



Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

Einsatzmöglichkeiten des Biomonitorings zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen in Gewässern

Stand: Januar 1999

Bearbeitet vom LAWA-Arbeitskreis
„Biomonitoring“

Herausgegeben von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Vorsitz: Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern

Schwerin im April 1999

ISBN: 3-88961-225-3

Nachdruck und Vervielfältigung, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Herausgebers gestattet.

Die vorliegende Veröffentlichung ist zu einem Preis von 15,- DM zu beziehen über den:

Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH

Sprosserweg 3, 12351 Berlin,

Tel: 030/661 84 84; Fax: 030/661 78 28

Internet: <http://www.kulturbuch-verlag.de>

e-mail: kbvinfo@kulturbuch-verlag.de

Mitglieder des LAWA-Arbeitskreises "Biomonitoring"

Stand: August 1998

Obmann

Dipl.-Biol. Lutz Höhne
Landesumweltamt Brandenburg
Berliner Straße 21-25, 14467 Potsdam

Mitglieder

Dr. Elke Blübaum-Gronau
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Postfach 309, 56003 Koblenz

Dr. Brigitte von Danwitz
Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
Postfach 10 23 63, 45023 Essen

Dr. Peter Diehl
Rheingütestation Worms
Am Rhein 1, 67547 Worms

Dr. Klaus Digel
Hessische Landesanstalt für Umwelt
Rheingaustraße 186, 65203 Wiesbaden

Dr. Volkhard Herbst
Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
Postfach 10 10 62, 3111 Hildesheim

Dr. Lutz Küchler
Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft
Wasastraße 50, 01445 Radebeul

Dr. Michael Marten
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Griesbachstraße 1, 76185 Karlsruhe

Dipl.-Ing. Anja Becker
Umweltbehörde Hamburg
Amt für Umweltuntersuchungen
Marckmannstraße 129b, 20539 Hamburg

Dr. Bettina Rechenberg
Umweltbundesamt
Bismarckplatz 1, 14193 Berlin

Redaktionelle Bearbeitung

Dr. Michael Marten
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Dr. Peter Diehl
Rheingütestation Worms

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 Einführung	7
2 Ansätze zur Erfassung von Langzeit-Wirkungen	8
2.1 Begriffsbestimmung	8
2.2 Ebenen der biologischen Organisation, auf denen sich Langzeit-Wirkungen manifestieren	9
2.3 Ausgewählte Methoden der Wirkungserfassung	11
2.3.1 Molekulare und subzelluläre Ebene	11
2.3.2 Zelluläre und Gewebsebene	14
2.3.3 Organismus und Populationsebene	15
2.4 Akkumulationsindikatoren	16
2.5 Einsatzmöglichkeiten der in den Meßstationen vorhandenen kontinuierlichen Biotestgeräte für ein Langzeit-Biomonitoring	17
3 Untersuchungsprogramme in der Bundesrepublik Deutschland zum Thema 'Erfassung von Langzeit-Wirkungen'	20
3.1 Ergebnisse einer Umfrage des LAWA AK Biomonitoring	21
3.2 Fazit der Umfrage in der Bundesrepublik zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen	30
4 Vorliegende Empfehlungen für die Überwachung biologischer Schadstoffeffekte	31
5 Bewertung der dargestellten Methoden durch den LAWA-Arbeitskreis Biomonitoring	33
6 Empfehlung des Arbeitskreises zur Überwachung biologischer Langzeit-Wirkungen	38
7 Ausblick	39
8 Literatur	40

1 Einführung

Biomonitoring ist das zeitlich regelmäßig wiederholte Beobachten und Messen des Zustandes und Bestandes von Pflanzen und Tieren und deren Gemeinschaften. Aus Zustands- oder Bestandsänderungen der Lebewelt werden Rückschlüsse auf Qualität und Quantität von chemisch/physikalischen Umweltveränderungen anthropogenen Ursprungs gezogen. Die Bewertung gemessener Veränderungen gegenüber dem Normalzustand erfolgt unter Ausnützung indikativer Eigenschaften dieser Organismen bzw. bestimmter indikativ bedeutsamer Prozesse in den Organismen. Beim Biomonitoring ist die Erfassung von **Kurzzeit-Wirkungen**, in Form von spontanen Verhaltensänderungen und ggf. rascher Mortalität der Organismen als Folge akuter Toxizität, von der Erfassung von **Langzeit-Wirkungen**, d.h. zumeist chronische Schädigungen, längerfristig bis hin zur Mortalität der Organismen, resultierend aus dauerhaft hohen Grundbelastungen, zu unterscheiden.

Über die methodische Herangehensweise beim Aufspüren von Kurzzeit-Wirkungen in Gewässern aufgrund kurzfristiger, z. B. störfallbedingter Spitzenbelastungen hat der LAWA-Arbeitskreis Biomonitoring bereits 1995 "Empfehlungen zum Einsatz von kontinuierlichen Biotestverfahren für die Gewässerüberwachung" aufgestellt (LAWA 1996). Die Bearbeitung dieser Thematik war durch die Zielsetzung der Implementierung von Frühwarnsystemen definiert. Die für diese Zielsetzung in begrenztem Umfang verfügbaren Methoden - kontinuierlich arbeitende Biotestautomaten - haben den Rahmen thematisch eng gesteckt und es ermöglicht, die Aufgabenstellung konkret und schnell abzuarbeiten.

Anders stellt sich die Situation bei der Bearbeitung des Themenkreises Langzeit-Wirkungen dar. Langzeit-Wirkungen können sich auf verschiedenen organismischen Organisations-ebenen manifestieren. Entsprechend vielfältig sind die Untersuchungsmethoden. Unterschiedliche Definitionen und Auslegungen des Begriffs 'Biomonitoring' in der Literatur machen die Materie zusätzlich unübersichtlich und für den Überwachungsvollzug schwer erschließbar. Nicht zuletzt wegen der weitgefaßten Definition des Biomonitorings, ist die Literatur für diesen Themenkreis sehr vielfältig. In allen klassischen Disziplinen der Biologie, von der Molekularbiologie, Physiologie, über Verhaltensforschung bis hin zur Populations- und Synökologie wird versucht, Beziehungen zu Umweltveränderungen toxischer oder anderer Art aufzuzeigen. Für verschiedenste Belastungen bestehen Manifestationsmöglichkeiten in Form toxischer Wirkungen auf molekularer, subzellulärer, zellulärer oder Gewebs-Ebene, bis hin zur Organismen-, Populations- und Lebensgemeinschafts-Ebene. Inhalte und Methoden, die früher unter den Begriffen Bioindikation und Indikatorsystem abgehandelt wurden, werden heute meist unter dem aus dem englischen entliehenen Begriff Biomonitoring subsummiert (z. B. auch Gewässergüte-Untersuchungen nach dem Saprobien-system). Analog werden in der Wasserwirtschaft Aufgaben und Abläufe, die früher unter

Wasserbewirtschaftung zusammengefaßt wurden, heute mit dem Begriff 'Gewässermonitoring' belegt.

Gegenstand dieses Berichtes ist daher,

1. eine begriffliche Abgrenzung durchzuführen,
2. eine Übersicht über die Methoden zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen in Gewässern zu geben,
3. den gegenwärtigen Stand des Einsatzes entsprechender Methoden in der Bundesrepublik zu dokumentieren,
4. zu prüfen, ob mit den ursprünglich als Frühwarnsysteme konzipierten kontinuierlichen Biotests mit geringem Aufwand zusätzliche Erkenntnisse über Langzeit-Wirkungen zu erhalten sind,
5. eine Empfehlung für die bundesweit einheitliche Anwendung geeigneter Methoden in der Routineüberwachung zu formulieren.

2 Ansätze zur Erfassung von Langzeit-Wirkungen

2.1 Begriffsbestimmung

Biomonitoring ist der kontinuierliche Gebrauch der Biologie - d. h. von Bioindikatoren und Biomonitoren - zur Beschreibung und Bewertung der Änderungen von Umweltparametern im Rahmen von Langzeit-Untersuchungsprogrammen zur Qualitätskontrolle (ROSENBERG & RESH 1993). Die Art und Weise und die Ausprägung (Stärke) der Änderungen in einem Organismus sowie der Reaktion eines Organismus oder einer Organismengemeinschaft auf Variationen der Umweltbedingungen, ist bei dem Biomonitoring sichtbar oder meßbar zu beobachten (MARKERT 1994).

Ein Biomonitor gibt Information über die Quantität der Qualität der Umwelt wieder. Dagegen liefert ein Bioindikator Informationen über die Qualität der Umwelt (nach MARKERT 1994).

Monitoring ist der Vorgang, die kontinuierliche Überwachung, das regelmäßige Beobachten. Indikatoren und Monitore sind die Akteure.

Es werden passive, im Untersuchungsgebiet vorhandene, und aktive, in das Untersuchungsgebiet ausgebrachte, Bioindikatoren (Biomonitore) unterschieden. Daneben werden Reaktions- und Akkumulation-Indikatoren separiert (ARNDT et al. 1987). Reaktionsindikatoren reagieren mit spezifischen Symptomen, zeigen also Wirkungen. Akkumulationsindikatoren reichern chemische Substanzen, meist ohne erkennbare Schädigung, signifikant über das Umgebungsniveau an und können sonst kaum nachweisbare Substanzen einer entsprechenden Analytik zugänglich machen (AK BIOINDIKATION DER GDCh 1996).

Biomonitoring erlaubt mit Hilfe von Bioindikatoren eine zeitlich integrierende Kontrolle des Zustandes der belebten Umwelt. Es wird, wie bei den Indikatoren (Biomonitoren) selbst, zwischen passivem und aktivem Biomonitoring unterschieden. Beim passiven Biomonitoring werden Einflüsse auf Bioindikatoren an ihrem natürlichen Standort untersucht, während beim aktiven Biomonitoring standardisiertes biologisches Material unter definierten Bedingungen untersucht wird (AK BIOINDIKATION DER GDCh 1996).

Als biologische Langzeit-Wirkungen aufgrund toxischer Belastungen werden primär solche Reaktionen angesehen, die sich z. B. infolge geringer, nicht akut toxischer Konzentration von Schadstoffen erst nach längerer Einwirkzeit einstellen oder wahrnehmbar werden, wie z. B. chronische Erkrankungen, Verhaltensänderungen oder schleichende Veränderungen innerhalb der Lebensgemeinschaft.

Bei der Analyse und Bewertung von biologischen Reaktionen muß bedacht werden, daß manche Wirkungen von Belastungen auch kurzfristiger, stoßweiser Art,

- aus biologischen Gründen mitunter erst nach längerer Zeit bemerkbar werden, z. B. genetische Änderungen in höheren Organismen mit langer Generationszeit,
- erst bei Endgliedern der Nahrungskette zu Tage treten, nachdem das auslösenden Agens zuvor über mehrere Glieder der Nahrungskette angereichert wurde und somit die Schadkonzentration überschreitet (Beispiel aus dem terrestrischen Bereich: Eischalen-Defekte bei Greifvögeln),
- langanhaltend oder gar dauerhaft und irreparabel sind, wie genetische Defekte und die Auslöschung von Populationen und Arten.

2.2 Ebenen der biologischen Organisation, auf denen sich Langzeit-Wirkungen manifestieren.

Langzeit-Wirkungen infolge toxischer Belastungen können sich, wie Wirkungen infolge toxischer Belastungen generell, auf verschiedenen Ebenen, von der Molekül- bis zur Populationsebene manifestieren. Nachfolgende Übersicht (im wesentlichen übernommen aus

UBA 1993) gibt die toxischen Effekte und auch eventuell nachfolgende Adaptationsprozesse wieder, die im Rahmen eines biologischen Monitorings erfaßt werden können.

Ebene	Toxische Effekte	Adaptationsprozesse
<i>Molekül</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Genmutation - DNS-Addukte - Veränderungen in der Struktur u. Aktivität von Enzymen - hormonelle Veränderungen 	<ul style="list-style-type: none"> - DNS-Reparatur - Biotransformation - Enzyminduktion - Detoxifizierung durch Metabolitenbildung - Bildung von Stressproteinen
<i>Subzellulär</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Membranschädigungen - Destabilisierung von Lysosomen - Chromosomenschäden (Brüche, Translokationen etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> - Lysosomen Autophagie - Proliferation des ER - Abspeicherung von Fremdstoffen in Vesikeln - Chromosomen Reparatur
<i>Zellulär</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Änderung der Zellstruktur - Verringerung des Zellwachstums - Neoplasie 	<ul style="list-style-type: none"> - Hypertrophie
<i>Gewebe</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Nekrosen - Tumorbildung - Neurotoxische Effekte - Induktion von Gewebsneubildungen 	<ul style="list-style-type: none"> - Abspeicherung - Hyperplasie
<i>Organismus</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Blockierung physiologischer Prozesse - Reduzierte Nahrungsaufnahme - Reduzierte Respirationsrate - Verringerung der Energiereserven - Wachstumsverzögerungen - Verringerte Fruchtbarkeit - Schwäche der Immunabwehr 	<ul style="list-style-type: none"> - Ausweichreaktionen - Reduzierte Aufnahme von Fremdstoffen - Erhöhung der Ausscheidungsrate von Fremdstoffen
<i>Population</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Schäden am Erbmaterial - Erhöhte pränatale Sterblichkeit - Erhöhte postnatale Sterblichkeit - Verringerte Mobilität - Reduzierte Adaptationsfähigkeit - Auslöschung von Populationen - Verringerte Diversität 	<ul style="list-style-type: none"> - Erhöhung der Nachkommenschaft

Veränderungen auf molekularer, subzellulärer, zellulärer und Gewebsebene sind den Änderungen auf der Organismen- oder Populationsebene zumeist vorgeschaltet, ohne zwingend zu derartigen Änderungen in den höheren Ebenen führen zu müssen. Pathologische Phänomene auf dem Niveau von Zellen und Geweben, die sich erst nach längerer Einwirkung eines Schadstoffes manifestieren und die noch längere Zeit nach dem Ende einer Einwirkung nachweisbar sind, besitzen eine geringe Spezifität. Die Bedeutung dieser Phänomene ist bei Organschädigungen für den Organismus klarer faßbar. Die Relevanz dieser Schädigungen wird aber verringert durch die große Regenerationsfähigkeit zentraler Entgiftungs-

organe wie Leber, Mitteldarmdrüse etc. und durch die verschiedenen Adaptationsmechanismen. Langzeit-Wirkungen, im Sinne von nachhaltigen Auswirkungen, zeichnen sich meist auf der Organismen- oder Populationsebene ab.

