

Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung

Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie

UWSF – Z Umweltchem Ökotox

Mit Informationen aus der GDCh-FG 'Umweltchemie und Ökotoxikologie'

Organ des Verbandes für Geoökologie in Deutschland (VGÖD)

Assoziierte Zeitschrift der SETAC Europe GLB (German Language Branch)

Herausgeber: Henner Hollert

UWSF 19, Sonderausgabe Nr. 1, 2007

anlässlich des 10jährigen Bestehens von SETAC GLB in 2007

Entwicklung von Umweltchemie und Ökotoxikologie im
deutschsprachigen Raum

– 10 Jahre SETAC-GLB –

Herausgeber:

Henner Hollert und Tobias Frische



Dr. Henner Hollert
Institut für Zoologie
Universität Heidelberg
Im Neuenheimer Feld 230
D-69120 Heidelberg
Henner.Hollert@urz.uni-heidelberg.de



Dr. Tobias Frische
Umweltbundesamt, FG IV 2.4
Ökotoxikologische Bewertung von Stoffen
Wörlitzer Platz 1
D-06844 Dessau
Tobias.Frische@uba.de

SETAC GLB: Tagungen und Vorstände *

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.184>

GLB-Tagungen →		RWTH Aachen	IHI Zittau	Weihenstephan	TU Hamburg-Harburg	IGB Berlin	Braunschweig (mit GDCh)	Uni Heidelberg	RWTH Aachen (mit GDCh)	MGU Basel	Uni Landau	UFZ Leipzig	??	??	
		1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	
Behörde	Herbert Köpp, OECD		P	P											
	Hans-Jörg Pluta, UBA														
	Martin Strelake, BBA														
	Carola Kussatz, UBA					VP	P								
	Udo Heimbach, BBA														
	Roland Kubiak, RLP								VP	P					
	Hans-Christian Stolzenberg, UBA								SI	SI					
	Tobias Frische, UBA														
	Bettina Hitzfeld, BAFU, CH												VP	P	
	Werner Manz, BfG														
Wirtschaft/Industrie	Reinhardt Grade, Novartis														
	Reiner Heusel, AgrEvo														
	M. Schneider, Novartis														
	Gerhard Peter Dohmen, BASF				VP	P									
	Thomas Knacker, ECT	SA	SA	SA	SA										
	Norbert Scholz, Hüls AG	VP													
	Ralf Petto, Ibacon						VP	P							
	Sabine Zok, BASF														
	Klaus Peter Ebke, Mesocosm					SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA		
	Udo Hommen, IME										VP	P			
	Kristin Radke, BASF														
	Carsten Brühl, Syngenta									VP					
	Ralf Schulz, Syngenta														
Universität/Forschung	Ralf Schulz, Uni Braunschweig														
	Carsten Brühl, Uni Landau										P				
	Matthias Liess, Uni Braunschweig & UFZ	SI			VP	P									
	Roland Nagel, Uni Dresden														
	Karl Fent, EAWAG, CH														
	P.-D. Hansen, TU Berlin														
	Jörg Oehlmann, IHI Zittau														
	Hans Toni Ratte, RWTH Aachen	P													
	R. Debus, IUC Schmallingenberg														
	R. Dallinger, Innsbruck, AU														
	Andreas Schäffer, RWTH Aachen					SI									
	Wolfgang Ahlf, TUHH														
	Henner Hollert, Uni HD						SI	VP	P		SI	SI			
	Ulrike Kammann, BFA FI														
	Rolf Altenburger, UFZ							SI							
Katja Knauer, Uni Basel, CH															
Martina Roß-Nickoll, RWTH Aachen															

P = Präsident, VP = Vizepräsident, SI = Schriftführer, SA = Schatzmeister

* Zusammengetragen von Bettina Hitzfeld, Klaus Peter Ebke und Henner Hollert

Inhalt (Herausgeber: Henner Hollert und Tobias Frische)

Titelbild: Diese Sonderausgabe feiert das 10-jährige Bestehen der SETAC Europe – German Language Branch (GLB) und präsentiert zu diesem Anlass eine Reihe von Beiträgen zur 'Entwicklung von Umweltchemie und Ökotoxikologie im deutschsprachigen Raum'. Diese Beiträge (Übersichten, ein Diskussionsbeitrag, persönliche Berichte) umgreifen den Zeitraum der letzten 20 Jahre, angefangen vom Brand in Schweizerhalle bis heute, und zeigen in vielfältiger Weise den Gang der künftigen Entwicklung auf, sowohl den wünschenswerten als auch den wahrscheinlichen. Der Sandoz-Brand steht in dieser Ausgabe symbolisch für die Vergangenheit (wobei die positiven Anstöße dieser Katastrophe für Gegenwart und Zukunft deutlich dargestellt werden) und die Gestaltung der Wasserrahmenrichtlinie für die Zukunft. Neben diesen sieben Beiträgen enthält das Sonderheft Beiträge zur Gründung, Entwicklung und Standortbestimmung des SETAC GLB einschließlich eines Beitrages über die neuen Entwicklungen im Postgradualstudium.

Umschlaggestaltung: Edwin Grondinger, abavo GmbH, Nebelhornstraße 8, D-86807 Buchloe (edwin.grondinger@abavo.de; <http://www.abavo.de>)

Innere Vorderseite: Herausgeber

Innere Rückseite: Herausgeber (Fortsetzung)

Rückseite: Die Mission der UWSF

- 1A Innere Titelseite
- 2A SETAC GLB: Vorstände und Tagungen
- 3A Inhalt
- 4A ECT Oekotoxikologie GmbH (Sponsor)
- 4A Dr. KNOELL Consult (Sponsor)
- 5A Mesocosm GmbH (Sponsor)
- 5A Impressum
- 6A Dr. Fintelman und Dr. Meyer GmbH (Sponsor)
- 6A Dr. U. Noack Laboratorien (Sponsor)

Grußadressen – 10 Jahre SETAC GLB

- 1 Prof. Dr. Margret Wintermantel,
Präsidentin der Hochschulrektorenkonferenz
- 1 Prof. Dr. Andreas Troge,
Präsident des Umweltbundesamtes
- 2 Dr. Gerd Romanowski,
VCI (Verband der Chemischen Industrie),
Geschäftsführer Wissenschaft, Technik und Umwelt

Autoren der UWSF-Sonderausgabe

- 3–5 Kurzdarstellungen mit Bezug auf die Beiträge dieser Ausgabe

Editorial vom SETAC GLB Vorstand

- 6 10 Jahre SETAC GLB: Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft
Tobias Frische, Carsten Brühl, Klaus Peter Ebke, Bettina Hitzfeld, Udo Hommen, Katja Knauer, Werner Manz, Kristin Radke, Martina Roß-Nickoll und Henner Hollert

SETAC Europe (German Language Branch) e.V.

- 7–8 SETAC GLB – Gründung und Entwicklung
Hans Toni Ratte und Matthias Liess

SETAC GLB im internationalen Verbund der SETAC

- 9–10 Zur Stellung der SETAC German Language Branch im internationalen Verbund der *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*
Fred Heimbach

Der Rhein rot, die Fische tot

- 11–23 Brandkatastrophe in Schweizerhalle 1986 –
Rückblick und Bilanz **
Walter Giger

Wie alles begann – Erlebnisbericht aus Sicht der chemischen Industrie

- 24–29 Umweltbewusstsein und Ökotoxikologie in unserer Gesellschaft. Rückblick auf persönliche Erfahrungen **
Wolf-Rüdiger Bias

Ökotoxikologie: 'Ecospeak' oder Wissenschaft?

- 30–34 Versuch einer politischen und wissenschaftlichen Standortbestimmung **
Hans Toni Ratte

Umwelttoxikologie

- 35–42 Umwelttoxikologie im Spannungsfeld zwischen Grundlagenforschung und Anwendung:
Das Beispiel der Metallothioneine als Biomarker **
Reinhard Dallinger

Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln

- 43–48 Entwicklung der Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln in den letzten 25 Jahren:
Von ersten Diskussionen über Prüforganismen zur probabilistischen Risikoanalyse **
Fred Heimbach

Ökotoxikologie in der regulatorischen Praxis des Umweltbundesamtes

- 49–57 Von der Erkenntnis zur Entscheidung **
Tobias Frische, Jan Ahlers, Andreas Gies, Carola Kussatz, Christoph Schulte und Hans-Christian Stolzenberg

Wasserrahmenrichtlinie – WRRL

- 58–70 Wasserrahmenrichtlinie – Fortschritte und Defizite **
Henner Hollert, Susanne Heise, Steffen Keiter, Peter Heininger und Ulrich Förstner

Anhang

GDCh / SETAC – Postgradualstudium

- 71–72 Postgraduale Weiterbildung zur/zum Fachökotoxikologin/e GDCh / SETAC als Reaktion auf Lücken im Ausbildungssystem
Klaus Peter Ebke und Henner Hollert
- 7A Bestellschein UWSF-Sonderheft
- 8A Ankündigung ESPR-Special Issue 'ESPR's Total Environment'

** Peer-Reviewed

	<h2 style="text-align: center;">REACH</h2> <p style="text-align: right;">DR. KNOELL CONSULT</p> <p style="text-align: center;">Wir helfen Ihnen bei der konkreten Vorbereitung und der Bewältigung aller unter REACH auf Sie zukommenden Aufgaben</p>
<p>DR. KNOELL CONSULT GmbH Dynamostraße 19 68 165 Mannheim Tel.: 0621-718858-0 www.dr-knoell-consult.com</p> <p>REACH-Office: Dr. Michael Cleuvers Marie-Curie-Straße 8 51 377 Leverkusen Tel.: 0214-20658-17 mcleuvers@dr-knoell-consult.com</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Beratung bezüglich Ihrer Aufgaben unter REACH • Datenbankrecherchen und Studienbewertungen • Konsortialmanagement • IUCLID5-Dossiers • Expositionsszenarien • Stoffsicherheitsberichte • Risikobewertungen für Mensch und Umwelt • Behördenkommunikation <p>Durch langjährige Erfahrung in der Erstellung von Dossiers und Risikobewertungen für Altstoffe, Neustoffe, Biozide und Agrochemikalien sind wir optimal darauf vorbereitet, Sie in allen Punkten umfassend und kompetent zu unterstützen.</p>
<p style="text-align: center;">REACH kommt - Sprechen Sie uns an und profitieren Sie von unserem Expertenwissen !</p>	

**Wir gratulieren der SETAC-GLB
zum 10-jährigen Bestehen!**

ECT Oekotoxikologie GmbH
Böttgerstr. 2–14, D-65439 Flörsheim am Main
www.ect.de



ECT – Dienstleistungen und Forschung auf dem Gebiet der Ökotoxikologie

- **Durchführung von Labor- und Freiland Arbeiten unter GLP**
- **Entwicklung und Standardisierung von Prüfverfahren**
- **Umweltrisikobewertung für Chemikalien, Pflanzenschutzmittel und Arzneimittel**
- **Forschung zur Wirkung und zum Verhalten von Chemikalien und anderen Stressoren in der Umwelt**



Institut für Gewässerschutz MESOCOSM GmbH

- Gewässeruntersuchungen
- Mesokosmosprüfungen
- Taxonomische Erhebungen
- Makrophyten-Forschung

INSTITUT FÜR GEWÄSSERSCHUTZ MESOCOSM GMBH
 Neu-Ulrichstein 5, D-35315 Homberg (Ohm)
 Tel: 06633 642 740, Fax: 06633 642 790
 Mail: ebke@mesocosm.de
www.mesocosm.de



Die MESOCOSM GmbH ist ein GLP-Institut, das sich auf die Durchführung von Mesokosmos-Prüfungen spezialisiert hat.

Die Spezialisierung, der exzellente Standort und die erfolgreiche Durchführung von bereits über 10 Mesokosmos-Prüfungen zur Registrierung von Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden haben das Unternehmen schnell wachsen lassen.

Impressum

Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung
 (UWSF – Z Umweltchem Ökotox) • ISSN 0934-3504
 Jg. 19, **Sonderausgabe** Nr. 1, 2007 (März)

Herausgeber der Sonderausgabe: Henner Hollert & Tobias Frische

Dr. Henner Hollert
 Institut für Zoologie, Universität Heidelberg, D-69120 Heidelberg
 T: +49-6221-54-5650; F: +49-6221-54-6162
Henner.Hollert@urz.uni-heidelberg.de

Dr. Tobias Frische
 Umweltbundesamt, FG IV 2.4
 Ökotoxikologische Bewertung von Stoffen
 Wörlitzer Platz 1, D-06844 Dessau
Tobias.Frische@uba.de

Verlag:

Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm GmbH,
 Unternehmensbereich ecomed
 Verlagsleitung: Peter Habit
 Im Weiher 10, D-69121 Heidelberg

Plattform der UWSF ist das ESS – Electronic Submission System
<http://www.scientificjournals.com/sj/all/ESS>

Publisher Editor und Chefredaktion:

Almut Beate Heinrich
 Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm GmbH,
 Unternehmensbereich ecomed
 Im Weiher 10, D-69121 Heidelberg
 T: +49-6221-489-154; F: +49-6221-433-4594
almut.heinrich@hjr-verlag.de; <http://www.scientificjournals.com>

Abonnentenverwaltung:

Jutta Müller, T.: +49-8191-97000-641; F: +49-8191-97000-103
Abo-service@hjr-verlag.de; jutta.mueller@de.rhenus.com

Bezugspreise 2007

(zzgl. Verpackung / Versand* und MwSt):
<http://www.scientificjournals.com/sj/uwsf/subscription.html>
 (Abonnement)

Erscheinungsweise 11 mal im Jahr (4 x UWSF / 7 x ESPR)

Version I: Print € 294,00 (+ 7% MwSt)

Version II: Kombination (Print + Online) € 324,00 (+ 19% MwSt)

Version III: Online € 236,00 (+ 19% MwSt)

Version IV: IP-Zugang (bis zu 3 Nutzern), (mit Print) € 382,00 (+ 19% MwSt)

Version IV: IP-Zugang (unbeschränkte Nutzer), (mit Print) € 882,00 (+ 19% MwSt)

Studentenabonnement: 50% Rabatt

Mitgliedspreise: GDCh/FG Umweltchemie und Ökotoxikologie, VGöD, SETAC-GLB: 50% Rabatt

Einzelheft: € 38,00 (+ 7% MwSt)

Sonderheft: € 46,00 (inkl. MwSt)

Einzelbeiträge (von 2006 bis 1998): € 25,00 (+ 19% MwSt)

* **Verpackung und Versand:** Deutschland € 25,00 • Europa € 21,00 • Luftpost (weltweit) € 43,00

Umschlaggestaltung:

Edwin Grondinger (edwin.grondinger@abavo.de)
 abavo GmbH, D-86807 Buchloe

Satz und Lithographie: ML Publishing Ltd. (moira.ledger@t-online.de)
 D-86899 Landsberg

Druck: VeBu Druck + Medien GmbH, D-88427 Bad Schussenried
<http://www.vebu-gmbh.de>

Urheberrecht: © 2007, ecomed verlag (Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm GmbH), D-86899 Landsberg. Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und Verbreitung sowie der Übersetzung, vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form (durch Fotokopie, Mikrofilm oder ein anderes Verfahren) ohne schriftliche Genehmigung des Verlages reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme gespeichert, verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden. Der Inhalt dieses Heftes wurde sorgfältig erarbeitet; jedoch sind Fehler nicht vollständig auszuschließen. Aus diesem Grund übernehmen Autoren, Herausgeber und Verlag keine Haftung für die Richtigkeit von Angaben, Hinweisen und Ratschlägen.

ecomed



DR. FINTELMANN UND DR. MEYER GMBH

Chemische und biologische Handelslaboratorien

**ANALYSEN
GUTACHTEN
FORSCHUNG**

Dr. Fintelmann und Dr. Meyer GmbH wurde 1923 in Hamburg gegründet und beschäftigt mittlerweile etwa 50 Mitarbeiter. Unsere Tätigkeitsbereiche umfassen die chemische und biologische Untersuchung von pharmazeutischen Produkten, Lebensmitteln, Kosmetika, Mineralöl und Umweltproben. Es liegt eine Akkreditierung nach DIN EN ISO/IEC 17025 (DAP) vor. Die Akkreditierung in den Bereichen

Mikrobiologie und Ökotoxikologie ist als flexibel ausgesprochen und umfasst die Modifizierung, sowie Neu- und Weiterentwicklung von Prüfverfahren. Im Bereich der Ökotoxikologie arbeiten wir an verschiedenen Forschungsprojekten in Kooperation mit Universitäten, Instituten und Behörden. Routinemäßig führen wir aquatische Tests durch und bewerten Baggergut.



Dr. Fintelmann und Dr. Meyer GmbH, Mendelssohnstrasse 15 D, 22761 Hamburg. Tel. 040 899 664-0
www.fintelmann-meyer.de

- ECOTOXICOLOGY
- BIODEGRADABILITY
- ANALYTICAL CHEMISTRY
- PHYS. & CHEM. PROPERTIES
- RESIDUE ANALYSIS & FIELD STUDIES
- METABOLISM STUDIES
- ENVIRONMENTAL FATE
- MESOCOSM STUDIES
- BIOACCUMULATION
- EFFICACY TESTING

**DR. U. NOACK
LABORATORIEN**

**YOUR PARTNER
FOR CONTRACT RESEARCH
AND EXPERIMENTAL SERVICES
SINCE 1986**



IN COMPLIANCE WITH GLP

Käthe-Paulus-Straße 1
D-31157 Sarstedt
Tel.: +49 (0) 50 66 / 70 67-0
Fax: +49 (0) 50 66 / 70 67-89
info@noack-lab.de
www.noack-lab.de
www.reach-alliance.de

Grußadressen – 10 Jahre SETAC GLB

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.182>

Prof. Dr. Margret Wintermantel, Präsidentin der Hochschulrektorenkonferenz (HRK), Bonn

Der SETAC GLB kann als ein 'grenzüberschreitendes' Kommunikationsforum von und für Fachleute aus den drei Säulen Behörden, Wirtschaft und Wissenschaft bezeichnet werden.



Für die Hochschulrektorenkonferenz ist SETAC Europe und speziell SETAC GLB seit vielen Jahren ein zuverlässiger und geschätzter Partner

Grenzüberschreitende Kooperationen für die Umwelt. Die SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) ist eine weltweit agierende wissenschaftliche Gesellschaft, die als Hauptziel die Förderung von Forschung, Lehre und Ausbildung auf den Gebieten der Ökotoxikologie und Umweltchemie in all ihren Facetten verfolgt. Der deutschsprachige Zweig dieser Gesellschaft feiert sein zehnjähriges Jubiläum, zu dem die Hochschulrektorenkonferenz, als Stimme der Hochschulen gegenüber Politik und Öffentlichkeit, herzlich gratuliert. Das Engagement des SETAC GLB für Forschung, Lehre und wissenschaftliche Weiterbildung im Umweltbereich ist bemerkenswert. Der SETAC GLB kann als ein 'grenzüberschreitendes' Kommunikationsforum von und für Fachleute aus den drei Säulen Behörden, Wirtschaft und Wissenschaft bezeichnet werden. Insbesondere die deutschsprachigen Jahrestagungen bieten jungen Nachwuchswissenschaftlern die Möglichkeit, ihre Ergebnisse vor einem großen Fachpublikum zu präsentieren. Durch die gemeinsame Initiierung einer Prostradualfortbildung zum Fachökotoxikologen SETAC/GDCh trägt der SETAC GLB zur Verbesserung der Ausbildung des wissenschaftlichen Nachwuchses und der wissenschaftlichen Weiterentwicklung der Ökotoxikologie entscheidend bei.

Für die Hochschulrektorenkonferenz ist SETAC Europe und speziell SETAC GLB seit vielen Jahren ein zuverlässiger und geschätzter Partner, um eine grenzüberschreitende Kooperation zwischen den Universitäten aus Deutschland, Österreich, Montenegro und Albanien im Bereich Umweltwissenschaften am Shkodra-See umzusetzen. Im Projekt EULIMNOS wurden problemgetriebene Fragestellungen der Aquatischen Toxikologie und Ökologie eingesetzt, um eine Zusammenarbeit von Universitäten in Südosteuropa anzuregen und Nachwuchswissenschaftlern aus dieser Region den Aufbau eigener Arbeitsgruppen und umweltwissenschaftlicher Curricula zu ermöglichen. Das Motto 'Environmental quality through science' konnten Nachwuchswissenschaftler aus Montenegro und Albanien bei Besuchen von Jahrestagungen von SETAC Europe und SETAC GLB kennen lernen und auch die im Projekt gemeinsam erarbeiteten Forschungsergebnisse vorstellen.

Jetzt kann dieses Motto über das neulich errichtete 'Eco-Education-Centre' in Virpazar, Montenegro aktiv genutzt werden, um die Umweltforschung in Südosteuropa international zu gestalten!

Prof. Dr. Andreas Troge, Präsident des Umweltbundesamtes (UBA), Dessau

Die Gründung der SETAC GLB ermöglichte somit einen intensiveren Austausch über Fragestellungen mit regionalem Bezug, ohne dabei die immer wichtiger werdende europäische und weltweite Perspektive der Umweltfragen zu vernachlässigen.



Außerdem hoffe ich auf eine Fortführung des – aus Sicht des Umweltbundesamtes – zuweilen kontroversen, aber im Ergebnis meist fruchtbaren wissenschaftlichen Dialogs im Dienst der Umwelt.

Zehn Jahre wissenschaftlicher Dialog im Dienst der Umwelt. Seit zehn Jahren initiiert und organisiert die SETAC GLB (SETAC Europe – German Language Branch e.V.) erfolgreich den Dialog zwischen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern aus dem deutschsprachigen Raum zu Fragen der Umweltchemie und Ökotoxikologie.

Was zeichnet diesen deutschsprachigen Zweig aus? Botanisch geantwortet: Es ist ein junger und kräftig wachsender Zweig, der dennoch seine Wurzeln nicht vergisst. Das heißt: Die regionalen Aktivitäten in Deutschland, Österreich und der Schweiz sind in das starke Netzwerk der europäisch und weltweit agierenden SETAC eingebunden. Die Gründung der

SETAC GLB ermöglichte somit einen intensiveren Austausch über Fragestellungen mit regionalem Bezug, ohne dabei die immer wichtiger werdende europäische und weltweite Perspektive der Umweltfragen zu vernachlässigen. Das SETAC-Motto ist eindeutig formuliert: "Environmental quality through science". Hier verpflichtet sich die Wissenschaft explizit, gesellschaftliche Verantwortung zu übernehmen – ein hoher und lobenswerter Anspruch, der in der Praxis nicht immer einfach einzulösen ist. Die Ausgestaltung wirkungsvoller Maßnahmen zum Schutz des Menschen und der Umwelt vor potenziell gefährlichen Chemikalien – etwa die neue EU-Chemikaliengesetzgebung REACH – oder die Entwicklung des Leitbildes einer 'Nachhaltigen Chemie' sind gesellschaftliche Aufgaben, bei denen die Wissenschaft zwar eine wichtige, aber nicht die alleinige Rolle spielt. Diese Realität spiegelt die Or-

ganisation der SETAC in Form einer gleichberechtigten Beteiligung von Expertinnen und Experten aus unterschiedlichen Interessengruppen (Wissenschaft, Industrie, Behörden) wider. Damit sind elementare Voraussetzungen für ein Vertrauen der Öffentlichkeit in wissenschaftlich begründete Entscheidungen zu Chemikalienrisiken in der SETAC angelegt: Transparenz und Partizipation. Aus diesem Grund engagieren sich Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Umweltbundesamtes seit der Gründung des deutschsprachigen Zweiges im Vorstand, auf den Jahrestagungen oder in der Fachökotoxikologen-Ausbildung. Ich wünsche der SETAC GLB weiterhin viel Erfolg bei ihrer Arbeit. Außerdem hoffe ich auf eine Fortführung des – aus Sicht des Umweltbundesamtes – zuweilen kontroversen, aber im Ergebnis meist fruchtbaren wissenschaftlichen Dialogs im Dienst der Umwelt.

Dr. Gerd Romanowski, VCI-Geschäftsführer Wissenschaft, Technik und Umwelt, Frankfurt

... feiert seinen zehnten Geburtstag und legt aus diesem Anlass ein bemerkenswertes Sonderheft der Zeitschrift UWSF – Z Umweltchem Ökotox zur 'Entwicklung von Umweltchemie und Ökotoxikologie im deutschsprachigen Raum' vor.



Danken möchte der VCI auch für die verschiedenen Initiativen von SETAC GLB zur Verbesserung der Ausbildungssituation von Nachwuchswissenschaftlern.

10 Jahre SETAC GLB – Wissenschaftlicher Dialog zwischen Behörden, Industrie und Wissenschaft. Die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) ist eine der herausragenden weltweit agierenden wissenschaftlichen Gesellschaften, die für Ökotoxikologie und Umweltchemie in all ihren Facetten steht. Der Aufbau von SETAC aus den drei Säulen Behörden, Wirtschaft/Industrie und Wissenschaft und das praxisorientierte Engagement von Vertretern aus diesen Bereichen haben die Akzeptanz der Gesellschaft gefördert und ihr internationale Anerkennung verschafft. Der gemeinnützige Verein SETAC Europe – German Language Branch e.V. (SETAC GLB), ein regionaler Zweig der SETAC, feiert seinen zehnten Geburtstag und legt aus diesem Anlass ein bemerkenswertes Sonderheft der Zeitschrift UWSF – Z Umweltchem Ökotox zur 'Entwicklung von Umweltchemie und Ökotoxikologie im deutschsprachigen Raum' vor.

Der VCI gratuliert der SETAC GLB herzlich zu ihrem 10-jährigen Bestehen und dankt SETAC für die fruchtbare Zusammenarbeit in dem letzten Jahrzehnt. SETAC GLB hat wesentlich zur Etablierung einer konstruktiven Diskussionskultur zwischen Industrie, Behörden und Wissenschaft beige-

tragen. Die Jahrestagungen des deutschsprachigen Zweiges der SETAC zeichnen besonders das Neben- und Miteinander von grundlagen- und praxisorientierten Studien der Bereiche Ökotoxikologie und Umweltchemie aus. Insbesondere die Podiumsdiskussionen und 'Round table'-Gespräche zu regulatorischen Belangen und der Umsetzung von REACH sind hier positiv zu erwähnen. Danken möchte der VCI auch für die verschiedenen Initiativen von SETAC GLB zur Verbesserung der Ausbildungssituation von Nachwuchswissenschaftlern. Hier zeigt es sich, dass das gemeinsam von SETAC GLB und der GDCh Fachgruppe 'Umweltchemie und Ökotoxikologie' getragene Postgradualstudium mit zertifiziertem Abschluss als Fachökotoxikologe GDCh/SETAC hervorragend angenommen wurde und ein wichtiger Beitrag zur Umsetzung der von Umweltbundesamt und Industrie geforderten besseren Ausbildung in der Ökotoxikologie ist. Auch der jährlich ausgeschriebene, vom VCI in diesem Jahr wieder unterstützte, und mit 3000 € dotierte Nachwuchsförderpreis der SETAC GLB, und die Jobbörsen bei den Jahrestagungen sind wichtige Bausteine für eine Nachwuchsförderung in Umweltchemie und Ökotoxikologie.

Autoren der Sonderausgabe UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19, Nr. 1, 2007

Entwicklung von Umweltchemie und Ökotoxikologie im deutschsprachigen Raum – 10 Jahre SETAC-GLB –

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.185>

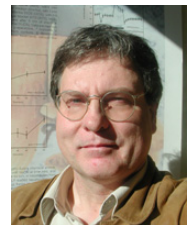
Bias, Wolf-Rüdiger (S. 24–29)

Dr. Wolf-Rüdiger Bias trat nach mehrjähriger Forschungstätigkeit zum Metabolismus von Schwermetallverbindungen an der Universität Hamburg und am Kernforschungszentrum Geesthacht 1981 in die BASF Aktiengesellschaft ein. Er arbeitete in diversen Themenfeldern wie Testmethodenentwicklung, Risikobewertung, Chemikalienrecht und -politik. Seit 2002 leitete er das Arbeitsgebiet Chemikalienrecht und Produktsicherheit. Im Jahre 2007 wird er in den aktiven Ruhestand wechseln.



Dallinger, Reinhard (S. 35–42)

Prof. Dr. Reinhard Dallinger forscht und lehrt am Institut für Zoologie, Abt. Ökophysiologie der Universität Innsbruck. Schwerpunkte seiner Forschung sind unter anderem Fragestellungen im Zusammenhang mit der molekularen Anpassung von tierischen Organismen an Schadstoff-Stress auf Art- und Populations-Niveau; der multifunktionellen Rolle der Metallothioneine bei der Stressbewältigung und ihrer molekularen Regulation; der Entwicklung von Biomarkern zur Erfassung von Umweltbelastungen; und dem Einsatz tierischer Organismen als Bioindikatoren im Biomonitoring von toxischen Metallen. SETAC-Mitglied und aktive Mitgliedschaft im 'World Awards Committee' der SETAC. Board-Mitglied der 'European Society for Comparative Biochemistry and Physiology' (ESCPB).



Ebke, Klaus Peter (S. 2A und S. 71–72)

Dr. Klaus Peter Ebke ist Diplom Biologe. Seit 1996 ist er in der Auftragsforschung mit dem Schwerpunkt Freiland-Mesokosmen für Pflanzenschutzmittelprüfungen tätig. 2001 trat er dem geschäftsführenden Vorstand der SETAC Europe (GLB) bei, leitet die Geschäftsstelle von SETAC GLB und organisiert den Postgradualstudiengang zum Fachökotoxikologen unter der Trägerschaft der Gesellschaft Deutscher Chemiker e.V. sowie der SETAC GLB. Seit 2002 ist er Begründer und wissenschaftlicher Leiter des GLP-zertifizierten Instituts für Gewässerschutz MESOCOSM GmbH, Homberg (Ohm). Neben seiner Tätigkeit in der Ökotoxikologie ist er Lehrbeauftragter der Universität Münster. Seit 2003 gehört er zum Herausbergremium der UWSF.



Heute ist das Institut mit seinem 14-köpfigen Team, zu dem auch Doktoranden und Diplomanden gehören, fest etabliert und bearbeitet vornehmlich Aufträge aus Industrie und öffentlichen Einrichtungen.

Förstner, Ulrich (S. 58–70)

Prof. Dr. Ulrich Förstner leitete den Arbeitsbereich Umweltschutztechnik (jetzt: Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft) der Technischen Universität Hamburg-Harburg bis zu seiner Pensionierung im Frühjahr 2005. Sein Interesse gilt weiterhin der Sedimentforschung, mit Schwerpunkt auf lokalen, regionalen und flussgebietsübergreifenden Maßnahmen bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Ulrich Förstner ist Editor-in-Chief für den Bereich 'Sediments' des 'Journal of Soils and Sediments'.



Frische, Tobias (S. 49–57)

Dr. Tobias Frische, Mitherausgeber der Sonderausgabe, ist Diplom-Biologe und seit 2005 wissenschaftlicher Mitarbeiter im Fachgebiet 'Ökotoxikologische Bewertung von Stoffen' des Umweltbundesamtes (UBA) in Dessau. Derzeitiger Arbeitsschwerpunkt ist die Bewertung von Pflanzenschutzmitteln und ihren Wirkstoffen. Von 1998 bis 2005 ökotoxikologische Forschungsarbeiten am Zentrum für Umweltforschung und -technologie (UFT) und am Institut für Zellbiologie, Biochemie und Biotechnologie der Universität Bremen. 2001 Promotion zu einem Bodenökotoxikologie-Thema. Besuchte 1997 als Diplomand die Gründungstagung der SETAC GLB in Aachen, seitdem regelmäßige Teilnahme an SETAC-Konferenzen (GLB und EU). Er wurde 2006 als Behördenvertreter in den Vorstand der SETAC GLB gewählt. Seit 2007 UWSF-Mitherausgeber (Subject-Editor 'Regulatorische Ökotoxikologie').




Giger, Walter (S. 11–23)

Prof. Dr. Walter Giger forschte 33 Jahre lang bis zu seiner Pensionierung im Herbst 2005 an der Eawag in Dübendorf, Schweiz. Mit seiner Arbeitsgruppe leistete er viel beachtete Beiträge zu Analytik, Verhalten und Verbleib von chemischen Problemstoffen (aromatische Kohlenwasserstoffe, chlorierte Lösemitel, Wasch- und Reinigungsmittel, Antibiotika) in der Umwelt. Er war 1986 als analytischer Umweltchemiker an der Eawag tätig und Sachbearbeiter in den Gutachteraufträgen der Eawag im Zusammenhang mit dem Brand in Schweizerhalle. Wie aus dem vorliegenden Beitrag zu ersehen ist, heißt für Walter Giger Ruhestand mitnichten Stillstand.


Heimbach, Fred (S. 9–10 und S. 43–48)

Dr. Fred Heimbach ist mehr als 25 Jahren in der Ökotoxikologie aktiv, von 1979 bis Anfang 2007 im Dienst der Firma Bayer (Crop Science) mit dem Arbeitsschwerpunkt 'Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln'. Er war an der Gründung der europäischen SETAC beteiligt, in deren Vorstand er lange Zeit mitgewirkt hat – zuletzt als Präsident. Fred Heimbach bleibt der Ökotoxikologie und der SETAC u.a. als Organisator von Workshops und Tagungen erhalten.


Heininger, Peter (S. 58–70)

Dr. Peter Heininger leitet die Abteilung 'Qualitative Gewässerkunde' in der Bundesanstalt für Gewässerkunde. Sein wissenschaftliches Hauptinteresse gilt seit nahezu 20 Jahren dem Nachweis des Vorkommens und der Wirkung von Schadstoffen in Gewässern, dem Umweltverhalten von Sedimenten und damit verbundenen angewandten Fragestellungen wie das Baggergutmanagement. Peter Heininger ist Wissenschaftlicher Sekretär der 'Water Quality Commission' der IAHS und Mitglied der Lenkungsgruppe des Europäischen Sedimentnetzwerks SedNet.


Heise, Susanne (S. 58–70)

Dr. Susanne Heise, Projektleiterin des Beratungszentrums für Integriertes Sedimentmanagement (BIS) an der TU Hamburg-Harburg, koordinierte die Arbeitsgruppe 'Sediment Risk Management and Communication' im Europäischen Sedimentnetzwerk SedNet und ist seit 2004 Mitglied der SedNet Steering Group. Ihr Interesse ist die integrierte Bewertung ökotoxikologischer, chemischer, hydrologischer und ökologischer Informationen zur Risikobetrachtung von Sedimenten in Flussgebieten und Küstenzonen. Sie ist Mitglied des Editorial Board der SETAC-Zeitschrift 'Integrated Environmental Assessment and Management' (IEAM) und Subject Editor für den Bereich 'Risikobewertung kontaminierter Sedimente' des 'Journal of Soils and Sediments'.


Hitzfeld, Bettina (S. 2A)

Dr. Bettina Hitzfeld ist wissenschaftliche Mitarbeiterin in der Sektion Industriechemikalien im Bundesamt für Umwelt in Bern. Sie hat während 20 Jahren in den Bereichen Umwelttoxikologie von Schwermetallen, Luftschadstoffen sowie von Cyanobakterientoxinen und Mikroverunreinigungen wie Pharmaka in Gewässern gearbeitet. In der Regulatorischen Ökotoxikologie ist sie involviert in der Pflanzenschutzmittelbewertung sowie in der Umweltrisikobewertung von Human- und Veterinärpharmaka. Außerdem arbeitet sie in internationalen Chemikalienübereinkommen wie den UNO Stockholm und Rotterdam Konventionen als nationale Expertein mit.

Sie ist Subject Editorin der UWSF – Z Umweltchem Ökotox und hier verantwortlich für: Stoffe, Industriechemikalien, internationale Umweltabkommen, regulatorische Ökotoxikologie (Pflanzenschutzmittel, Veterinär- und Humanpharmaka), Toxine.

Hollert, Henner (S. 2A, S. 58–70 und S. 71–72)

Dr. Henner Hollert, Mitherausgeber der Sonderausgabe, leitet die Arbeitsgruppe 'Sedimenttoxikologie und integriertes Umweltmonitoring' in der Sektion Aquatische Toxikologie & Ökologie (Prof. Dr. Thomas Braunbeck) am Zoologischen Institut (Prof. Dr. Dr. h.c. Volker Storch) der Universität Heidelberg. Er beschäftigt sich mit zellbasierter wirkungsorientierter Analytik und der ökotoxikologischen Gefährdungsabschätzung in aquatischen und terrestrischen Systemen. Schwerpunkte sind Sedimenttoxikologie, die ökologische Systemanalyse mittels Weight-of-Evidence-Ansätzen, Hochwasseranalysen, Bioassay-dirigierten Fraktionierungen sowie die Bewertung komplexer Datenmatrices. Seit 2002 ist er im geschäftsführenden Vorstand des SETAC GLB, 2004 amtierte er hier als Präsident und gehört der Lenkungsgruppe der SEDNet/SETAC Europe Sediment Advisory Group an. Er ist wesentlich an der Entwicklung der deutschsprachigen Postgradualfortbildung GDCh/SETAC beteiligt und einer der drei SETAC GLB-Vertreter im Lenkungsgremium. Seit 2005 ist er Herausgeber von UWSF – Z Umweltchem Ökotox und in den Herausbergremien von Env Sci Pollut Res (ESPR) und J Soils Sediments (JSS) als Principal- bzw. Subject-Editor engagiert.

**Keiter, Steffen (S. 58–70)**

Steffen Keiter arbeitet seit 2002 in der Sektion Aquatische Toxikologie und Ökologie am Institut für Zoologie der Universität Heidelberg. Schwerpunkte seiner Arbeit sind eine Weight-of-Evidence-Studie, um den Fischrückgang in der Oberen Donau zu klären und die Klassifizierung von Ergebnissen aus Sedimentbiotests in integrativen Bewertungskonzepten.

**Liess, Matthias (S. 7–8)**

PD Dr. Matthias Liess ist Leiter des Departments 'System Ökotoxikologie' am UFZ (Umweltforschungszentrum) in Leipzig. Sein Interesse ist die Abschätzung und Vorhersage der Wirkung von Toxinen in aquatischen Systemen. Grundlagen seiner Arbeit sind die Berücksichtigung ökologischer Prozesse wie Kombinationswirkungen von anthropogenen und natürlichen Stressoren, biologische Interaktion und Wiederbesiedlung auf Landschaftsebene. Er ist langjähriges aktives SETAC-Mitglied und organisierte 1996 eine Tagung der deutschsprachigen Ökotoxikologen, die zur Gründung des SETAC German Language Branch (GLB) im Jahre 1997 führte.

**Ratte, Hans Toni (S. 7–8 und S. 30–34)**

Prof. Dr. Hans Toni Ratte betreibt seit über 25 Jahren Forschung und Lehre an der RWTH Aachen. Seine ökotoxikologischen Forschungsinteressen liegen im Bereich der Aquatik, mit Fokus auf Mesokosmen und ökologische Modellierung. Er ist langjähriges aktives SETAC-Mitglied: So war er Gründungspräsident der SETAC GLB 1997, im darauf folgenden Jahr Präsident der SETAC Europe.

**UBA (S. 49–57)**

Autoren des UBA-Beitrages: PD Dr. Jan Ahlers war von 1985 bis 2007 für das Umweltbundesamt in der Risikobewertung von Chemikalien aktiv und leitete zuletzt das Fachgebiet 'Ökotoxikologische Bewertung von Stoffen', dem auch Dr. Tobias Frische seit 2005 angehört. Seit achtzehn Jahren im UBA tätig, übernahm Dr. Andreas Gies Anfang 2007 die Leitung der Abteilung für Umwelthygiene, davor leitete er die Abteilung 'Risikobeurteilung'. Dr. Carola Kussatz leitet das Fachgebiet 'Untersuchung und Bewertung wassergefährdender Stoffe' in Berlin-Marienfelde. Dr. Christoph Schulte ist Ökotoxikologe und bewertete im UBA von 1998 bis 2003 die Umweltrisiken von Pflanzenschutzmitteln und ihren Wirkstoffen; anschließend wechselte er in das Fachgebiet 'Umweltprüfung alte und neue Stoffe'. Dr. Hans-Christian Stolzenberg ist seit zehn Jahren UBA-Mitarbeiter, gegenwärtig mit dem Schwerpunkt ökotoxikologische Stoffbewertung. Alle Autoren sind Mitglieder der SETAC Europe und unterschiedlich in der SETAC GLB aktiv (Vorstand, Tagungsorganisation, Postgradualstudium).



Editorial vom SETAC GLB Vorstand

10 Jahre SETAC GLB: Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft

Tobias Frische^{1*}, Carsten Brühl², Klaus Peter Ebke³, Bettina Hitzfeld⁴, Udo Hommen⁵, Katja Knauer⁶, Werner Manz⁷, Kristin Radke⁸, Martina Roß-Nickoll⁹ und Henner Hollert^{10**}

¹ Umweltbundesamt (UBA), Fachgebiet IV 2.4 – Ökotoxikologische Bewertung, Wörlitzer Platz 1, D-06844 Dessau

² Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Fortstraße 7, D-76829 Landau

³ Institut für Gewässerschutz MESOCOSM GmbH, Neu Ulrichstein 5, D-35315 Homberg (Ohm)

⁴ Bundesamt für Umwelt, Abt. Stoffe, Boden, Biotechnologie, CH-3003 Bern

⁵ Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie, D-57377 Schmallenberg,

⁶ Universität Basel, Programm Mensch, Gesellschaft, Umwelt (MGU), Vesalgasse 1, CH-14051 Basel

⁷ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Mainzer Tor 1, D-56068 Koblenz

⁸ BASF Aktiengesellschaft, G-MEC/R, Li 725 0.107, D-67056 Ludwigshafen

⁹ Institut für Umweltforschung, RWTH Aachen, Worringerweg 1, D-52074 Aachen

¹⁰ Institut für Zoologie, Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 230, D-69120 Heidelberg

*tobias.frische@uba.de, **hollert@uni-heidelberg.de

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.171>

Liebe Leserinnen, liebe Leser,

vor 10 Jahren wurde in Aachen der deutschsprachige Zweig der europäischen Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC Europe – German Language Branch, SETAC GLB) offiziell gegründet.

Dieses Jubiläum vor Augen, entschloss sich der Vorstand der SETAC GLB Anfang letzten Jahres, eine Festschrift herauszugeben. Sie liegt Ihnen jetzt als erstes Sonderheft der UWSF – Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie vor. Der Titel 'Entwicklung von Umweltchemie und Ökotoxikologie im deutschsprachigen Raum – 10 Jahre SETAC GLB' transportiert den Grundgedanken zur inhaltlichen Gestaltung: Mit dem Sonderheft möchten wir alle Leserinnen und Leser einladen sich an einer offenen, konstruktiven und kritischen Diskussion zu beteiligen über die Entwicklung und Bedeutung unserer Fachdisziplin und der SETAC GLB in Wissenschaft und Gesellschaft. Gleichzeitig soll diese Ausgabe eine Standortbestimmung der Ökotoxikologie und Umweltchemie im deutschsprachigen Raum sein und als Unterrichtsmaterial für die universitäre Lehre und den wissenschaftlichen Nachwuchs eingesetzt werden können.

Den nötigen Schwung erzeugen die Autoren mit ihren Übersichts- bzw. Diskussionsbeiträgen, in denen subjektive Meinungsäußerungen explizit erwünscht waren. Sollten Sie, liebe Leserinnen und Leser, sich zur öffentlichen Kommentierung oder Widerrede aufgefordert fühlen, so senden Sie Ihre Stellungnahme zu einzelnen Beiträgen oder der ganzen Ausgabe an die beiden Herausgeber dieses Sonderheftes, Tobias Frische und Henner Hollert. Es ist vorgesehen, eingehende Diskussionsbeiträge aus der Leserschaft – je nach Umfang in gekürzter oder ungekürzter Form – in den nächsten regulären Ausgaben der UWSF zu veröffentlichen. Denn: Dialog statt Monolog ist die Intention dieser Sonderausgabe.

Damit wird auch eine Forderung aufgegriffen, die in den letzten Jahren im Anschluss an die Jahrestagungen der SETAC GLB häufiger zu hören war: Dass für (nicht nur fachwissenschaftliche) Diskussionen mehr Zeit eingeräumt werden sollte – sowohl zur Diskussion vor den Postern als auch nach den Vorträgen. Auch die Session, die zum Thema dieses Sonderheftes bereits auf der SETAC GLB Tagung im September 2006 in Landau veranstaltet wurde, litt an Zeitmangel: Die Vortragenden hatten allesamt soviel Spannendes zu berichten, dass es ihnen schwer fiel, die (zugegebenermaßen knapp bemessene) Redezeit einzuhalten.

Die Veröffentlichung der als Manuskript ausgearbeiteten Vorträge in diesem Sonderheft bietet jetzt die Chance, die Diskussion wieder aufzunehmen. Diskutieren Sie also mit Walter Giger die Bedeutung der Brandkatastrophe von Schweizerhalle 1986 für Umwelt und Umweltforschung oder mit Fred Heimbach die Entwicklung der Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln in den vergangenen 25 Jahren. Folgen Sie der Reflexion von Wolf-Rüdiger Bias über Umweltbewusstsein und Ökotoxikologie in der Gesellschaft und stellen Sie sich der kritischen Frage von Hans Toni Ratte, ob Ökotoxikologie eher 'Eco-Speak' oder Wissenschaft ist. Widmen Sie sich mit Reinhard Dallinger am Beispiel der Metallothioneine dem Spannungsfeld zwischen Grundlagenforschung und Anwendung

in der Umweltoxikologie. Ein Beitrag aus dem deutschen Umweltbundesamt (Frische et al.) lädt zur Diskussion ein über die Rolle der Ökotoxikologie auf dem Gebiet der Chemikaliengesetzgebung und -regulierung, und Henner Hollert und Koautoren präsentieren ihre Überlegungen zu Defiziten und aktuellen Entwicklungen im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Wir freuen uns, dass es gelungen ist, sowohl Beiträge aus den in der SETAC vertretenen Interessengruppen (Hochschulen, Industrie und Behörden), als auch aus Deutschland, der Schweiz und Österreich – den klassischen Bereichen der UWSF – zu gewinnen. Ergänzt werden diese Hauptbeiträge von Artikeln, die sich speziell der SETAC GLB widmen: So zeichnen mit Hans Toni Ratte und Matthias Liess, zwei Akteure der ersten Stunde, die Gründung und den Werdegang der SETAC GLB nach, und Fred Heimbach veranschaulicht die Einbindung des deutschsprachigen Zweiges in die europäische und weltweite SETAC. Bettina Hitzfeld und Koautoren runden den informativen Rückblick ab mit ihrem Beitrag über die Jahrestagungen und das Vorstandspersonal der SETAC GLB in den vergangenen 10 Jahren. Peter Ebke und Henner Hollert berichten über die erfolgreiche Realisierung der Fachökotoxikologen-Ausbildung von SETAC GLB / GDCh im Rahmen eines Postgradualstudienganges.

Die Autorinnen und Autoren bleiben aber nicht bei der 'historischen Perspektive' stehen, sondern schauen nach vorn und liefern Fragen sowie wertvolle Denkanstöße. Besonders hinweisen möchten wir auf die Beiträge von Hans Toni Ratte und den Autoren des UBA, in denen die Situation der **Forschungsförderung** in Umweltchemie und Ökotoxikologie (in Deutschland) thematisiert wird. Die zusehends begrenzten öffentlichen Mittel und die fehlende Koordination der Forschung sind Themen, die intensiv diskutiert werden sollten. Wir sehen die SETAC GLB hier aufgefordert, einen Beitrag zur Verbesserung der Situation zu leisten. In diesem Zusammenhang sollte auch diskutiert werden, dass möglicherweise Nachholbedarf im Hinblick auf die öffentliche Wahrnehmung unserer Fachthemen besteht ('Public understanding of science'). Mehr Profil zeigen, lautet hier das Motto. Parallel gilt es, erfolgreiche Aktivitäten der SETAC GLB fortzusetzen – insbesondere zur Förderung des wissenschaftlichen Nachwuchses (Postgradualstudium, Netzwerk Nachwuchsinitiative, Förderpreise für die besten Doktor- und Diplomarbeiten sowie Vorträge, Jobbörsen).

Abschließend möchten wir allen Autoren sowie Gutachtern einen herzlichen Dank für ihr Engagement aussprechen. Den im Heft erwähnten Sponsoren sei für die finanzielle Unterstützung des Druckes gedankt.

Wir würden uns freuen, wenn wir Sie, die Leserinnen und Leser dieses Sonderheftes, bei der SETAC GLB Jahrestagung 'Stoffbewertung in einer sich wandelnden Umwelt' im Jubiläumsjahr 2007 vom 12.–14. September 2007 am Umweltforschungszentrum in Leipzig begrüßen dürfen. Ein Ziel des vorliegenden Sonderheftes haben wir bisher nicht erwähnt: Es soll Ihnen Vorfreude auf die Vorträge, Diskussionen und die besonderen Aktionen der Jubiläumstagung 2007 schenken!

Der Vorstand der SETAC GLB

SETAC Europe (German Language Branch) e.V.

SETAC GLB – Gründung und Entwicklung

Hans-Toni Ratte¹ und Matthias Liess²

¹RWTH Aachen, Institut für Umweltforschung (Biologie V), Worringerweg 1, D-52056 Aachen (toni.ratte@bio5.rwth-aachen.de)

²UFZ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig (matthias.liess@ufz.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.175>

Idee der internationalen, multidisziplinären SETAC

Die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) versteht sich als eine internationale wissenschaftliche Gesellschaft auf dem Gebiet der Umweltwissenschaften, Ökotoxikologie und Umweltchemie. Sie hat das Ziel, das Verständnis für diese Fachgebiete in Forschung, Lehre und Ausbildung zu fördern, um hierdurch die Entwicklung von ökologisch akzeptablen Praktiken und Prinzipien zu unterstützen. So umfassend wie diese Themenkomplexe, so vielfältig sind die Expertisen der beteiligten Wissenschaftler. Neben der fachlichen Breite ist eine besondere Eigenschaft von SETAC, gezielt Mitglieder aus Industrie, Regierungsbehörden und Wissenschaft zu integrieren und in einem problemorientierten Dialog zu vereinen. Diese umfangreiche Behandlung umweltrelevanter Themen auf wissenschaftlicher und gesellschaftlicher Ebene ist einzigartig und macht einen großen Anteil der Kompetenz dieser Organisation aus.

Die SETAC GLB ist Teil einer weltumspannenden Organisation (SETAC World). So wurde die SETAC Europe 1989 gegründet und hat heute etwa 1200 Mitglieder. Von Anfang an existierte bereits die SETAC UK als mitgliedstarker regionaler Zweig. Neue Zweige kamen hinzu – zunächst der German Language Branch (GLB) im Jahre 1997. Erst in neuerer Zeit sind weitere regionale 'Branches' gegründet worden oder werden geplant (Zentral- und Osteuropa, Afrika, Italien, Spanien, Niederlande).

Alle zwei Monate erscheint SETAC Globe, eine Mitgliederzeitung. Jeden Monat erhalten die Mitglieder eine wissenschaftliche Zeitschrift, die 'Environmental Toxicology and Chemistry', die hohes internationales Ansehen genießt. Seit 2005 gibt SETAC vierteljährlich noch eine weitere Fachzeitschrift heraus, 'Integrated Environmental Assessment and Management'. SETAC Europe hat seit ihrer Gründung zahlreiche wissenschaftliche Veranstaltungen (Jahrestagungen, Workshops) mit zunehmender Attraktivität veranstaltet, was leicht an den ständig steigenden Teilnehmerzahlen abzulesen ist.

Die Gründung des German Language Branch (GLB)

Der deutschsprachige Zweig von SETAC Europe trat offiziell am 24. Februar 1997 in Aachen ins Leben. Matthias Liess, Otto Laring, Ralf Schulz und Herbert Köpp organisierten bereit im März 1996 eine erste deutsche 'Probe'tagung in Braunschweig und stellten ein sehr interessantes und vielseitiges Tagungsprogramm unter dem Motto 'Vom Labor zum Freiland' zusammen. Es registrierten sich mit etwa 130 Personen, deutlich mehr Teilnehmer als damalige SETAC Mitglieder im deutschsprachigen Raum. Das Interesse an der Tagung in Braunschweig und die rege Diskussion eines mögli-

chen Profils für die 'German SETAC' zeigten, dass eine deutschsprachige Sektion sinnvoll war und aktiv gewünscht wurde. Hans Toni Ratte und Matthias Liess erhielten das Mandat, die Gründung des deutschsprachigen 'Branch' zu organisieren.

Zunächst galt es einen Gründungsvorstand zusammenzuführen, der sowohl die SETAC-Ideale 'international' und 'dreiparteienumfassend' (Akademia, Industrie, Behörde), als auch eine bekannt fachkompetente und ausgewogene Zusammensetzung gewährleisten sollte. Folgende Damen und Herren konnten damals für den ersten Vorstand, der sich zahlenmäßig am SETAC Europe Council orientierte, gewonnen werden: Dr. Grade, Ciba Geigy, CH; Dr. Dohmen, BASF Limburgerhof; Dr. Knacker, ECT Flörsheim; Dr. Debus, Fraunhofer IUCT; Dr. Scholz, Hüls AG; Dr. Kussatz, UBA; Dr. Streloke, BBA; Dr. Pluta, UBA/BGA; Dipl.-Biol. Köpp, OECD; Prof. Dr. Hansen, TU Berlin; Dr. Ratte, RWTH Aachen; Dr. Liess, TU Braunschweig; Prof. Dr. Dallinger, Universität Innsbruck (Österreich); PD Dr. Fent, EAWAG Zürich (Schweiz); Prof. Dr. Nagel, TU Dresden und Dr. Oehlmann, IHI Zittau.

Obwohl der Name es vermuten lassen könnte, war von Anfang an keine nationale Organisation geplant. Es war zunächst sogar an einen westeuropäischen Zweig gedacht (SETAC Western Europe), der mindestens noch die Benelux-Staaten und möglicherweise Frankreich hätte umfassen können; jedoch zeigten zarte Annäherungsversuche in dieser Richtung keinen Erfolg. Zum Beispiel fühlten sich die zahlreichen niederländischen SETAC-Mitglieder in einer eigenen niederländischen nicht-SETAC-Organisation bereits gut aufgehoben, und in Frankreich waren kaum Ansprechpartner bekannt. Als ein Beispiel für ein gemeinsames Anliegen in dieser Region wäre die Belastungsproblematik der Ströme Rhein und Maas zu nennen, die einen Großteil des westeuropäischen Naturraums prägen, was auf einer westeuropäischen SETAC-Plattform von allen Anliegern sehr gut hätte diskutiert werden können.

Aus diesem Grunde gestaltete sich auch die Namensfindung für den neuen Zweig als schwierig, was schließlich zu dem etwas merkwürdigen und länglichen Namen 'German Language Branch' führte, welcher eher die Pflege der deutschen Sprache als die Sorge um die gemeinsamen Umweltinteressen in einer bestimmten Region suggeriert. Dennoch, der Zweig sollte auf jeden Fall international sein, und so blieb nur übrig, zunächst alle deutschsprachigen Mitteleuropäer (aus Österreich, der Schweiz und aus Deutschland) anzusprechen.

Die offizielle Gründungstagung 1997 in Aachen besuchten etwa ebenso viele Teilnehmer wie die erste Tagung in Braunschweig, obwohl mit 'Sediment und Boden – Gemeinsame ökotoxikologische Methoden und Bewertungen?' ein engeres Tagungsthema gewählt worden war. Da im Jahre Null der SETAC GLB

schon die zweite deutschsprachige SETAC Tagung stattfand, ergibt sich manchmal vielleicht etwas verwirrende Situation, dass die GLB in diesem Jahr ihren 10. Geburtstag auf der 12. Jahrestagung feiert. Die Jahrestagungen fanden in vielen Städten aus der Region des GLB statt: Zittau, Weißenstephan, Hamburg-Harburg, Berlin, Braunschweig (2 mal), Heidelberg, Aachen (2 mal), Basel und zuletzt in Landau. Wie die große Schwester, die Europäische SETAC-Jahrestagung, erfreut sich die GLB-Jahrestagung ständig steigender Beliebtheit und Teilnehmerzahlen. Mit der zunehmenden Wahrnehmung des GLB stieg auch die Mitgliederzahl der SETAC-Europe im deutschsprachigen Raum an.

Seit 2003 ist die UWSF auch als offizielles Organ des GLB anerkannt, was in den Zeiten der Gründung noch am Widerstand des SETAC Europe Council scheiterte.

Neben den allgemeinen, in der damaligen Satzung von SETAC Europe verankerten Zielen, formulierten die Gründungsväter und -mütter im Hinblick auf regionalspezifische Aktivitäten die folgenden Ziele (Originalzitate aus der damals verschickten Einladung zum Beitritt in den GLB):

1. 'Präsentation und Diskussion von Forschungsergebnissen spezifischer Umweltprobleme der Heimatregionen der Mitglieder;
2. Bereitstellung einer Schnittstelle zwischen regional ansässigen Behörden, Wirtschaftsunternehmen und Forschungseinrichtungen;
3. Organisation von Tagungen, Seminaren und Workshops zu möglichst niedrigen Kosten, damit Nachwuchswissenschaftler leichter teilnehmen können;
4. Fachliche Stellungnahmen zum Zustand und der Entwicklung der Umwelt in der Region;
5. Empfehlungen von Maßnahmen, die geeignet sind, Umweltschäden abzuwenden oder zu beseitigen;
6. Mitarbeit bei legislativen Vorhaben, wie Verordnungen, Normen-Aufstellung u.ä.;
7. Förderung der Nachwuchswissenschaftler auf den Gebieten der Umwelttoxikologie und Umweltchemie auch durch preiswerte Tagungen;
8. Förderung der Kontakte zwischen Nachwuchswissenschaftlern und möglichen Arbeitgebern (Jobbörse);
9. Pflege von Beziehungen zu entsprechenden anderen Ausschüssen und Verbänden, zu Behörden, Wirtschafts- und Industrieverbänden.'

Nach 10 Jahren ergibt sich nun die Gelegenheit, die bisherige Arbeit des GLB an den damals formulierten Zielen zu messen.

Wo stehen wir heute? Bilanz der 10jährigen Arbeit des GLB

Unserer Wahrnehmung nach wurden wichtige Beiträge zu den Teilzielen aus obiger Liste geleistet. Die Jahrestagung hat sich zu einem mehr und mehr akzeptierten Treffpunkt der drei 'Parteien' entwickelt. Es finden sich zudem viele Beiträge, die sich mit den Problemen aus der GLB-Region beschäftigen (Stichwort: EU-Wasserrahmenrichtlinie), für welche das GLB-Forum geeigneter ist als eine internationale Großtagung. Trotz eines größtenteils exzellenten Beiprogramms blieben die Kosten bisher erschwinglich – ein Aspekt, der vor Allem für junge Wissenschaftler mit geringem Einkommen von Bedeutung ist.

Zwar hat man auch heute noch den Eindruck, dass die Teilnahme von Vertretern aus Industrie und Behörden stärker sein könnte, aber man muss hier die Entwicklung seit der Grün-

dung sehen. Anfänglich stieß der GLB bei vielen Industrievertretern auf völlige Ablehnung ('wieder eine Tagung mehr') und Behördenvertreter schienen noch etwas Zeit zu brauchen, sich auf die offene Diskussionskultur von SETAC einzustellen. Dies hat sich sehr gewandelt. Mittelweile sitzen Vertreter aus allen Bereichen zusammen und debattieren, wie unlängst in Landau. Man mag geteilte Meinungen zu den Themen dieser Diskussionen haben, von vorrangiger Bedeutung ist aber, dass sie einen Kristallisationskeim für eine gemeinsame Meinungsbildung darstellen.

Sieht man sich jedoch die Präsentationen auf den Tagungen an, so ist eine zu große Dominanz der Forschungseinrichtungen sichtbar. Naturgemäß kann ein Übergewicht der Beiträge aus der Forschung nicht vermieden werden, denn dort werden viele Themen bearbeitet, die zudem meist 'unverfänglich' sind, dennoch scheinen uns Beiträge aus Behörden und vor allem Industrie noch viel zu selten zu sein. Man hat eher den Eindruck, dass die Vertreter aus diesen Bereichen sich in erster Linie alles vorführen lassen, was geforscht wurde. Um eine balancierte und transparente Diskussion zu erreichen, müssen sich alle Parteien mit Motivation und noch mehr Bereitschaft zur Offenheit einbringen.

Die Verleihung von Förderpreisen für herausragende Diplom- und Doktorarbeiten ist eine sehr sinnvolle Institution geworden, zumal das Preisgeld bereits so hoch ist, dass der Gewinner wirklich unterstützt wird. Sie entspricht voll den schon damals formulierten Zielen, junge Wissenschaftler zu unterstützen. Hierzu trägt auch die nun immer regelmäßiger stattfindende Jobbörse bei.

