

ÖKOTOXIKOLOGISCHE WIRKUNGSFOR- SCHUNG FÜR DIE CHEMIKALIEN- BEWERTUNG

Gerrit Schüürmann und Helmut Segner

Das Chemikaliengesetz enthält die Zielsetzung, »den Menschen und die Umwelt vor schädlichen Einwirkungen gefährlicher Stoffe zu schützen« (ChemG § 1). Das Schutzgut Umwelt erfordert dabei Maßnahmen zum langfristigen Erhalt natürlicher Lebensbedingungen, was eine Beurteilung möglicher Schadwirkungen von Chemikalien auf Populationen, Lebensgemeinschaften und Lebensräume mit einschließt. Gegenwärtige ökotoxikologische Testverfahren genügen diesem Anspruch nur sehr eingeschränkt, da sie Toxizitätsdaten für Einzelorganismen ohne Berücksichtigung der Wirkungsweisen und ohne Einbeziehung ökosystemarer Zusammenhänge liefern. Im folgenden wird ein Ansatz der Chemischen Ökotoxikologie vorgestellt, welcher die Wirkungsweise von Chemikalien in verschiedenen Testorganismen als Schlüsselgröße zur Charakterisierung des ökotoxischen Potentials von Chemikalien betont. Es wird gezeigt, daß biologische Testverfahren sowohl hinsichtlich ihrer ökologischen Relevanz als auch im Hinblick auf ihre Sensitivität für bestimmte Wirkungsweisen beurteilt werden müssen, um aus Ergebnissen von Chemikalienprüfungen ökologisch relevante Aussagen ableiten zu können. Diese Vorgehensweise wird an einem Beispiel mit acht Phenolderivaten und akuten Toxizitätsdaten zu neun biologischen Testsystemen erläutert.

Aufgaben und Ziele der Chemischen Ökotoxikologie

Ausgangspunkt der Chemischen Ökotoxikologie sind Substanzen, deren Vorkommen in der Umwelt im Hinblick auf Art, Menge und räumliche Verteilung wesentlich durch menschliche Tätigkeit bedingt ist. Neben dem Entstehen von Fremdstoffen durch Synthese neuer Verbindungen sind damit auch solche Vorgänge gemeint, welche eine Freisetzung schon vorhandener Substanzen durch Lösen ihrer bisherigen Fixierung an Umweltmatrizes und Verlagerung in für die Biosphäre relevante Umweltkompartimente bedeuten.

Die Exposition von Umweltchemikalien führt zu der zentralen Frage nach ihrer möglichen Wirkung auf die Biosphäre. Hierbei ist der räumlich und zeitlich differenzierte bioverfügbare Anteil von Bedeutung, wobei die Aufnahme in den Organismus auch als Übergang von der äußeren zur inneren Exposition bezeichnet wird. Für die direkten und indirekten Wirkungen von Einzelstoffen und Gemischen auf biologische Systeme kann zwischen folgenden Hierarchiestufen unterschieden werden:

- suborganismische Wirkung (molekular, zellulär, organspezifisch);
- Wirkung auf Individuen;
- Wirkung auf Populationen;
- Wirkung auf Lebensgemeinschaften (Biozönosen);
- Wirkung auf Ökosysteme (Biotope und Biozönosen).

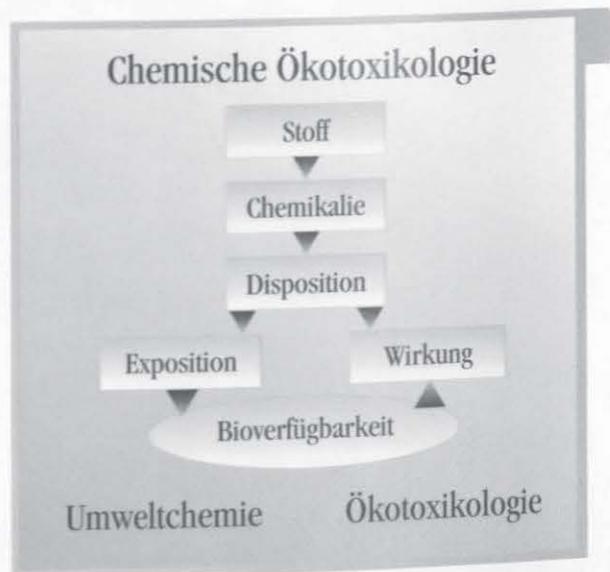


Bild 1 Konzept der Chemischen Ökotoxikologie

Dabei wird die Wirkungserfassung umso schwieriger, je höher die gewählte Organisationsebene ist. Dies liegt an entsprechenden Kenntnislücken: es fehlt an (ausreichenden) Kriterien für natürliche Zustände und Schwankungsbreiten der biologischen Systeme, für langfristige Wirkungen sowie für als tolerierbar geltende Belastungen.

