

Eawag

News



Langwierige Genesung: Eutrophierte Seen Im Fokus 4-16

Dezentrale Abwasserreinigung – Modell der Zukunft? 17

Chemikalienberurteilung: Fischzellen statt Fische 25

Von der Quelle zur Senke: Flammschutzmittel 28



Bernhard Wehrli,
Mitglied der Eawag-
Direktion und Professor
für Aquatische Chemie
an der ETH Zürich.

Spätfolgen der Überdüngung

Die Sanierung der Schweizer Seen ist eine Erfolgsgeschichte. Bis etwa 1975 hatten die Phosphorkonzentrationen in den meisten Seen dramatisch zugenommen. Immer wieder gab es im ganzen Land Meldungen von grünen Algenteppichen an der Wasseroberfläche, Sauerstoffmangel in der Tiefe und Fischsterben. In einem koordinierten Massnahmenpaket wurden daraufhin die Kläranlagen ausgebaut, Ringleitungen gelegt, um direkte Einleitungen in die Seen zu verhindern, Phosphate in Textilwaschmitteln verboten und in der Landwirtschaft achtete man auf eine ausgeglichene Düngerbilanz. Der Erfolg liess nicht lange auf sich warten: Ab ca. 1985 nahmen die Phosphorkonzentrationen wieder deutlich ab und liegen nun in den meisten Seen bei Werten, wie sie letztmals in den 1950er-Jahren gemessen wurden. Ähnliche Massnahmen haben in vielen anderen Regionen Europas ebenfalls zum Erfolg geführt.

Das Beispiel macht Mut. Ein problematischer Umweltzustand wie die Eutrophierung ist also reversibel, wenn während vieler Jahrzehnte an der Verbesserung gearbeitet wird. Allerdings sind noch längst nicht alle Spätfolgen der Überdüngung behoben. Ähnlich wie ein Patient, der nach einem geheiltem Beinbruch noch längere Zeit hinkt, sind auch in den Gewässern die Spätfolgen der Eutrophierung noch deutlich sichtbar:

- ▶ In tiefen Seen mit permanenter Schichtung wie im Zuger- und Luganersee hat der Phosphorvorrat nur sehr langsam abgenommen. Immerhin hat sich der Luganersee nun zum ersten Mal seit etwa 40 Jahren wieder durchmischt, was seine Erholung weiter beschleunigen dürfte.
- ▶ Die Konsequenzen des intensiven Düngereinsatzes sind in Feuchtgebieten und in Flussmündungen besonders ausgeprägt. Weil aus den Landwirtschaftsflächen im Donau-Einzugsgebiet weiterhin viel Phosphor ausgewaschen wird, sind z. B. die vielen Kleinseen im Donaudelta noch immer stark überdüngt. Hohe Emissionsraten an Treibhausgasen und insbesondere Methan sind die Folge. Massnahmen in der Landwirtschaft müssen deshalb auch künftig Priorität haben.
- ▶ Der Vergleich eines nährstoffreichen und eines nährstoffarmen Sees zeigt, dass sich die Biomasseproduktion und die Zusammensetzung des Phyto- und Zooplanktons langfristig verändert haben.

▶ Anhand von Dauerstadien in den Seesedimenten kann man verfolgen, welche genetischen Auswirkungen die Nährstoffbelastung auf die Wasserflöhe hatten. So kam es im Greifensee und im Bodensee zum Verlust einer Wasserflohart, die sich selbst unter den nun stark verbesserten Bedingungen nicht wieder etablieren konnte.

Neben den Artikeln zum Schwerpunktthema präsentiert diese Eawag News eine Reihe weiterer Forschungsprojekte:

- ▶ Der Übersichtsartikel zum Thema Abwasserreinigung geht der Frage nach, in welchen Situationen dezentrale Systeme sinnvoll sein können, und fängt Meinungen aus Forschung und Praxis ein.
- ▶ Experimente der Eawag belegen, dass sich Ferrat zur Entfernung von Mikroverunreinigungen in der Abwasserbehandlung anbietet. Es hat den zusätzlichen Vorteil, dass es gleichzeitig noch Phosphat ausfällt.
- ▶ Fische sind bevorzugte Testorganismen in der Ökotoxikologie. Um diese Tierversuche künftig vermeiden zu können, arbeitet die Eawag an einem neuen Test, bei dem Fischzelllinien zum Einsatz kommen.
- ▶ Mithilfe der Stoffflussanalyse wurde der Lebenspfad der Flammschutzmittel verfolgt. Diese schwer abbaubaren, und hormonaktiven Stoffe werden z. B. in Kunststoffgehäusen und Textilien eingesetzt. Sie begleiten uns überall im Alltag und gelangen während der Nutzung und Entsorgung auch in die Gewässer.

Die Umweltforschung stellt nicht nur wichtige Erkenntnisse und Technologien bereit, mit denen Umweltprobleme wie die Verunreinigung unserer Gewässer durch Nähr- und Schadstoffe verhindert bzw. reduziert werden können. Sie hat noch eine zweite Aufgabe – einige Beispiele dieser Ausgabe illustrieren es: Die Forschung an der Eawag begleitet auch Sanierungsmassnahmen und dokumentiert, wie unsere Gewässersysteme darauf reagieren. Denn aus diesem Wissen lernen wir, besser auf zukünftige Umweltprobleme zu reagieren.

Titelfoto: Sorin Balan, Doktorand am Geocomar (Institut für Marine Geologie und Geoökologie in Bukarest) macht sich für den Tauchgang bereit. Seine Aufgabe war es, Geräte zur Beprobung des Sedimentporenwassers in verschiedenen Seen des Donaudeltas zu setzen und zu bergen. Mehr zum Projekt auf den Seiten 4–7. © Silviu Radan, Geocomar Bukarest

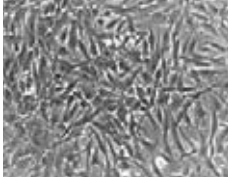
Im Fokus: Eutrophierte Seen

- 4 **Donaudelta: mehr Treibhausgase als anderswo**
 Die Donau transportiert grosse Mengen an Nährstoffen in die vielen Seen im Delta. Eine hohe pflanzliche Produktivität und grosse Mengen der Treibhausgase Methan und Kohlendioxid sind die Folge.
- 8 **Überdüngung verändert die Daphniengemeinschaft**
Die übermässige Nährstoffzufuhr verändert die Zusammensetzung der Arten in Seen. Das haben auch die Wasserflöhe (*Daphnia spp.*) zu spüren bekommen.
- 11 **CO₂-Fixierung in Briener- und Luganersee**
Kohlendioxid wird in Seesedimenten in Form von organischem Kohlenstoff eingelagert. Wie beeinflussen die Nährstoff- und Sauerstoffverfügbarkeit diesen Prozess?
- 14 **Warum der Luganersee lange nicht durchmischte**
 Rolf Kipfer, Leiter der Abteilung «Wasserressourcen und Trinkwasser», erklärt im Gespräch, wie sich die Eutrophierung auf die Durchmischung des Luganersees auswirkte.

Nachgefragt

- 17 **Dezentrale Abwasserreinigung – Modell der Zukunft?**
 Dezentrale Anlagen spielen derzeit in der Schweiz eine eher unbedeutende Rolle. Doch unter welchen Bedingungen haben sie auch in der Schweiz und anderen Industrieländern eine Chance? Und wie sieht es in Entwicklungsländern aus? Meinungen aus Forschung und Praxis.

Forschung aktuell

- 22 **Mit Ferrat Spurenstoffe und Phosphat entfernen**
Neben Ozon bietet sich neu auch Ferrat zur weitergehenden Behandlung von Abwasser an. Ferrat hat den zusätzlichen Vorteil, dass es nicht nur Spurenstoffe oxidiert, sondern gleichzeitig noch Phosphat ausfällt.
- 25 **Chemikalienbeurteilung: Fischzellen statt Fische**
 Jährlich sterben weltweit hunderte-tausende von Fischen in ökotoxikologischen Tests. Die Eawag ist auf der Suche nach möglichen Alternativen. Besonders vielversprechend sind Fischzellen.
- 28 **Von der Quelle zur Senke: Flammschutzmittel**
Flammschutzmittel verringern die Brennbarkeit vieler Alltagsprodukte: z. B. Computer, Autos und Textilien. Für die Umwelt jedoch sind diese Stoffe nicht unbedenklich. Die Eawag hat ihre Ausbreitung von der Produktion bis hin zur Entsorgung untersucht.

Verschiedenes

- 31 **Publikationen**
- 34 **Forum: Dem See auf den Grund gehen**
Ein raffiniertes Sonarverfahren macht detaillierte Aufnahmen auf dem Seegrund.
- 35 **In Kürze**

eawag
aquatic research

Herausgeberin, Vertrieb: Eawag, Postfach 611, 8600 Dübendorf, Schweiz, Tel. +41 (0)44 823 55 11, Fax +41 (0)44 823 53 75, www.eawag.ch

Redaktion: Martina Bauchrowitz, Eawag

Mitarbeit: Andri Bryner, Eawag (Beiträge S. 8–10 und 34)

Copyright: Nachdruck möglich nach Absprache mit der Redaktion.

Copyright der Fotos: Eawag (sofern nicht anders gekennzeichnet)

Erscheinungsweise: Zweimal jährlich in Deutsch, Englisch und Französisch. Chinesische Ausgabe in Zusammenarbeit mit INFOTERRA China National Focal Point.

Abbildungen: Peter Nadler, Fällanden

Konzept: TBS Identity, Zürich

Satz, Bild und Layout: Peter Nadler, Fällanden

Gedruckt: auf Recyclingpapier

Abonnement und Adressänderung: Neuabonnentinnen und Neuabonnenten willkommen, eawag.news@eawag.ch

ISSN 1420-3979



Edith Durisch-Kaiser,
Biologin und Oberassistentin in der Abteilung
Oberflächengewässer.
Koautorin: Alina Pavel

Donaudelta: mehr Treibhausgase als anderswo

Feuchtgebiete wie das Donaudelta funktionieren wie riesige natürliche Kläranlagen: Anthropogene Nährstoffe werden aus der Wassersäule entfernt und in Biomasse eingebaut. Beim Abbau dieser Biomasse entstehen im Donaudelta besonders grosse Mengen der Treibhausgase Methan und Kohlendioxid, die an die Atmosphäre abgegeben werden.

Feuchtgebiete und Seen sind wichtige Quellen für Treibhausgase. So weiss man, dass zirka 87 % aller Seen weltweit Kohlendioxid (CO₂) an die Atmosphäre abgeben. Dass sie aber auch grosse Mengen an Methan (CH₄) emittieren – ein Gas, das 20-mal stärker als Kohlendioxid zum Treibhauseffekt beiträgt – wurde lange Zeit

unterschätzt [1]. Dies u. a. deshalb, weil die grosse räumliche und zeitliche Variabilität von Feuchtgebieten eine detaillierte Quantifizierung der Methanemissionen erschwert. Während Kohlendioxid bei der aeroben Zersetzung organischen Materials entsteht, bildet sich Methan beim anaeroben Abbau. Darüber hinaus besteht die

Unterschiedliche Seetypen im Donaudelta

Das Donaudelta besteht aus drei Hauptarmen sowie unzähligen Seiten- und Altarmen, künstlichen Kanälen, Inseln und Seen. Die Seen sind flach (maximal 6 m tief) und unterscheiden sich in puncto Produktivität, Vegetation und Wasserhaushalt (Hydrologie) deutlich voneinander. Seen, die im engeren Einzugsbereich der Donauhauptarme liegen, sind stark durch die Wasserführung der Donau geprägt. Die übrigen Seen werden sowohl von der Donau als auch vom Schwarzen Meer beeinflusst. Hier drücken Ostwinde vor allem in den Wintermonaten Brackwasser in die Deltaseen, deren Wasserspiegel in dieser Zeit eher niedrig ist. Für unsere Untersuchung haben wir drei Bereiche im Donaudelta mit insgesamt 7 Durchflussseen ausgewählt:



- ▶ Die flussnahen Seen Uzlina und Isac werden hauptsächlich mit Wasser aus dem Donauarm Sfantu Gheorghe gespeist, das nach nur zirka 0,2 Tagen den Uzlinasee erreicht. Sie repräsentieren damit Systeme mit sehr hoher Nährstoffversorgung. Der Uzlina ist aufgrund seiner Pflanzengesellschaft (reich an Unterwasserpflanzen und fadenförmigen Algen) und der hohen Schwebstoffdichte ein trüber See. Der Isac dagegen wird als semi-trüb aufgeführt und ist vor allem durch freischwebende mikroskopisch kleine Algen und Trübstoffe charakterisiert.
- ▶ Die Seen Matita und Merhei stellen typische Feuchtgebiete mit klarem Wasserspiegel, extensiven Schilfgürteln und einer hohen Dichte an Unterwasserpflanzen dar. Sie werden über den mäandrierenden Lopatnakanal mit Donauwasser gespeist. Dieser Kanal ist dicht bewachsen und transportiert viel organisches Material in den Matitasee.
- ▶ Die eher isolierten Seen Puiu, Rosu und Rosulet werden über einen Kanal mit Nährstoffen versorgt, erhalten jedoch auch proportional viel organisches Material und regenerierte Nährstoffe aus den umliegenden Schilfgürteln [2]. Der Puiusee gilt als semi-trüb mit einer hohen Dichte an Phytoplankton und Schwebstoffen. Rosu und Rosulet sind trübe Seen und werden von Makrophyten und filamentösen Algen dominiert.

Möglichkeit, dass Methan auch von Pflanzen direkt produziert und an die Atmosphäre abgegeben wird – ein Prozess, der in der Wissenschaft jedoch kontrovers diskutiert wird.

Oft sind Feuchtgebiete sehr produktive Ökosysteme. Das trifft auch auf das Donaudelta am Schwarzen Meer in Rumänien zu und ist insbesondere auf den hohen Nährstoffgehalt des Flusswassers zurückzuführen. Denn auf seinem Weg durch 10 europäische Staaten (viele davon ohne Kläranlagen) reichern sich mehr und mehr Nährstoffe im Donauwasser an. Wir wollten daher den Zusammenhang zwischen den hohen Nährstoffkonzentrationen, der Produktion und dem Abbau von Biomasse sowie den Emissionen von Treibhausgasen untersuchen. Zudem wollten wir abschätzen, wie hoch die Treibhausgasemissionen des Donaudeltas im Vergleich zu anderen Feuchtgebieten sind. Gemeinsam mit Forschern des Geoecomars, des rumänischen Instituts für Marine Geologie und Geoökologie, haben wir darum verschiedene Seen im Donaudelta intensiv charakterisiert [3–5]. Dabei wurden sowohl Sediment- als auch Wasserproben genommen.

Das Donaudelta: stark eutrophiert. Mit seinen 5800 km² gilt der Mündungsbereich der Donau nach dem Volgadelta als das natürlichste und grösste Feuchtgebiet Europas. Seine Artenvielfalt ist vergleichbar mit denen des Amazonas- und Nildeltas. Das Donaudelta ist seit 1991 als Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung der Ramsar-Konvention unterstellt und in die Liste der Weltkulturerben aufgenommen. Im Jahr 1992 wurde es zudem in das UNESCO-Biosphärenprogramm eingetragen.

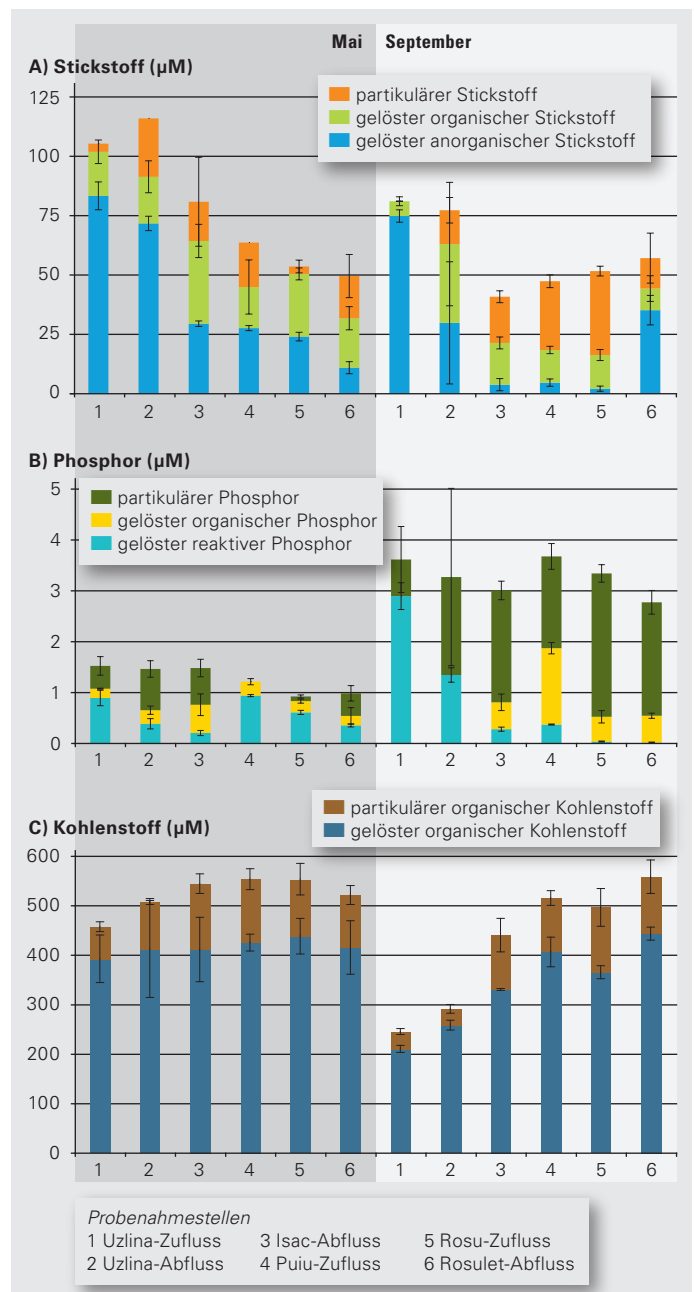
Trotz dieser Schutzbemühungen exportiert die Donau nach wie vor grosse Mengen an Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor) und Biomasse in die Deltaseen und die Küstengewässer des Schwarzen Meers. Zwar sank die Nährstofffracht in den vergangenen 20 Jahren aufgrund der wirtschaftlichen Rezession in Osteuropa, aber es werden immer noch 750–1050 Kilotonnen Stickstoff und 90–130 Kilotonnen Phosphor pro Jahr aus dem Einzugsgebiet in die Donau eingeleitet [6]. Die dadurch hervorgerufene Eutrophierung hat die Produktivität des gesamten Feuchtgebiets stark forciert und die dort gebildete Biomasse an Schilf, Unterwasserpflanzen und Algen ist enorm hoch.

Nährstoffsénke Donaudelta. Beim Aufbau der Biomasse werden die Nährstoffe in das organische Material eingebaut und damit aus der Wassersäule entfernt. Das Donaudelta funktioniert also als wichtige Senke im Nährstofftransport zum Schwarzen Meer. Am effizientesten ist der Nährstoffumbau in den Seen, die nahe an den Donauhauptarmen liegen. Im Frühjahr bei eher hohen und im Herbst bei meist niedrigen Wasserständen werden dort bis zu 77 bzw. 97 % der gelösten Nährstoffe aus der Wassersäule entfernt (vergleiche den Uzlina-Zufluss mit dem Isac-Abfluss jeweils im Mai und im September für die Mengen gelösten anorganischen Stickstoffs in Abb. 1A und den Gehalt an gelöstem reaktivem Phosphor in Abb. 1B). Folglich ist die Produktivität im Herbst am grössten. Nach dem Absterben senkt sich das gebildete organische Material entweder langsam auf den Seeboden ab oder wird – vor allem bei hohem Wasserpegel zwischen April und Juni – Richtung Schwarzes Meer transportiert [3]. Je weiter also

die Seen von den Donauhauptarmen entfernt sind, desto weniger gelöste (Abb. 1A und B) und umso mehr in Biomasse gebundene Nährstoffe – auch aus den ausgedehnten Makrophyten- und Schilfbeständen (Abb. 1C) – kommen dort an.

Nährstoffrücklösung. Beim Abbau der Biomasse – sei es in der Wassersäule oder im Sediment – werden die gebundenen Nährstoffe wieder frei und stehen dem Ökosystem erneut zur Verfügung. Dieses zusätzliche, interne Aufladen des Nährstoffreservoirs verstärkt die Eutrophierung und damit die Biomasse-

Abb. 1: Konzentrationen verschiedener Nährstoffparameter an sechs verschiedenen Probenahmestellen (siehe auch Karte im Kasten auf S. 4).





Die Diplomandinnen Anna Doberer und Judith Reutimann bereiten die Wasserproben für die Nährstoffmessungen vor.

produktion – ein Effekt, der trotz vermindertem Nährstoffeintrag durch die Donau noch Jahre hindurch anhalten kann und die Rückführung des Donaudeltas in einen nährstoffärmeren und quasi ursprünglicheren Zustand verzögert. Eine solche «Nährstoffhysterese» wurde ebenfalls für das Reservoir des Donaustaudamms «Eisernes Tor» an der Grenze zwischen Rumänien und Serbien beobachtet [7]. Als Hysterese bezeichnet man ein System, das nicht nur von der Eintragsgrösse (in diesem Fall den Nährstoffen), sondern auch von der Geschichte der Eintragsgrösse abhängig ist.

Wird der Stickstoff in den Donau-fernen Seen trotzdem knapp, wachsen in den Sommermonaten vermehrt Blaualgen auf. Diese können Luftstickstoff fixieren und führen dem System auf diesem Weg Stickstoff in Form von Ammonium zu.

Stark variierende Methan- und Kohlendioxidemissionen. Neben den Nährstoffanalysen wurden in mehreren Expeditionen im Frühjahr, Sommer und Herbst räumlich detailliert aufgelöste Gasmessungen im Oberflächenwasser der verschiedenen Seen durchgeführt. Während das Boot langsam entlang eines Rasters den See abfuhr, wurden kontinuierlich Wasserproben aufgesaugt und die darin gelösten Mengen an Methan und Kohlendioxid bestimmt. Dieser Ansatz erlaubte es uns, die Verteilungsmuster der Gase in den Seen zu analysieren (Abb. 2): Beispielsweise fanden

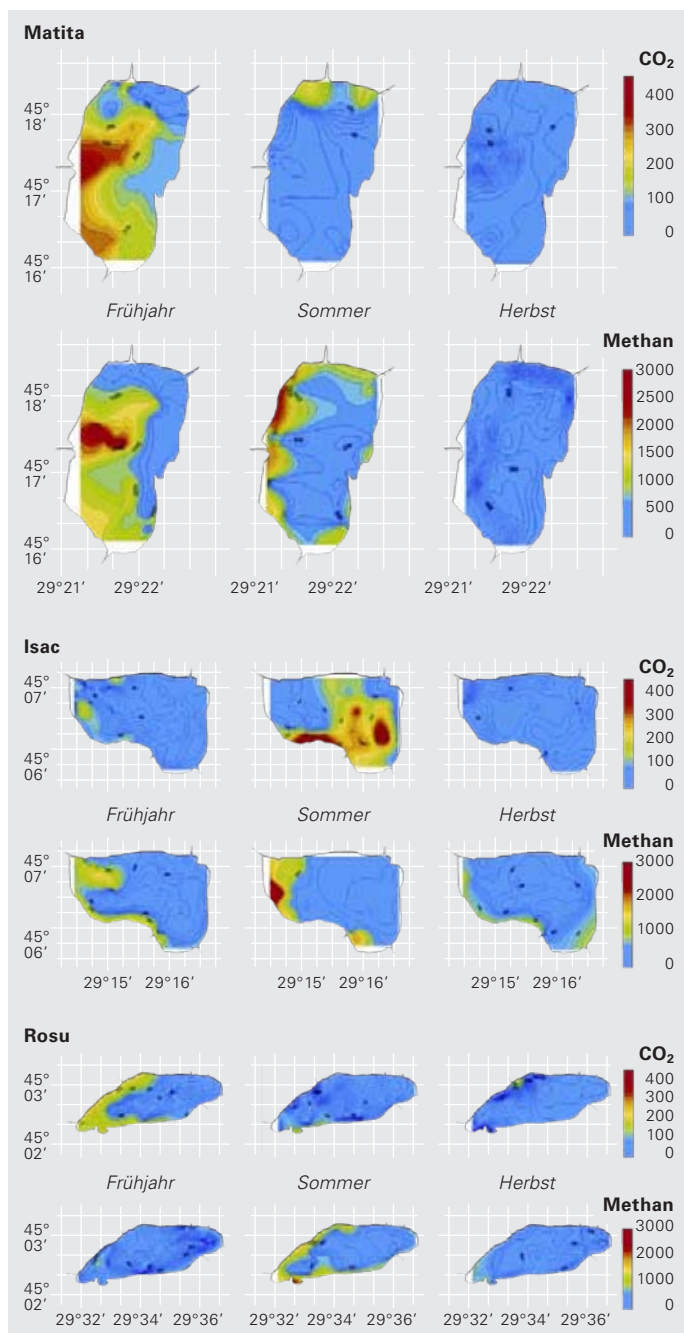
wir hohe Treibhausgasgehalte im Frühjahr oft im Bereich der Seezuflüsse. So im Matitasee, wo durch einen üppig bewachsenen Kanal grosse Mengen an gelösten Gasen eingetragen werden. Im Sommer dagegen konnten wir die höchsten Methankonzentrationen im Bereich der Schilfgürtel in Ufernähe nachweisen. Dies deshalb, weil das dort im Sediment eingelagerte Material leicht abbaubar ist für die methanogenen Bakterien. Die saisonalen Verteilungsmuster für die im Wasser gelösten Treibhausgase Kohlendioxid und Methan stimmen aber interessanterweise nicht mit den Verteilungsmustern von Gesamtstickstoff und -phosphor überein.

