

Beitragsserien

Beitragsserie: Projekt „Angewandte Ökologie“: Ökotoxikologie

Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Projekt „Angewandte Ökologie“ (PAÖ), Griesbachstraße 3, D-7500 Karlsruhe 21

Die Beitragsserie aus den Ausgaben 5/92, 6/92, 1/93, 2/93 wird hier fortgesetzt.

Biologische Testverfahren

– Aussagekraft und Grenzen der Übertragbarkeit

E. Nusch

Dr. E. Nusch, Chemisches und Biologisches Laboratorium des Ruhrverbandes, Kronprinzenstraße 37, D-4300 Essen

Zusammenfassung. Bei den unter festgelegten Standardbedingungen im Laborexperiment ermittelten EC-, LC- und G_x-Werten handelt es sich um toxikologische Kenngrößen, die einen Hinweis auf das Gefährdungspotential von Stoffen geben, jedoch *nicht unmittelbar zur Voraussage eines Effektes in der Umwelt* herangezogen werden können. Konventionelle Biotests werden zur Erarbeitung von Basisinformationen, als Grundlage zur Konzeption komplexer Testsysteme und zur Abschätzung des Gefährdungspotentials von Stoffen in der Umwelt ihre Bedeutung behalten. Sie sind nicht durch suborganismische (enzymatische oder cytologische) Verfahren zu ersetzen, sondern allenfalls zu *ergänzen*.

1 Einführung und Problemstellung

Im Juni 1982 kam die Norm DIN 38412, Teil 1 „Allgemeine Hinweise zur Planung, Durchführung und Auswertung biologischer Testverfahren“ heraus. Sie enthält Angaben über Prinzipien und Einsatzmöglichkeiten von Biotests sowie praktische Hinweise zur Durchführung der Tests und zur Auswertung der experimentellen Befunde. Dabei wurden sowohl die *Möglichkeiten* als auch die *Grenzen* der Aussagefähigkeit standardisierter Testverfahren deutlich herausgestellt.

Inzwischen hat die Bedeutung biologischer Testverfahren in der Praxis der Gewässergütwirtschaft und bei der ökologischen Prüfung und Bewertung der *Umweltgefährlichkeit von Stoffen* erheblich zugenommen.

Aus der zunehmenden Bedeutung der Biotests aufgrund der gesetzlichen Vorgaben (AbwAG und § 7 WHG, ChemG und auch aus den täglichen Anforderungen der wassergütwirtschaftlichen Praxis ergab sich die Notwendigkeit, einfache, routinegeeignete Biotests zu entwickeln, die als *Standardverfahren* größtmögliche *Reproduzierbarkeit* aufweisen sollten. Nachdem dies, wie die Ringtestergebnisse ausweisen, zufriedenstellend gelungen ist, stellt sich die Frage nach der *ökologischen Relevanz* solcher aus standardisierten Labortests

gewonnener Befunde: Was bedeutet es für das Ökosystem See, wenn eine Suspension von Zellen der Art *Scenedesmus subspicatus*, Stamm 8681, in einer wohldefinierten Nährlösung bei 23 °C und 120 µE/m² nach 3 Tagen in ihrer Vermehrung um 10 % gehemmt wurde?

Diese Frage ist mit Hilfe der konventionellen Mono-Species-Biotests nicht zu beantworten.

2 Biotests: Das „Kleine Einmaleins“ der Ökotoxikologie

Welchen Sinn haben Biotests, wenn sie dem Anspruch „ökotoxikologisch“ nur unzureichend gerecht werden?

Die einfachen, konventionellen Biotests sind nach wie vor unverzichtbar. Nicht nur, weil sie durch die chemische Analytik – die prinzipiell keine Aussagen über die Wirkung von Stoffen machen kann – nicht ersetzt werden können, sondern auch, weil sie die *Basis für weitergehende Untersuchungen* zu ökosystemaren Folgewirkungen sind. Ohne das „Kleine Einmaleins“ der Ökotoxikologie sind hochintegrierte Modellversuche im Freiland oder komplexe Mikrokosmen-Systeme kaum sinnvoll zu planen.

Jedoch muß sich jeder, der die Befunde aus Biotests zu bewerten hat, vor Augen halten, daß hier „nur“ das *Gefährdungspotential* ermittelt werden kann, daß die in Standardverfahren festgeschriebenen Bedingungen aber nicht die reale Welt, sondern *per Kompromiß erzielte Konventionen* darstellen.

3 Das Dilemma der Ökotoxikologie

In der DIN 38412 Teil 1 wird bereits auf die Möglichkeiten und Grenzen der Aussagekraft von Biotests hingewiesen. Bei der Überarbeitung dieser Norm besagt darüber hinaus eine Anmerkung, daß es sich bei den unter festgelegten Bedingun-

gen im Laborexperiment ermittelten EC-, LC- und G_x-Werten um **toxikologische Kenngrößen** handelt, die einen *Hinweis auf eine mögliche Gefährdung* aquatischer Organismen geben, jedoch nicht unmittelbar zur Voraussage eines *Effektes* in der Umwelt herangezogen werden können. Bei der Fülle der natürlicherweise vorkommenden Pflanzen- und Tierarten und den ebenso unüberschbaren Faktorenkonstellationen abiotischer und biotischer Randbedingungen kann es ein **prognosefähiges Ökosystem-Modell**, das alle in der Umwelt vorkommenden Funktionen und Strukturen abbilden würde, nicht geben. Auch die „Vervollständigung der Testbatterie“ und die Suche nach dem jeweils empfindlichsten Zielorganismus sind aussichtslos.

