die Liste der zugelassenen Stoffe von Swissmedic veröffentlicht. In der PSMV sind die Wirkstoffe, welche sich in Anhang 1 befinden, für die Verwendung in Pflanzenschutzmitteln zugelassen. Ebenso finden sich in Anhang 1 der VBP diejenigen Wirkstoffe, welche für die Verwendung in Biozidprodukten zugelassen sind. Dieser Anhang ist identisch mit Anhang I der Richtlinie 98/8/EG.

Bei für die Umwelt besonders problematischen Chemikalien können Einschränkungen von Anwendung und Gebrauch vorgenommen werden. In der „Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen— (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV, SR 814.81) werden unter Anderem in Anhang 1 Einschränkungen in der Anwendung von umweltgefährdenden Chemikalien definiert. Darunter gehören viele klassische Schadstoffe wie halogenierte organische Verbindungen, aliphatische Chlorkohlenwasserstoffe und auch Octyl- und Nonylphenol. Für gewisse halogenierte organische Verbindungen wie beispielsweise Aldrin, Chlordan, Dieldrin, Endrin, DDT und ähnliche Verbindungen ist nach Anhang 1 Ziffer 1.1 die Herstellung, das Inverkehrbringen, die Einfuhr zu privaten Zwecken und die Verwendung verboten. In der ChemRRV werden ausserdem Verbote und Einschränkungen zum Inverkehrbringen und zur Verwendung von Biozidprodukten (Anhang 2.4 ChemRRV) und Pflanzenschutzmitteln (Anhang 2.5 ChemRRV) festgelegt. Im Einklang mit den Bestimmungen der Verordnung (EG) Nr. 648/2004 über Detergenzien legt die ChemRRV auch Anforderungen an die biologische Abbaubarkeit von Tensiden in Wasch- und Reinigungsmitteln fest.

1.3.2 Internationale Vereinbarungen

Nach Art 51 der GSchV (Internationale Beschlüsse, Empfehlungen und Kommissionen) werden folgende internationale Beschlüsse berücksichtigt:

- a. Übereinkommen vom 22. September 1992 über den Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks (OSPAR-Übereinkommen);
- b. Vereinbarung vom 29. April 1963 über die Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR) gegen Verunreinigung;
- c. Übereinkommen vom 3. Dezember 1976 zum Schutz des Rheins gegen chemische Verunreinigung.

Die Schweiz ist Mitglied der IKSR. Die Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist für die Schweiz als Orientierungshilfe im Bereich Wasser von Bedeutung. Die Schweiz ist jedoch nicht an die Bestimmungen der WRRL gebunden.

1.4 Inhalt in Kürze

Die Beurteilung der Wasserqualität richtet sich nach Art. 47 der Gewässerschutzverordnung (GSchV). Diese umfasst folgende Elemente:

- Ermittlung und Bewertung der Art und des Ausmasses der Verunreinigung
- Ermittlung der Ursachen der Verunreinigung;
- Beurteilung der Wirksamkeit der möglichen Massnahmen;
- Treffen der erforderlichen Massnahmen gestützt auf die entsprechenden Vorschriften.

Im Fokus dieses Beurteilungskonzeptes sind Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Diese Stoffe beeinträchtigen die Wasserqualität in der Regel in Fliessgewässern mit einem hohen Anteil an gereinigtem Abwasser, sowie in Gewässern die für die Trinkwassernutzung von Bedeutung sind und massgeblich durch kommunale Abwassereinleitungen beeinflusst werden. Die Beurteilung der Wasserqualität erfolgt nach folgendem Vorgehen (Abbildung 1).

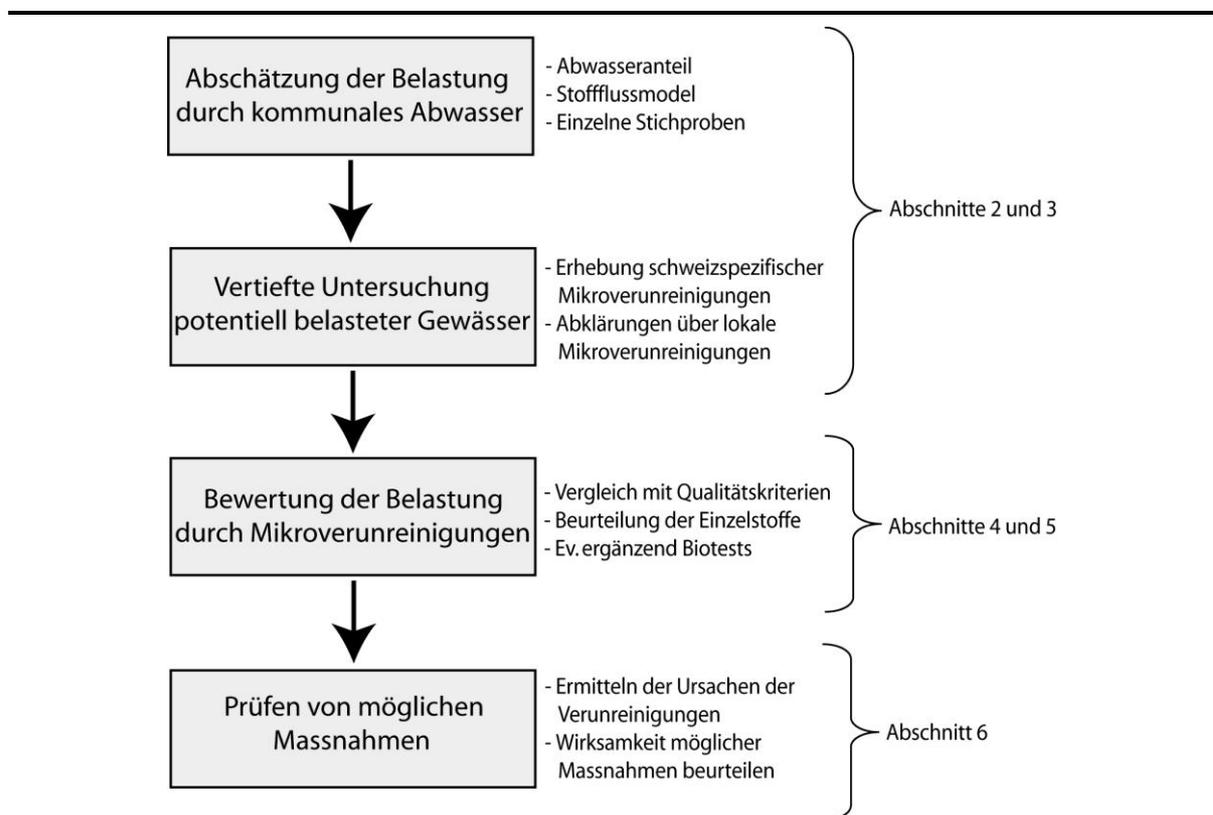


Abbildung 1: Übersicht über das Beurteilungskonzept

Abschätzung der Belastung durch kommunales Abwasser: In Abschnitt 2 wird als Grundlage für weitergehende Beurteilung der Wasserqualität eine erste Übersicht bezüglich der Belastung der Oberflächengewässer durch Stoffe aus kommunalem Abwasser erstellt. Dazu können folgende Methoden berücksichtigt werden:

- Ermittlung des Abwasseranteils einzelner Gewässer bei Minimalabfluss (Q_{347}): Das Abwasser kann entweder (1) aus der über die Siedlungsentwässerung an die Gewässer angeschlossene Bevölkerung abgeschätzt werden oder (2) aus den gemessenen Abwassereinleitungen aus kommunalen ARA berechnet werden. Dabei können auch weitergehende Informationen berücksichtigt werden, wie z.B. Entlastungen aus der Mischwasserkanalisation bei Regenwetter, Regenkanäle in Trennsystemen, Einleitungen aus Industrie und Gewerbebetrieben.
- Durchführung einer orientierenden Messkampagne mit Stichproben: Dabei werden Stichproben von ausgewählten Stellen (z.B. unterhalb der Einleitstelle grösserer ARA im Einzugsgebiet) auf ausgewählte Stoffe aus kommunalem Abwasser untersucht.

Bei der Ermittlung potentiell belasteter Gewässer sollen die lokalen einzugsgebietsspezifischen Gegebenheiten weitmöglichst berücksichtigt werden. So können Fließgewässer nicht nur durch kommunale ARA mit Mikroverunreinigungen belastet werden, sondern beispielsweise auch durch Einleitungen aus lokalen Industrie- und Gewerbebetrieben, die eine Belastung der Gewässer mit ganz spezifischen Stoffen zur Folge haben können. Im Weiteren soll die Beurteilung der Wasserqualität immer in einem Gesamtkonzept erfolgen, das so weit wie möglich alle relevanten Stoff-Quellen-Kombinationen berücksichtigt. Dazu gehören beispielsweise Stoffeinträge aus diffusen Quellen (z.B. Landwirtschaft, Entwässerung von Verkehrswegen). Dieses Gesamtkonzept soll in anderen Publikationen beschrieben werden und wird daher in diesem Beurteilungskonzept nicht weiter ausgeführt, da ein Folgeprojekt über diffuse Einträge am BAFU koordiniert wird..

Vertiefte Untersuchung potentiell belasteter Gewässer: In einem zweiten Schritt soll eine Beurteilung der Wasserqualität anhand von Messkampagnen durchgeführt werden. Dabei ist es aus Gründen der Praktikabilität notwendig, sich auf ein bestimmtes Spektrum relevanter Mikroverunreinigungen zu beschränken. Heute werden tausende Stoffe in vielfältigen Anwendungen in Haushalt, Medizin, Baumaterialien, Siedlungsgartenbau und Industrie eingesetzt. Ein Teil dieser Stoffe, sowie deren Umwandlungsprodukte, werden durch kommunales Abwasser in die Gewässer eingetragen. Daher wird ein Vorgehen vorgeschlagen, das folgende Elemente umfasst:

- Schweizspezifische Mikroverunreinigungen (Abschnitt 2.4): Da sich diese Stoffvielfalt analytisch nicht erfassen lässt, erfolgt die Beurteilung der Wasserqualität der potentiell belasteten Gewässer bezüglich Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser anhand einer definierten Liste mit Stoffen, die typischerweise in abwasserbelasteten Gewässern vorkommen. Verschiedene Messkampagnen in der Schweiz haben gezeigt, dass das kommunale Abwasser schweizweit eine vergleichbare Zusammensetzung bezüglich des Spektrums an Mikroverunreinigungen hat, abgesehen von lokal auftretenden Stoffen, z.B. aufgrund spezifischer Abwassereinleitungen aus Industrie und Gewerbe. Es ist daher möglich eine Beurteilung der Wasserqualität bezüglich Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser anhand einer begrenzten Stoffauswahl durchzuführen. Zu diesem Zweck wurde eine Liste mit sogenannten „schweizspezifischen—Mikroverunreinigungen für kommunales Abwasser erarbeitet. Da der Gebrauch von Chemikalien einem schnellen Wandel unterliegt, wird diese Liste periodisch (z.B. alle 5 Jahre) überprüft und aktualisiert. Die Liste der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen ist vergleichbar mit den Listen spezifischer organischer Schadstoffe, wie sie durch EU-Mitgliedstaaten zur Beurteilung des chemischen und ökologischen Zustandes der Gewässer im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie hergeleitet wird.

- Berücksichtigung lokaler Belastungen und zusätzlicher Stoffe (Abschnitt 2.5): In Gewässern, in denen die Wasserqualität zusätzlich durch spezifische lokale Stoffeinträge beeinträchtigt wird, reicht eine Beurteilung anhand der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser nicht aus. Für die Beurteilung dieser lokal auftretenden Belastungen wird empfohlen, eine Einzelstoffbewertung basierend auf den vorhandenen lokalen Informationen vorzunehmen. Da die Gewässer durch weitaus mehr als einige Dutzend schweizspezifische Mikroverunreinigungen belastet werden, ist es ratsam, die Gewässer periodisch auf ein breiteres Stoffspektrum zu untersuchen. Dabei können beispielsweise auch Transformationsprodukte oder bekannte problematische Mischungseffekte berücksichtigt werden. Im Weiteren können auch Untersuchungen von Spurenstoffen in Sedimenten und Biota wichtige Hinweise liefern.
- Erhebungskonzept (Abschnitt 3): Die Beurteilung der Wasserqualität kann anhand verschiedener Strategien vorgenommen werden. Es werden die Vor- und Nachteile von möglichen Erhebungskonzepten diskutiert und je nach gewünschter Aussage und möglichen finanziellen und personellen Mitteln geeignete Strategien vorgeschlagen.

Bewertung der Belastung durch Mikroverunreinigungen:

- Ökotoxikologische Effektbewertung (Abschnitt 4): Für die schweizspezifischen Mikroverunreinigungen für kommunales Abwasser wurden ökotoxikologisch basierte numerische Anforderungen an die Wasserqualität für oberirdische Gewässer definiert. Dabei wurden die Herleitungsregeln der Wasserrahmenrichtlinie nach dem TGD for EQS (European Commission 2009) angewandt und entsprechende Arbeiten aus der EU so weit wie möglich berücksichtigt. Neben ökotoxikologisch basierten Anforderungswerten wurden für Gewässer, die für die Trinkwassergewinnung von Bedeutung sind, zusätzliche vorsorgliche Zahlenwerte festgelegt. Eine Definition von numerischen Anforderungen für lokal auftretende Stoffe ist nicht angebracht, da eine schweizweite Koordination der Beurteilung von Einzelfällen nicht verhältnismässig ist.
- Beurteilung der Wasserqualität (Abschnitt 5): Bei einer Überschreitung der numerischen Anforderungen an die Wasserqualität wird nach Art. 47 der GSchV vorgegangen.

Prüfen von möglichen Massnahmen:

- Basierend auf der Beurteilung der Wasserqualität werden mögliche Massnahmen geprüft. Dazu werden die Ursachen der Verunreinigung resp. die wichtigsten Quellen identifiziert und geeignete Reduktionsstrategien und Massnahmen vorgeschlagen (Abschnitt 6).

2. Mikroverunreinigungen in Schweizer Oberflächengewässern

2.1 Quellen und Eintragspfade von Mikroverunreinigungen

Um die Einträge von Mikroverunreinigungen in oberirdische Gewässer zu quantifizieren, die richtige Erhebungsstrategie auszuwählen und um mögliche Reduktionsstrategien zu entwickeln, ist es essentiell, eine Übersicht über Quellen und Eintragspfade von Mikroverunreinigungen zu haben.

Häufig werden Punktquellen und diffuse Quellen unterschieden (Abbildung 2).

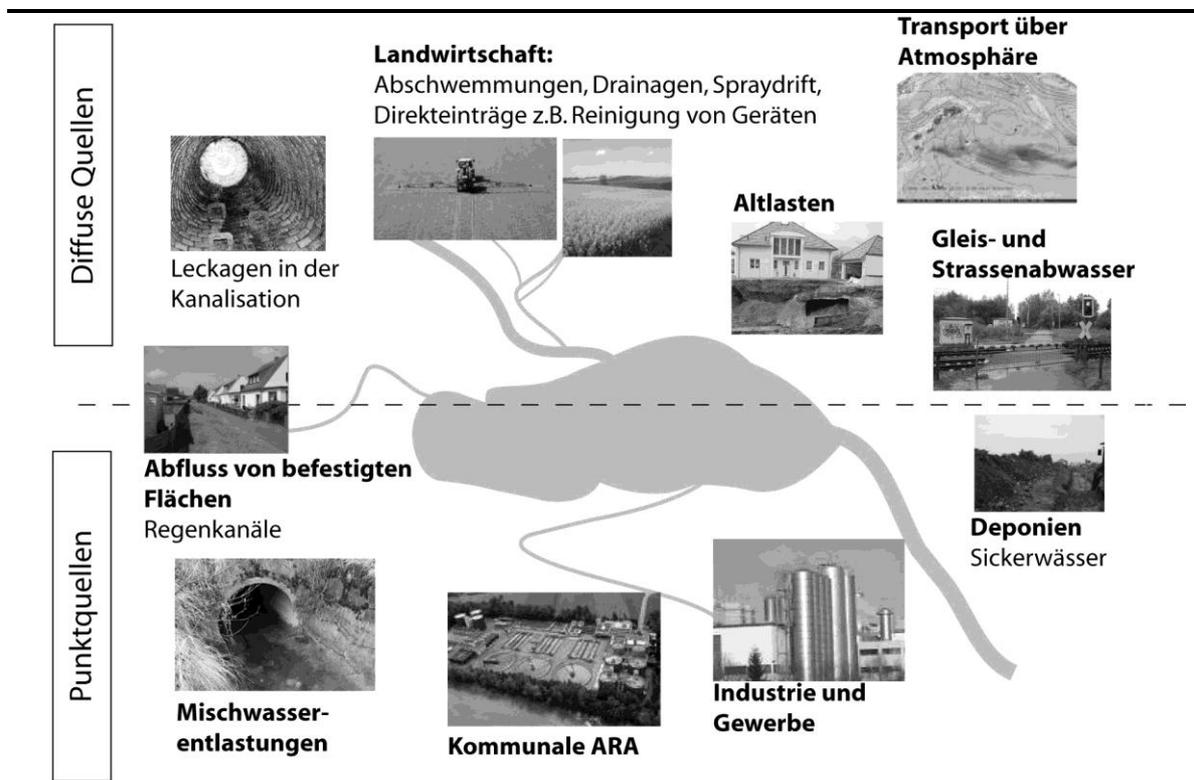


Abbildung 2: Quellen von Mikroverunreinigungen in Oberflächengewässern: Punktquellen und diffuse Quellen

2.1.1 Punktquellen

Punktquellen sind örtlich genau eruiert, d.h. der Eintrag erfolgt an einem bestimmten Punkt. Beispiele dafür sind Einleitungen aus kommunalen ARA, Mischwasserentlastungen (bei Kapazitätsüberschreitung von ARA oder Kanalisation bei starkem Regenwetter), Abfluss aus befestigten Flächen (Regenwasserkanäle in Trennsystemen), Einleitungen durch Industrie und Gewerbe, sowie in der Regel auch Sickerwässer aus Deponien. Regenkanäle werden je nach Definition teilweise auch zu den diffusen Quellen gezählt

2.1.2 Diffuse Quellen

Bei diffusen Quellen lässt sich der Ort des Eintrags nicht genau lokalisieren, d.h. der Stoffeintrag erfolgt grossflächig. Beispiele dafür sind Landwirtschaft, Altlasten, Rücklösungen aus Sedimenten, Böden oder Gletschern, sowie Deposition von Stoffen, welche durch die Atmosphäre transportiert wurden. Zum Beispiel Pflanzenschutzmittel, Tierarzneimittel, Mykotoxine, Phytoöstrogene und deren Transformationsprodukte stammen aus landwirtschaftlichen oder natürlichen Quellen und werden diffus in Oberflächengewässer eingetragen. Weitere diffuse Einträge von Mikroverunreinigungen in Oberflächengewässer stammen von Industriechemikalien aus Altlasten und Deponien. Gewisse Pestizide werden sowohl in der Landwirtschaft als Pflanzenschutzmittel als auch im Siedlungsbereich als Biozidwirkstoffe eingesetzt und werden daher sowohl diffus als auch punktuell in natürliche Gewässer eingetragen. So wird zum Beispiel Diuron, ein Phenylharnstoffderivat, in der Landwirtschaft als Herbizid und in Fassaden von Gebäuden als Materialschutz eingesetzt.

2.2 Kommunales Abwasser

2.2.1 Definitionen

Kommunales Abwasser¹ umfasst:

- a. Häusliches Abwasser (Abwasser aus Haushalten und gleichartiges Abwasser);
- b. das von bebauten oder befestigten Flächen abfliessende und mit dem häuslichen Abwasser abgeleitete Niederschlagswasser.

Kommunales Abwasser wird nach der Reinigung in ARA als **gereinigtes kommunales Abwasser** in die Gewässer eingeleitet oder gelangt durch Mischwasserentlastungen (bei Kapazitätsüberschreitung der ARA oder der Kanalisation während starken Regenereignissen), Leckagen in der Kanalisation oder durch Fehlschlüsse als **ungereinigtes kommunales Abwasser** in die Gewässer.

Industrieabwasser² umfasst:

- a. Abwasser aus gewerblichen und industriellen Betrieben;
- b. damit vergleichbares Abwasser, wie solches aus Laboratorien und Spitälern.

Industrieabwasser wird im hier vorgestellten Beurteilungskonzept nicht im Speziellen behandelt.

Abwasser aus gewerblichen und industriellen Betrieben und Abwasser aus Laboratorien und Spitälern, welches in die kommunale Kanalisation eingeleitet und in kommunalen ARA behandelt wird, kann mit dem vorgeschlagenen Konzept ebenfalls beurteilt werden. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass dieses Abwasser mit industriespezifischen Stoffen belastet sein kann, was im Einzelfall abgeklärt werden muss. Mikroverunreinigungen aus Spitälern hingegen (z.B. Kontrastmittel) werden im vorgestellten Konzept und in der Stoffauswahl berücksichtigt.

¹ Definition gemäss GSchV Anhang 3.1 (Bereinigt gemäss Ziff. I der V vom 31. Okt. 2001, in Kraft seit 1. Jan. 2002)

² Definition gemäss GSchV Anhang 3.2 (Bereinigt gemäss Ziff. I der V vom 22. Okt. 2003, in Kraft seit 1. Jan. 2004)

Anderes verschmutztes Abwasser¹:

Als anderes verschmutztes Abwasser als kommunales Abwasser und Industrieabwasser gilt auch verschmutztes Niederschlagswasser, das von bebauten oder befestigten Flächen abfließt und nicht mit kommunalem Abwasser vermischt wird. Verschmutztes Niederschlagswasser wird definitionsgemäss nicht zum kommunalen Abwasser gezählt. Da aber eine grosse Überlappung der vorkommenden Mikroverunreinigungen vorhanden ist, kann die Stoffauswahl teilweise auch für die Beurteilung von Niederschlagswasser verwendet werden.

2.2.2 Stoffquellen

Die wichtigsten Stoffquellen für Mikroverunreinigungen, die mit kommunalem Abwasser in die Gewässer eingetragen werden, lassen sich in Stoffe mit Anwendung im Innenbereich und Stoffe mit Anwendung im Aussenbereich von Gebäuden und Siedlungen unterteilen.

Stoffquellen und Anwendungen im Innenbereich sind:

- Häusliches Abwasser (z.B. Spülmittel, Reinigungsmittel, Kosmetika, Pflegeprodukte und Arzneimittel),
- Institutionen des Gesundheitswesens (z.B. Arzneimittel und Reinigungsmittel),
- Industrie- und Gewerbebetriebe (z.B. Industriechemikalien, Produktionsrückstände und Korrosionsschutzmittel), welche an das kommunale Abwassersystem angeschlossen sind. Die Stoffeinträge aus Industrie und Gewerbe sind nicht generell mit denjenigen aus dem kommunalen Abwasser vergleichbar.

Stoffquellen und Anwendungen im Aussenbereich sind:

- Grünflächen im Siedlungsraum (z.B. Biozide und Pflanzenschutzmittel), sowie
- Flachdächer und Fassaden von Gebäuden (z.B. Biozide und Bauchemikalien).

Die Stoffe aus Anwendungen im Innen- oder Aussenbereich können abhängig vom Kanalisationssystem mit dem kommunalen Abwasser über unterschiedliche Eintragspfade in die Gewässer gelangen

2.2.3 Eintragspfade für Mikroverunreinigungen durch kommunales Abwasser

Die wichtigsten Eintragspfade von Mikroverunreinigungen, welche mit dem kommunalen Abwasser in Gewässer eingetragen werden sind:

- a) Eintrag mit gereinigtem kommunalem Abwasser von ARA
- b) Eintrag mit ungereinigtem kommunalem Abwasser durch Mischwasserentlastungen bei Regenwasser (in Mischsystemen)
- c) Eintrag mit ungereinigtem kommunalem Abwasser durch Leckagen in der Kanalisation oder durch Fehlan schlüsse,
- d) Eintrag mit Regenwasser (anderes verschmutztes Abwasser) durch Regenkanäle in Trennsystemen

¹ Definition gemäss GSchV Anhang 3.3

a) Eintrag mit gereinigtem kommunalem Abwasser von ARA

Viele Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, welche in Gewässern nachgewiesen werden, werden in ARA nur schlecht eliminiert und mit dem gereinigten kommunalen Abwasser in die Gewässer eingetragen.

Für häufig und verbreitet verwendete Substanzen aus dem häuslichen Abwasser, welche kontinuierlich eingetragen werden, kann in der Regel eine gute Korrelation zwischen gemessenen Konzentrationen in Gewässern und dem Anteil an gereinigtem Abwasser gefunden werden. In Abbildung 3 ist dieser Zusammenhang für die Arzneimittel Atenolol (Betablocker), Carbamazepin (Antiepileptikum) und Diclofenac (Analgetika) sowie Sulfamethoxazol (Antibiotikum) dargestellt. Diese Mikroverunreinigungen werden in ARA schlecht eliminiert, gelangen kontinuierlich in die Gewässer und werden hauptsächlich mit dem gereinigten Abwasser aus kommunalen ARA in die Gewässer eingetragen.

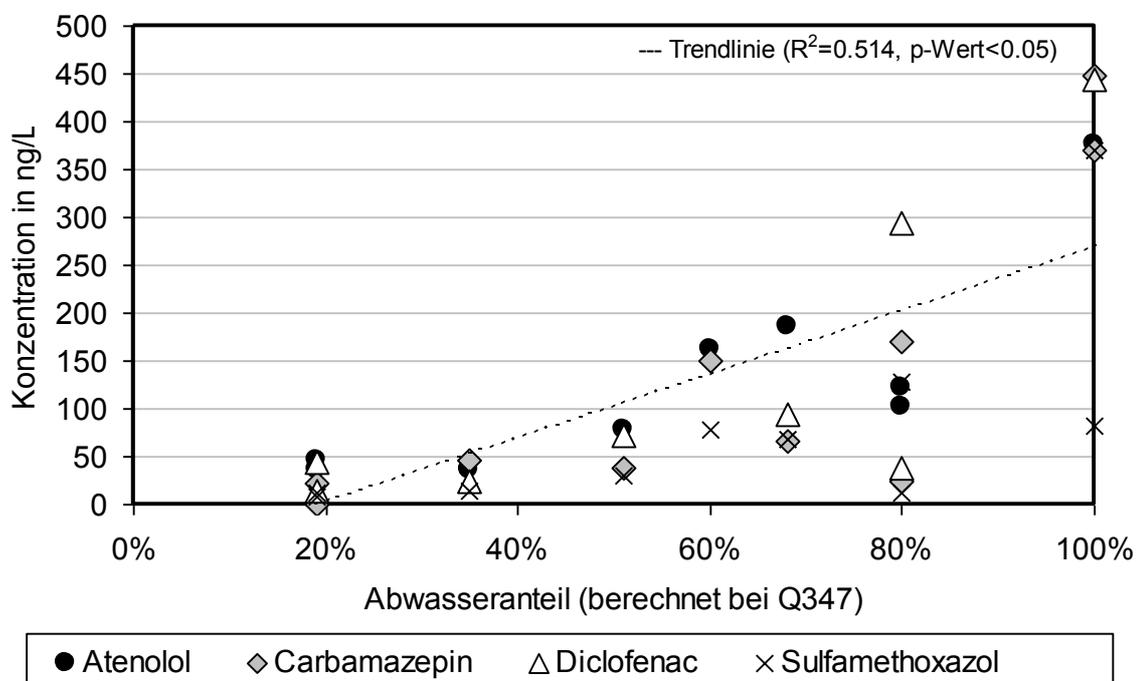


Abbildung 3: Konzentrationen der Arzneimittel Atenolol, Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol aufgetragen nach berechnetem Abwasseranteil bei Niedrigwasserabfluss (Q_{347}). Messungen bei Trockenwetter aus den Micropoll Messkampagnen 2007 (Ort et al. 2009) und 2009/10.

b) Eintrag mit ungereinigtem kommunalem Abwasser durch Mischwasserentlastungen bei Regenwetter (in Mischsystemen)

Heute werden ca. 70% aller Siedlungsgebiete der Schweiz über Mischsysteme (Mischwasserkanalisationen) entwässert (Maurer und Herlyn 2006). Dabei wird das aus Siedlungen abfließende Niederschlagswasser in der Kanalisation mit dem häuslichen Abwasser zusammengeführt. Bei starken Niederschlägen kann die Kapazität der Kanalisation wie auch die Kapazität der ARA, welche in der Regel für den doppelten Trockenwetteranfall (Q_{TW}) dimensioniert ist, überschritten werden. Bei einer Überschreitung wird ungereinigtes Abwasser über Entlastungen von Mischsystemen direkt in die Gewässer eingetragen. In Mischsystemen wird durchschnittlich über das ganze Jahr gemittelt ca. 2.5% des Rohabwassers durch Entlastung der Mischwasserkanalisation in Gewässer eingetragen. Dieser Wert kann aber je nach Dimensionierung und Zustand der Infrastruktur stark variieren. Wird ein Stoff nicht

in der ARA abgebaut und über das ganze Jahr kontinuierlich in die Gewässer eingetragen, so entspricht der über die Mischwasserentlastungen eingetragene Frachtanteil eines Stoffes in grober Näherung dem Anteil des über die Entlastung eingetragenen Rohabwassers. Dies ist beispielsweise der Fall für Carbamazepin oder die künstlichen Süßstoffe Acesulfam und Sucralose, welche als *Tracer für gereinigtes Abwasser* verwendet werden können (Abbildung 4) (Bürge et al. 2009). Stoffe, welche in ARA gut abgebaut werden, wie beispielsweise Koffein, werden hingegen hauptsächlich über Mischwasserentlastungen in Gewässer eingetragen und können daher als *Tracer für ungereinigtes Abwasser* verwendet werden (Bürge et al. 2006; Wittmer et al. 2010).

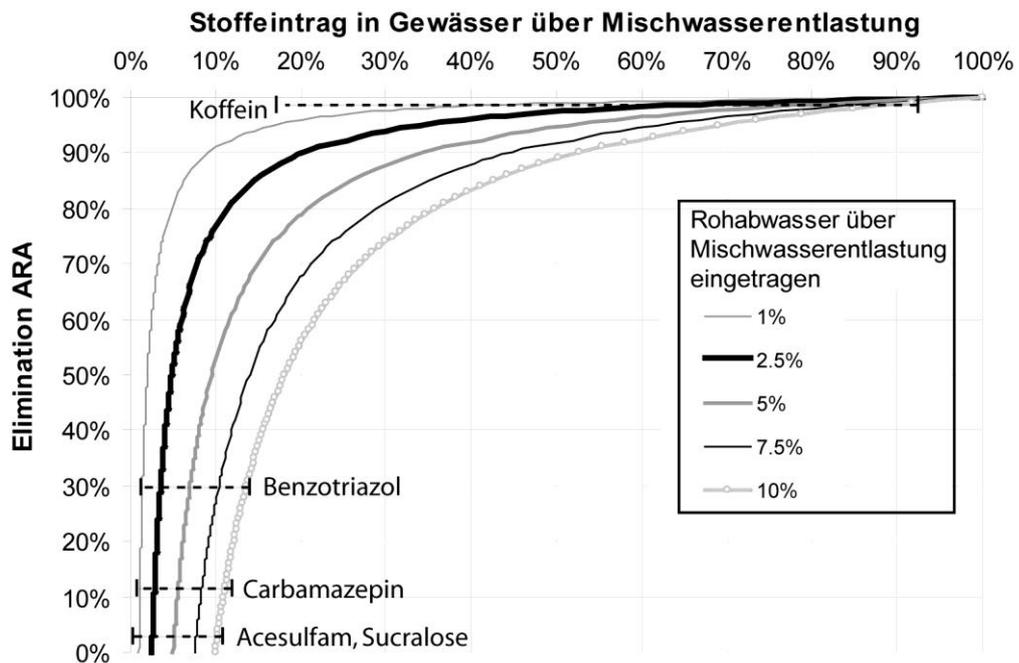


Abbildung 4: Berechneter Anteil des Eintrages über Mischwasserentlastungen in Mischsystemen, abhängig von der Elimination in ARA. Ein Anteil von 2.5% des Rohabwassers über die Entlastung der Mischwasserkanalisation in Gewässer, entspricht einem durchschnittlichen Wert im Schweizer Mittelland.

Einträge über Mischwasserentlastungen sind auch für Stoffe mit Anwendungen im Aussenbereich relevant, welche durch Regen mobilisiert und daher in erster Linie dann ins kommunale Abwasser emittiert werden, wann auch die Mischwasserentlastungen aktiv sind. Im Eawag-Projekt REXPO (realistische Expositionsszenarien) wurde beispielsweise gezeigt, dass Mecoprop, ein im Fassaden- und Flachdachschutz eingesetztes Herbizid, bis zu ca. 40% über Entlastungen aus Mischwasserkanalisationen eingetragen wird (Wittmer et al. 2010).

c) Eintrag mit ungereinigtem kommunalem Abwasser durch Leckagen in der Kanalisation oder durch Fehlschlüsse

Durch Leckagen in der Kanalisation oder Fehlschlüsse kann ungereinigtes kommunales Abwasser direkt in den Boden, ins Grundwasser und teilweise indirekt in oberirdische Gewässer gelangen. Eine Quantifizierung der Verluste durch Leckagen ist jedoch schwierig, da diese vom Zustand der örtlichen Kanalisation abhängen und sehr unterschiedlich sein können (Rieckermann 2006).

d) Eintrag mit Regenwasser (anderes verschmutztes Abwasser) durch Regenkanäle in Trennsystemen

Beim Eintrag durch Regenkanäle handelt es sich nicht um kommunales Abwasser, es gibt jedoch eine grosse Schnittmenge an Stoffen mit dem kommunalen Abwasser aus Mischsystemen, in erster Linie mit den Stoffen, welche im Aussenbereich von Siedlungen angewendet werden. In Trennsystemen werden Niederschlagsabwässer direkt über Regenkanäle in Gewässer eingeleitet. Im Gegensatz zu Mischsystemen gelangen dabei Mikroverunreinigungen mit Anwendung im Aussenbereich direkt mit dem abfliessenden Regenwasser in die Gewässer. Der Vorteil der Trennsysteme ist hingegen, dass keine Mikroverunreinigungen aus dem häuslichen Abwasser durch Entlastungen direkt in die Gewässer geleitet werden können, wie dies bei Mischsystemen der Fall ist.

2.2.4 Eintragsdynamik

Stoffe aus kommunalem Abwasser können zeitlich komplexe oder kontinuierliche Eintragscharakteristiken aufweisen. Während Pflanzenschutzmitteln mit Einsatz im Siedlungsgebiet und Stoffe aus Fassaden- und Flachdachschutz immer zeitlich komplexe Eintragsmuster zeigen, sind Einträge aus Haushalten und Spitälern häufig näherungsweise kontinuierlich. Typische Vertreter von kontinuierlich eingetragenen Stoffen sind Arzneimittel, welche breit angewendet werden z.B. das Analgetikum Diclofenac oder das Antiepileptikum Carbamazepin, Stoffe aus Haushaltschemikalien wie Benzotriazol, welches als Additiv in Geschirrspülmitteln sowie als Korrosionsschutzmittel auch in gewerblichen Anwendungen vorkommt, sowie natürliche und synthetische Östrogene. Die in den Gewässern vorkommenden Konzentrationen und Frachten können demzufolge je nach Eintragsdynamik des Stoffes eine mehr oder weniger ausgeprägte zeitliche Dynamik aufweisen, was bei der Erhebung dieser Stoffe berücksichtigt werden muss.

In Abbildung 5 sind die kumulierten Frachten für vier ausgewählte Stoffe aus einer Studie von Wittmer et al. (2009) gezeigt. Die zeitliche Dynamik der in die Gewässer eingetragenen Frachten nimmt in der Reihenfolge Terbutylazin > Diuron > Carbendazim > Diclofenac ab. Die grösste zeitliche Variabilität der Fracht zeigt das landwirtschaftliche Pflanzenschutzmittel Terbutylazin, welches nur in bestimmten Perioden appliziert wird. Eine weniger ausgeprägte Dynamik haben die in Biozidprodukten eingesetzten Stoffe Diuron und Carbendazim, die je nach Verwendung beispielsweise während Regenernischen mobilisiert werden (z.B. Stoffe in Aussenfarben und Fassaden). Das verbreitet in Privathaushalten verwendete Diclofenac wird hingegen kontinuierlich in die Gewässer eingetragen und die Stofffracht ist weitgehend unabhängig vom Regen bzw. Abfluss.

Für ein adäquates Erhebungskonzept von Mikroverunreinigungen in Gewässern müssen also Quellen, Eintragspfade und Eintragsdynamik berücksichtigt werden.

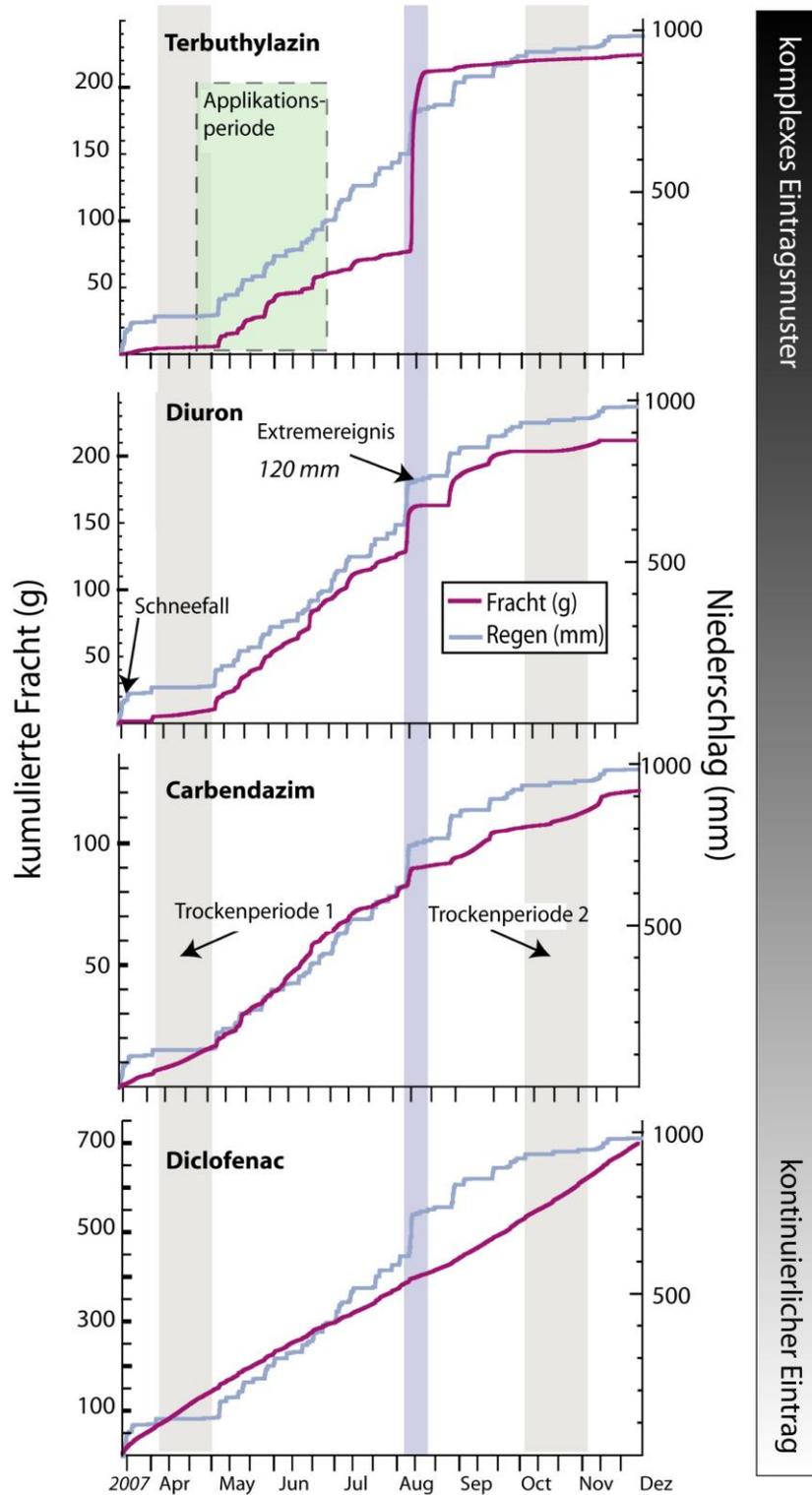


Abbildung 5: Darstellung aus (Wittmer et al. 2010). Kumulierte Frachten von April bis Dezember 2007 in einem kleineren Fließgewässer im Studiengebiet von Wittmer et al (2009).