Im Gegensatz zu den bisher angesprochenen GLB-Aktivitäten, die weitgehend zielkonform sind, ist der Bereich der gutachterlichen und politischen Aktivitäten bisher nicht entwickelt. Fachliche Stellungnahmen zum Zustand und der Entwicklung der Umwelt in der Region, Empfehlungen von Maßnahmen zur Abwendung und Beseitigung von Umweltschäden sowie Mitarbeit bei legislativen Vorhaben (Verordnungen, Normen-Aufstellung) werden zwar von einzelnen Mitgliedern des GLB wahrgenommen, tragen aber bisher nicht den Stempel des SETAC GLB. Ein Teil dieser Aufgaben, die internationale Belange betreffen, ist sicher besser bei SETAC Europe aufgehoben und hier ist bereits viel auf europäischer Ebene geleistet worden – zum Beispiel im Rahmen der Entwicklung internationaler Richtlinien durch Workshops und Publikationen oder die Arbeit der Advisory Groups. Gleichwohl gibt es eine ganz Reihe von Belangen auf regionaler Ebene, die vom GLB mit beeinflusst werden könnten. Hierzu zählen vor allem die Formulierung von Umweltqualitätszielen und die Entwicklung von Konzepten zu deren Umsetzung. Hier könnte der GLB eine organisatorische Plattform bilden, das Thema anzugehen und zu besetzen.

Alles in allem ist der GLB ein ansehnlicher und liebenswerter 'Teenager' geworden. Das verdankt er dem freiwilligen und selbstlosen Einsatz von vielen motivierten Mitgliedern. Diesen gebührt Dank und hohe Anerkennung. Die oben eingeforderte Weiterentwicklung soll daher auch überhaupt nicht in dem Sinne interpretiert werden, dass diese Entwicklungsmöglichkeiten heute das Resultat von Versäumnissen in der Vergangenheit sind. Fast alle 'stehen unter Strom' und zahlen die für den GLB geleisteten Stunden mit Überstunden im Dienst oder Freizeitverzicht. 'Teenager' sind eben noch nicht ganz erwachsen, und so ist es auch mit dem GLB.

SETAC GLB im internationalen Verbund der SETAC

Zur Stellung der SETAC German Language Branch im internationalen Verbund der *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*

Fred Heimbach

Bayer CropScience, Ökotoxikologie, Alfred-Nobel-Str. 50, D-40789 Monheim (fred.heimbach@bayercropscience.com)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.176>

Schlagwörter: SETAC; SETAC Europe; SETAC German Language Branch; Society of Environmental Toxicology and Chemistry

Glückwunsch der SETAC GLB !

Als Past-Präsident von SETAC Europe möchte ich im Auftrag und Namen des SETAC Europe Council dem deutschsprachigen Zweig der SETAC zum 10-jährigen Bestehen gratulieren. Alle der vergangenen 11 Jahrestagungen der SETAC GLB waren nicht nur wissenschaftlich bemerkenswerte und herausragende Tagungen, sondern sie zeigen auch die zunehmende Bedeutung von SETAC in Deutschland und seinen angrenzenden deutschsprachigen Nachbarländern. Die Teilnehmerzahlen, das hohe wissenschaftliche Niveau der Tagungen und die intensiven Diskussionen zu aktuellen Umweltaspekten sind ein untrügliches Indiz für die Bedeutung dieser Gesellschaft in ökotoxikologischen Fragen in Mitteleuropa. Eines der Hauptziele der 'Gründungsväter und -mütter' der SETAC GLB war es, junge Nachwuchswissenschaftlerinnen und -wissenschaftler an nationale und internationale wissenschaftliche Konferenzen heranzuführen. Auch dieses Ziel ist mehr als erreicht: der Anteil junger Wissenschaftler an den Jahrestagungen der SETAC GLB ist hoch, sie sind aktiv und maßgebend an der Ausrichtung der Tagungen beteiligt, und sie sind überproportional an der Präsentation und Diskussion von wissenschaftlichen Erkenntnissen beteiligt. Ihre Motivation und Einsatzbereitschaft ist immer wieder bemerkenswert, und auch ihre Initiative bildet die Grundlage für den Erfolg der Gesellschaft. Ihnen allen gebührt Dank, insbesondere den vielen jungen Wissenschaftlern, die sich in der GLB engagieren oder sich an den Vorbereitungen und Ausrichtungen der Tagungen beteiligen.

Nach nun 10 Jahren braucht sich die GLB nicht hinter anderen regionalen Organisationen von SETAC Europe zu verstecken; im Gegenteil, sie kann Vorbild sein und ist bereits Vorbild für andere Regionen, in denen regionale Organisationen im Aufbau begriffen sind. Auch das Postgradualstudium 'Fachökotoxikologie' der SETAC GLB ist das erste derartige Fortbildungsprogramm einer Regionalorganisation von SETAC Europe (s. S. 71–72).

SETAC, die *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*

SETAC (www.setac.org) ist eine professionelle wissenschaftliche Gesellschaft ('not-for-profit'), die sich die Entwicklung

von Prinzipien und Regelungen zum Schutz, zur Verbesserung und zum Management eines nachhaltigen Umweltschutzes (Umweltqualität und Ökosystem-Integrität) zum Ziele gesetzt hat. Ihr Motto lautet: *Environmental quality through science*. SETAC stellt weltweit die zentrale Arena für Umweltwissenschaftler dar und fördert die Umsetzung von umweltwissenschaftlichen Erkenntnissen in politische Regelungen.

Die wichtigsten inhaltlichen Ziele von SETAC sind

- die Förderung der umweltwissenschaftlichen Forschung, Ausbildung, Kommunikation und Schulung,
- die Förderung der Umsetzung interdisziplinärer umweltwissenschaftlicher Erkenntnisse in den Umgang mit Chemikalien und anderen Stressoren,
- die Teilnahme an der wissenschaftlichen Kommunikation über die Exposition und Wirkung von Umweltstressoren, über ökologische Risikobewertung und ökologisches Risiko-Management, sowie über Lösungen für globale Umweltprobleme,
- die Bereitstellung eines interdisziplinären und internationalen Forums zur Kommunikation und zum Austausch von Wissenschaftlern aus unterschiedlichsten umweltbezogenen Fachbereichen und
- die Förderung der Entwicklung von Prinzipien und Regelungen für einen nachhaltigen Umgang mit der Umwelt unter Berücksichtigung angemessener ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte.

SETAC Mitglieder sind 'Umweltwissenschaftler' mit multidisziplinärem wissenschaftlichen Hintergrund (zumeist Biologen, Chemiker, Techniker, Toxikologen u.a.), die zum Beispiel in Forschungsinstituten, der Industrie, Beratungsbüros, Auftragslaboratorien oder Behörden arbeiten und die sich der Förderung 'guter Wissenschaft' verpflichtet fühlen. SETAC hat weltweit über 5.000 Mitglieder aus mehr als 80 Ländern aus allen Kontinenten, die in vier geographische Organisationen eingeteilt sind: Asien / Pazifik, Europa (einschließlich Afrika), Lateinamerika und Nordamerika. Die Organisation wurde 1979 in den USA gegründet, und bereits zehn Jahre später erfolgte die Gründung von SETAC Europe (mit Sitz in Brüssel). Heute hat SETAC Europe bereits mehr als 1.400 Mitglieder.



Abb. 1: SETAC hat mehr als 5000 Mitglieder aus mehr als 80 Ländern der Welt

Neben der SETAC GLB gibt es bereits drei weitere regionale Organisationen in Europa, und zwar in England, Italien und Zentral-Osteuropa. Für alle diese stellt SETAC Europe die gemeinsame Dachorganisation dar. SETAC-Mitglieder aus dem deutschsprachigen Raum sind gleichzeitig auch Mitglieder der SETAC GLB. Weitere lokale Organisationen in Europa sind im Aufbau begriffen. *SETAC Africa* wird zurzeit (noch) als regionale Organisation von SETAC Europe betreut, da *SETAC Africa* erst vor wenigen Jahren gegründet wurde und aufgrund der Heterogenität und des ökonomischen Hintergrunds von Afrika noch nicht als eigene Organisation bestehen kann.

Die Geschicke von SETAC Europe werden vom SETAC Europe Council geleitet, einem 18-köpfigen Gremium mit gleichstarker Besetzung aus akademischem, industriellem und behördlichem Hintergrund. Die Mitglieder dieses Gremiums werden für jeweils drei Jahre von der SETAC Europe Mitgliedschaft gewählt. Dieses Prinzip der Tripartheit gilt für alle Bereiche und Gremien von SETAC, so dass umweltbezogene wissenschaftliche Fragen von allen Bereichen gemeinsam diskutiert werden und ihre Empfehlungen von einem breiten gesellschaftlichen Konsens getragen werden. Das SETAC Europe Council wählt jährlich aus seinen Reihen einen Präsidenten, der in dieser Zeit die Organisation ver-

tritt und das Council leitet. Neben dem Präsidenten werden weitere Mitglieder des Councils in das höchste Leitungsgremium von SETAC entsandt, das SETAC World Council. Zusammen mit den Vertretern aus den anderen geographischen Organisationen Asia / Pacific, Lateinamerika und Nordamerika werden in diesem Gremium die globalen Fragen der SETAC diskutiert und entschieden.

Neben den großen internationalen wissenschaftlichen Tagungen zu aktuellen Umweltfragen in Europa, Nordamerika, Lateinamerika und Asien/Pazifik organisiert SETAC auch wissenschaftlich / technisch ausgerichtete Workshops zu einzelnen Themenfeldern, sowie Schulungen und kürzere Lehrgänge. Die SETAC Fachzeitschriften *Environmental Toxicology and Chemistry* und *Integrated Environmental Assessment and Management* nehmen einen hervorragenden Platz in der wissenschaftlichen Literatur ein, wie auch die von SETAC herausgegebenen Fachbücher, Guidance Dokumente und die Berichte von Workshops und Symposien. Die regelmäßigen Jahrestagungen von SETAC Europe sind bereits seit einer ganzen Reihe von Jahren die größten europäischen wissenschaftlichen Kongresse mit ökotoxikologischer Ausrichtung. Sie genießen hohe internationale Beachtung und werden inzwischen von etwa 2000 Fachwissenschaftlern aus aller Welt besucht.

Der Rhein rot, die Fische tot

Brandkatastrophe in Schweizerhalle 1986 – Rückblick und Bilanz

Walter Giger

Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, 8600 Dübendorf, Schweiz, und Giger Research Consulting, 8049 Zürich, Schweiz (giger@eawag.ch)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.165>

Bitte zitieren Sie diesen Beitrag wie folgt:

Giger W (2007): Brandkatastrophe in Schweizerhalle 1986 – Rückblick und Bilanz. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19, Sonderheft Nr. 1, 11–23

Zusammenfassung

Hintergrund. Am 1. November 1986 brannte auf dem Industriegelände der Firma Sandoz in Schweizerhalle bei Basel eine Lagerhalle, in der 1.250 t Agrochemikalien, Hilfsstoffe und Zwischenprodukte gelagert waren. Mit dem Löschwasser gelangten mehrere Tonnen Schadstoffe, vor allem Phosphorsäureester-Insektizide, in den Rhein und verursachten eine sich bis nach Holland auswirkende Umweltkatastrophe. Durch einen roten Farbstoff wurde die in den Rhein eingetragene Schadstoffwelle für jedermann sichtbar markiert. Viele Fische – vor allem Aale und Salmonide – sowie andere Flusslebewesen wurden getötet. Dies passierte wenige Monate nach der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl und erschütterte insbesondere auch den Mythos der vor solchen Katastrophen gefeiten Schweiz.

Ziel. In diesem Artikel wird ein Rückblick über die Vorgänge im November 1986 gegeben, und zwei Jahrzehnte nach dieser Umweltkatastrophe eine Bilanz gezogen.

Ergebnisse und Diskussion. Im Anschluss an diesen Jahrhundert-Unfall wurde angestrebt, daraus neue Erkenntnisse für die Umweltwissenschaften abzuleiten und Fortschritte im Gewässerschutz zu erreichen. Unter anderem werden diskutiert: Maßnahmen der chemischen Industrie und der Behörden, Umweltschutzpolitik, Aktivitäten von Umweltschutzinstitutionen, chemisch-analytische Messungen, Biomonitoring, Warn- und Alarmplan, ökologische Schädigungen, ökotoxikologische Effektbeurteilung, Erholung und Änderungen in der Flussbiologie, Rückkehr der Lachse, Trinkwasserversorgung, Forschungsprogramme, Ausbildung von UmweltwissenschaftlerInnen und Zukunftsvisionen.

Schlussfolgerungen. Die verhängnisvolle Verunreinigung des Rheins im November 1986 bewirkte durch die offen zutage getretenen Schädigungen an der Flussbiologie, dass Maßnahmen getroffen wurden, um ähnliche Umweltkatastrophen wesentlich besser verhindern zu können. Die entscheidend wichtigen Risikoreduktions-Maßnahmen in der chemischen Industrie, die gesetzlichen Vorschriften und Kontrollen sowie die chemische und biologische Überwachung der Wasserqualität wurden wesentlich verbessert. Politik und chemische Industrie haben wichtige Lehren gezogen und entsprechend gehandelt.

Empfehlungen. Eine drastische Stoßbelastung, wie sie in Schweizerhalle 1986 auftrat, ist durch ihre akute Schädigung klar erkennbar und kann, wie sich gezeigt hat, zu Gegenmaßnahmen führen, die sich langfristig positiv auswirken. Die weniger offensichtlichen, chronischen Wasserverunreinigungen hingegen

sollten noch stärker beachtet werden, ebenso wie die Veränderung der Zusammensetzung der Biozönosen. Eine hohe Wasserqualität muss vor allem auch gefordert werden im Hinblick auf die Nutzung des Wassers aus dem Rhein für die Trinkwasserversorgung. Dabei verdienen die möglicherweise problematischen, organischen Mikroverunreinigungen eine besonders hohe Aufmerksamkeit.

Ausblick. Der Chemiebrand vor 20 Jahren hat der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit wichtige, neue Impulse gegeben und die Bereitschaft zur internationalen Kooperation deutlich verbessert. Der Großbrand von Schweizerhalle hat Vieles bewirkt – insbesondere für den Rhein – und zwar in einem insgesamt positiven Sinne, wenn die Auswirkungen aus einer langfristigen Perspektive betrachtet werden. Die Einbeziehung eines ganzen Einzugsgebietes hat auch weltweiten Beispielcharakter für andere, noch immer stark beeinträchtigte Flusssysteme.

Schlagwörter: Aal; Fischsterben; Insektizide; Lachs; Phosphorsäureester; Quecksilber; Rhein; Risiko; Sandoz; Schweizerhalle; Störfall

Abstract

'The Rhine Red, The Fish Dead': The Fire Catastrophe at Schweizerhalle 1986 – Review and Assessment of Its Long-Term Impact

Background. On November 1st 1986, a fire at a Sandoz Ltd. storehouse at Schweizerhalle, an industrial area near Basel, Switzerland, resulted in a chemical contamination of the environment. The storehouse, which was completely destroyed by the fire, contained pesticides, solvents, dyes, and various raw and intermediate materials. The majority of the approximately 1,250 tons of stored chemicals was destroyed in the fire, but large quantities were introduced into the atmosphere, into the Rhine river through runoff of the fire-fighting water and into the soil and groundwater at the site. The chemicals discharged into the Rhine caused massive kills of benthic organisms and fish, particularly eels and salmonides. The public and private reaction to the fire and the subsequent chemical spill was very strong. This catastrophe happened only a few months after the Chernobyl accident and destroyed the myth of the immunity of Switzerland.

Aim. This article reviews the damaging events of November 1986 and aims at striking the balance two decades later.

Results and Discussion. In the aftermath of this once-per-century accident, it was the aim was to gain increased knowledge and understanding in the environmental sciences and to achieve progress for water pollution control issues.

The following themes are discussed: Mitigation measures by the chemical industry and by the governmental authorities, activities of environmental protection organisations, chemical and

biological monitoring, alert organisation, ecological damages, ecotoxicological effect assessment, recovery and alteration of river biology, return of the salmon, drinking water supplies, research programs, education of environmental scientists and visions for the future.

Conclusions. The catastrophic pollution of the Rhine in November 1986, and the obvious damages of the river biology, triggered significant progress towards the prevention of such environmental catastrophes. The crucial risk reduction measures in the chemical industry, legal regulations and controls as well as chemical and biological monitoring of the river water quality were substantially improved. Politics and chemical industry learned their lectures and proceeded accordingly.

Recommendations. Such a drastic acute contamination, as happened at Schweizerhalle in 1986, is clearly recognizable by the toxic effects. This led to long-term mitigation activities. However, also the less obvious effects of chronic water pollution should receive more attention as well as the on-going alteration of the biocenosis. A high water quality must be demanded in terms of using the Rhine water for drinking water supply. In that context, micropollutants should also be considered, and particular attention should be paid to emerging contaminants.

Perspectives. The big chemical storehouse fire of 1986 induced the transboundary cooperation and improved the willingness for international cooperation. Overall, the effects of the fire catastrophe are positive in terms of a long-term perspective. The whole-basin approach is, on a global basis, an example for other, even more heavily polluted river systems.

Keywords: Eel; fish kill; insecticides; mercury; ordinance against major accidents; organophosphates; pesticides; Rhine river; risk; salmon; Sandoz; Schweizerhalle

Einleitung

Am 1. November 1986 hat der Großbrand eines Chemikalienlagers in Schweizerhalle am Rhein oberhalb von Basel eine Umweltkatastrophe verursacht, die insbesondere für die Lebewesen im Rhein vernichtende Folgen hatte (Capel et al. 1988, Eawag 2006, Güttinger & Stumm 1990, Rich 1986, Hurni 1988). Zunächst waren die massive, regionale Luftverunreinigung und starke, lokale Bodenverschmutzung augenfällig. Von weit reichender, internationaler Bedeutung war jedoch die durch den Brand verursachte Verschmutzung des Rheins. Das von der Feuerwehr eingesetzte Löschwasser wurde samt den darin enthaltenen chemischen Schadstoffen in den Rhein gespült, wodurch die Flussbiologie stark geschädigt wurde. Die Brandkatastrophe bewirkte in der Folge Änderungen in Herstellung und Lagerung chemischer Produkte und führte zu einem wesentlich bewussteren Umgang mit den Risiken gelagerter Chemikalien.

Im ersten Teil dieses Beitrages wird ein Überblick über die Ereignisse von 1986 und die im Rhein aufgetretenen Schädigungen gegeben. Damals bewirkte diese Umweltkatastrophe große Aufmerksamkeit sowohl in Öffentlichkeit und in Politik als auch in den Umweltwissenschaften (Behr 2002, Capel et al. 1988, Dickman 1988, Güttinger & Stumm 1990, Güttinger 1992). Anschließend wird erläutert, wie schnell und wie gut sich die Flussbiologie erholt und zu welchen Konsequenzen der Sandoz-Unfall geführt hat. Aus der Schweizerhalle-Erfahrung werden einige Lehren abgeleitet,

und es wird beurteilt, welche Fortschritte der Umweltschutz im allgemeinen und der Gewässerschutz im speziellen in den vergangenen 20 Jahren aufzuweisen haben. Diese Ausführungen basieren auf den Berichten der Umweltschutzinstitutionen in Basel und im Rheineinzugsgebiet, auf wissenschaftlichen und Öffentlichkeits-orientierten Publikationen sowie teilweise auf persönlichen Wahrnehmungen und Einschätzungen des Autors, der als Eawag-Wissenschaftler im November 1986 und in den darauf folgenden Monaten aktiv involviert gewesen ist.

1 Ablauf der Ereignisse im November 1986

1.1 Großbrand der Chemikalien-Lagerhalle 956 der Firma Sandoz in Schweizerhalle

In der Nacht vom Freitag, den 31. Oktober, auf Samstag, den 1. November 1986, brannte das Lagergebäude 956 der Sandoz AG auf dem Industriearial in Schweizerhalle bei Basel in der Schweiz. Die Untersuchungen des wissenschaftlichen Dienstes der Stadtpolizei Zürich zeigten später, dass der Brand vermutlich beim Verpacken des anorganischen, blauen Farbstoffes «Berlinerblau» (Eisen(III)-hexacyanoferrat(II) $\text{Fe}^{\text{III}}_4[\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6]_3$) verursacht worden war (Hurni 1988). Der Farbstoff wurde entsprechend dem damaligen Stand der Verpackungstechnik mit einer Plastikfolie umhüllt, die ihrerseits mit Hilfe eines Gasbrenners verschweißt wurde. Die Lagerarbeiter hatten nicht bemerkt, dass die offene Flamme das verpackte Material zum Glimmen gebracht hatte. Aus diesem Schwelbrand entwickelte sich einige Stunden später der folgenschwere Großbrand (Abb. 1A, s. Farbtafel). Im Nachhinein konnte in Brandversuchen ermittelt werden, dass Berlinerblau "eine sehr leichte Entzündbarkeit" aufweist "und danach ein flammloses, rauchloses, langsam fortschreitendes Glimmen" entsteht. Diese Eigenschaften wären aber auch in den entsprechenden Substanzbeschreibungen nachzulesen gewesen. Der Brand wurde kurz nach Mitternacht entdeckt, und innerhalb sehr kurzer Zeit waren Werk- und Ortsfeuerwehren damit beschäftigt, den Brand zu löschen und die Umgebung zu schützen. Die insgesamt ungefähr 160 Feuerwehrleute leisteten einen beispielhaft aufopfernden Einsatz, trotz erheblicher Risiken, wie der damalige Basel-Korrespondent der Neuen Zürcher Zeitung in seinem Bericht beschrieb: "Der Brand war in seiner Schauerlichkeit außerordentlich eindrucklich. Explodierende Fässer und Feuereruptionen schleuderten immer wieder hohe Feuergarben in den nachtdunklen Himmel, und die mit Schutzmasken gegen das entfesselte Element kämpfenden Feuerwehrleute hatten, vor allem am Anfang, einen schweren Stand." Abb. 1A und 1B (s. Farbtafel) geben einen Eindruck der damaligen Situation.

Am frühen Morgen des 1. November 1986, um zwanzig Minuten vor vier Uhr, war das Feuer gelöscht. Es wäre zwar möglich gewesen, das Lagerhaus ganz niederbrennen zu lassen, unter Aufrechterhaltung von 'kalten Wänden' zu den Nachbarbauten. Doch da in einem benachbarten Lagerhaus unter anderem Phosgen gelagert war und ein Austritt dieses hochwirksamen Atemgifts unter allen Umständen verhindert werden musste, setzte die Feuerwehr alles daran, den Lagerhausbrand so rasch wie möglich zu löschen (Preiswerk 2005). Ein sehr hohes zusätzliches Risiko ging zudem von in

der Nähe gelagertem metallischen Natrium aus (Hurni 1988), weil die hohen Brandtemperaturen den Einsatz von Löschschaum verhinderten und deshalb in großem Umfang Wasser zur Brandbekämpfung eingesetzt wurde. Nach dem Brand war die Lagerhalle in sich zusammengesunken und bot ein chaotisches Bild der Zerstörung (Abb. 1C und 1D s. Farbtafel).

Es hatte sich sehr ungünstig ausgewirkt, dass die 90 auf 50 Meter große Lagerhalle 956 ursprünglich als Maschinenlager gebaut worden und erst später für die Lagerung von Chemikalien umfunktioniert worden war. Daraus kann unter anderem abgeleitet werden, warum keine genügend gut funktionierenden Rauchmeldungs- und Sprinklereinrichtungen und auch nur eine Trennwand vorhanden gewesen waren. Es zeigten sich auch schwerwiegende Mängel in der Lagerbuchhaltung, die dazu führten, dass die von der Firma Sandoz nach dem Brand bekannt gegebenen Lagerlisten mehrmals geändert wurden. Insgesamt waren 1.250 t Agrochemikalien und Zwischenprodukte gelagert. In Tab. 1 sind die in Halle 956 gelagerten Produkte und die wichtigsten Wirkstoffe zusammengestellt. Hauptsubstanzen waren Insektizide des Phosphorsäureester-Typs, namentlich Disulfoton, Thiometon und Etrimfos (Capel et al. 1988, DKRS 1986). Die hochgiftigen Quecksilberverbindungen waren als Fungizide in Saatgutbeizmitteln enthalten und wurden jeweils mit dem rot fluoreszierenden Farbstoff Rhodamin B markiert, der seinerseits dann die Rotfärbung des Löschwassers und anschließend des Rheins verursachte (Abb. 1E, s. Farbtafel).

1.2 Umwelt-Emissionen und Schädigungen

Der Hauptanteil der in Lagerhalle 956 enthaltenen Chemikalien verbrannte bei den vorherrschenden Temperaturen, die auch zum Schmelzen der Stahlträgerkonstruktion führten (s. Abb. 1C). Es konnte nicht ermittelt werden, welche Verbrennungszwischenprodukte dabei entstanden waren. Aufgrund der Geruchsbelästigungen wurde angenommen, dass schwefelhaltige Substanzen (Mercaptane) eine wichtige Rolle spielten.

1.2.1 Luft

Die Bevölkerung von Basel und Umgebung erfuhr von der Brandkatastrophe in den frühen Morgenstunden auf sehr unangenehme Weise. Da sich aufgrund der Feuersbrunst über der Agglomeration eine stark riechende Gaswolke ausgebreitet hatte, mussten die Behörden Katastrophenalarm auslösen. In Kleinbasel und in den Gemeinden des Kantons Basel-Landschaft heulten die Alarmsirenen, und in Großbasel patrouillierte die Polizei mit Lautsprecherwagen durch die Straßen und forderte die Bewohner auf, Fenster und Türen zu schließen und die Häuser nicht zu verlassen. Beängstigend war die Lage nicht zuletzt deshalb, weil die Informationen, die den in ihren Häusern feststehenden Bewohnern über das Lokalradio zukamen, unvollständig und widersprüchlich waren, und weil sie während Stunden nicht wussten, wie gefährlich die übel riechende Luftverunrei-

Tab. 1: In der Lagerhalle 956 der Firma Sandoz gelagerte Chemikalien. Aufgrund der Angaben in der Literatur (Capel et al. 1988, DKRS 1986, Hurni 1988)

Produkte	t	Wirkstoffe	t
Insektizide	829	Organophosphorsäureester-Insektizide	
		Dichlorvos	0,1
Rodentizide	0,48	Disulfoton	298
		Etrimfos	67
Herbizide	72	Fenithrothion	9,9
		Formothion	0,3
Fungizide	40	Parathion	9,7
		Propetamphos	64
Formulierungshilfsstoffe	91	Quinalphos	0,6
Emulgatoren		Thiometon	130
Stabilisatoren		Quecksilber-basierte Fungizide	
Lösemittel		Ethoxyethylquecksilberhydroxid	1,4
		Phenylquecksilberacetat	1,5
Zwischenprodukte	207	Zink-basierte Pestizide	
Harnstoff		Zineb	0,7
Dodecylbenzen		Zinkphosphid	0,45
3-Aminoaceanilid		Weitere Pestizide	
Aminosulfonsäure		Captafol	0,16
Monoethanolamin		DNOC	65,9
		Endosulfan	2,0
Total	1.246	Metoxuron	11,5
		Oxadixyl	25,2
		Scillorosid	0,03
		Tetradifon	2,3

nigung tatsächlich war. Erst um sieben Uhr morgens wurde Entwarnung gegeben. Man wusste angeblich, dass die Gaswolke keine giftigen Substanzen enthielt und somit keine nachhaltigen Gesundheitsschäden zu erwarten waren.

Es herrschte am frühen Morgen des 1. November 1986 in der Region Basel für lange Zeit Ungewissheit, ob das Großfeuer bei der Sandoz ähnlich katastrophale Folgen haben würde wie vorher die Unfälle von Bhopal, Seveso oder, im April desselben Jahres, von Tschernobyl. Für den Autor dieses Beitrages ist es jedoch nicht nachvollziehbar, wie das Risiko der Luftbelastung mit genügend großer Sicherheit beurteilt werden konnte.

Die Meldung, dass sich in Halle 956 auch 2,3 Tonnen des Milbenbekämpfungsmittels (Akarazid) Tetradifon befanden, kam erst zu einem späteren Zeitpunkt. Da Tetradifon (4-Chlorphenyl-2,4,5-trichlorphenylsulfon) über das 1,2,4-Trichlorphenol eine gut erkennbare Vorläufersubstanz für die Bildung von Dioxinen, insbesondere des hochgiftigen 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxins ist, wurden anschließend in einem erweiterten Messprogramm polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane in Bodenproben und in den Aktivkohlefiltern der Schutzmasken der Feuerwehrleute gemessen. Dabei wurden glücklicherweise keine erhöhten Belastungen festgestellt.

Aufgrund der schnellen Dynamik von Luftverunreinigungen war es nicht möglich, ausführliche chemische Analysen in der Luft durchzuführen, wie dies später in Wasser und Sedimenten des Rheins, in Grundwasser und Trinkwasser sowie am Brandplatz und im darunter liegenden Boden erfolgte. Das Risiko der Luftverunreinigung durch einen Industriebrand besteht nach wie vor in einem vergleichsweise hohen Maße, wie dies beispielsweise im Juli 2001 anlässlich eines Chemiereaktor-Brandes bei der Ciba Spezialitätenchemie in Schweizerhalle deutlich zutage getreten ist. Auch dieser Brand verursachte eine stark riechende Rauchwolke und zeigte Schwachstellen der Alarmorganisation auf. Eine zuverlässige, notwendigerweise schnell zu erfolgende Charakterisierung und Beurteilung von solchen Luftverunreinigungen basiert immer noch auf einer relativ schwachen Datenlage.

1.2.2 Brandplatz, Boden und Grundwasser

Die Sanierung des Brandplatzes und des verunreinigten Bodens dauerte etwa sechs Jahre. 2.700 t halbverbranntes Material wurden entsorgt. Dazu musste die Sandoz auf dem Lagerplatz eine Halle mit einem speziellen Abluftsystem installieren. Etwa 9 t Pestizide sowie 130 kg organische Quecksilberverbindungen waren in den Boden versickert. Die Schadstoffe konnten bis in eine Tiefe von elf Metern festgestellt werden, wobei die obersten sechs Meter des Bodens am stärksten verunreinigt waren (Munz & Bachmann 1993). Zu den durchgeführten Sofortmaßnahmen gehörten die Absenkung des Grundwassers und die Versiegelung des kontaminierten Bodenbereiches sowie eine Überdachung und Drainageeinrichtungen. In einer gründlichen Risikoanalyse wurde das Ausmaß der Verschmutzung ermittelt und das Umweltverhalten der wichtigsten Schadstoffe beurteilt. Mittels eines aufwändigen Flotationsverfahrens wurde das Gelände dann entgiftet (Hurni 1993, Munz & Bachmann 1993).

1.2.3 Rheinverschmutzung

1.2.3.1 Einträge

Das Industrieareal in Schweizerhalle war mit einem Abwasserkanalsystem ausgerüstet, das für den Fall eines Ölunfalls abgedichtet werden konnte. Die Abdichtungen wurden jedoch in der Brandnacht nicht geschlossen; das Löschwasser in einer Menge zwischen 10.000 und 15.000 m³ hätte allerdings auch bei abgedichtetem Kanalsystem den Weg in den Rhein gefunden. Das rot-gefärbte Löschwasser wurde primär über einen für nicht-verschmutztes Kühlwasser vorgesehenen Ablauf in den Rhein eingetragen (Abb. 1E, s. Farbtafel). Das Löschwasser enthielt große Mengen der Wirk- und Hilfssubstanzen aus Halle 956, sowie Substanzen, die beim Brand entstanden waren. Dazu gehörten zwar auch ungiftige Hilfschemikalien wie der rote Rhodamin-Farbstoff; doch der größte Teil der Schadstoffe betraf giftige Insektizide, Herbizide und Fungizide. Die frühe Aussage der Firma Sandoz, dass der Rhein mit einem harmlosen roten Farbstoff verunreinigt war, entsprach zwar durchaus den Tatsachen (s. Abb. 1E), war aber leider nicht die vollständige Wahrheit, weil der betreffende Farbstoff tatsächlich eingesetzt wurde, um sehr giftige Quecksilberverbindungen zu markieren. Zum Fischsterben im Rhein siehe Abb. 1F (Farbtafel) und Abb. 1G.

Abb. 2 (s. Farbtafel) zeigt für die wichtigsten Pestizid-Wirkstoffe einerseits die in Halle 956 gelagerten Mengen und andererseits die in der Messstation Village-Neuf unterhalb von Basel im Rhein gefundenen Frachten. Die letzteren Werte konnten ermittelt werden, weil in Village-Neuf kontinuierlich flussproportionale Wochensammelpuben genommen wurden. Die Station Village-Neuf gehörte zum Schweizerischen Nationalen Programm für die Dauerüberwachung der Fließgewässer (NADUF) und zum Messprogramm der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR oder Rheinkommission). Für fast alle Stoffe fanden sich im Rhein Frachten, die ungefähr proportional zu den in Halle 956 gelagerten Mengen waren. Ausnahmen bildeten Oxadi-



Abb. 1G: Fischsterben im Rhein

xyl, DNOC und Atrazin. Die Beobachtung, dass Oxadixyl in späteren Proben immer noch in substantiellen Frachten im Rhein auftrat, wies auf eine chronischer Verunreinigung hin; d.h., diese Substanz wurde sowohl vor und als auch nach dem Schweizerhalle-Brand eingetragen. In Zusammenarbeit mit der chemischen Industrie konnte diese Vermutung überprüft werden, und es gelang in der Folge, die Verunreinigungsquelle zu eliminieren. In Halle 956 war ebenfalls kein Atrazin gelagert; hingegen wurden für dieses Herbizid im Rhein erhöhte Frachten gemessen. Die spezielle Situation, Atrazin betreffend, wurde dadurch verursacht, dass sich bei der Firma Ciba-Geigy im Oktober 1986 ein Störfall ereignet hatte, bei dem Atrazin-verunreinigtes Abwasser in einem Becken zurückgehalten worden war. Wenige Tage vor der Sandoz-Brandkatastrophe wurde damit begonnen, dieses Abwasser in die Kläranlage abzuleiten, in der dann das Atrazin nur teilweise entfernt wurde. Am 31. Oktober und in den Tagen danach gelangten aus der kommunalen Abwasserreinigungsanlage der Stadt Basel und der Industrieabwasserreinigungsanlage Pro Rheno ungefähr 0,4 t Atrazin in den Rhein. Darauf können die erhöhten Atrazinfrachten in Village-Neuf und an den weiteren, flussabwärts-gelegenen Messstellen im Rhein zurückgeführt werden. Anfänglich war vermutet worden, dass sich Ciba-Geigy möglicherweise als 'Trittbrettfahrer' betätigt hatte, um das Atrazin-haltige Abwasser loszuwerden. Der zeitliche Ablauf widerlegte jedoch diesen Verdacht. Die Firma hatte es indessen unterlassen, den Vorfall vorschriftsmäßig zu melden.

1.2.3.2 Die 'Sandoz-Verunreinigungswelle' – Gleichzeitige Messung von chemischen und biologischen Parametern sowie chemodynamisches Verhalten der Verunreinigungen

Abb. 3 (s. Farbtafel) zeigt die für zwei chemische und zwei biologische Parameter bei Bad Honnef (Rhein-Kilometer 640) in Nordrhein-Westfalen gemessenen Werte. Dank des fluoreszierenden Rhodamin-Markierstoffes konnte die Sandoz-Verunreinigungswelle relativ einfach und eindeutig erkannt werden. Die Summe der mittels Gaschromatographie gemessenen Phosphorsäureester-Insektizide stieg bis zu einem Maximalwert von 16 µg/L. Die in den gleichen Proben ermittelten biologischen Wirkungsparameter Daphnientoxizität und Cholinesterase-Hemmung zeigten deutlich die Insektizid-Schadwirkung der Sandozswelle. Diese Ergebnisse stellen einen der seltenen Fälle dar, in denen chemische Konzentrationsmessungen und die Beobachtung von biologischen Schadwirkungen direkt gekoppelt werden konnten. In einem gewissen Sinne kann durchaus von einem Lehrbuchbeispiel gesprochen werden.

Die an vier Messstationen entlang des Rheins gemessenen Disulfoton- und Thiometon-Konzentrationen sind in Abb. 4 (s. Farbtafel) enthalten. Abb. 5 (s. Farbtafel) zeigt eine entsprechende Darstellung der Disulfoton-Frachten und eine Karte des Rheins mit den darin eingezeichneten Messstandorten. Aufgrund der bekannten und teilweise nachgemessenen Substanzdaten und der hydrologischen Verhältnisse im Rhein gelang es, die Sandozswelle mathematisch zu simulieren (Capel et al. 1988, Wanner et al. 1989). Abb. 4B enthält das Ergebnis einer solchen Modellrechnung für Thiometon

und den Vergleich mit den im Rhein gemessenen Konzentrationen. Daraus ist ersichtlich, dass die Modell-Simulation der Sandozswelle durchaus erfolgreich war. Als wichtigste, das Umweltverhalten bestimmende Prozesse, wurden die relativ gute Wasserlöslichkeit (d.h. geringe Sorptionstendenz an den Schwebstoffen und Sedimenten) sowie eine signifikante und relativ schnelle biologische Abbaubarkeit eingesetzt. Die letztere Stoffeigenschaft bewirkte die im Rhein beobachtete Reduktion der Insektizid-Massenflüsse, wie dies in Abb. 5 für Disulfoton dargestellt ist.

1.2.4 Ökologische Schäden im Rhein

Der Deutsche Bericht zum Sandoz-Unfall (DKRS 1986) und später Güttinger und Stumm (Güttinger & Stumm 1990) sowie Burkhardt-Holm et al. (1990) und Spazier et al. (1992) enthalten ausführliche beziehungsweise zusammenfassende Darstellungen der im Rhein aufgetretenen Verunreinigungen und Schädigungen. Die Verunreinigung des Rheins durch die im Löschwasser eingetragenen Schadstoffe hatte im November 1986 in katastrophaler Weise die Flusslebewesen einschließlich der Fische geschädigt. Besonders auffallend war das Aalsterben von Schweizerhalle (km 159) bis hinunter zum Rheinkilometer 560 (Loreley vor Koblenz).

Aber auch andere Fischarten wie Äschen, Bachforellen, Hechte, Zander wurden stark geschädigt. Die Fischnährtiere im unmittelbaren Unfallbereich erlitten akute Vergiftungen, während die Wirkung unterhalb von Bad Honnef (km 640) nur noch schwach nachweisbar war. Die Makroinvertebraten reagierten ebenso wie die Fische differenziert auf die Giftwelle. In Basel waren vor allem die empfindlicheren Ephemeropteren und Trichopteren des linken Uferbereiches beeinträchtigt, während Dipteren und Gammariden weniger Schaden nahmen. In den Niederlanden konnten die Effekte der Sandoz-Schadstoffe insbesondere an Tubificiden und Dipterenlarven nachgewiesen werden.

Die Erholung bzw. die Wiederbesiedlung der Rheinsohle überdeckte schon wenige Monate später den offensichtlichen Schaden. Eine Diskussion der Änderungen der Artenzusammensetzung folgt in Kap. 5.1 dieses Beitrages. Dass das Ausmaß des Schadens nicht noch größer war, ergab sich daraus, dass der Rhein einer bedeutenden Dauerbelastung mit chemischen Stoffen ausgesetzt und das Flussbett durch bauliche Veränderungen stark gestört war beziehungsweise immer noch ist; daher waren die meisten empfindlichen Arten schon vor dem Unfall nicht mehr vorhanden.

Güttinger und Stumm versuchten die aufgetretenen Schädigungen in Beziehung zu den ökotoxikologischen Stoffwerten zu bringen. Die Aalpopulation wurde bei einer Spitzenkonzentration der Phosphorsäureester von 10–20 µg/L (bei km 500–600) akut geschädigt. Aufgrund der bekannten Toxizitätswerte wirkt nur Endosulfan in diesem Konzentrationsbereich akut toxisch. Leider gab es damals aber weder LC50-Werte für Aale, noch wurde die effektive Endosulfan-Konzentration im Rhein gemessen. Tote Äschen und Forellen wurden bis fast hinunter nach Mainz gefunden. Die entsprechende, in 96 h nicht unterschrittene Konzentration der Phosphorsäureester betrug etwa 5 µg/L, also immer noch

um einen Faktor 1000 kleiner als die Toxizitätswerte. Bei der Makroinvertebratenfauna wurden Effekte bei noch kleineren Konzentrationen beobachtet. Welcher Stoff in welcher Konzentration für die beobachtete biologische Schädigung verantwortlich war, lässt sich nicht sagen. Es ist aber klar, dass akut toxische Wirkungen schon bei wesentlich kleineren Konzentrationen auftraten, als aufgrund der LC50-Werte erwartet werden musste. Die Kombinationswirkung der zusammen eingeleiteten Stoffe muss ebenso berücksichtigt werden wie die Tatsache, dass die durch den Brand eingetragene Verunreinigung sich zur vorhandenen chronischen Belastung addierte. Die Dauer der Exposition nahm flussabwärts trotz der Verdünnung durch die Zuflüsse für die meisten Parameter zu, womit auch erklärt werden kann, warum die kleinen Konzentrationen der Sandoz-Schadstoffe in den Niederlanden immer noch Schadefekte bewirkten. Es geht also darum, die Störung im Verhältnis zu der chronischen Belastung und der natürlichen Variation festzustellen und zu bewerten. Der natürliche Referenzzustand ist jedoch vielfach nicht mehr beobachtbar.

1.2.5 Beeinträchtigung der Trinkwasserversorgungen und des Grundwassers

Als Vorsichtsmaßnahmen mussten die rheinanliegenden Wasserwerke während mehr als 18 Tagen ihren Betrieb teilweise einstellen. Im Nachhinein kann festgehalten werden, dass aufgrund der oben erwähnten biologischen Abbaubarkeit die Sandoz-Schadstoffe bei der Uferfiltration eliminiert worden und somit nicht in das aufbereitete Trink-

wasser vorgedrungen wären. Analoges gilt für die durch Uferfiltrat aus dem Rhein gespeisten Grundwasser. Ebenfalls nicht betroffen wurde der unmittelbar neben Schweizerhalle im Hardwald gelegene Grundwasserkörper mit der damit verbundenen künstlichen Grundwasseranreicherung. Letzteres war im wesentlichen durch die günstige hydrologische Situation im Grundwasserträger begründet.

2 Maßnahmen der Industrie, gesetzliche Verordnungen und Aktivitäten von Umweltschutzinstitutionen

Die durch den Schweizerhalle-Unfall ausgelöste politische Entwicklung des Rheinschutz-Regimes hat sich in einem positiven Sinne auf den Umweltschutz ausgewirkt. In Tab. 2 sind einige wichtige Maßnahmen und Aktivitäten der chemischen Industrie, von Umweltschutzinstitutionen und Behörden zusammengestellt. Ebenfalls aufgeführt sind einige Lehren, die aufgrund der Schweizerhalle-Katastrophe von 1986 gezogen werden können. Im weiteren sind Forschungsprojekte und Entwicklungen im Hochschulbereich angegeben, die durch die Schweizerhalle-Katastrophe zumindest teilweise ausgelöst worden sind.

Nach der Brandkatastrophe von 1986 wurden große Anstrengungen unternommen, um den weithin sichtbaren Schädigungen des Ökosystems Rhein in nachhaltiger Weise entgegenzuwirken. Aufgrund der Katastrophe von 1986 war das Vertrauen in die Selbstkontrolle der chemischen Industrie stark erschüttert worden. In der Schweiz waren Maßnahmen der Behörden wie die Schweizerische Störfallverordnung und die Schaffung von Chemiekontrollstellen unmittelbare Folgen des

Tab. 2: Lehren und mittel- bis langfristige Auswirkungen des Schweizerhalle-Brandes

Lehren	Industrielle und institutionelle Maßnahmen
<ul style="list-style-type: none"> • Bei genügend hohen Temperaturen sind im Prinzip alle Chemikalien brennbar, auch diejenigen, die nicht als direkt brandgefährdet eingestuft werden. • Bei der Brandbekämpfung mit Wasser entstehen große Mengen von verunreinigtem Löschwasser. • Chemisch-analytische Messungen erfassen primär die bekannten Wirkstoffe. • Hydrolytische und pyrolytische Folgeprodukte werden nur sehr selten gemessen. • Die ökotoxikologische Beurteilung von komplexen Schadstoffgemischen ist ausgesprochen schwierig. Es sind nur sehr wenig absehbar, die zur Lösung dieses Problem für die Gewässerschutzpraxis beitragen könnten. 	<ul style="list-style-type: none"> • Verbesserung der Sicherheit von Chemikalien- und namentlich Agrochemikalienlagern: Brandschutzwände, Stoffseparierung, Rauchmelder, Sprinkler, Erstellung von Auffangvorrichtungen für Abwasser und verunreinigtes Löschwasser • Verbesserte Überwachung der Kühlwasserströme und Umleiten des Kühlwasserabflusses bei Unfällen • Ausbau der Messstationen am Rhein für die Überwachung der chemischen Wasserqualität und von biologischen Schädigungen • Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR): Aktionsprogramm Rhein, Lachs 2000, Rhein & Lachs 2020 • Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR): Rhein Memorandum 1973, 1986, 1995, 2003
Gesetzliche Maßnahmen in der Schweiz und in der Europäischen Union	Forschungsprojekte, Ausbildung
<ul style="list-style-type: none"> • Schweizerische Störfallverordnung vom 1. April 1991 : Kontrollierte Eigenverantwortung, Deklaration von Gefahrenpotential und Risiko, Risikokataster, Rückhaltebecken für Löschwasser ('Sandozbecken'), Lagerlisten • Kontrollstelle für Chemiesicherheit, Gift und Umwelt, Kanton Basel-Stadt • Sicherheitsinspektorat, Kanton Basel-Landschaft • Chemiedatenbank, Archiv für Chemieunfälle • Uebersarbeitung der Brandschutz- und Brandbekämpfungsvorschriften • Vorschriften Revisionen der EU-Direktiven über Risiken von gefährlichen Stoffen (Seveso-Direktive) 	<ul style="list-style-type: none"> • Umweltforschungsprogramme: <ul style="list-style-type: none"> – Sandoz-Rheinfonds – Rhine Basin Program der Hewlett-Packard • Projekt 'Mensch, Gesellschaft und Umwelt', Universität Basel • Lehrfach 'Management und Umwelt', Wirtschafts-Hochschule INSEAD (Institut européen d'administration des affaires), Fontainebleau • Stiftungsprofessur für Umweltanalytik, Universität Karlsruhe • Studiengang Umweltnaturwissenschaften, ETH Zürich

Brandes von Schweizerhalle. Die Schweizerische Störfallverordnung schließt auf der gesetzgeberischen Seite die Lücken in den Lagerhaltungsvorschriften. Beispielsweise sind nun Rückhaltebecken für möglicherweise anfallendes Löschwasser vorgeschrieben. Die Störfallverordnung hat das Ziel, das Gefahrenpotenzial zu senken, Störfälle zu verhindern und die Auswirkungen bei einem Unfall zu begrenzen. Aufgrund eines Risikokatasters wurden in der Schweiz ungefähr 200 Unternehmen mit einem chemischen Gefahrenpotenzial identifiziert und der Störfallverordnung unterstellt. Diese Betriebe müssen eine Risikoermittlung durchführen, Störfallszenarien aufzeigen und das damit verbundene Risiko abklären. In den Kantonen Basel-Stadt und Basel-Landschaft wurde die Umweltschutz-Verwaltung ausgebaut. Es wurden spezielle Stellen für die Katastrophenvorsorge und den Katastrophenschutz geschaffen.

Wesentlich verstärkt wurde die Tätigkeit der Rheinschutzkommission (IKSR 1994, 2003). Die Rheinschutzkommission inventarisierte zunächst Lager und Produktionsstätten im Rheineinzugsgebiet und gab Empfehlungen zur 'Störfallvorsorge und Anlagensicherheit'. Brandschutzkonzepte sollten Brände vermeiden, durch bauliche Maßnahmen sollte eine Ausbreitung behindert und durch das Auffangen des Löschmittels sollten Folgeschäden verhütet werden. Alle Behälter, die mit gefährlichen Stoffen gefüllt werden, sollten Überfüllsicherungen haben, die den Füllvorgang selbsttätig unterbrechen oder hörbaren Alarm auslösen.

Die Betriebe müssen Abdichtungssysteme mit Auffangwanen für Leckagen und Störfälle einbauen. Stoffe, die miteinander gefährlich reagieren können, z.B. explosiv, dürfen nicht zusammen gelagert werden. Große Mengen brennbaren Materials sollen getrennt lagern. Abwasserteilströme sind empfehlenswert, die Industrieabwässer, Regenwasser und Kühlwasser trennen. Anzustreben ist die Vermeidung oder Minimierung von Abwasser, beispielsweise durch geschlossene Kreisläufe. Beim Umschlag und Abfüllen der Ladung von Schiffen, Lastwagen oder Bahn in Lagerhallen oder umgekehrt dürfen keine gefährlichen Stoffe in die Gewässer gelangen. Die Anlagenüberwachung in den Betrieben muss rechtzeitig erkennen, wenn gefährliche Stoffe freigesetzt werden. Betriebliche Alarmpläne müssen Rettungsmaßnahmen bei Störfällen genau auflisten.

Die chemische Industrie hat in den letzten zwei Jahrzehnten enorme Anstrengungen unternommen, um das Risiko von Umweltverschmutzungen zu verkleinern. Dazu gehören eine rigorose Organisation der Chemikalienlager und ein gut entwickeltes Kühlwasser- und Abwassermanagement. In Betrieben mit gefährlichen Stoffen wurden die Lager verkleinert oder aufgeteilt und Rückhaltebecken für Löschwasser erstellt. Genaue Eingangs- und Ausgangsstatistiken geben nun jederzeit Auskunft über die Menge und den genauen Ort der gelagerten Stoffe.

3 Thesen zu Umweltforschung und Risikobeurteilung – Lehren von Schweizerhalle

Güttinger und Stumm (1990) stellten acht Thesen zusammen, die weitgehend auch mehr als 15 Jahre später immer noch Gültigkeit haben. Einige dieser Thesen wurden in spätere

Entwicklungen umgesetzt (EU-Chemikaliengesetz REACH, Schweizerische Chemikaliengesetzgebung; Vorsorgeprinzip). Drei Thesen, die sich spezifisch auf die Schweizerhalle-Katastrophe von 1986 beziehen, sind im folgenden auszugsweise wiedergegeben.

I. Akute Umweltkatastrophen sind Einzelfälle und in ihrem Ablauf nicht vorhersehbar. Sie müssen daher möglichst vermieden oder in ihren Auswirkungen begrenzt werden. Methoden zur Erkennung und Bewertung von Risiken müssen gesucht und bereitgestellt werden, damit Umweltkatastrophen mit irreversiblen negativen Wirkungen bzw. mit unverantwortbar großem Ausmaß nicht vorkommen können. Dazu müssen potentielle Emittenten ermittelt und an Ort und Stelle überwacht werden.

II. Akute Schädigungen von Biozönosen können durch das Vorhandensein von Fluchträumen und Reserve-Biotopen wesentlich verringert werden. Entgegen den ursprünglichen Befürchtungen hat sich die Biozönose des Rheins relativ rasch wieder erholt. Dies ist dem Umstand zu verdanken, dass in der Nähe des Unfallortes vor allem nur ein Ufer betroffen war und Zuflüsse sowie Seitenarme des Rheins die Flucht und die Einwanderung von gesunden Tieren ermöglicht hatten.

III. Umweltkatastrophen sind, sofern sie nicht ein großes Ausmaß und eine große Häufigkeit aufweisen, gesamtökologisch weniger gravierend als die chronische Vergiftung der Umwelt. Anthropogene Umweltkatastrophen dürfen nie ein Ausmaß erreichen, bei dem die Biozönose eines ganzen Ökosystems irreversibel zerstört wird. Werden (kleinere) Katastrophen nicht zur Gewohnheit, so kann sich die Lebewelt im allgemeinen wieder erholen. Ganz anders verhält es sich mit chronischen Dauerbelastungen, die systematisch Lebensraum zerstören und die Vitalität einzelner Arten herabsetzen. Dies führt zu Veränderungen in der Zusammensetzung von Biozönosen und zu irreversiblen Verlust an genetischer Vielfalt.

In These I enthalten war auch die Aussage, "dass es nichts nützt, immer umfangreichere Überwachungsprogramme auf die Beine zu stellen, da die Chance, genau zur richtigen Zeit am richtigen Ort die richtigen Parameter gemessen zu haben, verschwindend klein ist und zudem die Feststellung einer Verschmutzung sie weder verhindert noch ihre Auswirkungen verringert". Dieser Aussage widerspricht der Autor dieses Beitrages, weil die mannigfaltigen Ergebnisse der chemischen Überwachungsstationen Anlass zu einer gegenteiligen Folgerung ergeben. Beim Sandozunfall beispielsweise haben die Sammelpollen einer flussabwärts vom Unfallort gelegenen Überwachungsstation sehr wertvolle Analysenergebnisse geliefert, die bei der Aufarbeitung der Rheinverunreinigung eine wichtige Rolle gespielt haben. Es gibt auch eine ganze Reihe von Beispielen dafür, dass die chemischen und biologischen Überwachungsstationen Verunreinigungen aufdeckten, die vorher nicht bekannt oder zumindest nicht gemeldet worden waren (Diehl 2005, Rheinüberwachungsstation ab 2002). Ähnliches gilt für die Überwachungsaktivitäten der Trinkwasserwerke, die mit ihren Analysen die Qualität der für die Trinkwasseraufbereitung genutzten Rohwasser kontrollieren (AWBR 2005, RIWA 2005).

4 Überwachung der chemischen und biologischen Wasserqualität

4.1 Messstationen und Messprogramme

Vor 20 Jahren verfügte die Schweiz am Rhein nur über ein wenig ausgebautes System für die Überwachung der chemischen Wasserqualität. Es gab zwar bereits mehrere gut ausgestattete Probenahmestationen, die im Rahmen des schweizerischen Flussüberwachungsprogrammes Naduf und als Messstationen der Internationalen Rheinschutzkommission betrieben wurden. Gemessen wurden aber hauptsächlich konventionelle Wasserparameter und einige anorganische Verunreinigungen (Schwermetalle, Phosphat, Nitrat). Spezifische organische Schmutzstoffe wurden nur sporadisch untersucht (z.B. NTA, ein Waschmittelphosphat-Ersatzstoff, und Nonylphenole, Abbauzwischenprodukte einer reinigungsaktiven Substanz). In der Folge der Schweizerhalle-Katastrophe wurde die Naduf-Station bei Village-Neuf durch die internationale Rheinüberwachungsstation in Weil am Rhein ersetzt, die seit 1993 durch die Schweiz und das Land Baden-Württemberg gemeinsam betrieben wird, wobei die Wasseranalysen im chemischen Labor des Basel-städtischen Amtes für Umwelt und Energie durchgeführt werden. Dank der Messstation in Weil am Rhein wird nun unterhalb von Basel auf einem ähnlichen hohen Fachniveau analysiert wie in den deutschen und holländischen Stationen am Mittel- und Niederrhein. Ungefähr 240 einzelne Substanzen werden regelmäßig überwacht, und auch bisher nicht beobachtete Substanzen werden erfasst (Rheinüberwachungsstation ab 2002). Ein Beispiel: Die Wasseranalysen ergaben anfangs 2006 Hinweise auf eine Rheinverschmutzung durch 4,5 t des giftigen Dimethylanilins. Selbst die verursachende Firma hatte vorher keine Kenntnis von dieser Gewässerverunreinigung.

Die Rheingütestation Worms ist ein wichtiger Teil der Überwachungskette entlang des Rheins. In dieser Station werden vor allem auch Online-Biotestverfahren eingesetzt, mit denen es schon gelungen ist, Verunreinigungen zuerst biologisch zu erkennen und anschließend mit Hilfe der chemischen Analytik die Verursacher zu identifizieren (Diehl 2005).

Die Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet betreiben ebenfalls aufwändige und umfassende Wasseranalytik und berichten darüber in den Jahresberichten AWBR (Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke Bodensee-Rhein, seit 1969 (AWBR 2005)) und der RIWA (Rhine Water Work Association, Holland (RIWA 2005)). Das Messprogramm wird jährlich evaluiert und, falls erforderlich, angepasst. Mit Hilfe von Trenduntersuchungen wird die Verbesserung oder Verschlechterung der Wasserqualität ermittelt.

Die analytischen Laboratorien der Wasserwerke sind mit modernsten analytischen Geräten ausgerüstet. Zum Beispiel wird die direkt an die Flüssigchromatographie gekoppelte Tandem-Massenspektrometrie eingesetzt, um quantitative Spurenbestimmungsmethoden für sogenannte neu auftauchende Verunreinigungen (Emerging Contaminants) zu entwickeln. Zur Zeit stehen im Vordergrund: Arzneimittelrückstände einschließlich Antibiotika und iodierter Röntgenkontrastmittel, polare Pestizide, MTBE, ETBE, Diglyme und Triglyme, Benzotriazol-Korrosionsschutzmittel und seit kurzem auch perfluorierte Tenside.

In den letzten Jahren studierte eine Arbeitsgruppe an der Eawag (Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs) das Umweltverhalten der schwer abbaubaren Chemikalie Benzotriazol, die unter anderem als Silberschutz in Geschirrspülmitteln enthalten ist (Giger et al. 2006, Voutsas et al. 2006). Das Benzotriazol wird in den Kläranlagen nur zu einem kleinen Anteil eliminiert und gelangt deshalb in die Flüsse und Seen. Die in den Rheinwasserproben von Weil am Rhein gefundenen Konzentrationen ergaben Frachten von teilweise über 200 kg pro Woche. Dieses Beispiel zeigt, dass kontinuierliche Einträge von persistenten Haushaltschemikalien auch zu substantiellen Restgehalten in den Gewässern führen können. Eine Stoßbelastung, wie sie in Schweizerhalle vor 20 Jahren erfolgte, ist durch ihre Schädwirkung klar erkennbar. Sie hat deshalb Gegenmaßnahmen bewirkt, die sich langfristig positiv auswirken. Stärker beachtet werden müssen jedoch die nicht offensichtlichen, chronischen Wasserunreinigungen, zu denen jeder Einzelne beiträgt, und zwar je nach Konsumverhalten in unterschiedlichem Ausmaß.

4.2 Warn- und Alarmplan Rhein

Falls trotz aller Vorsorgemaßnahmen ein Störfall passiert und Schadstoffe in erheblichen Mengen in den Rhein fließen, greift der internationale Warn- und Alarmplan Rhein, der alle Rheinanliegerstaaten und vor allem die Unterlieger warnt. Nach Meldung eines Störfalles gibt eine der sieben Hauptwarnzentralen zwischen Basel und Arnhem den Alarm an alle stromabwärts gelegenen Zentralen, örtliche Dienststellen und Wasserversorger weiter. Die Messstationen der IKSR und der Rheinanliegerstaaten kontrollieren das Rheinwasser ständig chemisch und teils auch durch Biotests. Ergänzt wird der Warn- und Alarmplan durch das Rhein-Alarmmodell, das alle Warnzentralen einsetzen. Das Computermodell kann den Verlauf der Schadstoffwellen im Rhein vom Bodensee bis zur Nordsee vorhersagen. Auch für die Nebenflüsse Aare, Neckar, Main und Mosel kann es den Durchfluss von Giftwellen bei unterschiedlichen Abflüssen berechnen. Die Anzahl der Meldungen ist seit Ende der 80er Jahre von fast 60 Meldungen auf etwa 15 pro Jahr deutlich zurückgegangen. Genauere Untersuchungen des Unfallgeschehens am Rhein zeigen, dass die Zahl der Stör- und Unfälle in der Industrie stark abgenommen hat, da die innerbetriebliche Vorsorge sehr verbessert worden ist. Wenn heute aufgrund von Unfällen Schadstoffe den Rhein verunreinigen, melden sich die Industriebetriebe in der Regel selbst. Ölverschmutzungen durch Schiffe werden dagegen selten aufgeklärt.

Die Resultate der Rheinüberwachungsstationen ergeben insgesamt ein positives Bild. Deutlich zurückgegangen ist die Belastung mit Nährstoffen vor allem aus häuslichen Abwässern, Schwermetallen und mit in den Kläranlagen abbaubaren organischen Stoffen. Um durchschnittlich 3°C zugenommen hat hingegen die Temperatur des Rheinwassers. Hauptursache dafür ist der allgemeine Anstieg der Temperaturen in den letzten Jahren. Nicht gerade förderlich sind die vielen Kühlanlagen (Atomkraftwerke), die Wasser aus den Flüssen verwenden.

5 Langfristige, biologische Auswirkung

5.1 Erholte, aber teilweise veränderte Flussbiologie

Wie die Fachleute der Eawag vor 20 Jahren richtig vorausgesagt hatten, erholten sich die Organismen im dynamischen Fließgewässer-System in relativ kurzer Zeit. Unterstützt wurde diese Wiederbelebung unter anderem durch (z.T. hochwasserbedingte) Spüleffekte und durch Einwanderung von Organismen aus Oberlauf, Zuflüssen und Seitenarmen. Dank der erstaunlich rasch ergriffenen Maßnahmen der verantwortlichen Behörden und der Wirtschaft scheint sogar das ehrgeizige Ziel der Wiederbesiedlung durch edle Wanderfische, insbesondere durch den Lachs, in nicht mehr ferner Zukunft erreichbar zu sein, auch wenn das ursprüngliche Programm 'Lachs 2000' mittlerweile mit dem neuen Programm 'Rhein & Lachs 2020' zeitlich hinausgezögert worden ist. Die Haupthindernisse sind nicht mehr chemischer, sondern physikalischer Natur, sprich die durch Stauwehre und Turbinen der Elektrizitätswerke behinderte Durchgängigkeit des Rheins.