Die Aufgabenbereiche der Chemischen Ökotoxikologie sind also Aussagen zur Exposition, Bioverfügbarkeit und Wirkung von Fremdstoffen, was in Bild 1 schematisch zusammengefaßt ist. Die Exposition schließt dabei auch dynamische Aspekte der Ausbreitung und Verteilung auf verschiedene Umweltkompartimente sowie abiotische Transformationsprozesse ein, während für die Wirkung auch Fragen nach der Physiologie und Autökologie der Arten und ihrer Funktion in Biozöosen und Biotopen von Bedeutung sind. Daraus ergibt sich die in der Abbildung angedeutete Mittelstellung der Chemischen Ökotoxikologie zwischen den Disziplinen Umweltchemie (Exposition) und Ökotoxikologie (Wirkung).

Die oben genannten Schwierigkeiten beim Identifizieren und Charakterisieren der Wirkung von Umweltchemikalien auf ökologisch relevante Organisationsebenen einschließlich ihrer typischen Zeitskalen bezeichnet man auch als Dilemma der Ökotoxikologie. Ein möglicher Lösungsansatz wird durch folgende wesentlichen Ziele einer Wirkungsforschung der Chemischen Ökotoxikologie skizziert:

- Identifizieren der stoffspezifischen und milieuhängigen Determinanten der Bioverfügbarkeit von Fremdstoffen
- Identifizieren ökologisch relevanter Aspekte der Wirkung von Umweltchemikalien (Endpunkte)
- Untersuchen von kritischen Einträgen und Wirkungsschwellen für Repräsentanten bestimmter Lebensgemeinschaften
- Identifizieren und Charakterisieren ökotoxikologischer Wirkungsweisen
- Aufdecken von Struktur-Wirkungs-Zusammenhängen zur ökotoxikologischen Klassifizierung von Umweltchemikalien

Ein bislang weniger beachteter Aspekt bei der ökotoxikologischen Stoffprüfung ist die Tatsache, daß die Wirkung von Chemikalien sowohl von den Stoffeigenschaften als auch von den Eigenschaften des biologischen Testsystems abhängt. Daraus ergibt sich für die Chemische Ökotoxikolo-

gie die Notwendigkeit, die Auswahl der biologischen Testsysteme auch im Hinblick auf ihre spezifische Sensitivität für bestimmte ökotoxikologische Wirkweisen zu beurteilen.

Im folgenden wird nach einer kurzen Diskussion derzeitiger Auswahlkriterien für aquatische Testsysteme ein Ansatz der Chemischen Ökotoxikologie vorgestellt, mit welchem das Antwortverhalten biologischer Testsysteme im Hinblick auf bestimmte ökotoxikologische Wirkweisen und zugehörige Stoffgruppen analysiert und bewertet werden kann. Daraus ergeben sich wichtige Schlußfolgerungen für die Interpretation der Ergebnisse von Einzelspezies-Tests.

Aquatische Biotestsysteme

Prognosen zum ökotoxikologischen Wirkungspotential von Chemikalien werden gemäß der gegenwärtigen Praxis anhand von Laboruntersuchungen mit normierten Monospezies-Tests erstellt. Dieser Ansatz ist notwendig mit einer Reduktion der Vielfalt biologischer Organismen und Lebensgemeinschaften verbunden. Derzeitige Auswahlkriterien für Testverfahren sind die ökologische Relevanz der Spezies (Stellvertreterfunktion) sowie die Praktikabilität und Reproduzierbarkeit der Testmethode.

Für vergleichende Toxizitätsuntersuchungen an Organismen verschiedener trophischer Niveaus geht man von vier Trophie-Ebenen aus und setzt für jede Ebene eine Stellvertreter-Spezies ein:

Destruenten

Die Ebene der Destruenten wird vor allem durch Bakterien repräsentiert. Die durch Bakterien betriebenen Abbauprozesse sind für das ökologische Gleichgewicht in Gewässern unentbehrlich. Störungen der bakteriellen Aktivität wirken sich entsprechend auf den Nährstoffkreislauf des Ökosystems aus.