Auf der Individuen- und Populationsebene ist eine Zuordnung einer beobachteten Veränderung zu bestimmten Schadstoffen resp. die Abgrenzung zwischen anthropogenen und natürlichen Stressoren auch sehr schwer möglich. Auf der anderen Seite sind aber die Bedeutung und Relevanz für die aquatische Lebensgemeinschaft wesentlich eindeutiger als auf den anderen Ebenen zu erkennen (UBA 1993). Die Aussagekraft der Bioindikation nimmt nach ARNDT (1996) mit höherer Organisationsebene zu. Ebenso nimmt allerdings die Zeitdauer bis zum Eintreten der Reaktion, und damit ggf. der Handlungsmöglichkeiten, mit höherer Organisationsebene zu (Abb. 1).

2.3 Ausgewählte Methoden der Wirkungserfassung

Neuere zusammenfassende Übersichtsarbeiten bzw. Literaturlauswertungen zu den Themenbereichen Biomonitoring, Bioindikation und zur biologischen Qualitätsbewertung von Oberflächengewässern, in denen auch der Themenkreis Langzeit-Wirkungen abgehandelt wird, liegen in Anzahl vor (GUNKEL 1994; STEINBERG, KERN, PITZEN & TRAUNSPURGER 1990; MÖLLER, OHL DAG, SPRENGEL, PETERS & WATERMANN 1993; LOEB & SPACIE 1993; ROSENBERG & RESH 1993; AGENCE DE L'EAU 1993; STRAYER, GLITZENSTEIN, JONES, KOLOSA, LIKENS, MCDONNELL, PARKER & PICKETT 1986, VAN LOON & HERMENS 1995, DE ZWART 1995). Ohne im einzelnen die speziellen fachspezifischen Arbeitsmethoden zu kennen, ist es nur schwer möglich die Stichhaltigkeit der in der Literatur gegebenen Informationen einzuschätzen und die verschiedenen Ansätze vergleichend zu bewerten. Daher wird auf Basis der bereits zitierten und im folgenden genannten Literatur zunächst eine kurze Übersicht über die wichtigsten und verbreitetsten Methoden für die Feststellung von Wirkungen aufgrund toxischer Belastungen gegeben. Ausführlichere Beschreibungen finden sich in der oben genannten Literatur. Die Methodendarstellung erfolgt geordnet nach den verschiedenen Organisationsebenen.

2.3.1 Molekulare und subzelluläre Ebene

Auf der molekularen Ebene können alle physiologischen und/oder biochemischen Größen des Zellstoffwechsels, die auf Stoffeinwirkungen oder physikalische Einflüsse reagieren, unter dem Begriff Biomarker zusammengefaßt werden. Biomarker sind in der Regel bereits natürlicherweise vorhandene Bindeglieder oder Produkte des (Zell-) Stoffwechsels, die unter Umweltstress in verstärktem Maße produziert werden.

zunehmende Aussagekraft

←

Kompartimente	Abfragefelder für die ökologische Reaktion auf einwirkenden Stressor							Instrumente
	Minuten	Tage	Wochen	Monate	Jahre	Jahrzehnte	Jahrhunderte	
Ökosystem						Energiebilanzen Entkopplungsvorgänge Mineralstoffpflanzen Im- und Exporte Produktion	Remote sensing und alle Instrumente niedriger Ebenen	
Biozönose						Ausfall von Arten Stabilitätseigenschaften trophische Bedingungen Diversitätsänderungen Sukzessionen und Sukzessionsumkehr Dominanzverschiebungen	EMAP-Instrumente Index-Zahlen Zeigerwerte ökologische Indikatoren	
Population					Abundanzverschiebungen unterschiedliche Empfindlichkeiten Variabilitätbildung genetische Zusammensetzung		Abundanz- Bestimmung ökologische Indikatoren	
Organismus					Tod habituelle Symptome Zuwachs und Eintrag äußerlich sichtbare Verluste Verhalten interne Transportvorgänge		autökologische Reaktions- und Akkumulations- Indikatoren Teste	
Organ					Blattfall/Tod verfrühte Seneszenz morphologische Veränderungen sichtbare Symptome Gaswechsel		autökologische Reaktions- und Akkumulations- Indikatoren Mikroskope	
Gewebe					Energiestatus Akkumulationen Atmungssteigerung histologische Veränderungen morphologische Veränderungen		REM, Analytik organische und anorganische Biomarker	
Zelle					Enzymaktivität Stresshormonbildung Isoenzymbildung Genveränderungen Antioxidantienbildung		Aktivitäts- untersuchungen Biomarker Genstruktur- analyse	

→ zunehmende Kenntnisse

Abb.1: Ökologische und zeitliche Einordnung von Wirkungskriterien (aus ARNDT 1996)

"Die Verwendung von Bioindikatoren, den sogenannten Biomarkern, als Indikatoren der Exposition und der Effekte von Umweltschadstoffen ermöglicht es aufzuzeigen, daß Umweltchemikalien in einen Organismus eingedrungen sind, im Organismus den Ort der toxischen Aktion erreicht haben und eine Wirkung auf den Organismus ausüben (SHUGART et al., 1993). Unterschiedliche Biomarker messen die biologische Antwort auf verschiedenen Ebenen der biologischen Organisation und von den verschiedenen Punkten entlang der Kette von Ereignissen, die von der Initial-Interaktion auf der molekularen Ebene zur finalen, toxischen Manifestation (Tod einer Zelle oder eines Organismus) führen" (aus UBA 1995a).

Mit biochemischen, molekularbiologischen, zellbiologischen und physiologischen Methoden bestimmbare Zustandsindikatoren (Biomarker) wurden bisher vorwiegend für Aussagen über in Küstengewässern gegebene Beeinträchtigungen der Meeresfauna genutzt. Eine zentrale Rolle kommt der Induktion von Enzymen des Entgiftungsstoffwechsels wegen ihrer entgiftenden oder auch die Giftigkeit bestimmter Chemikalien erhöhenden Wirkung zu. Die Messung der Aktivität eines einzelnen Enzyms, z. B. der EROD (7-Ethoxyresorufin-O-de-ethylase, eine mischfunktionelle Oxygenase [MFO]), ergebe jedoch nach ADISON (1992, zit. n. GUNKEL 1994) keinen Sinn, wohl aber als Komponente eines breitangelegten Biomarker-Meßprogramms, zusätzlich bestehend aus:

- Bestimmung der DNS-Addukt-Konzentrationen, DNS-Strangbrüche, anderen DNS-Schäden sowie erhöhter DNS-Reparaturaktivität
- der Analyse der Aktivität auf die Abwehr durch Sauerstoffradikale bedingter Schäden ausgerichteter Enzyme (Antioxydantien) wie Superoxid-Dismutase, Catalase und Glutathion- Peroxidase
- der Bestimmung der Induktion von Metallothioneinen, der Analyse von Na⁺- und K⁺-ATPasen, für die Aufrechterhaltung von Ionengleichgewichten und die Osmoregulation wichtige Enzyme
- der Bestimmung von Acetyl-Butyryl-Cholinesterasen, aus deren Hemmung auf neurotoxisch wirksame Kontaminanten geschlossen werden kann.

Für alle diese physiologischen Marker gilt, daß ihre Ausprägung im Organismus durch ein vielfältiges Spektrum interner und externer Größen beeinflusst wird. Dies erschwert die Interpretation der Wirkungen von Schadstoffen, da diese vielfach nur eine der Ursachen für die Auslenkung aus einer als Referenz anzusehenden molekularen, zellulären oder stoffwechselphysiologischen Homöostase ist. Für die Interpretation der Indikation mit Biomarkern ist es erforderlich, mehr über die Funktion der genannten Marker im ungestörten zellulären Stoffwechselgeschehen, ihre natürliche Variabilität und die Beziehungen zu verschiedenen Einflußgrößen zu wissen (GUNKEL 1994).

Auf der Organisationsebene der Zellorganellen wird verschiedentlich die Überwachung der Lysosomenstabilität als Methode der Wahl angeführt. Lysosomen sind membranöse Zellorganellen, die dem Abbau und der Speicherung von Substanzen dienen. Sie reagieren empfindlich auf zahlreiche Schadstoffe und Stressoren. Der sogenannte Lysosomen-Phagosomen-Komplex besteht aus einem intrazellulären Verdauungssystem, das in der Lage ist, sowohl eigene Zellbestandteile (Autophagie) wie Fremdschubstanzen (Heterophagie) abzubauen. Bei der Autophagie werden Organellen in membrangebundene Vakuolen (sog. Autolysosomen) eingehüllt und abgebaut - ein Prozeß der zur normalen Regeneration einer Zelle gehört. Bei der Heterophagie werden extrazelluläre Stoffe durch Pinozytose oder Phagozytose aufgenommen, zum Lysosomen-Komplex transportiert und dort abgebaut (Heterolysosomen). Auch dieser Mechanismus kann sich im Rahmen einer normalen Gewebserneuerung bewegen, ist jedoch in Geweben mit erhöhten Zelluntergängen oder bei einem Überangebot von Fremdpartikeln Anhaltspunkt für die Einwirkung von toxischen Substanzen. Eine wesentliche Grundvoraussetzung für die Funktion der Lysosomen ist die Inaktivität ihrer Enzyme, die direkt mit einer Impermeabilität der Lysosomenmembran verknüpft ist. Unter bestimmten physiologischen und pathologischen Bedingungen verändert sich die Stabilität der Lysosomenmembran derart, daß die Enzyme aktiviert oder sogar ausgeschüttet werden. Dieser Prozeß kann zum Abbau einzelner Zellorganellen oder zum Zelltod führen. Neben zahlreichen anderen Faktoren können auch Schadstoffe, die in Lysosomen abgespeichert werden, eine Schädigung und damit Destabilisierung der Lysosomenmembran herbeiführen, wenn die Speicherkapazität erschöpft ist.

2.3.2 Zelluläre und Gewebsebene

Auf der zellulären und auf der Gewebsebene kennt man histopathologische Untersuchungen, wie die Feststellung von Verfärbungen, Vergrößerungen, Verkleinerungen, Verfettungen, Entzündungen, Nekrosen, Cysten- und Tumorbildung an Zellen und in Geweben, Veränderungen und Verformungen auf der ultrastrukturellen Ebene (bei Zellwand und Zellorganellen etc.). Weiterhin werden Methoden zur Feststellung pathophysiologischer Effekte, d. h. biochemischer Fehlfunktionen wie Hormon- und Enzymüber- und unterproduktionen etc. angewandt.

Zell- und Gewebeeränderungen können biochemische Fehlfunktionen erklären helfen. Der Induktion der EROD z. B. entspricht eine im elektronenoptischen Bild erkennbare Proliferation des glatten endoplasmatischen Retikulums. Die an Lysosomen erkennbaren Schäden (verringerte Membranstabilität, Vergrößerung, toxische Lipidose) dürften einen Beitrag zur Verstärkung der durch metabolisch aktivierte Promutagene und Radikale bedingten Effekte leisten (MOORE, 1992, zit. n. GUNKEL 1994). Eine länger einwirkende Belastung mit toxischen Substanzen kann über einen gewissen Zeitraum toleriert werden, aber bei einer

Überbeanspruchung der Leistungsfähigkeit der Lysosomen zu Zell- und Gewebsschädigungen z. B. in der Leber von Vertebraten oder der Mitteldarmdrüse von Invertebraten führen (nach UBA 1993).

2.3.3 Organismus und Populationsebene

Alle in der vorstehenden Tabelle aufgeführten toxischen Effekte auf Organismus-Ebene können ausschließlich im Labor oder Freilandlabor durch Verhaltensanalysen, Wachstums- und Reproduktionsmessungen und ggfs. Feststellung der Mortalität gemessen werden. Ansätze hierzu sind in der Literatur verschiedentlich beschrieben (z. B. BECKER 1987, GERHARDT 1996). Die unvermeidbar artifiziellen Laborbedingungen können u. U. bereits von vornherein den Organismus destabilisierende Bedingungen darstellen. Insbesondere bei Langzeitversuchen sind hierdurch Beeinträchtigungen der Versuchsergebnisse nicht auszuschließen.