Der Lachs war früher weit im Rhein verbreitet. Wegen der starken Wasserverschmutzung und baulichen Umstrukturierungen des Flusses (Stauwehre, betonierte Kanäle) verschwand der Lachs Mitte des 20. Jahrhunderts aus dem Rhein. Aufgrund der verbesserten Wasserqualität wird die Wiedereinbürgerung des Lachses durch die zwei oben erwähnten, grenzübergreifenden Programme 'Lachs 2000' und 'Rhein & Lachs 2020' auch politisch vorangetrieben. Inzwischen zeichnen sich erste Erfolge bei der Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit einzelner Flussabschnitte ab. In den Jahren 2004 und 2005 konnten in zwei Zuflüssen des südlichen Oberrheins neue Lachslaichgruben nachgewiesen werden.

Eine negative Entwicklung wurde unter anderem durch Wissenschaftler am Institut für Natur-, Landschafts- und Umweltschutz der Universität Basel (Baur & Schmidlin 2006) und durch eine Arbeitsgruppe des schweizerischen Bundesamts für Umweltschutz (Rey et al. 2004) beobachtet. Die Tierwelt erholte sich zwar unerwartet rasch von den Folgen der Brandkatastrophe. Viele Kleintierarten besiedelten den abgestorbenen Teil des Rheins aus Abschnitten, die oberhalb von Schweizerhalle liegen, sowie aus einmündenden Nebenflüssen. Gleichzeitig wurden aber unbeabsichtigt neue, exotische Arten aus anderen Kontinenten, wie der Schlickkrebs und die Körbchenmuschel, mit Schiffen in den Rhein eingeführt. Diese exotischen Arten können gut mit veränderten Umweltbedingungen umgehen, sind sehr konkurrenzstark und verdrängen einheimische Arten. Die auf der Flusssohle lebenden wirbellosen Organismen (Krebse, Muscheln, Schnecken, Würmer) werden zunehmend von nicht einheimischen Arten bedroht. Die Forscher gehen davon aus, dass auch die Schweizerhalle-Katastrophe kurzfristig freie ökologische Nischen geschaffen und dadurch die Ansiedlung exotischer Arten erleichtert hat. Vor allem durch die Schifffahrt werden ständig neue Arten eingeschleppt, die sich insbesondere bei Schwächung der einheimischen Arten erfolgreich gegen diese durchsetzen können. Die Zunahme der exotischen Arten im Rhein zeigt einen ungebremsten exponentiellen Verlauf. So hat sich innerhalb von 10 Jahren die

Artenzusammensetzung der wirbellosen Kleintiere im Rhein bei Basel dramatisch verändert. Mehr als 90% der Biomasse besteht nun aus exotischen Arten. Die Wissenschaft macht sich Sorgen um das längerfristige Überleben der spezialisierten einheimischen Wassertiere. Die Lebensgemeinschaft des Rheins befindet sich in ständiger Suche nach neuen Gleichgewichten und wird dabei immer wieder durch menschliche Eingriffe gestört.

6 Die Situation 20 Jahre danach und Ausblick

Nach 20 Jahren zieht die IKSR eine insgesamt positive Bilanz (siehe IKSR 2003 sowie www.iksr.org). Dabei wird einmal von den unmittelbaren Schäden an den Flusslebewesen und Fischen vom November 1986 abgesehen. Das Rheinwasser ist deutlich sauberer, Störfälle kommen seltener vor, Lachse wandern wieder bis in den Oberrhein und laichen in Nebenflüssen. Es kann auch beobachtet werden, dass der Rhein wieder zu einem Badegewässer geworden ist. Und jetzt, wie geht es weiter? Für die IKSR gibt es eine neue Vision vom Rhein: Über weite Bereiche begleitet ein grünes Band von Auen den Strom, das Hochwasser aufnimmt und viel amphibisches Leben aufweist. Die Artenvielfalt von rheintypischen Tieren und Pflanzen steigt weiter an. Lachse wandern bis in den Raum Basel und erhalten ihren Bestand ohne Besatz. Rheinische und Rheinmuscheln sind eine begehrte Delikatesse... Um diese Vision zu verwirklichen, stellte die IKSR zu Beginn des 21. Jahrhunderts ein neues Programm vor. Das Programm 'Rhein & Lachs 2020' (IKSR 2004) setzt seine Schwerpunkte in den Bereichen Ökologie, Naturschutz, Hochwasservorsorge und Grundwasserschutz. Daneben soll die Wasserqualität weiter überwacht und verbessert werden. Im Januar 2001 haben die Rheinminister dieses 'Programm zur nachhaltigen Entwicklung' des Rheins verabschiedet. Es wird die Forderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der gleichartigen Wasserpolitik der Schweiz im Einzugsgebiet des Rheins umsetzen.

Die **Wasserrahmenrichtlinie der EU von 2000** betrachtet ein Flusseinzugsgebiet als Ganzes, fordert eine integrative Bewertung und Bewirtschaftung, stellte eine Liste von prioritären Stoffen auf, setzt einen Schwerpunkt auf biologische Indikatoren, definiert den guten chemischen und ökologischen Zustand und setzt als Frist für das Erreichen des guten Zustandes in allen europäischen Gewässern das Jahr 2015. Wie die Erfahrungen allerdings gezeigt haben, ist es nicht einfach, den guten chemischen und biologischen Gewässerzustand konkret zu umschreiben. Um die Ziele und Visionen zu verwirklichen, nennt das Programm 'Rhein & Lachs 2020' zahlreiche konkrete Aktionen – mit genauen Flächenangaben und zeitlichen Fristen. Die Aktionen ergänzen und verstärken sich gegenseitig. So fördert extensivere Landwirtschaft in den Auen Naturschutz und Wasserqualität, weil weniger Nähr- und Schadstoffe in Grund- und Oberflächenwasser geraten.

Die Europäische Union hat mit der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 ein in den EU-Staaten rechtlich verbindliches Instrument geschaffen, mit dem bis 2015 der gute Zustand aller Gewässer in Europa erreicht werden soll. Für die Rheinkommission stehen zur Zeit die ökologischen Kriterien im

Vordergrund. Eine große Herausforderung für die Staaten im Rheineinzugsgebiet wird der bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie anstehende Abwägungsprozess zwischen dem Gewässerschutz auf der einen Seite und den Nutzungen des Rheins für Schifffahrt, Energiegewinnung, Hochwasserschutz usw. auf der anderen Seite sein.

Anders wird die Situation von der IAWR beurteilt, in der sich über 120 Wasserwerke aus den sechs Anrainerstaaten Österreich, Schweiz, Fürstentum Liechtenstein, Frankreich, Deutschland und den Niederlanden zusammengeschlossen haben. In diesem Gebiet sind etwa 30 Millionen Menschen auf das Wasser des Rheins, seiner Nebenflüsse sowie der Seen in seinem Einzugsgebiet für die Trinkwasserversorgung angewiesen. Ungefähr 20 Millionen Menschen nutzen Trinkwasser, das aus Rheinwasser gewonnen worden ist.

Die IAWR fühlt sich einer nachhaltigen Wasserwirtschaft verpflichtet. Ihr Ziel ist es, den Rhein, seine Begleitgewässer und die Voralpenseen so zu schützen, dass die Gewässerqualität es erlaubt, mit lediglich natürlichen Aufbereitungsverfahren Trinkwasser zu gewinnen. Die IAWR setzte in ihrem vierten Rhein-Memorandum 2003 einen deutlichen Kontrapunkt zur Meinung der Rheinkommission und zur EU-Wasserrahmenrichtlinie. Die IAWR fordert mit Nachdruck einen nachhaltigen Gewässerschutz und überarbeitete Zielwerte für Wasserinhaltsstoffe einschließlich Vorsorgewerte für ganze Stoffgruppen. Es ist aus Sicht der IAWR nicht ausreichend, wenn die Beurteilung der Qualität der Gewässer, wie bislang im Rahmen der Bestandsaufnahme praktiziert, bei der Festlegung der Stofflisten und Qualitätsziele überwiegend nach ökotoxikologischen Kriterien erfolgt und die trinkwasserrelevanten Parameter nicht oder nur ungenügend berücksichtigt werden. Trinkwasserrelevante Substanzen müssen, auch wenn sie aus ökotoxikologischer Sicht derzeit noch nicht auffällig sind, in den Gewässern minimiert werden.

Das Rhein-Memorandum 2003 der IAWR (IAWR 2003) stützt sich auf die folgenden zehn Kernaussagen:

1. Trinkwassergewinnung mit natürlichen Verfahren. Vorrangiges Ziel des Gewässerschutzes muss es sein, den Wasserwerken im Rheineinzugsgebiet jederzeit die Gewinnung mit natürlichen Verfahren zu ermöglichen. Solche Verfahren sind beispielsweise die Uferfiltration oder die Sandfiltration.

2. Vorsorge: Aus Vorsorgegründen müssen hohe Anforderungen an die Gewässer, aus denen Trinkwasser gewonnen wird, gestellt werden. Sie orientieren sich neben dem Vorbild intakter ökologischer Gewässer auch an neuesten toxikologischen Erkenntnissen. Die IAWR-Mitgliedsverbände unterhalten ein eigenes Messnetz, bestimmen in wissenschaftlichen Untersuchungen das Verhalten von Schadstoffen und passen gegebenenfalls die Aufbereitungsverfahren an.

3. Vorbild Ökologie. Ökologisch intakte Gewässer sind eine wichtige Voraussetzung für eine langfristig sichere Trinkwasserversorgung; nicht zuletzt aus diesem Grunde wird sehr betont, dass Ökologie und Trinkwassergewinnung durchaus kein Widerspruch sind.

4. Vermeidung von naturfremden Belastungen. Naturfremde Stoffe, die mikrobiell nur schwer abbaubar oder gesundheitlich bedenklich sind, gehören nicht in die Gewässer. Aus

Vorsorgegründen gilt dies für alle naturfremden Stoffe; nicht nur für die, deren toxikologische Relevanz bereits heute nachgewiesen wurde.

5. Vermeidung von punktuellen Belastungen. Punktuelle Einträge aus Industrie und Kläranlagenabläufen müssen weiter reduziert werden. Dies gilt vor allem für kleine und wasserarme Gewässer. Hormonell wirksame Substanzen, Arzneimittel und Biozide sowie andere in Haushalt und Industrie verwendete Stoffe haben nichts im Gewässer zu suchen.

6. Verminderung von diffusen Belastungen. Schadstoffquellen und Abschwemmungen von bebauten Gebieten und landwirtschaftlich genutzten Flächen, Auslaugung von Abfalldeponien und Regenüberläufe müssen reduziert werden. Persistente Pestizide z.B. müssen schnellstmöglich durch mikrobiell abbaubare Stoffe reduziert werden und Randstreifen entlang der Gewässer dürfen weder gedüngt noch mit Pestiziden behandelt werden.

7. Strengere Hygienemaßstäbe. Die Belastung der Gewässer muss auch hinsichtlich hygienischer Parameter verbessert werden und insbesondere die Einleitung von mit Bakterien, Parasiten und Viren belasteten ungereinigtem Abwasser muss unterbleiben.

8. Begrenzung der Störfälle. Störfälle führen zu kurzzeitigen Belastungen der Gewässer mit Schadstoffen und stellen deshalb eine erhebliche Gefahr für die Trinkwassergewinnung dar. Ziel muss es sein, auch für die Störfallvorsorge den besten Stand der Technik einzuhalten.

9. Unverzichtbare staatliche Aufsicht. Die Überwachung der Gewässer ist eine hoheitliche Aufgabe. Die IAWR erwartet, dass aus Vorsorgegründen die Behörden die Gewässer regelmäßig auch auf neue Stoffe untersuchen und die Trinkwasserwerke über das Vorkommen und das Verhalten dieser Stoffe einschließlich deren toxikologischer und trinkwasserrelevanter Eigenschaften zeitnah und umfangreich unterrichten.

10. Gemeinsame Verantwortung. Vorsorgender Gewässerschutz erfordert die Mitwirkung aller; dazu gehört der verantwortungsbewusste Umgang mit Stoffen und Produkten ebenso wie die Anforderung an Behörden und Hersteller, die Bevölkerung über die Auswirkungen von Produkten auf die Umwelt zu informieren.

Zur Konkretisierung dieser Anforderungen sind im Rhein-Memorandum 2003 Zielwerte für Oberflächengewässer definiert für allgemeine Kenngrößen sowie für gelöste anorganische und organische Stoffe.

Zielwerte für anthropogene naturfremde Stoffe wurden festgelegt beispielsweise für Pestizide, endokrin wirksame Stoffe, Arzneimittel, Biozide oder andere organische Halogenverbindungen und synthetische Komplexbildner.

Die IAWR fordert, dass für die Bestimmung der Trinkwasserrelevanz von Stoffen die Faktoren *Persistenz* und *Exposition* gegenüber der *Toxizität* stärker gewichtet werden sollten. Hintergrund ist die Belastung einiger Gewässer mit üblicherweise gut wasserlöslichen und gleichzeitig sehr langlebigen Substanzen mit hoher Exposition für Mensch und aquatische Lebensgemeinschaften, die ansonsten durch das Bewertungsraster fallen würden (z.B. Komplexbildner). Dieses

Ranking ist kongruent mit dem im REACH-Prozesses kürzlich in der Europäischen Union verabschiedeten Vorgehen. Zur Verringerung der in den Gewässern gefundenen Gehalte an Medikamentenwirkstoffen und Röntgenkontrastmitteln sollte nach Auffassung der IAWR wie bei den Pestiziden oder den veterinärmedizinischen Produkten deren Wassergefährdung bei der Zulassung berücksichtigt werden.

Falls im 21. Jahrhundert sich im Rheineinzugsgebiet wieder ein ähnlicher Brand ereignen würde, so wären auf wichtigen Gebieten bessere Vorkehrungen getroffen. Vor allem die nun zur Verfügung stehenden Rückhaltebecken für Löschwasser wären sehr vorteilhaft. Hingegen würde die Erfassung und Beurteilung der Luftverunreinigung nach wie vor große Probleme bringen (vgl. Ciba-Brand im Juli 2001). Der schweizerische Chemieindustrie-Standort Basel verursacht jetzt ein viel kleineres Risiko, unter anderem weil hauptsächlich nur noch Forschung und Entwicklung betrieben sowie Arzneimittel und Spezialitätenchemikalien hergestellt werden. Die Produktion und Lagerung der risikoreicheren Agrochemikalien ist an andere Orte verlagert worden. Eine absolute Garantie für die Verhinderung jeglicher größerer Störfälle kann aber nicht gegeben werden. Beim Gütertransport auf Schiene, Straße und Fluss gibt es nach wie vor beträchtliche Risiken. Was sich hingegen 1986 in Schweizerhalle und am Rhein ereignete, ist 20 Jahre später mit größerer Wahrscheinlichkeit in den Chemiezentren von Osteuropa und Asien zu erwarten. Die chemische Analytik wäre heute dank den Entwicklungen auf dem Gebiete der LC/MS-Methodik an und für sich imstande, auch polarere Metaboliten und Pyrolysenprodukte zu bestimmen. Wegen des Fehlens der entsprechenden Referenzverbindungen wäre die Aussagekraft solcher Analysen aber auch nur sehr beschränkt. Im weiteren haben wir nur äußerst begrenzte Kenntnisse darüber, welche Verbindungen bei der teilweisen Verbrennung und durch biologischen Abbau im Wasser gebildet werden. Betreffend der Beurteilung der ökotoxikologischen Schädigungen gäbe es 20 Jahre nach 1986 einige zusätzliche Kenntnisse über artspezifische Effekte wichtiger Chemikalien, wie zum Beispiel über die akut toxischen Konzentrationen wichtiger Pestizide für Aale (Ferrando et al. 1991). Die Beurteilung der chronischen Wirkung von Spurenkonzentrationen einzelner Verunreinigungen bei niedrigen Konzentrationen sowie von Stoffgemischen bleiben aber nach wie vor ungelöste Probleme.

Eine Gesamtbilanz ergibt, dass die Wasserqualität und der damit verknüpfte biologische Zustand im Rhein sich im Laufe der letzten zwei Jahrzehnte sehr wesentlich verbessert haben. Es gab zwar schon vor 1986 wichtige Gewässerschutzaktivitäten wie zum Beispiel der Bau von kommunalen und industriellen Abwasserreinigungsanlagen oder Vorschriften über den Gebrauch von wassergefährdenden Chemikalien. Der Sandoz-Unfall hat aber substantiell zur Verstärkung der Maßnahmen auf industrieller und behördlicher Seite geführt. Die im Rhein gesammelten vielfältigen Erfahrungen sind als Lehrbeispiele gut dafür geeignet, um in nutzbringender Form auf andere zivilisationsbelastete Gewässersysteme – insbesondere auch in Entwicklungs- und Schwellenländern – übertragen zu werden.

Danksagung. Für die sehr wertvollen Kommentare im Laufe der Manuskriptaussarbeitung danke ich Daniel Bürgi, Herbert Güttinger und Jan Mazacek.

Literatur

- AWBR (2005): Jahresbericht 2005 Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein
- Baur B, Schmidlin S (2006): Effects of invasive non-native species on the native biodiversity in the river Rhine. In: Lonsdale WN (ed), Biological Invasions. Springer Verlag, Berlin, pp 257–273
- Behr NA (2002): Die Entwicklung des Rheinschutz-Regimes unter besonderer Berücksichtigung des Sandoz-Unfalls vom 1. November 1986. brain script Nikolai A. Behr Verlag, München, 228 pp
- Berichte der Rheinüberwachungsstation in Weil am Rhein (ab 2002): <<http://www.aue.bs.ch/fachbereiche/gewaesser/rheinberichte/analysen-und-ergebnisse.htm>>
- Burkhardt-Holm P, Braunbeck T, Storch V (1990): Auswirkung der beim Sandoz-Unfall im November 1986 in den Rhein gelangten Chemikalien auf die Ultrastruktur des Darms von Aalen. *Limnologie aktuell* 1, 393–404
- Capel PD, Giger W, Reichert P, Wanner O (1988): Accidental input of pesticides into the Rhine river. *Environ Sci Technol* 22, 992–997
- Dickman S (1988): Science faces a struggle for popularity after Schweizerhalle. *Nature* 336, 331–331
- Diehl P (2005): 'Radarfalle' für Rheinverschmutzer. In: Ökowunder Rhein – 20 Jahre nach Sandoz. 13. Internationale Jahrestagung des Rheinkollegs eV, Basel, pp 27–28
- DKRS 1986: Deutscher Bericht zum Sandoz-Unfall mit Messprogramm
- Eawag (2006): Der Rhein rot, die Fische tot – 20 Jahre nach dem Sandoz-Brand. <<http://www.eawag.ch/media/20061101/index>>
- Ferrando MD, Sancho E, Andreu-Moliner E (1991): Comparative acute toxicities of selected pesticides to *Anguilla anguilla*. *J Env Sci Health* B26, 491–498
- Giger W, Schaffner C, Kohler HPE (2006): Benzotriazole and tolyltriazole as aquatic contaminants. 1. Input and occurrence in rivers and lakes. *Environ Sci Technol* 40, 7186–7192
- Güttinger H, Stumm W (1990): Ökotoxikologie am Beispiel der Rheinverschmutzung durch den Chemie-Unfall bei Sandoz in Basel. *Naturwissenschaften* 77, 253–261
- Hurni B (1988): The Sandoz accident. In: Angeletti G, Bjørseth A (eds), Organic micropollutants in the aquatic environment. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland
- Hurni B (1993): Bodensanierung Sandoz: Gefahr gebannt, Umweltblatt – Informationsorgan der Bau- und Umweltschutzdirektion des Kantons Basel-Landschaft, pp 11–13
- IAWR (2003): Rhein-Memorandum 2003 <www.riwa.org/e_publicaties/113_iawr_memo_03.pdf>
- IKSR (1994): Lachs 2000. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins
- IKSR (2003): Stromaufwärts – Bilanz Aktionsprogramm Rhein. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
- IKSR (2004): Rhein & Lachs 2020. Programm für Wanderfische im Rheinsystem. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
- Munz C, Bachmann A (1993): Dokumentation einer umweltgerechten Bodensanierung. Vierter internationaler KfK/TNO-Kongress über Altlasten, Berlin
- Preiswerk TE (2005): Schweizerhalle nach 20 Jahren. In: Ökowunder Rhein – 20 Jahre nach Sandoz. 13. Internationale Jahrestagung des Rheinkollegs eV, Basel, pp 9–11
- Rey P, Ortlepp J, Kürty D (2004): Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung. Bundesamt für Umwelt, Bern
- RIWA (2005): Jahresbericht 2005 – Der Rhein
- Spazier E, Storch V, Braunbeck T (1992): Cytopathology of spleen in eel *Anguilla anguilla* exposed to a chemical spill in the Rhine river. *Diseases of Aquatic Organisms* 14, 1–22
- Voutsas D, Hartmann P, Schaffner C, Giger W (2006): Benzotriazoles, alkylphenols and bisphenol a in municipal wastewaters and in the Glatt River, Switzerland. *Env Sci Pollut Res* 13 (6) 333–341
- Wanner O, Egli T, Fleischmann T, Lanz K, Reichert P, Schwarzenbach RP (1989): Behavior of the insecticides disulfoton and thiometon in the Rhine river – A chemodynamic study. *Environ Sci Technol* 23, 1232–1242

Eingegangen: 19. Februar 2007
Akzeptiert: 11. März 2007
OnlineFirst: 12. März 2007

Farbtafel

Abb. 1 A–F: Bilder von der Brandkatastrophe in Schweizerhalle im November 1986



A, B: Großbrand der Lagerhalle 956 am 1. November 1986



C, D: Lagerhalle 956 nach dem Brand



E: Kühlwasserauslauf in den Rhein – Eintrag von verunreinigtem Löschwasser, markiert mit dem roten Rhodamin-Farbstoff



F: Fischsterben im Rhein

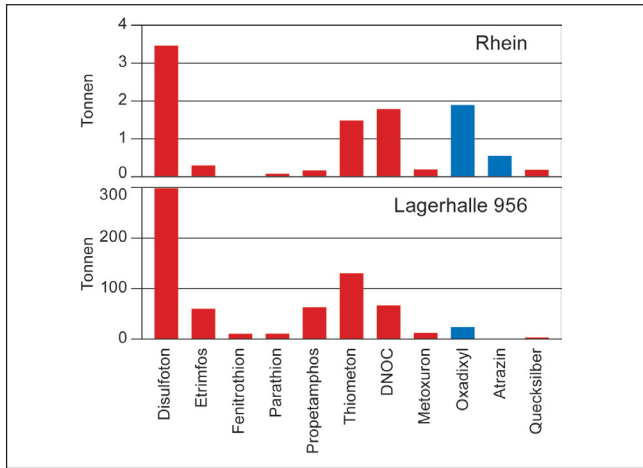


Abb. 2: Mengen der in der Lagerhalle 956 der Firma Sandoz gelagerten wichtigsten Wirkstoffe und im Rhein bei Village-Neuf unterhalb von Basel gefundene Frachten. Die Frachten im Rhein basieren auf der Einzelstoff-Konzentrationsmessung mittels Kapillargaschromatographie mit einem stickstoff-phosphorspezifischen Detektor in einer flussproportionalen Wochensammelprobe vom 27. Oktober bis 2. November 1986. Literaturhinweis (Capel et al. 1988, DKRS 1986)

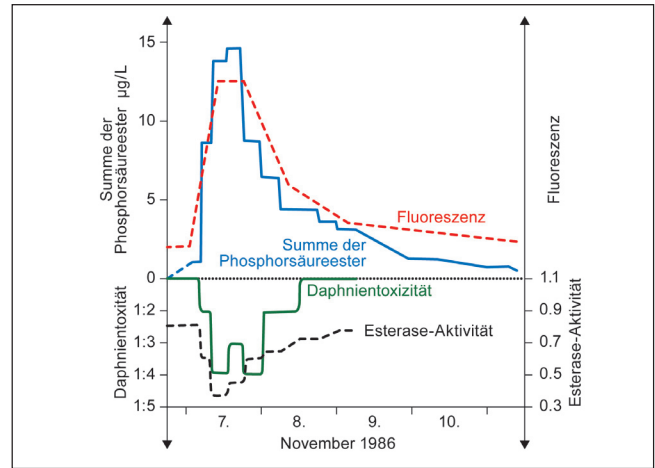


Abb. 3: Durchgang der 'Sandoz-Schadstoffwelle' in Bad Honnef in Nordrhein-Westfalen. Literaturhinweis (DKRS 1986). Die Daphnientoxizitäten sind als Verdünnungsfaktoren angegeben, bei denen die verdünnte Rheinwasserprobe für die Daphnien noch toxisch war

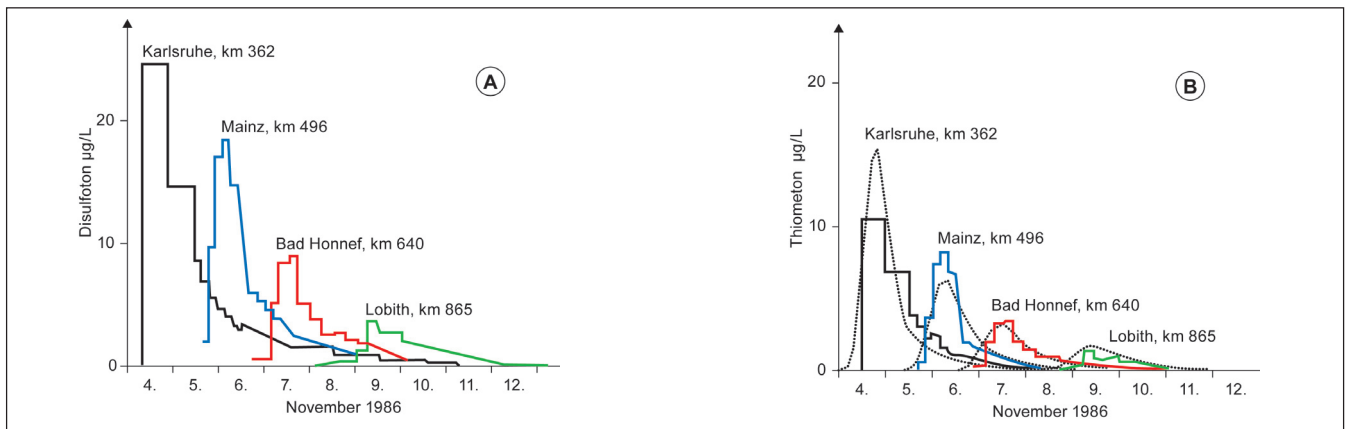


Abb. 4: Im Rhein gemessene und berechnete Konzentrationsprofile für (A) Disulfoton und (B) Thiometon. Literaturhinweis (Capel et al. 1988, DKRS 1986)

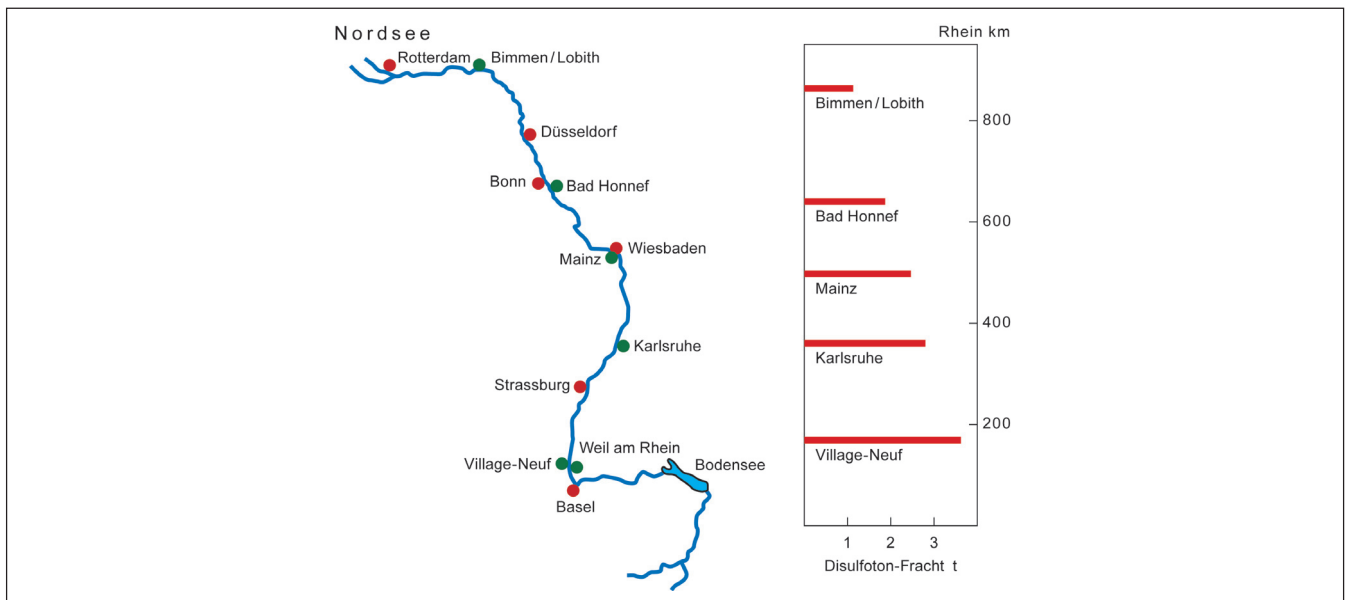


Abb. 5: An fünf Messstellen im Rhein gemessene Disulfoton-Massenflüsse (Frachten). Literaturhinweis (Capel et al. 1988)

Wie alles begann – Erlebnisbericht aus Sicht der chemischen Industrie

Umweltbewusstsein und Ökotoxikologie in unserer Gesellschaft

Rückblick auf persönliche Erfahrungen

Wolf-Rüdiger Bias

BASF Aktiengesellschaft, Carl-Bosch-Str. 38, D-67063 Ludwigshafen (ruediger.bias@basf.com)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.180>

Bitte zitieren Sie diesen Beitrag wie folgt: Bias W-R (2007): Umweltbewusstsein und Ökotoxikologie in unserer Gesellschaft. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19, Sonderheft Nr. 1, 24–29

Umweltwissenschaft versucht Natur zu beschreiben, zu analysieren und zu erklären. Erst spät hat die Ökotoxikologie einen Platz in dieser Disziplin eingenommen. Mit dem Bewusstsein für den Eingriff des Menschen in Stoffhaushalte durch erhöhte Umsätze von natürlichen Materialien, Synthese naturfremder Stoffe und geänderte Flächennutzung entstand auch die Wissenschaft der Ökotoxikologie. Sie betrachtete von Anfang an selektiv und subjektiv die spezifische Wechselwirkung der von Menschen veränderten stofflichen Umwelt und ihrer Auswirkungen auf die belebte Welt.

Im folgenden Beitrag werden die Veränderungen in unserer Umwelt und deren Anzeichen geschildert, die Anlass für die Entwicklung gesetzlicher Anforderungen im Umweltschutz sowie ökotoxikologischer Methoden gaben. Gleichfalls wird die Methodologie skizziert, die zur Erfassung von Wirkungen, zur Vorhersage und in Untersuchungsstrategien genutzt wird. Prinzipien der Risikobewertung werden geschildert sowie eine Einschätzung heute aktueller Fragestellungen und des dafür benötigten Instrumentariums.

Die Umweltprobleme in den 60er Jahren waren unter anderem durch einen schlechten Gütezustand mitteleuropäischer Gewässer geprägt, einen Anstieg epidemischer Erkrankungen von Fischen in Nord- und Ostsee, Überfischung, häufigeres Auftreten geschädigter Bäume, Kahlschläge großer Waldgebiete nicht nur in Asien und Südamerika, sondern auch in Kanada, durch Berichte über weltweiten Artenschwund und durch Publikationen über die Zunahme anthropogener stofflicher Belastungen in Mittel- und Nordeuropa, Nordamerika und Japan. Insbesondere erreichten damals Versauerung, Organika- und Schwermetall-Belastung und das globale Vorkommen langlebiger organischer Stoffe offensichtlich einen Höhepunkt. Es nahm daher nicht Wunder, dass derartige Themen zumindest in Europa die Akzente setzten in der Fortentwicklung der Studiengänge der Bereiche Biologie, Biochemie und Umweltwissenschaften. Das traf auch auf mein Studium zu. Nach mehrjährigen Forschungsarbeiten zu Themen der Anreicherung und des Stoffwechsels von Schwermetallen und deren Verbleib in Nahrungsnetzen wurde ich 1981 Mitarbeiter eines Unternehmens der chemischen Industrie. Gefragt waren meine wissenschaftlichen und methodischen Kenntnisse, um bei der Vorbereitung der Umsetzung des neuen Chemikaliengesetzes zu helfen.

1 Ökotoxikologische Tests als Instrumente des Immissionsschutzes

Reinigung von Abwässern in Kommunen und Industrie

Im Vordergrund stand in dieser Zeit die Reinigung von Abwässern in Kommunen und Industrie. Der Anschlussgrad an biologische Kläranlagen erreichte 1960 kaum 50%. Industrielle Direktionen verfügten in der Regel noch nicht über Reinigungsanlagen und schon gar nicht über biologische. In Deutschland wurde der Bau und Anschluss an biologische Kläranlagen massiv vorangetrieben. Ein Bündel von Gesetzen (Wasserhaushaltsgesetz, Wasch- und Reinigungsmittelgesetz, Phosphathöchstmengenverordnung, Abwasserabgaben-Gesetz) und technischen Regelwerken definierte die Anforderungen an Abwasserbeschaffenheit und -behandlung. Die Erkenntnis wuchs schnell, dass bestimmte Verhältnisse in Produktion und Verarbeitung nicht mehr hinnehmbar waren. Die Zeit bis hin zur flächendeckenden Umsetzung von geeigneten Maßnahmen zur Verbesserung der Situation war nach meiner Wahrnehmung im Immissionsschutz angesichts der erforderlichen milliardenschweren Investitionen erstaunlich kurz.

Der Pionierarbeit einzelner Unternehmen in Kooperation mit Behörden und Universitäten war es dabei zu verdanken, dass auch für komplexe Abwasserzusammensetzungen geeignete Reinigungsverfahren entwickelt wurden. Bis zum Jahre 1967 existierten außerhalb der Petro-Industrie weltweit keine Erfahrungen, ob Abwasser von Chemieanlagen mit einer Vielfalt im Abwasser zugleich vorliegender chemischer Stoffe überhaupt biologisch effektiv gereinigt werden kann. Pilotversuche der BASF, zuerst im Labor und später in einer kleineren Kläranlage mit 5000 EWG (Einwohnergleichwerten), legten dazu den Grundstein. Deren erfolgreicher Betrieb über mehrere Jahre gestattete den Bau einer mit 6,25 Mio. EWG gigantischen Anlage, die seit 1974 mit hohem Wirkungsgrad in Betrieb ist. Sie wurde nach neuen Erkenntnissen mehrfach modernisiert und nach weiteren grundlegenden Forschungsarbeiten zur Frage kontinuierlich erfolgreicher Nitrifikation Mitte der 90er Jahre um Nitrifikation/Denitrifikation erweitert.

Mit hohen Wirkungsgraden bezüglich der BSB¹-, CSB²- oder Ammonium-Elimination waren aber in Deutschland in der Abwasserreinigung nicht alle Ziele erreicht. Das Augenmerk fiel nach anfänglicher Konzentration auf Summenparameter verstärkt auf **Einzelstoffe**, die aufgrund ihrer Menge und Eigenschaften Anlass gaben, weitere Minderungen anzustreben. Hintergrund war dabei vor allem das Ziel, **Klärschlämme** in ihrer Zusammensetzung so verträglich zu gestalten, dass sie auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden können.

Schritte zur Reduktion von Emissionen wurden national mit viel Verve durchgesetzt. Als sich die künftige Forderung nach systematischer Prüfung von Stoffen im **Chemikalienrecht** andeutete, wurden in Deutschland dafür in einem DIN-Normungskreis gemeinsam von Mitarbeitern aus Industrie, Behörden und Universitäten entsprechende **Testverfahren** entwickelt. Dieses waren die Prüfungen zur Wirkung von Stoffen auf Fische, Wasserflöhe, Algen, höhere Pflanzen, Regenwürmer und Bodeninsekten. Häufig ging man dazu von Protokollen aus, die bereits für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln in Entwicklung oder in der Literatur beschrieben waren, die aber noch nicht ausreichend auf ihre Stabilität und Reproduzierbarkeit in Reihenuntersuchungen überprüft worden waren. Insbesondere wurden Fragen der Substrat-Eignung und Wechselwirkung mit Stoffen, der Nahrungsqualität und der Pufferkapazität überprüft. Auf Basis dieser Versuchsreihen konnten Prüfprotokolle erarbeitet werden, die gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse mit den standardisierten Verfahren erlaubten. Die aquatischen Testverfahren wurden in Modifikationen gleichfalls für die Anwendbarkeit im Abwasserbereich etabliert. Ergänzend wurden dafür Tests zur Prüfung auf Bakterientoxizität und auf biologische Abbaubarkeit entwickelt.

Als Instrument zur Verbesserung der Abwasserbeschaffenheit wurde mit Inkrafttreten des **Abwasserabgabengesetzes** der **Test auf Fischgiftigkeit** eingeführt. Das Ziel der Qualitätsverbesserung wurde über eine Doppelstrategie verfolgt. Einerseits wurden zunächst die anerkannten Regeln der Technik als Maßstab für Abwasser- und Abluft-Reinigung, später dann der Stand der Technik zugrunde gelegt. Andererseits wurde das Abwasser auf seine Wirkung gegen Fische geprüft. Zeigte diese Prüfung Wirkung, so wurde deren Höhe zur Bemessung der Abwasserabgabe herangezogen. Die dafür zu entrichtenden Beträge wiederum zeigten ebenfalls Wirkung. Es wurde systematisch nach der Quelle toxischer Belastungen im Abwasser gesucht. Dazu wurden die Abwasserteilströme zunächst zur Beurteilung der Frage nach dem Behandlungserfolg in einer biologischen Kläranlage auf biologische Abbaubarkeit und bakterielle Toxizität sowie in weiteren Biotests auf Ökotoxizität geprüft. Nach deren Identifikation konnten in der Regel Gegenmaßnahmen wie Prozessanpassungen oder Vorbehandlung eingeleitet werden. Die Qualitätsverbesserungen im Bereich Abwassermeidung und -behandlung über die Jahre 1975–2000 im mitteleuropäischen Raum sind eindrucksvoll und vielfach dokumentiert. Sie haben zu einem erfreulichen Zustand der Gewässergüte geführt.

¹ Biologischer Sauerstoffbedarf

² Chemischer Sauerstoffbedarf

Gleichwohl ging es in der Frage, welche der Biotests auch Abgaben-Relevanz haben sollten, lange Zeit strittig zu. Während eine schädliche Wirkung einer Stoff- oder Abwasserkonzentration auf Fische oder Wasserflöhe im Labortest als erster Hinweis auf derartige Wirkung im Freiland verstanden werden kann, gilt das für Indikatortests nicht generell. An Fischen und Wasserflöhen sind etwa die Endpunkte Letalität oder Schwimmfähigkeit eindeutige Toxizitäts-Kriterien. Die nachlassende Lumineszenz etwa einer Leuchtbakterien-Kultur bei einer gewissen Stoff- oder Abwasserkonzentration gibt aber keine Auskunft über deren toxische Wirkung. Die Reaktionen der Lumineszenz-Abnahme wurde gerne für die Prüfung auf ein schädliches Potenzial eingesetzt, da sie schnell Auskunft über ein *mögliches* Wirkpotenzial gibt. Die erhaltenen Signale können zu einer Überschätzung eines toxischen Potenzials führen. Betreiber können aufgrund dieser vorläufigen Information Emissionsbegrenzungen vornehmen. Nach eigenen Forschungsarbeiten geht jedoch die Abnahme der Lumineszenz bei gleichen Stoffkonzentrationen nicht parallel mit vermindertem Populationswachstum der Leuchtbakterien einher. Stoffe können bereits bei Konzentrationen eine Reduktion der Lumineszenz von Leuchtbakterien bewirken, die bei Überschreitung um mehr als eine Größenordnung keine Hemmung des Kulturenwachstums zur Folge haben. Man verzichtete nach einiger Diskussion daher auf die Forderung, eine Abgabe für ein konservativ überschätztes Potenzial entrichten zu müssen.

2 Ökotoxikologische Aspekte im Chemikalienrecht und in der Stoffbewertung

Die Biotests, die in der Abwasserprüfung zur Anwendung kamen, waren z.T. bereits für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln oder im Hinblick auf die zunehmenden Anforderungen in der Chemikaliengesetzgebung entwickelt worden. Die Basis bildete hier die 1967 in Europa verabschiedete erste **Chemikalien-Richtlinie** (67/548 EWG).

Dieses Gesetz war gedacht zur Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung 'gefährlicher Stoffe' und hatte zum Ziel, die Kommunikation und den Umgang mit gefährlichen Stoffen zu verbessern. Es wurde seither neun mal novelliert und erfuhr 28 Anpassungen an den technischen Fortschritt. Um 'gefährliche' Eigenschaften – darunter versteht man die Eigenschaften giftig, explosionsgefährlich, brandfördernd, entzündlich, ätzend, reizend, sensibilisierend, erbgutverändernd, krebserzeugend, fruchtschädigend – erkennen zu können, müssen diese erst einmal bestimmt werden.

Die Forderung, derartige Eigenschaften zu bestimmen, war in den ersten Fassungen des Chemikaliengesetzes noch gar nicht enthalten. Auch das 1976 in den USA vom Kongress verabschiedete 'Toxic Substances Control Act' (TSCA), ein Analogon zum europäischen Chemikaliengesetz, sah und sieht bis heute keine verpflichtenden Prüfungen von Stoffen auf ihre Eigenschaften vor. Es verpflichtet aber, alle sicherheitsrelevante Information zu Stoffen auch den Behörden mitzuteilen. Ferner sieht es hohe Haftungsstrafen vor, sofern ein Stoff bei vorgesehenem Umgang dennoch zu Schäden von Mensch oder Umwelt führt. Auch das war eine Motivation, Methodenentwicklung und Standardisierung zu

toxikologischen und ökotoxikologischen Eigenschaften von Stoffen voranzutreiben. Es erklärt weiterhin den Umfang der 'Amerikanischen Standard-Methoden-Sammlung' (ASTM). Die dort niedergelegten Prüfungen werden allerdings nach den TSCA Statuten nicht formal gefordert, sondern es ist in das Ermessen der Hersteller oder Anwender gestellt, welche Prüfungen und welche Protokolle sie daraus verwenden.

Der Wunsch, Stoffe auf ihre Wirkung beurteilen und damit sicher einsetzen zu können, gab den Anstoß zur **Entwicklung von Standardmethoden** in mehreren Ländern. Die nationalen Aktivitäten zur Methodenentwicklung in den USA, Deutschland, den Niederlanden und Großbritannien wurden im Zuge der Internationalisierung auch auf entsprechenden Plattformen gemeinsam vorangetrieben. Maßgeblich hat die OECD unter Nutzung der Vorarbeit zu Methoden bei ISO, DIN, CEN, ASTM, NENL, ECB, ECVAM u.a. im Auftrag des Rates seit 1979 zum Schutz von Mensch und Umwelt weltweit zu akzeptierende Prüfrichtlinien erarbeitet.

Anstöße für weitergehende Forderungen zu Prüfungen wie auch zur Verbesserung der Bewertungsarbeit waren fast immer weithin wahrnehmbare Missstände oder gar katastrophale Ereignisse. Schaumberge schwer abbaubarer Tenside in den 50er Jahren gaben Anlass für die Konzeption des Wasserhaushaltsgesetzes 1956. Mehrere, auch in der Öffentlichkeit stark wahrgenommene, Umweltunfälle aus industriellen Prozessen hatten Nachwirkungen hinsichtlich chemikalienrechtlicher Regelungen: Die Emission des Pflanzenschutzmittels Endosulfan im Jahre 1969 mit massivem Fischsterben als Folge, die langfristige Kontamination durch Dioxine in Seveso im Rahmen einer aus der Kontrolle geratenen Reaktion im Jahr 1976, die Freisetzung einer Reihe von Pflanzenschutzmitteln mit dem Löschwasser nach einem Brand bei Sandoz in Schweizerhalle 1986.

Die Chemikalienhersteller reagierten bei derartigen Ereignissen schnell. Die technischen Möglichkeiten etwa, Tenside so zu konstruieren, dass sie den hohen Ansprüchen an die technische Funktion und den Belangen des Umweltschutzes entsprechen, wurden in langjähriger Forschungsarbeit sondiert (**Box 1**). Die Forschungsaspekte umfassten dabei folgende Fragen: Welche Molekülstrukturen d.h. Kettenlängen, Verzweigungsgrad, funktionelle Gruppen korrelieren

Box 1

Beispiel: Waschmittel

- Synthetische Tenside sind klassischen Seifen (Alkali-Fettsäuren) überlegen, aber ...
 - Poly-Phosphate führten zu → Eutrophierung
 - Tetrapropylbenzolsulfonat führte zu → Schaumbergen, weil langsamer Abbau
 - Alkylphenoethoxylate führten zu → langsamem Abbau, toxischen Metaboliten
- **Folge:** Unerwünschte Nebeneffekte initiierten hohen Forschungsaufwand für die Entwicklung vollständig abbaubarer, schaumgebremster, nicht kennzeichnungs-pflichtiger Tenside
- **Optimierung** zwischen Scylla und Charybdis: Waschkraft < > Abbaubarkeit < > Ökotoxizität
- **Erfolg:** LAS, Polycarboxylate, Zeolithe, Enzyme, Niedrigtemperaturbleichmittel

- a) mit welchen Wascheigenschaften?
- b) mit welchen biologischen Abbaueigenschaften?
- c) mit welcher Ökotoxizität?

Ein erheblicher Teil der Forschung ging dabei in die Vorarbeiten ein, nämlich in die Bereitstellung geeigneter Prüfmethoden, um zuverlässig das Verhalten unter a), b) und c) zu bestimmen.

Die europäische Wirtschaftsgemeinschaft förderte die Entwicklung des gemeinsamen Binnenmarktes vor allem durch ein **gemeinschaftliches Umweltrecht**, welches zusehends Vorrang vor nationalen Umweltgesetzen erlangte. Bis 1992 hatte sich die Gemeinschaft bereits rund 1600 Umweltgesetze gegeben. Seither ist eine anhaltend hohe Proliferationsrate von jährlich etwa 50 neuen oder novellierten Umweltgesetzen aus Brüssel zu konstatieren. Bedrohlich daran erscheint allerdings die Tatsache, dass die Bemühungen um Rechtsvereinfachung, Kodifizierung oder aber zumindest Konsolidierung nicht mal mehr mit dem Tempo des Erlasses neuer oder novellierter Regelungen Schritt halten können. Selbst das in 2006 verabschiedete neue europäische Chemikalienrecht, REACH, welches das komplexeste Gesetzesvorhaben der Gemeinschaft seit ihrer Gründung darstellt und zu einer massiven Vereinfachung des Chemikalienrechts beitragen sollte, konnte weder das Versprechen der Vereinfachung einlösen, noch die Anzahl von Gesetzes-Neuemissionen im Umwelt-Kontext und in verwandten Bereichen bremsen.

1982 trat mit der 6. Änderung ein in vielen Punkten gegenüber der Richtlinie 67/548 EWG geändertes **Chemikaliengesetz** in Kraft. Es sah eine Unterscheidung zwischen Altstoffen – die schon vor Inkrafttreten des neuen Gesetzes in Europa vermarktet wurden – und Neustoffen vor. Neustoffe sind danach je nach vermarkteter Menge pro Hersteller und Jahr mit bestimmten Prüfnachweisen anzumelden. Zu Altstoffen, zu deren Eigenschaften man schon einiges wusste, wurde ein Ermächtigungsparagraph eingeführt, der in besonderen Fällen zu Forderungen nach Prüfdaten legitimiert. Um sinnfällige Informationen bereitzustellen, statt im Zuge einer Ermächtigung gegebenenfalls formalen Forderungen Folge leisten zu müssen, wurde 1982 in Deutschland das 'Beratergremium für Umweltrelevante Altstoffe' (BUA) ins Leben gerufen. Ziel dieses paritätisch aus Vertretern von Behörden, Industrie und Universitäten besetzten Gremiums war die systematische Zusammenstellung von vorhandenen Informationen (Stoffberichte) und Prüfung bei essenziellen Datenlücken von Altstoffen auf freiwilliger Basis. Hier setzte man sich in erster Linie mit Stoffverbleib sowie den toxikologischen und ökologischen Eigenschaftsprofilen auseinander. Das Wissen zur Verwendung dieser Stoffe und zur resultierenden Exposition von Mensch und Umwelt blieb allerdings unvollkommen, zumal es keine rechtliche Basis für das Einfordern solcher Informationen seitens der Verwender gab. Insofern gelang es gelegentlich nicht, bezüglich weiterer benötigter Information zur Beurteilung des Risikos im Umgang mit diesen Stoffen Konsens zu erzielen. Im Laufe von fast 25 Jahren wurden ca. 300 Stoffe anhand der vorhandenen und freiwillig generierten Kenntnisse in ihren Stoffeigenschaften und ihrem Verhalten in der Umwelt bewertet. Eine zufriedenstellende Risikobewertung konnte jedoch nicht

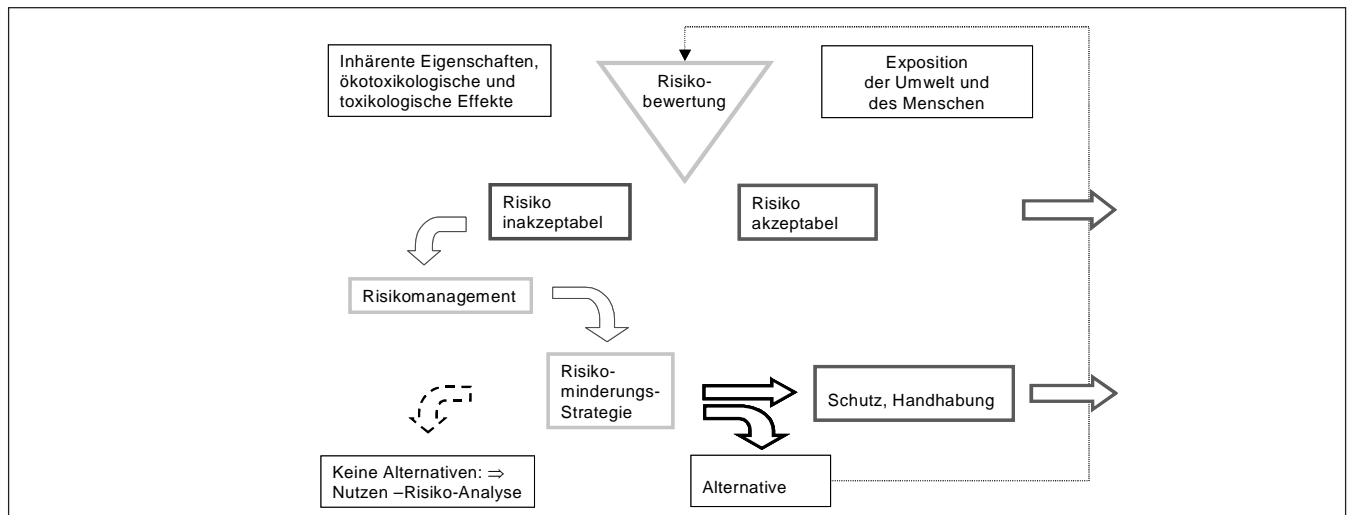


Abb. 1: Prozess der Risikobewertung und -kontrolle

geleistet werden. Den Prozess der Risikobewertung und -kontrolle aus heutiger Sicht zeigt **Abb. 1** (s.a. REACh, S. 28 einschl. Kap. 3, S. 29).

Unbefriedigend blieb auch, dass dieses freiwillige Programm nur auf Ebene eines Landes durchgeführt wurde. Eine erfolgreiche Umsetzung der Bewertung und ihrer Konsequenzen erforderte eigentlich internationale oder zumindest von Europa gemeinschaftlich zu tragende Bewertungen.

Abhilfe zu den Kritikpunkten erwartete man sich von der 1993 und 1994 in der Europäischen Gemeinschaft in Kraft gesetzten **Altstoff-Verordnung** (93/793EC), sowie von der **Bewertungsrichtlinie** 1488/94EC. Sie sahen eine Mitteilung aller in der Gemeinschaft vermarkteten Stoffe mit einem Volumen von mehr als 10 Tonnen pro Jahr vor. Für Stoffe mit mehr als 1000 t/a hatte die Bewertung auf einer Mindest-Informationsgrundlage zu erfolgen. Der Vorteil der Verordnung war, dass die großvolumigen Stoffe, mit denen man es in Europa zu tun hatte, nun erfasst wurden. Aus diesen wurden Stoffe besonders hoher Priorität ausgewählt und in mehreren Tranchen einer gemeinschaftlichen Bewertung unterzogen. Der langwierige Bewertungsprozess offenbarte einen gravierenden Webfehler der Verordnung. Der Gesetzgeber hatte die Informationspflichten zu Eigenschaften *und* Anwendungen *sowie* Exposition allein dem Hersteller/Importeur auferlegt. Es zeigte sich schnell, dass ohne Einbeziehung aller verantwortlichen Akteure in der Wertschöpfungskette mit ihrem speziellen Wissen die Information über Anwendung, Verwendung und Exposition nicht beigebracht werden kann. In Ermangelung solcher Information fokussierte die Debatte umso stärker auf Eigenschaftsprofile von Stoffen und verlor sich dort oft in Details. Die Folge war: Die Bewertung verlief unvollständig und sehr schleppend.

Es brauchte viele weitere Jahre, um aus dieser Schlussfolgerung und der behäbigen Altstoffbearbeitung zur Konzeption eines neuen Gesetzes zu kommen, welches sehr weitgehend auf die Eigenverantwortung der Industrie, und zwar auf die aller Akteure, setzte, nämlich REACh.

Der Lernprozess von der Einstufung einer Chemikalie bis hin zu einer Lebenszyklus-Risikobewertung ist ein sehr langsamer gewesen. Er war geprägt durch Versuche, Lücken zu

Stoffeigenschaften einerseits erkenntnistheoretisch, andererseits sehr formal zu schließen, durch Philosophiewechsel in der Frage der Expositionserfassung (ist nur der Hersteller oder auch der Weiterverarbeiter für diese Information verantwortlich?), durch zu viel Wissenschaftlichkeit, durch – aus Sicht der chemischen Industrie – zu wenig Pragmatismus.

Am Anfang stand der Wunsch, vor als gefährlich eingestuftem Stoffen zu warnen und die Ausprägung der Gefährlichkeit durch Kategorien auszudrücken. Bald wurden die Einstufungen genutzt, um daran auch technische Bedingungen zu knüpfen. Obwohl die Einstufungen nur ein Gefahrenpotenzial ausdrücken, knüpften zahlreiche neue EU-Gesetze daran an und verbanden damit Forderungen, wie mit Stoffen aufgrund ihrer Einstufung jeweils umzugehen sei. Ähnliches galt für die nur in Deutschland etablierte Wassergefährdungsklasse. Sie wurde ursprünglich – aus praktischen Erwägungen, denn diese Information lag für Stoffe zumeist vor – bestimmt aus der Toxizität eines Stoffes gegenüber Fischen, Bakterien und einer Nagerart. Die Verknüpfung der Toxizitätswerte führte jeweils zu einer Mittelung. Nach der Berechnungsformel konnte beispielsweise eine hohe aquatische Toxizität durch eine geringe Nagertoxizität teilweise kompensiert werden. Da bis hin in den absurden Dosisbereich von 10 g/kg Körpergewicht dosiert wurde, konnte eine bis zu dieser Höhe gegen Nager unschädliche Substanz eine ggf. hohe Fischtoxizität egalieren.

Diesem Unsinn kam man erst anlässlich der Folgen der Löschwassereinleitung in den Rhein nach einem Brand bei Sandoz im Jahre 1986 auf die Spur. Trotz relativ niedriger Einstufung in Wassergefährdungsklassen war nämlich ein massives Fischsterben in den belasteten Gewässern zu beklagen. Eine isolierte Betrachtung der Toxizität einiger der emittierten Stoffe gegen Fische oder Wasserflöhe zeigte, dass diese durch die Berechnungsformel praktisch 'schön gerechnet' wurden. In einer ad hoc Initiative einiger großer Chemiefirmen wurde alsbald eine **Revision des Einstufungsverfahrens** in Gang gesetzt.

Mit dem Aufschwung von Biotests als Instrumente der Emissionsüberwachung und im Sinne des Immissionsschutzes kam der Wunsch nach **hoch sensitiven Testverfahren** auf, die 1) in situ Monitoring zur Alarmierung/Gefahrenabwehr aus-

lösung und 2) eine Bewertung der Gewässergüte ermöglichen sollten. Im DIN Arbeitskreis 'Suborganismische Testverfahren' wurden dazu Methoden betrachtet, die als *in vitro* Reaktion stellvertretend für und schneller als entsprechende integrale Organismen Schadwirkungspotenziale anzeigen sollten. Angefangen von klassischen Enzymtests wie dem Cholinesterase-Hemmtest, über Redox-Potenzial-Änderungen immobilisierter Algenzellen, Lumineszenz-Hemmtest mit lyophilisierten Leuchtbakterien, Rezeptor-Bindungsstudien bis hin zu diversen Zelltests wurden mit diesen Systemen wertvolle Erfahrungen zu Angriffs-Mechanismen und Wirkorten von Stoffen gesammelt. Die meisten Tests fanden jedoch weder im Sinne eines Immissions-Monitorings noch für die Risikobewertung Verwendung. Warum?

Zunächst mal war die Belastung der Umwelt in Mitteleuropa durch anthropogene Stoffe Anfang der 90er Jahre so stark zurückgegangen, dass der Bedarf für flächendeckendes Monitoring nicht mehr bestand. Zudem waren und sind die Standzeiten derartiger Systeme relativ kurz und verursachen bei kontinuierlichem oder semikontinuierlichem Betrieb erheblichen Aufwand. Drittens waren mittlerweile die Kontrollsysteme für nicht spezifikationsgerechte Emissionen jeweils an den Emissionsquellen installiert, um schneller reagieren zu können. Viertens zeigten die biologisch-ökologischen Gewässergüteindikatoren wie o.a. einen befriedigenden Gesamtzustand der Situation.

Im Sinne einer Bewertung kamen und kommen derartige Systeme ebenfalls nicht in Betracht, da ihre Aussagekraft weit hinter der von integralen Organismen und erst recht hinter der von Organismen in Lebensgemeinschaften zurückbleibt. Nur solche Signale, die ein eindeutiges Indiz für die Manifestation schädlicher Folgewirkungen einer Substanz bei der einwirkenden Konzentration an intakten Organismen unter realitätsnahen Bedingungen geben, erlauben auch die Bewertung einer Schädigung. Gleichwohl haben diverse der dort entwickelten oder in der Entwicklung angestoßenen Tests heute ihre Einsatzbereiche gefunden, um Schadpotenziale zu identifizieren oder Mechanismen zu diagnostizieren.

Das Arsenal von für die Risikobewertung von Industriechemikalien benötigten **ökotoxikologischen Standard-Methoden** hat sich zur Überraschung vieler über die letzten 20 Jahre nicht nennenswert verändert. Der Grund dafür ist weder die mangelnde Kreativität der Ökologen noch eine bereits hinlänglich ausgefeilte Teststrategie. Vielmehr liegt das daran, dass diese Chemikalien nicht als Wirkstoffe in der Umwelt eingesetzt werden. Man hat einerseits gelernt, für die gewünschten Funktionen Stoffe einzusetzen, die bei unvermeidbarer Freisetzung umweltverträglich sind und andererseits Technologien weiterentwickelt, die gestatten, eine Freisetzung gefährlicher Stoffe gering zu halten. Entscheidend ist, dass man heute ein besseres Verständnis mitbringt für die Eignung von Stoffeigenschaften, die für einen *weit gestreuten Einsatz* in Betracht kommen. Die Diskrepanz zwischen den Erwartungen an eine Risikobewertung und der Wirklichkeit zeigt **Box 2**.

Gleichwohl haben wir heute auch in dem in Kürze in Kraft tretenden REACH immer noch formale, Jahresmengen-gesteuerte Prüfanforderungen. Ein Hinterfragen der Exposi-

Box 2

Erwartungen ...

