Bewertungsgrundlagen für das rückstandsorientierte Biomonitoring in der Bundesrepublik Deutschland

Habilitationsschrift

vorgelegt von

Martin Paulus

im Jahr 1998

Habilitation an der Philosophischen Fakultät der Universität des Saarlandes am 7. Juli 1999

Umhabilitation im Fachbereich VI – Geographie/Geowissenschaften der Universität Trier am 14. Mai 2001

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung und Fragestellung 1

2 Prozesse der Schadstoffakkumulation in terrestrischen und limnischen Ökosystemen 6

2.1 Begriffsbestimmungen 6

2.2 Grundlagen 8

2.3 Limnische Ökosysteme 13

2.4 Terrestrische Ökosysteme 26

3 Grundlagen des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren 34

3.1 Stellung in der Bioindikation 34

3.2 Informationsgehalt von Gewebekonzentrationen in der Umweltüberwachung 37

4 Standards zur Gewährleistung einer ausreichenden Probenqualität 44

4.1 Einleitung 44

4.2 Variabilität und Wertestreuung 47

4.2.1 Beispiele zeitlicher Variationen 49

4.2.2 Beispiele räumlicher Variationen 52

4.2.3 Beispiele altersspezifischer Variationen 52

4.2.4 Lösungsstrategien zur Reduktion der Wertestreuung 54

4.2.4.1 Schichtung der Grundgesamtheit 55

4.2.4.2 Gewinnung von Zufallsstichproben 56

4.2.4.3 Gewinnung von flächenrepräsentativen Proben 57

4.3 Probenbehandlung 60

4.4 Biometrische Probenbeschreibung - Bedeutung der "inherent variability" für die Standardisierbarkeit im passiven Biomonitoring 62

4.5 Probenahmeprotokoll 74

4.6 Standards für ausgewählte Akkumulationsindikatoren 77

4.7 Auswahl geeigneter Probenarten(sets) 83

5 Indikationsebenen von Gewebekonzentrationen in der Umweltüberwachung 88

6 Umweltqualität: Ziele - Standards - Kriterien 93

7 Ansätze für Bewertungsgrundlagen im rückstandsorientierten Biomonitoring 99

7.1 Umweltqualitätsstandards 99

7.1.1 Das Wesen von Umweltqualitätsstandards 99

7.1.2 Vorauswahl relevanter Umweltqualitätsstandards 106

7.1.3 Eignung ausgewählter Umweltqualitätsstandards 125

7.1.3.1 Schadstoff-Höchstmengenverordnung 125

7.1.3.2 Rückstands-Höchstmengenverordnung 126

7.1.3.3 Maximum Residue Limits der Codex Alimentarius Kommission 128

7.1.3.4 ZEBS-Richtwerte 130

7.1.3.5 Futtermittelverordnung 131

7.1.4 Fazit 133

7.2 Umweltqualitätskriterien 134

7.2.1 Ökotoxikologische Testverfahren 136

7.2.2 Umwelttoxikologische Testverfahren 163

7.2.3 Ökotoxikologische Bewertungsmodelle 165

7.2.3.1 Quantitative Structure Activity Relationships 165

7.2.3.1.1 Einleitung 165

7.2.3.1.2 n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient 167

7.2.3.1.3 Fazit 173

7.2.3.2 Biokonzentration versus Freilandbiokonzentration 176

7.2.4 Bilanzierungsmodelle - Critical Loads and Levels 180

7.2.5 Referenzwerte ... 182

7.2.6 Sonstige, einzelinitiative Ansätze ... 188

7.2.6.1 Untersuchungen zur Interpretation von TBT/DBT-Rückständen bei Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) ... 188

7.2.6.2 Untersuchungen zur Interpretation von Quecksilber-Rückständen bei Fischen ... 190

7.2.6.3 Untersuchungen zur Toxizität chlorierter Benzole bei der Dickkopf-Elritze (*Pimephales promelas*) ... 192

7.2.6.4 Grenzwert-Empfehlungen für den mittleren Schadstoffgehalt standardisierter Graskulturen ... 194

7.2.6.5 Neuere Untersuchungen zur Interpretation der Ergebnisse von Expositionstests mit *Lolium multiflorum* zur Bewertung des Risikos für die Standortvegetation ... 197

7.2.6.6 Verfahren zur Bewertung von immissionsbedingten Stoffanreicherungen in standardisierten Graskulturen ... 200

7.2.6.7 Bewertung von Elementanalysen an Fichtennadeln zur Indikation des immissionsbedingten Gefährdungsgrades von Nadelwäldern ... 202

7.2.6.8 Fazit ... 206

7.3 Synthese und Bewertung ... 208

8 Möglichkeiten zur Entwicklung eines nationalen Referenzsystems ... 218

8.1 Datengrundlage ... 218

8.2 Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen ... 223

8.2.1 Moos-Monitoring 1990/91 ... 223

8.2.1.1 Konzeption und Durchführung ... 223

8.2.1.2 Vergleichbarkeit der Elementkonzentrationen in verschiedenen Moosarten ... 226

8.2.1.3 Ergebnisse zur Belastungssituation ... 227

8.2.2 Moos-Monitoring 1995/96 ... 228

8.2.2.1 Konzeption und Durchführung ... 228

8.2.2.2 Ergebnisse zur Belastungssituation und -entwicklung ... 229

8.2.2.3 Verfahren zur Bewertung der Rückstandsniveaus ... 230

8.3 Umweltprobenbank des Bundes ... 234

8.3.1 Konzeption und Organisationsstruktur ... 234

8.3.2 Das Qualitätssicherungssystem ... 237

8.3.2.1 Probenahmegebiete ... 238

8.3.2.2 Probenarten(sets) ... 242

8.3.2.3 Standardisierte Verfahrensrichtlinien ... 253

8.3.2.4 Probenahme nach dem Prinzip der flächenrepräsentativen Zufallsstichprobe und Festlegung in gebietsbezogenen Probenahmeplänen ... 255

8.3.2.5 Probenkonservierung, -transport und -lagerung ... 257

8.3.2.6 Probencharakterisierung ... 258

8.3.2.7 Informationssystem ... 260

8.4 Fazit ... 262

9 Empfehlungen zum Aufbau eines nationalen Referenzsystems ... 265

10 Diskussion ... 269

10.1 Leistungsvermögen des rückstandsorientierten Biomonitoring ... 269

10.2 Standards zur Gewährleistung einer ausreichenden Probenqualität und Datenvergleichbarkeit im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren ... 272

10.3 Bewertungsgrundlagen für ein bundesweites Biomonitoring der allgemeinen Belastungssituation ... 275

10.4 Umweltprobenbank des Bundes als Grundlage zum Aufbau eines nationalen Referenzsystems ... 284

10.5 Zukünftiger Forschungsbedarf ... 288

11 Zusammenfassung ... 293

12 Literatur ... 297

Anhang 1 Verzeichnis der Tabellen 333

Anhang 2 Verzeichnis der Abbildungen 336

Anhang 3 Verzeichnis der Bilder 339

Anhang 4 Gebietsbezogener Probenahmeplan der Umweltprobenbank des Bundes für die Regenwurmprobenahme im Bornhöveder Seengebiet 340

1 Einleitung und Fragestellung

Biotische Umweltproben können wichtige Belege für den Zustand unserer Umwelt sein. Die Entschlüsselung ihres Informationsgehaltes erlaubt Rückschlüsse über den Teil der Xenobiotika, die aufgrund ihrer Aufnahme und Akkumulation durch Organismen eine Gefahr für lebende Systeme einschließlich des Menschen bedeuten können. Die Anwendung von Bioindikationsverfahren hat daher in den vergangenen Jahrzehnten in der Umweltüberwachung in aktiven wie auch passiven Monitoringprogrammen zunehmend an Bedeutung gewonnen. Dies findet u.a. im Bundes-Immissionsschutzgesetz seinen Niederschlag, in dem seit 1990 der Einsatz von Bioindikatoren von Seiten des Gesetzgebers festgeschrieben ist (BImSchG § 14). Diese fortschreitende Entwicklung der Bioindikation ist im Bereich des Einsatzes von pflanzlichen und tierischen **Akkumulationsindikatoren** begleitet durch

⇒ eine steigende Erwartungshaltung an die Bewertungsmöglichkeiten von Schadstoff-Rückständen in pflanzlichen und tierischen Matrizes und

⇒ ein Anwachsen der untersuchten Stoffspektren als Konsequenz aus einer stetig verbesserten Analysentechnologie.

Die **Bewertungsmöglichkeiten** von Schadstoff-Rückständen und die sich hieraus ableitenden Aufgaben des Biomonitorings mit Akkumulationsindikatoren wurden über lange Zeit i.e.L. darin gesehen, Aussagen über die Ab- und Zunahme eines Schadstoffes in der Raum- und Zeitachse, häufig in beiden Richtungen, machen zu können. (vgl. MARKERT 1994a). Hieraus entwickelten sich sogenannte Trendkataster, in denen die eingesetzten Arten (im Gegensatz zum Wirkungskataster) als Fangsubstrate dienen und einen über die Zeit und Fläche integrierbaren Schadstoffanteil akkumulieren (MÜLLER 1984). Wesentliche Voraussetzung hierzu war die Identifizierung geeigneter Indikatorarten und die Erarbeitung von Verfahren zur Erlangung reproduzierbarer Ergebnisse. Hierauf hat sich ein inzwischen breites Wissenschaftsfeld lange Zeit konzentriert, wodurch wir eine Fülle von Indikatorarten und Methoden zu deren Einsatz zur Verfügung haben (vgl. u.a. KNABE 1982; MÜLLER 1984; STEUBING 1985; NOBEL et al. 1986; ARNDT et al. 1987; KOHLER & ARNDT 1992; KOMMISSION REINHALTUNG DER LUFT 1992; KLEIN & PAULUS 1995a; UMWELTBUNDESAMT 1996a).

Handlungsbedarf zur Gewährleistung vergleichbarer Ergebnisse besteht aber vielfach immer noch in einer methodischen Standardisierung, insbesondere im Bereich der Freilandarbeiten, um den deutlichen Gradienten zwischen der Qualitätssicherung und -kontrolle bei

der Probenahme und derjenigen im Labor überwinden zu können (vgl. KLEIN & PAULUS 1995a). Akkreditierung von Analysenverfahren und Zertifizierung von Analysenlabors wurde eine sehr große Aufmerksamkeit gewidmet, weil man erkannt hat, daß die Zuverlässigkeit der Analysenresultate nur über ein gut funktionierendes Qualitätssicherungssystem erreicht werden kann.

Für die chronologisch der Analytik vorgeschaltete Probenahme fehlt es zwar nicht an der Erkenntnis der Notwendigkeit eines adäquaten Qualitätssicherungssystems, aber dennoch sind bisher zumindest im Bereich des passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren keine einheitlichen Methoden übernommen worden. Eine Harmonisierung, für die methodische Standards inzwischen in ausreichender Form erarbeitet wurden (vgl. u.a. KLEIN & PAULUS 1995a; UMWELTBUNDESAMT 1996a), ist hier dringend geboten, um eine vergleichbare Aufnahme und Darstellung von Rückständen in Umweltkompartimenten durchführen zu können.

Folgt man den Ausführungen von KEITEL (1989), ist aber auch dann lediglich der erste Arbeitsschritt der Bioindikation (vgl. Tab 1.-1) bewältigt, an den sich zwei weitere anschließen müssen, um sich von einer bloßen Dokumentation der Schadstoffpräsenz und -entwicklung lösen und eine wirkungsbezogene Bewertung des Risikopotentials für den Menschen und die Umwelt durchführen zu können (s.a. MÜLLER 1990; PEAKALL 1992; ARNDT & FOMIN 1993; KERNDORFF et al. 1993; HENSCHLER 1994) .

Tab. 1.-1: Arbeitsschritte der Bioindikation (nach KEITEL 1989).

1. Meßgrößenerfassung — **Meßwert:** Bestimmung einer Meßgröße, z.B. Schadstoffgehalt im Akkumulationsindikator.
2. Wirkungsbestimmung — **Wirkungsgröße**: Feststellung, in welchem Ausmaß (zu welchem Anteil) der Meßwert die Wirkung einer Immission darstellt. Hierbei sind gegebenenfalls nicht immissionsbedingte Blindwerte zu berücksichtigen. Das Ergebnis des zweiten Schrittes entspricht der Normabweichung.
2. Indikation — **Aussageziel**: Der dritte Schritt ist die Schlußfolgerung von den am Bioindikator festgestellten Wirkungen auf die Belastungssituation anderer Organismen einschließlich des Menschen bzw. ganzer Ökosysteme. Diese Übertragung ist selten streng quantitativ und führt in der Regel zu Relativangaben oder zur Einteilung in Risikostufen.

Der zur Zeit herrschende Zustand der Bioindikation mit Akkumulationsindikatoren wird von PEAKALL (1992) folgendermaßen zusammengefaßt: Das Basiskonzept von Monitoringprogrammen, die Notwendigkeit der fortwährenden Kenntnis des Grades des Vorhandenseins von Xenobiotika in der Umwelt, ist attraktiv und einfach zu erfassen. Die Frage auf der nächsten Ebene, die zu selten gestellt wird, ist die: "*Warum müssen wir das wissen, oder, um es in eine anschaulichere Form zu bringen: Was werden wir mit den erhobenen Informationen tun?*" (vgl. ARNDT & FOMIN 1993; KERNDORFF et al. 1993).

Aufgrund der Tatsache, daß aus Schadstoffrückständen ableitbare Wirkungsschwellen nahezu unbekannt sind und demzufolge spezielle Grenz-, Richt- oder Prüfwerte für Akkumulationsindikatoren bisher nicht zur Verfügung stehen, wird als Lösungsweg häufig der Blick in Nachbardisziplinen, wie die Futtermittelverordnung, die Rückstands-Höchstmengenverordnung oder die Schadstoff-Höchstmengenverordnung, gewählt (vgl. ZIMMERMANN & UMLAUFF-ZIMMERMANN 1994, s.a. GUNKEL 1994). Mehr als problematisch ist hierbei allerdings die Tatsache, daß derartige Standards unter Abwägung zahlreicher, nicht rein wissenschaftlich begründeter Kriterien in Abhängigkeit von den jeweiligen Qualitätszielen festgesetzt werden (vgl. Kap. 6 u. 7.1.1), weshalb sie i.d.R. kein geeignetes Instrument zur Bewertung von Schadstoffrückständen in Bioindikatoren darstellen.

Verschärft wird die Bewertungsproblematik dadurch, daß sich die Umweltsituation seit den Anfängen der Bioindikation entscheidend geändert hat. Früher stand die lokale Erfassung weniger Schadstoffe in Konzentrationsbereichen mit akutem Gefährdungspotential im Vordergrund, welche mit den eingesetzten Indikatorarten vergleichsweise einfach nachgewiesen und aufgrund der hohen Akkumulationsraten z.T. auch mit direkten Schäden in Zusammenhang gebracht werden konnten. Die heutige Immissionssituation, die von GUDERIAN & BALLACH (1989) charakterisiert wird durch (-) komplexe Verunreinigungstypen, (-) langanhaltende oder Dauerbelastungen, (-) relativ niedrige Immissionskonzentrationen mit stark unterschiedlichen Relationen zwischen Primär- und Sekundärkomponenten und (-) großräumige Verbreitung, macht direkte Ursache-Wirkungsbeziehungen häufig unmöglich. Die Bioindikation sieht sich jetzt mit den Phänomenen der chronischen Belastung der Organismen konfrontiert, die sich in meist niedrigen Gewebekonzentrationen eines breiten Schadstoffspektrums mit subletalen Effekten manifestiert, welche kaum noch in Bezug zu Rückständen gesetzt werden können (ZIMMERMANN & UMLAUFF-ZIMMERMANN 1994, vgl. auch SHORE & DOUBEN 1994).

Im Bereich der **analytischen Untersuchung von Schadstoffrückständen** konnte aufgrund einer stetig verbesserten Analysentechnologie dahingehend reagiert werden, daß immer mehr potentiell toxische Substanzen in immer niedrigeren Konzentrationsbereichen ge-

messen wurden. Aufgrund der fehlenden Bewertungsmöglichkeiten führte dies aber dazu, daß gegenwärtig vielfach das untersucht und beschrieben wird, was analytisch realisierbar ist. Wie KERNDORFF et al. (1993) eindringlich betonen, hat es lediglich für die Datendokumentation eine Bedeutung, wenn in einer Umweltprobe mit sehr hohem Aufwand das gesamte bestimmbare Stoffspektrum erfaßt wird, nicht aber für die beabsichtigte Gefährdungsabschätzung bezüglich einer speziellen Kontamination. Dementsprechend drastisch formulieren die Autoren daher auch zusammenfassend die derzeitige Situation der rückstandsorientierten Schadstoffüberwachung in der Umwelt:
"*Wissentlich der Tatsache, daß die Antwort auf Fragen der Gefährdungsabschätzung von Kontaminationen nicht so einfach bzw. nicht möglich ist, werden die Daten erhoben, um schließlich - unbewertet - in den weithin bekannten Datenfriedhöfen zu landen. Der Anspruch, an jedem Standort und in jeder Probe möglichst alle vorhandenen Stoffe bestimmen zu wollen, ist daher nicht nur unökonomisch, sondern führt auch dazu, daß für viele der untersuchten Parameter gar keine Bewertung erfolgen kann. Die einzigen, bei denen diese Vorgehensweise verständlicherweise Anklang findet, sind die Firmen, die mit umfangreichen analytischen Untersuchungen beauftragt werden wollen*." (KERNDORFF et al. 1993, S. 16).

Sicherlich besteht kein Anlaß, aus der geschilderten Situation heraus den Einsatz von Akkumulationsindikatoren oder gar die gesamte Bioindikation grundsätzlich in Frage zu stellen. Ihre Verdienste und Bedeutung in der Umweltüberwachung bleiben unbenommen. In Frage gestellt werden sollte lediglich der in den vergangenen Jahrzehnten vielfach etablierte Automatismus im Nachweis von Schadstoffrückständen in Umweltproben und die derzeitige (Aus-)Nutzung der erhobenen Daten zur Bewertung der Umwelt.

Vor diesem Hintergrund besteht das Ziel der vorliegenden Schrift darin, Bewertungsmöglichkeiten für ein effizienteres Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren zur Schadstoffüberwachung in der Bundesrepublik Deutschland zu diskutieren und Lösungswege nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand herauszuarbeiten. Hierzu sollen folgende Themenbereiche behandelt werden:

⇒ Leistungsvermögen des rückstandsorientierten Biomonitoring: Informationsgehalt von Gewebekonzentrationen in der Umweltüberwachung.

⇒ Repräsentativität und Reproduzierbarkeit: Standards zur Gewährleistung einer ausreichenden Probenqualität im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren.

⇒ Ansätze für Bewertungsgrundlagen im rückstandsorientierten Biomonitoring.

⇒ Derzeitige Bewertungsmöglichkeiten für ein bundesweites Biomonitoring der allgemeinen Belastungssituation.

⇒ Zukünftiger Forschungsbedarf.

Die einzelnen Themenbereiche werden hierbei in der vorliegenden Schrift nach inhaltlichen Erfordernissen in verschiedene Kapitel aufgegliedert und in der abschließenden Diskussion wieder aufgegriffen.

2 Prozesse der Bioakkumulation in terrestrischen und limnischen Ökosystemen

2.1 Begriffsbestimmungen

Im Zuge der Erforschung und Publikation von Prozessen der Bioakkumulation hat sich eine umfangreiche Terminologie entwickelt, in der identische Begriffe z.T. mit unterschiedlichem Sinn verwendet werden. Zum besseren und eindeutigeren Verständnis der nachfolgenden Ausführungen sollen daher zunächst die in der vorliegenden Schrift gebrauchten Fachbegriffe zur Bioakkumulation in der hier verwendeten Form definiert werden. Die Definitionen orientieren sich im wesentlichen an den Erläuterungen von ERNST (1985), STREIT & KISSNER (1986), ELSTER (1987a), KORTE (1987), BEEK et al. (1991), GUNKEL (1994) sowie KLEIN & PAULUS (1995b), wobei sich die Angaben der Autoren nicht in allen Fällen decken.

Akkumulation (= Bioakkumulation): Anreicherung von anthropogenen oder natürlichen Umweltchemikalien in Organismen, die zu einer Konzentrationserhöhung im Körper oder Teilen von ihm gegenüber dem Medium oder der Nahrung führt. *Die Aufnahmewege und -prozesse bleiben hierbei unberücksichtigt*.

Bezüglich des Aufnahmeweges werden das umgebende Medium und die Nahrung unterschieden. Will man die Akkumulation danach charakterisieren, gelangt man zu drei weiteren Begriffen: ☞Biokonzentration, ☞Biomagnifikation und ☞Ökologische Magnifikation.

Anreicherungsfaktor (AF): Der AF als Ergebnis der (Bio-)Akkumulation ist ein Maß dafür, um ein Wievielfaches sich ein Stoff in lebenden Organismen gegenüber dem Medium oder der Nahrung anreichert.

Biokonzentration: Die direkte Aufnahme von Substanzen durch einen Organismus aus dem umgebenden Medium, i.a. Wasser, *ohne Berücksichtigung der Nahrungsaufnahme*.

Biokonzentrationsfaktor (BCF): Der BCF als Ergebnis der Biokonzentration ist ein Maß dafür, um ein Wievielfaches sich ein Stoff in lebenden Organismen gegenüber dem Medium anreichert. Der BCF wird aus der Konzentration eines Schadstoffes in einem Organismus bzw. dessen Gewebe nach Erreichen eines Verteilungsgleichgewichtes zwischen Aufnahme und Ausscheidung gegenüber dem umgebenden Medium, i.a. Wasser, bestimmt.

Biomagnifikation: Die direkte Aufnahme von Schadstoffen durch Organismen über die Nahrung *ohne Berücksichtigung des umgebenden Mediums*.

Dekontamination: Verminderung des Kontaminationsgrades eines Organismus oder seiner Umwelt. Der Begriff wird insbesondere gebraucht, wenn man von der Verringerung der Belastung eines Organismus oder Biotops durch Umweltchemikalien spricht.

Elimination: Mehr oder weniger vollständige Ausscheidung einer Substanz bzw. ihrer Umwandlungs- und Abbauprodukte.
Als Maß für die Geschwindigkeit der Ausscheidung wird die ☞Halbwertszeit verwendet.

Halbwertszeit (= $CT_{1/2}$): Zeit, in der nach Überführung in ein von dem jeweiligen Stoff freies Medium die Hälfte der inkorporierten Menge durch Elimination abgegeben wird.

Kontamination: Beladung mit einem Fremdstoff. Der Begriff wird angewendet zur Beschreibung des Zustandes von Organismen und deren Umwelt im Sinne einer Belastung.

Konzentration im Organismus: Dieser Ausdruck ist im physikalisch-chemischen Sinn unkorrekt, soweit er sich auf Gesamtorganismen bezieht, da der Begriff "Konzentration" nur auf Lösungen anwendbar ist. Er sollte daher nur benutzt werden, wenn er sich auf definierte Phasen beschränkt, z.B. Muskulatur, Fettgewebe, Leber usw. Bei Gesamtorganismen wird von **Gehalt** oder prozentualem Anteil des betreffenden Stoffes am Volumen oder an der Biomasse oder von vergleichbarer Meßeinheit gesprochen.

Ökologische Magnifikation: Kontaminationserhöhung einer Substanz beim Übergang von niedrigen zu höheren trophischen Niveaus entsprechend der Konzentrierung der Biomasse in der Nahrungspyramide.

Sorptionskapazität: Durch Erreichen eines Verteilungsgleichgewichts begrenzte Beladung aufgrund sorptiver Bindungen.

Sorptionsvermögen: Durch Eigenschaften des aufnehmenden Substrates begrenzte maximale Beladung.

Retentionszeit: Zeit bis zur vollständigen Elimination eines Stoffes nach Überführung in ein von diesem Stoff freies Medium. Ist das Medium nicht frei von diesem Stoff, Zeit bis zur Einstellung eines auf die geänderten Konzentrationsverhältnisse eingestellten Verteilungsgleichgewichtes.

2.2 Grundlagen

“Der Austausch zwischen Chemikalien in der Umwelt und Organismen ist - biologisch gesehen - eine fundamentale Wechselwirkung. Lebende Organismen sind ursprünglich durch komplexe chemische Interaktionen entstanden, wobei organische und anorganische Komponenten zwischen membranumgrenzten Innenbezirken und dem Außenmilieu in einen Austausch traten und im Organismusinnern andere Stoffkonzentrationen bewirkten. Dieses Prinzip gilt auch noch für die heute lebenden Organismen. Sie sind von der Evolution her angepaßt, selektiv Stoffe aus dem Außenmilieu zu inkorporieren, bestimmte Stoffe nach außen abzugeben oder in inerter Form im Körper zu deponieren. Stoffspezifische Unterscheidungen kann der Organismus dabei allerdings nur beschränkt vornehmen, so daß auch viele "falsche" Stoffe ins Innere gelangen, für die, solange wir uns noch im natürlichen Konzentrationsbereich bewegen, Entgiftungsmechanismen verschiedener Art existieren. Ob wir Pestizide oder Schwermetalle betrachten oder natürliche oder künstliche Nuklide, das wissenschaftliche Grundmodell, welches den Eintritt, den Austritt, die Speicherung und die Bioakkumulation beschreibt, ist immer das gleiche” (STREIT & KISSNER 1986).

Akkumulation ist immer als dynamischer Prozeß zu betrachten und muß im Kontext der gesamten Toxikokinetik gesehen werden (Abb. 2.-1). Ausgangspunkt einer Anreicherung ist die **Aufnahme von Schadstoffen**, die zum einen direkt aus dem Medium über Körperoberflächen oder bestimmte Organe, wie z.B. Thalli, Blätter, Wurzeln und Achsen bei Pflanzen oder Haut, Lungen und Kiemen bei Tieren, und zum anderen über die Nahrung erfolgen kann. Sie stellt für sich genommen bereits einen komplexen und noch nicht vollständig bekannten Prozeß dar (vgl. GUNKEL 1987; KARBE 1987; SIMONIS 1987; ZIEGLER 1988; HEESCHEN et al. 1993). Generell kann jeder Schadstoff aufgenommen werden, wobei allerdings bestimmte Schadstoffe in Abhängigkeit von ihren physiko-chemischen Eigenschaften leichter bioverfügbar sind als andere, was wiederum von einer Pflanzen- oder Tierart zur anderen sehr verschieden sein kann (vgl. WILKEN 1998).

Der Organismus kann Schadstoffe aktiv und/oder passiv aufnehmen. Die **aktive** Beteiligung, d.h. der energiezehrende Transport der Substanzen in die Zellen, wird manchmal im Gegensatz zur o.g. Definition als "Bioakkumulation" bezeichnet (ELSTER 1987a). Die **passive** Aufnahme von Schadstoffen z.B. in Form von Diffusion durch Biomembranen hindurch direkt aus dem umgebenden Medium oder durch Resorption der zerkleinerten und fermentativ zerlegten Nahrung im Darmkanal wird sowohl für viele Metalle als auch für die meisten organischen Verbindungen als der alleinige bzw. wichtigere Aufnahmeweg angesehen (z.B. PHILLIPS & RAINBOW 1993).

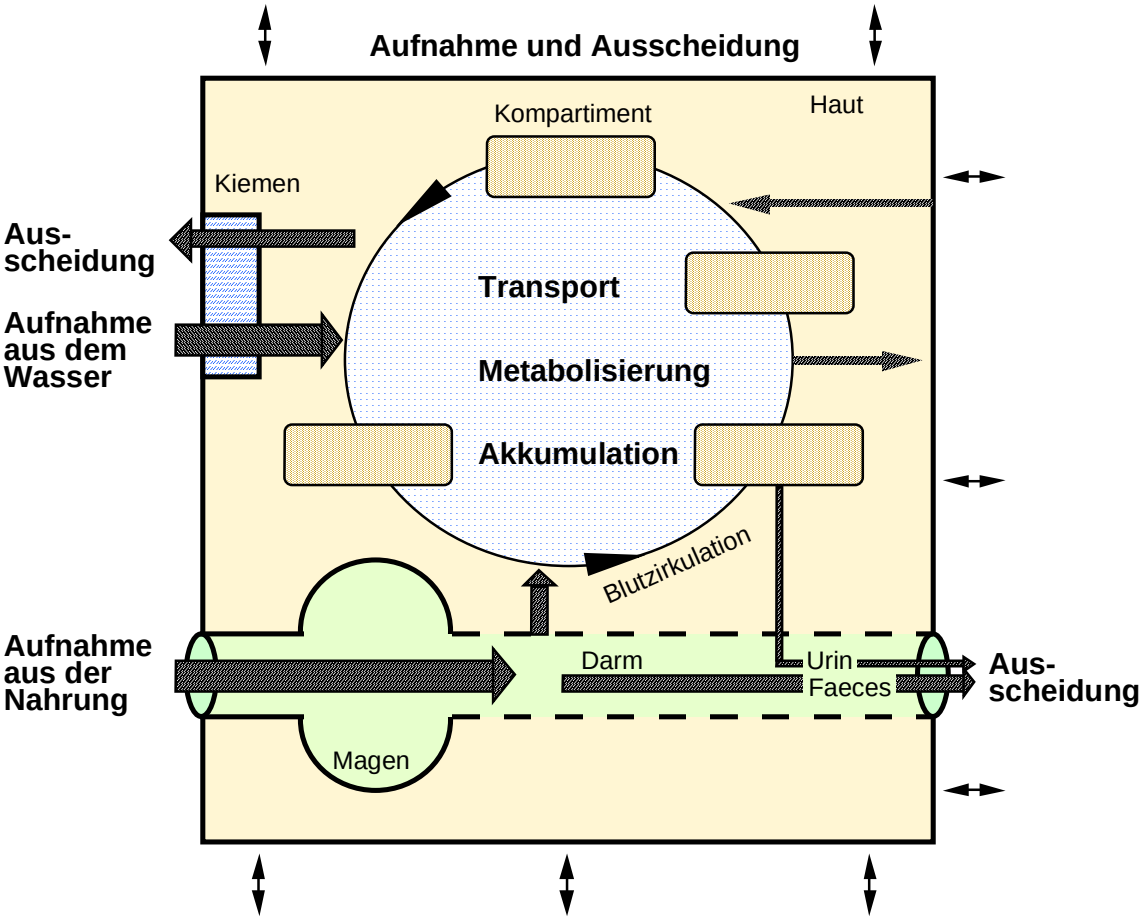


Abb. 2.-1: Schematische Darstellung der Toxikokinetik in Fischen als Beispiel für die Akkumulationsprozesse in Organismen (aus KLEIN & PAULUS 1995b).

Einmal **aufgenommene** Schadstoffe werden im Organismus gebunden (z.B. durch Konjugation an oder in Zellen und deren Bestandteile), umgewandelt (Transformation, Metabolisierung in Form von Oxidations-, Reduktions- oder Hydrolysereaktionen), auf verschiedene Orte verteilt bzw. in ihnen gespeichert (z.B. Organe, Gewebe, Zellen) und/oder über verschiedene Wege, wie Blattfall, Guttation, Faeces, Pseudofaeces, Haut, Kiemen usw., ausgeschieden. Auch hierbei handelt es sich um hochkomplexe und komplizierte Vorgänge, die ebenfalls bis heute für viele Organismen und Schadstoffe noch teilweise unbekannt sind. Gerade für organische Xenobiotika gilt dabei zu beachten, daß der Schadstoff durch die Transformation in den Organismen häufig nicht mehr oder nur noch in geringen Mengen in der originären Form vorliegt (vgl. HARMS 1994).

Entsprechend der beiden Aufnahmepfade, entweder direkt über Körperoberflächen oder via Nahrung, werden folgende **Hypothesen der Bioakkumulation** unterschieden (nach FALKNER & SIMONIS 1987; GUNKEL 1987, 1994; CONNELL 1998), die meist auf limnische Systeme

angewendet werden, in eingeschränktem Maße aber auch auf terrestrische Ökosysteme übertragbar sind:

Nahrungskettenhypothese: Steigende Anreicherung von Umweltchemikalien tritt in den Organismen mit steigender trophischer Stellung auf. Die Schadstoffaufnahme erfolgt über die Nahrung.
Der Schadstoff wird hierbei über die verschiedenen trophischen Ebenen einer Nahrungskette zusammen mit den organischen Kohlenstoffverbindungen weitergegeben (Biomagnifikation). Die Kohlenstoffverbindungen werden metabolisiert und als Stoffwechselprodukte ausgeschieden. Demgegenüber werden persistente Schadstoffe im Organismus aufkonzentriert und entsprechend der Biomassenkonzentrierung in der Nahrungspyramide angereichert (ökologische Magnifikation). Das Niveau der Akkumulation in den Organismen ist somit weitgehend unabhängig vom physiologischen Zustand der Organimen, z.B. dem Fettgehalt. Ein steigender Fettgehalt im Organismus führt nicht zu steigenden Anreicherungen von lipophilen Substanzen (vgl. Abb. 2.-2). Die Nahrungskettenhypothese beschreibt zudem keinen Endzustand der Akkumulation im Organismus und ist somit grundsätzlich ein zeitlich unbegrenzter Prozeß.
Die Schadstoffweitergabe nach der Nahrungskettenhypothese ist für terrestrische Organismen i.a. von ausschlaggebender Bedeutung, während sie im limnischen Bereich eine meist nur untergeordnete Rolle spielt.

Verteilungshypothese: Die Hypothese geht von einem Zwei-Komponenten-System aus, dem Wasser als umgebendem Medium und den Lipoiden im Organismus als bindungsrelevanten Strukturen. Ein Schadstoff wird über Diffusion durch Biomembranen hindurch direkt aus dem umgebenden Medium passiv aufgenommen (Biokonzentration).
Das entscheidende stoffliche Charakteristikum ist der Verteilungskoeffizient K_{OW} zwischen n-Octanol und Wasser als Modell eines Lipoids. Der Anreicherungsfaktor im Organismus muß somit mit steigendem Fettgehalt des Organismus zunehmen, da zugleich die Bindungs- bzw. Speicherkapazität steigt. Dabei ist der Anreicherungsfaktor bezogen auf den Fettgehalt eines Organismus eine Konstante. Diese Hypothese ist auf terrestrische Organismen nur eingeschränkt anwendbar, da die Organismen mit dem umgebenden Medium Luft in Kontakt stehen und eine Gleichgewichtseinstellung dann zwischen Luft und den Organismen erfolgen müßte.

Steady-State-Hypothese: Sie baut auf der Verteilungshypothese auf, berücksichtigt aber die Schadstoffaufnahme sowohl über die Nahrung wie auch über das umgebende Medium. Die Bioakkumulation wird als ein Regelprozeß betrachtet, bei dem sich ein Fließgleichgewicht zwischen diesen beiden Aufnahmewegen auf der einen und den Detoxifikations-

mechanismen auf der anderen Seite einstellt. Das Modell führt bei lipophilen Schadstoffen zu Anreicherungen im Organismus, die mit steigendem Fettgehalt des Organismus zunehmen.

Entscheidend ist wie bei der Verteilungshypothese, daß die Höhe der Bindungskapazität für lipophile Schadstoffe mit steigendem Lipidgehalt zunimmt, während der Anreicherungsfaktor bezogen auf den Fettgehalt konstant ist. Durch diese Hypothese des Fließgleichgewichtes können auch Akkumulationsprozesse erfaßt werden, bei denen die Höhe der Anreicherung unabhängig vom Fettgehalt ist, da andere Strukturen, wie z.B. Adsorptionsflächen, die Bindungskapazität bestimmen.

Die Festlegung eines Akkumulationsweges - über kontaminierte Nahrung oder über Wasser - ist nicht notwendig, da bei beiden Akkumulationsmechanismen ein Gleichgewicht formuliert werden kann. Entsprechend ist diese Hypothese auch auf terrestrische Organismen anwendbar.

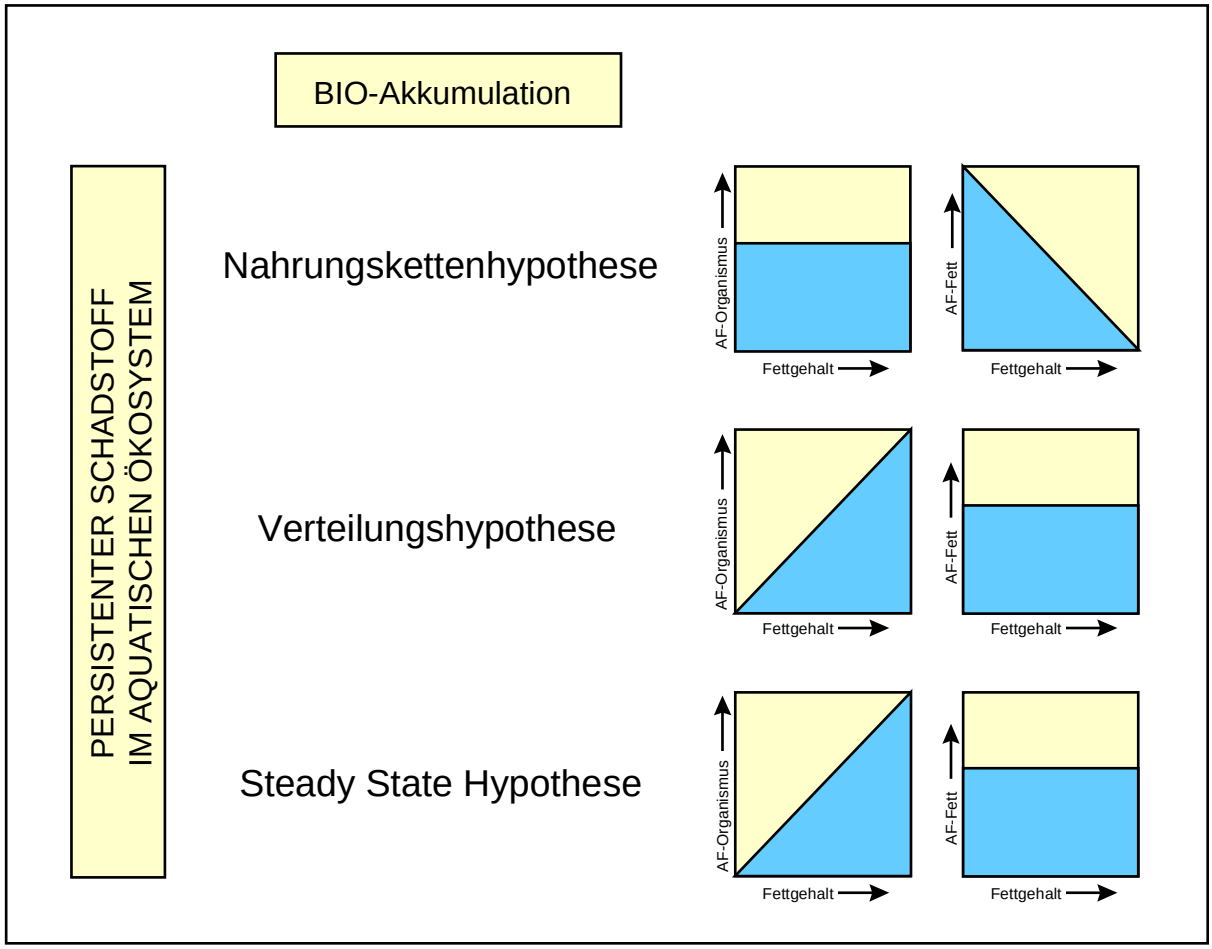


Abb. 2.-2: Schematische Darstellung der Hypothesen zum Mechanismus der Bioakkumulation (verändert nach GUNKEL 1987).

Aus den bisherigen Ausführungen wird schon deutlich, daß in limnischen und terrestrischen Ökosystemen von einer grundsätzlich unterschiedlichen Bedeutung beider Aufnahmewege ausgegangen werden muß, weshalb in den nachfolgenden Kapiteln zur Bioakkumulation beide Lebensräume getrennt betrachtet werden. Es ist hierbei zu berücksichtigen, daß die meisten Erkenntnisse auf Ergebnissen aus Laboratoriumsversuchen beruhen. Es gibt eine Fülle abiotischer und biotischer Randbedingungen, welche die Bioakkumulation beeinflussen und eine Übertragbarkeit von Laborversuchen ins Freiland nur bedingt erlauben. Hierzu zählen beispielsweise Temperatur (u.a. mikrobielle Aktivität), pH (u.a. Bioverfügbarkeit), Zusammensetzung der gelösten Salze, gleichzeitige Anwesenheit mehrerer Schadstoffe oder der Ernährungszustand der Organismen (vgl. LILLELUND 1987, s.a. ELSTER 1987b; HOFFMANN 1987). Dies führt bei LOSKILL & NAGEL (1991) zu der Einschätzung, daß trotz einiger Übereinstimmungen zwischen Labor-, Modell- und Freilandbefunden eine Freilandmodellierung, die der Vielschichtigkeit gerecht wird, nicht möglich ist.

Akkumulation als Sättigungskonzentration kann zudem unter Ökosystembedingungen strenggenommen nur dann dargestellt werden, wenn (-) die Konzentration im Medium und der Nahrung bekannt ist, (-) sie niedriger liegt als im Organismus und (-) ein steady-state zwischen der Konzentration im Medium bzw. der Nahrung und im Organismus existiert.
Neben der Tatsache, daß die Erhebung von repräsentativen Schadstoffkonzentrationen in den Schadstoffpfaden entweder sehr aufwendig oder enorm schwierig ist, muß die Existenz von Verteilungsgleichgewichten unter Ökosystembedingungen überhaupt bezweifelt werden. Wie GUNKEL (1994) darstellt, kann selbst in aquatischen Ökosystemen, wo das Medium die Organismen vollständig umgibt und diese Wasser in großen Mengen aufnehmen, nicht allgemein vom Vorhandensein von Verteilungsgleichgewichten ausgegangen werden. Die Gründe sind in der zeitlichen und räumlichen Dynamik der exo- und endogenen Faktoren, welche die Akkumulation beeinflussen, sowie der Komplexität der Ökosysteme zu suchen. Am deutlichsten wird dies bei den mobilen Tieren, die sich durch Ortswechsel sehr oft einer zumindest leicht verändernden Belastungssituation exponieren können, weshalb es dann kaum möglich ist, Anreicherungsfaktoren zu bestimmen.

2.3 Limnische Ökosysteme

Eine einfache Anreicherungskinetik in limnischen Organismen verläuft als Hyperbel in Abhängigkeit von der Zeit bis zum Erreichen der Sättigungskonzentration (Abb. 2.-3), an die sich bei organischen und anorganischen Substanzen z.T. unterschiedliche Prozesse anschließen. Bei der Bioakkumulation **organischer Verbindungen** können drei Phasen unterschieden werden (vgl. Abb. 2.-4): Die bereits genannte Phase der Aufnahme, die als Michaelis-Menten-Kinetik beschrieben werden kann, wobei die Kontaminierung direkt über das Wasser den schnellsten und fast ausschließlichen Schadstoffpfad darstellt.

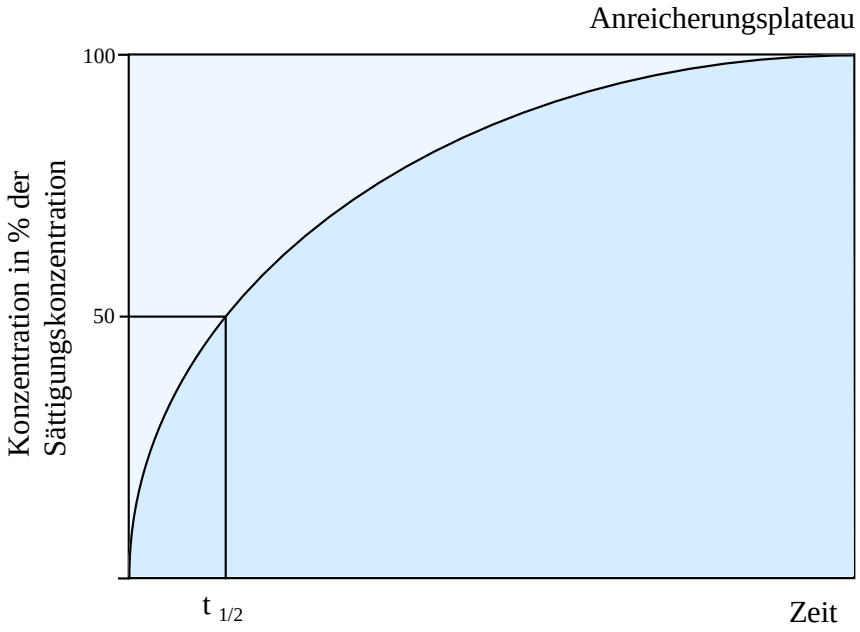


Abb. 2.-3: Kinetik der Biokonzentration eines im Wasser gelösten Schadstoffes in einem Organismus (nach KLEIN & PAULUS 1995b).

Beim Erreichen der Sättigungskonzentration, deren Grad vom lipophilen Charakter des jeweiligen Schadstoffes abhängt, folgt ein Plateau des Fließgleichgewichtes, das durch ständige Schadstoffaufnahme und gleichzeitige Detoxifikationsmechanismen aufrechterhalten wird (steady-state). Bei Verringerung der Schadstoffkonzentration, beispielsweise durch Umsetzen von Testorganismen in schadstofffreies Wasser, beginnt die Phase der Elimination, deren Geschwindigkeit ebenfalls von der Lipophilie der betrachteten Substanz abhängig ist, aber durch zahlreiche weitere Parameter, wie Temperatur, Art der Kontaminierung, Vorhandensein von Stoffgemischen etc. beeinflußt werden kann (vgl. GUNKEL

1994, s.a. ERNST 1985; STREIT & KISSNER 1986; KORTE 1987; PARLAR & ANGERHÖFER 1991; CONNELL 1998).

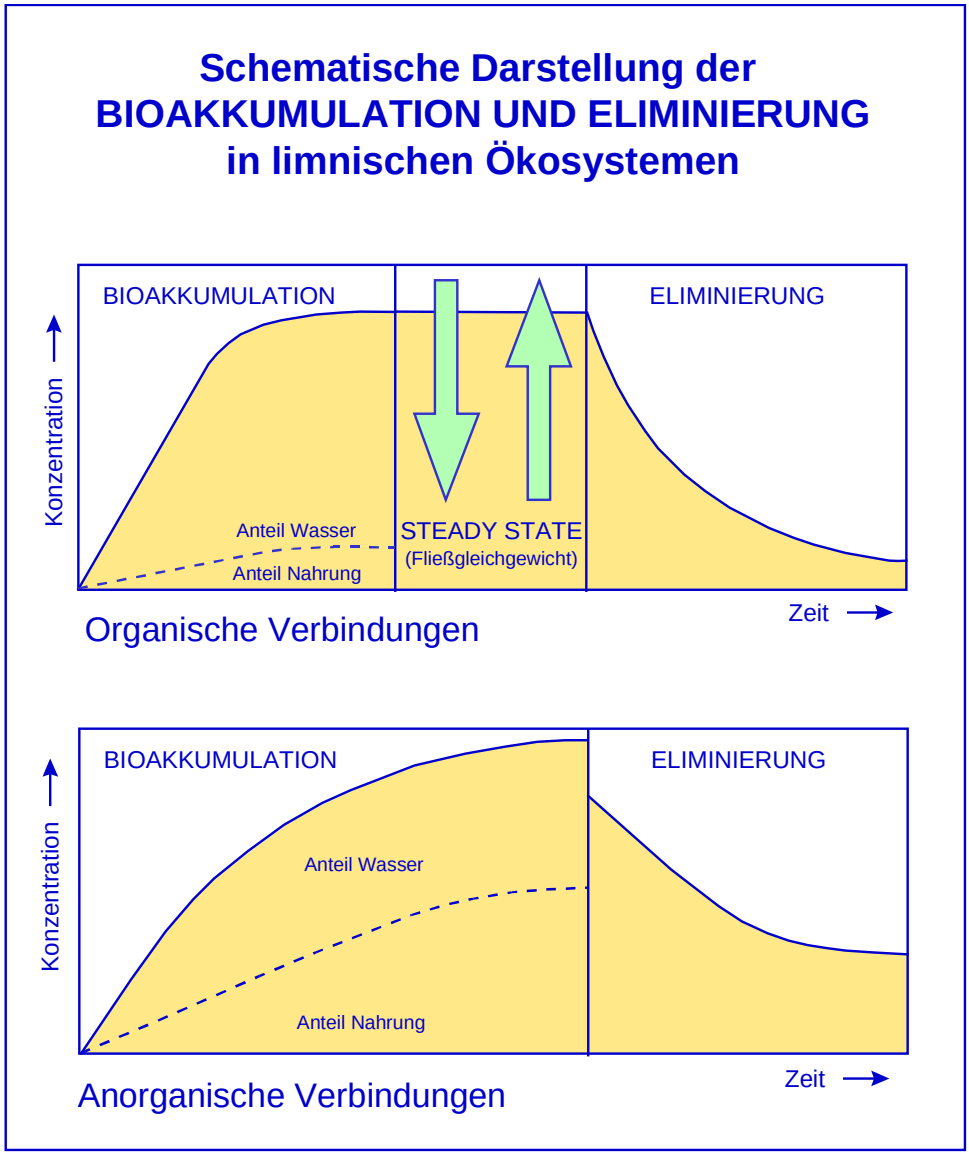


Abb. 2.-4: Schematische Darstellung der Bioakkumulation und Eliminierung in limnischen Ökosystemen (verändert nach GUNKEL 1994).

Bei **anorganischen Schadstoffen** kann die Anreicherung ebenfalls als ein Mehrkomponentenmodell beschrieben werden, da im limnischen Bereich auch hier die Aufnahme über die Nahrung eine in Abhängigkeit von den einzelnen Ernährungsformen zwar unterschiedliche aber dennoch untergeordnete Rolle spielt. Die Aufnahme aus dem umgebenden Medium Wasser ist von entscheidender Bedeutung, wobei meist Sorptionsvorgänge und

nicht Diffusion durch Biomembranen für die Inkorporation verantwortlich sind. Die bioverfügbaren Schadstoffe werden zunächst an Zellmembranen adsorbiert, die sie in einem zweiten Schritt entweder direkt oder über Ligandenaustausch oder mittels Ionenpumpen passieren. Die Schadstoffaufnahme erfolgt, bis ein Anreicherungsplateau erreicht wird, das sich zumindest bei Tieren erst nach langer Zeit einstellt. Die Elimination läuft in Kinetiken ab, die in ihrer Größenordnung denen der Aufnahme vergleichbar sind, jedoch im allgemeinen langsamer. Halbwertszeiten betragen hierbei meist mehrere Monate (GUNKEL 1994).

Diese allgemeinen Aussagen sollten aber nicht über die Komplexität der Akkumulationsprozesse hinwegtäuschen, die sich bereits bei den Primärvorgängen der Sorption von Schwermetallen, Insektiziden und Herbiziden an bzw. in **Mikroalgen** zeigt (SIMONIS 1987, vgl. auch GUNKEL 1987). Für Schwermetalle scheint zu gelten, daß zunächst eine recht schnelle Aufnahme durch Adsorption an und in die Zellwände von Pflanzen als auswaschbarer Anteil und danach ein energiezehrender, stoffwechselaktiver Transport durch die Cytoplasmamembran ins Zellinnere als nichtauswaschbarer Anteil stattfindet. Für lipophile Insektizide, wie z.B. Lindan, gilt wahrscheinlich, daß eine Adsorption an oder in den Zellwänden vernachlässigbar ist. Eine Adsorption an die lipidreiche Cytoplasmamembran erfolgt direkt in Verbindung mit der raschen Einstellung eines Verteilungsgleichgewichtes zwischen Lipidphase und wäßriger Phase, die zugleich zu einer energieunabhängigen Inkorporation in lipophile Zellbestandteile führt. Für Herbizide, wie das lipophile Atrazin, ist der Vorgang komplexer und z.T. noch ungeklärt. Es erfolgt eine rasche Inkorporation durch die Einstellung eines Lipid/Wasser-Verteilungsgleichgewichtes; sekundär schließt sich eine spezifische Adsorption an chemisch reaktionsfähige Proteine in der Photosynthesemembran an, die durch eine Sättigungsfunktion beschrieben werden kann. Weit weniger bekannt sind die Prozesse der Schwermetallaufnahme **bei höheren Wasserpflanzen**, die spezifisch für verschiedene Wuchsformen erfolgt: Bei wurzellosen Pflanzen über die Blätter, bei Schwimmblattgewächsen vornehmlich über die Wurzeln und bei wurzelnden Pflanzen in erster Linie über die Wurzelhaare aus dem Sediment (GUNKEL 1994).

Bei der Bioakkumulation durch **Invertebraten** muß zwischen den beiden o.g. Aufnahmepfaden, direkt über das Wasser als umgebendes Medium und über die Nahrung, unterschieden werden. GUNKEL (1987) beschreibt die Aufnahme aus dem Wasser primär durch eine Adsorption an den Membranen der Körperoberfläche, an die sich ein Transfer durch die äußeren Membranen des Organismus anschließt. Dieser Transfer erfolgt an den intensiv durchströmten und durchbluteten Atmungsorganen besonders schnell, da hier der Konzentrationsgradient der Schadstoffe extrem groß ist und zudem die Membranen sehr dünnschichtig ausgebildet sind. Der Zeitraum der Akkumulation bis zur Ausbildung eines Plateaus im Gleichgewichtszustand wird vielfach als sehr kurz angegeben, bei *Daphnia*

magna beispielsweise mit 6 bis 12 Stunden für Lindan. Ein signifikanter Unterschied bei der Aufnahme nur über das Wasser und der Aufnahme über Wasser und Nahrung konnte bisher nicht festgestellt werden.
Demgegenüber weisen KARBE et al. (1987) am Beispiel der Blei- und Cadmiumakkumulation bei Dreikantmuscheln darauf hin, daß die Schwermetallaufnahme bei Invertebraten ein ausgesprochenes Langzeitphänomen darstellen kann, das mit längerer Lebensdauer sowohl über die Nahrung als auch das Wasser verläuft. Er vermutet, daß mit der Dauer der Exposition die Bedeutung des Aufnahmeweges über die Nahrung zunimmt.

Auch bei **Fischen** müssen die beiden Aufnahmepfade direkt über das Wasser und über die Nahrung als Kontaminationswege in Betracht gezogen werden (vgl. GUNKEL 1987; KARBE 1987; KARBE et al. 1987; SIMONIS 1987; NAGEL 1988a,b; KLEIN & PAULUS 1995b; CONNELL 1998, FENT 1998, s. Abb. 2.-5). Bei der Aufnahme aus dem Wasser wird i.a. zwischen einer Adsorption an die Körperoberflächen mit anschließender Aufnahme über die Haut, einer Adsorption und Aufnahme über die Kiemen sowie einer Aufnahme über den Magen-Darm-Trakt mit dem Trinken von Wasser differenziert.

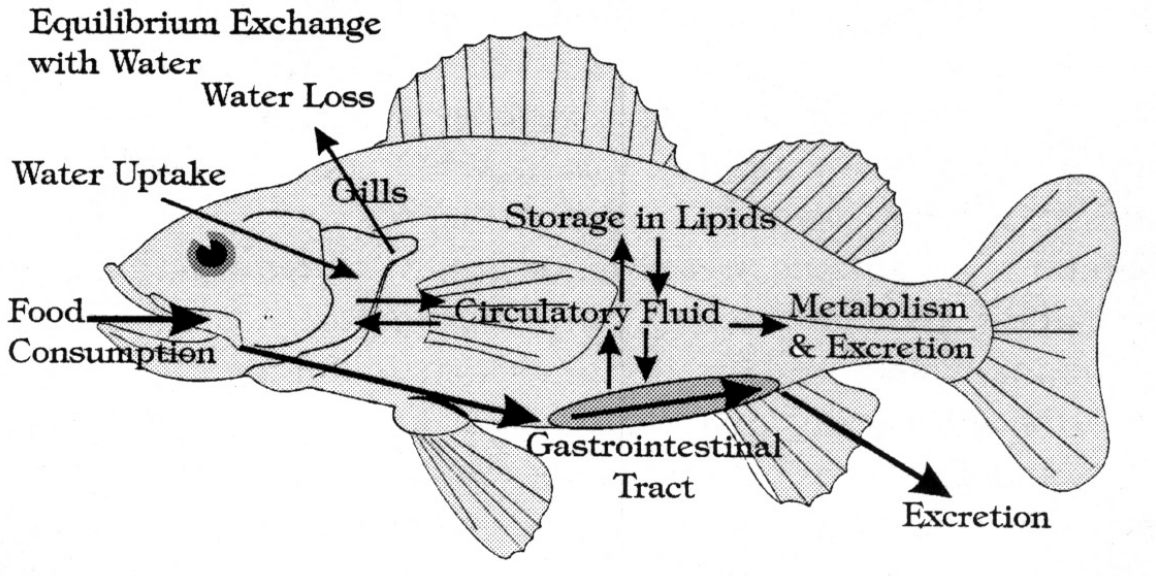


Abb. 2.-5: Darstellung möglicher Aufnahme- und Ausscheidungspfade lipophiler Chemikalien bei Fischen (aus CONNELL 1998).

Der Schadstoffaufnahme über die Kiemen kommt hierbei eine besondere Bedeutung zu, da aufgrund der Ventilationsbewegung ständig Wasser herangeführt wird und durch die intensive Durchblutung eine gute Möglichkeit zur Schadstoffweiterleitung in den Organismus besteht. Dies gilt sowohl für organische Fremdstoffe wie auch Schwermetallionen, die über die Kiemen direkt aus dem Wasser aufgenommen werden. Für Quecksilber und Cadmium konnte gezeigt werden, daß hierbei die Schleimschicht der Kiemen eine besondere Rolle spielt, da sie eine hohe Bindungsdichte für diese und vermutlich eine Vielzahl weiterer Schwermetallionen besitzt (vgl. PÄRT & LOCK 1983).
Von STREIT UND KISSNER (1986) sowie FENT (1998) wird übersichtlich beschrieben, wie Fremdstoffe die Biomembran durchdringen und in den Organismus gelangen können (vgl. auch NAGEL 1988a). **Lipophile Schadstoffe** passieren danach die aus Phospholipiden bestehenden Membranen in freier Diffusion. Im Blutkreislauf eines tierischen Organismus wird der größte Teil an emulgierende Proteine gebunden, wohingegen etwas freie Substanz weiter ins Gewebe eindringen kann, bis sie schließlich das Depotfett erreicht. Dort steigt der Gehalt so lange an, bis die Zufuhr- und Eliminationsgeschwindigkeit gleich groß sind.
Während die freie Diffusion bei lipophilen Schadstoffen meist als ausschließlicher Weg zur Überwindung der Biomembranen diskutiert wird, werden für **Metalle** verschiedene Mechanismen beschrieben. Diffusion stellt hierbei eine Möglichkeit dar, die dann abläuft, wenn ein Metall als elektrisch neutraler oder anionischer Komplex vorliegt. Darüber hinaus sind Ionenpumpen von Bedeutung, die in Membranzellen zur gezielten Aufnahme essentieller Metalle, wie beispielsweise Calcium, existieren. Über diesen Weg ist es möglich, daß Metalle mit geeignetem Ionenradius aktiv ins Körperinnere aufgenommen werden. Nach Überwindung der Biomembranen können sie dann im Blut an hydrophile Proteine, Peptide oder auch niedermolekulare Liganden gebunden werden. Über den Weg der Liganden oder wiederum über Ionenpumpen dringen sie dann weiter in andere Organe ein, wo sie die regulären Metallionen aus den Enzymen verdrängen und Fehlfunktionen verursachen können.

Sowohl für organische Fremdstoffe wie auch für die meisten Metallionen scheint generell zu gelten, daß der primären Schadstoffaufnahme aus dem Wasser und hier insbesondere über die Kiemen gegenüber dem Kontaminationspfad Nahrung die entscheidende Rolle bei der Bioakkumulation von Fischen zukommt. Von größerer Bedeutung kann die Schadstoffaufnahme via Nahrung im allgemeinen höchstens bei Metallen werden, wobei sie hier sowohl von der Kontaminationshöhe und Aufnahmemenge der Nahrung sowie der geochemisch-biochemischen Reaktivität der Schwebstoffe abhängt. So weist GUNKEL (1987) darauf hin, daß die Menge an aufgenommener Nahrung und damit auch von Fremdstoffen in der Entwicklung von Fischen sehr unterschiedlich ist. Junge Fische von wenigen Zentimetern Länge nehmen demnach sehr große Nahrungsmengen auf, wobei tägliche Rationen von über 100% des Körpergewichtes (bezogen auf das Naßgewicht) auftreten können. Diese

Menge verringert sich mit dem Wachstum der Fische auf weniger als 30-40% bei Fischen von ca. 10 cm. Allgemein wird der Schadstoffweitergabe über die Nahrung aber nur dann Bedeutung für die Gesamtakkumulation beigemessen, wenn sie schneller erfolgt als die Aufnahme über das Wasser, bzw. wenn die Gleichgewichtseinstellung des oral aufgenommenen Schadstoffes langsamer erfolgt als die Aufnahme selbst, was bei einer langsamen Eliminationsrate der Fall sein kann.
Wie FALKNER & SIMONIS (1987) am Beispiel der lipophilen PCB zusammenfassend diskutieren, wird die Schadstoffweitergabe über die Nahrungskette durch Freßbeziehungen erst dann wichtig, wenn mit Lungen atmende Tiere betroffen sind oder Insekten aquatischer Biozönosen, die sich nur teilweise mit dem umgebenden Wasser in Kontakt befinden.

Bereits durch die Beschreibung eines Fließgleichgewichtes im Plateau der Schadstoffakkumulation wird deutlich, daß neben der Aufnahme und Speicherung auch die **Dekontamination** einen wichtigen Parameter darstellt, der für die Höhe von Rückständen in Organismen oder Teilen von ihnen verantwortlich ist. Von größter Bedeutung für die richtige Beurteilung von Schadstoffrückständen ist die Kenntnis der Dekontaminationsprozesse und insbesondere der Dekontaminationszeiträume vor allem dann, wenn die untersuchten Organismen nach einer Phase hoher Schadstoffbelastung einem deutlich niedrigeren Kontaminationsnivaeu in der Umwelt ausgesetzt sind und sich diesem über Dekontaminationsmechanismen durch Einstellen eines neuen Fließgleichgewichtes mit niedrigeren Gewebekonzentrationen anpassen.
In nachfolgender Darstellung, die sich im wesentlichen auf die Ausführungen von FALKNER & SIMONIS (1987), KARBE et al. (1987), SCHWOERBEL (1987a,b), NAGEL (1988), GUNKEL (1994) sowie FENT (1998) stützt, soll zunächst der allgemeine Kenntnisstand zur Schadstoffdekontamination zusammengefaßt werden, der meist auf Ergebnissen aus Laboratoriumsversuchen an Fischen beruht. Hierbei werden die Fische üblicherweise bis zum Erreichen des Gleichgewichtszustandes in kontaminiertem Wasser gehältert und/oder mit kontaminierter Nahrung gefüttert. Während dieser Zeit laufen Aufnahme und Elimination gleichzeitig ab. Danach werden sie dann in schadstofffreies Wasser umgesetzt oder es wird ihnen schadstofffreie Nahrung verabreicht, um dann die Dekontamination alleine beobachten zu können.
Bei den Prozessen der Dekontamination **organischer Schadstoffe** wird häufig zwischen der Elimination (Ausscheidung) und Degradation (Metabolisierung) unterschieden. Auch wenn eine quantifizierende Differenzierung beider Prozesse in der Praxis vielfach nur in begrenztem Maße möglich ist, kann die Elimination aus dem Organismus in schadstofffreies Wasser als am weitaus bedeutsamsten bezeichnet werden. Bei Fischen erfolgt sie in erster Linie über die Kiemen (branchial), über die Nieren (renal) und über die Galle (biliär), wobei auch andere Wege, wie beispielsweise über die Haut oder durch Abgabe über die Eier, eine

Rolle spielen können. So weist NIIMI (1983) darauf hin, daß Forelleneier bis zu 6%, Barscheier sogar bis zu 26% der Gesamtkörperbelastung verschiedener organischer Schadstoffverbindungen enthalten können, die beim Ablaichen aus dem Organismus ausgeschieden werden. Bei den meisten organischen Verbindungen hat aber die Elimination und hier vor allem der Weg über die Kiemen als eine Art Rückdiffusion die größte Bedeutung. Welche Faktoren allerdings dafür verantwortlich sind, ob ein Schadstoff branchial, renal oder biliär ausgeschieden wird, ist weitestgehend unbekannt.

Die **Geschwindigkeit der Elimination** ist bei organischen Schadstoffen von der Bindungsart der Substanz, der Größe der Austauschflächen und der Körpergröße des Organismus abhängig. Wegen der zunehmenden Größe der Konsumenten innerhalb der Nahrungskette kann es hierdurch sogar zur Vortäuschung von Nahrungsketteneffekten aufgrund verlangsamter Elimination kommen. Darüberhinaus hat auch die Verteilung des Fettes im Körper auf die Eliminationsgeschwindigkeit einen entscheidenden Einfluß. Bei Jungfischen beispielsweise liegt das Fett als Gewebefett vor, aus dem eine rasche Elimination erfolgen kann. Bei adulten Fischen ist das Fett häufig als Organ-Depot-Fett ausgebildet, aus dem eine Elimination sehr viel langsamer und vielfach auch nicht vollständig erfolgt. Wie sehr sich der Fettgehalt auf die Eliminationsgeschwindigkeit auswirken kann, wird an einem Beispiel von SCHÜTZ (1985) deutlich, der die HCB-Elimination an Goldorfen untersuchte. Bei einer ersten Testgruppe, die dem HCB über das Wasser für eine Dauer von 48 bzw. 144 Stunden ausgesetzt wurde, konnte eine Halbwertszeit der anschließenden Elimination in schadstofffreiem Wasser von 68,2 bzw. 55,3 Stunden festgestellt werden. Der zweiten Testgruppe wurde HCB mit dem Futter verabreicht. Bei diesen Tieren betrug die Halbwertszeit 27,96 Tage, wobei auch nach 144 Tagen noch eine Restmenge im Körper nachgewiesen werden konnte. Der Autor führt diese deutlich verlangsamte Elimination auf den durch das Füttern etwa fünfach erhöhten Fettgehalt der Tiere gegenüber der ersten Testgruppe zurück.

Aus derartigen Versuchen ist aber auch bekannt, daß die Elimination sich in den meisten der bisher untersuchten Fälle nicht ausreichend durch Angabe einer einzigen Halbwertszeit beschreiben läßt, da sie nicht linear oder exponential, sondern meist in zwei Phasen mit sehr unterschiedlicher Eliminationsgeschwindigkeit abläuft. Wie aus Abb. 2.-6 ersichtlich, erfolgt zunächst eine Phase sehr schneller Elimination, an die sich eine zweite deutlich verlangsamte anschließt. Diese Kinetik, die durch ein 2-Kompartiment-Modell beschrieben werden kann, in dem das erste, schnelle Kompartiment beispielsweise das Fettgewebe sein kann, und das zweite ein Depot mit langsamerer Schadstoffabgabe, kann allenfalls durch die Angabe von zwei Halbwertszeiten ausgedrückt werden, wobei auch dann noch nicht deutlich wird, wie hoch die Anteile der in Phase I und II abgegebenen Schadstoffmengen sind.

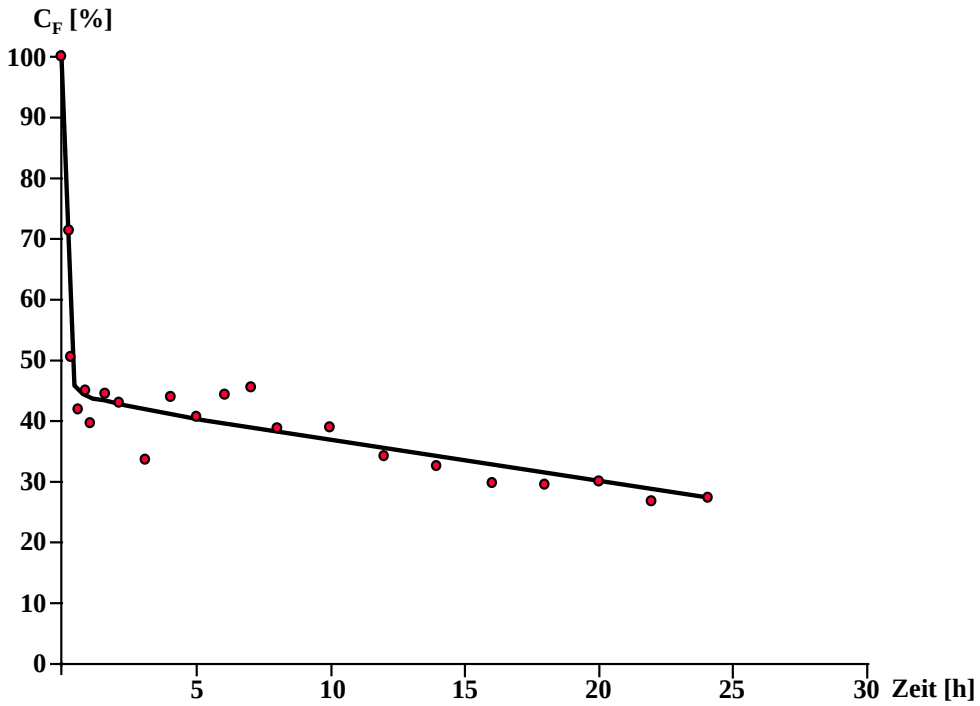


Abb. 2.-6: Elimination von Atrazin bei Dottersacklarven des Zebrabärblings (aus NAGEL 1988a, verändert).

Durch die Gegenüberstellung der Angaben von GUNKEL (1994) mit einer einzigen Halbwertszeit und denen von NAGEL (1988a), der zwei Eliminationskonstanten angibt, wird am Beispiel von Atrazin und Hexachlorbenzol deutlich, welche Spannweiten der Wertebereiche bei Bezug auf ein Ein- oder Zwei-Kompartiment-Modell in Frage kommen und welch unterschiedliche Einschätzungen der Retentionszeit daraus resultieren können. Hierbei wurden die Angaben der beiden Autoren, die sich, was einschränkend bemerkt werden muß, auf unterschiedliche Fischarten beziehen und deshalb nicht absolut miteinander verglichen werden dürfen, durch folgende Beziehungen umgerechnet, um sie in gleichen Dimensionen ausdrücken zu können:

$$t_{1/2} = \ln_2/k_{10} \text{ oder } K_{10} = \ln_2/t_{1/2} \qquad (1)$$

wobei $t_{1/2}$ die Halbwertszeit und k_{10} die Geschwindigkeitskonstante der Schadstoffelimination darstellen. Gleichzeitig wird durch die Angaben von NAGEL auch der Unterschied der Eliminationsgeschwindigkeiten der beiden Phasen deutlich, die für Atrazin einen Anteil von 58,7 % in Kompartiment A und 41,5 % in Kompartiment B, für Hexachlorbenzol von 23,2 % und 64,5 % an der Gesamtelimination hatten.

Tab. 2.-1: Gegenüberstellung der Halbwertszeiten der Schadstoffelimination nach dem Ein- und Zwei-Kompartiment-Modell

($T_{1/2}$= Halbwertszeit nach Gunkel (1994), ermittelt an *Coregonus fera* bzw. *Leuciscus idus*; K_{10} = nach Beziehung (1) umgerechnete Geschwindigkeitskontante; k_a und k_b = Geschwindigkeitskonstanten in den Kompartimenten a und b nach NAGEL (1988a), ermittelt an *Brachydanio rerio*; $Ta_{1/2}$ und $Tb_{1/2}$ = nach Beziehung (1) umgerechnete Halbwertszeiten in den Kompartimenten a und b).

Verbindung	**$T_{1/2}$ (h)**	**K_{10} (d)**	**$Ta_{1/2}$ (h)**	**k_a (h)**	**$Tb_{1/2}$ (h)**	**k_b(h)**
	1-Kompartiment-Modell		**2-Kompartiment-Modell**			
Atrazin	60,0	0,011	0,044	15,69	13,320	0,052
Hexachlorbenzol	55,2	0,013	0,647	1,071	693,147	0,001

Bei den **Schwermetallen**, für die bezüglich der Dekontaminationsmechansmen weit weniger Informationen vorliegen als für organische Fremdstoffe, sind Umlagerungen innerhalb der Organismen von Depots mit nur geringer Affinität in solche mit hoher Affinität entscheidend, in welchem Maße ein inkorporierter Schadstoff wieder an das umgebende Medium abgegeben wird. Ihre Eliminierung erfolgt meist in Kinetiken, die in ihren Größenordnungen denen der Aufnahme entsprechen, die jedoch im allgemeinen langsamer, häufig mit Halbwertszeiten von mehreren Monaten, verlaufen. Dies gilt beispielsweise für Cadmium, das dazu tendiert, in verschiedenen Depots extrem feste Bindungen einzugehen, was im Versuch bei Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) dazu führte, daß auch nach 6 Wochen kein signifikanter Rückgang der Cadmium-Gehalte im Weichkörper festgestellt werden konnte (vgl. BIAS & KARBE 1985).

Entscheidend bei der Dekontamination von Schwermetallen ist die Tatsache, daß sie, wie bereits bei den organischen Verbindungen dargestellt, nicht in einer sondern meist mehreren Phasen erfolgt. Ursache hierfür ist vermutlich die unterschiedliche Bindung in verschiedenen Körperdepots, aus denen die inkorporierten Schadstoffe mit unterschiedlicher Geschwindigkeit abgegeben oder gar nur in Verbindung mit einem Abbau der biochemischen Struktur des Depots und damit sehr langsam freigesetzt werden können. Die Dekontamination setzt sich demnach aus der Summe der Dekontaminationen mehrerer Einzelkompartimente mit unterschiedlicher Dekontaminationsgeschwindigkeit zusammen, was die Angabe von Halbwertszeiten noch problematischer als bei den organischen Verbindungen mit einer biphasischen Schadstoffelimination erscheinen läßt.

Wie bereits erwähnt, beruhen die bisher dargestellten Befunde zur Schadstoffdekontamination, was für die meisten Angaben zur Kinetik der Bioakkumulation überhaupt gilt, i.a.

auf standardisierten Untersuchungen im Laboratorium. Bezüglich der bereits angesprochenen, häufig stark eingeschränkten Übertragbarkeit der hier erzielten Ergebnisse auf Freilandbedingungen muß insbesondere die Frage nach der Geschwindigkeit und Vollständigkeit der Dekontamination kritisch betrachtet werden, da beide Parameter durch die Rahmenbedingungen der Versuchsdurchführungen z.T. beträchtlich modifiziert werden können. Hierzu nennt NIIMI (1983) u.a. folgende Beispiele:

⇒ **Wachstumseinflüsse**: Häufig werden in Laborstudien kleine Fische eingesetzt, die während längerer Versuchsdauer bedeutsam wachsen und damit in der Dekontaminationsphase eine schnellere Schadstoffelimination vortäuschen können. Werden beispielsweise juvenile Forellen mit einem Gewicht von 1 g und einer Gesamtkörperbelastung von 2 µg PCB 14 Tage lang in PCB-freiem Wasser gehalten, kann sich ihr Körpergewicht auf 2 g verdoppeln, was bei gleichem Bezugsgewicht eine um 50 % reduzierte Belastung auf 1 µg/g zur Folge hätte. Dieser Umstand würde rein rechnerisch eine Halbwertszeit von 14 Tagen ergeben, obwohl die Gesamtkörperbelastung bei 2 g geblieben und damit keinerlei PCB-Dekontamination stattgefunden hat.