Primärproduzenten

Primärproduzenten synthetisieren in der Photosynthese aus CO₂ organischen Kohlenstoff. Sie sind damit von zentraler Bedeutung für den Kohlenstofffluß im aquatischen Ökosystem. Die Ebene der Primärproduzenten wird in ökotoxikologischen Testverfahren durch Algen vertreten.

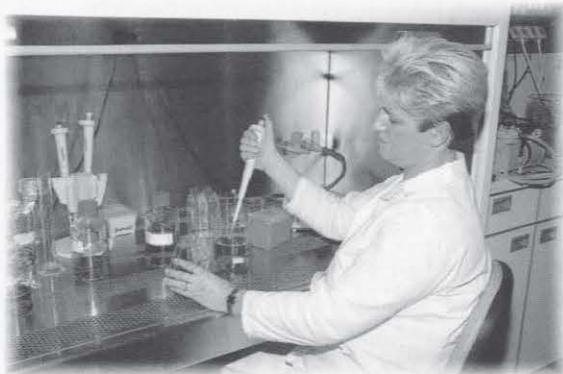


Bild 2 Vorbereitung einer Mikrotestplatte für einen Zelltest

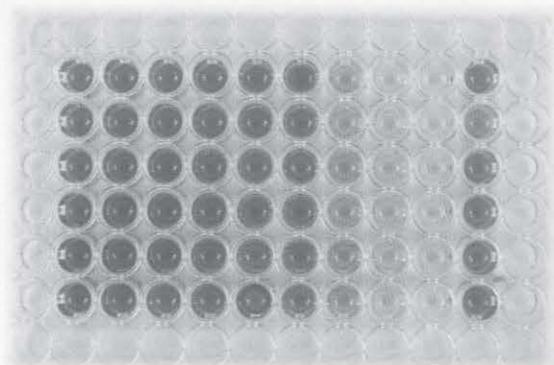


Bild 3 Mikrotestplatte für Zelltoxizitätstests. Mit zunehmender Schadstoffkonzentration nimmt die Überlebensfähigkeit der Zellen ab. Erkennbar ist dies anhand der abnehmenden Farbintensität.

Primärkonsumenten

Primärkonsumenten sind i.a. Wirbellose wie beispielsweise Daphnien; allerdings fallen auch phytoplanktivore Fische in diese Gruppe. Sie ernähren sich von den Primärprodu-

zenten und üben erheblichen Einfluß auf Biomasse und Zusammensetzung des Phytoplanktons aus. Zugleich sind die Wirbellosen auch wichtige Fischnährtiere.

Sekundär- und Tertiärkonsumenten

Diese Ebene wird in aquatischen Systemen meist durch Fische besetzt. Die biologische Variabilität innerhalb der Gruppe der Fische ist allerdings beträchtlich und die Übertragbarkeit von Ergebnissen zwischen verschiedenen Arten ein Problem.

Toxizitätstests mit Fischen gehören in der aquatischen Ökotoxikologie zu den meistgenutzten Biotests. In den letzten Jahren sind vermehrt Zellsysteme zur Untersuchung von Stoffwirkungen eingesetzt worden. Hierfür sind neben ethischen Gesichtspunkten auch wissenschaftliche Aspekte von Bedeutung, da Zellsysteme genauere Möglichkeiten der Kontrolle toxikokinetischer und toxikodynamischer Einflußgrößen gestatten. Welchen Stellenwert *in-vitro*-Systeme im Rahmen einer ökotoxikologischen Teststrategie einnehmen können, ist derzeit noch eine offene Frage.

In der Praxis erfolgt die Auswahl von Testorganismen i.a. nicht allein unter dem Gesichtspunkt der ökologischen Relevanz. Vielmehr treten Aspekte wie Standardisierbarkeit, Objektivierbarkeit und Realisierbarkeit des Testsystems in den Vordergrund. Dies erklärt, warum beispielsweise Verfahren mit marinen Leuchtbakterien breite Verwendung finden zur Überwachung limnischer Systeme.

Tab. 1 Akute Toxizität von acht Phenolderivaten in neun biologischen Testsystemen¹

