

Risikofaktoren im Wasser

Umgang mit Risikofaktoren **3**



Klärschlamm:
Dünger oder Abfall? **9**



Arsen im Trinkwasser –
neuer Brennpunkt Vietnam **12**



Gefährdet der Benzinzusatz
MTBE das Grundwasser? **18**



Risikofaktoren im Wasser

2 Editorial

Leitartikel

3 Umgang mit Risikofaktoren

Forschungsberichte

6 Die Strategie der OSPAR-Kommission gegen den Eintrag gefährlicher Stoffe in die Meere

9 Klärschlamm: Dünger oder Abfall?

12 Arsen im Trinkwasser – neuer Brennpunkt Vietnam

15 Arsen im Trinkwasser – auch ein Schweizer Problem?

18 Gefährdet der Benzinzusatz Methyl-tert-butylether (MTBE) das Grundwasser?

21 Antibiotika: Kehrseite der Medaille

24 Wie wirkt die Pille auf den Fisch?

26 Krankheitserreger im (Trink-)Wasser?

Forum

29 Herausforderungen in der ökologischen Risikobeurteilung

In Kürze

30 Publikationen (1988–2001)

31 Nachruf Hannes Wasmer

32 Vermischte Meldungen

Herausgeberin Vertrieb und ©:
 EAWAG, Postfach 611, CH-8600 Dübendorf
 Tel. +41-1-823 55 11
 Fax +41-1-823 53 75
<http://www.eawag.ch>

Redaktion Martina Bauchrowitz, EAWAG

Copyright Abdruck, auch auszugsweise, ist mit Quellenangabe und unter Einsendung von zwei Belegexemplaren an die Redaktion gestattet.

Erscheinungsweise dreimal jährlich in Deutsch, Englisch, Französisch

Fotos Titelblatt Heinz Müller, Nguyen Viet Thanh, M. Frei, EAWAG

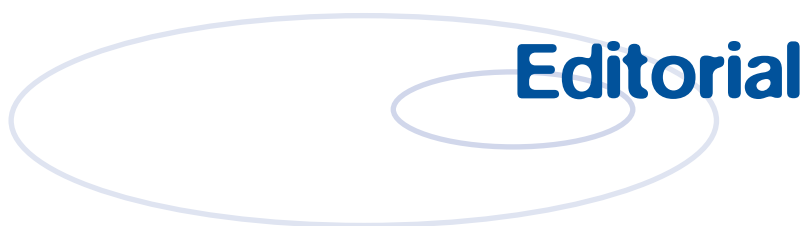
Konzept Inform, 8004 Zürich

Satz, Bild und Layout Peter Nadler, 8700 Küsnacht

Gedruckt auf rezykliertem Papier

Abonnemente und Adressänderungen
 NeuabonnentInnen willkommen!
 Bitte Bestelltalon in der Heftmitte beachten.

ISSN 1420-3979



Hans-Peter Kohler ist Leiter der Arbeitsgruppe «Umwelt-Biochemie» in der Abteilung «Umwelt-Mikrobiologie und Molekulare Ökotoxikologie».

Im Jahr 1962 prangerte die amerikanische Biologin und Schriftstellerin Rachel Carson die Verunreinigungen von «Oberflächengewässern und unterirdischen Fluten» durch Schädlingsbekämpfungsmittel als nicht annehmbares Risiko an. Ihr Buch «Der stumme Frühling» wirkte damals als wichtiger Anstoss für das wachsende Verlangen der Öffentlichkeit nach sauberem Wasser, reiner Luft und unverschmutztem Boden. Dieser Druck führte unter anderem 1970 in den USA zur Gründung der Amerikanischen Umweltschutzbehörde (EPA). In der Schweiz wurde 1971 mit deutlichem Mehr ein Umweltschutzartikel in die Bundesverfassung aufgenommen. Grundlagen für eine umfassende staatliche Umweltschutzgesetzgebung waren geschaffen. Die Qualität der Gewässer konnte seit dieser Zeit durch technische Massnahmen, verschärfte Umweltschutzgesetzgebung und Publikumsverhalten stark verbessert werden. Viele der damals vorherrschenden Umweltprobleme wurden weitgehend bewältigt. Trotzdem ist die Thematik «Risikofaktoren im Wasser» auch noch 40 Jahre später hoch aktuell.

Heute treten jedoch Probleme auf, die schwerer fassbar sind, wie beispielsweise die Verweiblichung von männlichen Wasserorganismen, die Entwicklung von Antibiotikaresistenzen und das Auftreten chronischer Vergiftungen durch arsenbelastetes Trinkwasser. Der EAWAG-Informationstag 2001 «Risikofaktoren im Wasser» zeigte deutlich, dass die heutige Situation der Wasserverunreinigung sehr komplex und vielschichtig geworden ist. Unsere zivilisatorischen Tätigkeiten bewirken, dass viele der von uns verwendeten Chemikalien in die Gewässer gelangen. Dabei gewinnen vor allem Verbindungen wie Medikamente und Hormone an Bedeutung. Sie liegen zwar nur

in niedrigen Konzentrationen vor, können aber trotzdem unerwünschte Effekte haben. Unsere Abwasserreinigungsanlagen sind nicht darauf ausgelegt, solche «Mikroverunreinigungen» zu eliminieren.

Risikoanalysen von Chemikalien beruhen unter anderem auf einer Bewertung der negativen Effekte auf aquatische Organismen. Es ist jedoch nicht praktikabel, alle möglichen Effekte auf alle Organismen zu testen. Deshalb gilt es, vernünftige Prioritäten zu setzen. Ein weiteres Problem stellt sich, wenn von 100 getesteten Organismen nur ein Organismus, z.B. eine Wasserschnecke, die Chemikalienbehandlung nicht überlebt. Wie soll dieser Sachverhalt gewichtet und beurteilt werden? Bei einer statistischen Analyse zum Beispiel geht die Schnecke im Fehlerbalken unter, denn 99% der Organismen waren nicht beeinträchtigt. Wo aber legen wir die Grenze, wie gewichten wir die Schnecke? Die beiden Beispiele zeigen, dass auf der Ebene der Risikoanalyse grosser wissenschaftlicher und politischer Handlungsbedarf besteht.

Der Schweizerische Nationalfonds hat die Situation erkannt und zwei nationale Forschungsprogramme¹ in die Wege geleitet: das NFP 49 «Antibiotikaresistenz» und das NFP 50 «Hormonaktive Stoffe: Bedeutung für Menschen, Tiere und Ökosysteme». In beiden Programmen werden Zusammenhänge zwischen Mikroverunreinigungen in der Umwelt und unerwünschten Effekten erforscht sowie geeignete Massnahmen für die Risikoverminderung erarbeitet. EAWAG-Forschungsgruppen sind jeweils mit mehreren Projekten beteiligt.



¹ Weitergehende Informationen unter:
www.snf.ch/NFP/NFP49/Home_d.html
www.snf.ch/NFP/NFP50/Home_d.html

Umgang mit Risikofaktoren

Die moderne Gesellschaft hängt stark von den verschiedensten Chemikalien ab. Dass viele von ihnen schwere Umwelt- und Gesundheitsschäden verursachen, wurde jedoch erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts erkannt. Erste Massnahmen bestanden darin, das Umweltrisiko für ausgewählte Chemikalien zu überprüfen, und je nach Ergebnis wurden in verschiedenen Staaten gesetzliche Regelungen eingeführt. Heute ist man sich einig, dass prinzipiell alle verwendeten Chemikalien beurteilt werden müssen. Dies ist jedoch aufgrund der grossen Anzahl von Stoffen nicht möglich. Deshalb wählt man mittels geeigneter Priorisierungsverfahren die besonders gefährlichen Chemikalien aus und unterzieht sie einer umfassenden Risikoanalyse. Seit einigen Jahren werden vermehrt Anstrengungen unternommen, das Schadstoffproblem auf internationaler Ebene zu lösen.

Im Jahr 1775 berichtete der englische Arzt Sir Percival Pott in seinem Buch «Chirurgische Beobachtungen» über die Häufung von Hautkrebs bei Londoner Schornsteinfegern. Er sprach von einer Berufskrankheit, die auf den häufigen Kontakt der Kaminfeger mit Russ zurückgeführt werden müsse. Erst anderthalb Jahrhunderte später gelang es, den chemischen Risikofaktor im Russ als Benz(a)pyren zu identifizieren. Benz(a)pyren gehört zu der Substanzklasse der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe.

In den frühen 70er Jahren des vergangenen Jahrhunderts warnten die Chemiker Crutzen, Molina und Rowland vor der Verwendung von Fluorchlorkohlenwasserstoffen. Sie wiesen darauf hin, dass diese auch als Freone bezeichneten Substanzen, die vor allem als Treibgase und Kühlmittel einge-

setzt wurden, die stratosphärische Ozonschicht schädigen könnten. Im Jahr 1985 wurde das so genannte «Ozonloch» in der Antarktis erstmals gemessen und bereits zwei Jahre später kam es zum weltweiten Verbot der Freone durch das Protokoll von Montreal. Seither ist der Montreal-Vertrag mehrmals um andere ozonabbauende Stoffe erweitert worden. Crutzen, Molina und Rowland erhielten für ihre vorausschauende Umweltrisikobeurteilung 1995 den Chemie-Nobelpreis.

Benz(a)pyren und Freone sind Beispiele für Umweltrisikofaktoren, die frühzeitig erkannt wurden (Tab. 1). Ziel dieses Artikels ist es, einen Überblick zum gegenwärtigen Stand der Chemikalienpolitik zu geben. Es wird dargestellt, wie das Umweltrisiko einzelner Chemikalien beurteilt wird, wie man aus der grossen Menge von Chemikalien durch

Priorisierung diejenigen auswählt, für die sofortiger Verbots- oder Reduktionsbedarf besteht, und wie die Umweltschutzpolitik die Chemikalienproblematik erfasst.

Kategorien von Risikofaktoren

Die moderne Zivilisation produziert ca. 100 000 Chemikalien in unterschiedlich grossen Mengen (siehe Kasten). Es ist unvermeidlich, dass bei der Herstellung, beim Gebrauch und bei der Entsorgung der Zivilisationschemikalien auch Anteile in die Umwelt gelangen. Daneben gibt es aber auch Risikofaktoren, die natürlicherweise in der Umwelt auftreten, wie zum Beispiel Trinkwasserverunreinigungen durch Arsen und verschiedenste krankheitsauslösende Mikroorganismen.

Tabelle 1 teilt die heute bekannten Umweltrisikofaktoren in 15 Kategorien ein, wobei einzelne Faktoren oft mehreren Kategorien zugeordnet werden können. Je nachdem, wo und wie die Chemikalien verwendet werden, aber auch aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften, sind die Eintragswege und das Verhalten in der Umwelt unterschiedlich. Die Auswirkungen von akut eingetragenen Stoffen infolge von Katastrophen oder Unfällen sind meist besonders verheerend und offensichtlich. Schwieriger erkennbar sind Umweltschäden, die durch chronische Belastungen verursacht werden.

Beurteilung der Umweltverträglichkeit und Festlegung von Grenzwerten

Um das Umweltrisiko von Stoffen abzuschätzen, muss einerseits bekannt sein, wie die Stoffe in die Umwelt gelangen und wie sie sich dort verhalten. Andererseits müssen die Effekte auf die verschiedenen Organismen beurteilt werden. Man stützt sich dabei auf die Expositionsanalyse und die Effektbeurteilung (Abb. 1). In der Expositionsanalyse werden sowohl Art und Menge möglicher Einträge erfasst als auch das Umweltverhalten aufgrund chemodynamischer Stoffeigenschaften abgeschätzt. Wichtige in die Expositionsanalyse einflies-

Technisch hergestellte chemische Stoffe

- 18 Mio. Stoffe sind in den «Chemical Abstracts» aufgeführt und beschrieben.
- 400 Mio. Tonnen Chemikalien wurden weltweit im Jahr 2000 produziert. Vergleiche mit 1 Mio. Tonne im Jahr 1930.
- 100 000 Stoffe waren 1981 in der EU gemeldet und werden als so genannte Altstoffe bezeichnet.
- 2700 Stoffe wurden in der EU seit 1981 neu gemeldet (Neustoffe).
- 30 000 Stoffe sind in Mengen von mehr als 1 Tonne auf dem Markt.
- 5000 Stoffe werden in Mengen von mehr als 100 Tonnen produziert.
- 720 Stoffe wurden zwischen 1988 und 2000 im Rahmen der Schweizerischen Stoffverordnung neu gemeldet.
- 8700 verschiedene Nahrungsmittelzusätze sind bekannt.
- 3300 Stoffe werden als Arzneimittel in der Humanmedizin eingesetzt.

Kategorie	Beispiele: Substanzen, Einträge
I. Früh erkannte Stoffe	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW, Freone)
II. Akut eingetragene Stoffe	Dioxine (Seveso, 1978), Radioaktivität (Tschernobyl, 1986), Agrochemikalien (Schweizerhalle/Rhein, 1986), Erdöltankerunfälle (z.B. Torrey Canyon, Amoco Cadiz)
III. Stoffe mit erkennbaren Effekten bei chronischem Eintrag	verzweigt-kettige Alkylbenzensuslfonate, anionische Tenside in Waschmitteln (Schaumberge), Waschmittelposphosphate (Gewässereutrophierung)
IV. Stoffe, die sich in biologischen Systemen anreichern	DDT, polychlorierte Biphenyle (PCB), Persistent Organic Pollutants (POP), Schwermetalle (Blei, Cadmium, Quecksilber)
V. Stoffe für spezifische Anwendungen	Wasch- und Reinigungsmittel (Detergentien), Pestizide, Herbizide, Betonzusatzmittel, Antifoulings (zinnorganische Verbindungen)
VI. Ersatzstoffe	Lineare Alkylbenzensuslfonate (LAS), Nitrioltriacetat (NTA), Zeolith A, Organophosphor-Insektizide
VII. Zwischenprodukte des biologischen Abbaus (Metaboliten)	Methylquecksilber, Nitrosamine, Nonylphenol
VIII. Analytische Nebenresultate («Geisterpeaks»)	PCB, Perchlorethylen, Clofibrinsäure
IX. Produktverunreinigungen	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (Dioxine)
X. Wassertechnologische Nebenprodukte	Chlorphenole, Trihalomethane, Haloessigsäuren, Nitrosodimethylamin (NDMA), Bromat
XI. Spät erkannte Stoffe	Arsen (siehe Artikel von M. Berg auf S. 12 und H.-R. Pfeifer und J.Zobrist auf S. 15)
XII. Falsch beurteilte Stoffe	Methyl-tert-butylether (MTBE, siehe Artikel von T. Schmidt auf S. 18), Atrazin
XIII. Schwierig zu beurteilende Stoffe	Hormonaktive Stoffe (Bisphenol A, β -Estradiol, siehe Artikel von M. Suter auf S. 24), Arzneimittel
XIV. Neu auftauchende Verunreinigungen («emerging contaminants»)	Antibiotika (siehe Artikel von C. McArdell auf S. 21), bromierte Flammenschutzmittel, fluorierte Sulfonat-Tenside
XV. Immer wieder aktuelle Risikofaktoren	Klärschlamm (siehe Artikel von P. Stadelmann auf S. 9), Krankheitserreger im Trinkwasser (siehe Artikel von W. Köster auf S. 26)

Tab. 1: Die 15 Kategorien von Umweltrisikofaktoren.

sende Parameter sind die PEC-Werte («predicted environmental concentrations», vorausgesagte Umweltkonzentrationen) und die MEC-Werte («measured environmental concentrations», gemessene Umweltkonzentrationen), die Informationen über zu erwartende oder tatsächliche Umweltkonzentrationen geben. MEC-Werte sind allerdings oft nur schwer und unter grossem Aufwand zu bestimmen und liegen deshalb nur für eine kleine Anzahl von Chemikalien vor. Ziel der Effektbeurteilung ist es, mög-

liche Schädwirkungen einer Substanz in Abhängigkeit von der Schadstoffkonzentration zu ermitteln («dose-response assessment»). Daraus wird der sogenannte PNEC-Wert («predicted no effect concentration») abgeleitet, der als Wirkungsschwellenwert, d.h. als niedrigste, noch einen Effekt auslösende Konzentration definiert wird. Für die Gefahrenabschätzung werden schliesslich PEC- und MEC-Werte mit den PNEC-Werten verglichen. Sind die Umweltkonzentrationen höher als der PNEC-Wert, so müssen Mass-

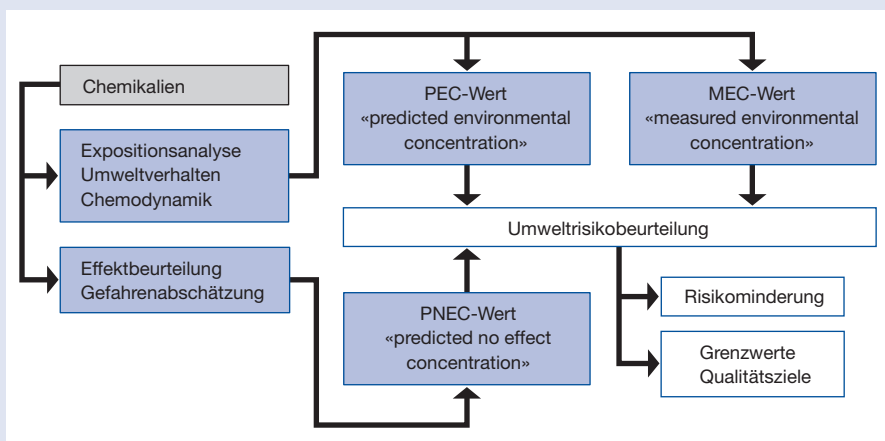


Abb. 1: Umweltrisikobeurteilung von Chemikalien.

nahmen zur Risikominderung in Betracht gezogen werden.

Die Politik der prioritären Schadstoffe

Prinzipiell müsste das Gefahrenpotenzial aller im Gebrauch befindlichen Chemikalien bestimmt werden. Aufgrund der ausserordentlich grossen Zahl der potenziellen Schadstoffe ist dies jedoch unmöglich. Deshalb verfolgt man mittelfristig die Strategie, aus der Gesamtheit der Stoffe zunächst die wichtigsten auszuwählen und diese gründlich zu beurteilen. Beispielsweise wurde im Rahmen der OSPAR-Konvention zum Schutz von Meeresökosystemen ein Auswahl- und Priorisierungsverfahren entwickelt (siehe Artikel von H.-J. Poremski und S. Wiandt auf S. 6).

Ein weiteres Priorisierungskonzept wurde von der amerikanischen Wissenschaftsakademie vorgeschlagen [1]. Darin geht es um die Identifizierung der wichtigsten chemischen und biologischen Verunreinigungen im Trinkwasser. In den USA ist die Umweltschutzbehörde vom Gesetz verpflichtet, alle fünf Jahre eine neue Liste von prioritären Trinkwasserverunreinigungen zu publizieren (Abb. 2). Im ersten Schritt werden potenzielle Verunreinigungen vier verschiedenen Stofftypen zugeordnet (Abb. 3) und diejenigen Stoffe, die den Schnittmengen I–IV angehören, werden in eine provisorische Kandidatenliste aufgenommen. In einem zweiten Schritt beurteilt man die Gefährlichkeit der Stoffe und identifiziert schliesslich die Verunreinigungen, die in die endgültige Kandidatenliste aufgenommen werden. Dabei stützt man sich sowohl auf ein mathematisches Modell als auch auf Beurteilungen durch Experten («expert judgement»).

Konzertierte Aktionen auf internationalem Niveau

In der Vergangenheit war es üblich, dass jedes Land eigene Risikobeurteilungen durchgeführt und eigene Massnahmen zur Regelung des Chemikaliengebrauchs erlassen hat. Beispiele sind die Schweizerische Verordnung über umweltgefährdende Stoffe und die von der amerikanischen Umweltschutzbehörde erstellte Liste der prioritären Trinkwasserverunreinigungen.

Angesichts der riesigen Wissenslücken auf dem Gebiet der Risikofaktoren und der Tatsache, dass Ursache und Auswirkungen von Chemikalien zeitlich und örtlich weit auseinander liegen können, sind indes Anstrengungen auf internationaler Ebene unerlässlich. Bereits seit mehr als vierzig Jahren engagiert sich die OECD im Bereich

Risikobeurteilung und Risikomanagement von Chemikalien. Ein zentrales Anliegen der OECD ist die Ausarbeitung international anerkannter Testmethoden. In der OSPAR-Kommission setzen sich die Anrainerstaaten des Nordost-Atlantiks gemeinsam für den Schutz der Meere ein. Mit der Konvention von Sintra (1997) hat sich die OSPAR das wichtige Ziel gesetzt, den Eintrag von Schadstoffen in die Nord- und Ostsee innerhalb einer Generation zu stoppen.

Auch die Europäische Union ist in den 90er Jahren zunehmend aktiv geworden. Beispielsweise koordiniert das der EU unterstehende Europäische Chemikalienbüro mit Sitz in Ispra, Italien, Datenbanken und Risikobeurteilungen. Zu Beginn des neuen Jahrtausends hat die EU ausserdem zwei Schlüsseldokumente vorgelegt: die Wasser-Rahmenrichtlinie [2] und das Weissbuch – Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik [3]. In der Wasser-Rahmenrichtlinie geht es um den länderübergreifenden Schutz der Binnengewässer. Als Ergänzung der Wasser-Rahmenrichtlinie hat die EU im Januar 2001 eine Liste von 32 prioritären Stoffen vorgelegt, von denen 12 gefährliche Stoffe schrittweise aus dem Verkehr zu ziehen sind.

Zukünftige EU-Chemikalienpolitik

Mit dem Ziel, die menschliche Gesundheit und die Umwelt zu schützen, veröffentlichte die EU im Februar 2001 das Weissbuch – Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik in der Europäischen Gemeinschaft [3]. Das Konzept basiert auf der Absicht, die gefährlichsten Stoffe – krebserzeugende, im Körper und in der Umwelt akkumulierende und die Fortpflanzung gefährdende Stoffe – vom Markt zu nehmen und zu ersetzen. Als Handlungsgrundlage gilt das Vorsorgeprinzip. Es geht davon aus, Massnahmen bereits dann zu treffen, wenn ein gewisses Risiko überschritten ist, auch wenn Ursachen und Wirkungen noch nicht eindeutig festgelegt werden können. Ein wesentliches Element der zukünftigen EU-Chemikalienpolitik ist der Aufbau eines transparenten Bewertungssystems. Das so genannte REACH-System setzt sich aus drei Bestandteilen zusammen: Registrierung («**R**egistration»), Bewertung («**E**valuation») und Genehmigungspflicht («**A**uthorisation») von Chemikalien.

■ Bei der *Registrierung* sollen grundlegende Informationen von rund 30 000 Alt- und Neustoffen, die in Mengen von mehr als 1 Tonne hergestellt werden, in einer zentralen Datenbank erfasst werden.

■ Die *Bewertung* des Risikopotenzials wird für alle Stoffe durchgeführt, die in Mengen von mehr als 100 Tonnen hergestellt werden oder auch für Stoffe mit niedrigeren Produktionsmengen, wenn erhöhter Anlass zur Besorgnis besteht.

■ Die *Genehmigungspflicht* gilt für Krebs erregende, Erbgut gefährdende und fortpflanzungsgefährliche Stoffe sowie für persistente organische Schadstoffe.

Als weiteres sehr wichtiges Element fordert die EU die Umkehr der Beweislast. Künftig soll die Industrie – und nicht die Behörden – Informationen über herzustellende oder zu importierende Stoffe und deren Unschädlichkeit liefern müssen. Aufgabe der Behörden wird es sein, die von der Industrie vorgelegten Daten und die dabei angewandten Prüfprogramme zu bewerten und über weitere Schritte zu entscheiden.

In der Schweiz wurde Ende 2000 ein neues Chemikaliengesetz beschlossen, das im Jahre 2005 in Kraft gesetzt werden soll. Dabei wird eine starke Abstimmung mit den Europäischen Gesetzen angestrebt [4].

Ganzheitliches Konzept

Eine ganzheitliche Erfassung und Bearbeitung der Schadstoffproblematik ist eine grosse Herausforderung für Wissenschaft, Behörden und chemische Industrie sowie für Umweltschutz- und Verbraucherorga-

nisationen. Neben den naturwissenschaftlichen und technischen Aspekten müssen bis zu einem gewissen Grad auch sozio-ökonomische Gesichtspunkte berücksichtigt werden wie beispielsweise die Verbraucherakzeptanz oder die Wirtschaftlichkeit von Ersatzstoffen. Aus Umweltschutzsicht muss jedoch eine risikobasierte Beurteilung höchste Priorität haben, und sozio-ökonomische Aspekte dürfen nur eine sekundäre Rolle spielen.