⇒ **Absolutes Körpergewicht**: In den wenigen vorliegenden Studien, die sich mit dem Zusammenhang von Dekontaminationsgeschwindigkeit und Körpergröße beschäftigten, wurde am Beispiel von Quecksilber, Caesium, Kalium und Kupfer in Fischen festgestellt, daß die Halbwertszeit mit steigendem Körpergewicht zunimmt, wofür u.a. die unterschiedliche Fettverteilung im Körper und die relative Größe der Austauschfläche der Organismen mit dem Wasser verantwortlich sein können. Der Einsatz von kleinen Laborfischen führt demnach auch ohne die geschilderte Wachstumsproblematik zu gegenüber größeren Fischen veränderten Angaben der Halbwertszeit.

⇒ **Biphasische Eliminationskinetik**: Die Dauer vieler Laborversuche reicht nicht aus, die o.g. zweite, meist deutlich verlangsamte Eliminationsphase und damit eine zweite Halbwertszeit zu ermitteln. Wird der Gesamtzeitraum der Schadstoffdekontamination lediglich durch Angabe der Halbwertszeit der ersten, schnellen Eliminationsphase charakterisiert, führt dies zu erheblichen Fehleinschätzungen.

Darüberhinaus muß als weiterer modifizierender Faktor die **Kontaminationsdauer** in Betracht gezogen werden, die sich in Laboratorien auf den Zeitraum bis zum Erreichen eines Gleichgewichtszustandes, also meist wenige Stunden bis Tage, beschränkt. Im Freiland sind demgegenüber die Organismen Belastungen über sehr viel längere Zeiträume ausgesetzt, in denen sich inkorporierte Schadstoffe in den Speicherdepots möglicherweise stärker manifestieren und dann nur langsam und/oder unvollständig abgegeben werden. Ob

ein irreversibler Rest auch nach langen Dekontaminationszeiträumen noch im Organismus verbleibt, ist bisher für viele Fremdstoffe weitestgehend unbekannt.

So zeigen eigene Untersuchungen am Beispiel von HCB, Gesamt-DDT, Gesamt-PCB sowie PCB138, wie langsam Prozesse der Dekontamination bei Fischen ablaufen können, die in schadstofffreies Wasser umgesetzt wurden, nachdem sie jahrelang in ihren hochgradig kontaminierten Heimatgewässern lebten. Die Fische (Rotauge *Rutilus rutilus*), die ein Gewicht von 150-480 g aufwiesen, wurden nach der Entnahme aus der Elbe bei Bad Schandau im November 1997 in Habitatwasser bis zum Laboratorium transportiert und dort innerhalb eines Zeitraumes von 2 Stunden an reines Leitungswasser in einem Hälterungsbecken mit einem Volumen von ca. 1.500 l adaptiert. Während des anschließenden Dekontaminationsversuchs wurde das Wasser kontinuierlich ausgetauscht, um eine Rückkontamination über in das Hälterungswasser abgegebene Schadstoffe zu vermeiden. Die Fische wurden gefüttert, um einen Fettabbau und damit eine Remobilisierung von lipophilen Schadstoffen aus den Speicherdepots, wie er unter natürlichen Bedingungen wohl auch nicht bei Rückgang der Belastungssituation zu erwarten ist, auszuschließen. Die Probenahme des Rückenfilets erfolgte in Kollektiven von 5-8 Fischen vergleichbarer Größenverhältnisse zunächst als Nullprobe zu Versuchsbeginn, dann anfangs im Abstand von wenigen Stunden und schließlich von Tagen bis Wochen, um einen möglichen Dekontaminationsprozeß beobachten zu können.

In Abb. 2.-7 bis 2.-10 sind die Ergebnisse der rückstandsanalytischen Untersuchungen für die Proben der ersten Tage und des Versuchsendes nach acht Wochen als Medianwerte der einzelnen Kollektive dargestellt. Eine detaillierte Beschreibung des gesamten Versuchsablaufes und der Einzelergebnisse findet sich in PAULUS & KRÜGER (in Vorb.).
Es wird hierbei deutlich, daß bei allen analysierten Kontaminanten(gruppen) die Streuungen der Medianwerte keinen zeitabhängigen Trend erkennen lassen und in keinem Fall ein signifikanter Rückgang der Schadstoffgehalte in der Rückenmuskulatur bis zum Versuchsende vorhanden ist. Lediglich beim HCB scheint anfangs eine höhere Kontamination vorhanden zu sein, die sich allerdings aufgrund der starken Schwankungen innerhalb der ersten Stunden statistisch nicht absichern läßt.

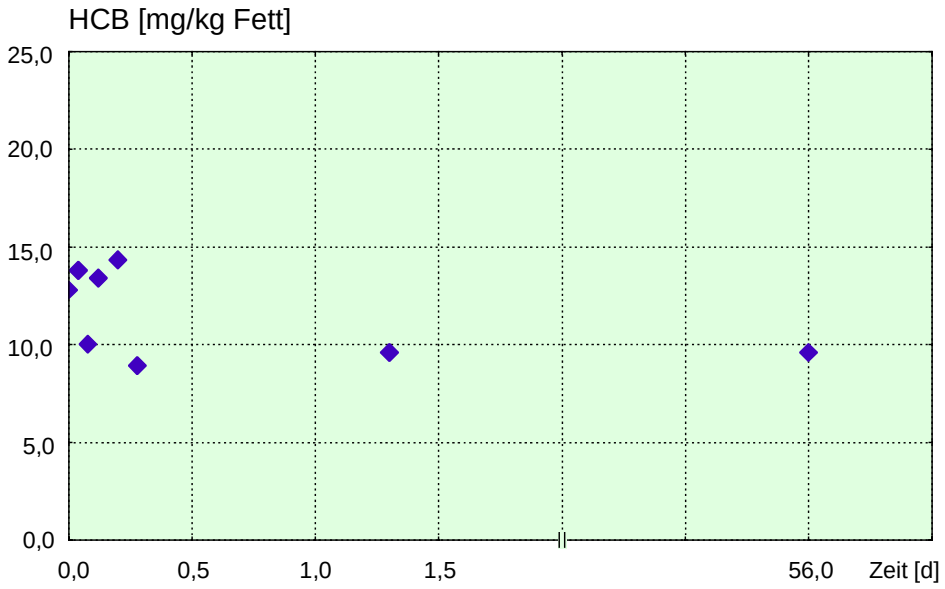


Abb. 2.-7: HCB-Gehalte in Rückenmuskulatur von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) über einen Dekontaminationszeitraum von 56 Tagen (Medianwerte, n=5-8).

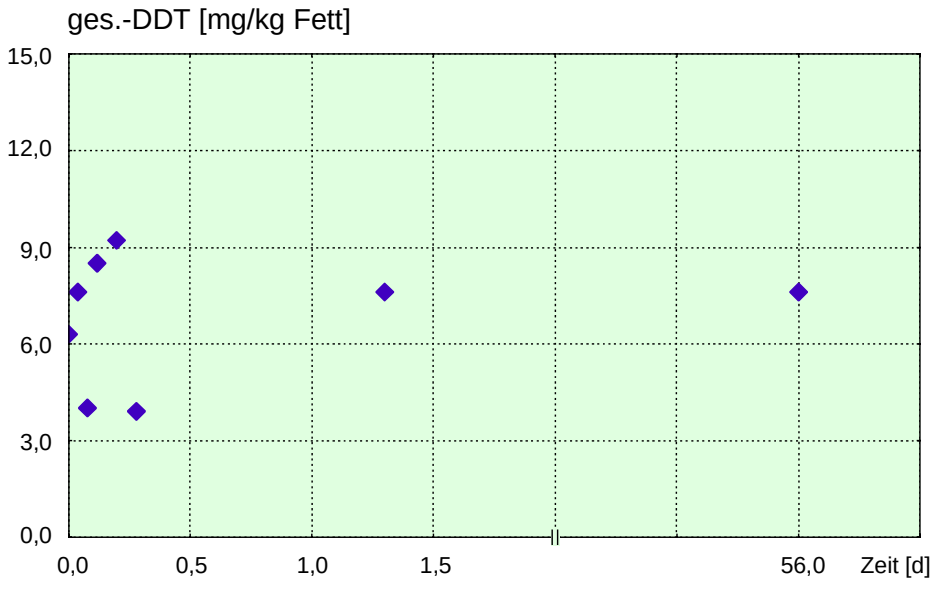


Abb. 2.-8: DDT-Gehalte in Rückenmuskulatur von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) über einen Dekontaminationszeitraum von 56 Tagen (Medianwerte, n=5-8).

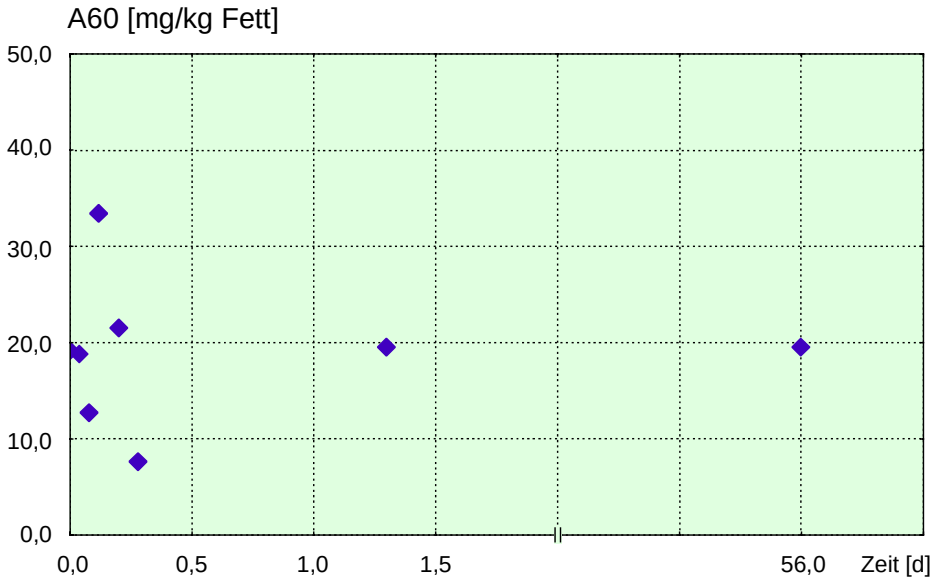


Abb. 2.-9: PCB-Gehalte in Rückenmuskulatur von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) über einen Dekontaminationszeitraum von 56 Tagen (Medianwerte, n=5-8).

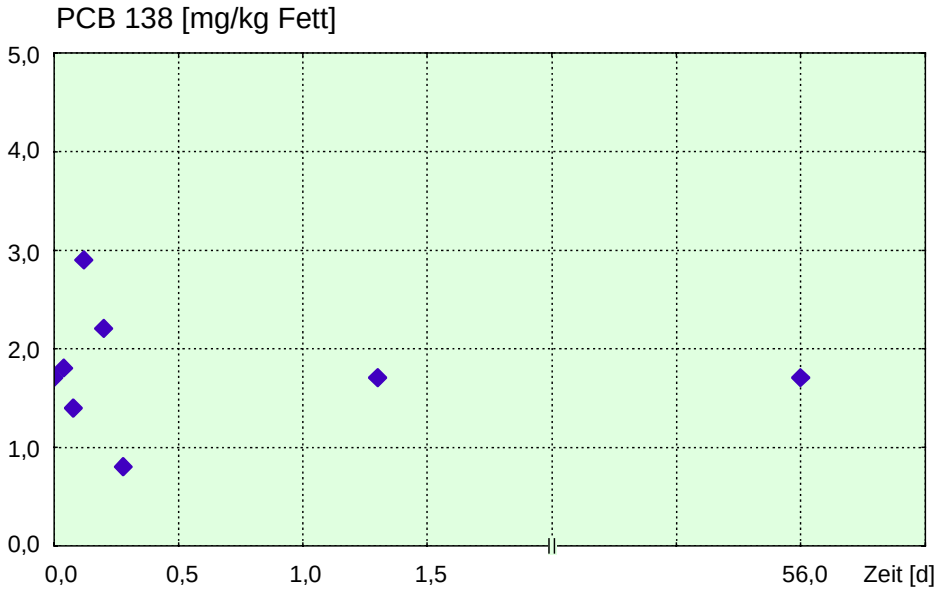


Abb. 2.-10: PCB-138-Gehalte in Rückenmuskulatur von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) über einen Dekontaminationszeitraum von 56 Tagen (Medianwerte, n=5-8).

Die Ergebnisse zeigen, daß die Einstellung eines Verteilungsgleichgewichtes zumindest in der Eliminationsphase bei stark lipophilen Substanzen langer Zeiträume bedarf (vgl u.a. FENT 1998) und, wie die Unterschiede in den Relationen der untersuchten Kontaminanten(gruppen) zwischen den einzelnen Kollektiven verdeutlichen, das Ergebnis eines multifaktoriellen Prozesses darstellen. Gleiches gilt auch für die Relationen zwischen den Fischen innerhalb der einzelnen Kollektive (vgl. PAULUS & KRÜGER, in Vorb.). Dies zeigt, daß neben der Liphophilie weitere Prozesse für die Höhe der Schadstoffgehalte verantwortlich sind, die zumindest in der Dekontaminationsphase keinen ausschließlichen Zusammenhang zum Fettgehalt der Fische ergeben und damit nicht ausschließlich durch Verteilungsgleichgewichte via Elimination in einem Zweikomponentenmodell erklärt werden können.

2.4 Terrestrische Ökosysteme

Prozesse der Bioakkumulation in terrestrischen Ökosystemen sind sowohl in Labortests wie auch Freilandstudien weit weniger intensiv untersucht als im limnischen Bereich. So weist MORIARTY (1985) darauf hin, daß die meisten gebräuchlichen Test zur Bestimmung der Bioakkumulation sich auf aquatische Ökosysteme beziehen. Die OECD-Richtlinien zum Testen von Chemikalien beispielsweise listen fünf Tests für die Bioakkumulation auf, die alle fünf mit Fischen durchzuführen sind (s. Kap. 7.2.1). Die Richtlinien empfehlen, den n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten als aussagefähigen Indikator für Bioakkumulation bei aquatischen Organismen. Dies ist im terrestrischen Bereich sicherlich unzureichend. Die Gründe für diese Situation sind in erster Linie darin zu suchen, daß das Akkumulationsgeschehen hier noch sehr viel komplexer ist und sich für den terrestrischen Bereich in Versuchsanordnungen zudem nur sehr eingeschränkt simulieren läßt.

Bei höheren **Pflanzen** müssen als Kontaminationspfade die Schadstoffaufnahme aus der Luft über die Blätter und aus dem Boden über die Wurzeln unterschieden werden, die in Abhängigkeit von den betrachteten Stoffgruppen und ihrer Herkunft von unterschiedlicher Bedeutung sind. Für viele **organische Xenobiotika**, wie beispielsweise die polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAH) und die polychlorierten Biphenyle (PCB), stellt der Luftpfad die wesentlichste Kontaminationsquelle dar, wohingegen eine Aufnahme über Wurzelsysteme eine unbedeutende Rolle spielt (vgl. HETTCHE 1971; FRITZ 1983; SAWHNEY & HANKIN 1984; CRÖSSMANN 1993; HARMS 1994). Biozide stellen hier auf Kulturböden meist eine Ausnahme dar, da sie häufig auf den kahlen Ackerboden aufgebracht werden und dann

eine Kontamination beim Wachstum der Pflanzen lediglich über den Boden in Frage kommt, oder aber da sie als systemisch wirkende Biozide für die Aufnahme über die Wurzel synthetisiert wurden.

Wie WAGNER (1987) zusammenfassend darstellt, muß den beiden Schadstoffpfaden bei **Metallen** je nach betrachtetem Element eine unterschiedliche Bedeutung beigemessen werden. Danach erfolgt die Kontamination oberirdischer Pflanzenteile durch Blei beispielsweise in erster Linie als direkte Aufnahme oder Anlagerung aus trockener und nasser Deposition von Luftverunreinigungen an der Pflanzenoberfläche, wohingegen die Akkumulation von Cadmium und Zink, in Abhängigkeit von der Bodenkontamination und Pflanzenverfügbarkeit, teilweise oder überwiegend aus dem Boden über Wurzel und Sproß stattfindet. Thallium und Kupfer wird vielfach eine Mittelstellung zwischen beiden Aufnahmepfaden zugesprochen (vgl. VETTER 1982). WAGNER (1987) weist bezüglich der Kontamination über die Pflanzenoberfläche darauf hin, daß die Bindung und Aufnahme von Metallen hier je nach Element, Immissionstyp und Pflanzenart sehr unterschiedlich sein kann, sich daraus ein unterschiedliches Maß der Abwaschbarkeit und damit auch ein unterschiedliches Maß der Dauerhaftigkeit der Kontamination ergibt, was nicht nur für Metalle sondern allgemein für über die Pflanzenoberfläche aufgenommene Schadstoffe gilt.

In diesem Zusammenhang muß auch unterschieden werden, ob die betrachteten Schadstoffe gasförmig z.B. über die Stomata, Kutikula sowie Lentizellen aufgenommen werden oder sich anhaftend an Staub oder an Aerosolen auf den Blättern und Achsen niederschlagen. So akkumulieren Fichtennadeln z.B. hauptsächlich den gasförmigen Teil der Deposition von mittel- und schwerflüchtigen organischen Substanzen (SOC) mit unterschiedlichen physiko-chemischen Eigenschaften, während der partikelförmige und der im Niederschlagswasser gebundene Anteil nur unbedeutend aufgenommen wird (UMLAUF et al. 1994a,b).

Fraglich ist, ob sich zwischen gasförmigen Schadstoffkomponenten in der Atmosphäre als umgebendem Medium und den Gehalten in Pflanzen **Verteilungsgleichgewichte** im Sinne eines Zwei-Komponenten-Systemes einstellen, wie sie für limnische Lebensräume diskutiert werden. SCHÜÜRMANN et al. (1994) schreiben hierzu, daß während der Wachstumsphase ständig Schadstoffe von den Blättern aufgenommen werden und erst am Ende des Wachstums theoretisch ein Verteilungsgleichgewicht erreicht werden kann. Durch eine nicht oder kaum stattfindende Desorption kann aber auch dann eine Gleichgewichtseinstellung zwischen Blatt und Luft verhindert werden. Darüberhinaus geben sie zu bedenken, daß eine Aufnahme über die Kutikula in das Blattinnere je nach Schadstoff und seinem physikalischen Zustand und je nach Beschaffenheit der Kutikula mit unterschiedlicher Geschwindigkeit erfolgen kann. Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die physiko-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe alleine ihre Relevanz für Organismen nicht hinreichend

genau beschreiben. Hinweise hierzu finden sich ebenfalls bei UMLAUF et al. (1994a,b), die zeigen konnten, daß bis auf eine Ausnahme alle untersuchten organischen Schadstoffe selbst nach einjähriger Exposition noch weit entfernt von einer Gleichgewichtseinstellung zwischen Gehalt in Fichtennadeln und Konzentration in der Luft waren. Erklärungen hierfür finden sich bei CRÖSSMANN (1993), der verschiedene Möglichkeiten ausführt, wie Schadstoffe der Einstellung eines Verteilungsgleichgewichtes durch Fixierung in Speicherdepots entzogen werden können, beispielsweise durch Einschluß in Vakuolen oder Bindung an Makromoleküle in Zellwänden. Derart gebundene Schadstoffe können lediglich durch Blattfall eliminiert werden, was bei laubabwerfenden Pflanzenarten generell als effektivster **Eliminationsmechanismus** angesehen werden kann.

Bei **terrestrischen Tieren** kann von wenigen Ausnahmen abgesehen die Aufnahme über die **Nahrung** (Ingestion) als einzig signifikanter Weg der Schadstoffaufnahme angesehen werden. Weitaus weniger bedeutungsvoll sind darüberhinaus die Kontaminationspfade über die **Haut** (perkutane Resorption) und über die **Lungen** (Inhalation), die beim **Menschen** aufgrund spezifischer, zivilisationsbedingter Verhaltensweisen, wie Zigarettenrauchen, Aufenthalt in belastenden Innenräumen (In-Door-Pollution), Verrichtung belastender Erwerbstätigkeiten (Arbeistplatzkontamination) oder Benutzung von Kosmetika, einen zusätzlichen individuell unterschiedlich signifikanten Aufnahmepfad darstellen (vgl. u.a WICHMANN et al. 1992). Im Gegensatz zu tierischen Organismen in limnischen Ökosystemen sind die Prozesse der Biomagnifikation und ökologischen Magnifikation bei terrestrischen Tieren unter natürlichen Bedingungen vordergründig zu beachten.
Wie MORIARTY (1985) betont, sind hierbei zwei Typen von Nahrungsketten zu unterscheiden: Der meist beschriebene klassische Typ, der dadurch gekennzeichnet ist, daß nachfolgende Predatoren größer sind als die Nahrung, und darüberhinaus die Zersetzerkette, in der kleine Organismen größere und große "abbauen", was bedeutet, daß hier nachfolgende Predatoren nicht größer werden sondern dazu tendieren, bis hin zu Bakterien, Pilzen und Protozoen kleiner und kleiner zu sein, was in den meisten Beschreibungen der Nahrungskettenhypothese vernachlässigt wird. Der Begriff der "Nahrungskette" suggeriert zudem die Annahme, daß es sich um konstante Nahrungsbeziehungen handelt, wohingegen in Wirklichkeit die Nahrung auch bei Betrachtung eines einzelnen Individuums mit Alter, Jahreszeit und sonstigen, den physiologischen Zustand des Organismus verändernden Faktoren, variiert. Darüberhinaus ernähren sich zahlreiche Tierarten von mehr als einem trophischen Niveau, was den Begriff der Nahrungskette aufweicht, die Verwendung des Begriffes "Nahrungsnetz" empfiehlt und die Komplexität der Bioakkumulation bei terrestrischen Tieren alleine schon bezüglich des dominanten Aufnahmepfades Nahrung verdeutlicht.
MORIARTY (1985) führt als weitere Problematik bei der Beschreibung von Akkumulationsprozessen über die Nahrung die Wahl der Bezugsebenen an. Häufig werden Organkon-

zentrationen von Predatoren mit den Gesamtkörpergehalten der Nahrung verglichen, was zu Fehlinterpretationen führen muß. Welche Organe von Regenwürmern aber sollen beispielsweise mit welchen Organen der sie fressenden Vögel verglichen werden, um richtige Anreicherungsfaktoren bestimmen zu können? Die sich anbietenden Gesamtkörpergehalte können insbesondere bei großen Predatoren in aller Regel nicht bestimmt werden. Hinzu kommt noch die meist schwierige Wahl eines geeigneten Bezugsgewichtes, das sich für die Bestimmung des Konzentrationsfaktors als Trockengewicht, zur Beurteilung des Risikopotentials für den untersuchten Organismus bei lipophilen Schadstoffen aber als Fettgewicht empfehlen würde.

Umfangreiche Untersuchungsergebnisse finden sich in der Literatur zu den **polychlorierten Biphenylen** (PCB), die im Folgenden zunächst herausgegriffen werden, um das Akkumulationsgeschehen bei terrestrischen Tieren exemplarisch darzustellen (vgl. KLEIN & PAULUS 1995b). HEESCHEN et al. (1993) zeigten durch Versuche an Ratten, denen PCB einmalig intravenös injiziert wurde, wie die Verteilung von Schadstoffen nach der Aufnahme erfolgen kann. Das injizierte PCB-Kongener wurde zunächst in Leber und Muskulatur in erhöhten Konzentrationen gemessen und verteilte sich von dort aus in einer zweiten Phase über das Blut in das Fettgewebe und die Haut als "Sekundärdepots". Erst nach dieser "Reverteilung" konnte sich ein Verteilungsgleichgewicht zwischen dem PCB-Gehalt im Blut und den Geweben einstellen. Nach Ergebnissen von MORIARTY (1985) scheint es so zu sein, daß bei terrestrischen Säugern die Sättigungskonzentration erst nach sehr langer Exposition dem Schadstoff gegenüber erreicht wird. Teilweise zeigte sich aber auch, daß nach einem ersten Verteilungsgleichgewicht der Anreicherungsfaktor erneut anstieg, wobei sich der physiologische Zustand der Organismen bei Expositionszeiten von über 100 Tagen mit den Anfangsbedingungen nicht mehr vergleichen läßt.
Das weitere Schicksal der PCB nach der Verteilung im Organismus wird von ihrer Metabolisierbarkeit bestimmt, die im wesentlichen durch die Anzahl und das Substitutionsmuster der Chloratome festgelegt ist (DISSER et al. 1992). Nur metabolisierbare PCB-Kongenere können letztlich über Faeces und Urin eliminiert werden, während schwer oder nicht metabolisierbare nicht verstoffwechselt werden und lediglich über Eier oder Milch ausgeschieden werden können, was naturgemäß nur auf weibliche Tiere zutrifft. Bei männlichen Tieren ist die Elimination praktisch nur während Hungerphasen möglich, wenn durch Fettabbau die darin gespeicherten PCB in den Stoffwechsel einbezogen und über Urin und Faeces zumindest teilweise ausgeschieden werden. Diese Sachverhalte machen deutlich, daß zumindest für die schwer und nicht metabolisierbaren PCB-Kongenere das Erreichen eines Verteilungsgleichgewichtes zwischen der Konzentration in der Nahrung und im Organismus im Sinne einer gleichschnellen Aufnahme und Elimination nur nach gegen unendlich strebender Expositionszeit erreicht werden kann, da eine sehr lange anhaltende Anreiche-

rung im Fett vorgeschaltet ist. Somit werden nicht nur Nahrungskettenphänomene möglich, sondern es lassen sich auch altersabhängige Akkumulationsraten feststellen.

Weitere Beispiele zeigen, daß die Prozesse der Akkumulation im terrestrischen Bereich sehr differenziert zu betrachten sind. Wie DISSER et al. (1992) darlegen, spielt nicht nur die Persistenz und Metabolisierbarkeit für die Akkumulation und Biomagnifikation eine bedeutende Rolle, sondern auch die Nahrung und deren Belastung mit Schadstoffen. Sie fanden heraus, daß die Eier von Schleiereulen (*Tyto alba*) hoch mit DDE belastet waren und führen dies auf den hohen Anteil von ebenfalls hoch mit DDE belasteten Spitzmäusen in der Nahrung zurück. Der ebenso als Endkonsument anzusehende Waldkauz (*Strix aluco*) ist deutlich niedriger belastet und hat einen weitaus geringeren Anteil an Spitzmäusen in der Nahrung. Auch wenn dadurch die Biomagnifikation lediglich modifíziert und nicht widerlegt wird, zeigten ihre Untersuchungen für Hexachlorbenzol, daß die Herbivoren tendenziell stärker belastet sind als die Omnivoren und sogar manchmal auch höher als die untersuchten Carnivoren. Allerdings könnten auch Unterschiede im Herkunftsort der untersuchten Arten von Bedeutung sein.
Auch BECKER et al. (1985) kamen nach der Untersuchung von chlorierten Kohlenwasserstoffen in Eiern von sieben Vogelarten der deutschen Nordseeküste zu der Schlußfolgerung, daß sich in der Rückstandsmenge teilweise die trophische Stufe der Nahrungsorganismen widerspiegelt. Sie räumen aber für die Eier der Brandgans (*Tadorna tadorna*) mit den hohen Gehalten an Lindan ein, daß die spezielle Ernährungsweise dieses Bild modifizieren kann.

Zu **Regenwürmern** liegen aufgrund der einfachen Hälterung und der vergleichsweise leichten Bestimmbarkeit ihrer Gesamtkörperbelastung sehr umfangreiche Untersuchungsergebnisse zur Bioakkumulation vor. Die Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf die übrigen Glieder terrestrischer Ökosysteme ist aber kaum zulässig, da die Regenwürmer bezüglich der Akkumulationsprozesse vielfach eine Sonderstellung einnehmen. Zum einen schleusen sie eine sehr große Menge des sie umgebenden Mediums durch ihren Körper hindurch, zum zweiten haben sie einen sehr engen Körperkontakt zum Boden, wodurch die direkte Schadstoffaufnahme aus dem Medium als weiterer Kontaminationspfad hinzukommt.
So konnten EBING et al. (1984) für die tiefgrabende Art *Lumbricus terrestris* zeigen, daß sich nach ein bis drei Wochen für Chlorkohlenwasserstoffe, Phosphorsäureester und Triazine ein nahezu konstantes Verhältnis zwischen Wurm und Boden eingestellt hatte. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen EDWARDS & JEFFS (1974) sowie LORD et al. (1980), die für die genannte Regenwurmart nach etwa 1,5 Monaten für DDT und DDE bzw. nach bereits 10 Tagen für HCB und 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol ein **Sättigungsgleichgewicht** zwischen Boden und Wurm fanden. Für PCP stellten HAQUE & EBING (1988) zwar eine sehr schnelle Aufnahme- aber eine viel langsamere Abgabekinetik fest. Eine Aufnahme über den Darm führte dabei

zu höheren Konzentrationen im Wurm als eine Aufnahme über die Haut. Nach MORIARTY (1985) kann allgemein davon ausgegangen werden, daß chemisch stabile Organochlorinsektizide und deren Umwandlungsprodukte in Regenwürmern gegenüber dem Boden höher konzentriert werden, wobei, wie er am Beispiel von DDT ausführt, häufig eine rasche Metabolisierung stattfinden kann.

Bei **Metallen** hängt das Verhältnis zwischen Gehalt im Regenwurm und Boden und damit die Frage der Bioakkumulation vom jeweiligen Metall und dessen Bioverfügbarkeit ab und muß daher elementspezifisch betrachtet werden. Wie in PAULUS et al. (1994) beschrieben, lassen sich hierbei drei unterschiedliche Verhaltensweisen beobachten, die durch vergleichende Analysen der Blei-, Cadmium- und Cobaltgehalte entkoteter Würmer und des Regenwurmkotes bei der Art *Aporrectodea longa* nachgewiesen werden konnten (Abb. 2.-11 bis 2.-13). Blei reicherte sich im Wurmkörper im Vergleich zum Medium Boden nicht an, so daß sich ein Verhältnis von etwa 1:9 zwischen dem Bleigehalt im Wurm und im Kot ergab. Die Ergebnisse für Cadmium belegen demgegenüber den genau entgegengesetzen Fall, nämlich eine Akkumulation im Wurmkörper, was aus dem Verhältnis von etwa 18:1 zwischen dem Cadmiumgehalt im Wurmkörper und demjenigen im Kot erkennbar wird. Cobalt repräsentiert die dritte, indifferente Möglichkeit, wo die Gehalte zwischen Wurmkörper und Kot fast identisch sind. Diese Betrachtungen verdeutlichen auch, daß erst durch eine Darmentleerung und die getrennte Analyse von Wurm und Darminhalt die Bioverfügbarkeit von Stoffen sichtbar gemacht werden kann. Werden nicht entkotete Würmer untersucht, können sich bezüglich ihrer Belastungssituation völlig falsche Rückschlüsse ergeben.

MORGAN & MORGAN (1992) zeigten, daß die Cadmiumaufnahme im wesentlichen aus der aufgenommenen Nahrung geschieht, die eine andere Cadmiumkonzentration aufweist als der Mineralboden. Bereits 1990 fanden dieselben Autoren, daß bei *Lumbricus rubellus* die Akkumulation von Cadmium im hinteren Teil des Verdauungskanals stattfindet, wodurch gleichzeitig eine Ausbreitung in andere Körperbereiche verhindert wird. Damit konnten sie eine Strategie der Detoxifikation zeigen, die auf einer Immobilisierung durch Anreicherung basiert. Auch VAN GESTEL et al. (1993) fanden bei *Eisenia andrei*, daß Cadmium sehr fest im Wurmkörper gebunden ist und deshalb keine toxischen Einflüsse auf die Fortpflanzung verursachen kann. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, daß die Akkumulation von Cadmium - und wahrscheinlich auch von anderen Metallen - nicht primär einem Verteilungsgleichgewicht zwischen dem Medium Boden und dem Wurmkörper folgt (s. auch KIRSCH & STREIT 1989; LAHNER & STREIT 1989).

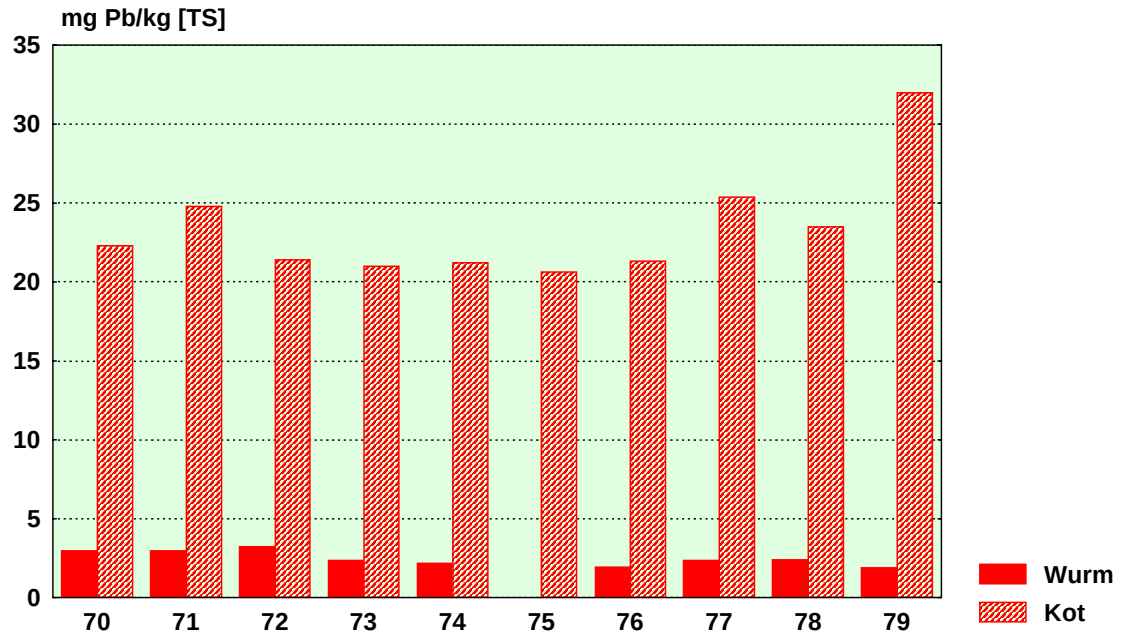


Abb. 2.-11: Vergleichende Bleigehalte in Wurmkörper und Kot von *Aporrectodea longa* von 10 Untersuchungsstandorten (vgl. PAULUS et al. 1994).

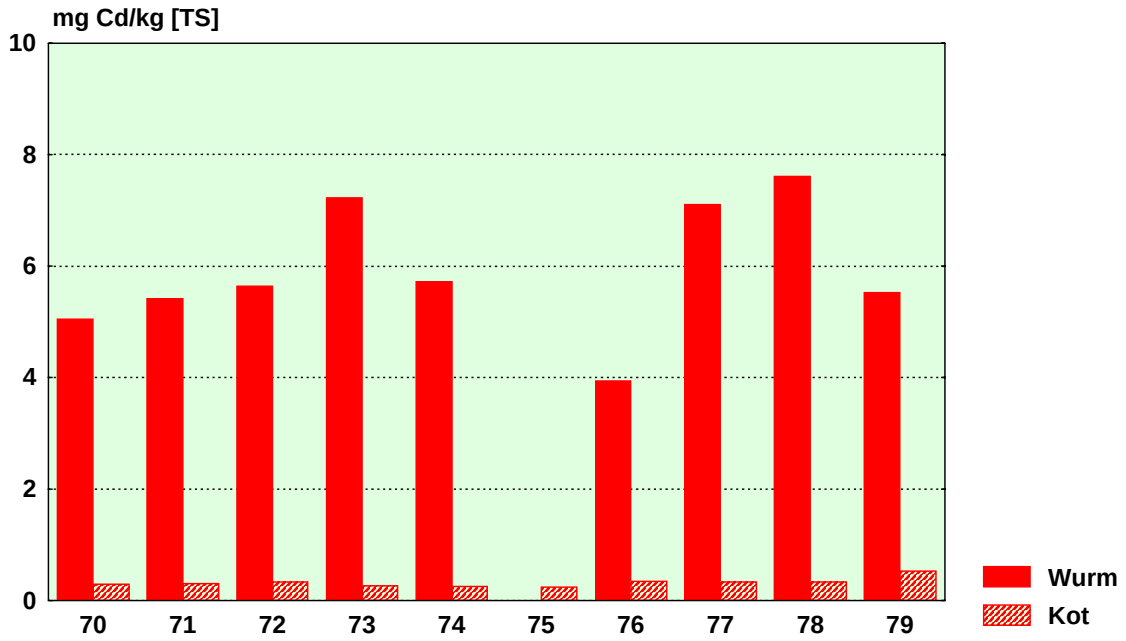


Abb. 2.-12: Vergleichende Cadmiumgehalte in Wurmkörper und Kot von *Aporrectodea longa* von 10 Untersuchungsstandorten (vgl. PAULUS et al. 1994).

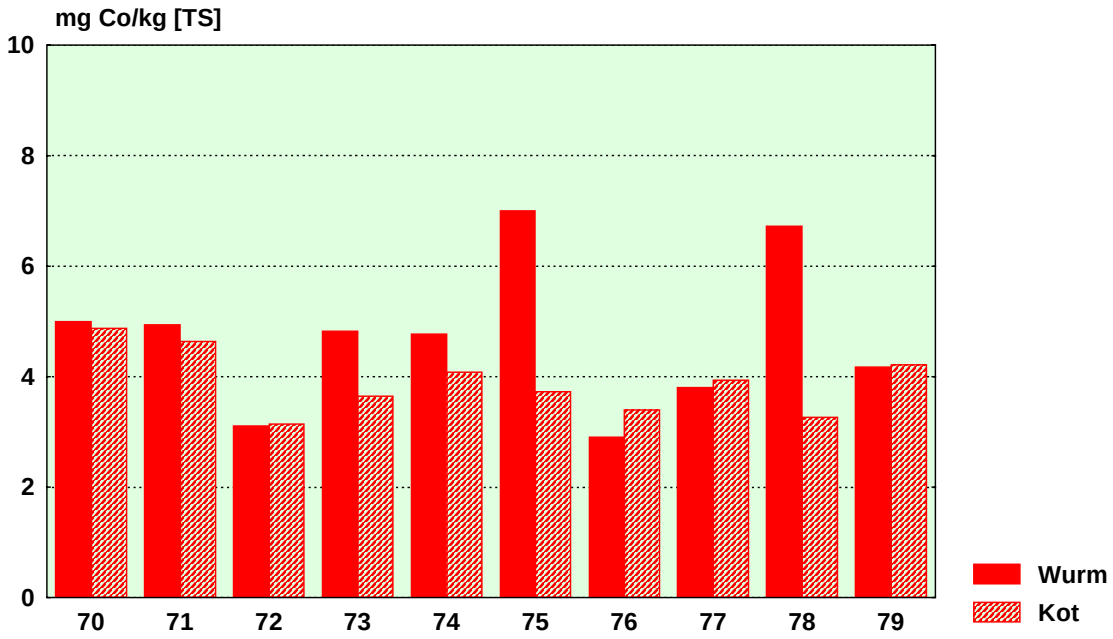


Abb. 2.-13: Vergleichende Cobaltgehalte in Wurmkörper und Kot von *Aporrectodea longa* von 10 Untersuchungsstandorten (vgl. PAULUS et al. 1994).

Wie diese Ausführungen zeigen, kann zusammenfassend zu der Bioakkumulation bei Regenwürmern gesagt werden, daß auch hier keine einheitlichen Tendenzen bestehen und eine getrennte Betrachtung in Abhängigkeit vom jeweiligen Schadstoff und zahlreichen Umgebungsbedingungen erfolgen muß (vgl. MORIARTY 1985; KLEIN & PAULUS 1995c).

3 Grundlagen des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren

3.1 Stellung in der Bioindikation

Die Fülle der Publikationen, die sich mit dem Einsatz von Bioindikationsverfahren beschäftigt, hat zwangsläufig dazu geführt, daß inzwischen eine Vielzahl von Definitionen des Begriffes "Bioindikation" besteht, die sich in ihrer grundlegenden Aussage auf zwei Standpunkte reduzieren lassen (nach PAULUS & KLEIN 1995a,b).
Ersterer versteht unter **Bioindikation** den Einsatz einer "Sippe oder Gemeinschaft von Lebewesen, deren Vorkommen oder leicht erkennbares Verhalten sich mit bestimmten Umweltverhältnissen so eng korrelieren läßt, daß man sie als Zeiger oder quantitativen Test verwenden kann" (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT 1975, zitiert in ELLENBERG 1982, vgl. u.a. MÜLLER 1984; SCHUBERT 1985; SEDLAG & WEINERT 1987; ELLENBERG 1991; SCHÄFER & TISCHLER 1992). Diese sehr weit gefaßte Begriffsbestimmung schließt sowohl die Indikation natürlicher Standortverhältnisse wie auch anthropogener Umwelteinflüsse mit ein.
Im Gegensatz dazu wird der Begriff der **"Bioindikation im engeren Sinne"** auf die Verwendung biologischer Wirkobjekte nur zum Nachweis anthropogener Umwelteinflüsse angewandt (HALBWACHS & ARNDT 1991). Stellvertretend sei hier die Definition von STÖCKER (1980) genannt: "Bioindikation ist eine zeitabhängige hinreichend sensitive Anzeige anthropogener oder anthropogen modifizierter Umwelteinflüsse durch veränderte Größen (meßbare Merkmale) biologischer Objekte und Systeme unter Bezug auf definierte Vergleichsbedingungen" (vgl. u.a. STEUBING 1982; ARNDT et al. 1987; HUBER & HUBER 1988; ARNDT & FOMIN 1993; ZIMMERMANN & UMLAUFF-ZIMMERMANN 1994).

Um den Unterschied zwischen beiden Ansätzen deutlich zu machen, führt ELLENBERG (1982, 1991) den Aufblühtermin von Obstbäumen an, der zur Charakterisierung des Standortklimas eingesetzt werden kann. Unter Anwendung des Bioindikationsbegriffes im engeren Sinne dürfte diese Indikationseigenschaft nur bei Bäumen genutzt werden, die innerorts, vor einer sonnenbeschienenen Hauswand oder in einem durch Straßen- oder Eisenbahndämme geschaffenen Kaltluftsee stehen und im Vergleich zum "nicht" veränderten Klima der Umgebung früher oder später blühen. Die Charakterisierung von Landschaftsausschnitten, in denen keine Modifizierung des Klimas durch anthropogene Eingriffe stattgefunden hat, wäre hier nicht erlaubt.

Bei Verwendung des Begriffes Bioindikation im weiteren Sinne lassen sich nach der Anzeigefunktion und den Einsatzbereichen folgende Bioindikatoren unterscheiden:

Zeigerorganismen sind Bioindikatoren oder Indikatorgesellschaften, die aufgrund ihrer speziellen Lebensansprüche als Anzeiger für bestimmte ökologische Bedingungen im Freiland dienen. Da sie i.a. keinen Aufschluß über die Quantität der auf sie einwirkenden Faktoren geben, ist eine Quantifizierung der Aussagen der Zeigerorganismen oder ein einwandfreier Rückschluß auf die Dosis nicht möglich (ARNDT et al. 1987; HUBER & HUBER 1988).

Testorganismen werden vornehmlich im Laboratorium in (öko)toxikologischen Tests eingesetzt, wie sie beispielsweise das Chemikaliengesetz fordert, um "den Menschen und die Umwelt vor schädlichen Einwirkungen gefährlicher Stoffe und Zubereitungen zu schützen, insbesondere sie erkennbar zu machen, sie abzuwenden und ihrem Entstehen vorzubeugen" (§1 ChemG). Diese Tests dienen in erster Linie dazu, Hinweise auf die Wirkung potentiell toxischer Substanzen auf einzelne Organismen in Abhängigkeit von der eingesetzten Dosis zu erhalten und die Bioakkumulation von Umweltchemikalien zu beurteilen (vgl. Kap. 7.2.1). Sie werden an Organismen aus den verschiedenen Trophieebenen aquatischer und terrestrischer Ökosysteme unter extrem standardisierten und kontrollierten Bedingungen durchgeführt, wobei die Aussagekraft derartiger Versuche über die Wirkung von chemischen Substanzen auf die Umwelt vielfach als sehr gering eingestuft wird (u.a. DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT 1974, 1985; HAPKE 1981; OAK RIDGE NATIONAL LABORATORY 1981; MÜLLER 1984; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1985, 1987; HEUBLEIN 1986; WEIDEMANN et al. 1987; PAULUS 1989).

Unter dem Begriff **Monitoringorganismen** (engl. to monitor = überwachen, kontrollieren) werden alle Lebewesen zusammengefaßt, die zur qualitativen und quantitativen Überwachung von Schadstoffen in der Umwelt und dementsprechend auch zum Nachweis von Immissionswirkungen verwendet werden können (ARNDT et al. 1987). Meist werden Monitoringorganismen weiter differenziert in Wirkungs- und Akkumulationsindikatoren.
Wirkungsindikatoren (Reaktionsindikatoren) als sensible Indikatoren zeigen schon frühzeitig das Einwirken von Schadstoffen mit spezifischen Schadwirkungen an, wie Blattnekrosen, Wuchsdepressionen oder frühzeitigem Nadelverlust. ELLENBERG (1982) verweist auf Kanarienvögel als sehr frühes Beispiel in der Verwendung von Reaktionsindikatioren aus dem Tierreich, die Bergleute mit unter Tage nahmen, um die Luftqualität zu überwachen. Solange sie sangen, war die Versorgung mit lebenswichtigem Sauerstoff gesichert Als weiteren alltäglich eingesetztes tierischen Reaktionsindikator nennt er empfindliche Fische, die in einem abgezweigten Wasserstrom zentraler Trinkwasser-Versorgungseinrichtungen

gehalten werden, um die Wasserqualität, namentlich genügend geringen Chlorgehalt, anzuzeigen.

Demgegenüber handelt es sich bei den **Akkumulationsindikatoren** um vergleichsweise robuste Arten, die Schadstoffe aufnehmen und im Organismus speichern, ohne dadurch gleich äußerlich sichtbare Beeinträchtigungen davonzutragen.
Werden Monitoringorganismen in standardisierter Form im Freiland über einen festgelegten Zeitraum exponiert, um anschließend die durch Schadstoffeinwirkung hervorgerufenen Reaktionen festzustellen oder die im Organismus über den Expositionszeitraum aufgenommenen und gespeicherten Schadstoffe analytisch zu quantifizieren, spricht man vom **aktiven Monitoring**. Werden demgegenüber Organismen eingesetzt, die bereits im zu bewertenden Ökosystem vorhanden sind, spricht man vom **passiven Monitoring**.

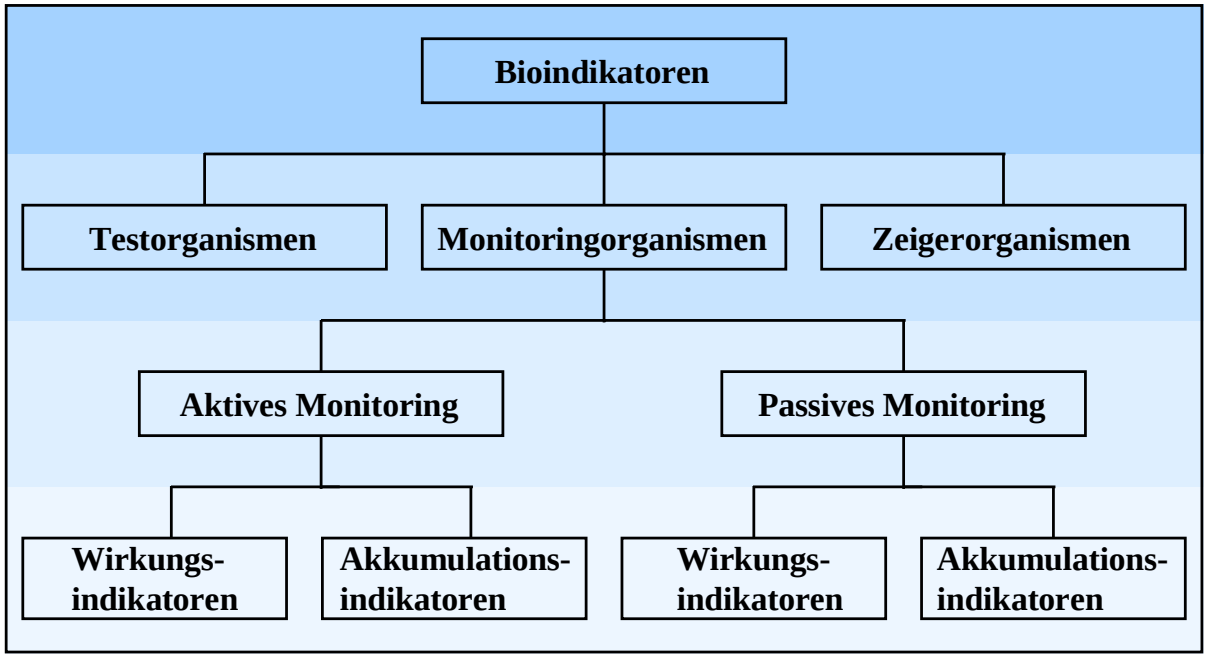


Abb. 3.-1: Übersicht zur Nomenklatur in der Bioindikation (aus PAULUS & KLEIN 1995a).

Soweit zur allgemeinen Nomenklatur in der Bioindikation, die nachfolgend trotz gewisser Unschärfen (vgl. ARNDT et al. 1987) beibehalten werden soll, um sie nicht durch weitere Begriffsbestimmungen aufzuweichen. Zum besseren Verständnis des Begriffes “Akkumulationsindikator” ist es aber notwenig, ergänzend auf einige Sachverhalte hinzuweisen.

Akkumulation bzw. Bioakkumulation ist definiert als Anreicherung von anthropogenen oder natürlichen Umweltchemikalien in Organismen, die zu einer Konzentrationserhöhung im Körper oder Teilen von ihm gegenüber dem Medium oder der Nahrung führt. Erst wenn der Anreicherungsfaktor als Konzentration im betreffenden Organismus, dividiert durch die Konzentration im umgebenden Medium oder in der Nahrung, größer 1 ist, handelt es sich um Akkumulation. Strenggenommen dürfte der Begriff der Akkumlation auf Schadstoffgehalte in freilebenden Organismen nur dann angewendet werden, wenn ein Akumulationsfaktor größer 1 sicher bestimmt werden könnte, was aus den in Kap. 2 genannten Gründen zumindest in terrestrischen Ökosystemen i.a. nicht möglich ist. Versuche hierzu werden in der praktischen Anwendung von Akkumulationsindikatoren meist nicht unternommen, was auch dem Sinn des Einsatzes von Bioindikatoren widersprechen würde.
Darüberhinaus sollte die Indikationsleistung von Akkumulationsindikatoren nicht ausschließlich darin gesehen werden, das (Bio-)Akkumulationspotential von Schadstoffen in der Umwelt anzuzeigen. Wichtige Informationen hierzu können auch Akkumulationsfaktoren kleiner 1 liefern, die eine geringe Bioverfügbarkeit von Schadstoffen für den betreffenden Organismus oder eine erhöhte Schadstoffelimination anzeigen können. Zudem muß bedacht werden, daß bereits die Präsenz von Schadstoffen in Biota unabhängig von der Kenntnis ihrer Quantität in den abiotischen Ökosystemkompartimenten wichtige Hinweise in der Umweltüberwachung liefert.
Um keinen zusätzlichen Terminus in der Bioindikation einführen zu müssen, der diese Sachverhalte ausreichend berücksichtigt, scheint es daher angebracht, unter dem Begriff des Akkumulationsindikators alle Organismen zusammenzufassen, die im Biomonitoring eingesetzt werden, um die in ihnen oder in Teilen von ihnen enthaltenen Schadstoffe durch rückstandsanalytische Untersuchungen zu quantifizieren, und zwar unabhängig davon, ob eine Bioakkumulation im eigentlichen Sinne vorliegt.

3.2 Informationsgehalt von Gewebekonzentrationen in der Umweltüberwachung

Um den Stellenwert des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren in der Umweltüberwachung zu verdeutlichen, soll im vorliegenden Kapitel versucht werden, den spezifischen Informationsgehalt von Schadstoffrückständen in Biota darzustellen (z.T. nach PAULUS & KLEIN 1995b). Die nachfolgenden Ausführungen richten sich hierbei nach der Frage*: "Worin liegt der spezifische Charakter der in Akkumulationsindikatoren festgestellten Schadstoffgehalte gegenüber den Ergebnissen sonstiger Methoden zur Erfassung von Schadstoffmengen in der Umwelt ?*"

Bei Beantwortung dieser Frage muß zunächst festgestellt werden, daß von dem Informationsgehalt, den uns Akkumulationsindikatoren bieten, häufig nur ein sehr enges Spektrum akzeptiert und eingesetzt wird. Vielfach wird die Aufgabe von Akkumulationsindikatoren im Umweltmonitoring ausschließlich darin gesehen, die in den Umweltmedien Boden, Wasser und Luft vorhandenen Schadstoffe durch "Aufkonzentrieren" im Organismus für rückstandsanalytische Untersuchungen besser zugänglich zu machen, obwohl diese Erwartungshaltung angesichts der weit entwickelten Analysentechnologie im Spuren- und Ultraspurenbereich selbst aus rein analytischer Sicht nicht mehr dem heutigen Stand entspricht. Damit eng verknüpft ist die verbreitete Erwartung, daß die Gewebekonzentrationen in linearem Zusammenhang stehen zu Konzentrationen im Umgebungsmedium, die mittels chemisch-physikalischer Meßmethoden erfaßt werden können.
Während das Akkumulieren von Schadstoffen als eine sehr wesentliche, wenn auch nicht ausschließliche Indikationseigenschaft von Monitoringorganismen angesehen werden kann, die den aus analytischer Sicht angenehmen Nebeneffekt einer besseren Quantifizierbarkeit mit sich bringt, muß die Erwartung an lineare Zusammenhänge zwischen den Ergebnissen chemisch-physikalischer Überwachungsmethoden und Biomonitoringprogrammen zumindest im terrestrischen Bereich, wo Verteilungsgleichgewichte keine oder nur eine untergeordnete Rolle spielen, jedoch als Widerspruch zu dem eigentlichen Sinn der Bioindikation angesehen werden (vgl. ELLENBERG 1991; ZIMMERMANN & UMLAUFF-ZIMMERMANN 1994).

Wie bereits im vorangehenden Kapitel dargestellt, erweisen sich die Mechanismen, die dafür verantwortlich sind, ob und in welchem Maße chemische Substanzen akkumuliert werden, bereits im Laboratoriumsversuch als sehr vielschichtig. Im Freiland werden sie durch zahlreiche Umweltbedingungen noch erheblich modifiziert, was ihre Komplexität erhöht und ihre direkte Korrelierbarkeit mit chemisch-physikalischen Verfahren zur Erfassung von Medienkonzentrationen unmöglich macht. Beide "Beobachtungssysteme" liefern zur Umweltüberwachung wichtige, wenn auch völlig unterschiedliche Informationen von verschiedenen Arbeitsebenen (s.Tab. 3.-1.; vgl. auch BÖRTITZ & DÄßLER 1980; POSTHUMUS 1982; GUDERIAN & BALLACH 1989; HALBWACHS & ARNDT 1991; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1991; PRINZ 1992; ZIMMERMANN & UMLAUFF-ZIMMERMANN 1994).

Tab. 3.-1: Möglichkeiten und Grenzen von chemisch-physikalischen Meßverfahren und Akkumulationsindikatoren in der Schadstoffüberwachung (aus PAULUS & KLEIN 1995b).

Chemisch-physikalische Meßverfahren	Akkumulationsindikatoren
Quantitative Messung einzelner Schadstoffkomponenten.	Keine Messung in chemisch-physikalischem Sinne, aber Quantifizierung von Schadstoffen in Biota.
Hohe Reproduzierbarkeit.	Reproduzierbarkeit insbesondere im passiven Biomonitoring z.T. eingeschränkt oder aufwendig.
Überwachung von Emissions- und Immissionsgrenzwerten.	Schadstoffgrenzwerte in Biota besitzen als Wirkungsgrenzwerte eine hohe Relevanz, da das Bundes-Immissionsschutzgesetz auf Wirkungsminderung abzielt.
Keine Wirkungsbestimmung, lediglich Gefährdungsbeurteilung.	Erhebung tatsächlich auftretender Wirkungen in Form von Schadstoffanreicherungen auf unterschiedlichen Organisationsstufen; Zeigerfunktion für Störungen im Ökosystem.
Gefährdungsprognosen sind nur für einzelne Immissionskomponenten möglich.	Beurteilung von Gesamtbelastungen; Möglichkeit zur Erfassung toxischer Abbau und Umwandlungsprodukte.
Der wirksame Anteil einer Verunreinigungskomponente ist nur annäherungsweise zu bestimmen.	Schadstoffgehalt spiegelt den für Biota relevanten Teil der Schadstoffbelastung wider.
Erfassung von Emissions- und Immissionssituationen i.d.R. nur stichprobenhaft möglich.	Zeitlich und bei vielen Tieren zusätzlich räumlich integrierende Schadstoffüberwachung; Erfassung von episodischen Spitzenkonzentrationen und Langzeitwirkungen.
Humantransfer nur eingeschränkt und für wenige Schadstoffkomponenten möglich.	Humantransfer durch Raumbewertung, Nahrungsnetzbeziehungen und Gesetzmäßigkeiten biochemischer Prozesse möglich.

Der unterschiedliche Informationsgehalt beider Beobachtungssysteme wird bereits durch die in HETTCHE & GRIMMER (1968) sowie HETTCHE (1971) dargestellten Unterschiede zwischen chemisch-physikalischen Meßverfahren und Blätterkohl als Akkumulationsindikator zur Erfassung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) deutlich: Die gekräuselten Blätter des Grünkohls halten durch ihre große Oberfläche Feinstaub besonders gut fest, wobei die hierin enthaltenen Aromaten von der Wachsschicht absorbiert und gegen Oxidation geschützt werden. Bei der Sammlung des Staubniederschlages in Gefäßen wird ein Teil der Aromaten durch die Sonneneinstrahlung zerstört und damit nicht erfaßt, während zumindest bei der Sammlung des Staubes mit älteren Filtersystemen, wie sie auch heute noch vielfach eingesetzt werden, ein Teil der niederen Aromaten durch Verdampfung im Luftstrom in Kauf genommen werden muß. Mit Luftstaubproben konnten nur 10-30% der

in Grünkohlproben gemessenen niedrigsiedenden PAH erfaßt werden, denen aber gerade zur Bewertung des kanzerogenen Potentials eine erhebliche Bedeutung beigemessen wird.

Ein weiteres Beispiel diskutieren UMLAUF et al. (1994b), die in Untersuchungen zur Belastung von Koniferennadeln mit mittel- bis schwerflüchtigen organischen Substanzen (SOC) feststellten, daß die gasförmige Deposition hierbei die dominante Rolle spielt. Sie betonen, daß diese Komponente für die Humanexposition gegenüber SOCs via Gasphase - Pflanze - Tier - Mensch einen maßgeblichen Depositionspfad darstellt, mit den routinemäßig verwendeten chemisch-physikalischen Meßverfahren, wie Bergerhoff oder Löbner-Liesegang, aber nicht erfaßt werden kann.
Viel entscheidender aber als die Tatsache, daß nicht alle potentiell schädlichen Substanzen ausreichend mit chemisch-physikalischen Verfahren quantifiziert werden können, ist der Informationsgehalt von Bioindikatoren für die **Relevanz** dieser Substanzen **für lebende Organismen** (vgl. KNABE 1982; BIGNERT et al. 1993). Von der bloßen Präsenz von chemischen Substanzen im Medium selbst können keine direkten Rückschlüsse auf deren Bioakkumulationspotential gezogen werden (vgl. Kap. 2). Wie KORTE (1987), SCHWOERBEL (1987a,b), SIMONIS (1987), PARLAR & ANGERHÖFER (1991), KETTRUP et al. (1992) sowie FENT (1998) darstellen, spielen u.a. die in Tab. 3.-2 genannten Faktoren eine Rolle dabei, in welchem Umfang Schadstoffrückstände in Organismen vorliegen.

Tab. 3.-2: Den Gehalt an Schadstoffrückständen in Biota bestimmende Faktoren (Quellen s. Text).

⇒	Höhe der Produktion und der Produktionsverluste
⇒	Pesistenz/Umwandlung in der Umwelt
⇒	Dispersion/Mobilität in der Umwelt
⇒	Konzentration (Dosis) am Zielort
⇒	Bioverfügbarkeit für Organismen
⇒	Expositionsweg (Nahrung, Medium)
⇒	Dauer und Häufigkeit der Exposition (Langzeitakkumulation)
⇒	Metabolisierung
⇒	Bildung sekundär toxischer Verbindungen
⇒	Verminderung der Toxizität durch Dekontaminationsmechanismen

Wie diese Auflistung zeigt, wird der Grad der Relevanz für Biota bzw. der Grad der Bioakkumulation neben den physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen selbst sowohl von abiotischen (u.a. Temperatur, pH, Licht, Sauerstoffgehalt) wie auch biotischen (u.a. physiologischer Zustand, Nahrungszusammensetzung) Randbedingungen wesentlich beeinflußt (LILLELUND 1987). Exemplarisch ist dies in Tab. 3.-3 für abiotische Umweltfaktoren dargestellt, welche die Bioverfügbarkeit von Schwermetallen sowie organischen und organometallischen Verbindungen beeinflussen.

Tab. 3.-3: Für die Bioverfügbarkeit wichtige Umweltfaktoren und ihre Einflußstärke (aus FENT 1998) (+++ großer Einfluß; ++ Einfluß; + geringer Einfluß; - kein Einfluß).

Faktor	**Schwermetall**	**Organische, organometallische Verbindungen**
pH-Wert	+++ freie Metall-Ionen entscheidend	+++ (Säuren, Basen, Organometalle)
Wasserhärte	+++ hohe Toxizität in weichem H_2O freie Metall-Ionen entscheidend	- bis +
Salinität	+	+ (lipophile Chemikalien)
DOC (Huminstoffe)	+++ (Komplexierung)	+++ (Bindung)
Sulfide (Sedimente)	+++ (Komplexierung)	- bis +
Temperatur	+ (oft höhere Bioakkumulation/ Toxizität bei Temperaturzunahme)	+ (oft höhere Bioakkumulation/ Toxizität bei Temperaturzunahme)

Ein sehr anschauliches Beispiel für die Bedeutung der Temperatur für die Relevanz von Schadstoffen bei Biota findet sich ebenfalls bei UMLAUF et al. (1994b). Sie zeigen, daß der Temperaturverlauf in Abhängigkeit von der Flüchtigkeit der Einzelsubstanzen einen erheblichen Einfluß auf die Verteilung der am Standort präsenten Organika zwischen der adsorbierten Phase und der Gasphase und damit generell auf die an Pflanzen nachweisbaren Stoffmengen hat (vgl. Abb. 3.-2).

Demnach stellen die in Biota vorliegenden Schadstoffgehalte das Ergebnis aller die Bioakkumulation beeinflussenden Faktoren dar. Vergleichen wir diese Information nicht nur mit dem Informationsgehalt chemisch-physikalischer Meßverfahren in der Umweltbeobachtung

sondern auch mit den Methoden, die durch Charakterisierung physikalisch-chemischer Eigenschaften oder durch Auswertung von Labortoxizitätstests das Risikopotential von chemischen Substanzen abzuschätzen versuchen, wie das beispielsweise zur Bewertung und Einstufung von Chemikalien vor ihrer Anwendungszulassung erforderlich ist (vgl. Kap. 7.2.1), werden die spezifischen Indikationsleistungen des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren als **"aggregiertes Ergebnis am Rezeptor"** besonders deutlich.

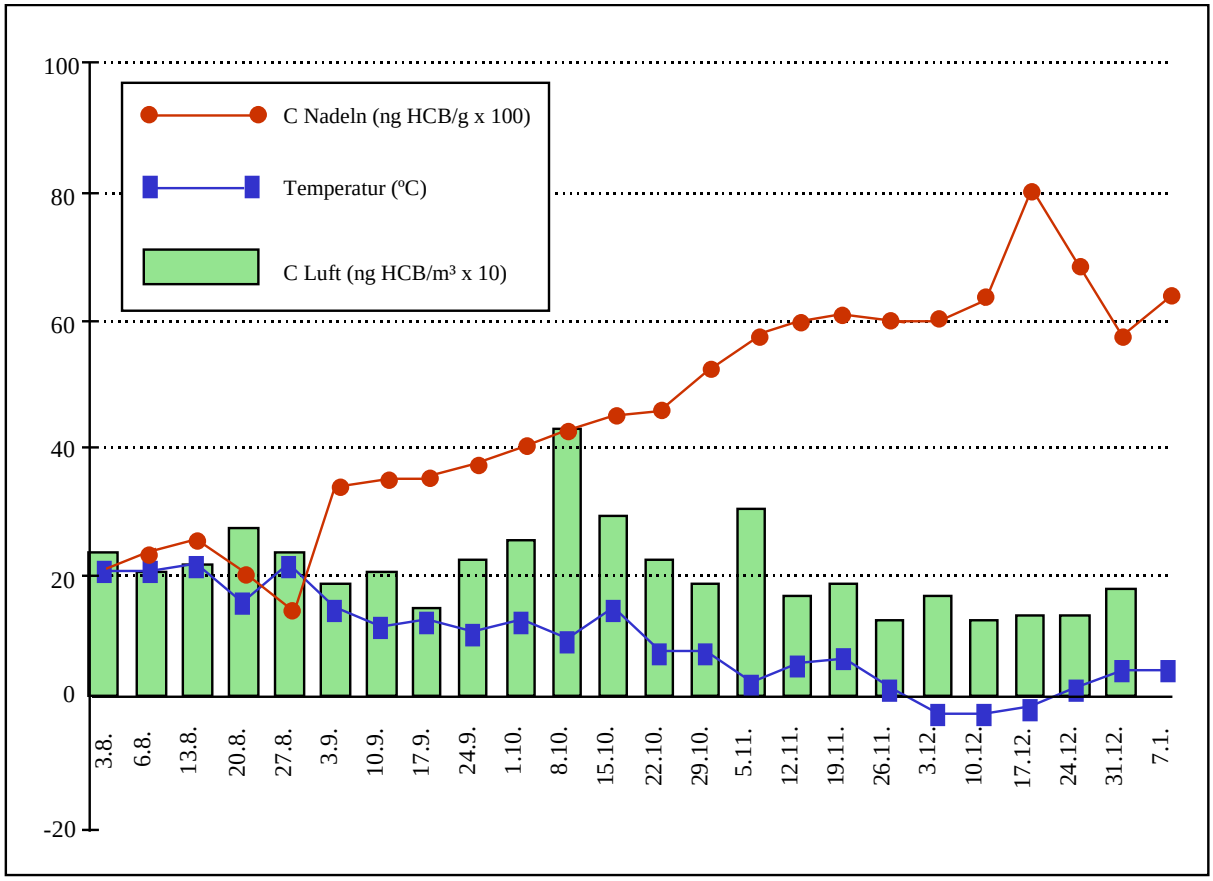


Abb. 3.-2: Zeitliche Entwicklung der HCB-Konzentrationen von Fichtennadeln in Abhängigkeit von den HCB-Immissionskonzentrationen (Gasphase) und den Lufttemperaturen (aus WAGNER 1995a).

Ein weiterer Aspekt der Indikationsleistung von Akkumulationsindikatoren ist in ihrem **zeitlich integrierenden Informationscharakter** zu sehen. Kontinuierliche Schadstoffmessungen mit Hilfe chemisch-physikalischer Meßverfahren sind für viele Substanzen nicht möglich, weshalb Schwankungen von Schadstoffkonzentrationen über die Zeit nicht oder nur

unzureichend erfaßt werden können. Hinzu kommt, daß selbst für Schadstoffkomponenten mit bekannten Dosis-Wirkungsbeziehungen kaum Aussagen über die biologische Relevanz von Konzentrationsschwankungen getroffen werden können. Dies gilt sowohl für mehr oder weniger regelmäßig auftretende Schwankungen wie auch episodische Spitzenkonzentrationen mit hoher biologischer Relevanz, wie sie durch technische Störungen bei Abwasserreinigungsanlagen oder Chemikalienunfälle verursacht werden können.

Der RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1991) schreibt biologischen Indikatoren speziell zur Gewässerbeurteilung den Vorteil zu, daß meistens schon durch eine einmalige Untersuchung ein Zustandsbild der durchschnittlichen Verhältnisse für einen längeren Zeitraum dargestellt werden kann. Wasseranalysen stellten zunächst nur Stichproben dar, die höchstens bei genügender Anzahl über einen längeren Zeitraum Schlußfolgerungen zuließen. Nach den Ausführungen von MAST & GUNKEL (1991, 1992) ist die Verwendbarkeit von Wasserproben speziell zur Überwachung von PCB-Belastungen überhaupt anzuzweifeln. Zum einen können PCB-Gehalte im Wasser wegen niedriger Werte nur schwer bestimmt werden und sind starken Schwankungen unterworfen (vgl. KARL & KELLERMANN 1993). Zum zweiten liegen viele Schadstoffe verstärkt im Sediment vor, wo sie jederzeit freigesetzt werden können. Solange sie im Sediment festliegen, können sie nicht durch Wasserproben erfaßt werden, wohl aber z.B. durch Brassen (*Abramis brama*), die im Gewässergrund nach Nahrung suchen und ihn dabei durchwühlen. Fischen wird hierbei die Eigenschaft zugesprochen, die PCB-Belastung eines limnischen Systemes über den Zeitraum von mehreren Jahren zu manifestieren und gewässerinterne Belastungspfade anzuzeigen.

Neben der zeitlichen Integration kommt vielen Tierarten durch ihre Eigenmobilität und die Mobilität ihrer Nahrungstiere eine zusätzliche Informationsleistung durch **räumliche Integration** von Schadstoffeinwirkungen zu, die auch bei kleinräumig schwankenden Schadstoffkonzentrationen eine Aussage über größere Raumabschnitte erlaubt (vgl. TATARUCH 1991).

4 Standards zur Gewährleistung einer ausreichenden Probenqualität

4.1 Einleitung

Eine unverzichtbare Voraussetzung für ein glaubwürdiges und aussagefähiges Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren ist die Einrichtung eines Qualitätssicherungssystems, das sowohl den Kriterien der Repräsentativität und Reproduzierbarkeit entspricht als auch den Forderungen nach Beweisfähigkeit der Proben und der hieraus gewonnenen Erkenntnisse gerecht werden kann. Was den Bereich der analytischen Probencharakterisierung anbelangt, kann festgestellt werden, daß sich hier über viele Jahre hinweg ein eigenständiges Qualitätssicherungssystem entwickelt und etabliert hat, das diesen Anforderungen in ausreichendem Maße genügt. Im krassen Gegensatz dazu wurde die der Analytik chronologisch vorgeschaltete Probenahme in Überlegungen der Qualitätssicherung lange Zeit nicht oder nur völlig unzureichend einbezogen, obwohl bekannterweise die dort auftretenden Fehler zu einer Verfälschung der Ergebnisse weit über die Spanne der analytischen Fehler hinaus führen und auch durch eine noch so aufwendige Spurenanalytik nicht mehr korrigiert werden können (vgl. MARKERT 1991, 1994; WAGNER 1994; KLEIN & PAULUS 1995a, PAULUS et al. 1996a,b; WAGNER et al. 1997). Die Gründe hierfür waren sehr vielschichtig, lassen sich im wesentlichen aber wie folgt zusammenfassen:

⇒ Der Begriff “Qualitätssicherung”, der den Bereichen der Produktions- und Meßtechnik entstammt, wurde aufgrund der vermeintlichen Unüberschaubarkeit natürlicher Phänomene und des gleichzeitig vernachlässigbar geringen Einsatzes meßtechnischer Präzisionsverfahren nur ungern auf ökologische Freilandarbeiten übertragen.

⇒ Im passiven Biomonitoring wurde lange ein Widerspruch zwischen Repräsentativität und Reproduzierbarkeit gesehen, also zwischen der korrekten Abbildung der natürlichen Komplexität einerseits und dem Einsatz standardisierter Methoden andererseits.

⇒ Vielfach bestand keine ausreichende Kenntnis über die Variabilität natürlicher Phänomene, weshalb die Einsicht für einen gesteigerten Aufwand bei der Vorbereitung und Durchführung von Probenahmen, der mit zeitlichem und finanziellem Mehraufwand verbunden sein kann, dann nicht vorhanden war. Das Ergebnis war insbesondere im passiven Biomonitoring, in dem man mit der gesamten Bandbreite natürlicher Variabili-

täten konfrontiert wird, eine sehr große Wertestreuung und damit eine unzureichende Vergleichbarkeit der Ergebnisse.

Erfreulicherweise treten diese Hemmnisse in den vergangenen Jahren zunehmend in den Hintergrund, da die Notwendigkeit eines alle Arbeitsbereiche des passiven Biomonitoring umfassenden Qualitätssicherungssystemes mehr und mehr erkannt und als unverzichtbar akzeptiert wird. Damit einher geht die Tatsache, daß in den letzten Jahren verstärkte Anstrengungen im Bereich der Standardisierung der Probenahmeplanung und -durchführung unternommen wurden, und daß inzwischen eine ausreichende Anzahl von konzeptionellen Vorschlägen und konkreten Standards für zahlreiche Probenarten zur Verfügung steht. Durch eine konsequente Vereinheitlichung und Anwendung derartiger Methoden wird die Grundlage für die Vergleichbarkeit des Informationsgehaltes von Gewebekonzentrationen aus unterschiedlichen Monitoringrogrammen geschaffen, die letztendlich **die Basis zum Aufbau eines Bewertungssystems** im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren bildet. Nachfolgend werden die Notwendigkeiten und Möglichkeiten zur Standardsetzung im passiven Biomonitoring beschrieben und ihre Umsetzung in Form konkreter Standards am Beispiel ausgewählter Indikatorarten dargestellt. (vgl. PAULUS & KLEIN 1994, 1995c,d; PAULUS et al. 1994, 1995, 1996a,b). Hierbei stehen die in Tab. 4.-1 wiedergegebenen Merkmale eines effektiven Qualitätssicherungssystems im Vordergrund.

Tab. 4.-1: Merkmale eines effektiven Qualitätssicherungssystems für Probenahmen im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren.