Überdurchschnittliche Treibhausgasemissionen des Donaudeltas. Die Ergebnisse der Gasmessungen haben wir zudem genutzt, um auf die Treibhausgasemissionen der gesamten Seeoberfläche des Donaudeltas hochzurechnen. Wir schätzen, dass jährlich $0,2 \times 10^9$ mol Methan (3,2 kt) und $6,4 \times 10^9$ mol Kohlendioxid (281,6 kt) über die Wasseroberfläche an die Atmosphäre abgegeben werden. Damit nimmt das Donaudelta im Vergleich zu anderen Feuchtgebieten und Seen Spitzenwerte ein. Und das, obwohl wir beim Methan die Emissionen durch Blasen und über Pflanzen, die bis zu 96 % ausmachen können, gar nicht berücksichtigt haben. Verglichen mit unseren konservativen Werten gibt

der Mündungsbereich der Donau im Schwarzen Meer (Brackwasserzone) fast 75 % weniger Methan ab als das Delta und selbst das Pantanal in Brasilien, das grösste Binnenland-Feuchtgebiet weltweit, emittiert deutlich weniger Methan. Eins der wenigen Feuchtgebiete mit höheren Methan- und Kohlendioxidemissionen ist das Amazonas-Gebiet.

Ursachen. Verantwortlich für die hohen Treibhausgasemissionen im Donaudelta ist ein Mix von Einflüssen: Allen voran der grosse

Abb. 2: Verteilung der Treibhausgasemissionen aus drei der untersuchten Seen im Donaudelta im Frühjahr, Sommer und im Herbst.



Nährstoffeintrag und damit verbunden der hohe interne Abbau akkumulierter Biomasse [8]. Weiter kommen hinzu:

- ▶ die speziellen hydrologischen Verhältnisse im Delta,
- ▶ die intensiven Austauschprozesse mit dem stehenden Wasser der Schilfbereiche,
- ▶ die geringe Tiefe der Seen, wodurch der Transport von gelösten Gasen zur Seeoberfläche vor allem im Uferbereich verkürzt wird,
- ▶ hohe Windstärken, verursacht durch die flache Topografie und die Nähe zum Meer; sie bedingen eine optimale Durchmischung der Wassersäule und unterstützen den vertikalen Gastransport.

Obwohl seit einiger Zeit bereits deutlich weniger Nährstoffe ins Delta eingeschleust wurden, bleibt zu erwarten, dass das Delta weiterhin über viele Jahre hinweg als wichtige Treibhausgasquelle funktionieren wird. Der Anschluss einiger Donauanrainerstaaten an die Europäische Union und der damit einhergehende wirtschaftliche Aufschwung könnten aber in der Zukunft sogar wieder zu einer Erhöhung des Nährstoffeintrags und letztlich der Treibhausgasemissionen führen. ○ ○ ○

Unser Dank gilt allen, die in diesem Projekt mitgearbeitet haben: Sorin Balan, Christian Dinkel, Anna Doberer, Silviu Radan, Judith Reutimann, Sebastian Sobek und Bernhard Wehrli.

- [1] IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): Climate Change 2007: 4th Assessment Report. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, Cambridge University Press.
- [2] Oosterberg W., Buijse A.D., Coops H., Ibelings B.W., Menting G.A.M., Staras M., Bogdan L., Constantinescu A., Hanganu J., Navodaru I., Török L. (2000): Ecological gradients in the Danube Delta; present state and man-induced changes. RIZA the Netherlands, Danube Delta National Institute Romania and Danube Delta Biosphere Reserve Authority Romania. RIZA rapport No. 2000.015.
- [3] Durisch-Kaiser E., Pavel A., Doberer A., Reutimann J., Balan S., Sobek S., Radan S., Wehrli B. (2008): Nutrient retention, total N and P export and greenhouse gas emission from the Danube Delta lakes. *Geo-Eco-Marina* 14, 81–90.
- [4] Pavel A., Durisch-Kaiser E., Sobek S., Balan S., Radan S., Wehrli B. (eingereicht): High spatial and seasonal variability of methane and carbon dioxide emission from wetland lakes in the Danube Delta.
- [5] Durisch-Kaiser E., Doberer A., Reutimann J., Pavel A., Balan S., Radan S., Wehrli B. (eingereicht): Organic matter governs N and P balance in Danube Delta lakes.
- [6] Zessner M., van Gils J. (2002): Nutrient fluxes from the Danube Basin to the Black Sea. *Water Science and Technology* 46, 9–17.
- [7] Teodoru C., Wehrli B. (2005): Retention of sediments and nutrients in the Iron Gate I reservoir on the Danube River. *Biogeochemistry* 76, 539–565.
- [8] Friedrich J., Dinkel C., Grieder E., Radan S., Secieru D., Steingruber S., Wehrli B. (2003): Nutrient uptake and benthic regeneration in Danube Delta lakes. *Biogeochemistry* 64, 373–398.

Überdüngung verändert die Daphniengemeinschaft



Nora Brede, Biologin und Postdoktorandin in der Abteilung Gewässerökologie.
Koautor: Piet Spaak

Die übermässige Nährstoffzufuhr ab 1950 hat in Europas Seen Lebensräume und Artzusammensetzung verändert. Die neuen Umweltbedingungen bevorzugten eine Wasserfloh-Art, und über Mischlinge wurden Gene eingeschleust. Trotz erfolgreicher Bekämpfung der Überdüngung haben sich die ursprünglichen Populationen nicht wieder eingestellt.

Bodensee und Greifensee sind zwei Gewässer, wie sie – trotz ihrer geografischen Nähe – unterschiedlicher kaum sein könnten. Der Bodensee zählt in seinen Anrainerstaaten Deutschland, Österreich und Schweiz zu den grössten Seen. Der Greifensee in der Nähe von Zürich gehört in die Kategorie der kleinen und flachen Gewässer. Dennoch waren beide Seen nur mit wenigen Jahren Abstand von einer vergleichbaren Nährstoffanreicherung (Eutrophierung) betroffen. Im Fall des Greifensees muss sogar von einer Hypereutrophierung gesprochen werden: 1971 wurden 525 µg/l Gesamtposphor gemessen. Mehrere Fischmassensterben waren die Folge. Im Bodensee wurden im gleichen Jahr zwar lediglich Maximalwerte von 87 µg/l Phosphor gemessen, trotzdem wurde das nährstoffarme (oligotrophe) Gewässer in seiner Produktivität zu einem eutrophen See.

Gut erforschte Wasserflöhe. Unser Anliegen war, am Beispiel der Wasserflöhe die Veränderungen der Artzusammensetzung und der Populationen über einen längeren Zeitraum zu rekonstruieren. Hauptsächlich interessierte dabei, wie gross das Ausmass

der durch die Eutrophierung verursachten Einwanderung von *Daphnia galeata* (Abb. 1) und ihrer anschliessenden Kreuzung mit der ursprünglichen Art *Daphnia longispina* (früher *Daphnia hyalina* [1]) war und welche Folgen dies für die Wasserflöhe hatte [2].

Daphnien zählen zu den wichtigsten und damit gut erforschten Zooplankton-Organismen, weswegen schon lange bekannt ist, dass sich in den 1950er-Jahren neben der indigenen Art *D. longispina* auch *D. galeata* in den Seen etablierte. Diese Art hybridisiert im Allgemeinen mit anderen Arten der Untergattung von *D. longispina* (*Hyalodaphnia*) und war im Fall der untersuchten

Stichwort Hybride

Kreuzen sich zwei Arten, spricht man bei den Nachkommen von Hybriden (Mischlingen). Zur Abgrenzung gegenüber dem Hybridisierungsbegriff in der Molekularbiologie sowie in der Tier- und Pflanzenzucht wird in der Evolutionsbiologie dafür oft auch der Begriff der interspezifischen Hybridisierung verwendet.

Viele Arten kreuzen sich gelegentlich, aber bleiben differenziert, wenn es Mechanismen gibt, die den Genfluss gering halten. Teilweise sind die entstehenden Hybride steril; in diesem Falle sind sie ohne Belang für den Evolutionsprozess. Beispiele dafür sind Maulesel und Maultier, die Kreuzungen von Pferd und Esel. Teilweise sind Hybride allerdings sehr wohl fruchtbar und bilden die Grundlage für die Entstehung neuer Genotypen und Arten. Doch auch fruchtbare Hybride verschwinden oft langsam wieder, wenn sie sich ihrerseits mit einer der ursprünglichen Arten paaren. Über diesen Pfad werden aber Gene von der einen in die andere Art «eingeschleust». Im Fall der Daphnien lässt sich dieser Genfluss (Introgression) sowohl im Bodensee als auch im Greifensee nachweisen [1].



Abb. 1: *Daphnia galeata* findet man in vielen eutrophen Gewässern – sowohl hier, als auch in Asien und Nord Amerika.

Seen zu Zeiten der maximalen Eutrophierung wesentlich häufiger anzutreffen als *D. longispina* [3].

Eutrophierung verändert Artzusammensetzung. In beiden Seen veränderte sich die Artzusammensetzung der Daphnien seit Beginn der Eutrophierung gravierend (Abb. 2). Während *D. longispina* im Bodensee die sexuelle Vermehrung einstellte und als rein klonaler Organismus weiterexistierte, verschwand sie aus dem viel stärker belasteten Greifensee sogar völlig. Im Greifensee erschien für kurze Zeit – während der stärksten Eutrophierung – noch eine weitere Art, *D. cucullata*. Sie verschwand zwar schnell wieder; durch Hybridisierung hat sie aber Gene in die existierenden *D.-galeata*-Populationen eingebracht (siehe Kasten «Stichwort Hybride»).

Dank der umfassenden Anstrengungen im Gewässerschutz ist seit Beginn dieses Jahrtausends in beiden Seen der ursprüngliche Trophie-Status wiederhergestellt. Die Wasserfloh-Populationen haben sich aber unwiederbringlich verändert und bestehen heute hauptsächlich aus der Art *D. galeata* und einem breiten Spektrum an Hybridklassen.

Dauerstadien als Archive. Im Rahmen der von 2003–2008 durchgeführten Studie wurden aus beiden Seen Sedimentkerne entnommen. Die deutlich sichtbaren, hell und dunkel gefärbten Lagen erlauben eine zeitliche Zuordnung der Ablagerungen. Noch exakter wurde dies, seit Referenzkerne mit Hilfe von Radioaktivitätsanalysen datiert wurden. In den Sedimentschichten sind Ephippien eingelagert, die Dauerstadien der Wasserflöhe. Diese sattelförmigen Gebilde sind nur rund einen halben Millimeter gross und enthalten in der Regel zwei Eier. Sie werden im Laufe der Saison produziert und sinken nach und nach auf den Grund des Sees. Dort werden sie vom neu abgelagerten Sediment eingeschlossen.

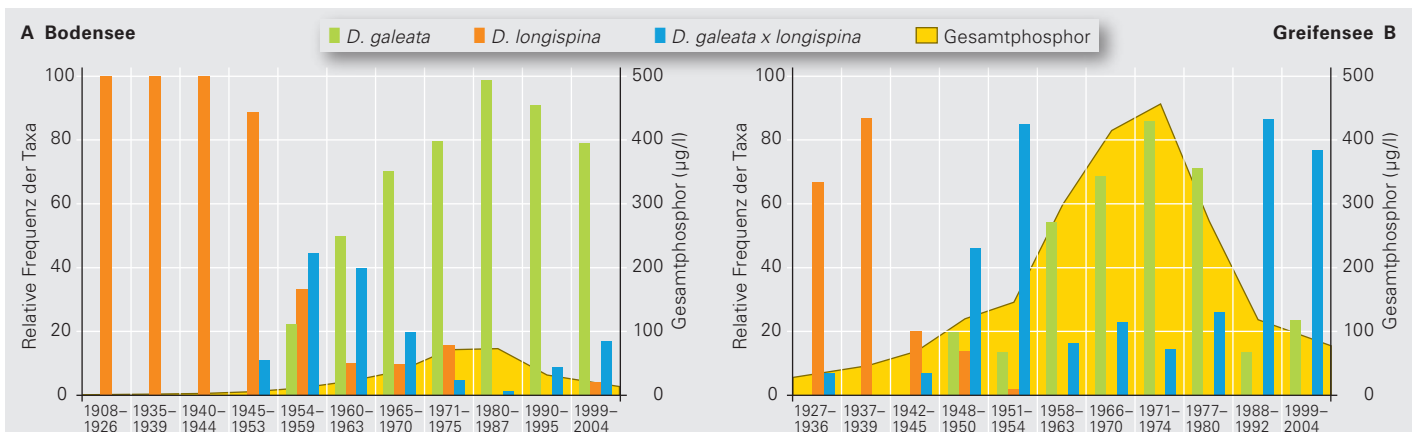
Die meisten *Daphnia*-Arten vermehren sich durch zyklische Parthenogenese. Das bedeutet, dass sie sich hier zu Lande während des Frühlings und Sommers klonal vermehren und im Herbst beginnen, sowohl sexuelle Weibchen als auch Männ-



Piet Spaak, Leiter der Abteilung Gewässerökologie, beim Bergen von Sedimentkernen auf dem Greifensee.

chen zu produzieren. Nur aus der sexuellen Fortpflanzung gehen Ephippien hervor. Diese beginnen meist erst im Frühling mit ihrer Entwicklung. Sie überstehen so die Wintermonate, wenn es für sie nicht genügend Nahrung gibt und die Temperaturen zu niedrig sind. Die Dauerstadien von Wasserflöhen sind äusserst robust: Es ist bekannt, dass sie die Darmassage durch Wasservögel und Fische genauso überstehen, wie Austrocknung und Frost. Wir konnten selbst aus 45 Jahre alten Dauereiern noch Daphnien aufziehen. Noch ältere Eier verlieren ihre Fähigkeit zur Entwicklung, doch die enthaltene DNA kann auch nach 100 Jahren noch ohne

Abb. 2: Änderung der Häufigkeiten einzelner Arten (*D. longispina*, *D. galeata* und *D. galeata x longispina*) über die Zeit in Bodensee (A) und Greifensee (B). Gelbe Fläche: gemittelte Phosphorwerte.



Resurrection Ecology

Die Aufzucht von lebensfähigen Wasserflöhen aus Jahrzehnte alten Dauereiern hat einen Touch von «Jurassic Parc». In der Wissenschaft fällt die Methode unter den Begriff der «Resurrection Ecology», einer auf Wiederbelebung beruhenden Ökologieforschung, die auch mit Dauerstadien anderer Zooplankter betrieben wird. Bei Copepoden (Ruderfusskrebsechen) konnten schon aus über 300 Jahre alten Dauereiern lebendige Tiere aufgezogen werden. Noch weiter zurück funktioniert die Erweckung allerdings bisher nicht. Dafür kann mit Resurrection Ecology, anders als in der Paläoökologie, nicht nur die DNA eines Lebewesens analysiert werden, sondern die genetische Information kann direkt verglichen werden mit Eigenschaften des lebenden Organismus – insbesondere mit dessen Anpassungen an die Verhältnisse in seinem damaligen Lebensraum.

grösseren Aufwand zu molekulargenetischen Analysen herangezogen werden [4]. Damit bilden Dauerstadien ein Archiv derjenigen Populationen, die vor Jahrzehnten einen See bevölkerten, und erlauben es Wissenschaftlern, Geschehnisse in der Vergangenheit zu rekonstruieren (siehe Kasten «Resurrection Ecology»).

Hybridisierung erlaubt eine schnelle Anpassung. Lange glaubte man, die Veränderung der Gene und mithin die gesamte Evolution beruhe auf Mutationen. Mutationen entstehen jedoch relativ selten und sind in den meisten Fällen entweder selektionsneutral oder gar -negativ. Dagegen haben sich funktionale Gensequenzen, die durch Hybridisierung neu kombiniert wurden, in der Natur durchgesetzt [5]. Eine Art kann also einzelne Vorteile einer anderen Art «übernehmen» – ein Vorgang, den der Mensch in der Tier- und Pflanzenzucht seit je nutzt.

Toleranz gegenüber Blei früher grösser. *D. galeata* und *D. longispina* bewohnen unter stabilen Bedingungen unterschiedliche Habitate und zeigen dementsprechende Anpassungen an ihre Nischen: *D. longispina* besiedelt grosse, oligotrophe Seen und *D. galeata* kleinere, eutrophe Gewässer, weswegen letztere Art auch wärmetoleranter ist. Die aus den Dauereiern früherer Jahre aufgezogenen Wasserflöhe zeigen Anpassungen an die zur jeweiligen Zeit herrschenden Bedingungen. Im Bodensee zeichnen sie die unterschiedlichen Futterquantitäten und -qualitäten während der Eutrophierung nach: Tiere, deren Eltern zu Zeiten maximaler Eutrophierung im See lebten, wuchsen im Labor mit mehr Erfolg als andere, wenn wir sie üppig mit sehr phosphorhaltigen Grünalgen versorgt haben. Aus den älteren Sedimentschichten des Greifensees geschlüpfte Daphnien überleben länger in hohen Bleikonzentrationen als solche aus jüngeren Sedimenten. Sie waren offensichtlich besser angepasst an die damaligen Verhält-

nisse. Die Bleikonzentrationen gingen erst mit dem sinkenden Einsatz und schliesslich mit dem Verbot von verbleitem Benzin (2000) stark zurück.

Die von uns nachgewiesenen mikroevolutionären Prozesse sind Ausdruck des grossen selektiven Drucks, den die anthropogene Veränderung des Habitates auf die Wasserfloh-Populationen hatte [6]. Die Ergebnisse zeigen aber auch, in welchem hohem Masse flexibel der Zooplankton-Organismus *Daphnia* ist – durch seine Fähigkeit, sowohl ungünstige Zeiten als Dauerstadium zu überstehen als auch Eigenschaften anderer Arten durch Hybridisierung zu «übernehmen». So kann sich der Wasserfloh selbst an gravierende Veränderungen seines Lebensraums anpassen. Er wird daher ein wichtiger Modellorganismus der ökologischen und evolutionären Wissenschaften bleiben.

Schutz des Ursprünglichen wichtiger als Wiederherstellung.

Unsere Resultate geben deutliche Hinweise für die Natur- und Artenschutzpraxis: So ist die Wiederherstellung vergangener ökologischer Eigenschaften eines Lebensraums aus populationsgenetischer Sicht nur bedingt sinnvoll. Denn offensichtlich lassen sich die Folgen von Arteninvasionen, interspezifischer Hybridisierung und Selektion nicht rückgängig machen. Der Schutz unberührter oder wenig veränderter Habitate ist daher vorrangig. Was angesichts der weitgreifenden Veränderungen, die der Mensch seiner Umwelt zufügt, das Kriterium der Ursprünglichkeit noch erfüllt, ist allerdings erst wenig erforscht. Umso wichtiger ist es, dass sich die Wissenschaft Klarheit verschafft, welche Art des Schutzes für Habitate langfristig Erfolg verspricht. ○ ○ ○

- [1] Petrusek A., Hobaek A., Nilssen J.P., Skage M., Cerny M., Brede N., Schwenk K. (2009): A taxonomic reappraisal of the European *Daphnia longispina* complex (Crustacea, Cladocera, Anomopoda). *Zoologica Scripta* 37, 507–519.
- [2] Keller B., Wolinska J., Manca M., Spaak P. (2008): Spatial, environmental and anthropogenic effects on the taxon composition of hybridizing *Daphnia*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences* 363 (1505), 2943–2952.
- [3] Brede N., Sandrock C., Straile D., Spaak P., Jankowski T., Streit B., Schwenk K. (2009): The impact of human-made ecological changes on the genetic architecture of *Daphnia* species. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 106, 4758–4763.
- [4] Brendonck L., de Meester L. (2003): Egg banks in freshwater zooplankton: Evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491, 65–84.
- [5] Schwenk K., Brede N., Streit B. (2008): Introduction. Extent, processes and evolutionary impact of interspecific hybridization in animals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363, 2805–2811.
- [6] Hairston N.G.Jr., Lampert W., Cáceres C.E., Holtmeier C.L., Weider L.J., Gaedke M.U., Fischer J., Fox A., Post D.M. (1999): Rapid evolution revealed by dormant eggs. *Nature* 401, 446.

CO₂-Fixierung in Brienzer- und Luganersee

Kohlendioxid (CO₂) wird in Seen aus dem natürlichen Kreislauf der Erde herausgenommen und im Sediment in Form von organischem Kohlenstoff eingelagert. Doch welchen Einfluss haben der Nährstoffgehalt und die Sauerstoffverfügbarkeit des Seewassers auf die CO₂-Fixierung? Um diese Frage zu beantworten, ging die Eawag mit der «molekularen Lupe» auf Tauchstation.

Seen funktionieren in der Regel als CO₂-Senken: Beim Aufbau pflanzlicher Biomasse wird der Atmosphäre CO₂ entzogen. Dabei wird die Biomasse entweder im See selbst gebildet – z. B. als Phytoplankton, Algen und Schilf – oder aus dem Umland in die Seen eingetragen. Das so entstandene organische Material ist Basis des Nahrungsnetzes im See. Den Aufbauprozessen gegenüber stehen die Abbauprozesse, bei denen ein Teil der Biomasse auf seinem Weg durch die Wassersäule durch Mikroorganismen wieder zu CO₂ umgewandelt wird. Der Teil jedoch, der nicht abgebaut wird, kann sich langfristig im Sediment einlagern.

Durch diese CO₂-Fixierung wirken Seen dem Treibhauseffekt entgegen [1–3]. Aussagen zur Effektivität von Seen als CO₂-Senke sind daher wichtige Grundlagen in der Modellierung künftiger Auswirkungen des Klimawandels. Wir wollten deshalb wissen, welche seeinternen Parameter den Prozess der CO₂-Fixierung beeinflussen. Im Detail ging es uns um den Nährstoffgehalt und die damit gekoppelte Bioproduktivität (Ausmass der Biomassebildung) sowie die Sauerstoffverfügbarkeit des Seewassers. In unserem Forschungsprojekt verglichen wir zwei Seen mit unterschiedlichen Trophiestufen.

Mit Lipid-Biomarkern den Auf- und Abbau organischen Materials sichtbar machen. Die Einlagerungseffizienz von organischem Material ins Sediment wird beschrieben durch das Verhältnis des im See verfügbaren organischen Kohlenstoffs zum tatsächlich im Sediment eingelagerten Kohlenstoff. Sie wird also einerseits durch die Menge der vorhandenen Biomasse beeinflusst: Je höher der Nährstoffgehalt – insbesondere Phosphat und Nitrat [4], desto mehr Biomasse wird im See gebildet. Andererseits wird die Einlagerungseffizienz aber auch durch die Intensität mikrobieller Abbauprozesse in der Wassersäule bestimmt: Ist genügend Sauerstoff selbst in tieferen Wasserschichten vorhanden, kann das organische Material nahezu vollständig in der Wassersäule zu CO₂ mineralisiert werden und nur wenig gelangt ins Sediment. Für unsere Studie haben wir daher zwei sehr verschiedene Seen ausgewählt: den oligotrophen Brienzersee im Berner Oberland, der sich durch eher niedrige Nährstoff- (Phosphat < 5 µg/l) und Biomassegehalte und eine hohe Sauerstoffsät-



Achim Bechtel, Mineraloge, war als wissenschaftlicher Mitarbeiter im Rahmen eines Forschungsstipendiums der Europäischen Union in der Abteilung «Oberflächengewässer» tätig. Koautor: Carsten Schubert

tigung auszeichnet, sowie den eutrophen Luganersee im Kanton Tessin mit wesentlich höheren Nährstoff- (Phosphat 50–60 µg/l) und Biomassekonzentrationen und anoxischen Bedingungen im Tiefenwasser (Abb. 1A).