Übergeordnetes Ziel der Chemikalienpolitik ist eine nachhaltige Entwicklung, in der die negativen Auswirkungen der Verwendung von Chemikalien auf einem akzeptablen Mass gehalten werden, so dass auch zukünftige Generationen in einer intakten Umwelt leben und gesunde Wasserressourcen nutzen können. Die momentan laufenden Bemühungen müssen auf verschiedenen Ebenen noch verbessert werden, wobei der Früherkennung von Problemstoffen eine grosse Bedeutung zukommt. Für einen optimalen Schutz muss deshalb das Vorsorgeprinzip zur Anwendung kommen. Fatalerweise ist dieses Prinzip im Fall der eingangs erwähnten Freone nicht angewandt worden. Der Mensch muss sich wohl der Tatsache stellen, dass es letztlich unmöglich ist, das Schadstoffrisiko verlässlich und abschliessend einzuschätzen.



Walter Giger, Chemiker und Titularprofessor für Umweltchemie an der ETH Zürich und der Universität Karlsruhe, Leiter der Abteilung «Chemische Problemstoffe» an der EAWAG. Forschungsgebiet: Auftreten und Verhalten chemischer Problemstoffe im Abwasser, Gewässer und Trinkwasser.

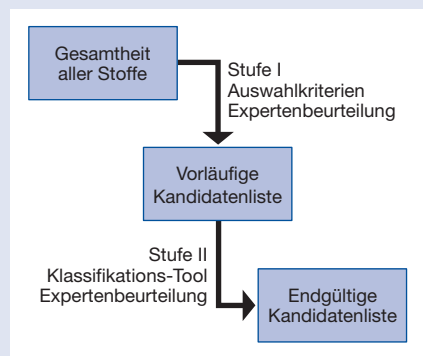


Abb. 2: Priorisierungsverfahren für Trinkwasserverunreinigungen in den USA [1].



Abb. 3: Stufe 1 aus dem Priorisierungsverfahren für Trinkwasserverunreinigungen in den USA [1].

[1] National Research Council (2001): Classifying drinking water contaminants. National Academy Press, 113 pp. Bestelladresse: www.nap.edu

[2] Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000): Wasser-Rahmenrichtlinie. Dokument verfügbar unter: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-framework/index_en.html

[3] Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2001): WEISSBUCH. Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik. Dokument verfügbar unter: http://www.europa.eu.int/comm/environment/chemicals/0188_de.pdf

[4] Schweizerisches Chemikaliengesetz (2001). Dokument verfügbar unter: <http://www.bag.admin.ch/chemikal/gesetz/d/index.htm>

Die Strategie der OSPAR-Kommission gegen den Eintrag gefährlicher Stoffe in die Meere

Die Vertragsparteien der OSPAR-Konvention zum Schutz des Nordost-Atlantiks haben 1998 die Strategie gegen den Eintrag gefährlicher Stoffe in die Meere beschlossen. Sie hat zum Ziel, die Einträge gefährlicher Stoffe in die Meeresumwelt kontinuierlich zu reduzieren und binnen einer Generation ganz zu unterbinden. Hierzu entwickelte die OSPAR-Arbeitsgruppe DYNAMEC, ein transparentes und methodisch abgesichertes Verfahren zur Auswahl- und Priorisierung von gefährlichen Stoffen. Auf dieser Grundlage beschloss die OSPAR-Kommission bis heute, den Eintrag von insgesamt 42 prioritär gefährlichen Stoffen in die Meere bis zum Jahr 2020 zu beenden.

Meeresökosysteme sind Senken für Stoffe, die über die Atmosphäre und Flüsse herans transportiert werden. Dazu gehören auch zahlreiche gefährliche Stoffe. Sie werden auf ihrem Transport nur sehr langsam abgebaut und sind heute in teilweise beträchtlichen Mengen in der Meeresumwelt nachweisbar, insbesondere, wenn sie sich in Organismen bzw. in der Nahrungskette anreichern. Als Gegenmassnahme vereinbarten die Regierungen der Anrainerstaaten des Nordost-Atlantiks deshalb 1998 in Sintra (Portugal) im Rahmen der OSPAR-Konvention die Strategie gegen den Eintrag gefährlicher Stoffe in die Meere [1, 2]. Bis zum Jahr 2020, also binnen einer Generation (ca. 25 Jahre) sollen Einleitungen, Emissionen und Verluste von gefährlichen Stoffen soweit vermindert werden, dass für natürliche Stoffe die

Hintergrundwerte und für anthropogene, synthetische Stoffe Umweltkonzentrationen nahe Null erreicht werden. Als gefährliche Stoffe werden definiert [2]:

- PBT-Stoffe, die sowohl persistent als auch bioakkumulierbar und toxisch sind;
- Stoffe, die ein vergleichbares Gefährdungspotential aufweisen, jedoch nur über eine oder zwei der drei Eigenschaften der PBT-Stoffe verfügen; dazu gehören z.B. Schwermetalle und Stoffe, die in das Hormonsystem von Mensch und Tier eingreifen können, d.h. endokrin wirksame Stoffe.

OSPAR Strategie

Die Strategie umfasst folgende Elemente:

- die Entwicklung eines dynamischen Verfahrens zur Auswahl- und Priorisierung von gefährlichen Stoffen,

- die Erstellung einer Prioritätenliste für gefährliche Stoffe,
- die Entwicklung von Bewertungsmethoden für gefährliche Stoffe im Meeresbereich,
- die Erarbeitung von Kriterien und Methoden zur Identifizierung und Entwicklung von weniger gefährlichen und umweltverträglichen Stoffen bzw. Substituten,
- die Entwicklung geeigneter Beschränkungsmassnahmen für gefährliche Stoffe und eine Machbarkeitsbeurteilung,
- eine breite gesellschaftliche Beteiligung der involvierten Gruppen und Verbände,
- die Umsetzung von Massnahmen und deren Berichterstattung.

Das Auswahl- und Priorisierungsverfahren

Das Verfahren zur Auswahl- und Priorisierung von gefährlichen Stoffen wurde von der OSPAR Arbeitsgruppe DYNAMEC entwickelt und umfasst im wesentlichen drei Schritte [3, 4]:

- eine Erstauswahl,
- die Erstellung von Ranglisten für potenziell gefährliche Stoffe und
- die Schlussauswahl der prioritär gefährlichen Stoffe.

Das Flussdiagramm in Abbildung 1 charakterisiert die wesentlichen Arbeitsschritte in diesem Prozess.

Erstauswahl gefährlicher Stoffe

Als Ausgangspunkt für die Auswahl gefährlicher Stoffe wurden alle verfügbaren Stoff-Datenbanken herangezogen. Dazu gehörten die Nordische Stoffdatenbank mit 18 000 registrierten Stoffen, die QSAR-Datenbank der dänischen Umweltbehörde mit 166 000 Einträgen und die niederländische BKH/Haskoning Datenbank mit 180 000 Datensätzen. Basierend auf den PBT-Selektionskriterien (Tab. 1) konnte eine vorläufige Liste relevanter Stoffe aufgestellt werden [4]. Parallel dazu wurden die Stoffe nach dem «Sicherheitsnetz-Verfahren» überprüft, ob sie über gefährliche Eigenschaften verfügen, die nicht durch die PBT-Kriterien abgedeckt sind. Auch die bei diesem Ver-

Kategorie	Angewandte Grenzwerte		
	Persistenz	Bioakkumulation	Toxizität
Erstauswahl	Halbwertszeit >50 Tage oder gemessene/geschätzte Biodegradation	log K _{OW} ≥ 4 oder Biokonzentrationsfaktor ≥ 500	<i>Aquatische Organismen:</i> Akute LC ₅₀ oder EC ₅₀ ≤ 1 mg/l, NOEC ≤ 0,1 mg/l <i>Säugetiere:</i> Kanzerogen, mutagen oder reproduktionstoxisch oder chronisch toxisch
Schlussauswahl	nicht biologisch abbaubar	log K _{OW} 5 oder Biokonzentrationsfaktor ≥ 5000	<i>Aquatische Organismen:</i> akute LC ₅₀ oder EC ₅₀ ≤ 0,01 mg/l, NOEC ≤ 0,01 mg/l <i>Säugetiere:</i> gleiche Kriterien wie unter Erstauswahl

Tab. 1: Selektionskriterien der Erstauswahl und der Schlussauswahl.

K_{OW} = 1-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient; LC = lethale Konzentration «lethal concentration», EC = Effekt-Konzentration «effect concentration», Index 50 = 50% der untersuchten Organismen sind betroffen; NOEC = Konzentration, bei der auch nach längerer Expositionszeit keine Effekte beobachtet werden «no observed effect concentration».

Priorisierung von Schadstoffen aufgrund ihrer Gefährlichkeit

Ziel der Priorisierung ist es, das relative Risiko der 400 ausgewählten Stoffe zu bestimmen und eine Rangfolge in Bezug auf das Gefährdungspotenzial festzulegen. Dabei wurde das COMMPS-Verfahren («Combined modelling and monitoring priority setting») angewandt, das vom Fraunhofer-Institut Schmallenberg im Rahmen der Vorbereitungsarbeiten zur Wasser-Rahmenrichtlinie (Water Framework Directive) der Europäischen Union (EU) entwickelt wurde [5] und nun auf EU-Ebene als akzeptierte Methodik eingesetzt wird. Dieses Verfahren umfasst sowohl einen «Modelling»-Ansatz, der ursprünglich für die «European Union Risk Ranking»-Methodik (EURAM) entwickelt wurde [6, 7] als auch einen «Monitoring»-Ansatz mit dem gemessene Daten statistisch ausgewertet und relative Rangergebnisse für jeden einzelnen Stoff berechnet werden. Bei der Berechnung des

Rangergebnisses wird ein Algorithmus eingesetzt, der Gewichtungsfaktoren für Persistenz, Bioakkumulation und Ökotoxizität berücksichtigt.

Im Rahmen der OSPAR-Arbeiten wurde das COMMPS-Verfahren so modifiziert, dass spezifische marine Umweltbedingungen bei der Auswahl stoffbezogener Daten und Modellparameter stärker berücksichtigt wurden [8, 9]. Beispielsweise wurden bei der Modellierung des Expositionsranges, die Eintragsmengen des Stoffes auf das marine Gewässer (Wassersäule + Sediment) bezogen. Bei der Berechnung des Effektranges wurden sowohl direkte (Toxizität) als auch indirekte Effekte (Bioakkumulation) auf marine Organismen berücksichtigt. Verglichen mit limnischen Systemen werden dabei die indirekten Effekte stärker gewichtet, da die Verweil- und Expositionszeit von gefährlichen Stoffen in marinen Ökosystemen deutlich höher ist. Eingegangen in die Priorisierung sind aber auch Effekte so genannter CMR-Stoffe (kanzerogen, mutagen, reproduktionstoxisch) auf die menschliche Gesundheit. CMR-Stoffe können beispielsweise durch den Konsum kontaminierter Meeresfrüchte in den menschlichen Körper gelangen. Weiterhin wurde die Gewichtung der Persistenz in der Berechnung der Gesamtrangfolge erhöht und die Differenzierung des Bioabbaus in der Skalierung gespreizt.

Als Ergebnis dieser Berechnungen konnten vier Ranglisten erstellt werden:

- die *Rangliste Wasser I* basiert auf gemessenen Umweltkonzentrationen und Effektdaten,
- die *Rangliste Wasser II* basiert auf modellierten Daten und Effektdaten,
- die *Rangliste Sediment I* basiert auf gemessenen Umweltkonzentrationen und Effektdaten,
- die *Rangliste Sediment II* basiert auf modellierten Daten und Effektdaten.

Von den insgesamt 400 Substanzen der ersten Auswahlliste konnten jedoch nur ca. 200 Stoffe in eine der vier Ranglisten aufgenommen werden. Für die verbleibenden 200 Stoffe bestehen erhebliche Lücken bei den Effektdaten, gemessenen Konzentrationen und Eintragsmengen, sodass eine Berechnung des relativen Risikos und der Rangfolge nicht möglich war. Sobald die Datenlücken geschlossen sind, werden diese Stoffe im Rahmen des DYNAMEC-Verfahrens berücksichtigt.

Schlussauswahl

Im Sinne einer praktikablen Vorgehensweise wurde eine weiter reduzierte Liste von maximal 80 Stoffen erstellt. Sie umfasst

fahren positiv beurteilten Stoffe wurden in die vorläufige Liste aufgenommen [4]. In einem weiteren Auswertungsschritt prüften Experten die Liste im einzelnen auf ihre Plausibilität und Validität hin und legten als Ergebnis eine vorläufige Auswahlliste von ca. 400 potenziell gefährlichen Stoffen vor (Abb. 1). Zur Durchführung der anschließenden Priorisierung wurden Datenprofile für diese Stoffe erstellt.

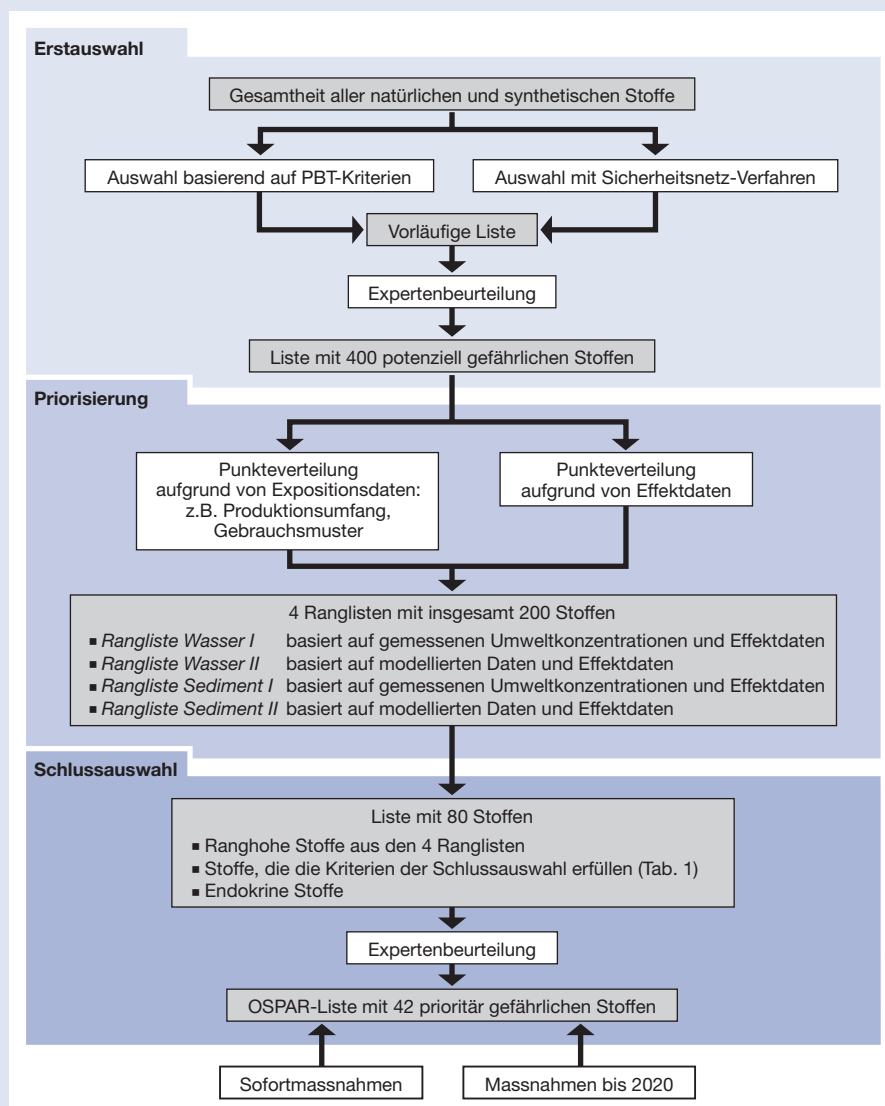


Abb. 1: Ablauf des von der Arbeitsgruppe DYNAMEC entwickelten OSPAR-Verfahrens zur Auswahl und Priorisierung gefährlicher Stoffe.



Greenpeace/Greif

OSPAR-Strategie: Einleitungsstopp für gefährliche Stoffe bis zum Jahr 2020.

Stoffe mit den höchsten Rangzahlen aus den vier Listen sowie Stoffe, die die stringenten Selektionskriterien der Schlussauswahl (Tab. 1) erfüllen, und endokrin wirksame Stoffe. Durch eine weitere Expertenbeurteilung wurde die Liste nochmals revidiert, sodass die OSPAR-Kommission schliesslich eine Liste mit insgesamt 42 prioritär gefährlichen Stoffen beschlossen hat [10]. Für diese Stoffe werden zunächst Hintergrunddokumente durch federführende OSPAR-Mitgliedstaaten erarbeitet, die u.a. die Risikobewertung [11], Stoff- und Anwendungscharakteristika, Emissionsquellen sowie Vorschläge für Minderungsmaßnahmen und Möglichkeiten der Stoffsubstitution beinhalten.

Rechtliche Umsetzung der Massnahmen

Für die EU-Mitgliedsstaaten der OSPAR-Konvention findet die rechtlich verbindliche Umsetzung der OSPAR-Massnahmen im Rahmen der einschlägigen EU-Richtlinien statt. Eine wesentliche Basis ist die Wasser-Rahmenrichtlinie der EU, die im Dezember 2000 in Kraft trat und wie die OPSAR-Strategie bis zum Jahr 2020 umgesetzt sein soll. Die Wasser-Rahmenrichtlinie listet 32 prioritäre Stoffe auf. Nach Artikel 16 der Wasser-Rahmenrichtlinie sollen für diese Stoffe Qualitätsziele entwickelt werden. Einige dieser Stoffe finden sich auch auf der OSPAR-Liste der «prioritär gefährlichen» Stoffe. Da für die OSPAR-Stoffe bis zum Jahr 2020 Konzentrationen nahe Null bzw.

Hintergrundwerte erreicht werden sollen, kann die Erarbeitung von Qualitätszielen in diesen Fällen nur als Zwischenziel verstanden werden.

Die Umsetzung der Massnahmen kann bei Punktquellen über weit gehende Einleitungsbeschränkungen und bei diffusen Quellen über Beschränkungsregelungen im Rahmen der betreffenden Binnenmarkt-richtlinien erfolgen, wobei für beide Arten der Emissionsquellen zunächst die beste verfügbare Technik bzw. Praxis («best available techniques» BAT, «best environmental practice» BEP) als Minderungsmaßnahme angestrebt wird. Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Wasser-Rahmenrichtlinie ein Gesamtkonzept für die marinen Küstengewässer und die limnischen Gewässer darstellt und damit auch die Meeresschutzanforderungen für wassergetragene gefährliche Stoffe aus landgestützten Quellen berücksichtigt.

Ausblick

Die OSPAR-Strategie gegen den Eintrag gefährlicher Stoffe in die Meere verfolgt das anspruchsvolle Ziel, die Einträge bis zum Jahr 2020 zu eliminieren [12]. Dies erfordert grosse Anstrengungen von Seiten der

OSPAR-Vertragsparteien, aber auch der beteiligten gesellschaftlichen Gruppen, Firmen und Verbände. Deshalb war es vorrangig wichtig, ein hieb- und stichfestes Verfahren zur Auswahl und Priorisierung der gefährlichen Stoffe zu entwickeln. Hier hat die Arbeitsgruppe DYNAMEC gute Arbeit geleistet, denn sie konnte ein transparentes und methodisch abgesichertes Verfahren vorstellen. Dies hatte zur Folge, dass die OSPAR-Liste der prioritär gefährlichen Stoffe von allen beteiligten Parteien akzeptiert wurde und nun die Umsetzung des OSPAR-Ziels konzertiert erfolgen kann.



Heinz-Jochen Poremski,
Wissenschaftlicher Direktor am
Umweltbundesamt Berlin mit
Fachgebiet Meeresschutz.



Suzanne Wiandt, Deputy Secretary
bei der OSPAR-Commission
in London.

- [1] OSPAR Convention: Bundesgesetzblatt 1994, Teil II, S. 1355 ff.
- [2] OSPAR Commission (1998): OSPAR strategy with regard to hazardous substances. Sintra (Portugal), 22.–23. July, Annex 34.
- [3] DYNAMEC (1998): Development of a dynamic selection and prioritisation mechanism for hazardous substances with regard to the marine compartment. Presented by Germany, DYNAMEC 98/4/1, Berlin 14.–16. September.
- [4] DYNAMEC (1999): Report on the intersessional work on the initial selection presented by the Nordic countries DYNAMEC (2) 99/3/1, Stockholm, 7.–10. September.
- [5] Fraunhofer-Institut (1999): Revised proposal for a list of priority substances in the context of the Water Framework Directive (COMMPS Procedure). Draft Final Report, Declaration ref.: 98/788/3040/DEB/E1. Fraunhofer-Institut, Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg.
- [6] EU TGD (1996): Technical guidance documents, ECB, Ispra (Italy) 19. April.
- [7] Hansen B.G., van Haelst A.G., van Leeuwen K., Van der Zandt P. (1999): Priority setting for existing chemicals. The European Union risk ranking method. *Environmental Toxicology & Chemistry* 18, 772–779.
- [8] Lepper P. (2000): Draft version of 5 January 2000: Results of the risk-based ranking of substances on the DYNAMEC «draft initial list of possible concern». DYNAMEC 00/4/1, Oslo, 2.–4. February.
- [9] Moltmann J.F., Küppers K., Knacker T., Klöppfer W., Schmidt E., Renner I. (1999): Development of a concept for the evaluation of hazardous substances in the marine environment within the framework of the OSPAR Convention. Research Report no. 297 25 525/01-02 on behalf of the Federal Environmental Agency.
- [10] OSPAR-Commission: Summary record Copenhagen 2000 and summary record Valencia 2001, OSPAR Commission London, website:www.ospar.org
- [11] DYNAMEC (1999): Summary record DYNAMEC (2) 99, Annex 6: Draft framework for a common OSPAR/EC approach on risk assessment methodology for the marine environment. Stockholm, 7.–13. September.
- [12] Poremski H.-J., Wiandt, S. (2000): OSPAR programmes on hazardous substances – dynamic selection and prioritisation procedure. GDCh-Monographie, Band 17, p. 55–70.

Klärschlamm: Dünger oder Abfall?

Die Verwertung von Klärschlamm als Dünger in der Landwirtschaft ist umstritten. Wichtigster Nutzen der Klärschlammdüngung ist die Rückführung von wertvollen Pflanzennährstoffen vom Konsum in den Agrarraum. Dagegen steht das Risiko, die im Klärschlamm enthaltenen Schadstoffe in die Umwelt einzutragen. Deshalb gilt es, Nutzen und Risiken gegeneinander abzuwägen. Kurzfristig sind nur noch die qualitativ besten Klärschlämme einzusetzen. Langfristig sind Systeme und Techniken zu entwickeln, die es erlauben, das Nachhaltigkeitsprinzip (Nährstofffrezyklierung) und das Vorsorgeprinzip (Umweltschutz) unter einen Hut zu bringen.

Klärschlamm fällt bei der Reinigung von Abwässern in zentralen Abwasserreinigungsanlagen (ARA) an und gilt gemäss schweizerischer Stoffverordnung (StoV) und Düngerbuchverordnung (DüBV) als Abfalldünger (siehe Kasten). Im Jahr 1999 wurden in den 979 ARA der Schweiz insgesamt 209 000 t Trockensubstanz (TS) Klärschlamm produziert, wovon rund 40 % in die Landwirtschaft gelangten (Tab. 1). Der Hauptanteil des Klärschlammes wird jedoch thermisch in industriellen Schlammverbrennungsanlagen, Zementwerken und Kehrlichtverbrennungsanlagen entsorgt. Bevor im Jahr 2000 das Deponieverbot für Klärschlamm in Kraft trat, wurde zudem ein kleiner Teil in Deponien eingelagert. Die Verwertung bzw. Entsorgung von Klärschlamm ist kantonal sehr verschieden: In den Kantonen JU, GL, FR, TG und UR gelangte 1999 fast der gesamte dort produzierte Klärschlamm in die Landwirtschaft, wogegen man in den Kantonen GE, BS und AI völlig auf eine Klärschlammdüngung verzichtete.

Klärschlamm enthält Nährstoffe und Schadstoffe

Obwohl Klärschlamm in allen europäischen Ländern zumindest teilweise als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt wird, ist diese Verwendungsart umstritten. Einerseits entspricht die Rezyklierung der im Klärschlamm vorhandenen Nährstoffe dem Prinzip der Nachhaltigkeit. Andererseits enthält Klärschlamm viele unerwünschte Stoffe, so dass die Nutzung des Klärschlammes als Dünger mit einem Risiko für die Umwelt und den

Menschen verbunden ist und damit dem Prinzip der Vorsorge widerspricht. Es gilt also, Nutzen und Risiken gegeneinander abzuwägen.