- Prüfung mit einer Vielfalt von Organismen
- Zunehmende Bedeutung von Ökosystem-Prüfungen
- Ersatz von *in vivo* durch *in vitro* Testsysteme
- Invertebraten als Stellvertreter für höhere Organismen

... und Wirklichkeit

- Beschränkung auf wenige Arten
- Verzicht auf Biozönose-Prüfungen
- geringe Anwendbarkeit von *in vitro* Tests, Einsatz primär zur mechanistischen Untersuchung
- Aussagekraft einzelner Stellvertreterorganismen gering

tionsvoraussetzungen sollte eigentlich *immer* Vorrang haben vor formalen Prüfpflichten. Das ist für die vielen Stoffe im untersten Mengenband nicht der Fall. Im Regelfall ist nicht davon auszugehen, dass Stoffe, die lediglich in Mengen von 1–10 t/a hergestellt oder importiert werden in solchen Mengen in die Umwelt freigesetzt werden, dass von ihnen eine schädliche Wirkung ausgehen könnte. Aquatische Toxizitätstests sollten damit eigentlich erst erforderlich werden, sofern die vorgesehene Verwendung primär einen Eintrag in die Umwelt vorsieht. Diese Abklärung müssten Hersteller/Importeure dann allerdings pflichtgemäß vor Beginn der Erfüllung der formalen Prüfanforderungen leisten. Leider wurden bei den Bestimmungen nach Spalte 2 der Anhänge VII bis X als Gründe für Abweichungen von den Anforderungen nur bereits vorhandene Erkenntnisse zur Öko/Toxikologie oder aber die praktische Nicht-Durchführbarkeit unter wissenschaftlichen Aspekten vorgesehen. Nach Anhang XI ist darüber hinaus für Abweichungen von den Forderungen der Anhänge VIII–X auch nicht gegebene Exposition als Grund akzeptabel. Insofern relativieren sich für zahlreiche Stoffe der höheren Volumen-Bänder die aufgeführten Prüfanforderungen. Sie sind eher als Prüfvorschläge zu verstehen, für den Fall, dass aufgrund als wahrscheinlich anzunehmender Exposition und der Gesamtdatenlage unter Berücksichtigung von Informationen zur Säugertoxizität noch weitergehender Informationsbedarf besteht. Das gilt in besonderem Maße für die Frage, ob über die Kenntnis zur Wirkung auf aquatische Organismen hinaus noch solche zur Wirkung gegenüber Bodenorganismen oder Vögeln benötigt werden.

Weitere Kenntnisse zu Bodenorganismen erscheinen in der Regel als überflüssig, da flächige Bodenbelastungen durch Vermeidungsstrategien, PBT³- und vPvB⁴-Bewertung und entsprechendes Risikomanagement in der Regel nicht mehr relevant sind. Lokalen Belastungen hingegen ist durch den lokalen Vollzug zu begegnen. Ausgehend von dem in der EU-Stoffbewertung festgelegten Grundgedanken, dass die Prüfung von Vertretern drei trophischer Niveaus unter Anwendung eines Sicherheitsfaktors das Aufspannen eines Schutzschildes erlaubt, der mehr als 95% aller Arten in ihrer Empfindlichkeit abdeckt, sind Prüfungen an weiteren terrestrischen Organismen für Industriechemikalien im Ge-

³ PBT= persistent, bioaccumulative and toxic substances; internat. Konventionen zur Ausprägung der Merkmale

⁴ vPvB=very persistent and very bioaccumulative substances; internat. Konventionen zur Ausprägung der Merkmale

gensatz zur Prüfung von Pflanzenschutzmitteln entbehrlich. Das gilt nach meiner Auffassung grundsätzlich auch für die Bestimmung der Toxizität gegenüber Vögeln.

Besondere Aufmerksamkeit hatte in der letzten Dekade das Thema 'Endokrine Effekte' erlangt. Wieder waren Berichte über Effekte auf einige Populationen und Habitate, die sich als Folge von Unwissenheit in der Historie oder auch allzu unbekümmerten Wirtschaftens ergaben, der Auslöser. Eine dadurch initiierte Welle neuer Forschungen und intensiver Bestandsbeobachtungen hat uns seitdem zu vielen neuen Erkenntnissen verholfen. Sie hat die Kommunikation zwischen denjenigen, die primär isolierte Betrachtungen an Organen oder Gewebe zu Physiologie, Histologie oder Molekularbiologie betreiben und denen, mit Kompetenz zu Autökologie, Bestandskunde und Populationsdynamik gefördert. Sie hat die wesentlichen Elemente ökologischer Forschung, die beobachtende und beschreibende Biologie und die mechanistisch analytische und erklärende Biologie gemeinschaftlich auf den Plan gerufen. Trotz der Entdeckung interessanter Wirkpotenziale von Stoffen und mancher ihrer physiologischen Ansatzpunkte wird heute deutlich, dass nur einige wenige Wirkstoffe ein Bedrohungspotenzial dieser Art besitzen. Auch zeigte sich erneut, dass mechanistische Verfahren hilfreich bei der Identifikation und Erklärung gewisser Funktionen sind. Die Identifikation von Schädigungspotenzialen bleibt aber nahezu ausschließlich hoch integrierten Testverfahren vorbehalten.

3 Überlegungen zur Bewertungsphilosophie und Ausblick

Die Konvention, mit Hilfe des jeweils sensitivsten Wirktests aus den Vertretern dreier Ordnungen, nämlich Fischen, Gliederfüßern und Grünalgen das **Schutzniveau für die Gesamtheit der ggf. betroffenen Organismen** festzulegen, fußte auf statistischen Auswertungen einiger hundert aquatischer Tests mit verschiedenen Spezies. Es zeigte sich dabei, dass der jeweils empfindlichste Vertreter der drei o.a. aufgeführten Ordnungen in mehr als 95% aller Fälle die empfindlichste Spezies aller gegenüber diesem Stoff getesteten Organismen stellte. Die höchste Empfindlichkeit diverser Prüforganismen im ausgewerteten Kollektiv wurde also nahezu vollständig durch einen der drei Vertreter abgebildet. Diese Konvention erleichterte die Bewertung in der Ökotoxikologie durch Anwendung eines sehr einfachen Schemas. Sie führte aber auch in ein Dilemma. Das Wachstum einer Algenkultur reagiert sensibel auf Veränderungen der Kulturbedingungen. So finden *in situ* nebeneinander existierende Algenarten in schnellem Wechsel jeweils Bedingungen vor, die ihr Wachstum mal begünstigen, mal reduzieren und mal zum Stillstand bringen. Im Zusammenspiel mit oft zwanzig oder mehr konkurrierenden Algen-Spezies ergeben sich so Sukzessionen und Fluktuation, beeinflusst durch Nährstoff-Angebot und -Verknappung, Licht, Temperatur, Komplexbildner, Auxine, Hemmstoffe, Fraßdruck. Stagnation oder verlangsamtes Wachstum einer Algenkultur ist daher nicht a priori als Toxizität zu werten. Auskunft über eine Schädigung der Alge unter Testbedingungen kann im allgemeinen erst eine Prüfung der Vitalität eines Inokulums aus der stagnierenden Kultur nach Überimpfung in eine Kontrolle geben. Die Tatsache, dass die erhaltene Antwort in der Regel keinen Hinweis auf eine Toxizitätsschwelle gibt, erfüllt den Bewertenden mit Unbehagen. Es

ist daher Zeit, darüber nachzudenken, ob nicht eine andere nicht notwendigerweise photoassimilierende Spezies aus dem Tierreich an die Stelle der Grünalgen treten kann um ein eindeutiges Signal zur Toxizität zu erhalten. Zwischenzeitlich finden sich erheblich mehr publizierte Daten zur Ökotoxizität von Industriechemikalien, sodass heute eine erneute statistische Auswertung möglicherweise eine bessere Grundlage für diesen Ansatz liefern könnte.

Im Bereich der **Pflanzenschutzmittel** hatte es über Jahre hinweg eine Ausweitung der Testanforderungen gegeben. Das ist z.T. durch die große Zahl der möglicherweise betroffenen Nicht-Zielorganismen gerechtfertigt. Zum Teil wurde aber auch versäumt, bei der Erweiterung der Anforderungen zu Wirkungstests alte Zöpfe abzuschneiden. Primär ging der Trend aber in Richtung 'Fate'-Studien, da für die Beantwortung der Frage nach Wirkungen die Kenntnis zur Langzeit-Stabilität und der Verteilung von Stoffen nach bestimmungsgemäßer Ausbringung entscheidend ist. Der Expositionsaspekt hat damit in Ergänzung zur Entwicklung von Strategien wie häufigem Wirkstoffwechsel zur Vermeidung von Resistenzen und Anreicherung, sowie zur Mosaikstruktur von Kulturen und Wirkstoffanwendungen zur Verbesserung der 'resilience' erhebliche Bedeutung für die Festlegung der Untersuchungsstrategie.

Der Expositionsaspekt als Komplement zur **Wirkungsbewertung von Industriechemikalien** ist auch heute trotz eines geschärften Bewusstseins für seine Bedeutung noch schwierig zu erfassen. Anders als im Pflanzenschutz mit seinen sehr präzisen Vorgaben für die bestimmungsgemäße Anwendung eines Produktes ist die Variabilität von Verwendung und Einsatzmengen im Bereich Industriechemikalien viel größer, die Bereitschaft der Anwender aber, dazu Angaben zur Verfügung zu stellen, aus verständlichen Gründen gering. Ein erster Ausweg ist es, über Annahmen und Modellierung Vorstellungen von der Expositionshöhe zu gewinnen. Dieser erweist sich in der Praxis oft als nicht zielführend. Er setzt in Abwesenheit von Kenntnissen zur Realität und Repräsentativität in der Regel auf sehr konservative Abschätzungen. Die sich daraus errechneten vermeintlichen Belastungen sind häufig höher als sie das Wirkprofil eines Stoffes zulässt. Ein vernünftiger Weg aus dieser Unkenntnis erfordert mehr Messungen als heute üblicherweise vorgenommen werden. Natürlich steht die Frage nach der Repräsentativität auch dafür am Anfang. Eine gute Abschätzung der Expositionshöhe ist aber die beste Basis für die Beantwortung der Frage, welche Kenntnis zur Wirkung benötigt wird. Ihr kommt deshalb die gleiche Bedeutung zu wie der ständigen erkenntnistheoretischen Verbesserung unseres Wissens zu Stoffeigenschaften. Sie erlaubt zunehmend Rückschlüsse auf potente Schadstoffe und deren Wirkungsgrenzen. Mit Vertrauen auf eine gute Datenbasis lassen sich statistisch Grenzen von Wirkungen ermitteln, unterhalb derer Expositions-konzentrationen nicht mehr relevant sind.

Danksagung. Meinen Kolleginnen, Frau Dr. Sabine Zok und Frau Dr. Susanne Demharter, danke ich für kritisches 'Sparing' in der Fertigstellung des Manuskripts. Meinem Arbeitgeber, der BASF Aktiengesellschaft, Ludwigshafen danke ich für ein stets liberales Klima, welches eine faire und sachliche Diskussion und umweltgerechtes Handeln ermöglichte.

Ökotoxikologie: 'Ecospeak' oder Wissenschaft?

Versuch einer politischen und wissenschaftlichen Standortbestimmung

Hans Toni Ratte

RWTH Aachen, Institut für Umweltforschung (Biologie V), Worringerweg 1, D-52056 Aachen (toni.ratte@bio5.rwth-aachen.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.179>

Bitte zitieren Sie diesen Beitrag wie folgt: Ratte HT (2007): Versuch einer politischen und wissenschaftlichen Standortbestimmung. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19, Sonderheft Nr. 1, 30–34

Zusammenfassung

Der Beitrag untersucht kritisch, inwieweit verschiedene Begriffsbildungen und Anwendungen aus dem Fachgebiet der Ökotoxikologie das Attribut 'wissenschaftlich' verdienen. Hierzu zählen u.a. verharmlosende Namen für Biotests und oftmals nahezu reflexhaft verwendete Slogans wie 'vom Molekül zum Ökosystem' – solcherart Wortzusammenstellungen werden als 'ecospeak' bezeichnet. Der Autor erläutert, wie z.B. der letztgenannte Slogan zu einer wissenschaftlich nicht begründbaren Suggestion der Extrapolierbarkeit molekularer Mechanismen auf die Ebene des Individuums und der Population führt. Er hinterfragt den Glauben, mit Hilfe mechanistischer Konzepte und Modelle das Verhalten von Lebensgemeinschaften und die Biodiversität von Standorten in der freien Landschaft vorhersagen zu können. Als problematisch wird auch der unkritische Einsatz von Spezies-Empfindlichkeitsverteilungen und die NOEC-Bestimmung bei Resultaten aus Mesokosmosversuchen gesehen. Der Autor kritisiert fehlende Umweltstandards für die freie Landschaft und plädiert für eine deutliche Verbesserung der Forschungspolitik und -förderung. Die bewusst subjektiven Einschätzungen zielen darauf, eine möglichst breite Diskussion über den aktuellen Stand in der Ökotoxikologie anzustoßen.

Schlagwörter: Förderung; Forschungspolitik; Mesokosmos; Monitoring Biozönose; Schutzziele; Signifikanz; Spezies-Empfindlichkeitsverteilungen; Statistik; Wissenschaftlichkeit, Sprache

Einleitung

In 20 Jahren aktiver ökotoxikologischer Forschung und Lehre, sowie Mitarbeit in Gremien von DIN und OECD und Vorständen der SETAC Europe macht man sich so seine Gedanken zu vielen Aspekten der Ökotoxikologie. Diese Nachdenklichkeit wird im Wesentlichen dadurch gespeist, dass Ökotoxikologie nur selten reine und freie Grundlagenforschung ist. Sie dient meist einem bestimmten Zweck, und die Fragestellungen kommen oft von außen und sind je nach Auftraggeber und Sponsor enger oder weiter gesteckt, aufregender oder weniger aufregend. Oft dienen die Resultate von derlei Arbeit bestimmten politisch/strategischen Zielen. Das ist angesichts der involvierten Interessensgruppen nicht verwunderlich, und ich halte es auch in den meisten Fällen für durchaus legitim. Aber ist alles wissenschaftlich was als wissenschaftlich daherkommt?

Abstract

Ecotoxicology: 'Ecospeak' or Science? The Attempt of a Political and Scientific Definition

The paper presents a critical survey as to which extent various concept formations and applications from the ecotoxicological area deserve the attribute 'scientific'. Among these are downplayed names for biotests and often nearly constrainedly applied slogans like 'from molecule to ecosystem'. These kind of phrases are called 'ecospeak'. The author discusses as to how, e.g., the aforementioned slogan can give rise to scientific ill-founded suggestions that molecular mechanisms can directly be extrapolated to the level of individuals and populations. He scrutinizes the belief in the ability to predict the behavior of communities and the biodiversity of habitats in the open landscape by using mechanistic concepts and models. The non-critical use of species-sensitivity distributions and the NOEC-determination using results from mesocosm experiments are also seen as a problem. The author criticizes the lack of environmental standards for the open landscape and advocates for a strong enhancement of research policy and funding. The deliberately subjective perceptions intend to initiate a discussion, as broad as possible, on the status quo in Ecotoxicology.

Keywords: Funding; mesocosms; monitoring communities; protection goals; research policy; scientific wording; significance; species sensitivity distributions; statistics

Ecospeak. Eine der Grundpositionen von SETAC lautet 'Environmental Quality Through Science', was sich sehr überzeugend anhört – aber wie ist die Praxis? Immer häufiger vernimmt man den Begriff 'sound science'. Gibt es also auch 'weak science'? Der Begriff ist ein Beispiel für die so genannte 'ecospeak'. Was ist damit gemeint? Ich werde den Begriff 'ecospeak' im Folgenden anhand einiger Beispiele erläutern.

Segen und Fluch moderner Methoden in der Risikoanalyse und -bewertung. Einen weiteren Anlass zum Nachdenken sehe ich, wenn Information für die Umweltrisikoaanalyse generiert wird, ohne dass die wissenschaftliche Frage dahinter klar oder sinnvoll erscheint. In diesem Zusammenhang werde ich zum Beispiel auch die Eignung der Empfindlichkeitsverteilungen kritisch hinterfragen.

Forschungspolitik quo vadis? Schließlich möchte ich noch darauf eingehen, welche dringend notwendigen Aufgaben für die Wahrung der Umweltqualität und der dazu notwendigen Forschung zu erfüllen sind.

Es ist die Absicht meines Beitrags, *meine* Wahrnehmungen und Standpunkte zu diskutieren, um zu einem reflektierten Umgang mit der ökotoxikologischen Information anzure-

gen. Ich wähle dazu bewusst das sonst in wissenschaftlichen Abhandlungen verpönte 'ich', um deutlich zu machen, dass es meine persönlichen Standpunkte sind. Als Hochschullehrer fühle ich mich der Wissenschaftlichkeit verpflichtet und muss Studierende zu Wissenschaftlern ausbilden. Hierzu ist das Bemühen nach einer klaren 'Denke' und Sprache sowie korrekten Benennungen unerlässlich.

1 'Ecospeak'

Beim Vorbereiten einer Vorlesung stieß ich auf folgendes Zitat von R. T. Lackey (1994):

"... Conversely, a different, less charitable view can be found: risk assessment is no less than a form of technospeak to justify the destruction of more and more of our nation's natural environment. Further, risk assessment is a tool used by the scientific and technical elite to impose their values and priorities on the public under the guise of scientific objectivity. Ecological risk assessment in this view is undemocratic at best, immoral at worst."

Auch wenn ich seine Meinung in dieser Schärfe nicht teile, so hat Lackey mich dazu motiviert, selbst einmal nach Beispielen in meinem Umfeld zu suchen, wie es um 'technospeak' oder – auf das allfällige 'öko' bezogen – 'ecospeak' bestellt ist. Nachdem ich diesen Begriff zunächst für mich erfunden hatte, stellte sich durch eine Internetrecherche heraus, dass er in den USA seit langem verwendet wird, um bestimmte Aussagen zur Umweltpolitik durch verschiedene Politiker (u.a. auch G.W. Bush) zu kritisieren (siehe u.a. Killingsworth & Palmer 1992).

Beschäftigen wir uns zunächst einmal mit den Namen einiger Biotests und Richtlinien: Warum nennen wir den Fischembryotest 'Fischartest', als ob mit diesem Test biochemische Bestandteile des Eimaterials und nicht ein lebender Embryo getestet würden? Warum heißen akute Toxizitätstests: 'Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der *Hemmung der Beweglichkeit* von *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) – Akuter Toxizitäts-Test (EN ISO 6341:1996)' und 'Bestimmung der *nicht akut giftigen Wirkung* von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen (DIN 38412-30 1989)'? Bei beiden Tests handelt es sich um die Bestimmung von Wirkungsschwellen anhand der Mortalität – warum nennt man das nicht so? Im ersten Fall klingt es so, als ob die gehemmte Beweglichkeit temporär sein und wieder rückgängig gemacht werden könnte – dem ist aber nicht so. Dem Tod geht in vielen Fällen ein Stadium der Unbeweglichkeit voraus. Im zweiten Fall steht die Behauptung im Titel der Norm, dass man eine Nicht-Giftigkeit nachweisen könne. Das ist völlig unhaltbar, denn bei Experimenten dieser Art kann man nur auf Giftigkeit prüfen und nach einer Schwelle suchen, wo diese als hinnehmbar angesehen wird.

Grundsätzlich ist man bei naturwissenschaftlichen Experimenten nach Art der Biotests mit der Variabilität der Lebewesen und Fehlern durch Stichprobenziehen und Versuchsdesign konfrontiert. Das gemessene oder beobachtete Versuchsergebnis kann das Produkt zufälliger Prozesse sein oder infolge einer Wirkung zustande gekommen sein – die Wahrheit ist unbekannt. Die empirisch arbeitende Naturwissenschaft benutzt statistische Methoden, um die Wahrscheinlichkeit dafür zu berechnen, dass ein Versuchsergebnis zufällig zustande gekommen sein könnte. Ist diese Wahrscheinlichkeit klein genug, spricht man von dem 'Nachweis eines Effekts'

(Annahme der Alternativhypothese). Wenn dieser Nachweis nicht gelingt (Beibehaltung der Nullhypothese), ist der Schluss auf einen 'Nicht-Effekt' dennoch falsch – und man sollte dies auch und gerade bei der Begriffswahl beachten.

Nun noch ein paar Floskeln aus der Kategorie 'Pawlow¹ lässt grüßen...': Obwohl die Wortkombination *sound science* nicht aus der wissenschaftlichen Diskussion über Qualitätssicherung stammt², wird sie mittlerweile von vielen Kollegen 'reflexhaft' verwendet. Sie erinnert mich an den 'weißen Schimmel'. Ich lehne den Begriff 'sound science' ab. Entweder ist etwas wissenschaftlich oder nicht.

Oder nehmen wir den Begriff *pragmatisch*. 'Der Pragmatismus (von griech. *pragma* 'Handlung') beschreibt eine philosophische Grundhaltung, die das Erkennen und die Wahrheitsbildung eng mit den Handlungen, die in der Lebenswelt ausgeführt werden, verbindet und in der gelebten Erfahrung Gründe für Theoriebildungen und deren Veränderungen im Laufe der Zeit findet. Geschaffen wurde der Begriff 'Pragmatismus' im Jahr 1878 von Charles Sanders Peirce (1839–1914) (<http://wikipedia.org/wiki/Pragmatismus>). Gemäß der ursprünglichen Definition von Peirce ist "Der Pragmatismus (pragmatisch; griechisch: nützlich, handelnd, praktisch) [...] eine philosophische Lehre, welche das Denken vom Standpunkt der Brauchbarkeit beurteilt." (<http://www.lextoday.de/Pragmatismus>). Merke: Die Betonung liegt auf *Brauchbarkeit*, nicht auf *Machbarkeit*! Denn "In den USA entwickelte sich [...] eine empiristische Variante des Pragmatismus, in der Wahrheit auf Nützlichkeit und praktischen Erfolg reduziert scheint (W. James) [...]" (Meyers Grosses Taschenlexikon Bd 17, BI Taschenbuchverlag, 5. Aufl. 1995). Letzteres passiert meines Erachtens nach häufig in der Ökotoxikologie: In einem Brutschrank mit 14 Stellplätzen für Käfergläser (bewusst erfundenes Beispiel), ist es pragmatisch, die Käfer mit 4 Kontrollen und 5 Konzentrationen mit je 2 Replikaten zu traktieren – egal, ob man durch dieses aus Sicht der Statistik ärmliche Design überhaupt Effekte statistisch absichern kann, der Test wäre möglicherweise in vielen Fällen unbrauchbar. Die Brutschrankgröße dient hier also der Wahrheitsfindung und Theoriebildung. Charles würde sich im Grabe umdrehen, und wir Ökotoxikologen sollten uns bewusst fragen, ob wir diese empiristische Ausprägung von Pragmatismus meinen und wollen.

Ebenso die *modernen Methoden*, die super wichtig sind und sogar entscheidend für die Würdigung einer Präsentation. Nein, entscheidend ist nicht, ob eine Methode *modern* ist, entscheidend ist ausschließlich, ob eine Methode *geeignet* ist – diese kann auch schon länger bekannt sein und sich bewährt haben. Ein Beispiel: Das Monitoring von Lebensgemeinschaften im Freiland, welches neben vielem anderen zunehmend zu den Hausaufgaben der Ökotoxikologie gehört, käme nicht ohne Botanisieren, Tiere sammeln und Bestimmungsarbeit aus. Leider wird durch den vorherrschenden 'Mainstream' eine solche Art von Arbeit als vorgestrig und nicht mehr zeitgemäß eingestuft, was zu einer überhaupt nicht berechtigten Abqualifikation dieser wichtigen umweltrelevanten Tätigkeiten führt. Worin liegt der qualitative Unterschied in

¹ ...wenn's klingelt, dann speichelt der Hund...

² Herkunft: Werbekampagne der Tabakindustrie mit der Absicht, die US EPA in Bezug auf ihre Erkenntnisse über Environmental Tobacco Smoke zu diskreditieren (z.B. Ong & Glantz 2001).

der strukturellen Aufklärung einer Lebensgemeinschaft und jener bei komplizierten molekularen Komplexen? Im einen Falle ist die geeignete Methode möglicherweise das Borstenzählen, im anderen Fall ist es die Zählung von Seitengruppen und Atomen, die im Gegensatz zum Borstenzählen sogar noch von Apparaten erledigt werden kann. Lassen wir doch beide Ansätze nebeneinander einfach zu, ohne eine Profilierung gegen den jeweils anderen Ansatz.

2 Segen und Fluch moderner Methoden in der Risikoanalyse und -bewertung

2.1 Die Suggestion der Machbarkeit

Wie oft habe ich schon *vom Molekül zum Ökosystem* gehört und neuerdings sogar *vom Microarray zum Ökosystem*. Derlei Slogans halte ich für unüberlegt und unwissenschaftlich, denn sie vermitteln die Suggestion der Extrapolierbarkeit. In der Hierarchie der biologischen Integrations-ebenen gibt es mindestens *eine* kaum zu nehmende Hürde. Sie liegt zwischen dem intakten und dem zu 'Mus' gemachten Lebewesen. Nichts gegen das 'Mus', denn man kann es analysieren und zu wichtigen, manchmal sogar zu bahnbrechenden Erkenntnissen kommen. Für die Machbarkeit des umgekehrten Weges, nämlich aus dem 'Mus' einen lebenden Organismus zu machen, bzw. auf seine Verhaltensweisen und Reaktionen zu extrapolieren, sehe ich weit und breit keinen Anhaltspunkt. Ein intaktes Lebewesen verhält sich entgegen der Entropie, indem es die Moleküle zu Strukturen anordnet, die einen bestimmten Sinn haben. Das 'Mus' beflügelt die Entropie, weil die Information über die Sinnhaftigkeit dieser Strukturen in einem Lebewesen weitestgehend verloren geht – man kann die Moleküle dann nur noch außerhalb der Strukturanordnung im Lebewesen untersuchen. Für den Weg vom Molekül zum Ökosystem fehlt also bereits der erste, entscheidende Schritt. Bleiben wir hier doch bescheiden und überspannen den Bogen der Extrapolierbarkeit nicht.

Es existiert eine weitere Suggestion, die sich aus meiner Sicht durch die Entwicklung der modernen, mechanistisch ausgerichteten Ökologie in unseren Köpfen gebildet hat – man könnte auch sagen zwischen der theoretischen und angewandten Ökologie. Angeregt durch Freilandbeobachtungen hat die moderne Ökologie Fragestellungen zu ökologischen Phänomenen ins Labor geholt und durch Experimente versucht, Erklärungen für diese Phänomene zu finden, was ihr auch in reichem Maße gelungen ist. Basierend auf den Erkenntnissen lassen sich sogar mathematische Modelle zur Vorhersage der Populationsdynamik oder Koexistenz von Populationen machen. Die theoretische Ökologie bietet eine ganze Reihe von Hypothesen und Konzepten, die bestimmte Phänomene erklären sollen: die Diversitäts-Stabilitätshypothese, das Superorganismuskonzept, die Intermediate-Disturbance-Hypothese, das Konkurrenzausschlussprinzip, und viele andere mehr (vergl. Lehrbücher der Ökologie). Es handelt sich hierbei um reine Abstraktionen von Vorgängen, die man im Ökosystem verwirklicht sieht.

Wie kommen wir aber von diesen Abstraktionen zur Vorhersage der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften in Zeit und Raum oder sogar von Vorhersagen zu deren Verhalten bei Anwesenheit von Stressfaktoren? Immerhin sollte Letzteres eine der wesentlichsten Aufgaben einer moder-

nen Ökotoxikologie sein. Auch hier findet sich, wie ich meine, eine Entsprechung zum 'Mus' und dem intakten Lebewesen: Durch den reduktionistischen Ansatz der modernen Ökologie wird die Lebensgemeinschaft der Aufeinanderbezogenheit der Populationen (eigentlich der Individuen) und der physikalisch-chemischen Umwelt des Freilands beraubt – sie wird gewissermaßen auf eine andere Art zu 'Mus' gemacht als das Lebewesen im obigen Beispiel, und ein wichtiger Teil der Information über Zusammenhänge geht dabei verloren. Die Konsequenz ist fast die gleiche: man sieht keinen Anhaltspunkt dafür, dass es möglich ist, aus diesen Abstraktionen und mit rein mechanistischen Ansätzen das Vorkommen von Arten und die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften – sprich die nun überall strapazierte Biodiversität – in einer konkreten Landschaft vorherzusagen. Hier muss umgedacht werden und nach anderen Methoden (möglicherweise auch statistisch arbeitenden Modellen) gesucht werden. Die mechanistischen, auf Kausalitäten begründeten Modelle haben ihren anerkannten Platz in der idealisierten Welt des so genannten *generic risk assessment* – angefangen vom Biotest über Laborpopulationen, bis hin zum Mesokosmos (vielleicht?).

2.2 Die Suggestion der Neuheit

Mehr und mehr werden heute verfeinerte Methoden der Risikoanalyse (so genannte Higher-Tier-Methoden) eingesetzt, um zum Beispiel eine realitätsnähere Abschätzung der im Freiland erwarteten Effektschwelle (PNEC, predicted no-effect concentration) zu erreichen. Die europaweit anerkannten Methoden sind im Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment of Chemical Substances (EU 2003) beschrieben, hierunter auch die Verwendung von Artenempfindlichkeitsverteilungen (Species Sensitivity Distributions, SSDs), die auf etwa vier Seiten abgehandelt wird. Nur knapp eine halbe Seite ist der Auswahl der taxonomischen Gruppen gewidmet, über die eine Verteilung hergestellt werden soll, den Rest bilden technische Anweisungen. Zu den taxonomischen Gruppen zählen bekannte Testfische (z.B. Salmoniden, Elritzen, Blaukiemen-Sonnenbarsche), eine zweite Wirbeltierfamilie (anderer Fisch oder ein Amphibium), Crustaceen (z.B. Cladoceren, Copepoden, Ostracoden, Isopoden), Insekten (z.B. Eintagsfliegen, Libellen, Köcherfliegen, Mücken), Angehörige von Stämmen außerhalb der Arthropoden und Wirbeltiere (z.B. Rädertiere, Anneliden, Mollusken), Organismen einer weiteren Insektenordnung oder anderer Phyla, die bisher noch nicht genannt wurden, Algen und höhere Pflanzen (mindestens 10 Spezies aus 8 taxonomischen Gruppen für eine Verteilung). Wenn diese Bedingungen erfüllt sind, darf man jene Konzentration bestimmen, welche die Verteilung in einen 5%-Bereich mit den empfindlichsten Taxa und einen 95%-Bereich mit den weniger empfindlichen Taxa teilt (HC5, hazardous concentration for 5% of species). Die HC5 wird dann noch durch einen Sicherheitsfaktor von 5 oder sogar kleiner dividiert, welcher deutlich kleiner ist als die Faktoren, die für das Standardtestprogramm (z.B. NOECs für drei Arten aus verschiedenen trophischen Stufen) verwendet werden.

Diese Liste der Taxa suggeriert, dass die Organismen, die es zu schützen gilt, zufällig im Freiland verteilt sind und auch zufällig verschiedenen taxonomischen Gruppen angehören

– ökologische Zusammenhänge bleiben außen vor. Welche Fragen sollen mit einer solchen Empfindlichkeitsverteilung beantwortet werden? Was ist daran 'Higher-Tier' und verdient einen Sicherheitsfaktor von 5? Was hat eine solche Verteilung zum Beispiel mit den zu schützenden Freilandstandorten zu tun, in denen ganz andere, nämlich für diese Standorte jeweils typischen, Kombinationen von Arten vorkommen?

Auch über die Problematik, solche SSDs wiederholt für verschiedene Substanzen anzuwenden, ist bisher nicht ausreichend diskutiert worden, und es finden sich keine Informationen dazu im TGD. Was passiert zum Beispiel, wenn man das Verfahren für nur fünf Substanzen nacheinander durchführt? Im ungünstigsten Fall könnte es sein, dass die fünf Substanzen jeweils für verschiedene Taxa besonders toxisch sind. Von den 95%-Überlebenden der ersten Substanz würden dann auch nur wieder 95% bei der zweiten Substanz überleben (insgesamt hätten wir dann nur 90% überlebende Taxa ($0.95 \cdot 0.95 = 0.90$) – bei 5 Substanzen ergäbe sich rechnerisch eine Überlebenswahrscheinlichkeit für nur noch 77% der Taxa. Bei unkritischer Anwendung dieses Verfahrens besteht auf jeden Fall die Gefahr, dass mehr als 5% der Taxa dem Extinktionsrisiko ausgesetzt sein könnten.

Ich plädiere dafür, die im TGD beschriebene Art der SSDs aus der Higher-Tier-Risikobewertung herauszunehmen. Wenn überhaupt, sollten nur qualifizierte Empfindlichkeitsverteilungen benutzt, werden mit Organismen aus bestimmten Ökosystemen oder Lebensräumen, auch wenn dann immer noch keine Berücksichtigung der Interaktion der Arten möglich ist und somit indirekte Effekte völlig vernachlässigt werden. Ansätze zu qualifizierten Empfindlichkeitsverteilungen finden sich zum Beispiel bei Maltby et al. (2005). Besonders zu untersuchen wäre dann immer noch, ob unter den 5% empfindlichsten Taxa solche sind, welche eine wichtige ökologische Funktion haben und möglicherweise den Charakter eines ökologischen Systems bestimmen.

Im Gegensatz zu den SSDs verdienen Mesokosmosversuche den Namen 'Higher-Tier-Test' wirklich, denn es werden zwar künstliche, aber wirkliche Lebensgemeinschaften inklusive der Wechselwirkungen der Populationen untereinander getestet und sogar der Verbleib der Prüfsubstanz analysiert. Hier liegt die Problematik auf einer anderen Ebene. Mesokosmosversuche sind teuer, was in der Regel dazu führt, nur eine begrenzte Zahl von Replikaten zu untersuchen. Wir selbst haben seinerzeit im Rahmen der Pflanzenschutzmittelzulassung in Studien mehrfach 3 Kontrollen und 5 Konzentrationen mit je 2 Replikaten verwendet. Hier hat sich eingebürgert, eine Community-NOEC mit Hilfe eines statistischen Hypothesentests zu bestimmen. Aus der Sicht des statistischen Testens ist die in der Regel kleine Zahl an Replikaten pro Konzentration und Kontrolle ein 'worst-case', zumal die Variabilität der Abundanzen bei den untersuchten Populationen hoch sein kann. Selten gelingt die statistische Absicherung einer Effektgröße $< 50\%$ für einzelne Populationen, was dazu führt, dass Effekte von 50% oder mehr übersehen werden, weil sie von der Statistik nicht 'gesehen' werden.

Um die Community-NOECs zu bestimmen, bedient man sich heute in der Regel der Principal-Response-Curves (PRCs; van den Brink & ter Braak 1998) zum Beispiel mit ANOVA-Tests (z.B. Williams Test). Der Clou der PRC besteht darin,

die Abundanzen der einzelnen Populationen in einem Index zu kombinieren. Der Verlauf der Indexwerte in den einzelnen Testkonzentrationen kann dann über der Zeit aufgetragen und analysiert werden. Das ist eine probate Methode, so wie sie auch für andere Indizes (Diversitätsindex, Similaritätsindex) üblich ist. Aber man kann sich nur wundern, dass zusammen mit dieser eleganten Methode auch die ANOVA-Methoden zur NOEC-Bestimmung ausgewählt und unkritisch – ohne dass die statistische Power belegt wird – übernommen wurden, obwohl die OECD nach Durchführung eines Statistikworkshops in 1994 sich dazu entschieden hatte, die NOEC-Bestimmung einzustellen (OECD 1998). Angesichts der hohen Variabilität und geringen Replikatzahl besteht bei einer NOEC-Bestimmung in den Mesokosmosversuchen das erhöhte Risiko der falsch-negativen Entscheidungen. In anderen Worten, man geht von einer Zufallsabweichung aus, obwohl ein (deutlicher) Effekt vorhanden sein kann (der 'gehasste' β -fehler). So waren denn auch Zweifel vernehmbar, ob Ergebnisse aus Mesokosmosversuchen wirklich brauchbar sind.

Mesokosmen sind zwar auch kein universell verwendbares Surrogat für aquatische Freilandssysteme, sie bieten gegenüber Einzelart-Tests jedoch eine enorme Vergrößerung der biologischen Information durch die vielen Arten und Wechselbeziehungen. Es wäre aus meiner Sicht töricht, diese Information nicht oder nur unzureichend zu nutzen, nur weil möglicherweise eine bestimmte statistische Auswertemethode (NOEC-Bestimmung) nicht geeignet ist. Hier sind Ökologen, Informatiker und Statistiker aufgerufen über adäquatere Methoden nachzudenken oder diese noch zu entwickeln. Bis dahin könnte der Weg noch weit sein, weshalb ich empfehle, angesichts geringer Replikatzahl zumindest dort, wo trotz der Spezies-Wechselwirkungen eine eindeutige Konzentrations-Wirkungs-Beziehung zu erwarten ist, eine Regressionsanalyse zu verwenden und Effektkonzentrationen abzuleiten, denn diese Methode reagiert weniger empfindlich auf geringe Replikatzahlen. Es dürfte keine Schwierigkeiten bereiten, Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen an den aus der PRC erhalten Index anzupassen und somit den PRC-Ansatz mit der Regressionsanalyse zu kombinieren.

3 Forschungspolitik quo vadis?

Die Lage an den Hochschulen im Lande hinsichtlich biologischer Forschung ist geprägt durch den 'Mainstream', der fast ausschließlich auf Fortschritte in molekularbiologischer, biotechnologischer und gentechnologischer Forschung aus ist. Der schnelle Erfolg, der Spitzenplatz, die rasche Praxisanwendung wird stark betont. Tatsächlich werden auch viele Erfolge erzielt und vielversprechende Karrieren begonnen. Das wäre kein Problem, wenn daneben auch eine gezielt angelegte Umweltforschung betrieben werden könnte, welche die Risikoanalyse unterstützt und begleitet. Obwohl noch starker Forschungsbedarf im Hinblick auf das 'Ökologisieren' der Ökotoxikologie besteht, was für eine nachhaltige Sicherung der Umweltqualität dringend notwendig wäre, fließen die Mittel in diesem Bereich viel spärlicher. Meist gelingt lediglich die Förderung punktueller Themen mit engem Anwendungsbezug, kaum jedoch Grundlagenforschung. Anstatt gezielt Studien zu finanzieren, bedient man sich der

Information aus Datenbanken, obwohl diese nicht für die gerade interessierende Fragestellung gewonnen wurde und in vielen Fällen nicht geeignet ist.

In der Tat sind die öffentlichen Kassen ziemlich leer, und öffentliche Forschungsträger verfügen über zu wenig Mittel, um auch die notwendige Grundlagenforschung zu finanzieren. Die Finanzlage an vielen Hochschulen ist beklagenswert, es fehlen Mittel, die Geräteparks funktionsfähig oder gar auf technischem Stand zu halten. Eine Erneuerung von Geräten aus Forschungsmitteln wird in der Regel mit dem Hinweis abgelehnt, dass es sich hierbei um Grundausrüstung handelt, deren Funktionieren eigentlich die Voraussetzung darstellt, sich überhaupt um ein Projekt bewerben zu können. Angesichts dieser Lage ist es schon beleidigend, wenn man bei ernst gemeinten Vorschlägen zu neuen Forschungsprojekten mit den Worten bedacht wird "Ihr wollt doch nur an Geld kommen". Natürlich brauchen die Hochschulen mehr Forschungsgelder, und viele unserer Bemühungen dienen dem Ziel, Drittmittel für Forschung einzuwerben, die anders nicht finanziert werden kann.

Da das Umweltbundesamt sich in den letzten Jahren stark zurückhält, Forschungsmittel zu vergeben, liegt die Förderung der Umweltforschung heute größtenteils in den Händen der Industrie. Das ist an sich etwas Gutes, jedoch bestehen hier auch Nachteile. Die Themenbereiche werden von der Industrie bestimmt, was natürlich legitim ist, aber auf der anderen Seite zu einer zu eng angelegten Forschung führen kann – man benötigt beides, die Lösung von speziellen Aufgaben, die auch von einem bestimmten Interesse geleitet werden, *und* die Mehrung der Grundlagenkenntnisse. Außerdem ist eine stärkere Bindung zwischen einzelnen Firmen und einzelnen Hochschulinstitutionen unvermeidlich und nachteilig, weil dies manchmal als Verlust der Unabhängigkeit der Wissenschaft angesehen wird.

Eine mögliche Vermeidung dieses Problems könnte darin bestehen, dass öffentliche Fördereinrichtungen, das Umweltbundesamt und die Industrie in einen Fonds für Umweltforschung einzahlen, aus dem der Forschungsbedarf gedeckt würde. Ein Gremium aus allen 'Stakeholders' könnte die Balance zwischen der Grundlagenforschung und den engeren Anwendungsthemen herstellen und dabei über die Mittelvergabe entscheiden.

Es geht aber in der Forschungspolitik wirklich nicht nur ums Geld, sondern eben auch um Politik. Unsere Gesellschaft ist aufgefordert, sich Gedanken zur künftigen Umweltqualität zu machen. Welche Umwelt wollen wir? Wir haben bereits klare Regelungen für Naturschutzgebiete (Bundesnaturschutzgesetz, FFH-Richtlinie), aber wer kümmert sich um den Rest? Wir finden in unserer Umgebung eine Kulturlandschaft mit den verschiedensten Ausprägungen: Agrarlandschaft, Weidelandschaft, Weinbaugebiete, Forstgebiete, usw. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie formuliert den 'guten ökologischen Zustand' als Schutzziel nur für die Gewässer. Sie könnte als Beispiel dienen, auch für die Landschaften außerhalb der Naturschutz- und FFH-Gebiete Vorstellungen zu entwickeln, wie das Schicksal dieser Landschaften künftig aussehen soll. In anderen Worten, hier mangelt es bisher an klaren Schutzzieldefinitionen für diese Landschaften. Wem obliegt es, sich hier Gedanken zu machen? Industrie? – steht im Verdacht,

Partei zu sein; Hochschule? – Unterstellung "will nur an Geld kommen"; also bleibt der 'schwarze Peter' beim Umweltbundesamt – oder bei einem Gestrüpp verschiedenster Zuständigkeiten, in dem auch das Umweltbundesamt sitzt. In der Tat sollte aus meiner Sicht das Umweltbundesamt³ hier die Federführung übernehmen und stärkere Akzente setzen – es sollte nicht auch in diesem Bereich zurückhaltend sein.

4 Schlussbemerkung

Ich plädiere dafür, die ökologische Risikoanalyse und -bewertung wirklich naturwissenschaftlich und ökologisch zu basieren. Hierbei sollte dem 'ecospeak' kein Platz eingeräumt werden, so genannte pragmatische Lösungen hinterfragt werden und allfällige Versprechungen zu den heutigen Möglichkeiten der Erkenntnis und Vorhersage nicht überstrapaziert werden. Ich habe den Eindruck, dass die diskutierte SSD-Problematik symptomatisch dafür ist, dass über die Schutzziele in unserer Umwelt noch Unklarheit oder Unsicherheit besteht. Um eine gezielte Umweltforschung zu betreiben, die der Gesellschaft nutzt, sind klare Vorstellungen über das Schutzziel unerlässlich. Es ist dann viel einfacher, aber immer noch schwierig genug, bessere Methoden der Risikoanalyse und -vermeidung zu entwickeln. Wir müssen aus dem *circulus vitiosus* heraus, dass irgendwelche 'Pragmatiker' eine Methode durchboxen, für die noch zu wenig wissenschaftliche Evidenz besteht, dann aber – da nun einmal von gutgläubigen Mitstreitern in die Form der Norm oder des Guidance Documents gegossen – über lange Jahre nicht mehr wegzubekommen ist. Forschung muss früher einsetzen und der Forschungsbedarf muss viel früher und deutlicher artikuliert werden – und wer hat hier wieder den 'schwarzen Peter'?

³ Es sind keineswegs die ökotoxikologisch/regulatorischen Abteilungen gemeint, sondern eine übergreifende Task Force, die gegebenenfalls erst einzurichten wäre.

Danksagung. Ich möchte den beiden Gutachtern für ihre Anregungen danken. Sie zeigen, dass die Diskussion schon begonnen hat.

Literatur

- EU (2003): Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment of Chemical Substances following European Regulations. 2nd ed, April 2003
- Lackey RT (1994): Ecological risk assessment. *Fisheries*. 19 (9) 14–18
- Killingsworth MJ, Palmer JS (1992): *Ecospeak: Rhetoric and environmental politics in America*. Southern Illinois University Press, 312 pp
- Maltby L, Blake N, Brock TCM, van den Brink PJ (2005): Insecticide species sensitivity distributions: Importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environ Toxicol Chem* 24, 379–388
- OECD (1998): Report on the OECD workshop on statistical analysis of aquatic toxicity data. Series on testing and assessment, N° 10. Environ Health Safety Publications, ENV/MC/CHEM(98)18
- Ong TK, Glantz SK (2001): Constructing 'Sound Science' and 'Good Epidemiology': Tobacco, Lawyers, and Public Relations Firms. *Am J Public Health* 91, 1749–1757
- van den Brink PJ, ter Braak CJF (1998): Multivariate analysis of stress in experimental ecosystems by Principal Response Curves and similarity analysis. *Aquatic Ecology* 32, 163–178

Eingegangen: 18. Januar 2007
Akzeptiert: 21. März 2007
OnlineFirst: 22. März 2007

Umwelttoxikologie

Umwelttoxikologie im Spannungsfeld zwischen Grundlagenforschung und Anwendung: Das Beispiel der Metallothioneine als Biomarker

Reinhard Dallinger

Institut für Zoologie, Universität Innsbruck, Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck (reinhard.dallinger@uibk.ac.at)DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.177>

Bitte zitieren Sie diesen Beitrag wie folgt: Dallinger R (2007): Umwelttoxikologie im Spannungsfeld zwischen Grundlagenforschung und Anwendung: Das Beispiel der Metallothioneine als Biomarker. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19, Sonderheft Nr. 1, 35–42

Zusammenfassung

Hintergrund. Eines der zentralen Anliegen der Umwelttoxikologie ist die Entwicklung und Verfeinerung von Methoden und Ansätzen, die geeignet sind, die bestehende Artenvielfalt vor der Einwirkung toxischer Substanzen zu schützen. Eine immanente Schwierigkeit, der wir dabei auf Schritt und Tritt begegnen, ist die Tatsache, dass sich definierte toxische Effekte, die auf sub-individueller, individueller und artspezifischer Ebene beobachtbar sind, auf dem Niveau von Populationen oder Lebensgemeinschaften viel unspezifischer manifestieren. Daher sind wir bei der Interpretation solcher Veränderungen auf Hinweise angewiesen, die uns zu den basalen Mechanismen toxikologischer Wechselwirkungen führen. Nur dann, wenn wir diese Mechanismen auch verstehen, werden wir in der Lage sein, Arten; Populationen und Lebensgemeinschaften vor Schadstoff-Einwirkungen bestmöglich zu schützen. Ein gutes Beispiel für diesen Denkansatz sind jene toxikologischen Wechselwirkungen und Effekte auf verschiedenen Ebenen der biologischen Organisation, die mit der Expression von Metallothioneinen (MTs) einhergehen. MTs sind bekanntlich multifunktionale Stressproteine, denen eine wichtige Aufgabe bei der Bindung, Entgiftung und Speicherung von metallischen Spurenelementen im allgemeinen zugeschrieben wird, deren Aufgaben im einzelnen jedoch intra- und interspezifisch in einem breiten Funktions-Spektrum variieren und weit über eine bloße Metall-Entgiftung hinausreichen können. Der Einsatz von MTs als Biomarker für Metallexpositionen ist vor diesem Hintergrund daher zwar ein brauchbarer und vielversprechender, jedoch keinesfalls trivialer Ansatz.

Bisherige Ergebnisse: Spezifität der MT-Antwort auf Proteinebene. Die Erfassung und Quantifizierung von MTs als Antwort auf Metallstress ist in all jenen Fällen und bei Arten angebracht, in denen die Induktion von MTs aufgrund von Metallbelastung gegenüber anderen Induktionsursachen beträchtlich überwiegt. Als Induktor unter den Metallen kommt gelegentlich nur eine Metallspezies (z.B. Cd^{2+}) in Frage, sodass in einem solchen Fall die MT-Induktion als spezifischer Biomarker für die Belastung eines Habitats mit dem entsprechenden Metall herangezogen werden kann. Dies ist beispielsweise bei MTs bestimmter Helicidarten der Fall. Bei den meisten Tierarten, wie z.B. bei *Drosophila melanogaster* oder bei zahlreichen Fischarten, kommen mehrere Metallspezies (Cd^{2+} , Cu^+ , Zn^{2+}) als MT-Induktoren in Frage, und dementsprechend komplexer ist die Induktions-Antwort. Zu beachten ist ferner, dass sich unterschiedliche MT-Isoformen in ihrer Induzierbarkeit durch verschiedene Metall-

Species stark voneinander unterscheiden können. Komplizierter wird die Lage, wenn MTs nicht nur durch Metalle, sondern in signifikantem Ausmaß auch (oder ausschließlich) durch intrinsische Faktoren (z.B. die Gonaden-Reifung) oder durch andere, extrinsische Stressfaktoren induziert werden. Als solche kommen z.B. Schadstoffe in Frage, die oxidativen Stress auslösen. Da die Induktion in derartigen Fällen über komplizierte Induktionskaskaden ausgelöst wird, kann sich die entsprechende Induktionsantwort auch in ihrem zeitlichen Muster beträchtlich von einer Metall-bedingten Induktion unterscheiden.

Molekulare Regulation der MT-Induktion. Völlig neue Aspekte ergeben sich dank molekularer Methoden und einer molekularen Betrachtungsweise der MT-Induktion. So zeigt sich, dass manche MT-Isoformen (z.B. bei der Weinbergschnecke) auf molekularer Ebene um mehr als das Hundertfache stärker induziert werden können als auf Proteinebene. Dabei kann z.B. die Transkriptionsrate anhand der Akkumulation von MT-mRNA mittels Real-Time-Detection-PCR quantitativ erfasst werden. Eine detaillierte Analyse zeigt darüber hinaus, dass manche MT-Gene eine Fülle von Bindungsstellen für Transkriptionsfaktoren zahlreicher anderer (also nicht nur Metallothionein-spezifischer) Stressproteine, sowie für Transkriptions-Enhancer, -Inhibitoren und -Silencer beherbergen. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die MT-Expression *in vivo* einer fein regulierbaren Abstimmung mit zahlreichen intrinsischen und extrinsischen Modulatoren, Induktoren und Stressoren unterliegt ('fine tuning' und 'cross talk').

Neue Ansätze für die Entwicklung von Biomarkern. In den meisten bisherigen Anwendungen konnte der Anstieg (oder der Abfall) der MT-Konzentration einer Tierart nach Metall-Exposition oder bei Einwirkung anderer Stressoren als Biomarker für diese Exposition herangezogen und quantitativ erfasst werden. Dabei blieb es mitunter fraglich, inwieweit die so beobachtete Biomarker-Antwort nicht durch andere, physiologische oder extrinsische Faktoren (sogenannte 'confounding factors') mit beeinflusst bzw. moduliert wird. Die Verlagerung des Ansatzes auf die molekulare Ebene eröffnet allerdings nunmehr neue und vielversprechende Perspektiven zur Erfassung und Entwicklung zusätzlicher und wahrscheinlich viel empfindlicherer Biomarker für die Stress-Exposition, als sie bisher auf Protein-Ebene zur Verfügung standen.

Schlussfolgerungen. Eine der Konsequenzen dieser Betrachtungen ist sicherlich auch die Einsicht, dass biologische Grundlagenforschung und angewandte Umwelttoxikologie sinnvoller Weise nicht voneinander zu trennen sind. Das Bemühen um ein tieferes Verständnis toxikologischer Wechselwirkungen auf individueller und subindividueller Ebene ist für den angewandten Artenschutz auf Dauer nicht nur befruchtend, sondern unentbehrlich.

Schlagwörter: Cadmium; cross-talk; extrinsische Stressoren; fine-tuning; Gen-Expression; intrinsische Stressoren; Kupfer; Metallothionein-Gen; Metallothionein-Induktion; oxidativer Stress; Promotor-Region; Stress-Antwort; Transkriptionsfaktoren; Zink

Abstract**Ecotoxicology Between Basic Research and Application: Using Metallothioneins (MTs) as Biomarkers for Environmental Pollution**

Background. Ecotoxicology is devoted, besides other scopes, to develop and improve methods and approaches which aim at saving existent species from adverse effects of toxic chemicals. An inherent experience in this concern is the fact that distinct toxicological effects which can be observed at the sub-individual, individual and species-specific levels are manifested in a rather unspecific way at the population and community levels. The interpretation of adverse effects of pollution at these higher levels of biological hierarchy has to rely on those basic mechanisms of toxicological interactions which can only be observed at the individual and sub-individual levels of biological organization. Hence, understanding mechanisms of toxicity is just a precondition of successfully saving species, populations and communities from adverse toxicological effects. Nice examples for this kind of view are provided by the toxicological interactions and effects that are linked to the expression of metallothioneins (MTs). MTs are multifunctional stress proteins which play an important role in binding, detoxifying and storing certain metallic trace elements, and which exhibit, apart from metal-related tasks, a wide range of additional functions. Using MTs as biomarkers for environmental pollution seems therefore to be a promising, yet not very trivial, task.

Specificity of the MT response at the protein level. Assessment and quantification of MTs as a means of detection of metal stress may be promising in those cases and in species, where MT induction due to metal exposure strongly prevails over other kinds of induction. Rarely, one single metal species (such as Cd^{2+}) can act as an MT inducer. If so, MT induction may serve as a specific biomarker for exposure of a single species or a habitat to the respective metal. This is true, for example, for MTs of certain helcid pulmonate snails. In most animals, however, such as in *Drosophila melanogaster* or in many fish species, several metals (Cd^{2+} , Zn^{2+} , Cu^+) are able to induce MT expression, thus leading to correspondingly complex response patterns of MT induction. In addition, different MT isoforms within one animal species may differ with respect to their metal inducibility. Even more complicated are those response patterns where MT induction can occur, apart from metals, by intrinsic physiological processes (such as gonadal development), or by extrinsic environmental stress factors such as chemicals causing oxidative stress. In such instances, MT induction can be promoted through complicated signal cascades, leading to induction response patterns which may differ in their time course from a simple metal-based induction.

Molecular regulation of MT induction. New insight into the mechanisms of MT induction comes from a molecular approach. In fact, at the molecular level, some MT isoforms (such as those of the Roman snail) seem to be induced up to hundred times more efficiently compared to MT induction at the protein level. In such cases we may measure MT transcription rates by quantifying MT mRNA concentrations by means of real time detection PCR. A detailed structural analysis shows that some MT genes contain a variety of DNA binding sites for transcription factors which are involved, apart from metal induction, in stress-related transcriptional regulation, by acting as enhancers, inhibitors and silencers of MT induction. This indicates that MT expression *in vivo* may be controlled by complex interactions of extrinsic and intrinsic transcriptional modulators, giving rise to fine-tuned patterns of induction ('fine tuning' and 'cross talk').

New approaches for the development of novel biomarkers. Up to date, MT response patterns to stressors have mainly been detected by quantifying the increase or decrease of MT concentration as a biomarker for metal pollution or exposure to other stressors. One of the problems inherent in such an approach may be that sometimes it remains questionable, whether or not the observed biomarker response might have been influenced or modulated, apart from specific stressors, by additional physiological or environmental (so-called 'confounding') factors and stimuli. In this concern, the increasing significance of a molecular perspective to MT induction will be promising, allowing to establish additional and perhaps, more sensitive MT-related biomarkers, compared to those used so far at the protein level.

Conclusion. One of the important messages of such considerations will be the understanding that applied ecotoxicology needs, in order to be persistent, a strong link to fundamental research. This means that our attempts towards conservation and saving of species from pollution effects will only be successful, if we include in our efforts the focus at the basic mechanisms of toxic interactions which occur at the individual and sub-individual levels.

Keywords: Cadmium; copper; cross talk; extrinsic stressors; fine-tuning; gene expression; intrinsic stressors; metallothionein gene; metallothionein induction; oxidative stress; promoter region; stress response; transcription factor; zinc

1 Einleitung und Problemstellung

MTs sind niedermolekulare Proteine mit einer spezifischen Affinität zur gewissen Metallionen (z.B. Zn^{2+} , Cd^{2+} , Cu^+), die dank der reichlich vorhandenen Cysteinreste fest an das Protein gebunden werden, wobei die Metallbindungs-Konstanten je nach gebundenem Metall in der Größenordnung von 10^{13} bis $> 10^{17}$ liegen und in der Reihenfolge $\text{Zn}^{2+} < \text{Cd}^{2+} < \text{Cu}^+$, Ag^+ , Hg^{2+} ansteigen (Kägi und Kojima 1987, Kägi 1993). Dabei bilden sich zwischen den Schwefelatomen der Cysteinreste und den Metallionen stabile Komplexverbindungen in Form sogenannter Metall-Thiolat-Cluster, die in den meisten Fällen in zwei separaten Proteindomänen lokalisiert sind (Vasak 2005, Meloni et al. 2006). MTs bilden eine Protein-Superfamilie (Binz und Kägi 1999) und wurden bisher bei Vertretern fast aller Organismenreiche (mit Ausnahme der Eubacteria) nachgewiesen (Capdevila et al. 2005). Die primäre Funktion der MTs hängt offenbar mit dem Stoffwechsel der an diese Proteine gebundenen metallischen Übergangselemente zusammen (siehe oben), deren intrazelluläre Homöostase und Entgiftung von den MTs reguliert bzw. kontrolliert wird (Roesijadi 1994, Dallinger et al. 2000, Egli et al. 2006a). Darüber hinaus haben sich MTs im Lauf der Evolution zahlreiche zusätzliche Funktionen angeeignet, die zumeist im Zusammenhang mit der zellulären Stress-Bewältigung stehen (Beattie et al. 2005, Fu und Miao 2006). So können MTs beispielsweise auch beim Schutz vor oxidativem Stress (Yoshida et al. 2005, Baird et al. 2006), der Immun-Abwehr (Sugiura et al. 2004, Yin et al. 2005), dem Ablauf der Apoptose, der Genregulation (Kanekiyo et al. 2002), sowie bei der Chemo-Resistenz gegenüber organischen Schadstoffen eine wesentliche Rolle spielen (Kägi 1993, Theocharis et al. 2003). Daher werden MTs allgemein auch als multifunktionale Proteine bezeichnet (Dallinger 1996, Dallinger et al. 2000, Theocharis et al. 2003). Im Einzelfall variiert das Spektrum der MT-Funktionen in artspezifischer Weise, und mitunter können verschiedene MT-Isoformen innerhalb einer Art unterschiedliche Funktionen ausüben (Dallinger et al. 1997, Egli et al. 2006b). Eine der wichtigsten Eigenschaften vieler MTs ist die Induzierbarkeit ihrer Synthese durch Einwirkung von Metallen und / oder anderen Stressfaktoren. Durchwegs die stärksten MT-Induktoren sind zumeist die Übergangsmetall-Ionen Cd^{2+} , Cu^+ und Zn^{2+} , wobei verschiedene MT-Isoformen auf die metallischen Induktoren unterschiedlich stark ansprechen (Egli et al. 2006b). Die Metallinduktion beruht auf einer Signalkaskade, die bisher nicht zur Gänze aufgeklärt werden konnte (Otsuka 2004). Eine wesentliche Rolle spielt dabei der Transkriptions-

faktor MTF-1 (Metal Transcription Factor 1), der bei Metall-einwirkung an die sogenannten Metal Responsive Elements (MREs) in der Promotorregion des MT-Gens bindet und dadurch dessen Transkription initiiert (Saydam et al. 2002, Balamurugan et al. 2004). Abgesehen von Metallen können auch andere chemische Substanzen (Bi et al. 2004, Bobillier-Chaumont et al. 2006), organische Schadstoffe (Mosleh et al. 2004, Mosleh et al. 2005, Fletcher et al. 2005), Östrogene (Werner et al. 2003), sowie Stress und physiologische Stimuli (Cai et al. 1999, Rubenstrunk et al. 2003, Baird et al. 2006, Fu und Miao 2006) zu einer Induktion der MT-Synthese führen (Kägi 1991), wobei sich die jeweiligen Signalkaskaden von jener der Metall-Induktion fallweise unterscheiden können (Karin et al. 1984).

Insbesondere die Induzierbarkeit der MT-Synthese durch Umwelt-relevante, toxische Metalle und Spurenelemente (Cadmium, Kupfer, Quecksilber) gab wiederholt Anlass zur Entwicklung von Assays für die Quantifizierung von MTs als Biomarker für das Monitoring von Metallbelastungen in der Umwelt (Roesijadi 1994, Dallinger et al. 2004a, Dallinger et al. 2004b, Dallinger et al. 2004c, Amiard et al. 2006). Andererseits wurden auch Arbeiten publiziert, aus denen unmissverständlich hervorgeht, wie sehr die MT-Induktion bei manchen Arten durch zusätzliche physiologische und Umwelt-Faktoren oder durch eine Kombination von Stressoren beeinflusst und moduliert werden kann (Kammenga et al. 2000, Serafim und Bebianno 2001, Werner et al. 2003, Wlostowski et al. 2004), sodass die Aussagekraft von Monitoringprogrammen auf Basis von MT-Biomarkern immer wieder diskutiert und in Frage gestellt wurde (Perceval et al. 2004, Gorbi et al. 2005, Ivankovic et al. 2005, Dragun et al. 2006).