⇒	Bewertungsziel-orientierte Auswahl von Probenarten(sets)
⇒	Anwendung standardisierter Probenahmerichtlinien, insbesondere zur Reduzierung der Wertestreuung bei großer Variabilität natürlicher Phänomene
⇒	Probenahme nach dem Prinzip der geschichteten, flächenrepräsentativen Zufallsstichprobe
⇒	Umfassende biometrische Probenbeschreibung
⇒	Vermeidung jeglicher Fremdkontamination von der Probenahme bis zur Probenlagerung
⇒	Ausreichende Probenkonservierung
⇒	Protokollierung aller Arbeitsschritte und Abweichungen von den Zielvorgaben

Repräsentativität und Reproduzierbarkeit sind zentrale Begriffe des Qualitätssicherungssystemes, die alle Arbeitsschritte der Probenahme von der Planung bis zum Transport betreffen. **Repräsentativität** wird hierbei verstanden als die diagnostische und methodische Richtigkeit des Informationsgehaltes von Umweltproben zur Darstellung der tatsächlichen Belastungssituation im untersuchten Raum (Abb. 4.-1). In Abhängigkeit vom jeweiligen Bewertungsziel und damit den erwarteten Indikationsleistungen einer Indikatorart (vgl. Kap. 5) wird sie bestimmt durch (s.a. LEHNERT 1978; KEITEL 1989):

⇒ Die **ökosystemare Repräsentativität** in dem Sinne, daß die ausgewählten Indikatoren oder Teile von ihnen, die zur Schadstofferfassung herangezogen werden, eine ausreichende ökosystemar begründete Indikationsleistung für die Belastungssituation des zu bewertenden Raumes besitzen (diagnostische Richtigkeit),

⇒ die **statistische Repräsentativität** in dem Sinne, daß unter Berücksichtigung natürlicher und anthropogen induzierter Variabilitäten angepaßte Stichproben zur wahrheitsgetreuen Abbildung der nach festgelegten Standards definierten Grundgesamtheit gewährleistet werden (diagnostische und methodische Richtigkeit), und

⇒ die **chemische Integrität** der gewonnenen Proben bis zur Analytik, die durch Fremdkontamination oder unsachgemäße Probenbehandlung und -konservierung verfälscht werden kann (methodische Richtigkeit).

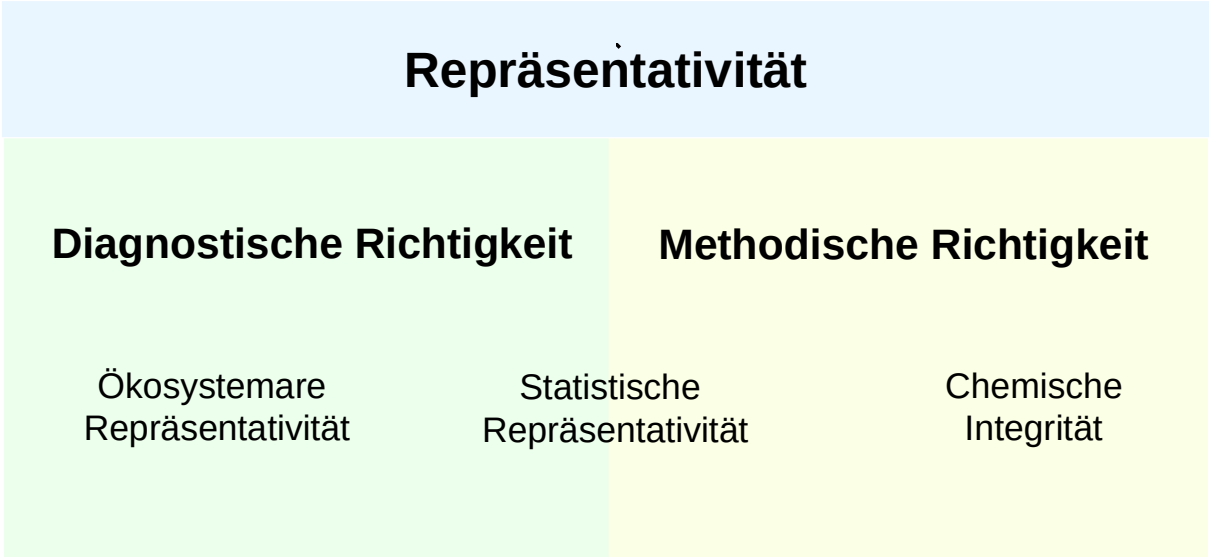


Abb. 4.-1: Repräsentativität im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren.

Reproduzierbarkeit bedeutet demgegenüber die Präzision oder das Maß der Genauigkeit, mit der an verschiedenen Orten oder zu verschiedenen Zeitpunkten gewonnene Umweltproben wiederholt in der Lage sind, gleiche Umweltbedingungen gleich darzustellen, und zwar unabhängig von der Nähe der erzielten Ergebnisse zum wahren Wert. Im Gegensatz zur Repräsentativität, die durch systematische Fehler beeinträchtigt werden kann, sind hier zufällig auftretende nichtsystematische Fehler von Bedeutung.

RAMSEY (1994) beschreibt in diesem Zusammenhang im Biomonitoring die besondere Problematik, daß im Gegensatz zur Analytik neben der Präzision vor allem die Richtigkeit einer Probenahme nur annäherungsweise überprüft werden kann. Eine Möglichkeit würde darin bestehen, ein Referenzgebiet mit beispielsweise bekannter Bodenkontamination zur Verfügung zu haben. Hier könnten dann verschiedene Probenahmestrategien dahingehend überprüft werden, wie nahe sie dem wahren Wert kommen. Es gibt laut Autor allerdings derzeit keinerlei Berichte über derartige Referenzgebiete, in denen eine Validierung der Probenahmemethoden erfolgen könnte.
Dies macht umso deutlicher, daß für jeden Arbeitsschritt der Probenahmeplanung, Probengewinnung und -behandlung strenge Qualitätskriterien gefordert werden müssen, um einen maximalen Informationsgehalt von Umweltproben gewährleisten und diesen Informationsgehalt veränderungsfrei an die Analytik weitergeben zu können. Nach den bisherigen Erfahrungen spielen hierbei zur Qualitätssicherung insbesondere beim Einsatz von Akkumulationsindikatoren im passiven Biomonitoring die nachfolgend zunächst allgemein behandelten Kriterien eine maßgebliche Rolle. Die Auswahl geeigneter Probenarten wird hierbei als abschließendes Kriterium behandelt, da sie in Abhängigkeit von den Bewertungszielen und möglichen Indikationsebenen, die im unmittelbar anschließenden Kapitel bearbeitet werden, nach unterschiedlichen Gesichtspunkten erfolgen muß.

4.2 Variabilität und Wertestreuung

Das Hauptproblem bei der Gewinnung repräsentativer und gleichzeitig reproduzierbarer Umweltproben im Sinne der im vorangegangenen Kapitel gegebenen Definitionen ist im passiven Biomonitoring die **hohe Variationsbreite der natürlichen und anthropogen bedingten Phänomene**, die bei jeder Probenart auch innerhalb einer einzigen Population zu einer sehr großen "Wertestreuung" der analytisch erhobenen Daten führen kann. Anthropogene Phänomene sind in den häufig sehr heterogenen Flächennutzungsstrukturen und dem teilweise diffusen und unkontrollierbaren direkten Schadstoffeintrag in die zu bewertenden Ökosysteme zu sehen. Die natürlichen Phänomene, die hier eine Rolle

spielen, beginnen bei den einzelnen Individuen einer Art und setzen sich über populationsspezifische Verhaltensweisen bis hin zu komplexen Ökosystemzusammenhängen fort, wobei auf allen Organisationsebenen sowohl biotische wie abiotische Faktoren beteiligt sein können. LEWIS (1985) nennt als wesentliche Kriterien, die bei der Entwicklung repräsentativer und reproduzierbarer Probenahmeverfahren zu berücksichtigen sind:

Zeitliche Variationen: Sie können durch diurnale, saisonale oder andere Rhythmen, wie Gezeiten oder Monatszyklen, ebenso verursacht werden wie durch unregelmäßige oder vorübergehende Ereignisse.

Räumliche Variationen: Sie kommen auf allen Auflösungsebenen vor und werden bestimmt durch die räumliche Struktur abiotischer Umweltkompartimente, durch das Verteilungsmuster von Umweltchemikalien und das individuelle und populationsspezifische Verteilungsmuster der einzelnen Probenarten, das bei Pflanzen i.d.R. stationär vorliegt, bei Tieren aber in Abhängigkeit von ihrem Raumverhalten (Mobilität, Wanderung) betrachtet werden muß. ELLIOT (1977) betont, daß die räumliche Verteilung der Individuen von Populationen zufällig, gleichmäßig oder fleckenhaft sein kann, wobei er als Regelfall die fleckenhafte Verteilung ansieht, die mathematisch ausgedrückt zu einer sehr großen Varianz gegenüber dem arithmetischen Mittelwert führt.

Genetische Variabilität: Die genetische Variabilität kann bereits innerhalb einer Population sehr ausgeprägt sein und auch die Akkumulation von chemischen Substanzen bestimmen. HALBWACHS & ARNDT (1991) weisen darauf hin, daß jeder einzelne Organismus gegenüber den auf ihn einwirkenden Faktoren einen genetisch determinierten, phylogenetisch erworbenen, spezifischen Toleranzbereich besitzt, innerhalb dessen Streßfaktoren für ihn erträglich sind. Dieser physiologische Toleranzbereich kann im Laufe der Entwicklung des Organismus stark variieren und ist nicht für alle Individuen einer Population identisch.

Geschlechts- und altersspezifische Variationen: Bei allen Organismen können Chemikalien und ihre Wirkungen als Funktion des Alters, beim Menschen und getrenntgeschlechtlichen Tieren zusätzlich als Funktion der einzelnen Geschlechter variieren.

Organismusinterne Variationen: Von LEWIS (1985) nicht behandelt werden organismusinterne Variationen, die dann von Bedeutung sind, wenn nicht der Gesamtkörper eines Akkumulationsindikators sondern lediglich Teile (Organe/Gewebe) davon für rückstandsanalytische Untersuchungen eingesetzt werden. Sie können u.a. durch unterschiedliche Schadstoffexposition, wie sie beispielsweise bei Fichtentrieben in Abhängigkeit von ihrer Lage im Kronenraum besteht, durch die zeitabhängige Akkumulation beim Wachstum von

Organismenteilen, z.B. einzelne Jahrestriebe von Nadelbäumen, und durch biochemisch bestimmte Unterschiede im Transport und der Deposition von Schadstoffen im Organismus verursacht werden.
Zum besseren Verständnis, welche Bedeutung diese Variationsmöglichkeiten im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren besitzen und wie komplex diese Zusammenhänge sein können, seien nachfolgend zunächst einige Beispiele zeitlicher, räumlicher und altersspezifischer Variationen beschrieben.

4.2.1 Beispiele zeitlicher Variationen

Durch zahlreiche Untersuchungen ist belegt, daß in Organismen jahreszeitlich mehr oder weniger rhythmisch auftretende Veränderungen von Schadstoffgehalten vorliegen können, die eine beträchtliche zeitliche Variation und entsprechende Wertestreuung im Jahresverlauf zur Folge haben. EDGREN et al. (1981) konnten beispielsweise für Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Flußbarsche (*Perca fluviatilis*) durch monatliche Probenahmen in Brackwasserbereichen deutliche Jahresgänge der DDT- und PCB-Gehalte bezogen auf Fettgehalt mit den höchsten Werten im Frühling und Frühsommer und niedrigeren aber stabileren Werten im Herbst nachweisen. GUNKEL & MAST (1990) fanden vergleichbare Ergebnisse bei der Untersuchung der PCB-Gehalte in Brassen (*Abramis brama*), Aalen (*Anguilla anguilla*) und Rotaugen (*Rutilus rutilus*). Bezogen auf Fettgewicht wiesen alle drei Arten im Frühjahr höhere PCB-Gehalte auf als im Herbst, wobei gerade bei den Rotaugen die Fettanteile unter denjenigen im Herbst lagen. Bestätigt werden diese Jahresgänge bei Rotaugen auch durch Untersuchungen von OLSSON (1978) und KROTTEN (1994) (vgl. Abb. 4.-2), in denen die saisonalen Schwankungen des PCB-Gehaltes, hier bei Rotaugen, mit hohen Frühjahrswerten und signifikant abnehmenden Gehalten gegen Spätsommer und Herbst mit vergleichsweise stabilem Level nachgewiesen werden konnten. Angaben über saisonale Schwankungen bei verschiedenen Schwermetallen mit z.T. deutlich erhöhten Frühjahrswerten in Brassen und Güstern (*Blicca björkna*) finden sich bei SCHIRMER & BUSCH (1987).

Ein wichtiger Faktor für diese jahreszeitlichen Schwankungen bei Tieren ist der Fortpflanzungsrhythmus, der zu starken Veränderungen des physiologischen Zustandes der Organismen, vielfach verbunden mit veränderten Gesamtkörper- und/oder Fettgewichten während der Reproduktionsphase, führen kann. Dadurch können sowohl Konzentrationsveränderungen, u.a. durch Verminderung der depotfähigen Körpersubstanz, wie auch absolute Gehaltsänderungen von Schadstoffen im Organismus auftreten.

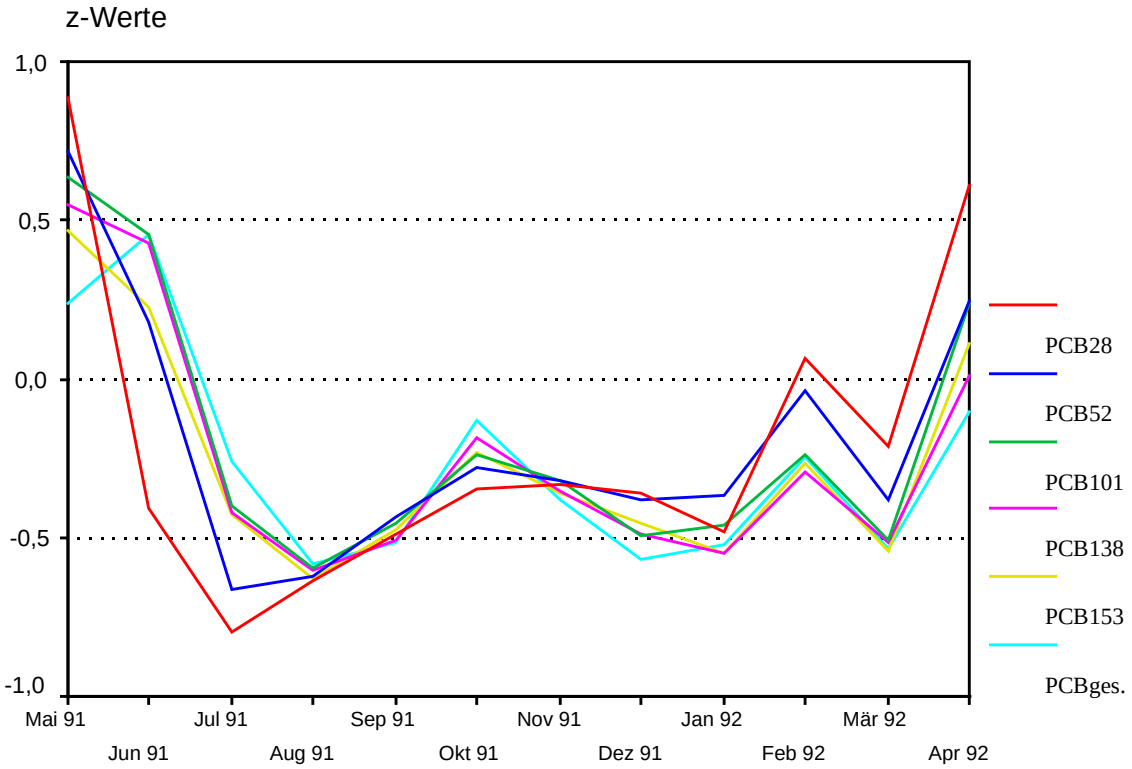


Abb. 4.-2: Jahresgang der z-transformierten Konzentrationen ausgewählter PCB [mg/kg Fett] in Rotaugen (*Rutilus rutilus*) aus der Saar (nach KROTTEN 1994, verändert).

Derartige physiologisch begründete jahreszeitliche Schwankungen können durch abiotische Parameter noch modifiziert werden, die ihrerseits ebenfalls rhythmisch im Jahresverlauf auftreten können. So weisen FISHER et al. (1993) darauf hin, daß die Biokonzentration von Schadstoffen durch die Umgebungstemperatur sehr stark beeinträchtigt werden kann. Sie beschreiben u.a. für Süßwassermollusken, daß bei hohen Wassertemperaturen einerseits die Aufnahmerate steigt, andererseits aber die Eliminationsrate noch stärker zunimmt, was im Endeffekt bedeutet, daß der Biokonzentrationsfaktor mit steigender Temperatur sinkt. Dies zeigt, daß Variationen i.d.R. nicht monokausal auftreten, sondern meist durch mehrere Phänomene verursacht werden, die sich dann gegenseitig überlagern.

Ein anschauliches Beispiel für die Modifikation von Schadstoffgehalten durch das Einwirken mehrerer jahreszeitlich spezifischer Variationsformen findet sich bei KLEIN et al. (1995), die sich mit der Frage der Abhängigkeit des Informationsgehaltes von Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) als Akkumulationsindikator von ihrer Phänologie im Bodensee beschäftigten. Sie stellten fest, daß die Konzentrationen der lipophilen PCB in den Weich-

körpern einen deutlichen Jahresgang besitzen, der über weite Zeiträume mit dem variierenden Fettgehalt der Tiere positiv korreliert (vgl. Abb. 4.-3). Sowohl die Gesamt-PCB-Gehalte im Weichkörper wie auch die Fettgewichte nehmen fast parallel zueinander von Juni bis August ab, was eine relativ konstante Konzentration der PCB im Fett selbst bedeutet. Während die Fettgehalte aber bis zum darauffolgenden Februar mehr oder weniger konstant bleiben, steigen die PCB-Konzentrationen im Weichkörper bereits ab November wieder an, was einem Konzentrationsanstieg im Fett entspricht. Die Erhöhung dieser PCB-Konzentration wird vermutlich nicht durch endogene Faktoren der Organismen sondern durch die Zirkulation des Bodensees verursacht, der dem Zirkulationstyp des "warm-monomiktischen Sees" angehört. Dadurch werden die an Feinpartikel adsorbierten PCB, die im Laufe der Zeit sedimentiert wurden, während der Zirkulation im Winter vermehrt aufgewühlt, wodurch sich die Menge der für die Muscheln verfügbaren PCB's erhöht.

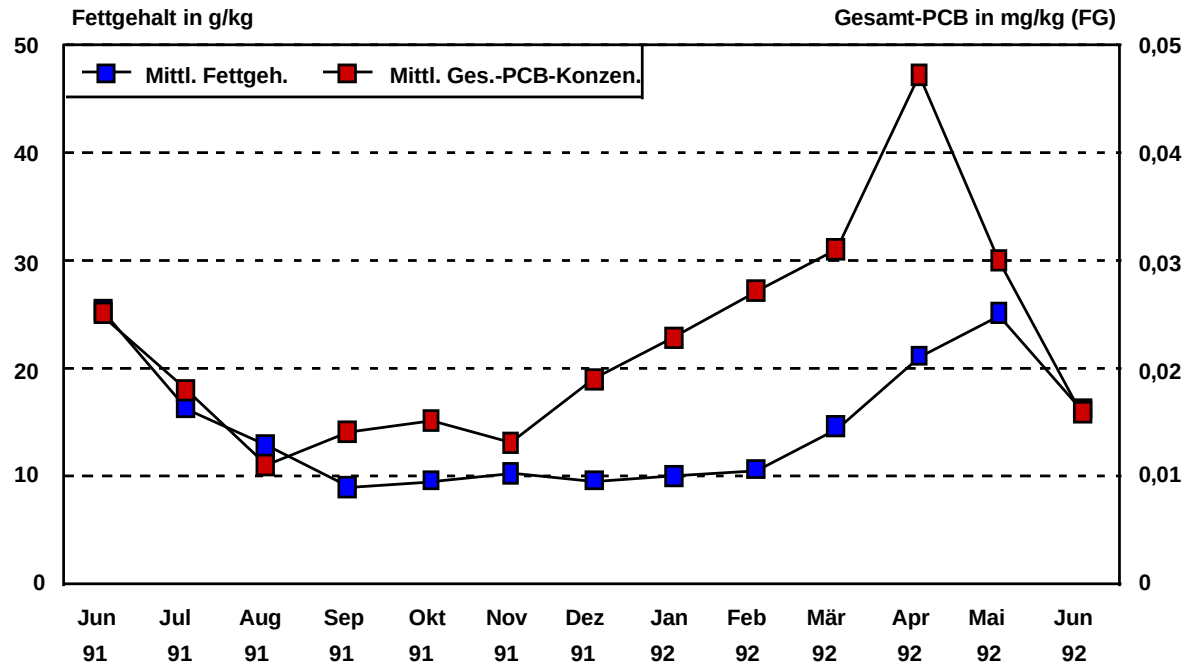


Abb. 4.-3: Zeitlicher Verlauf der Gesamt-PCB-Konzentrationen und der mittleren Fettgehalte im Weichkörper von *Dreissena polymorpha* im Bodensee (verändert nach KLEIN et al. 1995).

4.2.2 Beispiele räumlicher Variationen

An einer Untersuchung von BIGNERT et al. (1993) wird deutlich, daß auch räumliche Variationen sehr komplex sein können und die richtige Interpretation von Analysendaten detaillierte Kenntnisse der Probenart und des Untersuchungsgebietes voraussetzt. Sie stellen eine Studie vor, bei der der Zeittrend der Quecksilberbelastung in einem Waldgebiet in Zentralschweden über mehrere Jahre im Vordergrund stand. Es wurden jährlich gerade flügge gewordene Jungstare (*Sturnus vulgaris*) beprobt und ihre Brustmuskulaturen auf die Quecksilbergehalte hin untersucht. Die Probenahme erfolgte an vier unterschiedlichen Standorten, jeder lag in der Nachbarschaft eines kleinen Dorfes, alle waren von Weideland umgeben. Da sie sich innerhalb eines Radius von nur 3 km befanden, ging man davon aus, daß die beprobten Vögel alle aus ein und derselben Population stammten.

Der Zeittrend von gepoolten Proben (Mischproben) deutete über den Untersuchungszeitraum auf einen eindeutigen Rückgang der Hg-Belastung hin. Die Analysen von Einzelproben ergaben aber eine sehr starke Streuung der Hg-Werte, die in erster Linie durch einen der vier Standorte verursacht wurde, der in der Nähe von zwei kleinen Seen lag. Die notwendige Konsequenz hieraus war, daß die Standorte getrennt betrachtet wurden. Weitergehende Untersuchungen ergaben dann, daß keine räumlich unterschiedliche Belastungssituation in dem sehr engräumigen Untersuchungsgebiet für die starke Streuung verantwortlich war sondern die unterschiedliche Nutzung von Futterhabitaten im Jahresverlauf. Junge Stare werden von den Altvögeln u.a. mit verschiedenen Insekten und deren Larvalstadien gefüttert, wobei auch einige der Larvalstadien aquatisch sein können. Wie die Autoren betonen, konnte bereits in früheren Untersuchungen mehrfach gezeigt werden, daß Nestlinge, die von aquatischen Nahrungsketten leben, höhere Hg-Gehalte besitzen als solche, die ausschließlich terrestrisches Futter angeboten bekommen. Ursache ist die höhere Bioakkumulation von Hg in aquatischen Ökosystemen.

4.2.3 Beispiele altersspezifischer Variationen

Unterschiede in der Höhe von Schadstoffgehalten in unterschiedlich alten Probenindividuen können in einer Vielzahl altersspezifischer Merkmale und Verhaltensweisen begründet sein. So stellen DEVAUX & MONOD (1987) die Beziehungen zwischen PCB-Gehalten und dem Alter von Forellen (*Salmo trutta*) im Genfer See dar. Bezogen auf das Frischgewicht zeigte sich eine deutliche positive Korrelation zwischen PCB-Gehalten und dem Alter der einzelnen Fische, wohingegen der Bezug der Analysenwerte auf das Fettgewicht keine Alters-

abhängigkeit ergab. Demzufolge besaßen die älteren Fische hier einen höheren Fettgehalt und damit eine höhere Depotfähigkeit für lipophile Stoffe, was beim Bezug auf das Frischgewicht einen höheren PCB-Gehalt ergibt, da die höheren Fettgehalte absolut auch höhere PCB-Gehalte im Fisch bedeuten, relativ gesehen die Konzentration im Fett selbst aber nicht ansteigt.

Beim Einsatz von Vögeln als Monitoringorganismen kann eine altersabhängige Schadstoffanreicherung sowohl bei adulten Tieren wie auch bei Eiern festgestellt werden. Für altersabhängige Akkumulationsraten von adulten Tieren sei hier beispielhaft auf die Ausführungen von DISSER et al. (1992) über altersabhängige individuelle Schwankungen von Chlorkohlenwasserstoffen bei verschiedenen Vogelarten verwiesen. Dadurch, daß ältere Tiere im Verlauf ihres Lebens mehr Nahrung und damit auch mehr Chlorkohlenwasserstoffe aufnehmen und längere Zeit zur Akkumulation haben, sind sie stärker belastet als jüngere. Derartige altersabhängige Akkumulationsraten wurden auch für verschiedene Schwermetalle, u.a. für Blei und Cadmium, bei Kohlmeisen (*Parus major*) festgestellt (vgl. FISCHER 1986). Abhängig vom altersspezifischen Kontaminationsniveau der Altvögel können auch altersabhängige Schadstoffvariationen in den Eiern festgestellt werden, da die adulten Tiere häufig einen Teil der in ihnen gespeicherten Schadstoffe in das Ei abgeben. Diese Variationen können vielfach noch durch eine individuelle altersspezifische Variation jedes Eies in Abhängigkeit vom Legezeitpunkt modifiziert werden. Es ist bekannt, daß vielfach die Legereihenfolge innerhalb eines Geleges für das spezifische Kontaminationsniveau verantwortlich ist. So stellten DISSER et al. (1992) an Kohlmeisengelegen fest, daß das vierte Ei nur ca. die Hälfte der Belastung mit den "klassischen" Chlorkohlenwasserstoffen des erstgelegten Eies aufwies. BECKER et al. (1989) fanden demgegenüber bei den dritten und damit zuletzt gelegten Eiern in Silbermöwengelegen (*Larus argentatus*) um 13-17% höhere Konzentrationen verschiedener Chlorkohlenwasserstoffe als im ersten Ei (vgl. auch KOEPFF et al. 1991).

Zum Abschluß sei noch auf eine Untersuchung hingewiesen, die unterstreicht, daß die genannten Variationen nicht isoliert, sondern durchaus verknüpft auftreten können, was eine Interpretation von analytisch erhobenen Daten von Akkumulationsindikatoren ohne Beachtung geeigneter Probenahmestrategien außerordentlich erschwert oder gar in Frage stellt.
BIGNERT et al. (1993) beschäftigten sich u.a. mit der Streuung der Gesamt-DDT-Gehalte im extrahierbaren Fett aus dem Muskelfleisch von Heringsproben (*Clupea harengus*) aus der Ostsee, wobei sie eindeutig eine altersabhängige Korrelation feststellten. Sie schlußfolgerten daraus, daß es bei DDT eine altersabhängige Konzentration in den Fischen durch den längeren Expositionszeitraum gibt. Sie konnten allerdings auch zeigen, daß gerade bei Heringen älter vier Jahre die individuellen Schwankungen im DDT-Gehalt deutlich größer als

bei jüngeren und zudem linksschief verteilt sind. Das führt dazu, daß der Mittelwert bei den älteren Fischen meist deutlich über dem Median liegt und zumindest die genannte positive Korrelation begünstigt. Die Erklärung für den höheren DDT-Gehalt bei gleichzeitig größerer Wertestreuung führen sie auf die größere Wanderbereitschaft älterer Heringe, verbunden mit unterschiedlichen Wanderrouten und Aufenthalt in Gebieten mit unterschiedlichen Kontaminationsniveaus, zurück. Aufgrund der großen Variabilität der älteren Altersklassen und dem durch ihre Mobilität nur schwer nachvollziehbaren Raumbezug entschloß man sich, für weitere Untersuchungen im Rahmen von Monitoring-Programmen lediglich Fische zu untersuchen, die jünger als vier Jahre sein sollten.

4.2.4 Lösungsstrategien zur Reduktion der Wertestreuung

Die in den vorangegangenen Kapiteln geschilderten Beispiele zeigen, welch große Schwankungen der Schadstoffgehalte in Geweben von Akkumulationsindikatoren durch natürliche Variationen auftreten können, obwohl sich die Belastungssituation der Umwelt insgesamt nicht geändert hat. Ohne die Kenntnis und Berücksichtigung derartiger Variationen sind reproduzierbare Ergebnisse im passiven Biomonitoring nicht zu gewährleisten, was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse und damit das passive Biomonitoring insgesamt als Instrument der Umweltüberwachung in Frage stellen würde.
Natürlichen Variationen kann nur durch eine weitestgehende Standardisierung der Probenahme begegnet werden, die es erlaubt, gleiche Umweltbedingungen wiederholt gleich darzustellen. Für **zeitliche Variationen** ist dies vergleichsweise leicht zu bewerkstelligen, indem für die Probenahme eine Jahreszeit festgelegt wird, die bezüglich der die Variabilität auslösenden Parameter eine Phase ausreichend langer Konstanz aufweist. Beispiele hierfür finden sich u.a. bei KLEIN & PAULUS (1995c) für Regenwürmer, MERSCH & KLEIN (1995) für Dreikantmuscheln, PAULUS & KLEIN (1995e) für Fische sowie WAGNER (1995a,b) für Nadel- und Laubbäume, bei denen die probenartspezifischen Kriterien zur Festlegung des Probenahmezeitraumes im Jahresverlauf ausführlich erläutert sind.

Sehr viel schwieriger ist die Gewährleistung reproduzierbarer Ergebnisse durch Reduktion der Wertestreuungen, die durch räumliche, genetische, und geschlechtsspezifische Variationen verursacht werden können. Diese ist in ausreichendem Maße nur zu gewährleisten, wenn bereits bei der Probenahmeplanung folgende Prinzipien zugrunde gelegt werden:

⇒ Schichtung der Grundgesamtheit

⇒ Gewinnung von Zufallsstichproben

⇒ Gewinnung flächenrepräsentativer Proben.

4.2.4.1 Schichtung der Grundgesamtheit

Schichtung bedeutet die Unterteilung einer sehr heterogenen Grundgesamtheit (z.B. Population) in eine bestimmte Anzahl von Untereinheiten oder Schichten, die in sich durch eine vergleichsweise geringe Variabilität natürlicher und anthropogen induzierter Parameter gekennzeichnet sind (vgl. u.a. GREEN 1979; LEWIS 1985; KLEIN et al. 1994; PAULUS et al. 1994). In umfassenden Studien zur Grundlagenforschung wird man danach alle Schichten getrennt beproben und mehrere Probenahmen im Jahresverlauf durchführen, um eine detaillierte Information über die gesamte Population zu erhalten. Im passiven Biomonitoring werden sich demgegenüber Probenahmen i.d.R. auf diejenige Schicht beschränken, die in einem definierten Probenahmezeitraum einen maximalen Informationsgehalt für die Belastungssituation des zu bewertenden Raumes bei gleichzeitig hoher Reproduzierbarkeit der Probenahme besitzen. Da es aber auch nach der Schichtung den "typischen Fisch" oder die "typische Buche" in einer Schicht nicht geben kann, wird immer eine gewisse Stichprobenanzahl innerhalb einer Schicht erforderlich sein, um die verbleibende Variabilität ausreichend zu berücksichtigen und eine repräsentative und reproduzierbare Probe zu erhalten.
Die einzelnen Stichproben können je nach Fragestellung als Einzelproben getrennt analysiert und interpretiert werden. Durch die Schichtung besteht aber auch die Möglichkeit, innerhalb jeder definierten Schicht durch Poolen der Einzelproben eine Mischprobe anzufertigen. BIGNERT et al. (1993) weisen darauf hin, daß eine Mischprobe immer einen gewichteten Mittelwert der Einzelproben wiedergibt, der erst durch eine Schichtung und damit Reduktion der Variabilität der Einzelproben einen akzeptablen Parameter darstellt. Gerade Mischproben werden im Biomonitoring häufig angestrebt, um einen "mittleren Belastungswert" bei möglichst geringem Probenahme- und Analytikaufwand zu erhalten (vgl. SCHOLZ et al. 1993).

Da sich die Probenahme oder zumindest die rückstandsanalytische Untersuchung von vielen Akkumulationsindikatorarten nur auf Teile des Gesamtorganismus bezieht, müssen aufgrund der organismusinternen Variationen auch auf der Ebene des Individuums weitere Standardisierungen getroffen werden, um die Reproduzierbarkeit zu erhöhen. GREEN (1979) spricht hierbei von einer geschachtelten, geschichteten Stichprobe, wobei geschachtelt sich

auf die Tatsache bezieht, daß zwischen den Varianten ein hierarchischer Zusammenhang besteht. Bei der Probenahme von Nadelbäumen bedeutet dies beispielsweise, daß es Variationen gibt (-) zwischen den Bäumen, (-) innerhalb eines Baumes, (-) innerhalb eines Astquirls etc., die bei einer Standardisierung berücksichtigt werden müssen.

Während sich der Stichprobenumfang nach statistischen Anforderungen richten muß, sind für die Schichtung artspezifische biogeographische, ökologische und ökotoxikologische Kriterien ausschlaggebend. Derartige Kriterien können beispielsweise das Geschlecht und/oder Alter in Abhängigkeit von bestimmten Akkumulationsraten, die Größenklasse und/oder der Stammumfang und/oder bestimmte Wuchstypen von Bäumen etc. sein.

Sowohl der minimal erforderliche Stichprobenumfang wie auch die Kriterien, nach denen eine sinnvolle Schichtung durchgeführt wird, müssen für jede Indikatorart standardisiert festgelegt werden, um eine Vergleichbarkeit von Ergebnissen unterschiedlicher Untersuchungsprogramme zu gewährleisten.

4.2.4.2 Gewinnung von Zufallsstichproben

Ein grundlegendes Prinzip, das den Informationsgehalt von Umweltproben wesentlich absichert, besteht darin, die Auswahl der zu beprobenden Individuen aus dem definierten Probenkollektiv dem Zufall zu überlassen (random sampling). Nur die Zufallsauswahl gewährleistet eine repräsentative Aussage über den zu bewertenden Untersuchungsraum und gleichzeitig uneingeschränkte Anwendung statistischer Auswertungsmöglichkeiten, die zur logisch einwandfreien Ausschöpfung des Infomationsgehaltes von Umweltproben zwingend sind (u.a. ADAM 1982). Das Zufallsprinzip, bei dem jedes einzelne Individuum des zu beprobenden Kollektivs die selbe Chance haben muß, beprobt zu werden, minimiert den durch eine subjektive Auswahl bedingten hohen Informationsverlust, wie er beispielsweise durch Meidung schwierig zu beprobender Teilflächen oder durch die Auswahl "typischer" Probenindividuen auftreten kann (GREEN 1979; HARTUNG & ELPELT 1989; FISCHER 1991; PAULUS et al. 1994).

4.2.4.3 Gewinnung von flächenrepräsentativen Proben

Um zu einer Umweltprobe zu gelangen, die eine richtige Einschätzung des Belastungszustandes des Untersuchungsraumes ermöglicht, muß, wie bereits mehrfach erwähnt, für die Probenahme eine an die gegebene Heterogenität angepaßte Anzahl von Sammelstellen bzw. Stichproben zugrunde gelegt werden, wobei der Stichprobenumfang allen nach der Standardisierung noch verbleibenden Variationen angepaßt werden muß. Verfahren zur Berechnung des erforderlichen Stichprobenumfangs finden sich u.a. bei MACE (1964), PIELOU (1984), KEITH (1988), FISCHER (1991) und KÖHL (1991). Im Gegensatz zu spezifischen Variationen der eingesetzten Probenarten selbst (u.a. zeitliche, genetische, altersspezifische, organismusinterne), die durch allgemeingültige Standardisierungen im Sinne einer besseren Übertragbarkeit von Ergebnissen verschiedener Monitoringstudien reduziert werden können, muß räumlichen Variationen in jedem Untersuchungsgebiet durch geeignete Strategien zur Gewährleistung einer flächenrepräsentativen Probenahme Rechnung getragen werden. Bei großer räumlicher Heterogenität durch das Vorliegen großräumiger Flächenmuster empfiehlt GREEN (1979), den Untersuchungsraum in relativ homogene Teilräume zu gliedern, und die Anzahl der Teilproben proportional zur Größe der jeweiligen Teilräume aufzuteilen. Auf der Grundlage einer geschichteten Stichprobe würde damit die Möglichkeit bestehen, mit einer Mischprobe einen für das Gesamtgebiet flächenrepräsentativen Mittelwert zu erhalten.

Die Anfertigung einer einzigen Mischprobe wird aber zumindest für große und heterogene Untersuchungsgebiete weder sinnvoll noch möglich sein. Zum einen würde der Informationsgehalt in einer derartigen Mischprobe nur sehr begrenzt interpretierbar sein und beispielsweise keine Aussagen über Schadstoffquellen und nutzungsabhängige Belastungsgradienten zulassen. Zum anderen wird es kaum Probenarten geben, die bei großräumigen und sehr unterschiedlichen Flächenmustern über den gesamten Untersuchungsraum verteilt in ausreichender Dichte vorkommen. Um die Möglichkeit eines konkreten Raumbezuges der in Umweltproben enthaltenen Informationen über den Belastungszustand eines Untersuchungsgebietes zu gewährleisten, muß das zu bewertende Gebiet bei Vorlage großräumiger Flächenmuster nach dem Vorschlag GREENS (1979) in relativ homogene Teilräume untergliedert und in jedem Teilraum eine getrennte Probenahme durchgeführt werden. Es sollte aber nicht eine einzige für das Gesamtgebiet flächenrepräsentative Mischprobe, sondern die weiterhin getrennte Betrachtung der einzelnen Untereinheiten angestrebt werden. Liegt ein Flächenmuster dominant in einem Untersuchungsgebiet vor oder beschränken sich geeignete Probenarten lediglich auf ein einziges Flächenmuster, kann die Probenahme räumlich auf diese Fläche bezogen ausgerichtet werden. Es sollte hierbei jedoch nicht von einer für das gesamte Untersuchungsgebiet flächenrepräsentativen

Probenahme, sondern von einer flächenrepräsentativen Probenahme für definierte Raumeinheiten gesprochen werden.

In Abb. 4.-4 ist die Vorgehensweise zur flächenrepräsentativen Probenahme exemplarisch an Fichtenprobenahmen im Wassereinzugsgebiet “Markungsgraben” innerhalb des NP Bayerischer Wald dargestellt (aus PAULUS et al. 1990). Das Beispielgebiet ist relativ homogen hinsichtlich seiner pflanzensoziologischen Ausstattung und der bestimmenden exogenen Faktoren, wie Bodentyp und geologischem Ausgangsgestein. Bezüglich der Feuchtigkeit, der Höhenlage und der Exposition bestehen jedoch deutliche Unterschiede innerhalb der zu beprobenden Fläche, die Auswirkungen auf eine mögliche Schadstoffbelastung der dort stockenden Fichten erwarten lassen. Aus diesem Grund wurde das Gebiet in mehrere möglichst homogene Teilflächen untergliedert, welche die in Abb. 4.-4 ersichtlichen Standortseinheiten 1 - 5 darstellen:

1: Unterer Bereich der Dornfarnausbildung des Hochlagenwaldes auf mineralischem Naßboden

2: Oberer Bereich der Dornfarnausbildung des Hochlagenwaldes

3: Flache Hanglage in reinem Hochlagenwald mit Westexposition

4: Steile Hanglage in reinem Hochlagenwald mit Ostexposition

5: Plateau im reinen Fichtenhochlagenwald.

Die Probenahme wurde an insgesamt 30 Bäumen durchgeführt, die als Zufallsstichprobe auf Rasterbasis proportional zu den Flächengrößen der einzelnen Standortseinheiten aufgeteilt wurden. Dadurch konnte eine für den gesamten Markungsgraben flächenrepräsentative Probenahme gewährleistet werden. In einer anschließenden Clusteranalyse, die als multivariates Analysentool ein gutes Verfahren zur Erkennung von Raummustern darstellt, konnte nach der Merkmalspositionierung das tatsächliche Raummuster von den in den Einzelproben analysierten Elementen Barium, Mangan und Calcium erkannt werden (vgl. FISCHER & WAGNER 1993).

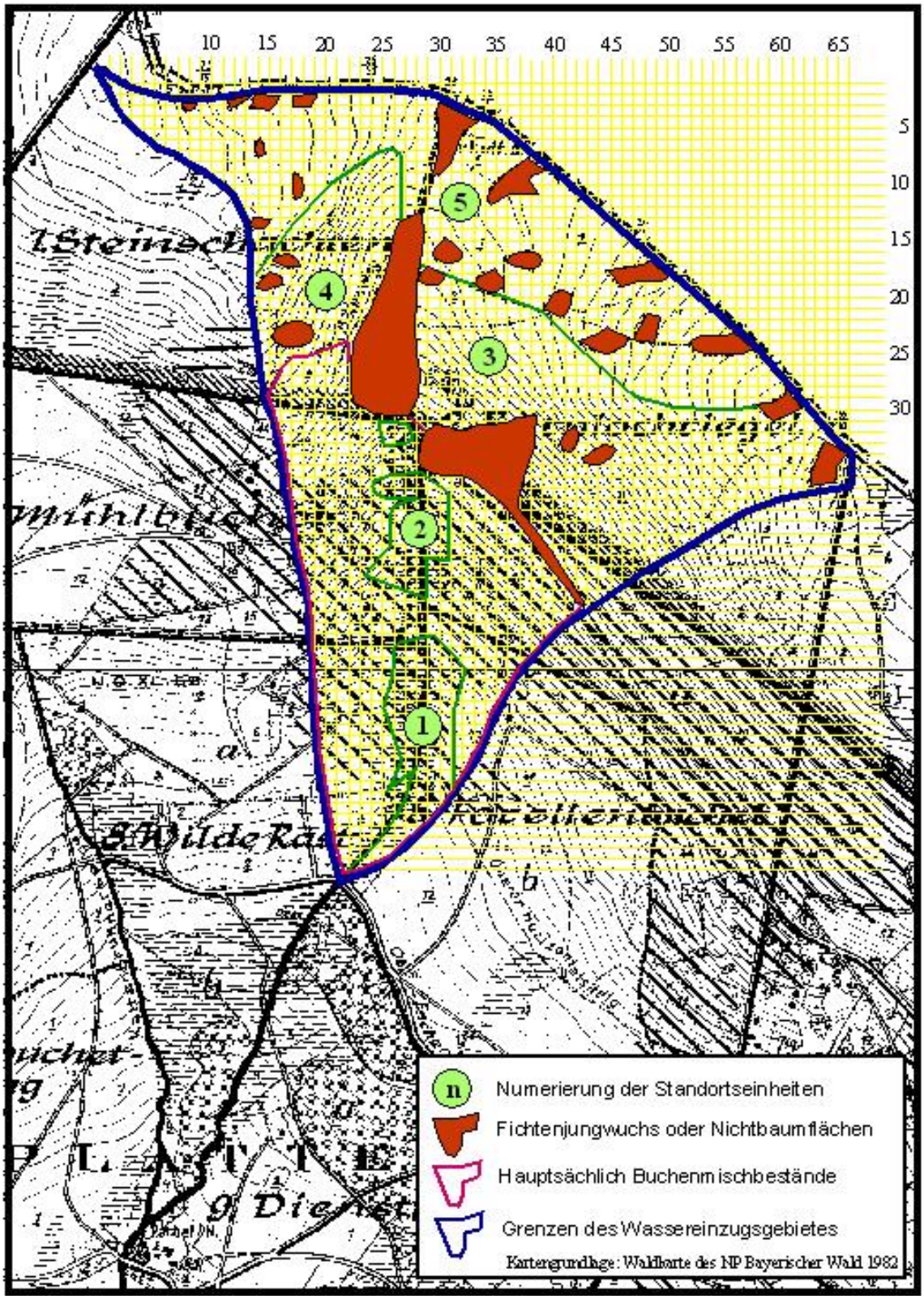


Abb. 4.-4: Flächenrepräsentative Probenahme an Fichten im Wassereinzugsgebiet Markungsgraben innerhalb des NP Bayerischer Wald (verändert nach PAULUS et al. 1990).

4.3 Probenbehandlung

Wie bereits einleitend definiert wurde, stellt die chemische Integrität von Umweltproben einen wichtigen Parameter der Repräsentativität im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren dar, der durch Fremdkontamination sowie unsachgemäße Probenverpackung und Probenkonservierung beeinträchtigt werden kann. Ziel der Probenbehandlung muß es sein, den in einer Umweltprobe enthaltenen Schadstoffgehalt, so wie er in den Organen und Geweben in der Natur vorliegt, unverändert zu erhalten und an die Analytik weiterzugeben. Hierbei sind folgende Grundsätze zu beachten:

⇒ Einsatz geeigneter Werkzeuge zur Probenahme und Probenaufbereitung,

⇒ Gewährleistung sauberer Freilandarbeitsplatzbedingungen zur Probenbearbeitung und Probenverpackung,

⇒ Einsatz geeigneter Probenverpackungen,

⇒ Einsatz geeigneter Transportmethoden.

Umfangreiche Erfahrungen zur Gewährleistung der chemischen Integrität von Umweltproben liegen vor allem durch die Untersuchungen der Umweltprobenbank des Bundes vor (vgl. Kap. 8.3). Eine besondere Herausforderung dieses Programmes besteht darin, daß an den gelagerten Proben die Möglichkeit zur retrospektiven Analyse der gesamten Palette an bioakkumulierbaren Stoffgruppen gewährleistet sein muß, selbst wenn deren Existenz im einzelnen zum Zeitpunkt der Probenahme noch nicht einmal bekannt ist. Den hier erarbeiteten Verfahrensrichtlinien kann daher ein Vorbildcharakter mit Optimalanspruch für die meisten Monitoringstudien mit Akkumulationsindikatoren zugesprochen werden. An dieser Stelle sei auf die ausführlichen Darstellungen von SCHLADOT & DÜRBECK (1995) als Empfehlung zur Qualitätssicherung im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren verwiesen (vgl. KLEIN & PAULUS 1995a).

Hier wird deutlich, daß eine vollständige Vermeidung jeglicher Veränderungen der chemischen Zusammensetzung der Proben i.a. nicht gewährleistet werden kann. Es ist daher bezüglich der o.g. Grundsätze immer eine sorgfältige Abwägung der Vor- und Nachteile einzelner Probenbehandlungsmethoden erforderlich, die sich nach den Aussagezielen der jeweiligen Monitoringstudie richten muß. Hierbei sind die zu analysierenden Stoffgruppen - ob organisch oder anorganisch -, die zu erwartenden Konzentrationsbereiche sowie die biochemischen und physikalischen Eigenschaften der jeweiligen Proben von besonderer Bedeutung.

So kann beispielsweise das Tragen von **Einmalhandschuhen** beim Probenehmer erforderlich sein, wenn die Proben auf Cadmium untersucht werden sollen und der Probenehmer Raucher ist, da eine Cadmiumverunreinigung über den Handschweiß an der Probe erfolgen kann. Ist demgegenüber eine Untersuchung auf chlorierte Kohlenwasserstoffe oder polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe vorgesehen, so dürfen bei der Probenahme keine Einmalhandschuhe aus Polyethylen getragen werden. Hier besteht die Möglichkeit der Kontamination durch Weichmacher, die in dem Material eingelagert sind.
Die Auswahl der **Verpackungsmaterialien** für biologische Proben ist primär von den zu untersuchenden Substanzen abhängig. In den meisten Fällen können Kunststoff- bzw. Glasgefäße verwendet werden. Ebenso geeignet sind jedoch in gewissen Fällen Verpackungen aus Metall (Aluminium oder Edelstahl). Kunststoffgefäße können überall dort eingesetzt werden, wo Weichmacher oder sonstige Bestandteile des Behältermaterials nicht störend wirken. In der anorganischen Analytik werden Kunststoffgefäße hauptsächlich aus Polyethylen (PE-Gefäße) oder Teflon (PTFE Teflon) eingesetzt. Zum Verpacken verschiedener biologischer Proben, wie z.B. Rehorganen, sind Teflonbeutel dem PE auf jeden Fall vorzuziehen, da die Organentnahme und -verpackung unmittelbar nach dem Aufbrechen der Tiere im warmen Zustand erfolgt, wobei durch den Wandkontakt (Materialkontakt) eine erhöhte Kontaminationsgefahr besteht. Diese Teflonbeutel sind für den kurzzeitigen Transport und die Lagerung in Tiefkühlschränken bei Temperaturen kleiner -18 °C gut geeignet.
Weitere Beispiele, die die Notwendigkeit des Abwägens der geeigneten Methoden in Abhängigkeit von den Probenmatrizes und zahlreichen Randparametern verdeutlichen, finden sich insbesondere zur Frage der Probenlagerung bei LUEPKE (1979), KAYSER et al. (1982), LEWIS et al. (1984), LEWIS (1985, 1987), BMFT (1988) sowie PAULUS & KLEIN (1994). Konkrete, probenartspezifische Beispiele gibt Kap. 4.6.

Grundsätzlich und abschließend zu diesem Kapitel kann der Kenntnisstand bezüglich der Wahrung der chemischen Integrität von Umweltproben als so umfangreich bezeichnet werden, daß er den Anforderungen im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren ausreichend gerecht werden kann. Dieser Zustand ist sicherlich verstärkt auch auf die bereits mehrfach angesprochenen hohen Qualitätssicherungsstandards der Rückstandsanalytik zurückzuführen, die auch auf den Bereich der Wahrung der chemischen Integrität übertragen wurden, da hier gemachte Fehler direkt nachweisbare Konsequenzen in der Analytik zur Folge haben.

4.4 Biometrische Probenbeschreibung - Bedeutung der "inherent variability" für die Standardisierbarkeit im passiven Biomonitoring

Die bisherigen Betrachtungen zur Vorgehensweise bei der Vorbereitung und Durchführung von Probenahmen haben sich mit Vereinheitlichungen von Probenahmeverfahren beschäftigt, die eine möglichst weitgehende und standardisierte Reduktion der Variabilität gewährleisten. Aber selbst bei deren strenger Beachtung wird es nicht möglich sein, vollständig reproduzierbare Proben gewinnen zu können. Die in den naturnahen und anthropogen modifizierten Ökosystemen vorhandene Dynamik und ihre "Einmaligkeit" führen dazu, daß zum Zeitpunkt der Probenahme eine Umweltprobe in einem zeit- oder raumspezifischen Zustand angetroffen wird, der nur zum gegebenen Zeitpunkt an der gegebenen Probenahmestelle genauso existiert ("inherent variability", s. PHILLIPS & RAINBOW 1993). Um diese nicht standardisierbare Restvariabilität bei der Interpretation und Bewertung von Schadstoffrückständen in Biota ausreichend berücksichtigen zu können, ist eine detaillierte biometrische Probenbeschreibung erforderlich, die in Abhängigkeit von den in Betracht stehenden Indikatoren nach artspezifischen Kriterien erfolgen muß. Nachfolgend wird die Notwendigkeit einer derartigen Beschreibung an den Beispielen “Standardisierung der Altersklasse bei Fischen”, “Einfluß von Insektenbefall an Fichtennadeln auf Nadelinhaltsstoffe” sowie “Einfluß der Größe von Fichtennadel auf deren Konzentration an atmosphärisch eingetragenen Schadstoffen” exemplarisch dargestellt (vgl. PAULUS & KLEIN 1995e; PAULUS et al. 1995).

Standardisierung der Altersklasse bei Fischen:

In Kap. 4.2.3 wurde bereits beschrieben, daß das Alter bei Fischen wie auch bei zahlreichen anderen Taxa einen erheblichen Einfluß auf die Höhe der Schadstoffgehalte in deren Organen haben kann. Dies macht es erforderlich, für die Probenahme eine Altersklasse zu definieren, die altersbedingte Variationen der Schadstoffrückstände weitestgehend reduziert. So wurde beispielsweise für die Probenahme von Brassen (*Abramis brama*) in der Umweltprobenbank des Bundes eine Altersklasse von 8-12jährigen Individuen festgelegt (KLEIN & PAULUS 1996) oder für allgemeine Monitoringprogramme mit Rotaugen (*Rutilus rutilus*) eine Altersklasse von 3-5jährigen Tieren empfohlen (PAULUS & KLEIN 1995e).
Für standardisierte Probenahmen problematisch erweist sich allerdings, daß eine sichere Altersbestimmung im Gelände vor dem Abtöten der Tiere i.d.R. nicht vorgenommen werden kann, da hierfür die Aufbereitung von Körperhartstrukturen, wie Kiemendeckelknochen oder Schuppen, erforderlich ist. Für die Probenahme können daher nur die Längen und Gewichte der Fische als orientierende Merkmale herangezogen werden, die ungefähre Anhaltspunkte

für die Zielaltersklassen liefern. Fische zeigen in Abhängigkeit von der Wassertemperatur, dem Nahrungsangebot und weiteren Habitatmerkmalen jedoch i.a. sehr deutliche Unterschiede in den Längen- und Gewichtszuwächsen, die bei gleichem Alter zu erheblichen Differenzen zwischen verschiedenen Gewässern und auch Gewässerabschnitten führen (vgl. Abb. 4.-5 und 4.-6).

Die hierdurch bedingte Variabilität kann zwar durch ausreichende Erfahrung an den einzelnen Probenahmeflächen, beispielsweise durch einen sehr hohen Stichprobenumfang im Rahmen einer orientierenden Voruntersuchung (Screening) vor der eigentlichen Probenahme, eingeengt werden. Dennoch ist eine detaillierte Altersbestimmung der Fische des letztendlichen Probenkollektivs unausweichlich, um eine ausreichende Interpretationsgrundlage für die rückstandsanalytisch erhobenen Daten zur Verfügung zu haben. Bei den meisten Monitoringstudien bestehen allerdings keine ausreichenden Möglichkeiten für derartige Voruntersuchungen, was die Problematik der nicht standardisierbaren Variabilität in diesem speziellen Fall noch verstärkt.

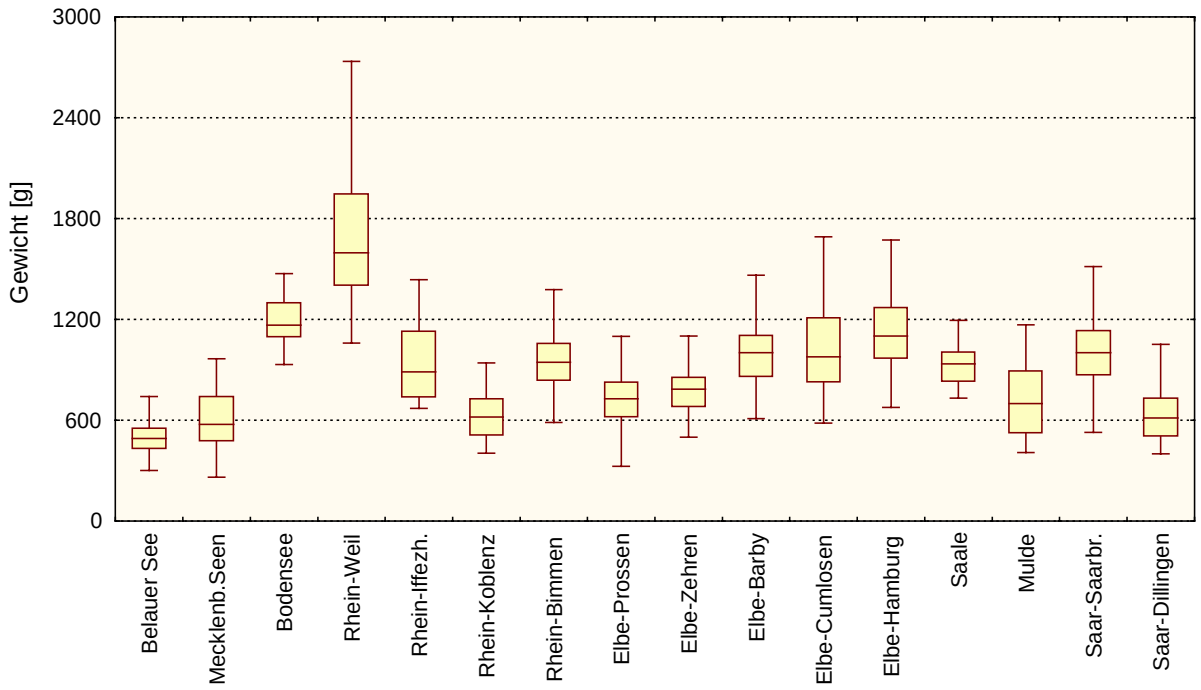


Abb. 4.-5: Gewichtsverteilung 8-12jähriger Brassen unterschiedlicher deutscher Süßwasserökosysteme.

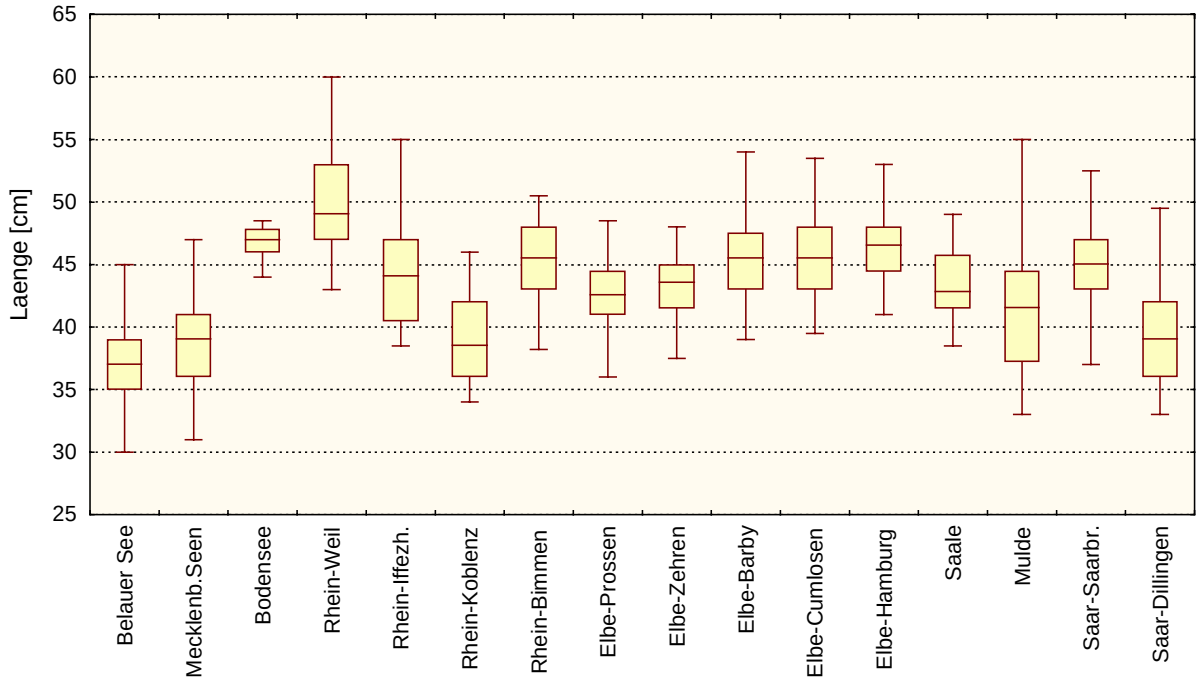


Abb. 4.-6: Längenverteilung 8-12jähriger Brassen unterschiedlicher deutscher Süßwasserökosysteme.

Einfluß von Insektenbefall an Fichtennadeln auf Nadelinhaltsstoffe:

Beim Einsatz der Fichte als Akkumulationsindikator im Biomonitoring steht die Analytik von Schadstoffen und Nährelementen in den Nadeln definierter Nadeljahrgänge oder in kompletten Jahrestrieben aus dem oberen Kronenbereich im Vordergrund der Betrachtung. Aufgrund langjähriger Erfahrungen mit der Fichte als Bioindikator ist hierbei ein hohes Maß an Standardisierung erreicht. Zu den nicht standardisierbare Variabilitäten zählt u.a. Insektenbefall an den Nadeln, der von verschiedenen Insektenarten in sehr unterschiedlichem Ausmaß auch bestandesweit verursacht werden kann. Es handelt sich hierbei um ein natürliches Phänomen, das regelmäßig auftritt und bei der Probenahme weder gänzlich ausgeschlossen noch standardisiert werden kann. In einer Untersuchung an Fichten im südwestlichen Saarland (Warndt) sollte geklärt werden, ob durch Insektenbefall die Elementgehalte der Proben auch bei konstanten Umweltbedingungen verändert werden können und ob der Grad der durch Insektenbefall verursachten Schäden zum korrekten Verständnis der rückstandsanalytisch erhobenen Daten über Nadelinhaltsstoffe mitberücksichtigt werden muß. Mögliche Effekte können beispielsweise sein:

- Förderung von Leaching-Effekten durch Schäden an Kutikula und Zellwänden,
- Erhöhung der Aufnahme atmosphärisch getragener Schadstoffe aufgrund verletzter Nadeloberflächen,
- Veränderung der Bezugsgewichte für in den Nadeln enthaltene Elemente durch den

Entzug von Zellsäften und Zellinhaltsstoffen.

Bei den untersuchten Insekten handelt es sich um die Kleine Fichtengallenlaus (*Adelges laricis*), die Große Fichtengallenlaus (*Sacchipantes viridis*) und Lachniden. Die Probenahme befallener und nichtbefallener Triebe erfolgte paarweise an gegenüberstehenden Trieben jeweils vom selben Langtrieb, um eine gute Vergleichbarkeit der Elementgehalte gewährleisten und direkte Einflußnahmen durch die Insektenaktivitäten feststellen zu können. Da die größten Unterschiede in der Nährelementgrundversorgung bei Fichten im Frühsommer zu erwarten sind (u.a. ALCUBILLA et al. 1985; MIES & ZÖTTL 1985), wurde dieser Probenahmezeitraum gänzlich aus der Untersuchung ausgeschlossen.
Als Elemente wurden die Makronährstoffe Calcium, Kalium und Magnesium sowie die Schwermetalle Cadmium und Blei ausgewählt, deren Gehalte in den Trieben vergleichend untersucht wurden.
Während die Schwermetallgehalte keine signifikanten Unterschiede zwischen befallenen und nichtbefallenen Trieben aufwiesen, traten bei den Nährelementen z.T. beträchliche Differenzen mit unterschiedlichem Charakter auf. Das Element Calcium besaß in 60 von 70 untersuchten Fällen unabhängig von der Art des Schädlingsbefalls während des Untersuchungszeitraumes in den unbefallenen Trieben signifikant höhere Gehalte als in den befallenen Gegenstücken. In nur zwei Fällen hatten die befallenen Triebe höhere Gehalte als die unbefallenen, in den restlichen acht Fällen lagen in beiden Triebtypen gleiche Calciumgehalte vor. In Abbildung 4.-7 sind die Mittelwerte über den Untersuchungszeitraum an den einzelnen Probenahmestellen für die von *Adelges laricis* befallenen Nadeln wiedergegeben.
Ein vergleichbares Bild ergaben die Analysen der Mangnesium-Gehalte, wobei hier allerdings die Differenzen durch den Lachnidenbefall nicht eindeutig ausgeprägt waren. Auch das hochmobile Kalium wird durch das Auftreten saugender Insekten offensichtlich beeinflußt, wobei hier keine gleichbleibende Tendenz vorhanden war (Abb. 4.-7). Zu Beginn der Untersuchungen besaßen die befallenen Triebe mit einer Ausnahme höhere Gehalte. Dieses Verhältnis kehrte sich im Zeitraum von September bis November um, so daß im Januar an allen untersuchten Probenahmestellen nun deutlich höhere Kalium-Gehalte in den unbefallenen Trieben festgestellt werden konnten.

Die Untersuchung zeigt, daß auch bei vergleichbarer Nährstoffgrundversorgung von Fichten und vergleichbaren Belastungssituationen aufgrund der Aktivitäten der untersuchten Insektentaxa erhebliche Differenzen in den rückstandsanalytisch erhobenen Daten auftreten können und somit die Befallsart und -stärke bei der Probenahme dokumentiert werden muß, um die Gefahr von Fehlinterpretationen beim Einsatz von Fichten zur Raumbewertung reduzieren zu können. Dies gilt vermutlich für eine Vielzahl weiterer Stoffe/Stoffgruppen und

Insektenarten, für die bisher keine vergleichbaren Untersuchungen durchgeführt wurden.

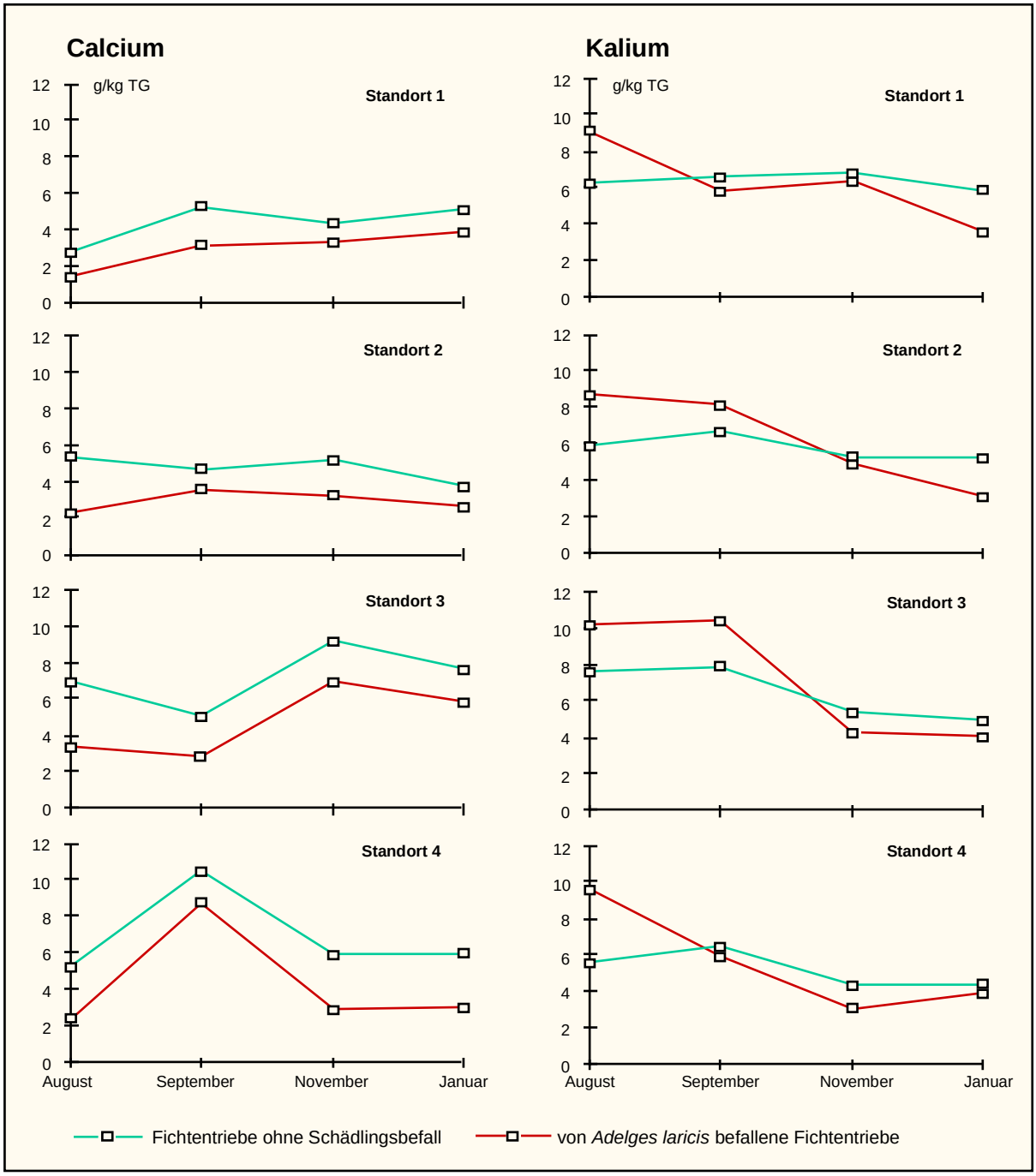


Abb. 4.-7: Einfluß von *Adelges laricis*-Befall auf die Calcium- und Kaliumgehalte einjähriger Fichtentriebe. Dargestellt sind die Mittelwerte von jeweils 3 - 4 untersuchten Triebpaaren (nach PAULUS et al. 1995, verändert).

So ist beispielsweise zu erwarten, daß sich die Adsorptionsrate von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) insbesondere durch klebrige Nadeloberflächen (Honigtau, u.a. Lachniden, *Physokermes piceae*) oder vergrößerte Adsorptionsoberflächen (Gespinste auf Nadeln, u.a. *Epinotia tedella*, *Cephalcia abietis*) erhöht, und damit auch bei vergleichbaren Luftkonzentrationen erhöhte Belastungssituationen vorgetäuscht werden können.

Einfluß der Größe von Fichtennadel auf deren Konzentration an atmosphärisch eingetragenen Schadstoffen

Üblicherweise werden die in Geweben oder Organen von Akkumulationsindikatoren ermittelten Schadstoffgehalte in Relation zum Gewicht (Frisch-, Trocken- oder bei Tieren auch Fettgewicht) angegeben, um eine Bezugsgröße zum Vergleich von Meßergebnissen zur Verfügung zu haben. Im Falle von Fichtennadeln wird die Vergleichbarkeit i.a. dann als gegeben angesehen, wenn die Rückstände in derselben “Matrix” ermittelt werden, beispielsweise: “in ungewaschenen Fichtennadeln von einjährigen Trieben des siebten Astquirls, die vor dem Frühjahrsaustrieb beprobt wurden”. Nachfolgendes Beispiel zeigt, daß diese vermeintlich standardisierbare Bezugsgröße auch bei vergleichbarer Belastungssituation in Abhängigkeit von der Nadelgröße zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen kann, und daß dann die Kenntnis der Nadelgröße zur richtigen Interpretation der rückstandsanalytisch erhobenen Daten eine wesentliche Voraussetzung darstellt.

Als Fallbeispiel werden Ergebnisse von Analysen in einjährigen Fichtentrieben aus dem Probenahmegebiet "Bornhöveder Seengebiet" der Umweltprobenbank des Bundes vorgestellt (aus PAULUS et al. 1995). In den Jahren 1987, 1989 und 1991 wurden standardisierte Fichtenproben von jeweils 15 Bäumen gesammelt. Die Standardisierungen beziehen sich dabei u.a. (-) auf das Alter und (-) die Stellung der zu beprobenden Bäume im Bestand, (-) die Exposition der Nadeln bezüglich der Himmelsrichtungen und Sonneneinstrahlung, (-) die Position der Fichtentriebe im Kronenraum, (-) das Alter der zu sammelnden Fichtentriebe und (-) den Probenahmetermin. Da die Proben vom 7. Astquirl entnommen wurden, konnte sichergestellt werden, daß immer nur die Sonnennadeln mit einem fast quadratischen Nadelquerschnitt, einer relativ dicken Kutikula und einem insgesamt skleromorphen Aufbau in die Proben gelangten.
Im Rahmen der biometrischen Probencharaktersierung wurde u.a. die mittlere Trieblänge und das Tausendnadelgewicht ermittelt. Die chemische Charakterisierung der Proben erfolgte u.a. auf 14 polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe im Biochemischen Institut für Umweltcarcinogene in Großhansdorf (vgl. JACOB & GRIMMER 1993).

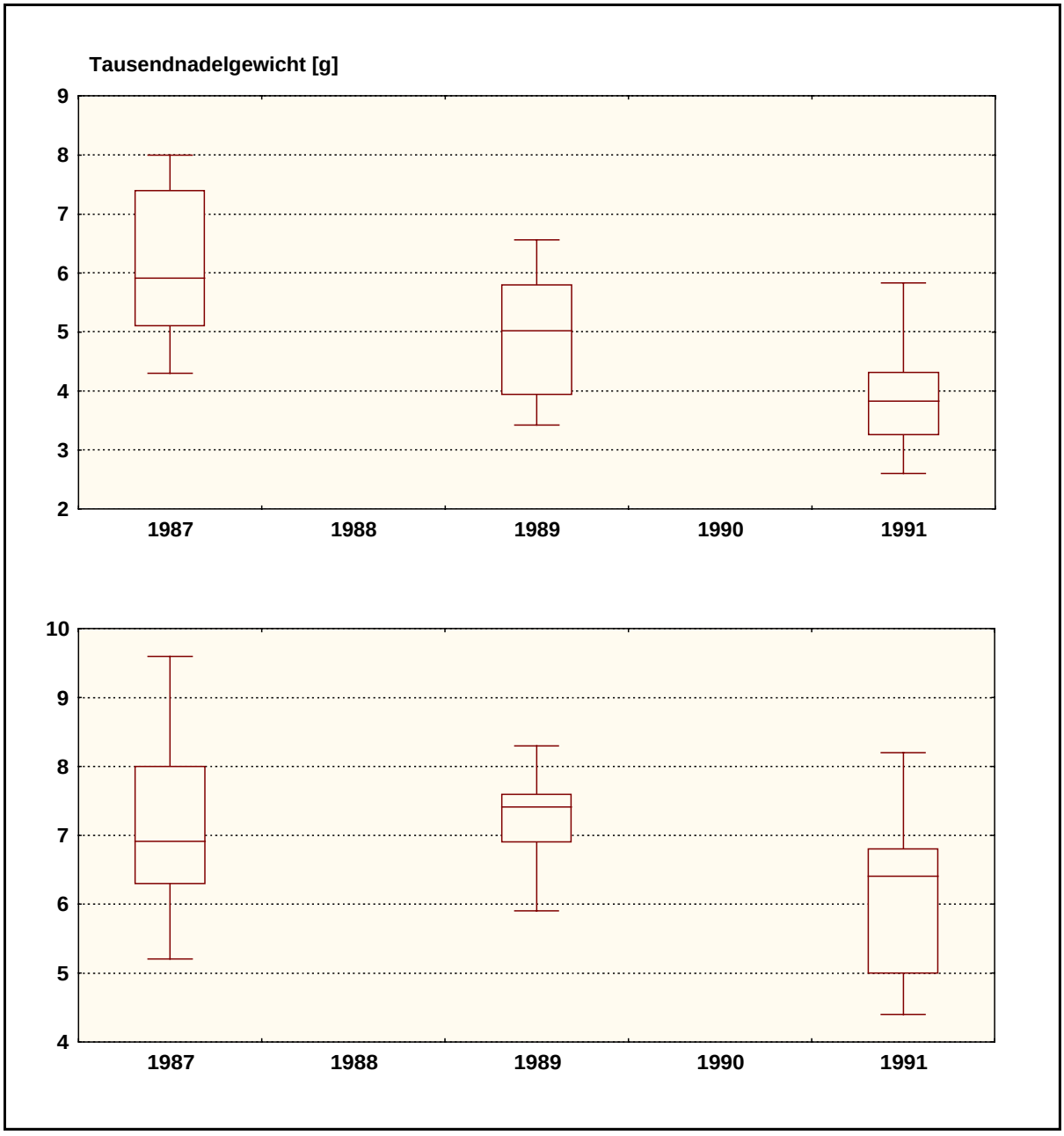


Abb. 4.-8: Tausendnadelgewichte und Trieblängen der beprobten Fichten aus dem Bornhöveder Seengebiet (jeweils n=15).