Nutzen der Klärschlammverwertung

Nährstofflieferant mit Düngewirkung: Klärschlamm-Trockenmasse besteht durchschnittlich aus 45 % organischer Substanz, 5,8 % Calcium, 4,4 % Stickstoff, 2,7 % Phosphor, 0,5 % Magnesium und 0,3 % Kalium. Daneben sind auch Schwefel und Spurenelemente wie Kobalt, Kupfer, Molybdän, Nickel und Zink enthalten. Verglichen mit den Nährstoffmengen aus Hof- und Mineräldüngern (siehe Kasten) ist die Nährstofffracht aus Klärschlamm klein (Tab. 2) und macht bezogen auf die gesamte ausgebrachte Düngermenge lediglich 7,1 % des Phosphor-, 2 % des Stickstoff- und 0,1 % des Kaliumanteils aus [1]. Betrachtet man jedoch den echten Nährstoff-Input in die Landwirtschaft durch externe Quellen wie Deposition, Mineräldünger und Futtermittel, lässt also den Hofdünger aus der Bilanz heraus, können beachtliche 34 % des pro-

Dünger dienen der Pflanzenernährung. Man unterscheidet drei Gruppen von Düngern:

1. **Abfalldünger**
 - Klärschlamm: Produkt aus der Abwasserreinigung
 - Kompost: verrottetes pflanzliches und tierisches Material
 - unverrottetes pflanzliches Material, z.B. Mostereiabfälle
 - Erzeugnisse aus mineralischen oder tierischen Abfällen, z.B. Hornspäne und Ledermehl
2. **Hofdünger:** z.B. Gülle, Mist, Mistwässer und Silosäfte
3. **Mineräldünger:** meist chemisch hergestellte Erzeugnisse

	Nährstofffracht in 1000 t		
	N	P	K
Hofdünger	128	20,5	162
Mineräldünger	53	7,4	27
Klärschlamm	3,7	2,2	0,25
Kompost	2,9	0,74	1,8
Übrige Abfälle	1,5	0,57	1,5
Total	189	31,4	192

Tab. 2: Vergleich der Hauptnährstofffrachten aus verschiedenen Düngern in der Schweiz für das Jahr 1999.

	1974	1980	1984	1989	1994	1999
Anzahl kommunale ARA	430	710	855	930	977	979
Angeschlossene Wohnbevölkerung (%)	46	70	81	88	91	95
Klärschlammproduktion total (1000 t Trockensubstanz)	90	170	176	213	211	209
Landwirtschaftlich verwendet (%)	80	65	50	50	55	40

Tab. 1: Anzahl Abwasserreinigungsanlagen (ARA), angeschlossene Wohnbevölkerung, Produktion und prozentuale Anteile der landwirtschaftlich verwendeten Klärschlamm-Menge in der Schweiz.

duktiven Phosphor-Outputs und 9% des Stickstoff-Outputs aus der Landwirtschaft (pflanzliche und tierische Nahrungsmittel) durch Klärschlamm gedeckt werden [2, 3].

Schonung der globalen Nährstoffreserven:

Bereits in etwa 80 Jahren sind die mit heutiger Technik abbaubaren Phosphatlager (rund 12 Milliarden t Erz) erschöpft. Weitere, etwa doppelt so gross geschätzte Phosphatreserven liegen im Meeresboden oder sind mit Schwermetallen belastet und daher nur begrenzt oder unter grossem finanziellen Aufwand abbaubar. Bei den Stickstoffreserven ist die Situation weniger kritisch und auch die mit heutiger Technik abbaubaren Kaliumreserven genügen noch für die nächsten 300 Jahre [1].

Verbesserung der Bodeneigenschaften:

Dank der Zufuhr von organischer Substanz und Kalk trägt die Klärschlammdüngung zu einer Verbesserung der physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften bei. Feldversuche ergaben eine Erhöhung des Humusgehaltes, des pH-Wertes, der bodenbiologischen Aktivität (Bodenatmung, Stickstoff-Mineralisierung, enzymatische Aktivität usw.) und der bakteriellen Biomasse. Diese Verbesserungen der Bodeneigenschaften wurden in bis zu 1 m tiefen Bodenschichten gefunden [4]. Der pH-Wert hat zudem Auswirkungen auf die Mengen an gebundenen und gelösten Schwermetallen im Boden: bei pH-Erhöhung reduziert sich nämlich der Gehalt der gelösten und damit pflanzenverfügbaren Schwermetalle im Boden, so dass Pflanzen auf klärschlammgedüngten Böden niedrigere Cadmium- und Nickel-Gehalte als auf ungedüngten oder mit Gülle gedüngten Böden aufweisen können (Stadelmann et al. 1988, zitiert in [1]).

Volkswirtschaftlicher Nutzen: Mit der Klärschlammdüngung (Stand 1999) können

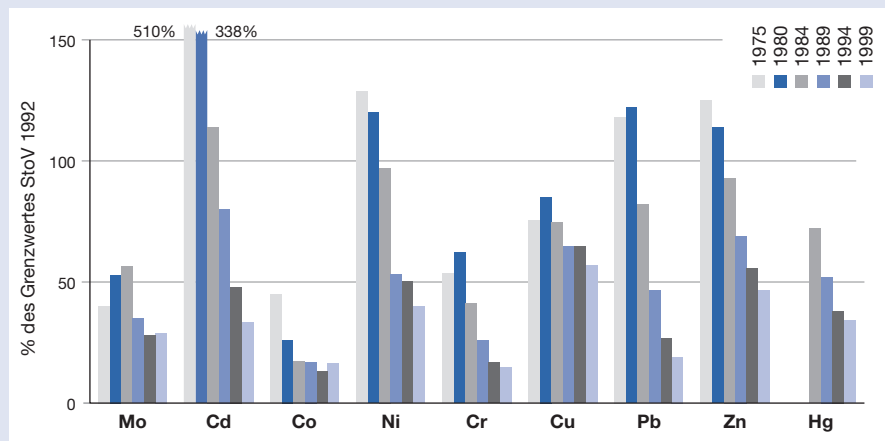


Abb. 1: Mittlere Auslastung des geltenden Grenzwertes für Schwermetalle im Klärschlamm nach Stoffverordnung (StoV 1992) in der Schweiz (nach Külling 2001, zitiert in [1]).

Dünger- bzw. Nährstoffkosten von ca. 7 Mio. Franken eingespart werden. Hinzu kommt, dass der Kostenvorteil der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung gegenüber der Verbrennung zur Zeit ca. 34 Mio. Franken pro Jahr beträgt [1].

Risiken der Klärschlammverwertung

Generelle Risiken: Langjährige oder unsachgemässe Klärschlammdüngung kann zu einer Belastung der Oberflächengewässer (durch Abschwemmung oder Erosion) sowie des Grund- und Quellwassers führen. Daneben reichern sich Schadstoffe im Boden an, so dass langfristig die Bodenfruchtbarkeit (Reduktion der Diversität und Aktivität der Bodenorganismen), die Pflanzenqualität und der Pflanzenertrag beeinträchtigt werden. Gleichzeitig können Schadstoffe in die Nahrungskette gelangen und sich negativ auf die Gesundheit der Nutztiere und des Menschen auswirken [1].

Schwermetalle: Mit der Klärschlammdüngung werden Schwermetalle im Boden akkumuliert. Ein erhöhter löslicher Gehalt an Schwermetallen (z.B. Cadmium, Zink, Kupfer) zieht eine verminderte bodenbiologische Aktivität [5], Ertragseinbussen und Schwermetallanreicherungen in Pflanzen nach sich. Die Gefährdung der Nutztiere und des Menschen durch Schwermetalle wird heute aber im Allgemeinen als gering eingeschätzt [1]. Seit 1975 gehen die

Schwermetallgehalte sukzessive zurück. Die Qualität der landwirtschaftlich genutzten Klärschlämme war noch nie so gut wie heute, und die Grenzwerte nach StoV werden deutlich unterschritten (Abb. 1). Dies spiegelt sich auch in verbesserten Schwermetall-Nährstoff-Werten (SMN) und Schwermetall-Phosphat-Werten (SMP) wider (Tab. 3). Mit den SMN- und SMP-Werten ist ein Qualitätsvergleich verschiedener Klärschlämme möglich [1]. Je tiefer die beiden Werte sind, desto besser ist die Klärschlammqualität.

Organische Schadstoffe: Klärschlamm kann eine Vielzahl von organischen Schad- und Fremdstoffen enthalten, meist im µg/kg TS-Bereich (siehe Kasten) [1]. Die organischen Stoffe sind unterschiedlich persistent, lipophil, toxisch oder kanzerogen. Persistente Stoffe wie z.B. PCBs können sich in Agrarökosystemen und Nahrungsketten anreichern (Abb. 2). Für Pflanzen sind die meisten organischen Schadstoffe nicht oder nur schwach toxisch und werden von diesen kaum aufgenommen und wenn, dann z.T. metabolisiert. Problematisch für Tier und Mensch ist jedoch die Oberflächenkontamination von Weiden, Wiesen und Bodenoberflächen durch Klärschlammdüngung. Frisst das Milchvieh oberflächlich kontaminierte Pflanzen oder Bodenpartikel, können die Schadstoffe in die Milch und damit in die Nahrungskette gelangen. Aus diesen Gründen wurde der Einsatz von Klärschlamm im

Die wichtigsten organischen Schad- und Fremdstoffe im Klärschlamm sind:

- chlorierte aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe
- Chlorphenole
- polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
- polychlorierte Biphenyle (PCB)
- polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F)
- Di(2-ethylhexylphthalat) (DEHP)
- organische Zinnverbindungen (TBT)
- Tenside und Tensidmetaboliten (LAS, NP)
- Bisphenol A
- Chlorparaffine
- polybromierte Diphenylether (PBCE)
- polychlorierte Naphtaline (PCN)
- Organochlor-Pestizide
- Moschusverbindungen und Arzneimittel (inkl. Antibiotika und Hormone)

	1975	1980	1984	1989	1994	1999	LW ⁹⁹
Summe der Schwermetalle	378	653	534	467	375	321	140
SMN	6,39	4,43	1,99	1,44	1,15	0,96	0,85
SMP	21,46	11,78	4,48	4,27	3,26	2,68	2,37

Tab. 3: Schwermetallfrachten im Klärschlamm (t/Jahr) sowie Schwermetall-Nährstoff- (SMN) und Schwermetall-Phosphor-Werte (SMP) in der Schweiz [1]. LW⁹⁹: Metallfracht, die im Jahr 1999 über den Klärschlamm in die Landwirtschaft gelangte.

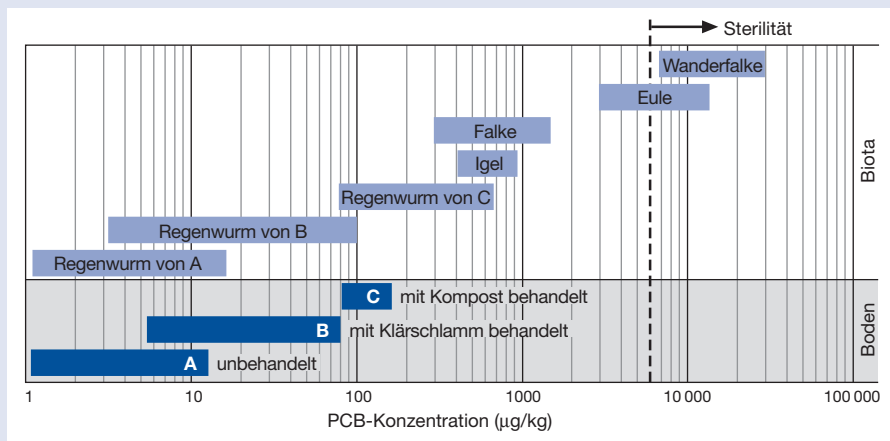


Abb. 2: Akkumulation von PCBs in Agrarökosystemen in der Schweiz (nach Tarradellas et al. 1985 und Becker van Slooten 2001, zitiert in [1]). Die PCB-Gehalte in den Bodenproben beziehen sich auf Trockensubstanz, in den Tierproben dagegen auf Nassgewicht.

Futterbau in Deutschland, Schweden und Norwegen bereits verboten.

Krankheitserreger: Klärschlamm ist potenziell Träger einer Vielzahl von Krankheitserregern wie Bakterien (z.B. Salmonellen), Viren (z.B. Hepatitis B), Protozoen (z.B. Entamoeben) und Helminthen (z.B. Ascaris) [1]. Durch Hygienisierung des Klärschlammes, z.B. mittels Hitzebehandlung, wird die Zahl der Krankheitserreger stark reduziert. Bei Einsatz von hygienisiertem Klärschlamm als Dünger in der Landwirtschaft ist das Risiko für die menschliche und tierische Gesundheit deshalb äusserst gering.

BSE und GVO: Bei guter Schlachttechnik, tadelloser Hygiene, vollständigem Sammeln fester Bestandteile von Risikomaterial sowie bei Einsatz der Sieb- und Flotationstechnik in Schlachthanlagen gelangt nur ein minimaler Anteil von infektiösem Material (BSE-Erreger) in das Abwasser, so dass das Kontaminationsrisiko für Klärschlamm vernachlässigbar klein ist. Hingegen ist die Ausbreitung von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) durch Klärschlamm prinzipiell möglich und zwar insbesondere durch unhygienisierten Klärschlamm [1].

Klärschlamm ist nur eine von mehreren Risikoquellen

Schadstoffe, Krankheitserreger und GVO gelangen nicht nur über Klärschlamm in die Umwelt. In der Schweiz werden lediglich 12% der Schwermetalle durch Klärschlamm in den Boden eingetragen; 38% gelangen durch Hofdünger, 25% durch atmosphärische Deposition, 14% durch Mineraldünger, 6% durch Fungizide, 4% durch Kompost und 1% durch Holz- asche in den Boden [1]. Dies gilt auch für organische Schadstoffe, beispielsweise werden jährlich etwa 1000 kg PCBs durch Deposition, 70 kg durch Hofdünger, 8 kg

durch Klärschlamm und 3 kg durch Kompost in den Landwirtschaftsboden eingetragen [1]. Bei einer groben Gesamtrisikobeurteilung mittels Multikriterienanalyse [1], bei der die Kriterien Nährstoffverknappung, Bodenstruktur, Schwermetalle, organische Schadstoffe, Krankheitserreger, BSE, GVO, Entsorgungskosten, Markt/Image gewichtet wurden, schnitt Klärschlamm am schlechtesten ab. Es folgten Holz- asche, Abfälle aus der Holzverarbeitung, Hofdünger, Kompost, Abfälle aus der Nahrungsmittelindustrie und Mineraldünger. Unumstritten ist jedoch, dass jeglicher Düngereinsatz mit Risiken verbunden ist.

Wo liegt der Handlungsbedarf?

Generell sind Nutzen und Risiken einer Klärschlamm- düngung nicht isoliert zu betrachten. Einerseits ist es notwendig, die Schadstoffbelastung von Klärschlamm zu reduzieren, andererseits muss ein methodisch verbessertes und leicht in der Praxis umsetzbares Risikomanagement erarbeitet werden.

Kurz- und mittelfristig sind gezielte Massnahmen zur Risikominimierung und Nutzenoptimierung nötig. Dazu gehören:

- die Feststoffabscheidung in Schlachthöfen (BSE-Risiko), eine bessere Hygienekontrolle und die gezielte Auswahl von Klärschlämmen mit tiefen SMN- und SMP- Werten;
- die Verhinderung/Verminderung der Klärschlammaufnahme durch Nutztiere auf Weiden und anderen Futterflächen;
- die zusätzliche Einführung von DüBV- Grenzwerten für organische Schadstoffe und die Überprüfung der heutigen Schwermetallgrenzwerte und Aufwandmengen nach StöV;
- der gestaffelte Ausstieg aus der Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft

im Falle eines Verbots (Futterbau vor Ackerbau).

Im Sinne einer Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung ist das langfristige Ziel, menschliche Nährstoffausscheidungen und andere verwertbare Nährstoffe zu rezyklieren. Deshalb muss die Konzeption alternativer (Kanalisations-) Systeme zur Trennung von häuslichem Abwasser, Industrie/ Gewerbeabwasser und Meteorwasser sowie die Entwicklung technischer Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm vorangetrieben werden.

Die Natur produziert keinen Abfall, sondern wertvolle Nährstoffe, die es zu verwerten gilt. Ausdrücke wie Abfall, Abwasser und Abwärme sind dabei fehl am Platz. Unser wichtigstes Ziel ist es, die Prinzipien der Nachhaltigkeit und Vorsorge unter einen Hut zu bringen.



Franz X. Stadelmann, Naturwissenschaftler, Mitglied der Geschäftsleitung und Leiter des Produkts Umweltressourcen/ landwirtschaftlicher Umweltschutz der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL) in Zürich-Reckenholz.

Koautoren:

David Külling, Umweltnaturwissenschaftler, wissenschaftlicher Mitarbeiter der Abfallgruppe des Teilprodukts Stoffhaushalt/Gewässerschutz der FAL in Zürich-Reckenholz.

Ulrich Herter, Agronom, bis Ende August 2001 Leiter der Abfallgruppe des Teilprodukts Stoffhaushalt/ Gewässerschutz der FAL in Zürich-Reckenholz.

[1] Herter U., Külling D. (Redaktoren) (2001): Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft.

Teil 1: Grob- beurteilung. Bericht der Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, Zürich-Reckenholz, 271 S.

Dokument als pdf-Datei erhältlich unter: www.blw.admin.ch/themen/hstoffe/pbm/d/texte.htm

[2] Spiess E. (1999): Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz, Schriftenreihe der FAL 28, 46 S.

[3] Stadelmann F.X. (2000): Landwirtschaftlicher Umweltschutz – eine spannende Aufgabe: Erfahrungen und Überlegungen aus schweizerischer Sicht. Veröff. Bundesamt für Agrarbiologie Linz/Donau 22, 13–52.

[4] Stadelmann F.X., Furrer O.J. (1985): Long-term effects of sewage sludge and pig slurry applications on micro-biological and chemical soil properties in field experiments. In: Williams J.H., Guidi G., L'Hermite P. (eds.) Long-term effects of sewage sludge and farm slurries applications. Elsevier, London, 136–145.

[5] Stadelmann F.X., Gupta S.K., Rudaz A., Santschi-Fuhrimann E. (1984): Die Schwermetallbelastung des Bodens als Gefahr für die Bodenmikroorganismen. Schweiz. Landwirtschaftliche Forschung 23, 227–239.

Arsen im Trinkwasser – neuer Brennpunkt Vietnam

Arsen ist in einigen Ländern die wichtigste chemische Verunreinigung im Grund- und Trinkwasser. Besonders betroffen ist das Gebiet des Bengal-Deltas, wo 35 Mio. Menschen bereits seit 20–30 Jahren arsenhaltiges Wasser konsumieren und heute 1 Mio. Menschen an chronischer Arsenvergiftung leiden. Im Delta des Roten Flusses rund um die vietnamesische Hauptstadt Hanoi hat die EAWAG kürzlich ein weiteres Gebiet mit stark arsenbelastetem Grundwasser identifiziert. Im Extremfall ist in Vietnam die Belastung bis zu 300-mal höher als der von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) empfohlene Richtwert von 10 µg Arsen pro Liter. Massnahmen zur Lösung des Arsenproblems umfassen die Entwicklung von kostengünstigen Nachweismethoden und Verfahren zur Arsenentfernung, aber auch die Information von Fachleuten und Beratung der politischen Instanzen.

In letzter Zeit haben Nachrichten über arsenhaltiges Trinkwasser weltweit für Schlagzeilen gesorgt. Es genügen bereits chronische Belastungen von 50 µg Arsen pro Liter, um nach 10–15 Jahren Gesundheitsprobleme auszulösen. Neuste toxikologische Studien erachten sogar Arsenkonzentrationen von 10 µg/l als gefährlich. Für den Krankheitsverlauf spielen die Exposi-

tionszeit und damit auch die im Körper angereicherte Arsenmenge eine wichtige Rolle. Erstes Krankheitssymptom ist eine veränderte Hautpigmentierung, die bis zum Hautkrebs führen kann (Abb. 1 Seite 13). Später kommen Herz- und Nervenprobleme hinzu und nach 15–30 Jahren ist die Wahrscheinlichkeit sehr hoch, dass sich ein Lungen- Nieren- oder Blasenkrebs entwickelt.

Die Europäische Union erlaubt eine maximale Arsenkonzentration von 10 µg/l und die Weltgesundheitsorganisation (WHO) empfiehlt den gleichen Wert als Richtlinie. Dagegen gilt in vielen Entwicklungsländern, aber auch in der Schweiz und in den USA ein Arsengrenzwert von 50 µg/l. Zur Zeit laufen in den USA Bestrebungen, den Grenzwert in naher Zukunft auf 5–10 µg/l herabzusetzen.

Arsen – ein globales Problem

Gebiete mit arsenhaltigem Trinkwasser sind rund um den Globus zu finden: Am bekanntesten sind Regionen in Taiwan, Chile, Argentinien, Mexiko, Ghana, Ungarn, Mongolei, Indien und Bangladesch [1]. Betroffen sind aber auch grössere Gebiete in den USA. Wenig oder noch gar nicht untersuchte Verdachtsflächen befinden sich in Nepal, Pakistan, Thailand, Laos, Kambodscha und Sumatra.

Zur Bekämpfung von ernsthaften Infektionskrankheiten, führte die UNICEF Ende der siebziger Jahren in Bangladesch die Nutzung des reichlich vorhandenen und keimfreien Grundwassers ein. Es wird in ländlichen Haushalten mit kleinen Handpumpen gefördert und ohne weitere Aufbereitung als Trinkwasser konsumiert (siehe Foto links). Positiv ist, dass Infektionskrankheiten und damit auch die Kindersterblichkeit seither stark zurückgegangen sind. Allerdings wurde nicht erkannt, dass das Wasser stark arsenhaltig sein kann. Erst als ab 1989 zunehmend Fälle von chronischer Arsenvergiftung diagnostiziert wurden, fand man, dass die Ursache im arsenverseuchten Grundwasser liegt. Es stellte sich heraus, dass es unter den dortigen geologischen und hydrogeologischen Bedingungen zur reduktiven Auflösung arsenhaltiger Sedimente kommt. Die WHO bezeichnet die Arsenverschmutzung des Grundwassers in Bangladesch als «grösste Massenvergiftung in der Geschichte der Menschheit».

In Bangladesch leiden heute bereits mehr als 1 Million Menschen an chronischer Arsenvergiftung, Tendenz steigend. Die



Nguyen Viet Thanh, EAWAG

In Bangladesch und Vietnam stellt arsenhaltiges Grundwasser, das mittels einfacher Handpumpen gefördert wird, ein grosses Gesundheitsrisiko dar. Szene aus einem ländlichen Privathaushalt in Vietnam.

erste systematisch durchgeführte Studie zur Grundwasserqualität in Bangladesch zeigte, dass 25% der Bewohner Wasser mit Arsenkonzentrationen von mehr als 50 µg/l konsumieren [2].

Natürliche Arsenvorkommen in Flusssedimenten

Arsen gelangt mehrheitlich durch natürliche Prozesse in das Grund- und Trinkwasser (siehe auch Artikel von H.-R. Pfeifer und J. Zobrist, S. 15). Durch Verwitterung arsenhaltiger Mineralien wird Arsen aus dem Gestein gelöst. Das gelöste Arsen wiederum adsorbiert stark an Eisen(hydr)oxid-haltige Partikel, die von Flüssen transportiert und bevorzugt in Sedimenten von Flussdeltas abgelagert werden. Arsen bleibt im Sediment gebunden und beeinflusst die Grundwasserqualität nicht, wenn das Wasser sauerstoffhaltig ist. Stehen die Sedimente hingegen mit sauerstoffarmem Grundwasser in Kontakt, werden die arsenhaltigen Eisen(hydr)oxidpartikel durch mikrobielle Aktivität aufgelöst und das Arsen wird erneut freigesetzt [3]. Dieser Vorgang findet auch im Bengal-Delta statt, das von den Flüssen Ganges und Brahmaputra gebildet wird, und ist die Ursache für die Arsenbelastung der im Delta liegenden Länder Bangladesch und West Bengalen (indischer Bundesstaat) [4].

Neuster Brennpunkt: Delta des Roten Flusses in Vietnam

Da das Delta des Roten Flusses im Norden von Vietnam ähnliche geologische und hydrogeologische Eigenschaften wie das Bengal-Delta aufweist, vermutete die EAWAG auch in dieser Region eine erhöhte Arsenbelastung des Grundwassers. Im Rahmen einer langfristigen Forschungszusammenarbeit der EAWAG mit der Vietnamesischen Nationalen Universität, die von der schweizerischen Direktion für Entwicklung und Zusammenarbeit (DEZA) finanziert wird, wurden deshalb 1998 erstmals Grundwasserproben aus Hanoi durch die EAWAG untersucht. Aufgrund der positiven Befunde

führte die EAWAG von April 1999 bis Juli 2000 mehrere systematische Messkampagnen durch [5, 6]. Dabei wurde Grundwasser

- aus 68 Grundwasserschöpfstellen von zufällig ausgewählten Privathaushalten in den ländlichen Distrikten A–D rund um Hanoi
- sowie rohes und aufbereitetes Trinkwasser der 8 grössten Trinkwasserwerke in der Stadt Hanoi untersucht.

Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse der Messkampagne vom September 1999 in den Distrikten A–D. Dort überschritten 50% der Proben den vietnamesische Grenzwert von 50 µg Arsen pro Liter, wobei der Mittelwert aller Proben bei 159 µg/l lag. Spitzenwerte von 3000 µg Arsen pro Liter wurden im Distrikt D südlich von Hanoi gemessen. In Abbildung 3 sind die Ergebnisse von drei Messkampagnen für die Distrikte A–D als kumulative Häufigkeiten zusammengefasst.



Abb. 1: Hautkrebs, häufiges Symptom bei fortgeschrittener Arsenvergiftung.