Ziel war es, die Lipidzusammensetzung des partikulären organischen Materials aus unterschiedlichen Wassertiefen (10, 40, 70, 100, 150 und 200 bzw. 250 m) zu analysieren. Anhand der Lipid-Biomarker [5–7] kann auf die Herkunft des organischen Materials und somit auf die Beiträge unterschiedlicher Organismen zur Biomasse zurückgeschlossen werden. Viel wichtiger aber war uns, dass wir durch die Biomarker den Fortschritt der Abbauprozesse verfolgen konnten. Die im Frühjahr (Juni) und im Herbst (Oktober bzw. November) 2007 genommenen Schwebstoffproben wurden deshalb in die Fraktionen der Fettsäuren und der «neutralen Lipide» aufgetrennt und auf ihre molekulare Zusammensetzung untersucht.

Eawag-Forscher Carsten Schubert bereitet das Massenspektrometer zur Messung vor und füllt flüssigen Stickstoff ein.



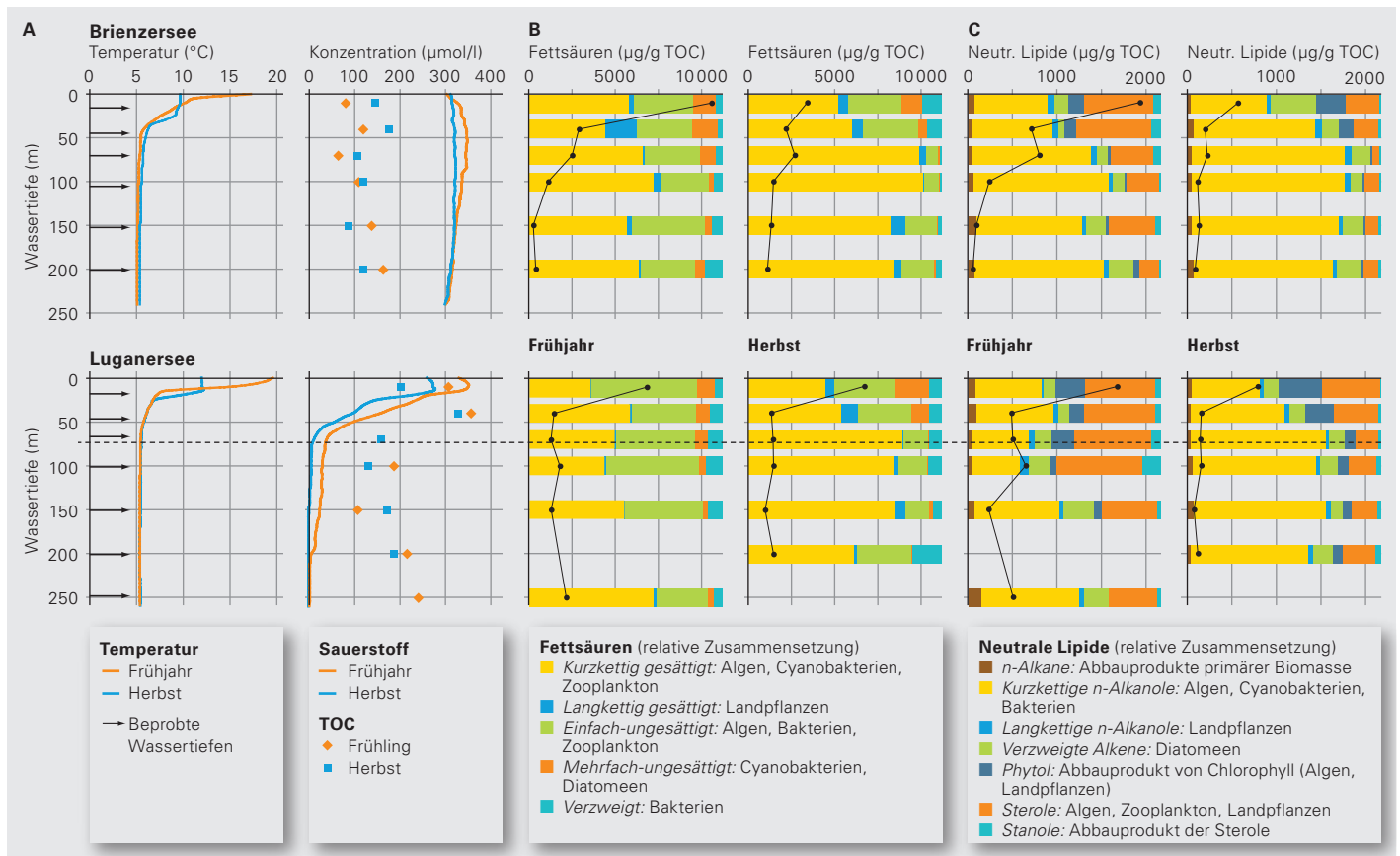


Abb. 1: Untersuchte Parameter in verschiedenen Wassertiefen des Brienz- und des Luganersees – Probenahmen im Frühjahr und im Herbst.
 A) Biodiversität (ausgedrückt als Gesamtmenge an organischem Kohlenstoff [TOC]) und Sauerstoffsättigung.
 B) Gesamtfettsäuregehalt (Kurven) und relative Zusammensetzung der Fettsäurefraktionen (Balken).
 C) Gesamtgehalt der neutralen Lipide (Kurven) und relative Zusammensetzung der Fraktionen der neutralen Lipide (Balken).
 Die durchgezogene Linie markiert die Lage der Grenzschicht zwischen sauerstoffhaltigem und sauerstofffreiem Wasser im Luganersee.

Analyse der Fettsäuren. In einem ersten Schritt analysierten wir die Fettsäurezusammensetzungen und -konzentrationen beider Seen im Detail. Folgende Aussagen können wir aus unseren Daten ziehen:

- ▶ Beide Seen weisen etwa vergleichbare Fettsäurekonzentrationen auf, wenn man sie auf die Gesamtmengen des organischen Kohlenstoffs normiert (Kurven in Abb. 1B). Dagegen sind die absoluten Fettsäurekonzentrationen in µg pro Liter gefiltertes Wasser im Luganersee zirka 4-mal höher. Dies spiegelt die unterschiedliche Bioproduktivität der Seen aufgrund verschiedener Nährstoffgehalte deutlich wider.
- ▶ In tieferen Wasserschichten nehmen die Fettsäurekonzentrationen ab (Kurven in Abb. 1B). Gleichzeitig treten vermehrt ungesättigte gegenüber gesättigten Fettsäuren auf (Balken in Abb. 1B). Die im See verfügbare Biomasse wird also mit zunehmender Wassertiefe abgebaut. Im Tiefenwasser des Luganersees steigen die Fettsäuregehalte wieder tendenziell an, der Abbau scheint dort langsamer abzulaufen.
- ▶ In beiden Seen bestehen die Fettsäurefraktionen überwiegend aus kurzkettigen, gesättigten und einfach ungesättigten Substanzen, was auf einen dominierenden Beitrag von Phyto-

plankton zur Biomasse hinweist. So sind einfach ungesättigte Fettsäuren mit 16 Kohlenstoffatomen Marker für Kieselalgen (Diatomeen). Hohe Anteile davon konnten wir in der euphotischen Zone des Brienzersees im Frühjahr und im Herbst nachweisen. Die euphotische Zone ist die obere, durchleuchtete Wasserschicht, in der Photosynthese möglich ist. Nur geringe Anteile des organischen Materials gehen auf Landpflanzen zurück, erkennbar an den langkettigen Fettsäuren, die Bestandteile von Wachsen sind (Balken in Abb. 1B).

▶ Verzweigte Fettsäuren sind Biomarker für bakteriell gebildete Biomasse. Erhöhte relative Gehalte dieser Fettsäuren fanden wir im Luganersee im Grenzbereich zwischen sauerstoffhaltigem und sauerstofffreiem Wasser in etwa 70 m Wassertiefe (Frühjahr) und im Tiefenwasser (Herbst). Die relativ hohen Gehalte an verzweigten Fettsäuren im sauerstofffreien Tiefenwasser des Luganersees weisen auf Bakterien hin, die unter Abwesenheit von Sauerstoff aktiv sind.

▶ Mehrfach ungesättigte Fettsäuren zeigen das Auftreten von Cyanobakterien (= Blaualgen = photosynthetisierende Bakterien) und Diatomeen an. Insbesondere stammen solche mit 18 Kohlenstoffatomen von Cyanobakterien. Sie traten z.B. in der euphoti-

schen Zone des Luganersees im Frühjahr auf. Im Brienersee und in der euphotischen Zone des Luganersees im Herbst stammen die mehrfach ungesättigten Fettsäuren hingegen überwiegend von Diatomeen.

► Stark erhöhte Gehalte an kurzkettigen gesättigten Fettsäuren mit 18 Kohlenstoffatomen in beiden Seen legen einen erhöhten Beitrag von Zooplankton zur Biomasse in tieferen Bereichen der Wassersäule zum Zeitpunkt der Probennahme im Herbst nahe (Balken in Abb. 1B).

Analyse der neutralen Lipide. Weitere wertvolle Informationen liefern die Fraktionen der neutralen Lipide – darunter fallen Alkohole, Alkane und Alkene. Hier unsere Ergebnisse:

► Wie bei den Fettsäuren nehmen auch die Gehalte der neutralen Lipide mit zunehmender Wassertiefe ab (Kurven in Abb. 1C) und spiegeln den Abbau der Biomasse in der Wassersäule wider.

► Die Dominanz kurzkettiger gegenüber den langkettigen *n*-Alkanolen (gesättigte Kohlenwasserstoffe mit einer oder mehreren Hydroxylgruppen) bestätigt das bereits anhand der Fettsäuren erhaltene Resultat, dass die im See verfügbare Biomasse im Wesentlichen vom Phytoplankton stammt und nur ein geringer Eintrag von Landpflanzen erfolgte (Balken in Abb. 1C).

► In allen Proben konnten wir auch mikrobiell gebildete Alkanole (verzweigte *n*-Alkanole mit 15 und 17 Kohlenstoffatomen) nachweisen.

► Phytol dient als Marker für photosynthetisch aktive Organismen, denn es ist Bestandteil des Chlorophylls. Daher ist es nicht verwunderlich, dass es vor allem in den oberen Wasserschichten beider Seen vorkommt.

► Sterole sind Bestandteile pflanzlicher Zellmembranen, wobei einzelne Sterole spezifischen Organismengruppen zugeschrieben werden können. So wird Sitosterol als Marker für Landpflanzen angesehen, während ein bestimmtes Sterol mit 28 Kohlenstoffatomen typisch für Kieselalgen ist. Beide Sterole wurden sowohl im Briener- als auch im Luganersee in den im Frühjahr genommenen Proben nachgewiesen. Hingegen enthalten die Proben im Herbst viel weniger pflanzliche Sterole. Dafür werden sie von Cholesterol dominiert, was für einen erhöhten relativen Beitrag des Zooplanktons zur Biomasse insbesondere in tieferen Bereichen der Wassersäule spricht.

► Mit zunehmender Wassertiefe steigt das Verhältnis von Stanolen zu Sterolen an. Dies kann als Indiz für den fortschreitenden Abbau organischer Substanz in der Wassersäule gewertet werden.

► Zu erwähnen ist noch der relativ hohe Anteil von verzweigten Alkenen, die als weitere charakteristische Marker für Kieselalgen gelten.

Rückschlüsse zur Dynamik der organischen Substanz und zur CO₂-Fixierung. Was können wir zusammenfassend aus unseren Resultaten herauslesen? Wie erwartet, wird im nährstoffarmen Brienersee weniger organisches Material gebildet als im eutrophen Luganersee. Gleichzeitig wird dieses Material im Brienersee effizienter abgebaut als im Luganersee, so dass insgesamt mehr organischer Kohlenstoff in das Sediment des Luganersees eingelagert wird. Der Luganersee ist auf den ersten Blick

also die grössere CO₂-Senke. Doch die Kehrseite der Medaille präsentiert uns den Luganersee als ein seit den 70er-Jahren stark verändertes Ökosystem. Bis zum Ende der 80er-Jahre stiegen die Nährstoffgehalte durch den Einfluss des Menschen kontinuierlich an. Verstärkte Umweltschutzanstrengungen zeigen seitdem zwar erste Erfolge, jedoch sind bis heute nicht nur eine unnatürlich hohe Biomasseproduktion, sondern auch Veränderungen in der Zusammensetzung des Phyto- und Zooplanktons nachweisbar. Unsere Analyse der Lipidzusammensetzung belegt beispielsweise, dass im Luganersee Cyanobakterien, die die Wasserqualität stark beeinträchtigen können, und Grünalgen dominieren, während im oligotrophen Brienersee Kieselalgen vorherrschen. Einhergehend mit den erhöhten Nährstoffkonzentrationen weist der Luganersee nur in den obersten Wasserschichten eine dem Brienersee vergleichbare Sauerstoffkonzentration auf (Abb. 1A). Ab etwa 70 m Wassertiefe ist quasi kein Sauerstoff mehr im Luganersee vorhanden. Das ist einerseits der Grund für den weniger stark ausgeprägten Abbau des organischen Materials. Andererseits wird das organische Material aber auch unter diesen anoxischen Bedingungen von Mikroorganismen umgesetzt. Jedoch entsteht dabei kein CO₂, sondern Methan, das ein ~20-mal stärkeres Treibhausgas als CO₂ ist. Dies relativiert die Bedeutung des Luganersees als grössere CO₂-Senke beträchtlich. Insgesamt zeigt unsere Studie, dass der Kohlenstoffumsatz und damit auch die CO₂-Fixierung in Seen entscheidend vom Nährstoff- und Sauerstoffgehalt des Wassers abhängig sind. ○ ○ ○

- [1] Dean W.E., Gorham E. (1998): Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology* 26, 535–538.
- [2] Müller B., Märki M., Schmid M., Vologina E.G., Wehrl B., Wüest A., Sturm M. (2005): Internal carbon and nutrient cycling in Lake Baikal: sedimentation, upwelling, and early diagenesis. *Global and Planetary Change* 46, 101–124.
- [3] Sobek S. (2009): Begraben im See – so binden Seesedimente CO₂. *Eawag News* 66, 10–12.
- [4] Müller B., Finger D., Sturm M., Prasuhn V., Haltmeier T., Bossard P., Hoyle C., Wüest, A. (2007): Present and past bio-available phosphorus budget in the ultra-oligotrophic Lake Brienz. *Aquatic Sciences* 69, 227–239.
- [5] Bechtel A., Schubert C.J. (2009): Biogeochemistry of particulate organic matter from lakes of different trophic levels in Switzerland. *Organic Geochemistry* 40, 441–454.
- [6] Pearson E.J., Farrimond P., Juggins S. (2007): Lipid geochemistry of lake sediments from semi-arid Spain: Relationships with source inputs and environmental factors. *Organic Geochemistry* 38, 1169–1195.
- [7] Wakeham S.G., Amann R., Freeman K.H., Hopmans E.C., Jørgensen B.B., Putnam I.F., Schouten S., Sinninghe Damsté J.S., Talbot H.M., Woebken D. (2007): Microbial ecology of the stratified water column of the Black Sea as revealed by a comprehensive biomarker study. *Organic Geochemistry* 38, 2070–2097.

Warum der Luganersee lange nicht durchmischte

2009 veröffentlichte die Eawag eine Studie zum Mischungsverhalten des Luganersees. Rolf Kipfer, Leiter der Abteilung «Wasserressourcen und Trinkwasser» und Titularprofessor an der ETH Zürich, erklärt im Gespräch, wie sich die Eutrophierung und der Klimawandel auf die Durchmischung eines Sees auswirken können.

Was war der Anlass für die Studie am Luganersee?

Der Anlass war, dass sich der Luganersee seit etwa 40 Jahren nicht mehr vollständig durchmischt hatte und dass sein Tiefenwasser all die Jahre sauerstofffrei war.

Woher wusstet ihr das?

Der Kanton Tessin hat immer schon sporadisch die Temperatur, den Sauerstoffgehalt und die Leitfähigkeit des Wassers in verschiedenen Tiefen bestimmt und misst diese Parameter seit 1991 sogar regelmässig alle zwei Wochen. Und auch die Eawag hat bereits Probenkampagnen am Luganersee durchgeführt. Anhand dieser Daten haben wir die Entwicklung des Luganersees und des Sauerstoffgehalts verfolgt. Und im Winter 2005 war das Wasser auf dem Seegrund plötzlich wieder für kurze Zeit mit Spuren von Sauerstoff angereichert.

Heisst das, es war zu einer Durchmischung gekommen?

Ja, aber die Durchmischung im Jahr 2005 war nur ein erster kurzer, aber wichtiger Anlauf. Erst im nächsten Winter wurde der Luganersee während zwei Monaten ordentlich durchmischt.

Ist es denn normal, dass der Luganersee nur selten umgewälzt wird?

Er ist sicher kein See, der wie viele andere, flache Seen in unseren Breiten zweimal jährlich im Frühjahr und im Herbst durchmischt wird. Das liegt daran, dass er schmal und tief und schlecht durchflossen ist. Aber dass es nun so lange dauerte, daran war auch die Eutrophierung schuld.

Eine gesteigerte Nährstoffzufuhr kann also Einfluss auf physikalische Prozesse wie die Durchmischung haben?

Richtig.

Und wie geht das?

Indem die geochemischen Verhältnisse im Luganersee durch den vermehrten Nährstoffeintrag in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts massiv verändert wurden. Zunächst wurde die Primärproduktion gesteigert. Dadurch kam es zur Sauerstoffaufzehrung im Tiefenwasser. Und bei diesen anoxischen Bedingungen

wurden Ionen aus dem Sediment remobilisiert. Der See lud sich also von unten her mit gelösten Ionen auf, so dass sich die Dichte und die Leitfähigkeit des Tiefenwassers vergrösserten. Durch diese nach unten zunehmende Salzkonzentration wurde der See chemisch stabilisiert und konnte sich nicht mehr durchmischen. Das ist ein typisches Eutrophierungsproblem.

Und das konnte selbst durch den verbesserten Gewässerschutz mithilfe von Kläranlagen ab Anfang der 1970er-Jahre nicht wieder rückgängig gemacht werden?

Teilweise schon, aber nur in den oberen Wasserschichten. Doch weil der See so tief ist und der Salzgradient, d.h. die Schichtung, so stabil war, kam keine grossräumige Durchmischung zustande. Das passierte erst im Verlauf der beiden relativ kalten Winter 2005 und 2006. Und was genau dazu führte, wollten wir mit unserer Untersuchung rekonstruieren.

«Dass es so lange dauerte, bis es zur Durchmischung kam, daran war auch die Eutrophierung schuld.»





«Die Durchmischung alleine ist kein Kriterium, ob es einem See gut oder schlecht geht.»

Ihr habt deshalb die aufgezeichneten kantonalen Daten von 2006 bis zurück ins Jahr 1991 im Detail analysiert. Was konntet ihr daraus ableiten?

Nehmen wir zunächst die Temperaturdaten. Daran konnten wir sehen, dass das Tiefenwasser über die Jahre hinweg durch Wärme aus dem Gestein von unten langsam aufgeheizt wurde. Und auch von oben kam immer mehr Wärme durch den turbulenten Transport in den See hinein.

Und dabei wird das wärmere Wasser nach oben bzw. unten verlagert?

Nein, wenigstens nicht über grosse Distanzen hinweg. Vielmehr wird die Wärme durch kleinskalige Turbulenzen von Wasserpaket zu Wasserpaket nach oben und unten weiter gereicht. Erst in Wintern, wenn die Temperaturen von Oberflächen- und Tiefenwasser identisch sind oder wenn das Oberflächenwasser sogar kälter als das Tiefenwasser wird, ist die Grundvoraussetzung für einen grossräumigen vertikalen Wassertransport, sprich für eine Durchmischung, gegeben. Im Luganersee war das erstmals wieder im Winter 1999 der Fall.

Wieso dauerte es aber nochmal sechs Jahre, bevor es dann tatsächlich zu einer Durchmischung kam?

Das lag an der extremen chemischen Stabilisierung. Anhand der Leitfähigkeitsdaten konnten wir ablesen, dass in den Jahren zwischen 1999 bis 2005 Oberflächenwasser mit einer geringen

Leitfähigkeit langsam, aber sicher nach unten gemischt und der Dichtegradient abgebaut wurde. So kam es, dass die chemische Stabilisierung ab dem Jahr 2005 bis 2006 auch abgebaut wurde. Und erst jetzt war die winterliche Auskühlung stark genug, den Mischungsprozess auszulösen.

Ist das Tiefenwasser des Luganersees heute mit Sauerstoff angereichert?

Wahrscheinlich nicht, denn schon Ende 2006 war das Tiefenwasser praktisch wieder sauerstofffrei. Durch die lange anoxische Phase gibt es dort einfach noch zu viele reduzierte Verbindungen, die den Sauerstoff schnell wieder aufbrauchen – selbst wenn dieser durch Mischungsprozesse ständig eingetragen wird.

Ihr habt versucht zu quantifizieren, wie viel Tiefenwasser ausgetauscht wurde.

Stimmt. Wir haben errechnet, dass im Winter 2006 etwa die Hälfte des Tiefenwasservolumens ersetzt wurde.

Dazu habt ihr so genannte konservative Gas-Tracer herangezogen.

Ja, nachdem wir im Winter 2005 gesehen hatten, dass der Luganersee erstmals nach langer Zeit wieder durchmischt worden war, haben wir 2005 und 2006 jeweils im Frühling eigene Proben im Luganersee genommen und Traceranalysen gemacht. Zudem konnten wir auch auf eine ältere Tracerkampagne der Eawag aus dem Jahr 2001 zurückgreifen.

Was genau sind konservative Tracer?

Das sind Stoffe, die die physikalischen Mischungsprozesse mitmachen, ohne jedoch abgebaut bzw. aufgezehrt zu werden wie der Sauerstoff. Die Tracer sind also ein Mass dafür, wie sich Sauerstoff verhalten würde, wenn er konservativ wäre. Damit kann ich ausrechnen, wie gross der Gasaustausch war und wie viel Wasser ersetzt wurde.

Und solche Tracer sind natürlicherweise in den Seen vorhanden?

Sie sind in den Seen vorhanden, aber nicht nur natürlicherweise. Sie sind zum Teil durch den Menschen in die Umwelt gebracht worden und stammen aus technischen Anwendungen wie das SF₆, ein Spurengas aus Schwefel mit sechs Fluoratomen. Es wurde extra so «konstruiert», dass es chemisch inert ist, denn es wurde in elektrischen Anlagen eingesetzt, um Überschlüge zu verhindern. Oder die Fluorkohlenwasserstoffe, die FCKWs, die man in Kühlaggregaten verwendet hat.

Ihr macht also aus der Not eine Tugend.

Leider ja. Meist sind solche Gase sehr gut untersucht. Man weiss, wie sich ihre Konzentrationen in der Atmosphäre über die Jahre verändert haben und kann das im Wasser nachverfolgen. Denn über den Gasaustausch ist das Wasser mit der Atmosphäre gekoppelt. So kann man Aussagen dazu machen, wann die einzelnen Wasserschichten eines Sees das letzte Mal mit der Atmosphäre in Kontakt waren.

Da spricht man auch vom «Wasseralter».

Das stimmt. Aber trotzdem darf man nicht über das Wasseralter argumentieren, obwohl es viel intuitiver wäre, sondern muss von den Konzentrationen ausgehen. Denn Konzentrationen sind im Gegensatz zum Wasseralter linear mischbar. D.h., wenn ich Wasser unterschiedlicher Konzentrationen zu gleichen Teilen zusammenschütte, erhalte ich eine Flüssigkeit mit einem Konzentrationsmittelwert. Mische ich aber 5-jähriges SF₆-Wasser mit 1-jährigem SF₆-Wasser, ergibt sich keineswegs eine 3-jährige Mischung. Deshalb muss man sehr vorsichtig sein, wenn man vom Wasseralter spricht.

Wird der Luganersee – jetzt, wo sich die Konzentrationsunterschiede ausgeglichen haben – zukünftig öfter durchmischt werden?

