



Mitteilungen der Fachgruppe

Umweltchemie und Ökotoxikologie

Gesellschaft Deutscher Chemiker

- Editorial: Zur Debatte kontroverser Positionen
- Diskussionsbeitrag: Erfassung von Umwandlungsprodukten
- Die Arktis als umweltchemisches Feldlaboratorium
- Positionspapier zum Umweltmonitoring
- Globaler Umweltschutz - Ist das machbar ?
- Kurznachrichten, Tagungsberichte und Ankündigungen
- Personalien



3/2007

13. Jahrgang, September 2007 ISSN 1618-3258

Editorial: Zur Debatte kontroverser Positionen

Martin Scheringer, Zürich, scheringer@chem.ethz.ch;
Andreas Schäffer, Aachen, andreas.schaeffer@bio5.rwth-aachen.de;
Beatrice Schwarz-Schulz, Dessau, beatrice.schwarz-schulz@uba.de

Liebe Fachgruppenmitglieder,

eine zentrale Funktion des Mitteilungsblattes der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie besteht darin, den fachlichen und persönlichen Austausch zwischen den Mitgliedern der Fachgruppe zu fördern. Aus diesem Grund möchten wir in den nächsten Ausgaben des Mitteilungsblattes in loser Folge zugespitzte oder gar provokative Voten zu offenen oder kontroversen Fragen veröffentlichen. Dies können zum Beispiel Thesen zu Prozessen in der Umwelt oder der Wirkungsweise von Stoffen sein, oder Fragen zur Messmethodik, der Methodik der Stoff- und Produktbewertung, oder zur Übertragung wissenschaftlicher Erkenntnis auf die Praxis der Stoffbewertung in Behörden und Industrie. Wir möchten ausdrücklich dazu einladen, diese Voten zu kommentieren sowie weitere Voten zu Fragen, welche Sie diskutieren möchten, einzureichen. Wir denken, dass unter den Mitgliedern der Fachgruppe viel Erfahrung und Wissen vorhanden sind, die gerade in einem solchen relativ direkten Austausch mitgeteilt werden können – zum Nutzen von Diskutanten und Lesern.

In dieser Ausgabe des Mitteilungsblattes machen wir den Anfang mit einer Stellungnahme, die dafür plädiert, aus der Muttersubstanz entstehende Umwandlungsprodukte noch stärker in die Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln, Pharmaka, Bioziden und Industriechemikalien einzubeziehen. Dadurch ließe sich ein verbessertes Verständnis des Stoffverhaltens sowie ein höherer Schutz von Mensch und Umwelt erreichen, allerdings zum Preis eines erhöhten Aufwandes. Sind die Methoden zur Identifizierung und Charakterisierung von Umwandlungsprodukten für einen solchen Schritt weit genug entwickelt? Wo bestehen die grössten Unsicherheiten und weiterer Forschungsbedarf? Wie hoch ist der Aufwand für die Erfassung von Umwandlungsprodukten tatsächlich, und ist er gerechtfertigt?

Diese und weitere Fragen werden Sie sich beim Lesen des Beitrags wahrscheinlich stellen, und wir möchten Sie einladen, unser Ausgangsvotum zu kommentieren, zu ergänzen und weiterzuführen. Voten zu weiteren Themen sind selbstverständlich ebenfalls jederzeit willkommen.

Martin Scheringer, ETH Zürich
Andreas Schäffer, RWTH Aachen
Beatrice Schwarz-Schulz, Umweltbundesamt, Dessau

Diskussionsbeitrag: Erfassung von Umwandlungsprodukten in der Chemikalienbewertung

Martin Scheringer, Zürich, scheringer@chem.ethz.ch;
Andreas Schäffer, Aachen, andreas.schaeffer@bio5.rwth-aachen.de;
Beatrice Schwarz-Schulz, Dessau, beatrice.schwarz-schulz@uba.de

Viele organische Substanzen werden in der Umwelt zu Umwandlungsprodukten abgebaut, von denen manche in relevanten Konzentrationen auftreten, bevor weiterer Abbau zur Mineralisierung führt (Boxall et al. 2004). Beispiele dafür sind Nonylphenol aus Nonylphenolpolyethoxylaten oder Perfluoroktansäure aus 8:2-Fluortelomer-Alkohol. Einige dieser Umwandlungsprodukte sind ähnlich oder sogar stärker toxisch und/oder persistenter als die Ausgangsverbindung. So akkumuliert das mikrobiell gebildete, methylierte Derivat von Triclosan in Organismen, während die Ausgangsverbindung rasch abgebaut wird. Das derzeitige *Technical Guidance Document* der EU empfiehlt zwar, dass Umwandlungsprodukte erfasst und ggf. in die Risikobewertung einbezogen werden (EU 2003, S. 13); in der Praxis der Risikobewertung war dies bisher jedoch nur in Ausnahmefällen möglich, da Daten zu Umwandlungsprodukten kaum verfügbar sind. (Dies bezieht sich auf Industriechemikalien; bei Pestiziden ist die Lage anders, denn es müssen für die Zulassung auch alle relevanten Umwandlungsprodukte erfasst und getestet werden.)

Diese Situation hat sich in letzter Zeit geändert, da zunehmend Methoden zur Erfassung und Bewertung von Umwandlungsprodukten entwickelt werden. Der Einfluss von Umwandlungsprodukten kann bestimmt werden für Persistenz (Fenner et al. 2000), Ferntransportpotential (Quartier u. Müller-Herold 2001, Schenker et al. 2007), Eintrag in Oberflächengewässer (Gasser et al. 2007) und Beitrag zur toxischen Wirkung (Fenner et al. 2002). Auch die mit der Erfassung von Umwandlungsprodukten verbundenen Unsicherheiten sind charakterisiert worden (Fenner et al. 2003, Gasser et al. 2007). Die Identität möglicher Umwandlungsprodukte kann zunehmend besser mit Hilfe von Expertensystemen wie Catabol (Jaworska et al. 2002), Metabol, Multicase, Derek oder der *University of Minnesota Biocatalysis/Biodegradation Database* (Hou et al. 2004) bestimmt werden. Schließlich wird unter REACH für Substanzen mit einer Produktionsmenge von über 100 t/a verlangt, dass relevante Umwandlungsprodukte identifiziert werden. Die Entwicklung von Leitfäden zur Identifizierung und Bewertung von Umwandlungsprodukten ist Bestandteil der *REACH Implementation Projects* (RIPs), insbesondere für die Bewertung von potentiellen PBT- und vPvB-Stoffen (RIP 2007).

Aufgrund dieser Fortschritte auf methodischer Seite lässt sich nun im Rahmen der Stoffbewertung ein Arbeitsprogramm formulieren, das die systematische Erfassung und Bewertung

von Umwandlungsprodukten von Industriechemikalien zum Ziel hat. Damit würde eine wesentliche Lücke zumindest im Ansatz gefüllt, die Risikobewertung würde vollständiger und aussagekräftiger, und es würden umweltchemisch interessante Erkenntnisse über die Natur und das Verhalten von Umwandlungsprodukten gewonnen.

Konkret würde dieses Arbeitsprogramm die folgenden Schritte umfassen:

- Identifizierung möglicher Umwandlungsprodukte mit Hilfe von Expertensystemen
- Charakterisierung der Umwandlungsprodukte hinsichtlich physikalisch-chemischer Eigenschaften, weiterer Abbaureaktionen (Halbwertszeiten) und Basistoxizität, zum großen Teil mit Hilfe von QSAR-Methoden
- Bestimmung der in der Umwelt zu erwartenden Mengen und Konzentrationen mit Hilfe von Multikompartiment-Modellen
- Bestimmung des Beitrags der Umwandlungsprodukte zu Persistenz und Ferntransport-Potential, zur Basistoxizität sowie Identifizierung spezifischer Wirkmechanismen

Wenn dieses Programm systematisch verfolgt wird, ließe sich mittelfristig feststellen, für welche und wie viele Ausgangsverbindungen die Umwandlungsprodukte einen relevanten Beitrag zur Umweltbelastung ausmachen.

Literatur

- Boxall, A. B. A., Sinclair, C. J., Fenner, K., Kolpin, D., Maud, S. J. (2004): When synthetic chemicals degrade in the environment. *Environ. Sci. Technol.* **38**, 368A–375A.
- EU (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances, Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and the Council concerning the Placing of Biocidal Products on the Market. Joint Research Institute, Ispra.
- Fenner, K., Scheringer, M., Hungerbühler, K. (2000): Persistence of parent compounds and transformation products in a level IV multimedia model. *Environ. Sci. Technol.* **34**, 3809–3817.
- Fenner, K., Kooijman, C., Scheringer, M., Hungerbühler, K. (2002): Including transformation products into the risk assessment for chemicals: the case of nonylphenol ethoxylate usage in Switzerland. *Environ. Sci. Technol.* **36**, 1147–1154.
- Fenner, K., Scheringer, M., Hungerbühler, K. (2003): Joint persistence of transformation products in chemicals assessment: case studies and uncertainty analysis. *Risk Analysis* **23**, 35–53.
- Gasser, L., Fenner, K., Scheringer, M. (2007): Indicators for the exposure assessment of transformation products of organic micropollutants. *Environ. Sci. Technol.* **40**, 2445–2451.
- Hou, B. K., Ellis, L. B. M., Wackett, L. P. (2004): Encoding microbial metabolic logic: predicting biodegradation, *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* **31**, 261–272.

- Jaworska, J., Dimitrov, S., Nikolova, N., Mekenyan, O. (2002): Probabilistic assessment of biodegradability based on metabolic pathways: Catabol system. *SAR QSAR Environ. Res.* **13**, 307–323.
- Quartier, R., Müller-Herold, U. (2001): On secondary spatial ranges of transformation products in the environment. *Ecol. Modell.* **135**, 187–198.
- RIP (2007): Reference preliminary Technical Guidance Document - REACH Implementation Projects 3.2 & 3.3
- Schenker, U., Scheringer, M., Hungerbühler, K. (2007): Including degradation products of persistent organic pollutants in a global multi-media box model. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **14**, 145–152.

Korrespondenzadresse

PD Dr. Martin Scheringer, Institut für Chemie- und Bioingenieurwissenschaften, ETH Zürich, HCI G 127, Wolfgang-Pauli-Str. 10, CH-8093 Zürich;
Tel.: +41 1 6323062, FAX: +41 1 6321189

Impressum

Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie

Herausgegeben von der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie der Gesellschaft Deutscher Chemiker
www.gdch.de/umweltchemie

Redaktion:

Prof. Dr. Dr. Klaus Fischer
Analytische und Ökologische Chemie
FB VI – Geografie/ Geowissenschaften –
Universität Trier
Campus II, Behringstr. 21, D-54296 Trier
Tel. und Fax: 0651/ 201-3617
Sekretariat: 0651/ 201-2243
E-Mail: fischerk@uni-trier.de

Abkürzung:

Mitt Umweltchem Ökotox

Design/ Technische Umsetzung:

Dr. Matthias Kudra, Universität Leipzig
E-Mail: kudra@uni-leipzig.de

ISSN: 1618-3258

Das vorliegende Heft der Mitteilungen wurde sorgfältig erarbeitet. Dennoch übernehmen Herausgeber, Autoren und Redakteure für die Richtigkeit von Angaben, Hinweisen sowie für eventuelle Druckfehler keine Haftung.

Titelbild:

Eisbär in arktischem Lebensraum (Quelle: R. Kallenborn)

Editorial

60 Zur Debatte kontroverser Positionen

Diskussionsbeitrag

60 Erfassung von Umwandlungsprodukten in der Chemikalienbewertung

Originalbeiträge

- 63 Die Arktis: Umweltchemisches Feldlaboratorium mit globaler Bedeutung
- 68 Einfluss von Lipophilie und Molekülgröße auf das Biokonzentrationspotential von Umweltchemikalien
- 72 Positionspapier zum stoffbezogenen Umweltmonitoring (Teil 2 von 2)
- 80 Globaler Umweltschutz – ist das machbar?

Aus der Fachgruppe

82 Wöhlerpreis für Ressourcenschonende Prozesse an Prof. Metzger

Informationen

Kurznachrichten

- 82 Kinder-Umwelt-Survey 2003/06: Stoffgehalte in Blut und Urin der Kinder in Deutschland
- 83 BVL veröffentlicht Übersicht für Pflanzenschutzmittelrückstände in Lebensmitteln
- 83 Dialog über das Umweltgesetzbuch erwünscht

Tagungsberichte

84 Bericht vom 3. Deutsch-Brasilianischen Symposium über "Nachhaltige Entwicklung"

Tagungsankündigungen

- 85 Deutscher Bioraffineriekongress 2007
- 86 Fachtagung „Persistente Perfluorverbindungen“
Fresenius Fachtagung „Umweltgesetzbuch“
1st Workshop „Aquatic Nanoscience & Nanotechnology“

Personalien

88 Geburtstage



Die Arktis: Umweltchemisches Feldlaboratorium mit globaler Bedeutung Regionale Umweltforschung als wichtiger Beitrag zum Verständnis von globalen Schadstofftransportprozessen

Roland Kallenborn, Longyearbyen, Norwegen, roland.kallenborn@unis.no

Zusammenfassung

Arktische Umweltforschung hat auf eindrucksvolle Weise demonstriert, wie internationale und interdisziplinäre Zusammenarbeit im Rahmen von regional begrenzten Studien zum weiten wissenschaftlichen Verständnis von globalen Selektions-, Verteilungs- und Transportprozessen von anthropogenen Substanzen geführt hat. Experten aus dem Umfeld der Umweltchemie, Geochemie, Biochemie, aber auch der Feldbiologie (Zoologie, Botanik), Ökotoxikologie, Meteorologie, Informatik, Geophysik, Geologie, Glaziologie, Atmosphärenphysik, etc. arbeiten zielgerichtet zusammen, um die komplizierten Zusammenhänge der globalen Schadstofftransportprozesse (Verteilung, Verbleib und Abbau) zu verstehen und besser vorhersagen zu können. Die regionale Umweltforschung in der Arktis, die vor allem auf der kontinuierlichen Weiterentwicklung umweltchemischer Untersuchungen und der Interpretation der hieraus resultierenden Daten beruht, ist deshalb als ein herausragendes Beispiel zu betrachten, bei dem regional begrenzte internationale Forschung und Überwachung maßgeblich zum Verständnis globaler Verteilungsprozesse beigetragen hat.

Einleitende Bemerkungen

Die Arktis als Forschungsregion hat bereits seit vielen Generationen Wissenschaftler unterschiedlicher Sparten zu bahnbrechenden Forschungsunternehmen angespornt. Auch im Rahmen der Umweltforschung und Umweltchemie hat die Arktis als Forschungslokalität in den letzten Jahrzehnten eine nicht zu unterschätzende Rolle gespielt. Internationale Umweltchemieforschung in der Arktis hat in eindrucksvoller Weise zeigen können, wie regional begrenzte Forschung signifikant zum Verständnis globaler Umweltprozesse beitragen kann.

Als Umweltchemie wird in den hier vorliegenden Betrachtungen der Typ von analytisch-chemischer Forschung verstanden, der sich mit der Verbreitung, dem Verbleib und dem Abbau von anthropogenen Schadstoffen in der Umwelt befasst. Aspekte, die sich mit biogenen Substanzen befassen, die in einigen Fällen sogar weit giftiger und umweltschädlicher sein können als alle vom Menschen geschaffenen Schadstoffe, wurden nicht in die hier vorliegende Arbeit eingebunden.

Heute versteht man unter Arktis die Region oberhalb des nördlichen Polarkreises (Breitengrad 66 °N), die eine Fläche von ca. 16 Mill. km² bedeckt (Abbildung 1). Das Nordpolarmeer (Fläche ca. 13,2. Mill. km²) wird von den Landmassen der arktischen Anrainerstaaten (Grönland,

Norwegen, Schweden, Finnland, Russland, USA & Kanada) umschlossen (ca. 3 Mio. km²).



Abbildung 1: Die Arktis als wichtige Forschungsregion zur Untersuchung von regionalen und globalen Schadstoffverteilungsprozessen. (mit freundlicher Genehmigung von UNEP/ Grid Arendal: Hugo Ahlenius).

In der hohen Arktis (> 75 °N) dauert der Übergang von der Polarnacht zur Mitternachtssonne im Frühjahr jeden Jahres nur wenige Wochen. Dies hat zur Folge, dass sich die photochemischen Bedingungen, die den atmosphärischen und meeresgebundenen Transport von umweltstabilen Schadstoffen beeinflussen, innerhalb kurzer Zeit drastisch ändern. Viele photolabile Schadstoffe wie flüchtige organische Verbindungen (non-methane hydrocarbons = NMHCs) werden während des Winters in beträchtlichen Konzentrationen in die arktische Luft eingebracht. Im Sommer sind diese Stoffe dann allerdings nicht mehr in der arktischen Umwelt nachweisbar (Blake et al. 2003).

Die niedrigen Jahrestemperaturen in der arktischen Umwelt führen zu einem stark reduzierten (mikro)biologischen Abbau von Schadstoffen. Verbindungen, die unter Laborbedingungen rasch abgebaut werden können, können, sobald in die arktische Umwelt entlassen, lange Zeit unverändert vorliegen. Solche Stoffe weisen somit also eine

deutlich höhere Umweltstabilität auf, als dies vorher in Laborexperimenten vorhergesagt und dokumentiert wurde. Polychlorierte Biphenyle (PCB), Hexachlorcyclohexan-Isomere (HCH), Chlornorbornane (Toxaphene[®]) als auch perfluorierte alkylierte Substanzen (PFAS) sind beredte Beispiele für die erhöhte Umweltstabilität von anthropogenen Schadstoffen in der arktischen Umwelt im Vergleich zu mittleren Breitengraden. Der kontinuierliche Eintrag über viele Jahrzehnte von solchen umweltstabilen organischen Schadstoffen (persistent organic pollutants = POPs) in die arktische Umwelt führte letztendlich zu der umfassend dokumentierten, hohen Belastung der arktischen marinen Tierwelt, vor allem der Beutegreifern die an der Spitze der arktischen Nahrungskette stehen (Schwertwale, Eisbären, Robben, Polarfüchse und Eismöwen). Dies gilt auch für die Urbevölkerungsgruppen (Inuits) Grönlands und Ost-Kanadas, die sich immer noch auf traditionelle Art und Weise ernähren. Die hohe PCB-Belastung dieser Menschen ist inzwischen als bedenklich eingestuft worden (AMAP 2004).

Umweltchemische Untersuchungen in arktischen Ökosystemen spielen deshalb heute eine sehr wichtige Rolle wenn es darum geht, Effekte von Schadstoffen nachzuweisen oder auch mögliche Gegenmaßnahmen zu bewerten, um den Eintrag von Schadstoffen in die arktische Umwelt effektiv zu kontrollieren und ihm Einhalt zu gebieten.