Die Auswertung der biometrischen Daten beschreibt zunächst die den Proben eigene Variabilität über die drei Untersuchungsjahre beispielhaft für die Parameter Tausendnadelgewicht und Trieblänge (Abb. 4.-8). Es ist deutlich zu erkennen, daß 1991 beide Parameter signifikant niedrigere Werte annehmen als in den beiden anderen Jahren, was

primär auf die ungünstigeren klimatischen Bedingungen in diesem Jahr zurückzuführen ist. Um zu überprüfen, ob diese Veränderung des Probenmaterials über die Zeitachse einen Einfluß auf die rückstandsanalytisch erhobenen Daten haben kann, wurden Beziehungen zwischen den biometrischen Kenngrößen und den gemessenen Schadstoffgehalten in den Proben überprüft. Dabei zeigte sich, daß bei 12 der 14 untersuchten polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffverbindungen ein signifikanter, negativer Zusammenhang zwischen den Gehalten in den einjährigen Trieben und dem Tausendnadelgewicht besteht (s. Tab. 4.-2), wobei der negative loglineare Zusammenhang tendenziell stärker ausgeprägt ist als der negative lineare. Das in der Tabelle jeweils angegebene Bestimmtheitsmaß als Schätzung des Korrelationskoeffizienten nach einem logarithmischen Modell sagt aus, daß zwischen 25 bis 44% der Variation der jeweiligen Verbindung auf die Variation der Tausendnadelgewichte zurückgeführt werden kann. Abb. 4.-9 verdeutlicht diese Beziehungen für eine niedrigsiedende und eine hochsiedende Verbindung.

Die Beziehungen bei den meisten der untersuchten PAH zu dem Tausendnadelgewicht zeigt, daß in diesem Fall eine Interpretation der Analysendaten ohne Berücksichtigung der biometrische Kenngröße “Nadelgewicht” zu falschen Rückschlüssen bezüglich der Belastung führen kann. Wenn, wie im vorliegenden Fall, ein bedeutender Teil der PAH-Variationen durch das Nadelgewicht erklärt werden kann, bedeutet dies nichts anderes, als daß klimatisch bedingte Veränderungen in den Nadelgewichten Veränderungen in den PAH-Gehalten zur Folge haben, die veränderte Belastungssituationen in der Atmosphäre vortäuschen können.

Die Ursachen für diese Zusammenhänge sind vermutlich in den unterschiedlichen Oberflächen-Massenrelation kleiner und großer Nadeln zu sehen, wobei das Nadelgewicht lediglich als Indikator für die Nadelgröße anzusehen ist. Große Nadeln besitzen eine im Bezug zur Nadelmasse kleine Oberfläche. Für über die Atmosphäre eingetragene Schadstoffe, wie die PAH, bedeutet dies, daß der relativ großen Adsorptionsfläche kleiner Nadeln ein geringerer "Verdünnungsfaktor" bei der Bezugsgröße auf Nadelgewicht gegenübersteht als bei großen Nadeln mit vergleichsweise kleiner relativer Adsorptionsfläche. Dies hat bei gleicher PAH-Konzentration in der Atmosphäre in kleinen Nadeln höhere PAH-Konzentrationen zur Folge. Hinzu kommt, daß bei der Umrechnung auf ein vergleichbares Bezugsgewicht, beispielsweise 1 kg, bei kleinen Nadeln insgesamt eine deutlich größere Adsorptionsfläche in das Bezugsgewicht eingeht.

Tab. 4.-2: Bestimmtheitsmaß r^2 als Schätzwert des Korrelationskoeffizienten, geschätzte Regressionskoeffizienten (b_0 und b_1) und Signifikanzniveau (p) zur Beschreibung des Zusammenhangs zwischen dem Gehalt an PAH´s und dem Tausendnadelgewicht (TNG) in den untersuchten Fichtentrieben (aus PAULUS et al. 1995).

		r^2	b_0	b_1	p	n
FLU/TNG	linear	0,30	54,00	-4,62	< 0,001	45
	loglinear	0,33	69,59	-24,68	< 0,001	45
PYR/TNG	linear	0,29	26,83	-2,01	< 0,001	45
	loglinear	0,33	33,73	-10,82	< 0,001	45
2,1-BNT/TNG	linear	0,16			n.s. (< 0,05)	45
	loglinear	0,16			n.s. (< 0,05)	45
B[ghi]FLU +	linear	0,38	8,07	-0,63	< 0,001	45
B[c]PHE/TNG	loglinear	0,41	10,15	-3,33	< 0,001	45
B[a]A/TNG	linear	0,40	3,98	-0,34	< 0,001	45
	loglinear	0,44	5,11	-1,80	< 0,001	45
CHR+TRI/TNG	linear	0,33	26,56	-1,88	< 0,001	45
	loglinear	0,36	32,72	-9,92	< 0,001	45
BF[b+j+k]/TNG	linear	0,33	13,86	-0,95	< 0,001	45
	loglinear	0,35	16,93	-4,98	< 0,001	45
B[e]P/TNG	linear	0,28	3,92	-0,23	< 0,001	45
	loglinear	0,28	4,62	-1,19	< 0,001	45
B[a]P/TNG	linear	0,35	3,23	-0,26	< 0,001	45
	loglinear	0,39	4,11	-1,39	< 0,001	45
INP/TNG	linear	0,24	3,75	-0,24	< 0,001	45
	loglinear	0,25	4,49	-1,24	< 0,001	45
DB[a,h]A/TNG	linear	0,04			n.s. (< 0,05)	45
	loglinear	0,04			n.s. (< 0,05)	45
B[ghi]P/TNG	linear	0,35	3,58	-0,27	< 0,001	45
	loglinear	0,37	4,44	-1,41	< 0,001	45
ANT/TNG	linear	0,35	0,86	-0,08	< 0,001	45
	loglinear	0,37	1,12	-0,43	< 0,001	45
COR/TNG	linear	0,36	1,97	-0,17	< 0,001	45
	loglinear	0,39	2,57	-0,89	< 0,001	45

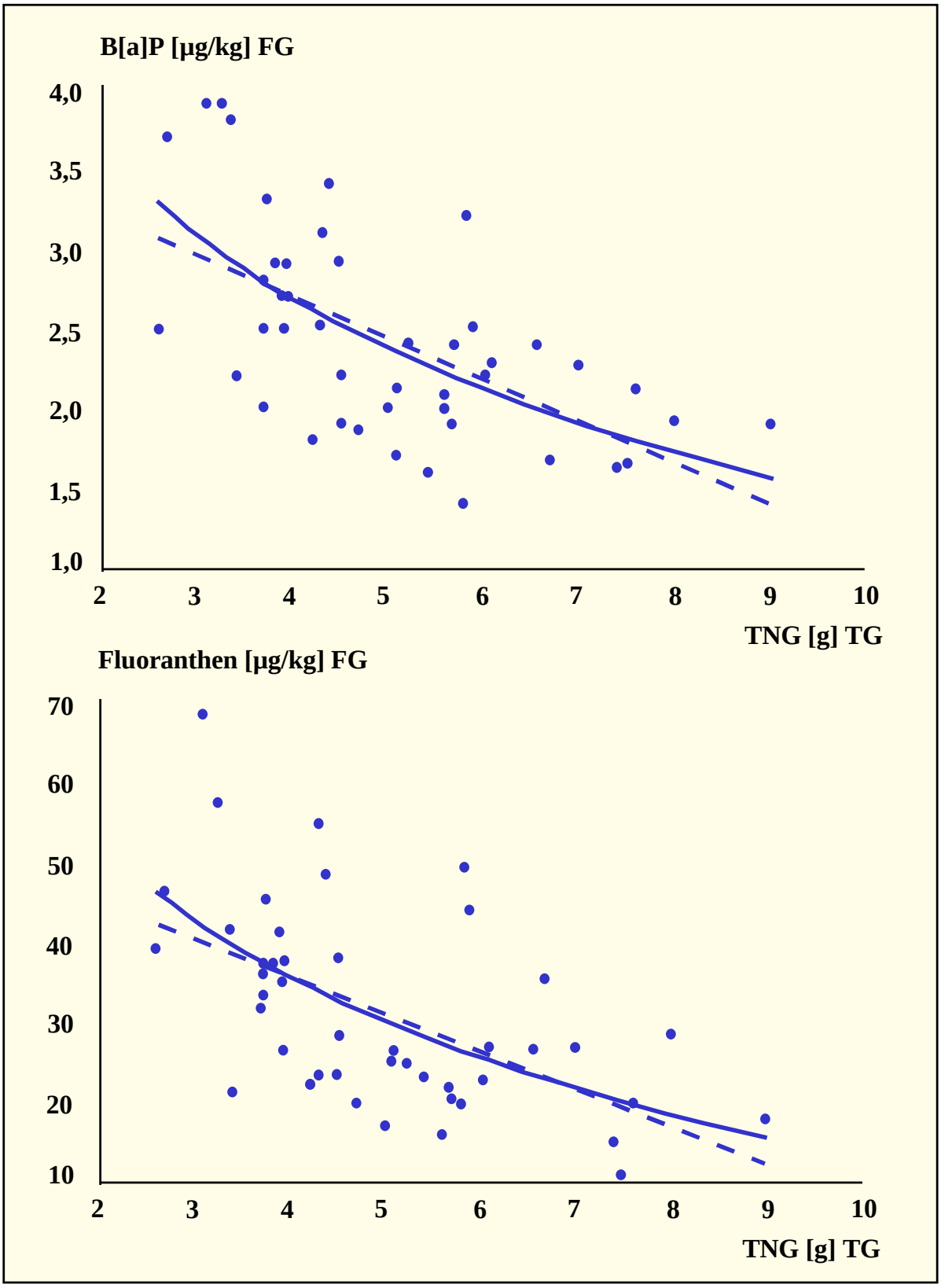


Abb. 4.-9: Beziehungen zwischen Nadelinhaltsstoffen und Tausennadelgewichten von Fichten aus dem Bornhöveder Seengebiet (aus PAULUS et al. 1995, verändert).

Wie die dargestellten Ergebnisse exemplarisch zeigen, ist es zum richtigen Verständnis rückstandsanalytisch erhobener Daten im Biomonitoring unverzichtbar, eine möglichst umfassende biometrische Beschreibung der gewonnenen Proben durchzuführen. Erst dadurch kann überprüft werden, ob zu unterschiedlichen Zeiten oder an unterschiedlichen Orten gesammelte Proben miteinander vergleichbar sind oder Abweichungen in den Probenzusammensetzungen durch die nicht standardisierbare "**inherent variability**" verursacht wurden, deren Kenntnis für eine korrekte Dateninterpretation erforderlich ist. Da bisher nur sehr wenige Untersuchungen über den Einfluß derartiger biometrischer Kenngrößen auf den Informationsgehalt von Akkumulationsindikatoren im Biomonitoring vorliegen, ist es erforderlich, die biometrische Probenbeschreibung, die nach artspezifischen Kriterien erfolgen muß, möglichst umfangreich durchzuführen. Beispiele hierzu finden sich u.a. in KLEIN & PAULUS 1995d; PAULUS et al. 1995 sowie UMWELTBUNDESAMT 1996a)

Hinzu kommt, daß detaillierte Probenbeschreibungen wertvolle Hinweise zur Wirkung von Schadstoffen auf die Probenarten liefern können. Zeigen Akkumulationsindikatoren durch Veränderungen ihres Erscheinungsbildes, wie frühzeitiger Nadelverlust bei Fichten, chlorotische oder nekrotische Veränderungen an Kiefernnadeln (vgl. Bild 4.-1) oder Kopfdeformationen (vgl. Bild 4.-2) sowie Hautveränderungen bei Brassen schädliche Umwelteinflüsse an, können sie gleichzeitig als Reaktionsindikatoren verwendet werden. Damit besteht die Möglichkeit, ihre Funktion als Reaktionsindikatoren zu nutzen, um weitere wichtige Informationen über die Wirkung von Schadstoffen auf Lebewesen erhalten zu können.

Wie durch die dargestellten Beispiele "Standardisierung der Altersklasse bei Fischen", "Einfluß von Insektenbefall an Fichtennadeln auf Nadelinhaltsstoffe" sowie "Einfluß der Größe von Fichtennadel auf deren Gehalt an atmosphärisch eingetragenen Schadstoffen" deutlich wird, ist eine umfassende biometrische Beschreibung der gesammelten Proben im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren erforderlich

⇒ zur Überprüfung der Probenqualität nach den vorgegebenen Standards,

⇒ zur korrekten Interpretation der Analysendaten und

⇒ ggf. zur zusätzlichen Nutzung der beprobten Akkumulationsindikatoren zur Anzeige von Schadstoffwirkungen.

Bild 4.-1: Chlorotische und nekrotische Veränderungen an Kiefernnadeln aus der Dübener Heide (Aufn.: M. PAULUS).

Bild 4.-2: Kopfmißbildung bei einem Brassen (*Abramis brama*) aus dem Hamburger Hafen (Aufn.: M. PAULUS).

4.5 Probenahmeprotokoll

Ein Probenahmeprotokoll dient dazu, den gesamten Probenahmeverlauf von der Planung bis zur Übergabe der Proben an den Analytiker festzuhalten, und sollte als Begleitschein mit jeder Probe weitergegeben werden. Bestandteil des Probenahmeprotokolls sollten die biometrischen Daten sein, die, wie im vorangehenden Kapitel dargelegt, zur Überprüfung der Einhaltung vorgegebener Probenahmestandards, zur korrekten Interpretation rückstandsanalytisch erhobener Daten sowie ggf. zum Erkennen von Schadstoffwirkungen dienen. Darüberhinaus ist es wesentlich, alle Abweichungen von der Probenahmeplanung und eine möglichst umfassende Beschreibung aller Rahmenbedingungen der Probenahme aufzunehmen. Erst dadurch wird die Nachvollziehbarkeit einer Probenahme gewährleistet und die Qualität der Probe abschätzbar. Das Probenahmeprotokoll kann als oberste Kontrollinstanz im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren angesehen werden und stellt somit einen wichtigen Bestandteil des Qualitätssicherungssystems bei der Probenahme dar, das letztendlich erst die Glaubwürdigkeit einer Umweltprobe gewährleistet.
Zur besseren Interpretierbarkeit der rückstandsanalytisch gewonnenen Daten ist es darüberhinausgehend wichtig, eine möglichst umfassende Beschreibung der Probenahmeflächen zu dokumentieren. Nach den bisherigen Erfahrungen können als allgemeingültige Punkte, die in einem Probenahmeprotokoll enthalten sein sollten, folgende Aspekte genannt werden:

Konzeption und Ziel der Probenahme

Hier sollte Bezug genommen werden auf die Größe des zu bewertenden Untersuchungsraumes und auf seine Unterteilung in verschiedene Probenahmeflächen bei großer Heterogenität der Flächenmuster, auf alle gewählten Standardisierungen zur Gewährleistung der Repräsentativität und Reproduzierbarkeit der Probenahme, auf den angestrebten Stichprobenumfang sowie auf die angestrebte Probenmenge.

Durchführung der Probenahme

Angabe des gesamten Probenahmezeitraumes und des detaillierten Probenahmeablaufes mit zeitlicher Differenzierung einzelner Probenahmeschritte, wie beispielsweise die Zeiträume und Bedingungen des Fangens, Hälterns, Sezierens und Einfrierens von Fischen.

Probenahmeflächen

Erfassung aller lokalen und regionalen Daten, welche die Herkunft einer Probe beschreiben und die gebietsspezifischen Einflußgrößen dokumentieren. Sie bezieht sich bei der Probenahme auf die geographische, ökologische und biogeographische Beschreibung der Pro-

benahmeflächen einschließlich erkennbarer Immissionsfaktoren. Die Charakterisierung der Probenahmeflächen muß aber darüberhinaus auch durch alle relevanten Informationen ergänzt werden, die durch anderweitige Datenerhebungen, wie beispielsweise vorausgegangene Monitoringstudien, Immissions-Wirkungskataster, Waldschadenserhebungen, Aufzeichnungen des Deutschen Wetterdienstes, Meßnetz des Umweltbundesamtes sowie sonstige Bundes- und Länderbeobachtungsprogramme, zur Verfügung stehen.

Witterung während und vor der Probenahme

Die zu erfassenden Kenngrößen richten sich nach den einzelnen Probenarten, wobei grundsätzlich zwischen proben- und probenahmebeeinflussenden Parametern unterschieden werden muß.
Probenahmebeeinflussende Parameter stellen beispielsweise niedrige Boden- und Lufttemperaturen bzw. plötzlicher Wechsel von warmen zu kalten Lufttemperaturen verbunden mit deutlichen Luftdruckänderungen dar, welche den Fangerfolg bei Regenwürmern bzw. Fischen extrem reduzieren können. Angaben hierzu dienen in erster Linie zur Erklärung eines verzögerten Probenahmeverlaufes oder eines reduzierten Stichprobenumfanges und liefern gleichzeitig wertvolle Erfahrungen für zukünftige Probenahmeplanungen.
Probenbeeinflussende Parameter müssen demgegenüber bei der Interpretation der rückstandsanalytisch erhobenen Daten berücksichtigt werden. Hierbei ist es wesentlich, nicht nur die zum Zeitpunkt der Probenahme herrschenden klimatischen Bedingungen zu erheben, sondern auch den Verlauf vor der Probenahme mitzuberücksichtigen. Für Probenahmen an Laub- und Nadelbäumen kann die Kenntnis des Zeitpunktes und der Intensität des letzten Niederschlagsereignisses beispielsweise wichtige Informationen über mögliche Abwascheffekte von Schadstoffen liefern, die auf den Oberflächen von Nadeln und Blättern abgelagert wurden.

Probenahmetechnik

Angaben zur Probenahmetechnik beziehen sich zum einen auf die eingesetzten Werkzeuge zur Probenbehandlung sowie die Freilandarbeitsplatzbedingungen, die Quellen unterschiedlichster Kontamination darstellen können, und daher sorgfältig protokolliert werden müssen. Darüberhinaus sind hier die genauen Methoden der Probengewinnung aufzuführen, die in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten häufig lokalspezifisch unterschiedlich eingesetzt werden müssen. Insbesondere bei tierischen Probenarten können durch die Verwendung unterschiedlicher Probengewinnungs(=Fang)-Methoden verschiedenartige Einflüsse auf die Zusammensetzung der Probenkollektive oder chemische Veränderungen niemals vollständig ausgeschlossen werden. Dies kann besipielsweise beim Fang von Regenwürmern mittels Strom der Fall sein, wenn in Abhängigkeit von der

Leitfähigkeit unterschiedliche Stromstärken eingesetzt werden müssen, oder aber beim Fang von Brassen, der je nach Gewässerausprägung mittels unterschiedlicher Methoden erfolgen muß. So muß beim Einsatz von Angeln i.d.R. mit Ködermitteln gearbeitet werden, bei denen ein Einfluß auf die stoffliche Zusammensetzung der Probe möglich ist. Als weiteres Beispiel sei das Wildmonitoring genannt, bei dem nachgewiesenermaßen sowohl die Bejagungsart und damit verbundener unterschiedlicher Streßdruck wie auch die Verwendung unterschiedlicher Geschoßtypen zu einer stofflichen Veränderung der Proben führen können (vgl. NENTWICH 1989; KLEIN & NENTWICH 1995).

Probenverpackung, -transport und -lagerung

Wie in Kap. 4.3 bereits beschrieben, können die eingesetzten Methoden der Probenverpackung, des Probentransportes und der Probenlagerung wichtige Einflußfaktoren für die ungewollte Änderung des Informationsgehaltes der Probe durch die Aufhebung ihrer chemischen Integrität darstellen. Daher sind sowohl die verwendeten Verpackungsmaterialien und die Verfahrensweisen bei ihrer vorausgegangenen Reinigung zu protokollieren wie auch die (Höchst)Temperaturen und die Dauer des Probentransportes und der Lagerung bis zur Probenübergabe.

Biometrische Probenbeschreibung

vgl. Kap. 4.4

Durchführende Personen

Der Nachweis einer hohen Probenqualität kann nur dann geführt werden, wenn ein ausgebildeter und erfahrener Spezialist für die Leitung der Probenahme und die Überwachung und Protokollierung aller Arbeitsschritte verantwortlich zeichnet. Darüberhinaus ist die Kenntnis aller an der Probenahme beteiligten Personen erforderlich, um bei systematischen Fehlern, die einen erheblichen Einfluß auf die Repräsentativität der in den Proben enthaltenen Informationen haben können, personenspezifische Einflüsse durch individuell unterschiedliche Vorgehensweisen erkennen zu können.

Neben diesen allgemeingültigen Kriterien müssen für jede Indikatorart entsprechend den artspezifischen Kriterien der Standardisierung, der biometrischen Probenbeschreibung und der möglichen Einflüsse durch unterschiedlichste Rahmenbedingungen zusätzliche spezifische Aspekte berücksichtigt werden, die an dieser Stelle nicht erschöpfend behandelt werden können. Detaillierte Hinweise hierfür finden sich zu zahlreichen Indikatorarten mit Vorschlägen für edv-gerechte Probendatenblätter u.a. in KLEIN & PAULUS (1995a) sowie UMWELTBUNDESAMT (1996a) (vgl. hierzu auch Kap. 4.6).

4.6 Standards für ausgewählte Akkumulationsindikatoren

Nachfolgend werden die bisher behandelten Qualitätskriterien für ausgewählte Akkumulationsindikatoren terrestrischer und limnischer Ökosysteme in Form konkreter Probenahmestandards dargestellt. Es werden hierbei Probenarten berücksichtigt, deren Eignung zur Umweltüberwachung bereits in zahlreichen Monitoringstudien unter Beweis gestellt werden konnte, wobei die Palette der behandelten Arten keinesfalls Anspruch auf Ausschließlichkeit erhebt. Allerdings wird es im mitteleuropäischen Raum derzeit schwer fallen, weitere Tier- und Pflanzenarten zu finden, die sich in gleicher oder ähnlicher Weise für den routinemäßigen Einsatz im passiven Biomonitoring unter Beachtung der erforderlichen Standardisierungen anbieten. Hierbei ist zu bemerken, daß die Liste der Probenarten auf den Zielen der Bioindikation zur Raumbewertung basiert und nicht etwa auf denjenigen des Verbraucherschutzes (vgl. Kap. 5).

Die Standards wurden auf der Grundlage umfassender Studien und Literaturauswertungen nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand formuliert und gelten als **Empfehlung zur Vereinheitlichung von Probenahmeverfahren im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren**. Ein Teil der behandelten Arten wird bereits seit Jahren in der Umweltprobenbank des Bundes zur großräumigen Schadstoffüberwachung eingesetzt, wobei die die hier verwendeten Probenahmerichtlinien auf den in Tab. 4.-3 aufgelisteten Standards basieren (UMWELTBUNDESAMT 1996a). Ausführliche Begründungen für die gewählten Festlegungen werden von den jeweils genannten Autoren gegeben, die in KLEIN & PAULUS (1995a) nach einheitlichen Vorgaben zusammengefaßt sind.

Tab. 4.-3: Probenahmestandards für ausgewählte Akkumulationsindikatoren als Empfehlung für den routinemäßigen Einsatz in Moinitoringprogrammen in der Bundesrepublik Deutschland.

I. Muscheln	(MERSCH & KLEIN 1995, s.a. KLEIN & WAGNER 1996)
Art:	Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*).
Längenklasse:	18-22 mm.
Probenahmezeitraum:	Oktober und November als Standard. Impaktstudien das ganze Jahr möglich, vorzugsweise außerhalb der Hauptlaichzeit.
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr zur Erfassung langfristiger Trends, Probenahmeintervalle von 20-40 Tagen zur Ermittlung mittelfristiger Schwankungen bei Impaktstudien.
Stichprobenumfang:	12-20 Individuen gepoolt zu einer Probe für Metallanalysen,

Tab. 4.-3: (Fortsetzung).

	20-50 Individuen gepoolt zu einer Probe für Analysen auf organische Schadstoffe.
Probenahmefläche:	Homogene Gewässerabschnitte ohne lokale Immissionsquellen bei jährlicher Untersuchung. Gezielt nach Immissionsquellen bei Impaktstudien.
Körperkompartiment:	Weichkörper ohne Byssus.
Probenahmetechnik:	Absammeln natürlicher Substrate. Einsatz von Besiedlungsplatten als Alternative für mittel- und längerfristige Programme. Aktives Biomonitoring.
Probentransport:	In mit Habitatwasser gefüllten Flaschen oder Edelstahlwannen.
Probenbehandlung:	Hälterung zwischen 12 und 24 Stunden zur Abgabe des Darminhaltes in Habitatwasser im Labor wünschenswert, aber nicht unentbehrlich. Sektion der Weichkörper, Entfernen der Byssusfäden.
Biometrische Beschreibung:	Schalenlänge, -breite, -höhe, Trocken- und Frischgewicht des Weichkörpers und der Schale, Fettgehalt, Konditionsindex.
II. Fische	(PAULUS & KLEIN 1995e, s.a. KLEIN & PAULUS 1996)
Arten:	Brassen (*Abramis brama*), Rotauge (*Rutilus rutilus*).
Körperkompartimente:	Muskulatur für Chlorkohlenwasserstoffe und ausgewählte Metalle, i.e.L. Quecksilber und Arsen. Leber für Chlorkohlenwasserstoffe und Metalle (Nieren für ausgewählte Metalle).
Altersklassen:	Brassen 8-12 Jahre, Rotauge 5-8 Jahre.
Probenahmezeitraum:	August bis September (ggf. Mitte Juli bis Mitte Oktober).
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr.
Stichprobenumfang:	15 vitale Tiere für Einzeluntersuchungen, 20-40 vitale Tiere für Homogenatuntersuchungen.
Probenahmefläche:	Homogene Gewässerabschnitte ohne lokale Immissionsquellen.
Biometrische Beschreibung:	Alter, Gesamtlänge, Totallänge und Standardlänge, Gewicht des Ganzfisches und der Muskulatur, Gewicht der Leber, der Niere und der restlichen Innereien, Kiemen-, Haut- und Formveränderungen, Organveränderungen und Befall mit Endoparasiten, Korpulenzfaktor, Hepatosomatischer Index.
Verpackungsmaterialien:	Ganzfisch in Alu-Folie für organische Analytik, Ganzfisch in Polyethylen-Beutel für anorganische Analytik, Körperkompartimente in Glasgefäßen für organische Analytik, Körperkompartimente in Polyethylengefäßen für anorganische Analytik.

Tab. 4.-3: (Fortsetzung).

III. Wassermoose	(MERSCH & CLAVERI 1995)
Arten:	*Rhynchostegium riparioides, Fontinalis antipyretica*, *Cinclidotus nigricans*, *Cinclidotus danubicus,* ggf. andere Arten dieser drei Gattungen.
Kompartimente:	Pflanzenspitzen von 2-6 cm (je nach Art).
Alter:	Pflanzenspitze: wenige Monate. Mooshalm: nicht bestimmbar.
Probenahmezeitraum:	Beprobung das ganze Jahr über möglich, jedoch optimal nach den Wachstumsperioden im späten Frühling (Mai, Juni) und im Herbst (Oktober, November). Standard für Routineprogramme: Oktober, November.
Probenahmehäufigkeit:	Je nach Zielsetzung: Für biologische Überwachungszwecke 1-2 pro Jahr, für Impaktstudien alle 10-20 Tage in einem gegebenen Zeitraum.
Probenmenge:	Schwermetalle (incl. Hg): 1-2 g Trockenmasse. Organische Verbindungen: 2-4 g Trockenmasse.
Probenahmefläche:	Gewässerabschnitt von 10-50 m mit für Wassermoose möglichst repräsentativen Habitaten.
Verpackungsmaterial:	Papiertüten.
Transport:	Kühltasche.
IV. Regenwürmer	(KLEIN & PAULUS 1995c, s.a. KLEIN et al. 1996)
Arten:	*Lumbricus terrestris*; *Aporrectodea longa.*
Zielkompartimente:	Ganzkörper ohne Darminhalt, Kot.
Zielgruppe:	Geschlechtsreife Individuen (mit Clitellum).
Probenahmezeitraum:	Anfang Oktober bis Mitte/Ende Dezember.
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr.
Stichprobenumfang:	50 Individ. von ggf. mehreren Fangstellen je Probenahmefläche.
Probenahmefläche:	Homogene Flächen ohne lokale Immissionsquellen in bezug auf Nutzung, Vegetation, edaphische Bedingungen, Hangneigung, Exposition.
Probenahmetechnik:	Stromfang nach der Methode von RISS & MÜLLER (1989). Darmentleerung in Petrischalen (10 bzw. 15 Individuen pro Schale) im Dunkeln bei 8-12 ºC. Abtöten durch Einfrieren bei -18 bis -20 ºC (danach nochmaliges Kotabsammeln).
Probentransport:	Würmer in den Petrischalen im Dunkeln bei 8-12 ºC.
Biometrische Beschreibung:	Gesamtgewicht der Würmer ohne Darminhalt, Gesamtgewicht des abgegebenen Kotes, Anzahl der gesammelten Wurmindividuen, Trocken- und Aschegewicht einer repräsentativen Stichprobe aus den gesammelten Würmern ohne Darminhalt,
Verpackungsmaterialien:	Würmer und Kot getrennt in Glasgefäßen für organische Analytik, in Polyethylengefäßen für anorganische Analytik

Tab. 4.-3: (Fortsetzung).

V. Landschnecken	(SPANG 1995)
Arten:	Große rote Wegschnecke (*Arion rufus*), gegebenenfalls weitere Arten der Familien Arionidae, Limacidae und Agriolimacidae.
Zielkompartiment:	Ganzkörper.
Altersklassen:	Bei *Arion rufus*: 12-15 Monate alte Individuen.
Probenahmezeitraum:	Für *Arion rufus* im September/Oktober zu Absicherung der genannten Altersklasse.
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr.
Stichprobenumfang:	10 bis 15 vitale Tiere für Einzeluntersuchungen, mindestens 20 Tiere für Homogenatuntersuchungen.
Probenahmefläche:	Homogene Flächen.
Biometrische Beschreibung:	Größe, Gewicht, Aktivität/Inaktivität der Schnecken zur Zeit der Probenahme, gegebenenfalls Verletzungen.
Verpackungsmaterialien:	Aufbewahrung der Schnecken in Edelstahlgefäßen, Verpackung in Glasgefäßen für organische Analytik, Verpackung in Polyethylengefäßen für anorganische Analytik.
VI. Granivore Vögel	(ALTMEYER 1995, s.a. ALTMEYER & PAULUS 1996)
Art:	Stadttaube (*Columba livia* f. *domestica*).
Zielkompartiment:	Eiinhalt für Chlorkohlenwasserstoffe und ausgewählte Metalle.
Zielgruppe:	Frische, unbeschädigte, nicht länger als 5 Tage bebrütete Eier.
Probenahmefläche:	Urban-industrieller Verdichtungsraum: Gliederung in Zonen (z.B. City, Wohnzone, Industriezone), eine Probenahmefläche pro Zone, d.h. mehrere (entsprechend der Anzahl der Zonen) Probenahmeflächen pro Untersuchungsraum. Agrarische Ökosysteme: Zonierung i.d.R. nicht notwendig, eine Probenahmefläche pro Untersuchungsraum.
Probenahmezeitraum:	Hauptbrutzeit von März bis August (6 Monate).
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr.
Stichprobenumfang:	≥ 20 Eier für Einzel- und Homogenatuntersuchungen.
Verpackungsmaterialien:	Eiinhalt in Teflon- oder PE-Gefäßen für anorganische Analytik, Eiinhalt in Schott-Duran-Flaschen für organische Analytik.
Probentransport:	Bei 5-10 ºC.
Probenlagerung:	Spätestens 14 Tage nach Lagerung im Kühlschrank (5 ºC) Tieffrieren (-18 bis -20 ºC).
Biometrische Beschreibung:	Eigröße, Eimasse, Eischalengewicht, Eischalendicke, maximale Eischalenbruchfestigkeit, Ratcliffe-Index.

Tab. 4.-3: (Fortsetzung).

VII. Greifvögel	(HAHN & HAHN 1995)
Arten:	Als ”Standardarten”: Habicht (*Accipiter gentilis*), Waldkauz (*Strix aluco*). Ersatzarten bzw. für Sonderprogramme: Seeadler (*Haliaeetus albicilla*), Wanderfalke (*Falco peregrinus*), Steinkauz (*Athene noctua)*, Schleiereule (*Tyto alba*).
Zielkompartimente:	Eier (Resteier) für organische Stoffe, Federn für Schwermetalle und Organoquecksilber.
Altersklassen:	Brütende Weibchen, mindestens 2 Jahre.
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr.
Stichprobenumfang:	Eier(Resteier): 1 Ei / Gelege. Federn: mindestens 3 Handschwingen.
Probenahmefläche:	Aktionsraum der jeweiligen Individuen.
Biometrische Beschreibung:	Bei Eiern: Eigröße, Eimasse, Eischalengewicht, Eischalendicke, maximale Eischalenbruchfestigkeit, Ratcliffe-Index. Bei Federn: Federposition, Federlänge, Dicke des Federkiels, Besonderheiten der Pigmentierung. Zusätzlich: Alter, Ernährungszustand, Gewicht, Geschlecht, Allgemeinzustand, Mauserzustand, Zustand des Gefieders.
Verpackungsmaterialien:	Eier in Alufolie für organische Analytik, Federn in Polyethylenbeuteln für anorganische Analytik.
VIII. Wild	(KLEIN & NENTWICH 1995, s.a. KLEIN & NENTWICH 1996)
Art:	Reh (*Capreolus c. capreolus*),
Zielkompartimente:	Leber für Chlorkohlenwasserstoffe und Metalle, Nieren für ausgewählte Metalle (z.B. Cadmium, Blei), Muskulatur für Radionuklide.
Zielgruppe:	Einjährige, gesunde Individuen.
Probenahmefläche:	Homogene Nutzungsstrukturen (Wald, Feld, Waldrand).
Jagdart:	Ansitz- oder Pirschjagd.
Lage des Schusses:	Träger- oder sauberer Blattschuß ohne Verletzung des Bauchraumes.
Probenahmezeitraum:	16. Mai bis 30. Juni.
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr.
Stichprobenumfang:	10-15 vitale Tiere.
Organentnahme:	Spätestens 30 Minuten nach dem Erlegen.
Probentransport:	Max. 3 Stunden bei Zimmertemperatur, dann bei 4 ºC.
Probenlagerung:	Spätestens 24 Stunden nach Erlegen Tieffrieren (-18 bis -20 ºC).
Biometrische Beschreibung:	Gewicht des Individuums (aufgebrochen), der Leber und der Nieren, Geschlecht, Gesundheitszustand, Verletzungen, Befall mit Ekto- und Endoparasiten.
Verpackungsmaterialien:	Polyethylen bei ausschließlicher Metallanalytik, Glasgefäße bei ausschließlicher Analytik auf CKW, Teflonbeutel bei Analytik sowohl auf Metalle als auch auf CKW.

Tab. 4.-3: (Fortsetzung).

IX. Nadelbäume	(WAGNER 1995a, s.a. WAGNER et al. 1996a)
Arten:	Fichte (*Picea abies)*, Kiefer (*Pinus silvestris*).
Zielkompartimente:	Gesamte einjährige Triebe aus dem oberen, frei exponierten und belichteten Kronenraum, bei Fichten unterhalb des 6. Astwirtels, ggf. getrennt nach Nadeln und Sproßachsen mit Knospen.
Altersklasse:	40-100jährige, herrschende und mitherrschende Bäume (Baumklasse 2 nach KRAFT).
Probenahmezeitraum:	Vorfrühling zw. Schneeschmelze und Beginn des Neuaustriebes.
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr.
Stichprobenumfang:	Min. 15 Einzelbäume für Flächenhomogenate, min. 3 Einzelbäume für Rasterschnittpunkte.
Probenahmefläche:	Homogene Waldflächen ohne lokale Immissionsquellen bzw. problem- und gebietsangepaßtes Meßnetz.
Biometrische Beschreibung:	Bestandsart, Bestandsalter, Stammumfang, Baumhöhe, Habitustyp, Kronenzustand, soziologische Stellung des Baumes und Höhe des Probenahmebereichs in Bezug auf die Krone und den Bestand, Benadelungsgrad, Fruchtbildung, Knospenaustrieb, mittlere Trieblänge, Tausendnadelgewicht, Gewichtsrelation Nadeln/Triebachsen, Einlagerungszustand (trocken/feucht), Parasitenbefall, Schadsymptome und Verunreinigungen an einjährigen Nadeln und Trieben, chlorotische und nekrotische Veränderungen.
Verpackungsmaterialien:	Edelstahlgefäße, ggf. Papier- o. Pergamenttüten (auf Reinheit geprüft).
X. Laubbäume	(WAGNER 1995b, s.a. WAGNER 1996a,b)
Arten:	Buche (*Fagus sylvatica)*, Pyramidenpappel (*Populus nigra* ´Italica´).
Zielkompartimente:	Blattspreiten der Mitte von Langtrieben aus dem oberen, frei exponierten und belichteten Kronenraum (Lichtblätter), bei freistehenden Bäumen (speziell Pyramidenpappeln) aus der Kronenperipherie in 5-6 m Höhe über dem Boden, min. 4 Äste mit 3 Langtrieben.
Altersklasse:	Bei Buchen: 40-100jährige gesunde, herrschende und mitherrschende Bäume. Bei Pyramidenpappeln: Mittlere Altersphase (ab ca. 20 Jahren).
Probenahmezeitraum:	Spätsommer zwischen Anfang August und Mitte September, auf jeden Fall vor Beginn der herbstlichen Blattverfärbung.
Probenahmehäufigkeit:	1 Probenahme pro Jahr.
Stichprobenumfang:	Min. 15 Einzelbäume je homogener Probenahmefläche bzw. 3 Einzelbäume je Rasterschnittpunkt.

Tab. 4.-3: (Fortsetzung).

Probenahmefläche:	Homogene Flächen mit genau definiertem Abstand zu unerwünschten Störquellen.
Biometrische Beschreibung:	Bestandsart, Bestandsalter, Stammumfang, Baumhöhe, Kronenzustand, soziologische Stellung des Baumes und Höhe des Probenahmebereichs in bezug auf die Krone und den Bestand, Schadsymptome, Fruchtbildung, Anteil Kurztriebe, mittleres Blattgewicht, Gewichtsrelation Frisch-/Trockengewicht, Einlagerungszustand (trocken, feucht) Parasitenbefall und Verunreinigungen, chlorotische und nekrotische Veränderungen,
Verpackungsmaterialien:	Edelstahlgefäße, Papier- o. Pergamenttüten (auf Reinheit geprüft).

4.7 Auswahl geeigneter Probenarten(sets)

Die Auswahl geeigneter Akkumulationsindikatoren oder von Teilen von ihnen zur Schadstoffüberwachung stellt neben den genannten Standardisierungen bei der Probenahme einen wesentlichen konzeptionellen Beitrag zum Erfolg von Monitoringstudien dar. Die Verwendung ungeeigneter oder wenig geeigneter Indikatorarten hat zur Folge, daß selbst bei Beachtung der geforderten Qualitätssicherungsmaßnahmen bei der Probenahme und allen nachgeschalteten Arbeitsschritten über die Analytik bis hin zu Auswertungsversuchen keine aussagefähigen Ergebnisse erzielt werden können.

Die Festlegung geeigneter Indikatorarten setzt voraus, daß die Bewertungsziele, zu denen die in den Indikatorarten enthaltenen Schadstoffrückstände untersucht werden, eindeutig definiert sind. Danach muß die Eignung der zur Verfügung stehenden Arten überprüft und eine angepaßte Auswahl vorgenommen werden. Die anschließenden Kapitel werden zeigen, daß es bezüglich der Indikationsleistung der in Biota enthaltenen Schadstoffrückstände und der Bewertungsebenen sehr unterschiedliche Erwartungshaltungen mit z.T. fließenden Übergängen gibt, weshalb die Formulierung allgemeingültiger Auswahlkriterien mit Ausschließlichkeitsanspruch von vorneherein zum Scheitern verurteilt sein muß.
Allen Erwartungshaltungen gemeinsam ist aber die Forderung, Daten zur Umweltbelastung erheben zu können, die einen eindeutigen Raumbezug ermöglichen. Neben grundlegenden Kriterien zur Auswahl von Akkumulationsindikatoren und neben der Berücksichtigung pragmatischer Aspekte für die Probenahme stehen daher in der nachfolgenden Betrachtung

solche Aspekte im Vordergrund, die zur Gewinnung raumbezogener Daten von Bedeutung sind. Sie stellen eine Synthese der in LUEPKE (1979), ELLENBERG (1982, 1991), GUDERIAN & REIDL (1982), MÜLLER (1984), LEWIS (1985), MÜLLER & WAGNER (1988), LEWIS et al. (1989), GUNKEL & MAST (1990), PAULUS et al. (1990), RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1991), PHILLIPS & RAINBOW (1993), KLEIN & WAGNER (1993) und PAULUS & KLEIN 1994 genannten Kriterien dar, nach denen die Auswahl der in Kap. 4.6 vorgestellten Indikatorarten vorgenommen wurde (Tab.4.-4; vgl. KLEIN & PAULUS 1995d). Zur besseren Übersicht werden sie geglieder in:

⇒ Informationsgrundlage,

⇒ Kriterien mit Bezug zur Probenahme,

⇒ Kriterien mit Bezug zur Schadstoffakkumulation,

⇒ Kriterien mit ökologischem und biogeographischem Bezug.

Die genannten Kriterien zur Mobilität und zum Nahrungsverhalten beziehen sich hierbei nur auf tierische Organismen und erübrigen sich bei der Auswahl pflanzlicher Indikatorarten.

Die in Kap. 2 geschilderten Prozesse der Schadstoffakkumulation machen allerdings deutlich, daß es selbst bei Beachtung aller genannten Auswahlkriterien den idealen Akkumulationsindikator auf der Ebene der Spezies nicht geben kann, der in der Lage ist, die Höhe der Schadstoffpräsenz in Biota umfassend zu charakterisieren. Insbesondere in terrestrischen Ökosystemen, wo die Schadstoffakkumulation im wesentlichen über den Nahrungspfad erfolgt, ist jedes Systemelement den in den Umweltmedien vorliegenden Fremdstoffen auf eine spezifische Art und Weise ausgesetzt, bei der die Nahrungsbeziehungen eine entscheidende Rolle spielen (vgl. Abb. 4.-10). Hinzu kommt, daß jede Art spezifische Reaktionen auf die einwirkenden Schadstoffe zeigt und deshalb nur für bestimmte Stoffgruppen als Indikator eingesetzt werden kann. Deshalb ist immer nur ein **Set geeigneter Akkumulationsindikatoren** in der Lage, die im jeweiligen Ökosystem vorhandenen Schadstoffe abzubilden (LEWIS 1985; PAULUS et al. 1990; ARNDT & FOMIN 1993; KLEIN 1993; KLEIN et al. 1994; PAULUS & KLEIN 1994; KLEIN & PAULUS 1995a). Idealerweise sollten dabei alle trophisches Niveaus durch mindestens einen nach den genannten Kriterien ausgewählten Akkumulationsindikator vertreten sein, um eine möglichst vollständige Überwachung aller akkumulierbaren Schadstoffe in einem Ökosystem gewährleisten zu können. Hierbei ist einschränkend zu bemerken, daß es insbesonderen bei den trophischen Stufen der höheren Konsumenten sehr schwierig ist, geeignete Vertreter für routinemäßige Monitoringprogramme zu identifizieren, da sie i.d.R. selten und durch entsprechende Gesetzgebungen geschützt sind, und daher nicht in ausreichendem Umfang für Probenahmen zu Verfügung stehen.

Tab.4.-4: Kriterien zur Auswahl von Akkumulationsindikatorarten für die Raumbewertung.

Kriterium	Bedeutung
Informationsgrundlage	
• Hoher Informationsstand über die Probenart	⇒ Voraussetzung zur ausreichenden Berücksichtigung aller u.g. Auswahlkriterien. ⇒ Grundlage zur Standardisierung und damit zur Gewährleistung repräsentativer und reproduzierbarer Ergebnisse. ⇒ Grundlage zur Aufschlüsselung des Informationsgehaltes der gewählten Indikatorart.
Bezug zur Probenahme	
• Hohe Populationsdichten	⇒ Ausreichende Verfügbarkeit von Probenindividuen (auch nach rechtlichen und ethischen Gesichtspunkten).
• Geringe Populationsdynamik	⇒ Ausreichende Verfügbarkeit von Probenindividuen für nachhaltige Probenahmen (Kontinuität).
• Hohe Biomasse	⇒ Ausreichendes Analysenmaterial bei vertretbarem Probenahmeaufwand.
• Hohe Praktikabilität	⇒ Unkomplizierte Probenahme unter Wahrung der chemischen Integrität der Probe (leichte Nachweisbarkeit, einfaches Sammeln, einfache Probenaufbereitung).
• Einfache und sichere Probenidentifizierung	⇒ Gewährleistung genetischer Einheitlichkeit. ⇒ Wahrung der chemischen Integrität der Probe.
• Standardisierbarkeit der Probenahme	⇒ Gewährleistung repräsentativer und reproduzierbarer Probenahmen.
Bezug zur Schadstoffakkumulation	
• Manipulierbarkeit	⇒ Möglichkeit experimenteller Untersuchungen zur Verbesserung der Informationsgrundlage, u.a. im Rahmen von Biotests.
• Exposition gegenüber Schadstoffen	⇒ Voraussetzung für die Aufnahme und Anreicherung von Schadstoffen im Organismus. Dieser Aspekt ist insbesondere in terrestrischen Ökosystemen von hoher Bedeutung, da die Organismen den Schadstoffen hier je nach Aufnahmepfad und trophischer Stellung in sehr unterschiedlichem Maße ausgesetzt sein können.

Tab.4.-4: (Fortsetzung).

Kriterium	**Bedeutung**
• Widerstandsfähigkeit gegenüber Schadstoffen	⇒ Verfügbarkeit auch bei hoher Belastung.
• Bekanntes Akkumulationsverhalten	⇒ Voraussetzung für die korrekte Interpretation der gemessenen Gewebekonzentrationen.
Ökologischer und biogeographischer Bezug	
• Weite Verbreitung	⇒ Möglichkeit zum großräumigen Einsatz der Indikatorart und damit Möglichkeit für großräumige Vergleiche.
• Flächendeckendes Vorkommen	⇒ Verfügbarkeit an beliebiger Stelle und damit Möglichkeit zum Erkennen kleinräumiger Belastungsunterschiede.
• Stadorttreue	⇒ Ausreichender Raumbezug.
• Standorttreue Nahrungstiere	⇒ Ausreichender Raumbezug.
• Genetische Einheitlichkeit	⇒ Gewährleistung reproduzierbarer Ergebnisse. Idealerweise sollten monotypische Arten ausgewählt werden oder bei polytypischen solche, die durch eine einzige Subspezies im zu bewertenden Raum vertreten sind. Genetische Variabilitäten ohne phänotypische Ausprägungen sind sehr schwierig zu standardisieren.
• Weite ökologische Valenz	⇒ Möglichkeit zu vergleichenden Untersuchungen in unterschiedlichen Lebensraumtypen.
• Hohe ökosystemar-funktionale Bedeutung	⇒ Indikatorfunktion für den Grad der Ökosystemgefährdung. Die Auswahl von Schlüsselarten stellt hier den Idealfall dar, der aber in vielen Ökosystemen nicht realisierbar ist.
• Transfer in den Humanbereich	⇒ Indikatorfunktion für den Grad der Gefährdung des Menschen. Diese Indikatorfunktion spielt sich auf drei verschiedenen Ebenen ab (vgl. Kap. 5): a) Bewertung des Lebensraumes des Menschen, b) physiologische Stellvertreterfunktion des Indikators für den Menschen, c) direkte Eingangsgröße in die menschliche Nahrungskette.

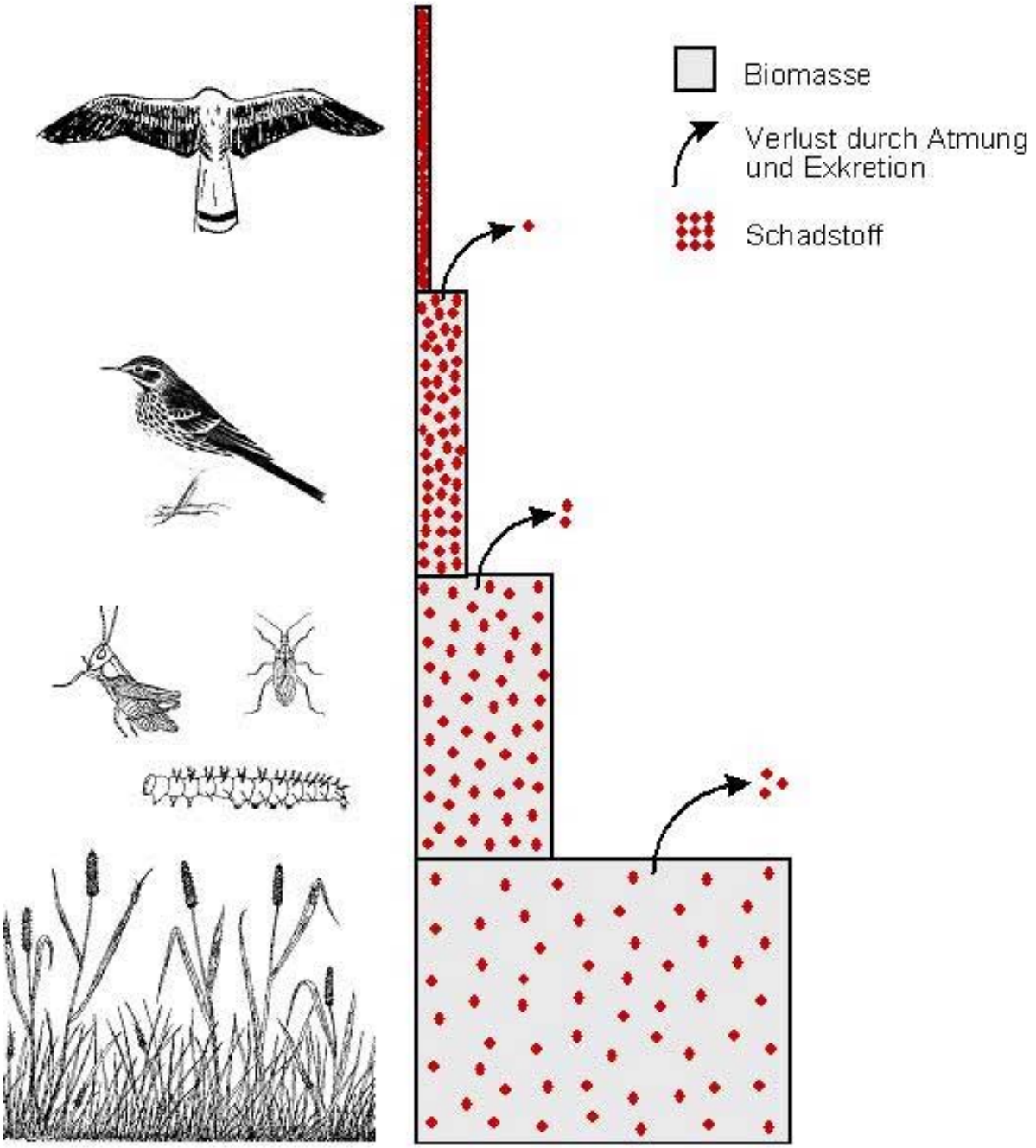


Abb. 4.-10: Anreicherung von Schadstoffen in der Nahrungspyramide terrestrischer Ökosysteme.

5 Indikationsebenen von Gewebekonzentrationen in der Umweltüberwachung

Wie bereits aus den einleitenden Definitionen in Kap. 3.1 deutlich wird, darf der Einsatz von Akkumulationsindikatoren keinen reinen Selbstzweck verfolgen, sondern muß als Instrument der Umweltbeobachtung Indikationscharakter für Umweltkompartimente über die Organisationsebene des Organs/Gewebes und der hierin enthaltenen Schadstoffgehalte hinaus besitzen (vgl. Abb. 5.-1). Wesentlich für den Erfolg der Indikation selbst ist hierbei eine klare und differenzierte Definition des konkreten Arbeitszieles. ”Umweltgüte” zum Beispiel ist ein sehr diffuses Ziel, das sich aus einer Vielzahl von Einzelwertungen zusammensetzt, die zudem nicht rein wissenschaftlich begründet werden können sondern das gemeinsame Ergebnis einer wissenschaftlichen und (gesellschafts)politischen Entscheidungsfindung darstellen (ELLENBERG 1982; vgl. Kap.6).

Gegenstand der nachfolgenden Ausführungen soll es zunächst sein, mögliche Informationsebenen zu definieren, für welche die in Geweben von Akkumulationsindikatoren festgestellten Schadstoffgehalte Indikationscharakter haben können. In den anschließenden Kapiteln soll dann untersucht werden, auf welche Umweltqualitätsziele der Informationsgehalt von Akkumulationsindikatoren projiziert werden kann und welche Möglichkeiten nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand und den bisherigen Normsetzung bestehen, den Informationsgehalt von Gewebekonzentrationen zur Überwachung der einzelnen Indikationsebenen zu entschlüsseln.

ZIMMERMANN & UMLAUFF-ZINMMERMANN (1994) weisen darauf hin, daß die Bioindikation in ihren Anfängen ausschließlich mit dem Ziel eingesetzt wurde, Gefahrenpotentiale für den **Menschen**, besser für dessen Gesundheit, zu ermitteln. Hierbei spielte die direkte Beziehung zwischen Bioindikation und menschlicher Gesundheit unter dem Begriff der Nahrungskette eine Rolle. Erst bei Zurückgehen der damals noch sehr hohen Luftschadstoffgehalte erweiterte sich der Anspruch an die Bioindikation. So betont MÜLLER (1990), daß Rückstände in freilebenden Tier- und Pflanzenarten - unabhängig einmal von ihrer möglichen Relevanz als Nahrungsmittel des Menschen - auf ihre mögliche toxikologische Bedeutung für das Individuum, bzw. auf ihre ökotoxikologische Relevanz für die Population, analysiert und interpretiert werden müssen. Für die Aufschlüsselung ihres Informationsgehaltes und

eine wirkungsrelevante Bewertung gibt es nach dem Autor mindesten folgende vier Bewertungsebenen:

- Die Ebene des betroffenen **Organismus**; z.B.: Stehen die gefundenen Rückstände im Organismus in physiologischen Beziehungen zu seiner Vitalität?
- Die Ebene der betroffenen **Populationen**; z.B.: Welche Beziehungen bestehen zwischen Rückständen, Ei-Zerbrechlichkeit und Bruterfolg?
- Die Ebene des **Ökosystems**; z.B.: Welche funktionale Bedeutung besitzt der Organismus in den von ihm bewohnten Ökosystemen?
- Die Ebene des **Menschen**; z.B.: Welche toxikologischen Probleme können auftreten, wenn das Tier/die Pflanze als Nahrungsmittel verwandt wird?

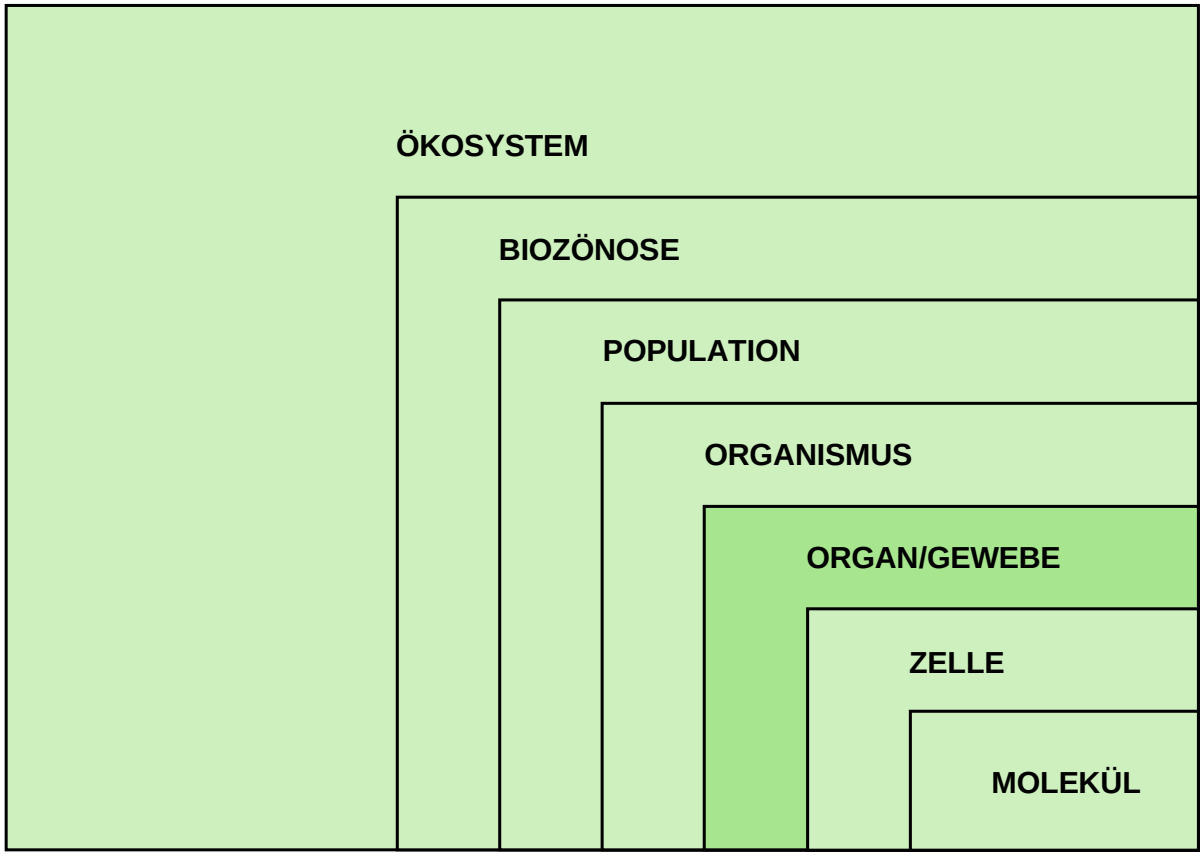


Abb. 5.-1: Organisationsebenen des Lebens als mögliche ökosystemare Transferebenen für in Akkumulationsindikatoren gemessene Gewebekonzentrationen (aus RUDOLPH & BOJE 1986, verändert).

PEAKALL (1992) teilt das Grundprinzip des Biomonitoring, in dem Falle bezogen auf das Wildtiermonitoring, in drei große Bereiche ein:

- Zu wissen, ob die **Gesundheit von Wildtieren** gefährdet ist. Hierzu reicht es nicht aus, Schadstoffgehalte in den Tieren zu kennen, sondern Effekte zu erkennen.
- Zu wissen, ob der **Verzehr von Wild für die menschliche Gesundheit** besorgniserregend sein kann. Nur interessant, wenn eine spezielle Art eine wesentliche Nahrungsquelle für den Menschen darstellt.
- Zu wissen, ob die Wildtiere als **Indikator für Umweltqualität** eingesetzt werden können. Dies ist auch möglich, wenn an den untersuchten Tieren selbst keine Effekte festgestellt werden.

An den Aussagen der beiden Autoren wird das Spektrum der möglichen Bewertungsebenen von Gewebekonzentrationen in Akkumulationsindikatoren in seiner gesamten Breite schon deutlich (Tab. 5.-1). An erster Stelle kann der betroffene Organismus genannt werden, in dessen Organen bzw. Geweben Schadstoffrückstände festgestellt werden. Diese direkte Bewertungsebene stellt z. Zt. die entscheidende Forschungsebene der Ökotoxikologie dar, da sich hier die Gesetzmäßigkeiten des Lebens mit bekannten und gesicherten Methoden erforschen und beeinflussen lassen (RUDOLPH & BOJE 1986, vgl. Kap. 7.2.1).
Der eigentliche Indikationscharakter von Akkumulationsindikatoren setzt bei den darüber angeordneten Organisationsebenen des Lebens an, wobei der Mensch hier aus anthropozentrischer Sicht eine Sonderstellung einnimmt und dem **Humantransfer** des Informationsgehaltes von Akkumulationsindikatoren eine besondere Bedeutung zukommt (s.a. FÜLGRAFF 1996). Dieser kann sowohl über die Bewertung des Lebensraumes des Menschen, über die physiologische Stellvertreterfunktion (vgl. REMMERT 1978, s.a. VETTER 1992) wie auch über den direkten Eingang von Pflanzen und Tieren als Lebensmittel in die menschliche Nahrungskette erfolgen.

Gerade bezüglich der letztgenannten Indikationseigenschaft ist es aber wesentlich, sich über den Unterschied zwischen **lebensmittelrechtlichen Untersuchungen im Rahmen des Verbraucherschutzes** und dem Einsatz von **Bioindikatoren zur Raumbewertung** im klaren zu sein (vgl. PAULUS & KLEIN 1995a). Hierzu sei zunächst auf eine Studie zum Aufbau eines Monitoring-Sytemes Umweltchemikalien in Lebensmitteln der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS) im ehemaligen Bundesgesundheitsamt verwiesen, in der zwischen einem Ursachen-orientierten Monitoring und einem Verbraucher-orientierten Monitoring unterschieden wird (KALLISCHNIGG & LEGEMANN 1982; vgl. auch KÄFERSTEIN et al. 1979; WEIGERT et al. 1983, 1991). Während das Ursachen-orientierte Monitoring die Belastung der Lebensmittel mit ihrer geographischen Zuordnung aufzudecken

versucht, konzentriert sich das Verbraucher-orientierte Monitoring auf die momentane Belastung des Verbrauchers, wobei die Verfahren zur Bestimmung seiner Exposition gegenüber Schadstoffen von hypothetischen Berechnungen auf der Grundlage fiktiver Ernährungsgewohnheiten und Analysendaten bis hin zu Nahrungskorbanalysen reichen, wie sie in verschiedenen Ländern durchgeführt werden (ANDRE & KAMPE 1981).

Tab. 5.-1: Wissenschaftstheoretische Hauptkategorien von Indikationsebenen für Gewebekonzentrationen im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren

I.	**INDIVIDUELLE INDIKATIONSEBENE**
	- Was bedeutet eine festgestellte Gewebekonzentration für den betrachteten Organismus?
II.	**ÖKOSYSTEMARE INDIKATIONSEBENE**
	- Was bedeutet eine festgestellte Gewebekonzentration für die Population, die Biozönose, das Ökosystem des betrachteten Organismus?
	- Was bedeutet eine festgestellte Gewebekonzentration für das Ökosystem des betrachteten Organismus als Lebensraum des Menschen?
III.	**HUMANPHYSIOLOGISCHE INDIKATIONSEBENE**
	- Was bedeutet eine festgestellte Gewebekonzentration in einem Akkumulationsindikator als physiologischem Stellvertreter für den Menschen?
IV.	**HUMANTOXIKOLOGISCHE INDIKATIONSEBENE**
	- Welche toxikologische Relevanz besitzen in Akkumulationsindikatoren festgestellte Schadstoffgehalte für den Menschen als Konsumenten?

Die meisten Lebensmittelkontrollen sind dem Typus des Verbraucher-orientierten Monitoring zuzuordnen, da die untersuchten Proben vielfach nicht von den Erzeugerbetrieben stammen, sondern beim Händler (Groß- und Einzelhandel), an Grenzübergangsstellen oder bei Großimporteuren gezogen werden. Eine räumliche Zuordnung, wie sie in der Bioindikation zwingende Voraussetzung ist, kann hierbei nicht gewährleistet werden. Hinzu kommt, daß zur realistischen Abschätzung des Verbraucherrisikos

- entsprechend der Ernährungsgewohnheiten eine Auswahl der untersuchten Arten/Sorten verstärkt nach ihrer Verkehrsmenge erfolgen muß und nicht nach ihrer Indikatorfunktion zur Beurteilung von Umweltbelastungen,
- die Betrachtung des Rückstandsniveaus sich sinnvollerweise auf die verzehrbaren Teile von Erzeugnissen beschränkt, die nicht zwangsläufig ein aussagefähiges Akkumulationsorgan für Schadstoffe darstellen müssen,
- Untersuchungen häufig an verzehrfertig zubereiteten Produkten durchgeführt werden, deren Rückstandsniveau durch technische Verarbeitung sowie Nahrungsvor- und Nahrungszubereitung verändert sein kann (vgl. BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1983),
- die im Rahmen des Produktionsprozesses direkt auf die Kulturflächen aufgebrachten Agrochemikalien vielfach im Mittelpunkt rückstandsanalytischer Untersuchungen stehen, um die Einhaltung von gesetzlich festgelegten Höchstmengen zu überwachen,
- aufgrund der besonderen Aufgaben der Lebensmittelüberwachung bei der Probenahme selten nach den Regeln der statistischen Repräsentativität vorgegangen werden kann (WEIGERT et al. 1983).

Diese Aspekte verdeutlichen, daß der Informationsgehalt von Nahrungsmitteln, wie Fischen, Wildorganen oder Feldfrüchten, als Akkumulationsindikatoren zur Raumbewertung im Rahmen von Biomonitoringprogrammen auf einer völlig anderen Ebene angesiedelt ist als ihre Rückstandssituation in Verbraucher-orientierten Monitoringstudien, und daß das Ursachen-orientierte Lebensmittel-Monitoring nur dann als Bestandteil der Bioindikation angesehen werden kann, wenn Pflanzen und Tiere bzw. Teile von ihnen in nicht verzehrfertig zubereiteter Form untersucht werden. Von Bedeutung ist hierbei auch die Wahl der Bezugsgröße für gemessene Schadstoffrückstände, die in Anhängigkeit von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der einzelnen Substanzen und deren Akkumulationspfaden als Frisch-, Fett- oder Trockengewicht einen unterschiedlichen Informationsgehalt beinhalten kann (vgl. Kap. 2).

Für die nachfolgenden Ausführungen wird eine Differenzierung der in Tab. 5.-1 genannten Indikationsebenen zugrunde gelegt.

6 Umweltqualität: Ziele - Standards - Kriterien

Tragendes Element der Umweltpolitik der Bundesrepublik Deutschland ist das bereits im Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 formulierte **Vorsorgeprinzip**. Es fußt im Wissen um die unzureichende Kenntnis über die möglichen Auswirkungen von Fremdstoffen in der Umwelt auf dem Minimierungsgebot, d.h. der Ausstoß von Schadstoffen soll am Ort des Enstehens grundsätzlich auf ein technisch realisierbares Minimum reduziert werden. Das Prinzip wird in den Leitlinien der Umweltvorsorge (1986) der Bundesrepublik bekräftigt, wobei aber zugleich ”konkrete Umweltqualitätsziele” gefordert werden. Diese Forderung ist jedoch nicht in allen Fällen in gleichem Maße erfüllt (GREGOR 1994, s.a. HENSCHLER 1994).

Umweltqualitätsziele charakterisieren einen angestrebten Zustand der Umweltqualität, den es zu erreichen gilt. Umweltqualitätsziele enthalten sowohl naturwissenschaftliche als auch gesellschaftlich-ethische Elemente. Als temporäre Zielgrößen der Umweltpolitik haben sie stets prozessuralen Charakter. Umweltqualitätsziele werden entweder für das Schutzobjekt oder medienbezogen für Mensch und Umwelt festgelegt.
Welche Qualität erreicht werden soll, unterliegt politischer Wertung und Entscheidung. Bei der Formulierung von Zielen in der Umweltpolitik erhalten daher neben naturwissenschaftlichen Belangen auch gesellschaftliche Wertungen sowie wirtschaftliche und technische Aspekte Bedeutung, die miteinander häufig unter Akzeptanz von Kompromißlösungen abgestimmt werden müssen (s.a. SANDHÖVEL 1995; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

Umweltqualitätsstandards geben den zu erreichenden oder einzuhaltenden Wert für ein politisch vorgegebenes Umweltqualitätsziel an, wie er in der Praxis, beispielsweise in Form von Grenzwerten, angewandt wird. Sie werden als Maßstab für die Kontrolle der Notwendigkeit oder der Effektivität von Maßnahmen eingesetzt und dienen den zuständigen Behörden quasi als gesellschaftlicher Konsenz für ein zumutbares Risiko. Für jeden Umweltqualitätsstandard muß aufgezeigt werden können, an welchem Schutzgut und welchem Schutzniveau er sich ausrichtet und wie das Gefährdungspotential veranschlagt wird, das damit vermieden oder aufgebaut werden soll.

Umweltqualitätskriterien kennzeichnen demgegenüber die zulässige Höhe bzw. Intensität des Einwirkungsfaktors für ein jeweils definiertes Schutzniveau aus rein naturwissenschaftlicher Sicht. Sie richten sich nach dem aktuellen Stand der Wissenschaft, unterliegen also

ggf. dem Zwang der Revision entsprechend dem Erkenntnisfortschritt. Im Zuge ihrer Umsetzung können sie in mehr oder weniger verbindliche Standards oder Richt- und Grenzwerte übergehen, oder aber als Rückkopplungseffekt als naturwissenschaftliche Orientierungsgrößen zur Neuformulierung von Umweltqualitätszielen führen (GREGOR 1994).

Wie GREGOR (1994) weiter ausführt, schafft das Instrumentarium der Emissionsbegrenzung auf der Grundlage des technisch Machbaren eine Art Basisschutz, der i.d.R. im Form von Emissionswerten oder über Einleitungsanforderungen festgelegt wird. Trotz Einhaltung dieser Emissionsstandards kann aber durch lokale Häufung von Industrieanlagen, durch weitere Quellen, wie Verkehr und Hausbrand und durch Verwendung chemischer Produkte in Haushalt oder Landwirtschaft etc. ein Belastungsniveau erreicht werden, das geeignet ist, Schädigungen oder Beeinträchtigungen bei Mensch und Umwelt hervorzurufen. Deshalb wird das Instrumentarium der Emissionsbegrenzung, zu dem neben den Emissionsregelungen auch das Stoffrecht zu zählen ist, welches das Inverkehrbringen von chemischen Produkten regelt (z.B. ChemG, PflSchG), durch die Überwachung und Begrenzung von **Immisssionen** sowie um weitere Maßnahmen, wie z.B. das vollständige Verbot bestimmter Stoffe, ergänzt.

Betrachten wir die rechtlichen Festlegungen bezüglich der Definition von Umweltqualitätszielen, auf welche der Einsatz von Akkumulationsindikatoren im Biomonitoring in der Bundesrepublik Deutschland projiziert werden kann, so ist im wesentlichen das Bundes-Immissionsschutzgesetz zu nennen, das den gesetzlichen Rahmen für den Einsatz von Bioindikatoren auf Länderebene regelt (vgl. BAU 1991; FRANZ-GERSTEIN et al. 1992; ZIMMERMANN & UMLAUFF-ZIMMERMANN 1994; PAULUS 1995; s. Tab. 6.-1). "Zweck dieses Gesetzes ist es, **Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und Sachgüter** vor schädlichen Umwelteinwirkungen und, soweit es sich um genehmigungsbedürftige Anlagen handelt, auch vor Gefahren, erheblichen Nachteilen und erheblichen Belästigungen, die auf andere Weise herbeigeführt werden, zu schützen und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen" (BImSchG §1). Die zuständigen Behörden haben hierzu in speziell auszuweisenden "Untersuchungsgebieten" Art und Umfang bestimmter Luftverunreinigungen in der Atmosphäre, die schädliche Umwelteinwirkungen hervorrufen können, in einem bestimmten Zeitraum oder fortlaufend festzustellen. Diese in BImSchG §44 genannten "Untersuchungsgebiete" sind Gebiete, in denen Luftverunreinigungen auftreten oder zu erwarten sind, die wegen

- der Häufigkeit und Dauer des Auftretens,
- ihrer hohen Konzentrationen oder
- der Gefahr des Zusammenwirkens verschiedener Luftverunreinigungen

schädliche Umwelteinwirkungen hervorrufen können.

In den auszuweisenden Untersuchungsgebieten oder in Teilen davon sind nach einer in BImSchG §44 festgelegten abgestuften Dringlichkeit "Luftreinhaltepläne" zu erstellen, die eine Kennzeichnung der festgestellten Emissionen und Immissionen aller oder bestimmter luftverunreinigender Stoffe ebenso beinhalten wie Angaben über die festgestellten Wirkungen auf die in BImSchG §1 konkretisierten und o.g. Sachgüter. Hierzu ist sowohl die Erstellung von Emissions- und Immissionskatastern auf der Grundlage chemisch-physikalischer Meßverfahren erforderlich wie auch der Einsatz wirkungsbezogener Überwachungsmethoden **mittels biologischer Wirkobjekte**.

Tab. 6.-1: Rechtliche Grundlagen zum Einsatz von Bioindikatoren in der Luftreinhaltung (aus FRANZ-GERSTEIN et al. 1992).

Fragestellung	**rechtliche Grundlage**	**Einsatz von Bioindikatoren**
Luftreinhalteplan	BImSchG	Wirkungskataster
Städteplanung, immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren und Planfeststellungsverfahren	BImSchG, TA Luft, 9. BImSchV, 17. BImSchV, Sonderfallprüfung, AbfG	Immissions-Wirkungserhebungen, Biomonitoring, Emittentenüberwachung, Beweissicherung
Umweltverträglichkeitsprüfung	UVP, UVPVwV	Dokumentation von Wechselwirkungen

Für eine Reihe von Schadstoffen/Schadstoffkomplexen sind u.a. in der TA-Luft, auf die im BImSchG §66 verwiesen wird, Immissionswerte angegeben. Diese werden zur Kennzeichnung der Luftqualität benutzt, beispielsweise zur Ausweisung der Untersuchungsgebiete oder der Erstellung der Luftreinhaltepläne. Angaben zu Gewebekonzentrationen von biotischen Umweltkompartimenten, welche die "Schädlichkeit einer Umwelteinwirkung" rückstandsanalytisch überprüfbar machen könnten, werden aber hier ebensowenig gemacht wie in sonstigen gesetzlichen Regelwerken der Umweltüberwachung der Bundesrepublik Deutschland, in denen der Einsatz von Monitoringorganismen vorgesehen ist. Grundsätzlich kann festgestellt werden, daß zur Interpretation der Ergebnisse aus Bioindikationsuntersuchungen zur Umweltbewertung derzeit in Deutschland **keine speziellen** Umweltqualitätsstandards, etwa in Form von Grenzwerten, zur Verfügung stehen (vgl. ZIMMERMANN & UMLAUFF-ZIMMERMANN 1994). Wie die nachfolgenden Ausführungen zeigen, nimmt die humantoxikologische Indikationsebene hierbei eine Sonderstellung ein.

Als weiterhin problematisch erweist sich die Tatsache, daß die Definition des Schutzgutes meist nicht oder sehr wenig spezifiziert erfolgt, weshalb sich hieraus kaum geeignete Indikationsebenen (vgl. Kap. 5) für den Einsatz von Monitoringorganismen ableiten lassen, und sich damit selbst eine Ableitung von allgemeingültigen Umweltqualitätskriterien aus Wirkungsdaten nicht realisieren läßt. Zur Veranschaulichung sei zunächst auf ein Beispiel von NAGEL (1988a,b) verwiesen:
Angenommen, daß die Populationsdichte von Wasserflöhen in einem Tümpel durch ein Insektizid signifikant um 20 % reduziert wird. Es stellt sich die Frage, ob diese Veränderung schädlich ist. Versteht man Schaden als Beeinträchtigung der Gesundheit, dann ist es erforderlich, die Gesundheit von biologischen Systemen zu definieren. Definiert man Gesundheit als "annähernde Übereinstimmung bestimmter Eigenschaften lebender Systeme mit vorgegebenen Sollwerten" (VDBiol. 1983; European Communities Biologists Association = ECBA), ist die Gesundheit des Tümpels, in dem die Daphnien leben, nicht beeinträchtigt, denn im nächsten Jahr wird sich der Sollwert "Daphnienpopulation" wieder vollständig eingestellt haben. Und dies, obwohl einige Tausend Tiere zweifelsfrei in ihrer Gesundheit massiv beeinträchtigt wurden. Dies zeigt, daß die Bewertung, ob eine Veränderung schädlich ist oder nicht, je nach der Bezugsebene sehr unterschiedliche Ergebnisse erzielen kann. Die Wahl der Bezugsebene wiederum erfolgt nach subjektiven Kriterien.