Es ist klar, dass der Luganersee heute völlig anders funktioniert als in den letzten 30–40 Jahren. Mit der Durchmischung hat eine grosse ökologische Umstrukturierung im See stattgefunden und seither ist ein vertikal getriebener Wassertransport möglich. Ich weiss zwar nicht, wie das Mischungsverhalten des Luganersees vor der Eutrophierung aussah, aber ich vermute, dass es sporadische Ereignisse waren, die einige Jahre auseinander lagen. Und ich denke, jetzt wird sich wieder ein ähnlicher Rhythmus einpendeln.

Ihr habt doch ein Prognosemodell erarbeitet.

Damit haben wir das Mischungsverhalten bei verschiedenen Klimaszenarien untersucht. Ob die Prognosen stimmen, werden wir erst in einigen Jahrzehnten erfahren.

Und welche Auswirkungen erwartet man durch den Klimawandel?

Es gibt Wissenschaftler, die davon ausgehen, dass unsere Seen durch die Klimaerwärmung in Zukunft weniger stark mischen. Das Argument ist immer das gleiche: Das Oberflächenwasser wird aufgewärmt, dadurch verstärkt sich der Dichtegradient und entsprechend weniger wird der See durchmischt. Das stimmt. Aber das stimmt nur für die Übergangsphase vom heutigen in einen zukünftigen Zustand hinein.

Und wenn man in der Zukunft angekommen ist?

Dann dürfte der Temperaturunterschied im See zwischen Sommer und Winter wieder gleich gross sein wie heute, jedoch bei einem generell wärmerem Regime. Weil das Tiefenwasser ebenfalls wärmer sein wird – also statt heute bei ungefähr 4°C in unseren Breiten beispielsweise bei 7°C liegen wird – ist es für mich absolut denkbar, dass die Seen in Zukunft besser mischen werden als heute. Dies deshalb, weil eine kleine Temperaturänderung bei 7°C viel mehr Dichte erzeugt als bei 4°C und das Wasser sofort nach unten durchfällt.

Kann ich daraus schliessen, dass sich die Klimaerwärmung positiv auf das Mischungsverhalten von Seen auswirkt?

Nein, so kann man nicht argumentieren. Die Frage ist doch, ob eine öfter stattfindende Durchmischung natürlich ist. Aber die



Christian Holzner bei der Probenahme. Das Projekt zur Durchmischung des Luganersees war Teil seiner Doktorarbeit.

Durchmischung alleine ist kein Kriterium, ob es einem See gut oder schlecht geht. Vielmehr kommt es auf die Gesamtheit aller Prozesse im See an.

Wie geht eure Forschung am Luganersee nun weiter? Sind weitere Tracerkampagnen geplant?

Im Moment nicht, aber ich denke, es wäre eigentlich wieder an der Zeit. Denn solche langfristigen Messdaten sind sehr wertvoll. Weil sich der Luganersee heute ganz anders verhält als in den letzten Jahrzehnten, macht es Sinn, sein Verhalten weiter zu verfolgen.

Eine letzte Frage noch: Was macht Christian Holzner, der Erstautor dieser Studie, heute?

Nach seiner Dissertation an der Eawag, ist er an das Bundesamt für Energie gegangen. Dort geht es um die Frage, wie die Schweiz in Zukunft ihren Energiebedarf decken kann. Christian analysiert dort technische, wirtschaftliche und politische Faktoren, die die Sicherheit der Energieversorgung innerhalb der Schweiz und aus dem Ausland beeinflussen. ○ ○ ○

Das Gespräch mit Rolf Kipfer führte Martina Bauchrowitz.

Holzner C.P., Aeschbach-Hertig W., Simona M., Veronesi M., Imboden D.M., Kipfer R. (2009) Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. *Limnology & Oceanography* 54, 1113–1124.

Dezentrale Abwasserreinigung – Modell der Zukunft?

Dezentrale Anlagen spielen in der Schweiz derzeit eine unbedeutende Rolle und werden in abgelegenen Regionen fern ab der Kanalisation eingesetzt. Doch unter welchen Bedingungen haben sie auch in der Schweiz und anderen Industrieländern eine Chance? Und wie sieht es in Entwicklungsländern aus? Meinungen aus Forschung und Praxis.

Was würden wir machen, wenn wir die Abwasserentsorgung in der Schweiz von Grund auf neu bauen müssten? Das war die Frage, die eine kleine Expertengruppe aus Forschung und Praxis vor gut 10 Jahren in einem Workshop an der Eawag diskutierte. «Damals waren wir uns einig», sagt Max Maurer, Leiter der Abteilung Siedlungswasserwirtschaft, «dass wir wieder auf dasselbe zentrale System setzen würden. Dies aber vor allem deshalb, weil es das einzige System war, das wir gut kannten, und nicht, weil es die optimale Lösung darstellte.» Doch seither hat sich einiges getan und auch die Eawag beschäftigt sich vermehrt mit alternativen und insbesondere auch dezentralen Systemen.

So sind ihre Aktivitäten auf unterschiedlichen Ebenen angesiedelt und reichen von konzeptionellen und ökonomischen Studien über die Entwicklung robuster Verfahren und ihrer Prüfung als Pilotsystem bis hin zur praktischen Umsetzung dezentraler Systeme, derzeit v. a. in Entwicklungsländern. Verschiedenste Aspekte werden im Detail betrachtet: Verfahren zur Urinseparierung und -behandlung, Nährstoffrückgewinnung und Düngerproduktion

sowie zur Abwasserwiederverwertung – Kleinkläranlagen für den Haushalt – und neue Modelle zur Kosten-Nutzen-Analyse, welche Planungsunsicherheiten wie das Bevölkerungswachstum, die Wasserverfügbarkeit und den Klimawandel einbeziehen. Doch wie weit ist die Forschung ganz konkret? Wie steht die Praxis zu den Konzepten dezentraler Lösungen? Und welchen Mehrwert haben dezentrale Anlagen eigentlich gegenüber zentralen Systemen? Fragen, zu denen eine Reihe von Stimmen aus Forschung und Praxis zu Wort kommen.

Wasserverfügbarkeit. Früher eher als wenig effizient abgetan, konnte die Technologie dezentraler Abwasserreinigungsanlagen im letzten Jahrzehnt einen deutlichen Sprung nach vorne machen. Dabei hat die Diskussion über die Wasserverfügbarkeit die Fortentwicklung stark angeheizt. Denn es ist schwierig, ein Kanalnetz mit einer zentralen Kläranlage zu betreiben, wenn kaum Wasser vorhanden ist. Das liegt in erster Linie an den Feststoffen (Fäkalien, Toilettenpapier), zu deren Transport relativ viel Wasser

Abwasserverband Altenrhein



Geht es auch anders als mit zentralen Kläranlagen?

benötigt wird. Neue Konzepte der Siedlungswasserwirtschaft seien darum global gesehen mehr und mehr von der Problematik des Wassermangels geprägt, sagt Tove Larsen, Leiterin der Arbeitsgruppe «Konzepte» in der Abteilung Siedlungswasserwirtschaft. Und ausserdem kämen der Klimawandel und die rasant steigende Weltbevölkerung beeinflussend hinzu. Konkrete Probleme in Australien, Amerika, Kanada und Asien machten das heute schon deutlich (siehe Weltkarte auf S. 20).

Wasserwiederverwendung. Ähnlich wie in der Schweiz wird beispielsweise auch im Westen der USA überwiegend mit zentralen Abwasserreinigungsanlagen gearbeitet. Jedoch sei der grosse Unterschied, so erklärt Richard Luthy, Professor für Bau- und Umweltingenieurwesen an der Universität Stanford in Kalifornien, dass in der Schweiz nur ca. 5 % des verfügbaren Wassers genutzt werden, während bei ihnen fast das gesamte Wasservorkommen gebraucht würde. «Darum ist für uns die Wiederverwendung des Wassers ein grosses Thema», sagt Luthy. Meist aber lägen die zentralen Kläranlagen nicht nur weit ab, sondern zudem noch tiefer, weil das Abwasser über ein Gefälle in die Kläranlagen geschwemmt wird. Um das Wasser am Ausgangsort wiederverwenden zu können, müsste es also energieaufwändig bergauf gepumpt werden. Dass hier dezentrale Abwasserreinigungssysteme Abhilfe schaffen können, davon ist Richard Luthy, der Ende 2009 als Gast an der Eawag weilte, überzeugt. In diese Richtung zielt auch das grosse Forschungsprojekt, das er in Kalifornien initiieren möchte.

Peter Wilderer, Emeritus der TU München und Preisträger des renommierten «Stockholm Water Prize» sieht den grossen Vorteil dezentraler Systeme ebenfalls darin, dass das Wasser, das man der Natur entnimmt, mehrfach genutzt werden kann. Seiner Meinung nach wird es aber schwer, diesen Systemen in Entwicklungsländern zum Durchbruch zu verhelfen, wenn Deutschland,

die Schweiz und andere Industrieländer nicht mit gutem Beispiel vorangehen. «Zunächst brauchen wir darum bei uns vermehrt Pilotprojekte», ist Wilderers Fazit.

Kläranlagen im Waschmaschinenformat. «Ich träume immer noch von einer robusten Anlage, die man wie eine Waschmaschine in den Keller stellt und in der die Abwasserströme effizient behandelt und die Nährstoffkreisläufe so gut wie möglich geschlossen werden», sagt Martin Würsten, Präsident des Schweizer Verbands der Abwasser- und Gewässerschutzfachleute und Chef des Amts für Umwelt des Kantons Solothurn. Es hätte sich zwar schon viel getan, aber alles in allem seien solche Anlagen noch nicht reif und hätten noch Pilotcharakter, präzisiert Würsten.

Nährstoffe. «Wenn wir die Abwasserströme konsequent trennen und z. B. den Urin, der sehr nährstoffreich ist, getrennt aufbereiten, können wir ganz spezifisch mit Stickstoff und Phosphor umgehen», sagt Tove Larsen, die «Novaquatis», das im Jahr 2007 abgeschlossene Querprojekt der Eawag zur Urinseparierung, geleitet hat. Stickstoff mache viele Probleme, führt Larsen weiter aus, insbesondere durch die Eutrophierung von Binnen- und Küstengewässern. Vergessen dürfe man aber auch seine Wirkung im Treibhausgas Distickstoffoxid N_2O (Lachgas) nicht, das z. B. als Nebenprodukt bei der Denitrifikation (Umwandlung von Nitrat NO_3^- zu molekularem Stickstoff N_2) entsteht. Deshalb sei es wichtig, nachhaltige dezentrale Systeme der Stickstoffbehandlung zu erarbeiten, bei denen sich kein N_2O entwickle. Dies entweder, indem die Verfahren mit einer Gasreinigung ausgestattet werden. Oder, indem der Stickstoff gar nicht denitrifiziert, sondern aufkonzentriert in die Düngerindustrie geben wird – ein Prozess, mit dem sich der Eawag-Verfahrenstechniker Kai Udert derzeit beschäftigt. Durch Nitrifikation und Aufkonzentrierung entsteht dabei ein hygienisches Düngerprodukt in Form von Ammoniumnitrat (Am-

Mit Abwasser duschen

In einer neuen Pilotstudie – einem von der Empa initiierten Gemeinschaftsprojekt mit der Zürcher Hochschule der Künste und der Fachhochschule Nordwestschweiz – nimmt sich die Eawag dem Thema Wasserrecycling ganz konkret an. Mit «Self» wurde eine wasser- und energieunabhängige Raumzelle zum Wohnen und Arbeiten konzipiert. Hier setzt die Eawag neben dem Trinkwasser- auch das Abwasserkonzept um, bei dem das verbrauchte Wasser (Grauwasser) in einer Membranbiokläranlage soweit gereinigt wird, dass es wieder zum Duschen, Geschirrwaschen und für die Toiletten-spülung verwendet werden kann. Zwar wird das stark verschmutzte Toilettenwasser momentan noch aus dem Kreislauf herausgenommen, aber in einer späteren Phase ist auch die getrennte Ableitung und Behandlung von Urin und Fäkalien denkbar.



Futuristisch: der wasser- und energieunabhängige Wohncontainer «Self».

Kleinstkläranlage im Test

Erste Erfahrungen mit einer Kleinstkläranlage in Form eines Membranbioreaktors konnten die Verfahrenstechniker der Eawag in den letzten drei Jahren in einem Schweizer Einfamilienhaus machen. Christian Abegglen, der das Projekt im Rahmen seiner Doktorarbeit begleitet hat, und die Bewohner des Hauses sind insgesamt zufrieden mit den Resultaten. Zwar hätte es auch Pannen gegeben, aber solch ein dezentrales System könnte heute mit ebenso guten Reinigungsleistungen aufwarten wie eine zentrale Kläranlage, resümiert Abegglen. Dies, obwohl solche Systeme im Unterschied zu den grossen Abwasserreinigungsanlagen härteren Anforderungen genügen müssen. Dazu gehören u. a.: grössere Stossbelastungen (morgendliche Körperpflege) und längere Unterlastzeiten (Ferien) sowie höhere Konzentrationen von Spurenstoffen (z. B. Medikamente) und toxischen Substanzen (z. B. Reinigungsmittel).

Patrick Lüthy, Imagopress



Nicht zu unterschätzen: Pilotkläranlage in einem Schweizer Einfamilienhaus.

Laut Eawag-Ingenieur Abegglen besteht weiterer Forschungs- und Innovationsbedarf aufseiten der Phosphoreliminierung sowie des Energieverbrauchs, der in einer Kleinstkläranlage heute noch deutlich höher ist als bei einer grossen. Beides könnte mithilfe elektrochemischer Prozesse optimiert werden. So beschäftigt sich Kai Udert, Forscher in der Abteilung Verfahrenstechnik, momentan mit der Verbesserung der Energiebilanz. Dazu laufen Versuche, bei denen das Ammonium im Urin in Stickstoff und Wasserstoff gespalten, und aus Letzterem in einer Brennstoffzelle Energie zurückgewonnen werden soll.

monsalpeter). «Mit diesem Verfahren, das wahrscheinlich schnell den Weg in die Praxis finden könnte, lassen sich viele Probleme gleichzeitig lösen», ist Udert überzeugt.

Neben der Eutrophierungsproblematik kommt beim Phosphor hinzu, dass seine Ressourcen endlich sind und bis in etwa einem Jahrhundert aufgebraucht sein werden. Umso mehr Sinn macht es, diesen Nährstoff aus dem Urin zurückzugewinnen. Das Verfahren der Wahl, das die Eawag im Projekt Novaquatis auf Herz und Nieren prüfte, ist die Struvitfällung. Durch Zugabe von Magnesium zum Urin fällt Struvit (Magnesium-Ammoniumphosphat) aus, das direkt als Dünger verwendet werden kann.

Die Verfahren zum Nährstoffrecycling stehen also prinzipiell bereit. Zudem zeigen Berechnungen der Eawag, dass dadurch ein besserer Umwelt- und Ressourcenschutz für ungefähr den gleichen Preis erreicht werden könnte wie bei einer zentralen Kläranlage, in der die Nährstoffe nur eliminiert, aber nicht zurückgewonnen werden. Voraussetzung dafür ist allerdings, dass diese Technologien in die Massenproduktion gehen.

Bestehende Infrastruktur. Gerade um die Gewässer besser vor Stickstoff und Phosphor schützen zu können, waren die Kläranlagen in der Schweiz und vielen anderen Industrieländern in den 1970er-Jahren ausgebaut worden. Für Peter Hunziker, Mitglied im VSA-Vorstand und Leiter einer Ingenieurunternehmung, die sich intensiv mit Abwasserfragen beschäftigt, ist klar: «Das Schaffen dezentraler Anlagen darf nicht zulasten bestehender zentraler

Anlagen gehen und damit die Kosten in die Höhe treiben.» Denn je grösser eine Verfahrensstufe in einer zentralen Kläranlage ausgelegt wird, desto kleiner sind die spezifischen Kosten pro Einwohner. Zudem böte die bestehende Infrastruktur immer noch freie Kapazitäten, die auch genutzt werden sollten, und selbst wenn neue Herausforderungen hinzukämen, wie z. B. durch Mikroverunreinigungen, könne man auf zentralen Anlagen günstig zusätzliche Verfahrensstufen nachrüsten. Aber auch für Hunziker,

Pure Nachhaltigkeit: der Urindünger Struvit.



und da ist er mit vielen Kollegen einig, wird es Situationen geben, in denen dezentrale Anlagen in der Schweiz vermehrt zum Einsatz kommen könnten. Beispielsweise wenn eine geplante Überbauung noch nicht an die Kanalisation angeschlossen ist oder wenn eine Kläranlage ihre Lebensdauer erreicht. Dann müsse man die Kosten für die verschiedenen Szenarien genau durchrechnen.

Planungsunsicherheiten. Bei solchen Berechnungen kommt eine Reihe von Planungsunsicherheiten ins Spiel. Eine davon ist das Bevölkerungswachstum. Angesichts unsicherer Zukunftsperspektiven gewisser Randregionen stellen dezentrale Systeme eine attraktive Lösung dar. Sie würden Fehlinvestitionen in die Infrastruktur verhindern, falls sich aufgrund einer verschlechterten ökonomischen Situation eine Abwanderung einstellt. Mit einer solchen Problematik ist man beispielsweise mancherorts in Deutschland konfrontiert, wo die Bevölkerung um 40–50 % abnimmt. «Dann wird ein zentrales System mit grossräumiger Kanalisation teuer, ohne dass die gebotene Leistung zunimmt», sagt Max Maurer, der sich im Detail mit dem Einbezug von Planungsunsicherheiten beschäftigt.

Maurer möchte Kriterien finden, anhand derer man sagen kann, wann zentrale bzw. dezentrale Anlagen optimal sind. Dabei lautet seine Grundannahme, dass dezentrale Systeme prinzipiell flexibler sind und man mit ihnen schneller auf die Bedürfnisse einer unsicheren Zukunft reagieren kann. Oder anders ausgedrückt, dass es sich eher lohnt, ein dezentrales System einzusetzen, wenn die Unsicherheiten gross sind. Vorteil ist, dass damit keine Überschusskapazitäten geschaffen werden und man je nach Entwicklung erneut investieren kann. Eine zentrale

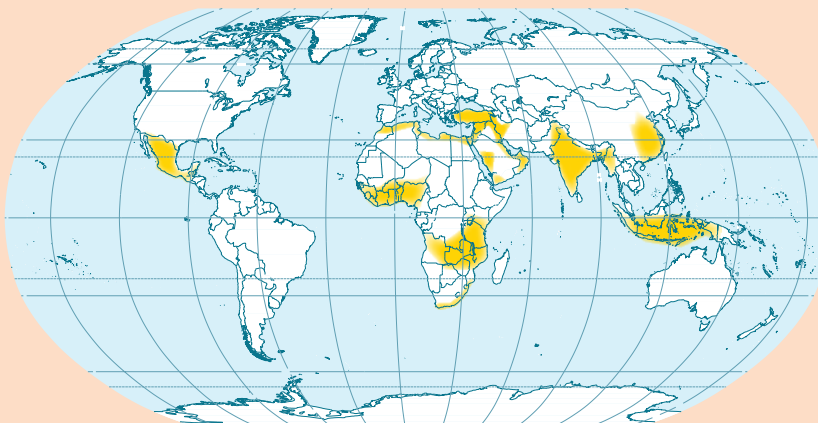
Anlage dagegen kann in der Investition zunächst billiger sein als eine dezentrale Lösung, aber über einen Planungshorizont von 30–40 Jahren insgesamt höhere Pro-Kopf-Kosten verursachen. Maurers Ziel ist es daher, vergleichbare Kostenkriterien zu definieren, die sowohl der Unsicherheit zukünftiger Entwicklungen als auch der Systemflexibilität Rechnung tragen. «Flexibilität muss etwas wert sein und sich auch in Franken ausdrücken», unterstreicht er. Neben dem Bevölkerungswachstum und der ökonomischen Entwicklung gehören ferner Aspekte wie der Klimawandel und sich verändernde Anforderungen an die Abwasserreinigung zu den Planungsunsicherheiten. Vorgesehen ist ausserdem, den Vergleich zwischen dezentralen und zentralen Anlagen später ebenfalls auf Entwicklungsländer anzuwenden. Denn meist sind es gerade diese Länder, die besonders unter Planungsunsicherheiten leiden.

Spezifische Vorteile für Entwicklungsländer. Dass man ein dezentrales System schrittweise vergrössern und so die finanziellen Mittel staffeln kann, ist auch für Entwicklungsländer ein nicht unwesentlicher Vorteil. Überdies vermindern mehrere dezentrale Anlagen das Risiko, wenn etwas schiefliegt. «Denn in Entwicklungsländern kann der Betrieb eines Systems völlig zusammenbrechen, wenn ein Ersatzteil fehlt», sagt Christian Zurbrugg, Leiter der Abteilung «Wasser und Siedlungshygiene in Entwicklungsländern». Passiert dies bei einer zentralen Anlage, hat das grosse Auswirkungen.

Neben diesen beiden Vorteilen nennt Zurbrugg aber die Flexibilität als wichtigsten Trumpf dezentraler Anlagen. «Ist man beispielsweise in einer Region, wo das Wasser für die landwirt-

Neuer Industriesektor: dezentrale Systeme?

Innerhalb der Studie «OST – Onsite Treatment», einem Gemeinschaftsprojekt der Abteilungen «Sozialwissenschaftliche Innovationsforschung» und «Siedlungswasserwirtschaft» untersucht die Eawag auf globaler Ebene die konzeptionelle Auslegeordnung für dezentrale Systeme. Dabei geht es um grundsätzliche Fragen wie: Welche Probleme können effizienter mit dezentralen als mit zentralen Lösungen angegangen werden? Welche dezentralen Technologien gibt es derzeit überhaupt? Und wie können die Technologien weiterentwickelt werden? Darüber hinaus will man wissen, wie gangbare Wege hin zum Paradigmenwechsel aussehen würden und wo und mit welchen Unternehmen ein neuer Industriesektor entstehen könnte – z. B. in China und durchaus unter Beteiligung deutscher und schweizerischer Firmen. Basierend auf diesem interdisziplinären Projekt will die Eawag zudem künftige Forschungsaktivitäten im Bereich dezentraler Systeme identifizieren und eine geeignete Forschungsstrategie entwickeln.



Dezentrale Systeme würden sich beispielsweise für Länder mit ungenügender Siedlungswasserinfrastruktur anbieten, die ausserdem mit einem schnellen Städtewachstum und gleichzeitigem Wassermangel zu kämpfen haben (gelbe Markierung).

schaftliche Bewässerung wiederverwertet werden soll, dann wird die Anlage so optimiert, dass die Pathogene eliminiert werden, aber die Nährstoffe erhalten bleiben. Sind jedoch die Gewässer in der Gegend bereits eutrophiert, müssen zusätzlich noch die Nährstoffe herausgeholt werden. Und wenn es um industrielle Gebiete mit hoch belasteten Abwässern geht, kann die Anlage speziell dafür ausgelegt werden», erläutert er. Darum bestehe ein Grossteil der Eawag-Arbeit in Entwicklungsländern darin, Anlagen und Verfahren zu optimieren und an die unterschiedlichen Bedürfnisse anzupassen.

Struvitproduktion in Nepal

Momentan engagiert sich die Eawag u. a. in Siddhipur, einem Vorort von Kathmandu in Nepal, wo es bereits Urinentoiletten gibt. In diesem periurbanen Gebiet stehen die Menschen der Verwendung von Urin als Dünger aufgeschlossen gegenüber – eine ideale Situation also, um eine einfache dezentrale Anlage zur Struvitfällung in der



Grosse Radieschen: Bauer Jiban Maharjan aus Siddhipur ist stolz auf seinen uringedüngten Rettich.

Praxis testen zu können. Die Erfahrungen zeigen, dass das Verfahren und auch das Transportsystem – der in den Urinentoiletten aufgefangene Urin wird mit speziellen Fahrrädern eingesammelt – gut funktionieren. Neu untersucht die Eawag, wie mit der restlichen Flüssigkeit umgegangen werden muss, die nach der Struvitfällung übrig bleibt und immer noch sehr nährstoffreich ist.

Masterpläne. Eine andere wichtige Aktivität der Eawag in Entwicklungsländern besteht darin, Behörden zu beraten und gemeinsam mit ihnen Konzepte für die Siedlungshygiene zu entwickeln. Denn es gibt zwar vielfach bereits individuelle dezentrale Lösungen auf Haushalts- oder Nachbarschaftsebene, aber die Behörden schaffen es nicht, konkrete Masterpläne aufzustellen und zu koordinieren. So arbeitet die Eawag zurzeit mit der Verwaltung in Ouagadougou, der Hauptstadt von Burkina Faso, zusammen. Dort hat man realisiert, dass die unzähligen bereits bestehenden Faulgruben unmöglich an das zentrale System angeschlossen werden können. Die Frage ist nun, wie man sie dennoch in ein Gesamtsystem einbinden kann.