2 Spezifität der Metallothionein-Antwort auf Protein-Ebene: Ein frommer Wunsch ?

Der übliche Ansatz bei der Verwendung von MTs als Biomarker beruht bzw. beruhte bisher auf der Quantifizierung eines Konzentrations-bezogenen MT-Parameters (wie z.B. der MT-Konzentration, der Intensität eines MT-Signals durch histochemische Färbung oder immunologische Fällung, der Höhe eines MT-Peaks mittels Chromatographie, etc.) nach Exposition an einen Stressor (zumeist ein Metall) oder unter dem Einfluss einer Belastungs-Situation (z.B. im Freiland). Vom methodischen Standpunkt aus können dabei verschiedene Ansätze unterschieden werden. Bei den direkten Ansätzen wird die MT-Konzentration direkt gemessen, wobei hier häufig immunologische (RIA, ELISA) (Chu et al. 2006, Butcher et al. 2003) oder spektrometrische Methoden (UV-Absorption nach Aufreinigung mittels Chromatographie) (Viarengo et al. 2000), sowie Western Blot und Proteinfärbungen (nach Elektrophorese) zum Einsatz kommen (Summer und Klein 1991). Bei den indirekten Methoden wird die MT-Konzentration aus dem molaren Metallanteil oder dem Gehalt an funktionellen Gruppen (z.B. an SH-Gruppen) des MT-Proteins ermittelt (Zorita et al. 2005). Dabei müssen natürlich die Stöchiometrie der Metallbindung, sowie die Anzahl der funktionellen Gruppen eines MT-Moleküls bekannt sein. Zu den indirekten Methoden der MT-Quantifizierung gehören z.B. die sogenannten Metallsättigungsverfahren (Engl. 'Metal saturation methods'). Sie beruhen

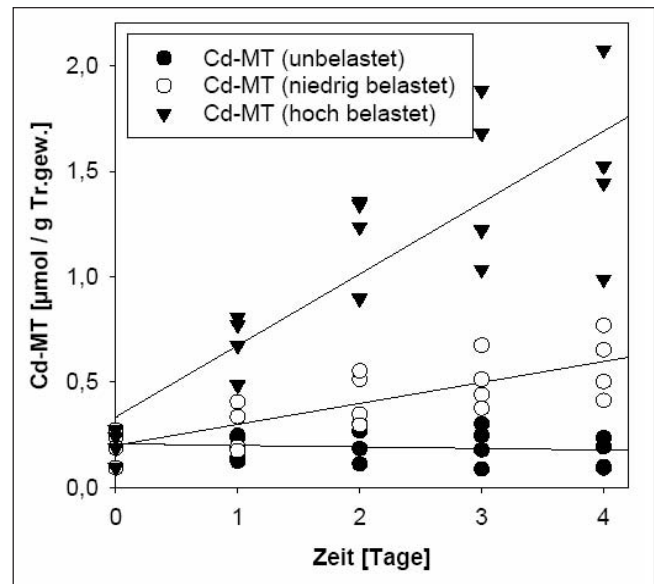


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf (Abszisse) der Konzentration von Cd-MT (Ordinate) in der Mitteldarmdrüse der Weinbergsschnecke (*Helix pomatia*) nach Fütterung mit unbelastetem (0,04 µmol Cd/g Tr.gew.), niedrig belastetem (0,31 µmol Cd/g Tr.gew.) und hoch belastetem (2,3 µmol Cd/g Tr.gew.) Salat (*Lactuca sativa*)

im wesentlichen darauf, dass die zu quantifizierenden MT-Moleküle im Assay-Ansatz mit einer bestimmten Metallspecies (z.B. Cd²⁺, Hg²⁺, Cu⁺, Ag⁺) abgesättigt werden (Shaw-Allen et al. 2003, Dallinger et al. 2004a). Alle Schwefel-Bindungsstellen am Proteinmolekül werden dadurch mit dem entsprechenden Metall besetzt, wobei allenfalls noch vorhandene andere Metallspecies mit einer geringeren Bindungsaffinität (siehe oben) vom Assay-Metall verdrängt werden. Nach Entfernung der nicht an MT gebundenen Metallfraktionen kann anschließend die MT-Konzentration aus der Konzentration des Assay-Metalls berechnet werden.

Wie immer auch die MT-Konzentration ermittelt wird: Erwünscht ist dabei, dass es einen reproduzierbaren, quantitativen Zusammenhang zwischen dem MT-Signal und einer Belastung gibt, und dass die gemessene Antwort möglichst sensitiv und spezifisch auf den Belastungsfaktor reagiert (Abb. 1).

In der Realität zeigt sich jedoch, dass die Reproduzierbarkeit der Signal-Intensität nicht immer gegeben ist oder zumindest großen Schwankungen unterliegt, wobei letztere im Freiland besonders ausgeprägt sein können. Darüber hinaus ist die MT-Antwort oft wenig spezifisch. Mehrere Gründe können dafür verantwortlich gemacht werden. Zunächst gibt es dafür methodische Ursachen, die – je nach Assay – zu systematischen Fehlern führen können. Dabei muss man sich vergegenwärtigen, dass aufgrund der Praktikierbarkeit eines Biomarker-Assays die MT-Bestimmung zumeist in einem möglichst einfachen, zeitsparenden und ökonomisch vertretbaren Verfahren erfolgen soll, sodass man sich eine langwierige und kostenintensive MT-Aufreinigung ersparen kann. Am einfachsten sind Quantifizierungsverfahren, die direkt an einer gereinigten Zellsuspension oder einem Gewebe-Homogenat ansetzen. Der Nachteil solcher Assays besteht darin,

dass es nicht immer gelingt, alle Faktoren auszuschalten, die mit dem spezifischen MT-Signal interferieren. So können z.B. bei Metallsättigungs-Verfahren zusätzliche Komplexbildner (Proteine, Kohlehydrate, Glutathion), die sich nicht immer vollständig entfernen lassen, einen Teil des Assay-Metalls binden und dadurch das Signal verfälschen (Dallinger et al. 2004a). Außerdem besitzen die meisten Organismenarten verschiedene MT-Isoformen, sodass das gemessene Signal bestenfalls einen Summenparameter für möglicherweise unterschiedlich spezifisch reagierende MT-Fractionen darstellt (Lacorn et al. 2001, Geret und Cosson 2002). Eine weitere Fehler-Ursache liegt in der Natur der Metallothionein-Antwort selber. Wie bereits erwähnt (siehe oben), kann die MT-Induktion je nach Art des betrachteten Organismus und je nach Rahmenbedingungen in der Umwelt durch zusätzliche, oft auch unbekannte, Faktoren moduliert und verfälscht werden. Dies kann insbesondere dann ein Problem sein, wenn beispielsweise die MT-Antwort von Populationen aus verschiedenen und unterschiedlich kontaminierten Standorten im Freiland miteinander verglichen werden soll (Ivankovic et al. 2005, Schiedek et al. 2006). Warum es angesichts derartiger Schwierigkeiten dennoch in vielen Fällen sinnvoll ist, Metallothioneine als Biomarker zu verwenden (anstatt beispielsweise einfach nur Metalle zu analysieren), hat mehrere Gründe. Zum ersten ist die Induktion von MT ein adäquateres Signal für eine durch einen Schadstoff (ein Metall) ausgelöste physiologischen Stress-Antwort, als dies eine Metallkonzentration in einem Gewebe je sein kann. Zweitens erlaubt die Quantifizierung von Cd-MT als Biomarker dessen Vernetzung mit anderen Parametern der Stress-Antwort, wobei deren Aussagekraft oftmals erst in einer integrativen Zusammenschau über mehrere Ebenen hinweg an Bedeutung gewinnt (Dallinger et al. 2004 c). Nicht zuletzt deswegen wird von vielen Autoren darauf hingewiesen, dass der Einsatz von MTs als Biomarker im Verband mit zusätzlichen Biomarkern (sogenannten 'Biomarker-Batterien') zu meist sinnvoller und oft notwendig ist, um Freilandbefunde besser interpretieren zu können (Kammenga et al. 2000, Weeks et al. 2004).

3 Qualität vor Quantität: Von der Notwendigkeit der Grundlagenforschung für die angewandte Umwelttoxikologie

Manche der oben geschilderten methodischen Nachteile lassen sich nur schwer ausräumen, da sie die notwendige Folge der Vereinfachung von Rahmenbedingungen sind, die einen Biomarker-Assay erst praktikabel machen. Um so notwendiger ist es angesichts dessen, mögliche Fehlerquellen auszuschalten, die auf einen unüberlegten Einsatz von MTs in Biomarker-Studien zurückzuführen sind. Diese Gefahr besteht dann, wenn wesentliche physiologische, biochemische und molekulare Rahmenbedingungen der MT-Expression in einer gewählten Tierart nicht beachtet werden oder unzureichend bekannt sind. Denn trotz der oftmals verallgemeinernden Zuschreibung von generellen Eigenschaften (wie z.B. der Metall-Induktion) an diese Proteinfamilie zeigt sich, dass MTs im konkreten Fall Art-spezifische Adaptationen erfahren haben, sodass deren biologische Funktion und deren

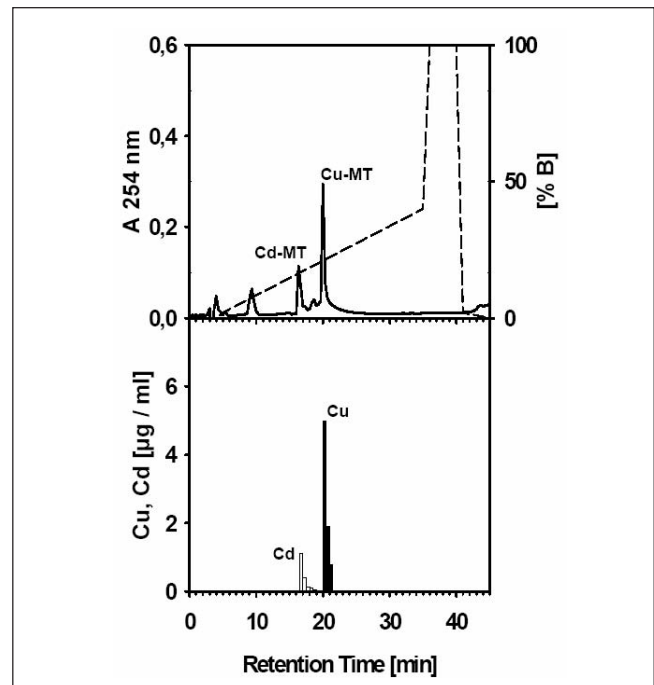


Abb. 2: HPLC-Chromatogramm der beiden MT-Isoformen (Cd-MT und Cu-MT) in der Mitteldarmdrüse der Weinbergschnecke (*Helix pomatia*) mit Darstellung der Absorption bei 254 nm und des Elutionsgradienten (obere Graphik), sowie des Metallgehaltes (Cd und Cu) in den beiden eigenständigen und voneinander getrennten Peaks (modifiziert nach Dallinger et al. 2005)

Antwort auf bestimmte Stressoren nur im Kontext mit der Anpassung der jeweils betrachteten Tierart an ihre Umwelt zu verstehen sind.

So ist der Einsatz von MTs als Biomarker für eine Metall-Exposition etwa zulässig, wenn in der ausgewählten Tierart die Induktion von MT aufgrund von Metallbelastungen gegenüber anderen Induktionsursachen beträchtlich überwiegt, sodass die Gefahr einer Verfälschung des MT-Signals durch andere Faktoren vernachlässigbar gering erscheint. Gelegentlich wird in einer Art die MT-Expression sogar ausschließlich durch eine einzige Metallspezies (z.B. Cd²⁺) induziert. In einem derartigen Fall kann die MT-Induktion als spezifischer Biomarker für die Belastung des jeweiligen Habitats mit dem entsprechenden Metall herangezogen werden. Bei der Weinbergschnecke (*Helix pomatia*) trifft dies zu, da diese als eine der wenigen bisher bekannten Tierarten zwei MT-Isoformen mit klar zueinander abgegrenzten Strukturen, Metallbindungs-Affinitäten und Metall-spezifischen Funktionen besitzt (Dallinger et al. 1997). Dabei spielt eine dieser Isoformen als typisches Cd-MT eine wesentliche Rolle bei der Cd-Entgiftung, während die zweite Isoform für den Kupferstoffwechsel zuständig ist (Dallinger et al. 2005) (Abb. 2).

Bei den meisten Tierarten, wie z.B. bei der Fruchtfliege *Drosophila melanogaster*, kommen mehrere Metallspezies (Cd²⁺, Cu⁺, Zn²⁺) als MT-Induktoren in Frage (Egli et al. 2006b). Außerdem stellen die meisten bisher bekannten MT-Isoformen in Bezug auf ihre Metall-Präferenz Mischformen dar, die jeweils mehrere Metallspezies gleichzeitig binden kön-

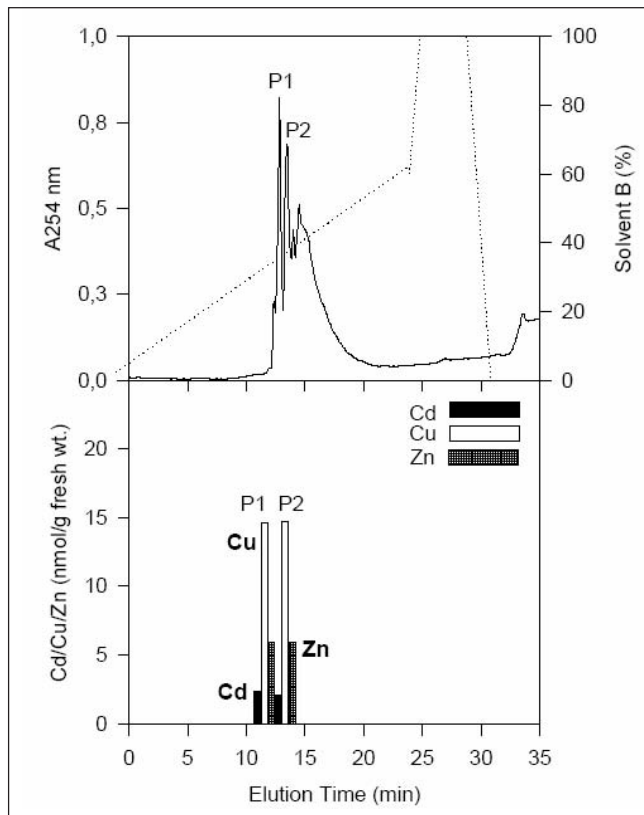


Abb. 3: HPLC-Chromatogramm zweier MT-Isoformen (P1 und P2) in der Leber des Seesaiblings (*Salvelinus alpinus*) aus einem hochalpinen See mit Darstellung der Absorption bei 254 nm und des Elutionsgradienten (obere Graphik), sowie des Metallgehaltes (Cd, Cu, Zn) in den beiden Isoformen, die im Unterschied zu den MTs der Weinbergschnecke (siehe **Abb. 2**) als Metall-Mischformen auftreten (modifiziert nach Dallinger et al. 1996)

nen (Dallinger et al. 1996), indem unterschiedliche Metall-species auf die zwei Domänen des Proteins ungleichmäßig verteilt werden (Li et al. 1996, Duncan et al. 2006) (**Abb. 3**).

In jüngerer Zeit wurden auch Arbeiten veröffentlicht, in denen sich die Biomarker-Funktion der MTs nicht auf eine bloße Protein-Quantifizierung erstreckt. So konnte etwa bei der Weinbergschnecke gezeigt werden, dass der Grad der stöchiometrischen Sättigung (bzw. der Über-Sättigung) von MT mit Cd²⁺ mit akut toxischen Effekten (Apoptose, Mortalität) korreliert werden kann, die auf eine Überlastung des Entgiftungssystems 'Cd-MT' hinweisen (Chabicovsky et al. 2004). Wenn dies zutrifft, dann wäre damit der Beweis erbracht, dass MTs in gewissen Fällen auch als Biomarker für den Effekt von toxischen Metallen eingesetzt werden könnten.

Vielfach werden MTs jedoch nicht nur durch Metalle, sondern in signifikantem Ausmaß auch (oder ausschließlich) durch intrinsische physiologische Faktoren (z.B. die Gonaden-Reifung), extrinsische Umweltbedingungen (z.B. Jahreszeit, Temperatur) und Stressfaktoren induziert. Als solche kommen neben zahlreichen physikalischen Stressoren und toxischen Substanzen z.B. auch Schadstoffe in Frage, die oxidativen Stress verursachen (siehe oben). Da die MT-Expression in derartigen Fällen über komplizierte Induktionskaskaden ausgelöst wird, kann sich die entsprechende Induktionsantwort auch in ihrem zeitlichen Muster beträch-

lich von einer Metall-bedingten Induktion unterscheiden. Prinzipiell ist es denkbar, die MT-Induktion auch in solchen Fällen als Biomarker für nicht-metallische Stressauslöser einzusetzen, wobei sich dann aber eher molekulare Ansätze für die Erfassung der Stressantwort eignen (siehe unten). In jedem Fall aber muss der Einsatz von MTs als Biomarker stets vor einem ausreichend fundierten Hintergrundwissen über die physiologischen und biochemischen Zusammenhänge der artspezifischen MT-Expression erfolgen (Dallinger et al. 2004a).

4 Molekulare Regulation der MT-Induktion: Neue Ansätze für die Entwicklung hoch empfindlicher Biomarker

Eine über die Protein-Ebene hinausführende molekulare Betrachtungsweise gewährt nicht nur tiefere Erkenntnisse zur Regulation der MT-Induktion, sondern öffnet auch neue Wege für die Entwicklung von Biomarkern. Denn im Unterschied zu Protein-biochemischen Methoden erlauben molekulare Ansätze dank der komplementären Natur der aus Nukleotidketten zusammengesetzten Erbinformations-Träger DNA und RNA viel spezifischere und präzisere Einblicke in die Vorgänge rund um die Induktion und Expression von Proteinen. So zeigt sich beispielsweise, dass manche MT-Isoformen (z.B. bei der Weinbergschnecke *Helix pomatia*) auf transkriptioneller Ebene um mehr als das Hundertfache stärker induziert werden können als auf Proteinebene. Dabei kann z.B. die Transkriptionsrate anhand der Akkumulation von MT-mRNA mittels Real-Time-Detection-PCR quantitativ erfasst werden (**Abb. 4**). Die Gründe für derartig unterschiedliche Induktionsraten zwischen Transkriptions- und Translationsebene sind nur zum Teil bekannt (Greenbaum et al. 2003). Vor allem Proteine, die in die Regulation der zellulären Stressbewältigung involviert sind (was für das Cd-MT der Weinbergschnecke zutrifft), scheinen in der Regel auf transkriptioneller Ebene stärker induziert zu

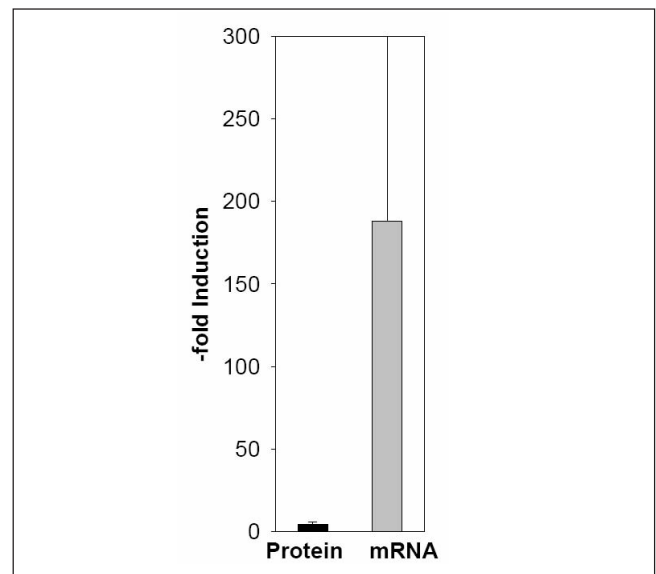


Abb. 4: Anstieg der Induktion von Cd-MT ('-fold induction') in der Mitteldarmdrüse der Weinbergschnecke (*Helix pomatia*) nach Cd-Belastung (verglichen mit unbelasteten Tieren) auf Protein-Ebene ('Protein') und auf transkriptioneller Ebene ('mRNA')

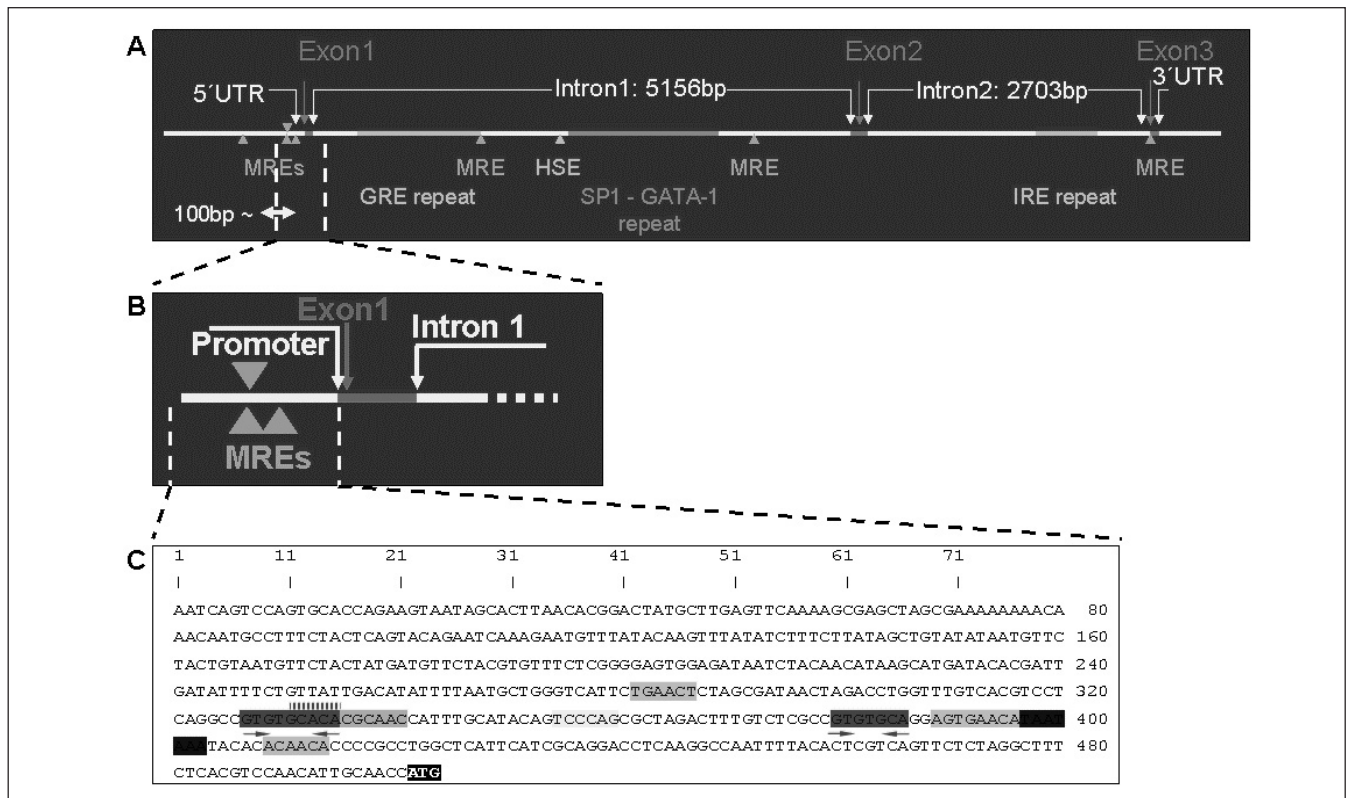


Abb. 5: Struktur des Cd-MT-Gens der Weinbergschnecke (*Helix pomatia*). **A:** Exon-Intron-Struktur mit Darstellung der 5'-untranslated region (5'UTR) in der Promotor-Region, sowie den Exons 1–3 und den Introns 1–2. Die beiden Introns enthalten regulatorische Repeat-Kassetten von Bindungsstellen für nukleare Transkriptionsfaktoren (Intron 1: SP1 – GATA), sowie für Stress-modulierende Transkriptionsfaktoren im Zusammenhang mit der Stressbewältigung und Immunabwehr (Intron 1: GRE; Intron 2: IRE). Außerdem finden sich über das ganze Gen verteilt, insbesondere aber in der Promotorregion, zahlreiche Bindungsstellen für weitere Stress-regulatorische Transkriptionsfaktoren (z.B. MREs, Metal Responsive Elements; GREs, Glucocorticoid Responsive Elements; HSE, Heat Shock Responsive Elements; IREs, Interferon Responsive Elements). **B:** Struktur der proximale Promotorregion mit Darstellung der DNA-Bindungsstellen (MREs, Metal Responsive Elements) für die Bindung des Transkriptionsfaktors MTF-I (Metal Transcription Factor I), dessen Andocken an die DNA die Transkription des Cd-MT-Gens nach Metall-Induktion initiiert. **C:** Detail der Sequenz der proximalen Promotorregion mit zahlreichen Bindungsstellen für Stress-regulatorische Transkriptionsfaktoren (in verschiedenen Grautönen), die neben den MREs (siehe oben) auch GREs (Glucocorticoid Responsive Elements), XREs (Xenobiotic Responsive Elements) und ILRs (Interleukin Responsive Elements) beherbergen

werden als auf translationeller Ebene (Hack und López 2004). Mit anderen Worten: für solche Proteine ist der Anstieg der mRNA-Konzentration bei Stress-Induktion zumeist sehr viel stärker ausgeprägt als der Anstieg der beobachteten Protein-Konzentrationen. Der Vorteil dieser Beobachtung für die angewandte Umwelttoxikologie liegt darin, dass damit viel empfindlichere und möglicherweise auch spezifischere Biomarker für die Stressantwort eines Organismus entwickelt werden können, als dies bisher auf Protein-Ebene der Fall war.

Eine detaillierte Analyse der Genstruktur zeigt darüber hinaus, dass manche MT-Gene eine Fülle von Bindungsstellen für Transkriptionsfaktoren zahlreicher anderer (also nicht nur Metallothionein-spezifischer) Stressproteine, sowie für Transkriptions-Enhancer, -Inhibitoren und -Modulatoren beherbergen. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die MT-Expression *in vivo* einer fein regulierbaren Abstimmung mit zahlreichen intrinsischen und extrinsischen Modulatoren, Induktoren und Stressoren unterliegt ('fine tuning' und 'cross talk'). Das erklärt letztlich auch, warum viele MT-Gene nicht nur durch gewisse Metalle, sondern zusätzlich auch durch zahlreiche andere Noxen, Stressoren und Umwelteinflüsse induziert werden können (siehe oben). So ist beispielsweise das

Cd-MT-Gen der Weinbergschnecke (*Helix pomatia*) mit einer Länge von 10.017 bp nicht nur das bisher größte bekannte MT-Gen quer durch alle Organismenreiche; es enthält darüber hinaus in seinen beiden Introns lange Kassetten-artige Repeat-Strukturen von DNA-Bindungsstellen für nukleare und Stress-modulatorische Transkriptionsfaktoren (Abb. 5A). Die Promotorregion (Abb. 5B) enthält erwartungsgemäß mehrere Erkennungssequenzen (sogenannte MREs, Metal Responsive Elements) für die Bindung des Transkriptionsfaktors MTF-I (Metal Transcription Factor I), dessen Andocken an die entsprechende Promotorregion bei Metallstress die Transkription des Cd-MT-Gens auslöst. Darüberhinaus aber zeigt sich, dass die proximale Promotorregion des Cd-MT-Gens noch weitere Bindungsstellen für Stress-regulatorische Transkriptionsfaktoren enthält (Abb. 5C), deren Aktivität im Zusammenhang mit physiologischen, Immunrelevanten und Umwelt-bezogenen Stressauslösern steht.

Diese Komplexität von Stress-bezogenen Erkennungssequenzen im Cd-MT-Gen der Weinbergschnecke (aber natürlich auch anderer MT-Gene) ist einer der Schlüssel für ein tiefergehendes Verständnis der vielfältigen Induktions-Mechanismen von MT-Genen bei Stressbelastung überhaupt und geht weit über eine bloß Metall-bezogene Stressantwort hinaus.

Gleichzeitig öffnet diese Vielfalt und Komplexität, die einer experimentellen Überprüfung natürlich zugänglich ist (etwa durch Einsatz von unmutierten und mutierten Reporter-gen-Konstrukten), den Weg hin zur Entwicklung Stress-spezifischer und hoch empfindlicher molekularer Biomarker. Dies gilt nicht nur für die MT-Gene der Weinbergschnecke.

5 Schlussfolgerungen

Die angewandte Umwelttoxikologie steht oftmals unter Druck und Erfolgszwang von Seiten der Öffentlichkeit und potentieller Auftraggeber. Es erweist sich jedoch immer wieder als trügerisch, zugunsten eines vermeintlich schnellen Erfolges auf die Mühen (und Freuden!) eingehender und detaillierter Grundlagenforschung zu verzichten. Vielleicht kann das Beispiel der Weinbergschnecke und ihres scheinbar einfachen, in Wirklichkeit jedoch hoch-komplexen MT-Systems dazu beitragen, dass sich diese Einsicht festigt. Das Bemühen um ein tieferes Verständnis toxikologischer Wechselwirkungen ist für den angewandten Artenschutz auf Dauer nicht nur befruchtend, sondern unentbehrlich.

Literatur

- Amiard JC, Amiard-Triquet C, Barka S, Pellerin J, Rainbow PS (2006): Metallothionein in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquat Toxicol* 76 (2) 160–202
- Balamurugan K, Egli D, Selvaraj A, Zhang B, Georgiev O, Schaffner W (2004): Metal-responsive transcription factor (MTF-1) and heavy metal stress response in *Drosophila* and mammalian cells: A functional comparison. *Biol Chem* 385 (7) 597–603
- Baird SK, Kurz T, Brunk UT (2006): Metallothionein protects against oxidative stress-induced lysosomal destabilization. *Biochem J* 394, 275–283
- Beattie JH, Owen HL, Wallace SM, Arthur JR, Kwun IS, Hawksworth GM, Wallace HM (2005): Metallothionein overexpression and resistance to toxic stress. *Toxicol Lett* 157 (1) 69–78
- Bi Y, Palmiter RD, Wood KM, Ma Q (2004): Induction of metallothionein by phenolic antioxidants requires metal-activated transcription factor 1 (MTF-1) and zinc. *Biochem J* 380 (Pt 3) 695–703
- Binz PA, Kägi JHR (1999): Metallothionein: molecular evolution and classification. *Metallothionein IV*. Birkhäuser Verlag, Basel
- Bobillier-Chaumont S, Maupoil V, Berthelot A (2006): Metallothionein induction in the liver, kidney, heart and aorta of cadmium and isoproterenol treated rats. *J Appl Toxicol* 26 (1) 47–55
- Butcher H, Kennette W, Collins O, Demoor J, Koropatnick J (2003): A sensitive time-resolved fluorescent immunoassay for metallothionein protein. *J Immunol Methods* 272 (1) 247–256
- Cai L, Satoh M, Tohyama C, Cheriau MG (1999): Metallothionein in radiation exposure: its induction and protective role (Review). *Toxicol* 132, 85–98
- Capdevila M, Domènech J, Pagani A, Tio L, Villarreal L, Atrian S (2005): Zn- and Cd-Metallothionein recombinant species from the most diverse Phyla may contain sulfide (S²⁻) ligands. *Angw Chem Int Ed* 44, 4618–4622
- Chabicovalsky M, Klepal W, Dallinger R (2004): Mechanisms of cadmium toxicity in terrestrial pulmonates: programmed cell death and metallothionein overload. *Environ Toxicol Chem* 23 (3) 648–655
- Chu MM, Guo ZQ, Muto N, Itoh N, Tanaka K, Ren HW (2006): Development of ELISA for metallothionein-II allows determination of heavy metal pollution of fresh water. *Front Biosci* 11, 2113–2122
- Dallinger R (1996): Metallothionein research in terrestrial invertebrates: Synopsis and perspectives. *Comp Biochem Physiol* 113C (2) 125–133
- Dallinger R, Egg M, Köck G, Hofer R (1996): The role of metallothionein in cadmium accumulation of Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from high alpine lakes. *Aquat Toxicol* 38, 47–66
- Dallinger R, Berger B, Hunziker PE, Kägi JHR (1997): Metallothionein in snail Cd and Cu metabolism. *Nature (London)* 388 (6639) 237–238
- Dallinger R, Berger B, Gruber C, Stürzenbaum S (2000): Metallothioneins in Terrestrial Invertebrates: Structural Aspects, Biological Significance, and Implications for their Use as Biomarkers. *Cell Mol Biol* 46 (2) 331–346
- Dallinger R, Chabicovalsky M, Berger B (2004a): Isoform-specific quantification of metallothionein in the terrestrial gastropod *Helix pomatia* L. I. Molecular, biochemical, and methodical background. *Environ Toxicol Chem* 23 (4) 890–901
- Dallinger R, Chabicovalsky M, Lagg B, Schipflinger R, Weirich HG, Berger B (2004b): Isoform-specific quantification of metallothionein in the terrestrial gastropod *Helix pomatia* L. II. A differential biomarker approach under laboratory and field conditions. *Environ Toxicol Chem* 23 (4) 902–910
- Dallinger R, Lagg B, Egg M, Schipflinger R, Chabicovalsky M (2004c): Cd accumulation and Cd-Metallothionein as a biomarker in *Cepaea hortensis* (Helicidae, Pulmonata) from laboratory exposure and metal-polluted habitats. *Ecotoxicology* 13 (8) 757–772
- Dallinger R, Chabicovalsky M, Hödl E, Prem C, Hunziker P, Manzl C (2005): Copper in *Helix pomatia* (Gastropoda) is regulated by one single cell type: differently responsive metal pools in rhogocytes. *Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol* 289, 1185–1195
- Dragun Z, Raspor B, Erk M, Ivankovic D, Pavicic J (2006): The influence of the biometric parameters on metallothionein and metal level in the heat-treated cytosol of the whole soft tissues of transplanted mussels. *Environ Monitor Assess* 114 (1–3) 49–64
- Duncan KE, Ngu TT, Chan J, Salgado MT, Merrifield ME, Stillman MJ (2006): Peptide folding, metal-binding mechanisms, and binding site structures in metallothioneins. *Exp Biol Med* (Maywood) 231 (9) 1488–1499
- Egli D, Yepiskoposyan H, Selvaraj A, Balamurugan K, Rajaram R, Simons A, Multhaup G, Mettler S, Varadanyan A, Georgiev O, Schaffner W (2006a): A family knockout of all four *Drosophila metallothioneins* reveals a central role in copper homeostasis and detoxification. *Mol Cell Biol* 26 (6) 2286–2296
- Egli D, Domènech J, Selvaraj A, Balamurugan K, Hua H, Capdevila M, Georgiev O, Schaffner W, Atrian S (2006b): The four members of the *Drosophila* metallothionein family exhibit distinct yet overlapping roles in heavy metal homeostasis and detoxification. *Genes to Cells* 11, 647–658
- Fletcher N, Wahlstrom D, Lundberg R, Nilsson CB, Nilsson KC, Stockling K, Hellmold H, Hakansson H (2005): 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) alters the mRNA expression of critical genes associated with cholesterol metabolism, bile acid biosynthesis, and bile transport in rat liver: a microarray study. *Toxicol Appl Pharmacol* 207 (1) 1–24
- Fu C, Miao W (2006): Cloning and characterization of a new multi-stress inducible metallothionein gene in *Tetrahymena pyriformis*. *Protist* 157 (2) 193–203
- Geret F, Cosson RP (2002): Induction of specific isoforms of metallothionein in mussel tissues after exposure to cadmium or mercury. *Arch Environ Contam Toxicol* 42 (1) 36–42

- Gorbi S, Baldini C, Regoli F (2005): Seasonal variability of metallothioneins, cytochrome P450, bile metabolites and oxyradical metabolism in the European eel *Anguilla anguilla* L. (Anguillidae) and striped mullet *Mugil cephalus* L. (Mugilidae). Arch Environ Contam Toxicol 49 (1) 62–70
- Greenbaum D, Colangelo C, Williams K, Gerstein M (2003): Comparing protein abundance and mRNA expression levels on a genomic scale. Gen Biol 4 (9) 117
- Hack CJ, López JA (2004): An exploration of some factors affecting the correlation of mRNA and proteomic data. In: López JA, Benfenati E, Dubitzky W (eds), Proceedings of the KELSI Symposium, Milan, Italy, November 25–26. Springer, pp 9–19
- Ivankovic D, Pavicic J, Erk M, Filipovic-Marijic V, Raspor B. (2005): Evaluation of the *Mytilus gallprovincialis* Lam. digestive gland metallothionein as a biomarker in a long-term field study: Seasonal and spatial variability. Mar Pollut Bull 50 (11) 1303–1313
- Kägi JHR (1991): Overview of Metallothionein. Methods in Enzymology Vol 205, 613–626
- Kägi JHR (1993): Evolution, structure and chemical activity of class I metallothioneins: An overview. In: Suzuki KT, Imura N, Kimura M (eds), Metallothionein III. Birkhäuser Verlag, Basel (Switzerland), pp 29–55
- Kägi JHR, Kojima Y (1987): Chemistry and biochemistry of metallothionein. In: Kägi JHR, Kojima Y (eds), Metallothionein II. Birkhäuser Verlag, Basel, Switzerland, pp 25–61
- Kammenga JE, Dallinger R, Donker MH, Köhler HR, Simonsen V, Triebkorn R, Weeks JM (2000): Biomarkers in terrestrial invertebrates: Potential and Limitations for Ecotoxicological Soil Risk Assessment. Rev Environ Contam Toxicol 164, 93–147
- Kanekiyo M, Itoh N, Kawasaki A, Matsuda K, Nakanishi T, Tanaka K (2002): Metallothionein is required for zinc-induced expression of the macrophage colony stimulating factor gene. J Cell Biochem 86 (1) 145–153
- Karin M, Haslinger A, Holtgreve H, Richards RI, Krauter P, Westphal HM, Beato M (1984): Characterization of DNA sequences through which cadmium and glucocorticoid hormones induce human metallothionein-IIA gene. Nature (London) 308, 513–519
- Lacorn M, Lahrssen A, Rotzoll N, Simat TJ, Steinhart H (2001): Quantification of metallothionein isoforms in fish liver and its implication for biomonitoring. Environ Toxicol Chem 20 (1) 140–145
- Meloni G, Zovo K, Kazantseva J, Palumaa P, Vasak M (2006): Organization and assembly of metal-thiolate clusters in epithelium-specific metallothionein-4. J Biol Chem 281 (21) 14588–14595
- Mosleh YY, Paris-Palacios S, Arnoult F, Couderchet M, Biagianti-Risbourg S, Vernet G (2004): Metallothionein induction in aquatic oligochaete Tubifex tubifex exposed to herbicide isoproturon. Environ Toxicol 19 (1) 88–93
- Mosleh YY, Paris-Palacios S, Couderchet M, Biagianti-Risbourg S, Vernet G (2005): Metallothionein induction, antioxidative responses, glycogen and growth changes in Tubifex tubifex (Oligochaeta) exposed to the fungicide, fenhexamid. Environ Pollut 135 (1) 73–82
- Otsuka F (2004): Transcriptional regulation of the Metallothionein Genes. J Hlth Sci 50 (4) 332–335
- Perceval O, Couillard Y, Pinel-Alloul B, Giguere A, Campbell PG (2004): Meal-induced stress in bivalves living along a gradient of Cd contamination: Relating sub-cellular metal distribution to population-level responses. Aquat Toxicol 69 (4) 327–345
- Roesijadi G (1994): Metallothionein induction as a measure of response to metal exposure in aquatic animals. Environ Health Perspect 102 (Suppl 12) 91–95
- Rubenstrunk A, Orsini C, Mahfoudi A, Scherman D (2003): Transcriptional activation of the metallothionein I gene by electric pulses in vivo: basis for the development of a new gene switch system. J Gene Med 5 (9) 773–783
- Saydam N, Adams TK, Steiner F, Schaffner W, Freedman JH (2002): Regulation of metallothionein transcription by the metal-responsive transcription factor MTF-1. J Biol Chem 277 (23) 20438–20445
- Schiedek D, Broeg K, Basiene J, Lehtonen KK, Gercken J, Pfeifer S, Vuontisjarvi H, Vuorinen PJ, Dedonyte V, Koehler A, Balk L, Schneider R (2006): Biomarker responses as indications of contaminant effects in blue mussel (*Mytilus edulis*) and female eelpout (*Zoarces viviparus*) from the southwestern Baltic Sea. Mar Pollut Bull 53 (8–9) 387–405
- Shaw-Allen P, Elliott M, Jagoe CH (2003): A microscaled mercury saturation assay for metallothionein in fish. Environ Toxicol Chem 22 (9) 2005–2012
- Serafim MA, Bebianno MJ (2001): Variation of metallothionein and metal concentrations in the digestive gland of the clam *Ruditapes decussatus*: sex and seasonal effects. Environ Toxicol Chem 20 (3) 544–552
- Sugiura T, Kuroda E, Yamashita U (2004): Dysfunction of macrophages in metallothionein-knock out mice. J UOEH 26 (2) 193–205
- Summer KH, Klein D (1991): Determination of metallothionein in biological materials. Methods in Enzymology 205, 57–60
- Theocharis SE, Margeli AP, Koutselinis A (2003): Metallothionein: a multifunctional protein from toxicity to cancer. Int J Biol Markers 18 (3) 162–169
- Valls M, Bofill R, Gonzalez-Duarte R, Gonzalez-Duarte P, Capdevilla M, Atrian S (2001): A new insight into metallothionein (MT) classification and evolution. The *in vivo* and *in vitro* metal binding features of *Homarus americanus* recombinant MT. J Biol Chem 276 (35) 32835–32843
- Vasak M (2005): Advances in metallothionein structure and functions. J Trace Elem Med Biol 19 (1) 13–17
- Viarengo A, Lafaurie M, Gabrielides GP, Fabbri R, Marro A, Romeo M (2000): Critical evaluation of an intercalibration exercise undertaken in the framework of the MED POL biomonitoring program. Mar Environ Res 49 (1) 1–18
- Weeks JM, Spurgeon DJ, Svendsen C, Hankard PK, Kammenga JE, Dallinger R, Köhler HR, Simonsen V, Scott-Fordsmand J (2004): Critical analysis of soil invertebrate biomarkers: A field case study in Avonmouth, UK. Ecotoxicology 13 (8) 817–822
- Werner J, Wautier K, Evans RE, Baron CL, Kidd K, Palace V (2003): Waterborne ethynylestradiol induces vitellogenin and alters metallothionein expression in lake trout (*Salvelinus namaycush*). Aquat Toxicol 62 (4) 321–328
- Wlostowski T, Bonda E, Krasowska A (2004): Photoperiod affects hepatic and renal cadmium accumulation, metallothionein induction, and cadmium toxicity in the wild bank vole (*Clethrionomys glareolus*). Ecotoxicol Environ Saf 58 (1) 29–36
- Yoshida M, Saegusa Y, Fukuda A, Akama Y, Owada S (2005): Measurement of radical-scavenging ability in hepatic metallothionein of rat using *in vivo* electron spin resonance spectroscopy. Toxicology 213 (1–2) 74–80
- Yin X, Knecht DA, Lynes MA (2005): Metallothionein mediates leukocyte chemotaxis. BMC Immunol 6, 21
- Zorita I, Strogyloudi E, Buxens A, Mazon LI, Papathanassiou E, Soto M, Cajarville MP (2005): Application of two SH-based methods for metallothionein determination in mussels and intercalibration of the spectrophotometric method: Laboratory and field studies in the Mediterranean Sea. Biomarkers 10 (5) 342–359

Eingegangen: 29. Januar 2007
 Akzeptiert: 19. März 2007
 OnlineFirst: 20. März 2007

Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln

Entwicklung der Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln in den letzten 25 Jahren: Von ersten Diskussionen über Prüforganismen zur probabilistischen Risikoanalyse

Fred Heimbach

Bayer CropScience, Ökotoxikologie, Alfred-Nobel-Str. 50, D-40789 Monheim (fred.heimbach@bayercropscience.com)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.178>

Bitte zitieren Sie diesen Beitrag wie folgt: Heimbach F (2007): Entwicklung der Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln in den letzten 25 Jahren: Von ersten Diskussionen über Prüforganismen zur probabilistischen Risikoanalyse. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19, Sonderheft Nr. 1, 43–48

Zusammenfassung

In den letzten Jahrzehnten fand in Deutschland und Europa eine bemerkenswerte Entwicklung in der Bewertung ökotoxikologischer Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln statt: von einer vergleichenden, eher retrospektiv orientierten Toxizitätsbestimmung an einigen ausgewählten Indikatororganismen, über die ersten Versuche einer quantitativen prospektiven Gefährdungs- und Risikoabschätzung mit relevanten Expositionsbetrachtungen bis hin zu den derzeitigen Diskussionen über die probabilistische Risikoanalyse auf dem Landschaftsniveau.

In diesem Artikel werden – auch durch die eigenen Erfahrungen des Autors geprägt – die Entwicklungen in der ökotoxikologischen Bearbeitung von Pflanzenschutzmitteln in den letzten Jahrzehnten aufgezeigt. Am Anfang standen die Auswahl von Testarten und die Entwicklung von Standard-Prüfmethoden mit diesen Organismen im Vordergrund. Nicht viel später wurden längerfristige (chronische) Auswirkungen an Stelle von akuten Wirkungen diskutiert, die Entwicklung von an den Einzelfall angepassten 'higher tier' Prüfmethoden, von Mehrarten- und ökosystemaren Ansätzen. Etwas zeitversetzt fand die Entwicklung auf der Expositionseite von einfachen 'worst-case' Annahmen ausgehend statt, die Diskussion und Erarbeitung von relevanten Expositionsszenarien und deren Quantifizierung, bis hin zu den heute in Europa diskutierten probabilistischen Expositionsberechnungen auf lokalem Niveau.

Alle diese Entwicklungen wurden von der – nach Ansicht des Autors – nach wie vor unzureichenden Definition des (politisch gewünschten) Schutzziels, und in Verbindung damit der Notwendigkeit und Höhe von Sicherheitsfaktoren für die Risikobewertung begleitet. Während diese Entwicklung der Ökotoxikologie immer mehr Wissenschaftlern eine berufliche Perspektive bot, wurde sie jedoch zweifellos durch die politische Entwicklung getrieben, allem voran – auch für die Situation in Deutschland – durch die nach wie vor gültigen Anhänge (1996) zur EU Richtlinie 91/414 und die dadurch angestoßenen weiteren Diskussionen.

Schlagwörter: Deutschland und Europa; historische Entwicklung; Ökotoxikologie; Pflanzenschutzmittel; probabilistische Risikoanalyse

Abstract

Development of the Ecotoxicological Evaluation of Plant Protection Products During the past 25 Years: From Initial Discussions Regarding Suitable Test Species to Probabilistic Risk Assessments

In Europe as well as in Germany a remarkable development within the last 25 years took place in the assessment of ecotoxicological effects of Plant Protection Products (PPPs). The starting point was a comparative, retrospective toxicity testing of some selected indicator species. Then, first attempts of a quantitative, prospective hazard and risk assessment with relevant exposure evaluations were made. Currently a probabilistic risk analysis on the landscape level is discussed.

Based on personal experiences within the last decades this contribution will highlight the different developments of the ecotoxicological evaluation of PPPs. At first, the selection of suitable test species and the development of suitable standardized test methods was the main task. Thereafter, the discussions focused more on long-term, chronic effects instead of solely acute ones, the development of focused higher tier studies adjusted to better address the specific properties of a PPP and / or the specific concerns resulting from its application, as well as multi-species and ecosystem approaches. With the availability of suitable computer based models a more precise exposure calculation was possible, which allows a more realistic exposure assessment instead of simple worst-case assumptions. Current discussions focus on probabilistic exposure assessments at a local scale.

All these developments took place regardless of the insufficient (political) definition of the protection goal and – as a consequence – the need and extent of appropriate safety factors. The development of ecotoxicology was mostly driven by political trends in Europe, mainly by the harmonized registration of PPPs under the still valid Annexes II and III (1996) of the EU Directive 91/414 and the thereby initiated further progression. In the context of this development more and more scientists were offered interesting job opportunities.

Keywords: Ecotoxicology; Germany and Europe; historical development; plant protection products; probabilistic risk assessments

Vorbemerkung. Die Organisatoren der 11. Jahrestagung der SETAC GLB (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, German Language Branch), die im September 2006 in Landau stattfand, hatten um einen kurzen historischen Rückblick über die Entwicklung der Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln gebeten. Als jemand, der inzwischen mehr als 25 Jahre in diesem Wissenschaftsbereich tätig ist und ihn teilweise auch aktiv mitgestaltet hat, vermag ich zwar eine solche Übersicht darzustellen, kann aber nicht beanspruchen, dass diese vollständig und ohne eine deutliche Prägung des eigenen Werdegangs sei. Auch dieser Beitrag zum Sonderheft der UWSF anlässlich des 10-jährigen Bestehens der SETAC GLB möge bitte als ein persönlicher Rück- und Überblick eines involvierten Fachkollegen verstanden werden.

1 Meilensteine der Entwicklung des chemischen Pflanzenschutzes

Die Ursprünge des modernen chemischen Pflanzenschutzes liegen etwa 70 Jahre zurück, als die ersten synthetischen organischen Mittel in der Landwirtschaft eingesetzt wurden. Bis Ende der sechziger Jahre des letzten Jahrhunderts gab es kaum umweltbezogene Bedenken beim Einsatz von solchen Mitteln, lediglich die möglichen Auswirkungen auf den Menschen als Anwender und Konsument der landwirtschaftlichen Erzeugnisse wurden im Laufe der Zeit mehr und mehr intensiv bearbeitet.

Ein häufig nicht mehr bekannter und unter heutigen Gesichtspunkten kaum nachvollziehbarer Meilenstein in der Geschichte des chemischen Pflanzenschutzes mag die Errichtung eines Denkmals für das Insektizid 'E 605' (Parathion) im Jahre 1964 sein, das zum Dank für die Rettung der japanischen Reisernte und der Vermeidung einer großen Hungersnot errichtet worden war. Zumeist besser bekannt ist hingegen das Verbot von DDT in Europa im Jahre 1972.

Für die Entwicklung und den heutigen Stand der Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln waren dann 1996 die bis heute gültigen Anhänge II und III zur Richtlinie 91/414 [1] zur harmonisierten Zulassung von Pflanzenschutzmitteln in Europa von größter Bedeutung. Durch sie wurden die Zulassungsanforderungen und das Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel in Europa in ungeahntem Maße komplexer und anspruchsvoller, wie in den folgenden Kapiteln eingehender dargestellt.

2 Der Begriff 'Ökotoxikologie'

Das heutige allgemeine Verständnis des Begriffes 'Ökotoxikologie' hat sich im Laufe der letzten 30 Jahre entwickelt, parallel zur Etablierung der Ökotoxikologie als eigener Fachdisziplin. Von den zahlreichen Versuchen einer Begriffsdefinition möge hier stellvertretend der Vorschlag der Deutschen Forschungsgemeinschaft (1983) genannt werden [2]: "Ecotoxicology is concerned with effects of chemical substances on organisms in populations and ecosystems as far as direct or indirect damage occurs as a result". Während sich diese Definition ganz auf die ökotoxikologischen Auswirkungen von Chemikalien beschränkt und deren Verteilung, Abbau und Verbleib ausklammert, entspricht z.B. die Definition von Schaefer & Tischler [3] aus dem gleichen Jahr deutlich besser dem heutigen allgemeinen Verständnis von 'Ökotoxikologie', in der die Exposition ('fate') und Wirkung ('effects') als zusammengehörend angesehen werden: "Wissenschaft von dem Vorkommen, der Wirkung und Dynamik (Austrag, Abbau) von Stoffen (Umweltchemikalien) in Ökosystemen".

3 Meilensteine der Entwicklung der Ökotoxikologie

Ende der 70-er Jahre des vergangenen Jahrhunderts fanden die ersten Fachwissenschaftler zumeist als frisch gekürte Universitätsabsolventen (zumeist Biologen / Ökologen oder Agrarwissenschaftler) eine Anstellung in Arbeitsbereichen, die heute der Ökotoxikologie zugeordnet werden, zunächst einmal im industriellen Bereich, dann aber auch bei Behörden.

In den darauf folgenden Jahren wurden in erster Linie geeignete Indikator- und Prüforganismen diskutiert und ökotoxikologische Prüfmethoden entwickelt: 1978 legte z.B. das deutsche Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) den Forschungsschwerpunkt 'Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien' auf, und 1980 den Schwerpunkt 'Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen'. Bis zu diesem Zeitpunkt wurden an Pflanzenschutzmitteln lediglich Prüfungen mit Vögeln und Fischen durchgeführt – abgesehen von Honigbienen aufgrund deren essentieller Bedeutung als Bestäuber der Kulturpflanzen. Als erster weiterer Prüforganismus kamen Regenwürmer hinzu (erste Methodenbeschreibung in einer EU-Prüfrichtlinie 1983 [4]), die interessanterweise aber durch die Gefahrstoffverordnung ('Chemikaliengesetz') der EU aus dem Jahre 1967 [5] initiiert worden war, und zunächst nicht durch gesetzliche Anforderungen aus der Pflanzenschutzmittelzulassung.

Die Gründung von SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) im Jahre 1989 in Europa symbolisiert die zu diesem Zeitpunkt bereits deutlich gestiegene Bedeutung umweltbezogener Fragestellungen in Deutschland und Europa. Aus meiner Sicht war dann 1998 auch der HARAP-Workshop (Higher Tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides [6]) ein wichtiger weiterer Schritt, da dort (i) 'higher-tier' Prüfungen mit einer realistischeren Darstellung der Exposition der Prüforganismen beschrieben wurden, (ii) Prüfungen unter Halbfreiland- (semi-field) und Freiland-Bedingungen als höherwertig diskutiert und anerkannt wurden, und (iii) vor allem auch kurzfristige und reversible Auswirkungen auf (zunächst aquatische) Biozönosen als akzeptabel bewertet wurden. Dieser Workshop kennzeichnet einen deutlichen Schritt vom worst-case Ansatz der ersten Prüfstufe zur realistischeren Risikoanalyse der ökotoxikologischen Auswirkungen unter Berücksichtigung realer Expositionsszenarien und detaillierter Substanzeigenschaften.

Wie bereits erwähnt, waren dann 1996 die bis heute gültigen Anhänge II und III zur EU-Richtlinie 91/414 [1] zur harmonisierten Zulassung von Pflanzenschutzmitteln für die Entwicklung und den heutigen Stand der Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln in Europa von größter Bedeutung. Die Zulassungsanforderungen und das Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel wurden dadurch in einem Schritt in ungeahntem Maße komplexer und anspruchsvoller, vor allem als dann 2002 die dazugehörigen Ausführungsbestimmungen als 'Guidance' Dokumente für Wasser, Boden und Vögel & Säuger [7,8,9] die durch die Richtlinie 91/414 initiierten jahrelangen Diskussionen zum Abschluss brachten.

4 Prüforganismen und -methoden

Die erste Auswahl von Prüforganismen und die Entwicklung und Veröffentlichung einer ersten relevanten Prüfmethode für **aquatische Organismen** erfolgte in Deutschland bereits vor mehr als 30 Jahren (akute Prüfung an Fischen [10], **Tab. 1**), die erste Richtlinie für die Prüfung von **Bodenorganismen** im Jahre 1983 (akute Prüfung an Regenwürmern [4], **Tab. 2**). Im Laufe der Jahre kamen aus beiden Lebensräumen immer wieder neue Organismen und Prüfmethoden dazu, wie in **Tab. 1** und **2** dargestellt.

Tabelle 1: Erste bedeutende Prüfmethode für aquatische Organismen

Fische	akut: BBA 1975 [10] / EPA 1982 [11] / OECD 1992 [12] chronisch ('Early Life Stage'): EPA 1982 [13] / OECD 1992 [14] Lebenszyklus Fisch: EPA 1996 [15]
Wasserflöhe	akut und chronisch: OECD 1984 [16]
Grünalgen	OECD 1984 [17]
Wasserlinsen	EPA 1996 [18] / OECD 2006 [19]
Zuckmücken	BBA 1995 [20] / OECD 2004 [21,22]
Mesokosmen	OECD 2006 [46]

Tabelle 2: Erste bedeutende Prüfmethode für Bodenorganismen

Bodenmikroorganismen (funktionelle Prüfung)	BBA 1990 [23], OECD 2000 [24] (wichtige internationale Workshops: 1979 [25], 1985 [26] und 1989 [27])
Regenwürmer	akut: EU 1983 [4] chronisch: BBA 1994 [28] Freiland: BBA 1994 [29] (wichtig: erster 'Workshop on Earthworm Ecotoxicology' 1991 [30])
Springschwänze	chronisch: BBA 1996 [31]
Bodenmilben	chronisch: geplant für OECD 2007
Streubeutel (funktionelle Prüfung)	Freiland: EPFES-Workshop 2002 [32], OECD 2006 [33]
Pflanzen	OECD 1984 [44]

Die Prüfungen von **Nicht-Zielarthropoden** (non-target arthropods, NTA) gehen auf die Diskussionen und Methoden der IOBC (International Organisation for Biological Control) zurück und somit auf die Bearbeitung der natürlichen Gegenspieler von Schädlingen. Der Einfluss der oft weder ökologisch noch ökotoxikologisch geprägten IOBC-Mitglieder war in den ersten 10 bis 15 Jahren so stark, dass die Diskussionen zu Nicht-Zielarthropoden heute noch von diesem Hintergrund geprägt sind und tendenziell anderen Grundsätzen folgen als die anderen Prüfbereiche bzw. Organismengruppen in der Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln. Die Ergebnisse zweier Workshops (ESCORT 1994 [34], ESCORT II 2000 [35]) spielten bei der Entwicklung der Prüfmethode (Tab. 3) und der Bewertung deren Eignung für diese Organismengruppe eine bedeutende Rolle. Durch die Differenzierung zwischen in-crop und off-crop Effekten und deren Akzeptanz werden nun seit etwa 2000 [35] auch unterschiedliche Schutzziele für Nicht-Zielarthropoden adressiert.

Tabelle 3: Erste bedeutende Prüfmethode für Nicht-Zielarthropoden

Schlupfwespe	IOBC 1988 [36], IOBC 1988 [37]
Raubmilbe	IOBC 1988 [42]
Marienkäfer	BBA 1989 [38]
Florfliege	IOBC 1994 [39]
Laufkäfer	BBA 1991 [40] (seit 2002 als Bodenorganismus angesehen und reguliert)
Kurzflügler	IOBC 1988 [41] (seit 2002 als Bodenorganismus angesehen und reguliert)
Wolfs spinne	BBA 1994 [43]

Wie bereits erwähnt, wurden mögliche Auswirkungen auf **Bienen** seit jeher als Bestäuber von Kulturpflanzen bearbeitet. Auch bei Bienen prägt dieser historisch-ökonomische Hintergrund noch die heutigen ökotoxikologischen Diskussionen, obwohl sich ökotoxikologisches Denken deutlich erkennbar durchgesetzt hat. Durch die seit 1997 mehr politische als wissenschaftliche Diskussion über Bienenschäden durch ein systemisches Insektizid in Sonnenblumen in Frankreich spielen die Auswirkungen auf Bienen in den letzten 10 Jahren eine zentrale Rolle im Zulassungsverfahren von Pflanzenschutzmitteln in Europa (und darüber hinaus). Als Konsequenz aus diesen politischen und wissenschaftlichen Diskussionen wurden die Zulassungsanforderungen in den letzten Jahren deutlich verschärft, um die postulierten Bienenschäden zukünftig bereits bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln ausschließen zu können.

Für **Vögel** wurden bereits vor mehr als 25 Jahren Prüfmethode entwickelt, sicherlich auch stimuliert durch die damaligen Erkenntnisse und Diskussionen über die Nebenwirkungen von DDT auf Vögel. Die Weiterentwicklung insbesondere der chronischen Methoden wird teilweise nun schon seit vielen Jahren im internationalen Rahmen diskutiert, da Europa und Nordamerika um eine Harmonisierung der Methoden bemüht sind. Im Gegensatz zu den Vögeln kann zur Bewertung der Auswirkungen auf terrestrische Säugetiere auf die Ergebnisse humantoxikologischer Prüfungen zurückgegriffen werden. Durch das EU Guidance Dokument [9] wurde seit 2002 die kulturbezogene ökotoxikologische Risikobewertung für Vögel und Säuger eingeführt. Seitdem ist die Risikobewertung für Vögel und Säuger in der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln europaweit zum Nadelöhr geworden, auch in Deutschland. Vor diesem Hintergrund liegt derzeit ein Forschungsschwerpunkt auf generischen Feldstudien, um die relevanten Arten und deren Exposition kulturbezogen zu erarbeiten.