Besonders Besorgnis erregend ist die Situation im Distrikt D: bei einem Mittelwert von 432 µg/l hatten 90% der untersuchten Proben Konzentrationen von 51–3000 µg/l. Auch das Grundwasser, das in der Stadt Hanoi für die Trinkwasseraufbereitung gefördert wird, ist arsenhaltig und weist Konzentrationen von bis zu 430 µg/l auf. Während der Aufbereitung wird Arsen zwar teilweise eliminiert, bei vier Wasserwerken blieben die Arsenkonzentrationen mit rund

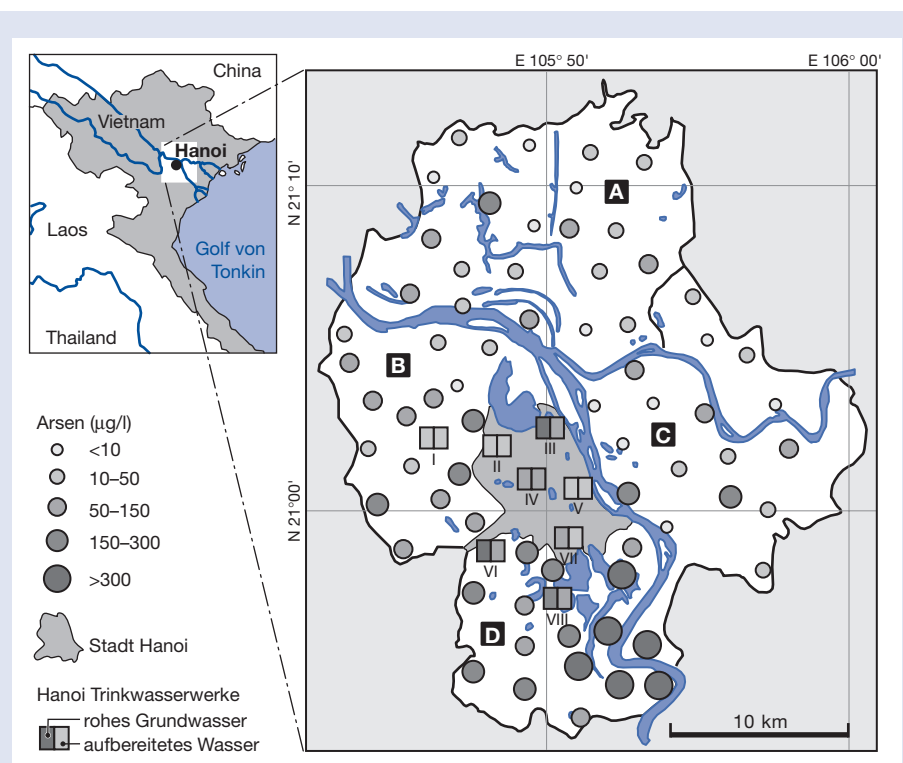


Abb. 2: Arsengehalte in Grundwasserproben aus Hanoi und Umgebung. In den ländlichen Distrikten A–D wurden 68 Proben von zufällig ausgewählten Haushalten analysiert. In der Stadt Hanoi wurde rohes Grundwasser und aufbereitetes Trinkwasser der 8 grössten Trinkwasserwerke untersucht. Messkampagne: September 1999. Nach [5].

90 µg/l dennoch deutlich über dem Trinkwassergrenzwert (Abb. 4).

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung [5–7] bestätigen unsere Vermutung, dass im 11 000 km² grossen Delta des Roten Flusses 11 Mio. Menschen dem Risiko einer chronischen Arsenvergiftung ausgesetzt sind. Allerdings sind bisher noch keine Krankheitssymptome diagnostiziert worden. Ein Grund dafür könnte die Tatsache sein, dass arsenbelastetes Grundwasser in Vietnam erst seit 7–8 Jahren als Trinkwasser genutzt wird. Gemäss Erfahrungswerten kann es aber bis zu 10 Jahre dauern, bis sich erste Symptome einer Arsenvergiftung manifestieren. Möglicherweise hat auch die im Vergleich zu Bangladesch wesentlich bessere allgemeine Ernährungssituation der vietnamesischen Bevölkerung einen verzögernden Einfluss auf den Krankheitsausbruch. In naher Zukunft muss jedoch trotzdem mit einer nicht zu unterschätzenden Zahl von Krankheitsfällen gerechnet werden.

Lösungsansätze

Die vorgestellten Ergebnisse machen deutlich, dass Massnahmen zur Lösung des Arsenproblems auf mehreren Ebenen angreifen müssen, denn es sind sowohl Millionen von Haushalten betroffen, die ihr Trinkwasser aus privaten Grundwasserbrunnen fördern, als auch kommunale Wasserversorger. Dabei geht es einerseits darum, geeignete Technologien für den Nachweis und die Arsenentfernung zu entwickeln, und andererseits um eine gezielte Informationspolitik. In diesem Sinne engagiert sich die EAWAG im Rahmen des übergeordneten Projekts «Nachhaltige Wasserwirtschaft in arsenbelasteten Gebieten Asiens», das sie

gemeinsam mit der Alliance for Global Sustainability finanziert.

Bereits seit einigen Jahren suchen verschiedene internationale Forschergruppen nach kostengünstigen und einfachen Verfahren zur Entfernung von Arsen aus Trinkwasser. An der EAWAG wurde eine Technik entwickelt, die auf Arsenoxidation und anschliessender Arsenfällung mittels Sonnenlicht basiert und ohne grossen Aufwand auf Haushaltsebene angewendet werden könnte (SORAS) [1, 8].

Ein weiteres Problem stellen die derzeit verfügbaren Arsenmessmethoden dar. In Bangladesch beispielsweise müssen aufgrund der lokal stark variierenden Arsenkonzentrationen 3 Mio. Brunnen analysiert werden, was die Kapazitäten der klassischen instrumentellen Arsenanalytik bei weitem übersteigt. Feldtest-Kits, die Arsen mit einer nasschemischen Methode nachweisen, haben sich bisher in der Praxis nicht zufriedenstellend bewährt. An der EAWAG wird daher an der Entwicklung eines einfach zu handhabenden Biosensors zur quantitativen Arsenbestimmung gearbeitet [9].

Zudem müssen sowohl die Bevölkerung als auch die politischen Instanzen in den besonders betroffenen Gebieten umfassend über die Arsenproblematik informiert werden. In Vietnam engagiert sich die EAWAG deshalb aktiv vor Ort. Sie berät nicht nur die zuständigen Regierungsstellen auf wissenschaftlich-technischer Ebene, sondern sucht auch den Dialog mit Fachleuten von anderen Forschungs- und Entwicklungsorganisationen.

Weiterführende Informationen zu den EAWAG-Aktivitäten im Spannungsfeld der weltweiten Arsenproblematik sind unter www.eawag.ch/arsen verfügbar.



Michael Berg ist Chemiker sowie Manager und wissenschaftlicher Berater der Forschungszusammenarbeit mit der Nationalen Universität in Vietnam. Er leitet an der EAWAG die Gruppe Schadstoffhydrologie im Forschungsbereich «Wasserressourcen und Trinkwasser». Forschungsgebiet: Vorkommen und Verhalten chemischer Verunreinigungen in der aquatischen und terrestrischen Umwelt.

- [1] Hug S., Wegelin M., Gechter D., Canonica L. (2000): Nutzung von arsenhaltigem Grundwasser – katastrophale Folgen für Bangladesch. EAWAG news 49d, 18–20.
- [2] Kinniburgh D.G., Smedley P.L., Eds. (2000): Arsenic contamination of groundwater in Bangladesh, Final Report Summary. Bangladesh Department for Public Health Engineering. British Geological Survey, Keyworth, UK. <http://www.bgs.ac.uk/arsenic>
- [3] Zobrist J., Dowdle P.R., Davis J.A., Oremland R.S. (2000): Mobilization of arsenite by dissimilatory reduction of adsorbed arsenate. Environmental Science and Technology 34, 4747–4753.
- [4] Nickson R., McArthur J., Burgess W., Ahmed K.M., Ravenscroft P., Rahman M. (1998): Arsenic poisoning of Bangladesh groundwater. Nature 395, 338.
- [5] Berg M., Tran H.C., Nguyen T.C., Pham H.V., Schertenleib R., Giger W. (2001): Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: A human health threat. Environmental Science and Technology 35, 2621–2626.
- [6] Christen K. (2001): The arsenic threat worsens. Environmental Science and Technology 35, 285A–291A.
- [7] Giger W., Berg M. (2001): Arsenhaltiges Grundwasser in Hanoi – Schweizerisch-vietnamesische Forschungspartnerschaft. Neue Zürcher Zeitung, 22. August, S. 56.
- [8] Hug S.J., Canonica L., Wegelin M., Gechter D., von Gunten U. (2001): Solar oxidation and removal of arsenic at circumneutral pH in iron containing waters. Environmental Science and Technology 35, 2114–2121.
- [9] Baumann B. (2001): Einfach und schnell: Bakteriensuspension warnt vor Arsen. Chemische Rundschau, 22. Juni, S. 16.

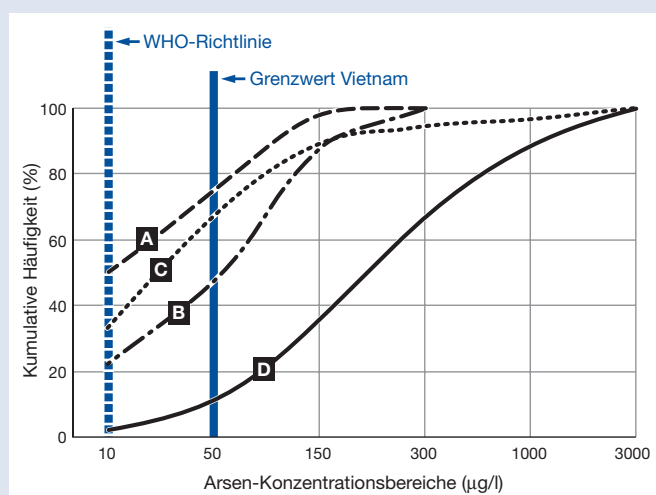


Abb. 3: Kumulative Häufigkeiten der gemessenen Arsengehalte in 196 Grundwasserproben aus Privathaushalten in den ländlichen Distrikten A–D rund um Hanoi. Messkampagnen: September und Dezember 1999 sowie Mai 2000. Nach [5].

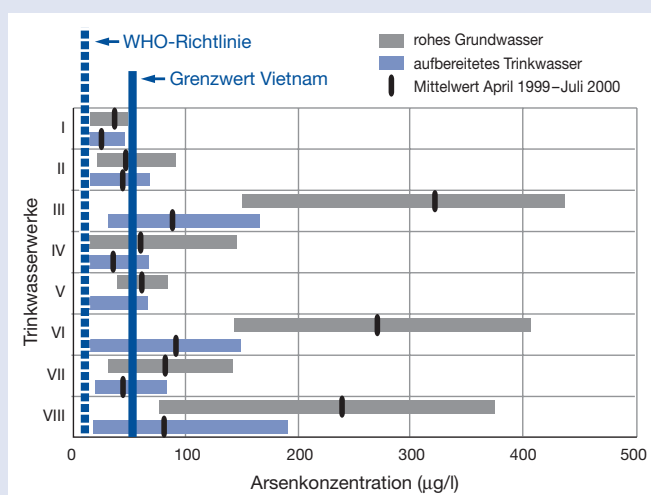


Abb. 4: Arsenkonzentrationen in rohem Grundwasser und aufbereitetem Trinkwasser der 8 Trinkwasserversorgungen Hanoi. Konzentrationsbereiche und Mittelwerte aus 7 Messkampagnen zwischen April 1999 und Juli 2000. Nach [5].

Arsen im Trinkwasser – auch ein Schweizer Problem?

In der Schweiz findet man vor allem im Jura und in den Alpen Gebiete mit erhöhten Arsengehalten. Durch Verwitterung und Erosion von arsenhaltigen Gesteinen gelangt Arsen in Böden, Sedimente und Gewässer. Im Trinkwasser wird der schweizerische Grenzwert von 50 µg Arsen pro Liter nicht überschritten. Hingegen werden in lokal begrenzten Gegenden in den Kantonen Tessin, Graubünden und Wallis Gehalte über dem von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) empfohlenen Grenzwert für Trinkwasser von 10 µg Arsen pro Liter gefunden.

Die Erdkruste enthält im Mittel 2 mg Arsen pro kg. Vergleicht man den Wert mit dem Vorkommen anderer Elemente wie z.B. Kupfer, Zink oder Blei, so ist das wenig. Arsen ist jedoch sehr ungleich verteilt, d.h., ein Gestein enthält entweder kein oder kaum Arsen (unter 1 mg pro kg Gestein), oder es liegt in grossen Mengen zwischen 50 mg und 500 g pro kg vor. Arsenreiche Zonen sind meist gut abgrenzbar und von wechselnder Grösse, typischerweise zwischen 1 m und einigen 100 m im Durchmesser (Abb. 1).

Bei natürlichem arsenhaltigem Material handelt es sich um:

- Erzlagerstätten, das sind grössere Massen von arsenhaltigen Mineralen, z.B. Sulfide und Arsenate, seltener Eisenoxide;
- grössere Gebiete von Gesteinen mit erhöhtem Arsengehalt, oft bedingt durch die Präsenz von eisenhaltigen Sulfiden oder Oxiden, z.B. Pyrit, Goethit, Hämatit.

Daneben kann man Arsen auf Deponien und Industriegeländen nachweisen. Diese Altlasten stammen überwiegend aus der Stadtgasproduktion, der Spezialglasproduktion oder aus alten Pflanzenschutzmitteln. Seit 1970 wird auf Arsen in Pflanzenschutzmitteln jedoch weitestgehend verzichtet.

Transfer von Arsen in die Umwelt

Kommt arsenhaltiges Material in Kontakt mit zirkulierendem Wasser, gelangen erhebliche Arsenmengen in die Umwelt. Liegt das Material in grösseren Tiefen, wird Arsen oft durch Thermalquellen an die Oberfläche gebracht. Liegt es in oberflächennahen Zonen,

führen Verwitterung und Erosion zu einem bedeutenden Eintrag in die Umwelt. Dabei reichert sich Arsen entweder in Böden und Sedimenten an, oder es wird im Wasser verdünnt. Der Transport über mehrere 100 km erfolgt durch Flüsse oder Gletscher. In Böden, Sedimenten und in stehenden, partikelreichen Gewässern ist Arsen in der Regel durch Adsorption an Eisen- oder Aluminiumhydroxide und an Tonminerale gebunden. Trotzdem ist es unter gewissen Bedingungen wieder mobilisierbar: z.B. wenn der pH-Wert auf über 7,5 ansteigt, oder wenn die Bedingungen durch Sauerstoffmangel eisenreduzierend sind [1] (siehe auch Artikel von M. Berg, S. 12).

Auch durch Lufttransport kann Arsen in die Umwelt gelangen: Beispielsweise konnte die Windverfrachtung von arsenhaltigem natürlichem Feinstaub durch Moosanalysen nachgewiesen werden [2]. Ob durch Mikro-

organismen gebildete, gasförmige Arsen-Methylverbindungen in der Schweiz von Bedeutung sind, ist dagegen noch unklar.

Natürliche Arsenvorkommen in der Schweiz

In der Schweiz gibt es insbesondere drei Gebiete mit erhöhten natürlichen Arsengehalten (Abb. 2):

- die Nordschweiz mit ihren zahlreichen arsenhaltigen Thermal- und Mineralquellen,
- den Jura mit seinen eisenhaltigen Kalken und Tonen
- sowie die Alpen, wo arsenhaltigen Erzlagerstätten und Kristallingesteine mit erhöhten Arsengehalten auftreten. Hinzu kommen vereinzelte Thermal- und Mineralquellen.

Mineral- und Thermalquellen werden durch Oberflächenwasser gespeist, das mehrere Kilometer tief in die Erdkruste eingedrungen ist. Die Thermalquellen Baden, Zurzach, Schinznach und Bad Säckingen in der Nordschweiz sind typische Beispiele und enthalten an der Fassung bis zu 130 µg Arsen pro Liter [3]. Dieses Arsen stammt aus den tiefliegenden Graniten und Schiefen des Schwarzwaldmassivs. Durch eine Aufbereitung der Rohwässer enthält das dem Kurgast zugängliche Trinkwasser jedoch meist unter 1 µg Arsen pro Liter (Abb. 3). Das gilt auch für die arsenhaltigen Mineral- und Thermalquellen Saxon, Leukerbad und St. Moritz in den Alpen. Nicht mehr genutzt werden dagegen die stark arsenhaltigen kalten Mineralquellen von Val Sinestra im Unterengadin mit einem Arsengehalt von bis zu 3 mg/l.

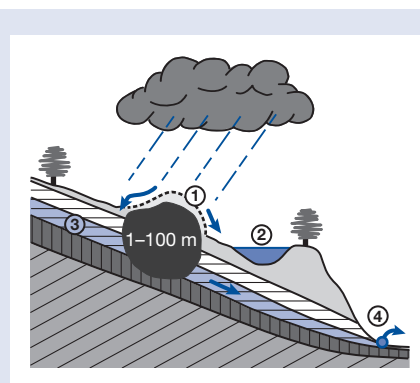


Abb. 1: Durch Verwitterung von arsenhaltigem Material (Silikatgesteine, Erze und Altlasten, schwarz) gelangt Arsen in (1) Böden und Sedimente, (2) Oberflächengewässer, (3) Grundwasser, (4) Quellwasser.

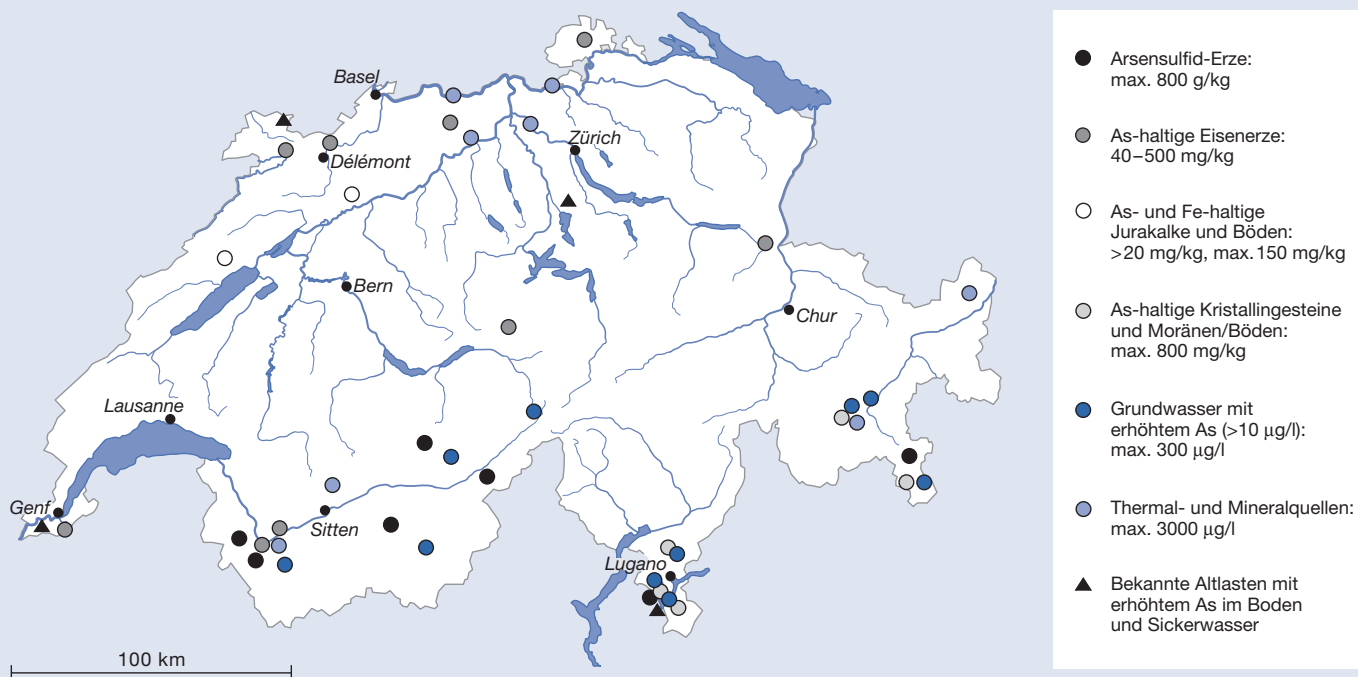


Abb. 2: Gebiete in der Schweiz mit erhöhten Arsengehalten. Erhöhte Werte im Grundwasser finden sich vor allem im Wallis, Tessin und Graubünden.

Im Jura gibt es drei Arsen führende und eisenreiche Gesteinsformationen: Die braunen Kalke des Doggers der mittleren Juraformation und die gelben Kalke der Kreideformation enthalten nur zwischen 10 und 20 mg Arsen pro kg Gestein. Durch Verwitterung reichert sich Arsen jedoch in den umliegenden Böden auf Gehalte von bis zu 150 mg/kg an. Diese eisenreichen Kalke sind vor allem im Solothurner, Aargauer und Neuenburger Jura verbreitet. Die Bohnerzformationen mit ihren Eisenknollen und roten Tönen treten sehr lokal im Juragebiet der Kantone Waadt, Jura (Délémont) und Schaffhausen auf. Bohnerze enthalten bis zu 500 mg Arsen pro kg Gestein. Ob auch hier eine Anreicherung der umliegenden

Böden stattfindet, ist jedoch noch nicht genauer untersucht. Alle bisher analysierten Grundwasserleiter und Pflanzen aus dem Jura enthalten nur sehr wenig Arsen: weniger als 1 µg Arsen pro Liter Wasser und maximal 500 µg Arsen pro kg pflanzliche Trockenmasse. Diese niedrigen Werte weisen auf eine starke Bindung des Arsens an Eisen hin.

Stärker belastete Gebiete liegen in den Schweizer Alpen, wo schwefel- und arsenreiche Erzlagerstätten und arsenhaltige kristalline Silikatgesteine wie z.B. Schiefer, Gneise und Amphibolite auftreten. Die zahlreichen kleinen Erzlagerstätten, die früher oft in kleinen Minen ausgebeutet wurden, erzeugen nur eine lokale Belastung der Umwelt. Von wesentlich grösser Bedeutung sind Gebiete, wo kristalline Gesteine mit erhöhten Arsengehalten grossflächig, d.h. über mehrere 100 km², auftreten. Dies betrifft vor allem die Kantone Wallis, Tessin und Graubünden.

cantone und bei Barbengo-Morcote sowie in der benachbarten italienischen Provinz Varese. In etwa einem Dutzend Gemeinden werden Trinkwasserquellen genutzt, deren Arsengehalte zwischen 11 und 50 µg/l liegen. Diese Werte sind damit noch unterhalb des schweizerischen Grenzwertes von 50 µg Arsen pro Liter, aber über der von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) empfohlenen Konzentration von 10 µg/l. In zwei Fällen, bei Wasserproben aus Malcantone und dem benachbarten Italien, lagen die Werte jedoch um 80 bzw. 300 µg/l. Häufig liegen die betroffenen Quellgebiete in grösserer Entfernung von arsenhaltigen Erzlagerstätten, so dass als Quelle für das im Wasser gefundene Arsen nur die oft stark arsenhaltigen Moränen, Flusssedimente und Böden der betroffenen Einzugsgebiete in Frage kommen. Sie haben sich in den letzten 100 000 Jahren durch Verwitterung und Erosion der Erzlagerstätten gebildet und weisen Arsengehalte zwischen 100 und 800 mg/kg auf. Lokale pyrit- oder eisenoxidhaltige Gneise und Schiefer werden als Arsenquellen in der Gegend nördlich von Lugano vermutet. Die betroffenen Gebiete im Sottoceneri umfassen ca. 500 km² und betreffen ca. 5000 Einwohner.

Alarmiert durch die Resultate im Tessin, wurden 1998 auch die öffentlichen Trinkwasserversorgungen in Graubünden untersucht. Insgesamt 336 Trinkwasserproben sind auf ihren Arsengehalt geprüft worden: bei 312 Proben lag der Gehalt unter 10 µg/l, 21 Proben wiesen Werte zwischen 10 und

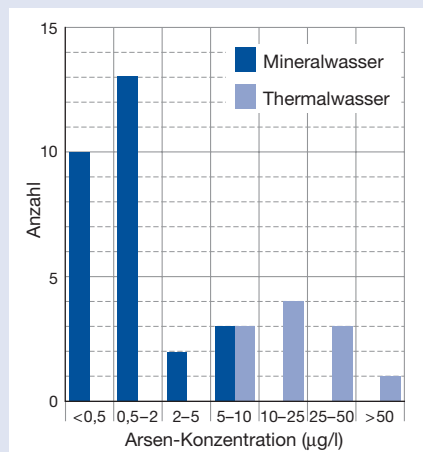


Abb. 3: Arsengehalte von genutzten Mineral- und Thermalwässern der Schweiz [nach 3].

Ist Schweizer Trinkwasser mit Arsen belastet?