«Wir sind gerade in städtischen Bereichen eher schwach, was die Siedlungshygiene in Entwicklungsländern angeht», bestätigt

auch Jon Lane, Leiter des «Water Supply & Sanitation Collaborative Council», einer von den Vereinten Nationen eingesetzten Organisation in Genf. Gerade auf der Ebene öffentlicher Gemeinschaftstoiletten in Slums sieht Lane Forschungsbedarf – dies sowohl im konzeptionellen als auch im technologischen Bereich. Es brauche gute und objektive Forschungsergebnisse als Entscheidungsgrundlage für die Politiker. Und da sei die Eawag eine der wenigen unabhängigen Forschungsinstitutionen weltweit, die das Know-how für solche Aufgaben habe.

Paradigmenwechsel. Erst kürzlich hat das Bundesamt für Umwelt Bafu die Zahlen für den Wiederbeschaffungswert der Schweizer Infrastruktur für die Trinkwasser- und Abwasserversorgung vorgelegt: er liegt bei 220 Milliarden Franken, das sind fast 30 000 Franken pro Person. Davon entfallen 90 % alleine auf das Transportsystem. Für Eawag-Wissenschaftler Max Maurer wäre darum der erste grosse Paradigmenwechsel zu Gunsten alternativer Lösungen: weg vom Transportsystem. Daraus würde sich logischerweise ein zweiter wichtiger Schritt ergeben, nämlich die Abwasserströme (Urin, Fäkalien, Grauwasser) konsequent zu trennen. «Anders als noch vor einigen Jahren, wäre ich heute überrascht, wenn sich Abwassertrennung und dezentrale Lösungen nicht wenigstens ansatzweise in der Schweiz und anderen Industrieländern durchsetzen würden», sagt Tove Larsen. «Trotzdem geht es der heutigen Forschung nicht darum, dezentrale Systeme als einzig wahre Lösung voranzutreiben», ergänzt Max Maurer. «Vielmehr wollen wir herauszufinden, in welchen Situationen ein zentraler oder ein dezentraler Weg optimal und nachhaltig ist.» Und dass Umstellungen in der Siedlungswasserwirtschaft immer über Jahrzehnte verlaufen, damit bereits investiertes Kapital nicht vernichtet wird, darin sind sich Praktiker und Wissenschaftler einig. ○ ○ ○

Martina Bauchrowitz

Weiterführende Literatur

Abegglen C., Siegrist H. (2008): Domestic wastewater treatment with a small-scale MBR. Final report. Kanton Solothurn and Eawag, 8 p.

Larsen T.A., Alder A.C., Eggen R.I.L., Maurer M., Lienert J. (2009): Source separation: Will we see a paradigm shift in wastewater handling? *Environmental Science & Technology* 43, 6121–6125.

Larsen T.A., Lienert J. (2007): Novaquatis Abschlussbericht. NoMix – Neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft. Eawag, 32 p.

Maurer M. (2009): Decentralised *versus* centralised water treatment: The impact of growth. 2nd International Conference on Water Economics, Statistics, and Finance, Greece; International Water Association (IWA), 633–640.

Störmer E. (2008): Abwasserwirtschaft wohin? Nachhaltige Strategieplanung als gemeinsame Aufgabe anpacken. *Umwelt Perspektiven* 5, 20–21.

Zurbrügg C., Tilley E. (2010): A system perspective in sanitation – human waste from cradle to grave and reincarnation. *Desalination* 251, 410–417.



Saskia Zimmermann, Umweltwissenschaftlerin und Doktorandin in der Abteilung Wasserressourcen und Trinkwasser. Koautoren: Yunho Lee, Urs von Gunten

Mit Ferrat Spurenstoffe und Phosphat entfernen

Neben Ozon bietet sich neu auch Ferrat zur weitergehenden Behandlung von Abwasser in Kläranlagen an. Beide Stoffe oxidieren anthropogene organische Mikroverunreinigungen. Ferrat hat den zusätzlichen Vorteil, dass es gleichzeitig noch Phosphat ausfällt. Doch wie gross müssen die Ferratdosen sein? Und ist der Einsatz von Ferrat wirtschaftlich? Erste Erfahrungen aus dem Eawag-Labor.

Geklärtetes Abwasser ist nicht frei von Medikamenten, Körperpflegeprodukten und Haushaltschemikalien und trägt somit in beträchtlichem Mass zur Gewässerverschmutzung bei. Da es nur teilweise möglich ist, die Anwendung der Produkte zu verringern, überlegt man derzeit, wie diese Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser entfernt werden könnten [1]. Eine Strategie ist, konventionelle Abwasserreinigungsanlagen (ARA) um eine dritte Behandlungsstufe zu erweitern. In diesem zusätzlichen Schritt könnten die Mikroverunreinigungen durch Oxidationsprozesse abgebaut werden. So war dank langjähriger Erfahrungen der Eawag auf dem Gebiet der Ozonung ein grosstechnisches Pilotprojekt auf der ARA Regensdorf möglich, bei dem Ozon als Oxidationsmittel eingesetzt wurde [2].

Als Alternative zu Ozon bietet sich neu auch Ferrat $[\text{Fe}(\text{VI})\text{O}_4^{2-}]$ an. Es ist ein Oxidations- und Desinfektionsmittel und enthält Eisen in der Oxidationsstufe +VI. Besonders interessant ist Ferrat, weil es im Gegensatz zu Ozon nicht nur als Oxidationsmittel, sondern auch als Fällungsmittel wirkt: Zunächst reagiert es in Form von Fe(VI) als Oxidationsmittel, wobei es zu Fe(III) reduziert wird. Fe(III) wiederum kommt bereits seit vielen Jahren bei der Phosphatfällung in der Abwasserreinigung zum Einsatz und ist somit ein nützliches, nicht-toxisches Abbauprodukt von Ferrat. Für Ferrat spricht überdies, dass bei der Oxidation – soweit bekannt – keine unerwünschten Nebenprodukte entstehen.

Über die mögliche Anwendung von Ferrat in der Abwasserbehandlung wird erst seit Kurzem geforscht. Die Eawag hat nun untersucht, wie hoch das Potenzial von Ferrat zur Oxidation einer breiten Palette an Mikroverunreinigungen im Abwasser – auch im Vergleich zu Ozon – ist und welche Ferratdosen nötig sind, um Phosphat aus dem Abwasser zu fällen.

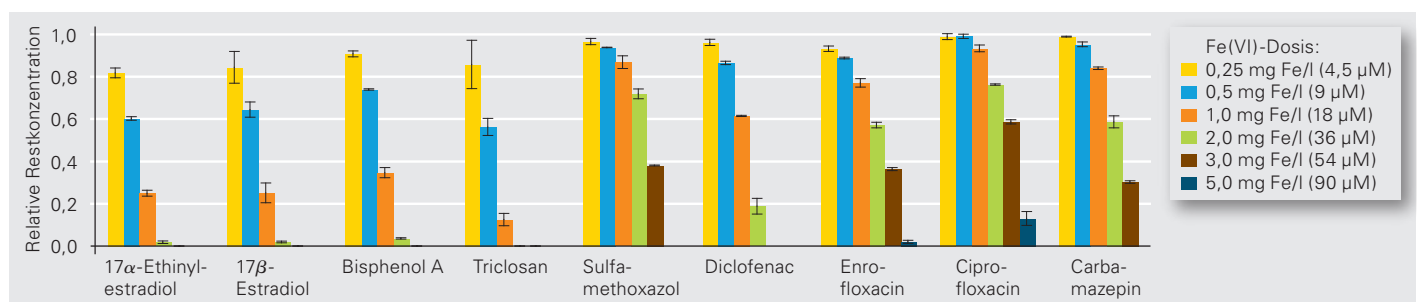
Ferrat entfernt reaktive Mikroverunreinigungen aus dem Abwasser.

Ziel war es, die Oxidation einer möglichst breiten Palette an Mikroverunreinigungen mit unterschiedlichen Eigenschaften direkt im Abwasser zu analysieren. Ähnlich wie Ozon, greift auch Ferrat elektronenreiche funktionelle Gruppen in den Molekülen der Mikroverunreinigungen an. Dazu zählen insbesondere:

- Phenole, z.B. enthalten in den hormonell wirksamen Stoffen 17α -Ethinylestradiol, 17β -Estradiol, Bisphenol A und im Biozid Triclosan,
- Amine, z.B. enthalten in den Antibiotika Sulfamethoxazol, Enrofloxacin, Ciprofloxacin und im Schmerz- und Entzündungsmittel Diclofenac,
- Olefine (Substanzen mit Doppelbindungen), z.B. enthalten im Antiepileptikum Carbamazepin.

Abb. 1 zeigt, dass bereits eine Ferratdosis von ca. 2 mg Fe/l zur vollständigen Oxidation von Phenolen ausreicht. Amine und Olefine hingegen werden erst durch eine Ferratdosis von ca.

Abb. 1: Relative Restkonzentrationen einer breiten Palette von Mikroverunreinigungen mit elektronenreichen funktionellen Gruppen im geklärten Abwasser aus der ARA Dübendorf in Abhängigkeit von der Ferratdosis.





Postdoktorand Yunho Lee bestimmt die Fe(VI)-Konzentration einer Versuchslösung.

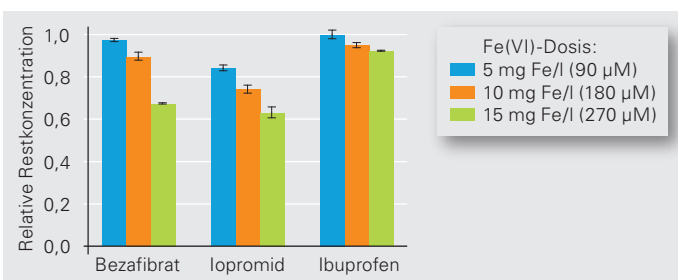
5 mg Fe/l vollständig oxidiert, sind also insgesamt weniger reaktiv als Phenole [3, 4]. Aus der Literatur weiss man zudem, dass Ferrat ebenfalls mit anderen elektronenreichen Gruppen wie Sulfiden und Thiolen reagiert; in unserem Projekt haben wir dies aber nicht überprüft.

Fehlen diese elektronenreichen Gruppen jedoch, werden wesentlich höhere Ferratdosen benötigt: So wurden für den Lipidsenker Bezafibrat und das Röntgenkontrastmittel Iopromid 15 mg Fe/l benötigt, um eine 40%ige Oxidation zu erreichen, und bei der gleichen Dosis wird das Schmerz- und Entzündungsmittel Ibuprofen sogar nur zu 10% umgesetzt [3] (Abb. 2).

Ferrat oxidiert Mikroverunreinigungen insgesamt weniger effizient als Ozon. Verschiedene Studien der letzten Jahre haben Ozon als effizientes Mittel zur Oxidation von Mikroverunreinigungen im Abwasser bestätigt. Daher ist der Vergleich der beiden Oxidationsmittel für die Abwasserbehandlung von grossem Interesse. Abbildung 3 fasst die Oxidation ausgewählter Mikroverunreinigungen mit elektronenreichen funktionellen Gruppen in Abhängigkeit von den Ferrat- und Ozondosen zusammen.

Nur eine der untersuchten Substanzen, das 17 α -Ethinylestradiol, wurde durch beide Oxidationsmittel etwa gleich effizient abgebaut. Hier reichten jeweils Dosen von 20 μ M Fe(VI) (~1 mg/l) oder Ozon zur vollständigen Oxidation aus. Alle anderen geteste-

Abb. 2: Relative Restkonzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen ohne elektronenreiche funktionelle Gruppen im geklärten Abwasser aus der ARA Dübendorf in Abhängigkeit von der Ferratdosis.

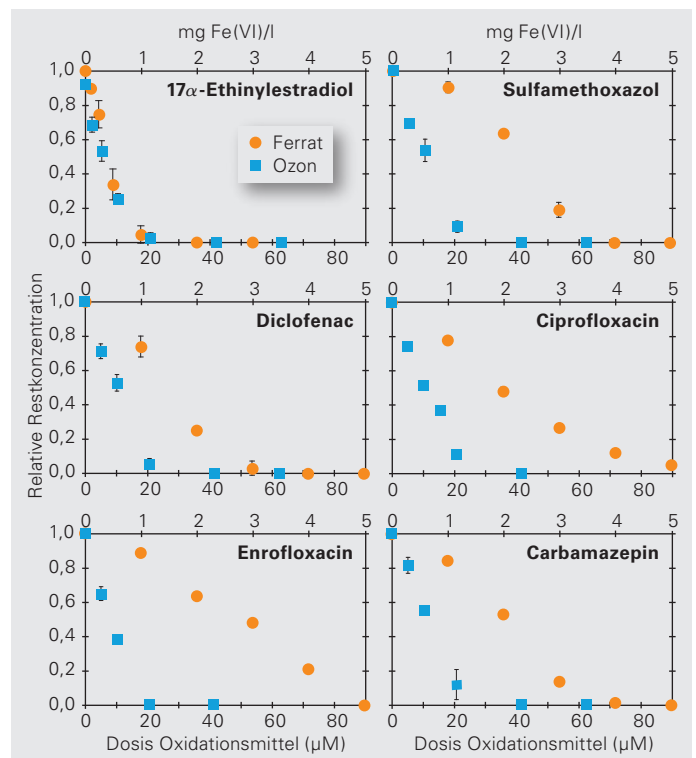


ten Mikroverunreinigungen wurden weniger effizient durch Ferrat als durch Ozon umgesetzt. Um eine fast vollständige Oxidation zu erreichen, musste in etwa die dreifache Menge an Ferrat im Vergleich zu Ozon aufgewendet werden, so z. B. 20 μ M (= 1 mg/l) Ozon im Vergleich zu 53 μ M (= 3 mg/l) Ferrat für die Oxidation von Diclofenac [3].

Ferrat macht die geringere Reaktivität durch höhere Stabilität wett. In weiteren Versuchen zur Kinetik der Oxidationsreaktionen fanden wir heraus, dass die Reaktionskonstanten der untersuchten Mikroverunreinigungen mit Ferrat etwa drei bis vier Grössenordnungen niedriger liegen als die mit Ozon [3]. Eigentlich hätten wir hier aufgrund der vorangegangenen Experimente deutlich höhere Werte erwartet. Wie kann es also dazu kommen, dass Ferrat trotzdem eine nur wenig schlechtere Effizienz bei der Oxidation von Mikroverunreinigungen aufweist als Ozon?

Dazu muss man die Stabilität des jeweiligen Oxidationsmittels im Abwasser in Betracht ziehen. Ferrat wird durch andere Bestandteile im Abwasser und durch Selbsterfall weniger schnell gezehrt als dies bei Ozon der Fall ist. Die Zeit bis zum vollständigen Abbau einer Ferratdosis von 40–45 μ M betrug z. B. im Ablauf der Nachklärung der ARA Regensdorf mehr als 30 Minuten – dies bei einem pH von 8 und bei 5 mg/l DOC (dissolved organic carbon = gelöster organischer Kohlenstoff). Dagegen war die gleiche Ozondosis in nur 5 Minuten aufgezehrt. Somit liegt Ferrat über

Abb. 3: Relative Restkonzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen im geklärten Abwasser aus der ARA Dübendorf nach Oxidation durch Fe(VI) (orange Kreise) oder Ozon (blaue Quadrate) in Abhängigkeit von der Dosis des jeweiligen Oxidationsmittels.



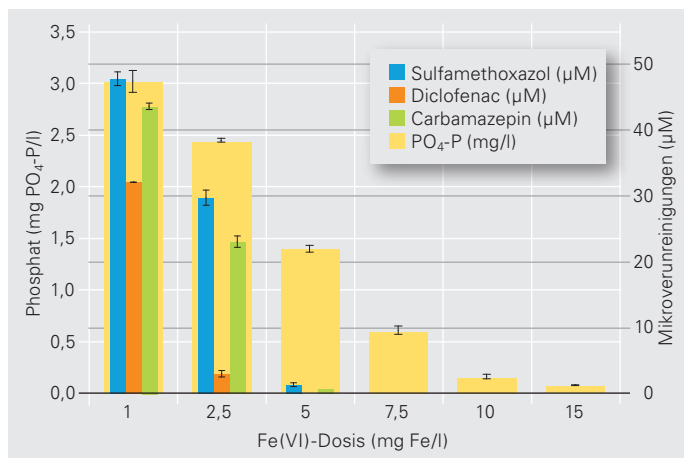


Abb. 4: Oxidation ausgewählter Mikroverunreinigungen und gleichzeitige Phosphatfällung im geklärten Abwasser aus der ARA Dübendorf in Abhängigkeit von der Ferratdosis.

einen längeren Zeitraum vor, erreicht einen höheren Expositionswert (Konzentration \times Zeit) und gleicht über diesen Weg seine geringere Reaktivität mit Mikroverunreinigungen praktisch aus [3]. Unsere Tetsts ergaben ferner, dass das Ferrat dem Ablauf der Nachklärung und nicht dem Zulauf zur biologischen Stufe beigemischt werden sollte, da es dort durch den Belebtschlamm und den hohen DOC zu rasch gezehrt wird.

Fällung von Phosphat im Abwasser durch das Ferratabbauprodukt Fe(III). Ferrat [Fe(VI)] wird während der Oxidation von Mikroverunreinigungen und anderen Abwasserbestandteilen sowie durch Selbsterfall zu Fe(III) reduziert. Fe(III) wiederum hat eine lange Tradition bei der chemischen Fällung von Phosphat in der Abwasserreinigung. Wir wollten nun wissen, wie hoch die Ferratzugabe sein muss, um gleichzeitig auch das Phosphat im Abwasser fällen zu können. Bei unseren Laborversuchen experimentierten wir mit einem Phosphatgehalt von 3,5 mg PO₄-P/l, was einer realistisch hohen Phosphatkonzentration im Zulauf einer Kläranlage entspricht.

Tatsächlich reicht eine Ferratdosis von 7,5 mg Fe/l aus, um den Phosphatgehalt auf unter 0,8 mg PO₄-P/l – entsprechend den Schweizer Einleitungsbestimmungen von Abwasser in Vorfluter – zu verringern (Abb. 4). Dies entspricht einer etwa 80%igen Fällung. Die drei reaktiven Mikroverunreinigungen Sulfamethoxazol, Diclofenac und Carbamazepin wurden bereits bei einer Ferratdosis von 5 mg Fe/l nahezu vollständig oxidiert. Somit sind die Ferratdosen, die zur vollständigen Oxidation reaktiver Mikroverunreinigungen benötigt werden, geringer als die Ferratdosen zur Phosphatfällung [3].

Der Einsatz von Ferrat macht Sinn. Insgesamt haben unsere Untersuchungen ergeben, dass sich Ferrat gut zur Oxidation von Mikroverunreinigungen in Abwasser eignet. Zwar ist es im Vergleich zu Ozon etwas weniger effizient, hat aber den zusätzlichen Vorteil der Phosphatfällung. Die Ferratdosen zur Phosphatfällung sind höher als die, die zur vollständigen Oxidation reaktiver Mikro-

verunreinigungen benötigt werden. Somit könnte es im Hinblick auf die Betriebskosten einer ARA sinnvoll sein, Ferrat zur vollständigen Oxidation reaktiver Mikroverunreinigungen einzusetzen und dabei eine teilweise Phosphatfällung zu erreichen. Anschliessend könnte das restliche Phosphat, wie bisher auch praktiziert, mit Fe(III) oder Fe(II) gefällt werden.

Fragen stellen sich momentan noch im Hinblick auf die Herstellung und Lagerung des Ferrats. Da es im Kontakt mit Wasser zerfällt, sind der Transport und die Lagerung in wässriger Lösung nicht möglich. In Pulverform muss Ferrat luftdicht aufbewahrt werden, um es vor Luftfeuchtigkeit zu schützen. Am Besten wäre daher die kontinuierliche Herstellung (z. B. mit Hilfe einer elektrochemischen Zelle) und Beimischung vor Ort. Aber auch ein Anmischen des pulverförmigen Ferrats auf der ARA wäre denkbar. Kläranlagen, die die chemische Phosphatfällung mit Fe(II)- und Fe(III)-Lösungen bereits praktizieren, könnten ihre vorhandenen Pumpen und Mischsysteme dann ebenfalls für den Ferrateinsatz verwenden.

Aktuell ist der Einsatz von Ferrat teurer als die Anwendung von Ozon. Während sich die Herstellungskosten für Ozon auf 1–2 CHF/kg belaufen, kostet Ferrat ca. 18 CHF/kg (Vergleich basierend auf dem Molekulargewicht von Ozon und Fe(VI) in K₂FeO₄). Erfahrungsgemäss sinken die Herstellungskosten für Chemikalien jedoch drastisch, sobald mit der Grossproduktion begonnen wird. Bei einer vollständigen Kostenanalyse müssen für Ferrat zusätzlich die Kostensenkung durch die gleichzeitige Phosphatfällung sowie die geringeren Investitionskosten für die benötigte Infrastruktur im Vergleich zu Ozon (Gebrauch von bereits vorhandenen Dosierungsvorrichtungen für die Phosphatfällung mit Eisen) in Betracht gezogen werden. ○ ○ ○

[1] Gälli R., Ort C., Schärer M. (2009): Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentswässerung. Umwelt-Wissen Nr. 0917. Bundesamt für Umwelt, Bern. www.umwelt-schweiz.ch/uw-0917-d

[2] Abegglen C., Escher B.I., Hollender J., Koepke S., Ort C., Peter A., Siegrist H., von Gunten U., Zimmermann S., Koch M., Niederhauser P., Schärer M., Braun C., Gälli R., Junghans M., Brocker S., Moser R., Rensch D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser – Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Bundesamt für Umwelt, Bern. www.eawag.ch/media/20090616/

[3] Lee Y., Zimmermann S.G., Kieu A.T., von Gunten U. (2009): Ferrate (Fe(VI)) Application for Municipal Wastewater Treatment: A Novel Process for Simultaneous Micropollutant Oxidation and Phosphate Removal. *Environmental Science & Technology* 43 (10), 3831–3838.

[4] Lee Y., Yoon J., von Gunten U. (2005): Kinetics of the oxidation of phenols and phenolic endocrine disruptors during water treatment with ferrate (Fe(VI)). *Environmental Science & Technology* 39 (22), 8978–8984.

Chemikalienbeurteilung: Fischzellen statt Fische



Katrin Tanneberger,
Lebensmittelchemikerin,
wissenschaftliche Mitarbeiterin in der Abteilung
Umwelttoxikologie.
Koautorinnen: Christina
Otto, Kristin Schirmer

Jährlich sterben weltweit hunderttausende von Fischen in toxikologischen Tests. Die Eawag ist auf der Suche nach möglichen Alternativen. Besonders viel versprechend sind Fischzellen. Doch generell wirken Chemikalien weniger toxisch auf Fischzellen als auf Fische. Lesen Sie hier, woran das liegt und wie Fischzelltests optimiert werden können.

54 Millionen Wirbeltiere werden in den kommenden 10 Jahren für toxikologische Tests benötigt – so eine Hochrechnung [1]. Dies im Rahmen der neuen Chemikalienrichtlinie REACH (Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals) der Europäischen Union (EU). Danach müssen seit Juni 2007 alle Chemikalien, die mit mehr als einer Tonne pro Jahr innerhalb der EU in den Verkehr gebracht werden, auf ihr Risiko für Mensch und Umwelt getestet werden. Fische sind die am häufigsten eingesetzte Tiergruppe in der Umweltrisikobewertung von Chemikalien. Dabei wird die Toxizität der Substanzen meist anhand der Sterberate bestimmt (OECD-Test 203 für akute Fischtoxizität). Nachteilig an diesem Test ist nicht nur die Tatsache, dass die Fische sterben müssen, sondern auch, dass man keine Hinweise auf die Wirkmechanismen der Chemikalien erhält und keine chronischen Effekte nachweisen kann. Im Rahmen des Projekts «CellSens» (Development of a strategy to predict acute fish lethality using fish cell lines and fish embryos) ist die Eawag daher auf der Suche nach möglichen

Alternativen für den Fischtoxizitätstest. Neben computergestützten Vorhersagemodellen und dem Einsatz von Embryonen des Zebraäbrblings bieten sich hier auch Fischzellen an (siehe Kasten).