Das Dilemma der Ökotoxikologie liegt jedoch nicht nur in der Unzulänglichkeit der Methodik und der Unvereinbarkeit von Anspruch und Wirklichkeit, sondern auch in der *prinzipiellen Unvereinbarkeit* unterschiedlicher Ansprüche an die Testverfahren.

4 Konzeption von Testverfahren

Tabelle 1 zeigt eine Liste von **Eignungskriterien** für toxikologische Testverfahren, wie sie 1983 von einer Expertenkommission der DFG aufgestellt worden ist (→ *Tabelle 1*).

Tabelle 1: Eignungskriterien in der Ökotoxikologie

1. **Relevanz** (wesentliche Bedeutung für das betreffende Ökosystem)
2. **Konstanz** (hinreichende Wiederholbarkeit, z.B. zu bestimmten Zeiten des Jahres)
3. **Empfindlichkeit** (Effekte bei Konzentrationen, die real erwartet werden können)
4. **Objektivierbarkeit** (Meß- bzw. Dokumentierbarkeit)
5. **Interpretierbarkeit** (Rückschlüsse auf reale Freilandökosysteme, z.B. eutropher See, möglich)
6. **Realisierbarkeit** (vertretbarer zeitlicher, räumlicher, personeller, apparativer, finanzieller Aufwand)
7. **Standardisierbarkeit** (klare Definition und Nachvollziehbarkeit der Versuchsbedingungen)

Bei der Konzeption der Testverfahren muß stets hinterfragt werden: **Wozu** werden die Testergebnisse benötigt? Geht es z.B. um die relative Abschätzung von Schädlichkeitsäquivalenten oder um die Beurteilung eines Umweltrisikos?

Tabelle 2 macht deutlich, daß das **Anforderungsprofil** auf den *Anwendungszweck* abzustimmen ist und nicht alle Optionen, z.B. Schnelligkeit, Empfindlichkeit, Reproduzierbarkeit und Interpretierbarkeit, gleichzeitig in *einem* Test realisiert werden können (→ *Tabelle 2*). Vielmehr müssen, je nach Zweckbestimmung des Tests, Prioritäten gesetzt werden.

Tabelle 2: Anforderungsprofile in Abhängigkeit vom Anwendungszweck

	Substanz-screening	Chemikalien-notifizierung	Einleiterkontrolle	Abgabenerhebung	Frühwarnsystem	Langzeitmonitoring	Forschung/Lehre	Hazard Assessment
Schnelligkeit	+	-	+	-	+++	-	-	-
Sensibilität	-	-	-	-	+++	+		(+)
Repräsentativität	-	+	-	-	-	-	-	++
Adäquanz	+	(+)	+	+	+	+	+	+
Statist. Aussage-sicherheit	-	-	+	(+)	-	-	(+)	-
Standardisierbarkeit	+	+	+	++	-	-	-	-
Automatisierbarkeit	+	-	+	(+)	++	++	-	-
Reproduzierbarkeit	+	+	+	+++	-	-	(+)	-
Interpretierbarkeit	-	+	-	-	(+)	(+)	+	+++

Zur Vorprüfung der biologischen Wirksamkeit einer Substanz und zur Chemikaliennotifizierung ergeben sich andere Anforderungsprofile als z.B. bei der internen oder externen Einleiterkontrolle (auf Einhaltung der Einleitungsbedingungen oder -grenzwerte).

Ein Frühwarnsystem (z.B. zum Schutz eines Wasserwerkes) muß in erster Linie die Kriterien **Schnelligkeit** und **Empfind-**

lichkeit erfüllen, wobei auch die **Automatisierbarkeit** von Vorteil ist. Die **Repräsentativität** dagegen, d.h. der ökosystemare Modellcharakter, kann hierbei in den Hintergrund treten.

Auf **Reproduzierbarkeit** der Ergebnisse ist größter Wert zu legen, wenn monetäre oder juristische Konsequenzen aus dem Testergebnis abgeleitet werden müssen (z.B. bei der Erhe-

bung von Abwasserabgaben oder Strafmaßnahmen bei Grenzwertüberschreitungen).

Wenn es um die Abschätzung möglicher Umweltschädigungen, d.h. um die Prüfung der Funktionsfähigkeit von Ökosystemen, geht, ist die **Interpretierbarkeit** der Befunde von größter Bedeutung. Dabei muß und kann in Kauf genommen werden, daß sich die Resultate aus hochintegrierten komplexen Testsystemen, z.B. Freilandversuchen, kaum in gleicher Faktorenkonstellation reproduzieren lassen. Solche Systeme sind auch nicht standardisierbar oder gar automatisierbar und können auch nicht unter gleichen Bedingungen genügend oft wiederholt werden, um die Ergebnisse statistisch abzusichern.