Die terrestrischen **Nicht-Zielpflanzen** (non-target terrestrial plants, NTP / NTTP) stellen die jüngste Organismengruppe in der ökotoxikologischen Prüfung von Pflanzenschutzmitteln dar. Die Entscheidungen über geeignete Prüfmethode und Bewertungen verzögern sich seit nunmehr einer ganzen Reihe von Jahren. Derzeit werden bis zu 8 Pflanzenarten in der ersten Prüfstufe unter Laborbedingungen für die off-crop Risikoabschätzung geprüft (erste OECD Richtlinie: 1984 [44]). Standardisierte higher-tier Methoden sind in der Entwicklung, abgestimmte Methoden- und Bewertungsvorschläge liegen jedoch noch nicht vor.

5 Von akut zu chronisch – Von lower-tier zu higher-tier

Bis etwa Anfang der 80-er Jahre wurden fast ausschließlich akute Prüfmethode entwickelt, mit in der Regel Mortalität als Endpunkt. Seitdem wurden zunehmend – und heute überwiegend – chronische Methoden bevorzugt, da subletale Auswirkungen als ökologisch relevanter bewertet werden als akute. Die Methodenentwicklungen der letzten Jahre schließen – falls möglich – auch die Reproduktion mit ein.

Üblicherweise werden Standard-Prüfmethode entwickelt, um die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Soweit möglich decken diese Methoden 'worst-case'

Tabelle 4: Übersicht Methodenentwicklung aquatische Mesokosmen

1988	EPA Richtlinie aquatische Mesokosmen [47]
seit Mitte der 80-er Jahre	erste Arbeiten an kleineren, auch für europäische Verhältnisse akzeptierbaren Testsystemen
1991	Monkswood Workshop (UK) [48]
1991	Wintergreen Workshop (USA) [49]
1993	EWOFFT Workshop (DE) [50]
1998	HARAP Workshop (FR) [6]
1999	CLASSIC Workshop (DE) [51]
2006 (seit Mitte der 90-er Jahre in Arbeit)	OECD Guidance Document [46]

Situationen ab. Je nach Eigenschaft einer Prüfsubstanz werden in diesem Fall die Exposition und damit das Gefährdungspotential unrealistisch hoch dargestellt. Seit dem HARAP-Workshop (1998) [6] wurden higher-tier Prüfungen zunehmend als Ergänzung für die Risikobewertung herangezogen – zunächst einmal wie von HARAP diskutiert für aquatische Organismen, dann wurden die grundsätzlichen Ansätze und Bewertungsmethoden aber auch auf andere Organismengruppen angewendet. Während sich ökotoxikologische higher-tier Prüfungen unter Laborbedingungen zumeist auf die Prüfung weiterer Arten derselben taxonomischen Gruppe oder die Darstellung des Wiederholungspotenzials von Populationen beschränken, wird auf der Expositionsseite zumeist die Verteilung und das Verhalten einer Substanz unter Freilandbedingungen realistischer nachgestellt.

Konsequent ist in diesem Zusammenhang auch der Schritt vom Labor zum Freiland, um Risiken *in situ* oder unter *in situ*-ähnlichen Bedingungen zu erarbeiten. Bisher gibt es nur einige validierte und akzeptierte Freilandmethoden. Die wichtigsten sind:

- Regenwürmer: BBA 1994 [29], ISO 1999 [45]
- Nicht-Zielarthropoden: ESCORT 2000 [35]
- Streubeutel: EPFES 2002 [32], OECD 2006 [33]
- Aquatische Mesokosmen: OECD 2006 [46]

Die Entwicklung von komplexen Freilandmethoden dauert in der Regel viele Jahre, wie in Tab. 4 exemplarisch für die aquatischen Mesokosmen dargestellt: Die Entwicklung des entsprechenden OECD Guidance Dokuments [46] hat etwa 10 Jahre gedauert.

Nach Auffassung des Autors hemmen häufig ökonomische Bedenken und fachliche Unkenntnis die Entwicklung und Durchführung von Prüfungen unter Freilandbedingungen. Deren Durchführung und Interpretation erfordert eine spezifische Fachkenntnis, die aufgrund ökonomischer Zwänge in zunehmendem Maße im industriellen Bereich wie auch bei den Zulassungsbehörden fehlt.

6 Von der Klassifizierung von Substanzen zur probabilistischen Risikoanalyse

Zunächst wurden bis etwa Ende der 1980-er Jahre Substanzen zumeist einfach entsprechend ihrer Toxizität für die einzelnen Prüforganismen in Klassen eingeteilt. Es zeigte sich

aber schnell, dass ohne die Berücksichtigung der Exposition (Aufwandmengen) keine relevanten Aussagen möglich waren, so dass im nächsten Schritt die ermittelten Toxizitäten in Bezug zur Aufwandmenge gesetzt wurden. Während man sich für den Boden als in-crop Bereich bald auf eine mittlere Bodentiefe von 5 cm als Modell einigen konnte, stellte sich für das aquatische Kompartiment als off-crop Bereich die Frage nach einem relevanten Modellgewässer: Zunächst wurde das Übersprühen eines Kleingewässers (1,0 oder 0,3 m tief) als worst-case Szenarium angesehen, dann wurde die Abdrift bei Sprayapplikation von Pflanzenschutzmitteln als der entscheidende Eintragspfad erkannt und umfangreiche Forschungsprojekte zur Bestimmung von abstandbezogenen Abdriftraten initiiert (Ganzelmeier Drifttabellen 1995 [52]). Seitdem werden im Zulassungsverfahren zum Management der Risiken für Wasserlebewesen Abstandsauflagen zwischen der zu behandelnden Agrarfläche und Wasserflächen festgelegt. Im Jahr 2002 setzte sich dann die verfeinerte Expositionsmodellierung mit FOCUS ('FORum for the co-ordination of pesticide fate models and their USE') [53] durch, mit der der Konzentrationsverlauf (Fate) eines Pflanzenschutzmittels für verschiedene Regionen Europas unter Berücksichtigung von Boden- und Klimabedingungen in Modellgewässern modelliert wird. Seitdem finden neben der Abdrift, den Substanzigenschaften entsprechend auch die Eintragspfade Oberflächenabfluss (run-off) und Drainage Berücksichtigung. Als Ergebnis dieser differenzierten Expositions Betrachtung findet heute eine intensive Diskussion über die Interpretation hoch-komplexer und variabler Expositionsmuster im Vergleich zu ökotoxikologischen Standard-Laborbedingungen statt, deren Ende und Konsequenz für die aquatische Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln kaum absehbar ist.

Parallel zu dieser Entwicklung rücken seit etwa Beginn des letzten Jahrzehnts mehr und mehr probabilistische Ansätze in den Vordergrund. Sie werden derzeit intensiv diskutiert und finden bereits teilweise im Zulassungsverfahren Anwendung. Die wichtigsten Ansätze sind:

- Abdrift-Perzentile an Stelle eines Szenarios mit vollständigem Übersprühen des Modell-Gewässers,
- Perzentile von Expositionsrechnungen nach FOCUS an Stelle eines theoretischen Maximalwertes,
- Verteilung der Empfindlichkeiten verschiedener Arten (Species Sensitivity Distribution (SSD), HC₅-Ansatz (Hazard Concentration)) an Stelle von ein oder zwei Prüfarten mit einem entsprechend hohen Sicherheitsfaktor,
- Erfassung der Landschaftssituation (GIS-Ansatz, Geographic Information System) an Stelle eines nicht existenten Modellgewässers.

Die nie zufrieden stellende Definition des Schutzzieles begleitete alle diese Entwicklungen der letzten Jahrzehnte. Die beteiligten Wissenschaftler haben oft diesen Ball den Politikern zuzuspielen versucht und umgekehrt. Es gab Ansätze, Populationen als zu schützendes Gut anzusehen. Dieser Ansatz hat aber keine durchgehende Akzeptanz gefunden. So werden im Zweifelsfall Pflanzenschutzmittel nach wie vor auf der Basis von Wirkungen auf Einzelorganismen und relativ hohen Sicherheitsfaktoren reguliert.

7 Metabolismus und Metaboliten

Parallel zur wirkungsorientierten Ökotoxikologie sind auch die Anforderungen im Bereich der Metabolismusforschung in den letzten zwei Dekaden kontinuierlich gestiegen (Wasserlöslichkeit, Verteilung zwischen Umweltkompartimenten, Versickerungsverhalten, Stabilität im Boden, Verteilung und Abbau in Modellsystemen mit Wasser und Sediment, u.a.). Diese Entwicklungen sollen hier aber nicht im Einzelnen dargestellt und erläutert werden. Viele dieser Daten finden jedoch auch in der ökotoxikologischen Risikoanalyse insbesondere für die zunehmend verfeinerte Expositionsbeschreibung Verwendung, so dass diese Entwicklung der Metabolismusforschung hier nicht unerwähnt bleiben kann.

Etwa Mitte der 90-er Jahre setzte eine intensive Diskussion über die Notwendigkeit von ökotoxikologischen Prüfungen mit Metaboliten von Pflanzenschutzmitteln ein. Nach zwischenzeitlichen Diskussionen über dem Risiko von Metabolitenwirkungen nicht entsprechende Anforderungen kam dann 2002 mit den EU Guidance Dokumenten [7,8] ein pragmatischer Schlussstrich unter diese Diskussionen mit einem dem Risiko angemessenen ökotoxikologischen Anforderungsprofil für Metabolitenprüfungen.

8 Endokrine Wirkungen

Ein Rückblick über die Entwicklung der Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln ist ohne die Erwähnung der zunehmenden Diskussionen über mögliche endokrine Wirkungen nicht vollständig. Die seit gut einem Jahrzehnt laufenden Diskussionen und Forschungen über diese Wirkungen von Pflanzenschutzmitteln haben jedoch bisher noch keine klaren regulativen Konsequenzen gezeigt. Ein stufenweises Prüfsystem mit verschiedenen in-vitro und in-vivo Methoden wird derzeit in internationalen Rahmen (OECD) intensiv diskutiert und bearbeitet. Entsprechende Parameter könnten auch in bereits bestehende Prüfsysteme integriert werden.

Große Unsicherheiten bestehen in der Interpretation und Extrapolation eventueller endokriner Wirkungen, vor allem in Konzentrationsbereichen deutlich oberhalb von Umweltkonzentrationen. Die Relevanz und weitere Entwicklung dieses Arbeitsbereiches ist für den Autor dieses Artikels jedoch nicht abschätzbar.

Literatur

- [1] Annex II und Annex III (1996) zur EU Council Directive 91/414
- [2] Ellenberg H, Koransky W, Nösler HG, Siebert G (1983): Ökosystemforschung als Beitrag zur Beurteilung der Umweltwirksamkeit von Chemikalien. Symposium der Arbeitsgruppe 'Umwelt von Chemikalien' des Senatausschusses für Umweltforschung der Deutschen Forschungsgemeinschaft, November 1980, Verlag Chemie
- [3] Schaefer M, Tischler W (1983): Ökologie, 2. Auflage, Wörterbücher der Biologie. G. Fischer, Jena
- [4] Edwards CA (1983): Development of a Standardized Laboratory Method for Assessing the Toxicity of Chemical Substances to Earthworms. Report EUR 8714EN, Commission of the European Communities
- [5] EU Council Directive 67/548/EWG (1967)
- [6] Campbell PJ, Arnold DJS, Brock TCM, Grandy NJ, Heger W, Heimbach F, Maund SJ, Streløke M (1998): Guidance Document Higher Tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides. SETAC Europe/OECD/EC Workshop, Lacanau Ocean, France, April 1998, SETAC Press
- [7] Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology in the Context of the Directive 91/414/EEC (2002): SANCO/3268/2001 rev. 4 final
- [8] Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology under Council Directive 91/414/EEC (2002): SANCO/10329/2002 rev. 2 final
- [9] Guidance Document on Birds and Mammals Ecotoxicology under Council Directive 91/414/EEC (2002): SANCO/10329
- [10] Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (1975): Unterlagen zur Toxikologie eines Pflanzenbehandlungsmittels im Rahmen des Zulassungsverfahrens. Merkblatt Nr. 33, 2. Auflage
- [11] EPA § 72-1 (1982): Acute Toxicity Test for Freshwater Fish
- [12] OECD Test Guideline 203 (1992): Fish Acute Toxicity Test
- [13] EPA 560/6-82-002 (1982): Fish, Early Life Stage Toxicity Test
- [14] OECD Guideline 210 (1992): Fish, Early Life Stage Toxicity Test
- [15] EPA 712-C-96-121, OPPTS 850.1400 (1996): Fish, Early Life Stage Toxicity Test
- [16] OECD Test Guideline 202 (1984): *Daphnia* sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test
- [17] OECD Test Guideline 201 (1984): Alga, Growth Inhibition Test
- [18] EPA 712-C-96-156, OPPTS 850.4400 (1996): Aquatic Plant Toxicity Test Using *Lemna* spp., Tiers I and II
- [19] OECD Test Guideline 221 (adopted 2006): *Lemna* sp., Growth Inhibition Test
- [20] Streløke M, Köpp H (1995): Long-Term Toxicity Test with *Chironomus riparius*: Development and Validation of a New Test System. Heft 315, Blackwell Wissenschafts Verlag, Deutschland
- [21] OECD Test Guideline 218 (2004): Sediment-Water Chironomid Toxicity Test Using Spiked Sediment
- [22] OECD Test Guideline 219 (2004): Sediment-Water Chironomid Toxicity Test Using Spiked Water
- [23] Anderson JPE, Castle D, Ehle H, Eichler D, Laermann HT, Maas G, Malkomes HP (1990): Guideline for the Official Testing of Plant Protection Products. 2nd ed., part VI, 1-1. Effects on the Activity of the Soil Microflora. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft. Braunschweig
- [24] OECD Test Guidelines 216 und 217 (2000): Guideline for the Testing of Chemicals, Soil Microorganisms: Carbon Transformation Test, Guideline for the Testing of Chemicals, Soil Microorganisms: Nitrogen Transformation Test
- [25] Greaves MP, Poole NJ, Domsch KH, Jangnow G, Verstraete W (1980): Recommended Tests for Assessing The Side-Effect of Pesticides on The Soil Microflora. From the 2nd International Workshop on Soil 1979, Weed Research Organisation Technical Report No 59, England, ISBN 0708401619
- [26] Sommerville L, Greaves MP, Domsch KH, Verstraete W, Poole NJ, van Dijk H, Anderson JPE (1985): Recommended Laboratory Tests for Assessing the Side – Effects of Pesticides

- on the Soil Microflora. From the 3rd International Workshop on Soil Micro Organism 1985, Cambridge, England, ISBN 0708404499
- [27] Gerber HR, Anderson JPE, Bügel-Mogensen B, Castle D, Domsch KH, Malkomes HP, Somerville L, Arnold DJ, van de Werf H, Verbeken R, Vonk JW (1991): Revision of Recommended Laboratory Tests for Assessing Side-Effects of Pesticides on the Soil Microflora. From the 4th International Workshop on Soil Micro Organism 1989, Basel Switzerland, Toxicol Environ Chem 30, 249–261
- [28] Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (1994): Guidelines for the Testing of Plant Protection Products Within Registration Part VI 2-2: Effects of Plant Protection Products on Reproduction and Body Weights of *Eisenia fetida* / *Eisenia andrei*. Braunschweig
- [29] Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Teil VI 2-3 (1994): Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Regenwürmer im Freiland. Saphir Verlag
- [30] Greig-Smith PW, Becker H, Edwards PJ, Heimbach F (1992): Ecotoxicology of Earthworms, Recommendations. From the International Workshop on Earthworm Ecotoxicology, April 1991, Sheffield, UK, in association with the Society of Environmental Toxicity and Chemistry (SETAC), Intercept
- [31] Riepert F, Kula C (1996): Development of Laboratory Methods for Testing Effects of Chemicals and Pesticides on *Collembola* and Earthworms. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, 320, Berlin-Dahlem
- [32] Römbke J, Heimbach F, Hoy S, Kula C, Scott-Fordsmand J, Sousa P, Stephenson G, Weeks J (eds) (2002): Recommendations of Workshop Effects of Plant Protection Products on Functional Endpoints in Soil (EPFES), Lisbon, Portugal, April 2002, SETAC Press
- [33] OECD Test Guideline 56 (2006): Guidance Document on the Breakdown of Organic Matter in Litter Bags
- [34] Barret KL, Grandy N, Harrison EG, Hassan S, Oomen P (eds) (1994): Guidance Document on Regulatory Testing Procedures for Pesticides on Non-Target Arthropods. SETAC Europe, Brussels
- [35] Candolfi MP, Barrett KL, Campbell PJ, Forster R, Grandy N, Huet MC, Lewis G, Oomen PA, Schmuck R, Vogt H (2000): Guidance Document on Regulatory Testing and Risk Assessment Procedures for Plant Protection Products with Non-Target Arthropods. From the ESCORT 2 Workshop, Wageningen, The Netherlands, March 2000, SETAC
- [36] Hassan S (1988): Guideline for the evaluation of side-effects of pesticides on *Trichogramma cacoeciae*. IOBC/WPRS Bulletin 11(4) 3–18
- [37] Polgar L (1988): Guideline for testing the effects of pesticides on *Aphidius matricariae* Hal. Hym., Aphidiidae. IOBC/WPRS Bulletin 11 (4) 29–34
- [38] Pinsdorf W (1989): Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Coccinella septempunctata* L., Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig
- [39] Bigler F, Waldburger M (1994): Effects of pesticides on *Chrysoperla carnea* Steph. (Neuroptera, Chrysopidae) in the Laboratory and Semi-Field. IOBC/WPRS Bulletin 17 (10) 55–69
- [40] Heimbach U (1991): Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Imagines von *Poecilus cupreus* L. als Vertreter der Familie Carabidae (Laufkäfer) im Laboratorium. BBA-Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren, Teil VI, 23-2.1.8
- [41] Naton E (1988): Richtlinie zur Prüfung der Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Aleochara bilineata* Gyll. (Col., Staphylinidae) (Halbfreilandprüfung). IOBC/WPRS Bulletin 11/4, 119–125
- [42] Boller E, Englert WD, Baillo M (1988): Field test for *Typhlodromus pyri* (Phytoseiidae, Acari) in vineyards. IOBS/WPRS Bulletin 11/4, 139–153
- [43] Wehling A, Heimbach U (1994): Proposed guideline for testing of plant protection products on spiders of the Genus *Pardosa* (Araneae, Lycosidae) in the laboratory. Unpublished BBA guideline
- [44] OECD Test Guideline 208 (1984): Terrestrial Plants, Growth Test
- [45] ISO 11268-3 (1999): Soil Quality – Effects of Pollutants on Earthworms. First Edition 1999-04-01, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland
- [46] OECD Test Guideline 53 (2006): Guidance Document on Simulating Freshwater Lentic Field Test (Outdoor Microcosms and Mesocosms)
- [47] Touart LW (1988) Aquatic Mesocosm Test to Support Pesticide Registrations. Technical Guidance Document, Hazard Evaluation Division USEPA
- [48] Guidance Documents on Testing Procedures for Pesticides in Freshwater Mesocosms (1991): From the Workshop 'A Meeting of Experts on Guidelines for Static Field Mesocosms Test', Monks Wood, Huntingdon, UK, SETAC Brussels
- [49] SETAC/Resolve (1992): Workshop on Aquatic Microcosms for Ecological Assessment of Pesticides. From the Wintergreen Workshop 1991, Pensacola FL, USA, SETAC Foundation for Environmental Education and RESOLVE
- [50] Hill IR, Heimbach F, Leeuwangh P, Matthiessen P (eds) (1994): Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals. From the European Workshop on Freshwater Field Tests held at Potsdam, 1992, Germany, CRC Press, Inc 1994
- [51] Giddings JM, Brock TCM, Heger W, Heimbach F, Maund S J, Norman SM, Ratte HT, Schäfers C, Streloke M (2002): Community – Level Aquatic System Studies – Interpretation Criteria. From the CLASSIC Workshop, Schmallingberg 1999, Germany, SETAC Press
- [52] Ganzelmeier H, Rautmann D, Spangenberg R, Streloke M, Herrmann M, Wenzelburger HJ, Walter HF (1995): Studies on the Spray Drift of Plant Protection Products. Blackwell Wissenschafts-Verlag GmbH Berlin/Wien. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 305
- [53] FOCUS (2002): FOCUS Groundwater Scenarios in the EU Review of Active Substances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EU Document Reference SANCO/321/2000 rev.2

Eingegangen: 10. Februar 2007
 Akzeptiert: 19. März 2007
 OnlineFirst: 20. März 2007

Ökotoxikologie in der regulatorischen Praxis des Umweltbundesamtes

Von der Erkenntnis zur Entscheidung

Tobias Frische*, Jan Ahlers, Andreas Gies, Carola Kussatz, Christoph Schulte und Hans-Christian Stolzenberg

Umweltbundesamt (UBA), Wörlitzer Platz 1, D-06844 Dessau

* Korrespondenzautor (tobias.frische@uba.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.172>

Bitte zitieren Sie diesen Beitrag wie folgt: Frische T, Ahlers J, Gies A, Kussatz C, Schulte C, Stolzenberg H-C (2007): Von der Erkenntnis zur Entscheidung. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19, Sonderheft Nr. 1, 49–57

Zusammenfassung

Dieser Beitrag möchte die Bedeutung der Ökotoxikologie in der regulatorischen Praxis der Stoffgesetze erläutern. Mit Blick auf das deutsche Umweltbundesamt (UBA) werden Organisationszusammenhänge sowie der Prozess der Entscheidungsfindung in der Bewertung der Umweltrisiken chemischer Stoffe veranschaulicht. Dass am Anfang regulatorischer Entscheidungen die wissenschaftliche Erkenntnis steht, verdeutlichen ein Einblick in eigene Forschungsarbeiten des UBA und ein Überblick über die extern durchgeführte Forschung. Ein weiteres Kapitel zeigt den Stellenwert standardisierter Prüfmethode und international abgestimmter Bewertungsverfahren für die Regulation auf, wobei auch deren aufwändige Entstehungs- und Abstimmungsprozesse nachgezeichnet werden. Entscheidungen zu Stoffrisiken fallen nicht am einsamen Behördenschreibtisch, sondern sind in intensive wissenschaftliche und gesellschaftspolitische Diskussionen eingebunden. Deren Transparenz – ebenso wie die Unabhängigkeit der Wissenschaft – ist bisweilen kritisch zu hinterfragen; dies wird im Zusammenhang pointiert diskutiert. Ein abschließendes Kapitel erörtert Anforderungen an die Qualifikation von Ökotoxikologinnen und Ökotoxikologen in der regulatorischen Praxis aus Sicht des UBA und beschreibt erste Erfahrungen des Amtes mit seinem Beitrag zur Fachökotoxikologen-Ausbildung von GDCh/SETAC GLB. In der Gesamtschau verdeutlichen die diskutierten Themen die besondere Herausforderung in der regulatorischen Ökotoxikologie: Die Erarbeitung von entscheidungsrelevantem Wissen in einem Spannungsfeld zwischen wissenschaftlichem Anspruch sowie wirtschaftlichen und politischen Interessen.

Schlagwörter: Chemikaliensicherheit; regulatorische Ökotoxikologie; Risikobewertung; Stoffgesetze; Umweltbundesamt (UBA)

Abstract

Ecotoxicology in the Regulatory Practice: German Federal Environmental Agency (UBA)

This contribution highlights the role and importance of ecotoxicology in regulatory decisions of chemicals legislation focussing on the responsibilities of the German Federal Environmental Agency (UBA). Therefore, organisational structures and processes relevant for making decisions concerning the risks of chemicals to men and the environment are described. As any regulatory decision starts with scientific findings, a brief overview of UBA's activities with regard to own research and to initiate research in the area of ecotoxicology is provided. In addition, the vast importance of standardisation and international harmonisation of guidelines for testing and assessment of chemicals is illustrated, including the time- and resource consuming character of these harmonisation processes. Subsequently, the involvement of regulatory decision making in intense and controversial scientific and political debates is emphasised. The transparency of these discussions and the independence of science is critically addressed in this context. In a final chapter the job requirements and options for qualification in Germany are described, ending up with a brief summary of the positive experiences with UBA's contribution to the new advanced training course in ecotoxicology realised by GDCh/SETAC GLB. A summary of the discussions on these different topics emphasises the specific challenge in regulatory ecotoxicology: To generate knowledge relevant for decision making, while acting in an area of conflict between scientific demands and economical as well as political interests.

Keywords: Chemical safety; German Federal Environmental Agency (UBA); legislation of chemicals; regulatory ecotoxicology; risk assessment

1 Das Umweltbundesamt – (mit)entscheidend über Schutz von Mensch und Umwelt

Chemikalienrisiken zu bewerten und zu regulieren sind bedeutsame gesellschaftliche Aufgaben, die klare und wissenschaftlich fundierte Entscheidungen erfordern. Entscheidungen, die Umwelt und menschliche Gesundheit vor unerwünschten Auswirkungen chemischer Stoffe schützen sollen. Hier hat sich das deutsche Umweltbundesamt auch international einen Namen gemacht: 'UBA' – die Abkürzung ist bekannt in der chemischen Industrie, bei den Umweltverbänden und in der Forschungslandschaft. Bei den einen als potenzieller Auftraggeber und wissenschaftlicher Diskussionspartner, bei

den anderen als zu strenge oder aber zu unentschlossene Bewertungsbehörde. Nicht immer findet die 'UBA-Position' Verständnis bei allen Beteiligten. Wirtschaftsverbände und betroffene Unternehmen neigen dazu, UBA-Positionen als extrem und zu weitgehend darzustellen. Das liegt auch an der Maxime einer vorsorgenden und nachhaltigen Stoffpolitik, der das UBA per gesetzlichen Auftrag verpflichtet ist.

Gegründet hat das UBA 1974 per Errichtungsgesetz – lange vor der Umweltbewegung der 80er Jahre und den großen Chemieunfällen wie Sandoz bei Basel – Bundesinnenminister Hans-Dietrich Genscher. Das UBA ist somit älter als das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

cherheit (BMU), das erst 1986 errichtet wurde und seitdem für das UBA zuständig ist. Mit modernen Worten: wichtigster UBA-Kunde ist das BMU, ihm und der Öffentlichkeit erbringt das UBA seine Dienstleistungen.

Wichtige Dienstleistungen, in denen die Ökotoxikologie eine zentrale Rolle spielt, erbringt das UBA bei der Stoffbewertung¹. Dabei gilt: Die Stoffgesetzgebung definiert den Auftrag und den Rahmen für regulatorische Entscheidungen. Um zu fachlich fundierten Bewertungsmethoden und belastbaren Entscheidungen in jedem Einzelfall zu gelangen, ist das UBA auf die Erkenntnisse der Ökotoxikologie angewiesen.

Die stoffgesetzlichen Aufgaben des UBA sind im Fachbereich Chemikalien- und biologische Sicherheit (Fachbereich IV) gebündelt (Organisationsstruktur siehe auch: www.umweltbundesamt.de). Er umfasst zwei Abteilungen: Die sechs Fachgebiete der Abteilung Chemikaliensicherheit (IV 1) sind für abschließende Risikobewertungen und die Umsetzung der Entscheidungen in den verschiedenen Stoffgesetzen sowie für koordinierende Aufgaben zuständig. Die Erarbeitung detaillierter fachwissenschaftlicher Beurteilungen sowie die Weiterentwicklung von Prüfverfahren und Bewertungsmethoden obliegt den sechs Fachgebieten der Abteilung Risikobeurteilung (IV 2).

Besonders stark ist das UBA durch die Vernetzung zwischen seinen verschiedenen Fachbereichen. Ein Beispiel ist die Zusammenarbeit zwischen 'Gewässerschutz', der zum medial organisierten Fachbereich II (Gesundheitlicher Umweltschutz, Schutz der Ökosysteme) gehört und der Bewertung von Pflanzenschutzmitteln im Fachbereich IV. Wenn den Expertinnen und Experten aus dem Grundwasserschutz bestimmte Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe bei der Auswertung der Überwachungsprogramme der Länder auffallen, wird der Fachbereich IV aktiv. Dies ist ein Grund, weshalb in Deutschland – im Gegensatz zu anderen EU-Mitgliedstaaten – Pflanzenschutzmittel mit dem Wirkstoff Atrazin schon frühzeitig verboten wurden. Gleichzeitig leitet der Fachbereich II aus den im Fachbereich IV bei der Bewertung einzelner Chemikalien oder Pflanzenschutzmittel ermittelten ökotoxikologisch relevanten Wirkschwellen Umweltqualitätsziele ab, zum Beispiel nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).

Dass 'Regulatorische Ökotoxikologie' in einem Spannungsfeld zwischen wissenschaftlichem Fortschritt und gesellschaftspolitischen Vorgaben stattfindet, soll in diesem Beitrag anhand folgender Fragen veranschaulicht werden:

- Welche Bedeutung hat die Forschung für Entscheidungen des UBA?
- Welche Bedeutung haben harmonisierte Prüfmethoden und Bewertungsverfahren für diese Entscheidungen?
- Wie unabhängig ist das UBA in seinen Entscheidungen?
- Welche Qualifikationen schaffen Entscheidungskompetenz?

¹ Beteiligungen des UBA an der gesetzlichen Chemikalienbewertung: Chemikaliengesetz (ChemG), EG-Altstoffverordnung (EG-AltstoffV), REACh (neue EU-Chemikaliengesetzgebung), Pflanzenschutzgesetz (PflSchG), Biozidgesetz (BiozidG), Wasserhaushaltsgesetz (WHG), Verwaltungsvorschrift wassergefährdender Stoffe (VwVwS), Arzneimittelgesetz (AMG), Wasch- und Reinigungsmittelgesetz (WRMG), EG-Detergenzienverordnung (EG-DetergenzienV)

2 Forschung für Entscheidungen: Das UBA forscht und fördert

Die wissenschaftlichen Dienstleistungen des UBA verteilen sich zu einem Drittel auf hoheitliche Aufgaben (aus der Umweltgesetzgebung) und zu zwei Dritteln auf die Generierung und Bereitstellung wissenschaftlicher und wissenschaftsbasierter Informationen für das Umweltministerium (Politikberatung) und die Öffentlichkeit (Umweltinformation). Jede forschende Tätigkeit im UBA sowie die im Auftrag des UBA durchgeführte Forschung ist eine Vorleistung, diese wissenschaftlichen Dienstleistungen zu erbringen. Kurz: Maßgeblich ist die Praxisrelevanz der Forschungsergebnisse für regulatorisches Entscheiden und Handeln. Dennoch gehorcht die UBA-Forschung nicht nur kurzfristigem politischen Handlungsbedarf, sondern hat als 'Vorlauforschung' ebenfalls langfristige Fragestellungen zum Thema: Diese zielt darauf ab, Wirkungen von Umweltbelastungen auf Ökosysteme und Gesundheit sowie beeinträchtigende Risiken durch Umweltbelastungen frühzeitig zu erkennen und einzuschätzen.

Nach eigenem Verständnis hat das UBA besondere Möglichkeiten (und damit eine besondere Verantwortung) in der und für die angewandte Umweltforschung. Diese resultieren aus der fachlichen Breite der Aufgaben und Kompetenzen des Amtes, aus dem synoptischen Potenzial in allen den Umweltschutz betreffenden Fachgebieten (z.B. schutzgut- bzw. umweltmedienübergreifende Betrachtung) sowie der Schnittstellenkompetenz zwischen Gesetzesentwicklung, Bewertung und Wissenschaft.

2.1 Eigene Forschung des UBA zur Ökotoxikologie

Das UBA forscht selbst und lässt forschen. Der Eigenforschung des UBA steht die Forschung durch Auftragnehmer (z.B. Großforschungseinrichtungen, Universitäten) gegenüber. Gemäß Selbstverständnis findet Eigenforschung nicht nur in den UBA-Laboratorien statt, sondern umfasst auch Analysen, Bewertungen und methodische Entwicklungen 'am Behördenschreibtisch'. Ein Beispiel für nicht-empirische Eigenforschung zu ökotoxikologischen Themen ist die Nutzung der Stoffdatenbanken des Amtes. Hier sind Informationen zu umweltrelevanten Eigenschaften und ökotoxikologischen Wirkungen archiviert, die dem UBA im Rahmen seiner stoffgesetzlichen Aufgaben zur Prüfung und Bewertung vorgelegt wurden. Regelmäßig werten UBA-Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler diese Informationen aus und widmen sich dabei Fragen wie:

- der Aussagekraft von Struktur-Wirkungs Modellen (QSAR) (Stock 2005),
- dem Vergleich von akuter und chronischer Toxizität (Ahlers et al. 2006),
- den endokrinen Effekten von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen (Frische & Werschkun 2006),
- der Bedeutung terrestrischer Modellökosysteme in der Risikobewertung (Weyers et al. 2004).

Die UBA-eigene experimentelle Forschung zeigt das Beispiel des Fachgebietes 'Untersuchung und Bewertung wassergefährdender Stoffe' auf (<http://www.umweltbundesamt.de/wgs/index.htm>). Hier, in Berlin-Marienfelde, werden die aquatische Toxizität und Abbaubarkeit von Stoffen und Stoffge-

mischen untersucht und für die Ableitung der Wassergefährdungsklassen gemäß Verwaltungsvorschrift wassergefährdende(r) Stoffe (VwVwS) genutzt. Darüber hinaus erbringt dieses Labor experimentelle Dienstleistungen für die Stoffbewertung:

- Begleitung von Forschungsvorhaben im UFOPLAN – z.B. zur ökotoxikologischen Charakterisierung von Bioziden unter realitätsnahen Expositionsbedingungen (Kussatz et al. 2004),
- Untersuchung ökotoxikologischer Fragestellungen, die ein spezielles Versuchsdesign erfordern – z.B. Ermittlung der Lichtsättigung beim Wachstum verschiedener Algenarten für die Untersuchung von gefärbten Lösungen,
- Mitarbeit im OECD-Prüfrichtlinienprogramm – z.B. Teilnahme an internationalen Ringtests zur Entwicklung des Sediment-Kontakttest mit *Lumbriculus variegatus* (Egeler et al. 2005),
- Überprüfung nicht plausibler Studien, die zur Erfüllung gesetzlicher Datenanforderungen von Antragstellern vorgelegt wurden sowie Schiedsanalysen und Fragestellungen, die mittels Standardprüfverfahren untersucht werden. Für diese Aufgaben ist eine Palette von Methoden in Anwendung: Leuchtbakterientest (DIN 38412-L 34, EN ISO 11348-1), Algentest (DIN EN 28 692, OECD 201), Daphnientests (EN ISO 6341, OECD 202, OECD 211), Lemnatest (OECD 221), Fischembryotest und Untersuchungen zum biologischen Abbau.

Weitere UBA-Laboratorien begleiten die ökotoxikologischen Untersuchungen chemisch-analytisch, z.B. das Labor für Wasseranalytik (<http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wasseranalytik.htm>) oder analytische Laboratorien am Standort Berlin-Marienfelde. Hier betreibt das UBA ebenfalls eine Fließ- und Stillgewässer-Simulationsanlage (FSA) modernster Bauart (<http://www.umweltbundesamt.de/index/fsa.htm>) und untersucht Verhalten, Verbleib und Wirkung von Umweltchemikalien in komplexen ökologischen Systemen.

Die empirische und nicht-empirische Eigenforschung des UBA soll grundsätzlich den Prinzipien der guten wissenschaftlichen Praxis genügen. Zur systematischen Qualitätssicherung tragen UBA-eigene Leitlinien und Ombudsleuten für gute wissenschaftliche Praxis bei. Um das Qualitätssicherungssystem der Guten Laborpraxis (GLP) für experimentelle Untersuchungen mit regulatorischer Relevanz bereitstellen zu können (Beulshausen et al. 2004), inspizierte 2006 die GLP-Prüfstelle des Bundes das ökotoxikologische Labor und nahm es in das GLP-Überwachungsprogramm der staatlichen Überwachungsbehörden auf.

2.2 Forschung zu Ökotoxikologie und Umweltchemie im Auftrag des UBA

Ökotoxikologie ist ein wichtiger Schwerpunkt der vom UBA vergebenen Forschung; diese wird in Form von Gutachten und Sondervorhaben oder als UFOPLAN-Projekte (Box 1) erbracht.

In den Jahren 1998 bis 2006 wurden insgesamt 183 Studien zur Ökotoxikologie und Umweltchemie mit einem Finanz-

Box 1: UFOPLAN

Zentrales Instrument zur Steuerung der Forschung im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) ist der jährlich neu aufgelegte Umweltforschungsplan (UFOPLAN). Abstimmungs- und Aufstellungsphase sowie Prioritätensetzung für neue Vorhaben beginnen UBA-intern jeweils im Vorjahr gemäß Budget-Vorgaben des BMU, welches ebenfalls über die endgültige Auswahl der zu fördernden Projekte entscheidet. Prioritär sind vor allem Projekte, die eine besondere Dringlichkeit und Wichtigkeit im Hinblick auf die Unterstützung der politischen Schwerpunkte des BMU aufweisen oder die sich aus gesetzlichen Verpflichtungen ergeben. Nach Verabschiedung werden die Projekttitle im Internet veröffentlicht, womit das Interessenbekundungsverfahren startet. Interessenten sind hier aufgefordert, in knapper Form ihre Fachkunde und Leistungsfähigkeit, ihre personelle und technische Kapazität sowie Eigeninteresse und Finanzierungsbeitrag darzulegen. Aus den Interessenten identifizieren die Fachbegleiter im UBA potenzielle Auftragnehmer, die mit einer detaillierten Leistungsbeschreibung zur Angebotsabgabe aufgefordert werden. Zuschlag für die Forschungsaufträge erhalten nach einem internen 'peer review' die wirtschaftlichsten Angebote.

volumen von etwa 25 Millionen Euro vergeben. Diese Studien sind in der UBA-Datenbank UFORDAT via Internet recherchierbar. Die Auswertung zeigt:

- Im Durchschnitt wurden etwa 18 Studien pro Jahr gefördert (Abb. 1).
- Durchgeführt wurden diese von insgesamt 86 unterschiedlichen Auftragnehmern, wobei private Forschungsinstitute die größte Gruppe stellten, gefolgt von Hochschulen und Großforschungseinrichtungen (Abb. 2). Die Verteilung des Fördervolumens entspricht weitgehend der

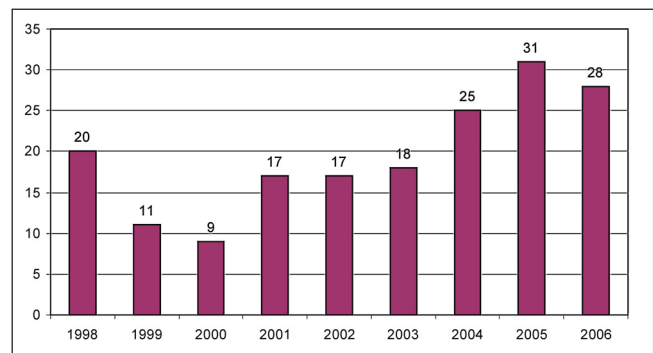


Abb. 1: Forschung zu Ökotoxikologie und Umweltchemie im Auftrag des UBA – Anzahl abgeschlossener Studien von 1998 bis 2006 (176 abgeschlossene Studien gesamt, im Jahr 2006 noch nicht abgeschlossene Studien blieben in dieser Darstellung unberücksichtigt)

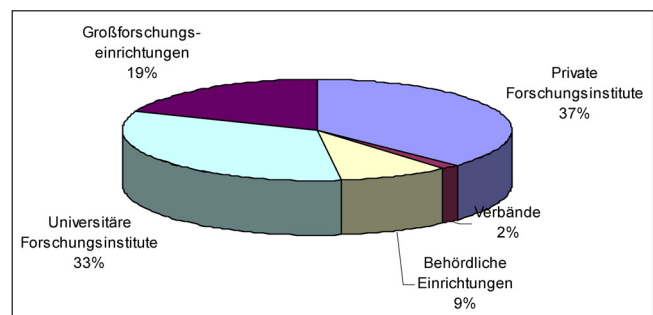


Abb. 2: Forschung zu Ökotoxikologie und Umweltchemie im Auftrag des UBA (1998–2006) – Verteilung auf Auftragnehmer

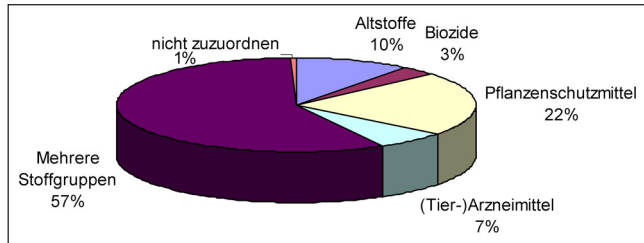


Abb. 3: Forschung zu Ökotoxikologie und Umweltchemie im Auftrag des UBA (1998–2006) – Verteilung auf Stoffgruppen

Verteilung der Studien auf diese Gruppen. Es liegt keine kritische Konzentration auf einige wenige Auftragnehmer vor: Die 10 häufigsten Auftragnehmer beanspruchten etwa 40% des gesamten Fördervolumens.

- Etwa die Hälfte der geförderten Studien widmete sich Eintrag, Vorkommen, Verbleib, Verhalten von Chemikalien und der Umweltexposition. Die andere Hälfte befasste sich mit den ökotoxischen Wirkungen von Chemikalien bzw. der Bewertung des Risikos von Chemikalien für die Umwelt.
- Die Verteilung der Studien auf die Umweltmedien zeigt: Den größten Anteil (35%) nahmen medienübergreifende Fragestellungen ein, gefolgt von Studien zu Wasser (24%) und Boden (19%).
- Die Auswertung der untersuchten Stoffgruppen lässt erkennen, dass der überwiegende Teil (57%) der Studien sich nicht exklusiv einzelnen Stoffgruppen widmete (Abb. 3). Bei den stärker fokussierten Studien standen Pflanzenschutzmittel am häufigsten im Mittelpunkt, gefolgt von Industriechemikalien/ Altstoffen, (Tier-)Arzneimitteln und Bioziden. Diese Verteilung mag sowohl die Umweltrelevanz als auch den Status der Umsetzung der Stoffgesetze widerspiegeln.
- Eine Analyse der bearbeiteten Themenfelder macht deutlich, dass die Entwicklung neuer Methoden (wie z.B. ökotoxikologischer Prüfmethode und deren Richtlinien) einen Schwerpunkt darstellte (34% der Studien). Die Bewertung einzelner Chemikalien bzw. Chemikaliengruppen (20%) sowie Studien zur Erfassung des Umweltzustandes (19%) folgen gleichauf. 14% der Studien widmeten sich der (Weiter-)Entwicklung von Bewertungskonzepten und 10% dienten der Erforschung von Mechanismen und Prozessen der ökotoxischen Wirkung bzw. des Umweltverhaltens von Stoffen.
- Eine Verteilung auf den regulatorischen Kontext weist die Forschung mit unmittelbarem Bezug zu den Stoffgesetzen (60% der Studien) als prioritär aus. An zweiter Stelle stehen Studien, die sich der Ableitung von Umweltqualitätszielen oder Grenzwerten (12%) widmeten, gefolgt von Untersuchungen zur Definition von (neuen) Umweltschutzziele (9%). Letztgenannte Arbeiten sind der Kategorie 'Vorlauftforschung' zuzuordnen.
- Im betrachteten Zeitraum lassen sich einige inhaltliche Schwerpunkte identifizieren wie z.B. Untersuchungen zu Umweltverhalten und Wirkungen endokriner Disruptoren oder Studien zur Ableitung von Bodenwerten für die Ausgestaltung der Bundes-Bodenschutz-Verordnung.

2.3 Forschen für regulatorische Entscheidungen: ein Fazit

Kennzeichnend für die im UBA und im Auftrag des UBA durchgeführte Forschung im Themenfeld ist deren Relevanz für die hoheitlichen Aufgaben des Amtes im Rahmen der Stoffgesetze. Trotz knapper werdender Budgets und damit zunehmender Konkurrenz zwischen Forschungsthemen auch innerhalb des UBA blieben die Aufwendungen für Vorhaben zur Ökotoxikologie und Umweltchemie von 1998 bis 2006 konstant. Zu erwarten ist allerdings eine weitere Fokussierung der Mittel auf Vorhaben, die sich aktuellem Handlungsbedarf widmen. Bei Fortsetzung dieses Trends werden grundlegende konzeptionelle und längerfristige Fragestellungen zur Bewertung ökotoxikologischer Stoffrisiken (wie z.B. die Bewertung der Wiedererholung von Populationen in der Umwelt, der Einfluss von Umweltchemikalien auf die Biodiversität oder die Berücksichtigung von Kombinationswirkungen in der Risikobewertung) zusehends ins Hintertreffen geraten. In seiner im Januar 2007 veröffentlichten Stellungnahme im Rahmen der Evaluierung der Ressortforschung des Bundes formuliert der Wissenschaftsrat eine ähnliche Besorgnis – um das wissenschaftliche Niveau des UBA generell – und empfiehlt "den derzeitigen Anteil an eigenen Forschungs- und Entwicklungsarbeiten aufrecht zu erhalten sowie in einer Strategiedebatte mit Vertretern der Umweltforschung das derzeitige Aufgabenportfolio zu überprüfen." (Stellungnahme unter www.wissenschaftsrat.de)

Eine weitere Reduzierung der Vorlauftforschung ist umso kritischer einzuschätzen, da derzeit kein Förderprogramm bzw. -schwerpunkt des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) zur Ökotoxikologie existiert. Dass die frühere BMBF-geförderte 'themenorientierte Grundlagenforschung' wertvolle Beiträge für die Entwicklung der Fachwissenschaft und für regulatorisches Wirken leistete, ist unstrittig (Mathes & Weidemann, 1991, Herrchen & Gruber 2003). Neben der Forderung nach Wiederaufnahme entsprechender öffentlicher (BMBF-)Forschungsförderungen ist der Vorschlag von Herrchen & Gruber (2003) zur Einrichtung eines wissenschaftlichen Forums zur Positionierung der Ökotoxikologieforschung in Gesellschaft und Politik zu unterstützen. Dessen Aufgaben wäre "...auch die Erarbeitung von Forschungs- und Themenschwerpunkten, und es soll als Integrationsinstrumentarium zwischen Kontinuität und Aktualität sowie als Instrument zur Qualitätskontrolle dienen." Dass die SETAC GLB bei solchen Bemühungen zukünftig eine aktive Rolle übernehmen sollte, ist nahe liegend und wünschenswert.

3 Harmonisierte Prüfmethode und Bewertungsverfahren für Chemikalien: Entscheidungen leicht gemacht?

Der Markt für Chemikalien ist global. Und mit Ausnahme besonders empfindlicher Ökosysteme bestimmter Regionen sind auch die Risiken für Mensch und Umwelt weltweit vergleichbar. Aus diesem Grund sollten sowohl die Methoden zur Prüfung von Wirkungen von Stoffen als auch die Bewertungsverfahren identisch sein. Das oberste Ziel ist dabei für alle Stoffe gleich: eine nachvollziehbare, prospektive Risikobewertung. Gerade für solche Chemikalien, deren intrinsische Eigenschaften bereits ein Gefährdungspotenzial bergen, ist die Risikobewertung die Grundlage für ein wirksa-

mes Risikomanagement. Voraussetzung dafür sind verlässliche, aussagekräftige Testdaten, möglichst erhoben nach international abgestimmten Richtlinien. Es geht dabei nicht um das ziellose Sammeln von Daten, sondern darum, kritische Aspekte zu identifizieren, mit adäquaten Daten für belastbare und justiziable Entscheidungsgrundlagen zu sorgen und gezielt zu bewerten. Für Stoffe, die aufgrund ihrer Verwendung und ihrer Verteilungseigenschaften beispielsweise niemals in den Boden gelangen werden, müssen die Wirkungen auf Bodenorganismen nicht geprüft werden. Es geht also auch darum, den Prüfaufwand und – aus Tierschutzgründen – besonders Wirbeltierversuche auf ein notwendiges Minimum zu beschränken.

3.1 Harmonisierung wollen alle – aber wie funktioniert es?

Harmonisierung ist ein langwieriger und aufwändiger Prozess. Jeder möchte sein Wissen und die spezifischen Bedürfnisse seines 'regulatorischen Alltags' einbringen. Jeder, das sind Wissenschaftler aus Universitäten, die von ihren Entwicklungen überzeugt diese voranbringen möchten. Das sind Prüflaboratorien, die Ihre Verfahren vermarkten möchten. Das sind Unternehmen und ihre Verbände, die Kosten sparen müssen. Dazu kommen nationale Interessen, geleitet durch unterschiedliche gesetzliche Anforderungen.

Letztlich jedoch ersparen standardisierte Methoden und Bewertungsverfahren langwierige Diskussionen im Einzelfall; erst sie stellen die (horizontale) Vergleichbarkeit und Transparenz von Stoffbewertungen sicher. Gleichzeitig sind die internationale Harmonisierung und die gegenseitige Anerkennung von Testergebnissen ein wirksamer Beitrag zur Begrenzung des Prüfaufwands, zur Einsparung von Tierversuchen und zur Globalisierung von Umweltschutz-Maßstäben.

Gerade im Spannungsfeld zwischen den verschiedenen Ansprüchen der Beteiligten, nämlich:

- Streben nach wissenschaftlicher Wahrheit
- Effizienz
- Vermeidung unnötiger (?) Kosten

- Reduzierung von Unsicherheiten
- Notwendigkeit adäquater regulatorischer Entscheidungen

kommt harmonisierten Methoden eine ausschlaggebende Bedeutung zu.

3.2 Harmonisierung der Prüfmethoden

Am Anfang steht die wissenschaftliche Erkenntnis. Liefert die Wissenschaft neue Erkenntnisse, die relevant für die Stoffbewertung sind oder werden können, initiiert das UBA gezielt Forschung zur Entwicklung neuer Prüfmethoden und Bewertungsverfahren (vgl. Kapitel 2). Dabei sucht das UBA Beratung und Diskussion mit Experten aus der universitären Forschung und den Unternehmen, die später die Verfahren anwenden sollen. Sind die Verfahren Erfolg versprechend, werden Ringversuche initiiert und internationale Expertengremien einberufen. Spätestens auf dieser Ebene beteiligen sich andere Mitgliedstaaten (EU, OECD) an der Diskussion. Sie haben häufig eigene methodische Varianten entwickelt, es entsteht eine Konkurrenz der Methoden. Um Doppelentwicklungen oder Methodenkonkurrenz zu vermeiden, wird zunehmend versucht, auch die Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten in der EU frühzeitig abzustimmen.

Die Abstimmungsprozesse erstrecken sich über mehrere Stufen. Das wichtigste Forum für Prüfmethoden in der Stoffbewertung ist das *Test Guidelines Programme* der OECD (www.oecd.org/env/testguidelines/), bei der ökotoxikologischen Prüfung von Abwässern, Abfällen und Böden sind dagegen die Methoden von DIN, ISO und CEN maßgeblich (Pluta & Rosenberg 2005). In **Box 2** wird am Beispiel der 'grünen' OECD Test Guidelines (kurz: TGs) der 200er Serie (Effects on Biotic Systems) die Entwicklung harmonisierter Prüfmethoden seit Anfang 1980 nachgezeichnet. Wichtig ist dabei: Die Prüfmethoden müssen zu den Bewertungsverfahren passen. Diese orientieren sich an den gesetzlichen Vorgaben. Und die Gesetzgebung wiederum ist in den verschiedenen Staaten unterschiedlich. Die größten Gruppen im OECD-Programm bilden die USA, Japan und die EU.

Box 2: Entwicklung von OECD Test Guidelines der 200er Serie

- (1) Die meisten TGs der ersten Dekade des Programms (1981–1990) beziehen sich auf relativ einfache Testsysteme, die überwiegend akute Toxizität oder Wachstum bzw. Reproduktion bei aquatischen Organismen nach kurzzeitiger Exposition prüfen. Die häufigsten ökotoxikologischen Stoffprüfungen erfolgen mit Fisch (TG 203), Daphnie (TG 202) und Alge (TG 201). Die Ergebnisse liefern zusammen mit klaren und schematisierten Bewertungsregeln die Grundlage für regulatorische Entscheidungen und die Einstufung und Kennzeichnung von Chemikalien.
- (2) In der zweiten Dekade des Programms (1991–2000) folgen u.a. drei Testmethoden zur Verbesserung der Daten über subakute Wirkungen bei Fischen (TGs 210, 212, 215). Die drei 'Standardtests' zu Fisch, Daphnie, Alge erfahren erste Überarbeitungen und dabei die Teilung der TG 202 in einen verbesserten Version des akuten Tests und eine eigene TG mit dem ebenfalls verbesserten Reproduktionstest (TG 211). Im Blick auf die drei 'neuen' Testmethoden mit Fischen ist bemerkenswert, dass die Verwendung ihrer Ergebnisse in den verschiedenen gesetzlichen Re-

- gimes der OECD-Mitglieder deutlich uneinheitlicher und weniger schematisiert ist als beim 'Fisch-Daphnie-Alge-Standard'.
- (3) Seit 2001 verabschiedete TGs sind Reproduktionstests mit Bodenlebenden Ringelwürmern (TGs 220, 222), die TGs 218 und 219 mit aquatischen Zuckmückenlarven und die TG 221 mit Wasserlinsen. Sie erfassen chronische Wirkungen bei längerfristiger Exposition. Das Testsystem der TG 218 beinhaltet erstmals ein Sediment-Kompartiment. Damit verstärkt sich abermals der Trend zu komplexeren Testsystemen. Sie können zwar gezielter bestimmte regulatorische Fragen beantworten, sind aber ungeeigneter für breit anwendbare, schematisierte Test- und Bewertungskonzepte. Noch deutlicher wird die Notwendigkeit zur Abstimmung zwischen spezifischer Fragestellung der regulatorischen Risikobewertung und der geeigneten Testmethode bei einem aktuellen und wichtigen Schwerpunkt des OECD-Programms, dem 'Endocrine Disrupters Testing and Assessment (EDTA)'. Bis zum Ende dieses Jahrzehnts liefert es voraussichtlich die meisten neuen 200er TGs.

3.3 Harmonisierung der Bewertungsverfahren

Für alle Stoffgruppen gilt: Die Risikobewertung stellt die in den ökotoxikologischen Prüfungen an Stellvertreter-Organismen ermittelten Nicht-Effekt bzw. Effekt-Konzentrationen den auf Grundlage der Umwelteinträge rechnerisch vorhergesagten Konzentrationen in dem betrachteten Kompartiment gegenüber. Je nach Abstraktionsniveau werden noch zusätzliche Bewertungsfaktoren herangezogen: je näher das Prüfverfahren der in der Umwelt zu erwartenden Situation kommt, umso geringer ist der erforderliche Bewertungsfaktor. Dieses Prinzip der (einzelstofflichen) Risikobewertung ist noch für alle Arten von Chemikalien gleich. Doch harmonisiert ist es nur innerhalb einzelner regulatorischer Bereiche: Industriechemikalien werden anders bewertet als Pflanzenschutzmittel. Je nach Verwendung einer Chemikalie kann das Ergebnis eines Test mit Daphnien (OECD TG 202) mit einem Bewertungsfaktor von 100 (Pflanzenschutzmittel) oder 1000 (Industriechemikalie) bewertet werden. Hier ist noch einiges an Harmonisierung notwendig, um Unterschiede auszuräumen, die wissenschaftlich nicht begründbar sind.

Innerhalb der regulatorischen Bereiche hat die Europäische Union die Risikobewertung über technische Leitfäden harmonisiert. Der sicherlich bekannteste und umfassendste Leitfaden ist das 'Technical guidance document on risk assessment', das TGD (EU 2003). Es wurde zur Bewertung von Industriechemikalien und Bioziden entwickelt. Zwar hat das TGD keinen gesetzlichen Status. Weil es aber in einem aufwändigen Verfahren abgestimmt ist, akzeptieren es die Behörden der Mitgliedstaaten und die Unternehmen der chemischen Industrie. Die aufwändige Abstimmung hat sich gelohnt.

3.4 Neue Herausforderungen

Für die neue EU-Chemikaliengesetzgebung (REACH) werden abgestimmte Bewertungsverfahren noch wichtiger: Denn die herstellenden und importierenden Unternehmen bewerten die Risiken in eigener Verantwortung ohne externe Qualitätssicherung. Nur ein geringer Teil der Bewertungen werden von verschiedenen europäischen Behörden evaluiert. Deshalb sind eindeutige, klare Entscheidungskriterien notwendig: Jeder Test kostet Geld. Auch der umgekehrte Fall gilt: Wenn Hinweise auf Gefährdungen ungeprüft bleiben, können Umwelt und Gesundheit irreversible Schäden nehmen, die zu hohen gesellschaftlichen Kosten führen. Hier ist das UBA gefordert, die eigenen, gesetzlich geforderten Ansprüche an Qualität und Vorsorge über die Ausführungsrichtlinien und Leitfäden im System zu verankern.

Gleichzeitig verstärkt REACH die Notwendigkeit, so genannte 'intelligente bzw. integrierte Teststrategien' zu entwickeln, um im konkreten Einzelfall mit einem Minimum zusätzlicher Tests auszukommen und alle schon vorliegenden Informationen zusammenzuführen, z.B. Nichtstandardtests, *in-vitro* Tests, humantoxikologische Daten, QSAR-Abschätzungen, Analogiebetrachtungen. Dies erfordert wesentlich engere und komplexere Bezugnahmen zwischen Datenerzeugung mit geeigneten Testmethoden und Dateninterpretation mit geeigneten Bewertungsverfahren (Ahlers 2006).

Damit wird zur spannenden Herausforderung der kommenden Jahre, einerseits die Leitfäden für klare Test- und Bewertungsverfahren als praxistaugliche Handlungsanleitungen weiter zu entwickeln und zu harmonisieren und sich andererseits dem steigenden Druck zu Flexibilität und maßgeschneidertem, fallspezifischem (*substance tailored*) Vorgehen zu stellen. Ziel muss sein, das Erfahrungswissen aus der Stoffbewertung so zu nutzen, dass nur noch dort geprüft wird, wo aufgrund des Erkenntnisgewinns eine besser begründete regulatorische Entscheidung zu erwarten ist. Mehr Bedeutung bekommen auch Struktur-Wirkungs-Beziehungen (QSAR), die die EU-Verfahren bisher selten regulatorisch nutzten und die deshalb mit Sorgfalt und kritischem Blick auf Möglichkeiten und Grenzen weiterzuentwickeln und zu implementieren sind. Aber Vorsicht: Eine unreflektierte Anwendung ist in jedem Fall zu vermeiden.

REACH ist jedoch nicht die einzige Innovation in der Stoffbewertung. Auch die Risikobewertung für Pflanzenschutzmittel (PSM) lässt die bisherigen Bewertungsansätze hinter sich. 'Georeferenzierte probabilistische Risikoanalyse' heißt der sperrige Begriff, mit dem ein Paradigmen-Wechsel angestrebt wird: Im derzeitigen 'deterministischen Ansatz' werden mögliche Auswirkungen auf z.B. aquatische Lebensgemeinschaften anhand der für ein Modellgewässer vorhergesagten Umweltexposition beurteilt. Dieser Ansatz ist (theoretisch) konservativ und vorsorgeorientiert und führt zu bundesweit einheitlichen Auflagen zur Anwendung von PSM (z.B. einzuhaltende Abstände zum Gewässerrand, Abtriftmindernde Technik). Nicht berücksichtigt sind bei diesem Ansatz die lokal sehr unterschiedlichen Anwendungs- und Expositionssituationen, so dass die Auflagen auch für solche Gewässer gelten, in denen sie vermutlich nicht nötig wären, um einen ausreichenden Schutz der Lebensgemeinschaften sicherzustellen. Eine Folge ist, dass die Anwendungsaufgaben bei vielen Landwirten eine nur geringe Akzeptanz finden. Tatsächlich bestätigt eine kürzlich abgeschlossene UBA-Untersuchung, dass die Auflagen häufig nicht eingehalten werden (Umweltbundesamt 2006).

Der georeferenzierte probabilistische Ansatz zielt daher auf eine realitätsnähere Abschätzung des Eintragsrisikos an den Gewässern in Deutschland (Umweltbundesamt, Bericht in Vorbereitung). Erreicht wird dies durch Berücksichtigung von Faktoren wie Gewässerausmaß (Verdünnung) oder Vegetation entlang der Ufer (reduziert die Einträge in die Gewässer). Ermittelt werden die Faktoren mit Hilfe Geografischer Informationssysteme (GIS). Ein Kernstück des Konzeptes ist, diejenigen Gewässer(-abschnitte) in der Landschaft zu ermitteln, an denen ein besonders hohes Eintragsrisiko besteht. An diesen so genannten 'Hot Spots' oder 'Management-Abschnitten' sollen Maßnahmen des Risikomanagements durchgeführt werden, wie z.B. das Anlegen fester Ufersäume oder Eintragsmindernder Vegetationsstrukturen. Da voraussichtlich durch derartige Maßnahmen an den besonders gefährdeten Gewässerabschnitten das Eintragsrisiko gesenkt wird, können in den Zulassungsverfahren die bundesweit geltenden Anwendungsaufgaben liberaler gestaltet werden. Dieser Ansatz soll über Forschungsprojekte weiterentwickelt

werden, um offene wissenschaftliche und methodische Fragen (z.B. zur Berücksichtigung von Wiedererholung von Populationen nach Belastung) zu beantworten. Die neuen Methoden erfordern aber auch eine Neudefinition der Akzeptabilitätskriterien für die Güte der Expositionsvorhersage und den Grad an Sicherheit, mit der das Auftreten schädlicher Wirkungen zu vermeiden ist. Wie dies gelingen kann, ohne das derzeit gesicherte Schutzniveau aufzugeben, muss Gegenstand weiterer Diskussionen sein.