2.3 Belastungen

Je nach Grösse und Art des betrachteten Gewässers haben Belastungen durch Mikroverunreinigungen unterschiedliche Auswirkungen und Bedeutungen. Die Beurteilung der Wasserqualität orientiert sich an den folgenden Schutzzielen:

1. der Schutz des aquatischen Ökosystems und
2. die Schonung von Trinkwasserressourcen.

Diese zwei Ziele sind häufig komplementär: Die höchsten Konzentrationen treten in kleineren Gewässern (Vorflutern) mit einem hohen Abwasseranteil auf. Als Trinkwasserressourcen sind jedoch in erster Linie Seen und Fließgewässer, die in für die Trinkwassergewinnung genutzte Grundwasservorkommen infiltrieren, von Bedeutung.

2.3.1 Kleine Fließgewässer: Konzentrationsproblematik

Die höchsten Konzentrationen von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser wurden in kleinen Fließgewässern gemessen. Die gefundenen Konzentrationen können nach heutigem Wissen durchaus ökotoxikologische Grenzwerte kurzfristig oder auch längerfristig überschreiten (AWEL Abteilung Gewässerschutz 2007). Eine vertiefte Analyse der Gewässerbelastung wurde für einige in grossen Mengen breit verwendete Substanzen durchgeführt. Es zeigte sich, dass in Fließgewässern mit einem hohen Anteil an gereinigtem Abwasser ökotoxikologisch basierte Qualitätskriterien (PNEC = predicted no effect concentrations) überschritten werden (Gälli et al. 2009). Mit einem Stoffflussmodell wurde unter anderem am Beispiel Diclofenac gezeigt, dass solche chronischen Belastungen von Wasserlebewesen insbesondere in den dicht besiedelten Regionen der Schweiz kein Einzelfall sind. Bei 125 von 543 Gewässerabschnitten unterhalb ARA wird bei Niederwasser (Q₃₄₇) eine Überschreitung des PNEC von 0.1 µg/L vorausgesagt (Gälli et al. 2009).

Entscheidend für die Konzentration im Vorfluter ist die Verdünnung des gereinigten Abwassers. Die Abwasseranteile von Vorflutern, kleineren Bächen und Flüssen sind den kantonalen Gewässerschutzfachstellen im Allgemeinen gut bekannt.

2.3.2 Grosse Fließgewässer und Seen: Frachtproblematik und Trinkwasserressourcen

In grösseren Fließgewässern und in Seen sind die Konzentrationen von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser aufgrund der grösseren Verdünnung generell tiefer als in kleinen Fließgewässern mit einem hohen Abwasseranteil. In einigen dieser Gewässer kann jedoch eine Belastung von Trinkwasserressourcen (Rohwasser) beobachtet werden. Ein breites Spektrum an persistenten Mikroverunreinigungen kann in niedrigen Konzentrationen kontinuierlich durch Infiltration in Grundwasservorkommen gelangen, die für die Trinkwassernutzung von Bedeutung sind. Solche Stoffe können gleichermassen auch Seen belasten, die als Trinkwasserressourcen genutzt werden. Im Weiteren werden relativ grosse Stofffrachten mit den grossen Flüssen wie Rhein und Rhone ins Ausland exportiert. Dieser „Stoffexport“ ist vor allem für sehr persistente Stoffe problematisch, da sich die Fracht längs der Fließstrecke eines Flusses mit zunehmendem Abwasseranteil summiert. Dies wurde für Kontrastmittel am Beispiel des Rheins gezeigt (Gälli et al. 2009). Die Schweiz hat als Wasserschloss Europas eine „Oberliegerverantwortung“—Diese Problematik wird im Rahmen der Arbeiten der Internationalen Grenzgewässerkommissionen intensiv diskutiert, beispielsweise durch die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR).

2.4 Schweizspezifische Mikroverunreinigungen

2.4.1 Kandidatenstoffe

Es werden in der Schweiz jährlich tausende von verschiedenen Chemikalien in unterschiedlichsten Anwendungsgebieten verwendet und ein Teil davon in die Gewässer eingetragen. Die Gesamtheit dieser Stoffe kann unmöglich erfasst werden. Für die Beurteilung der Wasserqualität ist es daher nötig, eine sinnvolle Auswahl der gewässerrelevanten Mikroverunreinigungen zu treffen. Dazu wurde von einem breiten Spektrum an potentiell für die Gewässer gefährlichen Stoffen ausgegangen.

Als Basis für die Identifizierung von potentiell gewässerrelevanten Stoffen wurden Stofflisten von verschiedenen Messkampagnen in Schweizer Oberflächengewässern, öffentlich verfügbare Verbrauchsdaten, spezifische Studien über das Verhalten umweltrelevanter Stoffe und verschiedene internationale Stofflisten herangezogen (z.B.: (Freitas et al. 2004; Stoob et al. 2005; European-Commission 2006; IKSR 2006; Hollender et al. 2007; Keller und Balsiger 2007; Stamm et al. 2008). Aus diesen Datengrundlagen und der Befragung von Experten aus Forschung, Industrie, Bundesämtern und kantonalen Gewässerschutzfachstellen wurde eine Kandidatenstoffliste von 250 potentiell gewässerrelevanten Stoffen für die Schweiz erstellt (siehe Anhang 1 und Anhang 2).

Auf der Kandidatenstoffliste sind total 127 Pflanzenschutzmittel und Pflanzenschutzmittel Transformationsprodukte. Pflanzenschutzmittel gelangen zu einem grossen Teil durch diffuse Einträge aus Landwirtschaft (Oberflächenabfluss und Drainagen) in die Gewässer. Es werden aber auch Pflanzenschutzmittel über kommunales Abwasser in Gewässer eingetragen. Da es häufig schwierig ist zwischen Wirkstoffen mit Anwendungen im Siedlungsgebiet und in der Landwirtschaft zu unterscheiden und auch einige Wirkstoffe in beiden Bereichen intensiv eingesetzt werden, wurden Pflanzenschutzmittel und die entsprechenden Transformationsprodukte für die Kandidatenstoffe ebenfalls berücksichtigt.

Diese als potentiell gewässerrelevant identifizierten Kandidatenstoffe für kommunales Abwasser, werden in folgende Gruppen eingeteilt:

- Arzneimittel,
- Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen,
- Stoffe mit Wirkung auf den Hormonhaushalt und
- Weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften

Die berücksichtigten Stoffklassen und Untergruppen und die Anzahl der entsprechenden Kandidatenstoffe sind in Tabelle 1 angegeben.

Tabelle 1: Kandidatenstoffe für schweizspezifische Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser.

Stoffgruppe	Untergruppe	Anzahl Kandidatenstoffe
Arzneimittel		
Arzneimittel	Analgetika	8 Kandidatenstoffe
	Antibiotika	13 Kandidatenstoffe
	Antidepressiva	2 Kandidatenstoffe
	Antiepileptika	2 Kandidatenstoffe
	Antifungal	2 Kandidatenstoffe
	Betablocker	4 Kandidatenstoffe
	Lipidsenker	2 Kandidatenstoffe
	Lokalanästhetikum	1 Kandidatenstoff
	Protonenpumpenhemmer	1 Kandidatenstoff
	Röntgenkontrastmittel	6 Kandidatenstoffe
Schleifendiuretikum	1 Kandidatenstoff	
Arzneimittel-Transformationsprodukte		8 Kandidatenstoffe
Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen		
Biozide / Pflanzenschutzmittel	Fungizide	3 / 18 Kandidatenstoffe
	Herbizide	4 / 55 Kandidatenstoffe
	Insektizide	3 / 15 Kandidatenstoffe
	Mikrobizide	3 / 0 Kandidatenstoffe
Biozid- und Pflanzenschutzmittel Transformationsprodukte		38 Kandidatenstoffe
Stoffe mit Wirkung auf den Hormonhaushalt und weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften		
Östrogene	Natürliche Östrogene	2 Kandidatenstoffe
	Synthetische Östrogene	1 Kandidatenstoff
Konsumprodukte	UV-Filter	2 Kandidatenstoffe
	Moschusduftstoffe	5 Kandidatenstoffe
Industriechemikalien / Haushaltchemikalien	Additive	3 Kandidatenstoffe
	Flammschutzmittel	2 Kandidatenstoffe
	Korrosionsschutz	2 Kandidatenstoffe
	Komplexbildner	2 Kandidatenstoffe
	Kühl- und Isolierflüssigkeiten	11 Kandidatenstoffe
	Lösungsmittel	8 Kandidatenstoffe
	Tenside	7 Kandidatenstoffe
	Verbrennungsprodukte	7 Kandidatenstoffe
Weichmacher	4 Kandidatenstoffe	

2.4.2 Kategorisierung der Kandidatenstoffe

Die 250 Kandidatenstoffe wurden priorisiert. Dazu wurde im Rahmen dieser Arbeit ein Kategorisierungsverfahren entwickelt (Götz et al. 2010). Aus der kategorisierten Kandidatenstoffliste wurde mit zusätzlichen Kriterien eine Liste der Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, welche für die ganze Schweiz relevant sind erstellt. Das Kategorisierungsverfahren und die Kriterien für die schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, welche zur Beurteilung der Wasserqualität empfohlen werden, sind im Folgenden vorgestellt.

Zur Identifizierung und Kategorisierung gewässerrelevanter Stoffe sind in den letzten Jahren einige wissenschaftliche Artikel veröffentlicht worden (Baun et al. 2006; Besse und Garric 2008). Im Rahmen der EU Wasserrahmenrichtlinie gibt es ebenfalls Vorschläge wie bei einer Risikoabschätzung durch Mikroverunreinigungen vorgegangen werden soll (Marent et al. 2005). Häufig wird ein Verfahren in drei Schritten vorgeschlagen. Als erster Schritt wird die potentielle Gefährdung von Gewässern anhand des Umweltverhaltens einer Substanz beurteilt. Als zweiter Schritt kann Anhand von Eintragsmuster und Verbrauchsdaten die Wahrscheinlichkeit abgeschätzt werden, dass ein Stoff auch in der Umwelt gefunden wird, und schliesslich anhand von Toxikologiedaten das Umweltrisiko einer Substanz bestimmt werden.

Eine der Hauptschwierigkeiten dieser Methoden für die Identifizierung gewässerrelevanter Substanzen, ist der Umgang mit Datenlücken. Dies betrifft in erster Linie Daten über den Abbau in der Umwelt, die Verbrauchsmengen und die toxischen Eigenschaften von Stoffen. Im Gegensatz dazu, sind das Verteilungsverhalten der Stoffe, deren Eintragsmuster und Eintragspfade im Allgemeinen relativ gut bekannt. Das Verteilungsverhalten in der Umwelt kann anhand von physikalisch-chemischen Substanzparametern wie dem Octanol-Wasser Verteilungskoeffizienten (K_{OW}) abgeschätzt werden. Falls keine Messungen von physikalisch-chemischen Substanzparametern vorhanden sind, können diese mit quantitativen Struktur-Eigenschaftsbeziehungen (quantitative structure-property relationships, QSPRs) wie beispielsweise EPIWIN (U.S.EPA 2007) abgeschätzt werden.

Aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit, insbesondere zur Toxizität, sind viele Kandidatenstoffe mit den oben zitierten Methoden nicht klassifizierbar. Deshalb wurde ein vereinfachtes Kategorisierungsverfahren entwickelt und angewandt. Die Kandidatenstoffliste wurde gemäss der in Götz et al. (2010) vorgeschlagenen Methode kategorisiert, welche die Stoffe nach Verteilungsverhalten, Abbauverhalten und Eintragsdynamik unterscheidet. Das Kategorisierungsverfahren ist in Abbildung 6 dargestellt und in Anhang 3 im Detail beschrieben. Dieses Kategorisierungsverfahren fokussiert hauptsächlich auf gewässergängige, mobile Stoffe. Stark sorbierende Stoffe, welche eher an der Partikelphase oder in Sedimenten erwartet werden, sind hier nicht im Fokus, da diese ein ganz anderes Erhebungs- und Beurteilungskonzept erfordern.

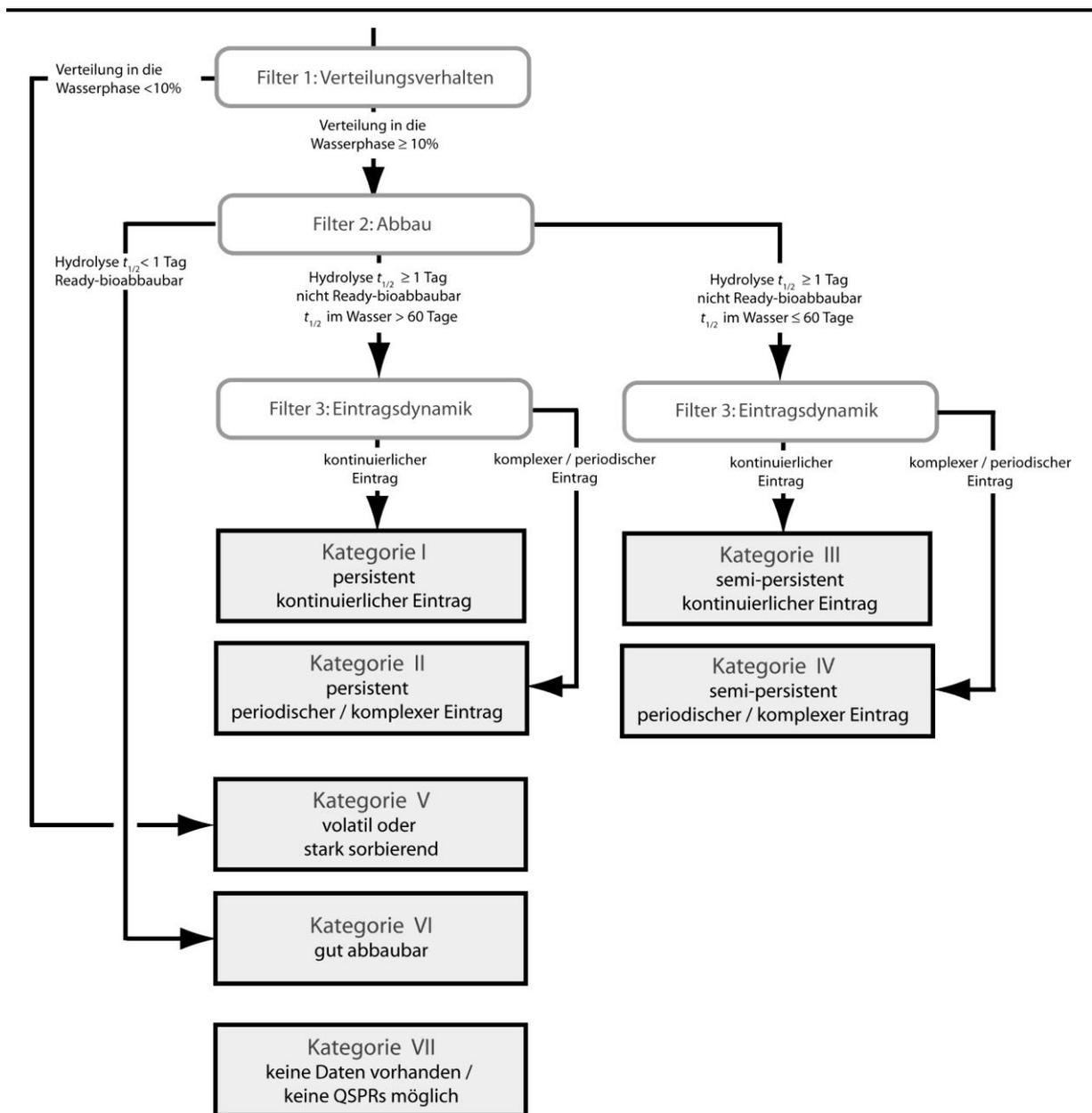


Abbildung 6: Schema des Kategorisierungsverfahrens für gewässergängige Stoffe gemäss Götz et al. (2010)

Die angewandte Kategorisierungsmethode unterscheidet sieben Kategorien bezüglich zu erwartender Exposition in der Wasserphase von oberirdischen Gewässern. Die sieben Kategorien und die Wahrscheinlichkeit Stoffe aus diesen Kategorien in der Wasserphase von oberirdischen Gewässern zu finden sind in Tabelle 2 angegeben.

Tabelle 2: Kategorien gemäss der Kategorisierungsmethode nach Götz et al. (2010)

Kategorie	Verteilungsverhalten und Abbauverhalten	Eintragsdynamik	Wahrscheinlichkeit in der Wasserphase oberirdischer Gewässer gefunden zu werden (bei entsprechendem Gebrauch)
I	Gewässergängig (Verteilung in die Wasserphase >10%) Persistent in der aquatischen Umwelt	Näherungsweise kontinuierlich	Hoch
II	Gewässergängig (Verteilung in die Wasserphase >10%) Persistent in der aquatischen Umwelt	Komplex (Saisonal, periodisch oder unregelmässig)	Hoch
III	Gewässergängig (Verteilung in die Wasserphase >10%) Keine schnelle Hydrolyse und nicht Ready-bioabbaubar	Näherungsweise kontinuierlich	Mittel
IV	Gewässergängig (Verteilung in die Wasserphase >10%) Keine schnelle Hydrolyse und nicht Ready-bioabbaubar	Komplex (Saisonal, periodisch oder unregelmässig)	Mittel
V	Sorbierend / Partikelgebunden (Verteilung in die Wasserphase <10%)	Nicht charakterisiert	Tief
VI	Gut abbaubar (Bioabbaubar gemäss Ready-Test oder Hydrolysehalbwertszeit bei pH7 <1 Tag)	Nicht charakterisiert	Tief
VII	Unbekannt	Unbekannt	Unbekannt

Die Zuteilung aller 250 Kandidatenstoffe zu den Kategorien aus Tabelle 2 ist in Anhang 2 gegeben.

2.4.3 Auswahl der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

Aus der kategorisierten Kandidatenstoffliste wurde eine Liste von für die Schweiz wichtigen (schweizspezifischen) Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser erstellt. Die als schweizspezifisch identifizierten Stoffe erfüllen folgende vier Bedingungen:

- Der Stoff wird nachweislich durch kommunales Abwasser in die Gewässer eingetragen
- Der Stoff ist mit der aktuellen Gesetzgebung zugelassen bzw. nicht verboten
- Der Stoff hat Eigenschaften, die darauf hinweisen, dass er, bei entsprechendem Gebrauch, mit einer mittleren bis hohen Wahrscheinlichkeit in der Wasserphase von oberirdischen Gewässern nachgewiesen werden kann.
- Der Stoff erfüllt mindestens eines der folgenden drei Kriterien
 - verbreitet in oberirdischen Gewässern nachgewiesen (>20 % der gemessenen Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze);
 - vereinzelt in hohen Konzentrationen in oberirdischen Gewässern (>100 ng/L) und verbreitet in kommunalen ARA Ausläufen nachgewiesen (>20%);
 - hohe spezifische Toxizität (z.B. durch Mutagenität, Kanzerogenität, Hormonaktivität oder immuntoxische Wirkung) und verbreiteter Nachweis im kommunalen Abwasser.

Die Bedingungen a), b) und c) müssen vollständig erfüllt sein, während von Bedingung d) mindestens eines der drei Kriterien erfüllt sein muss. Ein Beispiel für einen Stoff mit hoher spezifischer Toxizität ist das synthetische Östrogen Ethinylöstradiol, welches schon in Konzentrationen unterhalb von 1 ng/L negative Wirkungen auf die aquatische Umwelt zeigt (Wenzel et al. 1999; Parrott und Blunt 2005).

Die Liste der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen mit Angabe von Verbrauchszahlen und Umweltkonzentrationen ist in Tabelle 3 gegeben. Die schweizspezifischen Mikroverunreinigungen mit Angabe der entsprechenden rechtlichen Grundlage und den Kriterien nach Bedingung d) sind in Tabelle 4 angegeben.

Die grösste Gruppe der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser (22 Stoffe) sind Arzneimittel und deren Metabolite. Diese werden hauptsächlich durch gereinigtes Abwasser kontinuierlich in Gewässer eingetragen und sind, mit Ausnahme der Kontrastmittel, biologisch aktive Substanzen. Als zweite Gruppe sind 13 Mikroverunreinigungen mit beabsichtigter biozider Wirkung berücksichtigt. Die gleichen Wirkstoffe werden teilweise oder hauptsächlich auch in der Landwirtschaft eingesetzt und haben somit auch andere Eintragspfade als über das kommunale Abwasser. Sie werden jedoch bei Messungen in Kläranlagen regelmässig gefunden und daher auch nachweislich über ARA eingetragen. Im Weiteren wurden hormonaktive Substanzen und weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften berücksichtigt. Unter anderem wurden auch Mikroverunreinigungen ohne bisher bekannte Wirkung, wie beispielsweise die künstlichen Süsstoffe Acesulfam und Sucralose berücksichtigt. Diese Stoffe sind aufgrund ihrer weiten Verbreitung und hoher Persistenz in der Umwelt gute Leitsubstanzen für die Belastung durch kommunales Abwasser (Bürge et al. 2009).

Aus der Liste der 47 schweizspezifischen Mikroverunreinigungen erfüllen das Pflanzenschutzmittel Glyphosat, welches häufig auch im Siedlungsgebiet zur Unkrautbekämpfung eingesetzt wird und die organischen Komplexbildner EDTA und NTA, die oben genannten Bedingungen nicht: Alle drei Stoffe sind gemäss EPISuite 3.2 (U.S.EPA 2007) „ready–bioabbaubar und werden daher der Kategorie VI zugeordnet. Aufgrund ihres hohen Verbrauchs werden diese Stoffe jedoch regelmässig und in hohen Konzentrationen in Gewässern nachgewiesen. Sie wurden daher in die Liste der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser integriert.

Tabelle 3: Schweiz-spezifische Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser: Verbrauchszahlen und Zusammenstellung von Messdaten aus oberirdischen Gewässern und ARA Abläufen der Schweiz. Diese Datenzusammenstellung enthält Messungen von EAWAG, AWEL ZH, CIPEL, AFU St. Gallen, Kanton Waadt. Die wichtigsten Referenzen sind unten angegeben

Substanz (Substanzgruppe)	Verbrauch (kg/Jahr)	Eintragsdynamik: (-kontinuierlich) (-komplex)	Vorkommen in oberirdischen Gewässern und Abwasserreinigungsanlagen (ARA) der Schweiz, Micropoll Datenbank (BAFU 2010) Stand April 2010					
			oberirdische Gewässer			ARA Ausläufe		
			# Gefunden / # Messungen (-)	Durchschnitt. Konzentration (ng/L)	90% Perzentil Konzentration (ng/L)	# Gefunden / # Messungen (-)	Durchschnitt. Konzentration (ng/L)	90% Perzentil Konzentration (ng/L)
Arzneimittel								
Atenolol (Betablocker)	2233 ^{A)}	—	49 / 75	205	275	18 / 18	843	1160
Azithromycin (Antibiotikum)	401 ^{A)}	—	1 / 43	12	k.A.	18 / 19	175	327
Bezafibrat (Lipidsenker)	648 ^{A)}	—	10 / 66	24	36	12 / 15	139	251
Carbamazepin (Antiepileptikum)	3912 ^{A)}	—	112 / 509	13	43	78 / 78	482	790
Carbamazepin-10,11 - Dihydro-10,11-Dihydroxy (Transformationsprodukt)	-		4 / 4	490	1011	6 / 6	1551	1882
Clarithromycin (Antibiotikum)	1597 ^{A)}	—	37 / 74	30	73	32 / 32	276	497
Diatrizoat (=Amidotrizoesäure) (Kontrastmittel)	487 ^{B)}	~	15 / 53	206	482	7 / 10	598	1420
Diclofenac (Analgetikum)	5411 ^{A)}	—	77 / 137	65	150	54 / 54	647	1170
Erythromycin ¹⁾ (Antibiotikum)	139 ^{A)}	—	6 / 28	25	44	17 / 17	42	75
Ethinylöstradiol (Synthetisches Östrogen)	4 ^{A)}	—	4 / 99	5	10	6 / 27	2	3
Ibuprofen (Analgetikum)	44437 ^{A)}	—	16 / 137	35	52	54 / 54	394	1439
Iomeprol (Kontrastmittel)	1652 ^{B)}	~	9 / 53	275	91	9 / 19	380	295
Iopamidol (Kontrastmittel)	k.A.	~	14 / 53	92	51	15 / 19	377	880
Iopromid (Kontrastmittel)	6933 ^{B)}	~	21 / 53	96	65	13 / 19	876	2460
Mefenaminsäure (Analgetikum)	21687 ^{A)}	—	7 / 28	7	14	10 / 10	870	1658
Metformin (Antidiabetikum)	86611 ^{A)}		13 / 13	713	3057	6 / 6	10347	13427
Metoprolol (Betablocker)	4381 ^{A)}	—	24 / 57	20	50	17 / 17	166	322
Naproxen (Analgetikum)	1573 ^{A)}	—	22 / 137	37	82	38 / 39	462	678
Sotalol (Betablocker)	495 ^{A)}	—	39 / 74	63	189	21 / 21	435	730
Sulfamethoxazol (Antibiotikum)	2427 ^{A)}	—	34 / 66	26	59	34 / 34	238	427
N4-Acetylsulfamethoxazol (Transformationsprodukt)	-		5 / 40	3	17	5 / 6	67	157
Trimethoprim (Antibiotikum)	486 ^{A)}	—	26 / 74	13	36	42 / 45	100	163
Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen								
2,4-D (Herbizid)	k.A.	~	16 / 125	67	53	4 / 6	13	25
Carbendazim (Fungizid)	26096 ^{C)}	~	37 / 73	16	34	17 / 30	81	170
Diazinon (Insektizid)	k.A.	~	367 / 1211	15	30	40 / 84	173	494
Diethyltoluamide (DEET) (Repellent)	540 ^{C)}	—	236 / 331	135	120	11 / 55	593	817
Dimethoat (Insektizid)	k.A.	~	14 / 355	22	34	k.A.	k.A.	k.A.
Diuron (Herbizid)	23625 ^{C)}	~	98 / 697	54	70	13 / 34	1379	201
Glyphosat *) (Herbizid)	k.A.	~	64 / 162	373	637	k.A. *)	k.A.	k.A.
AMPA *) (Transformationsprodukt)	-	~	60 / 162	140	290	k.A. *)	k.A.	k.A.
Irgarol (Herbizid)	24223 ^{C)}	—	18 / 878	3	k.A.	9 / 29	30	58

Substanz (Substanzgruppe)	Verbrauch (kg/Jahr)	Eintragsdynamik: (-kontinuierlich) (-komplex)	Vorkommen in oberirdischen Gewässern und Abwasserreinigungsanlagen (ARA) der Schweiz, Micropoll Datenbank (BAFU 2010) Stand April 2010					
			oberirdische Gewässer			ARA Ausläufe		
			# Gefunden / # Messungen (-)	Durchschnitt. Konzentration (ng/L)	90% Perzentil Konzentration (ng/L)	# Gefunden / # Messungen (-)	Durchschnitt. Konzentration (ng/L)	90% Perzentil Konzentration (ng/L)
Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen								
Isoproturon (Herbizid)	k.A.	~	211 / 1001	315	820	11 / 14	12	35
MCPA (Herbizid)	k.A.	~	56 / 137	40	111	6 / 6	25	44
Mecoprop und Mecoprop-P (Herbizid)	k.A.	~	100 / 188	45	74	26 / 29	424	765
Triclosan ²⁾ (Mikrobizid)	k.A.	—	3 / 12	20	31	6 / 6	116	224
Stoffe mit Wirkung auf den Hormonhaushalt (endokrine Stoffe, welche nicht als Arzneimittel eingesetzt werden)								
Bisphenol A (BPA) ⁴⁾ (Additiv)	k.A.	—	44 / 66	840	3440	22 / 25	331	679
Ostradiol (Natürliches Östrogen)	k.A.	—	17 / 92	2	3	18 / 28	3	5
Ostron (Natürliches Östrogen)	k.A.	—	36 / 116	2	3	26 / 30	15	35
Nonylphenol ³⁾ (Additiv, Formulierungshilfsstoff)	k.A.	—	15 / 25	441	1100	7 / 7	267	353
Perfluoroctansulfonat (PFOS) ⁴⁾ (Tensid)	350 ^{D)}	—	3 / 3***)	49	57	7 / 7***)	114	207
Weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften								
Acesulfam (E950) (künstlicher Süsstoff)	k.A.	—	24 / 24****)	4010	6200	4 / 4****)	22500	30700
Benzothiazol ⁴⁾ (Additiv)	k.A.	—	4 / 4	373	862	6 / 6	494	662
Benzotriazol (Komplexbildner, Korrosionsschutzmittel)	16000 ^{E)}	—	366 / 382	1230	2990	41 / 41	12881	17300
EDTA ^{**)} (Komplexbildner)	k.A.	—	202 / 248	2820	5380	10 / 10	20930	30290
Methylbenzotriazol (Komplexbildner, Korrosionsschutzmittel)	k.A.	—	303 / 331	249	516	30 / 30	1140	1950
NTA ^{**)} (Komplexbildner)	k.A.	—	183 / 253	2890	5800	10 / 10	5370	6930
Sucralose (E955) (künstlicher Süsstoff)	k.A.	—	12 / 13	540	1039	6 / 6	4600	6523

A) Zusammenstellung der Top 100 Wirkstoffe von Arzneimitteln für das Jahr 2009, IMS Health GmbH
B) Zusammenstellung der Top 100 Wirkstoffe von Arzneimitteln für das Jahr 2004, IMS Health GmbH
C) Verbrauchabschätzungen (Hochrechnungen basierend auf Messungen): BAFU Projekt Priorisierung von bioziden Wirkstoffen; Bericht FriedliPartner AG: Biozide als Mikroverunreinigungen in Abwasser und Gewässern, Teilprojekt 1: Priorisierung von bioziden Wirkstoffen.
D) Abschätzungen basierend auf (Buser und Morf 2009)
E) Abschätzungen von Henkel (Henkel 2006)

1) Erythromycin wird schnell in Erythromycin-H₂O umgewandelt. Die quantitative Analyse ist problematisch
2) Triclosan sorbiert relativ stark (>75% an Klärschlamm). Die Analyse von Triclosan ist schwierig (Singer et al. 2002)
3) Für Nonylphenol wurden nur Messwerte seit dem Jahr 2000 berücksichtigt, da die Konzentrationen seit den 90er Jahren stark zurückgegangen sind
4) Bisphenol A, PFOS und Benzothiazol sind ubiquitäre Stoffe. Die Analyse ist aufgrund von Blindwerten schwierig.

*) Glyphosat ist gemäss EPISuite (U.S.EPA 2007), welches in der Kategorisierungsmethode verwendet wird „ready-biodegradable–und würde gemäss den oben beschriebenen Verfahren nicht berücksichtigt. Messungen zeigen jedoch, dass es in der Umwelt vorkommen kann. Glyphosate ist eines der meistverkauften Pflanzenschutzmittel der Welt, wird häufig im Siedlungsbereich eingesetzt und wurde in Oberflächengewässern im µg/L Bereich gefunden (Battaglin et al. 2005; Hanke et al. 2008). Diese hohen Konzentrationen sind weniger durch die Umwelteigenschaften von Glyphosate zu erklären (diese sind im Vergleich zu anderen PSM) als durch den sehr hohen Einsatz (pseudo-persistent).

**) EDTA und NTA sind gemäss EPISuite (U.S.EPA 2007), welches in der Kategorisierungsmethode verwendet wird „ready-biodegradable–und würden gemäss den oben beschriebenen Verfahren nicht berücksichtigt. Messungen von EDTA und NTA in Oberflächengewässer und Grundwasser zeigen jedoch, dass diese Stoffe in die Gewässer gelangen, obwohl das Persistenz-Kriterium gemäss der Kategorisierung nach Götz et al (2010) nicht erfüllt ist, deshalb wurde die Liste um diese Stoffe ergänzt.

***) PFOS Daten sind noch nicht in die Micropoll Datenbank integriert. Daten aus (Huset et al. 2008)

****) Acesulfam Daten sind noch nicht in die Micropoll-Datenbank (Stand April 2010) integriert. Daten aus Christoph Moschet, Master-Thesis: „Georeferenced Mass Flux Modeling of Selected Micropollutants–Eawag März 2010.

k.A.: Keine Daten vorhanden
Die Messwerte sind unter Anderem aus folgenden Berichten und Publikationen: (AWEL Abteilung Gewässerschutz 2003; AWEL Abteilung Gewässerschutz 2004; AWEL Abteilung Gewässerschutz 2005; Giger et al. 2006; IKS 2006; Hollender et al. 2007; AWEL Abteilung Gewässerschutz 2008; CIPEL 2008; Singer et al. 2008; AFU St. Gallen 2009; Ort et al. 2009; Singer et al. 2009; Singer et al. 2009)

Tabelle 4: Schweizspezifische Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser: CAS-Nummer, Zulassung, gesetzliche Grundlagen und Auswahlkriterien (ohne Transformationsprodukte).

Substanz	CAS-Nr.	Rechtliche Grundlagen	Zulassung / Regulierung (Stand April 2010)	Zusätzliche Kriterien für schweizspezifische Mikroverunreinigungen, neben Gewässergängigkeit, Persistenz und Zulassung in der Schweiz (Eines der Kriterien muss erfüllt sein)		
				Verbreitet in Gewässern und ARA nachgewiesen (>20 % über Bestimmungsgrenze)	Vereinzelt in hohen Konzentrationen in Gewässern (>100 ng/L) und verbreitet in ARA nachgewiesen (>20 %)	Hohe spezifische Toxizität
Arzneimittel						
Atenolol (Betablocker)	29122-68-7	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X	X	
Azithromycin (Antibiotikum)	83905-01-5	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie A			X
Bezafibrat (Lipidsenker)	41859-67-0	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B		X	
Carbamazepin (Antiepileptikum)	298-46-4	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X	X	
Clarithromycin (Antibiotikum)	81103-11-9	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie A	X	X	
Diatrizaot (=Amidotrizoesäure)	117-96-4	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X	X	
Diclofenac (Analgetikum)	15307-86-5	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X	X	
Erythromycin (Antibiotikum)	114-07-8	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X		
Ethinylöstradiol (Synthetisches Östrogen)	57-63-6	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B			X
Ibuprofen (Analgetikum)	15687-27-1	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B-D		X	
Iomeprol (Kontrastmittel)	78649-41-9	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B		X	
Iopamidol (Kontrastmittel)	62883-00-5	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X	X	
Iopromid (Kontrastmittel)	73334-07-3	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X	X	
Mefenaminsäure (Analgetikum)	61-68-7	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X		
Metformin (Antidiabetikum)	657-24-9	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X	X	
Metoprolol (Betablocker)	37350-58-6	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X		
Naproxen (Analgetikum)	22204-53-1	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B		X	
Sotalol (Betablocker)	3930-20-9	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B	X		
Sulfamethoxazol (Antibiotikum)	723-46-6	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie A	X	X	
Trimethoprim (Antibiotikum)	738-70-5	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie A	X		
Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen						
2,4-D (Herbizid)	94-75-7	PSMV	PSMV Anhang 1	X	X	
Carbendazim (Fungizid)	10605-21-7	PSMV / VBP	PSMV Anhang 1 / (EG) Nr. 1451/2007 ⁴⁾	X	X	
Diazinon (Insektizid)	333-41-5	PSMV / VBP	PSMV Anhang 1 & 8 / (EG) Nr. 1451/2007 ⁶⁾	X	X	X
Diethyltoluamide (DEET) (Repellent)	134-62-3	VBP	(EG) Nr. 1451/2007 ²⁾	X	X	
Dimethoat (Insektizid)	60-51-5	PSMV / VBP	PSMV Anhang 1 / (EG) Nr. 1451/2007 ⁷⁾		X	
Diuron (Herbizid)	330-54-1	PSMV / VBP	PSMV Anhang 1 / (EG) Nr. 1451/2007 ⁵⁾		X	X
Glyphosat *) (Herbizid)	1071-83-6	PSMV	PSMV Anhang 1	X	X	
Irgarol (Herbizid)	28159-98-0	VBP	(EG) Nr. 1451/2007 ¹⁾			X
Isoproturon (Herbizid)	34123-59-6	PSMV	PSMV Anhang 1	X	X	
MCPA (Herbizid)	94-74-6	PSMV	PSMV Anhang 1	X	X	

Substanz	CAS-Nr.	Rechtliche Grundlagen	Zulassung / Regulierung (Stand April 2010)	Zusätzliche Kriterien für schweizspezifische Mikroverunreinigungen, neben Gewässergängigkeit, Persistenz und Zulassung in der Schweiz (Eines der Kriterien muss erfüllt sein)		
				Verbreitet in Gewässern und ARA nachgewiesen (>20 % über Bestimmungsgrenze)	Vereinzelte in hohen Konzentrationen in Gewässern (>100 ng/L) und verbreitet in ARA nachgewiesen (>20 %)	Hohe spezifische Toxizität
Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen						
Mecoprop und Mecoprop-P (Herbizid)	16484-77-8	PSMV	PSMV Anhang 1	X	X	
Triclosan (Mikrobizid)	3380-34-5	VBP	(EG) Nr. 1451/2007 ³⁾	X		
Stoffe mit Wirkung auf den Hormonhaushalt (endokrine Stoffe, welche nicht als Arzneimittel eingesetzt werden)						
Bisphenol A (BPA) (Additiv)	80-05-7			X	X	
Ostradiol (Natürliches Östrogen)	50-28-2		Natürlicher Stoff			X
Östron (Natürliches Östrogen)	53-16-7		Natürlicher Stoff			X
Nonylphenol (Additiv)	104-40-5	ChemRRV	Einschränkungen	X	X	
Perfluoroctansulfonat (PFOS)	1763-23-1	Chem RRV	Einschränkung ab 2010 (mit nächster ChemRRV Revision)	X	X	
Weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften						
Acesulfam (E950) (künstlicher Süsstoff)	55589-62-3	ZuV	ZuV Anhang 1 (Zugelassen als E950)	X	X	
Benzothiazol (Additiv)	95-16-9			X	X	
Benzotriazol (Komplexbildner, EDTA **)	95-14-7			X	X	
Methylbenzotriazol (Komplexbildner, NTA **)	136-85-6			X	X	
Sucralose (E955) (künstlicher Süsstoff)	56038-13-2	ZuV	ZuV Anhang 1 (Zugelassen als E955)	X	X	

VAM (SR 812.212.21): Arzneimittelverordnung, Arzneimittelzulassung durch Swissmedic, HAM: Humanarzneimittel
TAMV (SR 812.212.27): Tierarzneimittelverordnung, Arzneimittelzulassung durch Swissmedic, VAM: Tierarzneimittel
 HAM und VAM: Kategorien: Die Arzneimittel sind in 5 Kategorien eingeteilt:
 A: Einmalige Abgabe auf ärztliche oder tierärztliche Verschreibung / Remise sur ordonnance médicale ou vétérinaire non renouvelable
 B: Abgabe auf ärztliche oder tierärztliche Verschreibung / Remise sur ordonnance médicale ou vétérinaire
 C: Abgabe nach Fachberatung durch Medizinalpersonen / Remise sur conseil des professionnels de la santé
 D: Abgabe nach Fachberatung / Remise sur conseil spécialisé
 E: Abgabe ohne Fachberatung / Remise sans conseil spécialisé

ChemV: Chemikalien Verordnung (813.11)
ChemRRV: Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (SR 814.81)
 ZuV: Zusatzstoffverordnung vom 22 Juni 2007 (817.022.31)
PSMV: Verordnung über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (SR 916.161), Zugelassene Wirkstoffe sind in Anhang 1
Stockh. Conv.: Stockholm Convention (SR 0.814.03): Alle so markierten Stoffe sind gemäss der Stockholm Convention sogenannte "POPs" (persistent organic pollutants). Sind ebenfalls in ChemRRV der Schweiz berücksichtigt
VBP: Biozidprodukteverordnung (SR 813.129): PA: Produktart gemäss Anhang 10 Biozidprodukteverordnung
 1) Überprüfung im EU Arbeitsprogramm für PA 7, 9, 10, 21
 2) Überprüfung im EU Arbeitsprogramm für PA 19, 22
 3) Überprüfung im EU Arbeitsprogramm für PA 1, 2, 3, 7, 9
 4) Überprüfung im EU Arbeitsprogramm für PA 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13; non-inclusion für PA 6, 13
 5) Überprüfung im EU Arbeitsprogramm für PA 6, 7, 10; non-inclusion für PA 6, 21
 6) Überprüfung im EU Arbeitsprogramm für PA 18
 7) Überprüfung im EU Arbeitsprogramm; non-inclusion für PA 18

*) Glyphosat ist gemäss EPISuite (U.S.EPA 2007), welches in der Kategorisierungsmethode verwendet wird „Ready-Biodegradable“ und würde gemäss den oben beschriebenen Verfahren nicht berücksichtigt. Messungen zeigen jedoch, dass es in der Umwelt vorkommen kann. Glyphosate ist eines der meistverkauften Pflanzenschutzmittel der Welt, wird häufig im Siedlungsbereich eingesetzt und wurde in Oberflächengewässern im µg/L Bereich gefunden (Battaglin et al. 2005; Hanke et al. 2008). Diese hohen Konzentrationen sind weniger durch die Umwelteigenschaften von Glyphosate zu erklären (diese sind im Vergleich zu anderen PSM) als durch den sehr hohen Einsatz (pseudo-persistent).