Auswirkungen toxischer Belastungen auf Populationsebene sind dagegen durch Bestandsaufnahmen einzelner Populationen, von Teilbiozönosen (ausgewählte Tier- und Pflanzengruppen) oder kompletter Biozönosen des Planktons, Benthos oder Nektons (auch Fischparasiten) unmittelbar in situ zu messen. Dazu werden halbquantitative und quantitative Beprobungen in Probenahmeintervallen durchgeführt, deren Länge durch den Entwicklungszyklus der ausgewählten Organismen definiert ist. Habitate und Substratspezifität (natürliche Substrate oder Kunstsubstrate, Ufersteinschüttungen, Sediment, Stillwasser- oder Strömungsbereiche etc.) sind bei der Untersuchungsplanung zu berücksichtigen. Festgestellt werden verschiedene Meßparameter wie Artenzahl, Artenfehlbetrag (im zeitlichen oder räumlichen Bezug), Verhältnis von Individuenzahl zu Artenzahl, Biomasse, Abundanz einzelner Arten, oder Verhältnis der Häufigkeit einzelner Arten zueinander (Dominanzverhältnisse). Die Interpretation der Befunde kann auch mit Hilfe bewertender Indikationssysteme (z. B. Säuregrad, Toxizitätsmatrix) geschehen.

Im Rahmen von Gewässergüte-Untersuchungen wird die Biozönose nur unzureichend hinsichtlich des Artenspektrums und der Stichprobengröße und Stichprobenzahl erfaßt. In Blickrichtung auf die Verwertbarkeit für eine Trendanalyse bzw. statistisch absicherbare Vergleiche zwischen Referenz und aktuellem Zustand des Gewässers werden diese Untersuchungen in zu geringer Frequenz durchgeführt. Wegen dieser methodischen Einschränkungen blieben auch Verweise einzelner Bundesländer auf Gewässergüte-Untersuchungen als Ergebnis der Umfrage bei den bundesdeutschen Überwachungsbehörden in der nachfolgenden Zusammenstellung unberücksichtigt.

2.4 Akkumulationsindikatoren

Neben den vorstehend genannten Methoden der Wirkungserfassung toxischer Belastung, werden in der maßgeblichen Literatur meist im gleichen Zusammenhang sogenannte Akkumulationsindikatoren zur Feststellung von z. B. bioverfügbaren Schwermetallen und Chlorkohlenwasserstoffen besprochen. Diese Organismen dienen aufgrund ihrer Anreicherungseigenschaften gewissermaßen dem leichteren Auffinden auch gering konzentrierter Schadstoffe. Ein Nachweis möglicher Schadeffekte wird damit meist nicht erbracht. Das Akkumulations-Monitoring macht jedoch zumindest Effekte sichtbar, nämlich, daß bestimmte Schadstoffe angereichert werden; also vorhanden sein müssen. Dieser Effekt kann sogar beobachtet werden, wenn sich die Schadstoffe direkt im Wasser analytisch gar nicht nachweisen lassen. Eben erst durch Anreicherung (Akkumulation) werden sie erkennbar. Demnach kann man für die Überwachungspraxis Schlüsse daraus ziehen, daß es (unbekannte oder bekannte) Belastungsquellen geben muß. Bei der Auswahl geeigneter Akkumulationsindikatoren ist zu beachten, daß Organismen, bei denen die beobachteten Schadstoffe schon in geringen Konzentrationen zu übermäßigen Schäden stoffwechselphysiologischer, zytologischer oder sonstiger Art führen, nicht geeignet sind.

Neuere Untersuchungen der Wassergütestelle Elbe an Muscheln der Gattung *Dreissena*, die im "aktiven Schadstoff-Monitoring" eingesetzt werden und parallel zu den Schadstoffuntersuchungen auf anatomisch und physiologisch meßbare Veränderungen untersucht werden, ergaben z. B. Schädigungen des Kiemenepithels dieser Tiere. Außerdem fand man mit Hilfe eines DNA-Aufwindungstests in den Muscheln Hinweise auf vermehrte DNA-Strangbrüche. Die Auswahl geeigneter dauerhafter Akkumulations-Indikatoren ist daher erst nach gründlicher Prüfung auf eventuell einhergehende Schadwirkungen der akkumulierten Stoffe möglich.

Die Anreicherungsvorgänge der Stoffe in Organismen sind spezifisch für die Organismenart, sie hängen in erster Linie vom Ernährungsverhalten der Art und von der Verfügbarkeit der Nahrung ab. So ist davon auszugehen, daß z. B. Muscheln, die Schwebstoffe aus dem freien Wasser filtrieren, andere Akkumulationsraten eines Schadstoffs zeigen als solche, die im Sediment leben und dort ihre Nahrung aufnehmen. Endglieder von Nahrungsketten können nur das anreichern, was in ihren Beutetieren enthalten ist. Unterschiedliche Nahrungsspektren verschiedener Arten haben somit zwangsläufig unterschiedliche Anreicherungsraten zur Folge. Verallgemeinerungen über die untersuchte Art hinaus, selbst auf verwandte Arten, sind daher nur schwer möglich.

An jeden prospektiven Akkumulationsmonitor-Organismus ist die Anforderung zu stellen, daß er auf eine Zunahme von Schadstoffkonzentrationen des Milieus mit zusätzlicher Akkumulation reagiert und bei vermindertem Angebot entsprechend Schadstoffe ausscheidet.

Wichtig ist in diesem Zusammenhang der Zeitmaßstab dieser Prozesse, da die beobachteten Schadstoffgehalte in Organismen repräsentativ für einen bestimmten Zeitabschnitt sein sollten.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß sich mit Akkumulations-Indikatoren Effekte toxischer Belastungen, nämlich Stoffanreicherungen im Sinne eines Schadstoff-Monitoring, in der Regel (und definitionsgemäß) aber keine schädigenden Wirkungen dieser Stoffe nachweisen lassen. Wenngleich Untersuchungen mit Akkumulations-Indikatoren daher nicht zum Biomonitoring von Wirkungen toxischer Belastungen geeignet sind, so können sie doch hilfreich sein, um Auskunft über Ausbreitung und Verbleib gering konzentrierter Stoffe im Ökosystem zu geben. Nach dem Vorsorgeprinzip wären jedoch auch auf diese Weise erkannte Belastungen zu vermindern, auch wenn die schädigende Wirkungen nicht unmittelbar erkennbar werden. Hier wird der Nutzen der Akkumulationsindikatoren offenbar.

2.5 Einsatzmöglichkeiten der in den Meßstationen vorhandenen kontinuierlichen Biotestgeräte für ein Langzeit-Biomonitoring

Einen Spezialfall stellen solche Methoden dar, die direkt mit den in den Meßstationen betriebenen kontinuierlichen Biotestgeräten umgesetzt werden könnten. Sie hätten, sofern die Biotestgeräte unmittelbar genutzt werden könnten, wahrscheinlich das günstigste Kosten/Nutzen-Verhältnis im praktischen Einsatz. Zudem wäre ein direkter methodischer Vergleich mit den Resultaten des Kurzzeit-Biomonitorings möglich, falls dieselben Organismen herangezogen würden.

In den Meßstationen sind derzeit in unterschiedlichem Umfang folgende kontinuierliche Biotests im Einsatz:

- Fischttest: Kerren-Fischttest oder Koblenzer Verhaltensfischttest mit BehavioQuant^R
- Daphnientest: meist Dynamischer Daphnientest der Fa. Elektron
- Muscheltest: Dreissena-Monitor nach Borchherding oder Mossel-Monitor
- Algentest: DF-Algentest oder Test der Fa. bbe-Moldaenke
- Bakterientest: Prototypen in der Entwicklung

Für ein Langzeit-Biomonitoring kommen grundsätzlich nur die Tests in Frage, in denen die Organismen über eine längere Zeit dem Testwasser ausgesetzt sind, also Fisch-, Muschel- und Daphnientest. Algentest und Bakterientest fallen hierfür aus, weil bei ihnen für einen Testdurchgang immer frisch angezogene Organismen aus einer Reinkultur herangezogen werden, die nach einer Messung verworfen werden.

Fische und Daphnien befinden sich üblicherweise 7 Tage in einem Testgerät. Muscheln befinden sich mehrere Monate bis Jahre in dem jeweiligen Testgerät.

Fische:

Der 1. Empfehlungsbericht des LAWA-AK Biomonitoring führt den Koblenzer-Verhaltensfischtest als derzeit einzig geeigneten Fischtest an. Hier werden je 5 ca. 8 cm lange junge Goldorfen in zwei Becken kontinuierlich dem Testwasser ausgesetzt. Das Schwarmverhalten wird über Videobeobachtung und anschließende EDV-Verrechnung ausgewertet. Die Testtiere bleiben ca. eine Woche im Gerät. Die Fische werden bislang nach dem Einsatz im Test für keine weiteren Untersuchungen herangezogen. Denkbar wäre, daß die Tiere nach einwöchiger Expositionszeit bereits innere Schädigungen aufweisen, die sich noch nicht im Verhalten der Tiere niederschlagen.

In der ausgewerteten Literatur werden keine bei routinemäßiger Auswertung erkennbaren Schädigungen von Fischen nach einwöchiger Exposition referiert. Entsprechende Versuche mit Forellen, die in der Meßstation Karlsruhe über mehrere Wochen gehältert und anschließend hinsichtlich möglicher genotoxischer Effekte mit dem Comet-Assay und dem Mikrokern-test untersucht wurden, verliefen ergebnislos. Angesichts der relativ hohen Qualität der Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland ist nicht zu erwarten, daß sich Schäden finden lassen. Auch Akkumulationseffekte sind nach derzeitigem Kenntnisstand nach einwöchiger Exposition nicht zu erwarten. Derzeit ist nicht erkennbar, daß mit geringem Aufwand und genügend hohem Erkenntniswert eine weitere Auswertung der in den Fischtests eingesetzten Goldorfen im Hinblick auf Langzeit-Wirkungen verwertbare Ergebnisse liefert.

Daphnien:

In dem üblicherweise eingesetzten Dynamischen Daphnientest der Fa. Elektron werden in den beiden Testkammern je 20 2-4 Tage alte Daphnien dem Strom des Testwassers ausgesetzt. Nach einer Woche Betriebszeit werden die Tiere ersetzt. Beobachtungen an der Meßstation Worms geben Hinweise darauf, daß die Daphnien durch die Exposition möglicherweise chronische Beeinträchtigungen erfahren, die nicht unbedingt anhand ihrer Alarmreaktionen, sondern erst nach Ende der Testzeit erkennbar werden (z. B. verminderte Vitalität, verminderte Bildung von Eiern, geringeres Wachstum u. ä.). Derzeit ist jedoch keine Methode bekannt, wie die Vitalität oder der Gesundheitszustand von Daphnien einfach und mit Perspektive auf einen Routineeinsatz gemessen werden könnte. Untersuchungen auf Akkumulationseffekte sind bei der geringen Zahl der Testorganismen bei gleichzeitig geringer Körpergröße nicht durchführbar. Die Untersuchung der Testtiere nach Testende auf weitere Langzeit-Wirkungen würde die Neuentwicklung einer eigenen Methode erfordern.

Muscheln:

In beiden genannten Muscheltests werden Dreikantmuscheln über mehrere Wochen hinweg dem Testwasser ausgesetzt. Angesichts der langen Expositionszeit liegt zunächst auf der Hand, die Testtiere nach Testende hinsichtlich möglicher Akkumulationseffekte zu untersuchen. Wegen der geringen Anzahl von Testtieren des Mosselmonitors käme dafür lediglich der Dreissena-Monitor in Frage. Die Methoden der Untersuchung des Muschelgewebes auf Schadstoffgehalte sind etabliert und werden beispielsweise beim "aktiven Schadstoffmonitoring" an der Elbe im Routineeinsatz angewandt. Für die weitergehende anatomische und physiologische Untersuchung für Muscheln, die dem Testwasser längere Zeit gezielt ausgesetzt wurden, wird als Methode des eigentlichen Biomonitoring derzeit ein Test auf DNA-Strangbrüche für den Routineeinsatz an der Elbe entwickelt.

Eine Untersuchung der im Dreissena-Monitor verwendeten Muscheln wäre sicherlich aber auch nur sinnvoll, wenn genügend Datenmaterial für eine statistisch saubere Aussage gewonnen werden könnte. Wegen des nicht unbeträchtlichen Zeitaufwandes für das Neuinstallieren der Muscheln im Dreissena-Monitor ist ein regelmäßiger Austausch der Muscheln (etwa nach vier Wochen Expositionszeit) und der erforderlichen Eingewöhnungszeit und Justiarbeit der Apparatur während der ersten Betriebstage wenig sinnvoll. Einfacher - und damit praktisch unabhängig vom Dreissena-Monitor - wäre ein Körbchen mit "unverklebten Muscheln" nebenher in einen Wasser-Durchfluß zu hängen. Damit könnten auch Fehlerquellen durch die Verklebung der Muscheln ausgeschlossen werden. Zu beachten wäre bei den Akkumulations-Untersuchungen und bei den Gentests auch, daß Referenzmaterial vorliegt.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß es bis auf die Untersuchung der Akkumulation in Muscheln (Schadstoff-Monitoring) und die Ansätze zu genphysiologischen Untersuchungen bei diesen Muscheln derzeit keine Methode gibt, die sich unmittelbar auf die in den kontinuierlichen Biotestgeräten eingesetzten Organismen übertragen läßt. Akkumulationsuntersuchungen ließen sich grundsätzlich mit den Muscheln der Gattung *Dreissena* durchführen, sinnvollerweise jedoch unabhängig von den Testtieren im Muscheltest.