Verbindung	Bluegill	Fathead minnow	Rainbow trout	Daphnia magna	Tetrahymena pyriformis	LUMIS-tox	Micro-tox	BF-2	R1
Phenol	-0.84	-0.409	-1.02	-0.47	0.431	-0.43	-0.42	0.84	1.05
2-Cl	-1.29	-0.969	-1.69	-1.15	-0.277	-0.53	-0.58	0.38	0.61
2,4-Cl	-1.92	-1.323	-1.80	-1.43	-1.036	-1.44	-1.51	-0.29	-0.09
2,4,6-Cl	-2.80	-1.334	-2.43	-2.10	-1.55	-1.66	-1.38	-0.32	-0.26
tetra-Cl	-3.15	-2.752	-3.05	-2.16	-2.712	-1.95	-2.26	-0.57	-0.70
penta-Cl	-3.70	-3.045	-3.71	-2.57	-2.568	-2.17	-2.72	-0.77	-0.89
4-NO ₂	-1.22	-0.493	-1.25	-1.20	-1.426	-1.18	-1.02	0.63	0.29
2,4-NO ₂	-2.52	-1.229	-2.20	-2.05	-1.096	-1.28	-1.24	0.61	-0.12

¹Es sind die Logarithmen der Konzentrationswerte in mmol/l angegeben. Die Daten für R1 und LUMIS-tox stammen aus eigenen Untersuchungen, während die anderen Werte verschiedenen Literaturquellen entnommen wurden.

Entkopplerwirkung als Beispiel für spezifische Sensitivitätsunterschiede biologischer Testsysteme

Ein wesentliches Kriterium zur Beurteilung der Aussagekraft eines biologischen Testsystems sind Informationen darüber, welche ökotoxikologischen Wirkweisen damit grundsätzlich erfaßt werden können. Neben Unterschieden in der allgemeinen Empfindlichkeit gegenüber Fremdstoffen gibt es auch spezifische Sensitivitätsunterschiede, welche durch den Enzymhaushalt und andere Eigenschaften des biologischen Systems bedingt werden. Solche Unterschiede führen dazu, daß verschiedene Testsysteme im allgemeinen unterschiedliche Ausschnitte des ökotoxikologischen Wirkprofils von Chemikalien erfassen. Diese Frage ist auch für die Übertragbarkeit der Testergebnisse zwischen verschiedenen Organismen sowie für die Wahl geeigneter Testbatterien zur Erfassung eines möglichst großen Wirkungsspektrums von Bedeutung.

Die Hauptkomponentenanalyse stellt ein mathematisches Verfahren dar, mit dem das Antwortverhalten verschiedener Testsysteme im Hinblick auf systematische Unterschiede für bestimmte Substanzgruppen und Wirkweisen identifiziert und in anschaulicher Weise interpretiert werden kann. Der Grundgedanke dieses chemometrischen Ansatzes besteht darin, den gesamten Informationsgehalt eines Satzes von Objekten und zugehörigen Eigenschaften zu strukturieren, um nach Eliminierung redundanter Informationsteile systematische Gemeinsamkeiten und Unterschiede bei den Eigenschaften (Variablen) und Objekten zu identifizieren. Dabei werden aus den ursprünglichen Variablen durch geeignete Linearkombination sogenannte Hauptkomponenten gebildet, welche im allgemeinen eine Reduktion des gesamten Informationsgehalts auf wenige voneinander unabhängige Teile (Dimensionen) gestatten. Bei geeigneter Datenlage ist es damit möglich, sowohl die Objekte als auch die Eigenschaften im Hinblick auf ihre für den Informationsgehalt wesentlichen Merkmale zu charakterisieren.

Im folgenden werden für acht Phenolderivate (Objekte) die akuten Toxizitätsdaten in neun aquatischen Testsystemen (Eigenschaften bzw. Variablen) mit Hilfe der Hauptkomponentenanalyse untersucht. Ausgangspunkt ist dabei die Frage, inwieweit Unterschiede in den ökotoxikologischen

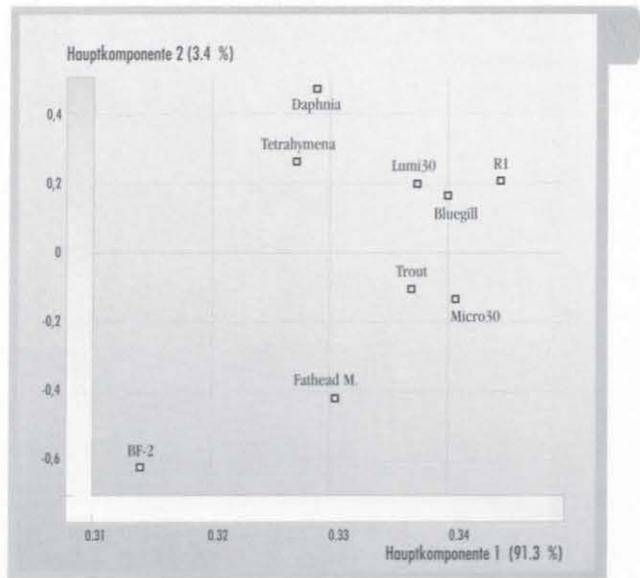


Bild 4 Beiträge der neun biologischen Testsysteme zu den ersten beiden Hauptkomponenten