**) EDTA und NTA sind gemäss EPISuite (U.S.EPA 2007), welches in der Kategorisierungsmethode verwendet wird „Ready-Biodegradable“ und würden gemäss den oben beschriebenen Verfahren nicht berücksichtigt. Messungen von EDTA und NTA in Oberflächengewässern und Grundwasser zeigen jedoch, dass diese Stoffe in die Gewässer gelangen, obwohl das Persistenz-Kriterium gemäss der Kategorisierung nach Götz el al (2010) nicht erfüllt ist, deshalb wurde die Liste um diese Stoffe ergänzt.

2.5 Lokal auftretende Mikroverunreinigungen

Neben den schweizspezifischen Mikroverunreinigungen können auch lokale Belastungen der Gewässer durch andere Stoffe von besonderer Wichtigkeit sein. Viele Stoffe weisen starke regionale Unterschiede im Verbrauch auf, haben lokal-spezifische Anwendungen (zum Beispiel in Industrie und Gewerbe) oder werden aus anderen Gründen nur lokal in wenige Gewässer eingetragen.

Dementsprechend sollte bei der Beurteilung der Wasserqualität mit Mikroverunreinigungen, neben den schweizspezifischen Stoffen, auch abgeklärt werden, ob andere spezifische lokale Belastungen zu erwarten sind. Die lokale Situation muss von den kantonalen Gewässerschutzfachstellen im Einzelfall beurteilt werden. Dazu sind Kenntnisse der im Einzugsgebiet des betreffenden Gewässers verwendeten abwasserrelevanten Stoffe notwendig. Zur Ermittlung lokaler Belastungen, können einzelne Stichproben auf weitere Schadstoffe untersucht werden – beispielweise mittels spurenanalytischer Screeningmethoden.

3. Erhebungskonzept

Das hier vorgestellte Erhebungskonzept für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser fokussiert auf die Erhebung von Stoffen in der Wasserphase, also auf gewässergängige, mobile Mikroverunreinigungen. Die Untersuchung der Partikelphase oder von Sedimenten und Biota wird hier nicht vertieft behandelt.

Für die Erhebung der Belastung oberirdischer Fließgewässer durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser schlagen wir ein Vorgehen in zwei Stufen vor:

- 1) Identifizieren potentiell belasteter Fließgewässer
- 2) Vertiefte Untersuchung potentiell belasteter Fließgewässer - Bestimmen von schweizspezifischen Mikroverunreinigungen und / oder spezifischen lokalen Belastungen

Diese zwei Stufen sind im Folgenden genauer erläutert.

Im Weiteren wird ein Erhebungskonzept für Seen präsentiert. Belastungen durch Mikroverunreinigungen in Seen sind generell tiefer und die Konzentrationen weisen deutlich geringere Dynamiken auf.

3.1 Identifizieren potentiell belasteter Fließgewässer

Erhebungen von Mikroverunreinigungen in Gewässern sind im Vergleich zu anderen gewässerrelevanten Parametern, welche beispielsweise im Rahmen des Moduls Nährstoffe des Modulstufenkonzepts (MSK) des Bundesamtes für Umwelt (Liechti 2010) erhoben werden, aufwändiger und kostenintensiver. Daher sollen Untersuchungen zur Beurteilung der Wasserqualität nur dort durchgeführt werden, wo Hinweise auf eine Belastung der Gewässer vorhanden sind. Als Grundlage für eine Beurteilung der Wasserqualität mittels spurenanalytischer Methoden, sollte eine Übersicht bezüglich der erwarteten Belastung der Gewässer mit Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser erstellt werden. Dazu kann wie folgt vorgegangen werden:

- Ermittlung des *Abwasseranteils* in einzelnen Gewässern bei Niedrigwasser (Q_{347})
- Durchführung einer *orientierenden Messkampagne* mit Stichproben
- Abschätzung der Belastungslage durch Modellrechnungen für ausgewählte Mikroverunreinigungen, die über kommunales Abwasser eingetragen werden.

3.1.1 Ermittlung des Abwasseranteils in einzelnen Gewässern bei Niedrigwasserabfluss Q_{347}

Wie unter Kapitel 2.1. beschrieben, gelangt der grösste Teil der Stoffe aus kommunalem Abwasser mit gereinigtem Abwasser über ARA in die aquatische Umwelt. Die Belastung oberirdischer Gewässer mit Mikroverunreinigungen aus der Siedlung steht also in direktem Zusammenhang mit dem Anteil an gereinigtem kommunalem Abwasser¹.

Die durchschnittliche Abwassermenge kann entweder (1) aus der über die Siedlungsentwässerung an die Gewässer angeschlossene Bevölkerung abgeschätzt werden oder (2) aus den gemessenen Abwassereinleitungen aus kommunalen ARA berechnet werden. Dabei können auch weitergehende Informationen berücksichtigt werden, wie z.B. Einleitungen aus Industrie und Gewerbebetrieben.

Für die Berechnung des maximalen Abwasseranteils wird die Abwassermenge auf den Niedrigwasserabfluss², Q_{347} , des Vorfluters bezogen. Wenn die Abwassermenge aus der über die Siedlungsentwässerung an die Gewässer angeschlossene Bevölkerung abgeschätzt und auf den Q_{347} bezogen wird, können rechnerisch auch Abwasseranteile von mehr als 100% resultieren, falls die abgeschätzte durchschnittliche Abwassermenge höher ist als der Niedrigwasserabfluss des Vorfluters. Diese werden dann auf den theoretisch höchsten Wert von 100% gesetzt.

Der Abwasseranteil in Fliessgewässer ist ein gutes Mass für eine erste Abschätzung der erwarteten Verunreinigung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Mit dieser Information können die Fliessgewässer für genauere Untersuchungen über die Belastung mit Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser ausgewählt werden.

3.1.2 Durchführung einer orientierenden Messkampagne mit Stichproben

Viele kantonale Gewässerschutzfachstellen führen vereinzelt oder regelmässig Stichproben-Messungen durch. Einige Gewässerschutzfachstellen untersuchen auch Sammelproben von fest installierten Probenahmestellen (beispielsweise der Rheinüberwachungsstation, RÜS, in Basel) auf einzelnen Mikroverunreinigungen. Die Untersuchung von Stichproben ist für Stoffe, die kontinuierlich in Gewässer eingetragen werden, eine adäquate Strategie zur Identifizierung belasteter Gewässer und kann konkrete Hinweise auf die Belastungssituation liefern. Im Falle von Stoffen mit komplexem Eintragsmuster, wie z.B. durch Entlastungen aus Mischwasserkanalisation bei Regenwetter, ist eine ereignisbezogene Probenahme erforderlich.

¹ mit Ausnahme von wenigen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, welche in ARA sehr gut abgebaut werden und zu einem bedeutenden Anteil mit ungereinigtem kommunalem Abwasser über Mischwasserentlastungen in die Gewässer eingetragen werden, vergl. Abschnitt 2.2.3 Abbildung 4

² Der Niedrigwasserabfluss Q_{347} , ist der Abfluss-Tagesmittelwert, der im Mittel an 95% der Tage, d.h. im Durchschnitt an 347 Tagen pro Jahr, erreicht oder überschritten wird.

Die Auswahl der gemessenen Mikroverunreinigungen ist für die Interpretation dieser Daten wichtig. Um die Belastung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mit einem relativ kleinen analytischen Aufwand grob abzuschätzen, eignen sich besonders weit verbreitete Stoffe, welche in der mechanisch-biologischen Reinigung der ARA nicht oder ungenügend abgebaut werden. Eine solche Auswahl wird auch für die Beurteilung weitergehender Verfahren in kommunalen ARA vorgeschlagen (Götz et al. 2010):

- Benzotriazol
- Carbamazepin
- Diclofenac
- Mecoprop
- Sulfamethoxazol

Diese Stoffe wurden in schweizweiten Messkampagnen in ARA Ausläufen in über 90% aller gemessenen Proben gefunden. Benzotriazol, Carbamazepin, Mecoprop und Sulfamethoxazol sind langlebige Mikroverunreinigungen, die zu einer Belastung des Grundwassers, der Seen und Meere führen können. Diclofenac kann in Seen photolytisch abgebaut werden, ist aber in Fließgewässern über einige Tage stabil und gelangt über Uferinfiltration ins Grundwasser. In Vorflutern mit hohem Abwasseranteil tritt es ausserdem in kritischen Konzentrationen auf (Buser et al. 1998; Ort et al. 2009; Götz et al. 2010). Diese fünf Indikatorsubstanzen können mit einer einzelnen analytischen Methode simultan gemessen werden. Die chemische Analytik wird in Abschnitt 3.5 genauer beleuchtet.

Neben diesen weit verbreiteten Stoffen können zur Identifizierung einer hohen Belastung durch kommunales Abwasser auch tendenziell weniger umweltrelevante weit verbreitete Leitsubstanzen aus der Siedlung, wie beispielsweise künstliche Süsstoffe oder Koffein als sogenannte „Abwasser-Tracer“ herangezogen werden. Einige künstliche Süsstoffe werden in den ARA mit dem heutigen Ausbaustandard (mechanisch-biologische Reinigung) nicht abgebaut und sind somit hervorragende Tracer für gereinigtes Abwasser. Zwei weit verbreitete Süsstoffe, welche sich als besonders geeignete Tracer für gereinigtes Abwasser aus kommunalen ARA herausgestellt haben sind (Bürge et al. 2009):

- Acesulfam
- Sucralose

Weitere geeignete Tracer für gereinigtes Abwasser sind:

- EDTA
- Bor

Im Gegensatz zu diesen Stoffen werden Koffein und Nikotin in den ARA nahezu vollständig abgebaut. Koffein und Nikotin sind deshalb gute Tracer für ungereinigtes Abwasser, welches durch Entlastungen aus der Mischwasserkanalisation bei Regenwetter in natürliche Gewässer gelangt (Bürge et al. 2006; Bürge et al. 2008; Wittmer et al. 2010).

3.1.3 Abschätzung der Belastungslage durch Modellrechnungen für ausgewählte Mikroverunreinigungen

Die Belastung durch ausgewählte Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser kann über Modellabschätzungen erfasst werden.

Nationales Stoffflussmodell

Im Rahmen des BAFU Projekts Strategie Micropoll wurde mit einem Modell, basierend auf GIS Daten, für die ganze Schweiz eine Situationsanalyse durchgeführt. Es wurde gezeigt, dass für verbreitet und kontinuierlich eingesetzte Stoffe (z.B. Diclofenac und Carbamazepin) die bei Trockenwetter zu erwartende Konzentration im Fließgewässer zuverlässig vorhergesagt werden kann (Ort et al. 2007; Ort et al. 2009). Für Diclofenac und Carbamazepin wurden die modellierten Daten mit Messungen verglichen und es wurde eine gute Übereinstimmung gefunden. Das Modell erlaubt zudem eine Analyse der Wasserqualität auf nationaler, regionaler oder Einzugsgebiets-Ebene und nicht nur einzelner Fließgewässerabschnitte. Anwendungsbeispiele, genauere Erläuterungen und Anwendungseinschränkungen des nationalen Stoffflussmodells für die Schweiz sind in Ort et al. (2007) und Ort et al. (2009) dokumentiert. Das Modell ist in *R* (frei verfügbare Statistik- und multifunktionelle Software, <http://www.r-project.org>) programmiert und kann beim BAFU angefordert werden.

3.2 Vertiefte Untersuchung potentiell belasteter Fließgewässern

Nach der Identifizierung potentiell belasteter Gewässerabschnitte erfolgt in einem zweiten Schritt eine vertiefere Untersuchung. Im Folgenden werden Probenahme, zwei Untersuchungsstrategien, die Berechnung der Umweltkonzentration und die Betrachtung eines ganzen Einzugsgebietes anhand des Beispiels des Bodenseeeinzugsgebietes präsentiert.

3.2.1 Probenahme

Stichproben

Stichproben sind Momentanaufnahmen, welche die Situation im Gewässer zu einem bestimmten Zeitpunkt (oder während eines vernachlässigbar kurzen Intervalls) darstellen. Zeitliche Veränderungen lassen sich durch eine Serie von Stichproben darstellen, wenn die Frequenz der Stichproben höher ist als die zeitlichen Veränderungen der Konzentration des Parameters. Um z.B. einen Tagesgang eines Gewässers einigermaßen genau zu erfassen, sind mindestens 6 Probenahmen nötig.

Angelehnt an das Modul Nährstoffe des MSK (Liechti 2010) werden vier verschiedene Stichprobenarten bezüglich Probenahmefrequenz unterschieden.

- Einzelne Stichproben
- Saisonale Stichproben (4 pro Jahr)
- Periodische Stichproben (> 4 pro Jahr bis wöchentlich)
- Quasi-Kontinuierliche Probenahme (z.B. 12 - 24 pro Tag)

Sammelproben

Im Unterschied zu Stichproben, die eine Momentansituation erfassen, wird bei *Sammelproben* die Konzentrationsdynamik im Gewässer für ein gewisses Zeitintervall (mehrere Stunden bis Tage) gemittelt. Die Mittelung kann zeit-, pegel- oder Q-proportional erfolgen. Als statistische Vergleichsgröße wird das 90. Perzentil vorgeschlagen, obwohl abhängig von der Sammelperiode Konzentrationspitzen und Tagesschwankungen mehr oder weniger stark gedämpft werden. In Tabelle 5 sind die verschiedenen Probenahmearten zusammengefasst.

Tabelle 5: Überblick über die verschiedenen Probenahmefrequenzen (StP = Stichproben, SaP = Sammelproben) angelehnt an Modul Chemie

Bezeichnung	Prinzip	Vorteile	Nachteile	geeignet für
Einzelne StP	Reaktion bei Ereignissen		Momentaufnahme: Kein Trend erfassbar, eventuell nicht repräsentativ (Ausreisser möglich)	Erfassen einer Momentansituation
Saisonale StP	4 StP pro Jahr	<ul style="list-style-type: none"> • präzise Momentaufnahme • kostengünstig 	Jahresgang und kurzfristige Ereignisse werden nicht erfasst	Erfassen der Basisbelastung
Periodische StP	5 - 52 StP pro Jahr		kurzfristige Ereignisse werden nicht systematisch erfasst	Überwachung des chem. Gew.-Zustandes gemäss Modulstufenkonzept
Qualifizierte StP	gepoolte StP von mehreren Stunden	kurzzeitige Fluktuationen geglättet	vergleichsweise aufwändig	Erfassen von Parametern mit grosser Dynamik
Quasi-kontinuierliche StP	12-24 StP pro Tag	<ul style="list-style-type: none"> • kaum Beschränkungen bezüglich Parameter • hohe Empfindlichkeit möglich 	<ul style="list-style-type: none"> • bei längeren Mess-Serien grosse Anzahl von Einzelproben • Aufwand auch bei der Analytik 	<ul style="list-style-type: none"> • Ereignisse mit hoher Dynamik • Tagesdynamik • Wichtige Untersuchungsstellen
Passive integrative Probenahme	Adsorption an festen Sampler	<ul style="list-style-type: none"> • kostengünstige Probenahmeverrichtung • unabhängig von Stromversorgung 	Mittlere Konzentration berechenbar nur bei gut kalibrierten Samplern	Vergleich verschiedener Gewässer
Passive Tages-SaP	QS-Sampler, füllt sich kontinuierlich, druckabhängig	<ul style="list-style-type: none"> • kostengünstige Probenahmeverrichtung • unabhängig von Stromversorgung 	<ul style="list-style-type: none"> • Heikel in Betrieb und Einsatz (sehr sorgfältige Wartung und qualifizierter Einsatz nötig!) • Partikel können angereichert werden 	Beprobung von Hochwasser-Ereignissen
Aktive Tages-SaP	Summe vieler kleiner Teilproben während 24h	<ul style="list-style-type: none"> • definierte und steuerbare Zeitabhängigkeit der integralen Probe • präventive Wirkung durch lückenlose Erhebung 	<ul style="list-style-type: none"> • keine Information über Tagesgang • komplexe Infrastruktur und Installation • abhängig von Stromversorgung • chemische Veränderungen bei Lagerung möglich 	kontinuierliche Überwachung wichtiger Gewässerstellen

3.2.2 Untersuchungsstrategien

Abhängig vom gewünschten Detaillierungsgrad der Untersuchungen sowie den finanziellen und personellen Rahmenbedingungen werden zwei Untersuchungsstrategien unterschieden:

- A) Erhebung der Basisbelastung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser: Messen von saisonalen Stichproben in Gewässern.
- B) Weitergehende Erhebung der Basisbelastung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser und Hinweise auf die Belastung und Konzentrationsdynamik von Mikroverunreinigungen aus Mischwasserentlastungen und Regenkanälen: Untersuchung von Sammelproben oder einzelnen Stichproben bei Trockenwetter und Sammelproben oder quasi-kontinuierlichen Stichproben während einzelnen Regenereignissen.

Der Informationsgehalt der Untersuchung nimmt von A) nach B) deutlich zu.

Untersuchungsstrategie B) ist aufwändig und kann nicht für alle zu untersuchenden Gewässer durchgeführt werden. Es empfiehlt sich in jedem Fall als ersten Schritt die Basisbelastung durch Mikroverunreinigungen mit der Untersuchungsstrategie A) zu erfassen. Um zu entscheiden für welche Gewässerabschnitte Untersuchungsstrategie B) zur Anwendung kommen soll, müssen die Gewässerabschnitte, unter der Berücksichtigung weitergehender Aspekte, priorisiert werden. Folgende Kriterien sollen dabei beachtet werden:

- Gewässerschutzbereiche (z.B. Gewässerschutzbereich A₀¹);
- Ökomorphologie des Gewässers;
- Potentielle Belastung durch andere Quellen (z.B. Landwirtschaft);
- Geplante Ausbauprojekte (z.B. stehen Sanierungen oder Zusammenschlüsse von ARA an?);
- Die Bedeutung der Gewässer als Lebensraum für die davon abhängige Tier und Pflanzenwelt, samt deren Artenreichtum, namentlich auch für die Fischfauna, deren Ertragsreichtum und natürliche Fortpflanzung

Welche Gewässer unter Berücksichtigung oben genannter Kriterien nach Untersuchungsstrategie B) erhoben werden sollen, muss im Einzelfall entschieden werden.

A) Erfassen der Basisbelastung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

Diese Untersuchungsstrategie empfiehlt sich zur systematischen Erfassung der Basisbelastung eines Fließgewässers, für welches Hinweise auf eine erhöhte Belastung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser vorhanden sind.

Um die Basisbelastung mit Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser systematisch zu erfassen oder zu überwachen, schlagen wir für die Stichproben folgende Probenahmestrategie vor:

- Stichproben mindestens viermal jährlich (saisonal) oder häufiger (periodisch, z.B. 12 Mal im Jahr)
- Probenahme unter der Woche und nicht zu Ferienzeiten (vor allem für kleinere Vorfluter bzw. ARA)

Ergänzend können auch saisonale Proben von ARA-Abläufen gemessen werden, wobei die Konzentration im Fließgewässer über den Abwasseranteil im Fließgewässer abgeschätzt werden kann. Der Vorteil dieser Strategie ist, dass die meisten ARA beim Auslauf routinemässig 24-Stunden Sammelproben nehmen. Dadurch können etwaige durch Stichproben verursachte Artefakte, welche nicht die allgemeine Belastungslage widerspiegeln, minimiert werden. Im Gegenzug kommt dafür eine zusätzliche Unsicherheit durch die Extrapolation vom ARA-Abwasser auf die natürlichen Gewässer dazu und die erfasste Belastung beschränkt sich auf den Eintragspfad von Mikroverunreinigungen mit gereinigtem kommunalem Abwasser.

¹ Gewässerschutzbereich A₀: Der Gewässerschutzbereich A₀ umfasst das oberirdische Gewässer und dessen Uferbereiche, soweit dies zur Gewährleistung einer besonderen Nutzung erforderlich ist. (GSchV Anhang 4)

Mit dieser Probenahmestrategie können Mikroverunreinigungen, welche in erster Linie durch *gereinigtes kommunales Abwasser* in Gewässer eingetragen werden, zuverlässig erfasst werden. Mikroverunreinigungen aus ungereinigtem kommunalem Abwasser, welche über *Mischwasserentlastungen* oder *Regenkanäle* in Gewässer eingetragen werden oder welche eine deutliche Saisonalität in der Anwendung aufweisen, können mit dieser Untersuchungsstrategie nicht quantitativ erfasst werden. Die Untersuchung von saisonalen Stichproben kann aber durchaus Hinweise auf das vorhandene Stoffspektrum dieser Mikroverunreinigungen geben.

Zur Erfassung der Basisbelastung sollen die Stoffe aus der Liste der schweizspezifischen Stoffe untersucht werden. In Abschnitt 3.3 sind gängige analytische Methoden zur Erfassung der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser angegeben. Einige Stoffe aus der Liste der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen, insbesondere Kontrastmittel, Tenside und Östrogene, sind analytisch schwierig zu erfassen. Diese Stoffe müssen für die Erhebung der Basisbelastung nicht zwingend bestimmt werden. In erster Linie empfiehlt es sich auch hier von den am weitesten verbreiteten Stoffen auszugehen, welche in relativ hohen Konzentrationen vorkommen (zwischen 10 und 500 ng/L, vergl. Tabelle 3). Dazu gehören beispielsweise Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Mecoprop und Sulfamethoxazol. Das untersuchte Stoffspektrum kann aufgrund von Erfahrungswerten aus vorhergehenden Probenahmen angepasst werden. Wenn Hinweise auf spezielle Mikroverunreinigungen aus lokalen Einträgen vorhanden sind (siehe Kap 3.4), sollten diese zusätzlichen Stoffe nach Möglichkeit ebenfalls berücksichtigt werden.

Bei der Erfassung der Basisbelastung mit Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser sollten möglichst Wirkstoffe ausgewählt werden, welche näherungsweise kontinuierlich in Gewässer eingetragen werden (vergl. Tabelle 3, Eintragsdynamik). Die Messung von schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser mit Anwendung im Aussenbereich, wie Biozide, Pflanzenschutzmittel und Stoffe aus dem Materialschutz kann zusätzlich Hinweise auf die Gewässerbelastung liefern. Für eine genauere Untersuchung dieser Belastungen empfiehlt sich die unten vorgestellte Untersuchungsstrategie B) anzuwenden.

Die chemische Analytik von Mikroverunreinigungen ist im Verhältnis zur Probenahme mit Stichproben für die Erfassung der Basisbelastung, vergleichsweise aufwändig und teuer. Um Artefakte zu verhindern und kurzzeitige Fluktuationen zu glätten, können an Stelle einer einzelnen saisonalen Stichprobe, mehrere Stichproben während einigen Stunden entnommen und für die Messung gemischt werden (qualifizierte Stichproben). Dieses Vorgehen ist immer sinnvoll, wenn der Aufwand der Probenahme im Vergleich zur Messung relativ gering ist und eine repräsentative resp. gemittelte Probe erwünscht ist. Falls eine schnelle zeitliche Dynamik abgebildet werden soll, ist das Zusammenlegen von Stichprobendaten kein geeignetes Mittel.

Die hier vorgeschlagene Probenahmefrequenz für Mikroverunreinigungen wird auch in den Wasserrahmenrichtlinien vorgesehen. Die WRRL sehen eine Probenahmefrequenz von 12 Proben pro Jahr für prioritäre Stoffe und vier Proben pro Jahr für andere wichtige Mikroverunreinigungen vor (WRRL Anhang V.1.3.4). Dieser Vorschlag wurde unter Anderem von der Expertengruppe für Analyse und Monitoring der prioritären Stoffe unterstützt (Brättemark et al. 2005).

B) Weitergehende Erhebung der Basisbelastung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser und Hinweise auf die Belastung und Konzentrationsdynamik von Mikroverunreinigungen aus Mischwasserentlastungen und Regenkanälen

Um die Unsicherheit respektive die Variabilität durch die Probenahme für näherungsweise kontinuierlich eingetragene Mikroverunreinigungen weiter zu verkleinern, können anstelle von einzelnen Stichproben Sammelproben entnommen werden. Für die Untersuchung von Fliessgewässern mit fest installierten automatischen Probenahmeverrichtungen ist dies der Entnahme von einzelnen oder qualifizierten Stichproben in jedem Fall vorzuziehen. Aktive Probenahmeverrichtungen sind beispielsweise die NADUF Stationen (Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer, www.naduf.ch), welche bei einigen grösseren Fliessgewässern installiert sind. Es hat sich gezeigt, dass mit Wochenmischproben von NADUF Stationen auch Mikroverunreinigungen, welche eine grössere Variabilität im Eintrag aufweisen, wie beispielsweise die Biozide Carbendazim und Diuron, gut erfasst werden können (van der Voet und Stamm 2010). An vielen kleineren Fliessgewässern, welche teilweise sehr hohe Abwasseranteile haben, sind keine automatischen Probenahmeverrichtungen angebracht. Wenn die Belastung dieser Fliessgewässer mit kontinuierlich eingetragenen Mikroverunreinigungen genauer betrachtet werden soll, empfiehlt es sich, mobile aktive Probenahmestationen für die Dauer der geplanten Untersuchung einzurichten. Mit Mischproben über einige Tage während Trockenwetter können Artefakte aufgrund variablen Eintrags von Stoffen aus dem Innenbereich geglättet werden.

Die Stoffauswahl für Messungen von Proben bei Trockenwetter erfolgt analog zur Untersuchungsstrategie A. Ausgehend von den schweizspezifischen Stoffen sollen in erster Linie weit verbreitete Stoffe aus kommunalem Abwasser berücksichtigt werden und gegebenenfalls aufgrund von Erfahrungswerten zum untersuchten Fliessgewässer angepasst werden.

Mit automatischen Probenahmeverrichtungen oder quasi-kontinuierlichen Stichproben können Dynamiken und Einträge über Mischwasserentlastungen oder Regenkanäle während einzelnen Regenereignissen erhoben und Hinweise auf die Belastung und Konzentrationsdynamik von Mikroverunreinigungen aus Mischwasserentlastungen und Regenkanälen im Allgemeinen gewonnen werden. Dynamische Einträge von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser über Mischwasserentlastungen und Regenkanäle sind für kleinere Fliessgewässer von Bedeutung. In Untersuchungen wurde gezeigt, dass die Konzentrationen von Mikroverunreinigungen aus dem kommunalen Abwasser kurzzeitig stark ansteigen können (Wittmer et al. 2010).

Bei Regenereignissen werden auch Stoffe aus anderen Quellen als aus kommunalem Abwasser in die Gewässer eingetragen. Diese Eintragspfade wie z.B. der Eintrag durch Abschwemmungen oder Drainagen von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft werden hier nicht weiter behandelt. Einträge von Pflanzenschutzmittel aus der Landwirtschaft wurden in der Vergangenheit intensiv untersucht. Dabei wurden in verschiedenen Studien explizite Beprobungen von Regenereignissen vorgenommen. Eine Vorschlag einer angemessenen Probenahmestrategie für kleine Fliessgewässer findet sich beispielsweise in (Stamm et al. 2006) oder auch in Berichten von kantonalen Gewässerschutzfachstellen (AWEL Abteilung Gewässerschutz 2004; AFU St. Gallen 2009; AWEL Abteilung Gewässerschutz 2009). Das Erstellen eines schweizweit einheitlichen Beurteilungskonzeptes ist Gegenstand des aktuellen BAFU Projektes „Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen“, welches Anfangs 2010 begonnen hat.

In Tabelle 6 sind die vorgestellten Untersuchungsstrategien zusammengefasst.

Tabelle 6: Zusammenfassung der Untersuchungsstrategien für vertiefte Untersuchungen von potentiell mit Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser belasteten Fließgewässern.

	Untersuchungs-Strategie A	Untersuchungs-Strategie B
Beschreibung	Erfassen der Basisbelastung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser	Weitergehende Erhebung der Basisbelastung durch Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser und Hinweise auf die Belastung und Konzentrationsdynamik von Mikroverunreinigungen aus Mischwasserentlastungen und Regenkanälen
Voraussetzungen, vorangegangene Untersuchungen	<ul style="list-style-type: none"> • Identifizieren potentiell belasteter Fließgewässer 	<ul style="list-style-type: none"> • Identifizieren potentiell belasteter Fließgewässer • Priorisierung der als potentiell belastet identifizierten Fließgewässern
Erfasste Eintragspfade von kommunalem Abwasser	<ul style="list-style-type: none"> • gereinigtes Abwasser (ARA) 	<ul style="list-style-type: none"> • gereinigtes Abwasser (ARA) • Hinweise auf Mischwasserentlastungen (in Mischsystemen) • Hinweise auf Regenkanäle (in Trennsystemen)
Nicht erfasste Eintragspfade von kommunalem Abwasser	<ul style="list-style-type: none"> • Mischwasserentlastungen (in Mischsystemen) • Regenkanäle (in Trennsystemen) • Leckagen in der Kanalisation 	<ul style="list-style-type: none"> • Leckagen in der Kanalisation
Mikroverunreinigungen (MV)	<ul style="list-style-type: none"> • kontinuierlich eingetragene MV aus Innenbereich • Hinweise auf komplex eingetragene MV aus Innenbereich 	<ul style="list-style-type: none"> • kontinuierlich eingetragene MV aus Innenbereich • komplex eingetragene MV aus Innenbereich • komplex eingetragene MV aus Aussenbereich
Probenahme	<ul style="list-style-type: none"> • Stichproben (saisonal oder häufiger, z.B. monatlich) 	<ul style="list-style-type: none"> • Sammelproben oder ggf. Stichproben zum Erfassen der Basisbelastung • Sammelproben oder quasi-kontinuierliche Stichproben über Regenereignisse
Metadaten	<ul style="list-style-type: none"> • Abschätzen des Niedrigwasserabflusses (Q_{347}) 	<ul style="list-style-type: none"> • Abschätzen des Niedrigwasserabflusses (Q_{347}) • Abflussmessungen über Regenereignisse

3.2.3 Umweltkonzentration (EC)

Um eine Bewertung der überprüften Gewässerstelle vornehmen zu können muss aus den erhobenen Daten (gemessene Umweltkonzentration, MEC = „measured environmental concentration“) ein statistischer Wert auf Basis eines normierten statistischen Verfahrens errechnet werden, z.B. die Umweltkonzentration (EC = „environmental concentration“). Die EC ist eine kritische Grösse für die Zustandsbeurteilung des Gewässers und ist direkt vom dabei angewendeten statistischen Verfahren abhängig.

Normalisieren der gemessenen Umweltkonzentration (MEC)

Um die Vergleichbarkeit der Messdaten zu gewährleisten, können die MEC auf den Niedrigwasserabfluss Q_{347} normalisiert werden. Der Q_{347} kann aus Abflussmessungen ermittelt oder, falls keine Messdaten vorhanden sind, gegebenenfalls inter- oder extrapoliert werden (Ort et al. 2007).

Die Normalisierung der MEC auf den Q_{347} , resultiert generell in höheren Umweltkonzentrationen und bildet eine realistische „worst-case–Situation ab. Dementsprechend die Normalisierung der Daten auf den Q_{347} im Sinne des Vorsorgeprinzips sinnvoll. Eine Normalisierung der Messdaten auf den Q_{347} bildet jedoch nicht die Durchschnittssituation im Gewässer ab und bringt eine zusätzliche Unsicherheit ein. Je nach Fragestellung, können die MEC auch nicht normalisiert verwendet werden.

Berechnung der mittleren Umweltkonzentration (EC)

Die EC kann aus den Messwerten folgendermassen ermittelt werden: Arithmetischer Mittelwert, geometrischer Mittelwert, Median oder andere Perzentile (Liechti 2010). Um die Vergleichbarkeit der Resultate von Fliessgewässeruntersuchungen verschiedener Fachstellen zu verbessern, wird im *Modul Nährstoffe* das 90. Perzentil für mindestens 12 Stichproben vorgeschlagen (Liechti 2010).

Da die analytische Messung von Mikroverunreinigungen ungleich aufwändiger und teurer ist, kann die EC für die Erfassung der Basisbelastung auch aus dem Mittelwert der auf den Niedrigwasserabfluss normalisierten Konzentrationen von vier saisonalen Stichproben bestimmt werden. Wenn der Unterschied zwischen der kleinsten und der grössten normalisierten Konzentration mehr als eine Grössenordnung beträgt, sollten aber zusätzliche Stichproben oder Sammelproben in Betracht gezogen werden.

3.2.4 Betrachtung von Einzugsgebieten

Die Betrachtung ganzer Einzugsgebiete gibt einen umfassenderen Zusammenhang und weiterreichende Informationen als die Betrachtung einzelner Fliessgewässerabschnitte. Dabei werden mehrere ausgewählte Stellen innerhalb eines Einzugsgebiete beprobt, wobei bezüglich Probenahmehäufigkeit- bzw. -strategie wiederum zwischen dem Erfassen der Basisbelastung und dem Erfassen der Konzentrations- bzw. Frachtdynamik unterschieden werden kann.

Bei der Erfassung der Basisbelastung mit saisonalen Stichproben von mehreren Stellen in einem Einzugsgebiet sind grundsätzlich die gleichen Aussagen möglich wie bei saisonalen Stichproben einzelner Flussabschnitte. Dabei können jedoch durch eine geschickte Probenahmestrategie und anschließende Frachtbilanzierung über das Einzugsgebiet die Hauptquellen verschiedener problematischer Stoffe identifiziert werden. Zusätzlich können vorhandene, z.B. aus früheren Kampagnen gewonnene Informationen auf ihre Plausibilität überprüft werden.

Mit geeigneten Methoden können die erhobenen Ergebnisse auf nicht untersuchte Flussabschnitte inter- oder extrapoliert werden. Dies ist jedoch nur möglich bei detaillierten Informationen über das gesamte Fliessgewässersystem (beispielsweise Abflussinformationen, Anteil Abwasser, etc.). Die GIS basierten Modellrechnungen von Ort et al. (2009) zeigen, dass mit der Betrachtung ganzer Einzugsgebiete detaillierte Reduktionsstrategien entworfen werden können. So ist beispielsweise die Belastung eines Fliessgewässerabschnitts selten das Resultat der Einleitung einer einzelnen ARA, sondern die kumulierte Belastung aller oberhalb liegenden Quellen. Mit dem Verändern einer einzelnen Quelle sind somit auch verschiedene Gewässerabschnitte im Einzugsgebiet betroffen.

Im Abschnitt 5.4 wird eine Analyse von 543 Gewässerabschnitten, am Beispiel von sechs Mikroverunreinigungen, gezeigt.

3.3 Untersuchungen von Seen (Freiwasser)

Als Trinkwasserressourcen sind in der Schweiz neben grösseren Flüssen, wie beispielsweise der Rhein, die Rhone oder die Thur, mittelgrosse bis grosse Seen von besonderer Bedeutung. Im Folgenden wird eine Übersicht über Untersuchung von Seen auf Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser gegeben.

Die hier vorgestellte Probenahmeanleitung ist nur für folgende Randbedingungen gültig:

- für Mikroverunreinigungen, die kontinuierlich eingetragen werden
- für Freiwasser (Pelagial); Mikroverunreinigungen, die sich in den Sedimenten oder an Partikeln ansammeln werden damit nicht erfasst
- für Monitoring Zwecke (Erfassen der Basisbelastung, keine Informationen zu Konzentrations- oder Frachtgradienten).

3.3.1 Konzentrationsdynamik von Mikroverunreinigungen in Seen

Im Vergleich zu Fliessgewässern kommen Mikroverunreinigungen in Seen generell in niedrigeren Konzentrationen vor und weisen weniger ausgeprägte Konzentrationsdynamiken auf. Durch die längere Wasseraufenthaltszeit (Monate bis mehrere Jahre), werden Abbauprozesse mit kleiner Rate (lange Zeitkonstante) von Bedeutung, welche in Fliessgewässern vernachlässigbar sind, wie beispielsweise der photolytische Abbau.

Für die Erhebung in Seen ist generell die zeitliche Auflösung der Proben von geringerer Bedeutung als in Fliessgewässern. In Tabelle 7 sind Benzotriazol Messungen im Bodensee vom Mai 2009 bis Oktober 2009 angegeben. Die Konzentrationen im Hypolimnion sind relativ konstant. Im Epilimnion sind die monatlichen Unterschiede grösser.

Tabelle 7: Im Bodensee (Seemitte) gemessene Konzentrationen von Benzotriazol in verschiedenen Wassertiefen im Jahr 2009 (Moschet 2010).

Tiefe	Konzentration (ng/L)				
	Mai 2009	Juni 2009	Juli 2009	August 2009	Oktober 2009
1 m	110	87	78	66	79
2.5 m	110	79	76	66	79
10 m	110	82	77	64	79
100 m	120	110	110	100	120
230 m	120	110	110	100	120

Die horizontale Durchmischung des Wasserkörpers ist ab einer Wassertiefe von ca. 4-5 m generell schneller als die vertikale. Das heisst, es werden keine grossen Unterschiede erwartet bei der Beprobung des Freiwassers an verschiedenen Stellen im See. Dies hängt jedoch immer von den Strömungsverhältnissen im See ab und ist für andere Stoffe und Parameter, welche weniger persistent sind, nicht unbedingt gültig. Für die mittleren und grossen Seen in der Schweiz kann man von einer horizontalen Homogenisierungszeit von ca. einem Monat ausgehen. Stoffe mit einer mittleren Lebensdauer (τ) kleiner als ein Monat sind inhomogen, Stoffe mit $\tau > 1$ Monat sind recht homogen verteilt. Für die untersuchten Mikroverunreinigungen wurde selbst für Seen, welche aus verschiedenen einzelnen Wasserkörpern bestehen, wie das im Beispiel des Bodensees der Fall ist, gezeigt, dass

die Konzentrationsunterschiede von persistenten Mikroverunreinigungen zwischen verschiedenen Probenahmestellen relativ gering sind (Abbildung 7). Da der Rheinsee und der Zellersee abgekoppelt vom Hauptbecken des Bodensees sind, sind die ähnlichen Konzentrationen nicht aufgrund der schnellen Durchmischung zu erklären, sondern die verschiedenen Gewässer scheinen einer sehr ähnlichen Belastung ausgesetzt zu sein. Dies kann auch aufgrund einer höheren Aufenthaltszeit bzw. Persistenz der Mikroverunreinigungen verglichen mit der Wasseraufenthaltszeit des Hauptbeckens erklärt werden.

● Probenahmepunkte

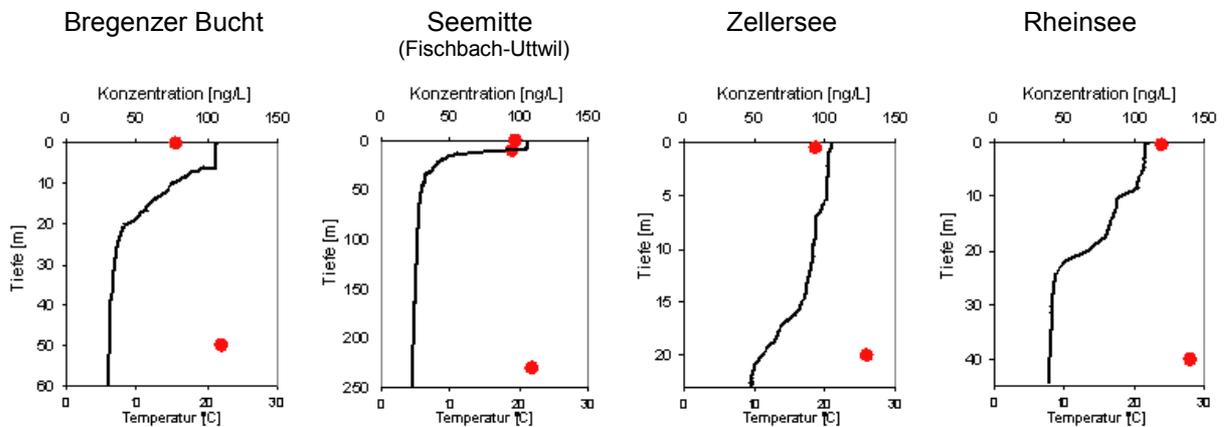


Abbildung 7: Angabe der Probenahmepunkte im Bodensee und Tiefenprofile von vier verschiedenen Standorten des Bodensees mit Angabe von Benzotriazolkonzentrationen. Alle gemessenen Konzentrationen bewegen sich zwischen 70 und 120 ng/L.