3 Untersuchungsprogramme in der Bundesrepublik Deutschland zum Thema 'Erfassung von Langzeit-Wirkungen'

Zur Vorbereitung des vorliegenden Berichtes wurde vom LAWA-Arbeitskreis Biomonitoring eine Umfrage bei den Gewässerüberwachungsbehörden der Bundesrepublik Deutschland durchgeführt, mit der Bitte, folgende Fragen zu beantworten:

1. Werden in Ihrem Bundesland Verfahren der Überwachung von Langzeit-Wirkungen toxischer Belastungen oder anderer Einflüsse in Gewässern angewandt ?
2. Welche Erfahrungen bestehen ggf. mit diesen Verfahren, welche Langzeit-Wirkungen wurden aufgespürt ?
3. Welche Berichte oder Veröffentlichungen liegen ggf. in Ihrem Bundesland zum Langzeit-Biomonitoring vor ?

Der mit diesen Fragen angeschnittene Themenkreis wurde durch folgende Hinweise erläutert:

Untersuchungsansätze zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen in Gewässern können Methoden zur Darstellung toxischer Effekte auf molekularer, zellulärer und organismischer Ebene oder auf der Ebene ganzer Populationen sein. Entsprechend dieser verschiedenen biologischen Organisationsebenen bestehen bei 'Langzeit-Wirkungen' verschieden lange Zeitphasen bis zum Eintreten der Wirkung, d. h. von einer Reaktionszeit im Bereich von Stunden (auf niedriger Ebene), bis hin zu Reaktionszeiten im Bereich von Monaten und Jahren (Populationsebene). Ziel solcher Untersuchungen ist es, die Auswirkungen längerfristig andauernder toxischer Grundbelastungen zu erfassen. Dadurch ist das Biomonitoring von Langzeit-Wirkungen klar vom Biomonitoring mit Biotestautomaten (z. B. Dynamischer Daphnientest) unterschieden. Letztere können nur zum Aufspüren kurzfristiger Stoßbelastungen dienen.

Im allgemeinen werden Effekte auf molekularer, zellulärer und organismischer Ebene durch gezielte Exposition von Organismen (z. B. Muscheln, Fische) im Gewässer untersucht (Expositionsmonitoring), Effekte auf Populationsebene durch Langzeitstudien an planktischen oder benthischen Lebensgemeinschaften.

Die infolge der Umfrage eingegangenen Darstellungen sind hier zusammengefaßt wiedergegeben, die im einzelnen vorliegende Berichte und Publikationen zitiert (siehe auch Literaturverzeichnis).

3.1 Ergebnisse einer Umfrage des LAWA-AK Biomonitoring

Umweltbundesamt

Vom Umweltbundesamt (UBA) wurden verschiedene F+E-Vorhaben betreut, die die Erfassung von Langzeit-Wirkungen mit biologischen Methoden berühren:

– Die Eignung aestuariner Organismen für ein biologisches Monitoring von Schwermetallen wurde 1985/86 im Ästuarbereich der Elbe, der Weser und der Ems untersucht. Die für See-
pocken (*Balanus spp.*), Flohkrebse (*Gammarus spp.*) und Grünalgen (*Enteromorpha spp.*)
erzielten Ergebnisse werden im Hinblick auf die z. T. erhebliche zeitliche und örtliche Va-
riabilität ausgewertet und dargestellt und daraus ein Programm zum biologischen Monitoring
in Flußmündungen abgeleitet. Schädigungen aufgrund von Langzeitbelastungen wurden
nicht erfaßt. (UBA 1988).

– Die 1987 durchgeführte Pilotstudie zur Überwachung der Belastung mit Schwermetallen
und Nährstoffen im filtrierten Wasser und in Schwebstoffen des Elbeästuars, sowie zur
Überwachung der Schadstoffbelastung ausgewählter Organismen (Flundern, Miesmuscheln)
im Bereich des Elbeästuars ergab eine starke Abhängigkeit der Schadstoff-Beladung der
Schwebstoffe von den hydrologischen Bedingungen, so daß z. B. eine Bilanzierung des
Schadstoff-Eintrags in die Nordsee bei der gegebenen Meßstellenkonstellation nicht möglich
ist. Die Schwermetall-, sowie PCB-, HCB- und HCH-Belastung der Flundern und Muscheln
ist ebenfalls sehr variabel und wird z. T. (Flundern) mit häufigen Ortswechsell erklärt. Auf
Schädigungen der Tiere, die aus einer Langzeitbelastung resultieren könnten, wurde nicht
untersucht. (UBA 1989).

– In den Jahren 1986-1989 wurden vergleichende Untersuchungen zur Eignung von Watt-
organismen zum Trendmonitoring der biologischen Verfügbarkeit von Schwermetallen und
Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) durchgeführt. 17 zeitlich gestaffelte Beprobungen bei
Rantum auf Sylt und mehrere Beprobungen an zwei Standorten im ostfriesischen Watt sind
Basis für den Vergleich der Schadstoffgehalte in 5 Arten des Makro-Zoobenthos- und in 2
Arten des Makro-Phytobenthos sowie im Mikrophytobenthos (indet.) in bezug zum Schad-
stoffgehalt der umgebenden Sedimente. Wegen hoher Anreicherungsfaktoren für viele der
untersuchten Schadstoffe und meist guter Handhabbarkeit wird die Baltische Plattmuschel
(*Macoma balthica*) und das Gemeine Seegrass (*Zostera marina*) in Kombination mit Sedi-
mentuntersuchungen (um die tatsächliche Belastung des Biotops festzustellen) zum Lang-
zeit-Trendmonitoring im Wattenmeer empfohlen. Die Ergebnisse zeigen jedoch, daß erheb-
liche, oft saisonale Schwankungen sowohl in der Schwermetall- als auch in der CKW-Bela-
stung der Organismen auftraten. Saisonalität der CKW-Belastungen der Sedimente war
dagegen nicht zu erkennen, zeitliche Variabilität der Metallkonzentrationen der Sedimente
war durch Korngrößenkorrektur zu eliminieren. Korrelationen zwischen Metallgehalten der

Sedimente und der Organismen ließen sich nur vereinzelt nachweisen, im Falle der CKW-Gehalte ergaben sich keine signifikanten Korrelationen (UBA 1992).

– Ziel eines Projektes 'Fischkrankheiten im Wattenmeer' (1988-1990) war die Bestandsaufnahme von äußerlich sichtbaren Fischkrankheiten sowie von pathologischen Leberveränderungen bei der Flunder, verbunden mit Untersuchungen zur Entgiftungsaktivität der Leber. Erbrütungsexperimente zur Untersuchung des Reproduktionserfolges sowie Messungen der Gehalte von Schwermetallen und Organohalogenverbindungen in verschiedenen Geweben der Flunder wurden zusätzlich durchgeführt. Lediglich an einem der acht untersuchten Standorte, dem Elbeästuar, kam es zu klar übereinstimmenden Ergebnissen: hohe Raten äußerlich sichtbarer Krankheiten, hohe Schadstoffgehalte in den Flunder-Geweben, hohe Aktivitäten des Entgiftungssystems der MFOs¹ und hohe Prozentsätze von Organschädigungen der Flunderleber. Widersprüche der Ergebnisse anderer Stationen (z. B. Eiderästuar, niedrige Schadstoffgehalte und guter Gesundheitszustand der Flunderleber, aber hoher Prozentsatz äußerlich sichtbarer Fischkrankheiten) lassen die Wirkung weiterer, bisher nicht bestimmter Substanzen oder Faktoren, möglicherweise auch naturgegebener Faktoren, vermuten.

Abgesehen von der Lysosomen-Membranstabilität, die den Beginn und das Fortschreiten von Leberschädigungen gut widerzuspiegeln scheint, haben andere untersuchte biologische Parameter wie die Reproduktionsfähigkeit der Fische, epidemiologische Untersuchungen und die Bestimmung der MFO-Aktivität eine relativ hohe Fehlerträchtigkeit, so daß sie weniger zur Reflektion subletaler biologischer Effekte der Kontamination im Wattenmeer geeignet sind. Für ein biologisches Effektmonitoring wird daher ein Set verschiedener biologischer Methoden empfohlen (UBA 1995a).

– Eine in den Jahren 1992-1993 durchgeführte faunistische Bestandsaufnahme zur ökologischen Zustandsbeschreibung der Elbe liefert die Ausgangsdatenbasis für die Konzeption von Sanierungsmaßnahmen und die spätere Erfolgskontrolle nach Umsetzung der Maßnahmen. Thematischer Schwerpunkt dieser Zustandsanalyse ist das Makrozoobenthos, mit Hilfe dessen Wirkungen von Umweltbeeinträchtigungen auf Populationsebene beschrieben werden (UBA 1995 b).

– Im Rahmen einer Literaturrecherche wurde der gegenwärtige Wissensstand zur Bewertung der Sedimentqualität insbesondere von Fließgewässern mit ökologischen und toxikologischen Wirkdaten ausgewertet. Vor- und Nachteile unterschiedlicher methodischer Ansätze (chemisch-physikalische Betrachtung, Struktur und Funktion der benthischen Le-

¹ **Mischfunktionelle Oxigenasen** = Mono-Oxygenase-Enzym-Systeme des endoplasmatischen Retikulums, mit der Aufgabe, fettlösliche organische Substanzen zu metabolisieren und damit in ausscheidbare Form zu transformieren.

bensgemeinschaft, diverse Biotests) und verschiedene Methoden integrierender Konzepte werden dargestellt.

Aus der Abwägung aller Vor- und Nachteile folgt, daß eine umfassende Charakterisierung sedimentbürtiger Wirkungen alle Expositionswege erfassen sollte. Dies ist zu erreichen durch a) Analyse benthischer Lebensgemeinschaften und durch b) Benthos-Biotests mit Gesamtsediment unter Berücksichtigung verschiedener Testorganismen, die verschiedenartige Expositionswege repräsentieren. Es wurde eine Testkombination selektiert, die sich nach geringfügigen Modifikationen zum kurz- bis mittelfristigen Einsatz als ausschließliches Verfahren zur Sedimentbewertung eignen dürfte: Bakterientest (Porenwasser, Gesamtsediment), *Scenedesmus*-Zellvermehrungshemmtest (Porenwasser, Eluat), *Daphnia magna* (akut, Porenwasser), *Chironomus tentans* (chronisch, Gesamtsediment), Felduntersuchung Benthos.

Eine grundlegende Schwierigkeit liegt darin, daß toxikologische Analysen vom Ansatz her immer vergleichend sind. Zur Ermittlung relativer Toxizitäten (Klassifikationssystem) sind Referenzsedimente erforderlich. Die Frage des Bezugs- /Referenzsedimentes ist nicht gelöst. Daher sind für die Interpretation der biologischen Analysen chemisch-physikalische Basisdaten Voraussetzung (UBA 1994).

– In einer Literaturstudie werden Daten über biologische Schadstoffeffekte in der Elbe und über die Biologie der betroffenen Artengruppen zusammengestellt. Dies umfaßt auf der Populationsebene schwerpunktmäßig das Mikrobenthos, das Makrozoobenthos und die Fische. Desweiteren werden der Kenntnisstand über Parasiten und über äußere und innere Erkrankungen von Fischen zusammengetragen. Ergänzt wird die Studie durch Angaben über Schadstoffeffekte an Mollusken und Wasservögeln. Das zusammengetragene Material liefert eine Fülle von Erkenntnissen über die Auswirkungen anthropogener Einflüsse und insbesondere von Schadstoffen auf die aquatischen Organismen der Elbe. Hierbei reicht die Spanne von Effekten auf der Populationsebene bis hin zur Einwirkung auf einzelne Moleküle.

Auf Basis dieser umfangreichen Literaturstudie über biologische Schadstoffeffekte in der Elbe werden zwei Verfahren vorgeschlagen: Zum Monitoring äußerlich sichtbarer Parameter und auf Populations-Ebene das Makrozoobenthos-Monitoring; für ein biologisches Effektmonitoring auf der Ebene innerer Erkrankungen und Veränderungen scheint die Untersuchung des Destabilisierungsgrades der Lysosomen aussagekräftig zu sein. Beide Verfahren erlauben eine Beprobung über den gesamten Elbeverlauf, sowie bei gehälterten Brasseln und Dreikantmuscheln den zusätzlichen Einsatz in Sondermeßprogrammen und wären relativ kostengünstig durchzuführen. Bei der Bewertung der Ergebnisse können anthropogene gegenüber natürlichen Faktoren relativ gut abgegrenzt werden. Die Sensitivität der

Verfahren gegenüber anthropogenen Belastungen ist vergleichsweise hoch. Durch deren regelmäßigen Einsatz ist auch ein Trendmonitoring über längere Zeiträume möglich (UBA 1993).

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Im Rahmen des Bund/Länder-Meßprogrammes Nordsee/Küstengewässer bestimmte die BfG bis 1994 Schwermetalle und organische Schadstoffe in Miesmuscheln an einer Meßstelle im Ems-Ästuar. Die Untersuchung erfolgte nach Vorgabe des Joint Monitoring Programmes (JAMP). Die Ergebnisse wurden durch die Oslo/Paris-Kommission publiziert.

Organische Schadstoffe in Fischen aus der Mosel und der Saar werden im Rahmen eines gemeinsamen Untersuchungsprogrammes der IKSR und der IKSMS analysiert. Die Ergebnisse werden von den internationalen Organisationen veröffentlicht (Stichjahre 1990, 1995).