Das Problem: Fischzellen sind in Toxizitätstests weniger sensitiv als Fische. Trotz ihres viel versprechenden Potenzials ist der Gebrauch von Fischzellen bis heute in keinem gesetzlich vorgeschriebenen Test verankert. Viele Studien zeigen auf, dass es eine gute Korrelation zwischen Zelltoxizität und akuter Fischtoxizität gibt, und zwar im Hinblick auf ihre relative Sensitivität für unterschiedlich toxische Stoffe (von nicht bis sehr toxisch). Betrachtet man jedoch die absolute Übereinstimmung, erweisen sich Fischzellen im Vergleich zum Fisch als etwa zehnmal weniger sensitiv [2]. Das bedeutet, dass im Zelltest höhere Chemikalienkonzentrationen benötigt werden, um den gleichen toxischen Effekt zu erreichen. Für diese Diskrepanz zwischen Fisch- und Fischzelltest wird insbesondere die geringere Bioverfügbarkeit der Chemikalien – das ist der Anteil, der den Zellen frei zur Verfügung steht – verantwortlich gemacht [2]. Denn obwohl die Verteilungswege in Fischen und Zellen prinzipiell gleich sind (Abb. 1),

Entwicklung einer Zelllinie

Zelllinien werden aus Organen und Geweben verschiedener Fischarten gewonnen. Dabei entstehen zuerst primäre Zellkulturen. Lassen sich diese primären Kulturen erfolgreich vermehren, erhält man eine Zelllinie. Fischzelllinien haben im Vergleich zu Säugerzelllinien, z. B. von Maus oder Mensch, einen entscheidenden Vorteil. Die meisten von ihnen sind immortalisierte, permanente Zelllinien, d. h. sie lassen sich unendlich teilen und vermehren. Diese Immortalisierung («der Weg der Unsterblichkeit») erfolgt bei Fischzellen spontan, wobei die Ursachen dieses Phänomens bis heute noch nicht vollständig aufgeklärt werden konnten.

Tiere werden nur zur Generierung einer Zelllinie benötigt. Im Idealfall handelt es sich dabei um ein einziges Tier. Ist die Zelllinie erst einmal etabliert, werden keine weiteren Tiere gebraucht.

Kultivierung der Fischzellen unter sterilen Bedingungen.



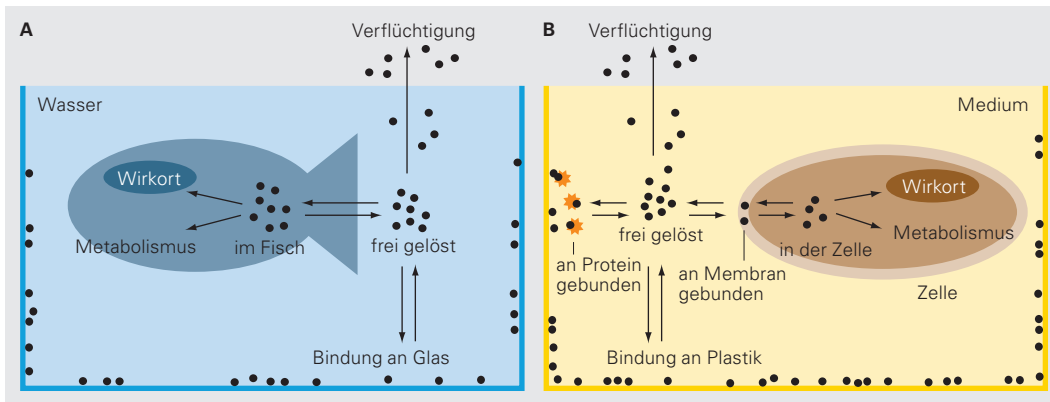


Abb. 1: Die Verteilung einer Chemikalie ist im Fischtest (A) und im Zelltest (B) von mehreren Faktoren abhängig. Diese konkurrieren alle miteinander und beeinflussen damit die Substanzmengen, die in das Tier beziehungsweise in die Zelle eindringen und die Schädigung bewirken. Die Sorption der Chemikalie an Proteine kann in unserem Falle vernachlässigt werden, da das verwendete Expositionsmedium (L15/ex) keine Proteine enthält.

begünstigen gängige Zellkultursysteme im Mikrotiterplattenformat Verluste, z. B. durch Sorption der Chemikalien an die Wände der Versuchsgefäße. So ist die für die Sorption zur Verfügung stehende Oberfläche bezogen auf das Volumen einer Versuchseinheit in einer Mikrotiterplatte wesentlich grösser als in einem Aquarium: Ein 10-l-Aquarium mit einer Größe von 20x20x25 cm besitzt demnach ein Oberflächen-Volumen-Verhältnis von 280 cm²/l, wogegen ein Gefäß einer 24-Loch-Mikrotiterplatte mit einem Durchmesser von 1,6 cm und einer Höhe von 1,7 cm über ein Oberflächen-Volumen-Verhältnis von ca. 10 000 cm²/l verfügt.

Wir sind zurzeit auf der Suche nach Wegen, das Testsystem zu optimieren und haben uns u. a. mit den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Chemikalien, dem Expositionsmedium und der Dosierungsmethode befasst (Abb. 1). Dabei arbeiten wir im Projekt CEISens mit insgesamt 60 organischen Substanzen, die repräsentativ für viele andere stehen und sich aufgrund ihrer toxischen Wirkmechanismen, physikalisch-chemischen Eigenschaften (z. B. Flüchtigkeit und Lipophilie) sowie ihrer Toxizität (gering bis hoch) unterscheiden [3].

Die Stärke von Sorption und Verflüchtigung geht auf die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Substanzen zurück.

Prozesse wie Sorption und Verflüchtigung sind abhängig von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Stoffe. Je lipophiler die Testsubstanz ist, desto stärker ist deren Bindung sowohl an die Wände der Versuchsgefäße – insbesondere dann, wenn sie aus Plastik sind – sowie an die im Zellkulturmedium vorhandenen Proteine. Die Flüchtigkeit eines Stoffes wird durch die Henry-Konstante beschrieben. Je grösser diese ist, desto höher ist die Volatilität der Chemikalie. Beide Faktoren, Lipophilie und Flüchtigkeit, verringern damit die Bioverfügbarkeit der Chemikalien und führen so zu einer geringeren Sensitivität des Testsystems.

In bisherigen *In-vitro*-Studien wurden diese Substanzeigenschaften nur selten berücksichtigt. Dies kann aber leicht geschehen, indem die freie Stoffkonzentration im Medium bestimmt wird. Mit Hilfe eines mathematischen Modells konnten wir zeigen, dass sich die absolute Sensitivität des Zelltestes deutlich steigern lässt, wenn die ermittelten Toxizitätswerte im Hinblick auf die Lipophilie und Volatilität der Testsubstanzen korrigiert

werden [4]. Durch diese Korrektur ergibt sich eine vergleichbare absolute Sensitivität zwischen Zellen und Fisch.

Weniger ist mehr: unsere Erfahrungen mit dem Minimalmedium.

Viele im Zellkulturmedium enthaltene Komponenten wie Serum, Vitamine oder Antioxidantien haben einen schützenden Effekt auf die Zellen. Im Gegensatz zu humanen Zelllinien sind die an der Eawag verwendeten Fischzelllinien in der Lage, in einem von uns entwickelten Minimalmedium zu überleben, das nur aus Salzen, Galaktose und Pyruvat besteht [5]. Dieses mittlerweile sogar kommerziell käufliche Medium mit dem Namen L15/ex ist eine Abwandlung des ursprünglich gebräuchlichen Kulturmediums L15. Für L15/ex konnte bereits ein sensibilisierender Effekt auf Fischzellen nachgewiesen werden [6].

Direktes versus indirektes Dosieren.

In einer weiteren Studie konnten wir belegen, dass die Toxizität von Chemikalien ebenfalls von der Art der Dosierung abhängt und zwar vor allem dann, wenn man mit DMSO (Dimethylsulfoxid) als Lösungsmittel arbeitet [7]. Das Zudosieren der zu untersuchenden Substanzen kann entweder direkt oder indirekt geschehen. Beim direkten Dosieren wird eine hochkonzentrierte Stammlösung geradewegs in das Expositionsmedium auf die Zellen pipettiert. Dagegen wird beim indirekten Dosieren eine zuvor mit L15/ex verdünnte Chemikalienlösung zugegeben (Abb. 2A). Eigentlich würde man keinen Einfluss der beiden Dosierungswege auf die Toxizität der Chemikalie erwarten. Dass dies jedoch nicht der Fall ist, ist am Beispiel der Substanz 1,2-Dichlorbenzol (DCB) in Abbildung 2B dargestellt. Es fällt auf, dass die Dosis-Wirkungs-Kurve nach dem direkten Dosieren viel weiter links liegt als nach dem indirekten Dosieren. Für das direkte Dosieren ergibt sich ein 5-fach niedrigerer EC₅₀-Wert – das ist die Konzentration, bei der 50 % der Zellen abgetötet werden. Auf der Suche nach der Ursache für diesen Effekt haben wir uns ins Zellinnere gegeben.

Was sagen uns zellinterne Konzentrationen?

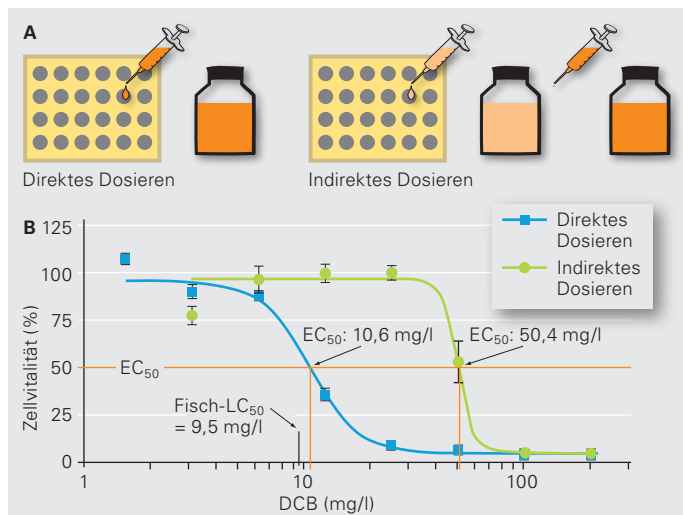
DMSO besitzt eine permeabilisierende Wirkung, d. h. es macht Zellmembranen durchlässiger und erleichtert damit den Testchemikalien den Eintritt in das Zellinnere. Im Gegensatz zum indirekten Dosieren, wo eine homogene Mischung aus L15/ex, DMSO und DCB auf die

Zellen appliziert wird, bildet sich beim direkten Dosieren ein Film aus DMSO und DCB unmittelbar auf den Zellen. Könnte es sein, dass die Ausbildung dieses Films die Aufnahme der Testchemikalie in die Zellen begünstigt? Um dies zu überprüfen, haben wir die zellinternen DCB-Konzentrationen unmittelbar nach der Chemikaliengabe gemessen. Denn nicht die externe, sondern die zellinterne Chemikalienkonzentration ist für die Toxizität einer Substanz verantwortlich. Tatsächlich wird nach dem direkten Dosieren eine signifikant grössere Menge DCB in die Zellen aufgenommen als nach dem indirekten Dosieren.

Ein in der Ökotoxikologie verwendetes Konzept ist das der tödlichen Körperbelastung («lethal body burden»). Es beschreibt, welche Gesamtkonzentration einer Chemikalie im Körper benötigt wird, um tödlich zu wirken. Diese Konzentration wird in mmol/kg Feuchtgewicht angegeben. McCarty et al. [8] errechneten, dass die tödliche Körperbelastung von Chemikalien mit einem narkotischen Wirkmechanismus wie DCB bei Fischen zwischen 2 und 8 mmol/kg liegt. Wir haben dieses Konzept auch auf die Fischzellen übernommen und kommen für die von uns genutzten RTgill-W1-Zellen beim direktem Dosieren auf 6 mmol DCB pro kg Feuchtgewicht, beim indirekten Dosieren auf etwa 4 mmol DCB/kg. Indem also die zellinternen tödlichen Konzentrationen in Betracht gezogen werden, gleichen sich die Sensitivitätsunterschiede zwischen direktem und indirektem Dosieren aus und die gemessenen toxischen Effekte gelten unabhängig von der Dosierungsmethode.

Trotzdem: Obwohl man bereits ohne Bestimmung der freien und zellinternen Konzentrationen beim direkten Dosieren eine vergleichbare Sensitivität zwischen Fisch und Fischzellen erhält, empfehlen wir, die Chemikalie indirekt auf die Zellen zu applizieren. Indirektes Dosieren spiegelt die natürlichen Expositionsbedingungen von Fischen im Wasser wider und ist somit das realistischere Szenario. Und nur so sind nicht einzelne Zellen viel höheren Chemikalienkonzentrationen ausgesetzt als andere. Um

Abb. 2: (A) Schematische Darstellung von direktem und indirektem Dosieren. (B) Die Lage der Dosis-Wirkungskurven und damit auch der EC_{50} -Werte von 1,2-Dichlorbenzol (DCB) ist abhängig von der Dosierungsart.



die Sensitivität der Fischzellen korrekt darzustellen, sollte die Toxizität aber immer auf die effektive zellinterne Konzentration bezogen werden.

Fischzellen als Alternative für Fische in Toxizitätstests. Mit optimierten Versuchsbedingungen sind Fischzellen demnach ein viel versprechendes Testsystem im Rahmen der Chemikalienbeurteilung und insbesondere der Umsetzung der EU-Richtlinie REACH. Ein weiterer Aspekt im Projekt CEllSens ist die Auswahl neuer Endpunkte für die Toxizitätstests. Denn die Letalität ist nur ein möglicher und nicht einmal ein besonders sensibler Endpunkt, der zudem keine Rückschlüsse auf die toxikologischen Wirkmechanismen der Chemikalien zulässt. Wir suchen daher u. a. nach geeigneten Markergenen, die uns aufgrund ihrer Aktivitätsmuster Hinweise darauf geben, warum die Chemikalien giftig für die Zellen sind. Der neue Toxizitätstest basierend auf Fischzellen wird folglich nicht nur helfen, die Anzahl Tierversuche zu verringern, sondern auch die Wirkmechanismen und chronischen Effekte von Chemikalien im Detail zu analysieren. ○ ○ ○

Das Projekt «CEllSens» startete im Dezember 2006 und wird durch den «European Chemical Industry Council – CEFIC» und das «Department for Environment Food and Rural Affairs – Defra U.K.» gefördert.

- [1] Hartung T., Rovida C. (2009): Chemical regulators have overreached. *Nature* 460, 1080–1081.
- [2] Schirmer K. (2006): Proposal to improve vertebrate cell cultures to establish them as substitutes for the regulatory testing of chemicals and effluents using fish. *Toxicology* 224, 163–183.
- [3] Schirmer K., Tanneberger K., Kramer N.I., Völker D., Scholz S., Hafner C., Lee L.E.J., Bols N.C., Hermens J.L.M. (2008): Developing a list of reference chemicals for testing alternatives to whole fish toxicity tests. *Aquatic Toxicology* 90, 128–137.
- [4] Kramer N.I., Hermens J.L.M., Schirmer K. (2009): The influence of modes of action and physico-chemical properties of chemicals on the correlation between *in vitro* and acute fish toxicity data. *Toxicology in Vitro* 23, 1372–1379.
- [5] Schirmer K., Chan A.G.J., Greenberg B.M., Dixon D.G., Bols N.C. (1997): Methodology for demonstrating and measuring the photocytotoxicity of fluoranthene to fish cells in culture. *Toxicology in Vitro* 11, 107–119.
- [6] Dayeh V.R., Lynn V.H., Bols N.C. (2005): Cytotoxicity of metals common in mining effluent to rainbow trout cell lines and to the ciliated protozoan *Tetrahymena thermophila*. *Toxicology in Vitro* 19, 399–410.
- [7] Tanneberger K., Rico Rico A., Kramer N.I., Buser F.J.M., Hermens J.L.M., Schirmer K. (eingereicht): Effects of solvents and dosing procedure on chemical toxicity in cell-based *in vitro* assays.
- [8] McCarty L.S., Mackay D., Smith A.D., Ozburn G.W., Dixon D.G. (1991): Interpreting aquatic toxicity QSARs: the significance of toxic body residues at the pharmacological endpoint. *The Science of the Total Environment* 109–110, 515–525.

Von der Quelle zur Senke: Flammschutzmittel

Seit Mitte der 70er-Jahre hat die weltweite Produktion von Flammschutzmitteln von null auf mehrere hunderttausend Tonnen jährlich zugenommen. Diese Stoffe verringern die Brennbarkeit vieler Kunststoffprodukte, z. B. Computer, Autos und Textilien, sind aber für die Umwelt nicht unbedenklich. Wir haben ihre Ausbreitung von der Produktion bis hin zur Entsorgung verfolgt.

Pro Tag brennt in der Schweiz ein Fernseher. Und wahrscheinlich würden noch weit mehr Fernsehapparate in Flammen aufgehen, wären sie nicht extra mit so genannten Flammschutzmitteln ausgerüstet. Einerseits also sehr nützlich, weiss man andererseits jedoch, dass einige Vertreter dieser Chemikaliengruppe ein Risiko für die Umwelt und die Gesundheit darstellen. So sind bromierte Flammschutzmittel (siehe Kasten) wie sie z. B. in Elektronik- und Elektrogeräten eingesetzt werden, schwer abbaubar, bioakkumulativ und können zudem hormonaktiv wirken [1]. Bereits hat man sie in Gewässern, in der Atmosphäre und an abgelegenen Orten wie z. B. der Polarregion nachweisen können und hat sie ebenfalls in Tieren gefunden [2, 3].

Doch wie viel dieser Stoffe gelangt von den Alltagsgütern in die Umweltkompartimente? Die Antwort auf diese Frage ist entscheidend, will man Massnahmen planen, mit denen die diffuse Verteilung der bromierten Flammschutzmittel eingeschränkt werden kann. Mit Hilfe der dynamischen Stoffflussanalyse haben wir darum die Wege der bromierten Flammschutzmittel von der Produktion bis hin zu Entsorgung/Lagerung verfolgt.

Was sind Flammschutzmittel?

Flammschutzmittel dienen dazu, die Entflammbarkeit von brennbaren Materialien herabzusetzen bzw. zu verhindern.

Gemäss ihrer chemischen Zusammensetzung werden die etwa 200 gebräuchlichen Flammschutzmittel in vier Gruppen eingeteilt: anorganische (z. B. $Al(OH)_3$), halogenierte (z. B. polybromierte Diphenylether), Organophosphor (z. B. Trichlorethylphosphor) und stickstoffbasierte Flammschutzmittel (z. B. Melamin).

Von den bromierten Flammschutzmittel werden jährlich weltweit mehrere 100 000 Tonnen vor allem für Kunststoffgehäuse von Elektro- und Elektronikgeräten, Leiterplatten, Polystyrol-Schaumstoffen und Textilien verwendet.



Ruth Scheidegger, wissenschaftliche Mitarbeiterin in der Gruppe «Materialflüsse in der Anthroposphäre» der Abteilung «Systemanalyse und Modellierung». Koautoren: Hans-Peter Bader, Leo Morf (ehemals Geopartner AG, jetzt Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft – AWEL)

Die gesamte Vergangenheit der Flammschutzmittel ist wichtig. Sowohl in Dänemark als auch in der Schweiz – im Auftrag des Bundesamts für Umwelt Bafu – hat man die Verbreitungspfade der bromierten Flammschutzmittel bereits mit Hilfe traditioneller Stoffflussanalysen untersucht [4, 5]. Jedoch erhält man damit lediglich ein Bild der Situation zu einem gewählten Zeitpunkt, das heisst, dass lange Aufenthaltszeiten der Flammschutzmittel an bestimmten Orten und folglich auch zukünftige Stoffflüsse gar nicht berücksichtigt werden können. Schauen wir uns beispielsweise den Lebenszyklus eines Sofas an: Hier werden bromierte Flammschutzmittel bei der Produktion entweder direkt in die Ausgangsmaterialien eingebunden oder als Schicht auf deren Oberfläche aufgetragen. Das fertige Möbelstück gelangt dann mit den Flammschutzmitteln über den Handel in unser Wohnzimmer, wo wir es mehrere Jahre bis Jahrzehnte nutzen, bevor es wieder entsorgt oder dem Recycling zugeführt wird. Eine der entscheidenden Fragen ist daher zu beurteilen, wie lange die Güter – in diesem Fall das Sofa – durchschnittlich im «Zwischenlager Wohnzimmer» verbleibt. Um also die gesamte Ver-

Wissen Sie eigentlich, dass Sie täglich auf bromierten Flammschutzmitteln sitzen?



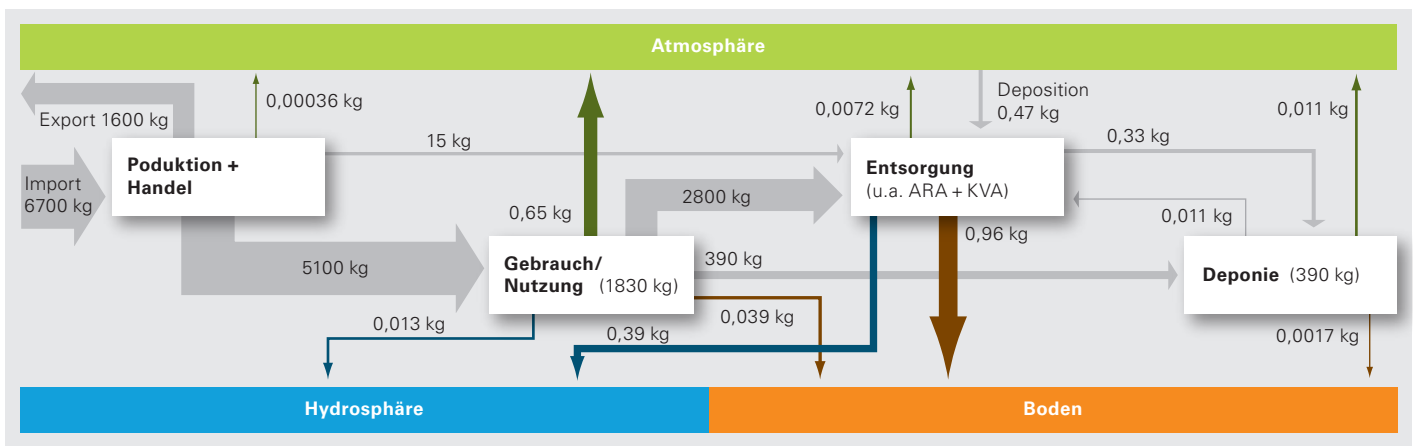


Abb. 1: Flüsse und Lageränderungen von Hexabromcyclododecan (HBCD) in Textilien im Jahr 2000. Alle Flüsse unter 1 kg sind untereinander wertproportional dargestellt; das gleiche gilt für alle Flüsse über 1 kg. ARA = Abwasserreinigungsanlage, KVA = Kehrlichtverbrennungsanlage.

gangenheit der Produkte in die Stoffflussanalyse einzubeziehen, haben wir gemeinsam mit dem Ingenieurbüro Geopartner AG Ressourcenmanagement ein dynamisches Stoffhaushaltsmodell entwickelt [6, 7]. Es beschreibt die Lebenspfade der Flammschutzmittel lückenlos, von der Produktion über die Nutzung bis hin zur Entsorgung (Abb. 1). Dabei wird auch berücksichtigt, welche Anteile der flammschutzhaltigen Güter wiederverwertet und welche verbrannt werden und letztlich auf den Deponien bzw. im Abwasser und in den Kläranlagen landen. Das Modell bezieht ebenfalls ein, dass ein Teil der entsorgten Güter früher direkt auf die Deponie gebracht wurde. Gleichzeitig berechnet es die Flammschutzmittel-Emissionen, die in die Umweltkompartimente gelangen: Atmosphäre (gasförmig und partikulär), Hydrosphäre (gelöst, u. a. verursacht durch die Reinigung der Güter, z. B. indem die Sofabezüge gewaschen werden) und Boden (partikulär). Eine weitere Stärke des Modells ist, dass es auch die Unsicherheiten der einzelnen Stoffflüsse und Lager abschätzt.