3.3.2 Erhebung von Mikroverunreinigungen in Seen

Die Basisbelastung mit Mikroverunreinigungen im Freiwasser von mittleren bis grösseren Seen kann aufgrund der im Vergleich zu Fließgewässern kleineren Konzentrationsdynamik mit weniger Proben erfasst werden. Für die Probenahme müssen dabei folgende Punkte beachtet werden:

- Für Seen, welche im Winter durchmischen, müssen eine Probe des durchmischten Wasserkörpers sowie mindestens je eine Probe von Epi- und Hypolimnion in der Zeit, in der der See geschichtet ist, genommen werden. Wichtig ist, dass man die einzelnen Proben für

Epi- und Hypolimnion im Herbst (Oktober) nimmt, da sich die Konzentrationsdifferenz (falls vorhanden) über die Stratifikation verstärkt.

- Aufgrund der üblicherweise schnellen horizontalen Durchmischung von Seen ist es für eine orientierende Bestimmung von Mikroverunreinigungen in den meisten Seen ausreichend, das Freiwasser an ein bis zwei Stellen des Sees in verschiedenen Tiefen zu beproben. Wenn mehrere isolierte Becken bestehen, dann soll mindestens eine Probe pro Becken genommen werden. Dies hängt jedoch von den Mischungsverhältnissen im See ab, welche für eine Untersuchungsstrategie von grosser Wichtigkeit sind und in jedem Fall für die Probenahme im Einzelfall berücksichtigt werden müssen.

3.3.3 Stoffauswahl

Als Stoffauswahl kann die Liste der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen als Basis genommen werden. Allerdings kann sich das Stoffspektrum aufgrund der längeren Aufenthaltszeit in Seen (Monate bis Jahre) im Vergleich zu Fliessgewässern, wo sich die Aufenthaltszeit im Bereich von Tagen befindet, verschieben. So wird beispielsweise Diclofenac aufgrund des photolytischen Abbaus, welcher in Fliessgewässern nicht stark ins Gewicht fällt, in grösseren Seen kaum gefunden. In Tabelle 8 sind die schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aufgelistet, welche im Substanzscreening des Bodensees (Singer et al. 2009) in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen gefunden wurden.

Tabelle 8: Substanz-Screening im Bodensee (Seemitte) im Jahr 2008. Konzentrationen in ng/L (Singer et al. 2009). Im See nachgewiesene schweizspezifische Mikroverunreinigungen.

Substanzen	Stoffgruppe	Konzentrationen in ng/L		
		Seetiefe 1 m	Seetiefe 10 m	Seetiefe 230 m
Atenolol*	Arzneimittel	0.8	0.8	< 0.2
Carbamazepin*		7	8	12
Clarithromycin*		< 0.5	(1)	(2)
Metformin		(43)	(52)	(47)
Metoprolol*		0.9	1	2
Sotalol*		< 0.1	0.8	0.9
Sulfamethoxazol*		(4)	7	12
Tramadol		2	(3)	(4)
Trimetoprim*		0.4	< 0.1	< 0.1
Carbendazim*		Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften	4	4
Diethyltoluamid (DEET)	8		7	6
Diuron*	5		6	5
Irgarol*	1		1	1
Isoproturon	0.7		1	2
MCPA*	2		2	<1
Mecoprop*	5		4	2
Benzotriazol*	Weitere Stoffe mit umwelt- relevanten Eigenschaften		97	95
Methylbenzotriazol		32	33	<25
Sucralose*		13	14	<5

Zahl = Befunde mit 5.5 IPs¹

(Zahl) = Befunde mit 2 IPs

<Zahl = unterhalb der Bestimmungsgrenze

* Quantifizierung über isotopenmarkierten internen Standard

¹ IPs (Identification-Points): Punkte für die eindeutige Identifizierung von Ionen (2002/657/EC).

3.3.4 Massenbilanz und Stofffracht

Zur Verifizierung und Verallgemeinerung der Messdaten ist es sinnvoll eine Massenbilanz aufzustellen und mit einem einfachen Seenmodell (Reaktions-1 Box Modell) die erwarteten Konzentrationen im See zu berechnen. Ein einfaches Modell für eine solche Berechnung, welches nur wenige Parameter braucht, ist beispielsweise MASAS-(Modeling Anthropogenic Substances in Aquatic Systems)-light (Ulrich et al. 1995). Als Inputdaten können die Verbrauchszahlen der entsprechenden Stoffe auf den Abwasseranteil, resp. die Anzahl der angeschlossenen Einwohner normalisiert verwendet werden.

Für Mikroverunreinigungen, welche massgeblich an Partikel, Sediment oder Biomasse binden, ist es, notwendig die Sorption dieser Stoffe zu berücksichtigen. Dazu müssten zusätzliche Phasen als die Wasserphase untersucht werden. Ein Beispiel für eine solche umfangreiche Untersuchung ist die Analyse und Massenbilanzierung von Explosivstoffen im Thuner- und Brienersee (Schmid et al. 2009).

3.4 Identifizieren von spezifisch lokalen Gewässerbelastungen

Die in Abschnitt 2.4 vorgeschlagenen schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser sind nur repräsentativ für die Belastung aus einer durchschnittlichen kommunalen ARA. Neben diesen Stoffen können auch Einleitungen anderer Mikroverunreinigungen lokal die Wasserqualität beeinträchtigen, wie z.B. Einleitungen aus Industrie- und Gewerbebetrieben oder Einträge von Stoffen, die nur in bestimmten Regionen verwendet werden. Diese zusätzliche Belastung der Gewässer sollte in einem Untersuchungskonzept ebenfalls berücksichtigt werden.

Dies bedingt Kenntnisse der lokalen Gegebenheiten.

Wichtige Hinweise können aus der Zusammenarbeit mit den lokalen Unternehmen gewonnen werden. Anhand von periodisch aktualisierbaren Stoffinventaren von Abwassereinleitungen o.ä. können Schadstoffemissionen eruiert und gegebenenfalls vermindert werden.

3.4.1 Analytische Screening Methoden

Unbekannte Spurenstoffe in Gewässern zu identifizieren ist analytisch sehr anspruchsvoll und nur in Einzelfällen möglich. In der Umweltanalytik wurden jedoch Methoden entwickelt, welche dies - mit verschiedenen Einschränkungen - ermöglichen. Beispielsweise kann mit hochauflösender Massenspektrometrie im Zusammenhang mit Flüssigchromatographie ein so genanntes „Non-Target-Screening“ durchgeführt werden. Dabei können unbekannte Stoffe, welche in relativ grossen Mengen vorkommen, identifiziert werden, sofern sie grundsätzlich mit der angewandten Methode detektierbar sind (Singer et al. 2008; Singer et al. 2010).

3.4.2 Sorbierende Stoffe

Bei modernen Kanalisationen mit ausreichend dimensionierten Regenrückhaltebecken und einer fachgerecht betriebenen ARA werden stark sorbierende Stoffe in der Regel gut aus dem Abwasser entfernt. Daher wurden diese nicht in der Liste der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen berücksichtigt. Je nach Art der Schadstoffquellen sowie Qualität und Ausbaugrad der Kanalisations- und Abwasserreinigungsinfrastuktur können lokal relevante Mengen an stark sorbierenden Stoffen in die Gewässer eingetragen werden. Diese lassen sich in der Regel nicht in der Wasserphase der Gewässer nachweisen, können jedoch in Pflanzen, Tieren, Mikroorganismen, Schwebstoffen oder Sedimenten angereichert werden und so lokal die Wasserqualität beeinträchtigen. Beispiele für solche

Stoffe sind polychlorierte Biphenyle (PCBs), polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), etc. Auch aus diffusen Quellen können sorbierende Stoffe in die Gewässer eingetragen werden. Ein Beispiel ist der partikelgebundene Transport von alten Pestiziden wie Aldrin oder DDT durch die Atmosphäre mit anschließender Deposition oder Regenauswaschung (Scheringer 1997).

Je nach Situation müssen solche Stoffe in zusätzlichen Untersuchungen berücksichtigt werden. Die Untersuchung von stark sorbierenden Stoffen setzt ein weitergehendes Probenahmekonzept als das hier vorgestellte voraus. Häufig müssen die Biomasse oder Sedimente untersucht werden. Probenahmekonzepte für Festphasen werden hier nicht weiter behandelt.

3.5 Spurenanalytische Methoden zur Bestimmung der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen

In den neusten Entwicklungen in der organischen Spurenanalytik haben sich Flüssigchromatographische Methoden (HPLC) gekoppelt an Massenspektrometrie (MS) oder an Tandem-Massenspektrometrie (MS-MS) für die Bestimmung von gewässergängigen Stoffen immer mehr durchgesetzt. Viele der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser können mit HPLC-MS-MS gemessen werden.

Einige der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser wurden von kantonalen Gewässerschutzfachstellen in einzelnen Untersuchungsprogrammen über Mikroverunreinigungen bereits integriert z.B. (AWEL Abteilung Gewässerschutz 2004; AWEL Abteilung Gewässerschutz 2005; AFU St. Gallen 2009). In den meisten Fällen wurden die chemische Analytik der Arzneimittel und Industriechemikalien durch Speziallabors durchgeführt (z.B. TZW Karlsruhe, Abteilungen Umweltchemie und Umwelttoxikologie Eawag). Zunehmend werden diese Mikroverunreinigungen aber auch von den Labors der kantonalen Gewässerschutzfachstellen gemessen. Einige kantonale Gewässerschutzfachstellen messen zurzeit im Haus routinemässig polare Pflanzenschutzmittel wie Atrazin, Diazinon oder Mecoprop. Dies wird häufig simultan mit sogenannten Multikomponentenmethoden gemacht. Ein Grossteil der ausgewählten schweizspezifischen Mikroverunreinigungen in kommunalem Abwasser lässt sich in solche, schon vorhandenen Multikomponentenmethoden integrieren. Für fast alle schweizspezifischen Mikroverunreinigungen sind isotopenmarkierte interne Standards kommerziell erhältlich, welche für die zuverlässige Bestimmung von Substanzen in matrixbelasteten Umweltproben wie Abwasser oder Oberflächenwasser unerlässlich sind.

Einige Substanzen auf der Liste der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser stellen jedoch an die analytischen Methoden besondere Anforderungen oder kommen in Gewässern nur in sehr tiefen Konzentrationen vor, welche schwierig zu erfassen sind. Eigenschaften von Stoffen, welche die Analyse mit HPLC-MS/MS Methoden besonders anspruchsvoll machen sind: (1) Hohe Polarität, (2) starke Sorption, (3) Instabilität in wässriger Lösung (beispielsweise Abspaltung von Wasser). Gewisse Stoffe können auch eine schlechte Empfindlichkeit bei der Ionisierung und dementsprechend eine schlechte Nachweisempfindlichkeit haben. Die Nachweisempfindlichkeit kann jedoch stark geräteabhängig sein.

3.5.1 Analytisches Verfahren: Übersicht

In Tabelle 9 sind gängige analytischen Methoden für alle schweizspezifischen Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser angegeben sowie Referenzen zu Fachliteratur für die analytisch problematischen Stoffe. Es ist bei allen analytisch problematischen Stoffen auch angegeben, welche zusätzlichen Schwierigkeiten für die chemische Analytik auftreten.

Tabelle 9: Schweizspezifische Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser: Gängige analytische Methoden, analytisch problematische Stoffe und Referenzen zu Fachliteratur. Kursiv geschriebene Substanzen sind analytisch überdurchschnittlich aufwändig oder problematisch.

CAS-Nr.	Substanz	Stoffgruppe (Untergruppe)	Summenformel	Mol-masse	Vorschlag für gängige analytische Method						Zusätzliche Schwierigkeiten für die chemische Analytik				Referenzen zu Fachliteratur für Stoffe mit speziellen analytischen Schwierigkeiten
					Flüssig-Chromatographie	Gaschromatographie	Dektion	sehr polar (Anreicherung und Chromatographie)	sorptiv	nicht stabil in wässriger Lösung	Nachweisempfindlichkeit	Stoff in vielen Medien vorhanden (Blindwert)			
Arzneimittel															
29122-68-7	Atenolol	Betablocker	C ₁₄ H ₂₂ N ₂ O ₃	266.2	HPLC	GC	MS						X		
83905-01-5	Azithromycin	Antibiotikum	C ₃₈ H ₇₂ N ₂ O ₁₂	748.5	HPLC		MS								
41859-67-0	Bezafibrat	Lipidsenker	C ₁₉ H ₂₀ ClNO ₄	361.1	HPLC		MS								
298-46-4	Carbamazepin	Antiepileptikum	C ₁₅ H ₁₂ N ₂ O	236.1	HPLC	GC	MS								
58955-93-4	Carbamazepin-10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxy	Transformationsprodukt	C ₁₅ H ₁₄ N ₂ O ₃	270.1	HPLC		MS								
81103-11-9	Clarithromycin	Antibiotikum	C ₃₈ H ₆₉ NO ₁₃	747.5	HPLC		MS								
117-96-4	Diazepam (=Amidotrizeensäure)	Kontrastmittel	C ₁₁ H ₉ ClN ₂ O ₄	613.8	HPLC		MS	X					X		(Hollender et al. 2009; Weissbrodt et al. 2009)
15307-86-5	Diclofenac	Analgikum	C ₁₄ H ₁₁ Cl ₂ N ₂ O ₂	295.0	HPLC	GC	MS								
114-07-8	Erythromycin ¹⁾	Antibiotikum	C ₃₇ H ₆₇ NO ₁₃	733.5	HPLC		MS			X ^{*)}					
57-63-6	Ethinylöstradiol	Synth. Östrogen	C ₂₀ H ₂₄ O ₂	296.4	HPLC		MS			X			X ^{***)}		(Liscio et al. 2009)
15687-27-1	Ibuprofen	Analgikum	C ₁₃ H ₁₈ O ₂	206.1	HPLC	GC	MS								
78649-41-9	Iopropol	Kontrastmittel	C ₁₇ H ₂₂ I ₃ N ₃ O ₈	776.9	HPLC		MS		X						(Hollender et al. 2009; Weissbrodt et al. 2009)
62883-00-5	Iopamidol	Kontrastmittel	C ₁₇ H ₂₂ I ₃ N ₃ O ₈	776.9	HPLC		MS		X						(Hollender et al. 2009; Weissbrodt et al. 2009)
73334-07-3	Iopromid	Kontrastmittel	C ₁₈ H ₂₄ I ₃ N ₃ O ₈	790.9	HPLC		MS		X						(Hollender et al. 2009; Weissbrodt et al. 2009)
61-68-7	Mefenaminsäure	Analgikum	C ₁₅ H ₁₅ N ₂ O ₂	241.1	HPLC	GC	MS								
657-24-9	Metformin	Antidiabetikum	C ₄ H ₁₁ N ₅	129.1	HPLC		MS								
37350-58-6	Metoprolol	Betablocker	C ₁₅ H ₂₅ NO ₃	267.2	HPLC	GC	MS						X		(Ternes 2001)
22204-53-1	Naproxen	Analgikum	C ₁₄ H ₁₄ O ₃	230.1	HPLC	GC	MS								
3930-20-9	Sotalol	Betablocker	C ₁₂ H ₂₀ N ₂ O ₃ S	272.1	HPLC	GC	MS						X		(Ternes 2001)
723-46-6	Sulfamethoxazol	Antibiotikum	C ₁₀ H ₁₁ N ₃ O ₃ S ₁	253.1	HPLC		MS								
21312-10-7	N4-Acetylsulfamethoxazol	Transformationsprodukt	C ₁₂ H ₁₃ N ₃ O ₄ S	295.1	HPLC		MS								
738-70-5	Trimethoprim	Antibiotikum	C ₁₄ H ₁₈ N ₄ O ₃	290.1	HPLC		MS								
Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen															
94-75-7	2,4-D	Herbizid	C ₈ H ₆ Cl ₂ O ₃	220.0	HPLC		MS								
10605-21-7	Carbendazim	Fungizid	C ₉ H ₉ N ₃ O ₂	191.1	HPLC		MS								
333-41-5	Diazinon	Insektizid	C ₁₂ H ₂₁ N ₂ O ₃ P ₁ S ₁	304.1	HPLC	GC	MS								

CAS-Nr.	Substanz	Stoffgruppe (Untergruppe)	Summenformel ^{#)}	Mol-masse [g/mol]	Vorschlag für gängige analytische Method			Zusätzliche Schwierigkeiten für die chemische Analytik				Referenzen zu Fachliteratur für Stoffe mit speziellen analytischen Schwierigkeiten
					Flüssig-Chromatographie	Gaschromatographie	Dektion	sehr polar (Anreicherung und Chromatographie)	schlecht wässriger Lösung	Nachweisempfindlichkeit	Soft in vielen Medien vorhanden (Blindwert)	
134-62-3	Diethyltoluamide (DEET)	Insektizid	C ₁₂ H ₁₇ NO	191.1	HPLC	GC	MS					
60-51-5	Dimethoat	Insektizid	C ₅ H ₁₁ NO ₃ PS ₂	229.0	HPLC	GC	MS					
330-54-1	Diuron	Herbizid	C ₉ H ₁₀ C ₂ N ₂ O ₁	232.0	HPLC		MS					
1071-83-6	Glyphosat **)	Herbizid	C ₁₁ H ₁₉ N ₅ S ₁	613.8	HPLC		MS	X **)	X			(Hanke et al. 2008)
77521-29-0	AMPA **)	Transformationsprodukt	CH ₆ NO ₃ P	111.0	HPLC		MS					(Hanke et al. 2008)
28159-98-0	Irgarol	Herbizid	C ₁₁ H ₁₉ N ₅ S ₁	253.1	HPLC	GC	MS		X			
34123-59-6	Isoproturon	Herbizid	C ₁₂ H ₁₈ N ₂ O ₁	206.1	HPLC		MS					
94-74-6	MCPA	Herbizid	C ₉ H ₉ ClO ₃	200.0	HPLC		MS					
16484-77-8	Mecoprop und Mecoprop-P	Herbizid	C ₁₀ H ₁₁ ClO ₃	214.0	HPLC		MS					
3380-34-5	Triclosan ²⁾	Mikrobizid	C ₁₂ H ₇ Cl ₃ O ₂	288.0	HPLC		MS		X			(Singer et al. 2002)
Stoffe mit Wirkung auf den Hormonhaushalt (endokrine Stoffe, welche nicht als Arzneimittel eingesetzt werden)												
50-28-2	Östradiol	Natürliches Östrogen	C ₁₈ H ₂₄ O ₂	272.4	HPLC		MS		X ***)			(Magi et al.; Liscio et al. 2009)
53-16-7	Östron	Natürliches Östrogen	C ₁₈ H ₂₂ O ₂	270.4	HPLC		MS		X ***)			(Magi et al.; Liscio et al. 2009)
80-05-7	Bisphenol A (BPA)	Additiv	C ₁₅ H ₁₆ O ₂	228.1	HPLC		MS					(Magi et al.; Liscio et al. 2009)
1763-23-1	Perfluorooctansulfonat (PFOS)	Tensid	C ₈ HF ₁₇ O ₃ S	500.1	HPLC		MS		X			(Benskin et al. 2007; Zhang et al. 2007; Zhao et al. 2007)
104-40-5	Nonylphenol	Additiv (Herstellung NPEO)	C ₁₅ H ₂₄ O	220.4	HPLC	GC	MS					(Magi et al.; Liscio et al. 2009)
Weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften												
55589-62-3	Acesulfam	künstlicher Süßstoff	C ₄ H ₅ NO ₄ S	163.0	HPLC		MS					
95-16-9	Benzothiazol	Additiv	C ₇ H ₅ N ₂	135.0	HPLC		MS				X	
95-14-7	Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel	C ₇ H ₇ N ₃	133.1	HPLC		MS					
60-00-4	EDTA **)	Komplexbildner	C ₁₀ H ₁₆ N ₂ O ₈	292.2	HPLC	GC	MS/MPD					
136-85-6	Methylbenzotriazol	Korrosionsschutzmittel	C ₆ H ₅ N ₃	119.0	HPLC		MS					
139-13-9	NTA **)	Komplexbildner	C ₆ H ₉ NO ₆	191.1	HPLC	GC	MS/MPD					
56038-13-2	Sucralose	künstlicher Süßstoff	C ₁₂ H ₁₉ Cl ₃ O ₈	396.0	HPLC		MS					

#) Aus Gründen der besseren Lesbarkeit wurden die Indexzahlen nicht tiefgestellt
 *) Erythromycin spaltet sehr schnell ein Wasser ab und wird zu Erythromycin-H₂O. Quantifiziert werden kann an sich nur die Summe der beiden Moleküle.
 **) Glyphosat ist extrem polar und lässt sich mit Standard-Festphasenextraktionsverfahren nicht anreichern
 ***) Die natürlichen und synthetischen Hormone kommen in Gewässern im untersten ng/L Bereich vor und stellen aus diesem Grund erhöhte Anforderungen an die Analytik. Um diese Stoffe in natürlichen Gewässern messen zu können muss die analytische Methode Bestimmungsgrenzen bis 1 ng/L oder idealerweise noch tiefer haben.

3.5.2 Probenvorbereitung und -lagerung

Probeflaschen und Lagerung

Für die Analyse der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen wird die Verwendung von Glasflaschen empfohlen. Insbesondere bei der Analyse von perfluorierten Tensiden muss darauf geachtet werden, dass kein teflonbeschichtetes Material (z.B. PTFE bei Flaschendeckeln) verwendet wird. Die verwendeten Flaschen sollten vor dem Befüllen mit Methanol ausgewaschen werden und falls genug Probe vorhanden ist mit der Probe selbst vorgespült werden.

Idealerweise werden die entnommenen Proben möglichst direkt nach der Entnahme im Labor aufgearbeitet. Werden die Proben innerhalb einer Woche nach der Entnahme aufgearbeitet, ist eine Lagerung bei 4°C ausreichend. Bei einer längeren Lagerung müssen die Proben nach der Entnahme im Dunkeln und bei -20°C gelagert werden. Bei der Lagerung der Proben in Glasflaschen bei -20°C muss darauf geachtet werden, dass die Flaschen nicht mehr als zur Hälfte gefüllt sind.

Filtration

Die Proben müssen vor der Analyse gefiltert werden. Es empfiehlt sich, Glasfaserfilter zu verwenden, da die Analyten an diesen Filtern nicht signifikant sorbieren. Beispielsweise sind die Glasfaserfilter GF/F von Whatman mit einer Porengrösse von ca. 0.7 µm geeignet.

Falls Teile der Proben nach dem Filtern als Rückstandproben eingefroren wurden und erneut analysiert werden, müssen diese nach dem Auftauen erneut filtriert werden, da beim Einfrieren und Auftauen der Proben Partikel ausfallen können.

3.5.3 Festphasenextraktion (SPE)

Die Festphasenextraktion (solid phase extraction, SPE) ist je nach angewendetem Analyseverfahren unterschiedlich. Es gibt beispielsweise online-SPE Systeme, welche keine zusätzliche Probenvorbereitung nach der Filtration verlangen. Im Folgenden ist eine Festphasenanreicherung beschrieben, welche für die schweizspezifischen Stoffe mit anschliessender Analyse mittels HPLC-MS angewendet werden kann:

Für die SPE wird 1 L der gekühlten Probe mit Ameisensäure oder Ammoniak auf pH 6.5 eingestellt und anschliessend filtriert. Zur Kompensation von Substanzverlusten und Störungen bei der LC-MS-Messung werden nach der Filtration isotopenmarkierte Substanzen in einer Konzentration von 200ng/l zu jeder Probe hinzugefügt. Für die Festphasenextraktion (SPE) werden ‚layered mix-bed‘ Kartuschen verwendet, bei denen als Adsorbermaterial 200mg Oasis HLB und 300mg eines Gemisches aus Strata-X-AW (schwacher Anionenaustauscher), Strata-X-CW (schwacher Kationenaustauscher) und Isolute ENV+ zum Einsatz kamen. Die Wasserproben werden mittels einer Vakuum-Extraktionsbox bei Unterdruck mit einer Fließgeschwindigkeit von etwa 10ml/min durch die SPE-Kartuschen gesaugt. Die auf dem Adsorbermaterial angereicherten Analyten werden mit 4 ml eines basischen und 2 ml eines sauren Gemisches aus Ethylacetat/Methanol (50:50, V:V) von den getrockneten Kartuschen eluiert. Das Eluat wird durch Einblasen eines leichten Stickstoffstroms bis auf 100 µl eingengt und mit Reinstwasser (HPLC-Reinheit) auf 1 ml Endvolumen exakt aufgefüllt. Abschliessend wird das Extrakt durch einen 0.45 µm Spritzenfilter (regenerierte Cellulose) direkt in ein 2 ml Vial filtriert und bis zur Messung gekühlt bei 4°C gelagert (Singer et al. 2009).

Wenn nicht eine kombinierte Phase, sondern beispielsweise Oasis HLB verwendet wird, welches für viele Mikroverunreinigungen sehr gut funktioniert, wird häufig auch sauer angereichert. Dabei wird 1 Liter Probe filtriert, pH 2 eingestellt und auf einer konditionierten Oasis HLB Kartusche angereichert. Die Kartusche wird mit 3 ml Ethylacetat eluiert und der Extrakt dann mit LC-MS analysiert (AWEL 2004).

3.5.4 Chromatographie und Detektion

Alle schweizspezifischen Mikroverunreinigungen können mit HPLC-MS gemessen werden. Da viele analytische Labors mit Gaschromatographie (GC)-MS ausgerüstet sind, kann es auch sinnvoll sein, die GC-gängigen Substanzen mit GC-MS zu messen. Da sowohl Chromatographie, Ionisierung der Substanzen, als auch die Fragmentierung und Detektion mit Massenspektrometer stark geräteabhängig sind, werden hier dazu keine Angaben dazu gemacht.

3.5.5 Qualitätssicherung und Vergleichbarkeit der Messungen

Um die Qualität und die Vergleichbarkeit der Messungen zu gewährleisten müssen für die Analyse insbesondere folgende Punkte beachtet werden:

- Verwenden von isotope-markierten internen Standards zur Kompensation von Matrixeffekten
- Aufstocken von Proben zur Qualitätskontrolle
- Mitmessen von Referenzlösung
- Ringversuche

Verwenden von isotope-markierten internen Standards zur Kompensation von Matrixeffekten

Für die zuverlässige Bestimmung von organischen Substanzen in matrix-behafteten Proben wie Oberflächengewässer und Abwasser ist die Verwendung von isotope-markierten internen Standards von grosser Wichtigkeit. Die Quantifizierung der Stoffe erfolgt über das Verhältnis der Zielsubstanz zum entsprechenden internen Standard. Mit dieser Methode können Suppressionseffekte, welche durch Matrix verursacht in der Elektrosprayionisierung auftreten kompensiert werden. Für die meisten der schweizspezifischen Stoffe sind solche Standards kommerziell erhältlich⁹.

⁹ Isotope-markierte Standards können über folgende Adressen bezogen werden: <http://www.trc-canada.com>, <http://www.isotope.com>, <http://www.ehrenstorfer.com>.

Aufstocken von Proben zur Qualitätskontrolle

Zur Qualitätskontrolle muss pro Matrix (z.B. Oberflächenwasser, ARA-Ablauf, ARA-Zulauf) mindestens je eine Probe pro Messserie mit einer bekannten Menge an Referenzstandards aufgestockt werden. Diese Menge sollte dann bei der Quantifizierung der aufgestockten Probe abzüglich der gleichen Probe ohne Aufstockung wiedergefunden werden. Für Stoffe ohne isotopenmarkiertem internen Standard ist diese Kontrolle von besonderer Wichtigkeit, da die matrixabhängige Suppression nicht kompensiert wird. Bei grossen Abweichungen von der erwarteten Menge, können die Resultate in der entsprechenden Matrix um die in der Probe gefundene Wiederfindung der Zielsubstanz korrigiert werden.

Mitmessen von Referenzlösungen

Als weitere Qualitätssicherungsmaßnahme ist es sinnvoll in jeder Messserie eine Referenzlösung mitzumessen. Das Messen einer Referenzlösung erhöht nicht nur die Qualitätssicherung innerhalb eines Labors, indem Abweichungen über verschiedene Mess-Serien ausgewertet werden können, sondern vereinfacht den Vergleich zwischen den Messungen verschiedener Labors und so die Vergleichbarkeit der Resultate. Solche Referenzstandards können beispielsweise bei der Dr. Ehrenstorfer GmbH bezogen werden oder auch nach eigenen Spezifikationen hergestellt werden (<http://www.ehrenstorfer.com>).

Ringversuche

Um die Vergleichbarkeit und die Qualität der Messungen zwischen verschiedenen Labors zu verbessern, bietet es sich an in gewissen zeitlichen Abständen für die untersuchten Stoffe an Ringversuchen teilzunehmen. Ringversuche werden zum Beispiel vom Kompetenznetzwerk der kantonalen Gewässerschutz- und Umweltschutzlaboratorien (Lab'Eaux, <http://www.labeaux.ch>) organisiert und durchgeführt.

4. Ökotoxikologische Effektbewertung

4.1 Hintergrund

Das eidgenössische Gewässerschutzgesetz (GSchG, SR 814.20) hat zum Ziel die Gewässer vor nachteiligen Einwirkungen zu schützen. Nachteilige Einwirkungen sind Verunreinigung und andere Eingriffe, welche die Gestalt oder die Funktion eines Gewässers beeinträchtigen. In Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung (GSchV, SR 814.201) sind deshalb numerische Anforderungen an die Wasserqualität der Fliessgewässer für verschiedene Nährstoffparameter, Schwermetalle und Organische Pestizide (Biozidprodukte und Pflanzenschutzmittel) definiert. Für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser existieren mit Ausnahme der Pestizide, für die ein derzeit nicht wirkungsbasierter Wert von 0.1 µg/L unter Vorbehalt gilt, bisher keine numerischen Anforderungen.

Wirkungsbasierte numerische Anforderungen an die Wasserqualität werden im Zusammenhang mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, RL 2000/60/EG) als Environmental Quality Standard (EQS) oder Umweltqualitätsnorm (UQN) bezeichnet. Um eine begriffliche Konsistenz zu vorhergehenden Publikationen herzustellen werden EQS im Folgenden als chronisches Qualitätskriterium (CQK = AA-EQS) respektive akutes Qualitätskriterium (AQK = MAC-EQS) bezeichnet.

In der WRRL nehmen Qualitätskriterien (QK) folgende Bedeutung ein: –Die aquatische Umwelt kann durch chemische Verschmutzung sowohl kurzfristig als auch langfristig geschädigt werden; daher sollten bei der Festlegung der QK Daten über akute und über chronische Wirkungen zugrunde gelegt werden.—(European Commission 2008). Dazu müssen CQK zum Schutz vor den Folgen von Langzeitexposition und AQK zum Schutz vor den Folgen von Kurzzeitexposition hergeleitet werden.

Ein Vergleich der erreichten Umweltkonzentration mit den akuten Qualitätskriterien kann helfen, um abzuschätzen, ob eine Schädigung der aquatischen Organismen innerhalb der nächsten 24-96 h zu erwarten ist.

Die chronischen Qualitätskriterien sind hingegen die relevanten Werkzeuge um Belastungen über einen längeren Zeitraum abschätzen zu können und werden für ein Monitoring der Gewässerqualität empfohlen.

4.2 Herleitung von Qualitätskriterien

Die Herleitung der Vorschläge für Qualitätskriterien (QK) erfolgte nach dem Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards (European Commission 2009), welches die aktuelle technische Richtlinie der WRRL darstellt. Die Herleitungen wurden vom Schweizerischen Zentrum für angewandte Ökotoxikologie (Oekotoxzentrum) nach ausführlicher ökotoxikologischer Effektrecherche durchgeführt und von externen Gutachtern kommentiert und nachvollzogen.

Das Flussdiagramm in Abbildung 8 zeigt den Verlauf der Herleitung von Qualitätskriterien.

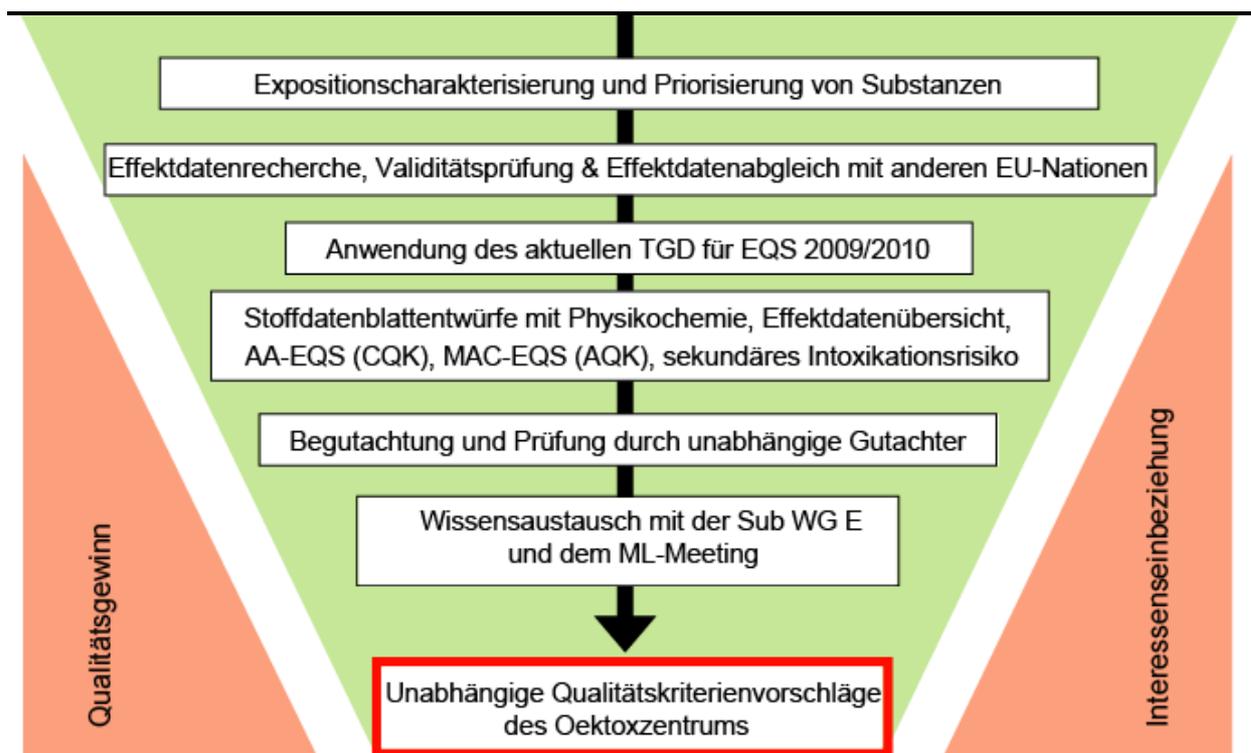


Abbildung 8: Verlauf der Herleitung von wirkungsabasierten Qualitätskriterien. In diesem Bericht werden die unabhängigen Qualitätskriterienvorschläge des Oekotoxizentrums präsentiert.

Für Stoffe, für die in EU-Ländern QK-Vorschläge hergeleitet werden oder wurden, erfolgte in Zusammenarbeit mit den entsprechenden Experten ein Abgleich der ökotoxikologischen Effektdaten, die auf ihre Validität (Klimisch et al. 1997), Relevanz und Plausibilität überprüft und durch aktuelle valide Studien ergänzt wurden. Zusätzlich findet ein internationaler Daten- und Erfahrungsaustausch mit mehreren EU-Nationen statt, dessen Zielsetzung harmonisierte Qualitätsstandards, unter einer Interessensberücksichtigung der Nachbarländer ist und redundante Arbeiten vermeiden hilft. Zwei wichtige Gremien sind in diesem Zusammenhang zu nennen:

- 1) Das Multilateral Meeting (ML), welches 2006 initiiert wurde und stärker die nationalen Interessen berücksichtigt.
- 2) Die Sub Working Group E (WG E) on chemical aspects welche Qualitätskriterien (EQS) für weitere als prioritär identifizierte Substanzen unter der Leitung der EU-Commission erarbeitet. Zusätzlich zu den 33 bestehenden prioritären Substanzen der WRRL wurden aus 41 Substanzen ca. 16 priorisiert, von denen 6 Substanzen (17-alpha-Ethinylestradiol, 17-beta-Estradiol, Diclofenac, Ibuprofen, Irgarol und PFOS) mit denen im Beurteilungskonzept als relevant identifizierten übereinstimmen. Die Herleitung der Qualitätskriterien für diese 6 Substanzen ist derzeit nicht abgeschlossen.

Die vorläufigen EQS-Vorschläge der WG E zu den Substanzen sind im CIRCA Ordner der EU-Commission abgelegt, wobei die EU dossiers für Carbamazepin, Clarithromycin, EDTA und Sulfamethoxazol wahrscheinlich nicht finalisiert werden, da diese mit einer geringeren Priorität als die verbleibenden ca. 16 Substanzen erachtet wurden.

Tabelle 10: Zusammenstellung der Vorschläge für akute und chronische Qualitätskriterien für ausgewählte schweizspezifische Stoffe. Die Herleitung der Qualitätskriterien ist ein aktueller Prozess und noch nicht abgeschlossen. Auf <http://www.oekotoxzentrum.ch/qualitaetskriterien> sind Vorschläge für weitere Substanzen verfügbar.

Substanz	CAS-Nummer	Akutes Qualitätskriterium AQK-Vorschlag / MAC-EQS-Vorschlag	Chronisches Qualitätskriterium CQK-Vorschlag / AA-EQS-Vorschlag
Arzneimittel und steroidale hormonaktive Substanzen			
17-alpha-Ethinylestradiol	57-63-6	kein AQK	0.037 ng/l
17-beta-Estradiol	50-28-2	kein AQK	0.4 ng/l
Atenolol	29122-68-7	330 µg/l	150 µg/l
Azithromycin	83905-01-5	0.09 µg/l	0.09 µg/l*
Bezafibrat	41859-67-0	76 µg/l	0.46 µg/l*
Carbamazepin	298-46-4	2550 µg/l	0.5 µg/l
Clarithromycin	81103-11-9	0.11 µg/l	0.06 µg/l*
Diclofenac	15307-86-5, (15307-79-6)	kein AQK	0.05 µg/l*
Estron	53-16-7	kein AQK	3.6 ng/l
Ibuprofen	15687-27-1, (31121-93-4)	23 µg/l	0.3 µg/l*
Mefenaminsäure	61-68-7	40 µg/l	4 µg/l*
Metoprolol	37350-58-6	76 µg/l	64 µg/l
Naproxen	22204-53-1; (26159-34-2)	370 µg/l	1.7 µg/l(*)
Sulfamethoxazol	723-46-6	2.7 µg/l	0.6 µg/l
Trimethoprim	738-70-5	1100 µg/l	60 µg/l
Weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften			
Benzotriazol	95-14-7; (273-02-9)	120 µg/l	30 µg/l
Methylbenzotriazole	29878-31-7; 29385-43-1 (64665-57-2)	200 µg/l	75 µg/l
EDTA	60-00-4	12100 µg/l	2200 µg/l
NTA	139-13-9, (5064-31-3)	9800 µg/l	190 µg/l
*Für diese Substanzen könnte zusätzlich ein sekundäres Intoxikationsrisiko ¹⁰ bestehen, welches numerisch noch nicht berücksichtigt wurde.			