Für Sauerstoffhaushalts-Untersuchungen und Gewässergüte-Modellierungen wird die planktische Lebensgemeinschaft in den Bundeswasserstraßen untersucht. Die Untersuchungen werden schwerpunktmäßig entsprechend den Anforderungen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes durchgeführt. Darüberhinaus finden modellgestützte Analysen des Stoffhaushaltes in internationalen Schifffahrtswegen (Rhein, Mosel, Elbe und Donau) statt. Zusätzlich erfolgt eine wöchentliche Probenahme an Rhein und Mosel zur Charakterisierung der Phyto- und Zooplanktonbiozönose. Sollte eine Verknüpfung hergestellt werden zwischen toxischen Stoffbelastungen und Änderungen auf der Populationsebene, dann müßten viel umfangreichere Untersuchungen durchgeführt werden.

Die IKSR veranlaßt alle 5 Jahre intensive Plankton und Benthos-Untersuchungen entlang des Rheines. Ausführende sind die Überwachungsbehörden der Länder und die BfG. Einmal jährlich kontrolliert die BfG die Besiedlungsverhältnisse des Makrozoobenthos - überwiegend an der Gewässersohle der schiffbaren Abschnitte - des Rheins (seit 1986 von Basel bis Emmerich) und der Elbe (seit 1992 von Schmilka bis Cuxhaven). Ab 1997 werden auch Untersuchungen an der Donau (von Kehlheim bis Passau) durchgeführt. Die Bestandsaufnahmen dienen der Verfolgung der langfristigen faunistisch ökologischen Entwicklung der Flüsse im Rahmen der internationalen Untersuchungsprogramme (IKSR, IKSE) - nicht nur im Hinblick auf die Gewässergüte (im weiteren Sinne), sondern auch auf die Gewässerstruktur und auf biozönotische Effekte, wie die Einwanderung neuer Tierarten (Neozoen).

Baden-Württemberg (Landesanstalt für Umweltschutz)

Baden-Württemberg beteiligt sich neben 11 weiteren Forschungseinrichtungen in ganz Deutschland an einem vom BMBF finanzierten Verbundvorhaben zu Erprobung, Vergleich, Beurteilung und Weiterentwicklung einer Reihe von Indikatortests zur Beschreibung gentoxischer Wirkungen in Oberflächengewässern. Ziel des Vorhabens ist es, Standard-Screeningverfahren ggfs. als Testbatterie zur Beurteilung des gentoxischen Potentials in Ober-

flächengewässern zu selektieren. Entsprechend dem Ansatz der Kurzzeit- und Langzeitexposition der Testorganismen und -substrate bei einigen der zu prüfenden Methoden könnten u. U. auch Methoden zum Aufspüren gentoxischer Effekte infolge langandauernder geringer toxischer Belastung beschrieben werden.

Zum Aufzeigen von Langzeit-Wirkungen auf Populationsebene werden seit 1991 an insgesamt 9 Meßstellen an Rhein (4), Neckar (4) und Donau (1) 14-tägig Planktonerfassungen nach den Untersuchungskriterien der IKSr durchgeführt (LfU 1993). Darüberhinaus wird seit Herbst 1995 an rund 100 Untersuchungsstellen im Land, an denen chemische Trendüberwachungen erfolgen (an Rhein, Neckar, Donau, inclusive Oberlauf und Unterlauf deren wichtigster Nebengewässer), ein biologisches Trendmonitoring mit Hilfe des Makrozoobenthos durchgeführt, um die Auswirkungen ubiquitärer Belastungen besser beschreiben zu können. Dieses Untersuchungsprogramm wurde 1992 mit einem Pilotprojekt im Donaueinzugsgebiet begonnen, zunächst auch unter methodischen Gesichtspunkten, um den erforderlichen Minimalaufwand zur Nullwerterfassung (Referenzzustand) abschätzen zu können. Die viermal jährlich durchgeführten Untersuchungen sind Teil des Landesmeßnetzes und stellen eine wesentliche Ergänzung zu den klassischen Gewässergüteuntersuchungen dar, die in der geringen Probenahmefrequenz und der auf wenige Indikatororganismen beschränkten Teilanalyse nicht zur Trendbewertung der Entwicklung der typischen Lebensgemeinschaften geeignet sind. Gewässergüteuntersuchungen lassen in den überwiegend saprobiologisch sanierten Gewässern aufgrund des methodischen Fehlers keine reproduzierbaren Bewertungen des Belastungszustandes der Gewässerlebensgemeinschaft zu. Die biologischen Trenduntersuchungen ermöglichen es den ökologischen Zustand der Gewässer zu charakterisieren (Struktur und Funktion, ökologisch-faunistische Wertigkeit) und dessen zeitliche Entwicklung zu beschreiben (MARTEN 1994).

Bayern (Landesamt für Wasserwirtschaft)

Bisher gibt es keine speziellen Untersuchungsansätze zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen toxischer Belastungen in bayerischen Gewässern. Im Rahmen einer einmaligen Untersuchung zur Aufklärung eines Muschelsterbens in der Naab wurde (neben einem Schadstoffmonitoring) die Aktivität der Gluthation-S-Transferase (Entgiftungsenzym) in den Kiemen der Muschel *Unio pictorum* bestimmt. Dabei wurden Zusammenhänge zwischen der Kontamination des Gewässers mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen und der Reaktion der Entgiftungsmechanismen dargestellt (MÜNCHNER BEITRÄGE ZUR ABWASSER-, FISCHEREI- UND FLUßBIOLOGIE, BD. 49).

Bayern hat mit einem Akkumulationsmonitoring mit Fischen an 70 Meßstellen (jährlich 3 Fische pro Stelle) gute Erfahrungen gemacht. Über die Anreicherung in Fischen wurde z. B. in einem Abschnitt der Donau HCB - in der Wasser- und Schwebstoffphase unter der

Nachweisgrenze - im Muskelfleisch der Fische in Konzentrationen über den für Lebensmittel geltenden Grenzwerten festgestellt.

In den Jahren 1995 - 1997 führte das Landesamt ein Entwicklungsvorhaben "Biozönotische Typisierung und ökotoxikologische Untersuchungen an bayerischen Fließgewässern" durch. Der Projektteil 'ökotoxikologische Untersuchungen' (ab Frühjahr 1996) befaßt sich exemplarisch mit der Anwendung und Eignung von ausgewählten Biomarkern für einen praxisorientierten Einsatz des "Biologischen Monitorings und Effektmonitorings" zur Erkundung, Erfassung und Bewertung von Schadstoffeinträgen in Oberflächengewässern. Die Anwendung von Biomarkern zur Darstellung von toxischen Langzeit-Wirkungen wird vom Landesamt wegen der "hervorragenden und zukunftsweisenden Bedeutung" als dringend erforderlich erachtet.

Über das Maß der üblichen Gewässeruntersuchungen (einmal alle 5 Jahre) hinaus, finden an 105 Hauptmeßstellen biologische Bestandsaufnahmen des gesamten Artenspektrums statt. Derzeit fehlen aber noch standardisierte Anleitungen, wie aus diesen Untersuchungen Aussagen über Langzeit-Wirkungen abgeleitet werden können. Die Auswertung beschränkt sich derzeit noch auf die Ermittlung der Saprobie, der Trophie und der Gewässergüteklasse. In betroffenen Regionen werden einmal jährlich Makrozoobenthos-Untersuchungen an ausgewählten Probestellen zur Feststellung des Säuregrades durchgeführt, einmal alle 5 Jahre Kieselalgen-Erhebungen. Trendabschätzungen oder -bewertungen der untersuchten Parameter liegen nicht vor. Es werden lediglich Änderungen der aus diesen Untersuchungen abgeleiteten Bewertungsgrößen Saprobie-, Trophie- und Säuregrad beschrieben, sofern hinreichende Datenreihen eine Aussage zulassen.

Berlin (Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz)

Es liegen keine Erfahrungen und Informationen vor.

Brandenburg (Landesumweltamt)

Erfahrungen mit speziellen Untersuchungsansätzen zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen toxischer Belastungen in brandenburgischen Gewässern liegen nicht vor. Zum Zwecke der saprobiologischen Gewässergütebewertung wird seit 1993 im 5-jahresturnus an ca. 110 Messstellen zweimal je Untersuchungsjahr das Makrozoobenthos erfasst und bewertet. Bezüglich der trophischen Situation der Brandenburger Fließgewässer existiert ein Langzeitmonitoring bereits seit 1984. Hierbei wird an ca. 80 Messstellen der Chlorophyll a - Gehalt als Äquivalent der Algenbiomasse $13 \times / a$ (Regionalmessstellen) bzw. $26 \times / a$ (Landesmessstellen) ermittelt.

Bremen (Senator für Frauen, Gesundheit, Jugend, Soziales und Umweltschutz)

Es wurde ein fünfjähriges Forschungs- und Entwicklungsvorhaben "Schadstoffbiomonitoring mit der Süßwassermuschel *Dreissena polymorpha*" durchgeführt: Umfangreiche Untersuchungen zur Schadstoffbelastung der Biozönose des Wesersystems mit dem Ziel der Entwicklung einer einsatzfähigen Methode für die routinemäßige Verwendung von *Dreissena polymorpha* zum aktiven Schadstoffmonitoring. Regelmäßige Expositionen von Muscheln in Dauermeßstationen der ARGE-Weser in den Jahren 1989-1993 lieferten die Datenbasis. Ermittelt wurde die Belastung von ausgewählten Mollusca-Arten (*Dreissena polymorpha*, *Congeria leucophaeata*), Crustacea (*Gammarus sp.*), sessilen Algen (*Enteromorpha intestinalis*) und Sedimenten mit Schwermetallen und Organochlorverbindungen. Hauptbestandteil war das aktive Biomonitoring von Schwermetallen und Organochlorverbindungen mit *Dreissena polymorpha*. In den Muscheln ergab sich bei allen untersuchten Metallen eine deutliche Akkumulation während der Exposition in der Weser (Größenordnung der Akkumulationsfaktoren: 10^3). Statistisch konnten Belastungsunterschiede sowohl zwischen den Tieren der einzelnen Weserstationen als auch signifikante zeitliche Belastungstrends ermittelt werden.

Bei der routinemäßigen Gewässerüberwachung auf Pestizide (aus Wasserproben) werden in der Regel nur Lindan und an einigen Weserstationen auch HCB in der Wasserphase nachgewiesen. Mit dem Muschel-Biomonitoring gelang regelmäßig der Nachweis von weiteren Stoffen: Zusätzlich konnten DDT (sowie DDD, DDE), Dieldrin und vor allem PCBs nachgewiesen werden (BUSCH et al. 1991a, 1991b, 1992, 1995).

Hamburg (Umweltbehörde)

Es wurden ausschließlich toxikologische Verfahren im Labor mit Wasserproben z. B. aus Hafengebieten, aus dem Einzugsbereich von Deponien und Altlasten etc. durchgeführt, um generell toxische Belastungen aufzuspüren. Spezielle Verfahren zu Langzeittoxizität wurden nicht angewendet. (HAMBURGER UMWELTBERICHT 1993).

Hessen (Landesanstalt für Umwelt)

Derzeit sind keine Verfahren zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen toxischer Belastung im Einsatz. Auf die Intensivfassung des Makrozoobenthos im hessischen Rhein- und Mainabschnittes seit 1991 (Dissertation HAAS), sowie auf orientierende Untersuchungen zur Belastung von Abwässern und Gewässern mit gentoxisch wirkenden Substanzen mit Verweis auf das betreffende BMBF-Forschungsvorhaben (siehe B.-W.) wurde hingewiesen.

Mecklenburg-Vorpommern (Landesamt für Umwelt und Natur)

Es liegen keine Erfahrungen und Informationen vor.

Niedersachsen (Landesamt für Ökologie)

In der Elbe und der Weser sind Langzeituntersuchungen zur Akkumulation von Schadstoffen in unterschiedlichen Organismen (Algen, Krebse, Muscheln, Fische) zum Teil als Forschungsprojekte (ARGE Weser) - siehe auch "Bremen" - sowie als Teil des Messprogramms (ARGE Elbe) durchgeführt worden. Daneben werden seit 1980 jährlich an ca. 400 Meßstellen Bestandsaufnahmen der Makrozoobenthos-Biozönosen vorgenommen, die als Grundlage für unterschiedliche Auswertungen dienen können.

Nordrhein-Westfalen (Landesumweltamt)

Im biologischen Meßprogramm der Wasserwirtschaftsverwaltung zur Trendüberwachung wird jährlich die Biozönose der Rheinufer an 30 Stellen untersucht und als Gewässergüteklassifikation dargestellt sowie langfristige Änderungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft beschrieben. Darüberhinaus erfolgen wöchentlich Bestimmungen der Zusammensetzung und Häufigkeit der Planktonalgen am Rhein in Kleve-Bimmen (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN (1993), LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1995).

Die Landesanstalt für Ökologie, Bodenforschung und Forsten (LÖBF) führt im Rahmen ihrer Aufgabenbereiche, Effizienzkontrolle und Biomonitoring, Langzeituntersuchungen an Pflanzen und Tieren sowie deren Lebensgemeinschaften vorwiegend in Naturschutzgebieten, aber auch Waldschadensgebieten durch (seit 1975). Dies sind in der Regel Untersuchungen mit dem Ziel der Effizienzkontrolle von Pflegemaßnahmen in Natur- und Landschaftsschutzgebieten. Im Gewässer-Bereich werden Effizienzkontrollen bei Gewässerrenaturierungen vorgenommen (WEISS et al. 1995). Gesetzliche Grundlage sind §14,1 Nr. 2,3 LG NRW, Auftrag, Naturschutzflächen wissenschaftlich zu betreuen und Veränderungen der Tier- und Pflanzenwelt festzustellen und der Artikel 7 der Konvention über die biologische Vielfalt (Nairobi, 1992): Biologische Vielfalt ist zu schützen und auf dem besorgten Gebiet zu überwachen.