Die bereits seit Jahrzehnten laufenden arktischen Langzeitüberwachungsprogramme wie das Arktische Schadstoffüberwachungsprogramm (AMAP = Arctic Monitoring and Assessment Programme: www.amap.no) und das Europäische Monitoring Programm (EMEP = European Monitoring and Evaluation Programme: www.emep.int) konnten inzwischen die globale Dimension des Schadstoffferntransportes von POPs und Metallen eindrucksvoll wissenschaftlich belegen. Diese wissenschaftlichen Informationen haben dann als Konsequenz maßgeblich dazu beigetragen, dass die Stockholm Konvention für POPs und die Århus Konvention für ferntransportierte Schadstoffe als internationale Kontrollorgane etabliert wurden.

Der neueste IPCC Bericht (IPCC = International Panel for Climate Change) weist ebenfalls mit aller Deutlichkeit darauf hin, dass dramatische klimabedingte Umweltveränderungen speziell in der Arktis zu erwarten sind (IPCC 2007). Es ist somit auch zu erwarten, dass Verteilungs- und Anreicherungsprozesse von Schadstoffen in der Arktis deutlicher als in anderen Regionen von den erwarteten Klimaveränderungen beeinflusst werden. Die Überwachung von Schadstoffverteilungsprozessen in der Arktis kombiniert mit Untersuchungen von Klimaveränderungen hat deshalb das Potential eines effektiven Früherkennungssystems für globale Klimaveränderungen.

Um die internationale Bedeutung der heutigen arktischen umweltchemischen Forschung zu bewerten, soll anhand einiger herausragender Beispiele verdeutlicht werden, wie von Einzelstudien, Felduntersuchungen und Überwachungsprogrammen in der Arktis auf die grundlegenden Prinzipien

der globalen Schadstoffverteilungs- und -transportprozesse geschlossen werden kann.

Nachweis von umweltstabilen Schadstoffen aufgrund neuer technologischer Entwicklungen: Perfluorierte alkylierte Substanzen in der Arktis

Die atemberaubende technologische Entwicklung der letzten Jahre im Bereich der hochauflösten Chromatographie (z.B. Flüssigkeits- und Gaschromatographie) und Massenspektrometrie (MS) als Detektions- und Identifizierungsmethode im Bereich Umweltanalytik hat zu bahnbrechenden neuen chemisch-analytischen Methoden in der Ultra-Spurenanalytik geführt. Besonders die Neuentwicklungen im Bereich hochauflösender Flüssigkeitschromatographie (HPLC) mit massenselektiven Detektoren (MS: Quatrupol- und Time-of-Flight Massenspektrometer) hat zu bedeutenden Verbesserungen der Methoden-Empfindlichkeit und Instrumentstabilität geführt (Trenholm et al. 2006, Gross et al. 2006, Zwiener & Frimmel 2004). Somit ist es inzwischen möglich, ein breites Spektrum von polaren, wasserlöslichen Verbindungen mit diesen verbesserten analytisch-chemischen Methoden in gering belasteten Proben mit niedrigen Konzentrationen nachzuweisen (\leq ppb = parts per billion Niveau). So konnte erstmals im Jahre 2000 mit modernen HPLC/MS-Methoden die Präsenz von PFAS in arktischen Umweltproben nachgewiesen werden (Kannan et al. 2001). PFAS sind aufgrund ihrer sowohl oleophoben also auch hydrophoben Eigenschaften (amphiphil) sehr begehrte Zusatzstoffe für Imprägnierungs- und Reinigungsmittel sowie für Flammenschutzmittel (Kallenborn et al. 2004). In den letzten fünf Jahren wurden die analytischen Methoden kontinuierlich verfeinert und erste Überwachungsprogramme, die mit den nunmehr nach akkreditierten Methoden validierten analytischen Verfahren durchgeführt wurden, bestätigen die Omnipräsenz von PFAS in der Arktis (Stock et al. 2007) und in anderen Regionen dieser Erde (Wania 2007). Inzwischen sind bereits mehr als 20 perfluorierte Substanzen wie perfluorierte Carbonsäuren, Sulfone, Sufonamide, Telomer-Alkohole etc. in arktischen Umweltproben nachgewiesen worden.

In der Gruppe der umweltstabilen Substanzen, die in arktischen Proben gefunden werden konnten, stellen perfluorierte Stoffe eine ganz besondere Substanzklasse dar. Aufgrund der hohen Stabilität der C-F Bindung sind perfluorierte Stoffe kaum durch biochemische/ enzymatische oder photochemische Prozesse abbaubar. Deshalb müssen diese Stoffe als extrem umweltstabil angesehen werden und es ist zu erwarten, dass trotz rascher Begrenzung des Verkaufs und der Anwendung der kommerziell wichtigsten Verbindungen (Perfluoroktansulfonsäure, PFOS, und Perfluoroktansäure, PFOA) durch internationale Abkommen, diese Verbindungen auch auf viele Jahre hinaus noch in der Umwelt nachweisbar sein werden.

Inzwischen konnte gezeigt werden, dass der größte Teil von PFOS, der in der arktischen Umwelt zu finden ist, durch direkte biochemische Transformation von Fluorsulfamido-

Alkoholen entstanden ist. Ebenso konnte gezeigt werden, dass einige perfluorierte Carbonsäuren (PFA) in der arktischen Umwelt als Abbauprodukte von flüchtigen Fluor-Telomer-Alkoholen (FTOH) zu betrachten sind (Young et al., 2007).

Diese wissenschaftlichen Resultate, die im Rahmen von zahlreichen neueren internationalen umweltchemischen Untersuchungen in der Arktis erbracht wurden, sind somit von großer Wichtigkeit, um die chemischen Umwandlungs- und Transportprozesse vollends zu verstehen, die zur globalen Verteilung von anthropogenen Schadstoffen führen.

Transport and Anreicherung von POPs in der arktischen Umwelt

Seit über 20 Jahren werden inzwischen kontinuierliche Überwachungsprogramme für POPs im Rahmen des Arktischen Langzeitmonitoring Programms (AMAP) durchgeführt (siehe Einleitung). Analytische Methoden werden dabei regelmäßig durch internationale Ringtests, an denen alle beteiligten Laboratorien teilnehmen, überprüft. Die Überwachungsprogramme decken so gut wie alle wichtigen Umweltkompartimente (Luft, Wasser, Sediment und Biota) ab. Die AMAP Schadstoff-Überwachungsprogramme sollten ursprünglich Hintergrundwerte für die Ausbreitung und den Verbleib von POPs in der arktischen Umwelt liefern. Deshalb wurden die ersten überraschenden Ergebnisse, die relativ hohe Konzentrationen von chlorierten Pestiziden wie Hexachlorcyclohexan-Isomeren (HCH) in Luft und Biota nachwies, in der wissenschaftlichen Welt zuerst mit Skepsis aufgenommen. Heute wissen wir, dass eine Reihe von umweltstabilen semi-volatilen organischen Verbindungen über die Atmosphäre oder Meeresströmungen kontinuierlich aus den Quellregionen in die Polarregionen (z. B. Arktis) transportiert wird. Die Luft- und Meeresströmungen der nördlichen Hemisphäre sind normalerweise immer nordwärts gerichtet, während auf der Südhemisphäre Luft- und Meeresströmungen in Richtung Süden verlaufen (Abbildung 2). Für eine Auswahl so genannter semi-volatiler organischer Schadstoffe konnte nachgewiesen werden, dass während des atmosphärischen Transportes zu den polaren Akkumulationsregionen Deponierung (Aufnahme der Schadstoffe in Wasser/Sediment während Niederschlagsperioden) und Wiederaufnahme (Verdampfung) in die Atmosphäre mehrfach auftreten können. Dieser Effekt wird auch populärwissenschaftlich als „Grasshüpfereffekt“ bezeichnet (Wania and Mackay 1993; Wania and Mackay 1996). Allgemein wird inzwischen der Luftmassentransport von umweltstabilen organischen Schadstoffen als der wichtigste Eintragsweg in die Arktis angesehen.

Durch diesen selektiven polwärts gerichteten Transport der Luft- und Wassermassen werden ausgewählte umweltstabile Schadstoffe wie α -HCH, Hexachlorbenzol (HCB), Chlornbornane (Toxaphene[®]), PCB u. a. aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften (Stabilität, Flüchtigkeit, Löslichkeit etc.) per Luft und/oder Wasserweg in die Arktis transportiert und dort in arktischen Nahrungsnetzen

angereichert (AMAP 2004). Innerhalb der Arktis können Schadstoffe wiederum durch Eismassen-Transport (transpolare Eisdrift) in wenigen Jahren (5-6 Jahre) aus den westsibirischen Flussmündungen bis in die marginalen Schmelzonen der West-Arktis (zwischen Grönland, Spitzbergen und Franz-Josef Land) transportiert werden, wo sie dann alljährlich während der Frühlingschmelzperiode in die arktischen Nahrungsnetze aufgenommen werden (Kallenborn und Herzke 2001). Die Liste der Schadstoffe, die in arktischen Umweltproben nachgewiesen werden, verlängert sich kontinuierlich im Zuge der Weiter- und Neuentwicklung der umweltanalytischen Verfahren.

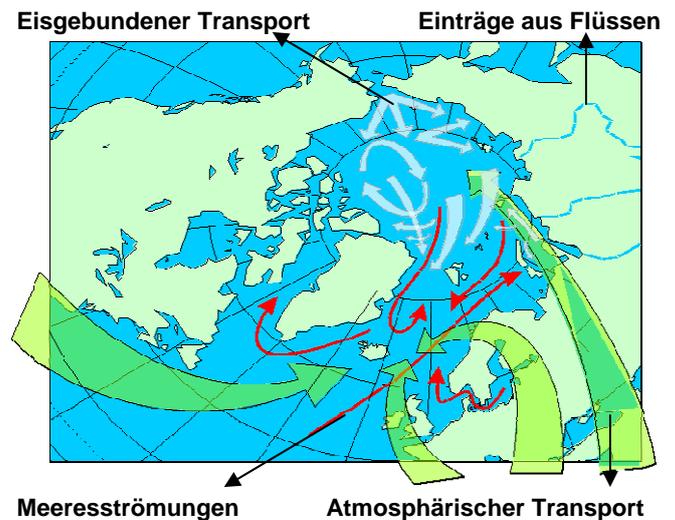


Abb. 2: Schadstofftransport und Verteilung in der Arktis

Hohe Konzentrationen von PCB, DDT und anderen ausgewählten Schadstoffen konnten auch in den arktischen Urbevölkerungsgruppen (Inuit), die sich immer noch im Einklang mit ihren uralten Traditionen ernähren, gefunden werden. Inzwischen wurde auch, aufgrund der hohen PCB- und Organo-Quecksilber-Konzentrationen in Meeressäugtieren, der Bevölkerung der Färöer-Inseln, insbesondere den schwangeren Frauen, empfohlen, kein Walfleisch mehr zu essen (AMAP 2003).

Neuere Untersuchungen zeigen, dass die Verteilung der Schadstoffe innerhalb der Arktis nicht als gleichmäßig und homogen anzusehen ist. Die westliche Arktis (Canada und Alaska) scheint für einige der umweltstabilen Verbindungen allgemein geringere Schadstoffgehalte in den untersuchten Umweltkompartimenten aufzuweisen als dies für die europäische Arktis der Fall ist. Dieser Unterschied kann mit hoher Wahrscheinlichkeit durch geographische (Eintrag durch Flüsse, Eistransport), ozeanographische (Meeresströmungen, Golfstrom) und meteorologische (z. B. Luftmassentransport, Quellennähe) Besonderheiten erklärt werden.

In den letzten Jahren konnten durch umfassende umweltchemische Untersuchungen sogar einige „Hot-Spot“ Lokalitäten in der Arktis nachgewiesen werden (AMAP 2004, Kallenborn et al. 2007). In diesen geographisch eng eingegrenzten Regionen konnten Anreicherungsprozesse für umweltstabile Schadstoffe aufgrund günstiger biologischer,

meteorologischer und ozeanographischer Rahmenbedingungen als besonders effektiv charakterisiert werden. So wurden in einem Süßwasser-Ökosystem (Ellasjøen) auf der Bäreninsel (Bjørnøya) in der norwegischen Arktis signifikant höhere Konzentrationswerte in Umweltproben (Sediment, Wasser, Fisch, Seevögel) gefunden, als dies in anderen Seen in der näheren Umgebung gezeigt werden konnte (AMAP 2004). Umfassende ökotoxikologische und umweltchemische Untersuchungen haben inzwischen gezeigt, dass speziell während der Brutzeit Möwen und Alkenvögel aus der Schmelzzone der marinen Eiszone, in der Nähe der Insel, große Mengen organischer Schadstoffe aus ihren marinen Beutetieren (Krebstiere, Fische) anreichern. Dieselben Vögel setzen dann einen bedeutenden Teil der Schadstoffe wiederum durch ihre Exkremente beim Baden im See (Ellasjøen), der in der Nähe der großen Brutkolonie im südlichen Teil der Bäreninsel liegt, frei. Die Schadstoffe werden dann sehr effektiv im Nahrungsnetz des Sees aufgenommen. Diese komplexe Kombination von Transport- und Akkumulationsprozessen führt letztendlich zu den sehr hohen POP-Konzentrationen, die in den Tieren des Sees (Krebstiere, Fische, Vögel) nachgewiesen werden konnten. (Evenset et al. 2005, 2007).

Die Bausteine passen zusammen

Als Teil der umfassenden internationalen und interdisziplinären Umweltforschung in der Arktis hat die Umweltchemie (Spurenanalytik von organischen und anorganischen Schadstoffen) wichtige wissenschaftlich fundierte Beiträge zum Transport, Verbleib und Abbau von anthropogenen Spurenstoffen geliefert. Konzentrationsdaten und Schadstoffverteilungen in unterschiedlichsten Probenmatrizes sind wichtige Informationen zur umfassenden umweltbezogenen Risikobeurteilung dieser global verbreiteten chemischen Verbindungen. So konnte mit Hilfe der umweltchemischen Forschung der letzten Jahre deutlich gemacht werden, dass

- 1.) ausgewählte Schadstoffe effektiv durch Meeresströmungen und Luftmassenbewegungen in die Polargebiete insbesondere die Arktis transportiert werden;
- 2.) die komplexe Kombination von luftmassen-, wasser- und eisgebundenem Schadstofftransport zu einem selektiven, aber höchst effektiven Transportprozess von umweltstabilen Schadstoffen in die Arktis führt;
- 3.) vor allem lipophile und umweltstabile Schadstoffe effektiv in den kurzkettingen aber individuenreichen Nahrungsnetzen der Arktis zu hohen Konzentrationen angereichert werden (Kallenborn 2006);
- 4.) hohe Konzentrationen von ausgewählten POPs in der arktischen Urbevölkerung (Inuits) Grönlands und Kanadas, die sich immer noch nach alter Tradition ernährt, nachweisbar sind.

Arktische Umweltforschung hat somit auf eindrucksvolle Weise demonstriert, wie internationale und interdisziplinäre Zusammenarbeit im Rahmen von regional begrenzten

Studien zum weiten wissenschaftlichen Verständnis von globalen Selektions-, Verteilungs- und Transportprozessen von anthropogenen Substanzen geführt hat.

Der bisher zusammengetragene enorme Datensatz von Konzentrationswerten und Schadstoffverteilungen wird inzwischen ebenfalls sehr erfolgreich genutzt, um Neuentwicklungen von globalen und regionalen Schadstoffverteilungsmodellen zu evaluieren und zu verbessern (Kallenborn and Berg 2006). Es ist deshalb zu erwarten, dass durch die bisher so erfolgreich demonstrierte internationale Zusammenarbeit auch weiterhin wichtige Umweltprozesse studiert und neue Mechanismen aufgezeigt werden können.

Literatur

- AMAP, 2003. AMAP Assessment 2002: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xiv+137 pp.
- AMAP, 2004. AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xvi +310 pp.
- Blake N.J., Blake D.R., Sive B.C., Katzenstein A., Meinardi S., Wingenter O.W., Atlas E.L., Flocke F., Ridley B.A., Rowland F.S. (2003) The seasonal evolution of NMHCs and light alkyl nitrates at middle to high northern latitudes during TOPSE. *J. Geophys. Res. – Atm.* 108/ D4, 8359/ TOP 7: 1-15.
- Evenset A., Christensen G.N., Kallenborn R. (2005) Selected chlorobornanes, polychlorinated naphthalenes and brominated flame retardants in Bjørnøya freshwater biota. *Environ. Poll.* 136: 419-430
- Evenset A., Carroll J., Christensen G.N., Kallenborn R., Gregor D. & Gabrielsen G.W. (2007) Seabird guano is an efficient conveyer of persistent organic pollutants (POPs) to Arctic lake ecosystems. *Environ. Sci. Technol.* 41/4: 1173-1179
- Gros M., Petrovic M., Barcelo, D. (2006) Multi-residue analytical methods using LC-tandem MS for the determination of pharmaceuticals in environmental and wastewater samples: a review. *Anal. Bioanal. Chem.* 386/4: 741-952.
- IPCC, 2007: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.
- Young C.J., Furdui V.I., Franklin J., Koerner R.M., Muir D.C.G., Mabury S.A. (2007) Perfluorinated acids in arctic snow: New evidence for atmospheric formation. *Environ. Sci. Technol.* 41/10: 3455-3461
- Kannan K., Koistinen J., Beckmen K., Evans T., Gorzelany J.F., Hansen K.J., Jones P.D., Helle E., Nyman M.; Giesy