Auf <http://www.oekotoxzentrum.ch/qualitaetskriterien> sind sowohl die Vorschläge für weitere Substanzen und auf Anfrage aktuelle Stoffdatenblätter verfügbar. Diese werden fortlaufend ergänzt und aktualisiert. Eine englischsprachige Publikation aus relevanten Ergebnissen des Beurteilungskonzeptes und einem umfangreicheren Qualitätskriterien Anteil ist verfügbar (siehe Kase et al. 2011). Umweltqualitätsnormen werden häufig in der Umweltregulation verwendet. Die aus Risikobewertungsmodellen abgeleiteten Kriterien werden benutzt um Umweltkontaminationen zu vermeiden und zu limitieren aber auch um bestehende Kontaminationen beurteilen zu können (Jahnel et al. 2006). Allerdings kann sich aus einer zu niedrigen oder zu hohen Ableitung eines Umweltqualitätskriteriums ein Konflikt ergeben. Einerseits können aus einem unnötig niedrigen Umweltqualitätskriterium, grossvolumige Umweltkontaminationen identifiziert werden, die einen grossen Handlungsbedarf postulieren. Dieses kann ggf. zu einem hohen Einsatz finanzieller Mittel führen, trägt aber nur zu einer geringen Erhöhung der Umweltqualität bei. Andererseits führen zu hoch gewählte Umweltqualitätskriterien zu Schädigungen aquatischer Lebensgemeinschaften, die zu dem Verlust von besonders sensitiven

¹⁰ Durch Bioakkumulation und Biomagnifikation können Stoffe entlang der Nahrungskette aufkonzentriert werden und somit durch die erhöhte Konzentrationen toxische Effekte hervorrufen. Diese Effekte können in der Regel durch direkte Tests mit aquatischen Organismen, welche am Anfang der Nahrungskette liegen, nicht festgestellt werden.

Arten- und Folgeerscheinungen im Ökosystem führen. Daher ist es unbedingt notwendig nach standardisierten und nachvollziehbaren Risikobewertungsmodellen Umweltqualitätskriterien abzuleiten und alle Möglichkeiten zu nutzen Unsicherheitsfaktoren zu minimieren. Die entscheidende Grösse für eine sichere Herleitung von Umweltqualitätskriterien ist die Berücksichtigung umfangreicher und vielseitiger Datensätze, die die Wahrscheinlichkeit reduzieren sensitive Organismengruppen nicht zu berücksichtigen oder stark abweichende Effektstudien überzubewerten.

5. Beurteilung der Wasserqualität

Für die Beurteilung der Wasserqualität wird ein auf Einzelstoffe basiertes Verfahren vorgeschlagen. Die Konzentrationen der gemessenen Stoffe werden dazu mit den ökotoxikologisch basierten numerischen Anforderungen an die Wasserqualität (siehe Abschnitt 4) verglichen. Ergänzend wird eine integrative Erfassung von hormonaktiven Wirkungen durch Biotests empfohlen.

5.1 Einzelstoffbeurteilung anhand von ökotoxikologisch basierten Werten

Generell erfolgt eine Risikobewertung durch den Vergleich einer Umweltkonzentration mit den Qualitätskriterien. Für die Beurteilung eines nach dem obigen Schema (siehe Abschnitt 3.2) beprobten Gewässers bezüglich Mikroverunreinigungen wird als Umweltkonzentration die ermittelte EC (90. Perzentil resp. Mittelwert) verwendet.

Für kontinuierliche Einträge von Mikroverunreinigungen durch gereinigtes Abwasser ist insbesondere das chronische Qualitätskriterium (CQK siehe oben) relevant, da die Lebensgemeinschaften so vor den Folgen von Langzeitexpositionen geschützt werden können. Falls die EC höher liegt als das CQK:

EC > CQK

kann ein nicht tolerierbares Risiko für aquatische Lebensgemeinschaften angenommen werden, da meist nicht bekannt ist, wie lange diese Überschreitung stattgefunden hat. Analog zum *Modul Nährstoffe* wird eine Einteilung in fünf Kategorien, resp. Zustandsklassen vorgeschlagen:
sehr gut / gut / mässig / unbefriedigend / schlecht

Die Zielvorgabe für Langzeitexposition (CQK) ist für die Zustandsklassen sehr gut und gut erreicht und für die Zustandsklassen mässig, unbefriedigend und schlecht nicht erreicht.

Die Kategorien, resp. Zustandsklassen werden gemäss Tabelle 11 festgelegt

Tabelle 11: Wirkungsbasierte Beurteilung der chemischen Wasserqualität für Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser angelehnt an das Modul Nährstoffe des Modulstufenkonzepts des BAFU.

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

Da der Konzentrationsbereich der in verschiedenen Fliessgewässern gefundenen Mikroverunreinigungen mehrere Grössenordnungen umfasst, wird ein überwiegend dekadisches Kategorisierungsschema vorgeschlagen, welches ein grosses Konzentrationsspektrum abdeckt.

Sollte die analytische Bestimmungsgrenze für eine Substanz oberhalb einer Kategoriengrenze liegen, so kann eine Angabe auch als Mindestkategorie erfolgen. Ist z.B. ein Stoff nicht nachweisbar und liegt die Bestimmungsgrenze zwischen dem CQK/10 und dem CQK, kann die Mindestkategorie „gut+“ angegeben werden, da sich die tatsächliche Expositionskonzentration entweder in der Kategorie „gut“ oder „sehr gut“ bewegt.

Mischungsproblematik

Bei der Beurteilung der Mikroverunreinigungen nach den oben vorgestellten Zustandsklassen ist zu beachten, dass diese Beurteilung auf Einzelstoffen basiert. Die Mischungsproblematik von Mikroverunreinigungen wurde im vorliegenden einzelstoffbasierten Ansatz nicht berücksichtigt; daher sind Klassierungen, die höhere Anforderungen als das vorgeschlagene CQK (Faktor 10 und 100) beinhalten, unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips in Betracht zu ziehen. Dieser Ansatz wird auch in anderen Ländern verfolgt. So ist in der niederländischen Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie die Ableitung einer „negligible concentration“ (CQK/100) enthalten, die diese Unsicherheit des potentiellen

¹¹ Die Beurteilung bezieht sich auf wirkungsbasierte Qualitätskriterien. Um beispielsweise eine sehr gute Wasserqualität zu erreichen müssen die ökologischen Ziele für Gewässer (Anhang 1 GSchV) ebenfalls eingehalten werden; insbesondere der Grundsatz, dass die Wasserqualität so beschaffen sein soll, dass im Wasser, in den Schwebstoffen und in den Sedimenten keine künstlichen, langlebigen Stoffe enthalten sind.

Auftretens von Mischungstoxizität berücksichtigt (van Vlaardingen und Verbruggen 2007). Diese Berücksichtigung ist gerade für Mikroverunreinigungen sinnvoll, wie es zahlreiche Studien im Nieder-effektbereich belegen (Kortenkamp et al. 2009) und darin enthaltene Referenzen). Es hat sich gezeigt, dass das Konzept des NOEC (No Observed Effect Concentration) als toxikologisch vernachlässigbare Konzentration, das ja die Grundlage zur Ableitung des CQK ist, nicht bei jedem Gemisch greift. So haben (Junghans et al. 2004) gezeigt, dass bei 43 Stoffen, die jeweils bei einem Zehntel ihres NOEC vorlagen noch signifikante Effekte zu beobachten waren. Es laufen derzeit zahlreiche Aktivitäten zur Mischungsproblematik auf nationaler und internationaler Ebene (z.B. Council of the European Union 2009), doch ist die Weiterentwicklung von belastbaren CQK für Einzelstoffe und ihrer relevanten Abbauprodukte ein wesentlicher Schritt zur Erreichung eines guten chemischen Zustandes, die weitergehende mischungsbasierte Beurteilungen ermöglicht und begünstigt.

5.2 Schutz von Trinkwasserressourcen

5.2.1 Vorsorgliche Zielwerte

Im Sinne des Vorsorgeprinzips sind persistente Stoffe unabhängig ihrer ökotoxikologischen Eigenschaften in Trinkwasserressourcen unerwünscht. Um langfristig eine gute Qualität der Trinkwasserressourcen zu gewährleisten, können vorsorgliche Zielwerte für solche Gewässer definiert werden. Im Rahmen von Massnahmenplanungen sollen daher zum Schutz von Trinkwasserressourcen, neben der ökotoxikologischen Beurteilung und dem Schutz des Ökosystems, vorsorgliche Zielwerte berücksichtigt werden. Neben der Einzelstoffbeurteilung nach ökotoxikologischen Kriterien ist es insbesondere für grössere Fließgewässer und Seen von Bedeutung, dass die vorsorglichen Werte ebenfalls eingehalten werden.

Die internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR) hat 2003 im Rhein Memorandum (IAWR 2003) und zusammen mit der internationalen Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Donaeinzugsgebiet (IAWD) und der RIWA-Maas (Vereniging van Rivierwaterbedrijven Maas/Meuse) 2008 im Rhein-, Maas- und Donau Memorandum Vorschläge für vorsorgliche Werte gemacht und ein Positionsschreiben zu Mikroverunreinigungen in den Gewässern verfasst (IAWR und IAWD 2007; IAWD RIWA-Maas und IAWR 2008). Die IAWR, RIWA-Maas und die IAWD vertreten als NGOs die Interessen von ca. 150 Wasserversorgungsunternehmen mit rund 100 Millionen Menschen im Einzugsgebiet von Donau und Rhein in den 17 Anrainer-Länder (Belgien, Bosnien-Herzegowina, Deutschland, Frankreich, Kroatien, Lichtenstein, Luxemburg, Montenegro, Niederlande, Österreich, Rumänien, Schweiz, Serbien, Slowakei, Slowenien, Tschechische Republik, Ungarn).

Die Wasserwerke unterscheiden die betrachteten Mikroverunreinigungen in „Wasserwerkrelevante Stoffe—und „Trinkwasserrelevante Stoffe—Wasserwerkrelevante Stoffe sind weitgehend persistente Stoffe, die im Rohwasser von Wasserversorgungsanlagen (auch nach einer Untergrundpassage) noch vorkommen können. Ein Beispiel aus den schweizspezifischen Stoffen, welches in der Stellungnahme der IAWR und IAWD angeführt wird, ist Carbamazepin. Bei den Trinkwasserrelevanten Stoffen handelt es sich um persistente und nicht an Aktivkohle adsorbierbare Stoffe. Als Beispiele werden EDTA und Amidotrizoesäure aufgeführt (IAWR und IAWD 2007).

Die im Rhein-, Maas- und Donau-Memorandum definierten vorsorglichen Werte sind von den Anforderungen, welche an das Trinkwasser gestellt werden, abgeleitet. Es wurden folgende Werte definiert (IAWD RIWA-Maas und IAWR 2008):

- Arzneimittel je Einzelstoff 0.1 µg/L
- Biozide je Einzelstoff 0.1 µg/L
- Pestizide und deren Transformationsprodukte je Einzelstoff 0.1 µg/L
- Endokrin wirksame Substanzen je Einzelstoff 0.1 µg/L
- übrige organische Halogenverbindungen je Einzelstoff 0.1 µg/L
- Schwer abbaubare anthropogene Stoffe ohne bekannte Wirkung auf biol. Systeme je Einzelstoff 1.0 µg/L
- Synthetische Komplexbildner je Einzelstoff 5.0 µg/L

Ausgenommen werden im Memorandum explizit alle Stoffe, welche ökotoxikologisch begründete, tiefere Werte erfordern. Bei einer Überschreitung dieser vorsorglichen Werte ist es sinnvoll, gemäss Art. 47 der GSchV vorzugehen und die Art und das Ausmass der Verunreinigung in einem ersten Schritt zu ermitteln und zu beurteilen.

Die vorsorglichen Werte können auch für andere Gewässer für eine erste Beurteilung von Einzelstoffen herangezogen werden, falls es für die betreffenden Einzelstoffe keine ökotoxikologisch hergeleiteten numerischen Anforderungen gibt.

Für einige organische Stoffe, beispielsweise EDTA, sind für Trinkwasser in der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV, SR 817.021.23) Toleranz- und Grenzwerte definiert. Diese sollen für den Schutz von Trinkwasserressourcen ebenfalls beachtet werden. Der in der FIV vorgeschriebene Toleranzwert von 5.0 µg/L entspricht dem vorsorglichen Wert des Vorschlags der IAWD, RIWA Maas und IAWR von 2008.

5.2.2 Abwasseranteil

Unabhängig von vorsorglichen Zielwerten ist es wünschenswert, dass Gewässer, welche für die Trinkwassergewinnung genutzt werden einen möglichst tiefen Abwasseranteil aufweisen. Dies lässt sich insbesondere auch damit begründen, dass nicht alle Stoffe aus dem Abwasser erfasst werden können, welche eine potentielle Gefährdung fürs Trinkwasser darstellen. Es ist daher sinnvoll im Sinne des Vorsorgeprinzips einen hohen Abwasseranteil in Gewässern, welche für die Trinkwassergewinnung genutzt werden prinzipiell zu vermeiden. Trinkwassergewinnungen, welche in der Nähe von Abwassereinleitungen sind, sollten dabei besonders beachtet werden.

5.3 Integrative Erfassung von hormonaktiven Wirkungen durch Biotests

Ergänzend zur analytischen Erhebung und Beurteilung von Einzelstoffen ist die integrative Erfassung mittels *in vitro* Biotests für hormonaktive Mikroverunreinigungen zu empfehlen. Im Speziellen ist dies für an den Estrogenrezeptor bindende Stoffe wünschenswert, da deren Qualitätskriterien aufgrund des tiefen Wirkungsbereiches (teilweise schon unter 1 ng/L) analytisch nur sehr schwer zu überwachen sind. Beispiele für hormonaktive Stoffe aus der Liste der schweizspezifischen Mikroverunreinigungen sind z.B. Ethinylestradiol, Estradiol, Estron, Bisphenol A und Nonylphenol.

Mit *in vitro*-Testverfahren kann das gesamte östrogene Potential einer Umweltprobe nach Umrechnung entsprechend der Wirkungsstärke der Verbindungen in Angabe von 17-beta-Estradioläquivalenten angegeben werden. Beispiele für Testverfahren sind der Yeast Estrogen Screen (YES-Test) und verschiedenen Reporter-Systeme mit menschlichen Zelllinien (z.B. T47D-KBluc, ER-Calux®) (Wilson et al. 2004; Van der Linden et al. 2008).

In der Konsensplattform Abwasser des Nationalen Forschungsprojektes zu hormonaktiven Wirkungen NFP 50 (Schweizer Nationalfonds (FNSNF) 2008) wurde vorgeschlagen, dass die rasche Entwicklung von international anerkannten Verfahren zum Nachweis hormonaktiver Eigenschaften von Chemikalien und Gemischen gefördert werden muss. Dabei wird eine Evaluation von sensitiven wirkungs-basierten, einfach handhabbaren, kostengünstigen und einfach interpretierbaren Biotests für östrogene Effekte für eine Anwendung durch Vollzugsbehörden oder durch private Labors auch im Modul Ökotoxikologie des Modulstufenkonzepts angestrebt. Eine vergleichende Bewertung zur Anwendbarkeit von 15 (10 *in vitro* und 5 *in vivo*) Biotestverfahren für eine Erfassung von hormonaktiven und reproduktionstoxischen Wirkungen wurde vom Oekotoxzentrum durchgeführt (Kase et al. 2009).

Einige Biotests befinden sich bereits recht weit im OECD Validierungsprozess, ebenso sind weitere für Umweltprobentestungen notwendige Normungen auf ISO-Ebene in Vorbereitung, so dass voraussichtlich innerhalb der nächsten 3-4 Jahre zertifizierte, auf Umweltproben ausgelegte und regulativ belastbare Verfahren zu erwarten sind. Für die Beurteilung der Wasserqualität sind die detaillierten ISO-Normierungen vorauszusetzen, sofern diese sich als ausreichend sensitiv für die entsprechende Umweltmatrix erweisen.

5.4 Situationsanalyse für die Schweiz am Beispiel von sechs Mikroverunreinigungen

Anhand des in (Ort et al. 2007) vorgestellten Stoffflussmodells und aktualisierten Verkaufszahlen wurde für sechs weit verbreitete Mikroverunreinigungen, für die chronische Qualitätskriterien (CQK) vorgeschlagen wurden, eine schweizweite Übersicht erstellt: *Atenolol*, *Benzotriazol*, *Carbamazepin*, *Clarithromycin*, *Diclofenac* und *Sulfamethoxazol*. Es wurde dabei angenommen, dass die betrachteten Stoffe über das gereinigte Abwasser kontinuierlich in Gewässer eingetragen werden. Für die sechs ausgewählten MV konnte eine gute Vorhersagegenauigkeit nachgewiesen werden (Ort et al. 2007; Ort et al. 2009).

In Abbildung 9 sind für die ganze Schweiz, die erwarteten Belastungen der Gewässerabschnitte unterhalb kommunaler ARA bei Niedrigwasserabfluss (Q_{347}), basierend auf vorhergesagten Umweltkonzentrationen (PEC, „predicted environmental concentrations“) für diese sechs MV dargestellt.

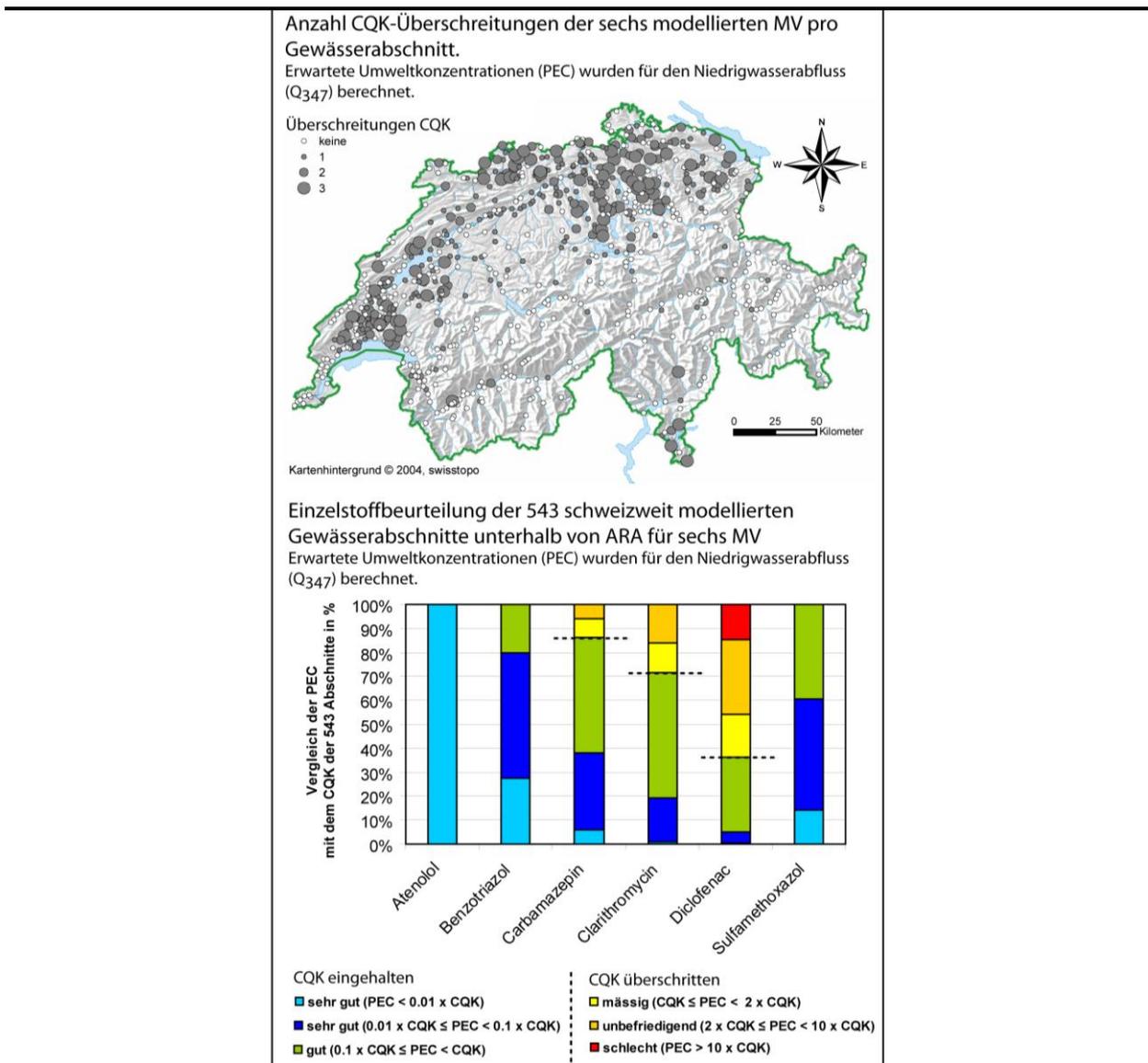


Abbildung 9: Beurteilung von 543 Gewässerabschnitten unterhalb von ARA bezüglich Atenolol, Benzotriazol, Carbamazepin, Clarithromycin, Diclofenac und Sulfamethoxazol. Die Umweltkonzentration der untersuchten MV wurde mittels des Stoffflussmodells von Ort et al (2009) berechnet (PEC = „predicted environmental concentration“), unter der Annahme des Niedrigwasserabflusses (Q₃₄₇) und mit den chronischen Qualitätskriterien (CQK) verglichen. Wobei für das Sulfamethoxazol ein 5-fach niedrigeres QK von 0.12µg/l als in der Tabelle 10 angewendet wurde.

Für Atenolol, Benzotriazol und Sulfamethoxazol wurden in keinem der 543 modellierten Abschnitte Überschreitungen der CQK gefunden. Die CQK von Carbamazepin, Clarithromycin und Diclofenac werden beim Q₃₄₇ jedoch in einigen Gewässerabschnitten, hauptsächlich im schweizerischen Mittelland, überschritten. In 14 % der modellierten Gewässerabschnitte liegen die berechneten Umweltkonzentrationen von Carbamazepin, Clarithromycin und Diclofenac bei Niedrigwasserabfluss gleichzeitig über den CQK. Damit besteht ein potentielles Risiko für aquatische Organismen in diesen Gewässern.

6. Ermittlung der Hauptquellen und Prüfung von möglichen Massnahmen

6.1 Ermittlung der Hauptquellen

Basierend auf der Beurteilung der Wasserqualität gemäss Art. 47 der Gewässerschutzverordnung (GSchV) sollen nach der Ermittlung und Bewertung der Art und des Ausmasses der Verunreinigung (siehe oben, Kapitel 5.1) die Ursachen der Verunreinigung ermittelt werden.

Wenn eine hohe Belastung durch schweizspezifische Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser vorliegt, ist die Quelle höchstwahrscheinlich eine oberhalb liegende kommunale ARA und somit relativ einfach zu ermitteln.

Bei einer Verunreinigung mit Stoffen unbekannter Herkunft kann allenfalls anhand geeigneter Stichproben in möglichen Eintragspfaden oder Abwässern die Hauptquelle ermittelt werden. Das Vorgehen zur Ermittlung der Hauptquellen hängt stark vom Einzelfall ab, daher kann hier kein allgemein gültiges Vorgehen definiert werden.

6.2 Prüfung von möglichen Massnahmen

Nach Art. 47 der GSchV folgt nach der Ermittlung der Ursachen der Verunreinigung das Prüfen und die Beurteilung der Wirksamkeit möglicher Massnahmen.

Die Planung der Massnahmen erfolgt auf Ebene der hydrologischen Einzugsgebiete der Gewässer. Kleine Einzugsgebiete können gegebenenfalls mit größeren Einzugsgebieten oder mit benachbarten kleinen Einzugsgebieten zusammengelegt werden. Nach der Bezeichnung der betroffenen Gewässerabschnitte werden alle ARA im Gewässereinzugsgebiet ermittelt, die oberhalb der bezeichneten Gewässerabschnitte ins Gewässer einleiten. Anschliessend wird in einer Planung die Kombination von Massnahmen mit dem besten Kosten-Nutzen-Verhältnis ermittelt.

Es wird hier nicht detailliert auf einzelne Massnahmen eingegangen, sondern nur ein Überblick über mögliche Massnahmen zur Reduktion von Mikroverunreinigungen in Gewässern gegeben. Einzelne hier vorgestellte Massnahmen werden beispielsweise in einer kürzlich erschienenen Umwelt-Wissen Publikation des BAFU (Gälli et al. 2009) detaillierter analysiert.

6.2.1 Massnahmen auf internationaler und nationaler Ebene

Auf internationaler und nationaler Ebene können Massnahmen an der Quelle getroffen werden. In Tabelle 12 sind mögliche Massnahmen an der Quelle zusammengefasst.

Tabelle 12: Massnahmen an der Quelle

Massnahmen	
Stoffregulierungen (Ersatzstoffe), Anwendungseinschränkungen	International / national
Anwendung optimieren (Überflüssige Anwendungen und unnötig erhöhte Anwendungen vermeiden)	National
Alternative Systeme der Siedlungswasserwirtschaft (Stoffstromtrennung)	

6.2.2 Massnahmen auf nationaler und kantonaler Ebene

Bei Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, können auch geeignete technische Massnahmen zu einer Reduktion des Eintrages führen. In Tabelle 13 sind verschiedene Massnahmen zusammengestellt.

Tabelle 13: Ansatzmöglichkeiten zur Reduzierung des Eintrags Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser

Eintragspfade	Massnahmen	Wirkung/ Bewertung	Leitsubstanzen
Gereinigtes Abwasser aus ARA	Stand der Technik - Biologie, Schlammalter...	Reduktion des Eintrags leicht abbaubarer Substanzen	Bezafibrat, Östrogene, Ibuprofen
	Weitergehende Verfahren mit Breitbandwirkung - Ozonung, Pulveraktivkohle	Hohe Eliminationsleistung für viele Wirkstoffe	Benzotriazol, Carbamazepin, Diclofenac, Mecoprop, Sulfamethoxazol
	Teilstrombehandlung (z.B. Spitalabwasser, Industriebetriebe) Organisatorische Massnahmen	Kann für einzelne Substanzen sinnvoll sein, für die Mehrheit jedoch von geringer Bedeutung	(Kontrastmittel)/ abhängig vom Einzelfall
Überlauf gemischter Abwässer	Dimensionierung für Regensituationen optimieren	Eintrag ist hauptsächlich bei biologisch leicht abbaubaren Substanzen von Bedeutung und bei regenwasserbürtigen Stoffen (Biozide)	Östrogene, Paracetamol, Koffein
Regenwasser aus Trennsystemen	Regenwasserbehandlung (z.B. Versickerung, Retentionsfilter)	Keine Stoffe aus Haushalten. Im Siedlungsbereich vor allem Stoffe aus Fassadenschutz und Gärten	Mecoprop Diuron
Nicht aufbereitetes kommunales Abwasser	Möglichst alle Haushalte/Gemeinden an Kanalisations- / ARA-Netz anschliessen	Keine grosse Auswirkung in der Schweiz	
Direkteinleitungen aus Haushaltungen		Keine grosse Auswirkung in der Schweiz	
Direkteinleitungen aus Betrieben	Chemische Prozesse optimieren Industrielle / Betriebliche ARA Anwendung optimieren	Verminderung des Eintrags von grossen Punktquellen	Gewerbe-, Industrie-spezifische Stoffe

Eine geeignete Massnahme für die Reduktion von Mikroverunreinigungen aus gereinigtem kommunalem Abwasser (Eintrag durch ARA) ist eine zusätzliche Reinigungsstufe, wie beispielsweise Ozonung des Abwassers oder Absorption an Pulveraktivkohle. Diese erlauben für eine Vielzahl an Mikroverunreinigungen eine Eliminationsleistung von über 80% und können insgesamt den Schadstoffeintrag in Flusssystemen um ca. 70% reduzieren (Eawag News 67d 2009). Ozonung und Pulveraktivkohle werden im Projekt Strategie Micropoll des BAFU auch in grossangelegten Pilotversuchen¹² untersucht und es wurde gezeigt, dass diese Massnahmen auch in diesem Massstab gute Resultate zeigen (Abegglen et al. 2009).

¹² Aktuelle Resultate der Pilotstudien sind unter <http://www.bafu.admin.ch/gewaesserschutz/03716/03720/04659/06389> verfügbar

Ob und welche Massnahmen zur Reduktion ergriffen werden sollen, muss im Einzelfall genau abgeklärt werden. Neben der Wirksamkeit der Massnahmen sind beispielsweise auch die Kosten und der Einbau in die bestehende Infrastruktur entscheidend. In der Umwelt-Wissen Publikation „Mikroverunreinigungen in den Gewässern: Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung in der Siedlungs-entwässerung—des Bundesamtes für Umwelt sind verschiedene Handlungsoptionen und Massnahmen im Detail analysiert (Gälli et al. 2009).

7. Umsetzung des Beurteilungskonzepts

Das UVEK hat Ende 2009 die Anhörung zur Änderung der Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GSchV; SR 814.201) mit Frist bis 30. April 2010 eröffnet. Damit sollen bei ausgewählten kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (ARA) Massnahmen zur Verringerung der Mikroverunreinigungen in den Gewässern durch gereinigtes Abwasser umgesetzt werden. Die erwähnten Massnahmen fokussieren vor allem auf die Schutzgüter Trinkwasserressourcen und aquatische Ökosysteme (Tier- und Pflanzenwelt).

Die Anhörungsteilnehmenden anerkennen mehrheitlich, dass das Problem der Mikroverunreinigungen gelöst werden muss. Das Konzept des problemorientierten Massnahmenpaketes und des selektiven Ausbaus der ARA wird ebenfalls breit unterstützt (siehe Bericht). Eine Mehrheit der Anhörungsteilnehmenden fordert unter anderem eine verursachergerechte Finanzierungslösung sowie eine Koordination der Massnahmenplanung durch den Bund.

Das in diesem Bericht vorgeschlagene Erhebungs- und Beurteilungskonzeptes erlaubt eine eindeutige Identifikation der Gewässerabschnitte bei denen Massnahmen bei kommunalen ARA zur Elimination der organischen Spurenstoffe zum Schutz der Ökosysteme notwendig sind. Durch diese wissenschaftlich abgestützte und mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie vergleichbare Vorgehensweise kann die Notwendigkeit der Massnahmen nachgewiesen und deren Wirksamkeit überprüft werden. Analog zu den Modulen des MSK soll das vorliegende Konzept durch die Kantone angewendet und geprüft werden. Dies wird eine wichtige Basis für eine zukünftige Vollzugshilfe zur Beurteilung der Wasserqualität bezüglich organischer Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser sein.

Glossar

Gereinigtes kommunales Abwasser: Als gereinigtes kommunales Abwasser wird das Abwasser, welches nach der Reinigung in kommunalen ARA in die Gewässer eingeleitet wird.

Industrieabwasser: Industrieabwasser umfasst:

- a. Abwasser aus gewerblichen und industriellen Betrieben;
- b. damit vergleichbares Abwasser, wie solches aus Laboratorien und Spitälern.

Industriechemikalien: Als Industriechemikalien werden hier Chemikalien bezeichnet, welche in der Grossindustrie verwendet werden und auch durch Industrie- und Gewerbebetriebe emittiert werden. Im Gegensatz zu Haushaltschemikalien, sind die Quellen dieser Stoffe nicht näherungsweise gleichmässig über die Schweiz verteilt, sondern sind an spezifische Anwendungen gekoppelt und daher abhängig von der lokalen Industriebranchen.

Kommunales Abwasser: Kommunales Abwasser umfasst:

- a. Häusliches Abwasser (Abwasser aus Haushalten und gleichartiges Abwasser);
- b. das von bebauten oder befestigten Flächen abfliessende und mit dem häuslichen Abwasser abgeleitete Niederschlagswasser.

Abwasser aus gewerblichen und industriellen Betrieben und Abwasser aus Laboratorien und Spitälern, welches in die kommunale Kanalisation eingeleitet und in kommunalen ARA behandelt wird, wird in diesem Bericht ebenfalls als kommunales Abwasser bezeichnet.

Mischwasser: In einem gemeinsamen Entwässerungssystem abgeleitetes Schmutz- und Regenwasser und gegebenenfalls Fremdwasser.

Mischwasserentlastung: Eine Mischwasserentlastung (Regenentlastung) ist ein Bauwerk der Mischwasserkanalisation. Da die Spitzenabflüsse bei starken Regen nicht in der Kläranlage behandelt werden können, werden an geeigneten Standorten Mischwasserentlastungen gebaut, an denen Mischwasser in der Größenordnung des 7- bis 15-fachen (ohne weitere Speicherung) oder des 2- oder 3-fachen Schmutzwasserabflusses (mit zusätzlicher Speicherung) zur Kläranlage weitergeleitet und das restliche verdünnte Wasser in ein Gewässer entlastet wird.

Mykotoxine: Mykotoxine (Schimmelpilzgifte) sind sekundäre Stoffwechselprodukte aus Schimmelpilzen, die bei Wirbeltieren bereits in geringsten Mengen giftig wirken. Eine durch Mykotoxine verursachte Erkrankung wird Mykotoxikose genannt.

Niedrigwasserabfluss oder Q_{347} : Der Abfluss-Tagesmittelwert, der im Mittel an 95% der Tage, d.h. im Durchschnitt an 347 Tagen pro Jahr, erreicht oder überschritten wird

Phytoöstrogene: Phytoöstrogene, sind sekundäre Pflanzenstoffe. Sie sind keine Östrogene im chemischen Sinne, sondern besitzen lediglich strukturelle Ähnlichkeit mit diesen. Diese Ähnlichkeit ermöglicht eine Bindung an Östrogenrezeptoren, wodurch eine östrogene oder auch antiöstrogene Wirkung erzielt werden kann.

Pharmazeutische Hilfsstoffe: Pharmazeutische Hilfsstoffe sind Stoffe, welche im medizinischen Bereich eingesetzt werden, welche aber keine biologisch aktive Wirkung auf den Organismus haben. Ein Beispiel sind Kontrastmittel, welche beim Röntgen eingesetzt werden.

Pharmazeutische Wirkstoffe: Pharmazeutische Wirkstoffe sind biologisch aktive Stoffe, welche im medizinischen Bereich eingesetzt werden. Beispiele sind Schmerzmittel oder Antibiotika.

Schmutzwasser: Sämtliches aus Haushaltungen, Gewerbebetrieben, Landwirtschaft und aus Produktionsbetrieben der Industrie anfallende, verunreinigte Wasser sowie das aus dem Bereich von Siedlungen abfliessende Niederschlagswasser.

Schweizspezifische Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser: Als schweizspezifische Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, werden Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser bezeichnet, welche in der ganzen Schweiz (hauptsächlich im urbanen Mittelland) in oberirdischen Gewässern verbreitet gefunden werden.

Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften: Unter dieser Stoffgruppe werden hier Pflanzenschutzmittel und Biozide zusammengefasst. Die in Pflanzenschutzmittel und Biozidprodukten eingesetzten Wirkstoffe, können identisch sein.

Sekundäres Intoxikationsrisiko: Durch Bioakkumulation und Biomagnifikation können Stoffe entlang der Nahrungskette aufkonzentriert werden und somit durch die erhöhte Konzentrationen toxische Effekte hervorrufen. Diese Effekte können in der Regel durch direkte Tests mit aquatischen Organismen, welche am Anfang der Nahrungskette liegen, wie beispielsweise Algen oder Daphnien nicht festgestellt werden.

Trockenwetteranfall (QTW): Die anfallende Menge an zu reinigendem Wasser in ARA bei Trockenwetter. Der Trockenwetteranfall setzt sich zusammen aus den beiden Komponenten Schmutzwasseranfall und dem Fremdwasseranfall. Der QTW ist eine der massgebenden, hydraulischen Bemessungsgrössen für Abwasseranlagen.

Ungereinigtes kommunales Abwasser: Abwasser aus der kommunalen Kanalisation, welches noch nicht in einer ARA gereinigt wurde. Ungereinigtes Abwasser kann bei starken Regenfällen bei der Überschreitung der Kapazität von kommunalen ARA durch Mischwasserentlastungen direkt in die Gewässer eingeleitet werden.

Literatur

- Abegglen, C., B. I. Escher, et al. (2009). Ozonung von gereinigtem Abwasser, Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, Studie der Eawag im Auftrag des BAFU zum Projekt "Strategie MicroPoll". Eawag, Dübendorf.
- AFU St. Gallen (2009). Messungen von Mikroverunreinigungen in Ostschweizer Fließgewässern 2003-2007 <http://www.umwelt.sg.ch/home/Themen/wasser/Mikroverunreinigungen.html>.
- Ahlers, J., C. Riedhammer, et al. (2006). "Acute to chronic ratios in aquatic toxicity - Variation across trophic levels and relationship with chemical structure." *Environmental Toxicology and Chemistry* **25**(11): 2937-2945.
- Aldenberger T, Jaworska J S (2000): Uncertainty of the Hazardous Concentration and Fraction. Affected for Normal Species Sensitivity Distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 46, 1-18.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2003). Untersuchungen von Gewässern auf Pestizide im Kanton Zürich 2002, Baudirektion Kanton Zürich.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2004). Untersuchungen von Pestiziden in Oberflächengewässern und im Grundwasser des Kanton Zürich 2003, Baudirektion Kanton Zürich.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2005). Arzneimittelrückstände und hormonell wirksame Stoffe in Fließgewässern sowie Kläranlagenabläufen, Baudirektion Kanton Zürich.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2007). Risikobeurteilung von Arzneimitteln und endokrin wirksamen Substanzen in Oberflächengewässern des Kantons Zürich, Praktikumsbericht, Baudirektion Kanton Zürich.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2008). "Monitoring of micropollutants. Reports." <http://www.gewaesserqualitaet.zh.ch>.
- AWEL Abteilung Gewässerschutz (2009). Pestiziduntersuchungen bei den Hauptmessstellen Furtbach Würenlos und Jonen nach ARA Zwillikon im Jahr 2008, Baudirektion Kanton Zürich.
- Battaglin, W. A., D. W. Kolpin, et al. (2005). "Glyphosate, other herbicides, and transformation products in Midwestern streams, 2002." *J. Am. Water Resour. Assoc.* **41**(2): 323-332.
- Baun, A., E. Eriksson, et al. (2006). "A methodology for ranking and hazard identification of xenobiotic organic compounds in urban stormwater." *Sci. Total Environ.* **370**: 29-38.
- Benskin, J. P., M. Bataineh, et al. (2007). "Simultaneous characterization of perfluoroalkyl carboxylate, sulfonate, and sulfonamide isomers by liquid chromatography-tandem mass spectrometry." *79*(17): 6455-6464.
- Besse, J.-P. und J. Garric (2008). "Human pharmaceuticals in surface waters: Implementation of a prioritization methodology and application to the French situation." *Toxicol Lett.* **176**: 104-123.
- Brättemark, M., S. Eisenreich, et al. (2005). Contribution of the Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances to the Water Framework Directive Expert Advisory Forum on Priority Substances and Pollution Control, European Communities.
- Braunbeck, T. (1993). "Entwicklung von Biotestverfahren mit Zellkulturen aus Fischen und Mollusken zum Nachweis letaler und subletaler Schäden von Organismen durch Umweltschadstoffe im Wasser." *PAÖ 7*: 537-559.
- Bürge, I. J., H.-R. Buser, et al. (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, et al. (2008). "Nicotine Derivatives in Wastewater and Surface Waters: Application as Chemical Markers for Domestic Wastewater." *Environ Sci Technol* **42**(17).
- Bürge, I. J., T. Poiger, et al. (2006). "Combined sewer overflows to surface waters detected by the anthropogenic marker caffeine." *Environ Sci Technol* **40**(13): 4096-4102.
- Buser, A. und L. Morf (2009). Substance Flow Analysis of PFOS and PFOA. Perfluorinated surfactants perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in Switzerland. Environmental studies no. 0922. *Environmental studies no. 0922*. Bundesamt für Umwelt. Bern, Bundesamt für Umwelt: 144.
- Buser, A., T. Poiger, et al. (1998). "Occurrence and fate of the pharmaceutical drug diclofenac in surface waters: rapid photodegradation in a Lake." *Environ. Sci. Technol.* **32**(22): 3449-3456.
- Chèvre, N., C. Loepfe, et al. (2006). "Pestizide in Schweizer Oberflächengewässern." *gwa* **4/2006**.
- Chèvre N 2009: Ein Risk-Assessment Modell zur Einschätzung von Mischungs-Aktivitäten in der Umwelt. Vortrag am Workshop Biologische Nachweisverfahren hormonaktiver Wirkungen. Eawag 10.+11. Juni 2009.