Rheinland-Pfalz (Landesamt für Wasserwirtschaft)

Keine Langzeitstudien zur Bewertung toxischer Effekte vorhanden. Es liegen keine Erfahrungen und Ergebnisse vor.

Saarland (Landesamt für Umwelt)

Es liegen keine Erfahrungen und Informationen vor.

Sachsen (Landesamt für Umwelt und Geologie)

Es wird ein Schadstoffmonitoring (Akkumulationsmonitoring) mit *Dreissena polymorpha* entsprechend dem ARGE Elbe Meßprogramm seit 1992 in der Elbe (Schmilka, Zehren, ab 5/96 Domnitzsch), ab 5/96 auch in der Mulde bei Bad Dübener Heide und ab 1/97 in der Neiße/Dt. Ossig,

durchgeführt (SÄCHSISCHES LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1994, GAUMERT, KÜCHLER, RASCHEWSKI, THIEME 1994).

Seit 1992 wird an den aufgeführten Meßstellen der Elbe das Makrozoobenthos flächenbezogen erfaßt (Steinbesiedlungsfläche). Hierzu liegen noch keine publizierten Auswertungen vor. Darüberhinaus werden 13-mal jährlich Chlorophyll-, Phaeopigment- und Phytoplankton-Untersuchungen entsprechend dem IKSE-Meßprogramm durchgeführt. Eine komplette Artenliste wird dabei nur im Mai und im September erstellt, gezählt sonst i. d. R. in systematischen Gruppen.

Sachsen-Anhalt (Landesamt für Umweltschutz)

Auch in Sachsen-Anhalt wird ein Schadstoffmonitoring (Akkumulationsmonitoring) mit *Dreissena polymorpha* entsprechend dem ARGE Elbe Meßprogramm seit 1992 in der Elbe bei Magdeburg sowie 13-mal jährlich Chlorophyll-, Phaeopigment- und Phytoplankton-Untersuchungen entsprechend dem IKSE-Meßprogramm durchgeführt. Das Schadstoffmonitoring erfolgt unter Federführung der ARGE/Wassergütestelle Hamburg wie dort beschrieben. Die Wassergütestelle betreut das Schadstoffmonitoring in Schnackenburg und Blankenese; die übrigen Stationen werden von den Ländern berteut.

Schleswig-Holstein (Landesamt für Natur und Umwelt)

Derzeit erfolgen keine biologischen Untersuchungen zur Erfassung von Langzeit-Wirkungen, lediglich ein chemisches Monitoring an LAWA-Meßstellen. Geplant ist ein Biomonitoring auf Basis des Makrozoobenthos zur besseren statistischen Absicherung der Bewertung von Fließgewässern.

Thüringen (Landesamt für Umwelt)

Seit 2 Jahren werden Effekte auf Populationsebene durch Langzeitstudien an planktischen Lebensgemeinschaften untersucht: an 8 LAWA-Meßstellen und 2 Talsperren wird das Phyto- und Bakterioplankton monatlich erfaßt. Derzeit sind noch keine Aussagen möglich.

ARGE Elbe:

Die Wassergütestelle Elbe (Hamburg) betreibt als gemeinsam getragene Fachdienststelle der Umweltministerien der sieben Elbe-Anrainerländer Brandenburg, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein (ARGE ELBE) die Immissionsüberwachung des Stromes von der tschechischen Grenze bis zur Nordsee einschließlich seiner 30 wichtigsten Nebenflüsse. Zum aktiven Schadstoffbiomonitoring werden Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) aus einem relativ unbelasteten See an verschiedenen Meßstationen entlang der Elbe (Obristvi/Tscheschien, Schmilka, Zehren, Dommitzsch, Magdeburg, Schnackenburg, Blankenese sowie Dessau und Bad Dübener An der Mulde) für zwei Monate im Durchfluß gehältert. Anschließend werden die

Schwermetallgehalte und die Gehalte bestimmter Chlorkohlenwasserstoffe im Weichkörper der Muschel ermittelt und mit der Ausgangsbelastung der Muscheln (Parallelprobe) verglichen. Es wurde festgestellt, daß die Muscheln fast immer im erheblichen Maße die berücksichtigten Elemente und CKWs anreichern. Es besteht kein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Konzentration der Stoffe im Wasser, in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten und in den gehälterten Muscheln. Die Akkumulationsprozesse in den Muscheln scheinen von der Konzentration im umgebenden Medium unabhängig - eventuell auch durch verschiedene Konditionsfaktoren der Muscheln beeinflußt - abzulaufen. Die Ergebnisse zeigen, daß das Verfahren geeignet ist, den für die Muscheln verfügbaren Schadstoffanteil der Elbe aufzuzeigen. Durch die Vielzahl der Meßstationen seien Gradientenbetrachtungen und Aussagen zu Belastungsschwerpunkten möglich.

Im Rahmen des passiven Schadstoffbiomonitorings werden Fische (Brassen, Flunder) und Miesmuscheln (im marinen Bereich) auf Schwermetalle und CKWs untersucht. In Sondermeßprogrammen wurden Schadstoffgehalte in Aalen und Zandern im Hinblick auf die Vermarktungsfähigkeit dieser Fischarten vorgenommen. Im Sinne des allgemeinen Biomonitorings werden regelmäßig Phytoplankton und Makrozoobenthos-Untersuchungen im Längsprofil der Elbe durchgeführt. Die erfaßten Häufigkeiten und Artenzahlen dieser Organismen liefern Hinweise auf saisonale Veränderungen und auf Veränderungen, die mit der allgemeinen Wasserbeschaffenheit der Elbe in Zusammenhang stehen. Seit Beginn der 80er Jahre wird auf Basis jährlicher Befischungen ein Fischarten-Kataster der Elbe geführt, mit dem die Veränderungen der Artenvielfalt dieser Tiergruppe in Zusammenhang mit der sich verändernden Belastungssituation der Elbe dokumentiert wird. (ARGE ELBE 1991a, b, 1993a, b, 1994, 1994/1995, 1995)

3.2 Fazit der Umfrage in der Bundesrepublik zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen

Insbesondere auf Bundesebene, aber auch in einigen Bundesländern sind Projekte zur Erfassung von Langzeit-Wirkungen durchgeführt oder begonnen worden. Die meisten dieser Projekte beziehen sich auf Akkumulations-Untersuchungen, einige auf biochemische und physiologische Reaktionen in Organismen (Biomarker) und nur einzelne auf Zell- und Gewebsschäden, äußerlich erkennbare Krankheiten bei Fischen, Reproduktionsleistungen und Populationsuntersuchungen.

Derzeit existieren aber keine speziellen, bundesweit angelegten Routineüberwachungsprogramme zum Monitoring von Langzeit-Wirkungen. Ausnahme sind Bundesländer übergreifende Überwachungsprogramme zur Kontrolle der Besiedlungsverhältnisse in Rhein, Elbe und Donau (BfG, ARGE Elbe) und der Schadstoffbelastung der Muscheln in der Elbe (ARGE

Elbe). Auf der Ebene einzelner Bundesländer sind über die klassischen flächenbezogenen, lokale und regionale Belastungsunterschiede erfassenden Gewässergüteuntersuchungen (Saprobie-, Trophie- und Säureindikation) und die bekannten Methoden zum Monitoring von Kurzzeit-Effekten (automatische Frühwarnsysteme) hinaus vereinzelte Anstrengungen zu diesem Thema erkennbar:

Zum Aufzeigen von Langzeit-Wirkungen auf Populationsebene werden in Baden-Württemberg seit 1991 Planktonerfassungen im Rhein, Neckar und Donau und seit 1995 ein biologisches Trendmonitoring mit Hilfe des Makrozoobenthos in ausgewählten Fließgewässern durchgeführt. Im biologischen Meßprogramm der Wasserwirtschaftsverwaltung Nordrhein-Westfalen wird zur Trendüberwachung jährlich die Biozönose der Rheinufer an 30 Stellen untersucht und als Gewässergüteklassifikation dargestellt sowie langfristige Änderungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft beschrieben. Darüberhinaus erfolgen wöchentlich Bestimmungen der Algenzusammensetzung und -häufigkeit im Rhein. In Sachsen findet ein Schadstoffmonitoring (Akkumulationsmonitoring) mit *Dreissena polymorpha* wie in der Elbe seit 5/1996 auch in der Mulde statt. Akkumulationen über längere Expositionszeiten könnten mit in den Expositionsrinnen befindlichen, bisher nicht ausgewerteten länger exponierten Muscheln erfaßt werden. Seit 1992 wird an obengenannten Meßpunkten das Makrozoobenthos flächenbezogen (Steinbesiedlungsfläche) erfaßt. In Thüringen werden seit 2 Jahren Effekte auf Populationsebene durch Langzeitstudien an planktischen Lebensgemeinschaften untersucht.

Von keiner der Überwachungsbehörden in der Bundesrepublik werden Untersuchungen zu Langzeit-Wirkungen auf der Ebene der Organismen (z. B. Verhaltensanalysen, Wachstums- und Reproduktionsmessungen) durchgeführt. Dieser biologischen Organisationsebene bleiben bisher die Untersuchungen zu Kurzzeit-Wirkungen mit kontinuierlich arbeitenden Biotestgeräten, die als biologische Frühwarnsysteme eingesetzt werden, vorbehalten.

4 Vorliegende Empfehlungen für die Überwachung biologischer Schadstoffeffekte

Die meisten der vorstehend zitierten Berichte und dargestellten Vorhaben beschreiben und verwenden mögliche Verfahren zur Bewertung von Langzeit-Wirkungen toxischer Belastung. Viele münden in der Feststellung, daß die Verfahren zwar grundsätzlich geeignet seien, aber im einzelnen noch spezifiziert und erprobt werden müssen, vor allem aber in der Erkenntnis, daß mehr Untersuchungen erforderlich sind, um den natürlichen "Background" der Effekte (Nullwert) beschreiben zu können. Nur eine Studie befaßt sich übergreifend und zusammenfassend mit der Bewertung verschiedener in einem Flußgebiet bisher angewandeter Methoden. Auf Basis einer umfangreichen Literaturrecherche über biologische Schadstoffeffekte in der Elbe werden von den Autoren dieser Studie für die Elbe zwei Verfahren vorgeschlagen und wie folgt begründet (UBA 1993):

Zum Monitoring äußerlich sichtbarer Parameter und auf Populations-Ebene wird das Makrozoobenthos-Monitoring vorgeschlagen. Die Probenahme ist leicht und schnell zu bewältigen, die Auswertung ist kostengünstig und ebenfalls schnell durchführbar. Es lassen sich sowohl zeitliche als auch regionale Veränderungen quantifizieren. Es liegen in der Regel Vergleichsdaten aus früheren Zeiträumen vor. Beispiele für die Auswirkungen von Schadstoffen auf das Makrozoobenthos in Gewässern sind bekannt. Das Biomonitoring zum Aufzeigen toxischer Langzeit-Wirkungen auf Populationsebene empfiehlt sich mit diesen Organismen (Makrozoobenthos) im einzelnen aus folgenden Gründen:

- Populationsveränderungen sind die augenfälligsten Folgen von Änderungen der abiotischen Lebensbedingungen, einschließlich akuter und chronischer Vergiftungen. Das Aussterben von Pflanzen- und Tierarten oder -gemeinschaften ist auch in der breiten Öffentlichkeit eine Handlungsbedarf signalisierende Größe.
- der Arbeitsaufwand für die Identifizierung von Arten als Grundlage für jegliche quantitative Aussage nimmt in der Regel mit abnehmender Größe zu. Makroorganismen stehen daher im Vorteil gegenüber Mikroorganismen. Makrozoobenthos ist in allen Gewässertypen bodenständig und zeichnet sich durch gute Bestimmbarkeit aus.
- auf Populationsebene stehen zahlreiche Meßparameter zur Verfügung, wie Artenzahl, Artenfehlbetrag, Verhältnis Individuenzahl zu Artenzahl, ggf. Biomasse, Häufigkeit einzelner Arten, sowie Häufigkeitsverhältnis einzelner Arten zueinander.
- alle Aussagen beruhen auf Zählwerten aus Felduntersuchungen oder Probenauszählungen im Labor, die ohne großen technischen Aufwand durchgeführt und wegen der guten Konservierbarkeit des Probenmaterials auch nach längerer Zeit noch nachvollziehbar und ggf. revidierbar (bei taxonomischen Änderungen) sind. Die Ergebnisse und daraus abgeleiteten Berechnungen sind daher transparent und jederzeit reproduzierbar; sie haben eine hohe Akzeptanz.
- die Erfassung von Populationsveränderungen bzw. Änderungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften ist eine Grundvoraussetzung für die fortlaufende Beurteilung der ökologischen Qualität der Gewässer im Hinblick auf andere (nicht unmittelbar toxische) Wirkgrößen.
- für die Organismen des Makrozoobenthos besteht ein vergleichsweise guter Kenntnisstand, auch bei den ggf. ausführenden Behörden. Zum Teil liegen umfangreiche Vergleichsdaten aus früheren Zeiten vor.