- J.P. (2001) Accumulation of perfluorooctane sulfonate in marine mammals. *Environ. Sci. Technol.* 35/8: 1593-1598.
- Kallenborn R., Herzke D. (2001) Schadstoff-Ferntransport in die Arktis. *UWSF - Z Umweltchem Ökotox.* 4: 216 – 226.
- Kallenborn R., U. Berger, U. Järnberg, M. Dam, O. Glesne, B. Hedlund, J.-P. Hirvi, A. Lundgren, B. Bügel-Mogensen & A.S. Sigurttsson (2004) Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment. *TemaNord* 2004:552, © Nordic Council of Ministers, Copenhagen 2004, ISBN 92-893-1051-0, ISSN 0908-6692, pp.112.
- Kallenborn R. (2006) Anreicherung und Effekte von organischen Umweltschadstoffen in der Polaren Umwelt. In: J. Lozan et al.: Warnsignale aus den Polargebieten. Verlag Wissenschaftliche Auswertungen, pp. 352.
- Kallenborn R., Berg T. (2006) Long-term atmospheric contaminant monitoring for the elucidation of airborne transport processes into Polar Regions. In: *Arctic and Alpine Environments* (Ed.-In Chief: J. B. Ørbæk) Springer Verlag, New York, Tokyo, Heidelberg, ISBN 3-540-48512-0, XXVIII + pp. 434
- Kallenborn, R., Christensen G.N., Evenset A., Schlabach M., Stohl A. (2007) Atmospheric transport of persistent organic pollutants (POPs) to Bjørnøya (Bear island). *J. Environ. Monitor*, in press. DOI: 10.1039/b707757m
- Kivi R., Kyrö E., Turunen T., Harris N.R.P., von der Gathen P., Rex M., Andersen S.B., Wohltmann I (2007) Ozonesonde observations in the Arctic during 1989–2003: Ozone variability and trends in the lower stratosphere and free troposphere. *J. Geophys. Res.* 112, D08306: 1-17.
- Stock N.L., Furdui V.I., Muir D.C.G., Mabury S.A. (2007) Perfluoroalkyl contaminants in the Canadian Arctic: Evidence of atmospheric transport and local contamination. *Environ. Sci. Technol.* 41/10: 3529-3536
- Trenholm R.A., Vanderford B.J., Holady J.C., Rexing D.J., Snyder S.A. (2006) Broad range analysis of endocrine disruptors and pharmaceuticals using gas chromatography and liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Chemosphere* 65/11: 1990-1998
- Von Savigny C., Ulas E.P., Eichmann K.U., Burrows J.P. (2005) Detection and mapping of polar stratospheric clouds using limb scattering observations. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 5: 7169-7190.
- Venzke, J.F. (2006) Die Arktis und ihre Grenzen: Eine physisch-geographische Einführung. In: Lozan J., Hupfer P., Peipenburg D., Graßl H., Hubberten H.W., Karbe L. (2006) Warnsignale aus den Polargebieten. *Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg: pp.: 352
- Zwiener C., Frimmel F.H. (2004) LC-MS analysis in the aquatic environment and in water treatment technology - a critical review - Part II: Applications for emerging contaminants and related pollutants, microorganisms and humic acids. *Anal. Bioanal. Chem.* 378/4: 862-874
- Wania F. (2007) A global mass balance analysis of the source of perfluorocarboxylic acids in the Arctic Ocean. *Environ. Sci. Technol.* 41/13: 4529-4535
- Wania F., Mackay D. (1993) Global Fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. *Ambio* 22/1: 10-18.
- Wania F., Mackay D. (1996) Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 30/9: A390-A396

Korrespondenzadresse

Prof. Dr. Roland Kallenborn, Environmental Technology, University Centre in Svalbard (UNIS), P.O. Box 156, NO-9171 Longyearbyen, Tel.: + 47 79023351, FAX: +47 79023301, URL: www.unis.no

Einfluss von Lipophilie und Molekülgröße auf das Biokonzentrationspotential von Umweltchemikalien

Monika Nendza, Luhnstedt, AL-Luhnstedt@t-online.de Martin Müller, Schmallenberg, Martin.Mueller@ime.fraunhofer.de

Zusammenfassung

Anhand validierter BCF-Daten aus der CEFIC LRI Goldstandard-Datenbank wurden Kriterien analysiert, die als Indikatoren einer reduzierten Bioakkumulation dienen können. Im Sinne einer Klassifizierung von B-Stoffen wurde bestätigt, dass $BCF > 2000$ nicht für Stoffe mit $\log K_{OW} < 3$ oder > 10 auftritt. Die Molekülgröße (maximaler Moleküldurchmesser $> 2,5$ nm, effektiver Moleküldurchmesser $> 1,5$ nm) und die Molmasse (> 600 g/mol) sind weitere mögliche Indikatoren für BCF-Werte < 2000 . Eine robuste Validierung ist aber mangels belastbarer BCF-Daten für große Moleküle nicht durchführbar. Kriterien aus dem Screening oraler Pharmaka (Lipinski's Rule of 5) sind nicht ausreichend, um geringe Bioakkumulation festzustellen.

Hintergrund

REACH sieht für Stoffe mit (sehr) persistenten, (sehr) bioakkumulierenden und toxischen Eigenschaften (PBT-Stoffe, vPvB-Stoffe) eine Zulassungspflicht vor [1]. Grenzkriterium ist ein Biokonzentrationsfaktor (BCF) > 2000 für B-Stoffe bzw. > 5000 für vB-Stoffe [2]. Mit Blick auf den erheblichen experimentellen Aufwand von Bioakkumulationsstudien wird diskutiert, ob Stoffe aufgrund physikalisch-chemischer oder struktureller Eigenschaften biologische Membranen voraussichtlich nicht durchdringen können bzw. die Stoffaufnahme so sehr gehemmt ist, dass eine relevante Bioakkumulation nicht zu erwarten ist. Insbesondere Lipophilie ($\log K_{OW}$: 1-Oktan/Wasser-Verteilungskoeffizient), Molekülgröße (D_{max} : maximaler Durchmesser, D_{eff} : effektiver Durchmesser), Molmasse und Lipidlöslichkeit werden als mögliche limitierende Kriterien betrachtet (Tabelle 1). Indikatoren einer eingeschränkten Bioakkumulation könnten als Kriterien für ein Waiving (Verzicht) von experimentellen Bestimmungen des BCF auf der Basis von Substanzeigenschaften herangezogen werden.

BCF Cut-off: Fakt oder Fiktion?

Die Frage, ob superlipophile Stoffe ($\log K_{OW} > 5-6$) tatsächlich eine geringere Bioakkumulation aufweisen als aufgrund ihrer Hydrophobie zu erwarten ist, ist nicht abschließend beantwortet. Der oft beschriebene BCF Cut-off, z.B. [9, 11, 15-21], wird entweder experimentellen Artefakten oder einer veränderten Aufnahme aufgrund verminderter Membranpermeation zugeschrieben (Abbildung 1). Insbesondere lipophile Chemikalien mit sehr geringer Wasserlöslichkeit haben häufig eine scheinbar reduzierte Biokonzentration. Viele 'zu niedrige' BCF-Werte relativ zum $\log K_{OW}$ der Testsubstanzen halten einer kritischen Überprüfung nicht stand, sie reflektieren fehlerhafte Durchführung und Auswertung von Testergebnissen. Ent-

scheidende Einflussfaktoren sind die Bioverfügbarkeit (z.B. freie, gelöste Expositionskonzentrationen, Sorption, Grenzen der Wasserlöslichkeit, Effekte von Lösungsvermittlern) und die Kinetik (z.B. Erreichen des Steady-State, verminderte Diffusion in Wasserphasen, Auswirkungen von Größe und Lebensdauer der Testorganismen).

Systematische experimentelle Belege für eine reduzierte Aufnahme großer Moleküle, z.B. Untersuchungen an biologischen Membranen, liegen nicht vor. Daten zur oralen Absorption von Antibiotika weisen aber darauf hin, dass auch große Substanzen mit hohem Molekulargewicht ($MW > 1000$ g/mol) Membranen passieren und in Organismen aufgenommen werden können [22, 23].

Unbenommen der genannten Aspekte ist aus theoretischen Erwägungen eine nicht-Linearität von BCF/Lipophile-Beziehungen zu erwarten, allerdings bei erheblich höheren $\log K_{OW}$ -Werten ~ 10 [24]. Insbesondere limitierte Diffusion in wässrigen Phasen, unterschiedliches Verhalten in Lipiden oder 1-Oktanol sowie unterschiedliche thermodynamische Eigenschaften, z.B. Enthalpie-Effekte, schließen eine 'endlose' Linearität der Beziehung zwischen Lipophilie und Bioakkumulation aus [25].

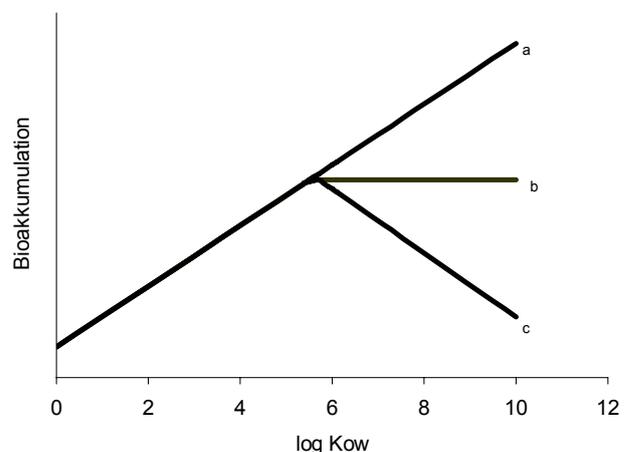


Abb.1. Mögliche Beziehungen zwischen Bioakkumulation und $\log K_{OW}$: Der Unterschied zwischen den Funktionen (a) und (b) beruht auf kinetischen Artefakten, zwischen (b) und (c) auf verminderter Bioverfügbarkeit [24].

Beziehungen zwischen BCF und Lipophilie

Quantitative Struktur-Aktivitätsbeziehungen (QSAR) zur Abschätzung des BCF aus dem $\log K_{OW}$ sind für neutrale organische Substanzen mittlerer Lipophilie ($0 < \log K_{OW} < 6$) etabliert, z.B. [10, 16, 18, 19]. Lineare Funktionen beschreiben das Akkumulationspotential von Chemikalien unter der Annahme passiver Diffusion als geschwindigkeitsbestimmenden Prozess. Abweichungen nach unten, d.h.

Jahr	Chemikalien	log K_{OW}	Molekülgröße	Molmasse	Lipidlöslichkeit	Wasserlöslichkeit	Quelle
1985	Polychlorierte Naphthaline	> 6	$D_{eff} > 0,95$ nm	--	--	--	Opperhuizen et al. [3]
1987	Silicone	--	Kettenlänge > 5,3 nm	--	--	--	Opperhuizen et al. [4]
1988	Organische Farbstoffe	--	$D_{eff} > 1,05$ nm	> 450 g/mol	< 10 mg/l	< 0,1 mg/l oder > 2000 mg/l	Anliker et al. [5, 6]
1991	--	--	--	> 600 g/mol	--	--	UBA [7]
2000	--	--	$D_{eff} > 0,95$ nm Kettenlänge > 4,3 nm	> 700 g/mol	< 2 mmol/kg	--	Environment Canada [8]
2002	Organische Substanzen	> 5,5	$D_{max} > 1,5$ nm	--	--	--	Dimitrov et al. [9]
2003	--	--	--	> 700 g/mol	--	--	TGD [10]
2005	Organische Substanzen	--	$D_{max} > 1,7 \pm 0,2$ nm	--	--	--	Dimitrov et al. [11]
2006	--	--	Kettenlänge > 4,3 nm $D_{max} > 1,74$ nm	> 700-1100 g/mol	< 0,002*MW mg/l	--	TC-NES [12]
2007	--	> 10	$D_{max} > 2,5$ nm $D_{eff} > 1,5$ nm	> 600 g/mol	--	--	UBA [13]
2007	--	> 10	Kettenlänge > 4,3 nm $D_{eff} > 1,74$ nm	> 700-1100 g/mol	< 0,002*MW mg/l	--	EU [2]
2007	--	> 8	$D_{max} > 1,5$ nm $D_{eff} > 1,0$ nm	> 600 g/mol	--	--	Arijs et al. [14]

Tabelle 1. Beispiele für Kriterien, die als Indikatoren einer möglicherweise reduzierten Bioakkumulation vorgeschlagen wurden.

geringere Bioakkumulation, können z.B. auf Ionisation, Abbau oder Metabolismus der Testsubstanzen beruhen.

B-Stoffen [2] bestätigt Abbildung 2, dass BCF > 2000 nicht für Stoffe mit log K_{OW} < 3 oder > 10 auftritt.

Eine Analyse von Beziehungen zwischen Bioakkumulationspotential und physikalisch-chemischen oder strukturellen Eigenschaften erfolgte beispielhaft anhand validierter BCF-Daten aus der CEFIC LRI Goldstandard-Datenbank zur Bioakkumulation [26]. Bei multiplen Einträgen zu einer Substanz wurde im Sinne einer Worst-Case Betrachtung der jeweils höchste BCF-Wert verwendet. Abbildung 2 zeigt die Verteilung von BCF-Werten in Abhängigkeit von der Lipophilie, berechnet als log K_{OW} (KowWin (Version 1.67) [27]). Die bilineare QSAR beschreibt das maximale Bioakkumulationspotential [18]:

$$\log BCF = 0.99 \log K_{OW} - 1.47 \log (4.97 \times 10^{-8} K_{OW} + 1) + 0.0135 \quad (\text{Gleichung 1})$$

Die Datenverteilung zeigt erhebliche Streuungen über zwei bis drei Größenordnungen für Substanzen gleicher Lipophilie. Mit steigendem log K_{OW} nehmen die Abweichungen von der QSAR nach unten zu. Abweichungen nach oben betreffen nur hydrophile Moleküle (log K_{OW} < 3), deren BCF aber in allen Fällen kleiner als 2000 ist. Im Sinne einer Klassifizierung von

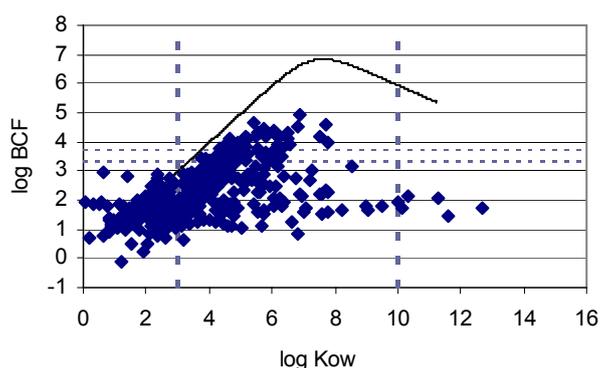


Abb. 2. Beziehung zwischen log BCF [26] und log K_{OW} . Die bilineare Funktion beschreibt das maximale Bioakkumulationspotential [18]. Die gestrichelten horizontalen Linien geben die BCF-Grenzkriterien für B- und vB-Stoffe an.

Beziehungen zwischen BCF und Molekülgröße

Ein möglicher limitierender Einfluss der Molekülgröße auf die Bioakkumulation ist oft postuliert worden. Geht man von passiver Diffusion als Mechanismus der Membranpassage

aus, muss die Absorptiongeschwindigkeit mit zunehmender Molekülgröße abnehmen. Beziehungen zwischen BCF-Werten [26] und dem maximalen und effektiven Moleküldurchmesser, berechnet nach Geometrieoptimierung mit MOPAC (<http://openmopac.net>) mittels CROSS [28] sind in Abbildungen 3 und 4 dargestellt.

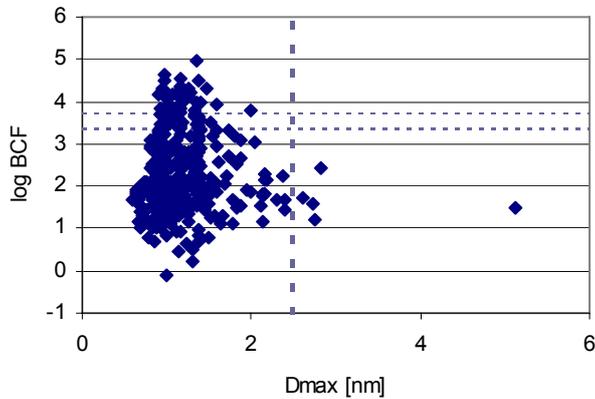


Abb. 3. Beziehung zwischen log BCF [26] und maximalem Moleküldurchmesser D_{\max} [nm]. Die gestrichelten horizontalen Linien geben die BCF-Grenzkriterien für B- und vB-Stoffe an.

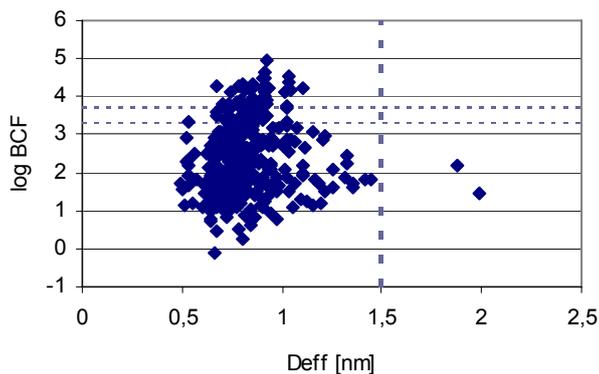


Abb. 4. Beziehung zwischen log BCF [26] und effektivem Moleküldurchmesser D_{eff} [nm]. Die gestrichelten horizontalen Linien geben die BCF-Grenzkriterien für B- und vB-Stoffe an.

Bei kleinen Molekülen ($D_{\max} < 2,0$ nm, $D_{\text{eff}} < 1,2$ nm) ist kein Einfluss ihrer Größe auf das Ausmaß ihrer Bioakkumulation zu erkennen. Demgegenüber erscheint ein maximaler Moleküldurchmesser $> 2,5$ nm oder ein effektiver Moleküldurchmesser $> 1,5$ nm ein möglicher Indikator für BCF-Werte < 2000 . Diese Grenzkriterien ($D_{\max} > 2,5$ nm, $D_{\text{eff}} > 1,5$ nm) entsprechen den Befunden, die anhand eines limitierten Datensatzes für Pflanzenschutzmittel und Neustoffe erhalten wurden [13]. Eine robuste statistische Diskriminierung ist aber nicht möglich, weil auch diese Datenbasis nur wenige sehr große Substanzen enthält. Weiterhin einschränkend ist, dass mit verschiedenen Verfahren berechnete Moleküldurchmesser je nach verwendeter Geometrieoptimierung variieren können.

Beziehungen zwischen BCF und Molmasse

Das Molekulargewicht wird seit Jahrzehnten als Indikator-kriterium für reduzierte Bioverfügbarkeit diskutiert. Allerdings ist die Interpretation eines Grenzwertes auf der Basis der Molmasse komplex, weil diese Eigenschaft mit vielen anderen korreliert. Der Aspekt der limitierten Membranpermeation aufgrund der Größe von Verbindungen erscheint ungeeignet, weil auch Chemikalien mit $MW > 1000$ g/mol Membranen gut passieren können [22, 23]. Andere Eigenschaften, die ebenfalls mit dem Molekulargewicht korreliert sind, wie Löslichkeit, Sorption, Bioverfügbarkeit und Absorptionskinetik, haben vermutlich einen größeren Einfluss.

Die Darstellung der Beziehung zwischen BCF und Molmasse (Abbildung 5) zeigt, dass die wenigen vorliegenden Substanzen mit einem Molekulargewicht > 600 g/mol $BCF < 2000$ haben. Der hier erhaltene Wert ist niedriger, als die für das neue TGD [2] vorgeschlagenen ($MW > 700$ g/mol für nicht-B, $MW > 1100$ g/mol für nicht-vB). Eine Validierung ist aber mangels belastbarer BCF-Daten für Moleküle mit großer Molmasse nicht durchführbar.