Übertragen wir dieses Beispiel auf die in Kap. 5 genannten Indikationsebenen, so zeigt sich, welche Bewertungsschwierigkeiten selbst bei Existenz wissenschaftlich ableitbarer und quantifizierbarer Wirkungszusammenhänge immer noch bestünden, da die Einschätzung der Schädlichkeit bei Bezug auf die individuelle und die ökosystemare Indikationsebene zu völlig unterschiedlichen Resultaten führen würde (vgl. auch WAGNER 1988).

Da direkte Werte zur Einschätzung der Ergebnisse aus Bioindikationsuntersuchungen fehlen, erfolgt in der Bewertungspraxis häufig eine mittelbare Einstufung anhand vorhandener Richt- oder Grenzwerte aus Nachbardisziplinen, die als "antizipiertes Sachverständigengutachten" verwendet (MARKARD 1992) und auf bestimmte Schutzgüter bezogen werden. Dies wird am Beispiel des Gewässerschutzes oberirdischer Binnengewässer besonders deutlich (u.a. GUNKEL 1993, 1994; GREGOR 1994): Auf Veranlassung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) hat sich der Bund/Länder-Arbeitskreis "Gefährliche Stoffe - Qualitätsziele für oberirdische Gewässer" der Bewertung von gefährlichen Stoffen mit dem Ziel angenommen, schutzgutgebundene Qualitätskriterien zu entwickeln, die eine Beurteilung der Schadstoffkonzentrationen in Gewässern erlauben. Hierbei werden folgende Schutzgüter bzw. Nutzungsarten unterschieden:

- Trinkwasserversorgung,
- Berufs- und Sportfischerei,
- Bewässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen,
- Freizeit und Erholung,
- Meeresumwelt im Hinblick auf die Belastung aus Binnengewässern,
- Schwebstoffe und Sedimente,
- aquatische Lebensgemeinschaften.

Für die Bewertung des Zustandes eines bestimmten Gewässers wird das Qualitätskriterium desjenigen Schutzgutes herangezogen, das in der betreffenden Region eindeutige Priorität hat. Eine Einstufung erfolgt, soweit vorhanden, auf der Basis bestehender Grenz- und Richtwerte für die einzelnen Schutzgüter; für Freizeit- und Erholung beispielsweise nach den Grenzwerten der EG-Badegewässerrichtlinie, für Sedimente nach den Bodengrenzwerten der Klärschlammverordnung oder für die Berufs- und Sportfischerei nach den Höchstmengenverordnungen für Lebensmittel. Die Beurteilung des Schutzgutes "aquatische Lebensgemeinschaften" kann über die NOEC-Werte (No Observed Effect Concentration) vorgenommen werden.

Problematisch bei dieser Vorgehensweise ist sicherlich, daß eine ausschließliche Zuordnung eines Gewässers zu einer einzigen Nutzungsart oder einem einzigen Schutzgut in der Regel nicht möglich ist, und daher das Entlehnen eines schutzgutspezifischen Umweltqualitäts-standards aus Nachbardisziplinen zwar eine administrative Erleichterung darstellt, aber keine ausreichende Beurteilung des gesamten Gefährdungsgrades erlaubt. Aus Sicht der Bioindikation mit Akkumulationsindikatoren kommt desweiteren hinzu, daß die Bewertung bei dem genannten Beispiel anhand von Schadstoffkonzentrationen im Wasser durchgeführt wird, die für eine Einstufung von Gewebekonzentrationen in Biota kaum geeignet sind. Eine Ausnahme stellen hierbei die Grenzwerte der Höchstmengenverordnungen für Lebensmittel dar, die jedoch im vorliegenden Falle unter Zuhilfenahme von Verteilungsmodellen umgerechnet werden, um über diesen Weg einen Bezug zu den Gewässerkonzentrationen herstellen zu können, die auf die untersuchten Fische eingewirkt haben (vgl. Kap. 7.2.3).

Ungeachtet dieser Verfahrensweise können die Lebensmittelgrenzwerte aber sicherlich als geeignete Umweltqualitätsstandards angesehen werden, um die **humantoxikologische Indikationsebene**, bei welcher das gesundheitliche Risiko des Mensch als Konsumenten im Vordergrund der Betrachtung steht, ausreichend zu bewerten. In Ermangelung spezifischer Umweltqualitätsstandards für die übrigen Indikationsebenen soll im Nachfolgenden darüberhinausgehend überprüft werden, inwieweit Umweltqualitätsstandards aus Nachbar-disziplinen trotz der geschilderten Einschränkungen geeignet sind, stellvertretend in der

Bioindikation mit Akkumulationsindikatoren verwendet zu werden. Zudem soll untersucht werden, welche weiteren Strategien eingesetzt werden können, um Bewertungsgrundlagen für das rückstandsorientierte Biomonitoring zu erarbeiten. Hierbei wird sich ein zentraler Teil mit der Frage beschäftigen, ob es Umweltqualitätskriterien als rein wissenschaftlich begründete Schwellenwerte gibt, die unabhängig von einer gesellschaftspolitischen Wertsetzung zur wirkungsorientierten Interpretation von Schadstoffrückständen in Biota herangezogen werden können.

7 Ansätze für Bewertungsgrundlagen im rückstandsorientierten Biomonitoring

7.1 Umweltqualitätsstandards

7.1.1 Das Wesen von Umweltqualitätsstandards

Wie bereits im vorangehenden Kapitel geschildert, sind Umwelt(qualitäts)standards ein administratives Mittel zum Erreichen oder Erhalten einer bestimmten Umweltqualität und somit die Konkretisierung von Umweltqualitätszielen in Form qualitativer Festlegungen zur Begrenzung verschiedener Arten von anthropogenen Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt. Umweltqualität wiederum ist ein dynamischer Begriff, der das Ergebnis eines vielschichtigen Analyse-, Bewertungs-, Abwägungs- und Entscheidungsprozesses und letztlich das Resultat gesamtgesellschaftlicher Entscheidungen darstellt (vgl. SANDHÖVEL 1995; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996; s.a. Tab. 7.-1).

Tab. 7.-1: Modell der Grenzwertfindung (nach HENSCHLER 1994).

1.	DEFINITION DES SCHUTZOBJEKTES Dies können neben dem Menschen z.B. Tiere und Pflanzen, unbelebte Güter, wie Bauten, Flüsse, Boden und ganze Umweltkompartimente, sein.
2.	KLARE DEFINITION DES SCHUTZZIELES Z.B. völlige Vermeidung von Schaden, teilweise Schadensminderung, Inkaufnahme von Restrisiken, weitestmögliche Risikominimierung.
3.	SAMMLUNG UND KRITISCHE BEWERTUNG VON DATEN Hierzu zählt die vollständige Auswertung von Daten über Vorkommen, Verwendung sowie chemische, physikalische und toxikologische Eigenschaften.
4.	NUTZEN/KOSTEN/RISIKO-ANALYSE
5.	DISKUSSIONS- UND ENTSCHEIDUNGSPROZEß
6.	BEGRÜNDUNGSPFLICHT, TRANSPARENZ
7.	IMPLEMENTATION, KONTROLLE, FORTSCHREIBUNG

Nach MEERKAMP VAN EMBDEN (1988) sind bei der Festsetzung von Umweltstandards folgende Bewertungsansätze von Bedeutung (s.a. BEYERSMANN 1986; DÜRRSCHMIDT 1987; WASSERMANN 1988; DIETER & GROHMANN 1995; GRIMME et al. 1995; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996):

⇒ **Religiöse und ethische Aspekte umweltpolitischer Kriterien:** Das individuell geprägte Bild der Umwelt und die Rolle der chemischen Industrie in diesem Umfeld ist nicht zufälliger Natur sondern das Ergebnis einer komplizierten Meinungsbildung. Auf der ersten Bewußtseinsebene spielen weltanschauliche, ethische und religiöse Überzeugungen eine entscheidende Rolle, wobei es um die Frage geht, wo jeder einzelne sich selbst im Naturhaushalt einordnet. Als gegensätzliche Positionen hierbei werden "Erhaltung der Natur" auf der einen und "Erreichen oder Sichern eines bestimmten Lebensstandards" aus anthropozentrischer Sicht auf der anderen genannt.

⇒ **Gesellschaftliche Aspekte umweltpolitischer Kriterien:** Diese werden bestimmt durch ordnungspolitische, geistes- und naturwissenschaftliche sowie wirtschafts- und rechtspolitische Erwägungen. Sie werden sowohl von sozialen und ökonomischen Belangen als auch naturwissenschaftlichen Erkenntnissen beeinflußt, was einen diffizilen Abwägungsprozeß bedeutet, der häufig als "Chancen-Risiko-Abschätzung" oder als Ermittlung des "sozialen Nettonutzens" umschrieben wird. Er hat zwangsläufig ein subjektiv (freiwillig) akzeptiertes Restrisiko zur Folge. Dies wird am Beispiel krebserzeugender Stoffe besonders deutlich, da ihnen aufgrund ihrer stochastischen Wirkung keine Dosis-Wirkungsbeziehungen zugeordnet werden können und es somit keine Grenzwerte gibt, unterhalb derer kein Krebsrisiko besteht. Mit abnehmender Dosis wird zwar das Risiko geringer, an Krebs zu erkranken, es wird aber nicht Null, weil jedes einzelne Molekül zu einer Reaktion führen kann (vgl. BEYERSMANN 1986; FORTH et al. 1987; MÜLLER 1990; (s. Kap. 7.2).

⇒ **Emissionskriterien**: Hierbei können vier grundlegende Strategien unterschieden werden: (1) Ablehnung jeglicher Emission, die einem totalen Produktionsverlust gleichkäme und deshalb nicht realisierbar ist. (2) Zulässigkeit von Emissionen innerhalb der natürlichen Hintergrundbelastung. (3) Zulässigkeit von Emissionen im Rahmen der Aufnahme- und Abbaufähigkeit natürlicher Senken. (4) Stoffspezifisch tolerierte Emissionen, in die im Prinzip die drei vorgenannten Strategien einfließen.

⇒ **Bedeutung der Exposition und des Wirkungsprofils**: Insbesondere bei diesem Punkt spielt das bereits erwähnte Vorsorgeprinzip eine wichtige Rolle, das sich aufgrund unzureichender wissenschaftlich fundierter Erkenntnisse und dem gleichzeitig herrschenden Furchtpotential in der Öffentlichkeit von einer rein wirkungsbezogenen Bewertung abwendet und Zuflucht im Minimierungsprinzip sucht (HENSCHLER 1994).

Dieser Ansatz zeigt damit eine der Chancen-Risiko-Abschätzung gegenläufige Tendenz. HENSCHLER betont, daß hierbei das Prinzip der Verhältnismäßigkeit in der Risikobewertung und Risikobewältigung gebrochen wird, was am Beispiel der EG-Trinkwasserverordnung besonders verdeutlicht werden kann:

Für die in der Verordnung genannten Pestizide und ähnlichen Produkte wird eine zulässige Höchstkonzentration von 0,0001 mg/Liter (= 0,1 µg/l) je Substanz und 0,0005 mg/l insgesamt festgelegt. Wie RENGELING (1989) ausführt, sind diese Grenzwerte toxikologisch nicht begründbar und jedenfalls über den gesundheitlichen Schutz hinausgehend. Die Grundlage für die Festlegung war die Vorgabe des Gesetzgebers, daß die genannten Stoffe unabhängig von ihrer jeweiligen Toxizität nicht im Trinkwasser enthalten sein sollten. Aufgrund der analytischen Nachweisbarkeit für viele Substanzen wurde der Wert von 0,1 µg/l gewählt, dessen Unterschreitung als nicht nachweisbar bzw. "nicht vorhanden" gilt. Das Ergebnis ist, daß Trinkwasser, in dem einige Pflanzenschutzmittel durch hohen analytischen Aufwand mit Konzentrationen geringfügig über diesen Werten liegen, in Politik und Öffentlichkeit schnell als "gesundheitsbedrohlich" oder "lebensbedrohlich verseucht" bezeichnet wird, ohne daß im Einzelfall eine toxikologische Relevanz gegeben ist.

Hierfür wird folgendes Rechenbeispiel genannt: Grundlage zur Beurteilung der Toxizität ist anerkannterweise der ADI Wert (Acceptable Daily Intake in kg Körpergewicht) als 1 % des NOAEL (No Observed Adverse Effect Level), der Trinkwassergrenzwert ist nochmals um den Sicherheitsfaktor 10 geringer. Für ein Pflanzenschutzmittel mit einem NOAEL von 1 mg/kg liegt der ADI-Wert bei 0,01 mg/kg und der Trinkwasserwert bei 0,001 mg/kg. Wenn das Körpergewicht des Menschen mit 60 kg und sein Trinkwasserverbauch mit 2 Liter pro Tag angenommen wird, ergibt sich daraus ein Richtwert für die zulässige Konzentration im Trinkwasser aus

$$\frac{0{,}001 mg}{kg \cdot Tag} \cdot \frac{60 kg}{2 l / Tag} = 0{,}03 mg / l. \qquad (2)$$

Dies bedeutet, daß ein Mensch lebenslang unbedenklich täglich 2 l Wasser mit einem Rückstand des betreffenden Pflanzenschutzmittels von 0,03 mg/l trinken könnte. Der Grenzwert von 0,0001 mg/l Trinkwasser würde in dem gegebenen Beispiel einen Sicherheitsfaktor von 300.000 gegenüber dem NOAEL unter Berücksichtigung von Körpergewicht und Trinkmenge bedeuten, wobei normalerweise schon Sicherheitsfaktoren von 1.000 nach dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse und den Maßstäben praktischer Vernunft als völlig ausreichend angesehen werden, auch um Kombinationswirkungen ausschließen zu können. Hinzu kommt, daß die Toxizität vieler Pflanzenschutzmittel weit unter dem hier angenommenen Wert liegt.

Die Vielschichtigkeit der Entscheidungsprozesse zur Formulierung von Umweltqualitätszielen sowie die Bandbreite der abzuwägenden Kriterien bei der Festlegung von Umweltstandards, die von Nutzen/Kosten/Risiko-Analysen über naturwissenschaftliche und toxikologische Erkenntnisse bis hin zum Vorsorge- und Minimierungsprinzip reichen, verdeutlichen bereits die Komplexität des Bereiches der Umweltqualitätsstandards. Eine Folge hieraus ist, daß es inzwischen eine fast unüberschaubare Vielzahl und Vielfalt von Umweltstandardsetzungen mit inflationärer Entwicklung gibt, die sich in einer noch größeren Vielzahl von Begriffen äußert (vgl. MÜLLER 1990; HENSCHLER 1994; GRIMME et al. 1995; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996): u.a.

> Alarmwert, Anhaltswert, Belastungswert, Einschreitwert, Einbringwert, Eingreifwert, Besorgniswert, Gefahrenverdachtswert, Grenzwert, Handlungswert, Hintergrundwert, Höchstwert, Immissionswert, Interventionswert, Kurzzeit- und Langzeitwert, Maßnahmenwert, ökonomischer Wert, Orientierungswert, Prüfwert, Richtwert, Sanierungsleitwert, Sanierungszielwert, Schadeneintrittswert, Schwellenwert, technischer Wert, Toleranzwert, Toxizitätswert, Unbedenklichkeitswert, vorläufiger Wert, Vorsorgewert, Warnwert, Zielwert, Zuordnungswert.

Dementsprechend vielschichtig sind auch die Wesensmerkmale von Umweltstandards, was in den Übersichten der Abb. 7.-1 bis 7.-3 am Beispiel der Kriterien "Schutzgut", "Schutzziel" sowie "Bewertungsgrundlagen" für die Umweltstandards der Bundesrepublik Deutschland exemplarisch dargestellt ist, die hier nach ihren Anwendungsbereichen (Chemikalien bis Radioaktivität) zusammengefaßt sind.

Nach Angaben des RATES VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1996, s.a. WICHMAN et al. 1997) werden in den untersuchten 154 Umweltstandardlisten als **Schutzgut** Mensch, Umwelt, Tier, Pflanze, Sachgut und Wasser genannt, wobei der Mensch in 93% der Listen, Umwelt in 19%, Pflanzen in 16%, Tiere in 14%, Wasser in 13% und Sachgüter in 7% der Listen berücksichtigt werden. In den Bereichen Chemikalien, Lebensmittel, Luft und Radioaktivität wird der Mensch in allen Listen als Schutzgut genannt. Daneben werden jedoch in einigen Listen dieser Bereiche zusätzlich weitere Schutzgüter angegeben. Auch in den Bereichen Wasser, Boden und Abfall gibt es Listen, die mehrere Schutzgüter nennen; Umweltstandards werden jedoch i.d.R. nicht differenziert festgesetzt.

Als **Schutzziel** ist in 59% der "Schutz der Gesundheit" angegeben, an das sich mit 49% "Vorsorge vor schädlichen Umwelteinwirkungen" und mit 34% "Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen", mit 8% der "Schutz des Wassers" und mit 7% das "unbeeinträchtigte Wohl der Allgemeinheit" anschließen. In allen untersuchten Bereichen werden mindestens zwei Schutzziele genannt, so beispielsweise im Bereich Lebensmittel sowohl der "Schutz der Gesundheit" als auch die "Vorsorge vor schädlichen Umwelteinwirkungen".

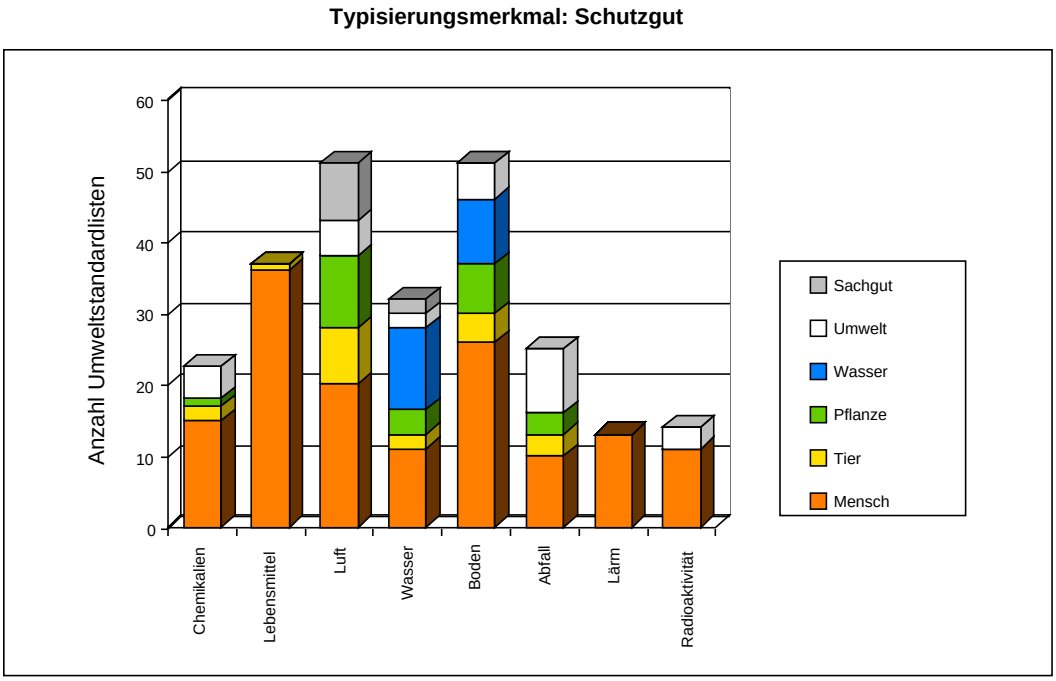


Abb. 7.-1: Charakterisierung der Umweltstandards der Bundesrepublik Deutschland bezüglich des Typisierungsmerkmals "Schutzgut" (aus RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

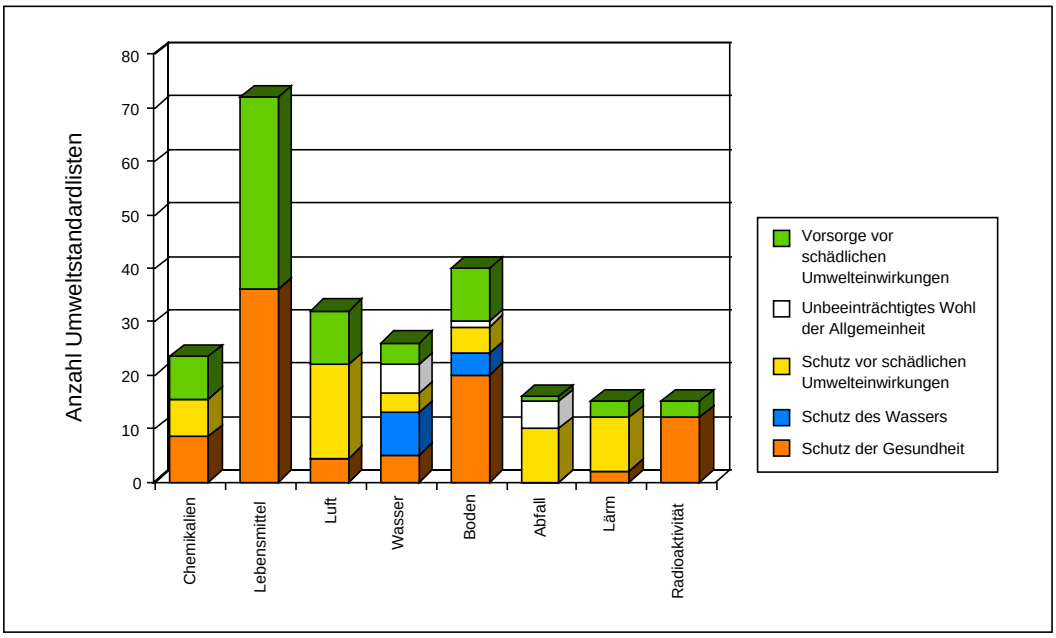


Abb. 7.-2: Charakterisierung der Umweltstandards der Bundesrepublik Deutschland bezüglich des Typisierungsmerkmals "Schutzziel" (aus RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

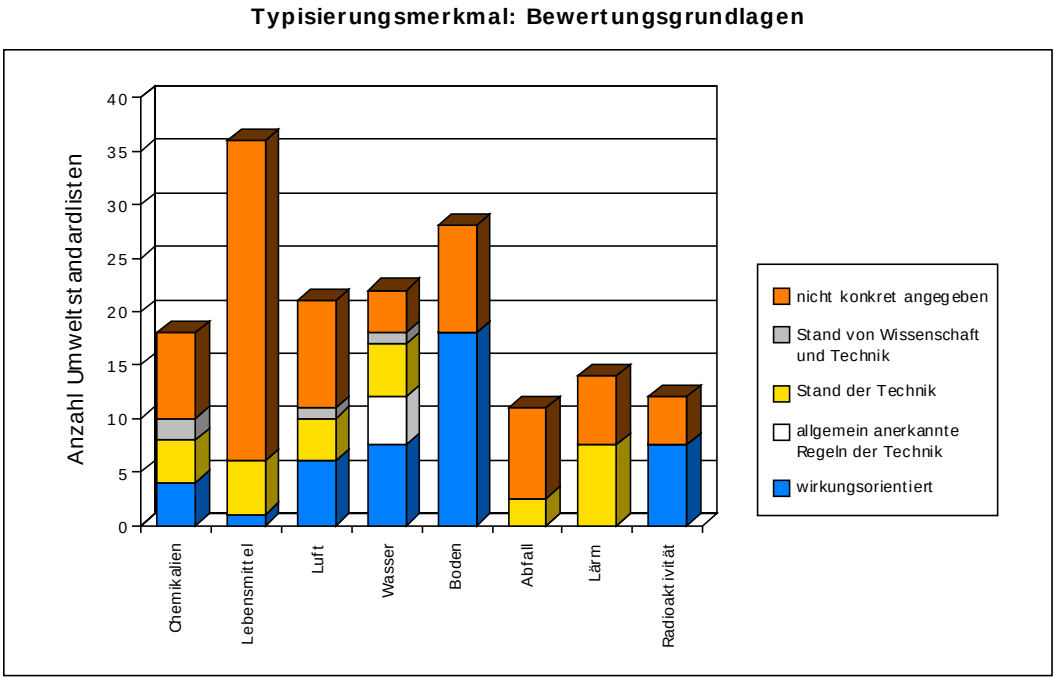


Abb. 7.-3: Charakterisierung der Umweltstandards der Bundesrepublik Deutschland bezüglich des Typisierungsmerkmals "Bewertungsgrundlagen" (aus RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

Bezüglich der **Bewertungsgrundlagen** wird darauf hingewiesen, daß bei der Hälfte der Umweltstandardlisten keine Angaben gemacht werden, bei 30% eine Ableitung wirkungsorientiert erfolgt, bei 20% unter Zugrundelegung des Standes der Technik. "Stand der Wissenschaft" sowie "Stand der Wissenschaft und Technik" spielen eine nur untergeordnete Rolle. In den Bereichen Lärm und Abfall ist in keiner der ausgewerteten Listen die Bewertungsgrundlage wirkungsorientiert angeführt.

Zusammenfassend hält der Rat fest, daß insgesamt nur 7 von 154 Umweltstandards folgende Verfahrensanforderungen bei Standardsetzungen erfüllen: (-) Beteiligung der Öffentlichkeit und von Interessengruppen, (-) Vorgehen nach festgelegter Verfahrensordnung, (-) Begründungspflicht für getroffene Entscheidungen, (-) Transparenz von Datenerhebungen, Datenbewertungen und Kriterien des Standardansatzes und (-) der Überprüfungspflicht. Diese sind im

Bereich Chemikalien:

- Liste der Maximalen Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK-Werte),
- Liste der Biologischen Arbeitsplatzkonzentrationen (BAT-Werte).

Bereich Luft:

- Liste der Maximalen Immissions-Werte (MIK-Werte, MID-Werte, MIR-Werte),
- Richtlinien des Vereins Deutscher Ingenieure, Kommission Reinhaltung der Luft (VDI, DIN) zur Emissionsminderung.

Bereich Wasser:

- Technische Regeln der Deutschen Vereinigung für Gas- und Wasserfach,
- Einleiten von häuslichem Abwasser in öffentliche Abwasseranlagen (Abwassertechnischer Verband (ATV).

Bereich Lärm:

- Norm Schallschutz im Städtebau des Deutschen Instituts für Normung.

Die auf Bundesebene erarbeiteten Listen werden dahingehend charakterisiert, daß es i.a. keine ausführlichen Verfahrensregeln gibt, daß mit Ausnahme des Bundes-Immissionsschutzgesetztes die Beteiligung hauptsächlich auf Bundesebene liegt und daß überwiegend keine Berichtspflicht besteht. Für die auf Länderebene erarbeiteten Listen sind die genannten Anforderungen noch viel weniger erfüllt.

Diese Ausführungen zeigen, daß das Verfahren der Standardsetzung nicht nur außerordentlich differenziert zu betrachten ist sondern auch, daß es im Einzelfalle häufig sehr schwierig sein kann, die Entscheidungsgrundlagen der Standardsetzung umfassend nachzuvollziehen. Auch wenn, wie DÜRRSCHMIDT (1987) überspitzt formuliert, "Grenzwerte und Höchstmengen einen unbefriedigenden Kompromiß zwischen ökologischen sowie medizinischen Erfordernissen einerseits und kurzfristigen betriebswirtschaftlichen Erwägungen andererseits darstellen", sind sich aber alle an Grenzwertdiskussionen Beteiligten einig, daß die Notwendigkeit von Umweltstandards für das Zusammenleben in einer technisch-kommerziellen Zivilisation unbestritten ist (MÜLLER 1990).

Die Vorgehensweise der Entlehnung von Umweltstandards aus Nachbardisziplinen zur Beurteilung von Gewebekonzentrationen im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren muß aber in Anbetracht ihrer geschilderten Komplexität und z.T. schweren Nachvollziehbarkeit mit äußerster Vorsicht und soweit möglich unter Berücksichtigung aller den jeweiligen Umweltstandards zugrunde liegenden Entscheidungen erfolgen. Nur dadurch kann eine den in Kap. 5 genannten Indikationsebenen entsprechende Bewertung von Schadstoffgehalten in Biota gewährleistet und eine unreflektierte, im wesentlichen zweckfremde Entlehnung von Umweltstandards aus Nachbardisziplinen als Verlegenheitslösung in Ermangelung "eigener" Normsetzungen vermieden werden.

7.1.2 Vorauswahl relevanter Umweltqualitätsstandards

Eine sehr hilfreiche Bestandsaufnahme und Kategorisierung der in der Bundesrepublik Deutschland bestehenden Umweltstandards mit unterschiedlichen Typisierungsmerkmalen findet sich beim RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1996) sowie bei WICHMANN et al. (1997). Sie stellt eine Sammlung der derzeit (Stand 1996) angewendeten Umweltstandards dar, die in Rechtsvorschriften, Richtlinien, Normen und Handlungsempfehlungen festgelegt sind. Diese Übersicht wurde in der vorliegenden Schrift auf Vollständigkeit überprüft, aktualisiert und als Grundlage für die nachfolgenden Betrachtungen herangezogen. Auf die Einbeziehung von Umweltstandards aus dem Ausland, die in Deutschland keine Anwendung finden, wurde hierbei zunächst verzichtet, da sie, wie bereits dargelegt, sowohl auf naturwissenschaftlichen und toxikologischen wie auch gesellschaftspolitischen Entscheidungsfindungen basieren, die wegen unterschiedlicher ökologischer sowie gesellschaftspolitischer Unterschiede nicht vorbehaltlos internationalisiert werden dürfen und im Importland i.d.R. weder sinnvoll angewendet werden können noch auf Akzeptanz stoßen dürften.

In Tab. 7.-2 sind die berücksichtigten Umweltstandards sowie die für die vorliegende Fragestellung als primäre Selektionskriterien wesentlichen Typisierungsmerkmale wiedergegeben. Diese sind (vgl. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996; WICHMANN et al. 1997):

⇒ **Art des Umweltstandards**, bezogen auf die Angriffsebene im Ausbreitungspfad. Hierbei werden vier Arten unterschieden:

1. Emissionsstandard, direkt: Umweltstandard, der die Emission an den Quellen, bezogen auf die Trägermedien, begrenzt.
2. Emissionsstandard, indirekt: Umweltstandard, der der Begrenzung von Schadstoffen in erzeugten und verarbeiteten Produkten oder Zubereitungen dient.
3. Immissionsstandard, äußere Belastung: Umweltstandard, der die Massenkonzentration einer Substanz beziehungsweise Stoffgruppe in den Kompartimenten Luft, Boden und Wasser und in Lebensmitteln sowie Lärm/Geräusche festschreibt.
4. Immissionsstandard, innere Belastung: Umweltstandard, der direkt an beziehungsweise in den Schutzgütern einen Schadstoff begrenzt .

Das Hauptaugenmerk soll bezüglich dieses Typisierungsmerkmales auf den “Immissionsstandard, innere Belastung” gerichtet werden, da dieser auch die Nennung von Gewebekonzentrationen betreffen kann, die ggf. zur Beurteilung von Rückständen in Biota herangezogen werden können. Zudem sollen aus der Gruppe "Immissionsstandard, äußere Belastung" diejenigen Listen Berücksichtigung finden, die sich auf

Schadstoffe in Lebensmitteln beziehen und daher für die humantoxikologische Indikationsebene von Relevanz sein können.

⇒ **Schutzgut:** Von den hierunter genannten Umweltgütern sind diejenigen relevant, die sich auf belebte Umweltkompartimente sowie den Menschen beziehen.

⇒ **Schutzziel:** Schutzgut und Schutzziel sind streng voneinander getrennt zu betrachten. Unter Schutzziel ist die Schutzintensität, d.h. das Ausmaß des Schutzes der menschlichen Gesundheit, die Definition verbleibender Risiken, der Schutz des Wassers usw. sowie die Vorsorge vor schädlichen Umwelteinwirkungen zu verstehen.
Dieses Typisierungsmerkmal ist ebenso wie das nachfolgende wesentlich, um den Grad der gesellschaftspolitischen Konventionen oder sogar Subjektivität beurteilen zu können. Beides sind Kriterien, die für die Bewertung der Übertragbarkeit in Betracht stehender Umweltstandardlisten auf den Bereich des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren von entscheidender Bedeutung sind.

⇒ **Bewertungsgrundlage** bei der Festsetzung der Umweltstandards: Hierbei handelt es sich um ein Typisierungsmerkmal für die Bewertungskriterien und die Bewertungsphilosophie, auf der die Ableitung der Umweltstandards begründet ist.

Tab. 7.-2: Umweltstandardlisten in der Bundesrepublik Deutschland (Angaben nach RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996; WICHMANN et al. 1997; vgl. auch LFU BADEN-WÜRTTEMBERG & ROTH 1995ff).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Chemikalien:				
MAK-Werte	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz	wirkungsorientiert
Düngemittelverordnung	Emission, indirekt	Mensch, Haustiere, Bodenfruchtbarkeit, Naturhaushalt	Schutz der Gesundheit, Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Erhalt der Bodenfruchtbarkeit	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Benzin-Blei-Gesetz	Emission, indirekt	Mensch	Schutz der Gesundheit	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
Schwefelgehalt von leichtem Heizöl und Dieselkraftstoff (3. BImSchV)	Emission, indirekt	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
TRK-Werte	Immission, äußere Belastung	Mensch, Arbeitnehmer	Verminderung von Krebsrisiken am Arbeitsplatz	analytische Bestimmbarkeit, Stand der Technik
Verordnung über die Beschaffenheit und die Auszeichnung der Qualität von Kraftstoffen (10. BImSchV)	Emission, indirekt	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
BAT-Werte	Immission, innere Belastung	Mensch, Arbeitnehmer	Schutz der Gesundheit am Arbeitsplatz	wirkungsorientiert
Emissionsbegrenzung von Halogenkohlenwasserstoffen (2. BImSchV)	Emission, direkt	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
Gefahrstoffverordnung	Emission, indirekt	Mensch, Umwelt	Schutz der Gesundheit, Vorsorge	Stand der Technik
FCKW-Halon-Verbotsverordnung	Emission, indirekt	Mensch, Umwelt	Schutz vor / Abwendung von schädlichen Einwirkungen gefährlicher Stoffe, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
ARW-Werte vom Ausschuß für Gefahrstoffe	Immission, äußere Belastung	Mensch, Arbeitnehmer	Schutz der Gesundheit am Arbeitsplatz,	wirkungsorientiert
Verordnung zur Begrenzung von Kohlenwasserstoffemissionen... (20. BImSchV)	Emission, direkt	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	Stand der Technik
Verordnung zur Begrenzung von Kohlenwasserstoffemissionen... (21. BImSchV)	Emission, direkt	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	Stand der Technik
Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Chemikalienverbotsverordnung	Emission, indirekt	Mensch, Umwelt	Schutz vor schädlichen Einwirkungen gefährlicher Stoffe und Zubereitungen, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Lebensmittel:				
Blei-Zink-Gesetz	Emission, indirekt	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angeben (wirkungsorientiert)
Verordnung über Speiseeis	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Verordnung über Teigwaren	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
ADI- und PTWI-Werte der WHO	Immission, innere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	wirkungsorientiert
MRL-Werte der Codex Alimentarius Kommission	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	Stand der Technik
Schadstoff-Höchstmengenverordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Verordnung über Milcherzeugnisse	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
DTA-Werte des BgVV	Immission, innere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Trinkwasser-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Aromenverordnung	Immission, äußere Belastung, Emission, indirekt	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Aflatoxin-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Honigverordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Erukasäure-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Tabak-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Richtwerte der ZEBS	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Nitrosamin-Bedarfsgegenstände-Verordnung	Emission, direkt	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Weinverordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Zusatzstoff-Verkehrs-verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Mineral- und Tafelwasser-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Kosmetik-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Fleischhygiene-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Zellglas-Bedarfsgegenstände-Verordnung	Emission, indirekt	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Farbengesetz	Emission, indirekt	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Verordnung über Keramikgegenstände, die zur Verwendung als Bedarfsgegenstände bestimmt sind	Emission, indirekt	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Verordnung Nr. 1860/88/EWG	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	Stand der Technik
Fisch-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Diätverordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Verordnung Nr. 2046/89/EWG	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	Stand der Technik
Milchverordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Lösungsmittel-Höchstmengen-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Rückstands-Höchstmengenverordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Verordnung Nr. 2568/91/EWG	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	Stand der Technik
Extraktionslösungsmittel-verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	Stand der Technik
Bedarfsgegenstände-Verordnung	Emission, indirekt	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Futtermittelverordnung	Immission, äußere Belastung	Schlachtvieh, Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Eiprodukte-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Verordnung über Butter und zur Änderung milch- und margarinerechtlicher Vorschriften	Immission, äußere Belastung	Mensch	Gesundheitsschutz	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Luft:				
Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung	Emission, direkt	Mensch	Minimierung der Schadstoffemission, Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen	Stand der Technik
VDI-Richtlinien (Emissionsminderung, VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft)	Emission, direkt	Mensch	Reinhaltung der Luft	Stand der Technik
VDI-Richtlinien (MIK-Werte, VDI, Handbuch Reinhaltung der Luft)	Emission, direkt	Mensch	Reinhaltung der Luft	Stand der Technik
TA Luft	Immission, äußere Belastung, Emission, direkt	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem, Sachgüter	Schutz vor nachteiligen Umwelteinwirkungen	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert, bzw. Stand der Technik)
Kleinfeuerungsanlagen-verordnung	Emission, direkt	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem, Sachgüter	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
Auswurfbegrenzung von Hausstaub	Emission, direkt	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Internationaler Verband forstlicher Forschungsanstalten (IUFRO)	Immission, äußere Belastung	Wälder	Erhalt der Vitalität, Wuchsleistungen und der Widerstandskraft des Waldes	wirkungsorientiert
Störfall-Verordnung	Emission, direkt	Mensch, Tier, Pflanze, Sachgüter	Begrenzung von Störfallauswirkungen	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
Großfeuerungsanlagenverordnung (13. BImSchV)	Emission, direkt	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
WHO Air Quality Guidelines	Immission, äußere Belastung	Mensch, Pflanze	Erhalt der Gesundheit, Schutz der Vegetation	wirkungsorientiert
Smog-Verordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem, Sachgüter	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkkungsorientiert)
Empfehlung der bundeseinheitlichen Praxis bei erhöhten Ozonkonzentrationen	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe (17. BImSchV)	Emission, direkt	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	Stand der Technik
Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Feststellung und Beurteilung von Geruchsemissionen	Immission, äußere Belastung	Mensch	Beurteilung der Erheblichkeit einer Geruchsbelästigung	Stand der Technik
Empelder Liste für Luftschadstoffe in Innenräumen	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	nicht konkret angegeben (wirkkungsorientiert)
Messung und Beurteilung von Lichtimmissionen	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	Stand der Technik
Verordnung zur Bekämpfung der Luftverschmutzung durch Ozon	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem, Sachgüter	Vermeidung und Verminderung von Ozonschäden, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Verordnung über Immissionswerte (22. BImSchV)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem, Sachgüter	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Gesundheitsschutz, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
§§ 40a ff. BImSchV (betreffend Ozon)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem, Sachgüter	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Gesundheitsschutz, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Verordnung über die Festlegung von Konzentrationswerten (23. BImSchV)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem, Sachgüter	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Gesundheitsschutz, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Verordnung zur Begrenzung von Emissionen aus der Titandioxid-Industrie (25. BImSchV)	Emission, direkt	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Gesundheitsschutz, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert, Stand der Technik)
Wasser:				
DVGW-Merblatt W 151 (Technische Regeln)	Immission, äußere Belastung	Allgemeinheit	Wohl der Allgemeinheit	Stand der Technik Berücksichtigung des Standes von Wissenschaft und Technik
Einleiten von nicht häuslichem Abwasser in eine öffentliche Abwassseranlage	Immission, äußere Belastung	Personal in Abwasseranlagen, Allgemeinheit	Schutz der Gesundheit Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen	Stand der Technik
Allgemeine Verwaltungsvorschriften über Mindestanforderungen über das Einleiten von Abwässern in Gewässer	Emission, direkt	Mensch	Wohl der Allgemeinheit	Regeln und Stand der Technik
WHO Guidelines for Drinking Water Quality	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (Nordrhein-Westfalen)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Gewässer	Wohl der Allgemeinheit Erreichen der Gewässergüteklasse II	Regeln und Stand der Technik
Zielvorgaben Rhein (IKSR)	Immission, äußere Belastung	aquatische Lebensgemeinschaften, Trinkwasserversorgung, Sedimente, Fischerei	höhere Arten (u.a. Lachs) sollen im Rhein wieder heimisch werden, Nutzung des Rheins zur Trinkwasserversorgung	wirkungsorientiert
Zielvorgaben für gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern (BLAK "QZ")	Immission, äußere Belastung	aquatische Lebensgemeinschaften, Fischerei, Trinkwasser, Bewässerung landwirtschaftl.Flächen	Sicherung des Naturhaushaltes eines Gewässers	wirkungsorientiert
Rahmen-AbwasserVwV	Emission, direkt	Mensch	Wohl der Allgemeinheit	Regeln und Stand der Technik

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Zn	Immission, äußere Belastung	aquatische Lebensgemeinschaften, Fischerei, Trinkwasser, Bewässerung landw. Flächen	Sicherung der Nutzung und des Naturhaushaltes eines Gewässers	wirkungsorientiert
Indirekteinleiter-Verordnung (Baden-Württemb.)	Emission, direkt	Mensch, Gewässer	Wohl der Allgemeinheit und Schutz der Gewässer	Regeln und Stand der Technik
Brandenburger Liste	Immission, äußere Belastung	Mensch, Grundwasser	Schutz der Gesundheit	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Vorläufige Leitwerte für die Sanierung von Grund- und Bodenkontaminationen (Hamburg)	Immission, äußere Belastung	Grundwasser	Schutz des Grundwassers	wirkungsorientiert
Hinweise zur wasserwirtschaftlichen Bewertung von Untersuchungsbefunden über Grundwasser- und Bodenbelastungen (Bayern)	Immission, äußere Belastung	Grundwasser	Erkennung einer eventuellen Beeinträchtigung durch Schadstoffe	wirkungsorientiert
Vorläufige Leitwerte für die Sanierung von Grund- und Bodenkontaminationen - LCKW, BTEX, PAK (Hamburg)	Immission, äußere Belastung	Grundwasser	Schutz des Grundwassers	wirkungsorientiert
VwV über Orientierungswerte bei der Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen (Baden-Württemberg)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Pflanze, Grundwasser	Schutz der Gesundheit, Vorsorge	wirkungsorientiert
Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden (LAWA)	Immission, äußere Belastung	Grundwasser, Mensch	Schutz der Gesundheit, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Altablagerungen und Altstandorte (Rheinland-Pfalz)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Umwelt	Schutz der Gesundheit	nicht konkret angegeben
VwV zur Ausführung des Gesetzes über die UVP	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze, Umwelt, Kultur- und Sachgüter	Umweltvorsorge	nicht konkret angegeben

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (BGBl. I, S. 566)	Emission, direkt Belastung	Mensch	Wohl der Allgemeinheit	Stand der Technik
Boden:				
Mindestuntersuchungsprogramm Kulturboden (Nordrhein-Westfalen)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze	Schutz von menschl. Gesundheit und von Pflanzen	wirkungsorientiert
Metalle auf Kinderspielplätzen (Nordrhein-Westfalen)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit, Vorsorge	wirkungsorientiert
Bodenbelastung mit Schwermetallen in Hamburg	Immission, äußere Belastung	Mensch, Grundwasser, Umwelt	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Brandenburger Liste	Immission, äußere Belastung	Mensch, Grundwasser	Schutz der Gesundheit	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Vorläufige Leitwerte für die Sanierung von Grund- und Bodenkontaminationen - Mineralölkohlenwasserstoffe (Hamburg)	Immission, äußere Belastung	Grundwasser	Grundwasserschutz für verschiedene Nutzungen	wirkungsorientiert
Nutzung und schutzgutbezogene Orientierungswerte für Stoffe in Böden (Elkmann-Kloke-Werte)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Entsorgung von belasteten Böden (Hessen)	Immission, äußere Belastung	Allgemeinheit	Abgenzung von unbelasteten, belasteten und verunreinigten Böden	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Hinweise zur wasserwirtschaftlichen Bewertung von Untersuchungsbefunden über Grundwasser- und Bodenbelastung (Bayern)	Immission, äußere Belastung	Grundwasser, Oberflächengewässer	Abschätzung der Gefährdung von Grund- und Oberflächenwasser	wirkungsorientiert
Empfehlung des Senators für Gesundheit zur Bewertung von Metall-Kontaminationen in Sand und Boden / Baumaterialien auf Kinderspielplätzen (Bremen)	Immission, äußere Belastung	Kleinkind	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Güte- und Prüfbestimmungen für die Aufbereitung zur Wiederverwertung von kontaminierten Böden und Bauteilen (AL)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Qualitätsanforderungen	nicht konkret angegeben
Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit, Vorsorge	wirkungsorientiert
Empfehlung des Senators für Gesundheit zur Bewertung von PAK und PCB in Sand und Boden/Baumaterialien auf Kinderspielplätzen (Bremen)	Immission, äußere Belastung	Kleinkind	Schutz der Gesundheit, Vorsorge	wirkungsorientiert
Handlungsempfehlung für den Umgang mit kontaminierten Böden (Sachsen-Anhalt)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Hygienische Bewertung von Schadstoffen im Boden - Metalle im Boden von Kinderspielplätzen	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Vorläufige Leitwerte für die Sanierung von Grund- und Bodenkontaminationen - LCKW, BTEX, PAK (Hamburg)	Immission, äußere Belastung	Grundwasser	Schutz des Grundwassers für verschiedene Nutzungen	wirkungsorientiert
Prüflistwerte der Stadtgemeinde Bremen für Schadstoffgehalte im Boden (Bremen)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Empelder Liste Richtwerte für Arsen und Schwermetalle auf Kinderspielflächen (Niedersachsen)	Immission, äußere Belastung	Kleinkind	Schutz der Gesundheit	nicht konkret angegeben

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Vorläufige Prüfwerte zur Beurteilung von Gehalten an ausgewählten Schwermetallen, Arsen und Thallium im Oberboden von Altlastverdachtsflächen im Hinblick auf die menschliche Gesundheit (Nordrhein-Westfalen)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Anforderungen an die stoffliche Verwertung von Rohstoffen/Abfällen (LAGA)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Grundwasser	Wohl der Allgemeinheit, Schutz der Allgemeinheit, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Gemeinsame Ausführungsvorschriften für die Untersuchung und Bewertung kontaminierter Standorte in Berlin (Berliner Liste)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Grundwasser	Schutz der Gesundheit, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Prüfwerte für die Szenarios Kinderspielflächen, Siedlungsflächen, Gewerbeflächen (Baden-Württemberg)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
VwV über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen (Baden-Württemberg)	Immission, äußere Belastung, Emission, direkt	Mensch, Pflanze, Grundwasser, Grundwassernutzung	Schutz der Gesund-, heit, Vorsorge	wirkungsorientiert
Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden (LAWA)	Immission, äußere Belastung	Grundwasser, Mensch	Schutz vor Gefährdung des Grundwassers, Schutz der Gesundheit	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Gesundheitliche Bewertung von (Schad-)Stoffen im Boden (TSKB-Werte)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Kleinkinder	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Altablagerungen und Altstandorte (Rheinland-Pfalz)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Umwelt	Schutz der Gesundheit, Rückführung der Belastung auf die regionale Hintergrundbelastung	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Erarbeitung von Vorschlägen für wissenschaftlich begründete nutzungs- und schutzgutbezogene Bodenprüfwerte (EWERS/ VIERECK-GÖTTE)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Anforderungen an die Aufbringung von Bodenmaterial auf landwirtschaftlich genutzte Böden sowie im Landschaftsbau (LABO)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Sicherung der Verbesserung der Bodenfunktion durch Bodenauftrag	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
VwV zur Ausführung des Gesetzes über die UVP	Immission, äußere Belastung	Mensch, Tier, Pflanze, Umwelt	Umweltvorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Abfall:				
Kompost (LAGA-Merkblatt 10)	Emission, direkt	Mensch, Umwelt	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
Klärschlammverordnung	Emission, direkt	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem	Wohl der Allgemeinheit, Schutz der Umwelt	nicht konkret angegeben, wirkungsorientiert)
Entsorgung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle (LAGA)	Emission, direkt	Mensch, Umwelt	umweltverträgliche Verwertung von Abfällen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Abfallverordnung	Emission, direkt	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Wohl der Allgemeinheit, insbesondere Schutz der Umwelt, Vorsorge	Stand der Technik
Qualitätskriterien für Kompost (Bundesgütegemeinschaft Kompost)	Emission, direkt	Mensch, Umwelt	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
Verordnung über das Ausbringen von Gülle und Geflügelkot (Güllever-ordnung)	Emission, direkt	Mensch, Allgemeinheit	Wohl der Allgemeinheit	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
TA-Abfall	Emission, direkt	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem	Wohl der Allgemeinheit, insbesondere Schutz der Umwelt	Stand der Technik

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Entsorgung von PCB-verunreinigten Transformatoren mit mineralölhaltiger oder synthetischer Kühlflüssigkeit (LAGA)	Emission, direkt	Mensch, Umwelt	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
TA-Siedlungsabfall	Emission, direkt	Mensch, Tier, Pflanze, Ökosystem	Wohl der Allgemeinheit, insbesondere Schutz der Umwelt	Stand und Möglichkeiten der Technik
Kompostiererlaß (Baden-Württemberg)	Emission, direkt, Emission, indirekt	Mensch, Umwelt	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert, Stand der Technik)
Anforderung an den Einsatz von Abfällen zur Verwertung bei der Rekultivierung von devastierten Flächen (LABO/LAGA)	Emission, direkt, Emission, indirekt	Umwelt	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Lärm:				
Straßenverkehrszulassungs-Ordnung	Emission, direkt	Wohnbevölkerung	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	Stand der Technik
TA Lärm	Immission, äußere Belastung	Nachbarschaft	Schutz der Gesundheit	Stand der Technik
VwV zum Schutz gegen Baulärm	Immission, äußere Belastung	Allgemeinheit	Schutz vor Gefahren, erheblichen Nachteilen oder Belästigungen	Stand der Technik
Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm	Immission, äußere Belastung	Allgemeinheit	Schutz vor Gefahren, erheblichen Nachteilen und Belästigungen	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Schallschutz im Städtebau (DIN 18005/1)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Geräusche	Stand der Technik
VwVen zum Schutz gegen Baulärm	Emission, direkt	Mensch	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Geräusche	Stand der Technik

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Emissionswerte für Kräne und Drucklufthämmer (2. u. 3. BImSchVwV)	Emission, direkt	Allgemeinheit	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Geräusche	Stand der Technik
Arbeitsstättenverordnung	Emission, direkt	Allgemeinheit	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Geräusche	Stand der Technik
Rasenmäherlärm-Verordnung (8. BImSchG)	Emission, direkt	Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Geräusche	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
Hinweise zur Beurteilung des durch Freizeitaktivitäten verursachten Lärms (LAI)	Immission, äußere Belastung	Wohnbevölkerung	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Lärm	Stand der Technik, Grenze des gesundheitlich Zumutbaren
Baumaschinenlärm-Verordnung (15. BImSchG)	Emission, direkt	Allgemeinheit	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	nicht konkret angegeben (Stand der Technik)
Verkehrslärmschutzverordnung (16. BImSchG)	Immission, äußere Belastung	Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Geräusche	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Sportanlagenlärmschutzverordnung (18. BImSchG)	Immission, äußere Belastung	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen, Vorsorge	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
Verkehrswege-Schallschutzmaßnahmenverordnung (24. BImSchV)	Immission, äußere Belastung	Wohnbevölkerung	Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen	Stand der Technik
Radioaktivität/Strahlung:				
Röntgenverordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch, Sachgüter	Schutz des Lebens und der Gesundheit, Vorsorge	nicht konkert angegeben
Strahlenschutzverordnung	Immission, äußere Belastung	Mensch, Umwelt, Sachgüter	Schutz des Lebens und der Gesundheit	nicht konkret angegeben
Rahmenempfehlungen für den Katastrophenschutz in der Umgebung kerntechnischer Anlagen	Immission, äußere Belastung	Bevölkerung	Schutz der Gesundheit, Verhinderung bzw. Begrenzung der unmittelbaren Auswirkungen von kerntechnischen Unfällen	wirkungsorientiert
Ableitung von primären Eingreifwerten zur Begrenzung der Strahlenexpostion (SSK)	Immission, äußere Belastung	Mensch, Umwelt	Schutz der Gesundheit, Vorsorge	wirkungsorientiert

Tab. 7.-2: (Fortsetzung).

Bezeichnung	Art	Schutzgut	Schutzziel	Grundlage
Strahlenschutzgrundsätze zur Begrenzung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radon und seine Zerfallsprodukte	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Maßnahmen bei radioaktiver Kontaminierung der Haut (SSK)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Strahlenschutzgrundsätze bei der Freigabe von durch Uranbergbau kontaminierten Flächen zur industriellen Nutzung (SSK)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und landwirtschaftlichen Flächen (SSK)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit, Freigabe und Wiederverwendung von mit Uran kontaminierten Flächen	wirkungsorientiert
Strahlenschutzgrundsätze für die Freigabe von wiederverwertbaren Geräten und die Einrichtung aus dem Bereich des Uranbergbaus zur allgemeinen Nutzung (SSK)	Emission, direkt	Mensch	Schutz der Gesundheit	nicht konkret angegeben
Strahlenschutzgrundsätze für die Freigabe von gewerblich genutzten Gebäuden zur weiteren gewerblichen Nutzung sowie für die Beseitigung von Bauschutt aus dem Bereich des Uranbergbaus (SSK)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Schutz vor elektromagnetischer Strahlung beim Mobilfunk (SSK)	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Schutz vor niederfrequenten elektrischen und magnetischen Feldern der Energieversorgung und -anwendung	Immission, äußere Belastung	Mensch	Schutz der Gesundheit	wirkungsorientiert
Verordnung über elektromagnetische Felder (26. BImSchV)	Immission, äußere Belastung	Allgemeinheit, Nachbarschaft	Schutz/Vorsorge vor schädlichen Umwelteinwirkungen	nicht konkret angegeben (wirkungsoriert)

Eine erste Auswertung der in Tab. 7.-2 genannten Umweltstandards bezüglich des für die vorliegende Fragestellung wesentlichsten Typisierungsmerkmals “Art der Umweltstandards” zeigt, daß die weitaus meisten Listen Immissionsstandards für die äußere Belastung enthalten, worunter Massenkonzentrationen einer Substanz beziehungsweise Stoffgruppe in den Kompartimenten Luft, Boden und Wasser und in Lebensmitteln sowie Lärm/Geräusche zusammengefaßt werden (vgl. Abb 7.-4).

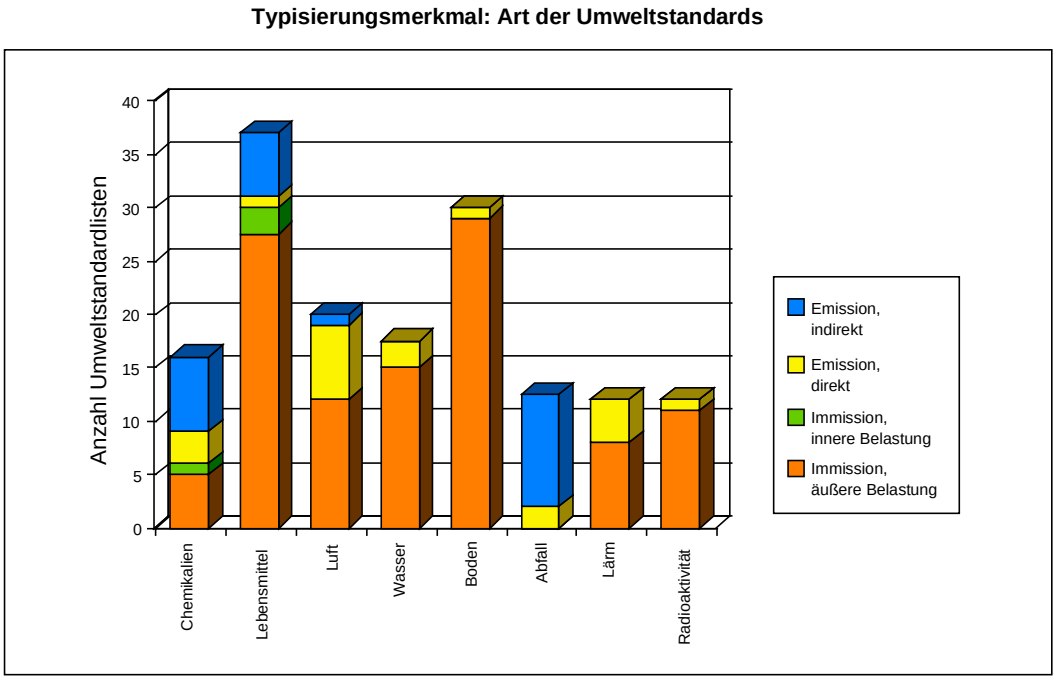


Abb. 7.-4: Charakterisierung der Umweltstandards der Bundesrepublik Deutschland bezüglich des Typisierungsmerkmals "Art der Umweltstandards" (aus RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

Lediglich drei Listen enthalten Immissionsstandards für die innere Belastung, bei denen Schadstoffe direkt an beziehungsweise in den Schutzgütern reglementiert werden. Dies sind die BAT-, die ADI- sowie die DTA-Werte:

BAT-Werte = Biologischen Arbeitsstofftoleranzwerte:[1]

Der BAT-Wert ist die beim Menschen höchstzulässige Quantität eines Arbeitsstoffes bzw. Arbeitsstoffmetaboliten oder die dadurch ausgelöste Abweichung eines biologischen

[1] Angaben, soweit nicht anders vermerkt, nach LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG & ROTH 1995

Indikators von seiner Norm, die nach dem gegenwärtigen Stand der wissenschaftlichen Kenntnis im allgemeinen die Gesundheit des Beschäftigten auch dann nicht beeinträchtigt, wenn sie durch Einflüsse des Arbeitsplatzes regelmäßig erzielt werden. Es wird in der Regel eine Arbeitsstoffbelastung von maximal acht Stunden täglich und 40 Stunden wöchentlich zugrunde gelegt. BAT-Werte können als Konzentrationen, Bildungs- oder Ausscheidungsraten definiert sein. Sie werden unter Berücksichtigung der Wirkungscharakteristika der Arbeitsstoffe und angemessener Sicherheitsspannen für Blut und/oder Harn aufgestellt. Maßgebend sind arbeitsmedizinisch-toxikologisch fundierte Kriterien des Gesundheitsschutzes.
BAT-Werte dienen im Rahmen spezieller ärztlicher Vorsorgeuntersuchungen dem Schutz der Gesundheit am Arbeitsplatz. Sie geben eine Grundlage für die Beurteilung der Bedenklichkeit oder Unbedenklichkeit vom menschlichen Organimus aufgenommener Arbeitsstoffmengen ab. Sie sind nicht geeignet, biologische Grenzwerte für langandauernde Belastung aus der allgemeinen Umwelt, etwa durch Verunreinigungen der freien Atmosphäre oder von Nahrungsmitteln, anhand konstanter Umrechnungsfaktoren abzuleiten.
Eine Verwendbarkeit im Rahmen der vorliegenden Fragestellungen ist damit auch auf der humantoxikologischen Indikationsebene **nicht gegeben**!

ADI-Werte = Acceptable Daily Intake

Hierbei handelt es sich um von der Food and Agriculture Organisation (FAO) 1957 eingeführte zumutbare Maximalaufnahmen von Fremdstoffen mit der Nahrung, die sich aus der Aufnahme aus unterschiedlichen Quellen zusammensetzen können. Der ADI-Wert ist definiert als die tägliche Aufnahmenge während eines ganzen Lebens, bei der kein Risiko für den Menschen zu erkennen ist. Ermittelt wird er aus langfristigen Tierversuchen.

Da das Prinzip auf der Beschränkung von Gesamtaufnahmen pro Zeiteinheit, bezogen auf den Menschen als Verbraucher, beruht, ist eine Anwendung auf einzelne Biota, die dem Menschen zum Verzehr dienen, und somit eine Verwendbarkeit auf der humantoxikologischen Indikationsebene im Sinne der Bioindikation **nicht gegeben**!

DTA-Werte = **Duldbare tägliche Aufnahmemenge**

(entspricht ADI).

Zur Überprüfung der Verwendbarkeit von Umweltstandardlisten mit dem Typisierungsmerkmal “Immissionsstandard, äußere Belastung” ist zunächst eine Aufschlüsselung der angegebenen Massenkonzentrationen nach der Bezugsebene erforderlich, um diejenigen Listen herausarbeiten zu können, die sich auf Schadstoffkonzentrationen in relevanten Biota beziehen. Radioaktivität und Strahlung bleiben hierbei unberücksichtigt, da sie aufgrund ihrer

besonderen Problematik nicht zum klassischen Arbeitsbereich des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren gehören (vgl. Kap. 7.2). Es sei hier nur kurz darauf verwiesen, daß das nationale und internationale Strahlenschutzrecht zum Schutz des Menschen bei der Verwendung radioaktiver Stoffe Grenzwerte für Strahlendosen bei beruflicher Exposition und für die Bevölkerung unterscheidet. Grenzwerte für Komponenten der natürlichen Strahlenbelastung bestehen nicht. Ausgenommen bei der rechtlichen Grenzwertsetzung sind auch medizinisch als notwendig erachtete Diagnostik- und Therapiedosen.

Ableitbar aus Dosisgrenzwerten oder auch -richtwerten sind daraus unter Zugrundelegung von radioökologischen Modellen, Dosisfaktoren und Lebensgewohnheiten - **Richtwerte für die Aufnahme radioaktiver Stoffe** in den menschlichen Körper über Inhalation und/oder Ingestion (Aufnahme von Wasser und Nahrungsmitteln).

Unter Beachtung des Minimierungsgebots und zur Begrenzung des Risikos bei Radioaktivitätsfreisetzungen, die überwacht und erfaßt werden oder unbeabsichtigt (störfallbedingt) erfolgen, haben die

- Weltgesundheitsorganisation (WHO),
- die Landwirtschafts- und Nahrungsmittelorganisation der UNO (FAO),
- die Internationale Atomenergieorganisation (IAEO),
- die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP),
- die Europäische Gemeinschaft (EG) und
- die Deutsche Strahlenschutzkommission (SSK)

für Strahlendosen (primäre) Grenzwerte und für Nahrungsmittel abgeleitete, spezifische (sekundäre) Eingreifswerte vorgeschlagen bzw. festgesetzt (nach LFU-BADEN-WÜRTTEMBERG & ROTH 1992), die hier aus den genannten Gründen nicht weiter berücksichtigt werden sollen.

Unter den übrigen Umweltstandardlisten erweisen sich die nachfolgend behandeltenen für die vorliegende Fragestellung als interessant:

⇒ Schadstoff-Höchsmengenverordnung,

⇒ Rückstands-Höchstmengenverordnung,

⇒ MRL der Codex Alimentarius Kommission,

⇒ Richtwerte der ZEBS,

⇒ Futtermittelverordnung.

7.1.3 Eignung ausgewählter Umweltqualitätsstandards

7.1.3.1 Schadstoff-Höchsmengenverordnung

Verordnung über die Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln, vom 23. März 1988 (BGBl. I S. 422, geändert am 3. März 1997 (BGBl. I, S. 430) - Polychlorierte Biphenyle siehe auch GefahrstoffV, Anh.IV.

Sie regelt Höchstmengen von folgenden Substanzen in tierischen Lebensmitteln, die beim gewerbsmäßigen Inverkehrbringen nicht überschritten sein dürfen:

- Quecksilber und Quecksilberverbindungen in zahlreichen Seefischen, sonstigen Fischen und Krebs- und Weichtieren

sowie die PCB

- 2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl,
- 2,2',3,4,4',5-Hexachlorbiphenyl,
- 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl,
- 2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl,
- 2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl,
- 2,4,4'-Trichlorbiphenyl

in Eiern und Eierprodukten, in Fisch und Fischereierzeugnissen, in Fleisch, in Fleischerzeugnissen, in Krebs- und Weichtieren, in Milch und Milcherzeugnissen sowie tierischen Speisefetten und -ölen. Charakterisierungsmerkmale der Schadstoff-Höchstmengenverordnung sind in Tab. 7.-3 wiedergegeben.

Die Schadstoff-Höchstmengenverordnung stellt ein Instrumentarium der staatlichen Lebensmittelüberwachung dar, das als geeignete Bewertungsgrundlage für die **humantoxikologische Indikationsebene** im Biomonitoring verwendet werden kann. Wie bereits vorangehend geschildert, wird hierbei ausschließlich der vorbeugende Gesundheitsschutz des Menschen unter Berücksichtigung gesellschaftspolitischer Konventionen bewertet. Es sind insbesondere folgende, in der Schadstoff-Höchstmengenverordnung genannte freilebende Tiergruppen von Interesse, die in passiven Monitoringprogrammen nach den in Kap. 4.7 aufgeführten Auswahlkriterien von Bedeutung sein können:

- Seefische (eßbare Teile),
- Süßwasserfische (eßbare Teile),
- Federwild (Fleisch),
- Haarwild (Fleisch),
- Muscheln, Schnecken und übrige Krusten-, Schalen- und Weichtiere sowie sonstige wechselwarme Tiere (eßbare Teile).

Tab. 7.-3: Merkmale der Schadstoff-Höchstmengenverodnung (vgl. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

• Rechtsverbindlichkeit:	Verordnung
• Art der Umweltstandards:	Immission, äußere Belastung
• Schutzgut:	Mensch
• Schutzziel:	vorbeugender Gesundheitsschutz
• Überprüfung auf Aktualität:	aus gegebenem Anlaß
• Überwachung der Einhaltung:	staatliche Lebensmittelüberwachung
• Bewertungsgrundlage:	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
• Initiative durch:	Bundesministerium für Gesundheit
• Verfahrensregeln:	Rahmenbedingungen (Geschäftsordnung der Bundesregierung)
• Begründung:	amtlich
• Kosten-Nutzen-Erwägungen:	Verhältnismäßigkeit gefordert

7.1.3.2 Rückstands-Höchstmengenverordnung

Verordnung über Höchstmengen an Rückständen von Pflanzenschutzmitteln, Düngemitteln und sonstigen Mitteln in oder auf Lebensmitteln und Tabakerzeugnissen, vom 01.09.1994 (BGBl. I S. 2299), zuletzt geändert 26.09.1997 (BGBl. I S. 2366).

Es werden Höchstmengen festgesetzt, die in oder auf Lebensmitteln beim gewerbsmäßigen Inverkehrbringen nicht überschritten sein dürfen. Charakterisierungsmerkmale der Rückstands-Höchstmengenverordnung sind in Tab. 7.-4 wiedergegeben.

Die Rückstands-Höchstmengenverordnung (RHmV) stellt ebenso wie die Schadstoff-Höchstmengenverordnung ein Instrumentarium der staatlichen Lebensmittelüberwachung dar, das als geeignete Bewertungsgrundlage für die **humantoxikologische Indikationsebene** im Biomonitoring verwendet werden kann. Neben der Nennung allgemeiner Grenzwerte für tierische und pflanzliche Lebensmittel wird eine Vielzahl pflanzlicher Produkte besonders berücksichtigt, die z.T. auch bereits Gegenstand verschiedener passiver Biomonitoringprogramme mit Kulturpflanzen als Akkumulationsindikatoren waren (z.B. Petersilie, Kopfsalat, Grünkohl). Die Möglichkeit zur Anwendung der genannten Höchstmengen auf wildwachsende Pflanzen ist gegeben und z.T., wie beispielsweise bei Pilzen und Wildfrüchten (allgemein), explizit mit Grenzwerten belegt.

Tab. 7.-4: Merkmale der Rückstands-Höchstmengenverordnung (vgl. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

• Rechtsverbindlichkeit:	Verordnung
• Art der Umweltstandards:	Immission, äußere Belastung
• Schutzgut:	Mensch
• Schutzziel:	vorbeugender Gesundheitsschutz
• Überprüfung auf Aktualität:	aus gegebenem Anlaß
• Überwachung der Einhaltung:	staatliche Lebensmittelüberwachung
• Bewertungsgrundlage:	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
• Initiative durch:	Bundesministerium für Gesundheit, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bundesministerium für Wirtschaft
• Verfahrensregeln:	Rahmenbedingungen (Geschäftsordnung der Bundesregierung)
• Begründung:	amtlich
• Kosten-Nutzen-Erwägungen:	Verhältnismäßigkeit gefordert

Gleiches gilt für die Übertragbarkeit der genannten Höchstwerte auf wildlebende Tiere oder Teile davon, wie beispielsweise die Leber oder sonstige Innereien. Wie bei pflanzlichen Lebensmitteln wird auch hier neben der Nennung allgemeiner Grenzwerte eine Vielzahl spezieller Tierarten(-gruppen) und/oder Teile bzw. Produkte besonders berücksichtigt. Hiervon können insbesondere folgende für passive Monitoringprogrammen nach den in Kap. 4.7 genannten Auswahlkriterien von Bedeutung sein:

- Seefische (eßbarer Anteil),
- Süßwasserfische (eßbarer Anteil),
- Aal (eßbarer Anteil),
- Fischleber (eßbarer Anteil),
- Federwild (Fleisch),
- Haarwild (Fleisch),
- Innereien (eßbarer Anteil),
- Honig,
- Muscheln, Schnecken und übrige Krusten-, Schalen- und Weichtiere sowie sonstige wechselwarme Tiere (eßbare Teile).

7.1.3.3 Maximum Residue Limits der Codex Alimentarius Kommission

Bei der Codex Alimentarius Kommission handelt es sich um eine gemeinsame Kommission der WHO (= World Health Organization) und der FAO (Food and Agriculture Organization). Sie wurde 1963 mit der Aufgabe gegründet, zunächst unverbindliche aber international weitgehend anerkannte Standards für die Hygienepraxis sowie für die Herstellung und die Beschaffenheit von Lebensmitteln in einheitlicher Form aufzustellen, um eine Harmonisierung innerhalb der Mitgliedstaaten der Vereinten Nationen zu erreichen und den internationalen Handel zu erleichtern. Von den Fachausschüssen "Rückstände (Pflanzenschutzmittel)" und "Kontaminanten" werden u.a. die Maximum Residue Limits (MRL-Werte) für Pestizide (MRLP) und Tierarzneimittel (MRLVD) in Lebensmitteln vorgeschlagen. Sie werden nach dem ALARA-Konzept (as low as reasonably achievable) unter Beachtung der "Guten landwirtschaftlichen Praxis" abgeleitet. Damit liegen ihnen weniger toxikologische Daten zugrunde, sondern vielmehr statistische Erhebungen über Verzehrmengen einzelner Lebensmittel nach dem Vorsorgeprinzip und unter Berücksichtigung wirtschaftlicher Vorgaben (vgl. Tab. 7.-5).

Die MRL-Werte werden den Mitgliedstaaten der Vereinten Nationen zur Übernahme in nationales Recht vorgeschlagen. Ihre Akzeptanz kann entweder als "Vollakzeptanz" erfolgen, was bedeutet, daß ein Land gewährleistet, daß die Lebensmittel, auf welche die Werte anzuwenden sind, diesen auf ihrem Hoheitsgebiet entsprechen, egal ob hier produziert oder importiert. Die zweite Form der Akzeptanz beruht auf "freier Verteilung" von Lebensmitteln, sofern sie die MRL-Werte einhalten. Dies bedeutet, daß ausländische Produkte freien Zugang zu nationalen Märkten haben, wenn sie den Codex-Standards genügen, auch dann, wenn sie gegen restriktivere nationale Bestimmungen verstoßen. Zwar wird ein gegenüber den Codex-Standards strengeres nationales Recht akzeptiert, doch ein darauf basierendes Einfuhrverbot gilt als unzulässiges Handelshemmnis entsprechend des im April 1994 unterzeichneten neuen Allgemeinen Zoll- und Handelsabkommens (GATT) (vgl. u.a. FAO & WHO 1974, 1978, 1993; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

Die Höchstmengen werden für insgesamt 176 Pflanzenschutzmittel (PSM) genannt oder in Erwägung gezogen, wobei jedem eine spezifische Liste von Lebensmitteln zugeordnet wird. Hierbei werden, wie bei der RHmV, z.T. auch pflanzliche Produkte berücksichtigt, die bereits Gegenstand verschiedener passiver Biomonitoringprogramme mit Kulturpflanzen als Akkumulationsindikatoren waren (z.B. Kopfsalat, Kohl, Klee). Bezüglich tierischer Lebensmittel sind die bei zahlreichen PSM genannten Werte meist auf bestimmte Haustiere bezogen, wie beispielsweise auf Fleisch und/oder verzehrbare Innereien von Geflügel, Pferd,

Rind, Schwein, Schaf oder Ziege. Darüberhinaus finden sich für einige PSM allgemeine Angaben über Höchstmengen in Fleisch (u.a. DDT, Aldrin, Dieldrin, Diquat).

Insgesamt kann festgehalten werden, daß eine Anwendbarkeit der MRL-Werte auf wildwachsende Pflanzen und freilebende Tiere, die in den meisten passiven Monitoringprogrammen mit Akkumulationsindikatoren im Vordergrund der Betrachtung stehen, nur in geringem Umfang gegeben ist. Bei Bezug auf identische PSM ist hier auch aufgrund der Rechtsverbindlichkeit und der wirkungsorientierten Regelungen die RHmV für die **humantoxikologische Indikationsebene** im Biomonitoring sicherlich vorzuziehen.

Tab. 7.-5: Merkmale der MRL-Werte der Codex Alimentarius Kommission (vgl. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

• Rechtsverbindlichkeit:	nicht hoheitlich
• Art der Umweltstandards:	Immission, äußere Belastung
• Schutzgut:	Mensch
• Schutzziel:	vorbeugender Gesundheitsschutz
• Überprüfung auf Aktualität:	bei Vorliegen neuer Erkenntnisse
• Überwachung der Einhaltung:	keine Angaben
• Bewertungsgrundlage:	Stand der Technik (Good Agricultural Practice; as high as necessary - as low as possible)
• Initiative durch:	Mitgliedstaaten
• Verfahrensregeln:	Handbuch
• Begründung:	nicht konkret angegeben
• Kosten-Nutzen-Erwägungen:	keine Angaben

7.1.3.4 ZEBS-Richtwerte

Die Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS) wurde 1974 vom damaligen Bundesgesundheitsamt mit der Aufgabe eingerichtet, die in Deutschland produzierten Daten über Umweltchemikalien in Lebensmitteln zu sammeln und auszuwerten. 1975 wurde ein erster Richtwert-Bericht für Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber veröffentlicht. Diese Richtwerte waren an den Gehalten von Chemikalien in Lebensmitteln orientiert; sie waren nicht nach der gesundheitlichen Bedeutung ausgerichtet. 1979 lagen dann gesichertere Daten vor, allerdings wurden nur noch Richtwerte für Blei, Cadmium und Quecksilber veröffentlicht. Hierbei wurde erstmals eine Ausrichtung an den WHO-Werten vorgenommen, wobei es sich um eine gesundheitliche Bewertung handelt, nicht aber um eine toxikologische (vgl. WEIGERT 1984).
Seit diesem Zeitpunkt (1979) werden von der ZEBS, die seit 1994 dem Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) angehört, Richtwerte für die Begrenzung bzw. Minimierung unerwünschter Schadstoffgehalte in Lebensmitteln festgesetzt. Sie werden im Bundesgesetzblatt veröffentlicht, und zwar seit Mai 1990 regelmäßig in der Maiausgabe (Stand Mai 1996).
Bei der Wertfestsetzung spielen, wie bereits vorangehend erwähnt, toxikologische Überlegungen nur eine geringe Rolle. Entscheidend ist die Verteilung von Schadstoffen in bestimmten Lebensmittelgruppen, die durch Lebensmittel-Monitoringstudien ermittelt wird. Belastungsspitzen werden dadurch abgeschnitten, daß man ein Perzentil zwischen der 85%- und 95%-Grenze festlegt (vgl. KÄFERSTEIN et al. 1979; GREFEN et al. 1984; WEIGERT 1984; LFU BADEN-WÜRTTEMBERG & ROTH 1995; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996; s. auch Kap. 7.2.5).