Für ein biologisches Effektmonitoring auf der Ebene innerer Erkrankungen und Veränderungen scheint vor allem die Untersuchung der Lysosomen-Stabilität aussagekräftig zu sein. Dieses System reagiert außerordentlich empfindlich, es lassen sich anthropogene von natürlichen Faktoren weitgehend abgrenzen, und es ist möglich, den Grad der Schädigung zu quantifizieren. Als Testorganismen bieten sich sowohl Brassens an, die über den gesam-

ten Elbeverlauf zu fangen sind, als auch Dreikantmuscheln, die sowohl im Fluß, als auch im direkten Einflußbereich von Einleitungen gehältert werden können.

5 Bewertung der dargestellten Methoden durch den LAWA-Arbeitskreis Biomonitoring

Die bereits in Tabelle 1 dargestellten toxischen Effekte bzw. Streßsignale lassen sich nach eher autökologischen und nach eher synökologischen Wirkungen ordnen.

Eher autökologische Wirkungen sind:

- Schäden am Erbmateriale wie Genmutationen, DNS-Adukte, Chromosomenbrüche und Chromosomentranslokationen;
- Stoffwechselphysiologische und neurophysiologische Veränderungen wie Bildung von Streßproteinen und Isoenzymen, Struktur- und Aktivitätsveränderung von Enzymen, hormonelle Veränderungen, Bildung von Streßhormonen, Bildung und Anreicherung von Antioxidantien, Veränderungen des Pools von Zellinhaltsstoffen, Veränderungen des Energiehaushaltes, Atmungssteigerung, Verringerung der Energiereserven, Blockierung physiologischer Prozesse, Schwäche der Immunabwehr, Embryoschädigungen, neurotoxische Effekte mit Verringerung der Sinnesleistungen;
- zytologische und morphologische Veränderungen wie Membranschädigungen, Destabilisierung von Lysosomen, Änderungen der Zellstruktur, Verringerung des Zellwachstums, Nekrosen, Induktion von Gewebsneubildungen, Tumorbildung;
- Veränderungen von Bewegung und Verhalten wie verringerte Mobilität, reduzierte Nahrungsaufnahme;
- Veränderungen in der Individualentwicklung und der Reproduktionsbiologie wie Wachstumsverzögerungen, Verringerung der Größe von Organen und Organismen, verringerte Fruchtbarkeit, verfrühte Seneszenz, erhöhte pränatale und postnatale Sterblichkeit.

Eher synökologische Wirkungen sind:

- Veränderung der Stoff- und Energieflüsse: Die Atmung der Biozönose steigt, d. h. das Verhältnis zwischen Produktion und Respiration ändert sich, Kreisläufe beschleunigen sich, Kreisläufe werden entkoppelt und Nährstoffverluste treten auf;
- Veränderung von Struktur und Funktion des Ökosystems: Populationen und Arten werden ausgelöscht, Sukzession und Sukzessionsumkehr, die Diversität geht zurück, Abundanzen verschieben sich und Dominanzen einzelner Arten sind stärker ausgeprägt, Nahrungsketten verkürzen sich, die Effektivität der Ressourcennutzung sinkt, das Ökosystem wird offener und instabiler.

Bevor strukturelle oder funktionelle Veränderungen äußerlich am Organismus oder an Biozönosen erkennbar werden, spielen sich Veränderungen von Struktur und Funktion der Zelle auf der biochemischen Ebene ab. Das biochemische Monitoring kann damit das frühzeitigere

Erkennen von entsprechenden Anpassungs- und Abwehrreaktionen in Organismen ermöglichen. Solche Reaktionen regeln die Stabilität und Elastizität der Biozönose. Biochemische und molekularbiologische Parameter können aber nicht die Gesamtreaktion einer Biozönose oder gar eines Ökosystems widerspiegeln.

Voraussetzung für die Anwendung biochemischer Untersuchungen ist, daß sich den Veränderungen bei den biochemischen Parametern auch eindeutige Langzeit-Wirkungen zuordnen lassen. Es müssen geeignete biochemische Indikatorsysteme ausgewählt werden, die möglichst in vielen aquatischen Organismen gleich sind, so daß ein und daſelbe methodische Instrumentarium bei möglichst vielen und unterschiedlichen Mitgliedern einer Biozönose anwendbar ist. Die Entwicklung eines solchen Instrumentariums ist teilweise bereits relativ weit, teilweise aber noch tief in den Anfängen und erfordert noch eingehende Grundlagenstudien. Sollte es gelingen, unterschiedliche Belastungszustände und Gefährdungspotentiale mit Hilfe biochemischer Indikatoren abzubilden, stünde ein praktikables Instrumentarium zur weitergehenden Gewässerbeurteilung zur Verfügung (nach FLEMMING 1996).

Autökologische Signale können durchaus aber auch für Aussagen herangezogen werden, die das ganze Ökosystem betreffen. Voraussetzung ist allerdings, daß sie auch auf höhere biologische Ebenen Auswirkungen haben und diese sich dort trittsteinartig nachweisen lassen. Für eine Wirkungsbetrachtung auf ökosystemarer Ebene kann ein, von vorneherein auf Reaktionen auf höheren biologischen Ebenen ausgerichtetes Monitoring, wie z. B. die Beobachtung der Veränderung der Populationsstruktur von Biozönosen oder Aussagen zu Energie- und Stoffbilanzen, aussagekräftiger sein. Die Abfragehäufigkeit kann bei diesen Kriterien sicherlich wesentlich niedriger sein als bei Veränderungen auf Zellebene (nach ARNDT 1996).

Zur Beurteilung der Auswirkungen toxischer Langzeiteinflüsse in Gewässern sollten in jedem Falle Organismen oder Teile von Organismen untersucht werden, die wesentlicher Bestandteil des Systems sind. Anhand systemfremder Indikatoren lassen sich nur über Umwege Rückschlüsse auf das zu beurteilende Gewässer ziehen. Die Aussage hat umso mehr Gewicht, je größer das Spektrum an Organismen ist, bei denen eine indikativ bedeutsame biochemische oder physiologische Reaktion auftritt, bzw., auf der synökologischen Ebene, je breiter die organismische Basis ist, d. h. je größere Teile der Lebensgemeinschaft untersucht werden. Auf die Gleichsinnigkeit der Aussagen der abzufragenden Wirkungskriterien ist zu achten.

Es gibt keine spezifischen biologischen Effekte oder Reaktionen die allein durch Schadstoffe ausgelöst werden. Die Unterscheidung zwischen natürlicher und anthropogen veränderter Ausprägung eines Merkmals erfolgt immer über deren Stärke, Menge oder zeitliche

Diskontinuität. Beim Biomonitoring - insbesondere dem Langzeit-Monitoring - spielen daher Zeitreihen eine zentrale Rolle. Insofern sind Konzepte, die auf das flächendeckende Aufzeigen regionaler oder lokaler Belastungsunterschiede ausgerichtet sind, wie die klassische Gewässergütekartierung nach dem Saprobien-System oder aber die Ansätze zur sog. integrierten ökologischen Bewertung, hiervon abzugrenzen. Gerade mit Hilfe von Methoden des Langzeit-Biomonitorings an einem gegebenen Standort sind - über die mit Hilfe des Kurzzeit-Biomonitorings gewonnenen Erkenntnisse hinaus - Aussagen über eine wechselnde zeitliche Folge von Belastungsunterschieden möglich. Die Methoden des Biomonitorings erlauben Veränderungen der Belastungssituation durch Zeitreihen abgesichert darzustellen.

Die dargestellten Ansätze zum Aufzeigen und zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen wurden vom LAWA-Arbeitskreis Biomonitoring nach folgenden Kriterien bewertet:

a) Qualitative Bedeutung des beobachteten Merkmals

1. diagnostischer Wert für den Zustand des Ökosystem
2. Nutzen zum Nachweis sonst nicht erfaßbarer Belastungen
3. Unterscheidbarkeit natürlicher von schadstoffbedingter Reaktion
4. Repräsentativität der untersuchten biologischen Einheit für das Ökosystem
5. kausalanalytischer Wert der untersuchten Reaktion (Aufdeckung von Ursache/Wirkungsbeziehungen)
6. Reversibilität der untersuchten Reaktion nach Abklingen der Störung
7. Überprüfbarkeit der Ergebnisse (nachträgliche Überprüfbarkeit)
8. Vermittelbarkeit der Ergebnisse (für die Öffentlichkeit und Politiker)
9. Entwicklungsstand der Methode
10. Vereinbarkeit mit ethischen und rechtlichen Normen (z. B. Tierschutz/ Artenschutz)
11. weitere Nutzbarkeit der Ergebnisse für andere Fragestellungen (z. B. Beurteilungsgrundlage für Störfälle, Artenschutz)
12. Frühzeitigkeit des Ergebnisses nach Belastung

b) Statistische Anforderungen an das biologische Monitoringprogramm

1. Vorlauf zur Nullwertermittlung und anderer Vorarbeiten
2. Abfrageintervall

c) Apparativer und personeller Aufwand - Kosteneffizienz (auch im Hinblick auf die Nutzbarkeit für andere Ziele)

1. Technischer und personeller Aufwand
2. Übertragbarkeit der Methode (auf andere Gebiete, andere Organismen)
3. Umsetzungsaussichten unter Berücksichtigung der gerätetechnischen, finanziellen und personellen Ausstattung der Überwachungsbehörden

Die Bewertung der Methoden ist in der nachfolgend vorgestellten Tabelle wiedergegeben. Es wurden drei Eignungsklassen unterschieden und mit Zahlen belegt, um eine summarische Betrachtung über die einzelnen Bewertungskriterien hinaus zu erlauben:

1 = mäßig geeignet 2 = gut geeignet 3 = sehr gut geeignet

Nicht eingestuft wurden Methoden, bei denen sich während der Bearbeitung herausgestellt hatte, daß sie für ein Langzeitbiomonitoring nicht geeignet sind. Ein Fragezeichen wurde in die Bewertungsmatrix eingefügt, sofern eine Bewertung nach dem derzeitigen Kenntnisstand noch nicht möglich ist.

Tabelle 1: Bewertung verschiedener Ansätze zum Biomonitoring von Langzeit-Wirkungen

Organisationsstufe	Methoden	Wirkungen toxischer Einflüsse	Beispiel (Name des Verfahrens)	Qualitative Bedeutung eines Merkmales										Statistik	Aufwand			SUMME					
				Nutzen zum Nachweis sonst nicht erfassbarer Belastungen	Unterscheidbarkeit natlicher von schadstoffbedingter Reaktionen	Repräsentativität der untersuchten Reaktionen	Kasualanalytische Wert der untersuchten Reaktionen	Reversibilität der untersuchten Reaktionen nach Abklingen der Störung	Überprüfbarkeit der Ergebnisse	Vermittelbarkeit der Ergebnisse	Entwicklungsstand der Methode	Verträglichkeit mit ethischen und rechtlichen Normen	weitere Nutzbarkeit der Ergebnisse für andere Fragestellungen		Frühzeitigkeit des Ergebnisses nach Belastung	(gehörigen) Vorrat zur Nullwertmittlung und anderer Vorarbeiten	Abfragehorizont		Technischer und personeller Aufwand	Übertragbarkeit der Methode	Umsetzungsaussichten unter Berücksichtigung der Ausstattung der Überwachungsbehörde		
Molekular/subzellulär	Untersuchung von Biomarkern (biochemische/physiologische Reaktionen) Untersuchung der Veränderung subzellularer Strukturen	Schäden am Erbmateriale wie Genmutationen, DNS-Addukte, Chromosomenbrüche u. -translokationen Bildung von Streiproteinen und Isoenzymen, Struktur- und Aktivitätsveränderung von Enzymen hormonelle Veränderungen Bildung von Streihormonen	umut-Test, AFE, Comet Assay Immunoassay auf Hitzeschockproteine	1	3	2	1	3	2	1	3	3	1	3	2	1	1	1	1	1	1	1	29
				nicht geeignet für Langzeitbiomonitoring																			
Zellen/Gewebe	Untersuchung von Zell- und Gewebeschäden	Veränderungen des Antioxidantien, Veränderungen des Pools von Zellinhaltsstoffen Veränderungen des Energiehaushaltes, Armutungssteigerung u. ä. Membranschädigungen, Desaktivierung von Lysosomen Veränderungen in Zellkernen	Nachweis der Catecholamine und Glucocorticoide (u. a. mit IFA) Lipidakkumulation Messung des Proteinabbaus Lipidperoxidation Mikrokernbildung	1	3	2	1	3	2	1	3	3	1	3	2	1	1	1	1	1	1	1	29
				nicht geeignet für Langzeitbiomonitoring																			
Zellen/Gewebe	Untersuchung von Zell- und Gewebeschäden	Veränderungen der Zellstruktur, Verringerung des Zellwachstums Nekrosen, Gewebsneubildungen, Tumorbildung teratogene Effekte	Leberschäden bei Fischen Leberschäden bei Fischen (histologisch-makroskopisch) early-life-stage-tests Phagozytose-Test	2	3	2	1	3	2	1	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	27
				nicht geeignet für Langzeitbiomonitoring																			
Organismus	Monitoring von Verhaltens- und Entwicklungsveränderungen	Blockierung physiologischer Prozesse, Schwäche der Immunabwehr Verringerte Mortalität reduzierte Nahrungsaufnahme Wachstumsverzögerungen Verringerung der Größe von Organen und Organismen verringerte Fruchtbarkeit, verfrühte Seneszenz, erhöhte Sterblichkeit	Messung des Verhaltens Wasserfieren morphometrische Untersuchungen life-cycle-tests	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	29
				nicht geeignet für Langzeitbiomonitoring																			
Biozönose	Monitoring von Populationen, Teilpopulationen oder kompletten Lebensgemeinschaften	Verschiebung von Abundanzen und Diversitäten (als Anzeichen) von Populationen und Arten Stützpopulationen, Stützpopulationen, Verringerung der Diversität	Populationsanalyse Populationsanalyse	3	2	2	3	1	2	3	3	2	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	41
				nicht geeignet für Langzeitbiomonitoring																			
Organismus	Monitoring von Verhaltens- und Entwicklungsveränderungen	Stützpopulationen, Stützpopulationen, Verringerung der Diversität	Populationsanalyse	3	2	2	3	1	2	3	3	2	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	38