- CIPEL (2008). Der Genfersee und sein Einzugsgebiet in einigen Daten, <http://www.cipel.org/sp/article75.html>.
- Cole, J. G. und D. Mackay (2000). "Correlating environmental partitioning properties of organic compounds: The three solubility approach." **19**(2): 265-270.
- Escher B und Baumgartner R (2008): Mikroverunreinigungen in Schweizerischen Fließgewässern. Ökotoxikologische Effekte und Ableitung von toxikologisch begründeten Qualitätskriterien. BAFU-Bericht 2008
- Escher, B., N. Bramaz, et al. (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.
- European-Commission (2006). "Commission proposal COM (2006) 397 final: Proposed priority substances directive." **L397**.
- European-Commission (2008). Chemikalienverordnung, REACH, http://ec.europa.eu/enterprise/reach/index_de.htm.
- European Commission (2008). "Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik 2008/105/EG."
- European Commission (2009). TGD for EQS 2009/2010: CHEMICALS AND THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE: TECHNICAL GUIDANCE FOR DERIVING ENVIRONMENTAL QUALITY STANDARDS. Draft 2010. Draft version 6.0, 23 February 2010.
- Freitas, L. G., C. W. Gotz, et al. (2004). "Quantification of the new triketone herbicides, sulcotrione and mesotrione, and other important herbicides and metabolites, at the ng/l level in surface waters using liquid chromatography-tandem mass spectrometry." **1028**(2): 277-286.
- Gälli, R., C. Ort, et al. (2009). Mikroverunreinigungen in den Gewässern – Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. *Umwelt-Wissen Nr. 17/09*. Bern, Bundesamt für Umwelt: 103.
- Giger, W., C. Schaffner, et al. (2006). "Benzotriazole and tolyltriazole as aquatic contaminants. 1. Input and occurrence in rivers and lakes." *Environ. Sci. Technol.* **40**(23): 7186-7192.
- Götz, C. W., C. Abegglen, et al. (2010). "Mikroverunreinigungen - Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand von Indikatorsubstanzen." **4/2010**.
- Götz, C. W., C. Stamm, et al. (2010). "Targeting aquatic microcontaminants for monitoring: Exposure categorization and application to the Swiss situation." *Environ Sci Pollut Res* **17**(2): 341-354.
- Hanke, I., H. Singer, et al. (2008). "Ultraschall-level determination of glyphosate, aminomethylphosphonic acid and glufosinate in natural waters by solid-phase extraction followed by liquid chromatography-tandem mass spectrometry: performance tuning of derivatization, enrichment and detection." *Anal. Bioanal. Chem.* **391**(6): 2265-2276.
- Henkel (2006). Environmental risk assessment for benzotriazole from dishwasher detergents.
- Hollender, J., C. McArdell-Bürgisser, et al. (2007). "Mikroverunreinigungen Vorkommen in Gewässern der Schweiz und Bewertung." *gwa* **11/2007**.
- Hollender, J., S. Zimmernamm, et al. (2009). "Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration." *Environ. Sci. Technol.*
- Huset, C. A., A. C. Chiaia, et al. (2008). "Occurrence and mass flows of fluorochemicals in the Glatt Valley watershed, Switzerland." **42**(17): 6369-6377.
- IAWD RIWA-Maas und IAWR (2008). "Donau-, Maas- und Rhein Memorandum."
- IAWR (2003). "Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet: Rhein Memorandum."
- IAWR und IAWD (2007). "Position der IAWR und IAWD zu Spurenstoffen in den Gewässern."
- IKSR (2006). Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein, Jahresbericht. Im Auftrag vom Umweltministerium Baden-Württemberg und dem Schweizerischen Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- Jahnel J, Neamtu M, Schudoma D, Frimmel F H (2006): Bestimmung von Umweltqualitätsnormen für potenziell gewässerrelevante Stoffe. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 2006, 34, 389-397.
- Junghans, M., T. Backhaus, et al. (2004). Predicting the joint algal toxicity of chemical mixtures using a mechanism based two stage prediction (TSP). In *Studies n Combination Effects of Environmentally Relevant Toxicants - Validation of prognostic concepts for assessing the alga toxicity of realistic aquatic pesticide mixtures*. Dissertation Universität Bremen (http://elib.suub.uni-bremen.de/diss/docs/E-Diss1016_Junghans.pdf).
- Kase, R., R. I. L., Eggen, Junghans, M., Götz, C., Hollender, J. (2011). Assessment of Micropollutants from Municipal Wastewater- Combination of Exposure and Ecotoxicological Effect Data for Switzerland, *Waste Water - Evaluation and Management*, Fernando Sebastián García Einschlag (Ed.), ISBN: 978-953-307-233-3, InTech.

- Kase, R., P. Kunz, et al. (2009). "Identifikation geeigneter Nachweismöglichkeiten von hormonaktiven und reproduktionstoxischen Wirkungen in aquatischen Ökosystemen." Umweltwiss Schadst Forsch **21**(4): DOI 10.1007/s12302-009-0072-2.
- Keller, A. und C. Balsiger (2007). Risikobeurteilung von Arzneimitteln und endokrin wirksamen Substanzen in Oberflächengewässern des Kanton Zürich. Zürich, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft.
- Klimisch, H., M. Andreae, et al. (1997). "A Systematic Approach for Evaluating the Quality of Experimental Toxicological and Ecotoxicological Data." Regul Toxicol Pharmacol **25**: 1-5.
- Kortenkamp, A., T. Backhaus, et al. (2009). "State of the Art Report on Mixture Toxicity - Final Report." <http://ec.europa.eu/environment/chemicals/effects.htm>."
- Länge, R., N. Caspers, et al. (2006). "Kriterien zur Bewertung der Qualität und Validität von toxikologischen und ökotoxikologischen Studien für regulatorische Fragestellungen." Umweltchem Ökotox **18**: 49 –54.
- Liechti, P. (2010). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. Umwelt-Vollzug. Bundesamt für Umwelt. Bern: (wird demnächst publiziert).
- Liscio, C., E. Magi, et al. (2009). "Combining passive samplers and biomonitors to evaluate endocrine disrupting compounds in a wastewater treatment plant by LC/MS/MS and bioassay analyses." **157**(10): 2716-2721.
- Mackay, D. (2001). Multimedia Environmental Models, The Fugacity Approach, Lewis Publishers.
- Magi, E., M. Di Carro, et al. "Passive sampling and stir bar sorptive extraction for the determination of endocrine-disrupting compounds in water by GC-MS." **397**(3): 1335-1345.
- Marent, H., K. Schwaiger, et al. (2005). EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich: 205.
- Maurer, M. und A. Herlyn (2006). Zustand, Kosten und Investitionsbedarf der schweizerischen Abwasserentsorgung. Studie im Auftrag des BAFU. Dübendorf, Eawag.
- Moschet, C. (2010). Georeferenced Mass Flux Modelling of Selected Micropollutants in the Catchment of Lake Constance. Environmental Sciences. Zürich, ETH. **Master Thesis**.
- Newman M C et al. (2000): Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species. Environmental Toxicology and Chemistry. **19**, 508-515.
- Ort, C., J. Hollender, et al. (2009). "Model-Based Evaluation of Reduction Strategies for Micropollutants from Wastewater Treatment Plants in Complex River Networks." Environ. Sci. Technol. **43**(9): 3214-3220.
- Ort, C., H. Siegrist, et al. (2007). "Mikroverunreinigungen: Nationales Stoffflussmodell." gwa **11/2007**.
- Parrott, J. L. und 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.
- Posthuma L, et al. (2002): Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Baton, FL, USA.
- Rieckermann, J. (2006). "Quantification of Exfiltration from Sewers with Tracers." 10.3929/ethz-a-005129709.
- Schärer, M., U. Sieber, et al. (2007). "Mikroverunreinigungen: Erarbeitung einer Strategie." gwa **11**.
- Scheringer, M. (1997). "Characterization of the environmental distribution behavior of organic chemicals by means of persistence and spatial range." Environ. Sci. Technol. **31**: 2891–2897.
- Schmid, Martin; Rovelli, L.; Wüest, A.; Kohler, H.P.E. (2009) "Massenbilanzen und toxikologisches Gefährdungspotenzial von ausgewählten Explosivstoffen im Thuner-, Brienzer- und Vierwaldstättersee." 35 S. Interner Bericht zuhanden des VBS. Eawag, Switzerland.
- Schwarzenbach, R. P., P. M. Gschwend, et al. (2003). Environmental Organic Chemistry. New Jersey, Wiley Interscience.
- Schweizer Nationalfonds (FNSNF) (2008). "Konsensplattform –Hormonaktive Stoffe in Abwassern und Gewässern". Schlussdokument. Nationales Forschungsprogramm–Hormonaktive Stoffe—. <http://www.nrp50.ch/final-products/final-reports-consensus-plattforms.html>."
- Singer, H., S. Huntscha, et al. (2008). "Multikomponenten-Screening für den Rhein bei Basel. In Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt BAFU." Eawag.
- Singer, H., S. Kern, et al. (2009). "Ultratrace-level screening of target and non-target contaminants in natural waters using layered mixed mode solid phase extraction followed by data-dependent LC-LTQ-Orbitrap detection."

- Singer, H., S. Kern, et al. (2010). "Ultratrace-level screening of target and non-target contaminants in natural waters using layered mixed mode solid phase extraction followed by data-dependent LC-LTQ-Orbitrap detection."
- Singer, H., S. Müller, et al. (2002). "Triclosan: Occurrence and fate of a widely used biocide in the aquatic environment: Field measurements in wastewater treatment plants, surface waters, and lake sediments." *Environ. Sci. Technol.* **36**(23): 4998-5004.
- Singer, H. P., P. Longrée, et al. (2009). "Screening-Messungen von organischen Mikroverunreinigungen im Bodensee." *Eawag*.
- Stamm, C., A. Alder, et al. (2008). "Spatial and temporal patterns of pharmaceuticals in the aquatic environment: A review." *Geography Compass*: 920-955.
- Stamm, C., R. Siber, et al. (2006). "Monitoring von Pestizidbelastungen in Schweizer Oberflächengewässern." *gwa* **8/2006**.
- Stoob, K., H. P. Singer, et al. (2005). "Fully automated online solid phase extraction coupled directly to liquid chromatography-tandem mass spectrometry - Quantification of sulfonamide antibiotics, neutral and acidic pesticides at low concentrations in surface waters." **1097**(1-2): 138-147.
- Ternes, T. A. (2001). "Analytical methods for the determination of pharmaceuticals in aqueous environmental samples." **20**(8): 419-434.
- U.S.EPA (2007). "Estimation program interface; EPI Suite v3.20."
- Ulrich, M. M., D. M. Imboden, et al. (1995). "Masas - a User-Friendly Simulation Tool for Modeling the Fate of Anthropogenic Substances in Lakes." *Environ. Softw.* **10**(3): 177-198.
- Van der Linden, S. C., M. B. Heringa, et al. (2008). "Detection of multiple hormonal activities in wastewater effluents and surface water, using a panel of steroid receptor CALUX bioassays." **42**(15): 5814-5820.
- van Ginkel, K., M. Holt, et al. (2008). Endpoint Working Group (EWG) on Degradation, REACH-Implementation-Project.
- van der Voet, J. und C. Stamm (2010). "Organische Mikroschadstoffe - Machbarkeitsstudie: Konzentrationen und Frachen in Oberflächengewässern." *Umwelt Perspektiven* **2/2010**.
- van Vlaardingen, P. und E. Verbruggen (2007). "RIVM report601782001/2007:Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). Revision 2007."
- VanGinkel, K., M. Holt, et al. (2008). Endpoint Working Group (EWG) on Degradation, REACH-Implementation-Project.
- Weissbrodt, D., L. Kovalova, et al. (2009). "Mass flows of X-ray Contrast Media and Cytostatics in Hospital Wastewater." **43**(13): 4810-4817.
- Wenzel, A., A. Schmitz, et al. (1999). Nebenwirkungen von Kontrazeptiva-Umweltrelevante von Ethinylestradiol beeinträchtigen die Befruchtungsfähigkeit von Fischen. Jahresbericht 1999, IUCT-Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie. 49-52.
- Wheeler J R et al. (2002): Species sensitivity distributions: data and model choice. *Marine Pollution Bulletin.* **45**, 192-202.
- Wilson, V. S., K. Bobseine, et al. (2004). "Development and characterization of a cell line that stably expresses an estrogen-responsive luciferase reporter for the detection of estrogen receptor agonist and antagonists." **81**(1): 69-77.
- Wittmer, I. K., R. Scheidegger, et al. (2010). "Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters." *Water Research* **44**(9): 2850-2862
- Zhang, P., Y. L. Shi, et al. (2007). "Determination of perfluorinated compounds in water samples by high performance liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry." **35**(7): 969-972.
- Zhao, X. L., J. D. Li, et al. (2007). "Determination of perfluorinated compounds in wastewater and river water samples by mixed hemimicelle-based solid-phase extraction before liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry detection." **1154**(1-2): 52-59.
- Zürich, S. A. d. K. (2008). "Statistisches Amt des Kanton Zürich: Grunddaten der wichtigsten Seen, http://www.statistik.zh.ch/themenportal/themen/daten_detail.php?id=575."

Anhang 1: Kandidatenstoffe mit Informationen zur Zulassung

Tabelle A1: Liste der Kandidatenstoffe. Angabe der Stoffklassen und rechtlichen Grundlagen (Zulassung oder Regulierung der Wirkstoffe).

CAS-Nr.	Substanz	Stoffgruppe / Anwendung	Rechtl. Grund-lagen	Zulassung / Regulierung (Stand Juli 2009)
Arzneimittel				
83-15-8	4-Acetamidoantipyrin	Transformationsprodukt		Kein Zulassungsverfahren
26787-78-0	Amoxicillin	Antibiotikum	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie A
29122-68-7	Atenolol	Betablocker	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
83905-01-5	Azithromycin	Antibiotikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie A
41859-67-0	Bezafibrat	Lipidsenker	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
298-46-4	Carbamazepin	Antiepileptikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
85721-33-1	Ciprofloxacin	Antibiotikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie A-B
81103-11-9	Clarithromycin	Antibiotikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie A
18323-44-9	Clindamycin	Antibiotikum	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie A-B
882-09-7	Clofibrinsäure	Transformationsprodukt		Kein Zulassungsverfahren
23593-75-1	Clotrimazol	Antifungal	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie A-D
117-96-4	Diatrizoat (=Amidotrizesäure)	Kontrastmittel	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
15307-86-5	Diclofenac	Analgetikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
117704-25-2	Doramectin	Anthelminthikum	TAMV	Swissmedic, TAM Kategorie A
93106-60-6	Enrofloxacin	Antibiotikum	TAMV	Swissmedic, TAM Kategorie A
114-07-8	Erythromycin	Antibiotikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
57-63-6	Ethinylöstradiol	Synthetisches Östrogen	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
49562-28-9	Fenofibrat	Lipidsenker	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
42017-89-0	Fenofibrinsäure	Transformationsprodukt		Kein Zulassungsverfahren
86386-73-4	Fluconazol	Antifungal	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
54910-89-3	Fluoxetine HCl (= Prozac)	Antidepressivum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
54-31-9	Furosemid	Schleifendiuretikum	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie B
15687-27-1	Ibuprofen	Analgetikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B-D
66108-95-0	Iohexol	Kontrastmittel	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
78649-41-9	Iomeprol	Kontrastmittel	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
62883-00-5	Iopamidol	Kontrastmittel	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
73334-07-3	Iopromid	Kontrastmittel	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
28179-44-4	Ioxitalaminsäure	Kontrastmittel	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
70288-86-7	Ivermectin	Anthelminthikum	TAMV	Swissmedic, TAM Kategorie A-B
22071-15-4	Ketoprofen	Analgetikum	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie B
137-58-6	Lidocain	Lokalanästhetikum	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie A-D
61-68-7	Mefenaminsäure	Analgetikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
37350-58-6	Metoprolol	Betablocker	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
657-24-9	Metformin	Antidiabetikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
127-74-2	N4-Acetyl-Sulfadiazin	Transformationsprodukt		Kein Zulassungsverfahren
24341-30-8	N4-Acetyl-Sulfadimethoxin	Transformationsprodukt		Kein Zulassungsverfahren
100-90-3	N4-Acetyl-Sulfamethazin	Transformationsprodukt		Kein Zulassungsverfahren
21312-10-7	N4-Acetyl-Sulfamethoxazol	Transformationsprodukt		Kein Zulassungsverfahren
	N4-Acetyl-Sulfathiazol	Transformationsprodukt		Kein Zulassungsverfahren
22204-53-1	Naproxen	Analgetikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B

CAS-Nr.	Substanz	Stoffgruppe / Anwendung	Rechtl. Grund-lagen	Zulassung / Regulierung (Stand Juli 2009)
70458-96-7	Norfloxacin	Antibiotikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie A
83380-47-6	Ofoxacin	Antibiotikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie A
102625-70-7	Pantoprazol	Protonenpumpenhemmer	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
103-90-2	Paracetamol	Analgetikum	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie A-D
60-80-0	Phenazon	Analgetikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B-C
125-33-7	Primidon	Antiepileptikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
525-66-6	Propranolol	Betablocker	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
80214-83-1	Roxithromycin	Antibiotikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
3930-20-9	Sotalol	Betablocker	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B
68-35-9	Sulfadiazin	Antibiotikum	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie A
122-11-2	Sulfadimethoxin	Antibiotikum	TAMV	Swissmedic, TAM Kategorie A
57-68-1	Sulfamethazine (=Sulfadimidin)	Antibiotikum	TAMV	Swissmedic, TAM Kategorie A
723-46-6	Sulfamethoxazol	Antibiotikum	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie A
144-83-2	Sulfapyridin	Antibiotikum		Nicht zugelassen
72-14-0	Sulfathiazole	Antibiotikum	TAMV	Swissmedic, TAM Kategorie A
27203-92-5	Tramadol	Analgetikum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie A
738-70-5	Trimethoprim	Antibiotikum	VAM / TAMV	Swissmedic, HAM+TAM Kategorie A
1401-69-0	Tylosin	Antibiotikum	TAMV	Swissmedic, TAM Kategorie A-B
93413-69-5	Venlafaxin	Antidepressivum	VAM	Swissmedic, HAM Kategorie B

Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen

93-76-5	2,4,5-T	Herbizid		Nicht zugelassen
94-75-7	2,4-D	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
60397-77-5	2,4-dimethylphenylformamid	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
2008-58-4	2,6-Dichlorbenzamid	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
1668-54-8	2-Amino-4-methoxy-6-methyl-1,3,5 triazin	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
934-32-7	2-Aminobenzimidazol	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
57683-71-3	2-Aminosulfonyl-benzoicacid-methylester	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
55701-05-8	3-(2,2-dichlorvinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylic acid (DCVA)	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
3739-38-6	3-Phenoxybenzoesäure	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
13826-35-2	3-Phenoxybenzylalkohol	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
74-11-3	4-chlor-2-methylphenol	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
99-88-7	4-Isopropylanilin	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
34256-82-1	Acetochlor	Herbizid		Nicht zugelassen
	Acetochlor-OXA	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
15972-60-8	Alachlor	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 8
140939-15-7	Alachlor-ESA	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
171262-17-2	Alachlor-OXA	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
116-06-3	Aldicarb	Insektizid	PSMV	PSMV Anhang 1
309-00-2	Aldrin	Insektizid	ChemRRV	Verboten
3337-71-1	Asulam	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
19988-24-0	Atrazin-desethyl-2-hydroxy (=Prometon-Hydroxy-Desisopropyl)	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
1912-24-9	Atrazin	Herbizid	PSMV	Zulassung läuft aus (AF: 31.12.08, VF: 31.12.11)
2163-68-0	Atrazine-2-Hydroxy	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
131860-33-8	Azoxystrobin	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
25057-89-0	Bentazon	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
2634-33-5	Benzisothiazolin (BIT)	Fungizid / Mikrobizid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
139-07-1	Benzyltrimethylammoniumchlorid (BAC-C12)	Tensid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007

CAS-Nr.	Substanz	Stoffgruppe / Anwendung	Rechtl. Grund-lagen	Zulassung / Regulierung (Stand Juli 2009)
122-19-0	Benzyltrimethylstearylammmoniumchlorid (BAC-C18)	Tensid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
53774-07-5	Bifenox-Säure	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
314-40-9	Bromazil	Herbizid		Nicht zugelassen
1689-84-5	Bromoxynil	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
10605-21-7	Carbendazim	Fungizid	PSMV / VBP	PSMV Anhang 1 / (EG) Nr. 1451/2007
16118-49-3	Carbetamid	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
1563-66-2	Carbofuran	Insektizid	PSMV	PSMV Anhang 8
122-18-9	Cetalkoniumchlorid (BAC-C16)	Tensid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
470-90-6	Chlorfenvinphos	Insektizid	PSMV	PSMV Anhang 1
1698-60-8	Chloridazon	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
26172-55-4	Chlormethylisothiazolinon (CMIT)	Mikrobizid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
28343-61-5	Chlorothalonil-4-hydroxy	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
2921-88-2	Chlorpyrifos	Insektizid	PSMV	PSMV Anhang 1
15545-48-9	Chlortoluron	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
81777-89-1	Clomazon	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
57966-95-7	Cymoxanil	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
94361-06-5	Cyproconazol	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
121552-61-2	Cyprodinil	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
6190-65-4	Desethylatrazin	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
1007-28-9	Desisopropylatrazin	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
13684-56-5	Desmedipham + Phenmedipham	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
333-41-5	Diazinon	Insektizid	PSMV / VBP	PSMV Anhang 8 / (EG) Nr. 1451/2007
1918-00-9	Dicamba	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
50-29-3	Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT)	Insektizid	ChemRRV	Verboten
64359-81-5	Dichloroctylisothiazolinon (DCOIT)	Fungizid / Mikrobizid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
120-36-5	Dichlorprop-P	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
7173-51-5	Didecyltrimethylammmoniumchlorid (DDAC-C10)	Tensid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
60-57-1	Dieldrin	Insektizid	ChemRRV	Verboten
134-62-3	Diethyltoluamide (DEET)	Insektizid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
83164-33-4	Diflufenican	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
87674-68-8	Dimethenamid	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 8
	Dimethenamid-ESA	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
	Dimethenamid-OXA	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
163515-14-8	Dimethenamid-P	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
60-51-5	Dimethoat	Insektizid	PSMV / VBP	PSMV Anhang 1 / (EG) Nr. 1451/2007
88-85-7	Dinoseb	Herbizid		Nicht zugelassen
330-54-1	Diuron	Herbizid	PSMV / VBP	PSMV Anhang 1 / (EG) Nr. 1451/2007
2327-02-8	Diuron-desdimethyl (=1-(3,4-Dichlorophenyl)urea)	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
3567-62-2	Diuron-desmonomethyl (DCPMU)	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
4710-17-2	DMSA (=N,N-Dimethylaminosulfanilid)	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
115-29-7	Endosulfan	Insektizid	PSMV	PSMV Anhang 8
72-20-8	Endrin	Insektizid	ChemRRV	Verboten
133855-98-8	Epoxyconazol	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
26225-79-6	Ethofumesat	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
26244-33-7	Ethofumesat-2-keto	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
67306-03-0	Fenpropimorph	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
69335-91-7	Fluazifop (freie Säure) (zugelassen: Fluazifop-P-butyl)	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
131341-86-1	Fludioxonil	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1

CAS-Nr.	Substanz	Stoffgruppe / Anwendung	Rechtl. Grund-lagen	Zulassung / Regulierung (Stand Juli 2009)
69377-81-7	Fluroxypyr (freie Säure)	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
85509-19-9	Flusilazol	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
1071-83-6	Glyphosat	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
118-74-1	Hexachlorbenzen (HCB)	Fungizid	ChemRRV	Verboten
608-73-1	Hexachlorcyclohexan (Isomergemisch)	Insektizid	ChemRRV / Stockholm Conv.	Verboten
58-89-9	Hexachlorcyclohexan (Lindan)	Insektizid	ChemRRV / Stockholm Conv.	Verboten
51235-04-2	Hexazinon	Herbizid		Nicht zugelassen
1689-83-4	Ioxynil	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
55406-53-6	IPBC (=Iodocarb)	Herbizid	VBP	VBP Liste I
28159-98-0	Irgarol	Herbizid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
30125-65-6	Irgarol-descyclopropyl	Transformationsprodukt		Kein Zulassungsverfahren
465-73-6	Isodrin	Insektizid		Nicht zugelassen
34123-59-6	Isoproturon	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
56046-17-4	Isoproturon-didemethyl	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
34123-57-4	Isoproturon-monomethyl	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
143390-89-0	Kresoxim-methyl	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
330-55-2	Linuron	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
121-75-5	Malathion	Insektizid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
94-74-6	MCPA	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
93-65-2	Mecoprop	Herbizid		Nicht zugelassen
16484-77-8	Mecoprop-P	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
104206-82-8	Mesotrion	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
57837-19-1	Metalaxyl-M	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
41394-05-2	Metamitron	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
	Metamitron-Desamino	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
67129-08-2	Metazachlor	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
2682-20-4	Methylisothiazolinon (MIT)	Mikrobizid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
3060-89-7	Metobromuron	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 8
51218-45-2	Metolachlor	Herbizid	PSMV	Nicht zugelassen
	Metolachlor-ESA	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
	Metolachlor-OXA	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
21087-64-9	Metribuzin	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
35045-02-4	Metribuzin-Desamino (DA)	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
	Metribuzin-Diketo (DK)	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
74223-64-6	Metsulfuron-methyl	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
139-08-2	Miristalkoniumchlorid (BAC-C14)	Tensid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
150-68-5	Monuron	Herbizid	PSMV	Nicht zugelassen
33089-74-6	N-(2,4-dimethylphenyl)-N-methylformamidin	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
	N,N-dimethyl-N'-(4-methylphenyl)-sulfamid	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
3984-14-3	N,N-Dimethylsulfamid	Transformationsprodukt		Kein Zulassungsverfahren
15299-99-7	Napropamid	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
111991-09-4	Nicosulfuron	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
26530-20-1	Octylisothiazolinon (OIT)	Fungizid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
34622-58-7	Orbencarb	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 8
77732-09-3	Oxadixyl	Fungizid		Zulassung läuft aus (AF: 31.07.08, VF: 31.7.2011)
66246-88-6	Penconazol	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
87-86-5	Pentachlorophenol	Herbizid / Fungizid / Mikrobizid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
335-67-1	Perfluorooctansäure (PFOA)	Tensid		
1763-23-1	Perfluorooctansulfonat (PFOS)	Tensid	ChemRRV / Stockholm Conv.	Verboten

CAS-Nr.	Substanz	Stoffgruppe / Anwendung	Rechtl. Grund-lagen	Zulassung / Regulierung (Stand Juli 2009)
52645-53-1	Permethrin	Insektizid	PSMV	Zulassung läuft aus (AF: 31.12.08, VF: 31.7.11)
23103-98-2	Primicarb	Insektizid		Nicht zugelassen
67747-09-5	Prochloraz	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
1610-18-0	Prometon	Herbizid		Nicht zugelassen
1918-16-7	Propachlor	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
111479-05-1	Propaquizafop	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
	Propazine-2-hydroxy + Terbutylazin-2-hydroxy	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
60207-90-1	Propiconazol	Fungizid	VBP / PSMV	(EG) Nr. 1451/2007 / PSMV Anhang 1
52888-80-9	Prosulfocarb	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
122931-48-0	Rimsulfuron	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
122-34-9	Simazin	Herbizid		Zulassung läuft aus (AF: 31.12.08, VF: 31.7.11)
87392-12-9	S-Metolachlor	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
99105-77-8	Sulcotrion	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
53250-83-2	Sulcotrione-CMBA	Transformationsprodukt	PSMV	Kein Zulassungsverfahren
107534-96-3	Tebuconazol	Fungizid	PSMV	PSMV Anhang 1
35256-85-0	Tebutam	Herbizid		Nicht zugelassen
33693-04-8	Terbumeton	Herbizid		Nicht zugelassen
5915-41-3	Terbutylazine	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
886-50-0	Terbutryn (+ Prometryn)	Herbizid	PSMV	Zulassung läuft aus (AF: 31.12.09, VF: 31.7.11)
79277-27-3	Thifensulfuron-methyl	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
3380-34-5	Triclosan	Mikrobizid	VBP	(EG) Nr. 1451/2007
1582-09-8	Trifluralin	Herbizid	PSMV	PSMV Anhang 1
95266-40-3	Trinexapac-ethyl	Wachstumsregulator	PSMV	PSMV Anhang 1

Stoffe mit Wirkung auf den Hormonhaushalt (endokrine Stoffe, welche nicht als Arzneimittel eingesetzt werden)

13171-00-1	ADBI (Celestolid)	Duftstoff	VKos	VKos Anhang 2
15323-35-0	AHMI (Phantolid)	Duftstoff	VKos	VKos Anhang 2
1506-02-1	AHTN (Tonalid)	Duftstoff	VKos	VKos Anhang 2
68140-48-7	ATII (Traseolid)	Duftstoff	VKos	VKos Anhang 2
92-52-4	Biphenyl	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen
80-05-7	Bisphenol A (BPA)	Additiv		
2051-24-3	Decachlorbiphenyl	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen
51481-10-8	Deoxynivalenol (DON)	Mykotoxin		Natürlicher Stoff
84-74-2	Dibutylphthalat (DBP)	Weichmacher	ChemV: (EG) Nr. 1907/2006	Kandidatenliste für Anhang XIV (Reach)
25512-42-9	Dichlorbiphenyl	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen
117-81-7	Diethylhexylphthalat (DEHP)	Weichmacher	ChemV: (EG) Nr. 1907/2006	Kandidatenliste für Anhang XIV (Reach)
68515-49-1	Diisodecylphthalat (DiDP)	Weichmacher	ChemV: (EG) Nr. 1907/2006	Kandidatenliste für Anhang XIV (Reach)
28553-12-0	Diisononylphthalat (DINP)	Weichmacher	ChemV: (EG) Nr. 1907/2006	Kandidatenliste für Anhang XIV (Reach)
50-28-2	Östradiol	Natürliches Östrogen		Natürlicher Stoff
53-16-7	Östron	Natürliches Östrogen		Natürlicher Stoff
28655-71-2	Heptachlorbiphenyl	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen
26601-64-9	Hexachlorbiphenyl	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen
1222-05-5	HHCB (Galaxolid)	Duftstoff	VKos	VKos Anhang 2
27323-18-8	Monochlorbiphenyl	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen
53742-07-7	Nonachlorbiphenyl	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen
104-40-5	Nonylphenol	Additiv (Herstellung NPEO)	ChemRRV	Einschränkungen
55722-26-4	Octachlorbiphenyl	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen
1806-26-4	Octylphenol	Additiv (Herstellung OPEO)	ChemRRV	Einschränkungen
25429-29-2	Pentachlorbiphenyl (PCB 101)	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen

CAS-Nr.	Substanz	Stoffgruppe / Anwendung	Rechtl. Grund-lagen	Zulassung / Regulierung (Stand Juli 2009)
26914-33-0	Tetrachlorbiphenyl	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen
25323-68-6	Trichlorbiphenyl (PCB 28)	Kühl- und Isolierflüssigkeit	ChemRRV	Starke Einschränkungen
17924-92-4	Zearalenon (ZON)	Mykotoxin		Natürlicher Stoff
Weitere Stoffe mit umweltrelevanten Eigenschaften				
120-82-1	1,2,4-Trichlorbenzen	Additiv, Lösungsmittel	ChemRRV	Starke Einschränkungen
107-06-2	1,2-Dichlorethan	Additiv, Lösungsmittel	ChemRRV	Einschränkungen
131-57-7	2-Hydroxy-4-methoxybenzophenon	UV-Filter	VKos	VKos Anhang 2
55589-62-3	Acesulfam	künstlicher Süßstoff	ZuV	ZuV Anhang 1 (Zugelassen als E950)
120-12-7	Anthracen	Additiv	ChemRRV	Starke Einschränkungen
71-43-2	Benzen	Additiv	ChemRRV	Einschränkungen
50-32-8	Benzo(a)pyren	Verbrennungsprodukte	ChemRRV	Starke Einschränkungen
205-99-2	Benzo(b)fluoranthen	Verbrennungsprodukte	ChemRRV	Starke Einschränkungen
191-24-2	Benzo(g,h,i)perylen	Verbrennungsprodukte	ChemRRV	Starke Einschränkungen
207-08-9	Benzo(k)fluoranthen	Verbrennungsprodukte	ChemRRV	Starke Einschränkungen
95-16-9	Benzothiazol	Additiv		
95-14-7	Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel		
85535-84-4	C ₁₀₋₁₃ -chloroalkanes	Additiv, Flammenschutz		Starke Einschränkungen
56-23-5	Carbontetrachlorid	Additiv		Verboten
75-09-2	Dichlormethan (Methylenchlorid)	Additiv, Lösungsmittel	ChemRRV	Einschränkungen
60-00-4	EDTA	Komplexbildner	ChemRRV	Einschränkungen
637-92-3	ETBE	Additiv, Lösungsmittel		
206-44-0	Fluoranthen	Verbrennungsprodukte	ChemRRV	Starke Einschränkungen
87-68-3	Hexachlorobutadien	Additiv	PRTR-V	(PRTR-V Anhang 2)
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren	Verbrennungsprodukte	ChemRRV	Starke Einschränkungen
136-85-6	Methylbenzotriazol	Korrosionsschutzmittel		
1634-04-4	MTBE	Additiv, Lösungsmittel		
91-20-3	Naphthalen	Verbrennungsprodukte	ChemRRV	Starke Einschränkungen
139-13-9	NTA	Komplexbildner	ChemRRV	Einschränkungen
6197-30-4	Octocrylen	UV-Filter	VKos	VKos Anhang 2
32534-81-9	Pentabromdiphenylether (PentaBDE)	Flammenschutzmittel	ChemRRV	Starke Einschränkungen
608-93-5	Pentachlorobenzen	Flammenschutzmittel	Stockholm Conv.	Verboten
56038-13-2	Sucralose	künstlicher Süßstoff	ZuV	ZuV Anhang 1 (Zugelassen als E955)
127-18-4	Tetrachloroethylen	Additiv, Lösungsmittel	ChemRRV	Einschränkungen
688-73-3	Tributylzinn	Additiv		Starke Einschränkungen
79-01-6	Trichloroethylen	Additiv, Lösungsmittel	ChemRRV	Einschränkungen
67-66-3	Trichloromethan (Chloroform)	Additiv, Lösungsmittel	ChemRRV	Starke Einschränkungen

Anhang 2: Kandidatenstoffe mit Kriterien für schweizspezifische Mikroverunreinigungen

Tabelle A2: Liste der Kandidatenstoffe: Kriterien für die Auswahl schweizspezifischer Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser.

CAS-Nr.	Substanz	Zwingende Kriterien (Alle Kriterien müssen erfüllt sein)			Zusätzliche Kriterien (Eines dieser Kriterien muss erfüllt sein)			Schweizspezifische Mikroverunreinigungen
		Stoff aus dem Siedlungsgebiet	Zugelassener oder nicht verbotener Stoff, keine starken Einschränkungen	Gewässerrelevante Kategorie (I-IV)	Verbreitet nachgewiesen (>20 % über Bestimmungsgrenze in OFG)	(Verweilzeit) in hohen Konzentrationen (>100 ng/L) und (>20 % über Bestimmungsgrenze in ARA)	Hohe spezifische Toxizität	
Arzneimittel								
83-15-8	4-Acetamidoantipyrin	x	x	III				
26787-78-0	Amoxicillin	x	x	III				
29122-68-7	Atenolol	x	x	III	X	X		X
83905-01-5	Azithromycin	x	x	I		X		X
41859-67-0	Bezafibrat	x	x	III		X		X
298-46-4	Carbamazepin	x	x	III	X	X		X
85721-33-1	Ciprofloxacin	x	x	III				
81103-11-9	Clarithromycin	x	x	I	X	X		X
18323-44-9	Clindamycin	x	x	III				
882-09-7	Clofibrinsäure	x	x	III				
23593-75-1	Clotrimazol	x	x					
117-96-4	Diatrizoat (=Amidotrizesäure)	x	x	I	X	X		X
15307-86-5	Diclofenac	x	x	III	X	X		X
117704-25-2	Doramectin	x	x					
93106-60-6	Enrofloxacin	x	x	II				
114-07-8	Erythromycin	x	x	I	X			X
57-63-6	Ethinylöstradiol	x	x	III			X	X
49562-28-9	Fenofibrat	x	x	III				
42017-89-0	Fenofibrinsäure	x	x	III				
86386-73-4	Fluconazol	x	x	I				
54910-89-3	Fluoxetine HCl (= Prozac)	x	x	III				
54-31-9	Furosemid	x	x	III				
15687-27-1	Ibuprofen	x	x	III		X		X
66108-95-0	Iohexol	x	x	III				
78649-41-9	Iomeprol	x	x	III	X	X		X
62883-00-5	Iopamidol	x	x	III	X	X		X
73334-07-3	Iopromid	x	x	III	X	X		X
28179-44-4	Ioxitalaminsäure	x	x	III				
70288-86-7	Ivermectin	x	x					
22071-15-4	Ketoprofen	x	x	III				
137-58-6	Lidocain	x	x	III				
61-68-7	Mefenaminsäure	x	x	III		X		X
657-24-9	Metformin	x	x	III	X	X		X
37350-58-6	Metoprolol	x	x	III	X			X
127-74-2	N4-Acetyl-Sulfadiazin	x	x	III				
24341-30-8	N4-Acetyl-Sulfadimethoxin	x	x					
100-90-3	N4-Acetyl-Sulfamethazin	x	x	III				
21312-10-7	N4-Acetyl-Sulfamethoxazol	x	x	III	X	X		X

CAS-Nr.	Substanz	Zwingende Kriterien (Alle Kriterien müssen erfüllt sein)			Zusätzliche Kriterien (Eines dieser Kriterien muss erfüllt sein)			Schweizspezifische Mikroverunreinigungen
		Stoff aus dem Siedlungsgebiet	Zugelassener oder nicht verbolener Stoff, keine starken Einschränkungen	Gewässerrelevante Kategorie (I-IV)	Verbreitet nachgewiesen (>20 % über Bestimmungsgrenze in OFG)	(Verweilzeit) in hohen Konzentrationen (>100 ng/L) und (>20 % über Bestimmungsgrenze in ARA)	Hohes spezifische Toxizität	
	N4-Acetyl-Sulfathiazol	x	x	III				
22204-53-1	Naproxen	x	x	III		X		X
70458-96-7	Norfloxacin	x	x	III				
83380-47-6	Ofloxacin	x	x	I				
102625-70-7	Pantoprazol	x	x	III				
103-90-2	Paracetamol	x	x	III				
60-80-0	Phenazon	x	x	III				
125-33-7	Primidon	x	x	III				
525-66-6	Propranolol	x	x	III				
80214-83-1	Roxithromycin	x	x	I				
3930-20-9	Sotalol	x	x	III	X			X
68-35-9	Sulfadiazin	x	x	III				
122-11-2	Sulfadimethoxin	x	x	IV				
57-68-1	Sulfamethazin (=Sulfamidin)	x	x	IV				
723-46-6	Sulfamethoxazol	x	x	III	X	X		X
144-83-2	Sulfapyridin	x		III				
72-14-0	Sulfathiazol	x	x	IV				
27203-92-5	Tramadol	x	x	III				
738-70-5	Trimethoprim	x	x	III	X			X
1401-69-0	Tylosin	x	x	II				
93413-69-5	Venlafaxin	x	x	III				

Stoffe mit beabsichtigten bioziden Eigenschaften, welche einer Zulassung unterliegen

93-76-5	2,4,5-T			IV				
94-75-7	2,4-D	x	x	IV	X	X		X
60397-77-5	2,4-dimethylphenylformamid		x	IV				
2008-58-4	2,6-Dichlorbenzamid		x	IV				
1668-54-8	2-Amino-4-methoxy-6-methyl-1,3,5 triazin		x	IV				
934-32-7	2-Aminobenzimidazol		x	IV				
57683-71-3	2-Aminosulfonyl-benzoicacid-methylester		x	IV				
55701-05-8	3-(2,2-dichlorvinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylic acid (DCVA)		x	IV				
3739-38-6	3-Phenoxybenzoesäure		x					
13826-35-2	3-Phenoxybenzylalkohol		x	IV				
74-11-3	4-chlor-2-methylphenol		x	IV				
99-88-7	4-Isopropylanilin		x	IV				
34256-82-1	Acetochlor			IV				
	Acetochlor-OXA		x	IV				
15972-60-8	Alachlor			IV				
140939-15-7	Alachlor-ESA		x	IV				
171262-17-2	Alachlor-OXA		x	IV				
116-06-3	Aldicarb		x	IV				
309-00-2	Aldrin						X	
3337-71-1	Asulam		x	VI				
19988-24-0	Atrazin-desethyl-2-hydroxy (=Prometon-Hydroxy-Desisopropyl)		x	IV				
1912-24-9	Atrazin			IV	X	X		
2163-68-0	Atrazin-2-Hydroxy		x	IV				