Realisierbarkeit: Die Versuche sollen mit vertretbarem (der Fragestellung angemessenem) zeitlichen, räumlichen, personellen und apparativen Aufwand durchgeführt werden können. Die Realisierung darf nicht an mangelnder Praktikabilität oder an der Finanzierung scheitern.

Die **Objektivierbarkeit**, d.h. Meß- bzw. Dokumentierbarkeit, ist eine selbstverständliche Voraussetzung. Sie macht aber, vor allem im subletalen Bereich, z.B. bei der *Beschreibung von Verhaltensänderungen*, oft Schwierigkeiten.

5 Interpretation von Biotestergebnissen

Bei der Konzeption biologischer Testverfahren ist die hierarchische Struktur der Wirkungen zu berücksichtigen. Dabei ist zu unterscheiden zwischen

- Wirkungen, die an zellulären Strukturen oder Enzymsystemen ansetzen,
- Wirkungen, die den Gesamtorganismus betreffen,
- Folgewirkungen auf überorganismischer, biozönotischer Ebene.

5.1 Das Extrapolationsproblem

Bei der Interpretation der Testergebnisse gibt es in jedem Falle ein Extrapolationsproblem. Die *qualitative Extrapolation*, d.h. der Schluß, daß eine bei Spezies A beobachtete Wirkung auch bei Spezies B auftritt, gilt als zulässig, wenn die Wirkungsweise bekannt ist und sie sich auf **grundlegende**, also nicht artspezifische Funktionen bezieht (z.B. Photosyntheschwemmung bei Pflanzen).

Die *quantitative Extrapolation*, d.h. der Schluß, daß die beobachtete Wirkung bei Spezies A auch bei der Spezies B etwa gleich stark sein wird, ist problematisch, auch wenn artspezifische Unterschiede oft verblüffend gering sind.

Die Extrapolationsrichtung ist nicht gleichgültig. Man kann eher damit rechnen, daß *positiv* beobachtete Wirkungen auch bei anderen Arten zu beobachten sind, als aus *negativen* Befunden auf Unschädlichkeit gegenüber allen anderen Arten zu schließen.

Grundsätzlich gilt, daß die Sicherheit der Aussage mit zunehmender Extrapolationsspanne abnimmt. Es wäre z.B. sehr kühn, nur aufgrund eines enzymatischen Tests auf ökosystemare Wirkungen zu schließen. Da jedoch Tests, die mit isolierten Zellbestandteilen arbeiten, meist sehr empfindlich sind – der Schutz der Zellwand und die Reparaturmöglich-

keit der intakten Zelle wurden experimentell außer Kraft gesetzt –, sind auch die Befunde dieser von der ökosystemaren Realität weit entfernten Tests ein erster Hinweis auf ein mögliches Schädigungspotential.

Solche subzellulären physiologischen Tests können aber nur dann den Vorteil ihrer Empfindlichkeit ausspielen, wenn das Testsystem „paßt“, d.h. für den zu prüfenden Stoff („Agens“) das entsprechende Enzymsystem („Reagens“) vom Experimentator ausgewählt wurde. Es empfiehlt sich also, wenn Wirkungsort und Wirkungsweise eines Stoffes nicht bereits bekannt sind, höher integrierte Testsysteme einzusetzen, auch wenn sie unter Umständen weniger empfindlich und weniger gut reproduzierbar sein sollten.

5.2 Informationsgehalt von Biotestergebnissen

Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, daß sich die Testergebnisse nicht nur auf die Angaben von LC-, EC- oder G_x-Werten beschränken sollen. Oft werden wertvolle Informationen, die sich aus dem Test ergeben und zur Aussagefähigkeit beitragen, „verschenkt“.

Bei Zellvermehrungshemmtests, z.B. mit Algen und Bakterien, kann der **Verlauf der Wachstumskurven** wertvolle Hinweise zur Wirkungsweise (Toxikodynamik) des Stoffes liefern.

Dies sei anhand einiger Wachstumskurven, die wir mit Hilfe automatischer Meßsysteme registriert haben, verdeutlicht:

- Wirkung von Kupfer auf Bakterien (→ *Abb. 1*): Zunächst findet kein Wachstum statt. Die Dauer der lag-Phase ist abhängig von der Kupferkonzentration, dann setzt das Wachstum fast so schnell ein wie in der Kontrolle.
- Triphenylzinnchlorid auf Algen (→ *Abb. 2*): Zunächst liegt ungehemmtes Wachstum wie in der Kontrolle vor, bei niedrigen Konzentrationen sogar stärker; dann einsetzende Wachstumshemmung und deutlich zurückbleibendes Wachstum bis zum Versuchsende.
- Kaliumdichromat auf Algen (→ *Abb. 3*): Das Wachstum ist von Anfang an gehemmt und wird auch bis zum Versuchsende nicht wieder aufgeholt.
- Ethylamin auf Algen (→ *Abb. 4*): Zunächst einsetzendes Wachstum, dann bei höheren Konzentrationen Wachstumsstopp. Bei mittlerer Konzentration (250 mg/l) des neutralisierten Stoffes zunächst rasch einsetzendes Wachstum, dann infolge des pH-Wert-Anstiegs durch photosynthetischen CO₂-Entzug Absterben und Lyse der Algenzellen durch das im Alkalischen toxischere Ethylamin. Wiederabsinken des pH-Wertes und erneuter Wachstumsschub bis Toxizitätsschwellenwert im Alkalischen erneut überschritten wird. (Die wellenförmige Wachstumskurve bei 250 mg/l des neutralisierten Ethylamins ließ sich reproduzieren.)