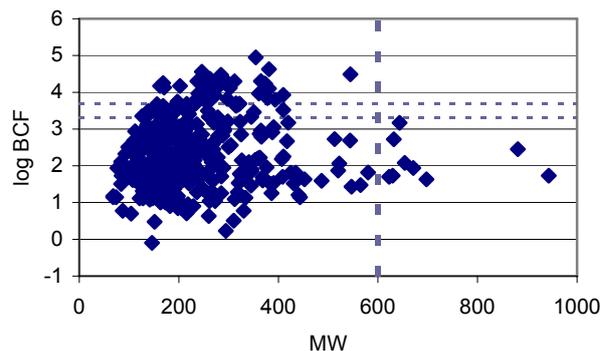


Abb. 5. Beziehung zwischen log BCF [26] und Molmasse MW. Die gestrichelten horizontalen Linien geben die BCF-Grenzkriterien für B- und vB-Stoffe an.

Beziehungen zwischen BCF und 'Lipinski's Rule of 5'

Kriterien aus dem Screening oraler Pharmaka (Lipinski's Rule of 5 [29]) wurden als mögliche Indikatoren geringer Bioakkumulation getestet. Substanzen, die mindestens zwei der folgenden Bedingungen erfüllen

1. Molmasse > 500 g/mol
2. Σ Wasserstoffbrückendonatoren (als Σ OH + NH) > 5
3. Σ Wasserstoffbrückenakzeptoren (als Σ N + O) > 10
4. $\log K_{OW} > 5$

sind in Abbildung 6 markiert. Es zeigt sich, dass 'Lipinski's Rule of 5' nicht ausreichend ist, um geringe Bioakkumulation festzustellen. Verbindungen mit ungünstigen Eigenschaften für orale Arzneistoffe, d.h. geringer Wasserlöslichkeit und langsamer Absorption, können gleichzeitig stark bioakkumulierende Umweltchemikalien sein.

Ausblick

Zuverlässige Kriterien, die als Indikatoren einer reduzierten Bioakkumulation ($BCF < 2000$) dienen, bedürfen einer rigorosen Validierung, bevor sie zum Waiving experimenteller Studien verwendet werden können. Die erfolgversprechenden Kandidaten $\log K_{OW}$, D_{max} , D_{eff} , MW müssen anhand weiterer Daten für große lipophile Stoffe weiter überprüft werden.

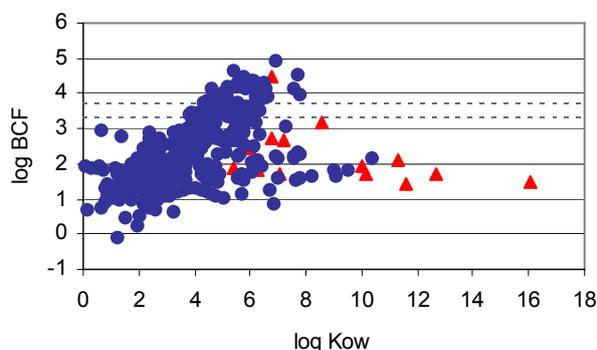


Abb. 6. Anwendung von Lipinski's Rule of 5 [29] als Indikatoren einer reduzierten Bioakkumulation [26]: Substanzen, die mindestens 2 der Regeln genügen, sind mit \blacktriangle markiert, alle anderen mit \bullet . Die gestrichelten horizontalen Linien geben die BCF-Grenzkriterien für B- und vB-Stoffe an.

Danksagung

Dem Umweltbundesamt sei an dieser Stelle für die finanzielle Förderung des Projektes (FKZ 360 01 043) und die fachliche Projektbetreuung durch Herrn G. Kientz gedankt.

Literatur

- [1] European Commission (2006). *REGULATION (EC) No 1907/2006 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC.* European Commission, Brussels, Belgium.
- [2] European Commission (2007). *Reference preliminary technical guidance document Chapter PBT and vPvB assessment - Draft.* European Commission, Brussels, Belgium.
- [3] Opperhuizen A, v.d.Velde EW, Gobas FAPC, Liem DAK, v.d.Steen JMD, Hutzinger O. (1985). Relationship between bioconcentration in fish and steric factors of hydrophobic chemicals. *Chemosphere* **14**, 1871-1896.
- [4] Opperhuizen A, Damen HWJ, Asyee GM, van der Steen JMD, Hutzinger O. (1987). Uptake and elimination by fish of polydimethylsiloxanes (silicones) after dietary and aqueous exposure. *Toxicol. Environ. Chem.* **13**, 265-285.
- [5] Anliker R, Moser P. (1987). The limits of bioaccumulation of organic pigments in fish: Their relation to the partition coefficient and the solubility in water and octanol. *Ecotox. Environ. Saf.* **13**, 43-52.
- [6] Anliker R, Moser P, Poppinger D. (1988). Bioaccumulation of dyestuffs and organic pigments in fish: Relationships to hydrophobicity and steric factors. *Chemosphere* **17**, 1631-1644.
- [7] Beek B. (1991). Welcome address and introduction. In: *Bioaccumulation in Aquatic Systems* (Nagel R, Loskill R, eds.), VCH, Weinheim.
- [8] Environment Canada (2000). Environmental categorization for persistence, bioaccumulation and inherent toxicity of substances on the domestic substances list using QSARs.

- [9] Dimitrov S, Dimitrova N, Walker JD, Veith GD, Mekenyan OG. (2002). Predicting bioconcentration factors of highly hydrophobic chemicals. Effects of molecular size. *Pure Appl. Chem.* **74**, 1823-1830.
- [10] European Communities (2003). *Technical guidance document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market.* European Commission, Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- [11] Dimitrov S, Dimitrova N, Parkerton T, Comber M, Bonnell M, Mekenyan OG. (2005). Base-line model for identifying the bioaccumulation potential of chemicals. *SAR QSAR Environ. Res.* **16**, 531-554.
- [12] Comber M, Robertson S, Sijm DTHM. (2006). Discussion paper for the TC NES subgroup on PBTs. ACHS/06/11A. <http://www.defra.gov.uk/environment/chemicals/achs/060606/agenda.htm>.
- [13] Nendza M, Müller M. (2007). *Literature study: Effects of molecular size and lipid solubility on bioaccumulation potential.* Umweltbundesamt, Dessau.
- [14] Arijs K, Versonnen B, Jeliakova N, Comber M, Verdonck F, Iaccino F, Vangheluwe M. (2007). Validation of bioaccumulation threshold criteria. *Poster at SETAC Europe 17th Annual Meeting, Porto.*
- [15] Connell DW, Hawker DW. (1988). Use of polynomial expressions to describe the bioconcentration of hydrophobic chemicals by fish. *Ecotox. Environ. Saf.* **16**, 242-257.
- [16] Dearden JC. (2004). QSAR modeling of bioaccumulation. In: *Predicting Chemical Toxicity and Fate* (Cronin MTD, Livingstone DJ, eds.), pp. 333-355. CRC Press, Boca Raton.
- [17] Könemann H, van Leeuwen CJ. (1980). Toxicokinetics in fish: Accumulation and elimination of six chlorobenzenes in guppies. *Chemosphere* **9**, 3-19.
- [18] Nendza M. (1991). QSARs of bioconcentration: validity assessment of $\log P_{ow}/\log BCF$ correlations. In: *Bioaccumulation in Aquatic Systems* (Nagel R, Loskill R, eds.), pp. 43-66. VCH, Weinheim.
- [19] Nendza M. (1998). *Structure-Activity Relationships in Environmental Sciences.* Chapman & Hall, London, Great Britain.
- [20] Sabljic A. (1987). The prediction of fish bioconcentration factors of organic pollutants from the molecular connectivity model. *Z. Ges. Hyg.* **33**, 493-496.
- [21] Spacie A, Hamelink JL. (1982). Alternative models for describing the bioconcentration of organics in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* **1**, 309-320.
- [22] Seydel JK, Wiese M. (2002). *Drug-Membrane Interactions, Analysis, Drug Distribution, Modeling.* Wiley-VCH.
- [23] Gobas FAPC, Moore MM, Hermens JLM, Arnot JA. (2006). Bioaccumulation reality check. *SETAC Globe* **7** (5), 40-41.
- [24] Jonker M, van der Haijden S. (2007). BCF hydrophobicity cut-off: Truth or fake? SETAC Europe 17th Annual Meeting, Porto, RA04B-1.
- [25] Hawker DW, Connell DW. (1989). A simple water/octanol partition system for bioconcentration investigations. *Environ. Sci. Technol.* **23**, 961-965.
- [26] EURAS (2007). CEFIC LRI Goldstandard Database. <http://ambit.acad.bg/ambit/php/euras.php>.
- [27] U.S.EPA (2005). EPI Suite v 3.12. <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/docs/episuite.htm>.
- [28] Schüürmann G. (1990). QSAR analysis of the acute fish toxicity of organic phosphorothionates using theoretically derived molecular descriptors. *Environ. Toxicol. Chem.* **9**, 417-428.
- [29] Lipinski CA, Lombardo F, Dominy BW, Feeney PJ. (1997). Experimental and computational approaches to estimate solubility and permeability in drug discovery and development settings. *Adv. Drug Deliv. Rev.* **23**, 3-25.

Korrespondenzadresse

Dr. Monika Nendza, Analytisches Laboratorium, Bahnhofstr. 1, 24816 Luhnsted

Positionspapier zum stoffbezogenen Umweltmonitoring (Teil 2 von 2)

Arbeitskreis Umweltmonitoring in der GDCh-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie

H. Rüdél, K. Bester, A. Eisenträger, J. Franzaring, M. Haarich, J. Köhler, W. Körner, J. Oehlmann, A. Paschke, M. Ricking, W. Schröder, Ch. Schröter-Kermani, T. Schulze, J. Schwarzbauer, N. Theobald, Th. von der Trenck, G. Wagner, G. A. Wiesmüller

Zusammenfassung

Dieses Positionspapier wurde vom Arbeitskreis Umweltmonitoring der GDCh-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie erarbeitet. In Teil 1 werden wichtige Begriffe definiert und gesetzliche Rahmenbedingungen sowie wissenschaftliche Grundlagen beschrieben, die für die Durchführung eines Umweltmonitorings relevant sind (Mitt. Umweltchem. Ökotox. 13(2), 2007, 34). In Teil 2 werden Hinweise zur konkreten Umsetzung von Monitoringprogrammen gegeben. Das gesamte Dokument mit zusätzlichen Beispielen ist auf den [Internetseiten des AK Umweltmonitoring](#) verfügbar.

Vorbereitung und Durchführung eines Monitoringprogramms

In den folgenden Abschnitten werden wichtige Aspekte diskutiert, die bei der Vorbereitung und Durchführung von Monitoringprogrammen zu beachten sind. Abbildung 1 zeigt die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Aspekten.

Zielsetzung

Ziel jeden Monitorings ist die Bereitstellung von Messergebnissen aussagekräftiger Parameter für eine Bewertung als Grundlage für ein (weiteres) Handeln. Dies kann beispielsweise die Reduktion einer Belastung durch regulative Maßnahmen sein wie z.B. Emissionsminderungsmaßnahmen oder die Nutzungsbeschränkung eines Stoffes. Als Bewertungskriterien dienen je nach Zweck verschiedene Normen: Grenzwerte, Richtwerte, Zielwerte, Qualitätsziele, Umweltqualitätsnormen oder andere Vergleichswerte. In der Wasser-rahmenrichtlinie sind beispielsweise Umweltqualitätsziele für eine Reihe von prioritären Stoffen enthalten, für die eine Überwachung durch die EU-Mitgliedsstaaten erforderlich ist. Die anzuwendenden Bewertungskriterien haben entscheidenden Einfluss auf die Durchführung des Monitorings, von der Entwicklung der Strategie bis hin zu einem bestimmten Vorgehen bei der Datenauswertung. In bestimmten Fällen ist eine Aussage, dass ein Messwert unter einem Grenzwert liegt, ausreichend für eine Bewertung. In anderen Fällen kann es erforderlich sein, auch Hintergrundwerte von Stoffen quantitativ zu bestimmen, um z.B. einen guten chemischen oder ökologischen Zustand zu belegen.

Konzeptentwicklung

Am Anfang jeden Monitorings steht die Konzeptentwicklung. Fragestellung und Ziele eines konkreten Monitoringprogramms sind vor Beginn der Untersuchungen klar zu definieren, da diese entscheidend beeinflussen, welche chemischen und/oder biologischen Parameter wo, wie häufig, und mit welcher Empfindlichkeit zu erfassen sind. So sind

beispielsweise in marinen Ökosystemen - mit Ausnahme von Flussmündungen und belasteten Küstenabschnitten - die Konzentrationen von Stoffen (Nähr- und Schadstoffe) sehr niedrig, während in Binnengewässern teils sehr hohe Belastungen durch anthropogene Quellen vorliegen.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, ob das Monitoring Aussagen auf lokaler, regionaler oder globaler Ebene liefern soll. Während beim Monitoring von Umweltmedien insbesondere Probenahmeorte und -zeitpunkte festzulegen sind, sind beim Biomonitoring zudem entsprechend der zu untersuchenden Parameter geeignete Spezies auszuwählen. Idealerweise wird ein Monitoring integrativ angelegt (siehe Teil 1, Abschnitt „Integriertes Monitoring“). Auf diese Weise können Stoffflüsse durch Ökosysteme oder Ökosystemausschnitte abgeschätzt und im Idealfall auch Massenbilanzen aufgestellt werden.

Bei der Auswahl der in einem Monitoring zu untersuchenden Stoffe spielen verschiedene Faktoren eine Rolle. In bestimmten Fällen ist nur ein einzelner Parameter oder Stoff zu erfassen. In anderen Fällen ist eine möglichst umfassende Untersuchung erforderlich. Bei der Auswahl der zu untersuchenden Stoffe ist die Sichtung vorhandener Prioritätenlisten (Tabelle 1) und aktueller wissenschaftlicher Veröffentlichungen empfehlenswert.

Tabelle 1: Beispiele von Listen prioritärer Stoffe für das Monitoring.

Listen (Infos im Internet)	Beispiele aus den Listen	Internetadresse der Liste (link)
Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	Methylquecksilber, Hexachlorbenzol	EU-Server
HELCOM (www.helcom.fi)	Diethylhexylphthalat, Hexabrombiphenyl	HELCOM-Server
OSPAR (www.ospar.org)	Organozinnverbindungen, bromierte Flammschutzmittel	OSPAR-Server

Datenlage und Vorexperimente

Auf Basis der Stoffeigenschaften sowie der verfügbaren Informationen zur Analytik und zu Effekten sind gegebenenfalls Voruntersuchungen durchzuführen, um die Nachweisbarkeit und Quantifizierbarkeit der zu analysierenden Stoffe oder Effekte in den ausgewählten Spezies oder dem zu untersuchenden Umweltmedium sicherzustellen. Außerdem kann es erforderlich sein, Voruntersuchungen zur zeitlichen und räumlichen Variabilität durchzuführen, um die Probenahme-strategie festzulegen.

Die Persistenz eines Stoffs ist für die Monitoringkonzeption bedeutsam. So ist ein Biomonitoring besonders

geeignet zur Erfassung der Exposition von Organismen gegenüber persistenten Stoffen sowie zur Messung der kontinuierlichen Exposition mit nicht-persistenten Stoffen, aber weniger zur Erfassung einer diskontinuierlichen Exposition gegenüber nicht-persistenten Stoffen. Beispielsweise kann es bei der Analytik unpolarer persistenter und bioakkumulierender oder sorbierender Stoffe sinnvoller sein, diese in biologischen Proben oder in Schwebstoffen zu quantifizieren als in den Umweltmedien Wasser oder Luft, da die Konzentrationen dort häufig nur sehr gering sind.

Wenn ein Abbau- oder Transformationsprodukt eines Stoffes persistenter als die Ausgangssubstanz ist, dann ist dieses Produkt die eigentliche Zielsubstanz des Monitorings.

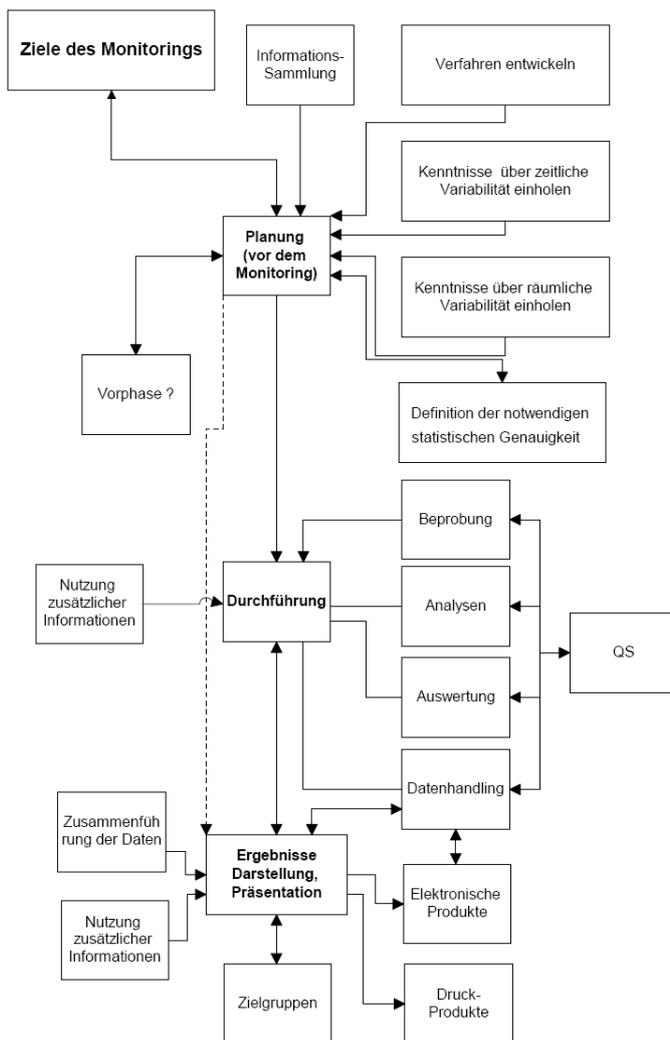


Abb.1 Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Aspekten

Pfadbetrachtungen

Wichtige Planungsgrundlagen für ein stoffbezogenes Monitoring sind Pfadbetrachtungen. Hierzu ist im Anhang ein Beispiel für eine Stoffklasse dargestellt. Bei der Pfadbetrachtung sind Informationen zu Quellen, Produktionsmengen, Anwendungsmustern, Abfallpfaden, Transformation und Metabolisierung und zum Umweltverhalten der Zielsubstanz(en) zu recherchieren. Hieraus lassen sich dann Schlüsse ziehen, welches die für ein Monitoring relevantesten

Matrices sind, wie empfindlich die einzusetzenden Methoden sein müssen und welche Transformations- oder Metabolisierungsprodukte in das Monitoring einzubeziehen sind. Insbesondere bei Stoffen, die neu in die Diskussion geraten, ist als erster Schritt eine Betrachtung der Produktionsmengen und Anwendungsmuster sinnvoll.