3.5 Harmonisierung von Prüfmethoden und Bewertungsverfahren: Ein Fazit

Test- und Bewertungsverfahren zu standardisieren und zu harmonisieren ist aufwändig. Dieser Aufwand lohnt sich, weil er zu klaren und eindeutigen Entscheidungsgrundlagen für regulatorisches Handeln führt. An seine Grenzen stößt dieses Vorgehen, wenn

- (i) eine vertiefte Bewertung notwendig ist und beispielsweise chronische Toxizität (Stichwort: endokrine Wirkung) oder PBT-Eigenschaften mit aufwändigen Testmethoden besonders verlässlich und präzise zu schätzen sind,
- (ii) eine große Zahl von Stoffen in begrenzter Zeit zu bewerten sind (REACH),

- (iii) regionalisierte Konzepte zu einer stärkeren Individualisierung von Risikominderungsmaßnahmen führen.

Anders formuliert: Flexibilisierung und auf den Einzelfall zugeschnittenes Vorgehen sparen Ressourcen bei der Stoffprüfung und reduzieren die Zahl der notwendigen experimentellen Studien und Versuchstiere, erfordern dafür jedoch qualifizierteres und integrierteres Vorgehen (*expert judgement*) und bieten mehr Anlässe zu verstärkter Diskussion in Einzelfällen (Box 3). Geschickt gestuftes Vorgehen kann zwar helfen, die anspruchsvollen und aufwändigen Test- und Bewertungsverfahren auf die Stoffe zu konzentrieren, die das erfordern. Aber auch das hat weit reichende Konsequenzen für die Organisation der Abläufe und Abstimmungsprozesse und für die Qualifikation aller Beteiligten (vgl. Kapitel 4). Die SETAC ist national und international ein geeignetes Forum, um Lösungsansätze für die kommenden Herausforderungen unter allen Beteiligten zu diskutieren und zu finden.

4 Qualifikation entscheidet: Ausbildung in der Ökotoxikologie

Vor fünf Jahren stieß das UBA eine Diskussion zur Verbesserung der Ausbildungssituation in der Ökotoxikologie an. Grund dafür war die Beobachtung, dass nur wenige Studienabgänger in der Lage sind, anstehende Aufgaben im Umweltschutzbereich in Behörden, Unternehmen und in For-

Box 3: Transparenz, Unabhängigkeit und Qualitätssicherung in der Wissenschaft – (k)ein Problem?

Ist es Zufall oder ist es der Stern, unter dem SETAC GLB geboren ist, dass fast genau vor zehn Jahren die deutsche Justiz vor der Aufgabe kapitulierte, über Chemikalien Recht zu sprechen? Im November 1996 wurde nach zwölf Jahren Dauer der Holzschutzmittelprozess eingestellt, in dem die BAYER-Tochter Desowag angeklagt war, wissentlich PCP-haltige Holzschutzmittel vertrieben zu haben, die Tausende von Menschen krank machten. Nach diesem Prozessmarathon resignierten die Geschädigten, die Angeklagten hatten 100.000 DM an die Justizkasse zu zahlen. Es blieb die Frage, ob Hersteller in unserem Rechtssystem de facto überhaupt für die Folgen ihrer Produkte haften müssen. Der Staatsanwalt in diesem Verfahren resümierte, man wisse heutzutage nicht mehr, ob die Macht in Bonn oder in Leverkusen liege. Es blieb aber auch ein schaler Beigeschmack über die Rolle der Wissenschaftler bei der Risikobewertung zurück. Die nicht transparenten Verbindungen zwischen Herstellern, einigen wissenschaftlichen Zeugen, aber auch einem Bundesamt, waren eng, in den Akten fanden sich schon einmal Danksgungen für eine erlesene Kiste Wein (Schlöndorf 1998). Die international erfolgreichen Aktivitäten der Tabakindustrie, Wissenschaft zu beeinflussen und ihre Ergebnisse zu verfälschen, sind gut dokumentiert (Muggli et al. 2003) und neuere Untersuchungen zeigen, dass Fälle versteckter Zuwendungen auch in der Pestizid- und Chemieindustrie vorkamen (Hardell et al. 2007).

Vorbedingung für die Unabhängigkeit der Forschung ist, dass Interessenkonflikte offen benannt und transparent und nachvollziehbar dokumentiert werden. Dies ist jedoch bei weitem nicht ausreichend, um Reproduzierbarkeit und Objektivität in der Wissenschaft und der Stoffbewertung sicher zu stellen. Zum Beispiel Bisphenol A: Hier wird seit Jahren in der wissenschaftlichen Literatur und im Rahmen der europäischen Stoffbewertung über Niedrigdosiseffekte bei Säugern, anderen Vertebraten und bei Evertebraten diskutiert. Würden diese Niedrigdosiseffekte in die Bewertung einfließen, so wären regulatorische Maßnahmen notwendig, die den mehrere Milliarden Euro großen Markt der Produkte aus Polycarbonat und Epoxidharzen, die Bisphenol A freisetzen, gefährden würden. Obwohl mehrere Dut-

zend Veröffentlichungen verschiedener Arbeitsgruppen, die unterschiedliche Organismen und Endpunkte untersuchten, Effekte bei Dosen von wenigen µg/kg Körpergewicht (Gies 2007) oder Konzentrationen unterhalb von 1 µg/L beschreiben, fanden diese Ergebnisse noch keinen Niederschlag in der europäischen Stoffbewertung. Einen Hinweis, warum es innerhalb der Wissenschaft keine Einigkeit über die Relevanz dieser Ergebnisse gibt, findet man in einer Arbeit von Vom Saal und anderen (2005), die 125 Studien zu Niedrigdosiswirkungen dieses Stoffes auswerten. Bei 90% der Studien, die durch Regierungsstellen gefördert wurden, konnten Niedrigdosiswirkungen nachgewiesen werden, jedoch bei keiner einzigen Studie, die Industrieförderung erhielt. Qualitätssicherung ist uns in unseren Labors durch Akkreditierung und Gute Laborpraxis in Fleisch und Blut übergegangen. Die aktuellen Schwachpunkte unserer Arbeit sind heute eher die Interpretation von Daten und das menschliche Bestreben, das zu sehen, was man sehen will. Der Druck, der auf uns ausgeübt wird, ist sicherlich subtiler geworden (und auch der Druck, den wir als fördernde Institutionen ausüben). Es ist an der Zeit, offen darüber zu diskutieren. Wenn in einer Studie, die jüngst in Nature veröffentlicht wurde (Martinson et al. 2005), über 20% von 3000 befragten Wissenschaftlern angeben, Design, Methoden und Ergebnisse von Studien auf Grund von externem Druck geändert zu haben und 14% einräumen, einzelne Ergebnisse gefühlsmäßig entfernt zu haben, dann ist das Zeichen dafür, dass wir als Wissenschaftler nicht immer in der Lage sind, Druck stand zu halten und zur eigenen, unabhängig gewonnenen Erkenntnis zu stehen. Dadurch sind wir selber zum schwächsten Glied in der Kette geworden, die wissenschaftliche Erkenntnis produziert.

Wo anders als in unseren wissenschaftlichen Fachgesellschaften wie der SETAC soll Platz für überfällige Diskussion darüber sein? Wir haben uns als Wissenschaftler aus Universitäten, Behörden und aus der Wirtschaft verpflichtet, kollegial zusammen zu arbeiten. Neue Herausforderungen warten in den nächsten zehn Jahren auf uns. Und die größte Herausforderung sind wir.

schungseinrichtungen ohne zusätzliche Fortbildung wahrzunehmen – insbesondere auch im Hinblick auf die anstehenden Herausforderungen der neuen europäischen Chemikaliengesetzgebung (REACH). Da es in Deutschland keinen Studienabschluss in Ökotoxikologie gibt, sind die Ausbildungsprofile bei Bewerbungen im UBA nur selten deckungsgleich mit den Anforderungen. Fast immer ist eine relativ aufwändige, kostenintensive interne Weiterqualifizierung erforderlich, bevor neue Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter die umfassenden Aufgaben der regulatorischen Ökotoxikologie eigenständig wahrnehmen können. Eine ähnliche Situation liegt bei der Industrie und bei Forschungsinstitutionen vor, die sich mit der Risikobewertung und dem Risikomanagement von Chemikalien befassen.

4.1 Qualifikationsbedarf und Qualifizierungsmöglichkeiten

Für die regulatorische Praxis sollten Bewerberinnen und Bewerber in der Lage sein, Theorien und Methoden zu konzipieren, mit denen eine prospektive Ökotoxikologie möglich ist. Während die klassischen Studienfächer Biologie, Chemie, Biochemie und Physiologie zwar gute Grundlagen für die Aufgaben der regulatorischen Ökotoxikologie vermitteln, fehlen den Absolventinnen und Absolventen dieser Studiengänge häufig vertiefte Kenntnisse aus den Bereichen Toxikologie, Pharmakologie, Embryologie, Reproduktionstoxikologie und Statistik. Wissenslücken bestehen auch in nicht-naturwissenschaftlichen Disziplinen, z.B. Umweltgesetzgebung, Risikokommunikation und Risikomanagement. Derartige interdisziplinäre Kenntnisse werden zukünftig besonders bei Umsetzung der REACH-Verordnung zunehmend an Bedeutung gewinnen, weil hier neben der bereits in Kapitel 3 begründeten Notwendigkeit zu stärker integrierterem Vorgehen auch die Befähigung zur Risikokommunikation immer wichtiger wird (Ahlers 2006).

2002 trafen sich im UBA Vertreter aus Wissenschaft, Industrie und Behörden und diskutierten die Berufsbilder der Ökotoxikologin und des Ökotoxikologen, den Bedarf für diese Qualifikation, die Ausbildung und die Zukunft der Ökotoxikologie. Das zum Abschluss der Berliner Veranstaltung verabschiedete 'Manifest Ökotoxikologie' nennt drei Alternativen, Abhilfe zu schaffen und das Berufsbild für Ökotoxikologen zu schärfen (Ahlers et al. 2003):

- (i) Die Integration ökotoxikologischer Lehrinhalte in naturwissenschaftliche Studiengänge mit der Möglichkeit einer ökotoxikologischen Abschlussarbeit.
- (ii) Die Etablierung eines *ökotoxikologischen Studiengangs* (Diplom, Master).
- (iii) Die Etablierung eines Postgradualstudiums mit zertifiziertem Abschluss als *Fachökotoxikologe*, analog zur Ausbildung zum Fachtoxikologen.

Diese drei Möglichkeiten sollten sich nicht gegenseitig ausschließen, sondern zur Verbesserung der Ökotoxikologie-Ausbildung ergänzen. Wichtig ist die Etablierung einer qualitätsgesicherten Ausbildung nach einem definierten Curriculum. Erfreulicherweise ist es nicht bei der Deklaration des Manifestes geblieben.

Zur stärkeren Integration ökotoxikologischer Lehrinhalte in naturwissenschaftliche Studiengänge führte das UBA eine Umfrage durch. Sie zeigte, dass einzelne ökotoxikologische Lehrinhalte an zahlreichen deutschen Universitäten vor allem im Bereich der Biologie, aber auch Biochemie, Chemie und Geowissenschaften vermittelt werden. Diese 'Inseln' ermöglichen zwar einzelne ökotoxikologische Spezialisierungen, auch in Form von Abschlussarbeiten, aber keine zusammenhängende ökotoxikologische Ausbildung. Anhand zahlreicher Anfragen konnte festgestellt werden, dass das Interesse an einer derartigen Ausbildung bei den Studierenden sehr groß ist.

Zur zweiten möglichen Aktivität zur Verbesserung der Ausbildungssituation, der Entwicklung eines ökotoxikologischen Studiengangs, sind Initiativen von der Universität Bayreuth ausgegangen, die sich in Zeiten umfassender Mittelkürzungen an den Universitäten bisher jedoch nicht realisieren ließen.

Zur Etablierung eines Postgradualstudiums entwickelten Dozenten, die bei der Fachtoxikologen-Ausbildung den Teil Ökotoxikologie lehren, gemeinsam Vorstellungen über Lehrinhalte und entwarfen ein entsprechendes Curriculum. Sie gewannen die Fachgesellschaften SETAC GLB und GDCh (Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie der Gesellschaft Deutscher Chemiker) als Träger für die Ausbildung zum Fachökotoxikologen. Im Herbst 2005 startete das Kursprogramm für den neuen Postgradualstudiengang. Er umfasst 10 Kursmodule von jeweils 4–5 Tagen Dauer, eine ökotoxikologische Abschlussarbeit und eine Abschlussprüfung (<http://www.fachoeokotoxikologie.de/>). Die Anbindung des Studienganges an international operierende wissenschaftliche Gesellschaften eröffnet die Möglichkeit einer zukünftigen Weiterentwicklung in Richtung eines europaweiten Postgradualprogramms.

4.1.1 Postgradualstudium Fachökotoxikologie: Erste Erfahrungen und Perspektive

Das UBA veranstaltet das Modul 'Regulatorische Ökotoxikologie' im Postgradualstudium. Ziel ist, Kenntnisse und Fähigkeiten zu vermitteln, die für eine Tätigkeit in der regulatorischen Ökotoxikologie qualifizieren. Ökotoxikologie wird in diesem Modul eher weit gefasst: Im Kurskonzept wird neben der Wirkungsabschätzung auch die Umweltchemie behandelt, da sich beide Disziplinen in der regulatorischen Ökotoxikologie wechselseitig stark beeinflussen (Ahlers et al. 2004). Der Kurs wurde bereits zweimal durchgeführt (2005 und 2006) und war jeweils ausgebucht. Die Teilnehmenden bewerteten den Kurs sehr positiv und lobten, dass die regulatorische Ökotoxikologie aus verschiedenen Blickwinkeln (Behörde – Industrie, Exposition – Wirkung, deutsche Behörde – EU) betrachtet und der theoretische Teil durch Übungsaufgaben aus der Bewertungspraxis vertieft wird; dieser Ansatz soll zukünftig noch verstärkt werden. Weiter gilt es dafür zu sorgen, dass dieser Wissens- und Erfahrungstransfer aus der regulatorischen Praxis in die Ökotoxikologie-Ausbildung kontinuierlich erfolgt.

5 Schlussfolgerungen

Festzuhalten bleibt: Der Weg von der Erkenntnis über Chemikalienrisiken zur Entscheidung über notwendige Maßnahmen zu deren Begrenzung ist steinig, lang und mühsam – aber auch bedeutsam. Bedeutsam für den Schutz von Umwelt und Gesundheit, bedeutsam für mehr Nachhaltigkeit im Umgang mit Chemikalien. Die Ökotoxikologie muss in der regulatorischen Praxis diesen Weg beschreiten und ist hier wenig frei in der Wahl ihrer Themen und Methoden – dafür aber relevant für konkrete Entscheidungen. Entscheidungsrelevanten Erkenntnisfortschritt soll die Forschung besonders dort liefern, wo (noch) keine international standardisierten und harmonisierten Instrumente zur Prüfung und Bewertung ökotoxikologischer Stoffrisiken existieren. Fehlen solche abgestimmten Instrumente, so werden transparente Risikokommunikation, angemessene Beteiligungs- und Streitkultur sowie unabhängige Wissenschaft umso wichtiger für die Entscheidungsprozesse. Hier bilden wissenschaftlicher Anspruch, wirtschaftliche und politische Interessen ein Spannungsfeld, in dem fachlich eher breit qualifizierte Ökotoxikologen und Ökotoxikologinnen in endlicher Zeit zu fundierten und nachvollziehbaren Entscheidungen kommen müssen.

Danksagung. Die Autoren bedanken sich bei Dr. Klaus-Günter Steinhäuser und Dr. Jörn Wogram (beide UBA) sowie zwei externen Gutachtern für die kritische Durchsicht einer früheren Version des Manuskriptes und hilfreiche Kommentare.

Literatur

- Ahlers J, Riedhammer C, Vogliano M, Ebert R-U, Kühne R, Schüürmann G (2006): Acute-to-chronic ratios in aquatic toxicity – Variation across trophic levels and relationship with chemical structure. *Envir Toxicol Chem* 25 (11) 2937–2945
- Ahlers, J (2006): Intelligentes Testen, intelligentes Bewerten, integriertes Denken: Neue Herausforderungen durch REACH. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 18 (3) 207
- Ahlers J, Gies A, Wogram J (2004): Editorial: Studiengang Ökotoxikologie – Anforderungen aus Sicht der regulatorischen Ökotoxikologie. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 16, 217–218
- Ahlers J, Filser J, Frank H, Gies A, Klein W, Nagel R, Schüürmann G (2003): Editorial: Ökotoxikologie soll endlich wissenschaftliches Fach werden. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 15, 3-4
- Beulshausen T, Kussatz C, Rohde S (2004): Chemikaliensicherheit ohne Qualitätssicherung, weder mit der Einstufung in Wassergefährdungsklassen noch mit REACH erzielbar. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 17 (1) 35
- Egeler Ph, Moser Th, Studinger G, Roembke G (2005): Sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus*: Results Of An International Ring Test. Posterbeitrag zur 10. Jahrestagung der SETAC GLB, 28.–30.09.05, Basel
- EU (2003): Technical Guidance Document 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 and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. <<http://ecb.jrc.it/>>
- Frische T, Werschkun B (2006): Sexual-endokrine Wirkungen von DMI-Fungiziden – Teil 2: Wirkprofile in Fischen und regulatorische Implikationen. Posterbeitrag zur 11. Jahrestagung der SETAC GLB, 03.-05.09.06, Landau (Pfalz)
- Gies A (2007): Problems in assessing low dose effects of endocrine disrupters. In: Nicolopoulou-Stamati P et al. (eds), *Reproductive Health and the Environment*, Springer New York, S. 265–280
- Hardell L, Walker MJ, Walhjalt B, Friedman LS, Richter ED (2007): Secret ties to industry and conflicting interests in cancer research. *American Journal of Industrial Medicine* 50 (3) 227–233
- Herrchen M, Gruber E (2003): Ökotoxikologie-Forschung – Bilanzierung der Ergebnisse des BMBF-Förderschwerpunktes. *Technik, Wirtschaft und Politik* 52 (Schriftenreihe des Fraunhofer-Instituts für Systemtechnik und Innovationsforschung ISI), Physika-Verlag, Heidelberg, 146 S.
- Kussatz C, Maletzki D, Beulshausen T, Schoknecht U (2004): Schutz der Gewässer vor dem Holzschutz. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 16 (3) 208
- Martinson BC, Anderson MS, Raymond de Vries BC (2005): Scientists behaving badly. *Nature* 435, 737–738
- Mathes K, Weidemann G (1991): Indikatoren für Ökosystembelastung (Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse des BMFT-Forschungsprogramms: Indikatoren zur Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen), *Berichte aus der ökologischen Forschung*, Band 2/1991, Forschungszentrum Jülich, Jülich, 126 S.
- Muggli ME, Hurt RD, Blanke DD (2003): Science for hire a tobacco industry strategy to influence public opinion on second-hand smoke. *Nicotine Tob Res* 5, 303–314
- Pluta H-J, Rosenberg M (2005): Approach to legislation in a global context: German perspective. Beitrag zu Chapter 9. In: Wadhia K, Loibner AP (eds), *Environmental Toxicity Testing*. Thompson CK, Blackwell Publishing Ltd, CRC Press
- Schöndorf E (1998): Von Menschen und Ratten. Über das Scheitern der Justiz im Holzschutzmittelskandal. Verlag: Die Werkstatt, Göttingen
- Stock F, Tietjen L, Ahlers J (2005): QSARs in der regulatorischen Ökotoxikologie: Wie passen Anspruch und Wirklichkeit zusammen? Posterbeitrag zur 10. Jahrestagung der SETAC GLB, 28.–30.09.05, Basel
- Umweltbundesamt (2006): Hintergrundpapier 'Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft – Ergebnisse von Untersuchungen des Umweltbundesamtes und Vergleich mit Erkenntnissen der Länder. <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/Anwendung_von_Pflanzenschutzmitteln.pdf>
- Vom Saal SF, Hughes C (2005): An extensive new literature concerning low-dose effects of bisphenol A shows the need for a new risk assessment. *Environ Health Perspect* 113, 926–933
- Weyers A, Sokull-Kluttgen B, Knacker T, Martin S, Van Gestel CAM (2004): Use of terrestrial model ecosystem data in environmental risk assessment for industrial chemicals, biocides and plant protection products in the EU. *Ecotoxicology* 13 (1–2) 163–176

Eingegangen: 10. Januar 2007
 Akzeptiert: 18. März 2007
 OnlineFirst: 19. März 2007

Wasserrahmenrichtlinie – WRRL

Wasserrahmenrichtlinie – Fortschritte und Defizite

Henner Hollert^{1*}, Susanne Heise², Steffen Keiter¹, Peter Heininger³ und Ulrich Förstner⁴¹ Universität Heidelberg, Institut für Zoologie, Im Neuenheimer Feld 230, D-69120 Heidelberg² BIS Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement an der TU Hamburg-Harburg, Eissendorfer Str. 40, D-21071 Hamburg-Harburg³ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, D-56068 Koblenz⁴ Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Eissendorfer Str. 40, D-21071 Hamburg-Harburg

* Korrespondenzautor (hollert@uni-heidelberg.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.174>

Bitte zitieren Sie diesen Beitrag wie folgt: Hollert H, Heise S, Keiter S, Heininger P, Förstner U (2007): Wasserrahmenrichtlinie – Fortschritte und Defizite. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19, Sonderheft Nr. 1, 58–70

Zusammenfassung

Hintergrund. Die Gewässerschutzpolitik der europäischen Gemeinschaft hat seit Ende des Jahres 2000 ein neues Fundament: die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Durch Ersatz, Zusammenfügung und Neugestaltung der seit den 1970er Jahren verabschiedeten Elemente europäischer Gewässerschutzpolitik ist es gelungen, ein konsistentes, umfassendes und transparentes Konzept aufzustellen, das in den kommenden Jahrzehnten das wasserwirtschaftliche Handeln in Europa bestimmen wird. Die WRRL verfolgt einen ganzheitlichen Ansatz für einen integrierten Gewässerschutz. Sie setzt anspruchsvolle Ziele insbesondere bezüglich der Erreichung eines weitgehend ökologisch ausgerichteten 'guten Zustandes' der Gewässer und gibt die wesentlichen Prozesse, Instrumente sowie einen klaren Zeitplan auf dem Weg zu diesem Ziel vor.

Ziel. In diesem Artikel werden Fortschritte und Defizite bei der Umsetzung der WRRL im Allgemeinen und an zwei ausgewählten Fallstudien (Elbe und Obere Donau) aufgezeigt.

Ergebnisse und Diskussion. Nach einer Vorstellung der Ziele und Ausnahmen der WRRL, wird ein Hintergrundpapier 'Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie' und der Einsatz von Umweltqualitätsnormen (UQN) für einzelne 'prioritäre' und 'prioritäre gefährliche Stoffe' thematisiert. Eine bundesweite Bestandsaufnahme zur WRRL ergab, dass nur etwa 14% der Oberflächengewässer 2015 die Umweltziele wahrscheinlich erreichen werden, wogegen dies bei ca. 60% ohne weitere Maßnahmen als nicht wahrscheinlich gilt. Beim 'Screening' von Belastungsursachen und -pfaden für 'prioritär gefährliche Stoffe' (PGS) und 'zu überprüfende, prioritäre Stoffe' (PPS) nach der WRRL wurde eine neue Belastungsursache für die Oberflächengewässer identifiziert: 'Historische Verschmutzung aus Sedimenten'. Für verschiedene Flusseinzugsgebiete, die in der Vergangenheit durch industrielle Emissionen geprägt wurden, scheint die Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie tatsächlich durch die Remobilisierung von Kontaminanten aus den Sedimenten in Frage gestellt. Dies gilt im Falle des Hexachlorbenzols (HCB) für den Rhein, und auch für die Elbe werden die immer noch kontaminierten Sedimente voraussichtlich zum Problem werden. Eine Integration von Sedimenten in den ganzheitlichen Flussgebiets-Managementansatz und ihre Berücksichtigung in den Maßnahmenprogrammen, die 2009 aufgestellt sein sollen, erscheint damit unbedingt notwendig. Am Beispiel der Oberen Donau wird in einer umfangreichen Weight-of-Evidence-Studie die Hypothese überprüft, ob die ökotoxikologische Belastung von Sedimenten ein Grund für den beobachteten Fischrückgang in diesen Flussabschnitten darstellt.

Ausblick. Insbesondere die kombinierte Untersuchung von Sedimentbelastung und -mobilität sowie der Einsatz von akuten und Mechanismus-spezifischen Biotestverfahren in Effekt-dirigierten Analysen/Weight-of-Evidence-Studien besitzen ein großes Potenzial für die Maßnahmenprogramme in den Bewirtschaftungsplänen chemisch belasteter Flüsse.

Schlagwörter: Fischrückgang; guter ökologischer Zustand; Sedimente; Wasserqualität; Wasserrahmenrichtlinie; WRRL

Abstract**European Water Framework Directive – Progress and shortcomings**

Background. The water protection policy of the European Union sits on new footings since the end of 2000: The Water Framework Directive (WFD). By replacing, merging and renewing all parts of the European water protection policy from the 1970s, the WFD provides a consistent, transparent and comprehensive concept of what water management should be in the Europe of the coming decades. The new directive is aimed at a holistic approach towards integrated water protection. It sets ambitious high-quality goals to achieve a good status for European lakes and rivers primarily in ecological terms, gives details about the essential processes as well as instruments, and includes everything into a strict time schedule.

Aim. This article addresses progress and shortcomings at the implementation of the WFD in general and with reference to two selected case studies (Rivers Elbe and Upper Danube).

Results and Discussion. After introducing the WFD, its aims and exceptions, a policy summary and background document 'Environmental objectives and the Water Framework Directive' and the use of Environmental Quality Standards (EQS) for single 'priority substances' as well as 'hazardous priority components' is discussed. The initial characterization undertaken by the German states revealed that only about 14% of all surface waters are considered to meet the WFD objectives by the year of 2015. Approximately 60% of the water bodies assessed are at risk of failing the WFD objectives, if not systematic efforts are made to improve the quality. Screenings of sources and paths of exposure for 'priority substances' and 'priority hazardous substances' according WFD identified one distinct pollution source for surface waters: 'Historical pollution from sediments'. Because of industrial emissions in the past several river catchment areas are expected to fail the standards demanded by the WFD, due to a risk of remobilization of contaminants from sediments. This holds true for the Rhine river with high loads of hexachlorobenzene (HCB) as well as for Elbe river, where contaminated sediments can be a severe problem. Therefore, integration of sediments into the holistic river basin management approach and their consideration within the 'programmes of measures' scheduled for 2009 is highly recommended. At present, a comprehensive weight-of-evidence study verifies whether the observed fish decline at the Upper Danube River is caused by ecotoxicological hazard potentials of contaminated sediments.

Outlook. Combined investigations of sediment contamination and mobility as well as acute and mechanism specific biotests in effect directed analyses/weight-of-evidence studies show great potential for the assessment of chemically polluted rivers and should be included into the 'programmes of measures' within future management concepts.

Keywords: Fish decline; good ecological status; sediment; water quality; Water Framework Directive; WFD

Präambel. Dieser Übersichtsbeitrag hat es keinesfalls zum Ziel, einen umfassenden Überblick über die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu geben. Hier sei auf entsprechende Internetportale verwiesen (Tab. 1), die eine große Fülle an Informationen zum Konzept der Wasserrahmenrichtlinie, ihre Anforderungen an die Charakterisierung der Gewässer und die erste Einschätzung der Belastung der Oberflächengewässer und des Grundwassers bieten. In diesem Beitrag sollen nach einer kurzen Einführung vielmehr Fortschritte und Defizite der WRRL im Allgemeinen und an ausgewählten Fallstudien dargestellt werden.

Tab. 1: Überblick über empfehlenswerte Internetportale und Homepages zur Wasserrahmenrichtlinie

Beschreibung	Internetadresse
Die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) betreibt im Auftrag des Bundesumweltministeriums und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser das Internetportal WasserBLiCK (Bund/Länder Informations- und Kommunikationsplattform). Das Forum dient dem gegenseitigen Informationsaustausch der Mitarbeiter der Wasserwirtschaftsverwaltung aus Bund und Ländern. Gäste können in WasserBLiCK eingeschränkt recherchieren und in selektierten Bereichen Informationen erstellen (z.B. Flussgebietskommissionen, NGOs, Verbände)	http://www.wasserblick.net/
Veröffentlichungen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zur Wasserrahmenrichtlinie	http://www.lawa.de/pub/thema/2wrrl.html und http://www.lawa.de/pub/2download.htm
Homepage des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie und ihrer Umsetzung in Deutschland	http://www.bmu.de/gewaesserschutz
Homepage des Umweltbundesamtes (UBA) mit Informationen rund um Wasserwirtschaft und Gewässerschutz, zahlreichen Links und Berichten als Download	http://www.umweltbundesamt.de/wasser/
Diese Website ist ein Bestandteil des Projektes ' Steckbriefe zur wirksamen WRRL-Umsetzung '. In dem vom Umweltbundesamt und vom Bundesumweltministerium geförderten Projekt beabsichtigt die Grüne Liga e.V. , positive Beispiele und Projekte - wie Renaturierungsmaßnahmen, Fischpässe u.ä. - darzustellen, die bereits umgesetzt sind oder sich zumindest in einem fortgeschrittenen Planungsstadium befinden	http://www.wrrl-info.de
Informationen des Lebensministeriums in Österreich zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie und ihrer Umsetzung	http://wasser.lebensministerium.at/

1 Geschichte des europäischen Gewässerschutzes

Die europäische Wasserpolitik begann sich in den 70er Jahren zu entwickeln, und zwar mit einem weitgehend nutzungs- und sektororientierten Gewässerschutz. Mit der 'Richtlinie über gefährliche Stoffe (76/464/EWG)' beispielsweise setzten sich die Mitgliedsstaaten bereits 1976 das Ziel, die Einleitung von giftigen und biologisch schwer abbaubaren Chemikalien in die Gewässer zu reduzieren. Diese Richtlinie mit den ursprünglich ausgewählten 132 'vorrangig zu bearbeitenden' Schadstoffen hatte bislang nur für 17 dieser Stoffe zu gemeinschaftlichen Regelungen geführt. Für Trinkwasser (98/83/EG), Badegewässer, Grundwasser und Muschel- (79/923/EWG) sowie Fischgewässer (78/659/EWG) wurden außerdem eigene Richtlinien erlassen, mit dem Ziel, Verunreinigungen durch bestimmte Schadstoffe wie Nitrat oder Pflanzenschutzmittel in Grenzen zu halten. 1987 verpflichteten sich die Umweltminister der meisten westeuropäischen Staaten, den Eintrag vor allem von Stickstoff (91/676/EWG) und Phosphor aus der landwirtschaftlichen Düngung in die Nordsee drastisch zu minimieren. Bereits Anfang der 90er Jahre entwickelte die EU-Kommission die Idee einer ökologisch orientierten Gewässerschutzrichtlinie zur Verbesserung der ökologischen Gewässerbeschaffenheit (BMU 2004, Irmer 2000).

2 Ein neues Fundament für den europäischen Gewässerschutz

Die Gewässerschutzpolitik der europäischen Gemeinschaft hat seit Ende des Jahres 2000 ein neues Fundament: die Richtlinie 2000/60/EG, mit vollständigem Namen 'Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik', kurz Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Durch Ersatz, Zusammen-

fügung und Neugestaltung der seit den 1970er Jahren verabschiedeten Elemente europäischer Gewässerschutzpolitik ist es gelungen, ein konsistentes, umfassendes und transparentes Konzept aufzustellen, das in den kommenden Jahrzehnten das wasserwirtschaftliche Handeln in Europa bestimmen wird. Die WRRL verfolgt einen ganzheitlichen Ansatz für einen integrierten Gewässerschutz. Sie setzt anspruchsvolle Ziele, insbesondere bezüglich der Erreichung eines weitgehend ökologisch ausgerichteten 'guten Zustandes' der Gewässer, und gibt die wesentlichen Prozesse, Instrumente sowie einen klaren Zeitplan auf dem Weg zu diesem Ziel vor. Die WRRL setzt konsequenter als alle bisherigen Regelungen das Nachhaltigkeitsprinzip um und bindet sozioökonomische Elemente wie Kosten-Nutzen-Betrachtungen ein. Vorbeugender Gewässerschutz bewirkt letztendlich mehr und ist langfristig preiswerter als ein 'Reparaturbetrieb', bei dem die Politik stets nur auf bereits bekannte Gefahren und Schäden an den Gewässern reagiert (BMU 2004).

Schlüsselemente der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie sind:

- im Rahmen eines harmonisierten europäischen Wasserrechts die Gewässer (Grundwasser und Oberflächengewässer einschließlich Ästuar und Küstengewässer) *in ihrer Gesamtheit* zu schützen
- bis 2015 (spätestens 2027) einen guten Zustand aller Gewässer zu erreichen und eine Verschlechterung des Gewässerzustandes dauerhaft zu verhindern
- hydrologische Einheiten, also Flussgebiete beziehungsweise Teileinzugsgebiete, in das Zentrum der Betrachtung zu rücken und ein einheitliches Flussgebietsmanagement auf der Basis von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen über politische Territorial- und be-

stehende Verwaltungsgrenzen hinweg einzuführen. Hierbei können bestehende internationale Flussgebietskommissionen wie die des Rheins, der Donau und Elbe (IKSR, IKSD, IKSE) als bewährte Formen internationaler Kooperation eine wichtige Rolle übernehmen

- bei der Reduzierung der Schadstoffbelastung der Gewässer einen kombinierten Ansatz aus Emissionskontrolle, Gewässerqualitätsstandards und Verbot insbesondere prioritär gefährlicher Stoffe zu verfolgen
- die Einbeziehung und Beteiligung der Öffentlichkeit zu gewährleisten und
- die erforderlichen ökonomischen Elemente bereitzustellen und anzuwenden

3 Ziele und Ausnahmen

Der zentrale Artikel 4 Abs. 1(a) der WRRL in Verbindung mit Nr. 25 und 26 der Erwägungsgründe besagt, dass bis spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie ein 'guter Zustand' der Oberflächengewässer und des Grundwassers zu erreichen ist. Die Vorgaben des 'guten Zustands' sind für die verschiedenen Gewässertypen in Anhang V detailliert beschrieben. Der Grundgedanke des 'guten Zustands' impliziert, dass bestehende und zukünftige Gewässernutzungen unter Berücksichtigung der maßgeblichen Bewirtschaftungsziele fortzuführen bzw. zu entwickeln sind. Wirtschaftlich und gesamtgesellschaftlich bedeutsame Aktivitäten wie Schifffahrt, Energiewirtschaft, Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung, Landwirtschaft, Hochwasserschutz oder Freizeitaktivitäten haben Gewässer in Form, Gestalt und Qualität und damit in ihrer ökologischen Ausstattung erheblich, teilweise irreversibel, verändert. Es ist deshalb abzusehen, dass die anspruchsvollen Ziele nicht in allen Fällen oder jedenfalls nicht kurzfristig erreicht werden können, da Maßnahmen auch technische und ökonomische Grenzen haben (BMU 2004). Für den Umgang mit dieser Tatsache sieht die WRRL in Artikel 4 eine Reihe von Ausnahmen vor, die sowohl zeitlicher wie materieller Natur sein können. Die Fristen für die Zielerreichung können verlängert bzw. die Ziele vermindert werden (Art. 4(4) bzw. 4(5)). Eine Verlängerung der Fristen ist dann möglich, wenn sich in der vorgegebenen Zeit nicht alle erforderlichen Verbesserungen des Gewässerzustands erreichen lassen. Ein Abweichen vom geforderten Schutzziel ist dann erlaubt, wenn Verbesserungen des Gewässerzustands infolge menschlicher Tätigkeiten oder natürlicher Bedingungen unmöglich oder unverhältnismäßig teuer wären. Die Ausweisung als 'künstliches' oder 'erheblich verändertes' Oberflächengewässer (Art. 2(8) bzw. 2(9)) stellt eine dauerhafte Ausnahme- oder Sonderregelung dar. Umweltziele für künstliche und erheblich veränderte Oberflächengewässer sind der 'gute chemische Zustand' und das 'gute ökologische Potenzial' (Irmer & Rechenberg 2004). Dieses Potenzial spiegelt den Zustand des Gewässers nach Durchführung aller Maßnahmen wider, die seinen ökologischen Zustand maximal möglich verbessern ohne die wirtschaftlichen Nutzungen signifikant einzuschränken. Eine vorläufige Ausweisung der 'erheblich veränderten' Gewässer wurde in Deutschland auf Basis der Gewässerstrukturgütekartierungen und Daten über die heutige Nutzung vorgenommen. Abschließend kann über den Status erst nach

umfangreichen wirtschaftlichen Analysen und der Suche nach Alternativen für die derzeitige Nutzung entschieden werden. Dieser Prozess steht in engem Zusammenhang mit den aufzustellenden Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen und soll 2009 abgeschlossen werden. Es zeigte sich jedoch bereits zum jetzigen Zeitpunkt, dass die Kriterien in verschiedenen Bundesländern unterschiedlich ausgelegt werden. Während allgemeiner Konsens hinsichtlich der Klassifikation von bestimmten Schifffahrtswegen und Talsperren als 'erheblich veränderte' Gewässer herrscht, werden in einzelnen Bundesländern auch dauerhaft morphologisch umgestaltete Gewässer zu Entwässerung landwirtschaftlicher Flächen in diese Kategorie eingeordnet

4 Hintergrundpapier 'Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie'

Das Thema 'Umweltziele' ist Gegenstand einer intensiven Diskussion unter den an der Umsetzung der WRRL Beteiligten und in der Öffentlichkeit. Die Europäischen Wasserdirektoren haben anlässlich ihres Treffens in Mondorf-les-Bains am 20. Juni 2005 den Stand der Diskussion zusammengefasst und durch Verabschiedung des Hintergrundpapiers 'Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie' in wesentlichen Punkten Klarheit geschaffen (Anonymous 2005a). Der Bericht dokumentiert die Notwendigkeit, ein gemeinsames Verständnis dessen zu entwickeln, mit welchem Ehrgeiz das Erreichen der Umweltziele bis 2015 angegangen werden soll. Sonst könnten sich bei der Umsetzung der WRRL in den verschiedenen EU-Ländern Abweichungen von der erforderlichen gemeinsamen Linie und Probleme für die Vergleichbarkeit ergeben. Für die zahlreichen anspruchsvollen Konzepte der WRRL gilt, dass der Text der Richtlinie den Rahmen und die allgemeine Orientierung vorgibt, zugleich aber Raum für unterschiedliche Auslegungen und Anwendungen lässt. Seit dem Vorliegen der Ergebnisse der ersten Belastungs- und Auswirkungsanalysen werden die Umweltziele verstärkt diskutiert. Die Wasserdirektoren stellen fest, dass Wesen und Anspruch der WRRL insbesondere dann nicht richtig zum Ausdruck kommen würden, wenn der erhebliche Nutzen des Erreichens der Umweltziele, also der Nutzen für die Umwelt, den Einzelnen, die Wassernutzer sowie Wirtschaft und Gesellschaft insgesamt, vernachlässigt würde (Anonymous 2005a). Im Zusammenhang mit der Festsetzung von Zielen und der Anwendung von Ausnahmeregelungen ist nach dem Dokument der Wasserdirektoren immer noch sehr viel Arbeit zu bewältigen – die laufenden Aktivitäten müssten mit hoher Priorität fortgeführt und zusätzliche Arbeiten in den Mitgliedstaaten jetzt aufgenommen werden. Insbesondere sei die Datenverfügbarkeit für die Kriterienprüfung zur Begründung von Ausnahmen noch begrenzt. Diese Datenlücke sollte angesichts der Bedeutung einer soliden Grundlage für die Anwendung von Ausnahmeregelungen in den kommenden Jahren geschlossen werden.

Die Wasserrahmenrichtlinie sieht grundsätzlich ein schrittweises Vorgehen vor, um zu gewährleisten, dass die Ziele verwirklicht sowie Kosten und Nutzen im Planungszyklus berücksichtigt werden. Daraus wird eine Abfolge von Schritten abgeleitet, die für die ersten Bewirtschaftungspläne für Einzugsgebiete wie folgt zusammengefasst werden könnten (Anonymous 2005a):

- Schritt 1 (2004–2006): EU-weite Harmonisierung der Kriterien für die Zustandsbewertung auf der Grundlage gemeinsamer Methoden und Ansätze
- Schritt 2 (2005–2009): Beurteilung der kosteneffizientesten Maßnahmen und Identifizierung potenzieller sozioökonomischer Auswirkungen sowie öffentliche Anhörungen zu diesen Fragen
- Schritt 3 (ab 2007): Überwachung der Gewässerqualität
- Schritt 4 (2008–2009): Die Verfahren von Schritt 2 gipfeln in der Festlegung von Zielen, gegebenenfalls einschließlich der Anwendung von Ausnahmeregelungen nach Beteiligung der Öffentlichkeit

5 Prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe

Das Ziel, Gewässer von giftigen Chemikalien soweit wie möglich frei zu halten, bleibt ein Schwerpunkt im europäischen Gewässerschutz. Die WRRL verfolgt dazu hinsichtlich der für den chemischen und den ökologischen Zustand relevanten Stoffe einen kombinierten Immissions-/Emissionsansatz. Der tatsächliche Gewässerzustand (Immission) wird mit Umweltqualitätsnormen (UQN) für einzelne Schadstoffe verglichen und im Ergebnis dieses Vergleichs bewertet. Zugleich kommt auch der Emissionsansatz zum Tragen. Durch den Querverweis auf Emissions- und Stoffregulierungsrichtlinien, wie die Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG), die Nitratrichtlinie (91/676/EWG) oder die IVU-Richtlinie (96/61/EG – Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) werden Mindestanforderungen an Einleitungen formuliert, die zum Zeitpunkt des Wirksamwerdens der Gewässerbewirtschaftung gemäß Wasserrahmenrichtlinie im Jahre 2009 weitestgehend umgesetzt sein sollen.

Die Erfahrungen mit der über 130 Stoffe umfassenden Liste der alten Richtlinie über gefährliche Stoffe aus dem Jahr 1976 zeigen, dass bisher nur wenige dieser Chemikalien auf europäischer Ebene wirksam reguliert werden konnten. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sollte eine gut handhabbare Liste von chemischen Schadstoffen erarbeitet werden, die europaweit Relevanz für die Gewässerbelastung besitzen (Borchardt et al. 2005). Ob eine chemische Substanz als problematisch für Gewässer eingestuft wird, entscheiden mehrere Kriterien: ihre Risiken für das aquatische Ökosystem und für den Menschen, die inhärente Gefährlichkeit der einzelnen Verbindungen (Persistenz, Bioakkumulation, Toxizität) und deren tatsächliche Exposition in den Ökosystemen, die tatsächliche Verbreitung in der Umwelt. Mit der Entscheidung 2455/2001/EG vom 20. November 2001 wurde die Liste der prioritären und der prioritären gefährlichen Stoffe vom Europäischen Parlament und dem Rat verabschiedet und als Anhang X in die Wasserrahmenrichtlinie übernommen, die die Liste I der Richtlinie über gefährliche Stoffe ersetzt (Tab. 2). Der Eintrag der 'prioritären Stoffe' in die Gewässer muss schrittweise reduziert werden. Schärfer sind die Vorgaben für 'prioritäre gefährliche Stoffe' wie Cadmium, Quecksilber oder verschiedene halogenorganische Verbindungen, deren Emission bis 2020 vollständig unterbunden sein soll.

Während in den letzten Jahren mit bioanalytischen Methoden die Beeinträchtigung der Gewässerqualität durch partikelgebundene Schadstoffe mehrfach gezeigt werden konnte, wurde bis vor kurzem die Bedeutung der Sedimentqualität für die Erreichung des von der WRRL geforderten 'guten Zustandes' nicht explizit berücksichtigt. Durch einen im Juli 2006 von der Europäischen Kommission veröffentlichten, bereits weit entwickelten Entwurf zur Tochterdirektive der

Tab. 2: Liste der prioritären Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und deren Einordnung in 'prioritäre gefährliche Stoffe' oder 'prioritäre Stoffe' (Stoffe in Klammern geben die Leitsubstanzen bei Stoffgruppen an); modifiziert nach BMU (2004)

Prioritäre gefährliche Stoffe	Stoffe zur Überprüfung als mögliche 'prioritäre gefährliche Stoffe'	Prioritäre Stoffe
Cadmium und Cadmiumverbindungen	Anthracen ^a	Alachlor
C ₁₀₋₁₃ -Chloralkane ^d	Atrazin	Benzol
Bromierte Diphenylether ^c und ^d	Chlorpyrifos	Chlorfenvinphos
Hexachlorbenzol	Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	1,2-Dichlorethan
Hexachlorcyclohexan	Diuron	Dichlormethan
Quecksilber und Quecksilberverbindungen	Endosulfan (α -endosulfan) ^a	Fluoranthen ^b
Nonylphenole (4-(para)-nonylphenol)	Isoproturon	Nickel und Nickelverbindungen
Pentachlorbenzol	Blei und Bleiverbindungen	Trichlormethan
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Naphthalin	
Tributylzinn-Verbindungen (Tributylzinn-Kation)	Octylphenole (para-tert-Octylphenol)	
	Pentachlorphenol	
	Simazin	
	Trichlorbenzole (1,2,4-Trichlorbenzol)	
	Trifluralin	

^a Endosulfan und Anthracen werden in dem Draft der Tochterrichtlinie als prioritäre gefährliche Stoffe geführt.

^b Fluoranthen ist im Draft der Tochterrichtlinie als Indikator für andere gefährlichere polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe aufgeführt.

^c Gemäß dem Draft der Tochterrichtlinie ist nur Pentabromdiphenylether ein prioritärer gefährlicher Stoff.

^d Diese Stoffgruppen umfassen in der Regel eine große Anzahl einzelner Verbindungen. Zum jetzigen Zeitpunkt können keine geeigneten Indikatorparameter angegeben werden.

WRRL über Umweltqualitätsnormen wird erstmals auch ein Vorschlag für die Regulierung des Monitorings der Sedimentqualität unterbreitet. Der neue Artikel 2 (2) darin fordert die Mitgliedstaaten auf Sorge dafür zu tragen, dass die Konzentrationen von 33 prioritären Schadstoffen (Anhang I, Teile A und B, vgl. Tab. 2) in Sedimenten und Biota nicht ansteigen (EC 2006). Da unseres Erachtens bisher nur wenig Wissen zu den Parametern vorhanden ist, die die Bindung von persistenten organischen Schadstoffen an organische Moleküle und damit deren Anreicherung im Sediment beeinflussen, besteht großer Forschungsbedarf hinsichtlich der systematischen Untersuchung von freien und gebundenen Schadstoffen und ihrer Wechselwirkungen (Schwarzenbach et al. 2006).

6 Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland

Erreicht Deutschland die Umweltziele der europäischen Wasserrahmenrichtlinie? Nach der Ende 2003 erfolgten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in deutsches Recht wurde durch die dafür zuständigen Bundesländer bis März 2005 eine erste Bestandsaufnahme der signifikanten Auswirkungen menschlicher Tätigkeit auf den Gewässerzustand vorgenommen. Diese 'Eröffnungsbilanz' im Umsetzungsprozess der Richtlinie wurde für Deutschland im Juni 2005 vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) publiziert (BMU 2005). Bei der Bestandsaufnahme standen drei Fragen im Mittelpunkt:

- Welche Wasserkörper verfehlen eventuell die Umweltziele der Richtlinie?
- Welche stofflichen und nicht stofflichen Belastungen sind dafür verantwortlich?
- Welche Auswirkungen müssen deshalb bei der operativen Überwachung geprüft werden?

6.1 Oberflächengewässer

Die Bestandsaufnahme ergab für Oberflächengewässer, dass etwa 14% der bewerteten Wasserkörper die Umweltziele wahrscheinlich erreichen werden, für etwa 26% der bewerteten Wasserkörper Unsicherheit hinsichtlich der Zielerreichung besteht und für etwa 60% der bewerteten Wasserkörper, dass die Erreichung der Umweltziele ohne weitere Maßnahmen unwahrscheinlich ist. 63% der Wasserkörper wurden als natürlich eingestuft, 23% bzw. 15% vorläufig in die Kategorien 'erheblich verändert' und 'künstlich' eingeordnet (BMU 2005). Hydromorphologische Defizite, wie naturferne Gewässerstrukturen oder Querbauwerke, die die natürliche Wanderung von Fischen und kleineren Organismen verhindern, sind besonders prägnant. Sie werden bei Oberflächengewässern in allen zehn Flussgebietsberichten mit deutscher Beteiligung/ aus Deutschland als Ursache für die mögliche Zielverfehlung genannt. Relevant sind daneben Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen, insbesondere aus der Landwirtschaft, gefolgt von anderen stofflichen Belastungen beispielsweise aus Kläranlagen oder der Niederschlagsentwässerung. In 60% der Berichte spielen Nährstoffe und Physikalisch/Chemische Stoffe (Anhang VII) und in 50% Prioritäre Stoffe (Anhang IX und X) eine entscheidende Rolle (BMU 2005). Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme zeigen zudem, dass zumeist mehrere Ursachen dafür verantwortlich wären, dass ein Gewässer den guten Zustand nicht erreicht.

6.2 Grundwässer

Für Grundwässer ist bei nur 47% der bewerteten Wasserkörper das Erreichen der Umweltziele (guter chemischer und ein guter mengenmäßiger Zustand) wahrscheinlich. Aus den Berichten der Bundesländer ist erkennbar, dass trotz bedeutender Wasserentnahmen – Grundwasser liefert in Deutsch-



Abb. 1: Zeitplan der Wasserrahmenrichtlinie und zeitliche Einordnung der Bestandsaufnahmen (nach BMU 2005)

land rund 75% des Trinkwassers – der mengenmäßige Zustand insgesamt nur selten beeinträchtigt ist. Nur etwa 5% der Grundwasserkörper in Deutschland erreichen wahrscheinlich keinen guten mengenmäßigen Zustand. Schlechter steht es dagegen um die chemische Qualität: Für etwa 52% der Grundwasserkörper ist es laut Bestandsaufnahme unsicher oder unwahrscheinlich, ob sie ohne weitere Maßnahmen einen guten chemischen Zustand erreichen werden (BMU 2005). Die Hauptbelastung für die Grundwasserkörper sind Nährstoffeinträge (insbesondere Nitrat) aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Andere stoffliche Belastungen stellen kein flächendeckendes Problem dar, können allerdings regional von Bedeutung sein. Bei knapp 90% der möglichen Zielverfehlung von Grundwasserkörpern werden diffuse Quellen und hauptsächlich Nährstoffe, bei 25% andere Stoffe und Grundwasserabsenkungen und bei 5% die Entnahmemege als Ursache angegeben.

6.3 Unterschiede in der Vorgehensweise

Bei der Einschätzung, ob Gewässer die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie erreichen, kommen die Berichte der einzelnen Flussgebiete zu teilweise deutlich unterschiedlichen Ergebnissen. Neben der unterschiedlichen Belastungssituation ist die Ursache dafür auch in der länderspezifischen Vorgehensweise und in der unterschiedlichen Datenlage zu suchen. In dem Bericht des BMU wird z.B. beschrieben, dass in der Flussgebietseinheit Maas etwa 80% der Grundwasserkörper wahrscheinlich keinen guten chemischen Zustand erreichen werden, im Einzugsgebiet der Donau hingegen nur 22%. Ob Diskrepanzen dieser Art allein auf stark differierende Belastungen der Gewässer zurückgehen, oder ob sie auch Ausdruck der unterschiedlichen Vorgehensweise sind, kann laut dem Bericht des BMU derzeit nicht beurteilt werden (BMU 2005).

7 Strategien zur Zielerreichung der WRRL

Die Ergebnisse der Bestandsaufnahmen sollen als Basis für die Ausgestaltung der Überwachungsprogramme dienen, sowie für die spätere Entwicklung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne.

Bis 2009 sind die Maßnahmen für eine wirksame Emissionskontrolle zu definieren. Die Bewirtschaftungspläne für die gesamten Flussgebietseinheiten sind bis 2009 aufzustellen und bis 2012 umzusetzen. Die Ziele sind bis 2015 zu erreichen (vgl. Abb. 1).

Ein Expertenrat für die Verminderung prioritärer Schadstoffe (Anonymous 2004a) hat folgende Schritte vorgeschlagen: (1) Bestandsaufnahme aller möglichen Quellen und Belastungspfade, (2) Aufstellungen über bestehende Schutzmaßnahmen auf EU-Ebene, (3) Benennung der Herkunftsarten, für die unter WRRL-Kriterien und anderen EU-Regelwerken zusätzlich zu den bestehenden und bereits in Aussicht genommenen Maßnahmen weitere Effekte erzielt werden können, (4) Setzen von Prioritäten und (5) Entwicklung konkreter Maßnahmen. Bereits im ersten Schritt – dem 'Screening' von Belastungsursachen und -pfaden für prioritär gefährliche Stoffe (PGS) und zu überprüfende, prioritäre Stoffe (PPS) nach

WRRL – wurde eine neue Verschmutzungsursache für die Oberflächengewässer identifiziert: 'Historische Verschmutzung aus Sedimenten' (Anonymous 2004a).

8 Defizite in der Umsetzung der WRRL

Es stellt sich die Frage, ob die Erreichung eines guten Zustandes der Gewässer mit den Hilfsmitteln möglich ist, die uns die WRRL zur Zeit an die Hand gibt. Wird die mangelnde Berücksichtigung von Sedimenten als Quelle und Senke von Schadstoffen die Zielerreichung der WRRL beeinträchtigen? Sind chemische und ökologische Qualitätsnormen, die keine Interaktion zwischen einzelnen Substanzen oder verschiedenen Matrices in Gewässern berücksichtigen, ausreichend? Kann man die Wirkung von Schadstoffen auf Organismen als einen Aspekt des sogenannten Triadenansatzes (Chapman 2000, Chapman & Hollert 2006, Chapman et al. 1996, Ghirardini et al. 1999, Hollert et al. 2002b, Paine et al. 1996) unberücksichtigt lassen, obwohl er neben den chemischen und ökologischen Befunden ein wichtiges Indiz für einen gestressten bzw. nicht gestressten Status eines Flusses liefern würde?

Bislang steht die Betrachtung der Auswirkungen sedimentgebundener Schadstoffe noch in den Anfängen. Die Diskussionen und Vorschläge in den Expertengruppen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, z.B. der Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances (AMPS; Anonymous 2004b) befassten sich erstmals konkret mit einem feststoffbezogenen Schadstoffmonitoring in Flusseinzugsgebieten. Direkte Qualitätsstandards für Sedimente ('Compliance Monitoring') wurden jedoch von den AMPS-Vertretern nicht vorgeschlagen, vor allem wegen der Schwierigkeiten, einen europäischen Konsens zu erreichen, wegen vermeintlicher methodischer Limitierungen und wegen der erwarteten hohen Kosten. Dagegen gab es grundsätzlich Zustimmung zur Verwendung von Sedimenten und Schwebstoffen für ein räumliches und zeitliches Trendmonitoring; es wurde auch bekräftigt, dass Sedimente einen wichtigen Aspekt bei der Risikobewertung darstellen können.

Für verschiedene Flusseinzugsgebiete, die in der Vergangenheit durch industrielle Emissionen geprägt wurden, scheint die Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie tatsächlich in Frage gestellt durch die Remobilisierung von Kontaminanten aus den Sedimenten. Dies gilt im Falle des Hexachlorbenzols (HCB) für den Rhein, und auch für die Elbe werden die immer noch kontaminierten Sedimente voraussichtlich zum Problem werden. Eine Integration von Sedimenten in den ganzheitlichen Flussgebiets-Managementansatz und ihre Berücksichtigung in den Maßnahmenprogrammen, die 2009 aufgestellt sein sollen, erscheint damit unbedingt notwendig.

Entsprechend wurde auf dem Treffen der europäischen Wasserdirektoren in Inari vom 29. Nov. bis 01. Dez. 2006 die zukünftige Rolle der Sedimentqualität und des Sedimentmanagements in der WRRL diskutiert und betont, dass Sediment-bezogene Kontaminationen im Flusseinzugsgebiet unabhängig von hydromorphologischen Problemen existieren (Protokoll des Wasserdirektorentreffens, Inari, 29.11.–1.12.2006).

Um die Bedeutung von Sedimenten für flussgebietsbezogene Managementansätze in verschiedenen Regionen Europas zu erörtern, organisierte das Europäische Sedimentnetzwerk 'SedNet' vom 22. bis 23. November ein Round-Table-Gespräch in den Gebäuden der UNESCO in Venedig. Geladen waren aus den vier Einzugsgebieten Donau, Douro, Elbe und Humber Flussgebietsmanager, Vertreter von Nutzergruppen, deren Tätigkeit direkt oder indirekt von der Sedimentqualität und/oder dem Sedimenthaushalt beeinflusst wird, sowie Wissenschaftler. Sie diskutierten die spezifische Notwendigkeit einer Integration von Sedimenten in die jeweiligen Flussgebietsmanagementpläne (Netzband 2007).

Es stellte sich heraus, dass Sedimente in allen Einzugsgebieten ein Thema waren, und dies entweder in Bezug auf ihre Qualität, auf ihre Quantität oder – häufiger – in Bezug auf eine Kombination aus beidem.

Detailliertere Betrachtungen zur Interaktion Sediment-Wasserqualität bzw. zum Einzugsgebiets-bezogenen Risiko haben spezifische Studien erbracht, die zur Donau (e.g. Keiter et al. 2006a,b, 2007, Seitz et al. 2006), zum Rhein (e.g. Babut et al. 2007, Heise & Förstner 2006, Vink & Behrendt 2001) und zur Elbe (e.g. Heininger et al. 2005, Heise et al. 2005, Vink et al. 1999) in den letzten Jahren durchgeführt wurden.

9 Fallstudie Elbe

Von den annähernd 3000 Fließgewässer-Wasserkörpern, die im deutschen Einzugsgebiet der Elbe ausgewiesen wurden, ist nur für 9,3% die Zielerreichung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie wahrscheinlich. Für ca. 66% ist sie unwahrscheinlich. Bei den übrigen Anteilen ist es unklar, ob die Ziele erreicht werden (FGG Elbe 2004). Dabei gilt die Elbe als größter naturnah belassener Fluss in Deutschland. Mit 46% des Elbeeinzugsgebietes, die als 'mäßig' oder 'deutlich verändert' eingestuft werden, ist die Elbe weniger morphologisch verändert worden als Donau, Ems, Oder, Rhein und Weser, von denen entsprechend 75, 90, 92 und 100% des

Einzugsgebietes als 'stark' bis 'vollständig verändert' eingestuft worden sind (Blondzik et al. 2006). Bezogen auf die 10 deutschen Flussgebiete sind meist Gewässerstruktur einschließlich Durchgängigkeit ein Problem. Physikalisch-chemische und prioritäre Stoffe dagegen spielen eine ähnlich wichtige Rolle wie Nährstoffe bei der Zielverfehlung (Borchardt et al. 2005). So gibt auch die IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) als Ursachen für die Kennzeichnung 'Zielerreichung unwahrscheinlich' Defizite im Zustand der Fischfauna, hervorgerufen durch nicht-passierbare Strombauten, aber auch Einträge aus diffusen Schadstoffquellen und 'signifikante chemische Veränderungen gegenüber der natürlichen Beschaffenheit des Wassers' an (IKSE 2005).

Seit mit der politischen Wende 1990 auch der Niedergang bzw. die grundlegende Modernisierung der alten chemischen Industrien in Tschechien und Mitteldeutschland begann, haben sich die Schadstoffkonzentrationen im Elbwasser deutlich reduziert. Eine Reihe von Maßnahmen – sowohl im tschechischen als auch im ehemaligen DDR-Gebiet – trugen aktiv zur Reduktion der Schadstoffemissionen bei (Abb. 2).