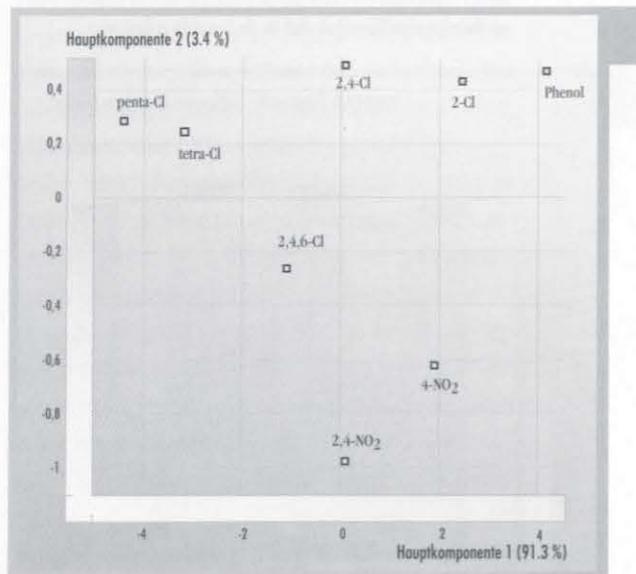


Bild 5 Werte der acht Phenole zu den ersten beiden Hauptkomponenten

Wirkweisen zu einer entsprechenden Gruppierung der Testsysteme und Verbindungen führen. Aufgrund der chemischen Struktur der Verbindungen handelt es sich hier um folgende zwei Wirkweisen und zugehörige chemische Repräsentanten:

- polare Narkose (Phenol, Chlorphenole)
- Entkopplung der oxidativen Phosphorylierung (2,4-Dinitrophenol, Pentachlorphenol)

Tabelle 1 enthält die logarithmierten Wirkungsdaten der acht Verbindungen zu folgenden neun aquatischen Testsy-

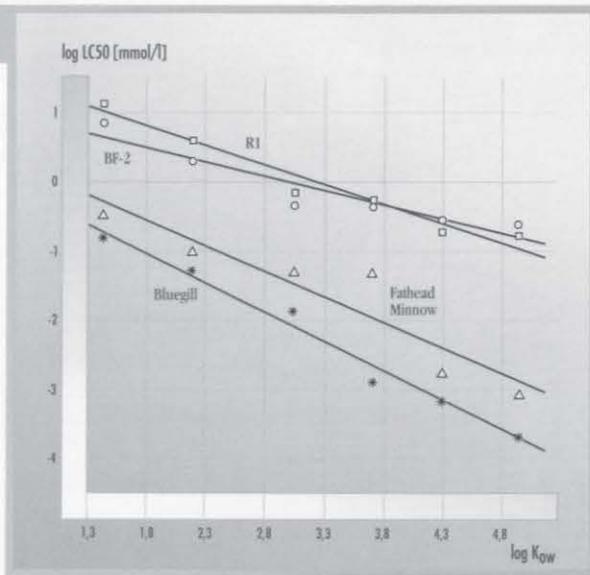


Bild 6 Lipophilie-Abhängigkeit der LC50-Werte für die Chlorphenole und vier biologische Testsysteme. Es sind jeweils die experimentellen log LC50-Werte mit der zugehörigen Regressionsgerade gegen den log Kow (Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient) als Maß für die Lipophilie aufgetragen.

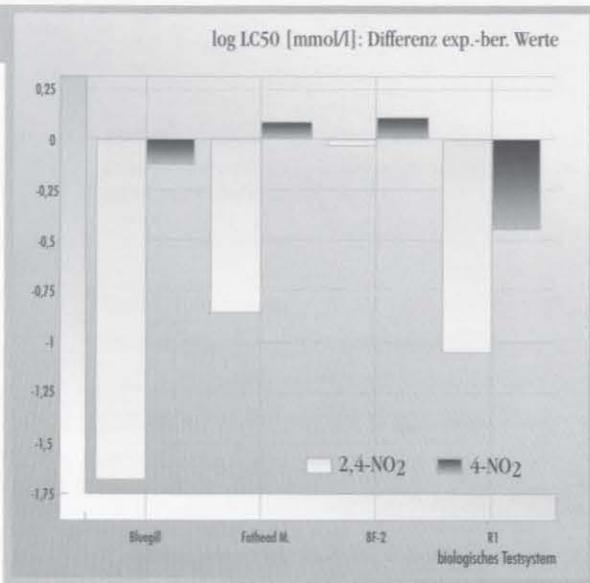


Bild 7 Abweichung der experimentellen LC50-Werte der Nitrophenole von den für die Chlorphenole berechneten Regressionsgeraden für vier Testsysteme. Es sind jeweils die Differenzen $\log LC50 (exp.) - \log LC50 (ber.)$ angegeben.