Die Beispiele zeigen, welche Aussagemöglichkeiten z.B. im Hinblick auf die Frage nach der **Reversibilität von Schadwirkungen**, die maßgeblich für die Regenerationsfähigkeit eines geschädigten Ökosystems ist, sich aus der Interpretation von Wachstumskurven ergeben und wie stark der Informationsgehalt eines Biotestergebnisses zurückgeht, wenn man sich nur mit der Angabe eines EC-Wertes begnügt, der auf einer Ein-Punkt-Auswertung beruht.

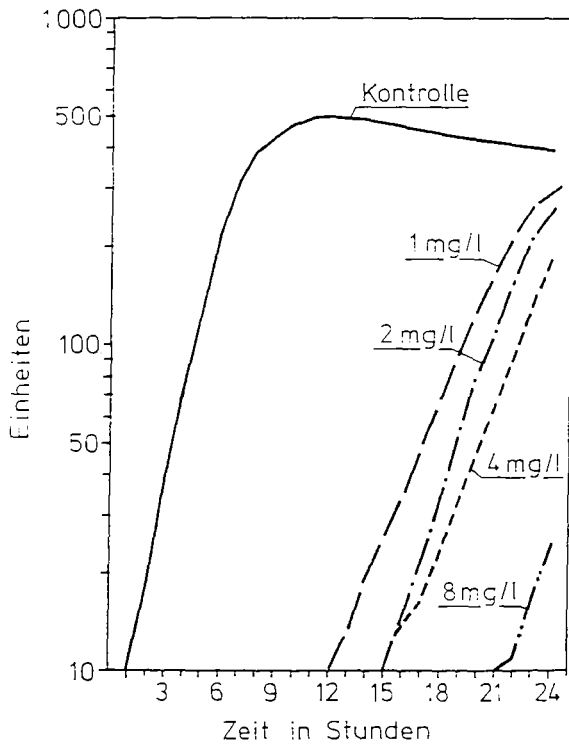


Abb. 1: Bakterientest: Wachstumskurve Kupfer

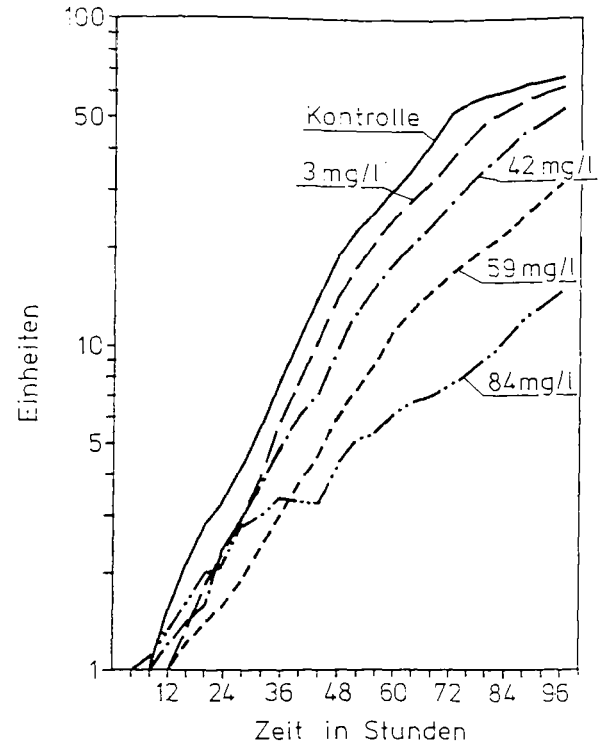


Abb. 3: Algentest: Wachstumskurve Kaliumdichromat

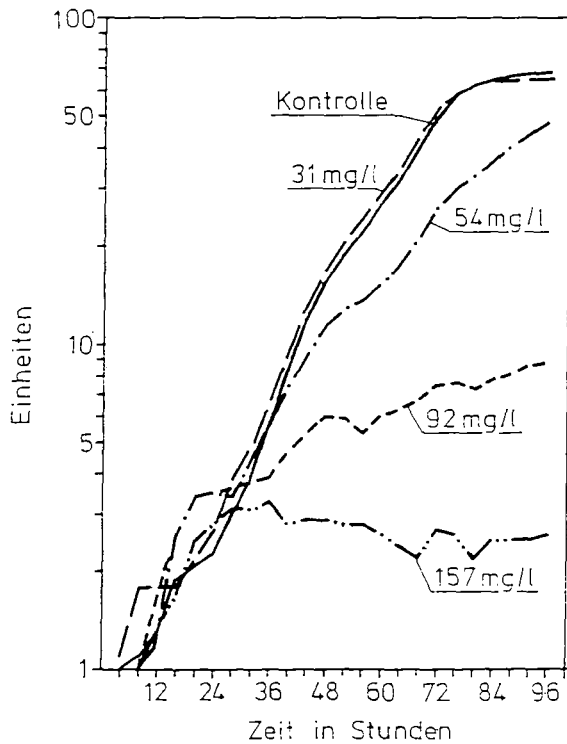


Abb. 2: Algentest: Wachstumskurve Triphenylzinnchlorid

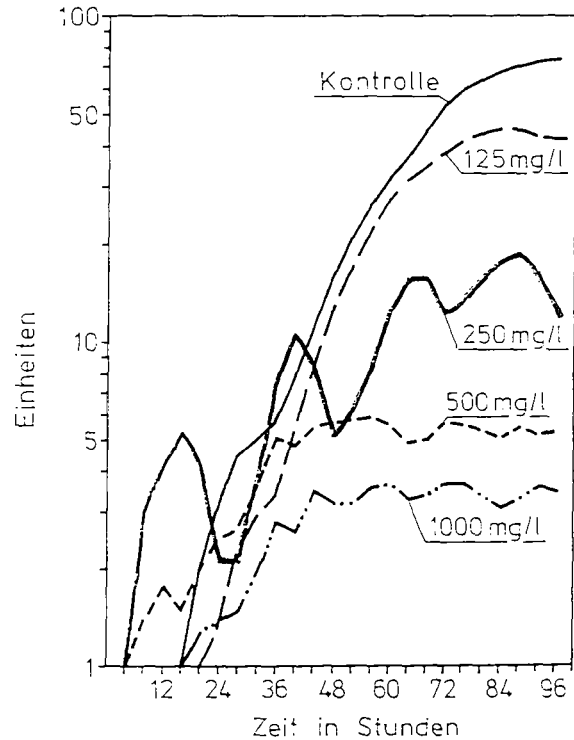


Abb. 4: Algentest: Wachstumskurve Ethylamin ntr.

6 Biomonitoring, Frühwarnsysteme, Schnelltests

Die Praxis hat gezeigt, daß sich ein effizientes Überwachungssystem nicht allein auf die chemische Analytik stützen kann. Abgesehen davon, daß nicht für alle möglichen Schadstoffe

geeignete Analysenverfahren verfügbar sind und man meist nur das findet, was man sucht, wäre eine „Vollanalyse“ von Aufwand und Zeitbedarf her kaum durchführbar. Hier ergibt sich ein bedeutsames Anwendungsfeld biologischer Testverfahren im Rahmen eines „Biomonitoring“.

Die Früherkennung von Gewässerunreinigungen, seien sie akzidentell oder kriminell, ist besonders dann, wenn es sich um hochsensible Nutzungen (Trinkwasserversorgung) handelt, eine wesentliche Voraussetzung, z.B. um rechtzeitig Maßnahmen zum Schutz der betroffenen Wasserwerke ergreifen zu können.