Die ZEBS-Richtwerte stellen ebenso wie die Schadstoff-Höchstmengenverordnung, die Rückstands-Höchstmengenverordnung und die Codex MRL-Werte eine mögliche Bewertungsgrundlage für die **humantoxikologische Indikationsebene** im Biomonitoring dar. Sie geben Richtwerte für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber an. Von den genannten Biota können folgende für passive Monitoringprogramme mit Akkumulationsindikatoren von besonderem Interesse sein (bezogen auf verzehrbare Anteile):

- Wildfrüchte,
- Fische,
- Fleischerzeugnisse allgemein,
- Krusten-, Schalen und Weichtiere (ausgenommen Krebs- und Muscheltiere),
- Krebstiere,
- Muscheln.

Tab. 7.-6: Merkmale der ZEBS-Richtwerte (vgl. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

• Rechtsverbindlichkeit:	nicht hoheitliche Umweltstandards
• Art der Umweltstandards:	Immission, äußere Belastung
• Schutzgut:	Mensch
• Schutzziel:	vorbeugender Gesundheitsschutz
• Überprüfung auf Aktualität:	jährlich
• Überwachung der Einhaltung:	staatliche Lebensmittelüberwachung
• Bewertungsgrundlage:	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
• Initiative durch:	Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien
• Verfahrensregeln:	keine festgeschriebenen Regeln
• Begründung:	statistische Überlegungen
• Kosten-Nutzen-Erwägungen:	keine

7.1.3.5 Futtermittelverordnung

Die Futtermittelverordnung (Fassung vom 11.11.1992 BGBl. I, S. 1898, zuletzt geändert durch die Verordnung vom 23.07.1997, BGBl. I, S. 1894) nennt Grenzwerte für Zusatzstoffe und Höchstmengen für Kontaminanten in Futtermitteln (Typisierungsmerkmale vgl. Tab. 7.-7).

Nach § 23 darf der Gehalt an unerwünschten Stoffen in Futtermitteln die in Anlage 5 der Verordnung festgesetzten Höchstgehalte nicht überschreiten. Abweichend hiervon dürfen Einzelfuttermittel, die im landwirtschaftlichen Betrieb erzeugt und dort verfüttert werden, bis zum Zweieinhalbfachen der in Anlage 5 genannten Höchstgehalte an unerwünschten Stoffen enthalten. Hier sind auch zahlreiche Standards für Umweltchemikalien genannt, die zur Bewertung von Schadstoffgehalten in Akkumulationsindikatoren von Relevanz sein können. Beispiele hierfür sind Aflatoxin B_1, Arsen, Blei, Cadmium, Toxaphen, Chlordan, DDT, Aldrien, Dieldrin, Endosulfan, Heptachlor und Quecksilber. Problematisch bei der Verwendung im Biomonitoring ist allerdings, daß die meisten Umweltstandards für solche Futtermittel angegeben werden, die, wie etwa Ergänzungsfutter, Grünmehl oder Mineralfutter, keinen direkten Bezug zu möglichen Akkumulationsindikatoren erlauben.

Als Bewertungskriterium werden insbesondere im Verfahren der Standardisierten Graskultur für die in *Lolium multiflorum* ermittelten Gehalte an Fluorid und Schwermetallen die Grenzwerte der Futtermittel angewendet, die nach NOBEL & MAIER-REITER (1992) eine Abwehr möglicher Gefährdungen von Mensch und Tier durch verunreinigte Futtermittel gewährleisten (vgl. auch GREFEN et al. 1984; FRANZ-GERSTEIN et al. 1992). Von NOBEL & MAIER-REITER (1992) wird z.B. für Blei eine 5-stufige Klassifizierung zugrunde gelegt, in sehr niedrig (= 0,8 µg/g TS), niedrig (0,9-10 µg/g), mittel (10-25 µg/g), hoch (25-40 µg/g) und sehr hoch (> 40 µg/g), wobei **sehr hoch** die Überschreitung des entsprechenden Grenzwertes der Futtermittelverordnung für Grünfutter einschließlich Weidegras und Rübenblätter, Grünfuttersilage und Heu bedeutet.

Diese Klassifizierung zeigt, daß die Grenzwerte der Futtermittelverordnung in einem Konzentrationsbereich angesiedelt sind, die angesichts der heutigen Belastungssituation kaum für eine routinemäßige Bewertung von Rückständen in Pflanzen, beispielsweise in *Lolium multiflorum* oder Grünlandaufwuchs, im Rahmen von Biomonitoringprogrammen als ausreichend differenzierendes Bewertungskriterium herangezogen werden können (vgl. Kap. 7.2.6). Hierbei darf nicht unberücksichtigt bleiben, daß diese Grenzwerte keine Gefährdungsgrade für Pflanzen angeben, sondern für Nutztier und Mensch über die Nahrungskette. Im Prinzip handelt es sich damit bei der Futtermittelverordnung ebenfalls um eine Umweltstandardliste für die humantoxikologische Indikationsebene.

Tab. 7.-7: Merkmale der Futtermittelverordnung (vgl. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996).

• Rechtsverbindlichkeit:	Verordnung
• Art der Umweltstandards:	Immission, äußere Belastung
• Schutzgut:	Schlachtvieh, Mensch
• Schutzziel:	vorbeugender Gesundheitsschutz
• Überprüfung auf Aktualität:	aus gegebenem Anlaß
• Überwachung der Einhaltung:	staatliche Lebensmittelüberwachung
• Bewertungsgrundlage:	nicht konkret angegeben (wirkungsorientiert)
• Initiative durch:	EU, Bundesregierung
• Verfahrensregeln:	Rahmenbedingungen
• Begründung:	amtliche Begründung
• Kosten-Nutzen-Erwägungen:	Verhältnismäßigkeit gefordert

7.1.4 Fazit

Wie die vorangehende Auswertung zeigt, stehen für die **humantoxikologische Indikationsebene** im Biomonitoring verschiedene Umweltqualitätsstandards zur Verfügung, die eine geeignete Bewertungsgrundlage für die Einstufung des Gefährdungspotentials des Menschen als Konsumenten erlauben. Hier sind im wesentlichen zu nennen:

⇒ Schadstoff-Höchstmengenverordnung,
⇒ Rückstands-Höchstmengenverordnung,
⇒ ZEBS-Richtwerte,
⇒ Futtermittelverordnung.

Damit besteht die Möglichkeit, für die Schwermetalle Arsen, Quecksilber, Cadmium und Blei sowie eine Vielzahl von Pflanzenschutzmitteln eine Bewertung nach dem Aspekt der direkten Lebensmitteltauglichkeit oder indirekt via Nutztier (Futtermittelverordnung) vorzunehmen. Eine Übertragung derartiger Werte, die, wie bereits dargelegt, auf spezifischen Umweltqualitätszielen beruhen und das Ergebnis eines nicht rein wissenschaftlichen sondern vielmehr gesellschaftspolitischen Entscheidungsprozesses darstellen, auf Indikatorarten oder Teile davon, die dem Menschen nicht zum Verzehr dienen, ist jedoch nicht angebracht. So stellt beispielsweise eine Anwendung der von der ZEBS genannten Richtwerte für Hühnereier auf die Schadstoffgehalte von Silbermöwen- oder Taubeneier, die sich in zahlreichen Biomonitoringprogrammen als guter Akkumulationsindikator erwiesen haben, in Ermangelung spezifischer Umweltstandards ein sicherlich reizvolles Unterfangen dar, welches aber jeglicher Grundlage entbehrt.

Insgesamt kann festgehalten werden, daß mit Ausnahme der humantoxikologischen Indikationsebene keine bestehenden Umweltqualitätsstandards eingesetzt werden können, um in Akkumulationsindikatoren gefundene Schadstoffgehalte zu bewerten. Dies gilt sowohl für die individuelle Indikationsebene, wie auch die ökosystemare und die humanphysiologische. Wie NAGEL (1988b) betont, gibt es in der Ökotoxikologie zur Zeit noch kein den Grenzwertsetzungen im humantoxikologischen Bereich vergleichbares Konzept, und es wird es möglicherweise auf lange Sicht auch noch nicht geben, wenn es darum geht, die Umwelt vor schädlichen Wirkungen von Chemikalien zu schützen. Denn bei der ökotoxikologischen Risikoabschätzung kommen weitere Aspekte hinzu, die die Situation um ein Vielfaches komplexer gestalten, als dieses in der Humantoxikologie der Fall ist.

7.2 Umweltqualitätskriterien

Umweltqualitätskriterien kennzeichnen die zulässige Höhe bzw. die Intensität eines Einwirkungsfaktors (Schadstoffes) für ein jeweils definiertes Schutzniveau aus rein wissenschaftlicher Sicht. Derartige Schutzniveaus können beispielsweise der Ausschluß jeglichen erkennbaren Einflusses auf die untersuchten Umweltkompartimente (z.B. NOAEL) oder die Inkaufnahme einer 50 %igen Absterberate (LD_{50}, LC_{50}) über eine definierte Zeitspanne sein (vgl. Kap. 7.2.1). Sie richten sich ausschließlich nach dem aktuellen Stand der Wissenschaft, unterliegen somit ggf. dem Zwang der Revision entsprechend des Erkenntnisfortschrittes und müssen demnach als fortschreibungsfähige Kennwerte angesehen werden. Im Zuge ihrer Umsetzung können sie als Grundlage zur Festlegung verbindlicher Standards oder Richt- und Grenzwerte dienen, oder aber als Rückkopplungseffekte als naturwissenschaftliche Orientierungsgrößen zur Neuformulierung von Umweltqualitätszielen führen (vgl. Kap. 6).

Wie aus dem vorangegangenen Kapitel hervorgeht, stehen Umweltqualitätsstandards, die als Grundlage zur Beurteilung von Geweberückständen in Akkumulationsindikatoren im Rahmen passiver Biomonitoringprogramme eingesetzt werden können, lediglich für die humantoxikologische Indikationsebene zur Verfügung. Im folgenden soll daher versucht werden, naturwissenschaftlich begründete Ansätze herauszuarbeiten, die zusätzlich zu den bestehenden Umweltqualitätsstandards als Bewertungsgrundlage für das rückstandsorientierte Biomonitoring eingesetzt werden können. Da auf dem Arbeitsfeld der toxikologischen Risikoforschung eine fast unüberschaubare Fülle von Ansätzen existiert, wurde hierfür eine Selektion nach den Kriterien der Bedeutung und Aktualität in der (Öko-)Toxikologie und/ oder ihrer Verwendbarkeit für die vorliegende Fragestellung vorgenommen. Es soll jedoch nicht unerwähnt bleiben, daß es darüberhinausgehend eine Vielzahl weiterer Ansätze der Risikobewertung potentiell schädlicher Substanzen gibt, die auf der Grundlage individueller und/oder institutioneller Forschungsinitiativen entwickelt und evaluiert werden. Dies betrifft in verstärktem Maße den Bereich der Labortoxizitätstests, wobei jedoch i.d.R. lediglich neue Spezies in unterschiedlichsten Entwicklungsstadien unter verschiedensten Versuchsbedingungen auf ihre Verwendbarkeit und ihren Aussagegehalt untersucht werden. Die für die vorliegende Fragestellung relevanten Grundsätze sind hierbei jedoch die gleichen.

Zudem sei, wie bereits in Kap. 6 angesprochen, darauf hingewiesen, daß bei der Beurteilung des toxikologischen Risikopotentials von Schadstoffen grundsätzlich zwischen folgenden Wirkungsweisen am Rezeptor unterschieden werden muß (s. FORTH et al. 1987; vgl. auch FRISCHE et al. 1979; BEYERSMANN 1986; HENSCHLER 1989, 1994; MÜLLER 1990; FENT 1998):

Konzentrationsgifte: Die Wirkungsstärke hängt von der jeweiligen Konzentration des Pharmakons am Rezeptor ab. Die Wirkung ist nichtstochastisch und nimmt mit zunehmender Konzentration am Rezeptor zu. Verschwindet das Pharmakon vom Rezeptor, so geht auch die Wirkung wieder auf Null zurück.
Die Dosis-Wirkungsbeziehungen sind meist nichtlinear; mit zunehmender Konzentration nimmt die Wirkung anfänglich rasch, später langsamer zu und erreicht schließlich ein Maximum, das auch bei weiterer Erhöhung der Dosis nicht mehr überschritten wird.

Summationsgifte: Das Pharmakon bewirkt am Rezeptor eine irreversible Veränderung. Die Wirkung bleibt auch nach Verschwinden des Pharmakons bestehen. Das bedeutet, daß bei einer späteren Dosis diese auf eine bereits bestehende Wirkung trifft und sich so die Einzelwirkungen über längere Zeiträume summieren können. Ein einzelnes Molekül, ein einzelnes Energiequant kann die (stochastische) Wirkung auslösen.
Die Dosis-Wirkungsbeziehungen müssen hier als kumulierte Wirkungen auf Einzeldosen betrachtet werden, die über längere Zeit eingewirkt haben und selbst schon wieder eliminiert sein können. Hier läßt sich die Abhängigkeit besser durch eine "Dosis-Zeit-Beziehung" charakterisieren, weshalb man die Summationsgifte häufig auch ct-Gifte (c = Konzentration, t = Zeit) nennt. Hierzu zählen viele mutagene und kanzerogene Stoffe sowie ionisierende Strahlung.

FRISCHE et al. (1979) unterscheiden in diesem Zusammenhang zwischen einer Toxizität, die sich gegen Aktivitäten und Strukturen des Stoffwechsels richtet (somatische Toxizität) und einer genetischen Toxizität, die am Erbgut angreift (Mutagenität, Kanzerogenität). Die somatische Toxizität ist potentiell reparabel, die genetische nicht. Auch die betroffenen Substrate sind unterschiedlich; einmal die Proteine, zum anderen die Nukleinsäuren. Nur für die somatische Toxizität gilt die Dosis-Wirkungs-Beziehung im strengen Sinne, Schwellenwerte der Dosis für toxisches Geschehen sind daher sinnvoll und nachweisbar. Für die genetische Toxizität gibt es keine Dosisschwelle, sondern eine Abhängigkeit von Zufall und Wahrscheinlichkeit.

Dies bedeutet, daß Grenzen für die weitestgehende Vermeidung erkennbarer Effekte oder für einen Wirkungsgrad in festgelegtem Umfange für Summationsgifte nicht bestimmt werden können, weshalb für diese Wirkungsgruppe zumindest für die Beurteilung von Geweberückständen **keine Umweltqualitätskriterien definiert werden können.** Wenn Grenzwerte für kanzerogene Stoffe festgelegt werden, beruhen sie nicht auf gesundheitlicher Unbedenklichkeit oder einem präzise bestimmbaren Restrisiko. Bei ihrer Festlegung spielen im wesentlichen folgende Kriterien eine Rolle: (-) Hinnahme eines Restrisikos, (-) technische Erreichbarkeit, (-) ökonomische Tragbarkeit, (-) soziale Akzeptanz, (-) chemisch-analytische

Kontrollierbarkeit, (-) Überprüfung in vorgegebener Zeit mit der Tendenz fortgesetzter Absenkung (vgl. HENSCHLER 1994).

Aufgrund der fehlenden Dosis-Wirkungsbeziehungen und der fehlenden Möglichkeit zur Bestimmung von Schwellenwerten bei Summationsgiften beschränken sich die nachfolgenden Ausführungen zu Umweltqualitätskriterien auf den Bereich der Konzentrationsgifte.

7.2.1 Ökotoxikologische Testverfahren

Ökotoxikologische (Labor-)Testverfahren werden mit dem Ziel durchgeführt, Hinweise auf die Wirkung potentiell toxischer Substanzen auf Ökosysteme zu erhalten. Sie werden beispielsweise vom Chemikaliengesetz gefordert, dessen Zweck darin besteht, “den Menschen und die Umwelt vor schädlichen Einwirkungen gefährlicher Stoffe und Zubereitungen zu schützen, insbesondere sie erkennbar zu machen, sie abzuwenden und ihrem Entstehen vorzubeugen" (§ 1 ChemG). Es schreibt im Hinblick auf Umweltschutz ein ökotoxikologisches Testprogramm vor, das im Grunde aus einer Reihe von toxikologischen Einzelspeziestests an Organismen aus den verschiedenen Trophieebenen aquatischer und terrestrischer Ökosysteme besteht.

Auch wenn weitestgehend Einigkeit darüber besteht, daß die Aussagekraft derartiger Versuche über die Wirkung von chemischen Substanzen auf die Umwelt aus den in Tab. 7.-8 genannten Gründen sehr eingeschränkt ist, stellen sie zusammen mit der Kenntnis der physiko-chemischen Stoffdaten (u.a. Verteilungskoeffizient, Löslichkeit, Flüchtigkeit) dennoch einen unverzichtbaren Bestandteil der ökotoxikologischen Risikoforschung im Rahmen der Früherkennung von Chemikalienwirkungen auf Biota dar (vgl. PAULUS 1989). Ökotoxikologische Labortestverfahren können als die Standard-Verfahren zur Erhebung von Toxizitäts-Potentialen bezeichnet werden, mit denen derzeit die ökotoxikologische Bewertung von Umweltchemikalien erfolgt (STEINBERG et al. 1989). Da sie unter standardisierten und kontrollierten Bedingungen im Laboratorium stattfinden, haben sie den Vorteil, daß sie als Ergebnis reproduzierbare Umweltqualitätskriterien liefern, die eine wichtige Grundlage zur Festlegung zahlreicher Umweltqualitätsstandards darstellen.

Zur Abgrenzung von der humantoxikologischen Forschung sei darauf hingewiesen, daß das primäre Ziel der Ökotoxikologie hierbei nicht das Erkennen von Wirkungsmechanismen auf der Ebene der Einzelspezies ist (vgl. Abb. 7.-5, S. 148), dennoch aber Dosis-Wirkungsbeziehungen auf dieser Organisationsebene vielfach als Bewertungsansatz dienen.

Tab. 7.-8: Einschränkungen in der Aussagekraft von Labortoxizitätstests für Chemikalienwirkungen in der Umwelt (vgl. PAULUS 1989).

- Arten, die in Toxizitätstests eingesetzt werden, sind in der Regel solche, die leicht und kostengünstig gezüchtet werden können, häufig aber nicht in den Gebieten vorkommen, in denen die chemischen Substanzen angewandt werden sollen. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse von Toxizitätstests an Vertretern einer Art auf andere Arten ist in vielen Fällen nur gering.
- Bei den Tests werden normalerweise konstante Chemikalienkonzentrationen unter konstanten Bedingungen verwendet. In der Natur können Umweltbedingungen oft und manchmal rapide wechseln. Je strikter die Testbedingungen festgelegt werden, umso geringer wird die Aussagekraft für systemare Verknüpfungen.
- Es gibt im Grund genommen keine Tests, die in der Lage sind, System-Level-Phänomene, wie Konkurrenz, Nährstoffkreisläufe, Nahrungsnetzbeziehungen, Energietransfer etc., zu untersuchen.
- Fragen der Toxizität und Wirkung von Metaboliten sowie der Kombinationswirkungen mehrerer Substanzen (multiple oder kombinierte Exposition, synergistische oder antagonistische Wirkung) können nur ungenügend beantwortet werden.

Nachfolgend soll zunächst eine Übersicht über den **derzeitigen Stand ökotoxikologischer Testverfahren** gegeben und eine Wertung der Verwendbarkeit der auf ihnen beruhenden Datenbasis zur Beurteilung von Geweberückständen vorgenommen werden. Hierbei werden i.e.L. (-) die “OECD-Guidelines for Testing of Chemicals / Section 2: Effects on Biotic Systems”, (-) aus den “OECD-Guidelines for Testing of Chemicals / Section 3: Degradation and Accumulation” die Verfahren zur Bioakkumulation, (-) ausgewählte Richtlinien der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) zur ökotoxikologischen Prüfung von Pflanzenschutzmitteln sowie (-) ausgewählte DIN-Verfahren berücksichtigt. Darüberhinaus werden beispielhaft auch ausgewählte toxikologische Verfahren der “OECD-Guidelines for Testing of Chemicals / Section 4: Health Effects” einbezogen, da sie grundsätzlich für die Interpretation von Geweberückständen ebenfalls von Relevanz sein können und außerdem zusätzliche Bewertungsansätze Anwendung finden. (vgl. OECD 1993a,b; BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1988-1994; s.a. RUDOLPH & BOJE 1986; SCHLOSSER 1988; STEINBERG et al. 1995.

Die Betrachtung weiterer Verfahren aus der Fülle der inzwischen entwickelten Tests würde zwar die Zahl der eingesetzten Modellorganismen(gruppen) vergrößern, das Spektrum der Testprinzipien und damit die Bewertung der allgemeinen Verwendbarkeit gebräuchlicher Tests für die vorliegende Fragestellung aber kaum beeinflussen. Umfangreiche Angaben zu weiteren, z.T. international harmonisierten Testverfahren, geben u.a. die

- EPA = United States Environmental Protection Agency ("Ecological Effect Test Guidelines"),
- SETAC = Society of Environmental Toxicology and Chemistry,
- EPPO = European and Mediterranean Plant Protection Organization,
- ICPBR = International Commission for Plant-Bee Relationships,
- IOBC = International Organization for Biological and Integrated Control of Noxious Animals and Plants.

Das grundlegende Ziel von ökotoxikologischen Testverfahren besteht meist in der Identifizierung von definierten Wirkungsschwellen. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Tests beruhen dabei vor allem auf folgenden Gesichtspunkten, die bei der anschließenden Betrachtung Berücksichtigung finden sollen:

⇒ Unterschiede in den eingesetzten **Modellorganismen** (Monospeziestests) und Organismengruppen (Multispeziestests) aus dem terrestrischen und aquatischen Bereich.

⇒ Unterschiede in den eingesetzten **Entwicklungsstadien**. Neuere Testverfahren versuchen vielfach, alle (Life-Cycle-Tests) oder die sensibelsten (Early-Life-Stage-Tests) Entwicklungsstadien im Lebenszyklus von Organismen, wie beispielsweise Larvalstadien von Fische, zu untersuchen, da sie im Freiland häufig das empfindlichste Glied der Biozönosen darstellen, das von potentiell schädlichen Substanzen beeinträchtigt werden kann.

⇒ Unterschiede in der **Testdauer**:

akute Toxizität	=	Giftigkeit einer Substanz nach einmaliger Verabreichung innerhalb von Stunden bis wenigen Tagen,
subakute Toxizität	=	nach wiederholter Verabreichung innerhalb von i.d.R. 4 Wochen,
subchronische Toxizität	=	nach wiederholter Verabreichung innerhalb von i.d.R. 90 Tagen,
chronische Toxizität	=	nach wiederholter Verabreichung innerhalb von mindestens 6 Monaten.

⇒ Unterschiede im Prinzip der **Wirkungsmessung**: u.a.

- Letale Wirkung: I.d.R. als akute Reaktion auf das Einwirken eines Toxins.
- Physiologische Wirkung: Beeinträchtigung physiologischer Leistungen, z.B. der Bewegungsaktivität oder Atemfrequenz.
- Biochemische Wirkung: Beeinträchtigung oder Auslösung von Enzymaktivitäten.
- Morphologische Wirkung: u.a. an epidermalen Zellen sowie im Magen-Darm-Trakt als Folge direkter Schadwirkungen.
- Beeinträchtigung der Fertilität: u.a. durch Verhaltensänderungen, Vitalitätsreduktion, Störung der Embryonalentwicklung, Mißbildungen.
- Beeinträchtigung der Vitalität.

⇒ Unterschiede im Prinzip der **Endpunktbestimmung:** u.a.

- LD_{50}: Mittlere letale Dosis; der Index 50 gibt die prozentuale Häufigkeit des Effektes an.
- LC_{50}: Mittlere letale Konzentration; die letale Konzentration LC bezieht sich auf die im Wasser vorliegende Konzentration.
- LT_{50}: Mittlere Überlebenszeit, Zeitdauer, bis 50% der eingesetzten Testorganismen abgestorben sind.
- EC_{50}: Effektive Konzentration für 50% des Testkollektivs; der erfaßte Effekt als subletale Schädigung muß angegeben werden.
- LLC: Geringste tödliche Konzentration
- TLm: (Median Tolerance Limit) ist die Konzentration einer Testsubstanz im Wasser (mg/l), bei der 50% der Testorganismen innerhalb eines festgelegten Zeitraumes absterben.
- Geringste toxikologisch wirksame Dosis bzw. Konzentration = LOEL/LOEC, LOAEL/ LOAEC (Lowest Observed Effect Level/Concentration, Lowest Observed Adverse Effect Level/Concentration).
- Nicht toxisch wirkende Dosis bzw. Konzentration = NEL/NEC, NOEL/NOEC, NOAEL/NOAEC (No Effect Level/Concentration, No Observed Effect Level/ Concentration, No Observed Adverse Effect Level/Concentration).

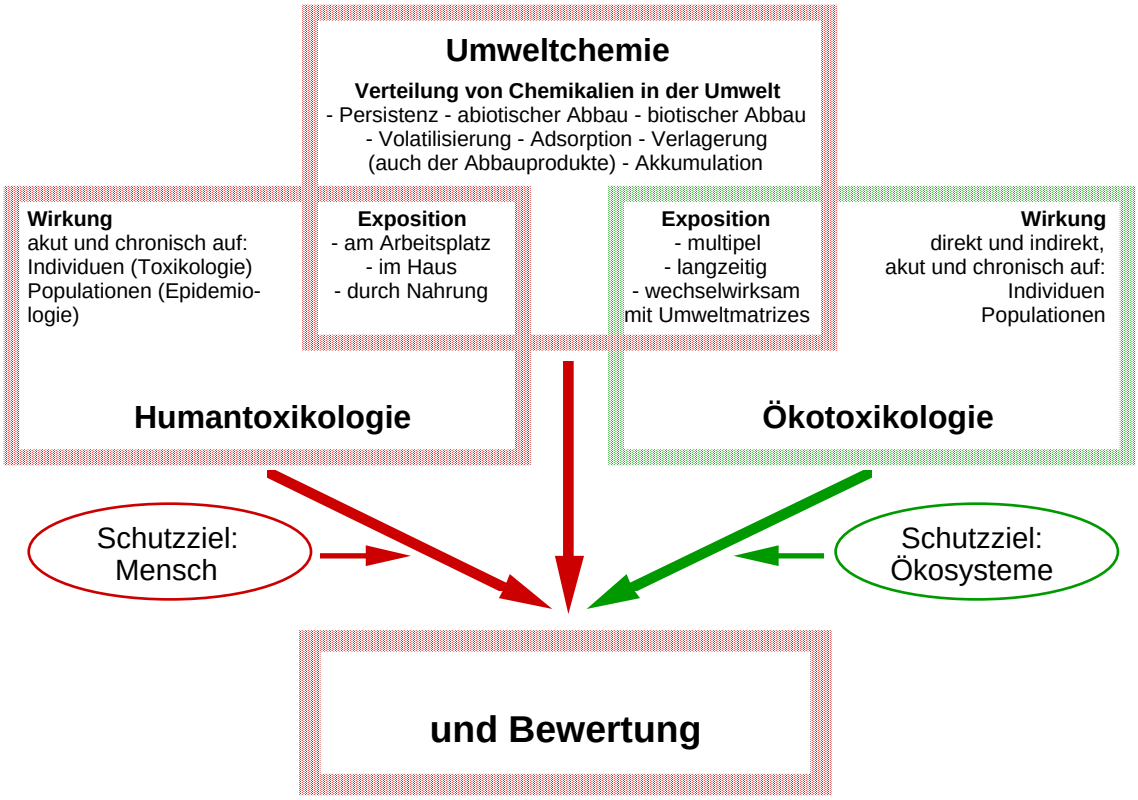


Abb. 7.-5: Stellung der Ökotoxikologie zu benachbarten Disziplinen am Beispiel von Chemikalien (nach STEINBERG et al. 1995, verändert).

Ökotoxikologische Testverfahren für aquatische Ökosysteme:

Testbezeichnung:	**Activated Sludge, Respiration Inhibition Test**
Status:	Standardtest (OECD 209)
Modellorganismus:	Abwasser-Mikroorganismen
Testprinzip:	O_2-Verbrauch (Atmung) eines Belebtschlamms, der mit künstlichem (standardisierten) Abwasser gefüttert wird, wird in Abhängigkeit verschiedener Konzentrationen an Testsubstanz gemessen
Meßprinzip:	Messung durch O_2-Elektrode
Endpunktbestimmung:	EC_{50}, (EC_{20}, EC_{80}), Referenzsubstanz: 3,5 Dichlorphenol
Dauer:	3 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit unter Anwendung spezieller Analysenverfahren**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Belebtschlamm
Testprinzip:	Bestimmung des Abbaugrades einer Testsubstanz in einer Belebtschlammlage im Labormaßstab
Meßprinzip:	Konzentration der Testsubstanz wird im Zu- und Ablauf der Modellanlage bestimmt und daraus der Abbaugrad ermittelt
Endpunktbestimmung:	Berechnung der Abbaurate und graphische Darstellung in Abhängigkeit von der Zeit
Dauer:	Abbauprüfung: 21 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Belebtschlamm
Testprinzip:	Abbau einer Testsubstanz durch Belebtschlamm in einem offenen, belüfteten Gefäß
Meßprinzip:	Bestimmung der Konzentration der Substanz anhand des DOC oder des CSB
Endpunktbestimmung:	Berechnung der Abbaurate in Abhängigkeit von der Zeit, graphische Darstellung des Abbauverlaufs
Dauer:	28 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Assimilations-Zehrungs-Test**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	-Zehrungstest: saprophytische Mikroorganismen -Assimilationstest: *Scenedesmus subspicatus* CHODAT
Testprinzip:	Zehrungstest: O_2-Verbrauch in Abhängigkeit von der Testgutkonzentration als Maß für den Abbau organ. Stoffe Assimilationstest: photosynthetische Leistung der Planktonalgen anhand der O_2-Produktion in Abh. der Testgutkonzentr.
Meßprinzip:	Messung des O_2-Gehaltes mittels Elektrode
Endpunktbestimmung:	FC_{10} (24 h) bzw. HC_{10} (24 h) = niedrigste ermittelte Testgutkonzentration, bei der eine 10%-ige Förderung bzw. Hemmung der gemessenen stoffwechseldynamischen Leistung eintritt
Dauer:	24 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserinhaltsstoffen auf Bakterien: *Pseudomonas*- Zellvermehrungs-Hemmtest**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	*Pseudomonas putida*
Testprinzip:	Hemmung der Vermehrungsfähigkeit der Bakterien durch die Einwirkung einer Testsubstanz in Abhängigkeit von ihrer Konzentration
Meßprinzip:	Messung der optischen Dichte der Bakteriensuspension (Trübungswerte als Formazinäquivalent TE/F) als Maß für die Zellvermehrung
Endpunktbestimmung:	EC_{10} und EC_{50}
Dauer:	16 h (chronische Wirkung)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Leuchtbakterienabwassertest mit konservierten Bakterien (Bestimmung der Hemmwirkung auf die Lichtemission von *Photobacterium phosphoreum*)**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	*Photobacterium phosphoreum* NRRL B-11 177
Testprinzip:	Hemmung der Lichtemission durch Abwasser
Meßprinzip:	Messung der Lichtemission mit Hilfe eines Luminometers
Endpunktbestimmung:	G_L-Wert (diejenige Verdünnungsstufe, deren Hemmwert die Schwelle 20% unterschreitet)
Dauer:	30 min
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Phytoplankton
Testprinzip:	Bestimmung des Verhältnisses von Chlorophyll-a und Phaeopigmentkonzentration als Hinweis auf den physiologischen Zustand des Phytoplanktons eines Gewässers
Meßprinzip:	Spektrometrische Bestimmung des Chlorophyllgehaltes sowie des Phaeopigmentgehaltes
Endpunktbestimmung:	Extinktion bei 665 nm.
Dauer:	-
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung von Sauerstoffproduktion und Sauerstoffverbrauch mit der Hell-Dunkelflaschenmethode**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Phytoplankton
Testprinzip:	Bestimmung der Sauerstoffbruttoproduktion (SPG) und des Sauerstoffverbrauchs SVG als Maß für die Primärproduktion
Meßprinzip:	Amperometrische Bestimmung des Sauerstoffgehalts in folgenden Wasserproben: O_2-gesättigt, Hell- und Dunkelproben nach Belichtung in unterschiedlicher Expositionstiefen
Endpunktbestimmung:	Berechnung der SPG und SVG
Dauer:	Expositionszeit maximal 24 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der Sauerstoffproduktion mit der Hell-Dunkelflaschen-Methode unter Laborbedingungen SPL (Sauerstoff-Produktionspotential)**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Phytoplankton
Testprinzip:	Bestimmung der Sauerstoffproduktion im Laboratorium als Maß für die Photosyntheseaktivität
Meßprinzip:	Amperometrische O_2-Bestimmung in folgenden Proben: Ausgangsproben (O_2-gesättigt), Hell- und Dunkelproben (nach 24-stündiger Inkubationszeit im Lichtbrutschrank)
Endpunktbestimmung:	SPL= SH - SD; SH = O_2-Geh. der Hellproben am Versuchssende; SD = O_2-Geh. der Dunkelproben am Versuchsende
Dauer:	24 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Alga, Growth Inhibition Test**
Status:	Standardtest (OECD 201)
Modellorganismus:	Einzellige Grünalgen: - *Ankistrodesmus bibraianus* - *Scenedesmus subspicatus* - *Chlorella vulgaris*
Testprinzip:	Hemmung der Zellvermehrung durch die Testsubstanz in verschiedenen Konzentrationen
Meßprinzip:	Bestimmung der Zellkonzentrationen (Zellen/ml)
Endpunktbestimmung:	EC_{50}, NOEC
Dauer:	72 h - Zellvermehrung mindestens um den Faktor 16 (chronische Wirkung)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserinhaltsstoffen auf Grünalgen (Scenedesmus-Zellvermehrungs-Hemmtest)**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Einzellige Süßwasser-Grünalge: - *Scenedesmus subspicatus* CHODAT
Testprinzip:	Hemmung der Zellvermehrung durch die Testsubstanz in verschiedenen Konzentrationen
Meßprinzip:	Bestimmung der Zellkonzentrationen (Zellen/ml)
Endpunktbestimmung:	EC_{10}, EC_{50}
Dauer:	72 h - Zellvermehrung mindestens um den Faktor 16 (chronische Wirkung)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der nicht giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Grünalgen (Scenedesmus-Chlorophyll-Fluoreszenztest) über Verdünnungsreihen**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Süßwasser-Grünalge: - *Scenedesmus subspicatus* CHODAT
Testprinzip:	Hemmwirkung auf die Zellvermehrung durch Abwasser in verschiedenen Verdünnungen
Meßprinzip:	Messung der Chlorophyll-Fluoreszenz bei 685 nm
Endpunktbestimmung:	Verdünnungsfaktor für die Hemmwirkung der Biomassenproduktion < 20%
Dauer:	72 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der Wirkung von Abwasser auf das Wurzellängenwachstum der Gartenkresse**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Gartenkresse: - *Lepidium sativum*
Testprinzip:	Gelöste Substanzen im Wasser beeinflussen die Keimung des Samens; Hemmung der Keimentwicklung
Meßprinzip:	Wurzellängenwachstum
Endpunktbestimmung:	G_K, die Verdünnungsstufe, bei der das Wachstum um 30% gegenüber der Kontrolle abweicht
Dauer:	5 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	***Daphnia* sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test; Part I - the 24 h EC acute immobilisation test**
Status:	Standardtest (OECD 202)
Modellorganismus:	*Daphnia magna*
Testprinzip:	Untersuchung der Wirkung der Testsubstanz in verschiedenen Konzentrationen auf die Schwimmfähigkeit der Daphnien
Meßprinzip:	Auszählen schwimmunfähiger Daphnien
Endpunktbestimmung:	EC_{50}
Dauer:	24 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	***Daphnia* sp., Acute Immobilisation Test and Reproduction Test; Part II - the reproduction test**
Status:	Standardtest (OECD 202)
Modellorganismus:	*Daphnia magna*
Testprinzip:	Wirkung der Testsubstanz auf die Vermehrung der Daphnien, sowie andere Vergiftungserscheinungen über einen Zeitraum von mindestens 3 Brutperioden
Meßprinzip:	Vergleich der Vermehrungsfähigkeit mit einer unbelasteten Kontrollgruppe
Endpunktbestimmung:	EC_{50} (24 h, 48 h, 96 h, 7 Tage, 14 Tage, Testabbruch), NOEC
Dauer:	mindestens 14 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	***Daphnia magna* Reproduction Test**
Status:	Entwurf (OECD 211)
Modellorganismus:	*Daphnia magna*
Testprinzip:	Wirkung der Testsubstanz in einer Konzentrationsreihe auf die Vermehrung der Daphnien über 21 Tage
Meßprinzip:	Vergleich der Vermehrungsfähigkeit mit einer unbelasteten Kontrollgruppe
Endpunktbestimmung:	NOEC, EC_X (z.B. EC_{50}, EC_{20}, EC_{10})
Dauer:	21 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der Wirkung von Wasserinhaltsstoffen auf Kleinkrebse (Daphnien-Kurztest)**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	*Daphnia magna* STRAUS
Testprinzip:	Untersuchung der Wirkung der Testsubstanz auf die Schwimmfähigkeit der Daphnien in Abhängigkeit von ihrer Konzentration
Meßprinzip:	Auszählen schwimmunfähiger Daphnien
Endpunktbestimmung:	EC_{50} (EC_0, EC_{100}) graphisch ermittelt
Dauer:	24 h (akute Wirkung)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsreihen**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	*Daphnia magna* STRAUS
Testprinzip:	Giftwirkung eines Abwassers in verschiedenen Verdünnungen auf *Daphnia magna*
Meßprinzip:	Schwimmunfähigkeit der Daphnien
Endpunktbestimmung:	Verdünnungsfaktor, der nicht mehr akut toxisch wirkt
Dauer:	24 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Fischzellkulturen für Toxizitätsbestimmungen**
Status:	In der Standardisierungsphase
Modellorganismus:	Fibroblastenähnliche R1-Zellen aus der Leber der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss)*
Testprinzip:	a) Ermittlung der Verdünnungsstufe eines Abwassers, bei der keine Zellschädigung mehr auftritt. b) Anaphasenaberrationen
Endpunktbestimmung:	a) Haftung, Morphometrie, Zelldichte, b) Anaphasenaberrat.
Dauer:	a) 24 h, b) 48 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Fish, Acute Toxicity Test**
Status:	Standardtest (OECD 203)
Modellorganismus:	- Zebrabärbling (*Brachydanio rerio*) - Dickkopf-Elritze (*Pimephales promelas*) - Karpfen (*Cyprinus carpio*) - Japanischer Reisfisch (*Oryzias latipes*) - Guppy (P*oecilia reticulata*) - Blauer Sonnenbarsch (*Lepomis macrochirus*) - Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)
Testprinzip:	Untersuchung der letalen Wirkung der Testsubstanz in Abhängigkeit von der Konzentration
Meßprinzip:	Bestimmung der Mortalitätsrate (24 h, 48 h, 72 h, 96 h)
Endpunktbestimmung:	LC_{50}, (LC_{100}, NOEC-Wert)
Dauer:	96 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Fish, Prolonged Toxicity Test: 14-Day Study**
Status:	Standardtest (OECD 204)
Modellorganismus:	- Zebrabärbling (*Brachydanio rerio*) - Dickkopf-Elritze (*Pimephales promelas*) - Karpfen (*Cyprinus carpio*) - Japanischer Reisfisch (*Oryzias latipes*) - Guppy (P*oecilia reticulata*) - Blauer Sonnenbarsch (*Lepomis macrochirus*) - Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)
Testprinzip:	Untersuchung der Wirkung einer Testsubstanz auf das Verhalten und die Sterbequote der Fische über einen Zeitraum von mindestens 14 Tagen
Meßprinzip:	Beobachtung
Endpunktbestimmung:	Schwellenwerte für LC und EC, NOEC
Dauer:	14 Tage, wenn nötig Ausdehnung auf 21 oder 28 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der Wirkung von Wasserinhaltsstoffen auf Fische (Fischtest)**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Goldorfe (*Leuciscus idus* (L.))
Testprinzip:	Untersuchung der toxischen Wirkung der Testsubstanz in Abhängigkeit von der Konzentration
Meßprinzip:	Bestimmung der Mortalitätsrate
Endpunktbestimmung:	LC_{50}, (LC_0, LC_{100})
Dauer:	48 h (akute Toxizität)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der Giftwirkung von Abwässern auf Fische - Fischtest**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Goldorfe (*Leuciscus idus* (L.))
Testprinzip:	Untersuchung der Giftwirkung eines Abwassers in verschiedenen Verdünnungen
Meßprinzip:	Erfassung der Mortalität
Endpunktbestimmung:	Verdünnungsfaktor, bei dem alle Fische überleben
Dauer:	48 h (akute Wirkung), heute 96 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Fischen über Verdünnungsstufen**
Status:	Standardtest (DIN)
Modellorganismus:	Goldorfe (*Leuciscus idus* (L.))
Testprinzip:	Untersuchung der Giftwirkung eines Abwassers in verschiedenen Verdünnungen
Meßprinzip:	Erfassung der Mortalität
Endpunktbestimmung:	Verdünnungsfaktor, bei dem alle Fische überleben
Dauer:	48 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Fish, Early Life Stage**
Status:	Standardtest (durch OECD-Guideline 210 abgedeckt)
Modellorganismus:	Zebrabärbling (*Brachydanio rerio*), weitere Arten je nach Fragestellung möglich
Testprinzip:	Prüfung der Wirkung der Testsubstanz auf Embryonalentwicklung, Schlupf und Larvalentwicklung
Meßprinzip:	Erfassung einer Vielzahl von Differenzierungsprozessen
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	42 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Chronische Toxizität für Fische "Life Cycle"-Test**
Status:	Standardtest (durch OECD-Guideline 210 abgedeckt)
Modellorganismus:	Zebrabärbling (*Brachydanio rerio*), weitere Arten je nach Fragestellung möglich
Testprinzip:	Prüfung der Wirkung der Testsubstanz auf Embryo, Larven, Jungfische, Adulte in der F I-Generation und die Embryo-Larven-Entwicklung in der F II-Generation
Meßprinzip:	Erfassung einer Vielzahl von Differenzierungsprozessen
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	Ca. 7 Monate
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Fish, Short-term Toxicity Test on Embryo and Sac-Fry Stages**
Status:	Entwurf (OECD 212)
Modellorganismus:	empfohlen - Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) - Zebrabärbling (*Brachydanio rerio*) - Karpfen (*Cyprinus carpio*) - Japanischer Reisfisch (*Oryzias latipes*) - Dickkopf-Elritze (*Pimephales promelas*)
Testprinzip:	Prüfung der letalen und in begrenztem Umfang subletalen Wirkung der Testsubstanz in einer Konzentrationsreihe auf die Lebensstadien vom frisch befruchteten Ei bis zur Dottersacklarve
Meßprinzip:	Erfassung einer Vielzahl von Differenzierungsprozessen
Endpunktbestimmung:	NOEC, LC_X
Dauer:	Entwicklungs- und damit artabhängig
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Fish, Juvenile Growth Test**
Status:	Entwurf (OECD)
Modellorganismus:	Empfohlen - Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)
Testprinzip:	Prüfung der verlängerten subletalen Wirkung der Testsubstanz in einer Konzentrationsreihe unter Durchflußbedingungen auf das Wachstum juveniler Fische
Meßprinzip:	Ermittlung des Körpergewichtes über den Testzeitraum
Endpunktbestimmung:	NOEC, LC_X
Dauer:	28 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Bioaccumulation: Sequential Static Fish Test**
Status:	Standardtest (OECD 305 A)
Modellorganismus:	Entwickelt für - Katzenwels (*Ictalurus melas*) Empfohlen auch für andere Fische, wie - Zebrabärbling (*Brachydanio rerio*) - Karpfen (*Cyprinus carpio*)
Testprinzip:	Bestimmung der Abhängigkeit der Biokonzentration der Testsubstanz in Fischen von deren Wasserkonzentration unter statischen Bedingungen und der Eliminationsrate nach Umsetzen in kontaminationsfreies Wasser 1. Schritt: Ermittlung des Zeitraumes zum Erreichen eines Steady States 2. Schritt: Ermittlung der Abhängigkeit der Bioakkumulation von der Konzentration der Testsubstanz im Hälterungswasser für mindestens drei Konzentrationsbereiche innerhalb des unter 1. bestimmten Zeitraumes 3. Schritt: Ermittlung der Eliminationsrate, bis 80 % des akkumulierten Gehaltes abgegeben werden, oder über einen Zeitraum von 10 Tagen
Meßprinzip:	Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Hälterungswasser und in den Testfischen (Ganzkörper); (ggf. TLm-Test)
Endpunktbestimmung:	S.o.; BCF im Steady State
Dauer:	S.o.
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Ja.

Testbezeichnung:	**Bioaccumulation: Semi-Static Fish Test**
Status:	Standardtest (OECD 305 B)
Modellorganismus:	- Zebrabärbling (*Brachydanio rerio*)
Testprinzip:	Bestimmung des Biokonzentrationspotentials der Testsubstanz bei mindestens zwei Konzentrationen durch Ermittlung des Biokonzentrationsfaktors im Steady State unter semistatischen Bedingungen. Die Testlösung wird alle 48 Stunden erneuert.
Meßprinzip:	Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Hälterungswasser und in den Testfischen (Ganzkörper); (ggf. TLm-Test)
Endpunktbestimmung:	BCF im Steady State
Dauer:	Bis 4 Wochen
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Ja.

Testbezeichnung:	**Bioaccumulation: Degree of Bioconcentration in Fish**
Status:	Standardtest (OECD 305 C)
Modellorganismus:	a) Japanischer Reisfisch (*Orizias latipes*) b) Karpfen (*Cyprinus carpio*)
Testprinzip:	a) Ermittlung der TLm, b) Bestimmung des BCF in kontinuierlichem Wasserstom
Meßprinzip:	b) Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Hälterungswasser und in den Testfischen (Ganzkörper)
Endpunktbestimmung:	BCF; akute Toxizität als TLm
Dauer:	24-96 h (TLm)-Test; 48 Wochen (Akkumulationstest)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Ja.

Testbezeichnung:	**Bioaccumulation: Static Fish Test**
Status:	Standardtest (OECD 305 D)
Modellorganismus:	Kleine Tropenfische, u.a. - Guppy (*Poecilia reticulata*) - Zebrabärbling (*Brachydanio rerio*)
Testprinzip:	Identifizierung von Substanzen mit hoher und niedriger Bioakkumulationstendenz und Bestimmung des BCF für Verbindungen mit niedrigem oder mäßigem Akkumulationsverhalten. Bestimmung des Biokonzentrationsfaktors der Testsubstanz unter statischen Bedingungen
Meßprinzip:	Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Hälterungswasser und in den Testfischen (Ganzkörper)
Endpunktbestimmung:	BCF im Steady State
Dauer:	8 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Ja.

Testbezeichnung:	**Bioaccumulation: Flow-Through Fish Test**
Status:	Standardtest (OECD 305 E)
Modellorganismus:	bei Süßwasserfischen empfohlen - Regenbogenforelle (*Oncorhynchis mykiss*) - Blauer Sonnenbarsch (*Lepomis macrochirus*) - Dickkopf-Elritze (*Pimephales promelas*)
Testprinzip:	Ermittlung der Aufnahme- und Eliminationszeiten sowie Aufnahme- und Eliminationsraten der Testsubstanz bei Fischen
Meßprinzip:	Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Hälterungswasser und in den Testfischen (Ganzkörper oder spez. Gewebe)
Endpunktbestimmung:	BCF im Steady State
Dauer:	Aufnahme 3 h - 30 Tage; Elimination 6 h - 60 Tage (je nach log Kow)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Ja.

(Öko)toxikologische Testverfahren für terrestrische Ökosysteme:

Testbezeichnung:	**Soil Microorganisms: Nitrogen Transformation Test**
Status:	Entwurf (OECD)
Modellorganismus:	Bodenmikroorganismen
Testprinzip:	Ermittlung der langfristigen Wirkung der Testsubstanz nach einmaliger Verabreichung auf die Stickstoffumsatz-Aktivität von Boden-Mikroorganismen. Hierzu wird gesiebter Boden mit pulverisiertem Pflanzenmehl angereichert und mit der Testsubstanz behandelt. Eine Kontrolle bleibt unbehandelt.
Meßprinzip:	Bestimmung des Stickstoffgehaltes nach 0, 14 und 28 Tagen im Vergleich zur Kontrolle als prozentuale Abweichung
Endpunktbestimmung:	EC_{50}
Dauer:	28 - 100 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Soil Microorganisms: Carbon Transformation Test**
Status:	Entwurf (OECD)
Modellorganismus:	Bodenmikroorganismen
Testprinzip:	Ermittlung der langfristigen Wirkung der Testsubstanz nach einmaliger Verabreichung auf die Kohlenstoffumsatz-Aktivität von Boden-Mikroorganismen. Hierzu wird gesiebter Boden mit der Testsubstanz behandelt. Eine Kontrolle bleibt unbehandelt.
Meßprinzip:	Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes nach 0, 14 und 28 Tagen im Vergleich zur Kontrolle als prozentuale Abweichung
Endpunktbestimmung:	EC_{50}
Dauer:	28 - 100 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Auswirkungen auf die Aktivität der Bodenmikroflora**
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	Bodenmikroflora
Testprinzip:	Ermittlung des Einflusses von Pflanzenschutzmitteln auf die Aktivität der Bodenmikroflora in zwei landwirtschaftlich genutzten Böden im Vergleich zu einer Kontrolle.
Meßprinzip:	Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität oder der Kurzzeitatmung oder der stoffwechselaktiven Biomasse und des Stickstoffumsatzes nach 3 h, 14 d und 28 d
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	Min. 28 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Terrestrial Plants, Growth Test**
Status:	Standardtest (OECD 208)
Modellorganismus:	1. Gruppe: - Roggen (*Lolium perenne*) - Reis (*Oryza sativa*) - Hafer (*Avena sativa*) - Weizen (*Triticum aestivum*) - Sorghum (S*orghum biocolor*) 2. Gruppe: - Senf (*Brassica alba*) - Raps (*Brassica napus*) - Rettich (*Raphanus sativus*) - Rübe (*Brassica rapa*) - Chinakohl (*Brassica compestris* var. *chinensis*) 3. Gruppe: - Wicke (*Vicia sativa*) - Mungobohne (*Phaeolus aureus*) - Roter Klee (*Trifolium pratense*) - "Fenugreek" (*Trifolium ornithopodioides*) - Blattsalat (*Latuca sativa*) - Kresse (*Lepidium sativum*)
Testprinzip:	Keimung und Wachstum von je einer Spezies der drei Gruppen in Abhängigkeit von der Bodenkontamination durch die Testsubstanz (Konz.: 0, 1, 10, 100 mg/kg Boden TG wird beobachtet)
Meßprinzip:	Auszählen der Keimlinge und Auswiegen der Pflanzenteile
Endpunktbestimmung:	LC_{50} (bezogen auf die Keimung), EC_{50} (bezogen auf das Wachstum)
Dauer:	Zeit bis zur Keimung + mindestens 14 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Earthworm, Acute Toxicity Test**
Status:	Standardtest (OECD 207)
Modellorganismus:	*Eisenia foetida*
Testprinzip:	Screening Test (filter paper contact test), Artificial Soil Test: Regenwürmer werden in einem künstlichen Boden verschiedenen Konzentrationen der Testsubstanz ausgesetzt
Meßprinzip:	Sterbequote nach 7 - 14 Tagen
Endpunktbestimmung:	LC_{50}
Dauer:	14 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Auswirkungen von Pflanzenschutzmitten auf die Reproduktion und das Wachstum von *Eisenia Fetida/Andrei***
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	*Eisenia fetida/Eisenia andrei*
Testprinzip:	Ermittlung des Einflusses von Pflanzenschutzmitteln auf das Wachstum oder die Vermehrungsleistung von Regenwürmern
Meßprinzip:	Bestimmung der Anzahl überlebender Jungtiere nach 8 Wochen, der Gewichtsentwicklung der Adulten nach 4 Wochen, der Mortalität der Adulten nach 4 Wochen und der Fraßaktivität der Tiere im Testverlauf
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	8 Wochen
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Auswirkungen von Pflanzenschutzmiteln auf Imagines von *Poecilus cupreus* L. als Vertreter der Familie Carabidae (= Laufkäfer) im Laboratorium**
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	*Poecilus cupreus* L.
Testprinzip:	Ermittlung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Fraßleistung und Sterblichkeit der Modellorganismen
Meßprinzip:	Ermittlung der Mortalitätsrate und sonstiger Symptome nach 2 h, (4 h), 6 h, 24 h, 2 d, 4 d, 7 d, 10-11 d, 14 d Erfassung der Fraßleistung durch Kontrolle angebotener Futterstücke nach 2, 4, 7, 10-11, 14 Tagen
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	14 Tage (28 Tage)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Coccinella septempunctata* L.**
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	*Coccinella septempunctata*
Testprinzip:	Prüfung der Kontaktwirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die Modellorganismen (Imagines und Larven im L2-Stadium) als Vertreter blattlausfressender Marienkäfer
Meßprinzip:	Erfassung der Mortalität und der Fertilität (% Nachkommen) im Vergleich zu einer Kontrolle
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	2 Wochen
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Honigbiene**
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	Honigbiene (*Apis mellifera*)
Testprinzip:	Bestimmung Toxizität von Pflanzenschutzmitteln im Labor, Halbfreiland (Flugzelt) und Freiland. Im Labortest nach 4 Prüfarten: Atemgift, Kontaktgift, Benetzen, Fraßgift
Meßprinzip:	Ermittlung der Mortalitätsrate im Vergleich zu einer Kontrolle über 30 min, nach 1 h, 24 h, 48 h, 72 h
Endpunktbestimmung:	u.a. LD_{100} (45 min), LD_{50} (24 h)
Dauer:	Labortest: max. 72 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Honeybees, Acute Oral Toxicity Test**
Status:	Entwurf (OECD 213)
Modellorganismus:	Honigbiene (*Apis mellifera*)
Testprinzip:	Bestimmung der akuten oralen Toxizität von Pflanzenschutzmitteln und anderen Chemikalien gegenüber den Testorganismen. Adulten Arbeiterinnen wird hierzu die Testsubstanz in einer Konzentrationsreihe via Zuckerlösung verabreicht
Meßprinzip:	Ermittlung der Mortalitätsrate im Vergleich zu einer Kontrolle
Endpunktbestimmung:	LD_{50} (24 h, 48 h, ggf. 72 h, 96 h)
Dauer:	48 h - ggf. 96 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Honeybees, Acute Contact Toxicity Test**
Status:	Entwurf (OECD 214)
Modellorganismus:	Honigbiene (*Apis mellifera*)
Testprinzip:	Bestimmung der akuten Kontakttoxizität von Pflanzenschutzmitteln und anderen Chemikalien gegenüber den Testorganismen. Adulte Arbeiterinnen werden hierbei durch direkte Applikation der Testsubstanz in einer Konzentrationsreihe exponiert
Meßprinzip:	Ermittlung der Mortalität im Vergleich zu einer Kontrolle
Endpunktbestimmung:	LD_{50} (24 h, 48 h, ggf. 72 h, 96 h)
Dauer:	48 h - ggf. 96 h
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Trichogramma cacoeciae* Marchal als Vertreter der Mikrohymenopteren im Laboratorium**
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	*Trichogramma cacoeciae*
Testprinzip:	Bestimmung der Kontakttoxizität von Pflanzenschutzmitteln nach 24 Stunden Expositionszeitraum
Meßprinzip:	Ermittlung der verminderten Parasitierungsleistung an Eiern der Getreidemotte (*Sitotroga cerealella*) nach der Exposition im Vergleich zu einer Kontrollgruppe über 6 Tage
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	7 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln *auf Phygadeuon trichops* THOMSON als Vertreter der Macrohymenopteren im Laboratorium**
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	*Phygadeuon trichops*
Testprinzip:	Bestimmung der Kontakttoxizität von Pflanzenschutzmitteln über 25 Tage Expositionszeitraum
Meßprinzip:	Ermittlung der verminderten Parasitierungsleistung an Wirtspuparien der Zwiebelfliege nach 3 Tagen Präovipositionszeit im Vergleich zu einer Kontrollgruppe über 22 Tage
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	3 + 22 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Coccygomimus* (= *Pimpla*) *turionellae* (L.) als Vertreter der großen Ichneumoniden im Laboratorium**
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	*Coccygomimus turionellae*
Testprinzip:	Bestimmung der Kontakttoxizität von Pflanzenschutzmitteln über 7 Tage Expositionszeitraum
Meßprinzip:	Ermittlung der verminderten Parasitierungsleistung an Weibchen und Puppen des Wirtes *Galleria mellonella* im Vergleich zu einer Kontrollgruppe über 7 Tage
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	7 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Schwebfliege *Syrphus corollae* (Fabr.) im Laboratorium**
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	*Syrphus corollae*
Testprinzip:	Bestimmung der Kontakttoxizität von Pflanzenschutzmitteln gegenüber den Testorganismen als Vertreter der räuberischen Dipteren
Meßprinzip:	Erfassung der Larvenmortalität bis zur Verpuppung sowie von Veränderungen der Reproduktionsrate der Adulten, die sich aus behandelten Larven entwickeln, im Vergleich zu einer Kontrollgruppe
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	Mortalität: entwicklungsabhängig Reproduktionsrate: ab 1. Woche nach Schlupf über 3 Wochen
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Drino inconspicua* Meig. ((Tachinidae) im Laboratorium**
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	*Drino inconspicua*
Testprinzip:	Bestimmung der Initialtoxizität und der Wirkungsdauer von Pflanzenschutzmitteln gegenüber den Testorganismen als Vertreter forstlich bedeutender Raupenfliegen. Die Initialtoxizitätsbestimmung erfolgt über Exposition mit Testsubstanz behandelter Glasscheiben und Glasfasergewebe, die Wirkungsdauerbestimmung über Exposition im Freiland vorbehandelter Fichtenzweige 3, 10 und 30 Tage nach der Behandlung
Meßprinzip:	Erfassung der Minderung der Parasitierungsleistung an *Galleria*-Raupen im Vergleich zu einer Kontrollgruppe
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	7 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Vogeltoxizität, Avian Dietary Toxicity Test**
Status:	Standardtest (OECD 205), z.Zt. in Aktualisierung
Modellorganismus:	Eine oder mehrere folgender Arten - Stockente (*Anas platyrhynchos*) - Baumwachtel (*Colinus virginiatus*) - Felsentaube (*Columba livia*) - Japanische Wachtel (*Coturnix coturnix japonica*) - Fasan (*Phasianus colchicus*) - Rothuhn (*Alectoris rufa*)
Testprinzip:	Vögel werden über eine Periode von 5 Tagen mit Nahrung gefüttert, welche die Testsubstanz in einer Konzentrationsreihe enthält. Beginnend mit dem sechsten Tag werden sie über mindestens drei weitere Tage mit kontaminationsfreier Nahrung weitergefüttert
Meßprinzip:	Tägliche Registrierung von Mortalität und toxischen Anzeichen
Endpunktbestimmung:	LC_{50}
Dauer:	Min. 8 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Vogeltoxizität, Avian Reproduction Test**
Status:	Standardtest (OECD 206), z.Zt. in Aktualisierung
Modellorganismus:	Eine oder mehrere folgender Arten - Stockente (*Anas platyrhynchos*) - Baumwachtel (*Colinus virginiatus*) - Japanische Wachtel (*Coturnix coturnix japonica*)
Testprinzip:	Vögel werden über eine Periode von nicht weniger als 20 Wochen mit Nahrung gefüttert, welche die Testsubstanz in verschiedenen Konzentrationen enthält. Die Tiere werden durch eine manipulierte Photoperiodik zum Eierlegen stimuliert. Über einen Zeitraum von 10 Wochen werden die Eier abgesammelt und künstlich ausgebrütet. Die Jungtiere werden 14 Tage gehältert
Meßprinzip:	Registrierung von Mortaliätsraten der adulten Tiere, Eiproduktionsraten, zerbrochenen Eiern, Eischalendicke, Lebensfähigkeit, Bruterfolg und Effekten bei jungen Vögeln im Vergleich zu einer Kontrollgruppe.
Endpunktbestimmung:	NOEC
Dauer:	S.o.
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Prüfung von Ködermitteln, Granulaten und behandeltem Saatgut auf Vogelgefährdung - Annahmeversuch**
Status:	Standardtest (BBA)
Modellorganismus:	- Japanische Wachtel (*Coturnix coturnix japonica*) - Haustaube (*Columba livia* f. *domestica*) - Fasan
Testprinzip:	Feststellung, ob die Prüfsubstanz von den Versuchstieren in einer Menge aufgenommen wird, die Vergiftungssymptome oder Mortalität verursacht. Prüfsubstanz und Normalfutter werden hierzu in definierter Menge auf den Boden einer Voliere ausgestreut. Die Expositionsphase beträgt 8 Stunden. Eine Beobachtung der Tiere erfolgt die 1. Stunde kontinuierlich, die 2.-8. Stunde stündlich und abschließend nach 14 Tagen
Meßprinzip:	Registrierung von Vergiftungserscheinungen und Auffälligkeiten, des Körpergewichtes, der Mortalitätsrate, makroskopisch-pathologischer Befunde
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	8 h + 14 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Säugetiertoxizität “Acute Oral Toxicity”**
Status:	Standardtest (OECD 401)
Modellorganismus:	Verschiedene Mammalia, insbesondere Rodentia,i.e.L. Ratte
Testprinzip:	Die Testsubstanz wird mit der Nahrung oral an unterschiedliche Gruppen der Testorganismen in abgestuften Dosen verabreicht
Meßprinzip:	Registrierung der Mortalitätsraten und sonstiger toxischer Effekte; pathologische Untersuchung
Endpunktbestimmung:	LD_{50}
Dauer:	min. 14 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Testbezeichnung:	**Repeated Oral Toxicity - Rodent: 28-Day or 14-Day Study**
Status:	Standardtest (OECD 407)
Modellorganismus:	Rodentia, bevorzugt - Ratte
Testprinzip:	Die Testsubstanz wird mit der Nahrung oral an unterschiedliche Gruppen der Testorganismen in abgestuften Dosen täglich über einen Zeitraum von i.d.R. 28 Tagen verabreicht
Meßprinzip:	Tägliche Registrierung toxischer Anzeichen (Evident Toxicity); haematologische, biochemische, pathologische und histopathologische Untersuchungen
Endpunktbestimmung:	NOAEL
Dauer:	28 Tage, (14 Tage)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Biochemische Parameter als Effektmonitoring.

Testbezeichnung:	**Subchronic Oral Toxicity - Rodent: 90-Day Study**
Status:	Standardtest (OECD 408)
Modellorganismus:	Rodentia, bevorzugt Ratte
Testprinzip:	Die Testsubstanz wird mit der Nahrung oral an unterschiedliche Gruppen der Testorganismen in abgestuften Dosen täglich über einen Zeitraum von min. 90 Tagen verabreicht
Meßprinzip:	Tägliche Registrierung toxischer Anzeichen (Evident Toxicity); umfangreiche klinische/ pathologische Untersuchungen
Endpunktbestimmung:	NEL
Dauer:	90 Tage (+ 28 Tage)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Biochemische Parameter als Effektmonitoring.

Testbezeichnung:	**Subchronic Oral Toxicity - Non-Rodent: 90-Day Study**
Status:	Standardtest (OECD 409)
Modellorganismus:	Mammalia mit Ausnahme von Rodentia, üblicherweise - Hund (häufig Beagle), sonst u.a. - Primaten
Testprinzip:	Die Testsubstanz wird mit der Nahrung oral an unterschiedliche Gruppen der Testorganismen in abgestuften Dosen täglich über einen Zeitraum von min. 90 Tagen verabreicht
Meßprinzip:	Tägliche Registrierung toxischer Anzeichen (Evident Toxicity); umfangreiche klinische/pathologische Untersuchungensuchung
Endpunktbestimmung:	NEL
Dauer:	90 Tage (+ 28 Tage)
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Biochemische Parameter als Effektmonitoring.

Testbezeichnung:	**Acute Oral Toxicity - Fixed Dose Method**
Status:	Standardtest (OECD 420)
Modellorganismus:	Bevorzugt Ratte
Testprinzip:	Nach einem orientierenden Vorversuch zur Ermittlung der Dosis-Toxizitätsbeziehungen wird aus einer Sequenz festgelegter Dosen (5, 50, 500 und 2.000 mg/kg) die adäquateste für die jeweilige Testsubstanz ausgewählt und mindestens je 5 Testtieren beider Geschlechter oral verabreicht
Meßprinzip:	Über mindestens 14 Tage werden toxische Effekte beobachtet und nach Tod oder Abtöten der Testtiere klinische und pathologische Untersuchungen durchgeführt. Die Interpretation erfolgt anhand einer vorgegebenen Liste dosisabhängiger Wirkungen
Endpunktbestimmung:	-
Dauer:	Variabel, min. 14 Tage
Bestimmung von Gewebekonzentr.:	Nein.

Wie die vorangehende Aufstellung zeigt, ist die Standardisierung von Tests zur Ermittlung von Toxizitätspotentialen für die Kompartimente Wasser, Boden und Luft sehr unterschiedlich weit fortgeschritten. Wie STEINBERG et al. (1995) betonen, stehen entsprechende Tests für die Schnittstelle Pflanzen/Luft noch nicht in ausgereifter Form zur Verfügung. Eine entsprechende Ausrichtung für luftatmende Wirbeltiere und besonders Wirbellose wird zwar für die Toxikologie, speziell für die Ökotoxikologie aber von wenigen Ausnahmen abgesehen kaum betrieben. Für den aquatischen Bereich gibt es demgegenüber sowohl für die akute wie auch die chronische Toxizität gut etablierte Verfahren, bei denen insgesamt gesehen die Haupttrophieebenen durch Bakterien, Algen, Primär- und Sekundärkonsumenten berücksichtigt sind (vgl. auch FENT 1998).

Bezüglich der Verwendbarkeit der genannten Labortestverfahren für die vorliegende Fragestellung kann festgestellt werden, daß die weitaus meisten berücksichtigten Verfahren auf externe Schadstoffexpositionen ausgerichtet sind (s.a. RUDOLPH & BOJE 1986). Hinweise auf Effekte oder Schwellenwerte bioakkumulierbarer Schadstoffe lassen sich hieraus nicht ableiten. Für die Untersuchung der Bioakkumulation stellen lediglich die OECD-Richtlinien 305 A-E für aquatische Organismen eine Ausnahme dar (vgl u.a. BEEK et al. 1991). Hier ist die Ermittlung der Biokonzentration im System Fisch-Wasser durch Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen sowohl im Wasserkörper als auch in Fischgeweben vorgesehen. Allerdings werden auch hierbei keine Wirkungsschwellen in Abhängigkeit von der Gewebekonzentration ermittelt, weshalb die hier gewonnenen Daten zwar zur Abschätzung des Bioakkumulationspotentials, nicht aber zur direkten Bewertung von Geweberückständen in

Akkumulationsindikatoren herangezogen werden können. In Kap. 7.2.3 soll aber untersucht werden, ob diese Daten nicht dennoch zumindest indirekt hierfür genutzt werden können.
Die Situation bezüglich ökotoxikologischer Testverfahren an terrestrischen Organismen wird von BEEK et al. (1986, 1991) dahingehend zusammengefaßt, daß bisher von keinem Land Prüfungen durchgeführt werden. Nach den zur Verfügung stehenden Informationen hat sich diese Situation seitdem nicht wesentlich geändert. Die maßgeblichen Kriterien zur Bioakkumulation, wie sie beispielsweise in den “Data Components for the OECD Minimum Pre-Marketing Set of Data” gefordert werden, beruhen i.e.L. auf chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften, wie Verteilungskoeffizienten und Löslichkeit, die zur Beurteilung von Gewebekonzentrationen in Akkumulationsindikatoren nicht ausreichen (vgl. Kap. 7.2.3).

7.2.2 Umwelttoxikologische Testverfahren

Die umweltorientierte Toxikologie - Umwelttoxikologie - hat als Teilgebiet der Toxikologie das Ziel, gesundheitliche Risiken für den Menschen durch Umweltchemikalien abzuschätzen. Im Mittelpunkt der Umwelttoxikologie steht im Gegensatz zur Ökotoxikologie der Mensch. Tierversuche und Versuche mit in-vitro-Systemen werden als Modelle verwendet, um die Toxizität von Stoffen oder physikalischen Faktoren zu ermitteln, die in der Umwelt vorkommen (GREIM 1996).

Wie der Autor zusammenfassend darstellt, ist das Grundprinzip bei der Erarbeitung von Daten zur toxikologischen Bewertung ein stufenweises Vorgehen. Hierbei soll die Untersuchung der akuten Toxizität an mehreren Tierspezies neben der Erfassung der LD_{50} vor allem überprüfen, ob mit Speziesunterschieden bei den Wirkungen zu rechnen ist. Soweit vorhanden, lassen sich diese zumeist auf Unterschiede in der Aufnahme, Verteilung und Ausscheidung der Substanzen oder ihrer Abbauprodukte zurückführen. Pharmakokinetische Untersuchungen sind daher wichtige Bestandteile der ersten Stufe umwelttoxikologischer Testprogramme. Daneben wird in Kurzzeittests überprüft, ob die Substanz gentoxische Wirkungen besitzt und sich damit Hinweise auf kanzerogene Wirkungen ergeben. Die gleichzeitig durchgeführten Studien zum Metabolismus sollen auch klären, ob die toxischen Wirkungen durch die Ausgangssubstanz oder durch Abbau- und Umwandlungsprodukte ausgelöst werden.

Der toxische Wirkungscharakter bei chronischer Exposition wird in Langzeitstudien überprüft, bei denen die Versuchstiere - zumeist Nager (i.e.L. Ratten oder Mäuse) - die Substanz täglich über 90 Tage oder 6 Monate erhalten. Sie werden mit dem Ziel durch-

geführt, den Wirkungscharakter bei Langzeitexposition zu erfassen, die entsprechenden Dosis-Wirkungs-Beziehungen und den NOEL festzulegen, soweit es sich um reversible Wirkungen handelt.
Zur Bestimmung der Dosis ohne erkennbare Wirkung werden Tierversuche durchgeführt, bei denen die Prüfsubstanz täglich über 3-6 Monate je nach vermutetem Expositionsweg des Menschen mit dem Futter, über die Atemluft oder durch Auftragen auf die Haut verabreicht wird. Hierbei ist die Ermittlung von drei Dosierungen erforderlich, von welchen die höchste das toxische Wirkungsspektrum, die mittlere eine dosisabhängige geringe Wirkung und die niedrigste keine Wirkung (NOEL) ergeben soll.

Die eigentliche Risikoabschätzung, das heißt die Quantifizierung der Gefährlichkeit, bezieht sich auf die Menge und Zeit der Einwirkung. Diese im Tierversuch ermittelten Dosis-Wirkungs-Beziehungen werden auf die erheblich niedrigeren Expositionen, denen der Mensch ausgesetzt ist, extrapoliert.

Die Ergebnisse derartiger Untersuchungen stellen eine wichtige toxikologische Grundlage zur Einstufung schädlicher Substanzen dar, wie sie beispielsweise nach der Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) vorgeschrieben sind. Danach ist eine Einstufung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe und Zubereitungen aufgrund (-) physikalisch-chemischer Eigenschaften, (-) toxischer Eigenschaften, (-) bestimmter spezifischer Gesundheitsschäden sowie (-) bestimmter Auswirkungen auf die Umwelt gefordert. Während die Beurteilung von Auswirkungen auf die Umwelt nach Ergebnissen ökotoxikologischer Testverfahren, für Gewässer beispielsweise an Fisch, Daphnie und Alge erfolgt, sind die in o.g. Tierversuchen ermittelten LD- und LC_{50}-Werte ein unverzichtbarer Bestandteil der toxischen Einstufung.
Wie bei den ökotoxikologischen Testverfahren handelt es sich aber auch hierbei um Ergebnisse, die sich auf eine **externe Exposition**, d.h. dosisabhängige Wirkungsschwellen, beziehen, die keine Beurteilung von Wirkungsschwellen in Bezug zu Gewebekonzentrationen erlauben. Die Möglichkeit zur Verwendung derartiger Ergebnisse umwelttoxikologischer Untersuchungsverfahren zur Bewertung von Geweberückständen in passiven Biomonitoringprogrammen via Spezies-Extrapolation vom Versuchstier im Labor auf tierische Akkumulationsindikatoren im Freiland ist nicht gegeben. Die Diagnostik der **inneren Exposition** des Menschen erfolgt im allgemeinen über das "Human-Biomonitoring" mit dem Ziel der Ermittlung von "Referenzwerten" und "kritischen Konzentrationen" (vgl. Kap. 7.2.5).

7.2.3 Ökotoxikologische Bewertungsmodelle

7.2.3.1 Quantitative Structure Activity Relationships

7.2.3.1.1 Einleitung

Mathematische Modellierungsarbeiten auf der Basis chemisch-physikalischer Grunddaten und toxikologischer Laborbefunde stellen einen wichtigen Arbeitsansatz dar, um Wirkungsweisen auf verschiedene Organisationsstufen des Lebens von der genetisch/molekularen Ebene über die Organismen bis hin zu gesamten Lebensgemeinschaften im Freiland zu prognostizieren. Die mathematische Modellierung hat in der Ökotoxikologie somit ein Spektrum zu erfassen, das mit der molekularen Ebene, z.B. der Quantenchemie, beginnt und über die Dynamik aggregierter Systeme bis hin zu komplexen statistischen und algebraischen Techniken der Bewertung reicht.
Auf der molekularen Ebene werden Effekte von Chemikalien durch Messung der Wechselwirkungen mit Enzymen, Nukleinsäuren und anderen Biomolekülen erfaßt. Die mathematische Modellierung läuft hierbei darauf hinaus, die Wirkung einer Chemikalie durch ihre sterischen und elektronischen Eigenschaften zu erklären, hieraus "Prediktoren" der biologischen Wirkung anhand geeigneter Verfahren der Chemometrie zu selektieren und funktionale Zusammenhänge mit biologischen Zielgrößen zu verknüpfen (vgl. STEINBERGER et al. 1995).