stemmen: die Fischart Sonnenbarsch (Bluegill, *Lepomis macrochirus*), Dickkopflritze (fathead minnow, *Pimephales promelas*) und Regenbogenforelle (rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*), ein Wasserfloh (*Daphnia magna*) als Vertreter der Wirbellosen, ein Ciliat (*Tetrahymena pyriformis*) als Vertreter einzelliger Eukaryonten, zwei kommerzielle Biotests mit den Leuchtbakterien *Vibrio fischeri* (LUMISTox und Microtox) sowie die Fischzelllinien

BF-2 vom Sonnenbarsch und R1 von der Regenbogenforelle. Für die weitere Diskussion werden Phenol und die Chlorderivate zur Gruppe der Chlorphenole zusammengefaßt, während die Gruppe der Nitrophenole durch 2,4-Dinitrophenol und 4-Nitrophenol gebildet wird.

Die Hauptkomponentenanalyse liefert zunächst eine Charakterisierung des gesamten Informationsgehaltes im Hinblick auf die Anzahl der voneinander unabhängigen Aspekte. Die (hier nicht im Detail wiedergegebene) Rechnung zeigt, daß bei geeigneter Zusammenfassung (Linearkombination) der neun Testsysteme (Variablen) zu den entsprechenden Hauptkomponenten bereits 91 % der Gesamtinformation mit der ersten Hauptkomponente erfaßt werden. Die zweite Hauptkomponente liefert noch weitere 3,4 %, was zusammen bereits knapp 95 % des gesamten Informationsgehaltes ausmacht. Daraus kann geschlossen werden, daß die neun Testsysteme insgesamt nur zwei unterschiedliche Aspekte der biologischen Reaktion auf die Reihe der acht Phenolderivate enthalten.

Die relative Bedeutung der einzelnen Testsysteme für die ersten beiden Hauptkomponenten ist in Bild 4 dargestellt. Für die Organismen und Zellen liegen kaum Unterschiede im Hinblick auf die erste Hauptkomponente und damit 91 % der Gesamtinformation vor, während die zweite Hauptkomponente zu einer Differenzierung führt. Man erkennt im unteren Teil der Abbildung eine Gruppe von sechs Testsystemen, welche Vertreter aller genannten Arten umfaßt und im Hinblick auf die Testergebnisse offenbar große Gemeinsamkeiten aufweist. Auf der anderen Seite läßt die Lage der Testsysteme im oberen Teil der Abbildung aufgrund der größeren Abstände entsprechend auf systematische Unterschiede im Vergleich zur erstgenannten Gruppe schließen. Besonders interessant ist die Tatsache, daß sowohl zwischen den drei Fischarten als auch zwischen den zwei Zelllinien signifikante Unterschiede im Antwortprofil vorliegen. Weiterhin fällt auf, daß die Sonnenbarsch-Testergebnisse denen der R1-Zelllinie viel ähnlicher sind als denen der aus dieser Fischart stammenden BF-2-Zelllinie. Diese schließlich unterscheidet sich am meisten von den anderen acht Testsystemen, wobei die größten Unterschiede zur Daphnie bestehen.

Die nächste Frage besteht nun darin, inwieweit die besprochenen Unterschiede der Testsysteme bei den acht Phenolderivaten auf bestimmte Stoffgruppen und damit zusammenhängende ökotoxikologische Wirkweisen zurückzu-

führen sind. Durch die Transformation der Information in Hauptkomponenten ist es möglich, den relevanten Informationsanteil mit Hilfe der Werte der Verbindungen für die ersten beiden Hauptkomponenten graphisch darzustellen. Gemäß den obigen Ausführungen enthält das zugehörige Bild 5 damit knapp 95 % des Informationsgehaltes von Tab. 1. Man erkennt in diesem Bild, daß die beiden Nitrophenole zu einem anderen Antwortmuster bei den neun Testsystemen führen als die Gruppe der Chlorphenole. Besonders interessant ist, daß die als Entkoppler eingestuft Substanzen Pentachlorphenol (PCP) und 2,4-Dinitrophenol (DNP) kein gemeinsames Wirkungsmuster zeigen, wobei die Entkopplerwirkung für PCP offenbar keinen relevanten Beitrag zur Gesamtoxizität bei den hier untersuchten Testsystemen zeigt. Andererseits kann aus der Ähnlichkeit der Hauptkomponentenwerte für DNP und das schwächer acide 4-Nitrophenol (4NP) geschlossen werden, daß bei einem Teil der Organismen 4NP eine Entkopplerwirkung ausübt.