Welche Daten gehen in das Modell ein? Die Daten, die in das Modell eingehen, sind oft nur schwer erhältlich. Zum Beispiel sind Messdaten zu den Flammschutzmittel-Konzentrationen in Produkten, Umweltkompartimenten oder im Abfall selten bis gar

	Jahr	Szenario: Weiter wie bisher		Szenario: Stoffverbot	
		2010	2020	2010	2020
Lager Nutzung (kg)	2000	58000	63000	24000	240
Lager Deponie (kg)	2000	5100	5700	5100	5400
Akkumulierter Input Hydrosphäre (kg)	2000	6,6	10,4	9,7	10,6
Akkumulierter Input Atmosphäre (kg)	2000	6,9	15,0	13	14
Akkumulierter Input Boden (kg)	2000	19,0	23,0	22,6	23

Lager und akkumulierte Inputmengen von HBCD in Nutzung, Deponie und in den Umweltkompartimenten.

nicht vorhanden. Uns blieb deshalb nichts anderes übrig, als die Verbrauchsdaten von Produkten mit Flammschutzmitteln (insbesondere den Konsum und die Lebensdauerverteilung) sowie den Flammschutzmittelgehalt dieser Güter im Detail zu studieren. Zudem schätzten wir Emissionsfaktoren für die Produktions-, Nutzungs- und Entsorgungsphase ab. Dass diese Werte eher unsicher sind, hängt u. a. damit zusammen, dass die Emissionsmengen während Produktion und Entsorgung stark von den jeweils genutzten Technologien abhängen und sich die Verfahren kontinuierlich weiterentwickeln. Weitere wichtige Datenquellen waren die beiden bereits erwähnten Stoffflussanalysen [4, 5], neuere Literatur zum Thema Flammschutzmittel sowie Diskussionen mit Experten.

Lebenspfade der Flammschutzmittel im Jahr 2000. Unser Modell wurde für 3 Klassen von Flammschutzmitteln angewandt: Decabromodiphenylether, Pentabromodiphenylether und Hexabromcyclododecan, wobei jede Substanzklasse in vier verschiedenen Nutzungsgruppen (elektrische und elektronische Geräte, Transportmittel, Textilien und Baumaterialien) analysiert wurde. Die im Folgenden beschriebenen Ergebnisse beziehen sich auf Hexabromcyclododecan (HBCD) und seine Verwendung in Möbel- und Dekorationstextilien. Abbildung 1 fasst die Lageränderungen und Flüsse für das Jahr 2000 zusammen.

Insgesamt wurden 6700 kg HBCD in die Schweiz eingeführt. Rund 75 % davon verblieben im Land, die restlichen 25 % wurden in Produkten wieder ausgeführt. Im selben Jahr gelangten 2 kg HBCD als Emissionen aus Produktion, Nutzung und Entsorgung/Deponie in die Umweltkompartimente. Die Momentaufnahme in Abb. 1 zeigt ein Bild der Grössenordnung und Relation der verschiedenen Flüsse, gibt aber keine Einsicht in die zeitliche Dynamik.

Ein Stoffverbot würde den Eintrag von HBCD in die Hydrosphäre um rund 75 % reduzieren. Erst ein Bild der zeitlichen Entwicklung erlaubt ein tieferes Verständnis (Abb. 2). Trotz einer verhältnismässig kurzen Nutzungsdauer der Produkte von 10 Jahren

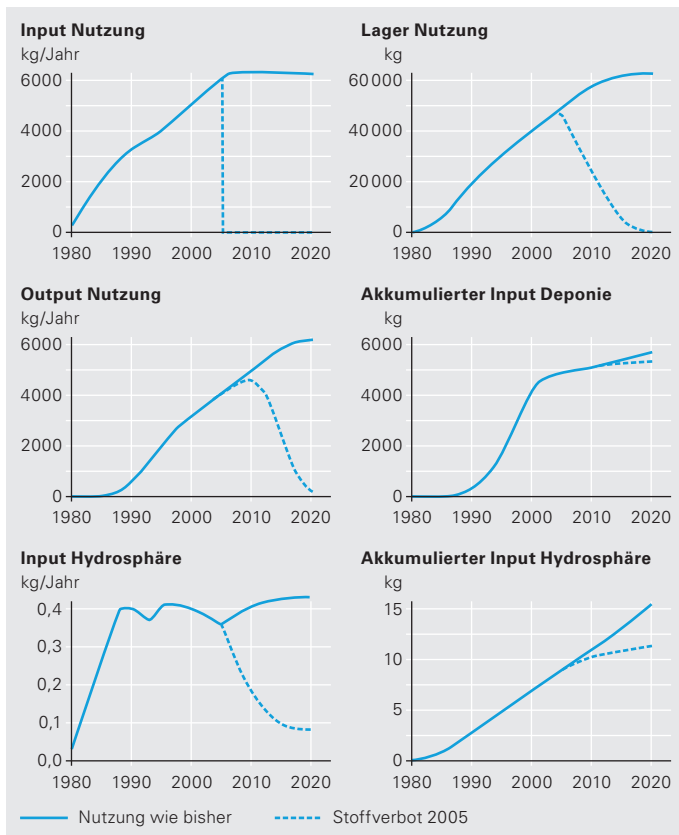


Abb. 2: Input (kg/Jahr) und Lager bzw. akkumulierter Input (kg) von Hexabromocyclododecan (HBCD) für die Kompartimente Nutzung, Deponie und Hydrosphäre. Durchgezogene Linien: modellierte Entwicklung von HBCD bis 2020. Gestrichelten Linien: Modellresultate unter der Annahme, dass im Jahr 2005 ein Stoffverbot erlassen worden wäre.

bauen sich seit Anfang der 80er-Jahre beachtliche Lager während der Nutzungsphase (z. B. in Gebäuden) und auf Deponien auf. Auch der akkumulierte Input in die Umweltkompartimente wächst kontinuierlich (Tabelle). Die Simulationen zeigen, dass sich nach 40 Jahren (1980–2020) in der Schweiz etwa 3 % des eingesetzten HBCD in den Deponien beziehungsweise 0,01 % in der Hydrosphäre akkumuliert haben wird.

Stellen wir uns nun ein Szenario vor, bei dem im Jahr 2005 ein Stoffverbot für HBCD erlassen worden wäre (Abb. 2 gestrichelte Linien). Unter diesen Bedingungen würde der Input in die Nutzung sofort auf Null zurückgehen. Dagegen gelangt auch 5–10 Jahre nach dem Stoffverbot noch HBCD aus der Nutzung in die Entsorgung, da die belasteten Güter erst nach ihrer Nutzungsdauer entsorgt würden. Emissionen aus der Produktion würden durch das Stoffverbot ebenfalls sogleich gestoppt. Im Gegensatz dazu reagieren die Emissionen aus Nutzung und Entsorgung wieder zeitverzögert. Der Input in die Hydrosphäre im Jahr 2020 würde um 75 % reduziert werden. Der Restfluss stammt aus der Deponation (Ablagerung von partikulärem HBCD aus der Atmosphäre auf dem Boden) und dem Sickerwasser der Deponien. Schaut man sich die akkumulierten Inputs in Deponien und die Hydrosphäre an, flachen sich die Kurven nur langsam ab.

HBCD ist eine besonders Besorgnis erregende Substanzklasse.

Kommen wir abschliessend auf die Menge HBCD zurück, die sich seit 1980 bis 2020 voraussichtlich in der Hydrosphäre ansammeln wird. Mit unserem Modell errechneten wir einen Wert von 0,01 % des verarbeiteten HBCD, oder anders ausgedrückt, sammeln sich in diesen 40 Jahren etwa 15 kg HBCD in den Schweizer Gewässern an. Auf den ersten Blick wirkt diese Zahl gering. Kann man also davon ausgehen, dass diese Menge unbedenklich für die Umwelt ist? Ein entschiedenes «Nein» ist die Antwort. So stuft die Europäische Chemikalienagentur (Echa), die die Umsetzung der neuen EU-Chemikalienverordnung «Reach» koordiniert, HBCD als PBT-Substanz – persistent, bioakkumulativ und toxisch – ein. Für Wasserorganismen ist HBCD sogar sehr toxisch und man weiss, dass die Substanz, eben weil sie schwer abbaubar ist, langfristig negative Effekte auf die aquatische Umwelt haben kann. Seit Oktober 2008 steht HBCD darum auch auf der Liste der besonders Besorgnis erregenden Stoffe, die das Reach-Genehmigungsverfahren prioritär durchlaufen werden. Aber selbst wenn nun bald Regelungen für den Einsatz von HBCD gefunden werden, so rasch werden wir das HBCD nicht wieder los. Das zeigte unsere dynamische Simulation, die von einem totalen Stoffverbot ab 2005 ausging: zwar gehen die Emissionen aus der Produktion sowie Nutzung und Entsorgung sofort bzw. zeitverzögert zurück, aber das HBCD, das seinen Weg in die Sedimente und Böden gefunden hat, ist langfristig eingelagert. ○ ○ ○

- [1] Birnbaum L.S., Staskal D.F. (2004): Brominated flame retardants: Cause for concern? *Environmental Health Perspectives* 112, 9.
- [2] Kohler M., Zennegg M., Bogdal C., Gerecke A.C., Schmid P., Heeb N.V., Sturm M., Vonmont H., Kohler H.-P.E., Giger W. (2008): Temporal trends, congener patterns, and sources of Octa-, Nona-, and Decabromodiphenyl Ethers (PBDE) and Hexabromocyclododecanes (HBCD) in Swiss lake sediments. *Environmental Science and Technology* 42, 6378–6384.
- [3] Gerecke A.C., Schmid P., Bogdal C., Kohler M., Zennegg M., Heeb N.V. (2008): Brominated flame retardants – Endocrine-disrupting chemicals in the Swiss environment. *Chimia* 62(5), 352–357.
- [4] Danish Environmental Protection Agency (1999): Brominated flame retardants: Substance flow analysis and assessment of alternatives.
- [5] Morf L.S., Taverna R., Daxbeck H., Smutny R. (2003): Selected polybrominated flame retardants, PBDEs and TBBPA, substance flow analysis. Swiss Federal Office for the Environment.
- [6] Morf L.S., Buser A., Taverna R., Bader H.-P., Scheidegger R. (2008): Dynamic substance flow analysis as a valuable risk evaluation tool – A case study for brominated flame retardants as an example of potential endocrine disrupters. *Chimia* 62(5), 424–431.
- [7] Bader H.-P., Scheidegger R., Morf L., Taverna R., Buser A. (2009): Modellierung von Flammschutzmitteln – Konsequenzen für das Umweltmonitoring. In J. Wittmann, M. Flechsig (Hrsg.) *Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften, Workshop Potsdam*. Shaker Verlag Aachen 193–204.

Publikationen

Unter http://library.eawag-empa.ch/eawag_publications.html finden Sie eine Datenbank mit allen Eawag-Publikationen (inkl. Zusammenfassungen der einzelnen Artikel). Darin enthaltene «Open access»-Publikationen können frei heruntergeladen werden. Suche nach Autor, Titel oder Stichwort möglich. Bei Problemen: library@eawag-empa.ch

- Abegglen C., Joss A., Boehler M., Buetzer S., Siegrist H.** (2009): Reducing the natural color of membrane bioreactor permeate with activated carbon or ozone. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research* 60 (1), 155–165.
- Abegglen C., Rosenstiel R., Ort C., Schärer M.** (2009): Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 56 (6), 584–592.
- Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H., Baines S.B., Hessen D.O., Keller W., Livingstone D.M., Sommaruga R., Straile D., Van Donk E., Weyhenmeyer G.A., Winder M.** (2009): Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* 54 (6/2), 2283–2297.
- Aeppli C., Berg M., Cirpka O.A.M., Holliger C., Schwarzenbach R.P., Hofstetter T.B.** (2009): Influence of mass-transfer limitations on carbon isotope fractionation during microbial dechlorination of trichloroethene. *Environmental Science and Technology* 43 (23), 8813–8820.
- Althaus R., Klump S., Onnis A., Kipfer R., Purtschert R., Stauffer F., Kinzelbach W.** (2009): Noble gas tracers for characterisation of flow dynamics and origin of groundwater: A case study in Switzerland. *Journal of Hydrology* 370 (1–4), 64–72.
- Bell T., Gessner M.O., Griffiths R.I., McLaren J., Morin P.J., van der Heijden M., van der Putten W.** (2009): Microbial biodiversity and ecosystem functioning under controlled conditions and in the wild. In: Naeem S., Bunker D.E., Hector A., Loreau M., Perrings C. (Eds.) *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*, Oxford University Press, 121–133.
- Benesh D.P., Hasu T., Seppälä O., Valtonen E.T.** (2009): Seasonal changes in host phenotype manipulation by an acanthocephalan: Time to be transmitted? *Parasitology* 136 (2), 219–230.
- Benesh D.P., Seppälä O., Valtonen E.T.** (2009): Acanthocephalan size and sex affect the modification of intermediate host colouration. *Parasitology* 136 (8), 847–854.
- Blinov A., Alfimov V., Beer J., Gilichinsky D., Schirmer L., Kholodov A., Nikolskiy P., Opel T., Tikhomirov D., Wetterich S.** (2009): Ratio of $^{36}\text{Cl}/\text{Cl}$ in ground ice of east Siberia and its application for chronometry. *Geochemistry Geophysics Geosystems* 10, Q0AA03 (12 pp).
- Boehm A., Steiner S., Zaehring F., Casanova A., Hamburger F., Ritz D., Keck W., Ackermann M., Schirmer T., Jenal U.** (2009): Second messenger signalling governs *Escherichia coli* biofilm induction upon ribosomal stress. *Molecular Microbiology* 72 (6), 1500–1516.
- Boethling R., Fenner K., Howard P., Klecka G., Madsen T., Snape J.R., Whelan M.J.** (2009): Environmental Persistence of Organic Pollutants: Guidance for Development and Review of POP Risk Profiles. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (4), 539–556.
- Bogdal C., Schmid P., Zennegg M., Anselmetti F.S., Scherlinger M., Hungerbühler K.** (2009): Blast from the past: Melting glaciers as a relevant source for persistent organic pollutants. *Environmental Science and Technology* 43 (21), 8173–8177.
- Burkhardt M., Junghans M., Zuleeg S., Boller M., Schoknecht U., Lamani X., Bester K., Vonbank R., Simmler H.** (2009): Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 21 (1), 36–47.
- Burkhardt M., Zuleeg S., Marti T., Boller M., Vonbank R., Brunner S., Simmler H., Carmeliet J.** (2009): Schadstoffe aus Fassaden. *Tec21* 3–4, 28–31.
- Dang C.K., Schindler M., Chauvet E., Gessner M.O.** (2009): Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. *Ecology* 90 (1), 122–131.
- De Stasio B.T., Golemgski T., Livingstone D.M.** (2009): Temperature as a Driving Factor in Aquatic Ecosystems. In: Likens G.E. (Ed.) *Encyclopedia of Inland Waters*, Elsevier, Oxford, 690–698.
- Diener S., Gutiérrez F.R., Zurbrügg C., Tockner K.** (2009): Are larvae of the Black Soldier fly – *Hermetia illucens* – a financially viable option for organic waste management in Costa Rica? Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy, 6 pp.
- Dominguez D., Truffer B.** (2009): Abwasserwirtschaft – Strategische Planung. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 89 (9), 1–8.
- Ferrer Duch A., Nguyen-Viet H., Morel A., Zinsstag J.** (2009): Quantifying diarrhea infection risks. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Fitzmaurice A.G., Bilgin A.A., O'Day P.A., Illera V., Burris D.R., Reisinger H.J., Hering J.G.** (2009): Geochemical and hydrologic controls on the mobilization of arsenic derived from herbicide application. *Applied Geochemistry* 24 (11), 2152–2162.
- Förster M., Laabs V., Lamshöft M., Groeneweg J., Zühlke S., Spittler M., Krauss M., Kaupenjohann M., Amelung W.** (2009): Sequestration of manure-applied sulfadiazine residues in soils. *Environmental Science and Technology* 43 (6), 1824–1830.
- Frey M.** (2009): Prediction of critical source areas for diffuse herbicide losses to surface waters. (2009). Dissertation 18291, ETH Zürich, Switzerland, 129 pp.
- Froehlicher M., Liedtke A., Groh K.J., Neuhauss S.C.F., Segner H., Eggen R.I.L.** (2009): Zebrafish (*Danio rerio*) neuromast: Promising biological endpoint linking developmental and toxicological studies. *Aquatic Toxicology* 95 (4), 307–319.
- Giger W., Bürgi D., Burkhardt M., Morf L.S.** (2009): Wege zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit biozider Wirkstoffe. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 21 (1), 14–15.
- Gordon S.P., Reznick D.N., Kinnison M.T., Bryant M.J., Weese D.J., Räsänen K., Millar N.P., Hendry A.P.** (2009): Adaptive changes in life history and survival following a new guppy introduction. *American Naturalist* 174 (1), 34–45.
- Götz C.W., Stamm C., Fenner K., Singer H., Schärer M., Hollender J.** (2009): Targeting aquatic microcontaminants for monitoring: exposure categorization and application to the Swiss situation. *Environmental Science and Pollution Research*, online first (14 pp).
- Grimm V., Ashauer R., Forbes V., Hommen U., Preuss T.G., Schmidt A., van den Brink P.J., Woogram J., Thorbek P.** (2009): CREAM: A European project on mechanistic effect models for ecological risk assessment of chemicals. *Environmental Science and Pollution Research* 16 (6), 614–617.
- Güsewell S., Gessner M.O.** (2009): N:P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. *Functional Ecology* 23 (1), 211–219.
- Güttinger H., Wallbaum H., Krank S.** (2009): Mit der Klimaerwärmung leben? *Tec21* 13, S. 12.
- Haberzettl T., Anselmetti F.S., Bowen S.W., Fey M., Mayr C., Zolitschka B., Ariztegui D., Mauz B., Ohlendorf C., Kastner S., Lücke A., Schäbitz F., Wille M.** (2009): Late Pleistocene dust deposition in the Patagonian steppe – extending and refining the paleoenvironmental and tephrochronological record from Laguna Potrok Aike back to 55 ka. *Quaternary Science Reviews* 28 (25–26), 2927–2939.
- Harmon L.J., Matthews B., Des Roches S., Chase J., Shurin J.B., Schluter D.** (2009): Evolutionary diversification in stickleback affects ecosystem functioning. *Nature* 458 (7974), 1167–1170.

- Hassellöv M., Kaegi R.** (2009): Analysis and characterization of manufactured nanoparticles in aquatic environments. In: Lead, J.R., Smith, E. (Eds.) *Environmental and human health impacts of nanotechnology*, Wiley, Chichester, West Sussex, 211–266.
- Heck T., Seebach D., Osswald S., ter Wiel M.K.J., Kohler H.P.E., Geueke B.** (2009): Kinetic Resolution of Aliphatic *B*-Amino Acid Amides by *B*-Aminopeptidases. *Chembiochem* 10 (9), 1558–1561.
- Hildebrand H., Kühnel D., Potthoff A., Mackenzie K., Springer A., Schirmer K.** (2010): Evaluating the cytotoxicity of palladium/magnetite nano-catalysts intended for wastewater treatment. *Environmental Pollution* 158 (1), 65–73.
- Hladyz S., Gessner M.O., Giller P.S., Pozo J., Woodward G.** (2009): Resource quality and stoichiometric constraints on stream ecosystem functioning. *Freshwater Biology* 54 (5), 957–970.
- Holländer H.M., Blume T., Bormann H., Buytaert W., Chirico G.B., Exbrayat J.F., Gustafsson D., Hölzel, Kraft P., Stamm C., Stoll S., Blöschl G., Flüher H.** (2009): Comparative predictions of discharge from an artificial catchment (Chicken Creek) using sparse data. *Hydrology and Earth System Sciences* 13 (11), 2069–2094.
- Hollender J., Zimmermann S.G., Koepke S., Krauss M., McArdell C.S., Ort C., Singer H., von Gunten U., Siegrist H.** (2009): Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental Science and Technology* 43 (20), 7862–7869.
- Hug T., Benedetti L., Hall E.R., Johnson B.R., Morgenroth E., Nopens I., Rieger L., Shaw A., Vanrolleghem P.A.** (2009): Wastewater treatment models in teaching and training: The mismatch between education and requirements for jobs. *Water Science and Technology* 59 (4), 745–753.
- Jokela J., Dybdahl M.F., Lively C.M.** (2009): The maintenance of sex, clonal dynamics, and host-parasite coevolution in a mixed population of sexual and asexual snails. *The American Naturalist* 174 (s1), S43–S53.
- Karvonen A., Seppälä O., Tellervo Valtonen E.** (2009): Host immunization shapes interspecific associations in trematode parasites. *Journal of Animal Ecology* 78 (5), 945–952.
- King K.C., Delph L.F., Jokela J., Lively C.M.** (2009): The geographic mosaic of sex and the Red Queen. *Current Biology* 19 (17), 1438–1441.
- Klinke A.** (2009): Deliberative transnationalism — Transnational governance, public participation and expert deliberation. *Forest Policy and Economics* 11 (5–6), 348–356.
- Knauer S., Singer H., Hollender J., Knauer K.** (2010): Phytotoxicity of atrazine, isoproturon, and diuron to submersed macrophytes in outdoor mesocosms. *Environmental Pollution* 158 (1), 167–174.
- Koottatep T., Morel A., Jiawkok S.** (2009): Development of a strategy to improve faecal sludge management in Thailand. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Krauss M., Longrée P., Dorusch F., Ort C., Hollender J.** (2009): Occurrence and removal of *N*-nitrosamines in wastewater treatment plants. *Water research* 43 (17), 4381–4391.
- Krogh K.A., Jensen G.G., Schneider M.K., Fenner K., Halling-Sørensen B.** (2009): Analysis of the dissipation kinetics of ivermectin at different temperatures and in four different soils. *Chemosphere* 75 (8), 1097–1104.
- Larsen T.A., Lienert J.** (2009): Novaquatis – Neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft. In: Hörn, H., Günther, W. (Eds.) *Perspektiven in der Siedlungswasserwirtschaft*, Technische Universität München, Germany, 51–79.
- Liscio C., Magi E., Di Carlo M., Suter M.J.F., Vermeirssen E.L.M.** (2009): Combining passive samplers and biomonitors to evaluate endocrine disrupting compounds in a wastewater treatment plant by LC/MS/MS and bioassay analyses. *Environmental Pollution* 157 (10), 2716–2721.
- Litt T., Krastel S., Sturm M., Kipfer R., Örcen S., Heumann G., Franz S.O., Ülgen U.B., Niessen F.** (2009): PALEOVAN, International Continental Scientific Drilling Program (ICDP): Site survey results and perspectives. *Quaternary Science Reviews* 28 (15–16), 1555–1567.
- Livingstone D.M., Adrian R.** (2009): Modeling the duration of intermittent ice cover on a lake for climate-change studies. *Limnology and Oceanography* 54 (5), 1709–1722.
- Lüthi C., Morel A., Kohler P., Tilley E.** (2009): A 4-Country comparative validation of the HCES planning approach for environmental sanitation. In: Tilley E., Wachs T. (Eds.), *NCCR North-South*, Bern, Switzerland, 132.
- MacKay M.D., Neale P.J., Arp C.D., De Senerpont Domis L.N., Fang X., Gal G., Jöhnk K.D., Kirillin G., Lenters J.D., Litchman E., MacIntyre S., Marsh P., Melack J., Mooij W.M., Peeters F., Quesada A., Schladow S.G., Schmid M., Spence C., Stokes S.L.** (2009): Modeling lakes and reservoirs in the climate system. *Limnology and Oceanography* 54 (6, Part 2), 2315–2329.
- Mandaliev P., Dähn R., Wehrli B., Wieland E.** (2009): Macro- and microspectroscopic study of Nd (III) uptake mechanisms in hardened cement paste. *Environmental Science and Technology* 43 (21), 8462–8468.
- Marotta H., Duarte C.M., Sobek S., Enrich-Prast A.** (2009): Large CO₂ disequilibria in tropical lakes. *Global Biogeochemical Cycles* 23, GB4022 (4 pp).
- McKie B.G., Schindler M., Gessner M.O., Malmqvist B.** (2009): Placing biodiversity and ecosystem functioning in context: Environmental perturbations and the effects of species richness in a stream field experiment. *Oecologia* 160 (4), 757–770.
- Meesters R.J.W., Duisken M., Hollender J.** (2009): Cytochrome P450-catalysed arene-epoxidation of the bioactive tea tree oil ingredient *p*-cymene: Indication for the formation of a reactive allergenic intermediate? *Xenobiotica* 39 (9), 663–671.
- Meierhofer R.** (2009): Solar Water Disinfection contributes to reduce the global diarrhoea burden. *IWRA Newsletter of the International Water Resources Association* 22 (2), 5–10.
- Meierhofer R., Landolt G.** (2009): Factors supporting the sustained use of solar water disinfection – Experiences from a global promotion and dissemination programme. *Desalination* 248 (1–3), 144–151.
- Menniti A., Kang S., Elimelech M., Morgenroth E.** (2009): Influence of shear on the production of extracellular polymeric substances in membrane bioreactors. *Water research* 43 (17), 4305–4315.
- Milferstedt K., Pons M., Morgenroth E.** (2009): Analyzing characteristic length scales in biofilm structures. *Biotechnology and bioengineering* 102 (2), 368–379.
- Montangero A., Le N.C., Nguyen V.A., Vu D.T., Pham T.N.** (2009): Material flow analysis (MFA) for environmental sanitation planning. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Montangero A., Schaffner M., Morel A., Lüthi C., Schertenleib R., Nguyen-Viet H., Surkinku N., Koottatep T.** (2009): Environmental sanitation planning: putting the households at the centre. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Morel A., Sarathai Y., Nguyen V.A., Koottatep T.** (2009): Innovative wastewater treatment – from laboratory research to wide-scale application. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Morel A., Thammanosouth S., Chanthala T.** (2009): Participatory planning of sanitation in Vientiane, Lao PDR. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Morgenroth E., Milferstedt K.** (2009): Biofilm engineering: Linking biofilm development at different length and time scales. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 8 (3), 203–208.