Wichtiger Bestandteil dieser Arbeitsebene sind sogenannte **QSAR-Modelle** (Quantitative Structure Activity Relationships), die nach MCKIM & SCHMIEDER (1991) zur Zeit den verständlichsten Ansatz zur Vorhersage toxischer Einflüsse darstellen. Sie beruhen auf den Beziehungen zwischen der Molekularstruktur von Chemikalien, die durch ihre physikalisch-chemischen Eigenschaften beschrieben wird, und ihrem toxischen und ökotoxischen Wirkungspotential für Organismen. Der Grundgedanke hierbei wird folgendermaßen beschrieben: Toxikologen definieren eine toxische Dosis als die Konzentration einer Chemikalie an einem Rezeptor oder Zielort in einem Organismus, die eine toxische Reaktion auslöst. Zahlreiche QSAR-Studien machen deutlich, daß die Konzentration einer Chemikalie in einem Organismus in Beziehung zu ihrer Toxizität stehen muß. Für eine toxische Reaktion, die in einem aquatischen Organismus auftritt, muß eine Chemikalie in den Organismus eintreten (durch Atmung, durch orale oder dermale Aufnahme) und zu einem Ziel- oder Rezeptorort gelangen. In einem Gleichgewichtszustand ist die im Organismus vorhandene Konzentration proportional zu der chemischen Konzentration im Wasser. Daher gilt, wenn

Wasserkonzentrationen von organischen Chemikalien direkt korreliert sind mit gemessenen toxischen Reaktionen, muß dies auch für in Geweben gemessene Konzentrationen gelten.

Da Bioakkumulationsversuche zur Ermittlung von Biokonzentrationsfaktoren und damit letztendlich zur Vorhersage von Gewebekonzentrationen in aquatischen Organismen bei einer gegebenen Schadstoffkonzentration im Gewässer sehr kostenintensiv sind, bedient man sich ersatzweise genau an dieser Stelle der Gesetzmäßigkeiten von QSAR-Modellen. Von herausragender Bedeutung hierbei ist der **n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient**, der annähernd Aussagen zum Verteilungsverhalten eines Stoffes zwischen wässriger und organischer (biologischer) Phase erlaubt. Das organische Lösungsmittel n-Octanol wird hierbei als Simulationsmedium für das Kompartiment Fett im Organismus eingesetzt. Hohe n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten bedeuten erfahrungsgemäß eine hohe Bio- und Geoakkumulationstendenz von Stoffen und damit eine hohe Relevanz für Biota (u.a. FRIANT & HENRY 1985; NAGEL 1988a,b; KOCH 1989; WIDDOWS & DONKIN 1989; OPPERHUIZEN 1991; BEEK et al. 1991; GUNKEL 1994; CONNELL 1998; FENT 1998).

Im nachfolgenden soll auf der Basis des derzeitigen Wissensstandes zunächst zusammenfassend dargestellt werden, ob der n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient zur Abschätzung der Bioakkumulationsrate und der Toxizität von Chemikalien in Gewässern überhaupt ein gutes und allgemeingültiges Modell darstellt. Trifft dies zu, kann dieser Verteilungskoeffizient ggf. genutzt werden, um in gegenläufiger Tendenz zu den Zielen der QSAR-Modelle von rückstandsanalytisch bestimmten Gewebekonzentrationen in Akkumulationsindikatoren über die Prognose der Biokonzentrationsfaktoren eine quantitative Rückbeziehung zu den Wasserkonzentrationen herzustellen, die auf das untersuchte Individuum eingewirkt haben**. Wäre diese Möglichkeit gegeben, könnten Gewebekonzentrationen zumindest für aquatische Organismen über diese Beziehung mittels bestehender Umweltqualitätsziele und -standards, wie sie etwa durch die Qualitätsziele für Oberflächengewässer (vgl. Kap. 6) bestehen, und/oder mittels Umweltqualitätskriterien (u.a. NOEC) für Schadstoffkonzentrationen in Gewässern bewertet werden** (s. Abb. 7.-6). Hinweise auf eine derartige Bewertungspraxis von Gewebekonzentrationen finden sich u.a. bei GUNKEL (1993, 1994).

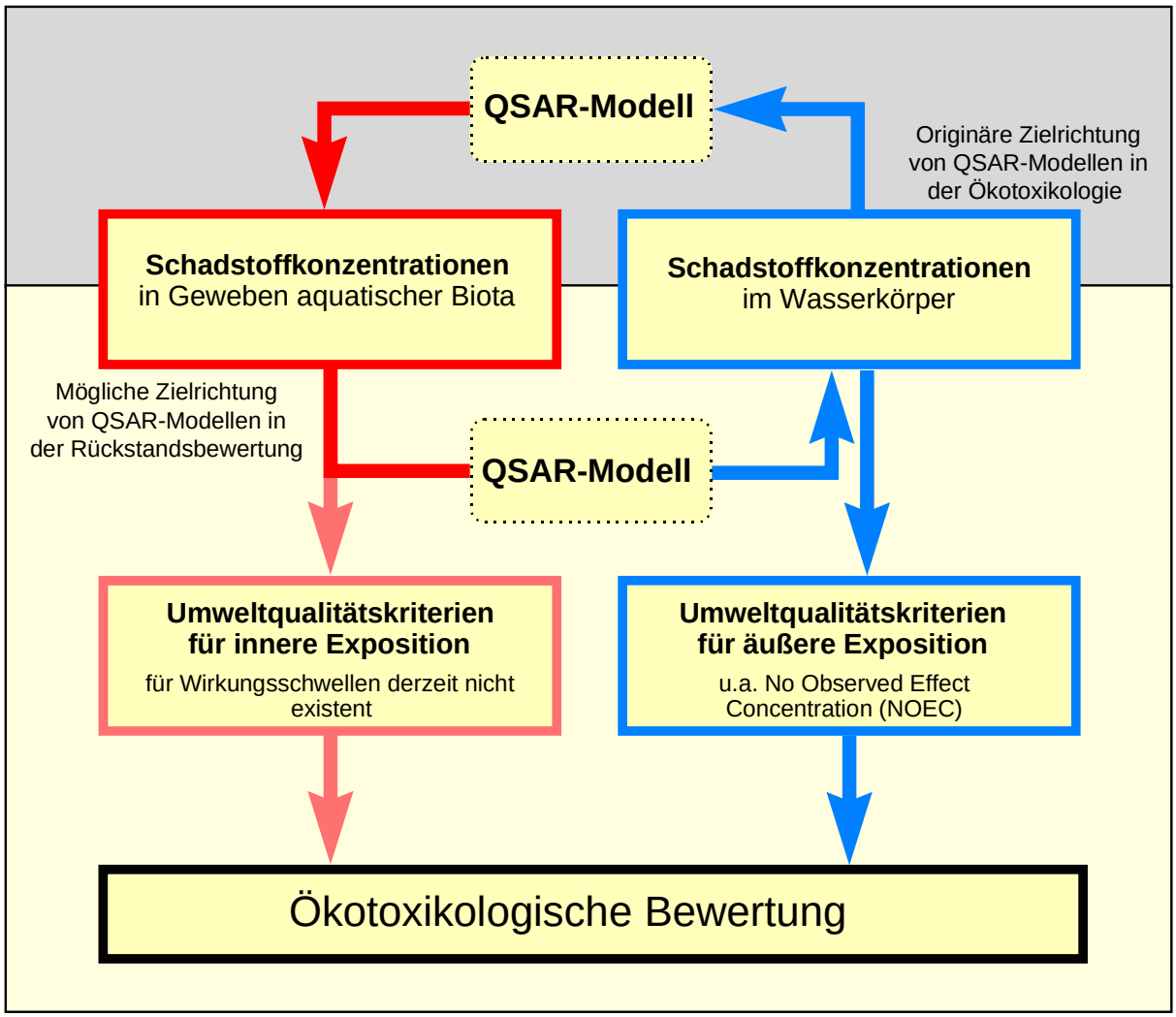


Abb. 7.-6: Möglicher Bewertungsansatz für Gewebekonzentrationen in Akkumulatiosindikatoren durch Umweltqualitätskriterien für Schadstoffkonzentrationen in Gewässern via QSAR-Modelle.

7.2.3.1.2 n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient

Biokonzentration ist charakterisiert durch den Biokonzentrationsfaktor (BCF), der sich darstellt als Quotient aus der Konzentration einer Substanz in Biota, dividiert durch die Konzentration im Wasser während des study states oder Equilibriums (Verteilungsgleichgewicht). Die Adsorption hydrophober Chemikalien an Partikeln kann hierbei häufig in Beziehung zur Fettlöslichkeit (Lipophilie) gesetzt werden, vor allem die Verteilung in Organismen. Als Maß für die Lipophilie wird heute meist der Verteilungskoeffizient K_{OW} (Synonym: P_{OW}) einer Substanz in einem Gemisch von n-Octanol und Wasser verwendet. Er ergibt sich aus:

$$K_{OW} = C_O/C_W \quad (3)$$

Hierbei sind: C_O = Konzentration in der Octanol-Phase, C_W = Konzentration in der Wasserphase.

Der Verteilungskoeffizient wird meist als Logarythmus angegeben. Der Wertebereich reicht von log K_{OW} = 1 (Anilin) bis zu log K_{OW} > 8 (Octachlordibenzofuran, Octachlorbiphenyl). N-Octanol wird als Referenz verwendet, da er wegen der Hydroxy-Gruppe und der Länge der Kohlenwasserstoffkette ähnliche Eigenschaften aufweist wie typische, in der Natur vorkommende, organische Stoffe (z.B. Huminstoffe) und wie die Organismen selbst (i.e.L. die Zellmembranen. Ermittelt wird der Verteilungskoeffizient experimentell durch Ausschütteln eines n-Octanol-Wasser-Gemisches bei einer Temperatur von 25 °C oder mittels Umkehrphasen-Flüssig-Chromatographie. (GUNKEL 1994; s.a. CONNELL 1998; FENT 1998).

Die Grundlagen zum Einsatz des n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten als Mittel zur Prognose der Biokonzentration in aquatischen Organismen, insbesondere bei Fischen, und darüberhinausgehend zur Abschätzung der toxischen Relevanz können wie folgt zusammengefaßt werden (nach FRIANT & HENRY 1985; PROTIC & SABLCIJ 1989; WIDDOWS & DONKIN 1989; UMWELTBUNDESAMT 1990; BEEK et al. 1991; LOSKILL & NAGEL 1991; MCKIM & SCHMIEDER 1991; OPPERHUIZEN 1991; SCHÜÜRMANN & MARSMANN 1991; GEYER et al. 1992, 1994a; GEYER & MUIR 1993; WIDDOWS & PAGE 1993; GUNKEL 1994; CONNELL 1998; FENT 1998):

⇒ Es bestehen Beziehungen zwischen Biota/Wasser-Verteilungskoeffizienten und hydrophoben Eigenschaften. So wurden beispielsweise gute Korrelationen festgestellt zwischen dem Biokonzentrationsfaktor in Fischen (Fisch/Wasser-Verteilungskoeffizient im study state) und dem n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten für chlorierte Benzene, PCB's und andere strukturverwandte Verbindungen. Zusätzlich scheint zuzutreffen, daß die Sorption organischer Mikroverunreinigungen an Sedimente ebenfalls mit dem hydrophoben Charakter von Verunreinigungen korreliert.

⇒ Bei niedrigen Wasserkonzentrationen läuft die Hauptaufnahme von Schadstoffen bei Fischen wegen der hohen Durchflußraten zur Deckung des Sauerstoffbedarfes über die Kiemen ab. Obwohl die Konzentration hydrophober Organika in Sediment und Nahrung um ein Vielfaches höher ist als im Wasser, ist der Aufnahmeweg aus dem Wasser auch hier der weitaus bedeutendste, da die Durchflußrate von Wasser durch die Kiemen ebenfalls um ein Vielfaches höher ist als die Nahrungsaufnahme. In Abhängigkeit von der Wasserlöslichkeit können hierbei folgende Zusammenhänge differenziert werden (vgl. Kap. 2.3):

Neutrale Organika werden sehr schnell sowohl vom Wasser wie auch über die Nahrung aufgenommen.

Je hydrophober eine Substanz ist, um so relativ bedeutungsvoller wird die Biomagnifikation. Nur für extrem hydrophobe spielt die Biomagnifikation aber eine bedeutende Rolle.

Organika mit einem Durchmesser über 0,95 nm oder Längen von über 5,3 nm werden, wenn überhaupt, sehr langsam aufgenommen.

⇒ Eine lineare Abhängigkeit des log BCF vom log K_{OW} besteht im Bereich zwischen 2 und 6 (6,5), wohingegen die Abweichungen vom vorhergesagten Wert mit steigendem log K_{OW} stark zunehmen. Im unteren Bereich zwischen 2 und 3 kann die Variabilität des BCF für einen log K_{OW} im Bereich von fast drei Größenordnungen liegen. Bei einem log K_{OW} > 6, d.h. bei hoch lipophilen Substanzen, ist eine sichere Voraussage kaum noch möglich, insbesondere bei Chemikalien mit großem Molekulargewicht und Moleküldurchmesser. Während die Biokonzentrationstendenz bei niedrigem log K_{OW} vermutlich deutlich höher als erwartet liegt, ist die Tendenz bei höheren und hohen Werten gegenläufig.

In der Vollzugspraxis des ChemG hat sich folgende Handhabung des log K_{OW} durchgesetzt:

Unter 2,7 = kein Hinweis auf ein nennenswertes Bioakkumulationspotential,

2,7 - 6,0 = umweltrelevante bis hin zu einer möglicherweise extrem hohen Bioakkumulation,

oberhalb 6,0 = eine lineare Korrelation zwischen log K_{OW} und experimentell ermittelten Anreicherungsfaktoren ist nicht länger gegeben. Sie werden aber i.d.R. geringer angereichert, als man von ihrem Wert her erwarten würde. Ursachen sind die meist geringe Wasserlöslichkeit sowie zunehmende Molekülgröße, wodurch die Fähigkeit der Membranpermeation stark herabgesetzt wird. Dies gilt insbesondere ab einem Molekulargewicht von > 500, womit zunächst die Forderung nach weitergehenden Untersuchungen zur Bioakkumulation entfallen.

Die Auswertung der in der Bundesrepublik Deutschland und den anderen Ländern der EG bis Oktober 1989 erfolgten Erstanmeldungen von neuen Stoffen nach dem ChemG hat ergeben, daß in 34 % der Fälle Hinweise auf ein Bioakkumulationspotential vorliegen (2,7 - 6,0). Keine Hinweise sind in 54% der Fälle gegeben. 12 % liegen oberhalb 6.

Bezüglich extrem lipophiler chemischer Substanzen sei aber an dieser Stelle auch auf die Untersuchungsergebnisse von GEYER et al. (1992, 1994a) sowie GEYER & MUIR

(1993) hingewiesen, welche die üblichen Aussagen zu abhehmender Biokonzentrationstendenz bei log K_{OW} > 6 und großen Molekulargewichten und Moleküldurchmessern in Frage stellen. Die Autoren betonen, daß in Biokonzentrationsversuchen mit superlipophilen Substanzen häufig Wasserkonzentrationen eingesetzt werden, die z.T. um ein Mehrfaches über der Wasserlöslichkeit liegen. Dies gilt beispielsweise für Octachlordibenzo-p-Dioxin (OCDD) mit einem log K_{OW} zwischen 8,2 und 8,6 und einer Wasserlöslichkeit zwischen 74 und 400 pg/l. Da am Prozeß der Biokonzentration nur der gelöste (truly dissolved) Anteil einer Testsubstanz beteiligt ist, ergeben sich bei eingesetzten Wasserkonzentrationen oberhalb der Wasserlöslichkeit zu geringe Biokonzentrationsfaktoren, da sie durch Quotientenbildung aus Gewebekonzentration der Testorganismen und der Wasserkonzentration ermittel werden. Diese Aussagen werden unterstützt durch Untersuchungsergebnisse an marinen und limnischen Organismen, bei denen hohe Gewebekonzentrationen auch von superlipophilen Verbindungen mit einer Molekülgröße oberhalb 9,5 Å festgestellt wurden, was deren Membrangängigkeit unter Beweis stellt. Die Autoren fordern daher für zukünftige Untersuchungen zur Biokonzentration extrem lipophiler Substanzen u.a., lediglich Wasserkonzentrationen deutlich unterhalb der Wasserlöslichkeit einzusetzen und die Versuchsdauer erheblich zu verlängern, da ein study state häufig erst nach vielen Monaten erreicht wird.

⇒ Nach den Daten zahlreicher Autoren besteht zum einen eine Korrelation zwischen der toxischen Wirkung von Schadstoffen auf Fische und ihrer Molekülgröße, zum anderen zwischen der toxischen Wirkung und dem Verteilungskoeffizienten K_{OW}. Hierbei kann folgende Beziehung aufgestellt werden:

$$\log 1/LC_{50}\ (\text{mol/l}) = a \times \log K_{OW} + b \qquad (4)$$

wobei a und b empirische Konstanten sind.

Für die Gruppe der unpolaren und narkotisierend wirkenden Schadstoffe, wie Alkohole, Ketone und Halogenbenzole, sind Korrelationen nach den Gleichungen (5) sowie (6) und für polare narkotisierende Schadstoffe, wie Phenole und Aniline, nach Gleichung (7) ermittelt worden:

$$\log 1/LC_{50}\ (\text{mol/l}) = 0{,}871 \times \log K_{OW} - 4{,}87 \qquad (5)$$

$$\log 1/LC_{50}\ (\text{mol/l}) = 0{,}91 \times \log K_{OW} - 4{,}72 \qquad (6)$$

$$\log 1/LC_{50}\ (\text{mol/l}) = 0{,}65 \times \log K_{OW} + 2{,}29. \qquad (7)$$

In vergleichenden Untersuchungen von zahlreichen Verbindungen auf ihre toxische Bewertung nach dem QSAR-Modell wurde allerdings festgestellt, daß sich eine korrekte Einstufung der Toxizität nur für ca. 60 % der getesteten Verbindungen ergab. Auf

der Grundlage derartiger Studien kann allgemein festgehalten werden, daß das QSAR-Modell der Toxizität als alleinige Bewertungsgrundlage nicht ausreichend ist. Die Konzentration eines Schadstoffes ist zwar einer der wichtigsten Parameter für die toxische Wirkung eines Stoffes, allerdings stellt die Konzentration eines Toxins eine dynamische Größe dar, die über Adsorptionsverluste, Verflüchtigung und Metabolisierung einer kontinuierlichen Änderung unterliegt. Neben der Konzentration im Wasser ist der biologisch verfügbare und wirksame Anteil eines Toxins von großer Bedeutung (s.u.).

Hinzu kommt, daß bei Zusammenhängen zwischen log K_{OW} und der Toxizität von einer narkotisierenden Wirkung als unspezifischem, reversiblem physiologischem Effekt ausgegangen wird, der unabhängig von der chemischen Struktur des Schadstoffes ist und eine enge Korrelation mit thermodynamischen Umweltparametern zeigt. Bei derartigen narkotisierenden Wirkungen können damit im Equilibrium zwischen Organismus- und Wasserkonzentration im Laborversuch physiologische Effekte direkt mit externen Konzentrationen in Beziehung gesetzt werden. Wie Tab. 7.-9 zeigt, verursachen aber nicht alle Schadstoffe eine unspezifische, narkotisierende Wirkung, weshalb derartige Zusammenhänge keine Allgemeingültigkeit besitzen (s.a. WIDDOWS & DONKIN 1989; WIDDOWS & PAGE 1993, GUNKEL 1994, vgl. Kap. 7.3).

Tab. 7.-9: Schadstofftypen nach ihrer Giftwirkung bei Fischen (nach LOSKILL & NAGEL 1991).

1. Typ I Narkotika (apolare Narkotika)
2. Typ II Narkotika (polare Narkotika)
3. Entkoppler
4. Acetylcholinesterase-Inhibitoren
5. Reizstoffe für respiratorische Epithelien (Kiemen)
6. Respiratorische Inhibitoren
7. ZNS-Giftstoffe, Pyrethroide (Fenvalerate-Syndrom)

Bezüglich der vorliegenden Fragestellung, ob der log K_{OW} allgemein als geeignetes Modell zur Prognose des Biokonzentrationsfaktors herangezogen werden kann, und ob er damit auch als Modell zur Rückbeziehung von Gewebekonzentrationen auf die externe Exposition als Gewässerkonzentration eingesetzt werden kann, sollen zunächst Untersuchungser-

gebnisse von OPPERHUIZEN (1991) vorgestellt werden. Hiernach wurde für zahlreiche chlorierte Benzene und deren Derivate eine enge Korrelation zwischen Biokonzentrationsfaktor und n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient nachgewiesen. Diese Befunde beruhen auf Versuchen mit kleinen Fischen (< 5 g Frischgewicht). Es wurde aber auch festgestellt, daß die Effizienz der Schadstoffaufnahme bei Fischen über den Weg der Biokonzentration (Kiemen) und den Weg der Biomagnifikation (Nahrung) bei Organika jeweils ca. 50% betragen kann. Da die Durchflußrate durch die Kiemen, die bei kleinen Fische ca. 2.000 ml/g/Tag entspricht, bei größeren Fischen mit zunehmender Größe relativ abnimmt, kann davon ausgegangen werden, daß die Aufnahmeratenkonstante von Organika über die Kiemen mit zunehmender Fischgröße relativ abnimmt. Für Organika mit hohen Biokonzentrationsfaktoren gilt, daß bei Predatoren (die sich also von Fischen mit schon recht hohen Schadstoffgehalten ernähren) mit zunehmender Größe die Aufnahmerate über die Nahrung gegenüber der über die Kiemen und damit der Anteil der Biomagnifikation und der Bioakkumulation gegenüber der Biokonzentration zunimmt.
Der Autor geht allgemein davon aus, daß die Biomagnifikation in aquatischen Ökosystemen mit zunehmender Organismengröße relativ im Vergleich zur Biokonzentration zunimmt. Das bedeutet, daß die Bioakkumulation extrem hydrophober Verbindungen bei Predatoren unterschätzt werden kann, wenn lediglich die errechneten Biokonzentrationsfaktoren zur Abschätzung der Akkumulationsrate berücksichtigt und auf Freilandbedingungen unabhängig von der Individuengröße übertragen werden.

Nach FRIANT & HENRY (1985) bestehen z.T. erhebliche Diskrepanzen zwischen den festgestellten Korrelationen der Gewebe- und Wasserkonzentrationen in Laboratoriumsversuchen und den realen Freilandbedingungen (s.a. BEEK et al. 1991; LOSKILL & NAGEL 1991; GUNKEL 1994). Sie führen diese Unterschiede auf eine Vielzahl von Umweltfaktoren zurück, welche die Bioverfügbarkeit steuern. Als einen bedeutenden Faktor bei der Änderung der Bioverfügbarkeit und damit der nachgeschalteten Toxizität von Schadstoffen nennen sie die Bindung der Schadstoffe (organischer) durch DOC (Dissolved Organic Carbon = Gelöster organischer Kohlenstoff). Desweiteren spielen die Sorption (Anlagerung) durch Schwebstoffe und der Oberflächen-"microlayer" eine entscheidende Rolle. Häufig muß davon ausgegangen werden, daß ein hoher Prozentsatz organischer Schadstoffe gebunden ist, weshalb es zwei unterschiedliche Formen vorliegender Schadstoffe gibt, gebundene und freie, von denen jede ein unterschiedliches Toxizitätspotential aufweist. Als Beispiele werden Studien an *Daphnia magna* genannt, in denen die Akkumulation von Benzo(a)pyren durch das Vorhandensein von Huminsäuren um bis zu 97 % reduziert wurde, beim Bluegill Sunfish um bis zu 62 %.

Schließlich sei noch auf das Vorhandensein eines Equilibriums zwischen Gewässer und Gewebekonzentration als Voraussetzung zur Erstellung von QSAR-Modellen hingewiesen. FISHER (1995) stellt hierzu zusammenfassend fest, daß es zahlreiche biologische und physikalische Faktoren gibt, welche die Bioakkumulation beeinflussen und zu Abweichungen vom erwarteten study state der Chemikalienverteilung nach den errechneten Verteilungskoeffizienten führen können. Hierzu zählen u.a.:

- Fettgehalt der Organismen,
- Verhalten und Ernährungstypus der Organismen,
- Stellung in der Nahrungskette,
- Lipophilie der chemischen Substanzen,
- Temperatur,
- Verteilung der Partikelgröße,
- Zeit.

Ein gutes Beispiel ist die Eliminationsrate als wichtiger Faktor für die Einstellung einer Gleichgewichtsverteilung, die in Abhängigkeit vom lipophilen Charakter einer Schadstoffverbindung verlangsamt oder nicht feststellbar sein kann (vgl. Kap. 2.3). Niedrige Biokonzentrationsfaktoren bei gleichzeitig reduzierter Elimination können damit ebenso bewertet werden wie eine Substanz mit hohem BCF und schneller Elimination (vgl. BEEK et al. 1991).

Für die Schadstoffprognostik kommen FRIANT & HENRY (1985) zu dem Schluß, daß in Geweben aquatischer Organismen gemessene Konzentrationen ein besseres Regulativ darstellen als im Gewässer selbst festgestellte Schadstoffgehalte, da u.a. das Problem der Bioverfügbarkeit hier ausgeschlossen ist. Die Autoren schlagen daher vor, die Gewebekonzentration als einen wichtigen Parameter in zukünftigen Testverfahren zu bestimmen, um besser Schadstoffwirkungen vorhersagen zu können.

7.2.3.1.3 Fazit

In der Bewertungspraxis des Bioakkumulationspotentials organischer Schadstoffverbindungen in aquatischen Organismen wird dem log K_{OW} allgemein ein guter Modellcharakter zugesprochen, wobei er im wesentlichen im Wertebereich von 2 bis 6 (6,5) zur Prognostik des Biokonzentrationsfaktoren herangezogen wird. Anhand der dargestellten Beispiele wird aber deutlich, daß die vorausgesagten BCF's mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind, die z.T. aus methodischen Schwierigkeiten resultieren. Als Ursachen für die Abweichung

von einer linearen log K_{OW}/log BCF Beziehung werden von BEEK et al. (1991) zusammenfassend folgende Gründe genannt:

- Metabolismus im Organismus,
- Dissoziation der Substanz,
- hydrophile grenzflächenaktive Substanz,
- reduzierte Bioverfügbarkeit aufgrund sehr geringer Wasserlöslichkeit,
- reduzierte Membranpermeation durch

- Moleküle mit einem MG > 600,
- Moleküle mit einem effektiven Durchmesser von > 1 nm,
- Flexibilität der Molekülkonformation,
- extreme Lipophilie, d.h. log K_{OW} > 6,

(vgl. hierzu aber auch GEYER et al. 1992, 1994a; GEYER & MUIR 1993),

- aktiver Transport,
- keine Gleichgewichtseinstellung, Dauer bis zur Einstellung steigt mit dem log K_{OW},
- starke Variabilität in den chemischen Strukturen,
- starke Variabilität im Akkumulationsverhalten innerhalb von Individuen und Arten,
- temperaturabhängige Ventilationsrate,
- methodische Fehler,
  - Diskrepanz zwischen Nominal- und Effektivkonzentration,
  - keine Angaben, worauf der BCF bezogen wurde, z.B. Frisch-, Trocken-, Lipidgewicht.

BEEK et al. (1991) betonen zusammenfassend, daß QSARs als alleiniges Entscheidungskriterium nicht angewandt werden dürfen und die Nichtdurchführung experimenteller Untersuchungen einen Verzicht auf wertvolle Informationen, insbesondere zum Metabolismus und zum Ausscheidungsverhalten bedeutet, der im Hinblick auf ökotoxikologische Wirkungspotentiale nicht zu rechtfertigen ist.

Bezüglich der vorliegenden Fragestellung kann festgestellt werden, daß der log K_{OW} derzeit kein allgemeingültiges Modell darstellt, das eingesetzt werden kann, um von in aquatischen Akkumulationsindikatoren ermittelten Gewebekonzentrationen auf die externe Exposition einer Schadstoffkonzentration im Gewässer rückzuschließen. Dies mag in Ausnahmen zwar möglich sein, kann aber als grundsätzliche Vorgehensweise zur Interpretation von Geweberückständen via Umweltqualitätskriterien für Schadstoffkonzentrationen im Wasser, beispielsweise die No Observed Effect Concentration, nicht empfohlen werden. Abschließend sei hierzu noch auf folgendes Zitat von MARKERT (1994a) verwiesen:

"*Beim Rückschluß vom Stoffgehalt im Organismus auf die Umweltkonzentration muß von einer linearen Funktion ausgegangen werden. Erst bei linearem Zusammenhang können eindeutige Aussagen vom Biomonitor über die Umwelt erzielt werden. Dem Autor ist allerdings bis heute kein Organismus bekannt, der unter Freilandbedingungen einer solchen Funktion gehorcht. Im Falle von Akkumulationsorganismen wird der Zusammenhang zwischen Umweltkonzentration und Biomonitorkonzentration noch eklatanter. Ein Akkumulatororganismus zeichnet sich häufig dadurch aus, daß er bereits bei geringen Konzentrationen einzelner Stoffe in der Umwelt diese in erheblichen Mengen anreichert, somit eine logarithmische Funktion beschreibt. Selbst bei mathematisch umgesetzter Linearität der logarithmischen Funktion bleibt der lineare, indikative Zusammenhang beider Meßgrößen auf einen kleinen Bereich beschränkt*".

Grundsätzlich sollten jedoch weitere Überlegungen zur Verwendung des BCF in der Risikobewertung von Geweberückständen angestellt werden, da sich für den limnischen Bereich derzeit kaum Alternativen bieten. Hierbei stellt aber die direkte Ermittlung von Geweberückständen in Labortoxizitätstests einen gegenüber Verteilungskoeffizienten sicherlich besseren Ansatz dar, da hierbei reale Gewebekonzentrationen mit den Ausgangskonzentrationen des Wassers in Beziehung gesetzt werden. Auf die Verwendbarkeit der hier bestehenden Datengrundlage soll im nachfolgenden Kapitel eingegangen werden.

7.2.3.2 Biokonzentrationsfaktor versus Freilandbiokonzentrationsfaktor

Wie in Kap. 7.2.1 ausgeführt, stehen aus dem Bereich ökotoxikologischer Testverfahren für die Ermittlung des Biokonzentrationsfaktors im System Fisch-Wasser in internationaler Harmonisierung die OECD Guidelines 305 A-E zur Verfügung. Diese werden auf gesetzgeberischer Grundlage in der Bundesrepublik Deutschland routinemäßig im Vollzug des Chemikaliengesetzes (ChemG) und des Pflanzeschutzmittelgesetzes (PflSchG) eingesetzt.

Laut **ChemG** § 9 Abs. 1 „Zusatzprüfung 1. Stufe“ ist eine Prüfung von Stoffen u.a. auf Bioakkumulation und laut § 9a Abs.1 „Zusatzprüfung 2. Stufe“ u.a. eine Prüfung auf Bioakkumulation, soweit sich die Erforderlichkeit aus den Prüfungsergebnissen nach § 9 Abs. 1 ergibt, vorgesehen. Da in den relevanten Anlagen hierzu keine Prüfverfahren genannt werden, sind diese Prüfungen nach sonstigen international anerkannten wisenschaftlichen Methoden durchzuführen, die der zuständigen Behörde anzugeben sind. Praktisch ausschließlich werden die Methoden der OECD herangezogen, in denen wahlweise nach statischen oder dynamischen Verfahren der OECD vorgegangen werden kann. Bezüglich der vorliegenden Datengrundlage merken BEEK et al. (1991) an, daß bis 1991 allerdings erst für höchstens ein Dutzend Stufe-1 Anmeldungen Daten zur Bioakkumulation innerhalb der Mitgliedstaaten der EG vorlagen, die überwiegend nach OECD 305 E mit Sonnenbarsch durchgeführt wurden.
Anfragen zur aktuellen Datengrundlage wurden vom UMWELTBUNDESAMT (1998, pers. Mitt.) dahingehend beantwortet, daß seit in Kraft treten des Gesetzes ca. 147 Anmeldungen der Stufe 1 vorliegen, so daß im günstigsten Fall eine entsprechende Anzahl von Prüfungen vorliegen müßte. Da die Daten aus dem Gesetzesvollzug der Vertraulichkeit unterliegen, sind sie nur eingeschränkt zugänglich, weshalb eine Einsicht der gesamten Unterlagen im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht möglich war. Angaben zu einzelnen Stoffen und deren Bewertung wurden aber im konkreten Fall vom Umweltbundesamt in Aussicht gestellt.

Im **PflSchG** ist bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln u.a. die Beachtung der in Anhang I der Richtlinie 91/414/EWG festgesetzten Beschränkungen festgelegt. Diese Richtlinie, welche die Harmonisierung der Prüfung und Bewertung von Pflanzenschutzmitteln in der Europäischen Union regelt (vgl. auch JOERMANN et al. 1996), schreibt in Anhang I.8 „Ökotoxikologische Untersuchungen“ für Pflanzenschutzmittel mit einem log K_{OW} = 3 eine Untersuchung gemäß OECD-Verfahren 305 E vor, sofern nicht gerechtfertigt werden kann, daß eine Exposition, die zur Bioakkumulation führt, wahrscheinlich nicht stattfindet.

Neben der Untersuchung von Fischen können bei gegebener Exposition und entsprechendem Risiko zusätzlich terrestrische Organismen in die Prüfung einbezogen werden.
Nach BEEK et al. (1991) liegen im UBA im Rahmen des Vollzugs des PflSchG weit mehr Erfahrungen vor als aus dem Vollzug des ChemG. Es werden pro Jahr etwa 200 Zulassungsanträge für 160 bis 200 Wirkstoffe vorgelegt. Die chemische Natur der Mehrzahl dieser Wirkstoffe ergibt einen log K_{OW} im kritischen Bereich, so daß hierfür Prüfungen vorhanden sein müßten. Für die Einsicht der Daten gilt das bereits für die Daten im Vollzug des ChemG gesagte (UMWELTBUNDESAMT 1998, pers. Mitt.)

Für die Bewertung der Bioakkumulation auf der Grundlage dieser Daten werden vom Umweltbundesamt die Biokonzentrationsfaktoren BCF sowie die Ausscheidungsrate als $CT_{1/2}$ (Clearance Time) herangezogen. Diese beiden Kriterien, die jeweils in vier Klassen eingeteilt sind, werden gleichwertig in eine Mittelwertbildung (Klasse BCF + Klasse $CT_{1/2}$) / 2) einbezogen, um eine Gesamtbewertung der Bioakkumulation vornehmen zu können. Die Verteilung und Bewertung der Biokonzentrationsfaktoren, die aus den beim Umweltbundesamt vorgelegten Bioakkumulationsstudien im Vollzug des PflSchG entnommen sind, ist in Tab. 7.-10 wiedergegeben.

Tab. 7.-10: Biokonzentrationsfaktoren und deren Bewertung im Vollzug des PflSchG (nach BEEK et al. 1991).

Klasse	BCF	Bewertung	Verteilung
I	< 30	schwach	11 %
II	30 - 100	mäßig	35 %
III	100 - 1.000	hoch	42 %
IV	> 1.000	sehr hoch	11 %

Bei der Beurteilung der Verwendbarkeit derartiger Daten für die vorliegende Fragestellung spielt ihre Übertragbarkeit auf Freilandbedingungen eine ganz entscheidende Rolle. Hierbei werden erhebliche Diskrepanzen deutlich, wenn im Laborexperiment ermittelte Biokonzentrationsfaktoren realen Freiland-Biokonzentrationsfaktoren (BCF_F) gegenübergestellt werden, die aus in Organismen gemessenen Rückständen und Wasserkonzentrationen ermittelt werden (s. Tab. 7.-11). LOSKILL & NAGEL (1991) kommen daher zu dem Schluß, daß trotz einiger Übereinstimmungen zwischen Labor-, Modell- und Freilandbefunden eine Freilandmodellierung, die der Vielschichtigkeit gerecht wird, nicht möglich ist. Ein prog-

nostizierter oder im Labor bestimmter Biokonzentrationsfaktor ist daher nicht auf die Situation im Freiland übertragbar.

Wie an einem Beispiel von BRAUN & YEDILER (1980) deutlich wird, kommt erschwerend hinzu, daß offensichtlich große methodische Schwierigkeiten in der Bestimmung von Konzentrierungs-, Transfer- und Anreicherungsfaktoren bestehen, für deren Berechnung u.a. die im Fisch gemessenen Schadstoffkonzentrationen durch die im Wasser geteilt werden. Für Quecksilber werden Anreicherungsfaktoren von 3.000 - 27.000 angegeben, was zeigt, welch unterschiedliche Ausgangswerte im Wasser bei Verwendung dieser Zahlen und Umrechnung von Fischkonzentrationen ermittelt werden würden. Die Autoren kommen auch nach eigenen Untersuchungen an jungen Karpfen zu dem Schluß, daß es unmöglich scheint, mit Hilfe der Konzentrierungsfaktoren aus den Quecksilberwerten der Organe eines Fisches auf die Quecksilberkonzentration eines nicht näher bekannten Wassers zu schließen.

Tab. 7.-11: Übertragung des Biokonzentrationsfaktors (BCF) auf Freilandbedingungen (BCF_F) (aus LOSKILL & NAGEL 1991).

Substanz	**BCF**	**BCF_F**	**BCF_F/BCF**
1,2,4-TriGB	1.300	1.200	0,9
1,2,3,4-TetraGB	5.200	7.700	1,5
a-Hexachlorcyclohexan	1.600	700	0,5
Lindan	1.200	1.000	0,8
Pentachlortoluol	6.800	23.000	3,4
2,5,2'-TriGB	81.000	590.000	7,3
2,5,2',5'-TetraGB	49.000	240.000	5,0
a-Chlordan	28.000	1.400.000	50
p,p'DDE	81.000	18.000.000	220
DDT	25.000	195.000	7,8
Pentachlorphenol	10.000	1.000	10
Chloronitrofen	420 - 8.000	1.160	= 6,9
Benthiocarb	20 - 100	170	= 0,6

Bezüglich der Verwendbarkeit dieser Daten für die vorliegende Fragestellung kann zunächst festgestellt werden, daß sie im Vergleich zur Verwendung des log K_{OW} sicherlich ein besseres Modell zur Abschätzung der Bioakkumulation darstellen. Angesichts der genannten Einschränkungen sollten sie allerdings zur Bewertung von Geweberückständen in Fischen im Rahmen von Biomonitoringprogrammen **höchstens als vorübergehende und nur mit äußerster Vorsicht zu praktizierende Vorgehensweise** angesehen werden, solange keine besseren Alternativen zur Verfügung stehen. Hinzu kommt, daß die erforderlichen Daten angesichts der Fülle der in der Umwelt vorkommenden, potentiell umwelt- und gesundheitsgefährdenden bioakkumulierbaren Substanzen nur in begrenztem Umfang zur Verfügung stehen.
Nach BEEK et al. (1991) erfordern die derzeitigen Defizite bei der Bewertung der Bioakkumulation die weitere Aufklärung und Erfassung der meßbaren Einflußfaktoren der Bioakkumulation, wie

- Metabolismus/Transformation,
- organspezifische Anreicherung (reversibel/irreversibel),
- unvollständige Ausscheidung (gebundene Rückstände),
- Bioverfügbarkeit der Chemikalien (Bindung an partikuläre und gelöste Fraktionen),

und der nicht meßbaren, wie

- innerartliche Varianz,
- Konditionsfaktoren,
- Altersstadien.

Eine stärkere Berücksichtigung dieser Faktoren sowie die Einführung einer einheitlichen Bezugsgröße (Lipidgehalt) für die Berechnung des Biokonzentrationsfaktors würden nach Aussage der Autoren dazu beitragen, die große Variabilität der Ergebnisse zu verringern. Zudem wird eine Einbeziehung weiterer Testorganismen gefordert, da sich die bisherigen Verfahren lediglich auf die Untersuchung von Biokonzentrationsfaktoren bei Fischen beziehen, deren Übertragung auf andere Arten als äußerst problematisch anzusehen ist. Hierbei wird insbesondere die Einbeziehung von marinen Arten (z.B. Muscheln), Sedimentbewohnern (z.B. *Tubifex*) und terrestrischen Vertebraten (z.B. Vögeln) vorgeschlagen.

Für die Übertragbarkeit von Labor- auf Freilandbedingungen werden zudem Modellökosysteme und Freilandstudien gefordert.

7.2.4 Bilanzierungsmodelle - Critical Loads and Levels

Auf die Rolle der Modellierung in der Ökotoxikologie wurde bereits in Kap. 7.2.3 in bezug auf Quantitative-Strukur-Aktivitäts-Beziehungen auf der molekularen Aggregationsebene hingewiesen. Neue Bewertungmethoden, die aus graphen- und verbandstheoretischen Ansätzen resultieren, versuchen demgegenüber, in Form holistischer Betrachtungen Modellierungen auf der Aggregationsebene des Ökosystems durchzuführen. Im Unterschied zu Wassereinzugsgebietsstudien (engl. "watershed studies"), die als klassisches Instrument der Ökosystemforschung und -modellierung eine Ökosystemanalyse durch In- und Output-Bilanzierungen funktional abgrenzbarer Ökosysteme zum Ziel haben (u.a. MARGALEF 1968), kommt hierbei den Fragen ökosystemarer Belastung und Belastbarkeit (vgl. MÜLLER 1980) eine zentrale Bedeutung zu. Ein mittelfristiges Ziel einer ökologisch orientierten Bewertung ist hierbei die Erstellung von **"Critical Loads/Levels-Konzepten"** für die wichtigsten Noxen, bei denen die kritischen Eintragsgrößen (Dosen) von ökosystemaren Wirkungen abgeleitet werden (vgl. u.a. STEINBERG et al. 1995).

Dieser Ansatz wird auf Betreiben der UN-ECE (Economic Commission for Europe) des Nordic Council of Ministers bei der Emissions-Verminderung von Säurebildnern angewendet. Das Konzept bezieht sich auf naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen von Ökosystemen, Teilökosystemen, Organismen und Materialien, wobei der Eintragspfad der Hauptschadgase SO_2, NO_X, NH_3, und O_3 als atmosphärische Deposition im Vordergrund der Betrachtung steht.

Critical Loads werden hierbei verstanden als quantitative Abschätzungen der Luftschadstoffdepositionen, bei deren Überschreitung Wirkungen auf empfindliche Pflanzen, Pflanzengemeinschaften, Ökosysteme und Materialien auftreten können. Die Wirkungen können chronisch oder akut sein. Sie müssen sich jedoch von der natürlichen Variation des Erscheinungsbildes der Pflanze oder des Ökosystems unterscheiden.

Critical Levels sind quantitative Abschätzungen der Luftschadstoffdepositionen, bei deren Unterschreitung nach derzeitigem Wissen keine signifikant schädigenden Effekte an Ökosystemen und Ökosystemteilen zu erwarten sind.

Eine wichtige Rolle im Gesamtkonzept spielt die kartographische Darstellung der räumlichen Verteilung der Critical Loads/Levels sowie der tatsächlichen Stoffkonzentrationen und Stoffeinträge. Die Critical Levels bzw. die Methode zur Ermittlung der Critical Loads richten sich nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand, d.h. daß sie ständig neu berechnet und aktualisiert werden müssen. Werden den ermittelten Critical Loads und Levels die tatsächlichen Schadstoffkonzentrationen und -depositionen gegenübergestellt, so lassen sich die Überschreitungen berechnen und kartographisch darstellen (SMIATEK et al. 1995,

s.a. GREGOR 1994, 1995; STEINBERG et al. 1995; WIGGERING & RENNINGS 1995; UMWELTBUNDESAMT 1996b).

Die Feststellung der Loads und Levels erfolgt durch Laboruntersuchungen, Begasungsversuche in offenen und geschlossenen Klimakammern sowie Feldexperimente in belasteten Gebieten. Eine erfolgreiche Umsetzung des Konzeptes erfordert hierbei schrittweises Vorgehen (vgl. GREGOR 1995):

I. Ableitung von Schwellenwerten für Schadstoffwirkungen aus der experimentellen Wirkungsforschung und der Umweltbeobachtung.

II. Iterative Konsensbildung mit der internationalen Fachwelt (Stand des Wissens).

III. Charakterisierung der Belastungssituation in Europa durch Darstellung der Regionen mit Überschreitung von Critical Loads (Mapping-Programm).

IV. Abstimmung von Minderungszielen zur Unterschreitung der Wirkungsschwellen.

Detaillierte Hinweisen zur Vorgehensweise bei der Teilnahme am Critical Loads/Levels-Programm für die ECE-Staaten gibt das "Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are Exceeded" des UMWELTBUNDESAMTES (1996b).

Bezüglich der vorliegenden Fragestellung sei darauf hingewiesen, daß dieser Ansatz der Modellierung auf ökosystemarer Ebene zwar einen wichtigen, aktuellen Beitrag zur Abschätzung gesamtsystemarer Belastungen darstellt, daß hieraus aber nach dem derzeitigen Kenntnisstand keine Bewertungsstrategien für Geweberückstände in Akkumulationsindikatoren abgeleitet werden können. Sicherlich werden derartige Konzepte in Zukunft auch im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren für die ökosystemare Indikationsebene von Bedeutung sein. Voraussetzung hierzu ist aber zunächst eine ausreichende Möglichkeit zur wirkungsschwellenorientierten Bewertung individueller Gewebekonzentrationen, die aber derzeit nicht gegeben ist. Für eine Extrapolation auf eine ökosystemare Aggregationsebene fehlt daher in diesem Bereich derzeit jegliche Erkenntnisgrundlage. Hinzu kommt, daß in Anbetracht der heutigen Belastungssituation bei tierischen Akkumulationsindikatoren der Kontaminationspfad durch atmosphärische Deposition eine vergleichsweise geringe Rolle spielt, und zudem die bei Critical Loads und Levels im Vordergrund stehenden Noxen für Bioakkumulationsprozesse hier von nur untergeordneter Bedeutung sind.

7.2.5 Referenzwerte

Die Bioindikation arbeitet mit veränderten Größen, d.h. meßbaren Merkmalen. Ein klassischer Ansatz zu deren Bewertung, der dem Fehlen wirkungsorientierter Schwellenwerte Rechnung trägt, besteht darin, sie mit unterschiedlichen Kontroll- oder Bezugsobjekten zu vergleichen, um ihre Signifikanz im Einzelfall bemessen zu können. Von STÖCKER (1980) werden hierzu folgende Strategien genannt:

- Absolute Vergleichs-Standards:
  - Vergleich mit Parametern unbeeinflußter Objekte,
  - experimenteller Ausschluß der zu untersuchenden Größe,
  - Vergleich mit historischen Standards, Sammlungsmaterial u.a.,
  - Ableitung eines Gradienten bis in Zeitschichten vernachlässigbarer Beeinflussung am gleichen Objekt.
- Relative Vergleichs-Standards:
  - Korrelation mit räumlich oder zeitlich sich verändernden Umweltgrößen,
  - Festlegung einer +/- unbeeinflußten Bezugsobjektes mit vergleichsweise sehr geringer oder bekannter Änderung.

Absolute Vergleichsstandards sind darauf ausgerichtet, Meßwertbereiche zu kennzeichnen, die natürliche Umweltverhältnisse gegenüber anthropogen bedingten Veränderungen abgrenzen. Die Festlegung von Grenzbereichen ist hier in Abhängigkeit von den betrachteten Stoffgruppen mit unterschiedlichen Schwierigkeiten behaftet. Bezogen auf Schadstoffgehalte in abiotischen und biotischen Umweltkompartimenten kann dies für Stoffe, die natürlicherweise nicht in der Umwelt vorkommen, vergleichsweise leicht bewerkstelligt werden, da bereits ihr analytischer Nachweis eine anthropogene Einflußnahme belegt. Hierzu zählen beispielsweise die Polychlorierten Biphenyle (PCB) und andere Halogenkohlenwasserstoffe, sowie synthetische Herbizide und Pestizide.
Zu den Stoffen, die auch natürlicherweise vorkommen, und einen gewissen Level an "Hintergrundbelastung" darstellen können, gehören Vertreter der verschiedensten Substanzklassen, wie Metalle, Schwefelwasserstoff, Schwefeldioxide, Methan, Ethan, Aroma- und Locktoffe von Pflanzen und Tieren (z.B. Alkaloide, Pyrethrine, Peptide, Proteine). Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF) entstehen unter bestimmten Bedingungen bei der Verbrennung in Gegenwart von chlorhaltigen Substanzen und gelangen wahrscheinlich auch durch natürliche Prozesse in die Umwelt. Ihr Haupteintrag erfolgt jedoch zivilisationsbedingt seit etwa 1950 (LEWALTER & NEUMANN 1996). Für diese Substanzen muß jedes Konzentrations- oder Meßwertspektrum in folgende drei Teilbereiche

untergliedert werden (vgl. KERNDORFF et al. 1993, s.a. FÖRSTNER & MÜLLER 1974; LIETH & MARKERT 1988; KERNDORFF et al. 1993):

- überwiegend natürlicher (u.a. geogener) Bereich,
- Überlappungsbereich aus natürlichen und anthropogen beeinflußten Meßwerten,
- überwiegend anthropogen beeinflußter Bereich.

Insbesondere bezüglich geogener Hintergrundwerte können große regionale Unterschiede auftreten, die es oft erschweren, absolute Vergleichsstandards von ökologischen Materialien zu definieren, und dies insbesondere, wenn wir uns in analytischen Bereichen von µg/g befinden (vgl. STÖCKER 1993).

Ein Beispiel für derartige Richtwerte, die natürliche Konzentrationen von Metallen in Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) charakterisieren, findet sich in Tab. 7.-12.

Tab. 7.-12: Richtwerte von Metallen in unbelasteten Dreikantmuscheln (MERSCH 1993).

Metall	µg/g Trockengewicht
Cd	1
Cr	1
Cu	12
Hg	0,1
Ni	12
Pb	0,5
Zn	110

Während absolute Vergleichsstandards statische Grenzen darstellen, handelt es sich bei den relativen um variable Größen, die den allgemeinen, großräumigen Belastungszustand in ihrer zeitlichen Veränderung widerspiegeln. Große Bedeutung haben relative Vergleichsstandards in der Schadstoffüberwachung in den letzten Jahren insbesondere im Human-Biomonitoring zur Diagnostik der inneren Exposition des Menschen erlangt. Die Messung der allgemeinen Hintergrundbelastung dient hierbei der Aufstellung von sogenannten

Referenzwerten oder Referenzbereichen für die Bewertung spezifischer Belastungen, z.B. am Arbeitsplatz oder in der Umwelt. Die Ziele und Vorgehensweisen sowie der aktuelle Kenntnisstand können wie folgt charakterisiert werden (nach EWERS 1994; EWERS et al. 1996; UMWELTBUNDESAMT 1996c, s.a. LANGE-ASCHENFELD 1996; LEWALTER & NEUMANN 1996; UMWELTBUNDESAMT 1996d; GÖEN & ANGERER 1997; KRISTIANSEN et al. 1997):

⇒ Die sogenannte Hintergrundbelastung resultiert aus dem Umstand, daß die meisten Umweltschadstoffe heute ubiquitär verbreitet und weltweit in Umweltmedien, in Pflanzen, Tieren und Lebensmitteln und damit auch in humanbiologischen Materialien nachweisbar sind. Die Hintergrundbelastung ist bei den meisten Stoffe z.T. natürlich, z.T. zivilisatorisch bedingt. Je nach Region und Örtlichkeit können die natürlichen Schadstoffgehalte stark durch zivilisatorisch bedingte überlagert sein.

⇒ Zur Kennzeichnung der Hintergrundbelastung lassen sich sogenannte **Referenzwerte** und Referenzbereiche ermitteln, welche die in einer geographisch definierten Einheit üblicherweise vorkommenden Schadstoffkonzentrationen wiedergeben. Sie basieren auf der Untersuchung einer möglichst großen Zahl von repräsentativ ausgewählten Proben.

Definition im Human-Biomonitoring: Der Referenzwert für einen chemischen Stoff in einem Körpermedium ist ein Wert, der aus einer Reihe von entsprechenden Meßwerten einer Stichprobe aus einer definierten Bevölkerungsruppe nach einem vorgegebenen statistischen Verfahren abgeleitet wird.

⇒ Zur Kennzeichnung der Referenzbereiche können zum einen die Mittel- oder Medianwerte, zum anderen die jeweiligen Obergrenzen (gerundete 95. Percentilwerte) angegeben werden. Diese Werte charakterisieren die durchschnittliche Belastung bzw. die Obergrenze der Hintergrundbelastung

In der praktischen Anwendung sollte allerdings nur ein einfacher Zahlenwert gewählt werden, der eindeutig durch das angewandte statistische Verfahren und die untersuchte Population definiert ist. Bandbreiten beschreiben unter wissenschaftlichen Aspekten die reale Situation zwar besser. Bei umweltmedizinisch-toxikologischen Beurteilungen sind aber in der Praxis in aller Regel transparente dichotome Entscheidungen, wie: ”Meßwert größer” bzw. ”kleiner als der Referenzwert” erforderlich. Üblicherweise wird daher lediglich das 95. Percentil der Meßwerte der Stoffkonzentration in dem entsprechenden Körpermedium der Referenzpopulation angegeben. Die Festlegung auf das 95. Percentil ist eine Konvention. Um die ”Vertrauenswürdigkeit” der Schätzung des 95. Percentils besser beurteilen zu können, wird zusätzlich die Ermittlung und Angabe des 0,95-Konfidenz-Intervalls des 95. Percentils (berechnet auf der Basis der nichtzentralen t-Verteilung) empfohlen.

⇒ Referenzwerte und Referenzbereiche, wie oben definiert, beschreiben die Belastungssituation der Referenzpopulation zum Zeitpunkt der Untersuchung. Es handelt sich dabei um statistisch definierte Werte, denen per se keine gesundheitliche Bedeutung zukommt. Zur gesundheitlichen Bewertung müssen zusätzlich toxikologische Kriterien herangezogen werden, die Aussagen darüber zulassen, bei welchen Konzentrationen toxische Effekte zu erwarten sind. Neben der Festlegung von Referenzwerten ist daher die Festlegung eines weiteren Wertes erforderlich, der angibt, welche Fremdstoffkonzentrationen in einem Körpermedium unter umweltmedizinisch-toxikologischen Gesichtspunkten als noch tolerabel anzusehen sind. Derartige, nach wissenschaftlichen Kriterien abgeleitete, **"Toleranzwerte"** liegen bisher nicht vor.

⇒ Eine die Hintergrundbelastung übersteigende Schadstoffbelastung bedeutet nicht zwangsläufig, daß es dabei bereits zu biologischen Veränderungen oder gar toxischen Reaktionen kommt. Damit ist erst zu rechnen, wenn sogenannte **kritische Konzentrationen** erreicht oder überschritten werden (Konzentration eines Stoffes, bei der erste biologische oder toxische Reaktionen auftreten). Nach EWERS et al. (1996) liegen im humanmedizinischen Bereich bisher nur für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber sowie für das Kohlenmonoxid ausreichende Untersuchungsergebnisse vor, die es gestatten, Dosis-Wirkungsbeziehungen oder besser "Belastungs-Wirkungsbeziehungen" abzuleiten und damit die sogenannten kritischen Konzentrationen zu definieren. Angaben hierzu zeigt Tab. 7.-13.

⇒ Unter dem Gesichtspunkt des vorbeugenden Gesundheitsschutzes und der Gesundheitsvorsorge besteht heute in der Praxis die Tendenz, bereits dann Maßnahmen zu ergreifen, wenn Humanmonitoring-Untersuchungen erhöhte, d.h. die Hintergrundbelastung übersteigende, Schadstoffbelastungen von Personen oder Personengruppen anzeigen. Ziel der Maßnahmen ist die Verminderung der Belastung.

⇒ Referenzwerte können nicht bloß einmal und auch nicht mit einer allgemeinen Gültigkeit entwickelt werden. Sie schwanken zwischen Ländern und sogar Regionen und müssen daher auf nationaler Ebene entwickelt werden. Darüber hinaus kann sich die Belastung mit der Zeit ändern, weshalb Referenzwerte immer neu entwickelt werden müssen.

⇒ Erschwert wird bei Referenzwerten im Humanbereich, daß die individuellen Lebensgewohnheiten die Hintergrundbelastung durch äußere Exposition stark beeinträchtigen und zu großen Schwankungen führen. Hier ist an erster Stelle das Rauchen zu nennen sowie der Alkoholkonsum, zusätzlich Medikamenten- und Drogenmißbrauch.

⇒ Grenzen der Anwendbarkeit des Human-Biomonitoring sind dadurch gegeben, daß es nur bei den Stoffen anwendbar ist, die zu meßbaren Änderungen von Schadstoffkon-

zentrationen oder Reaktionsabläufen im Organismus führen. Daraus folgt, daß es nicht einsetzbar ist bei Stoffen und Agentien, die systemisch nicht oder nur in geringen Mengen aufgenommen werden und/oder zu keinen meßbaren Konzentrationsänderungen im Organismus führen. Dies gilt z.B. für Schwefeldioxid, Ozon, Stickstoffoxide, Halogene und Halogenwasserstoffe sowie für faserförmige Stäube und für hautreizende oder ätzende Stoffe. Das Konzept ist strenggenommen ebenfalls nicht anwendbar auf krebserzeugende Stoffe, da für diese Stoffe bekanntlich keine Schwellenwerte definiert werden können.

Tab. 7.-13: Kritische Konzentrationen von Blei, Cadmium und Quecksilber in humanbiologischen Untersuchungsmaterialien (aus EWERS et al. 1996).

Metall	Unters.-Material	Normalwerte	Kritische Konzentration	Biologischer Effekt
Blei	Blut	2 - 12 µg/dl	10 - 15 µg/dl	Risikogruppe Kleinkinder: - Störung der neurophysiologischen Verhaltensentwicklung - Hemmung einzelner Enzyme der Biosynthesekette des Hämoglobins - geringes Geburtsgewicht - Größenwachstum vermindert
			25 µg/dl	Intelligenzleistungen bei Kindern vermindert
Cadmium	Urin	< 2 µg/g Kreat.	5 - 19 µg/g Kreat.	Tubuläre Proteinurie Evtl. auch glomeruläre Proteinurie
	Nierenrinde	< 50 µg/g Gewebe	200 µg/g Gewebe	s.o.
Quecksilber				
als Hg od. anorg.Hg-Verbind.	Blut Urin	< 5 µg/l < 5 µg/g Kreat.	10 - 20 µg/l 50 µg/g Kreat.	Hand-Tremor verstärkt Auge-Hand-Koordinat.verschlecht. Tubuläre Proteinurie
organ. Hg-Verbind.	Blut	< 5 µg/l	30 µg/l	Parästhesie

Die Möglichkeiten der Verwendung von Referenzwerten im Human-Biomonitoring bestehen darin, Beurteilungsmaßstäbe bei epidemiologischen Untersuchungen zur Verfügung zu haben, ohne daß die Notwendigkeit besteht, umfangreiche Vergleichskollektive zu untersuchen. Hierbei ist die Vergleichbarkeit der Methoden und der Ausschluß von Veränderungen der Referenzwerte durch Zeittrends von außerordentlicher Wichtigkeit. Das UMWELT-

BUNDESAMT (1996c) weist aber auch eindringlich darauf hin, daß Kategorieeinteilungen aufgrund statistischer Überlegungen lediglich eine vorläufige Festlegung darstellen, bis eine ausreichend toxikologisch begründete Datenbasis zur Verfügung steht.

Zur Ermittlung repräsentativer Daten über die bestehenden korporalen Schadstoffbelastungen und die Schadstoffbelastungen im häuslichen Bereich der Allgemeinbevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 1985/86 erstmalig eine repräsentative, bundesweite Erhebung durchgeführt, der sogenante "Umwelt-Survey". Mit dem 1. Umwelt-Survey 1985/86 konnte ein erster Beitrag zur Ermittlung von Referenzwerten für korporale Schadstoffbelastungen (Human-Biomonitoring) und für Schadstoffbelastungen im häuslichen Bereich (Wohnraum- und Trinkwasserhygiene) geleistet werden. In den Jahren 1990/91 wurde dann der 2. Umwelt-Survey-West in den alten Bundesländern und 1991/92 der Umwelt-Survey-Ost in den neuen Bundesländern durchgeführt (vgl. u.a. KRAUSE et al. 1996). Seitdem wird eine vergleichende gesamtdeutsche Darstellung im Human-Biomonitoring vorgenommen und fortgeschrieben. Die an repräsentativen Querschnittsstichproben der Bevölkerung gewonnenen Daten können als Vergleichswerte und zur Ermittlung von Referenzwerten zur Beurteilung von Schadstoffkonzentrationen in Blut, Urin, Haaren, Trinkwasser, Hausstaub und Innenraumluft genutzt werden (UMWELTBUNDESAMT 1996d).
Zur Klärung grundsätzlicher und praktischer Fragen im Bereich des Human-Biomonitoring wurde 1992 die gemeinsame Kommission ”Human-Biomonitoring” des Bundesgesundheitsamtes und des Umweltbundesamtes gegründet. Bei der Auflösung des BGA durch das Gesetz über die Neuordnung zentraler Einrichtungen des Gesundheitswesens wurde das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des BGA Teil des UBA und die Kommission ”Human-Biomonitoring” somit eine Kommission ausschließlich des UBA.

Ein dem Human-Biomonitoring vergleichbarer Ansatz zur Erarbeitung statistisch begründeter Referenzwerte für Schadstoffrückstände in biotischen Matrizes im Rahmen des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren findet sich auf nationaler Ebene in der Aufstellung der ZEBS-Werte der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien des Umweltbundesamtes (s. Kap. 7.1.3.4), bei der die humantoxikologische Indikationsebene im Vordergrund der Betrachtung steht.

7.2.6 Sonstige, einzelinitiative Ansätze

Neben den bisher berücksichtigten Ansätzen gibt es eine Vielzahl weiterer Initiativen zur ökotoxikologischen Risikoforschung potentiell schädlicher Substanzen auf Biota, die häufig auf Bestrebungen einzelner Institutionen oder Forschungsgruppen betrieben werden. Im vorliegenden Kapitel sollen hieraus einige Beispiele herausgegriffen werden, die sich mit dem Versuch auseinandersetzten, Schadstoffrückstände in tierischen und pflanzlichen Organismen auf unterschiedlichen Aggregationsebenen zu bewerten. Diese Übersicht muß angesichts der Fülle der Forschungsansätze beispielhaften Charakter behalten und erhebt keinesfalls Anspruch auf Vollständigkeit. Sie verfolgt in erster Linie das Ziel, das Spektrum der zusätzlichen Überlegungen darzustellen, die eingesetzt werden, um den Informationsgehalt von Akkumulationsindikatoren im Biomonitoring über die Darstellung räumlicher und zeitlicher Trends hinausgehend auf der individuellen und/oder ökosystemaren Indikationsebene aufzuschlüsseln. Hierbei werden Ergebnisse aus aktiven Monitoringprogrammen, namentlich mit der „Standardisierten Graskultur", mitberücksichtigt, auch wenn sie nicht primärer Gegenstand der vorliegenden Schrift sind.

7.2.6.1 Untersuchungen zur Interpretation von TBT/ DBT-Rückständen bei Miesmuscheln (*Mytilus edulis*)

WIDDOWS & DONKIN (1989) sowie WIDDOWS & PAGE (1993) beschäftigten sich mit der Untersuchung des Zusammenhangs zwischen subletalen Schadstoffeffekten im Bereich des Energiehaushaltes bei *Mytilus edulis* und den Gewebekonzentrationen von Tributylzinn (= TBT: Zusatz von Antifouling-Farben und Holzschutzmitteln) sowie Dibutylzinn (= DBT: Abbauprodukt des TBT und als Stabilisator von Polyvinylchlorid). Die Hauptemmissionsquelle in marine Ökosysteme stellen die Antifouling-Anstriche von Schiffen und Booten dar. Der Biokonzentrationsfaktor für TBT ist sehr hoch und umgekehrt proportional zur Wasserkonzentration zwischen 5.000 und 30.000. Ziel der Studie waren Informationen über subletale Wirkungsschwellen, die eine toxikologische Interpretationsgrundlage für TBT/DBT-Geweberückstandsraten in Feldmonitoringprogrammen beim Einsatz von Miesmuscheln als Akkumulationsindikatoren darstellen können.

Die Untersuchungen ergaben, daß die Sauerstoffaufnahmerate sich mit Zunahme der TBT-Konzentration von 0,5 auf 10 µg/g TBT (Trockengewicht) verdoppelte. Die Nahrungs-

aufnahme ging oberhalb einer Schwellenkonzentration von von 3-4 µg/g TBT signifikant zurück. Die Effizienz der Absorption war bei einer Konzentration unterhalb von 10 µg/g TBT unbeeinflußt. Einflüsse auf die Wachstumsrate als Gesamteffekt konnten bei einer Konzentration von etwa **4 µg/g TBT** mit deutlicher Wachstumshemmung festgestellt werden (vgl. Abb.7.-7). DBT erwies sich bezüglich Effekten, die durch Gewebekonzentrationen ausgelöst werden, als um Größenordnungen geringer toxisch. Als Schwellenwerte für die Verursachung von Reduktionen der Nahrungs- und Sauerstoffaufnahme wurden Konzentrationen von 23 bzw. 36 µg/g DBT ermittelt.

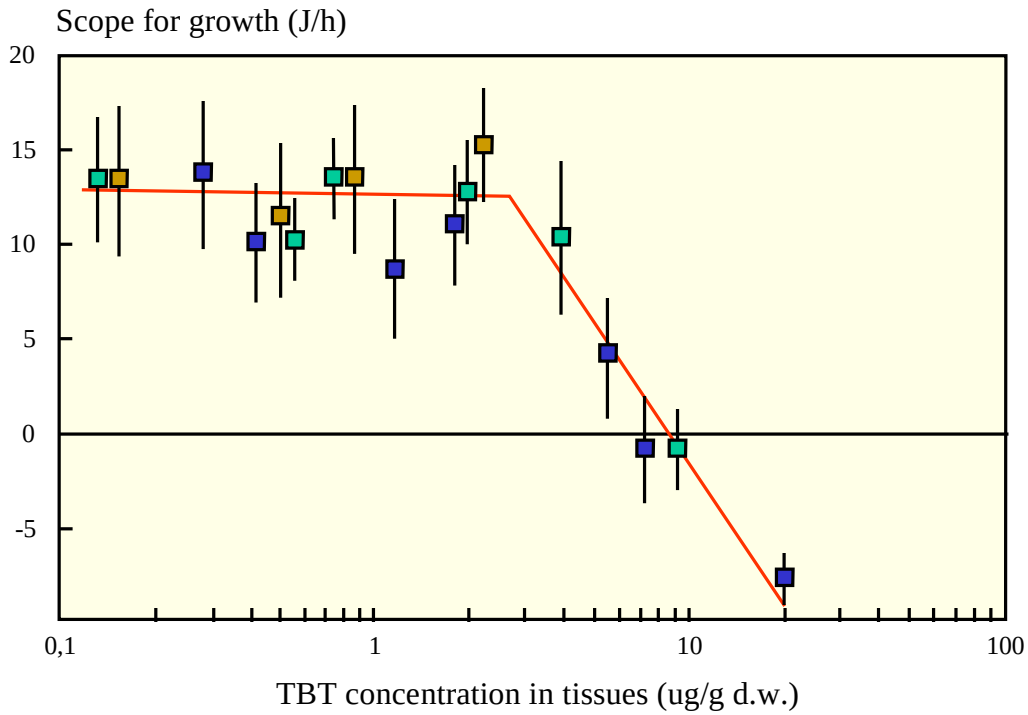


Abb. 7.-7: Effekt von TBT-Konzentrationen im Gewebe [µg TBT/g TG] auf das Wachstum von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) in drei Versuchsreihen (aus WIDDOWS & PAGE 1993, verändert).

Durch weiterführende Untersuchungen konnte aber auch gezeigt werden, daß die beiden Butylin-Spezies einzeln anders wirken als wenn sie bei vergleichbaren Konzentrationen gemeinsam auftreten. Hinzu kommt, daß sich die Substanzen nicht nur bezüglich der Natur ihrer toxischen Mechanismen unterscheiden sondern auch in der Art der toxischen Wirkung. Diese Ergebnisse verdeutlichen, daß die beiden Substanzen keinen linearen Struktur-Aktivitäts-Beziehungen folgen, und demzufolge, daß übliche Berechnungen auf der Grundlage

von QSAR-Modellen die Sensitivität unterschiedlicher Mechanismen der Toxizitäten vermissen lassen.

Die Autoren kommen zu dem Schluß, **daß erst durch kombinierte Freilandstudien, in denen Gewebekonzentrationen in Relation zu subletalen Effekten untersucht werden, eine ausreichende Informationsbasis zur Interpretation von Schadstoffgehalten in Akkumulationsindikatoren geschaffen werden kann**. Die Notwendigkeit von Laborexperimenten zur Erhebung primärer Daten über den Zusammenhang von Gewebekonzentrationen und physiologischen Effekten wird hierbei nicht grundsätzlich bestritten. Während es für die meisten umweltrelevanten Metalle möglich sein wird, "Gewebekonzentrations-Wirkungs-Beziehung" festzustellen, werden Versuche zur Bestimmung subletaler Effekte für jede einzelne organische Substanz aber als undurchführbar bezeichnet. Daß QSAR-Modelle hier keine ausreichende Alternative darstellen, wird durch die genannten Ergebnisse bestätigt (vgl. Kap. 7.2.3.2).

7.2.6.2 Untersuchungen zur Interpretation von Quecksilber-Rückständen in Fischorganen

Die Untersuchungen von BRAUN (1977) wurden aufgrund der Problematik durchgeführt, daß bei Verstößen gegen das Wasserhaushaltsgesetz mit nachfolgenden Fischsterben die Schadensursache bei zu später Entnahme von Wasserproben meist nur durch die Analyse von Geweberückständen bei verendeten Fischen bewiesen werden kann. Der Rückschluß auf eine schädliche Wasserverschmutzung ist allerdings nur dann möglich, wenn die Schadstoffkonzentrationen im Fisch richtig gedeutet werden können. D.h. es muß bekannt sein, welche Rückstandsmengen im Fisch normal sind, welche einer subletalen und welche einer letalen Ausgangskonzentration im Wasser entspringen. Hierzu wurden Versuche mit dem „Schadstoff Quecksilber“ durchgeführt.

Um den "Normalpegel" für Quecksilber festzustellen, wurden junge, unbelastete Karpfen aus einer Teichanlage untersucht, deren Quecksilberrückstände nicht von direkten industriellen Quellen sondern höchstens aus der Erdoberfläche, aus dem Kunstfutter oder aus Düngemitteln stammen können. Zur Ermittlung subletaler Ausgangskonzentrationen wurden Fische gleicher Herkunft über einen Zeitraum von 6 Monaten einer Quecksilberkonzentration im Hälterungswasser von 0,5 ppb Hg ausgesetzt. Um die Quercksilbergehalte im Fisch nach akuter Vergiftung bestimmen zu können, wurden Karpfen in einer Quecksilberlösung von 2 mg/l Hg gehältert, die als "sicher letale Konzentration" bezeichnet wurde. Die Letalitätszeit betrug 9 Stunden. Schließlich wurde auch die Frage untersucht, welche Hg-Mengen quecksilberadaptierte Fische aufnehmen, wenn sie zusätzlich mit letalen Dosen belastet

werden. Hierzu wurden Fische, die im subletalen Bereich über 6 Monate gehältert wurden, anschließend letalen Dosen ausgesetzt. Die Ergebnisse, die an einem Kollektiv von jeweils 10 Fischen in Einzeluntersuchungen festgestellt wurden, sind in Tab. 7.-14 als Mittelwerte dargestellt.

Die gefundenen "Normalwerte" der Muskulatur entsprechen nach Angabe des Autors den Ergebnissen anderer Untersuchungen, bei denen auch weitere Fischarten und Museumsmaterial mitberücksichtigt wurden. Als Streuung der "natürlichen" Quecksilberkonzentration in Fischen wird ein Wertebereich von 0,06-0,64 mg/kg (aller Werte bezogen auf FG) angegeben. Gehalte von etwa bis zu 10 mg/kg in den Kiemen und bis zu 1 mg/kg in der Rückenmuskulatur werden als Anreicherung bei Langzeitaufnahme subletaler Quecksilbermengen gedeutet. Im letalen Bereich liegen die Rückstandsmengen in der Rückenmuskulatur bei bis zu 14 mg/kg, in den Kiemen bei bis zu 1.000 mg/kg Hg. Die Aufnahmemengen bereits quecksilberadaptierter Fische sind im letalen Bereich wesentlich geringer, heben sich aber immer noch deutlich von den Gehalten ab, die ausschließlich im subletalen Bereich erzielt werden.

Tab. 7.-14: Gesamtkörpergewicht und mittlere Quecksilbergehalte in Kiemen und Rückenmuskulatur junger Karpfen im "normalen", subletalen und letalen Bereich (n=10) (Angaben nach BRAUN 1977).

	Körpergewicht [g FG]	**Kiemen** [mg/kg FG]	**Rückenmuskulatur** [mg/kg FG]
Normalwerte	17,1	0,12	0,09
Subletalwerte	20,4	8,17	0,68
Letalwerte	20,9	1.046,20	6,49
Letalwerte adaptierter Fische	21,7	549,91	4,35

Als Einschränkungen bezüglich der Übertragung dieser Werte auf Freilandbedingungen werden folgende Aspekte genannt: Bei den Versuchen ist die Quecksilberaufnahme über das Futter unberücksichtigt; sie kann aber insbesondere im Bereich subletaler Langzeitwirkungen die Quecksilbergehalte im Organismus erheblich beeinflussen. Zudem wird eine Zeitspanne von 9 Stunden höchster Belastung, die in o.g. Versuch als Letalzeit ermittelt wurde, unter realen Bedingungen zumindest in Fließgewässern kaum erreicht werden. Schließlich wird darauf hingewiesen, daß in einem Vorfluter gegenüber den Versuchs-

bedingungen meist schlechtere Sauerstoffverhältnisse herrschen, weshalb die Letalzeit verkürzt und die aufgenommene Quecksilbermenge geringer sein dürfte.

Bezüglich der vorliegenden Fragestellung sei zusätzlich darauf hingewiesen, daß es **für eine wirkungsorientierte Bewertung von Geweberückständen nicht ausreicht, Wertebereiche zu kennen, die oberhalb der "Normalbelastung" liegen**. Hierduch kann zwar festgestellt werden, ob eine anthropogen bedingte Schadstoffimmission vorliegt; Schwellenwerte für physiologische Schadstoffeffekte, wie am Beispiel der Miesmuscheln im vorangehenden Kapitel diskutiert, können hieraus jedoch nicht abgeleitet werden. Vergleiche mit den Ergebnissen der Umweltprobenbank des Bundes (s. Kap. 8.3) aus Untersuchungen von Quecksilbergehalten in der Muskulatur von Brassen aus unterschiedlich belasteten Gewässern der Bundesrepublik Deutschland zeigen, daß es - von störfallbedingten lokalen Einleitungen hoher Schadstofffrachten abgesehen - gerade der o.g. Wertebereich von normaler bis subletaler Belastung ist, den es im routinemäßigen Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren zu bewerten gilt (vgl. u.a. UMWELTBUNDESAMT 1995, 1998).