Durchführung - Grundlegende Aspekte

Probenahmeplanung

Die Beobachtung stofflicher Umweltbelastungen und -wirkungen erfordert eine sorgfältige Auswahl einer hinreichend großen Stichprobe geeigneter Probenahmeorte, sofern nicht nur lokale Phänomene untersucht werden.

Für terrestrische Ökosysteme muss beispielsweise die Auswahl der Stichprobe

- nachvollziehbar und statistisch fundiert sein;
- vorhandene Flächendaten zur Landschaftsökologie (u. a. Klima, Bodenarten, aktuelle und potenzielle Vegetation, Orografie) einschließen;
- statistisch repräsentativ sein für
 - die landschaftsökologische Struktur,
 - das Spektrum der räumlichen Dichte der Stoffexposition,
 - die Nutzungsstruktur und Anbaupraktiken,
 - die räumliche Differenzierung der z.B. gemäß Risikoanalyse für die Stoffverteilung bedeutsamen Faktoren;
- örtliche naturschutzfachliche Aspekte berücksichtigen;
- unter optimaler Anbindung an relevante Umweltbeobachtungsnetze und Naturschutzprogramme erfolgen.

Zur Feststellung ökologischer Wirkungen von Stoffen sind neben Flächen mit Stoffexposition auch vergleichbare Referenzflächen entsprechend dem oben genannten Kriterienkatalog auszuwählen und zu untersuchen. Die Verfügbarkeit einer hinreichenden Anzahl an Beobachtungsflächen muss gegeben sein und für den Zeitraum der Beobachtung sichergestellt werden. Das Beobachtungsnetz muss an die jeweiligen Stoffe und an geografische Veränderungen der Exposition angepasst werden, wobei die oben genannten Kriterien der Flächenauswahl zu berücksichtigen sind. Die ausgewählten Flächen sowie die Beobachtungsdaten sollten in einem idealerweise zentralen Informationssystem dokumentiert werden.

Weitere Empfehlungen zur Erstellung von Probenahmeplänen finden sich in:

- VDI-Richtlinien der Serie 3957 (Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen)
- DIN/ISO-Reihe 5667 (Wasserqualität: Probenahme),
- DIN-Reihe 38402 (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung),
- Handbuch Bodenuntersuchung (Loseblattsammlung, Beuth Verlag Berlin).

Grundsätzlich sollte für jedes Monitoring ein detaillierter Untersuchungs- oder Probenahmeplan erstellt und gegebenenfalls mit dem Auftraggeber abgestimmt werden.

Probenahme

Bei der Probenahme sind insbesondere statistische Aspekte zu beachten. Ein wichtiger Aspekt ist der Zusammenhang zwischen der Probenmenge und/oder -anzahl und der Repräsentanz. Außerdem ist zu klären, welche Probendichte für eine zu erzielende Aussageschärfe notwendig ist. Für ein Flächenmonitoring ist eine Festlegung von Probenahmestellen auf Basis eines entsprechend der Fragestellung dimensionierten Rasterfeldes sinnvoll.

Die Definition der statistischen Genauigkeit hängt stark vom Monitoringziel ab, also von der Frage, in welchem Zeitraum oder mit welcher räumlichen Auflösung welche Veränderungen mit welcher statistischen Sicherheit festgestellt werden sollen. Hierbei müssen Kenntnisse über die räumliche und zeitliche Variabilität in die Abschätzung mit eingehen. Die saisonale Variabilität ist beim räumlichen Monitoring zur Bestimmung des Beprobungszeitraums wichtig. Auch beim Trendmonitoring (siehe Teil 1) ist die phänologische Entwicklung innerhalb des Probenahmezeitraums jeweils zu beachten. Gegebenenfalls sind auch verschiedene Zeitskalen bei unterschiedlichen Matrices zu beachten (z.B. Wasser: schnelle Änderungen, akute Wirkung; Biota, Sediment: langsame Anpassungen, integrierende Effekte).

Die Wahl des Probenahmeverfahrens hat einen entscheidenden Einfluss auf die Beschaffenheit und Menge der Probe. Es ist zu entscheiden, ob zeitintegrierte Mischproben oder Einzelproben, die eine Momentaufnahme darstellen, für das Monitoring zweckmäßig sind. Es ist daher insbesondere sinnvoll, auf standardisierte Probenahmeverfahren (z.B. VDI 3792, 3799 und 3957, Umweltprobenbank des Bundes) zurückzugreifen oder zumindest die Probenahmeverfahren innerhalb eines Monitoring-Programms zu standardisieren, um zu vergleichbaren Aussagen zu gelangen.

Ein weiterer Aspekt der Probenahme ist die Frage, ob Einzelproben oder Misch-/Poolproben (eine über mehrere Zeitpunkte gesammelte Probe am selben Objekt oder Zusammenfügung von Proben mehrerer Objekte) zu untersuchen sind. Die Entscheidung hängt zum einen von der Fragestellung und den damit verbundenen Anforderungen ab, zum anderen aber auch von den finanziellen und technischen Möglichkeiten. Zu beachten sind dabei u.a. folgende Faktoren:

- Überwachungszweck: z.B. Räumliches Monitoring oder Trendmonitoring. Informationen über die Variabilität der Einzelproben sind erforderlich, z.B. für die statistische Auswertung zur Erstellung einer Trendkurve einschließlich der Vertrauensbereiche, Bestimmung der statistischen Aussagekraft („Power“) und Feststellung signifikanter Unterschiede zwischen verschiedenen Gebieten. Hierbei geht die Anzahl der untersuchten Proben mit ein und bestimmt die Genauigkeit der Aussage mit.

- Repräsentativität der Probe, abhängig von der Variabilität innerhalb eines Gebietes (Sediment: in der Fläche, der Schicht, im Sedimenttyp; Schwebstoffe: Jahreszeit, organischer Kohlenstoffgehalt, Korngrößenverteilung), einer Art (Biota) oder eines Wasserkörpers (Wasser: zeitlich, in Fläche und Wassertiefe, ggf. Schichtung, Salzgehalt, Temperatur).
- Integrationsgrad der Einzeluntersuchung in ein Programm, individuelle Abhängigkeiten verschiedener Parameter: Beim integrierten Monitoring kann es notwendig sein, verschiedene Untersuchungen jeweils an Individualproben durchzuführen (z.B. Erfassung von Schadstoffgehalten und enzymatische oder toxikologische Tests).
- Gewünschte/notwendige Zusatzinformationen für die Interpretation, Bewertung, Weiterentwicklung des Programms; beispielsweise die getrennte Analytik von Schwermetallen in der filtrierten Wasserprobe und im Rückstand in Abhängigkeit von der Schwebstoffcharakteristik.
- Benötigte Probenmenge für die Analytik: Abhängig von den Konzentrationen und der Nachweisstärke der zur Verfügung stehenden Methoden. Bei geringen individuellen Probenmengen kann es notwendig sein, Misch-/Poolproben zu verwenden und die damit verbundenen Informationsverluste in Kauf zu nehmen, soweit sie nicht zu einem Verfehlen des Zwecks der Untersuchung führen.
- Alterung von Proben: Proben können aufgrund längerer Probenahmezeiten (Tage bis mehrere Wochen/Monate) altern. Dies ist durch geeignete Maßnahmen (z.B. Kühlung oder Konservierung) zu vermeiden. Ist dieses nicht möglich (z.B. Alterung von Schwebstoffen bei Verwendung passiver Sammler) muss dieses bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden.

Beispiel: Probenahme von Dreikantmuscheln für die Umweltprobenbank (Anhang 1)

Passivsammler

Die seit den 1990er Jahren neu entwickelten Passivsammler werden immer populärer im Umweltmonitoring. Ihr Einsatz ist attraktiv, weil sie üblicherweise einfach konstruiert sind, keine Stromversorgung erfordern und sich deshalb auch für abgelegene Beprobungsstellen und größere Messnetze eignen. Diese neuen Sammelsysteme lassen sich standardisieren und ggf. einfach modifizieren. Zudem sind die Ergebnisse oft besser reproduzierbar als die aus biologischen Proben.

Die passive Substanzaufnahme in eine Sammelphase (z.B. ein organisches Lösungsmittel oder ein Polymermaterial) ergibt sich aufgrund eines bestehenden Gradienten des chemischen Potentials zwischen dieser Phase und dem Umweltmedium. Der geschwindigkeitsbestimmende Schritt des Stofftransports ist, abhängig vom Sammlerdesign, entweder die molekulare Diffusion durch Kapillaren (Poren) oder die Permeation durch eine Membran. Die im Sammler akkumulierte Stoffmengen hängen von deren Konzentrationen

im beprobten Umweltmedium und von der Expositionszeit des Sammlers ab. Daneben beeinflussen Umgebungstemperatur und Strömungsverhältnisse die Anreicherung im Sammler. Der Einsatz von Passivsammlern wird zumeist auf ihre lineare Aufnahmephase begrenzt, um eine zeitgemittelte Umweltkonzentrationen (typischerweise über einige Tage bis Wochen) zu erhalten. Für eine Reihe von Sammlertypen stehen aus Laborkalibrierungen bereits Aufnahmeraten für ein breites Spektrum prioritärer Schadstoffe in Luft und Wasser zur Verfügung. Indem man die Sammelphase vor dem Einsatz mit ^2H - oder ^{13}C -markierte Referenzsubstanzen dotiert und anschließend deren Eliminierung über den Expositionszeitraum des Sammlers verfolgt, ist man in der Lage Aufnahmeraten aus Laborversuchen an die konkreten Feldbedingungen anzupassen bzw. eine in-situ Kalibrierung vorzunehmen. Zu Theorie und Praxis des Passivsammlereinsatzes im Umweltmonitoring gibt neben einer wachsenden Zahl von Originalarbeiten bereits ein Reihe aktueller Reviews. Der weltweit erste diesbezügliche Sammelband erscheint demnächst (Greenwood et al. 2007).

Beispiel: Einsatz von Passivsammlern zum zeitintegrierten Gewässermonitoring (Anhang 2)

Lagerung und Transport von Proben

Die Lagerung und der Transport der Proben vom Probenahmeort ins Labor muss so durchgeführt werden, dass die Probe in Hinblick auf die Untersuchungsziele unverändert erhalten bleibt. Es gibt keine einheitliche Methode zur Konservierung bzw. Lagerung von Proben. Diese sind von den Zielen des Monitorings und den gewählten Analysemethoden abhängig. So sind z.B. tiefgefrorene Proben nicht oder nur bedingt für Biotests oder bodenphysikalische Untersuchungen (Veränderung des Gefüges) geeignet. Zugegebene Konservierungsmittel oder Stoffe, die aus den Lagergefäßen stammen (z.B. Weichmacher aus Polyethylenbeuteln), können nachfolgende Analysen stören oder verhindern. Besonders bei nicht gefrorenen Proben ist darauf zu achten, ob die Proben sich durch Transport und Lagerung entmischen.

Bestimmte Analysen müssen ggf. vor Ort ausgeführt werden, soweit die Untersuchungsparameter empfindlich auf Änderung der Probenbeschaffenheit (z.B. durch Ansäuern) reagieren. Einen Überblick über Lager- und Konservierungsmethoden gibt ISO 5667-15 (Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 15: Richtlinie zur Konservierung und Handhabung von Schlamm- und Sedimentproben; 1999-08). Außerdem sind in DIN-Vorschriften zur Analytik teilweise Hinweise auf Konservierungsmethoden zu finden (z.B. für Quecksilber in Wasserproben: EN 1483, Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Quecksilber; 1997-08).

Wichtig ist vor allem die Dokumentation der Behandlung und Aufbewahrung der Proben nach der Probenahme, damit diese bei der Interpretation der Untersuchungsergebnisse berücksichtigt werden können.

Untersuchungsverfahren

Vor dem Einsatz eines Untersuchungsverfahrens hat eine Validierung zu erfolgen, so dass sichergestellt ist, dass das ausgewählte Verfahren für die Fragestellung geeignet ist und die erforderliche Sensitivität und Selektivität/Spezifität besitzt und Ergebnisse mit ausreichender statistischer Sicherheit liefert. Es muss gewährleistet sein, dass das Verfahren auch langfristig (bei einem Trendmonitoring über Jahre) oder bei bestimmten Fragestellungen auch zwischen unterschiedlichen Laboren vergleichbare Ergebnisse liefert (Wiederholbarkeit und Vergleichbarkeit von Verfahren). Falls keine normierte Methode verwendet wird, ist eine umfassende Dokumentation der eingesetzten Verfahren, z.B. als Standardarbeitsanweisung, erforderlich.

Screening-Untersuchungen

Im „target“-Screening werden Umweltproben auf bestimmte Stoffe, wie z.B. „emerging pollutants“ untersucht, weil für diese häufig nicht bekannt ist, ob und in welchen Kompartimenten sie in welchen Konzentrationen vorkommen. Ein Auswahlkriterium für die Berücksichtigung solcher Stoffe in einem Monitoring können Produktionsmenge und Anwendungsmuster sein.

Im „non target“-Screening werden einzelne Fraktionen der Probenextrakte mit gas- und flüssigchromatographischen Verfahren auf das Vorkommen unbekannter Substanzen (Peaks in den Chromatogrammen) untersucht. Mittels massenspektrometrischer Verfahren ist dann eventuell eine Charakterisierung und letztlich Identifizierung von Zielsubstanzen durch Analyse entsprechender Standards möglich. Entsprechend kann die Fraktionierung auch durch biologische Effektuntersuchungen erfolgen, oder bestimmte Effekte an beprobten Organismen weisen auf das Vorhandensein von Schadstoffen hin, die daraufhin chemisch-analytisch identifiziert werden (toxicity identification evaluation, TIE).

Weitere Anwendungen des „non target“-Screenings sind das Aufspüren von zeitlichen Konzentrationszunahmen für bislang nicht beachtete Stoffe beim Vergleich „alter“ versus „neuer“ Proben oder die Untersuchung räumlich stark differierender Stoffkonzentrationen im Vergleich „belasteter“ zu „unbelasteten“ Proben. Wenn Stoffe beim „non target“-Screening identifiziert werden, zu denen bislang keine Informationen zu möglichen Wirkungen auf Organismen vorliegen („emerging pollutants“), sind zur weiteren Bewertung der Ergebnisse gegebenenfalls solche Daten mit quantitativen Struktur-Aktivitätsuntersuchungen (QSAR) abzuschätzen oder entsprechende Untersuchungen zu initiieren. „Non-target“- Screening hat den Vorteil, dass eine umfassende Beschreibung der Schadstoffbelastung erfolgen kann, jedoch den Nachteil des großen Aufwands und der hohen Kosten. Daher ist eine besonders sorgfältige Wahl der Probenahmeorte, -zeitpunkte und Probenarten erforderlich.

Qualitätssicherung

Die Qualitätssicherung beginnt bei der Zielformulierung und setzt sich über die Auswahl der Untersuchungsflächen, die

Probenahme und Probenbehandlung, die Messgrößen- und Methodenwahl, die Probenahme, Datenerhebung und -dokumentation bis zur Berichterstattung fort.

Die analytische Qualitätssicherung umfasst interne (Kontrolle der Labor- und Feldblindwerte, Mehrfachbestimmungen, Verwendung von zertifizierten Referenzmaterialien) und externe Maßnahmen (Ringversuche/Methodenvergleiche) sowie die Abschätzung der Mess- und Ergebnisunsicherheit. Die Ergebnisunsicherheit der Probenahme sowie die der anzuwendenden chemischen und biologischen Analyseverfahren ist bei der Bewertung zu berücksichtigen und es ist jeweils zu prüfen, ob diese für die Erreichung der Ziele des Monitorings ausreichend ist.

Hinweise zu qualitätssichernden Regeln für Untersuchungen und Probenahmen im Freiland sind beispielsweise bei Klein & Paulus (1995), Quevauviller (1995) und Wagner (1995) zu finden.

Die Beteiligung verschiedener Labore an Untersuchungen kann zu größerer Ergebnisunsicherheit und vermehrtem logistischen Aufwand führen.

Datenaggregation und statistische Auswertung

Für eine systematische Dokumentation und Auswertung sollten die Beobachtungsdaten in einem Informationssystem (IS) archiviert werden. Ein geeignetes IS enthält im Wesentlichen folgende Komponenten:

- Einheitliches Geografisches Informationssystem (GIS) mit einer ökologischen Gliederung des Untersuchungsraumes.
- Zentrale Metadatenbank mit Beschreibung der Beobachtungsflächen und ihrer Umgebung, der Untersuchungsmethoden sowie der Verfahren und Ergebnisse der Qualitätssicherung.
- Einheitliche Mess- und Metadatenbanken.

Ein geeignetes IS soll verschiedene Datentypen verwalten, dokumentieren, visualisieren, Auswertungen ermöglichen und mit weiterführender Statistik- und analytischer GIS-Software zu verbinden sein.

Bei Benutzung eines IS sind die zur Dokumentation und Auswertung notwendigen Daten in standardisierter digitaler Form (z.B. Datentyp, Zeitbezug und Raumbefug) zu integrieren (Elmasri und Navathe 2003, Petkovi 2003). Die Zugangsvoraussetzungen zu den Rohdaten oder aufgearbeiteten Informationen sind zu prüfen und Anforderungen an die Qualität der Daten festzulegen. Mindestvoraussetzungen für die Datenübertragung sind festzulegen.

In die Dokumentation und Auswertung der Beobachtungsdaten sind geeignete bestehende IS und andere relevante bestehende Informationsquellen einzubeziehen. Es ist zu prüfen, ob relevante Daten bereits in bestehenden IS erhoben werden, wer diese IS betreibt, in welchem Format die Daten vorliegen und wie diese an das geplante IS anzubinden sind. Zu prüfende Datensammlungen und IS sind:

- bestehende und geplante Beobachtungsmessnetze und Fachinformationssysteme von EU, Bund und Ländern,
- behördeninterne Fachinformationssysteme,

- Standortregister bei der zuständigen Bundesbehörde. Der Informationsfluss zwischen bestehenden stoffrelevanten Datensammlungen und Informationssystemen sowie den einbezogenen Institutionen und Behörden sollte gewährleistet werden.

Es ist festzulegen, welche statistischen Analysefunktionen für Messdaten und Rauminformationen (z.B. Varianz, Häufigkeitsverteilung, Interpolation) verwendet werden (Backhaus et al. 2006).

Berichterstellung

Für jedes Monitoring ist ein Bericht zu erstellen, der die Zielformulierung, Auswahl der Untersuchungsflächen, Messgrößen und Methoden sowie Datenerhebung und -dokumentation nachvollziehbar beschreibt.

Über den Bericht hinaus sind die Daten in geeigneter Weise zu publizieren, um die wissenschaftliche und gegebenenfalls regulatorische Nutzung zu ermöglichen. Für eine breite Nutzung der Daten ist die Präsentation im Internet ideal. Es ist eventuell auch sinnvoll, adressatenspezifische Publikationen zu erstellen. Diese unterscheiden sich dann vor allem in der Ausführlichkeit und Tiefe der Darstellung.