Nicht immer werden Gewässerunreinigungen durch massive Fischsterben augenfällig, sondern geschehen eher schleichend. Wir haben daher an der Ruhr, die der Trinkwasserversorgung in einem industriellen Ballungsraum dient und daher ebenso schutzbedürftig wie gefährdet ist, ein Überwachungssystem aufgebaut, das sowohl werktägliche Probenahme von Hand, automatische Probenahme und Messung relevanter Gütemerkmale als auch aktives und passives Biomonitoring an ausgewählten Stellen umfaßt.

In Fröndenberg, einem Ort an der mittleren Ruhr, der unterhalb zahlreicher industrieller Indirekteinleiter und oberhalb eines großen Wassergewinnungsgeländes liegt, betreiben das Landesamt für Wasser und Abfall (LWA), die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) und der Ruhrverband (RV) seit 1989 gemeinsam eine Überwachungsstation.

Neben der automatischen Messung der „klassischen“ Parameter (Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, O₂-Gehalt, Trübung) mit Datenfernübertragung werden verschiedene organische und anorganische Wasserinhaltsstoffe an XAD-Harz-Säulen adsorbiert, die später im Laboratorium eluiert und gaschromatographisch analysiert werden können. Darüber hinaus werden Rückstellproben von bis zu 100 l Volumen entnommen und gekühlt bis zu einer Woche aufbewahrt, wobei das Füllen, Spülen und Entleeren der Behälter automatisch erfolgt.

Im Falle einer Gewässerunreinigung, die durch einen Dynamischen Daphnientest (nach KNIE [1]) und/oder einen Muscheltest (nach BORCHERDING [2]) registriert wurde, kann man auf die Rückstellproben zurückgreifen, um Art und Menge des Schadstoffs analytisch zu bestimmen.