CAS-Nr.	Substanz	Zwingende Kriterien (Alle Kriterien müssen erfüllt sein)			Zusätzliche Kriterien (Eines dieser Kriterien muss erfüllt sein)			Schweizspezifische Mikroverunreinigungen
		Stoff aus dem Siedlungsgebiet	Zugelassener oder nicht verbolener Stoff, keine starken Einschränkungen	Gewässerrelevante Kategorie (I-IV)	Verbreitet nachgewiesen (>20 % über Bestimmungsgrenze in OFG)	(Verweilzeit in hohen Konzentrationen (>100 ng/L) und (>20 % über Bestimmungsgrenze in ARA)	Hohe spezifische Toxizität	
131860-33-8	Azoxystrobin		x	IV				
25057-89-0	Bentazon		x	IV		X		
2634-33-5	Benzisothiazolin (BIT)	x	x	III				
139-07-1	Benzyltrimethylammoniumchlorid (BAC-C12)	x	x	III				
122-19-0	Benzyltrimethylstearylammmoniumchlorid (BAC-C18)	x	x	III				
53774-07-5	Bifenox-Säure		x	IV				
314-40-9	Bromazil			IV				
1689-84-5	Bromoxynil		x	IV				
10605-21-7	Carbendazim		x	III	X	X		X
16118-49-3	Carbetamid		x	IV				
1563-66-2	Carbofuran			IV				
122-18-9	Cetalkoniumchlorid (BAC-C16)	x	x	III				
470-90-6	Chlorfenvinphos		x	IV				
1698-60-8	Chloridazon		x	IV				
26172-55-4	Chlormethylisothiazolinon (CMIT)	x	x	III				
28343-61-5	Chlorothalonil-4-hydroxy		x	IV				
2921-88-2	Chlorpyrifos		x	II				
15545-48-9	Chlortoluron		x	IV				
81777-89-1	Clomazon		x	IV				
57966-95-7	Cymoxanil		x	IV				
94361-06-5	Cyproconazol		x	IV				
121552-61-2	Cyprodinil		x	IV				
6190-65-4	Desethylatrazin			IV	X	X		
1007-28-9	Desisopropylatrazin			IV				
13684-56-5	Desmedipham + Phenmedipham		x					
333-41-5	Diazinon	x	x	III	X	X	X	X
1918-00-9	Dicamba		x	IV				
50-29-3	Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT)						X	
64359-81-5	Dichloroethylisothiazolinon (DCOIT)	x	x	III				
120-36-5	Dichlorprop-P		x	IV				
7173-51-5	Didecyltrimethylammoniumchlorid (DDAC-C10)	x	x					
60-57-1	Dieldrin			II			X	
134-62-3	Diethyltoluamide (DEET)	x	x	IV	X	X		X
83164-33-4	Diflufenican		x	II			X	
87674-68-8	Dimethenamid			IV				
	Dimethenamid-ESA		x	IV				
	Dimethenamid-OXA		x	IV				
163515-14-8	Dimethenamid-P		x	IV				
60-51-5	Dimethoat		x	IV		X		X
88-85-7	Dinoseb			IV				
330-54-1	Diuron	x	x	IV		X	X	X
2327-02-8	Diuron-desdimethyl (=1-(3,4-Dichlorophenyl)urea)		x	IV				
3567-62-2	Diuron-desmonomethyl (DCPMU)		x	IV				
4710-17-2	DMSA (=N,N-Dimethylaminosulfanilid)		x	IV				
115-29-7	Endosulfan			II			X	

CAS-Nr.	Substanz	Zwingende Kriterien (Alle Kriterien müssen erfüllt sein)			Zusätzliche Kriterien (Eines dieser Kriterien muss erfüllt sein)			Schweizspezifische Mikroverunreinigungen
		Stoff aus dem Siedlungsgebiet	Zugelassener oder nicht verbotener Stoff, keine starken Einschränkungen	Gewässerrelevante Kategorie (I-IV)	Verbreitet nachgewiesen (>20 % über Bestimmungsgrenze in OFG)	(Vereinzeit) in hohen Konzentrationen (>100 ng/L) und (>20 % über Bestimmungsgrenze in ARA)	Hohe spezifische Toxizität	
72-20-8	Endrin			II			X	
133855-98-8	Epoxyconazol		x	II				
26225-79-6	Ethofumesat		x	IV		X		
26244-33-7	Ethofumesate-2-keto		x	IV				
67306-03-0	Fenpropimorph		x	IV				
69335-91-7	Fluazifop (freie Säure) (zugelassen: Fluazifop-P-butyl)		x	IV				
131341-86-1	Fludioxonil		x	IV				
69377-81-7	Fluroxypyr (freie Säure)		x	IV				
85509-19-9	Flusilazol		x	II				
1071-83-6	Glyphosat	x	x	VI*	X	X		X
118-74-1	Hexachlorbenzen (HCB)							
608-73-1	Hexachlorcyclohexan (Isomergemisch)			II				
58-89-9	Hexachlorcyclohexan (Lindan)			II				
51235-04-2	Hexazinone			IV				
1689-83-4	Ioxynil		x	IV				
55406-53-6	IPBC (=Iodocarb)	x	x	III				
28159-98-0	Irgarol	x	x	IV			X	X
30125-65-6	Irgarol-descyclopropyl	x	x	III				
465-73-6	Isodrin						X	
34123-59-6	Isoproturon	x	x	IV	X	X		X
56046-17-4	Isoproturon-didemethyl		x	IV				
34123-57-4	Isoproturon-monodemethyl		x	IV				
143390-89-0	Kresoxim-methyl		x	IV				
330-55-2	Linuron		x	IV		X		
121-75-5	Malathion	x	x					
94-74-6	MCPA	x	x	IV	X	X		X
93-65-2	Mecoprop			IV	X	X		X
16484-77-8	Mecoprop-P		x	IV	X	X		X
104206-82-8	Mesotrion		x	IV				
57837-19-1	Metalaxyl-M		x	IV		X		
41394-05-2	Metamitron		x	IV		X		
	Metamitron-Desamino		x	IV				
67129-08-2	Metazachlor		x	IV		X		
2682-20-4	Methylisothiazolinon (MIT)	x	x	III				
3060-89-7	Metobromuron			IV		X		
51218-45-2	Metolachlor			IV	X	X		
	Metolachlor-ESA		x	IV				
	Metolachlor-OXA		x	IV				
21087-64-9	Metribuzin		x	IV			X	
35045-02-4	Metribuzin-Desamino (DA)		x	IV				
	Metribuzin-Diketo (DK)		x	IV				
74223-64-6	Metsulfuron-methyl		x	IV				
139-08-2	Miristalkoniumchlorid (BAC-C14)	x	x	III				
150-68-5	Monuron			IV				
33089-74-6	N-(2,4-dimethylphenyl)-N-methylformamidin		x	IV				
	N,N-dimethyl-N'-(4-methylphenyl)-sulfamid		x	IV				

CAS-Nr.	Substanz	Zwingende Kriterien (Alle Kriterien müssen erfüllt sein)			Zusätzliche Kriterien (Eines dieser Kriterien muss erfüllt sein)			Schweizspezifische Mikroverunreinigungen
		Stoff aus dem Siedlungsgebiet	Zugelassener oder nicht verbolener Stoff, keine starken Einschränkungen	Gewässerrelevante Kategorie (I-IV)	Verbreitet nachgewiesen (>20 % über Bestimmungsgrenze in OFG)	(Vereinzeit) in hohen Konzentrationen (>100 ng/L) und (>20 % über Bestimmungsgrenze in ARA)	Hohe spezifische Toxizität	
3984-14-3	N,N-Dimethylsulfamid	x	x					
15299-99-7	Napropamid		x	IV				
111991-09-4	Nicosulfuron		x	IV				
26530-20-1	Octylisothiazolinon (OIT)	x	x	III				
34622-58-7	Orbencarb			IV				
77732-09-3	Oxadixyl			IV		X		
66246-88-6	Penconazol		x	IV				
87-86-5	Pentachlorophenol	x		I			X	
335-67-1	Perfluorooctansäure (PFOA)	x	x	I				
1763-23-1	Perfluorooctansulfonat (PFOS)	x		I				
52645-53-1	Permethrin	x						
23103-98-2	Primicarb			IV		X		
67747-09-5	Prochloraz		x	II				
1610-18-0	Prometon			IV				
1918-16-7	Propachlor		x	IV		X		
111479-05-1	Propaquizafop		x	IV				
	Propazine-2-hydroxy + Terbutylazin-2-hydroxy		x	IV				
60207-90-1	Propiconazol		x	IV				
52888-80-9	Prosulfocarb		x	IV				
122931-48-0	Rimsulfuron		x	IV				
122-34-9	Simazin			IV	X	X		
87392-12-9	S-Metolachlor		x	IV	X	X		
99105-77-8	Sulcotrion		x	IV				
53250-83-2	Sulcotrion-CMBA		x	IV				
107534-96-3	Tebuconazol		x	IV				
35256-85-0	Tebutam			IV		X		
33693-04-8	Terbumeton			IV				
5915-41-3	Terbutylazin		x	IV	X	X	X	
886-50-0	Terbutryn (+ Prometryn)	x		IV		X	X	
79277-27-3	Thifensulfuron-methyl		x	IV				
3380-34-5	Triclosan	x	x	III	X			X
1582-09-8	Trifluralin		x	II				
95266-40-3	Trinexapac-ethyl		x					

Stoffe mit Wirkung auf den Hormonhaushalt (endokrine Stoffe, welche nicht als Arzneimittel eingesetzt werden)

13171-00-1	ADBI (Celestolid)	x	x					
15323-35-0	AHMI (Phantolide)	x	x	III				
1506-02-1	AHTN (Tonalid)	x	x					
68140-48-7	ATII (Traseolide)	x	x					
92-52-4	Biphenyl	x		IV				
80-05-7	Bisphenol A (BPA)	x	x	III	X	X		X
2051-24-3	Decachlorbiphenyl	x					X	
51481-10-8	Deoxynivalenol (DON)	x	x	IV				
84-74-2	Dibutylphthalat (DBP)	x						
25512-42-9	Dichlorbiphenyl	x		IV			X	
117-81-7	Diethylhexylphthalat (DEHP)	x						
68515-49-1	Diisodecylphthalat (DiDP)	x						

CAS-Nr.	Substanz	Zwingende Kriterien (Alle Kriterien müssen erfüllt sein)			Zusätzliche Kriterien (Eines dieser Kriterien muss erfüllt sein)			Schweizspezifische Mikroverunreinigungen
		Stoff aus dem Siedlungsgebiet	Zugelassener oder nicht verbolener Stoff, keine starken Einschränkungen	Gewässerrelevante Kategorie (I-IV)	Verbreitet nachgewiesen (>20 % über Bestimmungsgrenze in OFG)	(Vereinzeit) in hohen Konzentrationen (>100 ng/L) und (>20 % über Bestimmungsgrenze in ARA)	Hohes spezifische Toxizität	
28553-12-0	Diisononylphthalat (DINP)	x						
50-28-2	Östradiol	x	x	III			X	X
53-16-7	Östron	x	x	III			X	X
28655-71-2	Heptachlorbiphenyl	x					X	
26601-64-9	Hexachlorbiphenyl	x					X	
1222-05-5	HHCB (Galaxolid)	x	x					
27323-18-8	Monochlorbiphenyl	x		IV			X	
53742-07-7	Nonachlorbiphenyl	x					X	
104-40-5	Nonylphenol	x	x	III	X	X		X
55722-26-4	Octachlorbiphenyl	x					X	
1806-26-4	Octylphenol	x	x	III				
25429-29-2	Pentachlorbiphenyl (PCB 101)	x		II			X	
1763-23-1	Perfluorooctansulfonat (PFOS)	x	x	II	X	X		X
26914-33-0	Tetrachlorbiphenyl	x					X	
25323-68-6	Trichlorbiphenyl (PCB 28)	x		IV			X	
17924-92-4	Zearalenon (ZON)	x	x	IV				

Weitere Stoffe mit Umweltrelevanten Eigenschaften

120-82-1	1,2,4-Trichlorbenzen	x						
107-06-2	1,2-Dichlorethan	x	x					
131-57-7	2-Hydroxy-4-methoxybenzophenon	x	x	III				
55589-62-3	Acesulfam	x	x	III	X	X		X
120-12-7	Anthracen	x	x	IV				
71-43-2	Benzen	x	x					
50-32-8	Benzo(a)pyren	x	x					
205-99-2	Benzo(b)fluoranthen	x	x	IV				
191-24-2	Benzo(g,h,i)perylene	x	x				X	
207-08-9	Benzo(k)fluoranthen	x	x					
95-16-9	Benzothiazol	x	x	III	X	X		X
95-14-7	Benzotriazol	x	x	III	X	X		X
85535-84-4	C ₁₀₋₁₃ -chloroalkanes	x						
56-23-5	Carbontetrachlorid	x						
75-09-2	Dichlormethan (Methylenchlorid)	x	x					
60-00-4	EDTA	x	x	VI**	X	X		X
637-92-3	ETBE	x	x					
206-44-0	Fluoranthen	x	x	IV				
87-68-3	Hexachlorbutadien	x	x					
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren	x	x				X	
136-85-6	Methylbenzotriazol	x	x	III	X	X		X
1634-04-4	MTBE	x	x					
91-20-3	Naphthalen	x	x	IV				
139-13-9	NTA	x	x	VI**	X	X		X
6197-30-4	Octocrylen	x	x					
32534-81-9	Pentabromdiphenylether (PentaBDE)	x					X	
608-93-5	Pentachlorbenzen	x		I				
56038-13-2	Sucralose	x	x	I	X	X		X
127-18-4	Tetrachloroethylen	x	x					
688-73-3	Tributylzinn	x					X	

CAS-Nr.	Substanz	Zwingende Kriterien (Alle Kriterien müssen erfüllt sein)			Zusätzliche Kriterien (Eines dieser Kriterien muss erfüllt sein)			Schweizspezifische Mikroverunreinigungen
		Stoff aus dem Siedlungs- gebiet	Zugelassener oder nicht verbotener Stoff, keine starken Einschränkungen	Gewässerrelevante Kategorie (I-IV)	Verbreitet nachgewiesen (>20 % über Bestimmungsgrenze in OFG)	(Verweilzeit) in hohen Konzentrationen (>100 ng/L) und (>20 % über Bestimmungsgrenze in ARA)	Hohes spezifische Toxizität	
79-01-6	Trichloroethylen	x	x					
67-66-3	Trichloromethan (Chloroform)	x						
<p>*) Glyphosat ist gemäss EPISuite (U.S.EPA 2007), welches in der Kategorisierungsmethode verwendet wird „ready-biodegradable“ und würde gemäss den oben beschriebenen Verfahren nicht berücksichtigt. Messungen zeigen jedoch, dass es in der Umwelt vorkommen kann. Glyphosate ist eines der meistverkauften Pflanzenschutzmittel der Welt, wird häufig im Siedlungsbereich eingesetzt und wurde in Oberflächengewässern im µg/L Bereich gefunden (Battaglin et al. 2005; Hanke et al. 2008). Diese hohen Konzentrationen sind weniger durch die Umwelteigenschaften von Glyphosate zu erklären (diese sind im Vergleich zu anderen PSM) als durch den sehr hohen Einsatz (pseudo-persistent).</p> <p>** EDTA und NTA sind gemäss EPISuite (U.S.EPA 2007), welches in der Kategorisierungsmethode verwendet wird „ready-biodegradable“ und würden gemäss den oben beschriebenen Verfahren nicht berücksichtigt. Messungen von EDTA und NTA in Oberflächengewässer und Grundwasser zeigen jedoch, dass diese Stoffe in die Gewässer gelangen, obwohl das Persistenz-Kriterium gemäss der Kategorisierung nach Götz et al (2009) nicht erfüllt ist, deshalb wurde die Liste um diese Stoffe ergänzt.</p>								

Anhang 3: Grundlagen zum Kategorisierungsverfahren

A3.1 Verteilung in der Umwelt

Organischer Kohlenstoff (OC)-Wasser Verteilung

Entscheidend für die potentielle Gefährdung von Oberflächengewässer durch einen organischen Spurenstoff sind die Mobilität bzw. das Verteilungsverhalten und die Persistenz in der Umwelt dieses Stoffes. Das Verteilungsverhalten von Chemikalien kann anhand der Festphasen-Wasser Verteilung und Luft-Wasser Verteilung abgeschätzt werden. Die organische Kohlenstoff (OC)-Wasser Verteilung wird für organische Substanzen üblicherweise mit der Octanol-Wasser Verteilung abgeschätzt:

$$K_{OC} = a \cdot K_{OW} \quad (1)$$

K_{OC} ist der Verteilungskoeffizient zwischen organischem Kohlenstoff (OC) und Wasser und hat üblicherweise die Einheit L/kg, K_{OW} ist der Octanol-Wasser Verteilungskoeffizient (L/kg) und a wird gleich 0.41 angenommen (Mackay 2001). Entscheidend für das Verhalten einer Substanz in Gewässern ist ob die Substanz an Partikel gebunden ist oder als gelöste Substanz vorliegt. Generell sind stärker sorbierende Substanzen (sowohl an organische Partikel aber auch im Boden, Sediment und Klärschlamm) weniger mobil und werden eher zurückgehalten bevor sie in Gewässer eingetragen werden als gelöst vorliegende Substanzen. Bei einer typischen Partikelkonzentration, c_P , von $6 \cdot 10^{-6}$ kg / L (= 6 mg/L) Wasser mit einem OC Anteil, f_{OC} , von 16.7% (Mackay 2001; Schwarzenbach et al. 2003) kann der partikelgebundene Anteil einer Substanz folgendermassen berechnet werden:

$$\phi = \frac{c_P \cdot f_{OC} \cdot K_{OC}}{c_P \cdot f_{OC} \cdot K_{OC} + 1} \quad (2)$$

wenn ϕ gleich 1 ist, ist 100% der Substanz an Partikel gebunden, wenn ϕ gleich 0 ist, ist die Substanz 100% im Wasser gelöst. Eine Substanz mit einem K_{OC} von 10^6 L/kg ist zwischen Partikel- und Wasserphase gleichmässig verteilt. Mit den oben angenommenen Bedingungen entspricht ein K_{OC} von 10^6 einem K_{OW} von $2.4 \cdot 10^6$. Bei einem $K_{OW} < 2.4 \cdot 10^5$ ist mehr als 90% in der Wasserphase und einem $K_{OW} > 2.4 \cdot 10^7$ ist mehr als 90% partikelgebunden.

Für dissoziierende Chemikalien muss zusätzlich berücksichtigt werden, dass die Verteilung in organisches Material von der neutralen Spezies dominiert wird (Schwarzenbach et al. 2003). An Stelle vom Octanol-Wasser Verteilungskoeffizienten K_{OW} muss das Octanol-Wasser Verteilungsverhältnis D_{OW} und an Stelle des organische Kohlenstoff (OC)-Wasser Verteilungskoeffizienten K_{OC} muss das Kohlenstoff (OC)-Wasser Verteilungsverhältnis D_{OC} genommen werden, welche folgendermassen berechnet werden:

$$D_{OW} = (1 - \alpha) \cdot K_{OW} ; D_{OC} = (1 - \alpha) \cdot K_{OC} \quad (3)$$

wobei α der Dissoziationsgrad einer Säure ist und aus der Säurekonstante K_S ($= 10^{-pK_S}$) und der H^+ -Konzentration ($= 10^{-pH}$) berechnet werden kann: $\alpha = K_S / (H^+ + K_S)$. Die meisten Oberflächengewässer in der Schweiz haben einen pH zwischen 6.5 und 7.5, wir nehmen daher für die Berechnung von D_{OW} und D_{OC} einen generischen pH-Wert von 7 an. Für neutrale Chemikalien gilt: $\alpha = 0$, daher $D_{OC} = K_{OC}$. Um ϕ von dissoziierenden Substanzen zu berechnen ändert Gleichung 2 zu:

$$\phi = \frac{1 \cdot 10^{-6} \cdot D_{OC}}{1 \cdot 10^{-6} \cdot D_{OC} + 1} \quad (4)$$

Mit Hilfe von D_{OW} , D_{OC} und ϕ können die Substanzen in drei Gruppen bezüglich deren Sorptionsverhalten eingeteilt werden (siehe Tabelle 1).

Tabelle A3.1: Unterteilung der Substanzen nach Feststoff-Wasser Verteilung. Angenommene Konzentration von partikulärem OC: $1 \cdot 10^{-6}$ kg OC / L Wasser

	D_{OW} (L/kg) (pH abhängiger Stoffparameter)	D_{OC} (L/kg) (systemabhängiger Parameter)	ϕ (systemabhängiger Parameter)
Gelöste Substanzen	$D_{OW} < 2.4 \cdot 10^5$	$D_{OC} < 10^5$	$\phi < 0.1$
In Partikel- und Wasserphase vorhandene Substanzen	$2.4 \cdot 10^5 < D_{OW} < 2.4 \cdot 10^7$	$10^5 < D_{OC} < 10^7$	$0.1 < \phi < 0.9$
Partikelgebundene Substanzen	$D_{OW} > 2.4 \cdot 10^7$	$D_{OC} > 10^7$	$\phi > 0.9$

Luft-Wasser Verteilung

Eine weitere inhärente Grösse ist der Luft-Wasser Verteilungskoeffizient, K_{AW} (einheitslos), respektive der Henry Koeffizient, K_H ($\text{atm} \cdot \text{m}^3 / \text{mol}$), welche über die allgemeine Gaskonstante R ($= 0.0000821 \text{ atm} \cdot \text{m}^3 / \text{mol} / \text{K}$) und die Temperatur T (in K) verknüpft sind. Wenn man ein Gleichgewicht zwischen Wasser und Luft annimmt und voraussetzt, dass beide Medien für die betrachtete Substanz zugänglich sind, was in Oberflächengewässer wahrscheinlich ist, kann man analog zur Partikel-Wasser Verteilung den prozentuellen Anteil einer Substanz, welcher sich in der Luft befindet (ϕ_A) folgendermassen berechnen:

$$\phi_A = \frac{V_A / V_W \cdot K_{AW}}{V_A / V_W \cdot K_{AW} + 1} = \frac{V_A / V_W \cdot K_H / RT}{V_A / V_W \cdot K_H / RT + 1} \quad (5)$$

dabei ist V_A / V_W das Volumenverhältnis von Luft zu Wasser, welches im Gleichgewicht steht, respektive das Verhältnis der Dicke der Luft- und Wasserschichten z_A und z_W . Häufig wird für z_A / z_W ($= V_A / V_W$) ein Wert von $2 \cdot 10^2$ angenommen (Schwarzenbach et al. 2003). Wenn daher der K_{AW} einer Substanz gleich $5 \cdot 10^{-3}$ ist, ist die Substanz zwischen Luft und Wasser gleichmässig verteilt ($\phi_A = 0.5$).

Für Chemikalien, die in der wässrigen Phase dissoziieren, was auf viele Arzneimittel und moderne Pestizide zutrifft, muss die Spezierung miteinbezogen werden, um die Verteilung zwischen Wasser und Luft im Gleichgewicht (GGW) zu berechnen. Anstelle des Luft-Wasser Verteilungskoeffizienten K_{AW} muss das Luft-Wasser Verteilungsverhältnis D_{AW} betrachtet werden. Unter der Annahme, dass sich nur die neutrale Spezies in die Luft verteilt, kann der Luft-Wasser Verteilungsverhältnis D_{AW} aus der Henrykonstante K_H folgendermassen berechnet werden:

$$D_{AW} = (1 - \alpha) \cdot K_{AW} = (1 - \alpha) \cdot K_H / RT \quad (6)$$

Für neutrale Chemikalien gilt: $\alpha = 0$, daher $D_{AW} = K_{AW}$. Um ϕ_A von dissoziierende Substanzen zu berechnen ändert Gleichung 5 zu:

$$\phi_A = \frac{V_A/V_W \cdot D_{AW}}{V_A/V_W \cdot D_{AW} + 1} \quad (7)$$

Analog zur Partikel-Wasser-Verteilung können die Substanzen gemäss ihrer Verteilung zwischen Wasser und Luft klassifiziert werden (Tabelle 2). Die angegebenen Werte stimmen überein mit den auf den Henry-Koeffizienten, K_H , basierten cut-off values, welche von Baun et al. vorgeschlagen werden (Baun et al. 2006).

Tabelle A3.2: Unterteilung der Substanzen nach Flüchtigkeit. Für die Berechnung von DAW wurde eine Temperatur von 293K (=20°C) angenommen. Die Grenzwerte für KH gelten nur für neutrale Chemikalien, für dissoziierende Chemikalien muss immer der DAW berechnet werden.

	K_H (atm·m ³ / mol) (inhärenter Stoffparameter)	D_{AW} (temperatur- und pH abhängiger Stoffparameter)	ϕ_A (systemabhängiger Parameter)
Gelöste Substanzen	$K_H < 3 \cdot 10^{-6}$	$D_{AW} < 10^{-4}$	$\phi_A < 0.1$
In Luft- und Wasserphase vorhandene Substanzen	$3 \cdot 10^{-6} < K_H < 0.001$	$10^{-4} < D_{AW} < 0.04$	$0.1 < \phi_A < 0.9$
Flüchtige / schwerlösliche Substanzen	$K_H > 0.001$	$D_{AW} > 0.04$	$\phi_A > 0.9$

Verteilung zwischen unterschiedlichen Medien

Es ist wichtig zu erkennen, dass aus der Verteilung zwischen Wasser und Luft (K_H oder K_{AW}) nicht direkt auf die Flüchtigkeit eines Stoffes geschlossen werden kann, wie es fälschlicherweise häufig in Risikoabschätzungen gemacht wird (Mackay 2001). Eine schwerflüchtige Substanz kann auch einen relativ hohen K_{AW} haben, wenn sie sich in Wasser schwer löst, d.h. eine hoher K_{AW} oder K_H sagt noch nichts über die Flüchtigkeit einer Substanz aus. Um über das Verteilungsverhalten eines Stoffes zwischen Wasser, Luft und Boden/Sediment etwas aussagen zu können müssen alle Kompartimente und Verteilungen betrachtet werden. In Abbildung A4.1 ist der Zusammenhang zwischen Luft, Wasser und organischer Phase (Octanol) aufgezeigt (Cole und Mackay 2000).

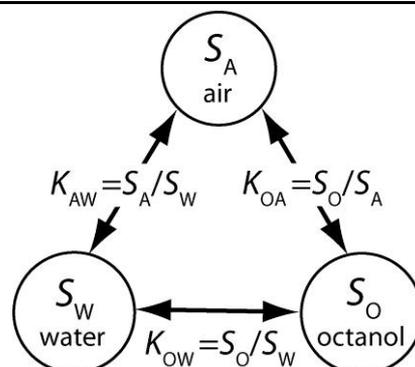


Abbildung A3.1: Zusammenhang zwischen den drei Löslichkeiten in Luft, Wasser und Octanol. S_A , S_W und S_O sind die Löslichkeiten einer Substanz in Luft, Wasser und Octanol. K_{AW} ist der Verteilungskoeffizient zwischen Luft und Wasser, K_{OW} zwischen Wasser und Octanol und K_{OA} zwischen Octanol und Luft.

Aus der Sicht des Gewässerschutzes steht der Eintrag in Gewässer, beziehungsweise die Affinität eines Stoffes mit der wässrigen Phase im Vordergrund. Deshalb werden hier nur der K_{AW} und der K_{OW}

explizit behandelt. Die Information von Octanol-Luft Verteilung, K_{OA} , ist in den K_{AW} und K_{OW} zusammen implizit enthalten ($K_{OA} = K_{OW} / K_{AW}$). Diese Beziehung gilt auch für dissoziierende Substanzen da sich $(1 - \alpha)$ rauskürzt: $K_{OA} = K_{OW} / K_{AW} = D_{OW} / D_{AW}$.

Mit Hilfe dieser Information über das Verteilungsverhalten der Chemikalien können die Stoffe in folgende Gruppen unterteilt werden: (i) Gelöste Stoffe, (ii) flüchtige Stoffe, (iii) partikelgebundene Stoffe / an Boden sorbierte Stoffe und (iv) aerosolgebundene Stoffe. In Abbildung A4.2 sind die verschiedenen Gruppen bezüglich Verteilungsverhalten und die Grenzen zwischen den Stoffgruppen angegeben.

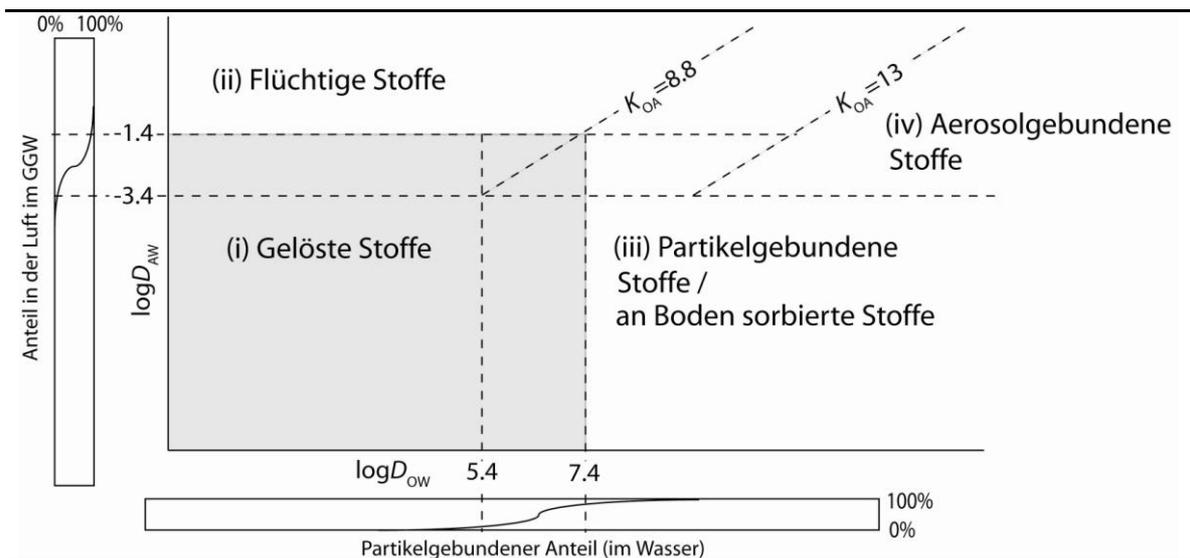


Abbildung A3.2: Verschiedenen Gruppen bezüglich Verteilungsverhalten und die Grenzen (cut-off values) zwischen den einzelnen Gruppen.

Die Stoffe der Gruppe (i) sind für die Liste gewässerrelevanter Stoffe und für eine eventuelle Massnahmenplanung zur Reduktion von Einträgen von prioritärer Bedeutung. Stoffe der Gruppen (ii) und (iv) können teilweise durchaus auch in Gewässern gemessen werden, werden aber hauptsächlich durch die Atmosphäre eingetragen und lassen sich daher nicht durch regionale oder nationale Massnahmen vermindern (z.B. chlorierte Kohlenwasserstoffe).

Identifizieren von potentiell gewässerrelevanten Substanzen aufgrund deren Verteilungsverhalten

Aus den oben vorgestellten Datengrundlagen (EU Listen, Monitoringdaten in der Schweiz von verschiedenen Institutionen) wurde eine Liste von Stoffen erstellt (siehe Appendix, Tabelle A1). Diese Liste beruht auf momentan verfügbaren Daten und Erfahrungen und ist nicht als abschliessend zu betrachten. Diese Stoffe werden nun bezüglich deren Verteilungsverhalten in die Gruppen (i) Gelöste Stoffe, (ii) flüchtige Stoffe, (iii) partikelgebundene Stoffe / an Boden sorbierte Stoffe und (iv) aerosolgebundene Stoffe eingeteilt. Die Stoffe der Gruppe (i) werden bezüglich Verteilungsverhalten als gewässerrelevant betrachtet, während Stoffe der Gruppen (ii-iv) nicht weiter berücksichtigt werden. Zur Gruppe (i) werden auch die Stoffe mit einem $\log D_{OW}$ zwischen -5.4 und -7.4 (In Partikel- und Wasserphase vorhandene Substanzen, $0.1 < \Phi < 0.9$, siehe Tabelle 1) und einem $\log D_{AW}$ zwischen -1.4 und -3.4 (In Luft- und Wasserphase vorhandene Substanzen, $0.1 < \Phi < 0.9$, siehe Tabelle 2) gezählt.

A3.2 Abbau in der Umwelt

Kategorisierung nach Abbauverhalten

Gemessene Abbauraten und Halbwertszeiten sind aktuell für wenige Stoffe verfügbar. Im Speziellen gibt es sehr wenige Daten zum biologischen Abbau von Mikroverunreinigungen. Im Weiteren sind die vorhandenen Daten teilweise schwierig zu interpretieren und lassen keine zuverlässige Umrechnung auf Halbwertszeiten in bestimmten Umweltmedien zu.

Im Rahmen der Umsetzung der neuen EU Chemikalienverordnung (REACH), welche seit dem 1. Juni 2007 in Kraft ist, werden abhängig von der Produktionsmenge einer Chemikalie unterschiedlich detaillierte Abklärungen vorgeschrieben (European-Commission 2008; VanGinkel et al. 2008). Untersuchungen zum Abbau von Chemikalien in der Umwelt, welche bei einer Produktion ab 10 Tonnen/Jahr bereits vorgeschrieben werden, sind die rasche biologische Abbaubarkeit (ready-biodegradability) und die Untersuchung der Hydrolyse. Für die Klassifizierung von gewässerrelevanten Stoffen können diese zwei Kriterien ebenfalls herangezogen werden. Wenn ein Stoff gemäss dem Ready-Biodegradability-Test abgebaut wird, kann angenommen werden, dass dieser Stoff in den meisten Umweltmedien ebenfalls relativ schnell biologisch abgebaut wird. Da der Ready-Test die Mineralisation der Chemikalie misst, kann man davon ausgehen, dass bei einem positiven Testresultat keine stabilen Transformationsprodukte entstehen. Bei der Untersuchung der Hydrolyse hingegen muss berücksichtigt werden, dass stabile Transformationsprodukte entstehen können. Ist das der Fall, wird eine Substanz als nicht gut abbaubar eingestuft, auch wenn die Hydrolysehalbwertszeit relativ kurz ist (van Ginkel et al. 2008).

Um zwischen Stoffen zu unterscheiden, welche in Gewässern mit längeren Wasseraufenthaltszeiten noch nicht abgebaut werden und Stoffen, welche mittelschnell abgebaut werden und daher eher nur in Fließgewässern relevant sind, können die modellierten Halbwertszeiten im aquatischen System betrachtet werden. Die Halbwertszeiten im Wasser können mit einem Mackay Level III Modell berechnet werden, welches im Rahmen des QSPRs EPISuite zur Verfügung gestellt wird (U.S.EPA 2007). Für die Abschätzungen mit EPISuite empfiehlt es sich, bekannte und experimentell bestimmte Grössen als Input anzugeben, um die Zuverlässigkeit der Vorhersage zu erhöhen. Die Grenze zwischen Stoffen, welche aufgrund ihrer Persistenz ein potentielles Problem in grösseren Gewässern wie Seen darstellen und denjenigen Stoffen die eher nur in kleineren Fließgewässern und Seenzuflüssen ein Problem darstellen, haben wir in der Grössenordnung der durchschnittlichen Wasseraufenthaltszeiten in Schweizer Seen, welche um die 60 Tage ist, festgelegt. Typische mittlere Wasseraufenthaltszeiten in Seen sind in kleineren Gewässern wie zum Beispiel dem Lützelsee 55 Tage (Zürich 2008) und in grossen Seen wie beispielsweise dem Genfersee 11.4 Jahre (CIPEL 2008). Stoffe welche eine Halbwertszeit im Wasser von mehr als 60 Tagen haben, werden hier als „persistent—bezeichnet und in Kategorie I eingeteilt (vergleiche Kapitel 2.2 im Haupttext). Stoffe welche eine Halbwertszeit von weniger als 60 Tagen haben, aber weder einen positiven Ready-Biodegradability-Test aufweisen, noch schnell hydrolysiert werden, kommen in die Kategorien II und III und werden hier als „semipersistent—bezeichnet.

Ready-Biodegradability-Test

Die Ready-Biodegradability-Tests werden unter aeroben Bedingungen durchgeführt. Wenn ein Stoff gemäss diesem Test abgebaut wird, kann er als in den meisten Umweltmedien rasch biologisch abbaubar eingestuft werden. Für die Ready-Biodegradability-Tests werden relativ hohe Konzentrationen der zu untersuchenden Substanzen verwendet (im Bereich von 2 bis 100 mg/L). Es wird die komplette Mineralisierung der Ausgangssubstanz bestimmt, indem nicht spezifische Parameter, wie gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), biochemischer Sauerstoffverbrauch (BOD) und CO₂-Produktion gemessen werden. Für den Test werden kleine Mengen von häuslichem Abwasser und Belebtschlamm zur Chemikalien-Wasser Lösung zugegeben. Die Testsubstanz ist dabei die einzige Kohlenstoffquelle für Energie und Wachstum der zugegebenen Bakterien. Das Ergebnis des Testes ist ein „Ja—oder „Nein—es werden keine Abbauraten bestimmt.

Für Substanzen, für welche keine Ready-Biodegradability Daten vorhanden sind, kann mit dem Modul BioWin von EPISuite die Ready-Biodegradability abgeschätzt werden (U.S.EPA 2007). Da keine Abbauraten oder Halbwertszeiten geschätzt werden müssen, sondern nur eine Ja oder Nein Antwort, sind die Modellvorhersagen ziemlich robust.

Hydrolyse

Die schnelle und vollständige Hydrolyse eines Stoffes wird als zweites Abbaukriterium herangezogen um die potentiellen Gewässerrelevanz eines Stoffes zu beurteilen. Im Gegensatz zum Ready-Biodegradability-Test wird die Hydrolyse häufig nur für die Ausgangssubstanz bestimmt. Daher sollten Stoffe, welche stabile Transformationsprodukte bilden, mit diesem Kriterium nicht aussortiert werden. Als rasch hydrolysierbar werden Stoffe mit einer Hydrolyse-Halbwertszeit von weniger als einem Tag betrachtet. Diese Stoffe sollten auch in Fliessgewässern genügend schnell abgebaut werden, so dass sie nicht gewässergefährdend sind. Als rasch hydrolysierbar und dementsprechend nicht gefährlich für Fliessgewässer, werden Stoffe mit einer Hydrolysehalbwertszeit von weniger als einem Tag angeschaut. Bei Datenmangel zur Beurteilung der Hydrolyse eines Stoffes wird angenommen, dass er nicht vollständig hydrolysiert wird. Hydrolysedaten können ebenfalls mit dem Modul HydroWin aus der EPISuite Software abgeschätzt werden (U.S.EPA 2007). Allerdings ist, aufgrund eines kleineren Trainingssets als bei anderen QSPRs von EPISuite, häufig keine Abschätzung der Hydrolyse-Rate möglich. Im Sinne des Vorsorgeprinzips wird ein Stoff von welchem nichts über dessen Hydrolyse bekannt ist, als nicht hydrolysierbar eingestuft.

A3.3 Eintragsdynamik

Für die weitere Kategorisierung von Stoffe wird deren Eintragsmuster berücksichtigt. Wir unterscheiden hier zwischen kontinuierlichem Eintrag (KE) und periodischem Eintrag (PE) in Gewässer. Meistens stammen Stoffe mit KE aus Punktquellen und Stoffe mit PE aus diffusen Quellen. Es kann aber auch durchaus sein, dass Stoffe aus kommunalem Abwasser (Punktquellen) periodisch eingetragen werden. Dies ist Beispielsweise der Fall für Stoffe welche im Materialschutz eingesetzt werden, wie Mecorpop oder Isoproturon, welche analog zu Pestiziden aus diffusen Quellen gekoppelt an Regenereignisse ausgeschwemmt und in Gewässer eingetragen werden.

Die Stoffe, welche gemäss dem oben beschriebenen Abbauverhalten als semipersistente eingestuft werden, werden aufgrund deren Eintragsmuster in zwei unterschiedliche Kategorien aufgeteilt: Kategorie II für Stoffe mit KE und Kategorie III für Stoffe mit PE.

Stoffe der Kategorie II, welche zu grossen Mengen eingesetzt werden, werden auch als „pseudopersistente“ bezeichnet. Pseudopersistente Stoffe findet man häufig und saisonunabhängig in Gewässern, da sie zwar abgebaut, aber kontinuierlich wieder eingetragen werden. Im Gegensatz zu persistenten Stoffen, kann die Belastung relativ kurzfristig gesenkt werden, indem der Eintrag reduziert wird und pseudopersistente Stoffe stellen eher ein regionales als ein globales Problem dar.

Stoffe mit periodischem Eintrag (PE) und mittlerem Abbau, werden nicht das ganze Jahr in hohen Konzentrationen in Gewässern gefunden. Diese Stoffe können jedoch gekoppelt an Regenereignisse vor allem in kleinen Gewässern temporär in sehr hohen Konzentrationen auftreten und sind daher nicht zu vernachlässigen. Die Konzentrationen, welche temporär erreicht werden, übersteigen die Konzentrationen von kontinuierlich eingetragenen Stoffen häufig.