Literatur zu Teil 2

- Backhaus, K.; Erichson, B.; Plinke, W. (2006): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer, Berlin.
- Elmasri, R.; Navathe, S. B. (2003): Fundamentals of database Systems. 4th ed. Addison-Wesley, Massachusetts.
- Greenwood, R.; Mills, G. A.; Vrana, B. (Hrsg.) (2007): Passive Sampling Techniques in Environmental Monitoring. Vol. 48 of Wilson & Wilson's Comprehensive Analytical Chemistry, Elsevier, Amsterdam, Niederlande.
- Klein, R.; Paulus, M. (Hrsg.)(1995): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring. G. Fischer Verlag Jena 1995.
- Petkovi, D. (2003): SQL objektorientiert. Addison-Wesley, München.
- Quevauviller, P. (Hrsg.)(1995): Quality Assurance in Environmental Monitoring - From Sampling to Laboratory. VCH-Publishers, Weinheim.
- Wagner, G. (1995): Basic approaches and methods for quality assurance and quality control on sample collection and storage of environmental specimens. Sci. Total Environ. 176, 63-71.

Korrespondenzadresse

Dr. Heinz Rüdel

Leiter des Arbeitskreises Umweltmonitoring
c/o Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie
Auf dem Aberg 1
57392 Schmallenberg
Tel. 02972 302 301
E-mail heinz.ruedel@ime.fraunhofer.de

Anhang 1:

Probenahme von Dreikantmuscheln für die Umweltprobenbank

Gerhard Wagner, Martina Bartel, Roland Klein, Mechthild Neitzke, Kathrin Nentwich, Martin Paulus, Markus Quack (Universität Trier, Institut für Biogeographie; E-Mail: wagnerg@uni-trier.de)

Hintergrund

Die Umweltprobenbank des Bundes (UPB) stellt ein System dar, um über einen längeren Zeitraum hinweg chemische Veränderungen in marinen, limnischen und terrestrischen Ökosystemen retrospektiv untersuchen zu können. Dabei ist die Probenahme der erste und wichtigste Schritt zur Sicherung der Proben- und Datenqualität. Die Probenahme-richtlinie muss die Repräsentativität und die langfristige Reproduzierbarkeit sowie die Minimierung von Kontamination und Verlust chemischer Informationen gewährleisten, um valide Vergleiche über einen längeren Zeitraum hinweg zu ermöglichen.

Ziel

Die Dreikantmuschel vertritt in der Umweltprobenbank die Stufe der limnischen Konsumenten erster Ordnung und wird eingesetzt zur langfristigen Beobachtung potentieller Schadstoffe in langsam fließenden und stehenden Gewässern.

Folgende Gründe sprechen für ihre Eignung als Bioindikator:

- *Dreissena polymorpha* ist weit verbreitet in Europa mit anhaltender Ausbreitungstendenz (Kinzelbach 1992).
- Sie besitzt eine weite ökologische Valenz, besiedelt oligo- bis mesotrophe Gewässer, erträgt Brackwasser, kommt in stehenden und langsam fließenden Gewässern vor und übersteht kurzfristiges Trockenfallen.
- Die adulten Muscheln haben eine sedentäre Lebensweise.
- Die Dreikantmuschel tritt im Allgemeinen in hohen Siedlungsdichten auf.
- Sie ernährt sich überwiegend von pflanzlichen und tierischen Planktonorganismen sowie Detrituspartikeln im Größenspektrum zwischen 1 und 40 µm, die sie aus dem Wasser herausfiltriert. Dadurch steht sie mit allen im Wasser gelösten und suspendierten Inhaltsstoffen in engem Kontakt; die kontinuierliche Durchströmung der Mantelhöhle mit Wasser sowie die große Kontaktfläche der Kiemen und des Mantels begünstigen die direkte Aufnahme von Schadstoffen aus dem Wasser.
- Sie ist leicht zu manipulieren, d.h. sowohl für aktives Monitoring (Exposition mit Jungmuscheln besiedelter Substrate) als auch für Toxizitäts- und Wirkungstests geeignet.
- Sie dient einer Reihe zum Teil auch wirtschaftlich genutzter Fischarten als Nahrung.

Methoden

Das Sammeln von Dreikantmuscheln von Hartsubstraten im zu untersuchenden Gewässer ist selbst bei hohen Abundanz oft aufwändig, störanfällig und im Ergebnis unsicher

(Wagner 1994). Zur Probengewinnung für die Umweltprobenbank werden daher in der Regel Plattenstapel verwendet, die in einem Referenzgewässer von jungen Dreikantmuscheln besiedelt und dann in den zu untersuchenden Gewässern exponiert werden. Prinzipiell sind beide Probenahmestrategien anwendbar und je nach den Untersuchungszielen und den örtlichen Bedingungen auszuwählen.

Die Besiedlungsplatten bestehen aus additivfreiem Polyethylen und weisen eine Fläche von 30 x 30 cm auf. Sieben dieser Platten werden zu einem Plattenstapel mit Abständen von ca. 7 cm zwischen den einzelnen Platten verschraubt. Die Edelstahlverschraubungen sind durch Abstandshalter aus dem gleichen Material verdeckt. Zur Vermeidung von Fraßverlusten durch Wasservögel und Fische werden die Plattenstapel mit einem Netz mit ca. 10 mm Maschenweite umspannt.

Zur Besiedlung werden die gereinigten Plattenstapel zu Beginn der Laichzeit in einem sauberen, gut überwachten Gewässer mit stabiler Dreikantmuschelpopulation exponiert. Für die Umweltprobenbank des Bundes geschieht dies an Holzpfählen im Auslauf des Bodensees bei Konstanz in einer Tiefe von 2 - 3 m.

Die Besiedlung durch die frei im Wasser triftenden Veliger-Larven erfolgt im Frühjahr ab einer Wassertemperatur von ca. 16° C. Im Herbst werden die mit Jungmuscheln dicht besiedelten Plattenstapel entnommen, zu dem zu untersuchenden Gewässer transportiert und dort an geeigneten Stellen befestigt und für ein Jahr exponiert. Die Muscheln durchlaufen im zu untersuchenden Gewässer ihre Hauptwachstumsphase und bilden damit auch dessen Lebensbedingungen und Belastungsniveau ab. Bei der Auswahl der Expositionsstellen ist darauf zu achten, dass die Platten nicht im potentiell anaeroben Bereich hängen und keinen Kontakt zum Gewässergrund, zu möglicherweise kontaminierten Materialien oder Oberflächen haben. Die Expositionsstellen sollen einen guten Wasseraustausch aufweisen, bei Fließgewässern aber nur geringe Strömung aufweisen.

Aus biologischen Gründen sollte das Probenmaterial aus adulten Muscheln im zweiten Lebensjahr mit mindestens 12 bis 25 mm Schalenlänge bestehen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass das Wachstum der Dreikantmuscheln je nach Gewässer unterschiedlich ist und daher Angaben zur Längenstruktur der Zielpopulation stets gebietsbezogen festzulegen sind. Die für das jeweilige Gewässer diesem Ziel entsprechende Längenklasse ist vor der Probenahme durch eine Bestandsaufnahme zu ermitteln. Aus statistischen Gründen soll die Stichprobengröße mindestens 100 Individuen betragen.

Die Probenahme für die UPB erfolgt jährlich. Da die Laichzeit durch starke physiologische Dynamik und Schwankungen der Biomasse geprägt ist, ist sie für eine reproduzierbare Probenahme nicht geeignet. Die Laichzeit der Dreikantmuscheln dauert je nach Gewässer und klimatischen Bedingungen etwa von Mai bis Ende August. Die Probenahme wird daher von Mitte September bis Ende November durchgeführt.

Ergebnisse

Die laufenden Ergebnisse der Umweltprobenbank können im Internet unter www.umweltprobenbank.de recherchiert und als Referenzwerte zur Bewertung der Ergebnisse räumlich und zeitlich begrenzter Untersuchungen verwendet werden.

Schlussfolgerungen

Dreikantmuscheln sind geeignete Indikatoren für die Überwachung der Belastung von Gewässern durch anorganische und organische Stoffe. Hierfür können sowohl im Gewässer wild wachsende Populationen besammelt als auch auf geeigneten Substraten angesiedelte und im Gewässer exponierte Muscheln verwendet werden.

Literatur

- Jantz, B. (1996): Wachstum, Reproduktion, Populationsentwicklung und Beeinträchtigung der Zebrauschel (*Dreissena polymorpha*) in einem großen Fließgewässer, dem Rhein. Diss. Universität Konstanz.
- Kinzelbach, R. (1992): The main features of the phylogeny and dispersal of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*). In: Neumann, D. & Jenner, H. A. (Hrsg.): The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. Limnologie Aktuell 4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. S. 5-17.
- Neumann, D.; Jenner, H. (1992): The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. Symposium on Ecology and Biomonitoring. Limnologie Aktuell. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Wagner, G. (1994): Biological Samples. In: Stoepler, M. (ed.): Sampling and Sample Preparation, Springer, Berlin. S. 88-107.
- Wagner, G.; Bartel, M.; Klein, R.; Neitzke, M.; Nentwich, K.; Paulus M.; Quack, M. (2003): Umweltprobenbank des Bundes: Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung: Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) in www.umweltprobenbank.de.

Anhang 2:

Einsatz von Passivsammlern (SPMDs) zum zeitintegrierten Gewässermonitoring

A. Paschke (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ; e-mail: albrecht.paschke@ufz.de)

Hintergrund

Lipid-gefüllte Polyethylen-Membranschläuche, sog. SPMDs (Abkürzung für **Semi**Permeable **M**embrane **D**evice)s wurden im Rahmen eines BMBF-Verbundprojektes als Instrument zur zeitintegrierten Erfassung der gelösten (und damit bioverfügbaren) Anteile an hydrophoben organischen Stoffen genutzt (Paschke et al. 2004).

Material und Methoden

Freiland-Exposition: Ein Jahr nach dem Elbe-Hochwasser im August 2002 wurden je 2 SPMDs der Standardkonfiguration (Abmessungen: 2,54 cm × 91,4 cm; Membrandicke: 75-90 µm, Füllung: 1 g Triolein; bezogen von Exposmeter, Taveljö, Schweden), die vor dem Einsatz zusätzlich mit deuterierten Referenzsubstanzen (sog. performance reference compounds, PRC) aufgestockt wurden, über 22-28 Tage in Stillwasserbereichen der Häfen des Wasser- und Schifffahrtsamtes Torgau (TOR), Wittenberg (WIT) und Barby (BAR) in runden Metallkäfigen (16 cm Durchmesser, 30 cm Länge) ca. 0,5 m unter der Wasseroberfläche und 0,5 - 0,3 m über Grund ausgebracht. An den Standorten Mühlberg/Elbe (MÜH) und im Spittelwasser bei Bitterfeld (SPI) wurden die SPMDs in quaderförmigen Käfigen (5 × 5 cm Querschnitt, 60 cm Länge) im Freiwasser parallel zur Strömungsrichtung (auch in 0,5 m Wassertiefe) ausgebracht.

Aufarbeitung und Analyse: Die SPMDs wurden nach der Exposition eisgekühlt in das Labor transportiert, äußerlich gereinigt und bis zur Weiterverarbeitung bei -20°C gelagert. Die Aufarbeitung der SPMDs (Extraktion mit Hexan) erfolgte wie bei Vrana et al. (2001a, 2001b) beschrieben. In den aufkonzentrierten Hexan-Extrakten wurden über 40 Zielsubstanzen (18 Polyaromaten (PAK), Lindan und seine Isomere, DDT und seine Metabolite, Tetra- bis Hexachlorbenzol, sowie ausgewählte polychlorierte Biphenyle (PCB)) mittels GC/MS quantifiziert. Die Analysenergebnisse wurden statistisch bewertet, standortbezogen gemittelt und um die gleichfalls bestimmten Blindwerte und Wiederfindungsraten korrigiert.

Ergebnisse und Diskussion

Die pro SPMD absolut quantifizierten Analytmengen reichen vom unteren ng- bis in den µg-Bereich. Die Summe der akkumulierten PAK ist in Wittenberg sehr viel höher als an den anderen Elbestandorten, was dem Trend bei den Sedimenten entspricht. Lindan und seine Isomere sind fast ausschließlich am Vergleichsstandort Spittelwasser in größeren Mengen angereichert. DDT und seine Metabolite sowie Penta- und Hexachlorbenzol findet man auch an den Elbestandorten, allerdings nur in Mengen von < 10 % der Spittelwasser-Resultate. PCB werden in den SPMDs aller

Standorte (einschl. SPI) nur in sehr geringen Mengen gefunden.

Tabelle A1 zeigt die mittlere Wasserkonzentration in Spittelwasser und Elbe für ausgewählte organische Schadstoffe im August 2003 an den verschiedenen Untersuchungspunkten. Die Berechnung aus den in den SPMDs akkumulierten Substanzmengen erfolgte unter Benutzung von Aufnahme-raten aus der Literatur (Huckins et al. 2000), die, wie von Vrana und Schüürmann (2002) beschrieben, mit Hilfe der zusätzlich ermittelten PRC-Abreicherung während der SPMD-Exposition an die aktuellen Feldbedingungen adjustiert wurden.

Das passive Monitoring der Wasserphase über vorher beprobten Sedimenten der Elbe erbrachte keine erhöhten Befunde, wenn man sich an den von der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) im Jahre 2001 erhobenen und veröffentlichten Monatsmittelwerten für HCB, die HCH-Isomere und ausgewählte PAK orientiert. Die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und der IKSE für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaft“ vorgeschlagenen Zielvorgaben werden für die aufgeführten Stoffe nur in Ausnahmefällen überschritten. Es lässt sich daraus jedoch kein Rückschluss auf die Gefährdungssituation von direkten Sedimentbewohnern ziehen. Eine umfassendere Auswertung der SPMD-Resultate ist erst nach Ermittlung der Aufnahme-raten für weitere Stoffe möglich.

Literatur

- Huckins, J. N.; Petty, J. D.; Prest, H. F.; Clark, R. C.; Alvarez, D. A.; Oranzio, C. E.; Lebo, J. A.; Cranor, W. L.; Johnson, B. T. (2000): A Guide for the Use of Semipermeable Membrane Devices (SPMDs) as Sampler of Waterborne Hydrophobic Organic Contaminants. Report for the American Petroleum Institut (API); API Publication 4690; API, Washington, DC.
- Paschke, A.; Möckel, C.; Schröter, U.; Schüürmann, G. (2004): Kurzbericht über die SPMD-Meßkampagne 2003 im Rahmen des BMBF-Ad-hoc Verbundprojektes „Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem August-Hochwasser 2002“, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.
- Vrana, B.; Paschke, A.; Popp, P.; Schüürmann, G. (2001a): Use of semipermeable membrane devices (SPMDs): Determination of bioavailable, organic, waterborne contaminants in the industrial region of Bitterfeld, Saxony-Anhalt, Germany. Environ. Sci. Pollut. Res., 8, 27-34.
- Vrana, B.; Paschke, A.; Popp, P. (2001b): Polyaromatic hydrocarbon concentrations and patterns in sediments and surface water of the Mansfeld region, Saxony-Anhalt, Germany. J. Environ. Monitor., 3, 602-609.
- Vrana, B.; Schüürmann, G. (2002): Calibrating the uptake kinetics of semipermeable membrane devices in water: Impact of hydrodynamics. Environ. Sci. Technol. 36, 290-296

Tabelle A1: Mittlere Wasserkonzentration in Spittelwasser und Elbe für ausgewählte organische Schadstoffe im August 2003 an den verschiedenen Standorten (berechnet aus den in SPMDs akkumulierten Substanzmengen).

Standorte → Substanzen	SPI	MÜH	TOR	WIT	BAR
	Mittlere Wasserkonzentration im August 2003 in [ng/L]				
Acenaphthen	0,45	0,03	0,18	5,39	0,07
Fluoren	1,48	0,07	0,64	6,60	0,16
Phenanthren	1,87	-	2,48	3,12	0,70
Anthracen	1,01	0,04	0,79	2,26	-
Fluoranthren	41,0	4,60	16,9	96,0	0,65
Pyren	30,3	3,18	15,5	97,7	0,39
Benz(a)anthracen	3,36	0,33	3,26	19,2	0,12
Chrysen	2,49	0,24	2,13	10,7	0,09
Benzo(b)fluoranthren	2,01	0,31	2,18	5,45	0,12
Benzo(k)fluoranthren	0,70	-	0,75	2,61	-
Benzo(a)pyren	1,08	-	0,87	3,97	-
Indeno(1,2,3)pyren	0,93	-	-	1,57	-
Dibenzo(a)anthracen	-	-	-	0,63	-
Benzo(g,h,i)perylen	1,33	-	1,02	1,91	-
α-HCH	5,73	0,07	0,03	-	0,08
γ-HCH	3,51	0,57	-	-	-
p,p'-DDT	9,79	0,70	0,77	0,56	0,25
p,p'-DDE	4,84	0,19	0,94	0,88	0,08
p,p'-DDD	59,3	0,87	4,50	6,75	0,16
o,p-DDD	63,5	0,62	1,82	1,39	0,08
o,p-DDT	6,77	0,37	-	0,66	-
HCB	35,2	1,94	3,52	1,64	0,32



Globaler Umweltschutz – ist das machbar?

Heike Dieckmann, Braunschweig, h.dieckmann@tu-bs.de;

Müfit Bahadir, Braunschweig, m.bahadir@tu-bs.de

Abstract

Schadstoffe kennen keine Grenzen und die zunehmende Globalisierung der Wirtschaft trägt dazu bei, dass immer neue Produktionsstätten der chemischen oder chemienahen Industrie auch in den ärmeren Ländern entstehen.

Zwei Prozesse, die beträchtliche Risiken für die Umwelt beinhalten, da insbesondere die Kenntnis des umweltverträglichen und verantwortlichen Umgangs mit Chemikalien und begrenzten Ressourcen nicht global einheitlich vorhanden ist. Was liegt also näher als das Bemühen, das bei uns vorhandene Know-how ebenfalls weltweit zu verbreiten.

Zielsetzung

Die provokante Fragestellung „Globaler Umweltschutz – ist das machbar?“ wurde gewählt, um bewusst zur Diskussion aufzurufen. Zentrales Thema der nachfolgend dargestellten Projekte ist die Ausbildung von lokalen Fachkräften als Zugangsvoraussetzung für die Verbreitung von Umweltwissen. Die Unterstützung der Akteure vor Ort ist die wichtigste Strategie für die Umsetzung der offiziellen UN-Dekade (2005-2014) „Bildung für eine nachhaltige Entwicklung“ [1].