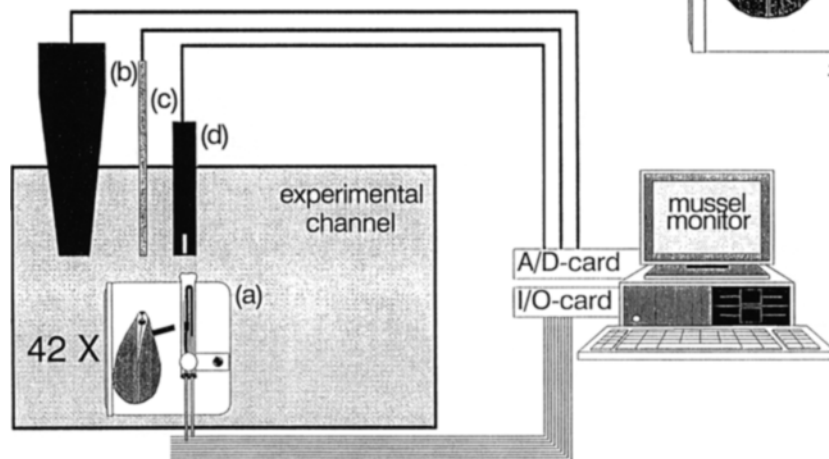


Abb. 5: Muscheltest mit *Dreissena polymorpha*

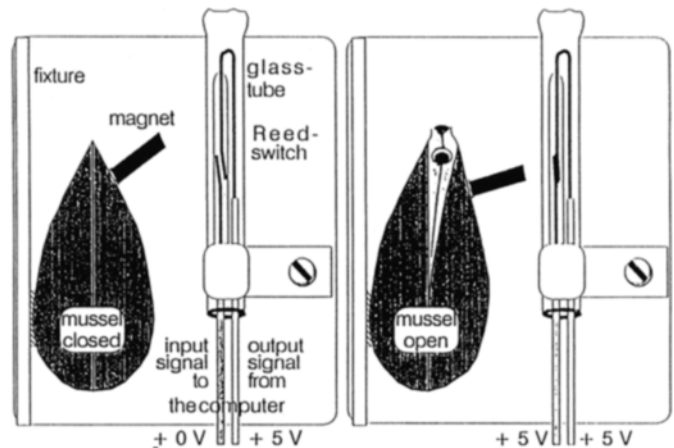
6.1 Muscheltest (*Dreissena polymorpha*)

Über den Dynamischen Daphnientest, der inzwischen in zahlreichen Überwachungsstationen installiert worden ist, wurde bereits mehrfach berichtet [1]. In jüngster Zeit hat auch der Muscheltest mit *Dreissena polymorpha* große Beachtung gefunden [2]. Der Öffnungszustand der Muscheln und deren Reaktionen werden mit kleinen auf den Schalen fixierten Magneten über Reedkontakt registriert (→ Abb. 5).

Seit Juni 1992 haben wir auch in Fröndenberg einen solchen Biomonitor eingerichtet, um praktische Erfahrungen zu sammeln, z.B. über Wartungsaufwand, Zuverlässigkeit der Signale, Warngrenzen, Temperaturtoleranz, Futterbedarf, Empfindlichkeitsspektrum und Anfälligkeit der Muscheln. Erste Ergebnisse sind vielversprechend.

Abb. 6 zeigt tagesperiodische Schwankungen im Verhalten der Muscheln, wobei die Nahrungsaufnahme, d.h. der Prozentsatz offener Muscheln am Spätnachmittag am höchsten und nach Mitternacht am niedrigsten ist (→ Abb. 6).

Abb. 7 zeigt in der Nacht vom 24. auf den 25. 07. einen deutlichen Rückgang des Prozentsatzes geöffneter Muscheln in beiden Versuchsrinnen, verbunden mit überdurchschnittlich häufigen Schalenbewegungen (→ Abb. 7). Dies wurde vom Auswertungsprogramm als Alarmfall gewertet. (Leider konnte dieser Fall nicht analytisch verifiziert werden, da das akustische Signal nicht gehört wurde, das Wartungsintervall probeweise auf 14 Tage erhöht worden war und die Rückstellproben inzwischen programmgemäß verworfen worden waren.)