Die Hauptkomponentenanalyse der Wirkung von Phenolderivaten auf neun aquatische Testsysteme hat also zu einer Gruppierung der Verbindungen und Testsysteme im Hinblick auf die relevanten ökotoxikologischen Wirkweisen geführt. Durch Vergleich mit den Toxizitätsdaten können die ersten beiden Hauptkomponenten mit den Wirkweisen polare Narkose und Entkopplung identifiziert werden. Im Hinblick auf die Entkopplungswirkung bestehen signifikante Unterschiede zwischen den Testorganismen, wobei zunehmend positive Beiträge zur zweiten Hauptkomponente tendenziell eine abnehmende Sensitivität für die Entkopplerwirkung bedeuten. Insgesamt ergibt sich, daß *Daphnia magna*, *Tetrahymena pyriformis*, die Leuchtbakterien, die R1-Zelle und der Sonnenbarsch geeignete Biosensoren für die Entkopplungswirkung bei Phenolderivaten sind. Auf der anderen Seite zeigen die Regenbogenforelle und die Dickkopfelritze hierfür eine geringere spezifische Empfindlichkeit, während die BF-2-Zelle zur Indikation der Entkopplungswirkung offenbar ungeeignet ist.

Da die polare Narkose häufig eine einfache Abhängigkeit von der Lipophilie der Substanzen zeigt, können bei signifikanter Entkopplungswirkung deutlich erhöhte Toxizitäten im Vergleich zu isolipophilen Verbindungen mit narkotisierender Wirkweise erwartet werden. Eine entsprechende Struktur-Wirkungs-Analyse ist in Bild 6 mit der Lipophilie als Stoffeigenschaft für Chlorphenole und vier der neun Testsysteme durchgeführt. Erwartungsgemäß nimmt die

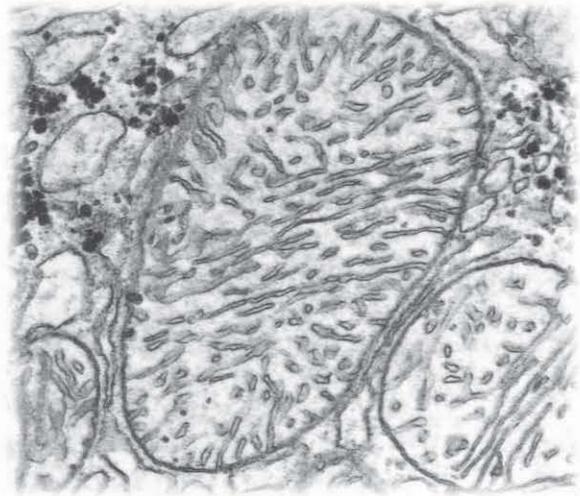


Bild 8 Elektronenmikroskopische Aufnahme eines Mitochondriums. Mitochondrien sind Angriffspunkt für entkoppelnde Substanzen.

Toxizität mit zunehmender Lipophilie ab, was also einer Zunahme der Toxizität entspricht. Unterschiede in der Grundempfindlichkeit werden dabei durch die Ordinatenabschnitte wiedergegeben, während die verschiedenen Steigungen der Regressionsgeraden auf entsprechende Sensitivitätsunterschiede für zunehmende Lipophilie-Werte hinweisen. Bei der Dickkopfelritze ist die größte Streuung der experimentellen Werte um die Regressionsgerade vorhanden, während die Werte der BF-2-Zelle trotz guter linearer Regressionsstatistik einen leicht gekrümmten Verlauf der Lipophilie-Abhängigkeit haben. Letzteres könnte zum Beispiel daran liegen, daß für diesen Testorganismus die Expositionszeit von 24 h für höher lipophile Substanzen wegen langsamer Aufnahmeraten zu kurz gewählt ist.