Senior Professor Service for Sustainability and Chemical Safety

Das innerhalb der GDCh-Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie entwickelte Projekt "Senior Professor Service for Sustainability and Chemical Safety" beruht auf einem einfachen Prinzip: Professoren aus einschlägigen Gebieten der Umwelt und Nachhaltigkeit mit Schwerpunkt in Chemie stellen sich kurz vor oder nach ihrer Pensionierung als Lehrkräfte für eine „Deutsche Auslandsuniversität“ zur Verfügung. Gemeinsam mit ausländischen Kollegen vor Ort bauen sie ein Graduierten-Studium auf. Studierende in Entwicklungs- und Schwellenländern können dort den Grad des „Master of Science“ in der umwelt- und nachhaltigkeitsorientierten Chemie erwerben. Der umweltverträgliche Einsatz von Chemikalien und der verantwortliche Umgang mit begrenzten Ressourcen werden in die Ausbildung der Studenten eingeführt. Dieses Programm spricht bewusst Studierende und Dozenten der Naturwissenschaften als Multiplikatoren und künftige Entscheider an. Wenn diese bereits bei ihrer Ausbildung mit den Prinzipien der Nachhaltigkeit in Lehre, Forschung und Produktion in Berührung kommen, sind von ihnen auch wichtige gesellschaftliche Impulse zu erwarten. Dieses Kooperationsprojekt zwischen der Gadjah Mada Universität in Yogyakarta/Indonesien und der Technischen Universität

Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig/Deutschland wurde deshalb auch 2006 von der Jury des Deutschen Nationalkomitees der UNESCO als offizielles UN-Dekade-Projekt ausgezeichnet und wird finanziell vom DAAD gefördert [2]. Ein wichtiger Baustein in diesem Programm ist das Prinzip „teach the teacher“. So sollen die in Indonesien gehaltenen Vorlesungen zur Vertiefung in Nachhaltigkeit und Chemikaliensicherheit langfristig von den Dozenten vor Ort übernommen werden. Damit soll eine generationenübergreifende Akzeptanz der Lehrinhalte sichergestellt und verstetigt werden. Zeitgleich wird ein Dual-Degree-Programm für die genannten Partneruniversitäten entwickelt, das insbesondere den indonesischen Studenten ermöglichen soll für mindestens zwei Semester nach Deutschland zu kommen. Sie können nach Erhalt eines Stipendiums laborpraktische Erfahrungen an der deutschen Universität sammeln und dort ihre experimentelle Examensarbeit anfertigen als Voraussetzung für die Verleihung eines Dual-Degree Zertifikates im Bereich Environmental Chemistry. Die ersten fünf Studierende von dieser Universität beginnen im WS 07/08 den zweiten laborpraktischen Abschnitt ihres MSc-Studiums an der TU Braunschweig.

An der indonesischen Universität Gadjah Mada in Yogyakarta gibt es bereits seit dem Jahr 2000 einen eigenständigen Masterstudiengang Environmental Chemistry, der eine grundlegende Lehre im Bereich der Umweltchemie ermöglicht (**Abb.1**). In unserer stark „industrialisierten“ Wissenschaft stehen inzwischen stärker differenzierte Themen wie z.B. die Biotechnologie oder Nanotechnologie immer mehr in Vordergrund, wenn es um die Lehre von Umweltwissen geht. Hier wäre es in Hinblick auf die Ausbildung von Studenten, die mit ihrem Know-how die zukünftigen globalen Umweltschützer werden sollen, hilfreich, zu einem fundierten Basiswissen im Bereich der Umweltchemie zurückzukehren und das Bewusstsein für diese Entwicklung zum beiderseitigen Nutzen zu wecken.

Visionäres Ziel dieses Pilotprojektes ist es auch, nach einer erfolgreichen Pilotphase weitere große Chemiegesellschaften der entwickelten Länder (USA,UK,F,NL,JPN) in dieses Programm einzubinden und damit eine weltweite Einführung einer Nord-Süd-Kooperation auf dem Gebiet der Nachhaltigen Entwicklung im Bereich der Chemie zu ermöglichen.

BIOTA Westafrika

Im Rahmen eines interdisziplinären BMBF-Vorhabens BIOTA zum Einfluss von Pflanzenschutzmitteln auf die Biodiversität in Westafrika erfolgt der Know-how Transfer in Form der

Vermittlung der umweltspezifischen Methodik. Dabei geht es nicht um Hightech, sondern um Methoden, die auf die regionalen Verhältnisse adaptiert werden können. Hierfür ist ein Trainingsaufenthalt eines afrikanischen Doktoranden am Institut für Ökologische Chemie und Abfallanalytik vorgesehen [3]. Die gemeinsam erarbeiteten Daten ermöglichen den westafrikanischen Partnern die Interpretation ihrer eigenen Situation als Grundlage für umweltpolitische Entscheidungen. Wichtig ist bei diesem Forschungsprojekt der integrative und partizipative Ansatz. Die afrikanischen Partner sind immer involviert. So können unter Berücksichtigung von ethnischen Besonderheiten Multiplikatoren vor Ort ausgebildet werden, die das so erworbene Know-how nachhaltig nutzen und weitergeben[4].

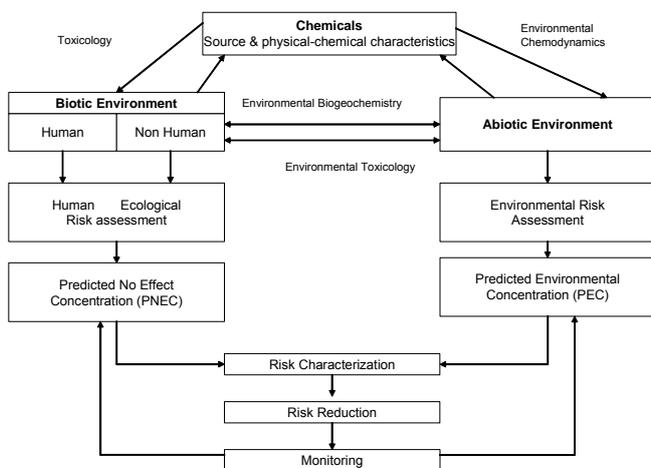


Abb. 1: (→ [Abbildung vergrößern](#)) Schematic diagram for the subjects studied in the Graduate Study on Environmental Chemistry at Gadjah Mada University in Yogyakarta, Indonesia

German Emeritus Programm

Weitere Ansätze zu einer globaleren Verbreitung und Austausch von Wissen finden sich in dem „German Emeritus Program“ mit der Middle East Technical University METU in Ankara/Türkei. Hierbei handelt es sich um eine Initiative der türkischen Eliteuniversitäten und Forschungszentren sowie der Technischen Universität Braunschweig, auf ihren Gebieten ausgewiesene deutsche Professoren für einen Lehr- und Forschungsaufenthalt in der Türkei zu gewinnen, um für Arbeitsgruppen dort neue Impulse zu geben und auf dem Weg nach Europa zu ertüchtigen. Innerhalb dieses Projektes sind deutsche Emeriti gebeten, ihre Disziplin in Form von Seminaren und Vorlesungen und in gemeinsamen Forschungsprojekten an der METU vorzustellen und damit die Ausbildung der „post graduates“ zu unterstützen. Hier geht es um ein Angleichen der Forschungsaktivitäten innerhalb Europas. Kleine Denkanstöße von außen ermöglichen oftmals schon den Ausbau der landeseigenen Kapazitäten und fördern die kritische Auseinandersetzung mit lokalen Fragestellungen. Somit wird eine nachhaltige Entwicklung, die dem Stand der Technik entspricht, regional gefördert.

Folgerungen

Eine zentrale Fragestellung unserer Zivilisation ist doch unzweifelhaft die Überlegung, was wir machen müssen, um zukünftigen Generationen, heutigen Mitbewohnern – insbesondere auch denjenigen aus den Entwicklungsländern – eine dauerhafte und nachhaltige Entwicklung (sustainable development) unter Erhaltung der natürlichen Umwelt zu ermöglichen [5]. Ein Ansatzpunkt ist die Bildung, wie in dem UN-Dekade-Projekt gefordert. Globaler Umweltschutz ist machbar durch die globale Vermittlung von verfügbarem Umweltwissen. Nur mit einem Potential an erworbenem Know-how und dem Bewusstsein, dass Umweltschutz machbar ist, kann lokal unter Berücksichtigung der regionalen Besonderheiten nach dem Club-of-Rome-Prinzip „global denken – lokal handeln“ [6] agiert werden. Konzepte, die erst Entwicklungshilfe leisten und dann Umweltschutz leisten wollen, sind im Zeitalter eines sich rasch veränderten Weltklimas genauso überholt, wie der reine Know-how Transfer von industrialisierten Ländern in weniger entwickelte Länder. Gemeinsame Grundlage der vorgestellten Projekte ist ein gezielter internationaler Wissenstransfer, verbunden mit dem Aufbau nationaler Kapazitäten und Multiplikatoren, die eine nachhaltige generationenübergreifende Nutzung von limitierten Ressourcen ermöglichen und somit zum globalen Umweltschutz beitragen. Verstetigt werden kann diese Konzeption durch gemeinsame Forschungsprojekte.

Aufruf

Natürlich lebt dieses Projekt vom Mitmachen engagierter Personen. Interessierte Kollegen aus dem Fachbereich der Umweltchemie sind herzlich eingeladen, sich am Netzwerk der Lehrenden zu beteiligen. Neben deutschen Senior-Professoren und Emeriti können sich auch jüngere Kollegen zur Verfügung stellen, die z.B. am Beginn ihrer Hochschullaufbahn bei Kurzaufenthalten und in Forschungsfreiemestern wichtige Auslandserfahrungen sammeln können.

Literatur

- [1] [http:// www.dekade.org](http://www.dekade.org)
- [2] UNESCO-Auszeichnung für GDCh-Projekt: Wissenstransfer, Chemie unserer Zeit, 2006, 40, 155
- [3] BIOTA: Scientific support for conservation and sustainable use of biodiversity, Project proposal for phase III, June 2006
- [4] [http:// www.biota-africa.org](http://www.biota-africa.org)
- [5] Michael F. Jischka: Herausforderung Zukunft: Technischer Fortschritt und Ökologische Perspektiven, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, Oxford 1993
- [6] Donella Meadows, Dennis L. Meadows, Jørgen Randers, William W. Behrens III: Die Grenzen des Wachstums – Berichte des Club of Rome zur Lage der Menschheit. Deutsche Verlags-Anstalt, München 1972.

Korrespondenzadresse

Dr. H. Dieckmann, Prof. Dr. mult. Dr. h. c. M. Bahadir, Technische Universität Braunschweig, Institut für Ökologische Chemie und Abfallanalytik, Hagenring 30, 38106 Braunschweig

Wöhlerpreis für Ressourcenschonende Prozesse an Prof. Metzger



"Wegen seiner zukunftsweisenden und vorbildgebenden Forscherleistungen auf dem Gebiet der nachhaltigen Chemie" wird der Oldenburger Chemiker Professor Dr. Jürgen O. Metzger anlässlich des Wissenschaftsforums Chemie 2007 am 17. September in Ulm mit dem "Wöhlerpreis für Ressourcenschonende Prozesse" ausgezeichnet. Herr Metzger ist stellvertretender Vorsitzender der Arbeitsgemeinschaft Nachhaltige Chemie in der GDCh. Er war bis zum vorigen Jahr ein besonders aktives und jahrelang leitendes Mitglied des AK Ressourcen- und umweltschonende Prozesse der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie, aus dem die AG 2007 hervorging.

In seiner wissenschaftlichen Arbeit, darunter ca. 150 Zeitschriftenartikel und Buchbeiträge, hat er Konzepte für eine nachhaltigere und zukunftsverträglichere Synthesechemie erarbeitet. Er wurde bekannt für seine Umwelt- und Ressourcenverbrauch optimierenden Synthesen unter Nutzung von Fetten und Ölen und Vermeidung von Lösungsmitteln. Fette und Öle, aus denen eine Vielzahl neuartiger Stoffe mit interessanten Eigenschaften zugänglich gemacht wurden, beispielsweise langkettige oder verzweigte, hoch funktionalisierte Oleochemikalien, sind die derzeit wichtigsten nachwachsenden Rohstoffe für die chemische Industrie. Im Zentrum der Forschung stehen geeignete Katalysatoren, lösungsmittelfreie Reaktionen und hohe Stereo- und Regioselektivität bei den Synthesen. Auf den Elfenbeinturm hat er sich nicht beschränkt, vielmehr inter- und transdisziplinäre Ansätze zur Umsetzung von Konzepten im Kontext nachhaltiger und zukunftsverträglicher Entwicklung unermüdlich verfolgt. Die Art und Weise, wie Prof. Metzger seine Arbeit in den Dienst dieses Kontextes gestellt hat, ist in der Tat vorbildlich.

Es ist ein gutes Zeichen, dass der Wöhler-Preis dieses Mal nicht auf einem Gebiet der petrochemischen Synthese, sondern für Arbeiten mit nachwachsenden Syntheserohstoffen vergeben wird und damit ein dezidierter Umweltchemiker ausgezeichnet wird. Es ist zu wünschen, dass dies Signalcharakter für die Synthesechemie haben möge und dazu beiträgt, dass die eingeleitete Wende zum nachhaltigen Wirtschaften in der chemischen Industrie weiter Raum greift.

Im Namen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie gratulieren wir Professor Metzger sehr herzlich und nutzen den Anlass, ihm großen Dank zu sagen für sein unermüdliches und immer kreatives Engagement in der Fachgruppe, verbunden mit den allerbesten Wünschen für den (sog.) „Ruhestand.“

Gerhard Lammel

Kinder-Umwelt-Survey 2003/06: Stoffgehalte in Blut und Urin der Kinder in Deutschland



In Heft 01/07 der Schriftenreihe „WaBoLu-Hefte“ des Umweltbundesamtes ist der UBA-Forschungsbericht 001026 „Kinder-Umwelt-Survey 2003/06 –KUS – Human-Bio-monitoring: Stoffgehalte in Blut und Urin der Kinder in Deutschland“ erschienen. Dieser Bericht basiert auf einem gemeinsamen Vorhaben des UBA's und des

Robert Koch-Instituts (RKI) Berlin.

Im Vorwort wird der Projekthintergrund wie folgt dargestellt: Im Zeitraum von Mai 2003 bis Mai 2006 wurde der 4. Umwelt-Survey durchgeführt. Dieser Kinder-Umwelt-Survey war der erste Umwelt-Survey, in dem ausschließlich Kinder und ihre Umweltbelastungen untersucht wurden. Untersucht wurde eine repräsentative Querschnittsstichprobe der 3- bis 14-jährigen Kinder in Deutschland. Das Erhebungsinstrumentarium umfasste Blut- und Urinproben der Kinder sowie Hausstaub- und Trinkwasserproben aus den zugehörigen Haushalten. Parallel dazu wurde zur Ergänzung der Messdaten eine Fragebogenerhebung zu expositionsrelevanten Verhaltensweisen und Bedingungen in den Haushalten und in der Wohnumgebung durchgeführt. Die Basisauswertung und Darstellung des sehr umfangreichen Datenmaterials erfolgt in Form von Berichtsbänden. In dem vorliegenden Berichtsband „Human-Biomonitoring“ wird die Basisbeschreibung diverser Stoffgehalte in Blut und Urin der Kinder in Deutschland vorgestellt.

Dies sind Arsen, Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, HCH, HCB, DDE, PCB, Nikotin, Cotinin, PCP und andere Chlorphenole sowie Metabolite von Organophosphat-pestiziden, von PAH und von Pyrethroiden. Weitere Basisauswertungen werden auch zukünftig in der Reihe WaBoLu-Hefte erfolgen. Dies betrifft die Ergebnisse zu den Elementgehalten im Trinkwasser, den Organochlorverbindungen im Hausstaub und den VOC in der Innenraumluft der Wohnungen, in denen die Kinder lebten, und zum Komplex Lärm und Lärmwirkungen. Die Basisbeschreibung in den Berichtsbänden wird durch Publikationen zu Detailauswertungen in nationalen und internationalen Fachzeitschriften ergänzt.

Der jeweils aktuelle Stand der Publikationen zum Kinder-Umwelt-Survey kann unter www.umweltbundesamt.de/survey/ abgefragt werden. Der Bericht ist als kostenloser Download unter <http://www.umweltbundesamt.de> verfügbar.

Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) veröffentlicht Übersicht über Pflanzenschutzmittelrückstände in Lebensmitteln

Das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) hat am 19. Juli 2007 in Berlin das Konzept einer Übersicht aller ihm bekannten Rückstandsmengen von Pflanzenschutzmitteln in Obst und Gemüse der Öffentlichkeit vorgestellt. Das BVL macht damit für jede Obst- und Gemüseart transparent, wie sich die Rückstandsgehalte jedes nachgewiesenen Pflanzenschutzmittelwirkstoffs in der Zusammenschau aller Proben verteilen.

Diese Auswertung ermöglicht es sowohl Wirtschafts- und Verbraucherverbänden als auch Handelsunternehmen eine Einordnung der von ihnen gemessenen Rückstände im Vergleich zu Anderen vorzunehmen. Diese Informationen werden zum 31. August 2007 über die Internetseite des BVL online zur Verfügung gestellt.

Bei einer Auswertung der Daten für das Jahr 2005 wurde festgestellt, dass die Rückstandsgehalte in mehr als neunzig Prozent der Proben unter der Hälfte der gesetzlichen Höchstmengen liegen. Das BVL zieht daraus den Schluss, dass Höchstmengenüberschreitungen in der Regel das Ergebnis einzelner Fehlanwendungen sind. Bei einem ganz überwiegenden Teil der Proben werden die Höchstmengen bei weitem nicht ausgeschöpft.

Handel, Erzeuger und Verbraucher sind vielfach noch stark auf die Höchstmengen fixiert. Das BVL will mit der Veröffentlichung der Übersicht einen Beitrag zur Versachlichung der Diskussion über Pflanzenschutzmittelrückstände leisten. „Mit der neuen Übersicht wird transparent, dass vielfach Obst und Gemüse produziert wird, dessen Rückstandsbelastung weit unter den gesetzlichen Höchstmengen liegt“, betont Dr. Christian Grugel, Präsident des BVL.

Die Entwicklung der von den Ländern berichteten Rückstandsgehalte der Jahre 2003 bis 2006 ist uneinheitlich. Ein Rückgang der Pflanzenschutzmittelrückstände kann nur in Einzelfällen belegt werden. Das BVL rechnet für die kommenden Jahre jedoch mit sinkenden Rückstandsgehalten durch die Verbesserung des Qualitätsmanagements bei Erzeugern und im Handel. Das BVL will durch die neue Übersicht den Handel in die Lage versetzen, die Wirksamkeit seiner getroffenen Maßnahmen zu überprüfen und kann sein Qualitätsmanagement daran orientieren.

Die Auswertung des BVL der Jahre 2003 bis 2006 basiert auf Daten der Bundesländer, die diese im Rahmen der Lebensmittelüberwachung, des Lebensmittel-Monitorings und des Bundesweiten Überwachungsprogramms erhoben haben.