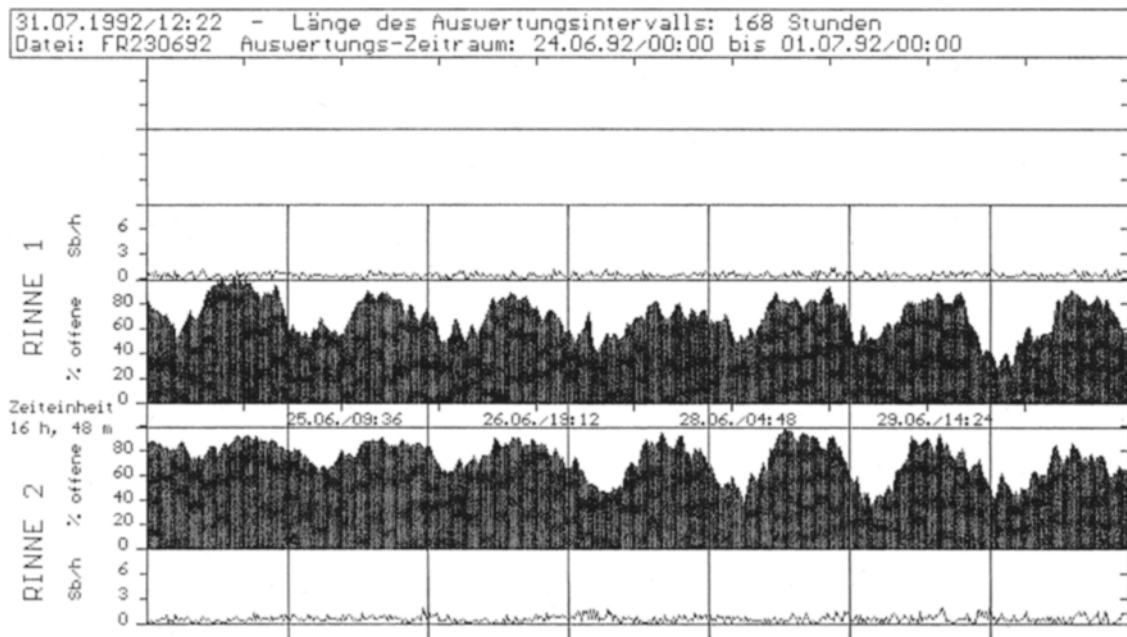


Abb. 6: Muscheltest: Tagesperiodische Schwankungen im Verhalten der Muscheln

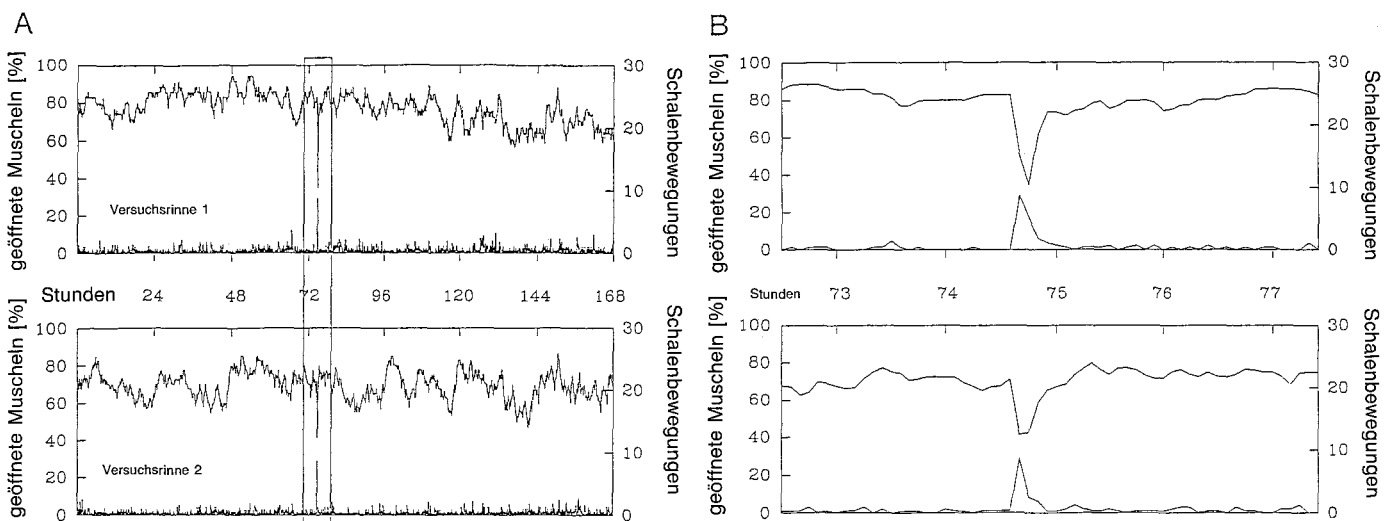


Abb. 7: Muscheltest: Rückgang des Prozentsatzes geöffneter Muscheln (Alarmfall)

6.2 Suchstrategie zur Identifizierung eines Stoffes

Ein weiteres Beispiel aus der Praxis der Gewässerüberwachung: Ein Angler, d.h. ein wichtiger Monitororganismus mit systemimmanenter Alarmfunktion, meldet ein Fischsterben. Die Polizei/Feuerwehr hat Wasserproben entnommen, die dem Labor überstellt werden mit der Bitte um Aufklärung der Ursache und Feststellung des Verursachers.

Zunächst wird ein biologischer Schnelltest (z.B. der Leuchtbakterientest und/oder ein vereinfachter Daphnientest) als Screening-Verfahren vorgeschaltet und die weitergehende Analytik erst dann bemüht, wenn einer der Schnelltests positiv ausgefallen ist.

Die Suchstrategie zur Identifizierung eines unbekannt

Schadstoffes (Toxidant) wurde auf Veranlassung von KOPPE im Chemischen und Biologischen Laboratorium des Ruhrverbandes weiterentwickelt und um verschiedene verfahrenstechnische Schritte ergänzt, die der Fraktionierung der verdächtigen Probe und damit der Charakterisierung des Schadstoffes dienen.

Zu dem **Fraktionierungsschema** (→ Abb. 8) gehören z.B. Adsorption und Extraktion, Strippen, Oxidation, wobei jeweils durch biologische Schnelltests festgestellt wird, in welcher Fraktion das toxische Prinzip noch vorhanden bzw. entfernt worden ist.