Abb. 2A zeigt den prozentualen Rückgang der Schadstofffrachten ausgesuchter Schadstoffe zwischen 1986 und 2005, der bei fast allen Substanzen deutlich ausfällt. Allein die Jahresfracht von β -HCH verzeichnet eine Zunahme, die auf Austräge aus Altlasten im Bereich Bitterfeld zurückgeführt wird (ARGE Elbe 2006). Es sind allerdings deutliche Unterschiede in der Entwicklung der Frachten zu erkennen, die Rückschlüsse auf Quellen zulassen. So zeigen die industriell emittierten Schadstoffe Quecksilber und γ -HCH einen Rückgang von über 90% im betrachteten Zeitraum, gefolgt von HCB, während durch die Grubenabwässer des Bergbaus immer noch Arsen, Blei und teilweise Cadmium eingetragen wird und entsprechend nur eine Reduktion um 50% statt fand. Trotz dieses insgesamt deutlichen Rückgangs zeigt Abb. 2B, dass bei Betrachtung der an Schwebstoffen gebundenen Schadstoffkonzentrationen die Zielvorgaben zum Schutz der

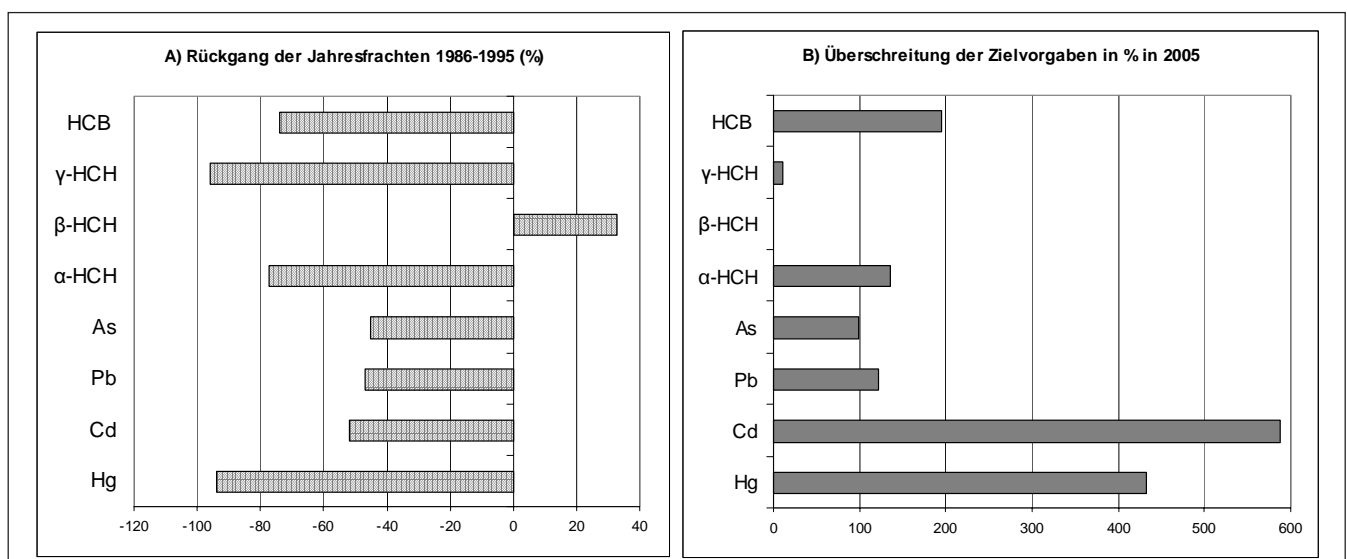


Abb. 2: A) Rückgang der Jahresfrachten ausgesuchter Schadstoffe bei Schnackenburg zwischen 1985 und 2005 in% (Daten: ARGE-Elbe 2006); B) Überschreitung der Zielvorgaben zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften in% durch Schwebstoff-gebundene Schadstoffkonzentrationen im Jahr 2005

aquatischen Lebensgemeinschaft noch deutlich überschritten werden. Sowohl bei den weiterhin emittierten Metallen und Arsen, als auch bei den organischen Schadstoffen, deren Punktquellen seit Jahrzehnten eliminiert sein sollten, kommt es also entlang der Elbe zu einem Transport von Schadstoffen. Bestimmt wurden die Daten aus Abb. 2B an Schwebstoffbürtigen Sedimenten, die an der jeweiligen Probenahmeestelle über einen Zeitraum von 14 Tagen frisch sedimentierten, sich also zumindest zeitweise im Austausch mit der Wasserphase befanden.

Für potenziell gefährliche organische Schadstoffe und Schwermetalle schlug Lepper (2005) ab einem Feststoff-Wasser-Partitionskoeffizienten ($K_{\text{SPM-Wasser}}$) von größer gleich 1000 die Bestimmung von Umweltqualitätsstandards für Sedimente vor, um die benthische Lebensgemeinschaft zu schützen. 18 der 33 als prioritär eingestuften Substanzen der Wasserrahmenrichtlinie haben einen solchen $\log K_{\text{SPM-Wasser}}$ von mehr als 3, womit eine Anreicherung an suspendiertem Material für die Mehrzahl der Prioritären Stoffe im Einzugsgebiet zu erwarten ist. Durch Maßnahmen der Sedimentbewirtschaftung in Buhnen und Hafenbecken, oder durch Hochwasserereignisse der Elbe kann für diese Sedimente ein erneuter Sedimentations-Resuspensionszyklus starten, was sowohl zur Mobilisierung von Schadstoffen in die Wasserphase als auch über die Matrix der Sedimente und ihren Kontakt mit Benthosorganismen zu einem Eintrag in die Nahrungskette führen kann.

In der Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet zeigte sich eine deutliche Überschreitung der Zielvorgaben der IKSE zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften durch schwebstoffbürtige Sedimente im Elbeeinzugsgebiet im betrachteten Zeitraum von 1996 bis 2003 (Heise et al. 2005).

Deutlich waren schadstoffspezifische Belastungsschwerpunkte in der Tschechischen Republik für PCB, ab Decin bis einschließlich Dommitzsch für Quecksilber, DDT und HCB, für die Mulde mit den Metallen aus dem Bergbau (As, Cd, Hg, Zn) sowie mit HCH, DDT und DeBT und in der Saale für Cd und Hg zu verzeichnen. Stromabwärts des Zuflusses von Mulde und Saale waren insbesondere Cd und Hg erhöht, wobei im Hamburger Raum eine erhöhte Konzentration an TBT auftrat. Die Überschreitung von Zielvorgaben in den genannten Gebieten ist jedoch zunächst ein primär lokales oder regionales Problem. Zu einem Risiko für ein Flusseinzugsgebiet werden diese Sedimente erst, wenn sie resuspendiert, in die Wasserphase eingetragen und verfrachtet werden. Um das Risiko zu ermitteln, dass von diesen Regionen für flussabwärts gelegene Gebiete ausgeht, müssen entsprechend Sediment-dynamische Prozesse betrachtet werden (vgl. Abschnitt 11).

Die Bedeutung der Dynamik kontaminierter Sedimente für die Risikobewertung in einem Flusseinzugsgebiet ist in Apitz & White (2003), Hollert et al. (2003) und Babut et al. (2007) konzeptionell vorgestellt worden. In Heise et al. (2004) wurde dieses Konzept auf den Rhein übertragen und ein pragmatischer, 3-stufiger Ansatz entwickelt, der über die Identifizierung der flussgebietspezifischen 'Substances of Concern' sogenannte 'Areas of Concern' ausweist. Dabei handelt es

sich um Gebiete, in denen Sedimente in einem Maße kontaminiert sind, die sie im Falle einer Resuspendierung zu einem potentiellen Problem werden lassen können. Die Abschätzung des tatsächlichen Risikos, das von diesen Sedimenten für verschiedene Funktionen im Einzugsgebiet ausgeht, und das eine Quantifizierung des Sedimenttransports beinhaltet, führt schließlich zu den 'Areas of Risk' (Heise & Förstner 2006, Heise et al. 2004). Über diese 3 Stufen hinweg nehmen sowohl Informationsrelevanz in Bezug auf zu ergreifende Maßnahmen als auch die Unsicherheiten der Aussagen zu, da langjährige Daten, die zu diesen Untersuchungen herangezogen wurden, über den Flussverlauf und Ereignis-bezogen nicht immer konsistent und vollständig erhoben wurden. Eine Einbeziehung möglichst unabhängig erhobener Daten und die Ableitung von Informationen aus verschiedenen 'Beweislinien' wurde für den Rhein genutzt, um die Sicherheit der getroffenen Aussagen zu erhöhen. Für den Rhein wurden zwei 'Areas of Concern' mit hoher Sicherheit identifiziert, wobei das Gebiet der Staustufen im Oberrhein bereits bei Abflüssen, die leicht über den durchschnittlichen Jahreshochwassern liegen, für HCB zu einem Risiko für das Einzugsgebiet wird, aus dem Teileinzugsgebiet der Ruhr dagegen erst bei 100 jährigen Hochwasserereignissen Cadmium und PAK-beladene Sedimente resuspendiert werden (Heise et al. 2004).

Eine zweite Studie zur Elbe, die von der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und der Hamburg Port Authority (HPA) in Auftrag gegeben wurde, soll auch hier die 'Areas of Risk' im Einzugsgebiet der Elbe von den 'Areas of Concern' unterscheiden. Den Beiträgen der einzelnen Nebenflüsse und Elbregionen zum Schwebstoffhaushalt in Abhängigkeit von den Durchflussmengen kommt hierbei eine starke Bedeutung zu. **Abb. 3** zeigt die mittlere jährliche Schwebstoffführung in der Elbe und den Mündungsbereichen wichtiger Nebenflüsse. Die Höhe der partikulären Schadstofffracht, die aus einem Fluss wie der Mulde zur Belastung des Hauptstroms beiträgt, wird hier maßgeblich zur Risikobetrachtung beitragen. Das Ziel einer solchen Betrachtung im Hinblick auf die WRRL ist die Priorisierung jener Gebiete, die maß-

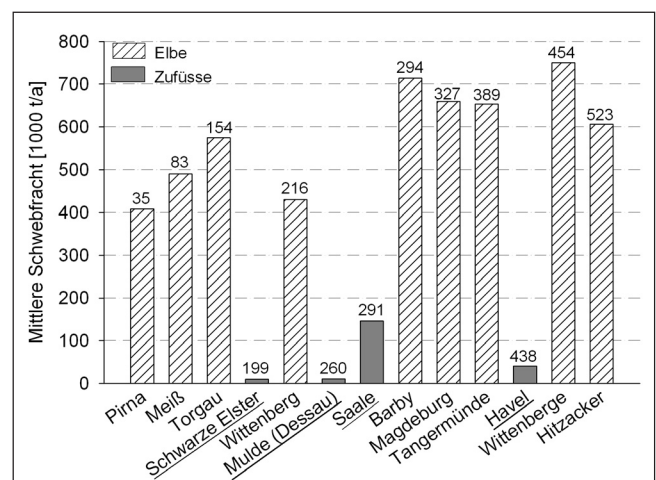


Abb. 3: Mittlere jährliche Schwebstofffrachten an der Elbe und an Mündungen der Hauptnebenflüssen Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel (unterstrichen und graue Balken). Die Flusskilometer sind jeweils über den Balken angegeben (Daten: BfG)

geblich Schutz- und Nutzungsfunktionen von überregionalem oder gesamtgesellschaftlichem Interesse beeinträchtigen und so die Erreichung von Bewirtschaftungszielen gefährden. Zu den Funktionen, die in diesem Kontext betrachtet werden, zählen der Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft, Bodenfunktionen in Überflutungsflächen sowie Gesundheitsrisiken für den Menschen durch Kontamination von landwirtschaftlich genutzten Bereichen in Überflutungsflächen und durch Biomagnifikation in der Nahrungskette.

Eine integrierte Bewertung von Risiken auf der Basis von Konzentrations- und Frachtbetrachtungen sollte ereignisbezogen, d.h. unter besonderer Berücksichtigung von Hoch- und Niedrigwassersituationen erfolgen, um auf der Basis von Projektionen klimatischer Veränderungen die potenziellen Auswirkungen solcher Abflussextrême auf den Transport kontaminierter Sedimente im Elbverlauf bei der Entscheidung über Maßnahmen mit einbeziehen zu können.

10 Fallstudie Donau – auf der Suche nach den Gründen des Fischrückgangs an der Oberen Donau

In der Bestandaufnahme des BMU wurden 49% der untersuchten Wasserkörper der Donau als 'vorläufig erheblich verändert' klassifiziert, die Erreichung des Ziels des guten ökologischen Zustandes wurde aufgrund der Bestandaufnahme der untersuchten Wasserkörper vom BMU zu 55% als 'unwahrscheinlich' und zu 23% als 'unsicher' bewertet (BMU 2005). Es kann davon ausgegangen werden, dass bei etwa einem Drittel der Gewässerstrecken aufgrund der aktuellen Belastungen mit organischen Stoffen voraussichtlich das Erreichen des Zieles des guten ökologischen Zustands als unwahrscheinlich oder unklar anzusehen ist (Anonymous 2005b). Im Gegensatz zu Rhein und Elbe mit einer hohen Belastung mit prioritären Substanzen ist es für 91% der Wasserkörper an der Donau wahrscheinlich, dass sie den guten chemischen Zustand erreichen werden, bei 8% ist es unsicher und bei nur 1% unwahrscheinlich (BMU 2005). Überschreitungen ergaben sich für die Stoffgruppen der Schwermetalle und für die der Pflanzenschutzmittel (Anonymous 2005b). Bei der ökologischen Bestandaufnahme wurde für die Fließgewässer im Einzugsgebiet der Donau bisher ein Saprobien-system-basiertes Bewertungsverfahren eingesetzt (LfU-Baden-Württemberg 1992), wogegen ab 2006 der 'ökologische Zustand' mit Hilfe der vier biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fische ('Leitbildbezogene Bewertung für Gewässertypen') bewertet werden soll (Anonymous 2005b). Der Alterstruktur der Fischgemeinschaften kommt hinsichtlich der Klassifikation des biologischen Zustandes in der WRRL (Anhang V) eine große Bedeutung zu; bei größeren Störungen der Alterstruktur wird ein Gewässer als unbefriedigend oder schlecht eingestuft.

In diesem Kontext ist es sehr bedenklich, dass die Fischbestände in der Donau zwischen Sigmaringen und Ulm – trotz intensiver Bestandsstützender Maßnahmen und einer verbesserten Wasserqualität – seit Ende der 80er Jahre stark rückläufig sind (Keiter et al. 2006b). Auch andere Flüsse in Deutschland, England, Schweiz, USA und Kanada sind von dieser Problematik betroffen (Übersichten in: Burkhardt-Holm et al. 2005, Keiter et al. 2006b). Da in verschiedenen

internationalen Studien gezeigt werden konnte, dass sedimentbürtige Schadstoffe einen negativen Einfluss auf den Gesundheitszustand von Fischen haben können (Chen & White 2004, White et al. 1998a, 1998b), wurde in einer Pilotstudie an der Oberen Donau geprüft, ob neben den gelösten auch die partikelgebundenen Wasserinhaltsstoffen ein ökotoxikologisches Belastungspotenzial besitzen (Keiter et al. 2006a). Es konnte gezeigt werden, dass die Sedimente und Schwebstoffe in den vom Fischrückgang betroffenen Abschnitten der Oberen Donau ein – im Vergleich zu den Flüssen Neckar und Rhein mit ihren bekannten Altlasten – hohes ökotoxikologisches Belastungspotenzial aufwiesen, insbesondere im Sedimentkontakttest mit *Danio rerio* und dem akuten Cytotoxizitätstest mit RTL-W1-Zellen aus der Regenbogenforelle (Keiter et al. 2006b). Da bei der Pilotstudie ausschließlich ein Screening mit *In-vitro*-Biotests durchgeführt wurde, konnte keine Aussage darüber getroffen werden, ob das erhöhte ökotoxikologische Schädigungspotenzial bzw. eine Kombination mit anderen Faktoren für den Rückgang der Fische verantwortlich gemacht werden kann.

In einer nachfolgenden Studie sollte daher eine umfassende integrierte Bewertung im Sinne eines Weight-of-Evidence-Ansatzes (Triadeansatz mit zusätzlichen Beweislinien, Lines-of-Evidence, vgl. Chapman & Hollert 2006) durchgeführt werden, um die Hypothese eines Zusammenhanges des beobachtenden Fischrückganges mit den sedimentbürtigen Schadstoffen zu überprüfen. Mit Hilfe einer umfangreichen *In-vitro*-Biotestbatterie wurde die akute und Mechanismus-spezifische Toxizität der partikelgebundenen Schadstoffe bestimmt. Folgende Biotests wurden eingesetzt: Cytotoxizitätstest, Mikronukleustest, Comet-Assay und EROD-Assay mit der Zelllinie RTL-W1, ein Sedimentkontakttest auf Embryotoxizität und Gentoxizität mit Fischeiern von *Danio rerio*, Bakterienkontakttest mit *Arthrobacter globiformis*, Ames-Test, Yeast Estrogen Screen-Assay, H295r-Assay und der DR-CALUX-Assay. Um die Relevanz der Biotestbefunde für die Situation im Freiland zu überprüfen, wurden Störungen in der Makrozoobenthosgemeinschaft und des Gesundheitszustandes einer benthischen Fischart (*Barbus barbus*) untersucht: Neben histopathologischen Untersuchungen zur ultrastrukturellen Organisation der Leber mittels Elektronenmikroskopie wurde der Mikronukleustest als definitiver Mutagenitätspunkt an Erythrocyten und Leberproben von Barben aus dem Freiland und entsprechenden Kontrolltieren als *In-situ*-Parameter untersucht. Die stofflichen Belastungen der Sedimente und des Wasserkörpers wurden mit einer breiten chemischen Analytik von Metallen, PAHs, PCBs und PCDD/Fs und limnochemischen Parametern erfasst.

Mittels der eingesetzten Biotests konnte gezeigt werden, dass die Schadstoffbelastung sowohl an den Donaustandorten Rottenacker und Ehingen, als auch am Stausee in Öpfingen und in dem Donauzufluss Schwarzach deutlich höher einzuschätzen ist, als bei Riedlingen und dem Zufluss Lauchert. Auffällig war, dass in allen eingesetzten Biotestverfahren immer wieder die gleichen Standorte am Oberlauf der Donau als Hot Spots identifiziert werden konnten (Böttcher et al. 2007, Grund et al. 2007a, b, Keiter et al. 2006a, 2007, Otte 2006, Otte et al. 2007, Seitz et al. 2006). Die untersuchten Standorte flussabwärts in Bayern wiesen hingegen nur eine mittlere Belastung auf.

Die Biotestbefunde korrelierten sehr gut mit den Befunden aus den *In-situ*-Tests und ergaben ein vergleichbares Ranking der Standorte hinsichtlich der Mutagenität, so dass – im Sinne der Triadestrategie – eine hohe Relevanz der ökotoxikologischen Indikatortests für die Situation im Freiland festgestellt werden konnte: Im Mikrokerntest an Erythrocyten und Leberproben (Böttcher et al. 2007) bzw. bei elektronenmikroskopischen Untersuchungen (Grund et al. 2007a) von Barben aus der Donau konnte ein signifikanter Anstieg der Mutagenität bzw. von strukturellen subletalen Veränderungen *in situ* gegenüber Kontrolltieren und Tieren aus Riedlingen (als Referenzstandort) nachgewiesen werden.

Mittels Makrozoobenthosaufnahmen konnte die gute Versorgung der Oberen Donau mit Fischnährtieren dokumentiert werden (Grund 2005, Seitz 2005), so dass ein unzureichendes Nahrungsangebot der Fische (durch die Verbesserung der Wasserqualität) als Erklärung für den Fischrückgang ausscheidet. Während die biologische Gewässergüte bei der Untersuchung des Sabrobienindex durchschnittlich der Güteklasse II zugeordnet werden konnte, wurde bei Verwendung des ökotoxikologischen Index nach Carmargo für den Zufluss Schwarzach eine deutliche Degeneration *in situ* festgestellt. Dies dokumentiert erneut die Notwendigkeit den Sabrobienindex (als Indikator von leicht abbaubaren Makroschadstoffen) durch empfindlichere Indices zu ergänzen, die Mikroschadstoffe anzeigen können (Böhmer et al. 2000, Furse et al. 2006, Hollert et al. 2002a).

Nachdem eine insgesamt hohe Dioxin-ähnliche Aktivität nachgewiesen werden konnte, wurden die Sedimentproben in drei Instituten parallel mit drei verschiedenen Biomarkern für Ah-Rezeptor-Agonisten untersucht (Keiter et al. 2007). Dabei wurden in allen eingesetzten Testverfahren sehr hohe TCDD-Äquivalentkonzentrationen (vgl. Abb. 4) ermittelt, so dass die Donausedimente dieser Standorte im Vergleich zu anderen untersuchten Sedimenten deutscher Einzugsgebiete als hoch belastet klassifiziert werden müssen. Von der vergleichsweise hohen Aktivität der Sedimente im EROD-

Assay (Biomarker für Dioxin-ähnliche Substanzen) konnte in chemischen Analysen nur ein geringer Anteil durch prioritäre Schadstoffe erklärt werden. Mit einer einfachen Effektdirigierten Analyse (Multilayerfraktionierung) konnte hingegen gezeigt werden, dass ein Großteil der Dioxin-ähnlichen Aktivität an diesen Standorten von unbekanntem und mäßig persistenten Schadstoffen ausging (Keiter et al. 2007). Eine Ausnahme stellte der Zufluss Schwarzach dar, für deren Sedimente eine Summenkonzentration von 26,3 mg/kg für die EPA-PAHs ermittelt werden konnte, so dass sie mit dem ATV-Klassifikationsschema der ARGE Elbe (Ahlf et al. 2002) in die Qualitätsklasse V gruppiert wurden (Abb. 4). In dieser Probe konnte etwa 50% der Dioxin-ähnlichen Wirksamkeit im Biotest durch prioritäre PAHs und ca. 20% durch persistente Schadstoffe (u.a. PCBs und PCDD/Fs) erklärt werden. Insgesamt verdeutlichen diese Befunde, dass in den meisten Fällen mit den Konzentrationen der chemisch quantifizierten organischen Schadstoffe (Liste der prioritären Stoffe aus dem Anhang der EU-WRRL sowie zusätzliche PCDD/Fs) die hohen nachgewiesenen biologischen Effekte nicht erklärt werden können. Es liegt daher – analog zu anderen Untersuchungen in Europäischen Einzugsgebieten (Brack et al. 2005, 2007, Rastall et al. 2006) – der Schluss nahe, dass nicht prioritäre organische Sedimentschadstoffe für die Effekte in den Biotests und möglicherweise auch für einen Großteil der Feldeffekte (Mikrokerntest *in situ*, Histopathologische Veränderungen der Fische, Störungen der Altersstruktur der Fische) verantwortlich sind.

Zusammenfassend wurde in der Weight-of-Evidence-Studie gezeigt, dass an einigen Standorten der Oberen Donau im Vergleich zu Bayrischen Standorten flussabwärts ein erhöhtes ökotoxikologisches Schädigungspotenzial vorliegt, das mit einer Belastung *in situ* einhergeht. Dieser Befund dokumentiert im Sinne des Weight-of-Evidence-Konzeptes (Chapman 2000, Chapman & Hollert 2006, Keiter et al. 2006b), dass die von der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie geforderte gute Gewässerqualität an einigen Standorten der Oberen Donau keinesfalls erreicht ist. Vielmehr könnte hier

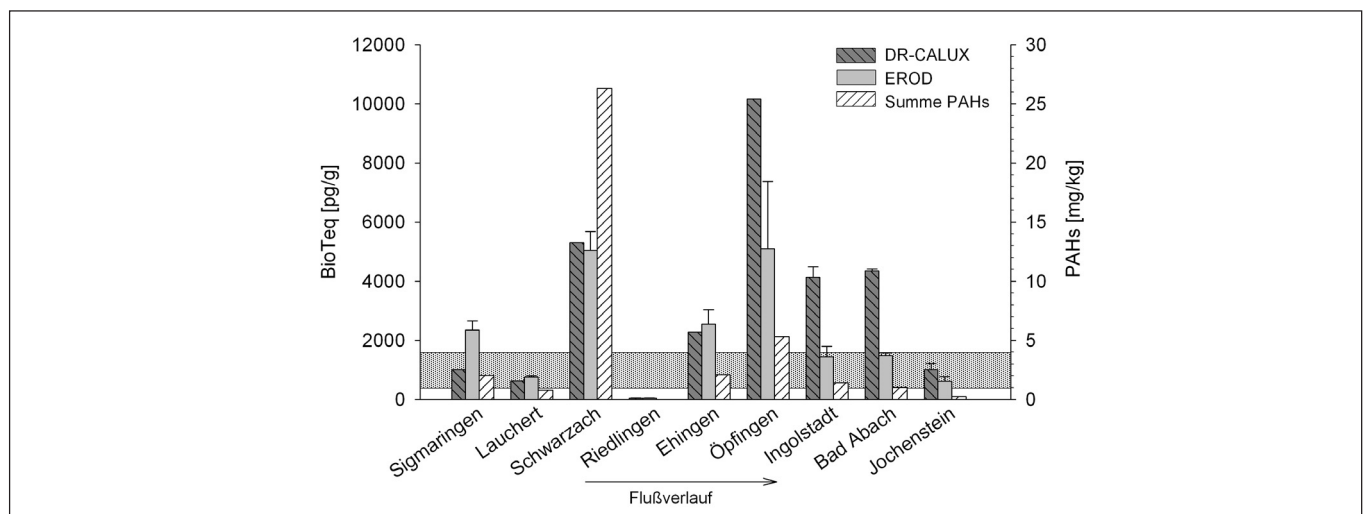


Abb. 4: Dioxin-ähnliche Wirkung von Sedimentextrakten der Donau im EROD-Assay mit RTL-W1-Zellen und DR-CALUX, dargestellt als BioTeq-Konzentrationen. Rechts sind die Summenkonzentrationen der EPA-PAHs dargestellt. Das graue Band stellt die Zielvorgaben für PAHs (Qualitätsklasse II) nach dem ATV-Schema der ARGE Elbe dar (vgl. Ahlf et al. 2002). Datenquelle: Keiter et al. (2007)

lokal die ökotoxikologische Belastung einen Grund für den beobachteten Rückgang der Fischfangzahlen darstellen (Keiter et al. 2007). Da in einem kleinen Einzugsgebiet wie der Oberen Donau mit einem holistischen Ansatz vergleichsweise gut nach der Quellen der Belastung gesucht werden kann, sollte in Zukunft durch den gemeinsamen Einsatz von biologischen Wirktests, *In-situ*-Felduntersuchungen und Effektivitätsanalysen vorhandene Defizite für die Erreichung des guten ökologischen und chemischen Zustandes der WRRL hinsichtlich ihrer stofflichen Quellen identifiziert und mit Maßnahmenprogrammen im Rahmen von Bewirtschaftungsplänen beseitigt werden.

11 Erosionsstabilität in der Wasserrahmenrichtlinie

Das Verbundprojekt SEDYMO ('Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern') wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) von Mai 2002 bis Juli 2006 gefördert. Es umfasste 13 Forschungsprojekte und sein interdisziplinärer Ansatz konzentrierte sich auf die Umlagerung von kontaminierten Sedimenten und Freisetzung von Nährstoffen und Schadstoffen in die Wassersäule als Folge hydrodynamischer Prozesse in Flüssen und Ästuaren.

Es wurde deutlich gemacht, dass bei der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (und anderen flusseinzugsgebietsübergreifenden Bewirtschaftungskonzepten) die Berücksichtigung des Faktors 'Erosionsstabilität von Sedimenten' unverzichtbar ist. Ein wichtiger Beitrag war die Entwicklung von experimentellen Techniken und Modellen für die Übertragung von Laborbefunden auf die *In-situ*-Bedingungen. In dem in Kürze erscheinenden Buch werden u.a. die Unsicherheiten von chemischen, hydraulischen und biologischen Sedimentdaten abgehandelt (Ahlf & Heise 2007, Hollert et al. 2007, Westrich et al. 2007).

Fragen der Sedimentstabilitätsbewertung und die damit verbundenen Unsicherheiten werden bei der weiteren Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie eine wichtige Rolle spielen. Nach Erhebungen von Bohlen & Erickson (2006) werden notwendige Maßnahmen bei der Gewässersanierung häufig nicht durchgeführt, weil es nicht gelingt, der Öffentlichkeit die Unsicherheiten zu kommunizieren, die zwangsläufig mit Hochwassersituationen und Erosionsprozessen, also sehr seltenen, aber Ereignissen mit sehr starken Auswirkungen, einhergehen. Die Entscheidungsträger neigen dazu, teure Maßnahmen wie z.B. die Entnahme ('Removal') von kontaminierten Sedimenten, vorzuschlagen, weil die günstigeren Problemlösungen (Zeller & Cushing 2006), z.B. das Belassen vor Ort/Überwachung der natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse ('Monitored Natural Recovery') oder eine *In-situ*-Abdeckung ('Capping') von Außenstehenden als grundsätzlich unsicher eingestuft werden.

Es wird vorgeschlagen, Prognosen stärker in der Form von Wahrscheinlichkeiten bzw. als Kombination von Wahrscheinlichkeiten zu präsentieren, ausgehend von der Wahrscheinlichkeit des Hochwasserereignisses (z.B. Bezug auf 100jährige Wiederkehr) und daraus auf die Wahrscheinlichkeit der Auswirkung zu schließen (z.B. Erosion bis auf eine bestimmte

Sedimenttiefe). Als weitere 'Lines-of-Evidence' kommen Informationen über die historische Entwicklung des Sedimentkörpers, über die regionale Morphologie und die möglichen Ursachen für die Entstehung von Sedimentablagerungen sowie detaillierte geochemische Untersuchung an Sedimentkernen, die an sorgfältig ausgewählten Punkten gewonnen wurden (Westrich & Förstner 2005), in Frage.

12 Ausblick

Trotz der großen Fortschritte bei der Umsetzung der WRRL dokumentieren die Bestandsaufnahmen der Bundesländer, dass viele Gewässer den 'guten ökologischen und chemischen Zustand' bis 2015 nicht erreichen werden. Während insgesamt eine umfangreiche Methodik zur Umsetzung der WRRL erarbeitet wurde, sehen die Autoren insbesondere für die Wasserkörper mit unzureichender chemischer Qualität Nachholbedarf bei der Bestandsaufnahme und im Monitoring. Obgleich schon jetzt in vielen Fällen die problematischen 'prioritären' und 'prioritären gefährlichen Schadstoffe' bekannt sind und im Kontext der Bewirtschaftungspläne reduziert oder gar eliminiert werden können, steht in anderen Fällen das entsprechende Wissen bzw. die Methodik noch nicht zur Verfügung. Gründe dafür sind u.a. in der starken ökologischen Ausrichtung der WRRL zu sehen. Obgleich dieser Ansatz zu den Stärken der WRRL zählt, hat er auch dazu geführt, dass etwa die partikelgebundenen Schadstoffe und die 'Historische Verschmutzung aus Sedimenten' als neue Verschmutzungsursache für Oberflächengewässer lange vernachlässigt wurden (vgl. Abschnitte 9 und 11, vgl. Heise & Förstner 2006). Dies kann auch dazu führen, dass wichtige Nutzungsansprüche, z.B. bei der Schifffahrt und dem dafür erforderlichen Baggergutmanagement oder bei der landwirtschaftlichen Nutzung von Auenböden, bei der Formulierung der Bewirtschaftungsziele nicht ausreichend berücksichtigt werden (Netzband 2007). Die Kombination aus chemischen und ökotoxikologischen Sedimentuntersuchungen unter der Berücksichtigung der Sedimentmobilität bietet große Potenziale hinsichtlich der Identifizierung und Eliminierung von Risiken aus kontaminierten (Alt)sedimenten.

Auch die starke Ausrichtung der WRRL auf das Monitoring von prioritären Schadstoffen birgt die Gefahr, dass mögliche ökologische Konsequenzen, die von nicht-prioritären Schadstoffen ausgehen (vgl. Brack et al. 2005, 2007, Hollert et al. 2002a,b, Keiter et al. 2007) nur unzureichend erfasst werden (vgl. Abschnitte 5 und 10). In diesem Kontext sollten akute und Mechanismus-spezifische Biotestverfahren stärker für eine Identifizierung eines vermeintlichen Schädigungspotenzials eingesetzt werden, um den Nachteil auszugleichen, den ein rein chemisches Monitoring in sich birgt (Chapman & Hollert 2006). So kann über Weight-of-Evidence-Ansätze eine Überprüfung der Relevanz der Laborbefunde auf die Situation im Freiland und mittels Effekt-dirigierter Analysen die Identifizierung der unbekanntesten Schadstoffe mit hoher biologischer Wirksamkeit erfolgen. Eine solche innovative Methodik sollte über Forschungsprojekte weiterentwickelt werden, um dann im Rahmen der Bewirtschaftungspläne bei Indikation eingesetzt werden zu können.

Literatur

- Ahlf W, Hollert H, Neumann-Hensel H, Ricking M (2002): A Guidance for the Assessment and Evaluation of Sediment Quality: A German Approach Based on Ecotoxicological and Chemical Measurements. *J Soils Sediments* 2, 37–42
- Ahlf W, Heise S (2007): Quality assurance of ecotoxicological sediment analysis. In: Westrich B, Förstner U (eds), *Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers – Interdisciplinary approach*. Springer, Heidelberg (in print)
- Anonymous (2004a): Concept Paper on Emission Control from 8 June 2004 of the Expert Advisory Forum (EAF) on Priority Substances and Pollution Control. 7th EAF-Meeting at Brussels, 14–15 June 2004
- Anonymous (2004b): Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances (AMPS). Discussion Document, 13 January 2004, 30 p. Ispra. See also: WFD AMPS Sediment Monitoring Guidance Discussion Document, AMPS and SedNet, Draft Version 1 from 16 April 2004
- Anonymous (2005a): Gemeinsame Umsetzungsstrategie der EU zur Wasserrahmenrichtlinie – Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie, Zusammenfassung und Hintergrundpapier der Wasserdirektoren. online unter <<http://www.wasserblick.net>>
- Anonymous (2005b): Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz und Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg – Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL), Bericht zur Bestandsaufnahme gemäß Art. 5, Anhang II und Anhang III, sowie Art. 6, Anhang IV, der WRRL für das Deutsche Donaugebiet
- Apitz S, White S (2003): A conceptual framework for river-basin-scale sediment management. *J Soils Sediments* 3, 125–220
- ARGE Elbe (2006): Gewässergütebericht der Elbe 2005, Wasser-gütestelle Elbe, Hamburg
- Babut M, Oen A, Hollert H, Apitz SE, Heise S, White S (2007): Prioritization at River Basin Scale, Risk Assessment at Local Scale: Suggested approaches. In: Heise S (ed), *Sediment Risk Management and Communication*. Elsevier, Amsterdam 107–151
- Blondzik K, Bunzel K, Claussen U, Gluschke M, Heidemeier J, Herata H, Irmer U, Klett G, Koch D, Künitzer A, Mohaupt V, Naumann S, Rechenberg B, Schilling P, Wolter R, Reise K (2006): Umweltpolitik. Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 – Gewässergüte, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Referat Öffentlichkeitsarbeit, Paderborn
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2004): Die Wasserrahmenrichtlinie – Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa. <<http://www.umwelt.daten.de/publikationen/fpdf-l/3044.pdf>>
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. <<http://www.umwelt.daten.de/publikationen/fpdf-l/3043.pdf>>
- Bohlen F, Erickson M (2006): Incorporation sediment stability within the management of contaminated sediment sites: A synthesis approach. *Integr Environ Assess Manag* 2, 24–28
- Böhmer J, Rawer-Jost C, Kappus B (2000): Ökologische Fließgewässerbewertung, Biologische Grundlagen und Verfahren – Schwerpunkt Makrobenthos, Teil II. In: Steinberg C, Calmano W, Klapper H, Wilken R-D (eds), *Handbuch Angewandte Limnologie, Loseblattsammlung, 9. Ergänzungslieferung*. ecomed-Verlag, S. 60–120
- Borchardt D, Bosenius U, Dörr R-D, Ewens H-P, Irmer U, Jekel H, Keppner L, Mohaupt V, Naumann S, Rechenberg B, Rechenberg J, Richter S, Richter S, Rohrmoser W, Stratenwerth T, Will-ecke J, Wolter R (2005): Umweltpolitik. Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Referat Öffentlichkeitsarbeit, Paderborn
- Böttcher M, Grund S, Keiter S, Kosmehl T, Seitz N, Braunbeck T, Hollert H (2007): Linking between Genotoxicity *in vitro* and *in situ* on the basis of the Micronucleus Assay. To be submitted to *Toxicological Sciences*
- Brack W, Erdinger L, Schirmer K, Hollert H (2005): Identification of Mutagenicity and EROD-Inducing Potency in Aquatic Sediments. *Environ Tox Chem* 24 2445–2458
- Brack W, Klamer HJC, de Ada ML, Barcelo D (2007): Effect-directed analysis of key toxicants in European river basins – A review. *Env Sci Poll Res* 14, 30–38
- Burkhardt-Holm P, Giger W, Guttinger H, Ochsenein U, Peter A, Scheurer K, Segner H, Staub E, Suter MJ (2005): Where have all the fish gone? The reasons why fish catches in Swiss rivers are declining. *Environ Sci Technol* 39, 441A–447A
- Chapman PM, Paine MD, Arthur AD, Taylor LA (1996): A Triad Study of Sediment Quality Associated with a Major, Relatively Untreated Marine Sewage Discharge. *Mar Poll Bull* 32, 47–64
- Chapman PM (2000): The Sediment Quality Triad: Then, now and tomorrow. *Int J Environ Pollut* 13, 351–356
- Chapman PM, Hollert H (2006): Should the sediment quality triad become a tetrad, a pentad, or possibly even a hexad? *J Soils Sediments* 6, 4–8
- Chen G, White PA (2004): The mutagenic hazards of aquatic sediments: A review. *Mutat Res* 567, 151–225
- EC (2006): Draft für eine Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. <http://ec.europa.eu/environment/water/water-dangersub/pdf/com_2006_397_en.pdf>
- FGG Elbe (2004): Zusammenfassender Bericht der Flussgebietsgemeinschaft Elbe über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG. (A-Bericht), Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Magdeburg
- Furse M, Hering D, Brabec K, Buffagni A, Sandin L, Verdonchot P (2006): The STAR project: Context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566, 3–29
- Ghirardini AV, Birkemeyer T, Novelli AA, Delaney E, Pavoni B, Gehetti PF (1999): An integrated approach to sediment quality assessment: The Venetian lagoon as a case study. *Aquatic Ecosystem Health Management* 2, 435–447
- Grund S (2005): Integrative Sedimentbewertung der Donau mit Hilfe von EROD-Assay, Histopathologie und Makrozoobenthos-Arterhebung. Diplomarbeit Fakultät für Biologie, S. 1–191
- Grund S, Böttcher M, Keiter S, Wurm K, Reifferscheid G, Manz W, van Bavel B, Erdinger L, Braunbeck T, Hollert H (2007a): Assessment of environmental contaminants in the Danube river by ultrastructural alterations in the liver of barbel (*Barbus barbus* L.) and its correlation to EROD-induction caused by river sediments. To be submitted to *Environ Tox Chem*
- Grund S, Hecker M, Keiter S, Higley E, Gracia TR, Schönberger R, Rastall A, Erdinger L, Suter M, Braunbeck T, Giesy J, Hollert H (2007b): Alteration of steroidogenesis and changes in the production of different steroidhormons in H295R cells exposed to sediment extracts of the Danube river (Germany). To be submitted to *Environ Sci Technol*
- Heininger P, Bade M, Berger M, Claus E, Lange V, Schmidt A (2005): Deutsch-Tschechisches Kooperationsvorhaben: Eintrag und Verbleib Polychlorierter Biphenyle im Elbe-Einzugsgebiet. BfG-1448, Bundesanstalt für Gewässerkunde, im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, Berlin/Koblenz
- Heise S, Förstner U, Westrich B, Jancke T, Karnahl J, Salomons W (2004): Inventory of Historical Contaminated Sediment in Rhine Basin and its Tributaries, on behalf of the Port of Rotterdam, Hamburg

- Heise S, Claus E, Heininger P, Krämer T, Krüger F, Schwartz R, Förstner U (2005): Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeinzugsgebiet. Commissioned by the Hamburg Port Authority, Hamburg, 181 pp
- Heise S, Förstner U (2006): Risks from Historical Contaminated Sediments in the Rhine Basin. *Water Air Soil Poll* 6, 625–636
- Hollert H, Dürr M, Olsman H, Halldin K, Bavel Bv, Brack W, Tysklind M, Engwall M, Braunbeck T (2002a): Biological and chemical determination of dioxin-like compounds in sediments by means of a sediment triad approach in the catchment area of the Neckar River. *Ecotoxicology* 11, 323–336
- Hollert H, Heise S, Pudenz S, Brüggemann R, Ahlf W, Braunbeck T (2002b): Application of a Sediment Quality Triad and different statistical approaches (Hasse Diagrams and Fuzzy Logic) for the comparative evaluation of small streams. *Ecotoxicology* 11, 311–321
- Hollert H, Haag I, Dürr M, Wetterauer B, Holtey-Weber R, Kern U, Westrich B, Färber H, Erdinger L, Braunbeck T (2003): Untersuchungen zum ökotoxikologischen Schädigungspotenzial und Erosionsrisiko von kontaminierten Sedimenten in staugeregelten Flüssen. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* 15, 5–12
- Hollert H, Duerr M, Haag I, Wölz J, Hilscherova K, Blaha L, Gerbersdorf S (2007): Influence of hydrodynamics on sediment ecotoxicity. In: Westrich B, Förstner U (eds), *Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers*. Springer, Heidelberg (in print)
- IKSE (2005): Merkmale der Flussgebietseinheit, Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung. Bericht an die Europäische Kommission gemäß Art. 15 Abs. 2 der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Internationale Flussgebietseinheit Elbe, Dresden
- Irmer U (2000): Die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie: Bewertung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächen-gewässern. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 28, 7–14
- Irmer U, Rechenberg B (2004): Die EG-Wasserrahmenrichtlinie: Ausweisung und Bewertung künstlicher und erheblich veränderter Gewässer. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 32, 75–88
- Keiter S, Böttcher M, Seitz N, Grund S, Wurm K, Pudenz S, Heise S, van Bavel B, Engwall M, Manz W, Reifferscheid G, Erdinger L, Braunbeck T, Hollert H (2006a): Assessing sediments using a weight-of-evidence approach – In search for the causes of fish decline in the Danube river. *Proceedings of the Annual meeting SETAC Europe 2006 in The Hague, Netherlands*
- Keiter S, Rastall A, Kosmehl T, Erdinger L, Wurm K, Braunbeck T, Hollert H (2006b): Ecotoxicological Assessment of Sediment, Suspended Matter and Water Samples in the Upper Danube River. A pilot study in search for the causes for the decline of fish catches. *Env Sci Poll Res* 13, 308–319
- Keiter S, Grund S, Böttcher M, vanBavel B, Hagberg J, Engwall M, Kamman U, Klempt M, Manz W, Olsman H, Seitz N, Wurm K, Braunbeck T, Hollert H (2007): Activities and identification of Ah receptor agonists in sediments from the Danube River. *Environ Tox Chem*, under review
- Lepper P (2005): Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC), Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg
- LfU-Baden-Württemberg (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung-Arbeitsanleitung, Handbuch Wasser 2, Karlsruhe, Loseblattsammlung
- Netzband A (2007): Report on the SedNet Round Table Discussion 'Sediment Management: An essential element of River Basin Management Plans'. Venice, 22–23 November 2006. *J Soils Sediments* 7 (2) 117–132
- Otte J (2006): Induction of ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) in the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) exposed to extracts of sediments from the Danube River. Examensarbete, online unter <[http://www.ibg.uu.se/se/kurser/1BL42\(567\)/2001-12-13_114317_685_doc.html?id=2006-01-11_122459_816](http://www.ibg.uu.se/se/kurser/1BL42(567)/2001-12-13_114317_685_doc.html?id=2006-01-11_122459_816)>
- Otte J, Andersson C, Abrahamson A, Engwall M, Keiter S, Olsman H, Hollert H, Brunström B (2007): An in vivo bioassay approach for testing sediment extracts in fish gill and liver (*Gasterosteus aculeatus* L.) for dioxin-like activity. To be submitted to *Environ Int*
- Paine MD, Chapman PM, Allard PJ, Murdoch MH, Minifie D (1996): Limited bioavailability of sediment PAH near an aluminumsmelter: Conamination does not equal effects. *Environ Tox Chem* 15, 2003–2018
- Rastall AC, Getting D, Goddard J, Roberts DR, Erdinger L (2006): A biomimetic approach to the detection and identification of estrogen receptor agonists in surface waters using semipermeable membrane devices (SPMDs) and bioassay-directed chemical analysis. *Env Sci Poll Res* 13, 256–67
- Schwarzenbach R, Escher B, Fenner B, Hofstetter T, Johnson C, von Gunten U, Wehrli B (2006): The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science* 313, 1072–1077
- Seitz N (2005): Der ökologische Zustand der Oberen Donau – Eine integrierte Bewertung auf Grundlage von Makrozoobenthos und Sedimentkontakttests mit *Danio rerio*. Diplomarbeit Fakultät für Biologie, 1–213
- Seitz N, Keiter S, Böttcher M, Kosmehl T, Manz W, Hollert H, Braunbeck T (2006): Evaluation of the genotoxic potential of sediment samples from the Danube River using a new expert system and several analyzing methods: How to integrate information from dose-response curves. *Mutation Res* (under review)
- Vink R, Behrendt H (2001): Present and future quality of sediments in the Rhine Catchment Area – heavy metals. In: Gandrass J, Salomons W (eds), *Dredged Material in the Port of Rotterdam – Interface between Rhine Catchment Area and North Sea*. GKSS Research Centre, Geesthacht, Germany, pp 23–85
- Vink RJ, Behrendt H, Salomons W (1999): Point and diffuse source analysis of heavy metals in the Elbe drainage area: Comparing heavy metal emissions with transported river loads. *Hydrobiologia* 410, 307–314
- Westrich B, Förstner U (2005): Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers (SEDYMO) – Assessing catchment-wide emission-immision relationships from sediment studies. *J Soils Sediment* 5, 197–200
- Westrich B, Li C, Hammer D, Förstner U (2007): Requirement on sediment data quality – Hydrodynamics and pollutant mobility in rivers. In: Westrich B, Förstner U (eds), *Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers*. Springer, Heidelberg (in print)
- White PA, Rasmussen JB, Blaise C (1998a): Genotoxic substances in the St. Lawrence system I: Industrial genotoxins sorbed to particulate matter in the St. Lawrence, St. Maurice, and Saguenay Rivers, Canada. *Environ Tox Chem* 17, 286–303
- White PA, Rasmussen JB, Blaise C (1998b): Genotoxic substances in the St. Lawrence system II: Extracts of fish and macroinvertebrates from the St. Lawrence and Saguenay Rivers, Canada. *Environ Tox Chem* 17, 304–316
- Zeller C, Cushing B (2006): Panel discussion: Remedy effectiveness: What works, what doesn't? *Int Environ Assess Manag* 2, 75–79

Eingegangen: 14. Februar 2007
 Akzeptiert: 19. März 2007
OnlineFirst: 20. März 2007

Anhang: GDCh / SETAC – Postgradualstudium

Postgraduale Weiterbildung zur/zum Fachökotoxikologin/e GDCh / SETAC als Reaktion auf Lücken im Ausbildungssystem

Klaus Peter Ebke^{1*} und Henner Hollert²

¹Institut für Gewässerschutz MESOCOSM GmbH, Neu-Ulrichstein 5, D-35315 Homberg (Ohm)

²Institut für Zoologie, Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 230, D-69120 Heidelberg

* Korrespondierender Autor (ebke@mesocosm.de)

DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/uwsf2007.03.183>

"Haben Sie Berufserfahrung oder Kenntnisse in Bereichen wie gesetzliche Regelungen in der Chemikalien-Zulassung, terrestrische oder aquatische Ökotoxikologie oder Statistik?" Diese Frage bekommen viele junge Biologen, Chemiker, Umweltwissenschaftler, Geographen, Landschaftsökologen, Biotechnologen und andere bei Bewerbungsgesprächen gestellt und können sie nicht immer überzeugend beantworten.

Bereits das 'Berliner Manifest zur Ökotoxikologie' forderte die Verbesserung der Ausbildung des wissenschaftlichen Nachwuchses und der wissenschaftlichen Weiterentwicklung der Ökotoxikologie (Ahlers et al. 2003). Die Universitäten und Fachhochschulen haben offensichtlich nicht angemessen auf den Bedarf an Fachkräften in der Umweltchemie und Ökotoxikologie reagiert. Die Diskussion sah drei Alternativen für die Ausbildung von Ökotoxikologen (vgl. Ahlers et al. 2004) vor:

1. Die Etablierung eines Postgradualstudiums mit zertifiziertem Abschluss als Fachökotoxikologin/e, analog zur Ausbildung zum Fachtoxikologen DGPT;
2. die stärkere Integration ökotoxikologischer Lehrinhalte in naturwissenschaftliche Studiengänge mit der Möglichkeit einer ökotoxikologischen Abschlussarbeit;
3. die Etablierung eines ökotoxikologischen Studiengangs (Master). Es wurde betont, dass sich die drei Optionen keinesfalls gegenseitig ausschließen, sondern unterschiedliche Qualifizierungsmöglichkeiten darstellen.

Die beiden Fachgesellschaften SETAC GLB (Society of Environmental Toxicology & Chemistry Europe, German-Language Branch e.V.) und GDCh (Gesellschaft Deutscher Chemiker e.V.) Fachgruppe 'Umweltchemie und Ökotoxikologie' haben 2005 einen Postgradualstudiengang (PGS) Ökotoxikologie mit zertifiziertem Abschluss als Fachökotoxikologe entwickelt (Hollert et al. 2005). Insbesondere für die kurz- und mittelfristige Umsetzung der Berliner Erklärung wird der Etablierung des Postgradualstudiums eine sehr hohe Bedeutung und Praktikabilität beigemessen (vgl. Frische et al. 2007 in dieser Ausgabe). Eine Übersicht über die Fortbildung und das Curriculum geben Hollert et al. (2005). Weiterführende Informationen und die detaillierten Kursprogramme sind auch unter www.fachoeokotoxikologie.de zu finden. Die angebotenen Kurse (Tab. 1) spiegeln eine thematische Bandbreite, die bisher an keiner Hochschule angeboten werden kann. Die Industrie und Behörden reagierten sofort auf das Angebot und unterstützen sowohl junge als auch langjährige Mitarbeiter für diese Fortbildung. Hochschulabsolventen

Tabelle 1: Übersicht über das Kursangebot des Postgradualstudiengangs

#	Kurs	Leitung	Ort
1	Terrestrische Ökotoxikologie	Dr. J. Römbke/ Prof. Dr. R. Debus	FH Wiesbaden, Rüsselsheim und ECT Flörsheim
2	Grundlagen der Toxikologie	Prof. Dr. H. Foth	Universität Halle
3	Grundlagen der Ökologie	Prof. Dr. A. Seitz	Universität Mainz
4	Aquatische Ökotoxikologie	Prof. Dr. H.T. Ratte/ Prof. Dr. R. Nagel	RWTH Aachen
5	Ökologische Chemie	Prof. Dr. G. Schüürmann*/ Prof. Dr. A. Schäffer	UFZ Leipzig-Halle
6	Statistik in der Ökotoxikologie	Prof. Dr. T. Ratte	RWTH Aachen
7	Molekulare Wirkmechanismen und Wirkungen auf die Zelle	Prof. Dr. T. Braunbeck/ Dr. H. Hollert	Universität Heidelberg
8	Regulatorische Ökotoxikologie	PD Dr. J. Ahlers	UBA Berlin
9	Biomonitoring und Strategien zur retrospektiven Bewertung	Prof. Dr. J. Oehlmann	Universität Frankfurt
10	Landschaftsmaßstab – Integrative Aspekte	Prof. Dr. R. Schulz/ Dr. Carsten Brühl	Universität Koblenz-Landau, Standort Landau

* inkl. Organisation

nutzen das Kursangebot, um sich parallel zu ihrer Dissertation weiter zu bilden.

Mit über 200 Teilnahmen bei 12 Kursen (2005 bis heute) und ca. 40 Buchungen für bisher geplante Kurse erfreut sich das Postgradualstudium der beiden Fachgesellschaften einer guten Nachfrage.

Insbesondere die Möglichkeit der Teilnehmer, das Ausbildungsprogramm abgestimmt auf die eigene Qualifikation frei zu gestalten, den Zeitplan der Ausbildung selbst bestimmen zu können und die Teilnahme renommierter Einrichtungen an der Ausbildung, wurden von Teilnehmerseite als Gründe für den Erfolg genannt.

Die von der Geschäftsstelle der SETAC-GLB koordinierte Evaluierung durch die Kursteilnehmer ergab positive Ergebnisse: Mit der Note gut (2) auf einer Skala von 1 bis 5 wurde von den meisten Teilnehmern die Frage nach dem Nutzen für das derzeitige berufliche Umfeld bewertet. Das Niveau der Veranstaltungen wurde mit der Note gut eingestuft. Auch die Frage, ob die einzelnen Kurse die Erwartung der Teilnehmer erfüllt haben, wurde im Durchschnitt mit der Note gut bewertet. Ja (Note 1) kreuzten die meisten Teilnehmer auf die Frage an, ob sie den Kurs weiter empfehlen werden.

Weiterhin bestätigen bereits eine Reihe positiver Rückmeldungen aus dem Kreise der angehenden Fachökotoxikologinnen/en den von Nagel (2006) postulierten positiven

Einfluss auf die Netzwerkbildung: Durch das Zusammenreffen von Teilnehmern mit unterschiedlicher Qualifikation, Alter, Arbeitgeber und Interessenlage mit Kursreferenten, die aus verschiedensten Einrichtungen kommen entwickeln sich eine Vielzahl neuer Kontakte. So konnten z.B. Fragen zu aktuellen Problemlösungen im Arbeitsalltag durch Fachgespräche schneller beantwortet werden.

Im Jahr 2007 werden die ersten Teilnehmer jeweils mindestens 8 Kurse erfolgreich absolviert haben und mit ihren wissenschaftlichen Abschlussarbeiten beginnen, so dass Ende 2007 bzw. Anfang 2008 die ersten Fachökotoxikologin/en GDCh /SETAC ihr Zertifikat erhalten werden.

Die beiden Veranstalter werden bei ihren kommenden Jahrestagungen jeweils einen Stand präsentieren, an dem Auskünfte und Informationen zum Studium gegeben werden. Auch verschiedene Kursleiter oder Referenten können zu Gesprächen speziell zu den einzelnen Kursen und auch zu möglichen Themen für die zu leistende wissenschaftliche Arbeit angetroffen werden.

- SETAC GLB e.V. in Leipzig vom 12. bis 14. September 2007 (www.ufz.de/setac-glb-leipzig2007)
- GDCh-Fachgruppe 'Umweltchemie und Ökotoxikologie' vom 26.–28. September 2007 in Osnabrück (www.gdch.de/umweltchemie2007)

Sponsoring: Wir danken dem Verband der Chemischen Industrie e.V. (VCI), der die Einrichtung der Homepage und die Anschaffung eines Tagungsstandes finanziell unterstützt hat.

Literatur

- Ahlers J, Filser J, Frank H, Gies A, Klein W, Nagel R, Schüürmann G (2003): Editorial: Ökotoxikologie soll endlich wissenschaftliches Fach werden. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 15 (1) 3–4
- Ahlers J, Gies A, Wogram J (2004): Editorial: Studiengang Ökotoxikologie – Anforderungen aus Sicht der regulatorischen Ökotoxikologie. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 16 (4) 217–218
- Frische T, Ahlers J, Gies A, Kussatz C, Schulte C, Stolzenberg HC (2007): Von der Erkenntnis zur Entscheidung – Ökotoxikologie in der regulatorischen Praxis des Umweltbundesamtes (UBA). UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19, Sonderheft Nr. 1, 49–57

- Hollert H, Gies A, Oehlmann J, Schüürmann G, Schaefer M, Braunbeck T (2004): Podiumsdiskussion 'New Blood in Ecotoxicology' – Wie kann die Berliner Erklärung zur Ökotoxikologie umgesetzt werden? UWSF – Z Umweltchem Ökotox 16 (3) 149–150
- Hollert H, Ahlers J, Schulz R, Schüürmann G, Ratte HT, Nagel R (2005): Auf zu neuen Ufern – Postgraduale Weiterbildung mit dem zertifizierten Abschluss Fachökotoxikologin/e SETAC/GDCh beginnt 2005. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 17 (1) 1–2
- Nagel R (2006): Pro-Postgraduale Weiterbildung mit dem zertifizierten Abschluss Fachökotoxikologin/e GDCh/SETAC-GLB. In: Pro und Con: Postgraduale Weiterbildung vs. universitäres Aufbaustudium Ökotoxikologie. Mitt Umweltchem Ökotox 12 (1) 2–3



UWSF – Z Umweltchem Ökotox 19, Sonderausgabe Nr. 1, 2007
 Entwicklung von Umweltchemie und Ökotoxikologie im deutschsprachigen Raum
Anlässlich des 10jährigen Bestehens von SETAC GLB in 2007



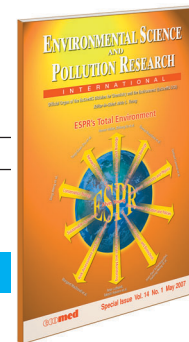
Bestellung für Nicht-Abonnenten

Bitte senden Sie mir ___ Exemplar(e) zum Preis von je Euro 46,00 Euro (inkl. 7% MwSt)

Meine Anschrift lautet	
* Ihre E-Mail Adresse wird nur für die Durchführung dieser Bestellung und eventuelle Rückfragen benötigt.	
Name:	
Vorname:	
Organisation:	
Position:	
Straße:	
PLZ, Ort:	
Land:	
Telefon:	
Fax:	
E-Mail: *	
IP address (für Version 4):	
VAT-Nr. (für EU-Mitgliedsstaaten):	

**An: Jutta Müller, UWSF-Aboservice, Justus-von-Liebig-Str. 1, 86899 Landsberg
 Fax-Nr. 08191-97000-103 (email: jutta.mueller@de.rhenus.com)**

**Announcing the
ESPR Special Issue Vol. 14, No. 1, 1–74, May 2007
ESPR's Total Environment**



DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/espr2007.03.396>

Contents: 1A
Impressum: 2A

Editorial (pp. 1–2)

ESPR's Total Environment
Henner Hollert, Christian E.W. Steinberg and Alvin L. Young

Subject Area 1 – Terrestrial Ecology and Biology, Health Issues (pp. 3–10)

Biological Activity in a Heavily Organohalogen-Contaminated River Sediment
Michael Bunge, Mika A. Kähkönen, Winfried Rämisch, Matthias Opel, Susanne Vogler, Fred Walkow, Mirja Salkinoja-Salonen and Ute Lechner

Subject Area 2 – Aquatic Chemistry and Biology, Health Issues (pp. 11–18)

Differential Sensitivity of a Coccal Green Algal and a Cyanobacterial Species to Dissolved Natural Organic Matter (NOM)
Valeria Yu. Prokhotskaya and Christian E.W. Steinberg

Subject Area 3 – Atmospheric Chemistry and Physics, Health Issues (pp. 19–22)

Analysis of the Trend and Seasonal Cycle of Carbon Monoxide Concentrations in an Urban Area
Carmen Capilla

Subject Area 4 – Environmental Education, Policies, Politics, Health Issues (pp. 23–29)

The OECD Validation Program of the H295R Steroidogenesis Assay for the Identification of *In Vitro* Inhibitors and Inducers of Testosterone and Estradiol Production. Phase II: Inter-Laboratory Pre-Validation Studies
Markus Hecker, Henner Hollert, Ralph Cooper, Anne-Marie Vinggaard, Yumi Akahori, Margaret Murphy, Christine Nellemann, Eric Higley, John Newsted, Rudolph Wu, Paul Lam, John Laskey, Angela Buckalew, Stephanie Grund, Makoto Nakai, Morton Andreasen, Gary Timm and John Giesy

Subject Area 5 – Environmental Microbiology, Biotechnology, Health Issues (pp. 30–34)

Biosorption and Biovolatilization of Arsenic by Heat-Resistant Fungi
Slavomír Čerňanský, Martin Urík, Jaroslav Ševc and Miloslav Khun

Subject Area 6 – Environmental Analyses, Monitoring, Health Issues (pp. 35–42)

Fractionation and Determination of Ah Receptor (AhR) Agonists in Organic Waste After Anaerobic Biodegradation and in Batch Experiments with PCB and decaBDE
Helena Olsman, Anna Schnürer, Helén Björnfoth, Bert van Bavel and Magnus Engwall

Subject Area 7– Risk Assessment, Risk Management, Health Issues (pp. 43–51)

Fragrances in the Environment: Pleasant odours for nature?
Ursula Klaschka and Marike Kolossa-Gehring

Subject Area 8 – Sustainable Agriculture, Health Issues (pp. 52–59)

Organic Contaminants from Sewage Sludge Applied to Agricultural Soils – False Alarm Regarding Possible Problems for Food Safety?
Frank Laternus, Christian Grøn and Karin von Arnold Karin

Subject Area 9 – Conservation Biology (pp. 60–67)

Evaluation of Organochlorine Compounds (PCDDs, PCDFs, PCBs and DDTs) in Two Raptor Species Inhabiting a Mediterranean Island in Spain
Begoña Jiménez, Rubén Merino, Esteban Abad, Josep Rivera and Kees Olie

Subject Area 10 – Special Section: State-of-Art in China – Research Progress (pp. 68–74)

An Estimate of Biogenic Emissions of Volatile Organic Compounds during Summertime in China
Qin'geng Wang, Zhiwei Han, Tijian Wang and Yoshiro Higano