Quelle: Presseinformation des BVL, veröffentlicht am 19.07.2007

Dialog über das Umweltgesetzbuch erwünscht

Erster Band der Reihe „Forum Umweltgesetzbuch“ erschienen



Die Bundesregierung will noch in dieser Wahlperiode den ersten Teil eines Umweltgesetzbuches (UGB) vorlegen. Das UGB soll das bislang zersplitterte Umweltrecht zusammenführen und vereinfachen. Das Bundesumweltministerium (BMU) und das Umweltbundesamt (UBA) begleiten die Entstehung mit der neuen Veröffentlichungsreihe „Forum Umweltgesetzbuch“. In loser Folge werden hier Autorinnen und Autoren aus der Bundespolitik, den Ländern, der Wirtschaft, den Umweltverbänden sowie aus Wissenschaft, Justiz und Vollzugspraxis ihren Standpunkt zum Umweltgesetzbuch veröffentlichen.

Ein umweltrechtliches Großprojekt wie das UGB kann nur im offenen und öffentlichen Dialog mit Fachleuten und Betroffenen erfolgreich sein. Ziel der Veröffentlichungsreihe soll vor allem sein, in der Diskussion über die Ziele, die Ausgestaltung und die Grenzen eines Umweltgesetzbuchs Denkanstöße und Argumente zu liefern.

Der erste Band liefert einen ersten, guten Einstieg in das Thema „Umweltgesetzbuch“: Er dokumentiert auf 52 Seiten die Tagung „Herausforderung Umweltgesetzbuch“, die BMU und UBA im Februar 2007 veranstalteten. Namhafte Teilnehmer aus Politik, Wissenschaft und Praxis diskutierten dort den Rahmen und die wesentlichen Inhalte des Umweltgesetzbuches.

Das „Forum Umweltgesetzbuch“ kann im Internet bestellt oder heruntergeladen werden unter <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3297.pdf>. Mehr Informationen auch unter <http://www.umweltgesetzbuch.de>.

Quelle: UBA-Presseinformation vom 7.8.2007

Bericht vom 3. Deutsch-Brasilianischen Symposium über "Nachhaltige Entwicklung"

R. Meyer, Tübingen, dr.roswitha.meyer@web.de

Vom 23.-27. Juli 2007 fand an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg in Zusammenarbeit mit dem baden-württembergischen Brasilien-Zentrum der Eberhard-Karls-Universität Tübingen das 3. Deutsch-Brasilianische Symposium zum Thema „Nachhaltige Entwicklung“ statt. Diese Veranstaltung basiert auf einer 14-jährigen Kooperation zwischen brasilianischen und deutschen Universitäten auf dem Umweltschutzsektor. Begonnen hat diese 1993 mit einem gemeinsamen Workshop der Universität Tübingen und der Universidade Federal Fluminense in Niteroi /RJ. Die Organisatoren waren damals Prof. Dr. Ernst Bayer und Dr. Roswitha Meyer auf deutscher Seite und Prof. Dr. Raimundo Damasceno sowie Prof. Dr. Rüdiger Hoffmann auf brasilianischer Seite. Es wurde beschlossen, die Veranstaltung in 2-jährlichem Turnus abwechselnd in beiden Ländern durchzuführen. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Förderung bilateraler Kooperationsprojekte auf allen Gebieten der Umweltwissenschaften und Umwelttechnologien zwischen Hochschulen, Forschungseinrichtungen, Firmen und nicht-staatlichen Organisationen.



Ein Blick in das Auditorium des 3. Deutsch-Brasilianischen Symposiums

Im Jahr 2003 wurde diese Veranstaltung nach vier erfolgreichen Workshops in das Deutsch-Brasilianische Symposium umbenannt sowie um einige Themenbereiche erweitert, wie z.B. Regionalentwicklung, Bodenkunde, Forstwirtschaft, Klimaschutz, erneuerbare Energien, Abfallmanagement und nachhaltige Chemie.

Bei dem 3. Deutsch-Brasilianischen Symposium über nachhaltige Entwicklung, das dieses Jahr in Freiburg stattfand, waren die Koordinatoren Prof. Dr. Ernst Hildebrand vom Institut für Bodenkunde der Universität Freiburg und Prof. Dr. Dieter Bredemeier von der Universidade Federal de Santa Maria/ RS, wo das letzte Symposium 2005 stattgefunden hatte.

Ein breit gefächertes Themenangebot hatte 163 Wissenschaftler nach Freiburg gelockt. Davon kamen 78 aus Brasilien und 85 aus Deutschland. Es wurden 41 Kurzvorträge und 140 Poster in englischer Sprache präsentiert.

Zur Eröffnung des Symposiums wurden Grußworte gesprochen von Vertretern der Universitäten Freiburg, dem Organisator Prof. Dr. E. Hildebrand, dem Rektor Prof. Dr. W. Jäger, und aus Santa Maria, Prof. Dr. D. Dias da Silveira im Namen des Universitätsrektors. Für die Stadt Freiburg sprach im Namen des Oberbürgermeisters Herr Prof. Dr. H. Eßmann. Grußworte wurden auch von Herrn V. Wehle als Repräsentant des baden-württembergischen Umweltministeriums sowie dem Präsidenten der Deutsch-Brasilianischen Gesellschaft, dem Ex-Botschafter Dr. U. Kästner, übermittelt.

Der Vormittag endete mit dem Plenarvortrag von Prof. Dr. Philip Fearnside vom Nationalen Forschungsinstitut (INPA) Manaus mit dem Titel: "Environmental services as a means of sustainably managing the Amazonian rain forest".

Zu folgenden Themen wurden an den folgenden 2 1/2 Tagen aktuelle Forschungsergebnisse präsentiert

- Management / education
- Strategic planning and regional development
- Soil and water protection
- Keys to sustainable forestry
- Photocatalytic degradation
- Waste management/ recycling/ sustainable use of resources

Zwei "Key note-lectures" sollen stellvertretend für alle anderen interessanten Beiträge erwähnt werden. Es ist dies zum einen der Vortrag von Prof. Dr. Volker Mosbrugger vom Senckenberg Forschungsinstitut Frankfurt mit dem Titel: "Biodiversity loss and ecosystem services - the new challenges". Er wies darauf hin, dass wir täglich ungefähr 100 seltene Spezies verlieren, verschiedene Tierrassen aussterben, und dass jährlich ca. 150 000 qkm Tropenwald zerstört werden. Das sind erschreckende Zahlen, die uns alle auffordern, dazu beizutragen, dass eine weitere Zerstörung aufgehalten wird.

Ein anderer "Key-note-Vortrag" wurde von Prof. Dr. Müfit Bahadır von der TU Braunschweig mit dem Thema "Research and education in sustainable organic chemistry" gehalten. Er handelte von Unterrichts- und Erziehungsmodalitäten in nachhaltiger Chemie und der Möglichkeit für alle Naturwissenschaftler, sich an einer internationalen Plattform mit Beiträgen zu diesem Thema zu beteiligen. Diese Internetplattform gibt es bereits in vielen Sprachen und wird weiter fortgeführt (www.oc-praktikum.de).

Die Vielfalt der Themen zeigte sich auch an den 140 Postern. Die 3 besten sollten von den Teilnehmern prämiert werden. Die höchste Punktzahl erhielt das Poster mit dem Titel: „Biological active compounds from Brazilian traditional medicinal plants“, ein Kooperationsprojekt der Pharmazeuten Prof. Dr. Irmgard Merfort, Universität Freiburg, Prof. Dr. Berta Heinzmann, Universidade Federal de Santa Maria/ RS und Prof. Dr. Stefan Laufer, Universität Tübingen.

Der 2. Preis ging an die Biologinnen Dr. Anne Zillikens von der Universität Tübingen und Dr. Josefina Steiner von der Universidade Federal de Santa Catarina in Florianopolis für das Poster mit dem Titel : "Bromeliad faunas in the atlantic forest - models for studying biodiversity, interactions and ecosystems".

Großes Interesse fand in der letzten Sitzung am 3. Tag die sogenannte "Projektbörse". Hier wurde zunächst von einem Mitarbeiter des Internationalen Büros des BMBF, Herrn M. Frattini, erklärt, unter welchen Bedingungen bilaterale Projekte gefördert werden können. Bereits am 1. Tag hatte ein Repräsentant der DFG, Herr Dr. D. Halm, über internationale Kooperationen und Perspektiven berichtet. Im Anschluss an den Vortrag gab es die Möglichkeit, Projekte kurz vorzustellen, die noch in der Planungsphase sind und für die evtl. Partner gesucht werden. Es wäre zu begrüßen, wenn dieses Symposium die Basis für neue Kooperationen zwischen brasilianischen und deutschen Wissenschaftlern geworden ist.

Bei der Abschlussitzung bot ein Vertreter der Universidade de Parana in Curitiba, Prof. Dr. Paulo Soethe, an, das 4. Symposium im Jahr 2009 dort ausrichten zu lassen, wobei zusätzlich zu den bisherigen Themen auch die geisteswissenschaftlichen Fakultäten mit eingebunden werden sollten.

Auf Wiedersehen 2009 in Curitiba
Bemvindos em Curitiba

Tagungshinweis

Deutscher Bioraffineriekongress 2007

12. und 13. 09. 2007, Bundespresseamt, Berlin

Ziele

Die Nutzung nachwachsender Rohstoffe wird in den nächsten Jahren und Jahrzehnten aus vielen Gründen an Bedeutung gewinnen. Gemeint ist die Umstellung von fossilen Rohstoffen auf biologische Rohstoffe. Gewinnen werden nur die Volkswirtschaften, die sich dem Druck der fossil-basierten Ökonomie rechtzeitig entgegenstellen und die Entwicklung von Technologien zur Nutzung von biologischen Rohstoffen befördern. Für eine nachhaltige Stoffwirtschaft innerhalb einer Biowirtschaft mit den drei Säulen Bioenergie, Biokraftstoffe und Biobasierte Produkte ist vor allem die Biomasse eine Alternative.

Bioraffinerien haben im Kern das Ziel, die Funktionsweise von Erdölraffinerien, die Effizienz der chemischen und stoffwandelnden Folgeindustrie sowie die bewährte Verknüpfung solcher mit den klein- und mittelständischen Zwischen- und Finalproduzenten auf die Biomasse zu übertragen.

Ziel des Deutschen Bioraffinerie-Kongresses 2007 ist es, die Thematik Bioraffinerien für eine verstärkte Nutzung von Biomasse in der Chemie- und Stoffwirtschaft zu diskutieren sowie die Weichen für strategische Entscheidungen in Forschung, Entwicklung und Demonstration der Bioraffination in Deutschland zu stellen

Veranstalter:

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, in Zusammenarbeit mit:



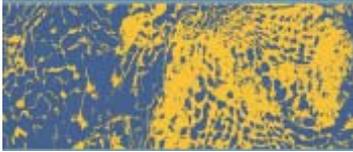
biopos Forschungsinstitut Bioaktive Polymersysteme e.V., Teltow-Seehof, Kantstraße 55, 14513 Teltow

Kontakt: Prof. Dr. Birgit Kamm, kamm@biopos.de

Assistentin: Jana Jurisch, office@biopos.de

Tel.: (03328) 33 22-10, Fax: (03328) 33 22-11

Weitere Informationen und Anmeldung unter: www.biopos.de



Einladung zur Fachtagung

„Persistente Perfluorverbindungen – eine Gefahr für Mensch und Umwelt?“

27. und 28. November 2007, Bayerisches Landesamt für Umwelt, München

Diese Fachtagung ist eine gemeinsame Veranstaltung der bayerischen Landesämter für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit sowie für Umwelt.

Tagungsprogramm

Dienstag, 27. November

10.20 – 10.45 Begrüßung und Einführung

Präsident Prof. Dr.-Ing. A. Göttle (LfU) und Präsident Prof. Dr. V. Hingst (LGL), Abteilungsleiter Dr. Reinhard Röder (LfU)

10.45 – 11.25 Einführung in die Fluorchemie

Prof. Dr. Gerd-Volker Rösenthaller (Uni Bremen)

11.25 – 11.55 Herstellung von Fluorpolymeren

Dr. Günther Kämpf (Fa. Dyneon, Burgkirchen)

11.55 – 12.25 Qualitätssicherung in der Analytik

Dr. Jan Ungewiß (Fraunhofer-Institut für

Verfahrenstechnik und Verpackung, Freising)

12.30 – 13.40 Mittagspause

13.40 – 14.10 Bayerisches Umweltmessprogramm

Dr. Manfred Sengl (LfU, München)

14.10 – 14.40 PFT-Monitoring im Einzugsgebiet von Möhne und Ruhr

Dr. Sabine Bergmann (LANUV NRW, Recklinghausen)

14.40 – 15.10 Perfluorierte organische Verbindungen im Trinkwasser – Ergebnisse des bayerischen Sonderuntersuchungsprogramms

Dr. Holger Knapp (LGL, Erlangen)

15.10 – 15.40 Verhalten perfluorierter Verbindungen bei der Trinkwasseraufbereitung

Dr. Stefan Panglisch (IWW, Mülheim/Ruhr)

15.40 – 16.10 Pause

16.10 – 16.40 PFT in Böden ein Problem?

PFT-Screening in bayerischen Böden

Christa Müller (LfL, Freising), Dr. Edzart Hangen (LfU, Hof)

16.40 – 17.10 Systematische Untersuchungen zum Übergang PFT Boden/Pflanze

Dr. Thorsten Stahl (Hess. Landeslabor, Wiesbaden)

17.10 – 17.40 Spurenanalytik von poly- und perfluorierten organischen Verbindungen in Luft

Annekatriin Dreyer (GKSS, Geesthacht)

Mittwoch, 28. November

08.30 – 09.00 Belastung von Lebensmitteln

Dr. Martin Schlummer/Ludwig Gruber (Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verp., Freising)

09.00 – 09.30 Ergebnisse der bayerischen Duplikatstudie

PD Dr. Hermann Fromme (LGL, Oberschleißheim)

09.30 – 10.00 Nachweis von PFOA und PFOS in ausgewählten Muttermilch- und Blutproben

PD Dr. Wolfgang Völkel (LGL, München)

10.00 – 10.30 Epidemiologische Studie in NRW

Prof. Dr. Michael Wilhelm (Ruhr-Univers. Bochum)

10.30 – 11.00 Pause

11.00 – 11.30 Umweltbewertung von PFOA und PFOS

Dr. Felix Endres (CFCS GmbH, Tübingen)

11.30 – 12.00 Wirkungen auf die aquatische Umwelt

Dr. Michael Gerst/ Dr. Julia Schwaiger (LfU,

Wielenbach)

12.00 – 12.30 Toxikologie PFT

Dr. Ulrike Pabel (BfR, Berlin)

12.30 – 13.10 Hätte REACH die Probleme verhindert?

Dr. Christoph Schulte (UBA, Dessau)

13.10 – 13.40 Gesamtschau der stofflichen Verteilung – Fragen zu künftigen Messstrategien – Schlussdiskussion

Dr. Michael Gierig (LfU), Dr. Ernst Brunner (LGL)

Anmeldung und Organisation:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Frau Claudia Kell

Kaulbachstr. 37

80539 München

Tel.: (089) 2180 – 2291

Fax: (089) 2800838

E-Mail claudia.kell@lfu.bayern.de

Weitere Hinweise unter www.lfu.bayern.de mit der [Einladung zur Veranstaltung](#) (PDF-Dokument)

Einladung zur Fresenius Fachtagung "Umweltgesetzbuch"

6. und 7. Dezember 2007, Dortmund

Die Themen (u. a.):

- Das neue Umweltgesetzbuch
- Stand der Planung und Umsetzung
- Anforderungen aus Ländersicht
- Regelungen zum Klimaschutz und zu den erneuerbaren Energien
- Der UGB-Referentenentwurf aus Sicht der Industrie
- Was kommt im Wasserrecht?
- Die Integrierte Vorhabengenehmigung aus Praxissicht
- Wird wirklich alles einfacher?

Weitere Information und Kontakt:



Die Akademie Fresenius GmbH,
Alter Hellweg 4644379 Dortmund,
Tel. +49 231 75896-50,
Telefax: +49 231 75896-53
E-Mail: info@akademie-fresenius.de
Internet: www.akademie-fresenius.de

1st Workshop "Aquatic Nanoscience & Nanotechnology"- bridging environmental nanosciences and nanotoxicology

Vienna University, 9.-11. December 2007

Outline

The rapid development of nanotechnology has risen concerns about possible impacts of engineered nanoparticles on human health and the environment. In environmental and geosciences the investigation of natural colloids (nanoparticles) and processes in the nanoscale is a research topic for nearly three decades.

One mayor gap in knowledge is the behaviour and fate of engineered nanoparticles in the environment and the detection and characterisation in natural aquatic systems and laboratory experiments.

It is the scope of this workshop to bring together experts from environmental nanosciences, nano(eco)toxicology and nanotechnology to present the state of the art in their disciplines and intensify cross-border discussion and information flow.

Topics

- Characterization techniques in aquatic media
- Behavior in natural aquatic media
- Eco-toxicology of engineered particles
- Regulatory aspects and risk governance

organized by:

Working group „Aquatic Nanoscience and Nanotechnology“ in the German Waterchemical Society and the Department for Environmental Geosciences, Vienna University

Further information:

- [Flyer Workshop](#) (PDF-Document)
- Registration : E-Mail: anneliese.vogt@univie.ac.at



Die Universität Wien (Quelle: www.univie.ac.at)

Geburtstage

Der Vorstand und die Redaktion der Mitteilungen unserer Fachgruppe für Umweltchemie und Ökotoxikologie gratulieren unseren Jubilaren aufs herzlichste

Geburtstagsliste Oktober bis Dezember 2007

60 Jährige

Dr. Bernd Weiland



Geburtstag: 13.10.1947

Prof.Dr.Dr.Dr.h.c. Müfit Bahadır



Geburtstag: 13.11.1947

- 1998 Ehrendoktorwürde auf dem Gebiet des Umweltingenieurwesens der Univ. Konya/Türkei.
- 2002 Ordentliches Mitglied der Braunschweigischen Wissenschaftlichen Gesellschaft.

Dr. Heinz Spittank



Geburtstag: 21.11.1947

Dr. Werner P. Meier



Geburtstag: 08.12.1947

Dr. Walter Fürst



Geburtstag: 09.12.1947

Dr. Helmut Unger



Geburtstag: 28.12.1947

65 Jährige

Dipl.-Chem. Horst Böhme



Geburtstag: 23.10.1942

Dr. Rainer Götz



Geburtstag: 30.11.1942

70 Jährige

Dr. Peter G. Laubereau



Geburtstag: 14.11.1937

Bärbel Wolter



Geburtstag: 28.12.1937

75 Jährige

Dipl.-Chem. Dieter Schoenberg



Geburtstag: 06.11.1932

- langjähriger Sekretär der ehemaligen Chemischen Gesellschaft der DDR.
- beratender Ingenieur für Umwelt und Wasserwirtschaft.