Aus dem Ergebnis der Fraktionierungsversuche lassen sich Eliminierungsmöglichkeiten ableiten, die auch technologische Hinweise für die Trinkwasseraufbereitung bzw. die Ab-

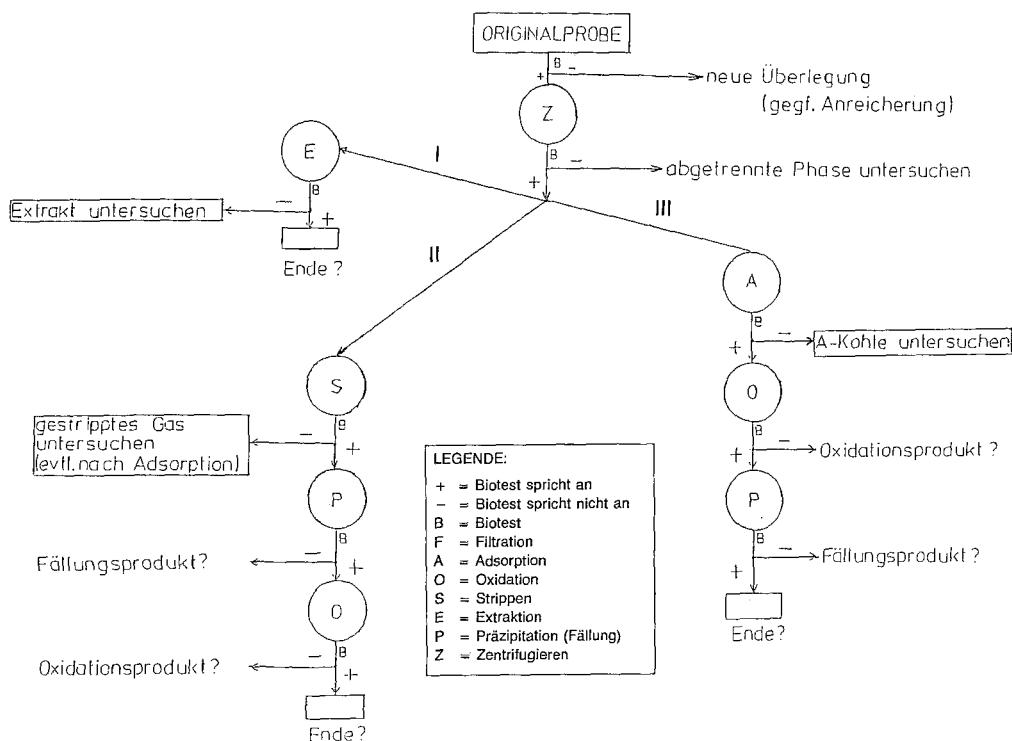


Abb. 8: Suchstrategie zur Identifizierung eines unbekanntes Schadstoffes: Fraktionierungsschema

wasserbehandlung liefern können – und dies möglicherweise sogar ohne daß der Schadstoff analytisch bestimmt worden wäre.

7 Schlußfolgerungen

Es erscheint empfehlenswert, die primär auf **Reproduzierbarkeit** ausgelegten Standard-Biotests zu ergänzen:

1. „nach unten“ durch suborganismische (z.B. enzymatische) Verfahren, die meist den Vorteil hoher Empfindlichkeit und hoher Selektivität besitzen
2. „nach oben“ durch Modellökosysteme (Labor-„Mesocosms“ oder Freiland-Experimentalgewässer).

Befunde, die mit Hilfe solcher hochintegrierten Testsysteme gewonnen wurden, sind zwar kaum unter gleichen Faktorenkonstellationen reproduzierbar, dafür aber, weil die Extrapolationsspanne gegenüber suborganismischen Verfahren oder Mono-Species-Tests geringer ist, um so besser im Sinne einer „Ökotoxikokinetik“ interpretierbar.

Bei den unter festgelegten Standardbedingungen im Labor experiment ermittelten EC-, LC- und G_x-Werten handelt es sich um toxikologische Kenngrößen, die einen Hinweis auf das Gefährdungspotential von Stoffen geben, jedoch nicht unmittelbar zur Voraussage eines Effektes in der Umwelt herangezogen werden können. Konventionelle Biotests werden zur Erarbeitung von Basisinformationen, als Grundlage zur

Konzeption komplexer Testsysteme und zur Abschätzung des Gefährdungspotentials von Stoffen in der Umwelt ihre Bedeutung behalten. Sie sind nicht durch suborganismische (enzymatische oder cytologische) Verfahren zu ersetzen, sondern allenfalls zu ergänzen.

Angesichts der Fülle offener Fragen zum ökotoxikologischen Wirkungspotential von alten und neuen Umweltchemikalien macht es wenig Sinn, nach immer neuen, „besseren“ Testverfahren zu rufen, anstatt das bestehende Instrumentarium zu nutzen. Hier stellt sich auch die Frage, ob es nicht besser wäre, mit standardisierten Tests mehr Substanzen als mit wenigen Substanzen mehr Testsysteme zu prüfen.

Das Dilemma der Ökotoxikologie ist nicht so sehr die Differenz zwischen Anspruch und Wirklichkeit, sondern vielmehr die mangelnde Einsicht in die Möglichkeiten und Grenzen der experimentellen Ökotoxikologie. Der Anspruch der Ökotoxikologie ist viel bescheidener als die Forderungen, die an sie gestellt werden.

8 Literatur

- [1] I. KNIE: Der Dynamische Daphnientest – Ein automatischer Biomonitor zur Überwachung von Gewässern. *Wasser und Boden* 12, 310 – 312 (1982)
- [2] I. BORCHERDING: Another Early Warning System for the Detection of Toxic Discharges in the Aquatic Environment Based on Valve Movements of the Freshwater Mussel *Dreissena polymorpha* (1992)