Im Tessin sind ab 1992 die Auswirkungen lokaler Arsenvorkommen auf die Umwelt untersucht worden [4]. Ausserdem wurden 1996 sämtliche öffentlichen Tessiner Trinkwasserversorgungen auf ihren Arsengehalt geprüft [5]. Dabei zeigten sich überraschende Resultate: Wasser mit einer Arsenbelastung von mehr als 10 µg/l findet sich nur in der Umgebung von Lugano (Sottoceneri), d.h. im Val Isone und im Val Colla, im Mal-



Fotos: H.-R. Pfeifer, Lausanne

Blick hinauf zum Eingang der stillgelegten Arsenmine von Salanfe im Unterwallis und hinab auf den unterhalb der Mine gelegenen Lac des Ottans. Zwischen 1904 und 1928 wurden hier über 700 Tonnen Arsen abgebaut. Böden und Gewässer rund um die Arsenmine sind stark belastet.



Hans-Rudolf Pfeifer ist Professor für Geochemie und Direktor des Geochemischen Labors der Erdwissenschaften der Universität Lausanne (Centre d'Analyse Minérale, BFSH 2, 1015 Lausanne). Er beschäftigt sich seit ca. 10 Jahren mit Umweltkontaminationen durch

Spurenelemente, insbesondere Arsen, in Wasser, Böden und Pflanzen und koordiniert den interdisziplinären Studiengang Umweltwissenschaften der «Ecole Lémanique des Sciences de la Terre et de l'Environnement» zusammen mit der Universität Genf.



Jürg Zobrist, anorganischer Chemiker in der Abteilung «Wasserressourcen und Trinkwasser» der EAWAG. Er befasst sich mit Prozessen, die die Qualität von Grundwasser und Fließgewässern bestimmen und für den Schutz der Wasserressourcen von Bedeutung sind.

50 µg/l auf und bei 3 Proben wurde der aktuelle schweizerische Grenzwert von 50 µg/l überschritten, wobei der Maximalwert bei 170 µg/l lag [6]. Betroffen sind vor allem das Puschlav und zwei Einzelquellen im Oberengadin. Im Puschlav handelt es sich eher um ein regionales Phänomen ähnlich wie im Tessin. Die Anzahl der betroffenen Personen ist noch nicht im Detail bekannt, da auch zahlreiche private Wasserfassungen belastet sind. Deshalb führt die ETH Zürich dort zur Zeit hydrogeologische Detailuntersuchungen durch.

Für das Wallis waren arsenhaltige Erzlager und Sedimente seit längerem bekannt [7], vor allem aus der Gegend von Martigny, im Nikolai- und Lötschental und im Goms. Arsenanalysen von Trinkwasser liegen jedoch erst seit 1999 vor. Sie ergaben, dass im Wallis ca. 14 000 Personen in Gebieten leben, in denen das Trinkwasser zwischen 12 und 50 µg/l As enthält [8].

Risiken und mögliche Massnahmen

Obwohl noch nicht von allen Schweizer Gebieten Detailuntersuchungen vorliegen, kann davon ausgegangen werden, dass die durch Arsen verursachten Gesundheitsrisiken vor allem durch den Konsum von Trinkwasser mit erhöhten Arsengehalten bedingt sind. Dort, wo der Schweizer Grenzwert von 50 µg/l überschritten wurde, haben die Gemeinden meist sofort gehandelt, indem sie die betroffenen Wasserfassungen stillgelegt oder mit arsenfreiem Quellwasser verdünnt

haben. Längerfristig müssen jedoch an manchen Orten noch definitive Lösungen gefunden werden, um genügend arsenfreies Wasser für die nächsten 20–30 Jahre zu garantieren.

Vielfach ist vorgesehen, das Problem durch kostspielige Neuerschliessungen von Quellen und Grundwasserfassungen zu lösen. In manchen Fällen wäre aber auch der Einsatz einer Arsen-entfernenden Filtertechnik, z.B. Membran- oder Eisen- und Aluminiumhydroxid-Filter, in Betracht zu ziehen. Die geeigneten Lösungen und die dazu nötigen Investitionen hängen nicht zuletzt von der Entscheidung ab, ob der aktuelle Schweizer Arsengrenzwert für Trinkwasser von 50 µg/l auf den von der WHO empfohlenen und in der Europäischen Union bereits praktizierten Grenzwert von 10 µg/l gesenkt wird.

Für Böden existiert zur Zeit in der Schweiz noch kein Arsengrenzwert. Ausserhalb der hier beschriebenen belasteten Gebiete liegen die Werte für Landwirtschaftsböden meist unter 10 mg Arsen pro kg Boden [9], und auch bisher untersuchte Altlastengebiete enthalten oft weniger Arsen als natürlich kontaminierte Gebiete.

- [1] Zobrist J. (2000): Die Qualität von Grundwasser – Resultat biogeochemischer Prozesse. EAWAG news 49d, 15–17.
- [2] Schmid-Grob I., Thöni L., Hertz J. (1993): Bestimmung der Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz mit Moosanalysen. Schriftenreihe Umwelt 194, Bundesamt Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 173 S.
- [3] Högl O. (1980): Die Mineral- und Heilquellen der Schweiz. Verlag Paul Haupt, Bern, 302 S.
- [4] Jäggi M., Derron M.-H., Rey D., Schlegel C., Dalla Piazza R., Dubois J.D., Mandia Y. (2000): Natural trace element input to the soil-water-plant system, examples of background and contaminated situations in Switzerland, Eastern France and Northern Italy. In: Markert B., Friese K. (eds.) Trace metals – their distribution and effects in the environment. Elsevier, Amsterdam, p. 33–86.
- [5] Jäggi M. (1997): Rapport d'esercizio 1997. Laboratorio cantonale del Ticino, p. 45–51.
- [6] Laut Angaben von O. Deflorin vom Kantonalen Laboratorium Graubünden.
- [7] Pfeifer H.-R., Hansen J., Hunziker J., Rey D., Schafer M., Serneels V. (1996): Arsenic in Swiss soils and waters and their relation to rock composition and mining activity. In: Prost R. (ed.) Contaminated soils: 3rd Internat. Conf. Biogeochemistry of Trace Elements, Paris, Colloque 85, INRA, Paris.
- [8] Laboratoire Cantonale du Valais (1999): Rapport annuel. Departement Transport, Equipement et Environnement, Sion, p. 22–25.
- [9] Knecht K., Keller T., Desaulles A. (1999): Arsen in Böden der Schweiz. Schriftenreihe FAL 32, Zürich-Reckenholz/Liebefeld Bern, 37 S.

Gefährdet der Benzinzusatz Methyl-tert-butylether (MTBE) das Grundwasser?

Methyl-tert-butylether (MTBE) ist weltweit eine der wichtigsten synthetischen Chemikalien. Obwohl einfache Verteilungsmodelle voraussagen, dass MTBE sich überwiegend in der Atmosphäre aufhält, zeigt sich, dass MTBE in Analogie zu den chlorierten Lösungsmitteln vor allem eine Gefahr für das Grundwasser darstellt. An der EAWAG werden Eintragspfade und Langzeitverhalten dieser sehr mobilen und schlecht abbaubaren Substanz untersucht.

Methyl-tert-butylether (MTBE) wird fast ausschliesslich als Antiklopfmittel im Benzin gebraucht (Abb. 1) und hat in dieser Funktion die früher verwendeten Bleialkylverbindungen ersetzt. Der globale Verbrauch liegt derzeit bei etwa 20 Millionen Tonnen jährlich. Davon werden ca. 60% in den USA, 15% in Europa und noch 0,5% in der Schweiz verwendet [1]. Der immense Bedarf in den USA wird durch Vorschriften über einen Mindestgehalt sauerstoffhaltiger

Verbindungen im Benzin verursacht, die seit 1990 für Gebiete mit hoher Luftverschmutzung zur Verminderung von Verkehrsemissionen gelten. Ob MTBE tatsächlich zur Emissionsminderung beiträgt, ist heute allerdings umstritten.

MTBE kann bereits in tiefen Konzentrationen von 2–50 µg/l Geruch und Geschmack von Trinkwasser verderben. Die Substanz weist eine geringe akute Toxizität auf, eine krebserzeugende Wirkung von MTBE kann aufgrund der vorliegenden tierexperimentellen Befunde jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Ungenügende Risikoabschätzung – verheerende Auswirkung für die Umwelt

Gleichgewichts-Verteilungsmodelle [2] zum Umweltverhalten von MTBE zeigen, dass diese Verbindung fast ausschliesslich in der Atmosphäre vorliegen sollte. Dort wird MTBE relativ rasch abgebaut. Unter diesen Gesichtspunkten wird der Einsatz von MTBE für die Umwelt als unproblematisch angesehen. MTBE ist aber aufgrund seiner guten Wasserlöslichkeit eine sehr problematische Verbindung. Gelangt es nämlich in die Gewässer, zeichnet es sich durch eine hohe Mobilität aus und ist – im Vergleich zu anderen Benzinbestandteilen – sehr schlecht abbaubar. Amerikanische Untersuchungen zeigen deutlich, dass viele Trinkwasserressourcen durch MTBE kontaminiert wurden. Als Konsequenz hat beispielsweise der Bundesstaat Kalifornien an Tankstellen eine Deklarierungspflicht für MTBE eingeführt und verbietet ab 2003, dass MTBE dem Benzin beigemischt wird. Gleichzeitig

wurde ein Richtwert von 5 µg MTBE pro Liter Trinkwasser erlassen. Mittlerweile ist auch in Europa eine Diskussion über den Einsatz von MTBE in Gang gekommen. Das derzeitige Meinungsspektrum reicht dabei von Empfehlungen für einen verstärkten Einsatz von MTBE, so vertreten durch das Deutsche Umweltministerium im Februar 2000, bis zu einem Verzicht auf MTBE in Dänemark. Darüberhinaus fordert der dänische Umwelt- und Energieminister den Einsatz von MTBE als Benzinzusatz innerhalb der EU zu verbieten. Richt- oder Grenzwerte für MTBE im Grund- oder Trinkwasser existieren in Europa aber bisher nicht, erste Vorschläge aus der Schweiz, Dänemark und Deutschland liegen zwischen 2 und 30 µg/l. Das Versagen von Gleichgewichts-Verteilungsmodellen zur Vorhersage des Umweltverhaltens von MTBE weist bemerkenswerte Parallelen zu Chlorkohlenwasserstoffen wie Trichlorethylen auf. Diese Verbindungen zählen seit Jahrzehnten zu den problematischsten und weitverbreitetsten Grundwasserverunreinigungen, obwohl sie unter Gleichgewichtsbedingungen ebenfalls fast ausschliesslich in der Atmosphäre vorliegen.

Diffuse und punktförmige Einträge von MTBE

Bei der früheren Beurteilung der Umweltverträglichkeit von MTBE wurde nicht beachtet, dass MTBE sowohl diffus als auch punktförmig in das Grundwasser eingetragen wird. Diffuse Einträge umfassen vor allem das Auswaschen von MTBE aus der Atmosphäre, das Versickern von Strassenabläufen und das Infiltrieren von MTBE-belastetem Oberflächenwasser. Punktförmige Einträge von MTBE sind meist die Folge von Benzinkontaminationen, vor allem durch Tankleckagen, aber auch nach Transportunfällen. Industrie und Behörden in Europa gehen bisher meist davon aus, dass solche ungewollten Freisetzungen aufgrund von strengeren Lagerungsrichtlinien kaum vorkommen. Die steigende Zahl kontaminierter Grundwasserleiter zeigt aber, dass der Ein-

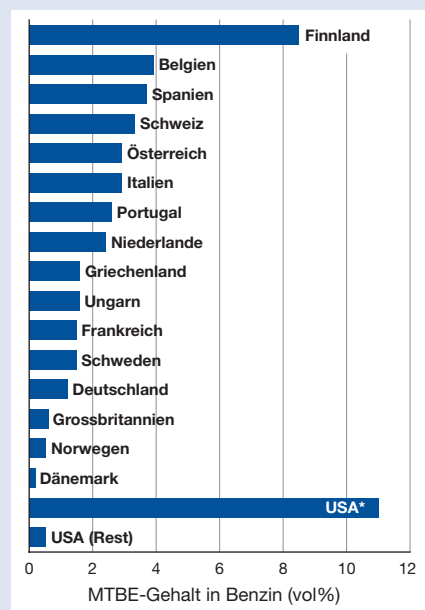
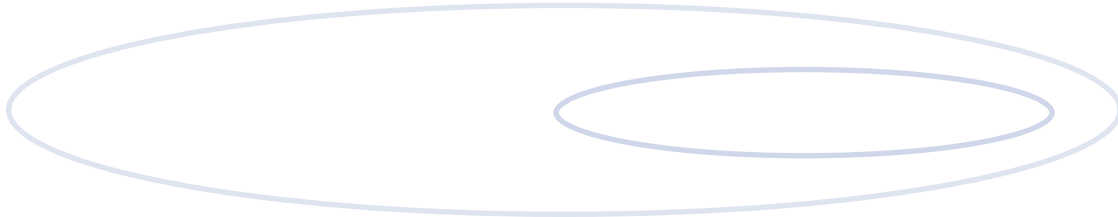


Abb. 1: MTBE wird als Antiklopfmittel dem Benzin zugemischt. In den einzelnen Ländern sind unterschiedliche MTBE-Konzentrationen gebräuchlich. Angegeben sind Durchschnittswerte aus den Jahren 1996/97, die jedoch auch innerhalb eines Landes stark schwanken können.

* = Gebiete in den USA, für die aufgrund hoher Luftverschmutzung ein Mindestgehalt sauerstoffhaltiger Verbindungen im Benzin vorgeschrieben ist.



Unfalltechnischer Dienst, Stadtpolizei Zürich

Abb. 2: Bei der Versickerung von Benzin nach dem Tankzugunfall in Zürich-Affoltern 1994 gelangten ca. 5 Tonnen MTBE in den Untergrund.

trag von MTBE mit Benzin in das Grundwasser häufiger vorkommt als bisher vermutet [1]. Unsere vorläufigen Schätzungen liegen bei jährlich 20 grösseren Benzinfreisetzung in der Schweiz und 1000 Freisetzungen in den Ländern der Europäischen Union [3]. Abbildung 2 zeigt als Beispiel für punktuelle Einträge den Tankzugunfall in Zürich-Affoltern 1994. Ausgehend von diesem kontaminierten Standort, sind auch 6 Jahre später hohe MTBE-Konzentrationen im umgebenden Grundwasser festzustellen (Abb. 3).

Diffuse und punktförmige Einträge führen typischerweise zu unterschiedlich hohen Kontaminationen. Die Hintergrundbelastung mit MTBE in europäischen und schweizerischen Grund- und Trinkwässern liegt derzeit im Sub- $\mu\text{g/l}$ -Bereich, wobei 20 bis 30% der untersuchten Brunnen positive Befunde aufweisen (Abb. 4). Konzentrationen grösser als $5 \mu\text{g/l}$ sind eher auf punktuelle Ein-

träge zurückzuführen, in der unmittelbaren Umgebung von Punktquellen werden sogar Konzentrationen bis in den hohen mg/l -Bereich erreicht. Derzeit sind aber die Bedeutung der verschiedenen Eintragspfade und zukünftige Trends der MTBE-Belastung des Grundwassers noch nicht abschätzbar. Die EAWAG arbeitet in diesen Fragen als wissenschaftliche Partnerin mit Wasserversorgern und kantonalen Behörden zusammen.

Langzeitverhalten im Untergrund

Viele Feldstudien zeigten, dass MTBE ausgedehntere Schadstoffbahnen als alle anderen Benzinbestandteile verursachen kann. Allerdings sind die Abbauprozesse und Abbaugeschwindigkeiten für MTBE und seine Metaboliten unter verschiedenen (bio)geochemischen Bedingungen im Grundwasser noch ungenügend erforscht. In Laborexperimenten fand man heraus, dass verschie-

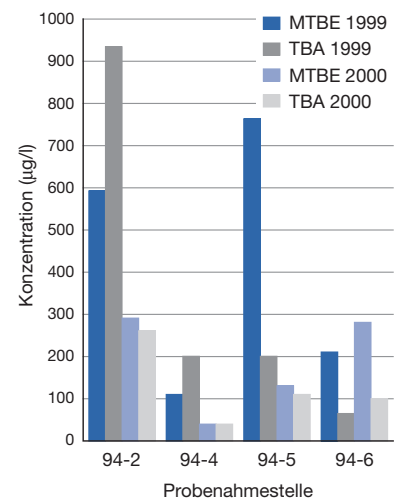
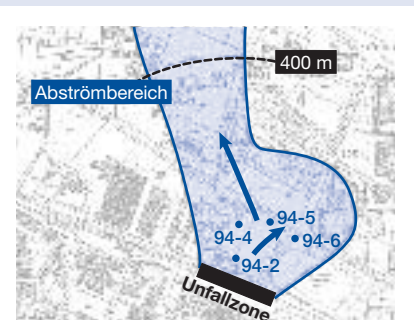


Abb. 3: In den Jahren 1999 und 2000 gemessene MTBE- und TBA-Konzentrationen (unten) an 4 ausgewählten Probenahmestellen in unmittelbarer Nähe zum Ort des Tankzugunfalls in Zürich-Affoltern (oben). Der Abströmbereich des Grundwassers ist hellblau markiert, die Abströmrichtung mit Pfeilen gekennzeichnet.

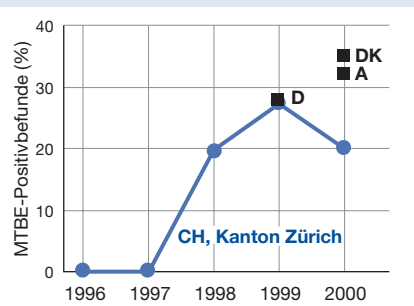


Abb. 4: Grundwasserbelastung durch MTBE im Kanton Zürich aus den Jahren 1996–2000 (blaue Kurve). Vergleiche mit punktuellen Untersuchungen aus Dänemark, Deutschland und Österreich. Nachweisgrenzen: CH und D 50 ng/l , A 100 ng/l , DK keine Angaben.



dene Mikroorganismen MTBE unter kontrollierten, eher sauerstoffreichen Bedingungen abbauen können. Im Feld ist der MTBE-Abbau im Untergrund durch eine Massenbilanzierung dagegen kaum zuverlässig nachweisbar. Selbst an einem Standort mit bekannter MTBE-Zugabe, gut definierter Hydrogeologie und einem dichten Netz von Probenahmestellen konnte im Verlauf von 8 Jahren kein eindeutiger Nachweis für einen MTBE-Abbau erbracht werden [4]. Auch der Nachweis des Hauptabbauproduktes Tert-butylalkohol (TBA) im Grundwasser kann nicht als Beweis für einen MTBE-Abbau herangezogen werden, da TBA in erheblichen Mengen bereits im Benzin selbst vorhanden sein kann. Die Schwierigkeit, den Abbau des MTBE in benzinkontaminierten Böden nachzuweisen, schränkt damit letztlich auch die Auswahl der möglichen Sanierungsverfahren ein. Bei der Sanierung unterscheidet man zwischen aktiven Massnahmen, bei denen z.B. belastetes Grundwasser abgepumpt und behandelt wird, und passiven Massnahmen, wobei man natürlicherweise im Boden ablaufende Abbauprozesse ausnutzt. Um den Erfolg der passiven Sanierung zu überprüfen, werden im Verlauf der Zeit geeignete Abbauparameter untersucht. Da diese Beurteilung im Fall von MTBE nicht gesichert ist, kommen passive Massnahmen zum heutigen Zeitpunkt für MTBE-kontaminierte Böden nicht in Frage.

Um das Langzeitverhalten von Stoffen wie MTBE im Untergrund besser zu verstehen,

setzt die EAWAG zukünftig eine neue Methode ein. Dabei wird die Isotopenzusammensetzung von organischen Schadstoffen entlang einer Ausbreitungsfahne bestimmt [5]. Ein mikrobieller Abbau von MTBE führt durch Spaltung der Etherbindung zum entsprechenden Alkohol TBA. Dabei wird die Etherbindung für die beiden stabilen Isotope des Kohlenstoffs, ^{12}C und ^{13}C , unterschiedlich schnell gespalten (Abb. 5), was zu einer Anreicherung des schwereren Isotops im verbleibenden MTBE führt. In Laborstudien konnte dieser Effekt für MTBE bereits belegt werden [6]. Die Kombination der Methode mit der Bestimmung des Wasseralters entlang der Schadstofffahne und der Einbezug solcher Daten in Grundwassermodelle wird es ermöglichen, das Verhalten von persistenten Schadstoffen im Untergrund quantitativ zu beschreiben, ohne auf die sehr fehlerbehaftete Bilanzierung des Schadstoffgehalts im Untergrund angewiesen zu sein. Erste Untersuchungen am kontaminierten Standort Zürich-Affoltern zeigen keine Unterschiede in der Kohlenstoff-Isotopenzusammensetzung von MTBE entlang der Schadstofffahne, was gegen den bisher angenommenen MTBE-Abbau an diesem Standort spricht. Für weitergehende Untersuchungen im Feld ist die Methode bisher jedoch nicht empfindlich genug, daher erarbeitet die EAWAG derzeit eine effiziente Anreicherungstechnik, die der Messung der Isotopenzusammensetzung vorausgehen wird.

Umfassendere Risikoabschätzungen unabdingbar

Die MTBE-Problematik zeigt beispielhaft, dass eine zuverlässige Beurteilung der Gefährlichkeit von Stoffen für die Umwelt sowohl die Verteilung zwischen und den Abbau in den Umweltkompartimenten als auch relevante Emissionsszenarien zwingend berücksichtigen muss. Gleichgewichts-Verteilungsmodelle, die für MTBE im wesentlichen einen Verbleib in der Atmosphäre zeigen, sind zur Bewertung nicht geeignet. Mögliche Ersatzstoffe für MTBE

müssen vor ihrem Einsatz in diesem Sinne evaluiert werden, um zukünftige Probleme mit Antiklopfmitteln zu vermeiden.



Torsten Schmidt, Chemiker und wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Abteilung «Wasserressourcen und Trinkwasser». Er untersucht das Umweltverhalten von Treibstoffzusätzen und befasst sich mit der methodischen Weiterentwicklung der Einzelstoff-Isotopenanalytik in der Umweltforschung.

Koautoren: Stefan Haderlein, Luc Zwank

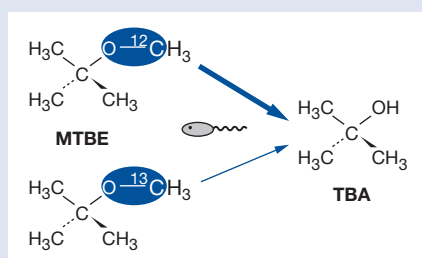


Abb. 5: Schnellerer mikrobieller Abbau von MTBE mit ^{12}C -Isotopen und damit Anreicherung von ^{13}C -Isotopen in der verbleibenden MTBE-Fraktion.

- [1] Schmidt T.C., Morgenroth E., Schirmer M., Effenberger M., Haderlein S.B. (2001): Use and occurrence of fuel oxygenates in Europe. In: Diaz Art F., Donna Drogos L. (eds.) Oxygenates in gasoline: Environmental aspects, ACS Symposium Series 799, American Chemical Society, Washington, DC, 58–79.
- [2] Pahlke G., Leonhard H., Tappe M. (2000): Mögliche Umweltbelastungen durch die Nutzung von MTBE als Kraftstoffzusatz in Deutschland und Westeuropa. Erdöl Erdgas Kohle 116, 498–504.
- [3] Schmidt T., Haderlein S. (2000): Does the use of MTBE pose environmental problems in Switzerland? Projektbericht für das BUWAL, 60 S.
- [4] Schirmer M., Barker J.F. (1998): A study of long-term MTBE attenuation in the Borden Aquifer, Ontario, Canada. Ground Water Monitoring & Remediation 18, 113–122.
- [5] Zwank L., Schmidt T., Kipfer R., Haderlein S. (2001): Bestimmung der Isotopenzusammensetzung von Umweltchemikalien. EAWAG news 52d, 6–7.
- [6] Hunkeler D., Butler B.J., Aravena R., Barker J.F. (2001): Monitoring biodegradation of methyl tert-butyl ether (MTBE) using compound-specific carbon isotope analysis. Environmental Science and Technology 35, 676–681.

Antibiotika: Kehrseite der Medaille

In der Human- und Veterinärmedizin breit eingesetzte Antibiotika sind heute in Schweizer Abwässern und Gewässern nachweisbar. An der EAWAG durchgeführte Untersuchungen zeigen die unterschiedlichen Eintragspfade von Human- und Veterinärantibiotika in die aquatische Umwelt auf: Humanantibiotika findet man im Ablauf der Kläranlagen und in tieferen Konzentrationen auch in Oberflächengewässern. Sie werden in der Abwasserreinigung nicht vollständig entfernt und gelangen so in die Gewässer. Veterinärantibiotika dagegen findet man kaum in Kläranlagenabläufen, wohl aber in bestimmten Oberflächengewässern. Sie werden mit den tierischen Exkrementen und der Gülle direkt von den Feldern in die Gewässer geschwemmt. Noch unklar ist, welche Auswirkungen Antibiotika auf die aquatischen Ökosysteme und den Menschen – insbesondere im Hinblick auf die Verbreitung von Resistenzen – haben.