- Mzighani S.I., Nikaido M., Miyuki Takeda M., Seehausen O., Budeba Y.L., Ngatunga B.P., Katunzi E.F.B., Aibara M., Mizoiri S., Sato T.T.H., Okada N.** (2009): Genetic variation and demographic history of the *Haplochromis laparogramma* Group of Lake Victoria—An analysis based on SINEs and mitochondrial DNA. *Gene, Uncorrected Proof* (10 pp).
- Nesatyy V.J., Groh K., Nestler H., Suter M.J.F.** (2009): On the acquisition of +1 charge states during high-throughput proteomics: Implications on reproducibility, number and confidence of protein identifications. *Journal of Proteomics* 72 (5), 761–770.
- Neuwoehner J., Fenner K., Escher B.I.** (2009): Physiological modes of action of fluoxetine and its human metabolites in algae. *Environmental Science and Technology* 43 (17), 6830–6837.
- Nguyen-Viet H., Schertenleib R., Zurbrügg C., Zinsstag J., Tanner M.** (2009): Integrated framework for health and environmental sanitation assessment. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Nguyen-Viet H., Zinsstag J., Schertenleib R., Zurbrügg C., Obrist B., Montangero A., Surkinku N., Koné D., Morel A., Cissé G., Koottatep T., Bonfoh B., Tanner M.** (2009): Improving environmental sanitation, health, and well-being: A conceptual framework for integral interventions. *Eco Health* (12 pp).
- Pongquan S., Teamvan B., Zurbrügg C.** (2009): Understanding environmental governance in water and sanitation: a case study in Thailand. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Pons M., Milferstedt K., Morgenroth E.** (2009): Biofilm monitoring on rotating discs by image analysis. *Biotechnology and Bioengineering* 103 (1), 105–116.
- Rempfer J., Livingstone D.M., Forster R., Blodau C.** (2009): Response of hypolimnetic oxygen concentrations in deep Swiss perialpine lakes to inter-annual variations in winter climate. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 30 (5), 717–721.
- Richter M.K., Sander M., Krauss M., Christl I., Dahinden M.G., Schneider M.K., Schwarzenbach R.P.** (2009): Cation binding of antimicrobial sulfathiazole to Leonardite humic acid. *Environmental Science and Technology* 43 (17), 6632–6638.
- Sarathai Y., Morel A., Koottatep T.** (2009): Hydraulic modeling of an anaerobic baffled reactor (ABR). In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Schaffner M., Bader H.-P., Scheidegger R.** (2009): Modeling the contribution of point sources and non-point sources to Thachin River water pollution. *Science of the Total Environment* 407 (17), 4902–4915.
- Schindler M.H., Gessner M.O.** (2009): Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. *Ecology* 90 (6), 1641–1649.
- Schmid M., Busbridge M., Wüest A.** (2010): Double-diffusive convection in Lake Kivu. *Limnology and Oceanography* 51 (1), 225–238.
- Schmidt B.R., Räsänen K.** (2009): Evolution of local adaptation in brown frogs: On the 150th birthday of Darwin's «On the Origin of Species». *Zeitschrift für Feldherpetologie* 16 (2), 153–162.
- Schweizer M., Seehausen O., Güntert M., Hertwig S.T.** (2009): The evolutionary diversification of parrots supports a taxon pulse model with multiple trans-oceanic dispersal events and local radiations. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, in Press, Corrected Proof (11 pp).
- Silander O.K., Ackermann M.** (2009): The constancy of gene conservation across divergent bacterial orders. *BMC Research Notes* 2 (2), open access (9 pp).
- Sin G., Gernaey K.V., Neumann M.B., van Loosdrecht M.C.M., Gujer W.** (2009): Uncertainty analysis in WWTP model applications: A critical discussion using an example from design. *Water research* 43 (11), 2894–2906.
- Stamm C.** (2009): Neue Herausforderungen für die Schweizer Wasserwirtschaft. *Natur und Mensch* 51 (4–5), 25–27.
- Stelkens R.B., Young K.A., Seehausen O.** (2009): The accumulation of reproductive incompatibilities in African cichlid fish. *Evolution*, Articles online in advance of print (17 pp).
- Störmer E., Truffer B., Dominguez D., Gujer W., Herlyn A., Hiessl H., Kastenzholz H., Klinke A., Markard J., Maurer M., Ruff A.** (2009): The exploratory analysis of trade-offs in strategic planning: Lessons from regional infrastructure foresight. *Technological Forecasting and Social Change* 76 (9), 1150–1162.
- Surkinku N., Morel A., Koottatep T.** (2009): Fate of *E. coli* and *Salmonella* in tropical farmland and their associated health risks. In: Morel A. (Ed.) *Research Partnerships for Sustainable Development in Southeast Asia*, NCCR North-South, JACS SEA, Thailand, 1 p.
- Tamas A., Tobias R., Mosler H.J.** (2009): Promotion of solar water disinfection: Comparing the effectiveness of different strategies in a longitudinal field study in Bolivia. *Health Communication* 24 (8), 711–722.
- Thielsch A., Brede N., Petrusek A., De Meester L., Schwenk K.** (2009): Contribution of cyclic parthenogenesis and colonization history to population structure in *Daphnia*. *Molecular Ecology* 18 (8), 1616–1628.
- Tranvir L.J., Downing J.A., Cotner J.B., Loisel S.A., Striegl R.G., Ballatore T.J., Dillon P., Finlay K., Fortino K., Knoll L.B., Kortelainen P.L., Kutser T., Larsen S., Laurion I., Leech D.M., McCallister S.L., McKnight D.M., Melack J.M., Overholt E., Porter J.A., Prairie Y., Renwick W.H., Roland F., Sherman B.S., Schindler D.W., Sobek S., Tremblay A., Vanni M.J., Verschoor A.M., von Wachenfeldt E., Weyhenmeyer G.A.** (2009): Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* 54 (6, Part 2), 2298–2314.
- Veltsos P., Keller I., Nichols R.A.** (2009): Geographically localised bursts of ribosomal DNA mobility in the grasshopper *Podisma pedestris*. *Heredity* 103, 54–61.
- Voegelin A., Kaegi R., Frommer J., Vantelon D., Hug S.J.** (2010): Effect of phosphate, silicate, and Ca on Fe(III)-precipitates formed in aerated Fe(II)- and As(III)-containing water studied by X-ray absorption spectroscopy. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74 (1), 164–186.
- Vögeli Y., Lohri C., Kassenga G., Baier U., Zurbrügg C.** (2009): Technical and biological performance of the ARTI compact biogas plant for kitchen waste – Case study from Tanzania. Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 9 pp.
- Vogt T., Hoehn E., Schneider P., Cirpka O.A.** (2009): Untersuchung der Flusswasserinfiltration in voralpinen Schottern mittels Zeitreihenanalyse. *Grundwasser* 14 (3), 179–194.
- Vologina E.G., Sturm M.** (2009): Types of Holocene deposits and regional pattern of sedimentation in Lake Baikal. *Russian Geology and Geophysics* 50 (8), 722–727.
- Wirth S.** (2009): Technologien auf die Beine stellen. *Umwelt Perspektiven* 4, 11–15.
- Woods P.J., Müller R., Seehausen O.** (2009): Intergenic epistasis causes asynchronous hatch times in whitefish hybrids, but only when parental ecotypes differ. *Journal of Evolutionary Biology* 22 (11), 2305–2319.
- Worch H., Klinke A.** (2009): Governance in der schweizerischen Abwasserwirtschaft. *GWA Gas, Wasser, Abwasser* 89 (3), 173–178.
- Zhu C., Kipfer R.** (2010): Noble gas signatures of high recharge pulses and migrating jet stream in the late Pleistocene over Black Mesa, Arizona, United States. *Geology* 38 (1), 83–86.
- Zurbrügg C., Morel A., Koottatep T.** (2009): Saubere Lösungen im schmutzigen Geschäft. In: Monard D. (Ed.) *Gemeinsam zum Erfolg. Was Wasserforschungspartnerschaften mit Entwicklungsländern bewirken*. Akademie der Naturwissenschaften Schweiz (SCNAT), Bern, Switzerland, 16–17.

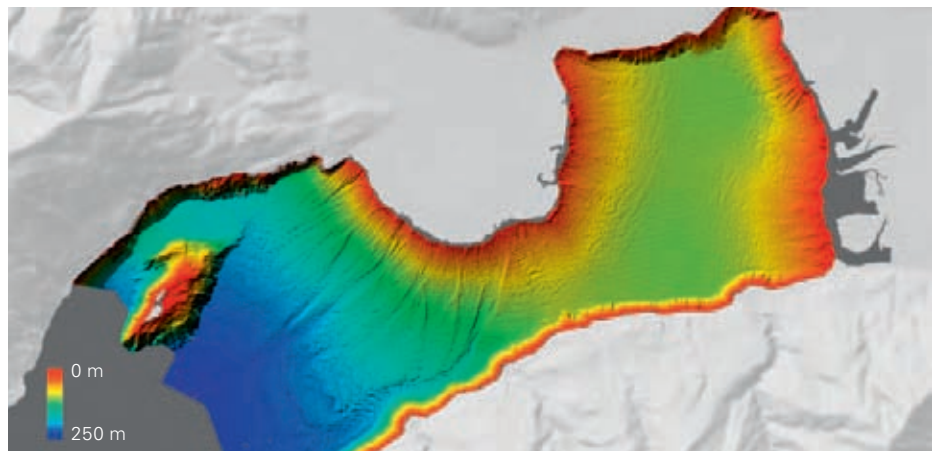
Dem See auf den Grund gehen

Nach dem erfolgreichen Pilotprojekt am Vierwaldstättersee hat die Eawag nun auch den Seegrund im Schweizer Teil des Lago Maggiore unter die Lupe genommen. Ein raffiniertes Sonarverfahren macht Geländeaufnahmen in einer bisher unerreichten Detailgenauigkeit möglich. Doch die farbigen Computerbilder sind erst der Anfang für neue Forschungsprojekte.

Zwei Wochen lang ist ein Team der Eawag mit dem Forschungsschiff *Thalassa* im Mai 2009 auf dem Schweizer Teil des Lago Maggiore hin und her gefahren und hat mit einem speziellen Sonar den Seegrund abgetastet. Küstenstaaten setzen das Verfahren schon länger ein, um den Grund ihrer Meere auf so genannten bathymetrischen Karten darzustellen. In der Schweiz kam es erst im Rahmen eines Pilotprojekts im Vierwaldstätter- und im Genfersee zum Einsatz. Mit diesen modernen Sonargeräten werden bei jeder Messung gleichzeitig eine grosse Anzahl von Tiefenpunkten ermittelt. So können mit dem Computer dreidimensionale Abbildungen des Grundes erzeugt werden, deren Genauigkeit im Zentimeterbereich liegt. Jetzt gibt es diese Bilder auch für den Lago Maggiore: sogar Unterwasserleitungen oder – wie im Verzascadelta vor Tenero – kleine Trichter, aus denen Methangas austritt, sind darauf sichtbar.

Spannende Geschichten. Aus den genauen Aufzeichnungen können die Forschenden Geschichten über die Seeentwicklung ablesen. Auffällig ist zum Beispiel, dass sich am Abhang des Maggiadeltas, wo heute die Maggia in den See fliesst, keine unterseeische Rinne mehr befindet, sehr wohl aber in der Fortsetzung früherer Mündungen vor Ascona.

Die neue «Vermessung» des Lago-Maggiore-Grundes ist Teil eines Pilotprojekts der Eawag und der Universität Genf. Es kam dank der wissenschaftlichen Unterstützung durch den Geologischen Dienst Norwegens und der belgischen Universität in Gent zu Stande. Finanziert wurde es ursprünglich von Swisstopo (Bundesamt für Landestopografie), dem Bundesamt für Umwelt und dem Departement für Verteidigung und Bevölkerungsschutz.



Seegrund des oberen Lago Maggiore mit Maggiadelta (Mitte) und den Brissago-Inseln (links).

Das lässt Rückschlüsse auf die Häufigkeit und Zusammensetzung der Geschiebezufuhr der Maggia zu. Ins Auge sticht auch, dass Ticino und Verzasca im Gegensatz zur Maggia keine fächerförmigen Deltas bilden, sondern ihre Ablagerungen entlang einer fast geraden Linie langsam nach Westen in den See vorschieben.

Zwei Seen in 1000 Jahren? Gut erkennbar ist auf den neuen Unterwasserkarten, wie das Maggiadelta über kurz oder lang den obersten Teil des Sees abtrennen wird. Schon heute liegt die Schwelle, die sich bis an den Fuss des Gambarogno hinüberschoben hat, höher als der Grund im östlichen Teil des Sees. Wie lange es dauern wird, bis vor San Nazzaro kein See mehr Wellen schlägt, sondern ein Fluss fliesst, ist schwer zu sagen. «Sicher noch nicht in den nächsten 500 Jahren», sagt der Eawag-Limnologe Flavio Anselmetti, der das Projekt leitet.

Neue Fragen. Die neuen Bilder geben also Antworten auf Fragen, was in der Vergangenheit im See geschah und die-

nen für Prognosen. Doch sie werfen auch neue Forschungsfragen auf: Könnten Ablagerungen, die an steilen Flanken liegen, bei einem Erdbeben ins Rutschen kommen und eine tsunamiartige Welle auslösen? Erlauben die Sonar-Echos neben der exakten Abbildung der Topografie auch Rückschlüsse auf die Art der Sedimente im See? Schliesslich können die Karten zur Überwachung der Geschiebezufuhr in die Seen genutzt werden. Denn modifiziert sich mit dem Klimawandel die Wasserführung der Bäche, verändern sich auch Geschiebetransport und Ablagerungen. Als Erstes wollen die Forscher der Eawag nun einzelne Strukturen näher unter die Lupe nehmen. Im Fokus haben sie unter anderem die kleinen rundlichen Vertiefungen im nördlichen Teil des Ticino-/Verzascadeltas. Diese «Pockmark» (Pockennarben) sind Zeichen für Gasaustritte in diesem Gebiet. «Ich glaube zwar kaum, dass sich das Methangas sinnvoll nutzen lässt», sagt Anselmetti, «doch die Gasquellen geben Hinweise darauf, wo der Abhang instabil werden könnte.»

○○○

Andri Bryner

Grundwasser-Konferenz GQ 10



GROUNDWATER QUALITY 2010

Vom 13. bis 18. Juni 2010 organisiert die Eawag an der ETH Zürich eine internationale Fachtagung rund um das Thema Grundwasserqualität 2010. Dabei geht es insbesondere um das Management und den Schutz dieser wichtigen Wasserressource unter den sich heute schnell ändernden Umweltbedingungen. Die Konferenz will den Austausch zwischen Wissenschaftlerinnen, Wasserversorgern sowie Vertretern aus der Industrie und von Behörden fördern. Neben der Eawag engagieren sich drei weitere internationale Vereinigungen für die Tagung: «International Association of Hydrological Sciences», «International Commission on Ground Water» und «International Association of Hydrogeologists».

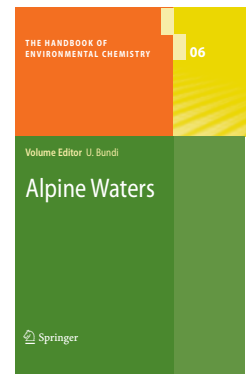
www.eawag.ch/gq10

Alpine Gewässer

Im Januar ist in der Reihe «The Handbook of Environmental Chemistry» das englische Fachbuch «Alpine Waters» erschienen. Eine Vielzahl von Eawag-Mitarbeitern war massgeblich daran beteiligt. Das Buch porträtiert die unterschiedlichen Eigenschaften alpiner Gewässer, erläutert ihre grosse Bedeutung für die Berggebiete und ihre gesellschaftliche Entwicklung und gibt Hinweise auf notwendige Massnahmen und mögliche Heraus-

forderungen des zukünftigen Gewässer-managements. Dabei werden auch die Flüsse des Flachlandes und ihre Umgebung und somit die Beziehung zwischen Berg- und Talregionen einbezogen.

Das Buch richtet sich an Forschende, Ingenieurinnen und Studierende der Umweltwissenschaften, an Fachleute aus den Bereichen Risikobewertung und -controlling, Toxikologie und Ökologie sowie an Entscheidungsträgerinnen in Politik, Industrie und Verwaltung. ○ ○ ○



Neu in der Eawag-Direktion: Jukka Jokela



Seit dem 1. Januar 2010 ist die Eawag-Direktion mit Jukka Jokela wieder komplett. Jokela leitete die Abteilung Gewässerökologie der Eawag von 2005 bis 2009 und ist ordentlicher Professor für Aquatische Ökologie an der ETH Zürich. Mit der Anstellung von Jukka Jokela als Mitglied der Eawag-Direktion bestätigt der ETH-Rat seine Absicht, den interdisziplinären Forschungsbereich Ökologie und Evolution als Schwerpunkt der Eawag-Wasserforschung zu stärken. ○ ○ ○

Regen messen mit Mobilfunkantennen

Weil Regen das Mobilfunknetz stört, können Eawag-Forscher aufgrund von Daten des Telekomunternehmens Orange Regenfälle messen. Die neue Methode ist räumlich deutlich exakter als die traditionelle Regenmessung mit einzelnen Regensammlern. Kombiniert mit intelligenten Steuerungen im Kanalisationssystem soll



sie künftig den Gewässerschutz in Siedlungsgebieten verbessern. Denn unerwartete Regenfälle überlasten vor allem in dicht besiedelten Gebieten häufig die Kanalisationen: Das Regenwasser mischt sich in den Abflusskanälen mit dem Siedlungsabwasser, und wenn die Wassermassen zu gross für die Rückhaltebecken

werden, läuft das ungeklärte Abwasser über in angrenzende Gewässer. Zwar sind es auf das Jahr gesehen keine grossen Schadstoffmengen, die über diesen Weg in die Gewässer gelangen, trotzdem können kurzzeitig hohe Belastungsspitzen Algen oder Fische schädigen. Und weil mit der Klimaerwärmung starke Regenfälle in Mitteleuropa zunehmen, wird sich das Problem noch weiter zuspitzen. Darum entwickelt die Eawag ein Simulationsmodell, das mit den Daten aus dem Mobilfunknetz Regenereignisse genau rekonstruiert. Es soll helfen, die Kanalisationssysteme so zu steuern, dass Schmutzwasserüberläufe verhindert werden können.

www.eawag.ch/regenmessen

In Kürze

Eawag-Infotag am 22. Juni

Vergessene Vielfalt im Wasser?

Die Uno hat das Jahr 2010 zum Jahr der Biodiversität deklariert. Dazu wird auch die Eawag ihren Beitrag leisten. Eawag-Wissenschaftlerinnen und -Wissenschaftler werden am Infotag 2010, der am 22. Juni stattfindet, aktuelle Forschungsergebnisse rund um das Thema aquatische Biodiversität präsentieren. Denn obwohl Seen und Flüsse lediglich 0,3 Prozent der Erdoberfläche bedecken, leben hier 7 Prozent aller Arten und sogar 40 Prozent aller weltweit bekannten Fischarten. Die Süßgewässer tragen somit wesentlich zur Biodiversität bei. Doch diese Vielfalt ist stark bedroht und Massnahmen zu ihrer Erhaltung sind dringend notwendig. Meist aber muss sich das Management auf eine lückenhafte Datenbasis stützen. Dem wirkt die Eawag durch Forschung und Beratung entgegen. Schwerpunkte am Infotag sind u. a.: die Fischbiodiversität, genetische Vielfalt und Artenschutz, invasive Arten, die Auswirkungen des Klimawandels sowie die Biodiversität in der Abwasserreinigung.



www.eawag.ch/infotag2010

Energiepreis Watt d'Or für Eawag

Ein nachhaltiger Umgang mit Wasser spart Energie. Mit dieser Botschaft hat die Wasserversorgung der Tessiner Gemeinde Gordola in der Kategorie «Gesellschaft» den renommierten Watt d'Or 2010 des Bundesamtes für Energie gewonnen. Mitbeteiligt an diesem Erfolg ist die Eawag – sie hat mit verschiedenen Forschungs- und Beratungsprojekten die Gemeinde in ihren Bestrebungen für eine moderne, dem Gedanken der Nachhaltigkeit verpflichtete Wasserversorgung unterstützt. Bruno Storni, der verantwortliche Gemeinderat aus Gordola formuliert es so: «Einzelne Teile der heutigen Anlage hätten wir sicher auch mit privaten Büros planen können. Das machen wir heute auch mit Erfolg. Doch der innovative Ansatz mit der Berücksichtigung der Verbraucher- und der Versorgerseite wäre ohne das Know-how aus der Eawag nicht zustande gekommen».



Die Baustelle des neuen Reservoirs, wo auch das Trinkwasserkraftwerk installiert wird.

www.eawag.ch/energiepreis

Agenda

Vorträge (jeweils um 11 Uhr, Eawag Dübendorf)

5. März
Manufactured Nanoparticles in the Aquatic Environment
Jamie Lead, FENAC UK
12. März
Land-use changes in Switzerland: Socio-economic investigations from the Alpine meadows to the Swiss plateau
Irmis Seidl, WSL
19. März
Nanominerals, Mineral Nanoparticles, and Earth Systems
Mike Hochella, Virginia Tech, USA
26. März
Transdisciplinary Research: Concepts, Practices and Tools
Christian Erik Pohl, ETH Zürich
16. April
Advanced Techniques in Microbial Cytometry
Susann Müller, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH, Deutschland
23. April
Was bringt die Zukunft für die Wasserwirtschaft Schweiz?
Vertreter Wasser-Agenda 21
30. April
Is Potable Water Reuse a Viable Solution to Urban Water Shortages?
Dave Sedlak, University of California, Berkeley, USA
7. Mai
Ecology of Place: Understanding the Role of Predators in Streams
Bobbi Peckarsky, University of Wisconsin, Departments of Zoology & Entomology, USA
21. Mai
Microbial Life on Unsaturated rough Surfaces
Dani Or, ETH Zurich, Institute of Terrestrial Ecosystems
28. Mai
Peak Phosphorus: Aspects Relating to Mineral Reserve Estimates, Related Geopolitics and Reuse Strategies for Agro, Waste and Sanitation Systems
Arno Rosemarin, Stockholm Environment Institute, Sweden
4. Juni
Liberalization in the Water Sector: Three Leading Models
Claude Menard, University of Paris, France

Kurse

- 9./10. März, Eawag Kastanienbaum
Elektrofischen für Ausbilder
- 4./5. Mai, EPF Lausanne
Introduction à l'écotoxicologie
- 18.–20. Mai, Eawag Kastanienbaum
Fische in Schweizer Gewässern
- 8./9. Juni, Eawag Dübendorf
Metalle und synthetische Metall-Nanopartikel in der aquatischen Umwelt
- 15./16. Juni, Eawag Dübendorf
Chemische Umweltanalytik: Herausforderungen, Konzepte und Methoden
- 21.–25. Juni, Eawag Dübendorf
Summer School Environmental Systems Analysis

Führungen

9. März, 17.00 Uhr, Eawag Dübendorf
Öffentliche Führung Forum Chriesbach

Tagungen

- 13.–18. Juni, ETH Zürich
GQ10 Groundwater Quality 2010
22. Juni, ETH Zürich
Eawag-Infotag: Vergessene Vielfalt im Wasser?