3 = sehr gut geeignet
2 = gut geeignet
1 = mäßig geeignet
? = Bewertung noch nicht möglich

6 Empfehlung des Arbeitskreises zur Überwachung biologischer Langzeit-Wirkungen

Die einzige, verschiedene in einem Flußgebiet bisher angewendete Methoden übergreifende und zusammenfassend bewertende Studie, nämlich die Literaturstudie über biologische Schadstoffeffekte in der Elbe (UBA 1993), kommt zu dem Ergebnis, daß ein biologisches Monitoring im Hinblick auf toxische Langzeit-Wirkungen ohne wesentliche Abstriche derzeit nur als biochemisches Monitoring mittels der Untersuchung der Destabilisierung von Lysosomen und als biozönotisches Monitoring des Makrozoobenthos aussagekräftig genug ist (vgl. Kap. 4). Im vorliegenden Bericht wurden im Rahmen der Möglichkeiten des LAWA-Arbeitskreises Biomonitoring die hier betrachteten Methoden einem vorläufigen Bewertungsverfahren unterzogen. Als Ergebnis dieser Bewertung ist festzuhalten, daß alleine biozönotische Untersuchungen die erforderliche Zuverlässigkeit und Aussagekraft, verbunden mit der notwendigen Effektivität des Mitteleinsatzes haben. Weiterhin hebt sich in der Gesamtbewertung die Beobachtung von Verhaltens- und insbesondere Entwicklungsänderungen von den verbleibenden Methoden ab. Die Untersuchung der Lysosomenstabilität erreicht bei der Bewertung aller für den praktischen Einsatz relevanten Kriterien nicht die erforderliche Effektivität für das Langzeit-Biomonitoring. Es ist jedoch zu bedenken, daß die hier vorgenommene Bewertung nur eine grobe Annäherung sein kann, ohne detaillierte Trennung der einzelnen auf dem Markt befindlichen Methoden. Um die unterschiedlichen Methoden sorgfältig im unmittelbaren Vergleich bewerten zu können, sind Erfahrungen mit dem synchronen Einsatz dieser Methoden in einer über das Flußsystem Elbe hinausgehenden Feldstudie, z. B. im Rahmen eines Forschungsprojektes, erforderlich.

Der LAWA-Arbeitskreis Biomonitoring empfiehlt daher aus länderübergreifender Sicht:

1. Langfristige Untersuchungen des Makrozoobenthos an repräsentativen Stellen sollten ausgeweitet werden, um die Ergebnisse für die Ermittlung langfristiger Trends noch besser nutzbar zu machen.
2. An Standorten, die sich aufgrund der besonderen Belastungssituation oder aus anderen Gründen als interessant erwiesen haben, ist gezielt ein Forschungsvorhaben durchzuführen, in dem einige ausgewählte Methoden vergleichend eingesetzt werden. Dabei sollte aus jeder biologischen Organisationsebene mindestens eine Methode geprüft werden. Der Arbeitskreis schlägt folgende Methoden vor:
 - umu-Test (molekulare Ebene),
 - Lysosomenstabilität (zelluläre Ebene),
 - Leberschädigungen bei Fischen (Organ-Ebene),
 - Tumorenbildung, morphometrische Erhebungen (Organismen-Ebene),
 - Benthos-Untersuchungen (Biozönosen-Ebene)

7 Ausblick

Für die ausgesprochenen Empfehlungen besteht noch erheblicher methodischer Präzisionsbedarf sowie bundesweit Abstimmungs- und Erprobungsbedarf.

Für ein Monitoring auf Populationsebene wird empfohlen, im Rahmen eines Workshops mit den zuständigen Fachbearbeitern der Überwachungsbehörden und externen Fachleuten methodische Fragen (Probenahme, Zeitraster, Ergebnisvalidierung, Auswertung, Darstellung etc.) zu diskutieren und eine vertiefte bundesweit zu empfehlende methodische Konzeption für biologische Trenduntersuchung zur Dokumentation von Langzeit-Wirkungen zu erarbeiten.

Zur Umsetzung der zweiten Empfehlung ist ein Fachbeirat zu bilden, der eine dem Forschungsprojekt zugrunde zu legende Untersuchungskonzeption erstellt und die weitere Planung und Umsetzung des Vorhabens steuert.

8 Literatur

ARGE ELBE (1991a): Biologisches Effektmonitoring mit der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* in der Meßstation Schnackenburg. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.

ARGE ELBE (1991b): Das oberflächennahe Zoobenthos der Elbe als Indikator für die Gewässerqualität. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.

ARGE ELBE (1993a): Schadstoffüberwachung der Elbe bei Schnackenburg mit der Dreikantmuschel - Aktives Biomonitoring 1990-1991. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.

ARGE ELBE (1993b): Biomonitoring des Zoobenthos an ausgewählten Standorten in der Elbe - Voruntersuchungen zur örtlichen und zeitlichen Variabilität einschließlich Bilddokumentation. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.

ARGE ELBE (1994): Makrozoobenthos der Elbe - Arten, Biomasse und Güteklassifizierung zwischen Schmilka und Cuxhaven. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.

ARGE ELBE (1994/95): Schadstoffe in Elbefischen - Belastung und Vermarktungsfähigkeit von der Grenze bis zur See. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.

ARGE ELBE (1995): Spektrum und Verbreitung der Rundmäuler und Fische in der Elbe von der Quelle bis zur Mündung - aktuelle Befunde im Vergleich zu alten Daten. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.

ARNDT, U., NOBEL, W., SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren, Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. - Ulmer Verlag Stuttgart, 388 S.

ARNDT (1996): Grundlagen der Bioindikation. - Kursunterlagen des Forschungszentrum Karlsruhe, Fortbildungszentrum für Technik und Umwelt, 15 S.

AGENCE DE L'EAU (1993): Etude bibliographique des methodes biologiques d'evaluation de la qualite des eaux de surface continentales. - Inter-Agences, Etude N° 35, Artois, Picardie: 3 Bände, ca. 700 Seiten.

AK BIOINDIKATION DER GDCh (1996): Begriffsdefinition zur Bioindikation. - UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 8 (3): 169-171.

BECKER, G. (1987): Lebenszyklus, Reproduktion und ökophysiologische Anpassungen von *Hydropsyche contubernalis*, einer Köcherfliege mit Massenvorkommen im Rhein. - Dissertation Universität Köln: 108 S.

BUSCH, D. & SCHUCHARDT, B. (1991a): The use of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* (PALLAS) for biomonitoring heavy metals in limnic ecosystems - The weser (FRG). - Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 2261-2264.

BUSCH, D., JATHE, B., SCHUCHARDT, B. & SCHIRMER, M. (1991b): Biologische Monitoringverfahren als Methode zur Erfassung und Beurteilung von Schadstoffen in Fließgewässern. - Ver. Ges. Ökologie 20/2: 553-560.

BUSCH, D., LUCKERT, T., SCHIRMER, M. & WOSNIOK, W. (1992): The Application of the Bivalve *Dreissena polymorpha* for Biomonitoring Routine of Heavy Metals in Rivers. - Limnologie aktuell, Vol. 4, Neumann, Jenner (Eds.): The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. Gustav Fischer, Stuttgart: 197-211.

BUSCH, D., LUCKER, T., CETINKAYA, M. & WOSNIOK, W. (1995): Schadstoffbiomonitoring mit der Süßwassermuschel *Dreissena polymorpha* PALLAS 1771 und anderen Kompartimenten der Biozönose als Methode der Gewässerüberwachung in der Weser. - Datenband, erstellt im Auftrag der ARGE-Weser und des Senators für Umweltschutz und Stadtentwicklung, Bremen.

DE ZWART, D. (1995): Biomonitoring. - In: Monitoring Water Quality in the Future. - Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, AJ Zoetermeer, Volume 3: 1-83.

FLEMMING, H. - C. (1996): Biochemische Verfahren für die Beurteilung des biologischen Gewässerzustands. - Acta hydrochim. hydrobiol. 24 (1): 39-41.

GAUMERT, KÜCHLER, RASCHEWSKI, THIEME (1994): Schadstoffmonitoring mit der *Dreissena polymorpha* in der tidefreien Elbe zwischen Schmilka und Schnackenburg. - 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Cuxhaven, S. 453-460.

GERHARDT, A. (1996): Behavioral Early warning Responses to Polluted water. - ESPR - Environ. Sci. & Pollut. Res. 3 (2): 63-70.

GUNKEL, G., Hrsg. (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. - Gustav Fischer, Jena, Stuttgart: 540 S.

HAMBURGER UMWELTBERICHTE (1993): Erfahrungen mit biologischen Wirkungstesten bei der Untersuchung von Wasser- und Bodenverunreinigungen. - Hamburger Umweltberichte 43/93, Umweltbehörde, Freie Hansestadt Hamburg.

LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN (1993): Rheingütebericht 1992.

LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1995): Gewässergütebericht '93/'94.

LAWA (1996): Empfehlungen zum Einsatz kontinuierlicher Biotestverfahren für die Gewässerüberwachung. - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), LAWA-Arbeitskreis "Biomonitoring".

LfU (1993): Biologische Freiwasseruntersuchungen Rhein, Neckar, Donau - Planktonentwicklung, Bioaktivitäten, Stoffumsätze. - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1993 und nachfolgende Jahrgänge.

LOEB, S. L., SPACIE, A., eds. (1993): Biological monitoring of aquatic systems. - CRC Press, Boca Raton, Florida: 381 S.

MARKERT, B. (1994): Biomonitoring - Quo Vadis. - UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 6 (3): 145-149.

MARTEN, M. (1994): Langzeitbiomonitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs. Ökologische Beweissicherung zur Beschreibung der Auswirkung diffuser Belastungen unter besonderer Berücksichtigung des Makrozoobenthos - Methodologische Betrachtungen. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994 in Hamburg (II), Kaltenmeier Söhne, Krefeld-Hüls: 518-522.

MÖLLER, H., S. OHLDA, G. SPRENGEL, G. PETERS, B. WATERMANN (1993): Biologische Schadstoffeffekte in der Elbe (Pilotstudie). - Umweltbundesamt, Forschungsbericht 102 04 390: 187 S.

MÜNCHNER BEITRÄGE ZUR ABWASSER-, FISCHEREI- UND FLUßBIOLOGIE, BD. 49 (im Druck).

ROSENBERG, D. M., RESH, V. H., Hrsg. (1993): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. - New York, London: ix + 488 S.

SÄCHSISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1994): Gewässergütebericht Elbe des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie 1994, 5.7.1. Schadstoffmonitoring mit der Dreikantmuschel, S. 27-36.

SHUGART, L. R., PEAKALL, D. B., WALKER, C. H. & EVERAARTS, J. M. (1993): Overview. In: Biomarkers. Research and application in the assessment of environmental health. - Ed. by D. B. Peakall & L. R. Shugart. Springer, Berlin, XIII-XIX.

STEINBERG, CH., J. KERN, G. PITZEN, W. TRAUNSPURGER (1990): Grundzüge des Biomonitorings organischer Schadstoffe in Binnengewässern mit Beiträgen zur Ökotoxikologie organischer Xenobiotica und Hinweisen für die praktische Gewässerüberwachung. - Literaturstudie im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 303 S.

STRAYER, D., J. S. GLITZENSTEIN, C. G. JONES, J. KOLOSA, G. E. LIKENS, M. J. MCDONNELL, G. G. PARKER, S. T. A. PICKETT (1986): Long-Term Ecological Studies: An illustrated account of their design, operation and importance to ecology. Occasional publications of the Institute of Ecosystem Studies, No. 2: 38 p.

UBA (1988): Untersuchungen zur Verwendung von Bioindikatoren für die Umweltüberwachung im Ästuarbereich der Elbe, Weser, Ems. - UBA Texte 18/88

UBA (1989): Überwachung von Schadstoffen im Elbeästuar. - UBA Texte 2/89.

UBA (1992): Vergleichende Untersuchungen über die Eignung von Wattorganismen unterschiedlicher Trophiestufen zum Trendmonitoring ausgewählter Schwermetalle und polychlorierter Biphenyle. - UBA Texte 15/92.

UBA (1993): Biologische Schadstoffeffekte in der Elbe. - UBA Texte 50/93.

UBA (1994): Erarbeitung von Kriterien zur Ableitung von Qualitätszielen für Sedimente und Schwebstoffe. - UBA Texte 69/94).

UBA (1995a): Fischkrankheiten im Wattenmeer. - UBA Texte 51/95.

UBA (1995b): Die Elbe - Ökologischer Zustand und Sanierungsmöglichkeiten. - UBA Texte 64/95.

VAN LOON & HERMENS (1995): Mixture Toxicity Parameters. - In: Monitoring Water Quality in the Future. - Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, AJ Zoetermeer, Volume 3: 1-45.

WEISS et al. (1995): Effizienzkontrolle und Biomonitoring. - Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (LÖBF), Jahresbericht 1994, Recklinghausen: 38-44.