Pharmazeutika werden über die Ausscheidungen von Mensch und Tier und durch unsachgemässe Entsorgung in die aquatische Umwelt eingetragen. Dabei müssen die Eintragswege von Human- und Veterinärpharmazeutika unterschieden werden (Abb. 1). Humanpharmazeutika gelangen über die Abwasser privater Haushalte und Spitäler zunächst in die Abwasserreinigungsanlagen (ARA). Dort werden sie während der Abwasserreinigung jedoch nicht vollständig entfernt und erreichen so die Oberflächengewässer. Dagegen werden Veterinärpharmaka durch tierische Exkremente oder

Gülle auf die Felder ausgetragen und von dort direkt in die Oberflächengewässer abgeschwemmt oder sickern durch den Boden in das Grundwasser. In der Regel kommen Pharmazeutika in recht geringen Konzentrationen in den Gewässern vor. Trotzdem stellt sich die Frage, ob Pharmazeutikaspuren ein Risiko für die Gewässerökosysteme darstellen. Antibiotika sind dabei von besonderem Interesse, denn momentan ist schwer abzuschätzen, ob ihr Vorkommen in Gewässern zu einer Ausbreitung von Resistenzen in potenziell humanpathogenen Mikroorganismen beiträgt.

therapeutische Antibiotikaaanwendung für Einzeltiere um 27% auf 21,6 Tonnen zugenommen. Die Menge der Humanantibiotika, die in der Schweiz gebraucht wird, ist seit 1992 mit etwa 34 Tonnen konstant geblieben. Den grössten Anteil mit ca. 18 Tonnen im Jahr 1997 stellen die β -Laktam-Antibiotika, zu denen die Penicilline und Ampicilline gehören, gefolgt von den Sulfonamiden mit 5,5 Tonnen, den Makroliden mit 4,3 Tonnen und den Fluorochinolonen mit 3,9 Tonnen. Angesichts dieser Zahlen ist die Beurteilung der tatsächlich in die Umwelt gelangenden Antibiotikamengen ein wichtiger Ansatzpunkt. Erste Studien in Deutschland und den USA konnten Spurenkonzentrationen von Antibiotika in Oberflächengewässern nachweisen [4–6]. Wie aber sieht die Situation in der Schweiz aus? Dieser Frage ist die EAWAG nachgegangen. Da β -Laktam-Antibiotika relativ rasch chemisch abgebaut werden, konzentriert sich die EAWAG auf Sulfonamide, Makrolide und Fluorochinolone. In der vorliegenden Studie ging es um die Erarbeitung von Stoffflussanalysen, die das Verhalten der Antibiotika in der Abwasserreinigung und deren Eintrag in die Gewässer charakterisieren. Dafür mussten zuerst analytische Methoden zum Nachweis der einzelnen Antibiotika entwickelt werden.

Sulfonamid- und Makrolidantibiotika

Die Konzentration der Sulfonamid- und Makrolidantibiotika wurde sowohl im gereinigten Ablauf (Tagesmischproben) von vier Kläranlagen im Kanton Zürich bestimmt als auch stichprobenartig in verschiedenen Fließgewässern und Seen in den Kantonen Zürich und Luzern gemessen. Der Nachweis der Antibiotika erfolgte mit einer Methode, die auf Festphasenextraktion und Flüssigchromatographie mit direkt gekoppelter Massenspektrometrie beruht. Abbildung 2 zeigt die gefundenen Konzentrationsbereiche. Auffällig ist, dass die Konzentration des Veterinärantibiotikums Sulfamethazin in den Kläranlagenabläufen niedriger ist als in den Oberflächengewässern, was darauf

Antibiotikaverbrauch in der Schweiz

In der Schweiz wurden im Jahr 1997 ungefähr 90 Tonnen Antibiotika (einschliesslich Sulfonamide) eingesetzt, 38% davon in der Humanmedizin und 62% in der Veterinärmedizin [1–3]. In der Veterinärmedizin werden Antibiotika als antimikrobielle Leistungsförderer, Medizinalfutter und therapeutische Antibiotika für Einzeltiere gebraucht. Allerdings ist der Verbrauch von antimikrobiellen Leistungsförderern in der Schweiz aufgrund des Verbotes im Jahr 1999 fast auf null zurückgegangen [3]. Auch die Antibiotikamenge im Medizinalfutter verzeichnet bis zum Jahr 2000 eine Reduktion um 33% auf 17,3 Tonnen. Hingegen hat die

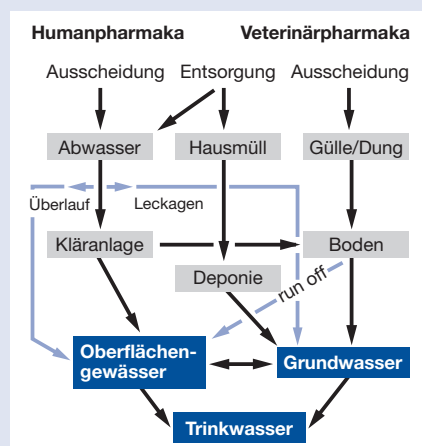


Abb. 1: Human- und Veterinärpharmaka gelangen über unterschiedliche Wege in das Wasser.

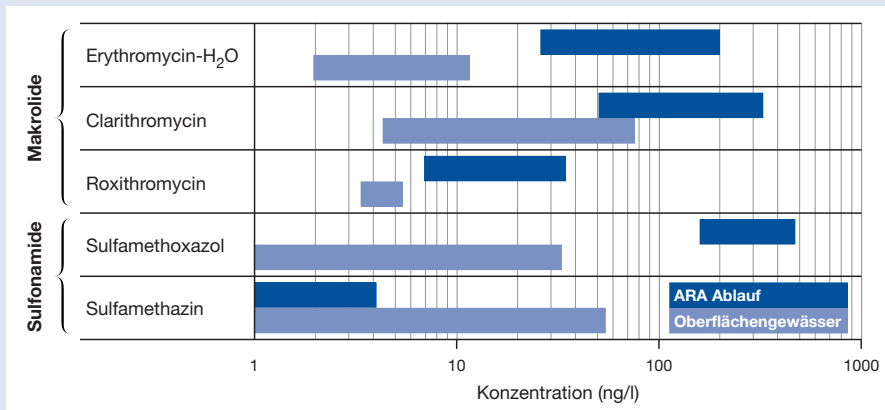


Abb. 2: Sulfonamid- und Makrolidkonzentrationen in Kläranlagenabläufen und in Oberflächengewässern der Kantone Zürich und Luzern.

hindeutet, dass Veterinärantibiotika direkt aus den tierischen Exkrementen und der Gülle von den Feldern in die Gewässer abgeschwemmt werden. Neue Untersuchungen der EAWAG von ausgewählten Betrieben, die Sulfamethazin für die therapeutische Behandlung oder als Medizinalfutter von Schweinen und Kälbern einsetzen, bestätigen das Vorkommen dieses Antibiotikums in der Gülle. Sulfamethazin und dessen Metabolit N⁴-Acetyl-Sulfamethazin wurden in Konzentrationen von bis zu 8,7 mg bzw. 2,6 mg pro kg flüssiger Gülle gefunden, wobei der Trockengewichtanteil 3,3% beträgt [7, 8].

Im Gegensatz zu den Veterinärantibiotika weisen die in der Humanmedizin eingesetzten Antibiotika höhere Konzentrationen in den Kläranlagenabläufen als in den untersuchten Fließgewässern und Seen auf (Abb. 2). Die gemessenen Konzentrationsunterschiede entsprechen Verdünnungen um einen Faktor 2–20. Diese Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass Humanantibiotika mit Haushalts- und Spitalabwässern zunächst in die Kläranlagen kommen und von dort nach unvollständiger Abwas-

serreinigung in die Oberflächengewässer gelangen.

Je nach Einzugsgebiet der Kläranlagen sind die Antibiotikafrachten sehr unterschiedlich. Die Tagesmengen der Makrolidantibiotika Erythromycin, Clarithromycin und Roxithromycin sind im gereinigten Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich 5–30-mal höher als im Ablauf der ARA Dübendorf. Beispielsweise erreichte die Tagesfracht an Clarithromycin im Mittel einen Wert von 48 g in der ARA Werdhölzli, aber nur 1,6 g in der ARA Dübendorf. Dieser Unterschied kann damit erklärt werden, dass der ARA Werdhölzli achtmal mehr Einwohner angeschlossen sind. Hinzu kommen viele Pendler, die ihren Arbeitsplatz im Einzugsgebiet der ARA Werdhölzli haben sowie die meisten Spitäler der Stadt Zürich.

Fluorchinolantonantibiotika

Um das Schicksal der wichtigsten in der Humanmedizin eingesetzten Fluorchinolone Ciprofloxacin und Norfloxacin während der Abwasserreinigung zu verfolgen, wurden ihre Konzentrationen in Tagesmischproben des Zu- und Ablaufs von vier Kläranlagen im Kanton Zürich gemessen [9–11]. Die Zulaufproben wurden nach der mechanischen Vorreinigung, die Ablaufproben nach der biologischen Reinigung und Filtration entnommen. Für den Nachweis der Fluorchinolone wurde eine neue Methode entwickelt. Nach Festphasenextraktion werden die Fluorchinolone mittels Flüssigchromatographie und Fluoreszenzdetektion quantitativ bestimmt. Abbildung 3 zeigt, dass die Konzentrationen der beiden Fluorchinolone im Zulauf deutlich höher sind als im Ablauf. Unsere Werte ergeben, dass im Verlauf der Abwasserbehandlung eine Reduktion der Fluorchinolonefracht um etwa 70–80% erreicht wird. Der restliche Anteil dieser Stoffe wird jedoch mit den Kläranlagenabläufen in die Oberflächenge-

wässer eingetragen. So wurden beispielsweise in der Glatt, die Abläufe verschiedener Kläranlagen aufnimmt, noch Ciprofloxacin- und Norfloxacinkonzentrationen von bis zu 18 ng/l nachgewiesen. Untersuchungen zum Schicksal der Fluorchinolone in den Kläranlagen deuten darauf hin, dass diese Stoffe dort nicht abgebaut, sondern überwiegend intakt im Klärschlamm gebunden werden.

Weder Fluorchinolone noch Sulfonamide und Makrolide wurden bis heute im Schweizer Grund- und Trinkwasser nachgewiesen.

EAWAG-Projekte zur Entfernung von Antibiotika aus dem Abwasser

Laufende und zukünftige Studien an der EAWAG zielen darauf ab, das Verhalten der Antibiotika in der Abwasserreinigung genauer zu studieren und verschiedene Technologien zu vergleichen. Im EU-Projekt POSEIDON werden verschiedene Abwasser- und Trinkwassertechnologien bezüglich der Elimination von Antibiotika und anderer Pharmazeutika beurteilt. Insbesondere sollen neuartige Membranverfahren mit dem Festbettverfahren für die Abwasserreinigung verglichen werden. Ein Vorteil des Membranverfahrens ist, dass mit höherem Schlammalter und höherer Schlammkonzentration gearbeitet werden kann. Die Idee ist, dass sich langsam wachsende Bakterien im Belebtschlamm ansiedeln und dadurch eventuell Abbauspezialisten wachsen können, die in der Lage sind, spezielle Mikroverunreinigungen wie z.B. Antibiotika abzubauen. Im Projekt NOVAQUATIS, einem interdisziplinären Forschungsprojekt an der EAWAG, werden Ansätze verfolgt, Pharmazeutika oder andere unerwünschte Stoffe gar nicht mehr an die Kläranlagen abzuführen sondern direkt an der Quelle abzufangen. Mit dem speziellen No-Mix-WC soll der Urin separat und möglichst unverdünnt, d.h. vermischt mit wenig Spülwasser, gesammelt und mit einem anschließenden Verfahren technisch aufgearbeitet werden.

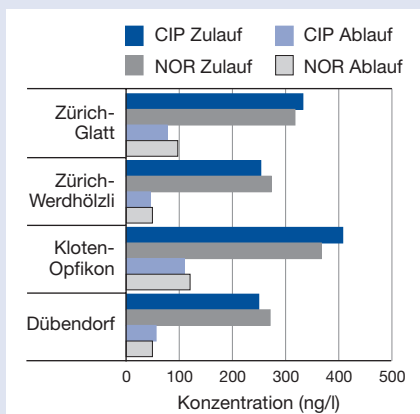


Abb. 3: Konzentrationen der Fluorchinolone Ciprofloxacin (CIP) und Norfloxacin (NOR) im Zu- und Ablauf von Kläranlagen im Kanton Zürich.



Segensreiche Antibiotika bei sachgerechter Anwendung.

Risikobeurteilung

Aufgrund ihrer Persistenz im Wasser ist die Beurteilung der Effekte der Antibiotika in der aquatischen Umwelt von grosser Bedeutung, wobei insbesondere die Verbreitung von Antibiotikaresistenzen von höchstem Interesse ist. Nach heutigem Wissensstand werden Resistenzen hauptsächlich im Spital sowie möglicherweise auch über Nahrungsmittel aus der Tierzucht auf den Menschen übertragen [12]. Können aber die in der Umwelt gefundenen Antibiotikakonzentrationen auch zur Verbreitung von Antibiotikaresistenzen beitragen? Diese und andere Fragen zur Antibiotikaresistenz untersucht das kürzlich gestartete Nationale Forschungsprogramm NFP 49 des Schweizerischen Nationalfonds.

Ein weiterer Effekt, der durch die kontinuierliche Verwendung von Antibiotika ausgelöst wird, ist die in den letzten Jahren beobachtete Zunahme von Allergien. So kann zum Beispiel eine Allergie gegen Penicillin schon durch wiederholten Kontakt mit kleinen Antibiotikamengen auftreten [13].

Die ökotoxikologische Beurteilung der Spurenkonzentrationen ist zum jetzigen Zeitpunkt äusserst schwierig, da Daten zu den Effekten weitgehend fehlen. Die EU erarbeitet derzeit Richtlinien zur ökotoxikologischen Risikobeurteilung von Humanpharmazeutika bei deren Zulassung, wie sie für Veterinärpharmaka bereits seit 1998 existieren.

Gezielte Anwendung und sachgerechte Entsorgung

Der grosse Nutzen von Antibiotika bei der therapeutischen Behandlung von Mensch und Tier ist unbestritten. Der Eintrag von Antibiotika in die Umwelt könnte jedoch minimiert werden, wenn diese gezielt angewendet und fachgerecht entsorgt würden. Antibiotika sollen nur eingenommen werden, wenn sie wirklich notwendig sind – dann aber in der erforderlichen Dosierung und über einen genügend langen Zeitraum. Deshalb ist die Information von Patienten und Ärzten sehr wichtig. In der Veterinär-

medizin ist ein erster Schritt zur Herabsetzung des Antibiotikaverbrauches mit dem Verbot der antimikrobiellen Leistungsförderer in der Schweiz bereits getan worden. Es sollte jedoch auch ernsthaft erwogen werden, gleiche oder ähnliche Präparate nicht mehr gleichzeitig in der Human- und Veterinärmedizin anzuwenden. Es mehren sich nämlich Hinweise für so genannte Kreuzresistenzen. Darunter versteht man, dass Resistenzen, die ein Mikroorganismus gegen ein bestimmtes Antibiotika entwickelt hat, auch auf andere – chemisch ähnliche oder zur selben Gruppe gehörende – Antibiotika ausgeweitet werden.

Fazit: Es besteht grosser Forschungsbedarf, bevor die Gefährlichkeit der in die Umwelt eingetragenen Antibiotika endgültig beurteilt werden kann. Deshalb müssen unsere Kenntnisse über das Umweltverhalten der Antibiotika, ihre Eliminierung in Kläranlagen und Trinkwasseraufbereitungsanlagen, ihr Verhalten in Klärschlamm und Gülle sowie ihre ökotoxikologische Wirkung verbessert werden.

Dank

Finanzielle Unterstützung durch die Bayer AG (Wuppertal) und ein Wilhelm Simon Fellowship vom ICSC-World Laboratory an Norriell S. Nipales.

Zusätzliche Informationen unter:

- www.eu-poseidon.com
- www.novaquatis.eawag.ch
- www.snf.ch/NFP/NFP49/Home_d.html
- www.emea.eu.int



Christa S. McArdell,
Chemikerin, wissenschaftliche Mitarbeiterin im Forschungsbereich «Chemische Problemstoffe» und Lehrbeauftragte an den Departementen Umwelt-naturwissenschaften sowie Bau, Umwelt und Geomatik der ETH Zürich. Untersucht Auftreten und Verhalten von Umweltchemikalien in der Abwasserreinigung und in Gewässern.

Koautoren: Alfredo C. Alder, Eva M. Golet, Eva Molnar, Norriell S. Nipales, Walter Giger

- [1] Treuhandstelle der Schweizerischen Antibiotika-Importeure (TSA) (1998): Jahresbericht. Bern.
- [2] Schweizerische Marktstatistik (1999).
- [3] Bundesamt für Landwirtschaft (2001): Im Veterinärbereich verwendete Antibiotika. Bern
- [4] Hirsch R., Ternes T., Haberer K., Kratz K.-L. (1999): Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. *The Science of the Total Environment* 225, 109–118.
- [5] Lindsey M.E., Meyer M., Thurman E.M. (2001): Analysis of trace levels of sulfonamide and tetracycline antimicrobials in groundwater and surface water using solid-phase extraction and liquid chromatography/mass spectrometry. *Analytical Chemistry* 73, 4640–4646.
- [6] Sacher F., Lange F.T., Brauch H.-J., Blankenhorn I. (2001): Pharmaceuticals in groundwaters: analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Württemberg, Germany. *Journal of Chromatography A* 938, 199–210.
- [7] Haller M. (2000): Analytik von antimikrobiellen Wirkstoffen in Exkrementen von Nutztieren: Messung von Sulfonamiden, Chloramphenicol und Trimethoprim in Gülle mit HPLC-MS. Diplomarbeit ETH Zürich, 30 S.
- [8] Haller M.Y., Müller S.R., McArdell C.S., Alder A.C., Suter M.J.-F. (2002): Quantification of veterinary antibiotics (sulfonamides and trimethoprim) in animal manure by liquid chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*. in press.
- [9] Alder A.C., McArdell C.S., Golet E.M., Ibrić S., Molnar E., Nipales N.S., Giger W. (2001): Occurrence and fate of fluoroquinolone, macrolide, and sulfonamide antibiotics during wastewater treatment and in ambient waters in Switzerland. In: Daughton C.G., Jones-Lepp T. (eds.) *Pharmaceuticals and personal care products in the environment: scientific and regulatory issues*. American Chemical Society, Symposium Series 791, 56–69.
- [10] Golet E.M., Alder A.C., Giger W. (2002): Exposure and risk assessment of fluoroquinolone antibacterial agents in the Glatt river watershed, Switzerland. in preparation.
- [11] Golet E.M., Alder A.C., Hartmann A., Ternes T.A., Giger W. (2001): Trace determination of fluoroquinolone antibacterial agents in urban wastewater by solid-phase extraction and liquid chromatography with fluorescence detection. *Analytical Chemistry* 73, 3632–3638.
- [12] Perreten V., Schwarz F., Cresta L., Boegli M., Dasen G., Teuber M. (1997): Antibiotic resistance spread in food. *Nature* 389, 801–802.
- [13] Wiedemann B. (2001): Antibiotika im Wasser: Gefahr für Mensch und Umwelt. Wissenschaftspressekonferenz in Bonn vom 26. Juni 2001 zum Thema: Antibiotika im Wasser – Gefahren für Mensch und Umwelt durch Arzneimittelrückstände?

Wie wirkt die Pille auf den Fisch?

Stoffe mit estrogener Wirkung – so genannte Umwelthormone – werden heute unter anderem für die Verweiblichung männlicher Fische verantwortlich gemacht. Im Rahmen des EU-Programms COMPREHEND hat die EAWAG die Wirkung von Wasser aus Kläranlagenabläufen auf männliche Regenbogenforellen untersucht und dabei erhöhte Vitellogeninkonzentrationen festgestellt. Dieser Vorläufer des Eidotterproteins kommt in grossen Mengen natürlicherweise nur in weiblichen Fischen vor. Gleichzeitig wurden Wasserproben aus den Kläranlagenabläufen analysiert. Mittels chemischer Ultraspurenanalytik konnten in einigen Proben erhöhte Hormonkonzentrationen und mit Hilfe eines Hefetestsystems estrogene Aktivitäten nachgewiesen werden.

Umweltchemikalien, die störend in das Hormonsystem von Mensch und Tier eingreifen, werden als Umwelthormone bezeichnet. Im Vordergrund stehen heute so genannte estrogenen Stoffe, die ähnlich wie weibliche Geschlechtshormone wirken. Dazu gehören

- das natürliche Estrogen Estradiol und seine Transformationsprodukte Estron und Estriol,
- synthetische Estrogene wie z.B. der in der Antibabypille gebräuchliche Wirkstoff Ethinylestradiol sowie
- in grösseren Mengen hergestellte Chemikalien, die beispielsweise in industriellen Reinigungsmitteln (Alkylphenolpolyethoxylate und ihre Abbauprodukte, z.B. Nonylphenol) und Kunststoffen (Bisphenol A) zu finden sind.

Viele dieser hormonaktiven Substanzen sind auch in der aquatischen Umwelt nachweisbar. So gelangen zum Beispiel natürliche und synthetische Estrogene durch menschliche Ausscheidungen mit dem Abwasser in die Kläranlagen, wo sie zum Teil zurückgehalten aber auch in die Oberflächengewässer ausgeschwemmt werden.

Wirkung von Umwelthormonen

Bei Fischen wird nach Induktion durch körpereigenes Estradiol das Protein Vitellogenin in der Leber gebildet. Dieser Vorläufer der Eidotterproteine gelangt mit dem Blutstrom in die Oocyten des Ovars und wird in grossen Mengen natürlicherweise nur im Blut geschlechtsreifer weiblicher Fische

nachgewiesen. Deshalb waren erste Untersuchungen Mitte der 90er Jahre in Grossbritannien höchst alarmierend, die hohe Vitellogeninkonzentrationen auch in männlichen Fischen fanden. Die untersuchten Tiere hielten sich in Fließgewässerabschnitten unterhalb von Kläranlagenabläufen auf und man führte die Vitellogensynthese auf das mit estrogenen Stoffen belastete Wasser zurück. Darüber hinaus zeigte sich, dass männliche Fische in belasteten Gewässern Mischgonaden d.h. Hoden mit Eizellen aufweisen können, ein Phänomen, das als Verweiblichung oder Intersex bezeichnet wird und kürzlich auch an den Felchen im Thunersee beobachtet wurde.

Über die Wirkung von estrogenen Stoffen beim Menschen kann nur spekuliert werden. Es ist nicht gesichert, ob die postulierte Abnahme der Spermiedichte und -qualität und die Zunahme von Hodenkrebsfällen bei Männern auf die Belastung durch Umwelthormone zurückzuführen ist.

Über 500 potenziell hormonaktive Stoffe

Mit höchster Dringlichkeit wurden in den letzten Jahren auf internationaler Ebene Evaluationsprogramme gestartet, um aus den zur Zeit verwendeten circa 80 000 Chemikalien potenziell hormonaktive Stoffe herauszufinden. So legte die EU kürzlich eine Liste von 553 Chemikalien plus 9 natürlichen und synthetischen Steroidhormonen

vor, «die im Verdacht stehen, störend auf das Hormonsystem des Menschen und wild lebender Tiere einzuwirken» [1]. Parallel dazu wird in nationalen und internationalen Projekten, an denen auch die EAWAG beteiligt ist, das Vorkommen von Umwelthormonen in Oberflächengewässern und ihre Wirkung auf aquatische Organismen untersucht. Zu den nationalen Projekten gehören das im Sommer 2001 gestartete nationale Forschungsprogramm «NFP50 – Endokrine Stoffe» und das Netzwerk «Fischrückgang Schweiz», bei dem unter anderem untersucht wird, ob hormonaktive Substanzen für den beobachteten Fischrückgang in Schweizer Gewässern verantwortlich sind. Die in diesem Artikel beschriebenen Ergebnisse wurden im Rahmen des EU-Projekts COMPREHEND (COMmunity Programme of Research on Environmental Hormones and Endocrine Disrupters) erarbeitet, das Ende 2001 abgeschlossen wurde. Ziel von COMPREHEND war, industrielle und kommunale Kläranlagenabläufe in ganz Europa auf hormonaktive Stoffe zu untersuchen und neue Nachweisverfahren für Umwelthormone zu entwickeln.

Erhöhte Vitellogeningehalte auch in Schweizer Fischen

Zwei Wochen lang wurden männliche Regenbogenforellen im Ablauf der Kläranlage (ARA) Rontal im Kanton Luzern exponiert. Kontrollfische wurden für den gleichen Zeitraum im Fluss Ron oberhalb des Kläranlagenablaufes und im Labor gehalten. Die Fische wurden während dieser Zeit nicht gefüttert. Aus Abbildung 1 ist ersichtlich, dass alle Kontrollfische während des Experiments abnehmende Vitellogeningehalte aufwiesen. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die Fische vor Beginn des Experimentes mit Fischfutter aufgezogen wurden, das möglicherweise hormonaktive Stoffe enthielt. Dagegen zeigten die Fische nach Exposition im Ablauf der ARA Rontal erhöhte Vitellogeninkonzentrationen, was ein Indiz für die Belastung des Wassers mit hormonaktiven Verbindungen ist.