Anhang 4: Effektbewertung von Stoffen nach dem TGD for EQS

A4.1 Datenerhebung Toxizitäts- und physikochemische Daten

Um Toxizitätsdaten für eine Substanz umfassend zu erheben werden nach dem TGD for EQS folgende Schritte gefordert:

- 1) Umweltbehörden in anderen Nationen sollten konsultiert werden, indem z.B. via e-mail, damit der Zugang zu spezifischen Informationen zur Toxizität oder physikochemischen Angaben erfragt wird.
- 2) Industriepartner, die sich mit der Produktion oder Verwendung der zu untersuchenden Substanz beschäftigen, sollten ebenfalls bezüglich relevanter Studien kontaktiert werden, die als öffentlich zugängliche Literatur behandelt werden.
- 3) Verschiedene on-line Literatur-Systeme wie Current Contents oder Toxline werden abgesucht.
- 4) Ebenfalls sollte eine retrospektive Literatursuche durchgeführt werden. Die Literaturliste der Publikationen sollte sorgfältig auf Studien neueren Datums begutachtet werden. Alle relevanten Studien sollten als Hardcopy vorliegen. Für die recherchierten Daten erwies sich: <http://www.scopus.com/search/submit/basic.url> als sehr nützlich.
- 5) Die ökotoxikologische Datenbank der US-EPA sollte nach relevanten Toxizitätsstudien durchsucht und einbezogen werden. Quelle: http://cfpub.epa.gov/ecotox/quick_query.htm
- 6) Die IUCLID Datenbank sollte ebenfalls einbezogen werden.
- 7) Die Verfügbarkeit von OECD SIDS documents oder EU Risk-Assessment-Reports sollte geprüft werden.
- 8) Die Datenbank des Japanese National Institute of Technology and Evaluation (NITE) ist abzufragen.
- 9) Für Pflanzenschutzmittel sollten verschiedene Quellen benutzt werden:
UK Pesticides Safety Directorate (PSD): http://www.pesticides.gov.uk/psd_evaluation_all.asp
US EPA: <http://www.epa.gov/pesticides/reregistration/>
Health Canada: <http://www.pmr-arla.gc.ca/english/pubs/reeval-e.html>
- 10) Eine weiterführende Suche sollte über Bibliotheken erfolgen.
- 11) Sollten keine oder nur wenige Daten gefunden werden, so kann eine weiterführende Internet-Recherche mit dem chemischen Namen und der CAS-Nummer durchgeführt werden.

Nach dem TGD for EQS werden z.B. physikochemischen Eigenschaften neben den ökotoxikologischen Effektdaten und Bioakkumulationsdaten für die zu bewertenden Stoffe gefordert. Weiterführende Links sind im aktuellen TGD for EQS nachzulesen.

Tabelle A4.1: Geforderte Identitäts- und physikochemische Parameter nach dem TGD for EQS

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name		
Strukturformel		
CAS-Nummer		
EINECS-Nummer		
Summenformel		
SMILES-code		
Molekulargewicht ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)		
Schmelzpunkt ($^{\circ}\text{C}$)		
Siedepunkt ($^{\circ}\text{C}$)		
Dampfdruck (Pa)		
Henry's-Konstante ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$)		
Wasserlöslichkeit ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)		
$\text{p}K_{\text{a}}$		
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient ($\log K_{\text{ow}}$)		
Sediment/ Wasser Verteilungskoeffizient ($\log K_{\text{oc}}$ or $\log K_{\text{p}}$)		

Die Quellen die zur Angabe der Parameter geeignet sind können dem TGD for EQS entnommen werden.

A4.2 Datenauswahl und Datensammlung

Ebenso können aus ökotoxikologischen Effektstudien eine Vielzahl an statistischen Parametern angegeben werden von denen nur einige für die Ableitung akuter und chronischer Qualitätskriterien zu verwenden sind.

Tabelle A4.2: Zusammenfassung der für Qualitätskriterien zu verwendenden statistischen Toxizitätsdaten nach dem TGD for EQS

Test	Kriterium	Für EQS-Ableitung zu benutzen ?	Verwendung
akuter Test	EC ₁₀ oder LC ₁₀	Nein	▪ Wert ist als Zusatzinformation zu dokumentieren
akuter Test	EC ₅₀ oder LC ₅₀	Ja	▪ zu dokumentieren ^a
akuter Test	EC _x oder LC _x	Nein	▪ Wert ist als Zusatzinformation zu dokumentieren
akuter Test	LOEC	Nein	▪ Nicht zu verwenden, wenn ein NOEC aus dem gleichen Experiment vorhanden ist ▪ Ansonsten: Wert ist als Zusatzinformation zu dokumentieren
akuter Test	MATC ¹	Nein	▪ Nicht zu verwenden, wenn ein NOEC aus dem gleichen Experiment vorhanden ist ▪ Ansonsten: Wert ist als Zusatzinformation zu dokumentieren
akuter Test	NOEC	Nein ^a	▪ Wert ist als Zusatzinformation zu dokumentieren
akuter Test	TLm	Ja	▪ Wert ist als LC ₅₀ aber mit Vermerk zu dokumentieren
chronischer Test	EC ₁₀ oder LC ₁₀	Ja	▪ zu dokumentieren
chronischer Test	EC ₅₀ oder LC ₅₀	Nein ^a	▪ Wert ist als Zusatzinformation zu dokumentieren
chronischer Test	EC _x ($x < 10$)	Nein	▪ Nicht zu verwenden, wenn ein NOEC aus dem gleichen Experiment vorhanden ist ▪ Wenn mehr als ein EC _x -Wert verfügbar ist, sollte ein EC ₁₀ aus einer verlässlichen Konzentrations-Wirkungsbeziehung hergestellt werden. ▪ Ansonsten: Wert ist als Zusatzinformation zu dokumentieren
chronischer	EC ₁₀	Ja	▪ Ist anstelle eines NOEC zu verwenden, sofern kein NOEC

¹ Der MATC ist der geometrische Mittelwert des NOEC und LOEC.

Test	Kriterium	Für EQS-Ableitung zu benutzen ?	Verwendung
Test			vorhanden ist. ▪ Aus ökotoxikologischer Sicht ist allerdings ein definierter EC10 zu bevorzugen und wird auch von der ISO empfohlen.
chronischer Test	ECx ($10 < x < 20$)	Ja	▪ Nicht zu verwenden, wenn ein NOEC aus dem gleichen Experiment vorhanden ist ▪ Wenn mehr als ein ECx-Wert verfügbar ist, sollte ein EC10 aus einer verlässlichen Konzentrations-Wirkungsbeziehung hergestellt werden. ▪ Falls der Wert die niedrigste gemessene Effektkonzentration darstellt, kann daraus ein NOEC = $ECx/2$ kalkuliert werden und mit einem Vermerk verwendet werden.
chronischer Test	ECx ($x \geq 20$)	Nein	▪ Wert ist als Zusatzinformation zu dokumentieren ▪ Wenn mehr als ein ECx-Wert verfügbar ist, sollte ein EC10 aus einer verlässlichen Konzentrations-Wirkungsbeziehung hergestellt werden.
chronischer Test	LOEC	Nein	▪ Nicht zu verwenden, wenn ein NOEC aus dem gleichen Experiment vorhanden ist ▪ Ansonsten: (i) wenn der prozentuale Effekt bekannt ist, ist mit dem ECx aus dieser Tabelle zu verfahren. ▪ Ansonsten: (ii) wenn der prozentuale Effekt nicht bekannt ist: kann der Wert als Zusatzinformation dokumentiert werden
chronischer Test	MATC - als Einzelwert ohne zusätzliche Information	Ja	▪ Nicht zu verwenden, wenn ein NOEC aus dem gleichen Experiment vorhanden ist ▪ Ansonsten: Wenn keine weitere Information verfügbar ist kann aus dem niedrigstem MATC der NOEC nach $NOEC = MATC/\sqrt{2}$ mit einem Vermerk kalkuliert und verwendet werden.
chronischer Test	MATC - als Intervall angegeben	Ja	▪ Nicht zu verwenden, wenn ein NOEC aus dem gleichen Experiment vorhanden ist ▪ Ansonsten: Wenn keine weitere Information verfügbar ist kann der niedrigste Wert des Intervalls als NOEC mit einem Vermerk verwendet werden.
chronischer Test	MATC - „spacing factor“ ist angegeben	Ja	▪ Nicht zu verwenden, wenn ein NOEC aus dem gleichen Experiment vorhanden ist ▪ Ansonsten: Wenn keine weitere Information verfügbar ist kann aus dem MATC der NOEC nach $NOEC = MATC/\sqrt{(\text{spacing factor})^p}$ mit einem Vermerk kalkuliert und verwendet werden.
chronischer Test	NOEC	Ja	▪ Der LOEC aus dem gleichem Experiment kann verworfen werden, sofern ein NOEC vorhanden ist.

Bemerkungen zu Tabelle A4.2:

a) Für Toxizitätsstudien mit Algen und *Lemna sp.* werden EC50 und EC10 oder NOEC in der Qualitätskriterien-Ableitung verwendet.

b) Der „spacing-factor“ ist der Differenzfaktor aus Toxizitätsdaten eines Experimentes bei Verwendung mehrerer Konzentrationsreplikate.

A4.3 Nach dem TGD for EQS zulässige Endpunkte aus ökotoxikologischen Effektstudien

Auflistung relevanter Endpunkte, diese Liste bietet nur einen Ausschnitt möglicher Endpunkte:

- Wachstum (Gewicht, Länge, Wachstumsrate, Biomasse)
- Anzahl (Zellzahl, Population)
- Mortalität
- Immobilisation
- Reproduktion
- Schlupfverhalten (Rate, Zeit, Prozentsatz)
- Geschlechterverhältnis
- Entwicklungsparameter (von Eiern, Embryonen, Lebensstadien)
- Fehlbildungen (Teratogenität)
- Proliferationsraten
- Filtrationsraten
- Kohlenstoff-Aufnahme (bei Algen)
- Eingrabeverhalten bei bestimmten Crustaceen

Generell haben Endpunkte, die einen Effekt auf die Populationsebene haben, eine besondere Relevanz. Endpunkte ohne Populationsrelevanz oder mit sehr umstrittenem Bezug zur Populationsebene werden nicht zur EQS Herleitung verwendet.

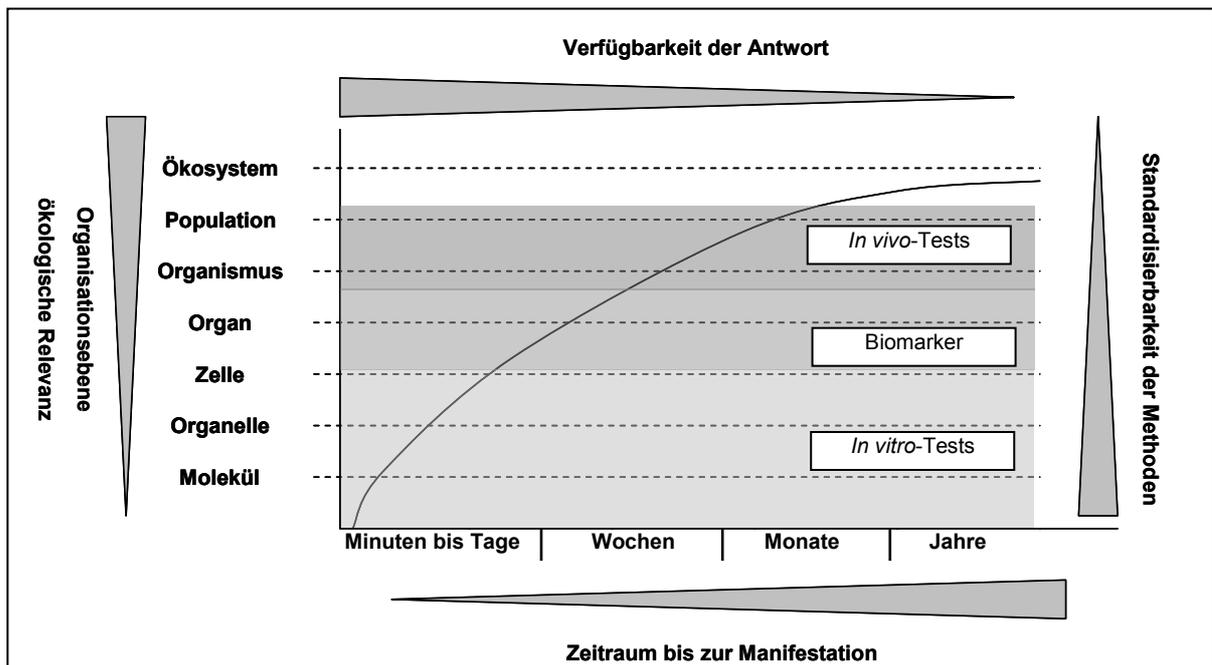


Abbildung A4.1: Ebenen der ökotoxikologischen Wirkungen und mögliche Dauer der Manifestation von Effekten in Abhängigkeit der Untersuchungsmethodik; verändert nach (Braunbeck 1993) aus (Kase et al. 2009).

Als besonders relevant werden Endpunkte aus Studien angesehen, die eine Verbindung zur Populationsebene zulassen, so z.B.:

- Überleben der Elterntiere,
- Wachstum
- Entwicklungszeiten (z.B. die Zeit, die zur Erreichung des reproduktionsfähigen Alters benötigt wird)
- reproduktionsbezogene Endpunkte (z.B. Eierzahlen, Schlüpfraten usw.)

Beispiele für Endpunkte, deren Populationsrelevanz nach dem TGD for EQS umstritten ist:

- Blut-oder Plasma Proteinlevel
- histopathologische Endpunkte
- Organgewichte (z.B. auch hepato- und gonadosomatischer Index)
- mRNA-Induktion
- Endpunkte aus *In vitro*-Tests
- Verhaltensantworten (z.B. Schwimmverhalten, Antennenbeweglichkeit, usw.)
- Färbung

Denoch können diese Endpunkte berücksichtigt werden wenn eine definierte Korrelation oder ein kausaler Zusammenhang zur Populationsebene hergestellt werden kann. Entscheidend ist die Qualitätsbewertung hinsichtlich Validität, Verlässlichkeit und Relevanz der zur Verfügung stehenden Daten, die für eine anschließende Risikobewertung benutzt werden.

A4.4 Datenprüfung

A4.4.1 Bewertung der Validität von ökotoxikologischen Studien

In einem wichtigen Diskussionsbeitrag von Vertretern der Industrie (Länge et al. 2006) zu einer Bewertung und Validität von toxikologischen und ökotoxikologischen Studien für regulatorische Fragestellungen wurden Hauptkriterien definiert, die dabei zu erfüllen sind. Als Hauptkriterien wurden Nachvollziehbarkeit, Plausibilität, Relevanz und Reproduzierbarkeit der Studien angeführt. Eine „Nachvollziehbarkeit—sollte erreicht werden, indem Relevanz und Fragestellung der Untersuchung klar definiert sind. Die „Reproduzierbarkeit—als Wiederholungsgenauigkeit von Prüfergebnissen, kann nur bei entsprechender Einhaltung definierter bzw. standardisierter Versuchsbedingungen erreicht werden. Im Rahmen von Validierungs- und Standardisierungsprozessen wird auch die Reproduzierbarkeit untersucht, daher besitzen Studien aus ISO-, OECD oder DIN Normen oder Richtlinien einen höheren Stellenwert in der Qualitätsbewertung. Die „Relevanz—bezieht sich hier auf die Frage, inwieweit der experimentelle Ansatz für die Prüfung geeignet ist, aber auch darauf welchem Organisationslevel der Endpunkt zuzuordnen ist. Dieser kann molekular, zellulär, organismisch oder auch populationsrelevant sein.

Unter „Plausibilität—ist eine Überprüfung zu verstehen, ob die Ergebnisse in sich konsistent sind und ob sie mit denen anderer valider Studien im Einklang stehen (Länge et al. 2006). Dabei sind die unterschiedlichen Anwendungs- und Arbeitsbereiche der Testverfahren, aber auch eine ausreichende Spezifität in der Aussagemöglichkeit zu berücksichtigen.

A4.4.2 Bewertung der Validität für Oekotoxizitätsstudien nach dem TGD für EQS

Die Studien werden bezüglich ihrer Qualität nach dem Bewertungsschema von Klimisch et al. 1997 bewertet. Dieses gliedert sich in 4 Klassen:

1 = verlässlich ohne Einschränkungen: Studien oder Daten wurden nach generell validen und/oder international akzeptierten Testguidelines (bevorzugt unter Good Laboratory Practise (GLP) oder nach einer spezifischen nationalen Richtlinie oder Norm in der alle beschriebenen Parameter eine hohe Vergleichbarkeit besitzen.

2 = verlässlich mit Einschränkungen: Studien und Daten (meistens nicht unter GLP erzeugt), in denen die dokumentierten Testparameter nicht vollständig mit spezifischen Testguidelines übereinstimmen, aber ausreichend sind um die Daten zu akzeptieren oder es handelt sich um relevante Endpunkte, die nicht nach bestehenden Testguidelines erfasst werden können, aber die gut dokumentiert und wissenschaftlich akzeptabel sind.

3 = nicht verlässlich: Studien und Daten in denen Überlagerungen zwischen Mess-System und der Test-Substanz oder in denen Testorganismen und -systeme benutzt werden, welche nicht relevant zu der Exposition (z.B. unphysiologische Applikationswege) oder welche nach Methoden durchgeführt wurden die nicht akzeptabel sind oder die Dokumentation nicht überzeugend für ein Expertenurteil ist.

4 = nicht verwendbar: Studien oder Daten welche nicht ausreichend experimentelle Details vorhanden sind und welche nur in kurzen Abstracts oder Sekundärliteratur zu finden sind.

Wenn eine Studie fundamentale Durchführungsmängel aufweist, sollt diese als nicht verlässlich eingestuft werden. Dies trifft z.B. zu wenn Inkubationszeiten zu lang sind (z.B. bei Algen), der Sauerstoffgehalt zu gering ist, die Mortalität in den Kontrollen zu hoch ist, die Löslichkeit der Testsubstanzen überschritten ist, ein Löslichkeitsvermittler in zu hohen Konzentrationen verwendet wurde, der pH-Wert nicht den Testspezifikationen entsprach, die Lichtbedingungen unrealistische UV-Intensitäten beinhalteten, die Identität der Testsubstanz nicht klar ist oder die aktuellen Konzentrationen unbekannt wegen signifikanter unquantifizierter Verluste sind.

Grundsätzlich sollen alle verfügbaren Daten für jegliche taxonomische Gruppe oder Spezies berücksichtigt werden, vorausgesetzt die Daten erfüllen die Qualitätsanforderungen bezüglich Relevanz und Verlässlichkeit.

A4.5 Auswahl von Effektdaten für die Assementfaktormethode (nach dem TGD for EQS)

- Prinzipiell sollen Toxizitätsdaten (EC_{50} , EC_{10} , NOEC) oberhalb der Wasserlöslichkeitsgrenze der im Biotest untersuchten Substanz nicht verwendet werden. Aufgrund der Unsicherheit bei der Bestimmung der Wasserlöslichkeit können jedoch Werte die ≤ 2 fachen Wasserlöslichkeitsgrenze liegen mit einem Vermerk einbezogen werden.
- Aufgrund der schlechten Löslichkeit einiger Substanzen können Toxizitätsstudien mit Löslichkeitvermittler bis zu einer Konzentration von 100 mg/l, bzw. 0.01 % bei entsprechenden Lösemittelkontrollen verwendet werden.
- Wenn mehrere vergleichbare Toxizitätsstudien am gleichem Organismus mit einem gemeinsamen Endpunkt vorhanden sind, so soll für akute und chronische Qualitätskriterien der geometrische Mittelwert verwendet werden. Sollte es jedoch methodisch erklärable Unterschiede zwischen den Studien geben, so sollten die Toxizitätsdaten nicht gemittelt werden.
- Wenn Toxizitätsdaten (NOEC- oder EC_{10} -Werte) aus mehreren Studien mit dem gleichem Organismus und mit verschiedenen Endpunkten vorhanden sind, so wird der empfindlichste populationsrelevante Endpunkt verwendet.

- Für die AF-Methode ist die sensitivste valide Studie entscheidend. Die Predicted No Effect Concentration (PNEC) wird nach: $PNEC = NOEC / \text{Assessmentfaktor}$ berechnet. Der Assessmentfaktor variiert nach der Datenverfügbarkeit (siehe Abb. 2). Es wird versucht einen Assessmentfaktor höher als 100 zu vermeiden, da eine Extrapolation von akuten Daten zu einem chronischem PNEC mit hohen Unsicherheitsfaktoren belegt ist und artspezifisch stark variieren kann (Ahlers et al. 2006).

A4.6 Herleitung von Qualitätskriterien

Um sowohl Kurzzeit-, als auch Langzeitexpositionen berücksichtigen zu können, werden für Oberflächengewässer Kurzzeit- und Langzeitqualitätskriterien hergeleitet.

Das Langzeit-Qualitätskriterium wird auch annual average Kriterium (AA-EQS) genannt und basiert auf subchronischen und chronischen Effektdaten.

Das Kurzzeit-Qualitätskriterium hat seinen Namen durch die maximum acceptable concentration erhalten (MAC-EQS) und basiert auf akuten Effektdaten.

Um Kurzzeit-Qualitätskriterien (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf der Datenbasis von akuten Toxizitätsdaten verwendet werden. Allerdings müssen mindestens 3 valide EC_{50} -Kurzeittest-ergebnisse von Vertretern dreier trophischer Ebenen (Algen, Krebse, Fische) vorhanden sein, um einen Assessmentfaktor von 100 oder 10 mit den EC_{50} der sensitivsten Studie verwenden zu können.

Sollten die Toxizitätsdaten aus Studien mit unterschiedlichen Arten eine Standardabweichung kleiner als 3 haben oder es bekannt sein, dass die sensitivste und representative taxonomische Gruppe mit bekanntem Wirkmechanismus im Datenset vorhanden ist, darf ein Assessmentfaktor von 10 verwendet werden.

Normalerweise sollten chronische Effekte sich in niedrigeren Konzentrationen ereignen als akute Effekte. Daher können MAC-EQS, die niedriger sind als AA-EQS einander gleichgesetzt werden (für genauere Informationen siehe TGD for EQS).

Zur Ableitung von Langzeit-Qualitätskriterien sieht das TGD die AF-Methode, die Speziessensitivitätsverteilung (SSV) und auch Ergebnisse aus Mesokosmenstudien (bzw. Ökosystem- und Feldstudien) vor. Da nur selten Mesokosmenstudien oder höhere Studien für die zu untersuchenden Substanzen vorliegen und ein vergleichbares einheitliches Vorgehen zur Ableitung von Langzeit-Qualitätskriterien (AA-EQS) vorgeschlagen werden soll, wurden hier nur die AF und die SSV-Methode speziell berücksichtigt. Nähere Informationen zu den Mesokosmenstudien sind im TGD for EQS nachzulesen u.a. werden Mesokosmenstudien häufig verwendet um den AF für einen HC_5 aus einer SSV festzulegen. Alle drei Ansätze sollten daher nach Möglichkeit eine parallele Anwendung finden.

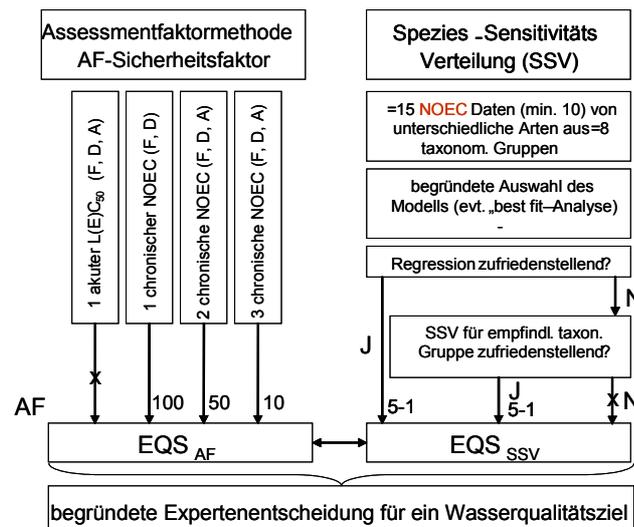


Abbildung A4.2: Methodenauswahl zur Herleitung von Langzeit-Qualitätskriterien (AA-EQS). F= Fisch, D = *Daphnia* , A= Algen oder Wasserpflanze. Bei einem kompletten Basissatz an akuten Toxizitätsdaten darf nach dem TGD for EQS auch ein AF von 1000 verwendet werden.

A4.6.1 SSV-Methoden

SSV-Methoden erlauben es auf einer breiten Datenbasis Sensitivitätsunterschiede unterschiedlicher Arten zu berücksichtigen. Seit längerem wird deshalb vorgeschlagen, robustere Qualitätskriterien zu verwenden. Dazu stützt man sich nicht mehr nur auf einen einzelnen Wert ab, sondern berücksichtigt sämtliche ökotoxikologischen Daten, die zur Verfügung stehen. Ordnet man z.B. sämtliche NOEC oder EC₅₀-Werte für einen Wirkstoff der Größe nach, erhält man eine kumulative Verteilung, die beschreibt, bei welchen Konzentrationen wieviel Prozent der Arten geschädigt werden. Diese kumulative Verteilung wird in der Fachliteratur «Spezies Sensitivitäts-Verteilung», kurz SSV (engl. «species sensitivity distribution» SSD), genannt (Escher und Baumgartner 2008). Diese SSV-Kurven können herangezogen werden, um Qualitätsziele abzuleiten, die kaum von Ausreißern beeinflusst sind. Die wichtigen Faktoren, die zur sicheren Anwendung von SSV zur Herleitung von Umweltqualitätsnormen führen, wurden in den letzten Jahren umfangreich publiziert (Aldenberg und Jaworska 2000, Newman et al. 2000, Posthuma et al. 2002, Wheeler et al. 2002)

Bei ausreichender Datenlage wird die Verwendung von SSV gegenüber der AF-Methode empfohlen. Bei einer SSV werden die log NOEC aus chronischen Toxizitätsstudien gegenüber dem Schädigungsgrad aufgetragen und mit einem mathematischen Modell wird der 5%ige Schädigungsgrad (HC₅, hazard concentration) bestimmt, dieser Wert postuliert einen 95%igen Schutz der Arten. Es wird akzeptiert dass in 5% der Spezies ein Effektlevele im Bereich des NOEC auftreten kann. Der NOEC kann mit einem 10-30 %igem Effekt in einem Labortest, in Abhängigkeit von dessen Variabilität und dessen Signifikanzgrenzen, korreliert sein.

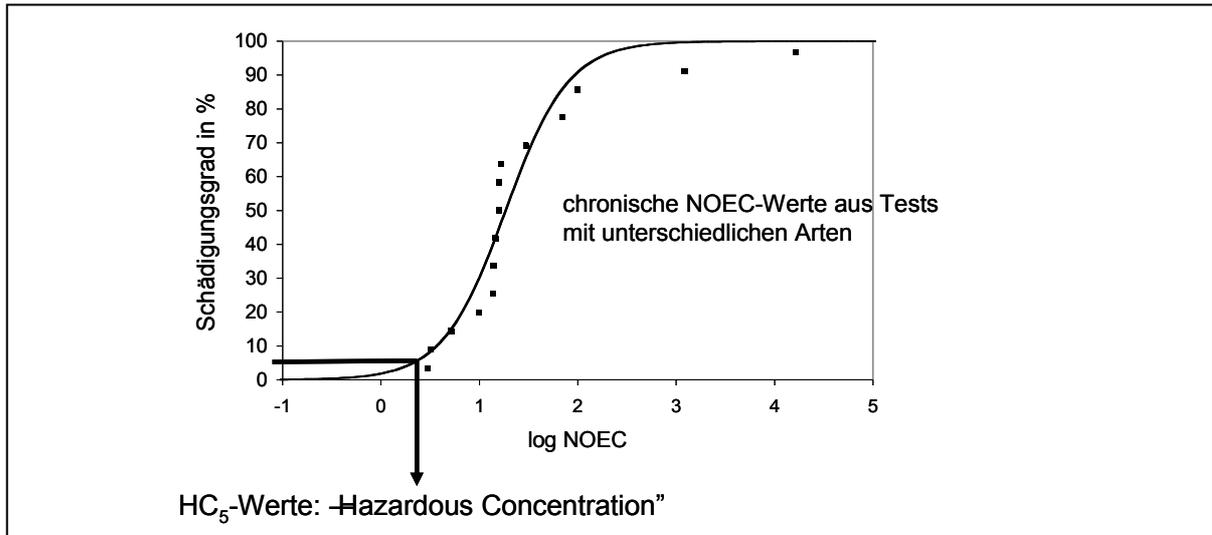


Abbildung A4.3: Bestimmung des HC₅ aus einer SSV (Chèvre et al. 2009)

Je nach Qualität des zur Verfügung stehenden Datensets wird ebenfalls ein Sicherheitsfaktor zwischen 1 und 5 mit dem HC₅ Wert berücksichtigt.

$$AA-EQS_{SSV} = HC_{5-50} / 1 \text{ bis } 5$$

Der Standard Sicherheitsfaktor, um aus einer SSV mit akuten EC₅₀-Werten einen MAC-EQS zu berechnen ist 10.

$$MAC-EQS_{SSV} = HC_{5-50} / 10$$

Aus den Ableitungen von HC₅-Werten von Mikroverunreinigungen des Berichtes von Escher und Baumgartner (2008) konnte die Aldenberg-Jaworska Methode (Aldenberg und Jaworska 2000) als besonders sensitive aber auch ausreichend robuste Methode identifiziert werden, welche auch vom TGD for EQS empfohlen wird.

Der allgemeine Zusammenhang der Aldenberg-Jaworska Methode lautet:

$$\log HC5 = \overline{\log NOEC} - k_s \cdot sd_{NOEC}$$

Sie stellt ein gut untersuchtes und relativ empfindliches System zur Ableitung von Qualitätskriterien dar und erlaubt es deterministisch HC-Werte zu berechnen. Ein halbautomatisiertes Aldenberg-Jaworska-Auswertungsprogramm wurde von RIVM mit dem namen ETX 2.0 entwickelt und ist unter dem folgenden Link zu beziehen: <http://www.rivm.nl/rvs/overige/risbeoor/Modellen/ETX.jsp>

Nach dem TGD ist für Substanzen mit einem log K_{ow} oder log K_{oc} ≥ 3 ebenfalls ein Qualitätskriterium für Sedimente herzuleiten. Gleiches gilt für Substanzen, die ein hohes Akkumulationspotenzial für Sedimente oder eine hohe Toxizität für benthische Organismen aufweisen. Allerdings zielt das Projekt primär auf Qualitätsziele für Oberflächenwässer ab und eine umfangreiche Expositionscharakterisierung wurde bereits durchgeführt (Götz et al. 2009). Daher wird die Ableitung von akuten und chronischen Qualitätskriterien lediglich auf Oberflächenwässer fokussiert, ohne Sedimentwirkungen zu berücksichtigen. Die physikochemischen Daten, insbesondere die log K_{oc} Werte können jedoch Anhalts-

punkte liefern, für welche Substanzen die Bewertung erweitert werden könnte. Da die Schweiz ausschliesslich über Binnengewässer verfügt, wurden nur Süsswasserqualitätskriterien hergeleitet.

A4.7 Vorbereitung der aquatischen Toxizitätsdaten

Aquatische Toxizitätsdaten sind die Schlüsseldaten zur Herleitung von Qualitätskriterien für Oberflächengewässer, daher muss vor ihrer Verwendung eine sorgfältige Prüfung der Validität und Relevanz der Studien erfolgen, ebenfalls ist nur eine bestimmte Auswahl an Daten für die Herleitung Qualitätskriterien zu verwenden. Die Daten werden aggregiert, wenn mehrere Studien mit den gleichen Organismen und Endpunkten vorliegen. Es wird empfohlen alle Daten vor der Anwendung graphisch aufzutragen, um die Sensitivitätsunterschiede zwischen den taxonomischen Gruppen und zwischen akuten und chronischen Toxizitätsdaten zu illustrieren. Dieses Vorgehen erleichtert das Finden von Ausreissern, die erneut geprüft werden können (nähere Informationen sind im TGD (European Commission (2009) nachzulesen).

A4.8 Datensammlung und Datenerhebung von Biokonzentrationsfaktoren und Biomagnifikationsfaktoren in aquatischen Organismen

Substanzen können sich sowohl in einem Organismus konzentrieren (Biokonzentration) oder auch entlang der Nahrungskette (Biomagnifikation).

Die Wasserrahmenrichtlinie benötigt Umweltqualitätskriterien für Biota (EQS_{Biota}) zum Schutz von:

- 1) Menschen vor schädlichen Einflüssen durch den Konsum von kontaminierter Nahrung (Fische, Mollusken, Krebsen),
- 2) Top Predatoren, wie Vögel, Säugetiere, die durch ihre Beute den Risiken einer Sekundärvergiftung ausgesetzt sind.
- 3) Benthischen und pelagischen Predatoren (z.B. Raubfischen), die durch die Aufnahme von Beutefischen den Risiken einer Sekundärvergiftung ausgesetzt sind.

Als Entscheidungsbaum zum Schutz von Predatoren werden folgende Faktoren berücksichtigt, um ein Bioakkumulationspotenzial der Substanzen abzuschätzen.

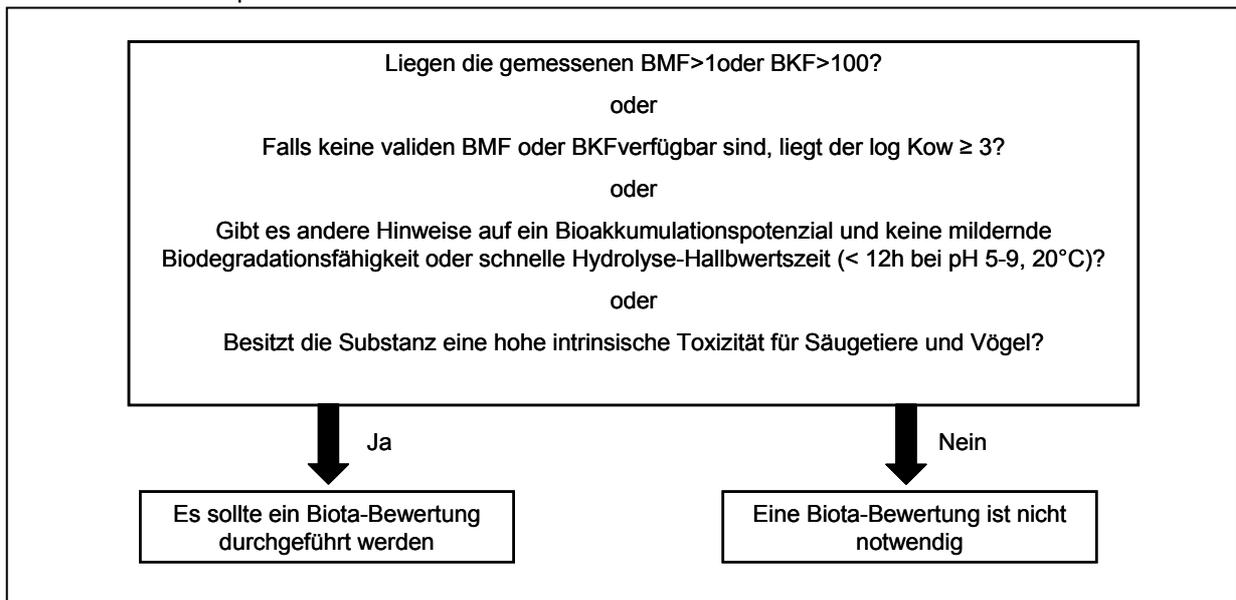


Abbildung A4.4: Entscheidungsdiagramm zur zusätzlichen Ableitung von Biota-Qualitätskriterien

A4.9 Verwendung von Biokonzentrationsfaktoren und Biomagnifikationsfaktoren

Sollten mehrere gleichwertig valide Bioakkumulationsstudien für einen Organismus vorhanden sein, so wird daraus der geometrische Mittelwert gebildet. Ansonsten wird der Biokonzentrationsfaktor der verlässlichsten Studie genommen.

Falls kein zuverlässiger Biokonzentrationsfaktor aus den experimentellen Daten abgeleitet werden kann, so kann ein Biokonzentrationsfaktor für Substanzen mit einem $\log K_{ow}$ -Wert über 3 nach folgender Gleichung errechnet werden:

$$\text{Gleichung 1: } \log \text{BKF}_{\text{Fisch}} = 0.85 \times \log K_{ow} - 0.70$$

Diese Gleichung ist für Substanzen anzuwenden deren $\log K_{ow}$ zwischen 2 und 6 liegt. Für Substanzen mit einem $\log K_{ow} > 6$ ist eine parabolische Gleichung zu verwenden:

$$\text{Gleichung 2: } \log \text{BKF}_{\text{Fisch}} = -0.20 \times \log K_{ow}^2 + 2.74 \times \log K_{ow} - 4.72$$

Wegen der experimentellen Schwierigkeiten zur Bestimmung des BKF für Substanzen mit einem $\log K_{ow} > 6$ hat die parabolische Funktion eine höhere Ungenauigkeit als die lineare Funktion. Beide Funktionen sind für Substanzen bis zu einem Molekulargewicht von 700 g/mol anzuwenden.

Verwendung von Biomagnifikationsfaktoren

Experimentelle BMF-Werte werden generell aus Feldstudien gewonnen. Von den validen Biomagnifikationsstudien kann der geometrische Mittelwert verwendet werden.

Falls kein experimenteller BMF ermittelt werden kann, so kann der $\log Kow$ oder der $\text{BKF}_{\text{Fisch}}$, bzw. der aus den Gleichungen abgeschätzte $\text{BKF}_{\text{Fisch}}$ zur Errechnung von Standard BMF nach Tabelle A4.3 verwendet werden.

Tabelle A4.3: Standard BMF-Werte für organische Substanzen

$\log K_{ow}$ of substance	BKF (fish)	BMF
<4.5	<2000	1
4.5–<5	2000–5000	2
5–8	>5000	10
>8–9	2000–5000	3
>9	<2000	1

Zusammen mit einem verlässlichem $\text{PNEC}_{\text{Oral}}$ kann mit den BKF und BMF eine vorhergesagte Nicht-Effekt-Konzentration errechnet werden, bei der keine Schädigung von Predatoren und Säugetieren zu erwarten ist. Die Berechnung eines $\text{PNEC}_{\text{Oral}}$ mit den dazugehörigen Assessmentfaktoren ist detailliert im TGD for EQS nachzulesen.

$$\text{EQS}_{\text{Biota}} = \text{PNEC}_{\text{Oral}} / (\text{BKF} \times \text{BMF})$$

Umrechnung auf EQS_{Süßwasser}

Die Umwandlung von Biota Standards (EQS_{Biota}) in äquivalente EQS für die Wasserphase (EQS_{Wasserphase}) kann Unsicherheiten besonders für stark lipophile Substanzen mit sich bringen (z.B. für Substanzen mit einem BKF >2000). Generell kann man aber für Substanzen mit einem BKF von 500 oder kleiner eine sehr verlässliche Näherung zur Berechnung eines EQS_{Wasserphase} annehmen.

$$EQS_{Süßwasser}(\mu\text{g/l}) = \frac{EQS_{Biota}(\mu\text{g/kg})}{BKF(l/kg) \cdot BMF_1}$$

Der EQS_{Biota} trägt die Einheit µg/kg und damit in einen EQS_{Wasserphase} mit der Einheit µg/l überführt und verwendet werden.

Es besteht bereits weitgehender Konsens, dass aquatische Organismen, Predatoren und Menschen vor direkter und indirekter /sekundärer Intoxikation durch die EQS geschützt werden sollen. Daher kann neben dem AA-EQS aus längerfristigen direkten Studien, der EQS_{Süßwasser} aus einem EQS_{Biota} hergeleitet werden und vorsorglich der tiefere der beiden Werte bei vergleichbarer Verlässlichkeit eine Anwendung finden. Aus diesem Grund sind in Tabelle 10 die chronischen Qualitätsziele mit einem möglichem sekundären Intoxikationsrisiko zusätzlich markiert worden. Allerdings darf der EQS_{Biota} nur in einem EQS_{Süßwasser} umgerechnet werden, sofern verlässliche experimentelle Biokonzentrations- und Biomagnifikationsstudien vorhanden sind, was nur in einigen Fällen derzeit möglich ist.