Bei allen Testsystemen liegt PCP recht nahe an der Regressionsgeraden. Dies zeigt in Übereinstimmung mit der Hauptkomponentenanalyse, daß die PCP-Entkopplerwirkung für die akute aquatische Toxizität bei den hier betrachteten Organismen keine wesentliche Rolle spielt. Als Erklärung bietet sich an, daß aufgrund der hohen Lipophilie und der daraus resultierenden hohen internen Exposition (Dosis) die akute Toxizität im wesentlichen durch die polare Narkose bestimmt wird und die zusätzliche Entkopplerwirkung zu keiner signifikanten Toxizitätssteigerung mehr führt.

Die Wirkung der Nitrophenole wird in Bild 7 anhand der Abweichungen ihrer akuten Toxizitätsdaten von den mit Hilfe der Chlorphenole berechneten Regressionsgeraden veranschaulicht. Die größte Toxizitätssteigerung relativ zur polaren Narkose mit ca. 1,7 Größenordnungen erhält man

für DNP beim Sonnenbarsch, während hier 4NP in den Toxizitätsbereich der polaren Narkose fällt. Die Dickkopfelritze zeigt bei geringerer Sensitivität ein entsprechendes Bild, während die BF-2-Zelle auf die mögliche Entkopplerwirkung offenbar nicht reagiert. Im Gegensatz dazu wird bei der R1-Zelle sowohl für DNP als auch für 4NP eine im Vergleich zur polaren Narkose erhöhte Toxizität beobachtet. Dies läßt den Schluß zu, daß die R1-Zelle eine spezifische Sensitivität für die Entkopplerwirkung bei Phenolderivaten aufweist.

Schlußfolgerungen

Die chemometrische Interpretation von Wirkungsdaten stellt eine geeignete Methode dar, um das Antwortprofil biologischer Testsysteme im Hinblick auf Sensitivitätsunterschiede für bestimmte Stoffgruppen und zugehörige ökotoxikologische Wirkweisen zu analysieren. Die Ergebnisse ermöglichen eine vergleichende Beurteilung der Aussagekraft einzelner Testmethoden. Die Charakterisierung des Wirkungsspektrums von Chemikalien im Hinblick auf die zugrundeliegenden Wirkungsweisen bildet eine Grundlage für eine ökologisch orientierte Interpretation der Testergebnisse. Die Ergebnisse für die akute Toxizität von Phenolderivaten in neun aquatischen Testsystemen zeigen, daß auch bei großer biologischer Verwandtschaft (z.B. trophische Ebene oder taxonomische Beziehung) systematische Unterschiede bei der spezifischen Sensitivität bestehen können. Entsprechendes gilt insbesondere auch bei Zelllinien verschiedener Fischarten, wobei die vorliegenden Befunde bei der R1-Zelle auf eine spezifische Sensitivität für die Entkopplungswirkung schwacher organischer Säuren hindeuten. Insgesamt ergibt sich für die Wirkungsforschung in der Chemischen Ökotoxikologie, daß zur Beurteilung von Testverfahren sowohl Aspekte ihrer biologischen Relevanz als auch Informationen ihres spezifischen Antwortprofils für ökotoxikologische Wirkweisen und zugehörige Stoffgruppen notwendig sind.

Literatur

Schüürmann G, Segner H (1994) Wirkungsforschung in der Chemischen Ökotoxikologie. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 6:351-358 (Der vorliegende Text ist eine Kurzfassung dieses Artikels, welcher auch ein ausführliches Literaturverzeichnis enthält).

JAHRESBERICHT / ANNUAL REPORT

1992-95 – Vier Jahre UFZ

Gewässerforschung Magdeburg
RS

Helmholtz-Zentrum für
Umweltforschung GmbH - UFZ
Zentralbibliothek
Permoserstraße 15
D - 04318 Leipzig

12-496 MA

Jahresbericht 1992-1995

Herausgeber:

UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
Mitglied der Arbeitsgemeinschaft
der Großforschungseinrichtungen (AGF),
ab November 1995
Hermann von Helmholtz – Gemeinschaft
Deutscher Forschungszentren (HGF)
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
Telefon 0341/235-0

Redaktion:

Dipl.-Chem. Doris Böhme
Dipl.-Agr.-Päd. Susanne Hufe
Telefon 0341/235-2278

Translation:

Dipl.-Päd. Rita Gelke

Fotos:

Norma Neuheiser u.a.

Gesamgestaltung und Herstellungsleitung:

Peter Barczewski
Hendrik Schubert

Druck und Verarbeitung:

Messedruck Leipzig

© Januar 1996

Abdruck (auch von Teilen) oder sonstige
Verwendung nur nach vorheriger Absprache
mit dem UFZ gestattet.

Gedruckt auf umweltfreundlichem, chlorfrei
gebleichtem Papier

ISSN 0948-6925