Kombinierte chemische und biologische Analytik

Gleichzeitig wurden Wasserproben aus dem Ablauf der ARA Rontal entnommen und auf potenziell hormonaktive Stoffe untersucht. Die EAWAG kombiniert dabei zwei verschiedene Methoden. Mit Hilfe der chemischen Ultraspurenanalytik wurden die Konzentrationen bekannter Umwelthormone in der Wasserprobe bestimmt. Demgegenüber misst man mit biologischen Testsystemen die estrogenen Aktivitäten der

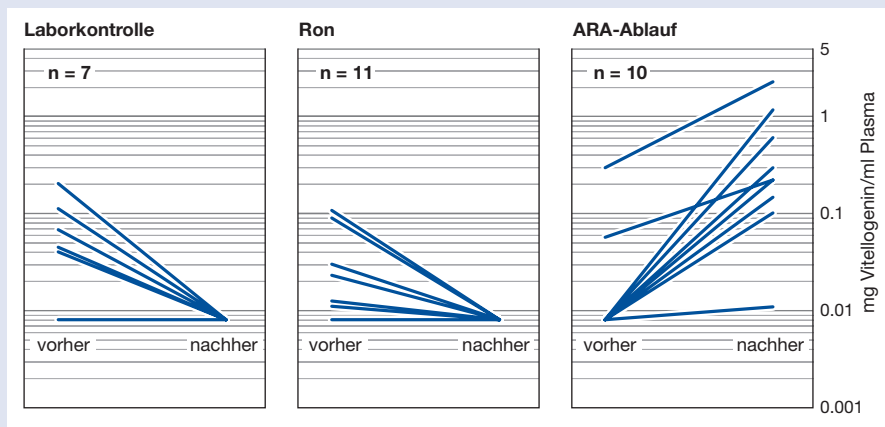


Abb. 1: Vitellogenin-Induktion in männlichen Regenbogenforellen (n = Anzahl männlicher Fische).

untersuchten Probe. Dazu wurde ein Hefetestsystem eingesetzt, das den menschlichen Estrogenrezeptor und ein Reporter-gen enthält. Sind in einer Wasserprobe Umwelthormone vorhanden, binden sie an den Rezeptor, aktivieren das Reporter-gen und können anschliessend durch eine biochemische Farbreaktion nachgewiesen werden. Die Stärke der Farbreaktion ist ein Mass für die Estrogenaktivität der Probe, die in Estradiol-Äquivalenten ausgedrückt wird. Jede Methode allein ist ungenügend, erst die Charakterisierung einer Wasserprobe sowohl auf ihren Gehalt an Umwelthormonen als auch auf ihre estrogene Aktivität ergibt ein Gesamtbild und hat eine Reihe von Vorteilen:

- hohe Sicherheit beim Ausschluss von falschen Negativresultaten,
- Erkennen von Proben, deren einzelne hormonaktive Komponenten unterhalb der minimalen Effektkonzentration liegen, die aber in der Kombination eine estrogene Wirkung haben [2],
- Möglichkeit der Identifizierung von unbekanntem Umwelthormonen in hormonaktiven Proben.

Erwartete und gemessene Konzentrationen im ARA-Ablauf

Wird von einer 1:1-Verteilung von Frau und Mann ausgegangen, wobei 60% der Frauen menstruieren und 0,8% schwanger sind, kann für den Durchschnittsmenschen (inkl. Männer) eine Ausscheidung von 3,1 µg Estradiol pro Tag berechnet werden [3]. Umgerechnet auf die Anzahl Einwohner im Einzugsgebiet der ARA Rontal und ausgehend von einer 50%igen Elimination der Steroidhormone in der Kläranlage, führt dies zu einer erwarteten Estradiol-Konzentration im Ablauf von 1,6 ng/l. Tatsächlich konnten mit der chemischen Ultraspurenanalytik im Mittel Konzentrationen von 2,0 ng Estradiol pro Liter im Kläranlagenablauf festgestellt wer-

den (Abb. 2A). Analog wurde für Ethinylestradiol eine Konzentration von 3 ng/l berechnet, die ebenfalls mit dem gemessenen Mittelwert von 1,5 ng/l übereinstimmt (Abb. 2A). Auffällig ist, dass in Probe B die Estradiol- und Estronkonzentrationen stark erhöht sind.

Erwartete und gemessene Hormonaktivität im ARA-Ablauf

Aus den chemisch bestimmten Konzentrationen kann mit Hilfe der relativen Hormonaktivitäten der einzelnen Umwelthormone die erwartete Estrogenaktivität für jede Wasserprobe (ausgedrückt als erwartete Estradiol-Äquivalente) berechnet werden (Abb. 2B). Estradiol und Ethinylestradiol gelten als Referenz mit einer Hormonaktivität von 1, die Abbauprodukte Estron und Estriol weisen noch Hormonaktivitäten von 0,474 und 0,003 auf. Dagegen sind die estrogenen Aktivitäten von Industriechemikalien in der Regel um Grössenordnungen kleiner. Da diese Verbindungen jedoch in wesentlich höheren Konzentrationen vorkommen können als natürliche und synthetische Estrogene, sind sie letztlich nicht vernachlässigbar. Beispielsweise weist Nonylphenol eine rund 40 000-mal geringere Hormonaktivität als Estradiol auf und liegt im Ablauf der ARA Rontal in einer 1000-mal höheren Konzentration von 1,6 µg/l vor, was einer estrogenen Aktivität von 0,04 ng/l entspricht.

Es zeigte sich, dass die tatsächlich mittels Hefetest gemessenen Estrogenaktivitäten generell mit den berechneten Werten übereinstimmen. Lediglich in Probe B ist die berechnete Estrogenaktivität geringer und

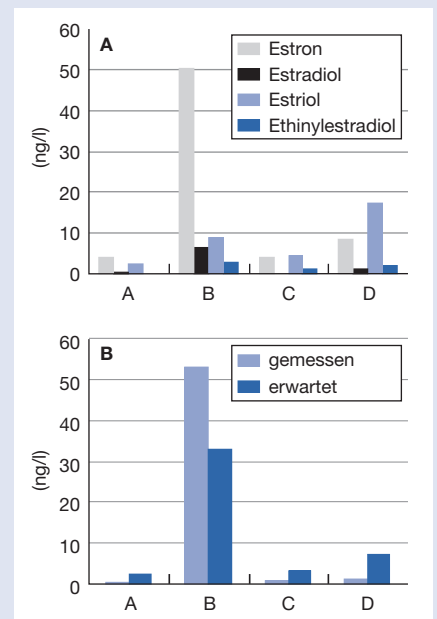


Abb. 2: Untersuchung von 4 Wasserproben aus dem Ablauf der Kläranlage Rontal.

- (A) Konzentrationen natürlicher und synthetischer Estrogene.
(B) Erwartete und gemessene estrogene Aktivitäten ausgedrückt als Estradiol-Äquivalente.

kann nur 60% der gemessenen Aktivität erklären (Abb. 2B). Dies ist ein deutlicher Hinweis auf die Präsenz weiterer und eventuell unbekannter hormonaktiver Verbindungen, die mittels chemischer Analytik identifiziert werden müssen.

Weitere Forschung auf diesem Gebiet ist deshalb unabdingbar, um einen umfassenden Überblick über die Problematik zu erhalten. Darüber hinaus müssen zukünftig auch die Auswirkungen der Umwelthormone auf Populationen, aquatische Lebensgemeinschaften und Ökosysteme analysiert werden.



Marc J.-F. Suter, Chemiker und Leiter der Abteilung «Aquatische Umwelanalytik». Aktuelle Forschungsgebiete: Wirkungsorientierte chemische Analytik, Methodenentwicklung für die Spurenanalytik, biologische Wirkung von anthropogenen Verbindungen auf aquatische Organismen.

Koautoren:

H.-R. Aerni, B. Kobler, B. Rutishauser, F. Wettstein, R. Fischer, A. Hungerbühler, M.D. Marazuela, R. Schönenberger, R.I.L. Eggen, W. Giger und A. Peter

[1] KOM (2001) 262; zu finden unter: http://europa.eu.int/eurlax/de/com/cnc/2001/com2001_0262de01.pdf

[2] Silva E., Rajapakse N., Kortenkamp A. (2002): Something from «nothing» – eight weak estrogenic chemicals combined at concentrations below NOECs produce significant mixture effects. Environmental Science & Technology, in press. Web release date: March 14, 2002.

[3] Johnson A.C., Williams R.J., Ulahannan T. (1999): Comment on «Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening» Environmental Science & Technology 33, 369–370.

Krankheitserreger im (Trink-)Wasser?

Trotz allgemein guter Trinkwasserqualität in den meisten Industrieländern gab es, verursacht durch mikrobiell kontaminiertes Wasser, in den letzten Jahren weltweit immer wieder «Unfälle» mit zum Teil epidemieartigen Krankheitsauswirkungen. Zur Kontrolle der mikrobiologischen Qualität des Trinkwassers wird routinemässig die Anzahl so genannter Indikatororganismen bestimmt. Dazu gehören z.B. harmlose Enterobakterien, die zur normalen Darmflora des Menschen und bestimmter Säugetiere gehören. Für einige in den letzten Jahren vermehrt auftretende Krankheitserreger ist das derzeitige Indikatorkonzept jedoch unzureichend. Molekulare Techniken, die auf biochemischen, genetischen und immunologischen Prinzipien basieren, gewinnen deshalb zunehmend an Bedeutung. Sie erlauben den selektiven Nachweis bestimmter Pathogene und sind zudem oft sensitiver und schneller als herkömmliche Kontrollmethoden.

Mikroorganismen sind in jedem Wasser zu finden. Kritisch wird es, wenn Viren, Bakterien oder Protozoen mit humanpathogenem Potenzial in zu grosser Zahl auftreten [1]. Dies gilt nicht nur für Trinkwasser. Vielmehr ist die Verbreitung von mikrobiell bedingten Krankheiten auch durch den Verzehr roher Früchte, Gemüse und Salate, die bei der Gartenbewässerung oder beim Waschen mit belastetem Wasser in Kontakt kamen sowie über Bade- und Duschwasser möglich. Auch in der industriellen Aquakultur von Fischen, Crevetten und Muscheln muss deshalb mit pathogenfreiem Wasser gearbeitet werden.

Das Jahrhundert der Trinkwasserseuchen

Typisch für Krankheiten, die durch pathogenbelastetes Trinkwasser hervorgerufen werden, sind akute Symptome, die durch die Vermehrung der Krankheitserreger im Körper des Wirtes ausgelöst werden. Dagegen findet man ein meist chronisches Krankheitsbild, wenn chemikalienbelastetes Trinkwasser konsumiert wird. Im 19. Jahrhundert, dem «Jahrhundert der Trinkwasserseuchen», waren katastrophale Epidemien in Mitteleuropa durch kontaminiertes Trinkwasser an der Tagesordnung. Vor allem die grossen Städte Europas wurden wegen der schlechten Trinkwasserversorgung durch

Cholera, Typhus und Ruhr heimgesucht und bis zu 50% der erkrankten Menschen starben. Auch heute noch treten diese «klassischen» Trinkwasserseuchen in Industrieländern sporadisch, meist jedoch sehr lokal, auf. Einige neuere Fälle sind in Tab. 1 aufgeführt.

Generell ist die Trinkwasserqualität in der Schweiz jedoch sehr gut, so dass es kei-

nen Grund zu Besorgnis gibt. Obwohl über 60% des Trinkwassers unbehandelt verteilt werden, können die gesetzlichen Auflagen eingehalten werden. Allerdings ist die Dunkelziffer für Erkrankungen durch pathogenbelastetes Trinkwasser wahrscheinlich beachtlich. Eine verbesserte epidemiologische Datenerhebung, d.h. die Einführung einer Meldepflicht, wie sie beispielsweise in den USA, England, Australien oder Schweden besteht, wäre deshalb auch für die Schweiz wünschenswert.

Die Legionärskrankheit auf dem Vormarsch

In industrialisierten Ländern häufen sich Krankheitsfälle, die durch so genannte «neue» Krankheitserreger ausgelöst werden (Tab. 2). Dabei handelt es sich in den meisten Fällen um zwar bekannte, aber bis heute nur selten als Krankheitserreger in Erscheinung getretene Mikroorganismen. Ein Beispiel ist die in letzter Zeit immer häufiger diagnostizierte Legionärskrankheit, die durch das Bakterium *Legionella pneumophila* hervorgerufen wird. Dieses Bakterium

Jahr	Ort	Ursache	Erkrankungs- und (Todesfälle)
2001	Pamplona, SP	<i>Legionella</i> -Infektion in Hospital	18 (3)
2001	Paris, F	<i>Legionella</i> -Infektion in Hospital	12 (6)
2001	Murcia, SP	<i>Legionella</i> -Erkrankungen in der Gemeinde	315 (2)
2000	Walkerton, CAN	Wolkenbruch schwemmt epathogene enterohämorrhagische <i>E. coli</i> (EHEC) aus Rindergülle in die Trinkwasserversorgung	2 000
1998	La Neuveville, CH	Pumpendefekt führte zu Abwasserrückstau und Überfließen in das Grundwasser, Erreger: <i>Shigella sonnei</i> , <i>Campylobacter jejuni</i>	1 600
1998	Ganze Schweiz	<i>Legionella</i> -Erkrankungen	78 (8)
1993	Milwaukee, USA	Defekte Filter in Trinkwasseraufbereitung führten zur Verbreitung der gegen Chlorierung sehr resistenten Oozysten von <i>Cryptosporidium parvum</i>	403 000
1979/80	Ismaning, DE	Verschmutzung einer Trinkwasserfassung durch defekte Abwasserleitung führte zur Ausbreitung bakterieller Ruhr (<i>Shigella</i> u.a.)	2 450
1963	Zermatt, CH	Einleitung von ungeklärtem Abwasser in den als Trinkwasserquelle genutzten Zmuttbach und gleichzeitiger Defekt der Chlorierungsanlage in Zermatt führte zur Verteilung von <i>Salmonella typhi</i>	437

Tab. 1: Beispiele für bedeutende Trinkwasserunfälle in industrialisierten Ländern.

Pathogen		Krankheitssymptome
Bakterien	Pathogene <i>Escherichia coli</i> (EHEC)	Dyspepsie, (schwerer) Durchfall
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Haut- und Ohrenentzündungen
	<i>Legionella pneumophila</i>	Lungenentzündungen, «Pontiac-Fieber»
	<i>Aeromonas hydrophila</i> u.a.	Durchfall, Wundentzündungen
	<i>Campylobacter jejuni</i> u.a.	Darminfektionen, Durchfall
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Enteritis, Darmentzündungen, evtl. Arthritis
	<i>Chlamydia</i>	Augenentzündungen
Viren	Caliciviren	grippale Infekte, Sommergrippe, Halsschmerzen
	Rotaviren	schwere Durchfälle v.a. bei Kindern
	Hepatitis A	infektiöse Gelbsucht
	Norwalkvirus (<i>small round virus</i>)	Darminfektionen v.a. Kinder im Winter
Protozoen und Parasiten	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Durchfall, gefährlich für Kinder, ältere Personen und AIDS-Kranke
	<i>Pfisteria</i>	v.a. Fischkrankheiten
	<i>Giardia intestinalis</i>	Durchfälle

Tab. 2: «Neue» pathogene Mikroorganismen und Viren und durch sie ausgelöste Krankheitssymptome. Für viele hat man bis heute nur beschränkte Kenntnisse über Vorkommen, Verbreitungswege, Effekte und infektiöse Dosis.

und nahe verwandte Spezies sind in kleiner Zahl in jedem natürlichen Wasser vorhanden, können in Amöben und Biofilmen überleben, und sind harmlos, wenn sie durch Trinken in den menschlichen Körper gelangen. Gelangt das Bakterium jedoch durch Einatmung von Aerosolen in die menschliche Lunge, kann es dort schwere Lungenentzündungen hervorrufen (Tab. 2). Aerosole entstehen beispielsweise beim Duschen oder in klimatisierten Räumen. Eine Gefahr besteht jedoch nur, wenn die Warmwassersysteme bei zu tiefen Temperaturen (unter 55 °C) betrieben werden. Dann fühlen sich die Legionellen besonders wohl und vermehren sich. Vor allem in Spitälern hat das Auftreten der Legionärskrankheit in den letzten Jahren eine Reihe von Todesfällen gefordert. In der Schweiz treten laut Statistik des Bundesamts für Gesundheit im Jahr durchschnittlich 40–80 Fälle auf, wobei 10% der Erkrankten versterben [1, 2]. Für eine Vielzahl gastro-intestinaler Krankheitsfälle, welche durch (Trink-)Wasser hervorgerufen werden, sind vermutlich Viren als «neue Erreger» verantwortlich.

Das Indikatorkonzept: seine Stärken und Schwächen

Die routinemässig durchgeführte mikrobiologische Qualitätskontrolle von Trinkwasser (auch Mineral-, Bade- oder Gebrauchswässern) beruht nicht auf der Suche nach Krankheitserregern. Eine solche Analyse wäre viel zu aufwändig. Vielmehr geht man davon aus, dass die Krankheitserreger zusammen mit den harmlosen Darmbakterien von kranken Menschen oder Tieren über die Fäkalien ausgeschieden und mit dem Wasser verbreitet werden. Deshalb werden so genannte «Indikatororganismen» bestimmt, die eine mögliche Kontamination des Was-

sers mit menschlichen oder tierischen Fäkalien anzeigen. Gemäss Weltgesundheitsorganisation WHO sollte ein Indikatororganismus:

- vom Wirt ausgeschieden werden und stets präsent sein, wenn pathogene Organismen vorhanden sind,
- in grösserer Anzahl vorhanden sein als die Krankheitserreger,
- spezifisch in Fäkalien vorkommen,
- resistenter sein gegenüber Umweltstress und Desinfektion als die Erreger,
- selbst kein Krankheitserreger sein,
- mit einfachen Methoden leicht und schnell nachweis- und zählbar sein.

Aus dieser Liste wird klar, dass es den «idealen» Indikator für die unterschiedlichsten pathogenen Organismen nicht geben kann. Heute werden eine Reihe von verschiedenen Organismen weltweit als Standardindikatoren verwendet (Tab. 3). Vor allem die Suche nach dem Darmbakterium *Escherichia coli* oder nach Enterokokken sowie die Bestimmung der Gesamtkeimzahl von heterotrophen Bakterien (nicht als Indikator für Krankheitserreger, sondern als allgemeiner Indikator für den Eutrophierungsgrad des Wassers) sind weltweit Standard.

Daneben werden aber regional oder je nach Fall auch andere Bakterien oder Viren als Indikatororganismen nachgewiesen. Die Standards für die maximal tolerierbare Anzahl von *E. coli* und Enterokokken in Wasserproben liegen in der Schweiz bei 1 Keim pro 100 ml unbehandeltes natürliches Trinkwasser bzw. 5 Keimen pro 100 ml Quellwasser. Dass *E. coli* als Indikatorbakterium nicht immer seiner Rolle gerecht wird, hat sich im Milwaukee-Fall gezeigt (Tab. 1). Obwohl das Trinkwasser dort ausreichend chloriert war und bezüglich *E.-coli*-Keimen den gesetzlichen Richtlinien genügte, kam es zu einer Cryptosporidien-Epidemie. Sie ist auf das Auftreten von Oozyten (Dauerstadien) dieser Organismen zurückzuführen, die gegen Chlor-Desinfektion sehr resistent sind.

Traditionelle und molekulare Nachweismethoden

Speziell und problematisch bei der Analyse von Trinkwasser ist, dass eine kleine Menge von Organismen in einem grossen Wasservolumen aufgespürt werden muss. Eine Konzentrierung steht also meist am Anfang jeder Nachweismethode für Krankheitserreger im Trinkwasser. Bei den klassischen Plattierungsverfahren, die einfach durchzuführen und kostengünstig sind, werden vorhandene *E. coli* und Enterokokken Einzelzellen auf einer Agarplatte mit Selektivmedien zu sichtbaren Kolonien vermehrt. Diese Methode ist allerdings sehr zeitauf-

Indikatororganismus	% in Fäces von Säugern	Anzahl pro g Fäces	Vorteile	Nachteile
<i>Escherichia coli</i>	100	10 ⁷ –10 ⁹	leicht zählbar	weniger resistent als manche Pathogene
Enterokokken	100	10 ⁵ –10 ⁶	ubiquitär in Abwasser	Reservoirs in der Umwelt
<i>Clostridium perfringens</i>	13–35	10 ⁶ –10 ⁷	resistent in der Umwelt und gegenüber Desinfektion	aufwändig zu kultivieren da anaerobe Techniken
Coliphagen (F-spezifische)	6	10 ¹ –10 ²	evtl. als Modell für Enteroviren	nicht resistent in der Umwelt

Tab. 3: Heute verwendete Indikatororganismen, welche die Kontamination von (Trink-)Wasser mit Fäkalien und eventuell mikrobiellen Krankheitserregern anzeigen sollen.



P. Nadler, Küssnacht

Sicheres Trinkwasser – selbstverständlich?

wändig; bis zu 3 Arbeitstage sind notwendig, bevor eine Aussage gemacht werden kann. Von Nachteil ist ausserdem die vielfach mangelnde Selektivität dieser Testmethode.

Will man sich nicht auf den Nachweis von Indikatororganismen verlassen, sondern direkt einzelne pathogene Organismen nachweisen, wird es noch schwieriger. Denn für viele Pathogene existieren entweder keine brauchbaren Kultivierungsmethoden oder die vorhandenen Techniken sind extrem aufwändig und kostenintensiv. Deshalb sind seit einigen Jahren in zunehmendem Mass auch molekulare Methoden für die mikrobiologische Analyse von Trinkwasser im Gespräch [3]. Viele dieser Methoden wurden für die medizinische Diagnose von mikrobiell hervorgerufenen Krankheiten entwickelt und werden dort auch mit Erfolg angewendet. Leider können sie nicht unverändert übernommen werden, sondern müssen für ihren Einsatz in der Trinkwasseranalyse angepasst werden.

Beispielsweise ist es mit molekularen Verfahren möglich, Nukleinsäurefragmente nachzuweisen, die eine spezifische, für bestimmte Krankheitserreger typische, Sequenz aufweisen. Selbst wenn nur ein Keim und damit also nur ein Fragment mit der gewünschten Nukleinsäureabfolge in einer Wasserprobe vorhanden ist, kann es theoretisch mit Hilfe der so genannten Polymerase-Ketten-Reaktion (PCR = «polymerase chain reaction») selektiv vervielfältigt werden, bis eine detektierbare Zahl vorhanden ist. Andere Methoden beruhen auf der immunologischen Bestimmung von erregerspezifischen Zellkomponenten mit Hilfe von

Antikörpern (Übersicht in OECD-Bericht, in Vorbereitung). Eine Kopplung der Antikörper oder Nukleinsäurefragmente an Farbstoffe vereinfacht den Nachweis zusätzlich. Die molekularen Methoden sind damit den klassischen Methoden in punkto Selektivität und Zeitbedarf klar überlegen. Für einige der molekularen Methoden ist zudem eine automatisierte Probenverarbeitung denkbar. Molekulare Methoden werden in den nächsten Jahren vor allem in grundlegenden Untersuchungen, die das Verhalten von pathogenen Mikroorganismen und Viren im Verlauf von Epidemien erforschen, eine Rolle spielen. Dagegen erscheint ihre Anwendung als Routinemethoden erst in Einzelfällen möglich. Besonders für die Bestimmung von Viren erhofft man sich jedoch enorme Vorteile durch die neuen Methoden. Die heutigen Visionen zum Nachweis von pathogenen Keimen reichen von Teststäbchen bis zur online-Messung mit Hilfe antikörperbesetzter Glasfasern, die bei Pathogenkontakt Lichtsignale aussenden, die wiederum über Fiberoptics nachgewiesen werden können.

Holistischer Ansatz für einwandfreies und sicheres Trinkwasser

Die Entwicklung und Validierung von molekularen Methoden für die Trinkwasseranalyse und der Vergleich ihrer Aussagekraft mit klassischen Methoden wird heute weltweit vorangetrieben. Ausserdem erarbeitet eine gemeinsame Arbeitsgruppe der OECD und der WHO, in der Vertreter der EAWAG federführend sind, momentan ein Richtlinien-Dokument, das voraussichtlich noch

in diesem Jahr erscheint. Darin wird eine Übersicht über den heutigen Stand der Konzepte und Methoden der mikrobiellen Trinkwasseranalytik gegeben, es werden aber auch Überlegungen für die Zukunft vorgestellt. Die Experten sind sich einig, dass es nicht notwendig ist, völlig neue Konzepte zu entwickeln. Ihre Empfehlung ist vielmehr, einen holistischen Ansatz zu wählen. Das heisst, dass innerhalb des bestehenden Barrierenkonzeptes (Kläranlagen, Schutzzonen, Desinfektion bei der Wasseraufbereitung etc.) auch Informationen bezüglich Wasserressourcen, Klima, Hydrogeologie, Kontrolle der Wasseraufbereitung, epidemiologischer Erfassung von wasserbedingten Erkrankungen, Risikoabschätzungen etc. berücksichtigt werden müssen und miteinander zu verbinden sind.



Wolfgang Köster ist Mikrobiologe und Leiter der Arbeitsgruppe «Trinkwasserbiologie» in der Abteilung «Umweltmikrobiologie und molekulare Ökotoxikologie». Forschungsgebiete: Überlebensstrategien von Mikroorganismen in aquatischen Systemen, molekulare

Nachweismethoden, Transportprozesse in Mikroorganismen.

Koautoren: Thomas Egli und Annette Rust

[1] BAG, Abteilung Epidemiologie und Infektionskrankheiten (1999): Legionellose in der Schweiz von 1995 bis 1998. Bulletin Bundesamt für Gesundheit 36/99, S. 690–693.

[2] McFeters G.A. (ed.) (1990): Drinking water microbiology. Springer Verlag, New York, 502 S.

[3] Rose J.B., Grimes D.J. (2001): Reevaluation of microbial water quality. American Academy of Microbiology, 18 S. Bericht auch als pdf-Datei erhältlich unter: <http://www.asmsusa.org/acasrc/pdfs/water2.pdf>

Zusätzliche Informationen unter:
http://www.eawag.ch/publications_e/proceedings/oecd.html
<http://www.bag.admin.ch/infekt/publ/d/legio>
<http://www.asmsusa.org/pasrc/sdwa.htm>
<http://www.asmsusa.org/pasrc/coliform.htm>

Herausforderungen in der ökologischen Risikobeurteilung

In ihrem Weissbuch «Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik» empfiehlt die EU, die mehr als 100 000 so genannten Altstoffe auf ihre Gefährlichkeit für die menschliche Gesundheit und die Umwelt zu überprüfen. Dafür gilt es Testmethoden sowie Modellierungs- und Screeningverfahren zu entwickeln oder bestehende Techniken zu verbessern. Darüber hinaus müssen dringend auch die Auswirkungen der Chemikalien auf Ökosysteme untersucht werden.

Weltweit wurden 1995 400 Million Tonnen Chemikalien produziert. Mit ca. 40% der Gesamtmenge ist Europa die größte Chemikalien produzierende Region in der Welt. Dass es ein zunehmendes gesellschaftliches Bewusstsein gegenüber möglichen chemischen Gefahren gibt, wird auch im Weissbuch «Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik»* deutlich, das die EU Anfang 2001 veröffentlicht hat. Seit 1981 müssen neue Stoffe, bevor sie in Gebrauch genommen werden, hinsichtlich ihres Gefährdungspotenzials auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt getestet werden. Dagegen sind die mehr als 100 000 Stoffe, die bereits vor 1981 verwendet wurden und als so genannte Altstoffe bezeichnet werden, nie systematisch geprüft worden. Trotz des enormen Forschungsaufwandes empfiehlt das EU-Weissbuch, die Wissenslücken für die Altstoffe zu schliessen. Dazu ist es notwendig:

- Verfahren zur Risikobeurteilung zu verbessern und zu vereinfachen,
- toxikologische und ökotoxikologische Methoden zu verbessern und zu entwickeln,
- *In-vivo*- und *In-vitro*-Testsysteme sowie Modellierungs- und Screening-Verfahren zu entwickeln und ihre Tauglichkeit zu prüfen.

Effekte auf unterschiedliche Organismen

Übliche Risikobeurteilungsverfahren ziehen derzeit ein begrenztes Set von Toxizitätsdaten für wenige repräsentative Organismen in Betracht und extrapolieren diese Daten auf eine grössere Anzahl von Organismen. Jedoch sind die verschiedenen

Organismen unterschiedlich empfindlich gegenüber einer Substanz. Die Sensitivitätsunterschiede werden hauptsächlich durch die Konzentration der Substanz am Zielort und den Wirkmechanismus beeinflusst. Beide Faktoren leiten sich wiederum direkt aus den physikochemischen und strukturellen Eigenschaften des Stoffes ab. Die QSAR-Methode («Quantitative Struktur-Aktivitätsbeziehungen») setzt die strukturellen Eigenschaften eines Stoffes mit Effektparametern in Beziehung. Mit Hilfe dieser Methode ist es möglich, sowohl den Verbleib als auch die Auswirkungen der Substanzen vorauszusagen. Drei wesentliche Elemente sind notwendig, um die QSAR-Methode anwenden zu können:

- Deskriptoren der strukturellen und physikochemischen Eigenschaften,
- Messungen der chemischen Aktivität und
- statistische Techniken zur Quantifizierung der Struktur-Aktivitätsbeziehung.

Effekte von Chemikaliencocktails

Bei der Untersuchung von Proben aus der Umwelt kommt erschwerend hinzu, dass es sich um Mischungen von Chemikalien handelt. Umfangreiche experimentelle Untersuchungen zur Bewertung kombinierter Effekte von Chemikalienmischungen hatten zum Ziel, allgemeine Prinzipien abzuleiten, die dann in der Risikobeurteilung angewandt werden können. Daneben werden häufig Gruppen- oder Summenparameter eingesetzt, um die Gesamtkonzentration einer spezifischen Klasse von Chemikalien zu erfassen. Allerdings ist die toxikologische Relevanz dieser Parameter sehr fragwürdig. Vielmehr sind Informationen zum

Wirkmechanismus notwendig, um stichhaltige Toxizitätsparameter für Mischungen aufstellen zu können und um Bio- und *In-vitro*-Testsysteme für die Analyse komplexer Mischungen zu entwickeln.

Effekte auf Ökosysteme

Ein weiteres dringendes Anliegen ist es, die Auswirkungen von Schadstoffen auf Ökosystemebene zu untersuchen. So hat die «Netherlands Organisation for Scientific Research» (NWO) im Jahr 1999 das Programm «System-oriented Ecotoxicological Research» gestartet. Die Ziele dieses Programms sind:

- die Auswirkungen akuter oder chronischer Verunreinigungen einschliesslich Substanzmischungen auf Ökosystemebene zu untersuchen und
- grundlegende Prinzipien für die Politik als Unterstützung bei der Formulierung und Einführung von gesetzlichen Regelungen zu erarbeiten.

Weitere Informationen zum NWO-Programm sind als Newsletter auf englisch unter <http://www.nwo.nl/sseo> (Stichwort «nieuws») erhältlich.



Joop Hermens arbeitet am Institut für Risikobeurteilung der Universität Utrecht in den Niederlanden. Er befasst sich mit der Entwicklung von Methoden und von Technologien, die es ermöglichen, Verbleib und Auswirkungen von Schadstoffen und Schadstoffmischungen auf die Umwelt zu messen und vorauszusagen. Während seines Aufenthalts an der EAWAG schrieb er und Beate Escher von der Abteilung «Umwelt-Mikrobiologie und molekulare Ökotoxikologie» einen Übersichtsartikel zum Thema «Mechanismen in der Ökotoxikologie». Der Artikel wird Mitte 2002 erscheinen.

* <http://www.europa.eu.int/comm/environment/chemicals/whitepaper.htm>

Publikationen und Bücher

Separata bitte mit dem in der Mitte eingeklebbten Talon bestellen.

- 2988 **Brun R., Reichert P., Künsch H. R.** (2001): Practical identifiability analysis of large environmental simulation models. *Water Resources Res.* 37 (4), 1015–1030.
- 2989 **Burkhardt-Holm P.** (2001): Der Fisch – wie lässt er sich als Indikator für die Qualität seiner Umwelt einsetzen? *Gaia* 10 (1), 6–15.
- 2990 **Müller R., Mbwenemo B.M.** (2001): Fische auf Diät: Die Kleinfelchen im Vierwaldstättersee. Auswirkungen der Re-Oligotrophierung auf die Population der Kleinfelchen und Konsequenzen für die Bewirtschaftung. Mitteilungen zur Fischerei, BUWAL, Bern, Nr. 68, S. 39–50.
- 2991 **Binz T., Largiader C., Müller R., Wedekind C.** (2001): Sequence diversity of *Mhc* genes in lake whitefish. *J. Fish Biol.* 58, 359–373.
- 2992 **Holm P.** (2000): Fishnet – a transdisciplinary project on the decline of fish populations in Swiss river systems. In: *Workshop I: «Dialogue Sessions and Idea Marke»* (Eds. R. Häberli et al.) Proc. Internat. Transdisciplinarity 2000 Conf. Haffmans Sachbuch Verlag AG, Zürich.
- 2993 **Vanrolleghem P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Reichert P., Shanahan P., Somlyódy L.** (2001): River water quality model No. 1 (RWQM1): III. Biochemical submodel selection. *Water Sci. Technol.* 43 (5), 31–40.
- 2994 **Güttinger H., Jienan Y.** (2001): «Ping pong learning» for professionals. Insights from a Chinese Swiss pilot project with a new concept for continuing education. Proc. 6th Internat. *auDes* Conference, Venice (Italy), 5–7 April.
- 2995 **Hunziker R.W.** (2001): Quantification of the membrane toxicity of hydrophobic ionogenic organic compounds (HIOCs): role of uptake and speciation for single compounds and binary mixtures. Diss. ETHZ No. 14 066, Zürich.
- 2996 **Elovitz M.S., von Gunten U., Kaiser H.-P.** (2000): The influence of dissolved organic matter character on ozone decomposition rates and Rct. In: «Natural Organic Matter and Disinfection By-Products» (Eds. S.E. Barrett et al.) *Amer. Chem. Soc. Symposium Series* 761, 248–269.
- 2997 **Reichert P., Vanrolleghem P.** (2001): Identifiability and uncertainty analysis of the river water quality model No. 1 (RWQM1). *Water Sci. Technol.* 43 (7), 329–338.
- 2998 **Burgherr P., Ward J.V.** (2000): Zoobenthos of kryal and lake outlet biotopes in a glacial flood plain. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 1587–1590.
- 2999 **Berg M., Tran H.C., Nguyen T.C., Pham H.V., Schertenleib R., Giger W.** (2001): Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: a human health threat. *Environ. Sci. Technol.* 35 (13), 2621–2626.
- 3000 **Bernet D., Schmidt-Posthaus H., Wahli T., Burkhardt-Holm P.** (2000): Effects of wastewater on fish health: an integrated approach to biomarker responses in brown trout (*Salmo trutta* L.). *J. Aquatic Ecosystem Stress & Recovery* 8, 143–151.
- 3001 **Köster W.** (2001): ABC Transporter-mediated uptake of iron, siderophores, heme and vitamin B₁₂. *Res. Microbiol.* 152, 291–301.
- 3002 **Ward J.V., Tockner K.** (2001): Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biol.* 46, 807–819.
- 3003 **Leisinger U., Rüfenacht K., Fischer B., Pesaro M., Spengler A., Zehnder A.J.B., Eggen R.I.L.** (2001): The glutathione peroxidase homologous gene from *Chlamydomonas reinhardtii* is transcriptionally up-regulated by singlet oxygen. *Plant Molecular Biol.* 46, 395–408.
- 3004 **Marchal O., Stocker T.F., Muscheler R.** (2001): Atmospheric radiocarbon during the younger dryas: production, ventilation, or both? *Earth & Planetary Sci. Lett.* 185, 383–395.
- 3005 **Pinkernell U., von Gunten U.** (2001): Bromate minimization during ozonation: mechanistic considerations. *Environ. Sci. Technol.* 35 (12), 2525–2531.
- 3006 **Bernet D., Schmidt H., Wahli T., Burkhardt-Holm P.** (2001): Auswirkung von geklärtem Abwasser auf infektiöse Krankheiten bei der Bachforelle (*Salmo trutta* L.). *Fischökologie* 12, 1–16.
- 3007 **Volkland H.-P., Harms H., Kaufmann K., Wanner O., Zehnder A.J.B.** (2001): Repair of damaged vivianite coatings on mild steel using bacteria. *Corrosion Sci.* 43, 2135–2146.
- 3008 **Simoni S.F., Schäfer A., Harms H., Zehnder A.J.B.** (2001): Factors affecting mass transfer limited biodegradation in saturated porous media. *J. Contam. Hydrol.* 50, 99–120.
- 3009 **Ingallinella A.M., Fernández R., Sanguinetti G., Hergert L., Quevedo H., Strauss M., Montanero A.** (2001): Lagunas de estabilización para descarga de líquidos de camiones atmosféricos. Parte 111° Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, Enero/Febrero, No. 54.
- 3010 **Ludwig C., Johnson C.A., Käppeli M., Ulrich A., Riediker S.** (2000): Hydrological and geochemical factors controlling the leaching of cemented MSWI air pollution control residues: a lysimeter field study. *J. Contaminant Hydrol.* 42, 235–272.
- 3011 **Enz C.A., Bürgi H.R., Stössel F., Müller R.** (2001): Food preference of adult whitefish in eutrophic Lake Hallwil (Switzerland), and the question of cannibalism. *Arch. Hydrobiol.* 152 (1), 81–98.
- 3012 **Reichert P.** (2001): River water quality model no. 1 (RWQM1): case study II. oxygen and nitrogen conversion processes in the River Glatt (Switzerland). *Water Sci. Technol.* 53 (5), 51–60.
- 3013 **Driediger A., Staub E., Pinkernell U., Marinas B., Köster W., von Gunten U.** (2001): Inactivation of *Bacillus subtilis* spores and formation of bromate during ozonation. *Water Res.* 35 (12), 2950–2960.
- 3014 **Zah R., Burgherr P., Bernasconi S.M., Uehlinger U.** (2001): Stable isotope analysis of macroinvertebrates and their food sources in a glacier stream. *Freshwater Biol.* 46, 871–882.
- 3015 **Berg M., Arnold C.G., Müller S.R., Mühlemann J., Schwarzenbach R.P.** (2001): Sorption and desorption behavior of organotin compounds in sediment-pore water systems. *Environ. Sci. Technol.* 35 (15), 3151–3157.
- 3016 **Abbaspour K.C., Schulin R., van Genuchten M.T.** (2001): Estimating unsaturated soil hydraulic parameters using ant colony optimization. *Adv. in Water Res.* 24, 827–841.
- 3017 **Golet E.M., Alder A.C., Hartmann A., Ternes T.A., Giger W.** (2001): Trace determination of fluoroquinolone antibacterial agents in urban wastewater by solid-phase extraction and liquid chromatography with fluorescence detection. *Anal. Chem.* 73 (15), 3632–3638.
- 3018 **Frutiger A.** (2001): Neue Instrumente zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern. *Bull. Schweiz. Verband von Umweltsachverständigen* 7 (4), 1, 5–8.
- 3019 **Borchardt D., Reichert P.** (2001): River water quality model no. 1 (RWQM1): case study I. compartmentalization approach applied to oxygen balances in the River Lahn (Germany). *Water Sci. Technol.* 43 (5), 41–49.
- 3020 **Baur I., Ludwig C., Johnson C.A.** (2001): The leaching behavior of cement stabilized air pollution control residues: a comparison of field and laboratory investigations. *Environ. Sci. Technol.* 35 (13), 2817–2822.
- 3021 **Ziegler F., Scheidegger A.M., Johnson C.A., Dähn R., Wieland E.** (2001): Sorption mechanisms of zinc to calcium silicate hydrate: X-ray absorption fine structure (XAFS) investigation. *Environ. Sci. Technol.* 35 (7), 1550–1555.

IN KÜRZE

Hannes Wasmer und sein Wirken an der EAWAG

Hannes Wasmer ist am 13. Oktober 2001 im Alter von 62 Jahren verstorben. Er hat über 30 Jahre an der EAWAG gewirkt und grosse Verdienste um die EAWAG und ihr Umfeld sowie den Umweltschutz erworben.

Hannes Wasmer kam 1969, angestellt vom damaligen Direktor Otto Jaag, an die Abteilung für Müllforschung der EAWAG. Noch im gleichen Jahr wurde er Leiter des an der EAWAG angesiedelten «International Reference Centre for Waste Management» der WHO, aus dem der heutige Prozess SANDEC «Sanitation in Developing Countries» hervorging. Der neue Direktor Werner Stumm berief ihn 1970 auf den Posten des Vizedirektors. Ausschlaggebend für die Wahl von Hannes Wasmer waren seine Ausbildung als Maschineningenieur an der ETH Zürich und als «Sanitary Engineer» an der Universität in Berkeley, seine Berufserfahrung in der Schweiz und in den USA, aber auch seine damals schon erkennbaren Managerfähigkeiten.

Bis ins Frühjahr 2001 ist Hannes Wasmer der EAWAG treu geblieben und hat ihre Entwicklung stark geprägt. Die EAWAG hat ihre finanziellen Umsätze und den Personalbestand seit 1969 etwa vervierfacht und konnte sowohl in der internationalen Forschung, der Ausbildung als auch der wissenschaftlichen Dienstleistung stetig an Ausstrahlung gewinnen. Es gab aber immer wieder auch schwierige, gar kritische Phasen zu überstehen, in denen Hannes Wasmers Qualitäten als Führungspersönlichkeit gefragt waren.

Im Laufe der Jahrzehnte engagierte sich Hannes Wasmer in den verschiedensten Bereichen mit der ihm eigenen vorausschauenden Denk- und Handlungsweise. Als Logistikchef war er für die Versorgung der EAWAG mit Geld, Personal, Arbeitsinstrumenten und Infrastruktur verantwortlich. Schon früh setzte er sich erfolgreich für eine Liberalisierung des Finanzmanagements und für eine flexible, kundenorientierte Verwaltung ein. Er gewann kompetente Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter und baute gemeinsam mit ihnen eine gut funk-

tionierende Organisation auf, die vom Personalwesen bis zum Baumanagement sämtliche Logistikbelange umfasste. Hinzu kam in den letzten Jahren seines Wirkens die Initiierung und Leitung eines eigenständigen Baucenters für die vier Forschungsanstalten des ETH-Bereichs.

Als Leiter des Beratungswesens trat Hannes Wasmer dafür ein, dass wissenschaftliche Beratung keine Einbahnstrasse von der Forschung zur Praxis bedeutet, sondern aktive Kooperation unter gleichwertigen Partnern. Dabei hat er immer persönlich dafür gesorgt, dass die Dienstleistungen der EAWAG eine hohe Qualität aufwiesen. Für die Stringenz seiner Überprüfungen, die legendär war, wurde er hoch geachtet. Hannes Wasmer hat auch selber anspruchsvolle Beratungsprojekte geleitet, so zum Beispiel nach der Brandkatastrophe von 1986 in Schweizerhalle. Er rief damals sofort eine Task Force ins Leben, die vor Ort wissenschaftliche Unterstützung bot.

Auch als Fachmann in Rechtsfragen entwickelte Hannes Wasmer im Lauf der Zeit eine hohe Kompetenz. Er hatte wesentlichen Einfluss auf die Rechtsentwicklung im ETH-Bereich. Daneben machte er sich für eine moderne Gesetzgebung im Umweltschutz stark, insbesondere in der Abfallwirtschaft und beim Umgang mit Störfällen. Hannes Wasmer hat sein Fachwissen andauernd weiterentwickelt. Er verfügte über einen grossen Kompetenzbereich, der von der Abfallwirtschaft über das Recycling und Rohstoffmanagement bis zum Risk Management reichte. Hier brachte er seine analytischen Fähigkeiten zum Tragen und leistete wesentliche konzeptionelle Beiträge. Seine Tätigkeiten strahlten in ein breites Umfeld der EAWAG aus und sein Wissen hat er in vielen Vorlesungen und Kursen weiter gegeben. Von den PartnerInnen der EAWAG im Hochschulbereich, in



der Bundesverwaltung, in den Kantonen und in der Wirtschaft hat er grosse Anerkennung erfahren.

Viele haben von Hannes Wasmer profitiert. Wir erfuhren ihn als Visionär mit vorausschauenden, unkonventionellen Ideen, als Analytiker, der komplexe Zusammenhänge mit grosser Schärfe analysierte, als Patron, der einen guten Sinn für Gerechtigkeit hatte und sich für die Mitarbeitenden der EAWAG einsetzte, und nicht zuletzt als Kollegen, dem die Sache immer wichtiger war als die eigene Profilierung. Dabei war Hannes Wasmer eine originelle, markante Persönlichkeit. Mit seiner Menschlichkeit und seinem Einsatz für die EAWAG und ihre Mitarbeitenden erwarb er sich viele Sympathien. Anderen Menschen gegenüber war er stets vertrauensvoll und für andere jederzeit vertrauenswürdig. Wir behalten Hannes Wasmer als prägende Persönlichkeit und verlässlichen Freund in unserer Erinnerung.

Ueli Bundi



Ökostrom für Expo

Die Expo.02 setzt als erste Schweizer Grosskonsumentin auf eine nachhaltige Stromversorgung. Gemäss den Vorgaben des Bundes hat die Expo.02 ein umfassendes Energiekonzept entwickelt, zu dem auch die ausschliessliche Verwendung von «naturemade star»-Ökostrom aus Wasserkraft gehört. Das Label «naturemade star» basiert auf dem von der EAWAG entwickelten Zertifizierungsverfahren «greenhydro», das für eine umweltgerechte Wasserkraftnutzung steht. Speziell für die Expo.02 hat der Stromanbieter das «naturemade star»-zertifizierte Stromprodukt «expo.star» geschaffen; es wird nur während der Expo.02 angeboten. Zahlreiche Aussteller und Partner der Expo.02 haben sich für die Nutzung von «expo.star»-Ökostrom entschlossen.

Keine Gefahr in Goma

Anfang 2002 flossen ca. 1 Million m³ Lava in den Kivu-See bei Goma (Ruanda). Es wurde befürchtet, dass das in grossen Mengen im Tiefenwasser gelöste CO₂ und Methan ausgasen könnte und die Anwohner in der entstehenden Gaswolke ersticken könnten. Ein Forscherteam mit EAWAG-Beteiligung kam durch Tiefenprofilmessungen zu dem Ergebnis, dass keine Gefahr für die dortige Bevölkerung bestand.



A. Lonke, EAWAG

Neue Versuchshalle in Dübendorf ersetzt Tüffenwies

Beim Bau der neuen Versuchshalle der EAWAG in Dübendorf standen ökologische Kriterien ganz weit oben. Sämtliche Baumaterialien wurden im Voraus deklariert und bewertet und auch der eventuelle Rückbau des Gebäudes und die Entsorgung der dabei anfallenden Materialien wurde vorab untersucht. Trotzdem konnte das Gebäude ohne Mehrkosten und betriebliche Nachteile erstellt werden. Die vom Architekturbüro Bob Gysin + Partner AG entworfene Versuchshalle ist ein Gebrauchsbau, der für eine Lebensdauer von ungefähr 20 Jahren

ausgelegt ist. Bob Gysin sieht seinen Bau als «leichte, schwimmende Schachtel». Transparente Polykarbonatplatten als Fassade umschliessen die eigentliche Holzkonstruktion und sorgen im Gebäudeinnern für eine helle Atmosphäre. Sämtliche Labor- und Büroräume sind in roten Baucontainern als «Haus im Haus» untergebracht und können flexibel angeordnet werden. Kernstück der Halle ist die Versuchskläranlage, in der neue Verfahren zur Abwasserreinigung getestet werden. Sie ersetzt die veraltete Anlage der EAWAG in der Tüffenwies in Zürich.

BFA, Dübendorf



S. Wey, Zürich

Besuch von Ruth Dreifuss

Im Oktober letzten Jahres war Bundesrätin Ruth Dreifuss zusammen mit Vertretern des ETH-Rates Gast an der EAWAG. Aus der breiten Palette der EAWAG-Forschung wurden die Projekte «Fischnetz» und «Solare Wasserdesinfektion» vorgestellt. Während des anschliessenden Apéros in der Ein-

gangshalle der EAWAG ergaben sich verschiedenste Gespräche mit den anwesenden MitarbeiterInnen der EAWAG. Zum Abschluss degustierte Ruth Dreifuss zwei verschiedene Trinkwasserproben: junges Oberflächenwasser und 30 000 Jahre altes Grundwasser aus einer Tiefe von 200 m.

PEAK-Programm 2002

Unter dem Namen PEAK (Praxisorientierte EAWAG-Kurse) bietet die EAWAG Weiterbildung in Umweltwissenschaften für Fachleute aus der Praxis an. Die Kurse basieren auf aktuellen Forschungsarbeiten und Erfahrungen.

Weiterführende Informationen unter <http://www.peak.eawag.ch>

12.+13. Juni	Charakterisierung hydrologischer und biogeochemischer Prozesse für das Grundwassermanagement
26.+27. Juni	Ökotoxikologie-Kurs Basismodul
2.+3. September	Analytische Grundlagen der Ökotoxikologie
24.–26. September	System identification and modeling with AQUASIM
7.–11. Oktober	Modeling of water flow and solute transport in variably saturated media
28.–30. Oktober	Fische in Schweizer Gewässern
29. Oktober	Infotag zum Thema «Alpine Gewässer»
5.+6. November	Water treatment at household level
3.–5. Dezember	Chemische Problemstoffe

Die Sprache der jeweiligen Kurstitel ist gleichzeitig auch Kurssprache.