7.2.6.3 Untersuchungen zur Toxizität chlorierter Benzole bei der Dickkopf-Elritze (*Pimephales promelas*)

Ziel der von CARLSON & KOSIAN (1987) durchgeführten Untersuchungen war es, Daten zur akuten und chronischen Toxizität verschiedener chlorierter Benzolverbindungen an Fischen zu ermitteln und Fischgeweberückstände zu bestimmen, die mit chronischen Effektkonzentrationen in Zusammenhang gebracht werden können.
Als Testspezies wurde die Dickkopf-Elritze (*Pimephales promelas*) gewählt, wobei die Testorganismen unter Durchflußbedingungen gehältert wurden. Zur Ermittlung der chronischen Toxizität wurden die als am sensitivsten eingestuften Entwicklungsstadien vom Embryo bis zum frühen Juvenilstadium eingesetz. Als Testsubstanzen dienten: 1,3-Dichlorbenzol (1,3-DCB), 1,4-Dichlorbenzol (1,4-DCB), 1,2,3,4-Tetrachlorbenzol (1,2,3,4-TCB), Pentachlorbenzol und Hexachlorbenzol. Als Endpunkte der chronischen Tests wurden die „No Observed Effect Concentration“ (NOEC) und die „Lowest Observed Effect Concentration“ (LOEC) bestimmt.
Die Ergebnisse der Toxizitätsstudien sind in Tab. 7.-15 widergegeben. Pentachlorbenzol und Hexachlorbenzol erwiesen sich hierbei in den höchsten eingesetzten Wasserkonzen-

trationen von 55 µg/l und 4,8 µg/l, die nahe dem jeweiligen Sättigungspunkt liegen, als nicht toxisch, weshalb hier keine Angaben gemacht werden können.

Tab. 7.-15: Daten zur Toxizität ausgewählter chlorierter Benzolverbindungen bei Dickkopf-Elritzen (*Pimephales promelas*) (nach CARLSON & KOSIAN 1987).

Testsubstanz	96 h LC_{50} [µg/l]	NOEC-LOEC [µg/l]	Gewebekonz. NOEC-LOEC [µg/g FG]	Mittlerer BCF
1,3-DCB	7.800	1.000 - 2.300	120 - 160	97
1,4-DCB	4.200	570 - 1.000	70 - 100	110
1,2,3,4-TCB	1.100	240 - 410	640 - 1.100	2.400
Pentachlorbenzol	-	-	-	8.400
Hexachlorbenzol	-	-	-	22.000

Zusammenfassend wird von denr Autoren festgestellt, daß sowohl die akuten als auch die chronischen Toxizitätswerte mit der steigenden Anzahl der Chloratome im Benzolring abnehmen und damit die Toxizität steigt. Gleichzeitig nehmen die den NOEC- und LOEC-Werten entsprechenden Gewebekonzentrationen sowie die mittleren Biokonzentrationsfaktoren, die aus den Wasserkonzentrationen und den Fischgewebekonzentrationen ermittelt wurden, mit steigendem Chlorierungsgrad des Benzolrings zu.

Für die vorliegende Fragestellung können aus diesen Ergebnissen folgende Schlüsse gezogen werden:
Zum einen zeigt sich, daß durch die kombinierte Untersuchung von chronischer und subchronischer Toxizität auf der einen und den entsprechenden Gewebekonzentrationen auf der anderen Seite wertvolle Hinweise zur dosisabhängigen Beziehung externer und interner Schadstoffexposition erzielt werden können. Diese wiederum können eine wichtige Basis zur wirkungsorientierten Bewertung von Gewebekonzentrationen in Akkumulationsindikatoren darstellen.
Darüberhinaus wird aber auch deutlich, daß zwischen dem Biokonzentrationsfaktor, der Toxizität und wirkungsorientierten Schwellenkonzentrationen in Fischgeweben zumindest bei den ausgewählten Testsubstanzen gleichgerichtete Tendenzen bestehen. Hierbei ist allerdings nicht mit linearen Zusammenhängen zu rechnen, weshalb die Ermittlung von Biokonzentrationsfaktoren im System Fisch-Wasser zwar einen wichtigen Beitrag zur öko-

toxikologischen Bewertung von Umweltchemikalien darstellt, eine direkte Definition von wirkungsschwellenorientierten Gewebekonzentrationen aber nicht ermöglicht. Hierzu sind weiterführende Studien erforderlich, die, wie in dem gegebenen Beispiel dargestellt, Gewebekonzentrationen direkt mit Wirkungen im subletalen Bereich verknüpfen.

7.2.6.4 Grenzwert-Empfehlungen für den mittleren Schadstoffgehalt standardisierter Graskulturen

Das Verfahren der standardisierten Graskultur mit der Indikatorart *Lolium multiflorum* stellt das wohl ausgereifteste Bioindikationsverfahren des aktiven Monitoring dar, dessen Standardisierung durch die VDI-Richtlinie 3792 Blatt 1 (1978) festgelegt ist. Es dient zur Ermittlung der Anreicherung von luftverunreinigenden Stoffen in der Vegetation als Vorstufe einer Immissionswirkung im engeren Sinne (ARNDT et al. 1987).

Bereits 1976 wurden von SCHOLL (1976) Grenzwerte für Fluorid in standardisierter Graskultur (*Lolium multiflorum*) zur Diskussion gestellt, welche die Vegetation vor phytotoxischen und Weidevieh vor toxischen Wirkungen schützen soll (s. Tab. 7.-16). Dem Ansatz liegt die Feststellung zugrunde, daß zwischen der Aufnahmerate standardisierter Graskulturen und den toxischen Wirkungen von Fluorid auf andere Pflanzen eine enge Beziehung besteht. Als Maß für die Wirkung an Pflanzen wurden nekrotische Veränderungen herangezogen.

Tab. 7.-16: Gefährdungsschwellen in *Lolium multiflorum* [µg F/g TS] für die Begrenzung der Aufnahmerate von Fluorid zum Schutz der Vegetation und des Weideviehs (nach SCHOLL 1976).
a: Mittelwert in der Meßzeit Mai - Oktober aus 13 Meßintervallen von jeweils 14 ± 1 Tagen
b: Einzelwerte eines Meßintervalls.

	Schutz sehr empfindlicher Pflanzen	Schutz empfindlicher Pflanzen	Schutz sonstiger Pflanzen	Schutz des Weideviehs
a:	30	60	80	90
b:	50	100	160	200

Vergleichende Untersuchungen über makroskopisch erkennbare Schadsymptome an Nutzpflanzen und den ermittelten Aufnahmeraten ließen hierbei erkennen, daß bei den sehr

empfindlichen Gladiolen, Tulpen, Hyazinthen, Narzissen und einigen anderen Zwiebelgewächsen bereits bei Überschreitung von im Mittel 30 µg F/g TS in der Meßperiode von Mai bis Oktober deutliche Spitzennekrosen an den Blättern auftreten. Beeinträchtigungen der Assimilationsorgane von Koniferen, insbesondere von Serbischer Fichte, sowie anderer empfindlicher Nutzpflanzen treten auf, wenn ein Mittelwert > 60 µg F/g TS vorliegt. Bei der Mehrzahl aller Pflanzenarten sind allerdings erst oberhalb einer mittleren Aufnahmerate von 80 µg F/g TS wesentliche Schädigungen, die auch zu nachweisbaren Schäden führen können, zu erwarten.

Für die Bewertung in der standardisierten Graskultur enthaltener Fluoridgehalte als Indikator für den Gefährdungsgrad von Weidevieh werden von den Autoren zunächst Untersuchungsergebnisse zu nachgewiesenen Schädigungen bei Rindern durch direkte orale Fluorid-Aufnahme über das Futter herangezogen. Nach vergleichenden Freilanduntersuchungen wird die Fluorid-Anreicherung in standardisierter Graskultur gegenüber derjenigen in Grünlandpflanzen aufgrund der Expositionshöhe 1,5 m über Grund und eines erhöhten Sorptionsvermögens durchschnittlich um 100 % höher eingestuft. Für die Bewertung der gemessenen Aufnahmerate zur Ermittlung des Gefährdungsrisikos in der Weideviehhaltung wird daher ein Transferfaktor von 2 zur Empfehlung von Grenzwerten in *Lolium multiflorum* gegenüber den zugrundegelegten Gehalten bei direkter oraler Inkorporation herangezogen.
Nach weiterführenden Untersuchungen zur Beurteilung der analysierten Gehalte in gewaschenen *Lolium multiflorum*-Proben wurden dann von PRINZ & SCHOLL (1978) die in Tab. 7.-17 aufgelisteten Grenzwerte empfohlen (vgl. ARNDT et al. 1987).

Tab. 7.-17: Grenzwert-Empfehlungen für den mittleren Schadstoffgehalt standardisierter Graskulturen in µg/g TS (nach PRINZ & SCHOLL 1978).

Komponente	**Schutz sehr empfindlicher Pflanzen**	**Schutz weniger empfindlicher Pflanzen**	**Schutz von Nutztieren**
Schwefel	4.900	5.200	-
Fluor	30	60	60
Zink	1.000	1.000	870
Blei	500	500	80
Cadmium	-	-	9

Wie bereits in der Einleitung der vorliegenden Schrift dargestellt, hat sich die Umweltsituation seit den Anfängen der Bioindikation entscheidend geändert. Die o.g. Grenzwertempfehlungen entstammen einer Zeit, in der die lokale Erfassung weniger Schadstoffe in Konzentrationsbereichen mit akutem Gefährdungspotential im Vordergrund der Schadstoffüberwachung stand. Die Entwicklung der Immissionssituation geht seitdem in die Richtung (-) komplexer Verunreinigungstypen, (-) langanhaltender oder Dauerbelastungen, (-) relativ niedriger Immissionskonzentrationen mit stark unterschiedlichen Relationen zwischen Primär- und Sekundärkomponenten sowie (-) großräumiger Verbreitung (vgl. GUDERIAN & BALLACH 1989). Zur Beurteilung der Verwendbarkeit o.g. Grenzwert-Empfehlungen angesichts dieser Veränderungen werden nachfolgend Ergebnisse aus dem aktuellsten Wirkungskataster des Saarlandes herangezogen, das vom Institut für Biogeogaphie bereits 1988/89 im Auftrag der Saarländischen Landesregierung durchgeführt wurde (WAGNER & HIRTZ 1990). Exemplarisch ausgewählt wurde hierbei das Fluorid. Die in Tabelle 7.-18 aufgelisteten Werte beziehen sich wie oben ebenfalls auf gewaschene Proben. Die Dauer der einzelnen Meßintervalle beträgt allerdings vier Wochen.

Die Ergebnisse des Saarländischen Wirkungskatasters 1988/89 zeigen, daß beim Fluorid lediglich in einem einzigen Meßintervall, und zwar im Mai 1989 am Standort Saarbrücken-City mit 58,1 µg F/g TS, die o.g. Grenzwertempfehlung für sehr empfindliche Pflanzen überschritten und die für weniger empfindliche Pflanzen annähernd erreicht wird. Der Mittelwert für alle Standorte und Meßintervalle beträgt 5,6 µg F/g TS, für die emittentenfernen Standorte 3,3 µg F/g Ts, für die emittentennahen 6,8 µg F/g TS. Für die Grenzwertempfehlungen weiterer Schadstoffkomponenten stellt sich die Situation vergleichbar dar.

Tab. 7.-18: Meßwertbereiche der Fluorid-Gehalte in *Lolium multiflorum* aus unterschiedlich belasteten Gebieten des Saarlandes aus den Jahren 1988/89 (Angaben in µg/g TS als Mittelwert von 4-Wochen-Meßintervallen) (aus WAGNER & HIRTZ 1990).

Standort	Meßwertbereich	Mittelwert	Meßintervalle
Nonnweiler:	2,3 - 7,2	3,3	n = 10
Berus:	3,0 - 8,3	5,2	n = 10
Dilligen-City:	4,0 - 17,8	6,8	n = 9
Hostenbach:	3,4 - 19,0	6,8	n = 9
Völklingen:	2,9 - 26,5	7,6	n = 9
Saarbrücken-City:	2,9 - 58,1	11,0	n = 8

Berücksichtigt man die Tatsache, daß sich die Werte des Wirkungskatasters auf den doppelten Expositionszeitraum der empfohlenen Grenzwerte beziehen, daß die Untersuchungen des Wirkungskatasters bereits 10 Jahre zurückliegen und zudem die damals höchstbelasteten Gebiete der Industrieschiene des Saarlandes in die Untersuchungen miteinbezogen waren, wird deutlich, daß die von SCHOLL (1976) bzw. PRINZ & SCHOLL (1978) genannten Werte zur Beurteilung der heutigen Belastungssituation zumindest in Mitteleuropa keine Grundlage mehr sein können.

7.2.6.5 Neuere Untersuchungen zur Interpretation der Ergebnisse von Expositionstests mit *Lolium multiflorum* zur Bewertung des Risikos für die Standortvegetation

Von SOMMER et al. (1992) werden neuere Untersuchungen vorgestellt, die mit der Intention durchgeführt wurden, eine "Vorgehensweise zur Interpretation der Ergebnisse von Expositionstests mit *Lolium multiflorum* zur Bewertung des Risikos für die Standortvegetation zu entwickeln und Maßnahmen im Hinblick auf definierte Schutzziele, wie z.B. Gesundheit von Menschen und Tieren, abzuleiten". Die Arbeiten stellen eine Erweiterung der im Rahmen des FE-Vorhabens "Ermittlung von Übertragungsfaktoren für Ergebnisse aus Expositionsuntersuchungen mit pflanzlichen Bioindikatoren auf die Standortvegetation" erzielten Ergebnisse dar. Die Untersuchungen können wie folgt charakterisiert werden:

- Bioindikation mit der standardisierten Graskultur.
- In der näheren Umgebung der Bioindikatorstationen Entnahme von Pflanzenproben von folgenden Arten (Standortvegetation), die als landwirtschaftliche Futterpflanzen bzw. Nahrungspflanzen dienen: Wiesenaufwuchs als Mischprobe verschiedener Arten, Gras als Mischprobe verschiedener Arten, Löwenzahn (*Taraxacum officinale*), Rotklee (*Trifolium pratense*), Weißklee (*Trifolium repens*), Salat (Kopfsalat; *Lactuca sativa*), Petersilie (*Petroselinum crispum*).
- Exposition von Kopfsalat (*Lactuca sativa)* als zusätzliche Indikatorpflanze an vier Standorten. Zusätzlich Anpflanzen von Salat direkt am Standort.
- Entnahme von Bodenproben und Bestimmung des Cadmium-Gehaltes sowie des pH-Wertes an den Standorten der Salatexposition.
- Messung der Fluorid-Immissionen mit dem SAM-Verfahren an 12 Standorten.

- Bestimmung der Gehalte an Fluorid, Blei und Cadmium in den Pflanzenproben.

Zentraler Bestandteil der Untersuchungen war die Erarbeitung von Übertragungsfaktoren (ÜF) für die Ergebnisse der standardisierten Graskultur (GK) auf die Standortvegetation (SV). Hierfür wurde folgende Gleichung zugrunde gelegt:

$$ÜF = \frac{GK\ (mg/kg\ TS)}{SV\ (mg/kg\ TS).} \qquad (8)$$

Zur Beurteilung des Belastungsgrades wurden im wesentlichen die Werte der Futtermittelverordnung herangezogen. Cadmium wurde dabei nicht weiter berücksichtigt, da die analysierten Cadmium-Gehalte ganz überwiegend auf eine Aufnahme aus dem Substrat bzw. Boden zurückzuführen sind und sich in den errechneten Übertragungsfaktoren vorrangig das spezifische Cadmium-Aufnahmevermögen der untersuchten Pflanzenarten aus dem Boden widerspiegelt.
Für die Beziehungen zwischen den Fluorid- und Blei-Gehalten der standardisierten Graskultur und Futterpflanzen wurden darüberhinaus **Schwellenwerte** ermittelt. Als Grundlage hierfür wurde eine Extrapolation der Übertragungsfaktoren anhand einer einfachen hyperbolischen Funktion im Bereich der jeweiligen Futtermittelgrenzwerte durchgeführt. Für den in den Bereich des Futtermittelgrenzwertes extrapolierten Übertragungsfaktor ergibt sich durch die Standardfehler der Parameterschätzwerte der Funktion ein Schwankungsbereich, dessen untere Grenze, Mittelwert und obere Grenze durch Multiplikation mit dem Futtermittelgrenzwert die Schwellenwerte ergeben. Auf der Basis dieser Schwellenwerte werden für Fluor und Blei Vorschläge zur Übertragung der Ergebnisse der standardisierten Graskultur auf Futterpflanzen am Standort sowie eine daraus resultierende Empfehlung von Maßnahmen zum Schutz von Weidetieren und der Nahrungskette des Menschen abgeleitet (vgl. Tab. 7.-19). Hierfür werden als Maßnahmen folgende drei Beurteilungsbereiche unterschieden:

Bereich A: Eine Überschreitung des Futtermittelgrenzwertes ist "wenig wahrscheinlich" und Maßnahmen zum Schutz von Weidetieren sind nicht notwendig.

Bereich B: Eine Überschreitung des Futtermittelgrenzwertes ist "wahrscheinlich" und eine Bestimmung der Fluorid- bzw. Blei-Gehalte in Futterpflanzen wird empfohlen.

Bereich C: Eine Überschreitung des Futtermittelgrenzwertes ist "sehr wahrscheinlich" und eine Bestimmung der Fluorid- bzw. Bleigehalte in Futterpflanzen ist erforderlich.

Tab. 7.-19: Übertragung der Ergebnisse der standardisierten Graskultur auf die Standortvegetation und Empfehlung von Maßnahmen zum Schutz von Weidetieren und der Nahrungskette des Menschen (Angaben aus SOMMER et al. 1992). ([1]September bis April, [2]Mai - August).

Vegetation	**Fluorid**gehalte in der standardisierten Graskultur [mg/kg TS]	**Bleigehalte** in der standardisierten Graskultur [mg/kg TS]	**Bereich**
Wiesenaufwuchs	< 15	< 25	A
	15 - 35	25 - 35	B
	> 25[1]	> 35	C
	> 35[2]		C
Gras	< 10	< 35	A
	10 - 20	35 - 50	B
	> 20	> 50	C
Löwenzahn	< 10	< 20	A
	10 - 20	20 - 25	B
	> 20	> 25	C
Rotklee	< 10	< 35	A
	10 - 20	35 - 50	B
	> 20	> 50	C
Weißklee	< 15	< 35	A
	15 - 30	35 - 50	B
	> 30	> 50	C

Bezüglich der Verwendbarkeit der Untersuchungen für die Fragestellung der vorliegenden Schrift sei zunächst darauf verwiesen, daß es sich bei der hier betrachteten Studie im wesentlichen um die Erarbeitung von Übertragungsfaktoren mit dem Ziel handelt, Ergebnisse des Verfahrens der standardisierten Graskultur mittels bestehender Umweltstandards, hier den Futtermittelgrenzwerten, bewerten zu können. Da dieser Ansatz zusätzliche Beurteilungsunsicherheiten beinhaltet, ist sicherlich die Frage berechtigt, weshalb nicht auf direktem Wege die entsprechenden Futterpflanzen als Standortvegetation im Rahmen eines passiven Monitorings betrachtet werden. Zum zweiten beziehen sich die Ergebnisse lediglich auf die Belastungskomponenten Fluor und Blei, die, wie bereits mehrfach angesprochen, aktuell nicht mehr im Mittelpunkt von Umweltüberwachungsprogrammen stehen sollten. Zudem ist nur schwer nachvollziehbar, wie die in den drei Wertebereichen genannten Maßnahmen dazu dienen können, Weidetiere sowie die Nahrungskette des Menschen zu schützen.

Insgesamt kann festgestellt werden, daß sich die hier als "Schwellenwerte" bezeichneten Angaben für Fluor und Blei lediglich als Ergebnis von Übertragungsfaktoren zur Beurteilung der Schadstoffgehalte anhand der Futtermittelgrenzwerte darstellen, und daß sich hieraus

keine neuen Erkenntnisse zur Beurteilung der Schadstoffgehalte in Geweben von Akkumulationsindikatoren im Rahmen eines passiven Biomonitoring ableiten lassen.

7.2.6.6 Verfahren zur Bewertung von immissionsbedingten Stoffanreicherungen in standardisierten Graskulturen

ERHARDT et al. (1996) betonen, daß es für die Interpretation von Schadstoffanreicherungen im Hinblick auf Immissionsschutzmaßnahmen besonders wichtig zu wissen ist, welche Stoffgehalte normal und welche immissionsbedingt erhöht sind. Nicht zuletzt um diese Frage sicher beantworten zu können, wurde das Verfahren der standardisierten Graskultur entwickelt. Um feststellen zu können, wie hoch die Elementgehalte von Graskulturen ohne Immissionseinfluß sind, können Graskulturen in Kammern exponiert werden, in denen eine Immissionsbeeinflussung ausgeschlossen wird. Da eine derartige Ermittlung von „Blindwerten“ mit hohem experimentellem Aufwand verbunden und die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Freilandbedingungen nur sehr eingeschränkt gegeben ist, stellen die Autoren ein Verfahren vor, das es erlaubt, direkt aus den Ergebnissen einer regionalen Untersuchung eine Bewertungsbasis zu ermitteln. Dieses Verfahren wird seit 1989 zur Auswertung von Wirkungsuntersuchungen mit Graskulturen in Baden-Württemberg verwendet.

Das Verfahren zur Bestimmung des Normalwertes und seiner Streuung, das in ERHARDT et al. (1996) ausführlich beschrieben wird, beruht auf der Beobachtung, daß es bei regionalen Untersuchungen viele Werte gibt, die relativ niedrig sind und innerhalb enger Grenzen liegen. Die übrigen Meßwerte verteilen sich sporadisch über eine große Spannweite höherer Konzentrationen. Die Gruppe der vielen relativ niedrigen und nahe beieinander liegenden Meßwerte werden mittels statistischer Methoden herausgefiltert und mit ihrem Mittelwert und ihrer Standardabweichung zur Charakterisierung des Normalbereiches eines betreffenden Stoffes, eines bestimmten Untersuchungsgebietes und der jeweiligen Charge von Graskulturen herangezogen. Unter der Annahme, daß diese Werte normalverteilt sind, werden höhere Gehalte, als bei der Normalverteilung der Meßwerte zu erwarten sind, als außerhalb des Normalbereiches liegend betrachtet und ein Immissionseinfluß unterstellt, der über das Grundniveau des Untersuchungsgebietes hinausgeht.
Für die weitere Interpretation wird der Elementgehalt einer Graskultur als signifikant erhöht gegenüber dem Normalwert der Meßserie bezeichnet, wenn er diesen um die dreifache Standardabweichung übersteigt. Bei Vorliegen mehrerer Expositionsserien aus einem

Untersuchungsgebiet werden die Normalwerte und Standardabweichungen für jede Expositionsserie getrennt bestimmt und gemittelt. Meßpunktmittelwerte sind dann signifinkant erhöht, wenn sie den mittleren Normalwert um den dreifachen Standardfehler übersteigen. Nach diesem Verfahren wurden zunächst für sechs Meßgebiete jeweils eigene Normalwerte und Streuungen ermittelt. Da diese Gebiete nach Angabe der Autoren einen repräsentativen Querschnitt von Immissions- und Klimaverhältnissen in Südwestdeutschland darstellen, wurden sie als Datenbasis zur Ableitung überregional anwendbarer Schwellenwerte für die Bewertung immissionsbedingter Anreicherungen in Graskulturen herangezogen.
Hierzu wurden die Meßpunktmittelwerte aus den sechs Gebieten zusammengefaßt und dem selben Verfahren unterworfen, wie vorher die Einzelwerte der betreffenden Untersuchungen. Das Ergebnis sind Normalwerte für Graskulturmittelwerte und ihre Standardabweichungen. Durch Addition der dreifachen bzw. der sechsfachen Standardabweichungen zu den Normalwerten wurden dann die Klassen „auffällig erhöhter Immissionseinfluß“ und „deutlich erhöhter Immissionseinfluß“ ermittelt (vgl. Tab. 7.-20).

Tab. 7.-20: Normalwerte für Elementgehalte von Graskulturen und Schwellenwerte für die Einstufung von Meßpunktmittelwerten in unterschiedliche Belastungsklassen (Angaben in µg/g TS) (aus ERHARDT et al. 1996).

	Pb	**Cd**	**As**	**Zn**	**Cu**	**Ni**	**Cr**	**S**
Normalwert (± 1 Standardabweichung	1,8 ± 0,6	0,08 ± 0,02	0,22 ± 0,04	28,9 ± 3,8	4,9 ± 0,8	5,6 ± 0,8	1,0 ± 0,22	2977 ± 317
Schwellenwert für „auffällig erhöhten Immissionseinfluß“	3,5	0,15	0,35	40	7,5	8	1,7	4000
Schwellenwert für „deutlich erhöhten Immissionseinfluß“	5,2	0,21	0,45	52	10	10,5	2,3	4900

Von den Autoren wird geschlußfolgert, daß mit diesem statistischen Verfahren ein gebietstypischer Normalwert und seine Streuung ermittelt werden kann. Es läßt sich ein Normalbereich abgrenzen und eine Abweichung vom Normalwert auf Signifikanz prüfen. Auf diese Weise besteht die Möglichkeit, einen individuellen, relativen Maßstab für die Bewertung von Ergebnissen aus regionalen Meßnetzen abzuleiten. Damit ist die Möglichkeit gegeben,

Meßpunke zu identifizieren, an denen das Immissionsniveau gegenüber der Grundbelastung der betreffenden Untersuchungsgebiete signifikant erhöht ist.
Nach Auffassung der Autoren läßt sich das beschriebene Verfahren auch bei Untersuchungen an anderen biologischen Objekten anwenden (vgl. KREIMERS 1996). Voraussetzung hierzu ist nur, daß ein „Normalbereich“ mit vielen ähnlichen Meßwerten existiert. Dem Verfahren wird darüberhinaus die Möglichkeit zugeschrieben, Abweichungen vom Normalbereich nach unten zu erfassen, die bei ökologischen oder biologischen Untersuchungen interessant sein können, wenn z.B. Mangelerscheinungen erfaßt werden sollen.

7.2.6.7 Bewertung von Elementanalysen an Fichtennadeln zur Indikation des immissionsbedingten Gefährdungsgrades von Nadelwäldern

Da die Lebensdauer der Nadeln von Fichten wie auch anderer Koniferen durch Luftverunreinigungen erheblich verkürzt werden kann, wird die Abschätzung des Benadelungsgrades bei landes- und bundesweiten Waldschadensinventuren häufig als Reaktionsindikator für Immissionsbelastungen herangezogen. Mit diesem Reaktionsindikator wird - ähnlich wie bei Flechtenuntersuchungen - die integrale Immissionswirkung verschiedener, nicht differenzierter Luftverunreinigungen ermittelt. Hierzu werden i.d.R. vom siebten Astquirl vier Zweige entnommen. Anschließend wird die Benadelung jedes einzelnen Jahrestriebes bonitiert. Die als Ergebnis ermittelte Gesamtbenadelung ist eine Prozentzahl, die sich aus der mittleren Summe der Einzelprozente der Nadeljahrgänge der vier Zweige zusammensetzt. Hierbei werden mindestens 6 (600 %) (vgl. u.a. KNABE 1983a) bis 7 (700 %) (vgl. u.a. WAGNER 1995a, WAGNER et al. 1996a) Nadeljahrgänge, die bei einer gesunden Fichte ohne Nährstoffmangel und Immissionseinwirkung vorhanden sein sollten, in die Schätzung einbezogen. Verringerte mittlere Gesamtbenadelungen als Folge vorzeitigen Nadelabwurfs geben die in Tab. 7.-21 wiedergegebenen Hinweise (vgl. ARNDT et al. 1987).

Da ein verringerter Benadelungsgrad auch durch andere als immissionsbedingte Faktoren, wie beispielsweise Trockenheit, Beschattung oder Nährstoffmangel, hervorgerufen werden kann, dient er für sich allein lediglich als Hinweis auf mögliche Immissionswirkungen. Für eine Gesamtbeurteilung der Waldgefährdung wird daher von KNABE (1983a) eine kombinierte Bewertung aus Gesamtbenadelung, Flechtenbewuchs und Schadstoffgehalten empfohlen. Hierbei ist aus zahlreichen Untersuchungen bekannt, daß die Anzahl der vollständigen Nadeljahrgänge von Fichtenzweigen in enger Korrelation zu akkumulierten

Gehalten schadstoffrelevanter Elemente steht. Aufgrund dieser Zusammenhänge stellt KNABE (1983a,b, 1984) eine Liste von Elementgehalten in ein- und zweijährigen Fichtennadeln vor, die zur vorläufigen Bewertung der Ergebnisse von Nadelanalysen bezüglich Nährstoffversorgung und Hinweisen auf Immissionswirkungen herangezogen werden können (s. Tab. 7.-22).
Für die Bewertung wurden jeweils fünf Klassen gebildet; die Klassen 1 bis 5 wurden anhand von Dosis-Wirkungsbeziehungen zwischen den Schadstoffgehalten und der Gesamtbenadelung der Fichten ermittelt, die übrigen Gehalte sowohl nach der Häufigkeit ihres Auftretens in landesweit entnommenen Proben in Nordrhein-Westfalen als auch bei den Nährstoffen Calcium, Kalium, Magnesium und Phosphor nach umfangreichen Nadeluntersuchungen.

Tab. 7.-21: Immissionsökologische Bewertung der mittleren Gesamtbenadelung von Fichtenzweigen (nach KNABE 1983a).

Wirkungsklasse	Benadelungsgrad [%]	Bewertung
1	> 600	gute Luftqualität
2/3	> 520 = 600	erste Anzeichen von Immissionswirkung
4/5	> 440 = 520	geringe Immissionswirkung und beginnende Waldgefährdung
6/7	> 360 = 440	erhebliche Immissionswirkung und starke Waldgefährdung
8	= 360	sehr starke Immissionswirkung und sehr starke Waldgefährdung

Diese Werteklassen stellen ein Beispiel dar, wie bei Pflanzen unter Zuhilfenahme von Wirkungskriterien Schwellenwerte für Gewebekonzentrationen erarbeitet werden können, die eine Bewertung auf ökosystemarer Indikationsebene, hier als Diagnose des Waldgefährdungsgrades, zum Ziel haben.

Tab. 7.-22: Vorläufige Bewertung der Ergebnisse von Nadelanalysen (ohne Triebe) auf der Grundlage vierjähriger Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen (nach KNABE 1983a,b, 1984).

Schadstoffe		sonst. Inhaltsstoffe	
Klasse	**Hinweise auf Immissionswirkung**	**Klasse**	**Höhe des Gehaltes**
1	kein Hinweis	NN	sehr niedrig
2	möglich	N	niedrig
3	beginnend	M	mittel
4	stärker	H	hoch
5	sehr stark	HH	sehr hoch

Element	Klasse	1jähr. µg/g TS	2jähr. µg/g TS
Pb	1	< 4	< 4
	2	4 - 7,9	4 - 7,9
	3	8 - 15,9	8 - 15,9
	4	16 - 31,9	16 - 31,9
	5	= 32	= 32
Zn	NN	< 20	< 20
	N	20 - 29,9	20 - 29,9
	M	30 - 49,9	30 - 49,9
	H	50 - 79,9	50 - 79,9
	HH	= 80	= 80
FE	NN	< 20	< 20
	N	20 - 49,9	20 - 49,9
	M	50 - 149,9	50 - 149,9
	H	150 - 349,9	150 - 349,9
	HH	= 350	= 350
Mn	NN	< 50	< 20
	N	50 - 499	50 - 499
	M	500 - 1.449	500 - 1.499
	H	1.500 - 2.999	1.500 - 2.999
	HH	= 3.000	= 3.000
Ca	NN	< 1.500	< 2.000
	N	1.500 - 3.499	2.000 - 3.999
	M	3.500 - 5.499	4.000 - 6.999
	H	5.500 - 7.499	7.000 - 10.099
	HH	= 7.500	= 11.000
K	NN	< 3.500	< 3.500
	N	3.500 - 4.999	3.500 - 4.999
	M	5.000 - 6.499	5.000 - 6.499
	H	6.500 - 7.999	6.500 - 7.999
	HH	= 8.000	= 8.000
Cl	1	< 600	< 600
	2	600 - 1.199	600 - 1.199
	3	1.200 - 1.799	1.200 - 1.799
	4	1.800 - 2.399	1.800 - 2.399
	5	= 2.400	= 2.400

Tab. 7.-22: (Fortsetzung).

Element	Klasse	1jähr. µg/g TS	2jähr. µg/g TS
S	1	< 1.600	< 1.600
	2	1.600 - 1.899	1.600 - 1.999
	3	1.900 - 2.199	2.000 - 2.399
	4	2.200 - 2.499	2.400 - 2.799
	5	= 2.500	= 2.800
P	NN	< 900	< 900
	N	900 - 1.199	900 - 1.199
	M	1.200 - 1.499	1.200 - 1.499
	H	1.500 - 1.799	1.500 - 1.799
	HH	= 1.800	= 1.800
Si	NN	< 1.000	< 3.000
	N	1.000 - 1.999	3.000 - 4.999
	M	2.000 - 3.499	5.000 - 7.499
	H	3.500 - 4.999	7.500 - 9.999
	HH	= 5.000	= 10.000
Al	NN	< 60	< 80
	N	60 - 99	80 - 129
	M	100 - 149	130 - 189
	H	150 - 209	190 - 259
	HH	= 210	= 260
Mg	NN	< 500	< 400
	N	500 - 699	400 - 599
	M	700 - 899	600 - 799
	H	900 - 1.099	800 - 999
	HH	= 1.100	= 1.000
F	1	< 6	< 8
	2	6 - 9,9	8 - 12,9
	3	10 - 15,9	13 - 19,9
	4	16 - 23,9	20 - 28,9
	5	= 24	= 29

Da die von KNABE (1983a,b, 1984) genannten Wertebereiche auf Dosis-Wirkungsbeziehungen im subletalen Bereich basieren, die durch den Vergleich mit Reaktionsindikatoren erarbeitet wurden, kann ihnen bezüglich der genannten Elemente auch bei inzwischen veränderter Immissionssituation eine geeignete Indikatorfunktion zugesprochen werden. Voraussetzung hierzu ist allerdings, daß die in Nordrhein-Westfalen erarbeiteten Werte bundesweite Gültigkeit besitzen, was durch ausgedehnte Untersuchungsprogramme überprüft werden müßte.

Für eine umfassende aktuelle immissionsökologische Bewertung ist es aber sicherlich nicht ausreichend, lediglich die o.g. Elemente zu bewerten. Wie u.a. die Diskussionen und Unter-

suchungen im Rahmen der neuartigen Waldschäden gezeigt haben, ist hierfür eine Vielzahl von Belastungskomponenten in häufig niedriger Konzentration und vor allem auch im Bereich organischer Schadstoffverbindungen zu betrachten. Zur Erarbeitung von Dosis-Wirkungsbeziehungen und zum Erkennen von Wirkungsschwellen müssen hierbei auch andere Wirkungskriterien als die o.g. identifiziert und in die Bewertung einbezogen werden.

Zudem ist eine Modifizierung der von KNABE empfohlenen Probenahmestandards erforderlich. Hiernach ist eine Trocknung der Proben bei 60 °C über drei Tage im Trockenschrank und eine anschließende Auslese der Triebe aus den abgefallenen Nadeln vorgesehen. Zur Untersuchung flüchtiger und leichtzersetzlicher Schadstoffverbindungen ist auf jeden Fall ein Übergehen zu sofortigem Tieffrieren der Proben unmittelbar nach der Probenahme noch vor Ort notwendig. Eine Abtrennung der Nadeln wird dann aber problematisch. Zwar läßt sich dies auch ohne Trocknung, z.B. durch Versprödung mittels flüssigen Stickstoffs, erreichen. Eine Kontamination des tiefkalten Materials durch kondensierende Luftinhaltsstoffe, z.B. mit niedrigsiedenden polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, ist dabei jedoch nur durch das Arbeiten unter Reinluftbedingungen mit Aktivkohlefilterung vermeidbar. Außerdem werden bei ausschließlicher Analyse der Nadeln die staubförmigen Immissionskomponenten einschließlich der daran adsorbierten, höher siedenden Verbindungen, die sich bevorzugt an der Rinde der jungen Triebe niederschlagen, unterbewertet. Für die Untersuchung komplexer Immissionstypen einschließlich organischer Komponenten stellt daher die Analyse und Standardsetzung auf der Basis kompletter Jahrestriebe eine sinnvolle Alternative zu reinen Nadelanalysen dar (WAGNER 1995a).

7.2.6.8 Fazit

Wie die vorausgehenden Darstellungen exemplarisch für einige Akkumulationsindikatorarten zeigen, sind auf einzelinitiativer Ebene z.T. erfolgversprechende Ansätze zur Bewertung von Gewebekonzentrationen im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren vorhanden. Dies gilt insbesondere dann, wenn physiologische Effekte mit Schadstoffgehalten in Form von Dosis-Wirkungsbeziehungen korreliert und darauf aufbauend Wirkungsschwellen identifiziert werden können. Gute Beispiele hierfür stellen die Arbeiten von WIDDOWS & DONKIN (1989) und WIDDOWS & PAGE (1993) zur Interpretation von TBT/DBT-Rückständen bei Miesmuscheln, von CARLSON & KOSIAN (1987) zur Bewertung von Geweberückständen ausgewählter chlorierter Benzole bei der Dickkopf-Elritze sowie von KNABE (1983a,b; 1984) zur Bewertung von Elementanalysen an Fichtennadeln dar.

Es wird aber auch deutlich, daß sich Studien zur wirkungsorientierten Bewertung von Geweberückständen, die zu Zeiten hoher Immissionsbelastung entwickelt wurden, auf die heutige Umweltsituation kaum übertragen lassen. Eine aktuelle Umweltüberwachung muß eine Vielzahl von Schadstoffkomponenten in häufig geringen Konzentrationen berücksichtigen, für die Kenntnisse über Dosis-Wirkungsbeziehungen im subletalen Bereich meist nur unzureichend zur Verfügung stehen. Hier ist sicherlich ein erhöhter Forschungsbedarf erforderlich, wobei der Problematik der Übertragbarkeit von Laborbefunden auf reale Bedingungen durch verstärkte Freilandstudien Rechnung getragen werden muß.

Für die vorliegende Fragestellung kann festgehalten werden, daß von den genannten Beispielen diejenigen, die sich mit dem Versuch der **Bestimmung kritischer Gewebekonzentrationen im subletalen Bereich** auseinandersetzen, die besten Ansätze zur Erarbeitung wirkungsorientierter Bewertungsgrundlagen für ein passives Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren darstellen. Wie VAN STRAALEN (1996) betont, sind derartige Informationen über Schwellenkonzentrationen im Organismus, oberhalb derer physiologische Funktionen irreversibel beeinträchtigt werden, zwingend erforderlich, um eine Untersuchung ökologischer Risiken durch Rückstandsdaten zu ermöglichen. Letale Körperkonzentrationen können in Experimenten ermittelt werden, in denen die Zunahme der Sterblichkeit mit der Expositionszeit in Verbindung mit steigenden Körperkonzentrationen zunimmt. Diese sind vergleichsweise einfach durchzuführen, weshalb hierzu auch schon eine Reihe von Daten vorliegt (vgl. z.B. Tab. 7.-23, s.a. HATTULA & KARLOG 1972; NEBEKER & PUGLISI 1974; CARLSON & KOSIAN 1987; VAN HOOGEN & OPPERHUIZEN 1988; WIDDOWS & DONKIN 1989; LANDRUM et al. 1991, 1994; WIDDOWS & PAGE 1993).

Tab. 7.-23: Letale Körperkonzentrationen (LBC = Lethal body concentration) von Cadmium für ausgewählte Bodenorganismen in ökotoxikologisch-toxikokinetischen Experimenten (nach VAN STRAALEN 1996).

Art	LBC (µg/g)
Orchesella cincta	37
Tomocerus minor	75
Folsomia candida	387
Platynothrus peltifer	234
Porcellio scaber	2.117
Oniscus asellus	4.582
Iulus scandinavius	153

Sehr viel wichtiger aber ist die Erforschung von Schwellenkonzentrationen mit subletalen Endpunkten, die eine höhere ökologische Relevanz haben, die gleichzeitig aber auch sehr viel schwieriger experimentell ermittelt werden können. Dennoch sind diese Studien zwingend erforderlich, um den Schritt vom Rückstand zum Risiko gehen und eine Bewertung der derzeit meist in subletalen Konzentrationsbereichen in der Umwelt vorliegenden Schadstoffmengen ermöglichen zu können. **Da derartige Studien aber bisher erst für wenige Substanz(grupp)en und Indikatorarten vorliegen, können sie zur Zeit noch keine Bewertungsgrundlage für ein umfassendes bundesweites Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren darstellen**.

Im Unterschied zu allen hier betrachteten Ansätzen stellt die Arbeit von ERHARDT et al. (1996) zur Bewertung von immissionsbedingten Stoffanreicherungen in standardisierten Graskulturen insofern eine Ausnahme dar, als sie sich nicht mit der Erfassung von wirkungsorientierten Bewertungsgrundlagen auseinandersetzt, sondern mit der Aufstellung von statistisch begründeten Werten, die auf der Verteilung von im Freiland ermittelten Rückstandsdaten basiert. Es handelt sich hierbei um einen mit der Erarbeitung der Referenzwerte im Humanmonitoring und der ZEBS-Werte zur Darstellung der Lebensmittelkontamination vergleichbaren Ansatz, dessen Verwendbarkeit für die vorliegende Fragestellung in Kap. 7.3, 8.4 und 9 diskutiert werden soll.

7.3 Synthese und Bewertung

Ziel der vorausgehenden Ausführungen des vorliegenden Kapitels war es, mögliche Bewertungsansätze herauszuarbeiten, die als Grundlage für eine wirkungsorientierte Bewertung von Schadstoffrückständen in Akkumulationsindikatoren eingesetzt werden können, und derzeit bestehende Defizite sowie den notwendigen Forschungsbedarf aufzuzeigen. Hierbei wurden folgende öko- und umwelttoxikologische Arbeitsbereiche differenziert betrachtet und ihre Eignung zur Bewertung von Geweberückständen im passiven Biomonitoring für die in Kap. 5 definierten Indikationsebenen - individuelle, ökosystemare, humanphysiologische und humantoxikologische - diskutiert:

- Umweltqualitätsstandards,
- Umweltqualitätskriterien:
  - Ökotoxikologische Testverfahren,
  - umwelttoxikologische Testverfahren,

- QSAR-Studien,
- Biokonzentrationsfaktoren,
- Critical Loads and Levels,
- Referenzwerte,
- sonstige, einzelinitiative Ansätze.

Wie in Kapitel 6 ausgeführt, konnten zunächst keine Umweltqualitätsziele, die einen zu erreichenden Zustand der Umweltqualität als Vorgabe definieren würden, zugrunde gelegt werden, da sie für den Einsatz von Bioindikatoren zur Umweltüberwachung in der erforderlichen konkreten Form nicht vorhanden sind. Die Bearbeitung relevanter Umweltqualitätsstandards und Umweltqualitätskriterien ergab folgende Ergebnisse:

Die Überprüfung von insgesamt 159 Listen von **Umweltqualitätsstandards** aus den Bereichen Chemikalien, Lebensmittel, Luft, Wasser, Boden, Abfall, Lärm sowie Strahlung/Radioaktivität ergab, daß sich die weitaus meisten Standards bezüglich des für die vorliegende Fragestellung wesentlichsten Typisierungsmerkmal „Art des Umweltstandards“ auf die äußere Belastung (externe Exposition) beziehen, worunter Massenkonzentrationen einer Substanz beziehungsweise Stoffgruppe in den Kompartimenten Luft, Boden und Wasser und in Lebensmitteln sowie Lärm/Geräusche zusammengefaßt werden. Lediglich die Biologischen Arbeitsstofftoleranzwerte (BAT-Werte) und die "Acceptable Daily Intake"-Werte (ADI-Werte) bzw. die duldbaren täglichen Aufnahmemengen (DTA-Werte) geben Umweltqualitätsstandards wieder, bei denen Schadstoffe direkt an beziehungsweise in den Schutzgütern reglementiert werden. Die BAT-Werte dienen im Rahmen spezieller ärztlicher Vorsorgeuntersuchungen dem Schutz der Gesundheit am Arbeitsplatz. Sie stellen eine Grundlage für die Beurteilung der Bedenklichkeit oder Unbedenklichkeit vom menschlichen Organismus aufgenommener Arbeitsstoffmengen dar. Sie sind aber nicht geeignet, biologische Grenzwerte für langandauernde Belastung aus der allgemeinen Umwelt, etwa durch Verunreinigungen der freien Atmosphäre oder von Nahrungsmitteln, anhand konstanter Umrechnungsfaktoren abzuleiten. Eine Verwendbarkeit zur Bewertung von Geweberückständen im Rahmen von Biomonitoringprogrammen ist damit auch auf der humantoxikologischen Indikationsebene nicht gegeben. Gleiches gilt für die ADI- und DTA-Werte, die eine zumutbare Maximalaufnahme von Fremdstoffen mit der Nahrung reglementieren, die sich aus unterschiedlichen Quellen zusammensetzen kann. Sie sind definiert als die tägliche Aufnahmemenge während eines ganzen Lebens, bei der kein Risiko für den Menschen zu erkennen ist. Da das Prinzip auf der Beschränkung von Gesamtaufnahmen pro Zeiteinheit, bezogen auf den Menschen als Verbraucher, beruht, ist eine Anwendung auf einzelne Biota, die dem Menschen zu Verzehr dienen, und somit eine Verwendbarkeit auf der humantoxikologischen Indikationsebene auch hier nicht gegeben.

Weiterführend wurden Umweltstandardlisten mit dem Typisierungsmerkmal „Immissionsstandard, äußere Belastung“ nach den Bezugsebenen der angegebenen Massenkonzentrationen aufgeschlüsselt, um diejenigen Listen herausarbeiten zu können, die sich auf Schadstoffkonzentrationen in Biota beziehen, die für Biomonitoringprogramme von Relevanz sein können. Radioaktivität und Strahlung blieben hierbei unberücksichtigt, da sie aufgrund ihrer besonderen Problematik nicht zum klassischen Bereich des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren gehören. Es zeigte sich, daß für die humantoxikologische Indikationsebene im Biomonitoring verschiedene Umweltqualitätsstandards zur Verfügung stehen, die eine geeignete Bewertungsgrundlage für die Einstufung des Gefährdungspotentials des Menschen als Konsumenten erlauben. Dies sind im wesentlichen die

- Schadstoff-Höchstmengenverordnung,
- Rückstands-Höchstmengenverordnung,
- ZEBS-Richtwerte,
- Futtermittelverordnung.

Damit besteht die Möglichkeit, für die Schwermetalle Arsen, Quecksilber, Cadmium und Blei sowie eine Vielzahl von Pflanzenschutzmitteln eine Bewertung nach dem Aspekt der direkten Lebensmitteltauglichkeit oder indirekt via Nutztier (Futtermittelverordnung) vorzunehmen. **Mit Ausnahme der humantoxikologischen Indikationsebene bestehen aber derzeit ansonsten keine Umweltqualitätsstandardlisten, um in Akkumulationsindikatoren gefundene Schadstoffgehalte zu bewerten**. Dies gilt sowohl für die individuelle Indikationsebene, wie auch die ökosystemare und die humanphysiologische. Gewarnt werden soll an dieser Stelle auch nochmals vor der z.T. üblichen Bewertungspraxis, Umweltqualitätsstandards aus Nachbardisziplinen zu entlehnen, um sie als „antizipiertes Sachverständigengutachten“ für die Zwecke der Bioindikation zu nutzen. Eine Übertragung derartiger Werte, die, wie mehrfach ausgeführt, auf spezifischen Bewertungszielen beruhen und das Ergebnis eines nicht rein wissenschaftlichen sondern vielmehr gesellschaftspolitischen Entscheidungsprozesses darstellen, widerspricht dem Sinn der Bioindikation und führt zur falschen Bewertungen der Umweltqualität auf den einzelnen Indikationsebenen.

Aus dem Bereich der Umweltqualitätskriterien wurde zunächst eine Übersicht über den derzeitigen Stand **ökotoxikologischer Testverfahren** gegeben und eine Wertung der Verwendbarkeit der auf ihnen beruhenden Datenbasis zur wirkungsorientierten Beurteilung von Geweberückständen unter zusätzlicher Berücksichtigung relevanter toxikologischer Testverfahren vorgenommen. Hierbei zeigte sich, daß die Standardisierung von Tests zur Ermittlung von Toxizitätspotentialen für die Kompartimente Wasser, Boden und Luft sehr unterschiedlich fortgeschritten ist. Während für den aquatischen Bereich sowohl für die akute

wie auch die chronische Toxizität gut etablierte Verfahren zur Verfügung stehen, bei denen die Haupttrophieebenen durch Bakterien, Algen, Primär- und Sekundärproduzenten berücksichtigt sind, bestehen für den terrestrischen Bereich noch deutliche Defizite. Dies trifft insbesondere auf die Schnittstelle Pflanze/Luft zu sowie auf luftatmende Wirbeltiere und insbesondere Wirbellose, wo Testverfahren in ausgereifter Form vielfach fehlen.
Bezüglich der Eignung der bisher bestehenden Datenbasis für die Fragestellung der vorliegenden Schrift kann festgehalten werden, daß die weitaus meisten Verfahren auf externe Schadstoffexposition ausgerichtet sind. Hinweise auf Effekte oder Schwellenwerte für eine innere Exposition lassen sich hieraus derzeit nicht ableiten. Für die Untersuchung der Bioakkumulation stellen lediglich die OECD-Richtlinien 305 A-E für aquatische Organismen eine Ausnahme dar, da hier die Ermittlung der Biokonzentration im System Fisch-Wasser durch Bestimmung der Schadstoffkonzentration sowohl im Wasserkörper als auch in Fischen vorgesehen ist. Allerdings werden auch hierbei keine Wirkungsschwellen in Abhängigkeit von Gewebekonzentrationen ermittelt, weshalb die hier gewonnenen Daten zwar zur Abschätzung des Bioakkumulationspotentials, nicht aber zur direkten Bewertung von Geweberückständen in Akkumulationsindikatoren herangezogen werden können.

Gleiches gilt für die auf **umwelttoxikologischen Testverfahren** beruhende Datengrundlage. Wie bei den ökotoxikologischen Testverfahren handelt es sich auch hierbei um Ergebnisse, die sich auf eine externe Exposition, d.h. dosisabhängige Wirkungsschwellen, beziehen, die keine Beurteilung von Wirkungsschwellen in Bezug zu Gewebekonzentrationen erlauben. Die Möglichkeit zur Verwendung derartiger Ergebnisse zur Bewertung von Geweberückständen in passiven Biomonitoringprogrammen via Spezies-Extrapolation vom Versuchstier im Labor auf tierische Akkumulationsindikatoren im Freiland ist derzeit nicht gegeben. Die Diagnostik der inneren Exposition des Menschen erfolgt im allgemeinen über das Human-Biomonitoring mit dem Ziel der Ermittlung von Referenzwerten und kritischen Konzentrationen.

Die Betrachtung **ökotoxikologischer Bewertungsmodelle** wurde in der vorliegenden Arbeit in erster Linie vor dem Hintergrund durchgeführt, daß zur Bewertung einer externen Schadstoffexposition zum einen sowohl eine Vielzahl von Umweltqualitätsstandards für unterschiedliche Umweltkompartimente zur Verfügung stehen, und zum anderen hierfür auch umfangreiche Umweltqualitätskriterien als Ergebnis ökotoxikologischer und umwelttoxikologischer Testverfahren vorhanden sind. Es sollte hierbei insbesondere für den aquatischen Bereich die Frage untersucht werden, ob unter Zuhilfenahme von mathematischen Modellierungen auf der Basis chemisch-physikalischer Grunddaten die Möglichkeit gegeben ist, von rückstandsanalytisch bestimmten Gewebekonzentrationen in Akkumulationsindikatoren über die Prognose der Biokonzentrationsfaktoren eine quantitative Rück-

beziehung zu den Wasserkonzentrationen herzustellen, die auf das untersuchte Individuum eingewirkt haben. Wäre diese Möglichkeit gegeben, könnten Gewebekonzentrationen zumindest in aquatischen Organismen über diese Beziehung mittels bestehender Umweltqualitätsziele und -standards, wie sie beispielsweise für Oberflächengewässer bestehen, und/oder mittels Umweltqualitätskriterien (u.a. NOEC) für Schadstoffkonzentrationen in Gewässern bewertet werden.
Von herausragender Bedeutung zur Prognose von Biokonzentrationsfaktoren in der Chemikalienbewertung ist der n-octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient, dem allgemein ein guter Modellcharakter zur Bewertung des Bioakkumulationspotentials zumindest für organische Schadstoffverbindungen in aquatischen Organismen zugesprochen wird. Die Ausführungen in Kapitel 7.2.3 zeigen aber, daß die hierdurch vorausgesagten Biokonzentrationsfaktoren mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind, und nicht von einer linearen log K_{OW}/log BCF Beziehung ausgegangen werden kann. Es wurde deutlich, daß derartige **QSAR-Modelle** als alleiniges Beurteilungskriterium für Biokonzentrationsfaktoren nicht angewandt werden können, weshalb zunehmend die routinemäßige Durchführung von Biokonzentrationsstudien im System Fisch-Wasser gefordert wird.

Wie bereits oben ausgeführt, stehen aus dem Bereich ökotoxikologischer Testverfahren für die **Ermittlung des Biokonzentrationsfaktors** im System Fisch-Wasser in internationaler Harmonisierung die OECD Guidelines 305 A-E zur Verfügung, die auf gesetzgeberischer Grundlage in der Bundesrepublik Deutschland routinemäßig im Vollzug des Chemikaliengesetzes und des Pflanzenschutzmittelgesetzes eingesetzt werden. Eine entsprechende Datengrundlage ist hierdurch in begrenztem Umfang vorhanden. Diese stellt im Vergleich zu den Ergebnissen von QSAR-Modellen sicherlich eine bessere Basis dar, um von Gewebekonzentrationen auf die externe Exposition zu schließen, und damit ggf. eine Bewertung von innerer Exposition durch Umweltqualitätsstandards und -kriterien für die externe Exposition vornehmen zu können. Bei der Beurteilung der Verwendbarkeit derartiger Daten für die vorliegende Fragestellung spielt die Übertragbarkeit auf Freilandbedingungen eine ganz entscheidende Rolle. Hierbei konnten aber erhebliche Diskrepanzen deutlich gemacht werden, wenn im Laborexperiment ermittelte Biokonzentrationsfaktoren realen Freiland-Biokonzentrationsfaktoren gegenübergestellt werden, die aus in Organismen gemessenen Rückständen und den Wasserkonzentrationen ermittelt wurden. Dies unterstreicht, daß eine Bewertung von Geweberückständen mittels derartiger Daten höchstens als vorübergehende und nur mit äußerster Vorsicht zu praktizierende Vorgehensweise angesehen werden darf, solange keine besseren Alternativen zur Verfügung stehen.

Der Ansatz der **Critical Loads/Levels-Konzepte** wird auf Betreiben der UN-ECE des Nordic Council of Ministers bei der Emissionsminderung von Säurebildnern angewendet. Er bezieht

sich auf naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen von Ökosystemen, Teilökosystemen, Organismen und Materialien, wobei der Eintragspfad der Hauptschadgase SO_2, NO_X, NH_3, und O_3 als atmosphärische Deposition im Vordergrund der Betrachtung steht. In Bezug zur vorliegenden Fragestellung wurde deutlich, daß dieser Ansatz der Modellierung auf ökosystemarer Ebene zwar einen wichtigen, aktuellen Beitrag zur Abschätzung gesamtsystemarer Belastungen darstellt, daß hieraus aber nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand keine Bewertungsstrategien für Geweberückstände in Akkumulationsindikatoren abgeleitet werden können. Sicherlich werden derartige Konzepte in Zukunft auch im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren für die ökosystemare Indikationsebene von Bedeutung sein. Voraussetzung hierzu ist aber zunächst eine ausreichende Möglichkeit zur wirkungsschwellenorientierten Bewertung individueller Gewebekonzentrationen, die aber derzeit nicht in ausreichendem Maße gegeben ist. Für eine Extrapolation auf eine ökosystemare Aggregationsebene fehlt daher in diesem Bereich derzeit jegliche Erkenntnisgrundlage. Hinzu kommt, daß bei den geschilderten Critical Loads/Levels-Konzepten Eintragspfade betrachtet werden, die zumindest bei tierischen Akkumulationsindikatoren im terrestrischen Bereich eine vergleichsweise geringe Rolle spielen und zudem die berücksichtigten Hauptschadgase für Bioakkumulationsprozesse nur von untergeordneter Bedeutung sind.

Referenzwerte wurden beschrieben als Vergleichsstandards in der Umweltüberwachung, die in den letzten Jahren insbesondere im Humanbiomonitoring zur Diagnostik der inneren Belastung des Menschen große Bedeutung erlangt haben. Sie dienen der Beschreibung der allgemeinen Hintergrundbelastung der Bevölkerung, und werden nach einem vorgegebenen statistischen Verfahren aus einer Reihe entsprechender Meßwerte einer Stichprobe aus einer definierten Bevölkerungsgruppe abgeleitet.
Der entscheidende Unterschied zu den bisher behandelten Umweltqualitätskriterien besteht darin, daß es sich um statistisch definierte Werte handelt, denen per se keine gesundheitliche Bedeutung zukommt. Eine die Hintergrundbelastung übersteigende Schadstoffbelastung bedeutet nicht zwangsläufig, daß es dabei bereits zu biologischen Veränderungen oder gar toxischen Reaktionen kommt. Damit ist erst zu rechnen, wenn sogenannte „kritische Konzentrationen“ erreicht oder überschritten werden. Laut EWERS et al. (1996) liegen im humanmedizinischen Bereich bisher allerdings nur für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber sowie für das Kohlenmonoxid ausreichende Untersuchungsergebnisse vor, die es gestatten, Dosis-Wirkungsbeziehungen oder besser „Belastungs-Wirkungsbeziehungen“ abzuleiten und damit die sogenannten kritischen Konzentrationen zu definieren. In Ermangelung weiterer Erkenntnisse über kritische Konzentrationen bedient man sich in zunehmendem Maße der Referenzwerte zur Hintergrundbelastung, um Beurteilungsmaßstäbe bei epidemiologischen Untersuchungen zur Verfügung zu haben.

Unter dem Gesichtspunkt des vorbeugenden Gesundheitsschutzes und der Gesundheitsvorsorge besteht heute in der Praxis die Tendenz, bereits dann Maßnahmen zu ergreifen, wenn Humanmonitoring-Untersuchungen erhöhte, d.h. die Hintergrundbelastung von Personen oder Personengruppen übersteigende, Werte anzeigen.
Ein dem Human-Biomonitoring vergleichbares Verfahren zur Erarbeitung statistisch begründeter Referenzwerte für Schadstoffrückstände in biotischen Matrizes im Rahmen des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren findet sich auf nationaler Ebene in der Aufstellung der ZEBS-Werte der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien des Umweltbundesamtes, bei der die humantoxikologische Indikationsebene im Vordergrund der Betrachtung steht.

Neben den bisher berücksichtigten Ansätzen gibt es eine Vielzahl weiterer Initiativen zur ökotoxikologischen Risikoforschung potentiell schädlicher Substanzen auf Biota, die häufig auf Bestrebungen einzelner Institutionen oder Forschungsgruppen betrieben werden. Unter der Überschrift „**Sonstige, einzelinitiative Ansätze**“ wurden hierzu einige beispielhaft dargestellt, um das Spektrum der bisher nicht berücksichtigten Ansätze aufzuzeigen, das ggf. zur Bewertung von Geweberückständen eingesetzt werden kann. Hierbei wurde deutlich, daß die erfolgversprechendsten Ansätze sich mit dem Versuch der Bestimmung kritischer Gewebekonzentrationen auseinandersetzen, wie sie bereits für das Human-Biomonitoring beschrieben wurden. Es wurde betont, daß derartige Informationen über Schwellenkonzentrationen im Organismus, oberhalb derer physiologische Funktionen irreversibel beeinträchtigt werden, zwingend erforderlich sind, um eine Untersuchung ökologischer Risiken durch Rückstandsdaten zu ermöglichen. Während letale Körperkonzentrationen im Experiment vergleichsweise einfach zu bestimmen sind, bestehen aber derzeit noch große Schwierigkeiten bei der Erforschung von Schwellenkonzentrationen mit subletalen Endpunkten. Da diese aber gleichzeitig eine sehr viel höhere ökologische Relevanz haben, sind Studien in diesem Bereich zwingend erforderlich, um den Schritt vom Rückstand zum Risiko gehen und eine Bewertung der in der heutigen Zeit meist im subletalen Konzentrationsbereich in der Umwelt vorliegenden Schadstoffmengen ermöglichen zu können. Da derartige Studien aber bisher erst für wenige Schadstoffe und Indikatorarten vorliegen, können sie zur Zeit noch keine Bewertungsgrundlage für ein umfassendes bundesweites passives Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren darstellen.

Eine Zusammenfassung der bisherigen Betrachtungen macht deutlich, daß an Wirkungsschwellen orientierte Bewertungsgundlagen für das rückstandsorientierte Biomonitoring nach dem bisherigen Kenntnisstand nur in begrenztem Umfang zur Verfügung stehen,

kennzeichnet aber auf der anderen Seite auch den notwendigen Forschungsbedarf, um eine verbesserte Datengrundlage zu erarbeiten.

Die bisherige ökotoxikologische Risikobewertung und die relevanten Umweltstandardlisten sind in erster Linie auf externe Schadstoffbelastungen durch die Berücksichtigung von Dosis-Wirkungsbeziehungen oder (externe) Konzentrations-Wirkungsbeziehungen ausgerichtet. Wie die Ausführungen zu ökotoxikologischen Bewertungsmodellen zeigen, ist es aber kaum möglich, diese Erkenntnisse zu nutzen, um Wirkungsschwellen für eine innere Körperbelastung zu definieren. VAN STRAALEN (1996) betont in diesem Zusammenhang, daß die innere Exposition aber im Vergleich zur Überwachung der externen Exposition einen sehr viel besseren Ansatz zur Schadstoffüberwachung darstellt (vgl. auch FRISCHE et al. 1979; LOSKILL & NAGEL 1991). Externe Exposition muß nicht zwangsläufig zu Effekten führen, da eine Vielzahl von Faktoren ein Ungleichgewicht zwischen innerer und externer Exposition verursachen können. Als Konsequenz fordert der Autor, zukünftige Forschungsarbeiten verstärkt auf die Ermittlung der „Lethal Body Concentration“ (LBC) als innerem Analog zu den LC_{50}-Werten und insbesondere auf die Ermittlung der „Internal Threshold Concentration“ (ITC) als innerem Analog zu den NEC-Werten zu konzentrieren.

Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, daß Schwellenwerte nicht für alle Körperorgane gleich sein müssen. Dies ist zwar kein Problem, wenn sich alle Körperkompartimente in einem Equilibrium befinden. Bei hohen Schadstoffdosen können aber Effekte verursacht werden, bevor sich ein Equilibrium einstellt. Hinzu kommt, daß kritische Konzentrationen grundsätzlich keine Konstanten sein können, da sie von zahlreichen Faktoren, wie beispielsweise dem Zusammenwirken verschiedener Kontaminanten, verändert werden können. So kann Cadmium beispielsweise weniger toxisch sein, wenn eine hohe Körperbelastung mit Zink vorliegt. Neben weiteren Faktoren (vgl. Tab. 7.-24) spielt aber insbesondere auch die Körperkonditionierung des betroffenen Individuums eine bedeutende Rolle, wie an den Arbeiten von GEYER et al. (1993, 1994b) sehr anschaulich verdeutlicht werden kann. Die Autoren stellen dar, daß der Gesamtkörper-Fettgehalt einen stark modifizierenden Einfluß auf die Toxizität von lipophilen Toxinen ausübt. Es wird diskutiert, daß die Speicherung von TCDD und anderen vergleichbaren lipophilen persistenten Chemikalien im Fett von Organismen einen gewissen Detoxifikationsmechanismus darstellt, durch den die Verbindungen den Wirkorten oder Rezeptoren entzogen werden. Daher können beispielsweise terrestrische Organismen, wie Insekten oder Säugetiere, mit einem höheren Gesamtkörperfettgehalt höhere Dosen von Chlorkohlenwasserstoffinsektiziden und TCDD akkumulieren und tolerieren als Organismen mit einem geringeren Fettgehalt. Unterschiede in den LD-Werten zwischen unterschiedlichen Testorganismenarten, -körpergewichten, -geschlechtern oder auch -altersgruppen können nach Überzeugung der Autoren in erster Linie durch unterschiedliche Gesamtkörperfettgehalte erklärt werden, weshalb sie davon ausge-

hen, daß der Fettgehalt den ausschlaggebenden Faktor unter allen, die Toxizität von Chemikalien beeinflussenden, Faktoren darstellt (s. Tab. 7.-24).

Tab. 7.-24: Abiotische und biotische Faktoren, welche die Toxizität von Chemikalien bei Fischen und anderen aquatischen Organismen beeinflussen können (aus GEYER et al. 1994b)

Abiotische Faktoren	**Biotische Faktoren**
1. Jahreszeit (variierende Fettgehalte)	1. Speziesunterschiede
2. Wassertemperatur	2. Belastung
3. Wasserqualität	3. Geschlecht
4. Verhältnis Biomasse / Wasservolumen (g Fisch / Liter Wasser)	4. Genetischer Hintergrund
	5. Entwicklungsstadium
5. Expositionszeitraum	6. Nahrungszusammensetzung
6. Prädisposition	7. Ernährungsbedingungen
7. Statische oder Durchflußversuchssysteme	8. Körperzusammensetzung
8. Aufnahmepfad (Nahrung, Wasser)	9. Körpergröße
9. Synergismus/Antagonismus mit anderen Chemikalien	10. Alter
	11. Laichen
10. Organische Lösungsmittel, Formulierungen und Trägersubstanzen	12. Gesundheitszustand
	13. Hormonsituation

Folgt man diesen Ausführungen, so wird deutlich, daß ein weiterer Schwerpunkt zukünftiger Forschungsarbeiten darauf ausgerichtet sein muß, in verstärktem Maße **Verteilungsgleichgewichte zwischen den Konzentrationen am Wirkort und den Konzentrationen in den zu rückstandsanalytischen Untersuchungen herangezogenen Geweben/Organen** der Akkumulationsindikatorarten zu quantifizieren. Sofern sich herausstellen sollte, daß derartige Verteilungsgleichgewichte, wie nach den Ausführungen von GEYER et al. (1993, 1994b) vermutet werden muß, nicht in jedem Fall ausgeprägt sind, müssen bei zukünftigen Arbeiten verstärkte Anstrengungen unternommen werden, um geeignete Matrizes am Wirkort (z.B. Leber, Gehirn, Blut) für die Probenahmen im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren zu identifizieren. Nur dadurch könnte dann gewährleistet werden, daß Geweberückstände direkt zu Wirkungsschwellen in Relation gesetzt werden können. Es ist allerdings eine konsequente Differenzierung zwischen den genannten Indikationsebenen erforderlich, da die humantoxikologische Indikationsebene sich auf die verzehrtauglichen Teile von Biota konzentrieren muß, die auf den übrigen Indikationsebenen nicht von primärer Relevanz sein müssen.

Es ist offensichtlich, daß noch ein beträchtlicher Zeitraum notwenig sein wird, um eine umfassende Grundlage zur wirkungsorientierten Bewertung von Geweberückständen in Akkumulationsindikatoren zur Verfügung zu haben. Eine Ausnahme stellt hierbei lediglich die humantoxikologische Indikationsebene dar, wo durch die Existenz von entsprechenden Umweltqualitätsstandards bereits jetzt eine direkte Gefährdung für den Menschen durch den Verzehr von Biota oder Teilen von ihnen abgeleitet werden kann. Wie dargestellt, befindet sich das Human-Biomonitoring in einem vergleichbaren Dilemma, da auch hier bisher nur für wenige Substanzen kritische Körperkonzentrationen identifiziert werden konnten. Zur Überwachung innerer Schadstoffbelastungen beim Menschen hat man sich daher, wie bereits ausgeführt, auf die Erarbeitung von Referenzwerten konzentriert, die zwar statistische und keine direkt wirkungsrelevanten Werte darstellen, für epidemiologische Untersuchungen aber in zunehmendem Maße als derzeit einzig realisierbare Lösung an Bedeutung gewinnen. Voraussetzung hierzu ist allerdings eine umfassende Datengrundlage, bei der dem Einsatz standardisierter Methoden eine zentrale Bedeutung zukommt (vgl. u.a. SOLBERG 1983; KERNDORFF et al. 1993; KRAUSE et al. 1996; LEWALTER & NEUMANN 1996; UMWELTBUNDESAMT 1996b; KRISTIANSEN et al. 1997). Weitere Ansätze, denen statistische Verfahren zur Bewertung von Schadstoffgehalten in Biota zugrunde liegen, finden sich auf nationaler Ebene in den ZEBS-Werten sowie, wie in Kap. 7.2.6.6 am Beispiel der standardisierten Graskultur dargestellt wurde, auf regionaler und überregionaler Ebene in der Ermittlung von Normalwerten und Schwellenwerten für erhöhten Immissionseinfluß.

Nachfolgend soll untersucht werden, ob für den Bereich des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren eine für einen vergleichbaren Ansatz geeignete Datengrundlage in der Bundesrepublik Deutschland vorhanden ist, und darauf aufbauend ein System von Referenzwerten zur Beurteilung von Schadstoffrückständen in Biota für ein umfassendes Biomonitoring auf nationaer Ebene aufgestellt werden kann.

8 Möglichkeiten zur Entwicklung eines nationalen Referenzsystems

8.1 Datengrundlage

Voraussetzung für ein bundesweites Referenzsystem für Geweberückstände in Akkumulationsindikatoren im Rahmen passiver Monitoringprogramme ist eine Datengrundlage, die eine repräsentative Darstellung der nationalen Belastungssituation und die Anwendung statistischer Verfahren ermöglicht. Wie bereits in Kap. 7.2.5 betont wurde, ist hierbei die Vergleichbarkeit der Methoden und damit die Gewährleistung einer weitestgehenden Standardisierung von der Probenahme bis zur analytischen Probencharakterisierung von außerordentlicher Bedeutung, die vor allem im passiven Biomonitoring besondere Strategien erfordert (vgl. Kap. 4).
Im vorliegenden Kapitel soll vor diesem Hintergrund zunächst überprüft werden, ob in der Bundesrepublik Deutschland hierfür eine geeignete Datengrundlage vorhanden ist. Hierbei sollen aufgrund der nationalen Bewertungsebene großräumig angelegte Meßprogramme, die auf Länder- und Bundesebene durchgeführt werden, im Vordergrund der Betrachtung stehen (nach PAULUS 1995).

Der gesetzliche Rahmen zum Einsatz von Bioindikatoren zur **Schadstoffüberwachung auf Länderebene** wird in der Bundesrepublik Deutschland durch das Bundes-Immissionsschutzgesetz vorgegeben. "Zweck dieses Gesetzes ist es, Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter vor schädlichen Umwelteinwirkungen ... zu schützen und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen" (BImSchG §1). Die zuständigen Behörden haben hierzu in speziell auszuweisenden "Untersuchungsgebieten" Art und Umfang bestimmter Luftverunreinigungen in der Atmosphäre, die schädliche Umwelteinwirkungen hervorrufen können, in einem bestimmten Zeitraum oder fortlaufend festzustellen. Diese in BImSchG §44 genannten "Untersuchungsgebiete" sind Gebiete, in denen Luftverunreinigungen auftreten oder zu erwarten sind, die wegen

- der Häufigkeit und Dauer des Auftretens,
- ihrer hohen Konzentrationen oder
- der Gefahr des Zusammenwirkens verschiedener Luftverunreinigungen

schädliche Umwelteinwirkungen hervorrufen können".

In den auszuweisenden Untersuchungsgebieten oder in Teilen davon sind nach einer im BImSchG §44 festgelegten abgestuften Dringlichkeit "Luftreinhaltepläne" zu erstellen, die eine Kennzeichnung der festgestellten Emissionen und Immissionen aller oder bestimmter luftverunreinigender Stoffe ebenso beinhalten wie Angaben über die festgestellten Wirkungen auf die in BImSchG §1 konkretisierten und o.g. Sachgüter. Hierzu ist sowohl die Erstellung von Emissions- und Immissionskatastern auf der Grundlage chemisch-physikalischer Meßverfahren erforderlich als auch der Einsatz wirkungsbezogener Überwachungsmethoden mittels biologischer Wirkobjekte.

Die Zuständigkeit zur Konzeption und Durchführung der erforderlichen Untersuchungsprogramme obliegt in der Bundesrepublik Deutschland den jeweiligen Länderbehörden. Tab. 8.-1 gibt eine zusammenfassende Übersicht, in welchem Umfang die alten Bundesländer auf der Grundlage des BImSchG Akkumulationsindikatoren zur Wirkungsfestellung einsetzen oder eingesetzt haben (nach BAU 1991; vgl. auch KEITEL 1986; KNABE 1986; PFEIFFER 1986; UMLAUFF-ZIMMERMANN & KÜHL 1989; ZIMMERMANN 1991, 1992; VETTER 1992).
Angaben für die neuen Bundesländer wurden nicht berücksichtigt, da Ergebnisse von zur DDR-Zeit durchgeführten Untersuchungen meist nicht veröffentlicht wurden und neue Programme sich vielfach erst im Aufbau befinden. BAU (1991) weist aber darauf hin, daß in der DDR seit 1984 jährlich Nadeln und Borke von Fichten und Kiefern im passiven Monitoring beprobt wurden. In den Nadeln wurden die Gehalte von Fluor, Schwefel, Chlorid und verschiedenen Schwermetallen sowie Nährstoffen untersucht, in der Borke u.a. von Schwefel und Calcium.

Ein **gemeinsames Untersuchungsprogramm des Bundes und der Länder** stellt das 1991 erstmals durchgeführte bundesweite Monitoringprogramm mit Moosen als Akkumulationsindikatoren zur Überwachung der Schwermetallbelastung dar (vgl. Bau 1991). In einem 25 x 25 km^2 Raster wurden Proben verschiedener Moosarten nach abgestimmter Vorgehensweise gesammelt und auf die Gehalte an Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Eisen, Kupfer, Nickel, Vanadium, Titan und Zink untersucht. In den neuen Ländern wurden bereits 1990 im nordöstlichen Teil, in Thüringen, Sachsen und Sachsen-Anhalt hauptsächlich im Jahr 1992 Probenahmen durchgeführt. Zur Erfassung der zu erwartenden Rückgänge der Schwermetall-Einträge aufgrund der Verbesserungen im Emissionsschutz und zur Optimierung des Meßnetzes wurde das Moosmonitoring 1995/96 europaweit wiederholt.

Eine **Daueraufgabe des Bundes** ist die "Umweltprobenbank des Bundes" unter der Gesamtverantwortung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und der administrativen Leitung des Umweltbundesamtes als Teil der ökologischen Umweltbeobachtung. Es handelt sich hierbei um eine systematische Sammlung von Umwelt-

und Humanproben, die aus repräsentativen Gebieten in der Bundesrepublik Deutschland gewonnen, charakterisiert und über mehrere Jahrzehnte chemisch veränderungsfrei für retrospektive Analysen gelagert werden.

Tab. 8.-1: Einsatz von Akkumulationsindikatoren in Ländermeßnetzen der alten Länder der Bundesrepublik Deutschland.

Bundesland	Fläche	Akk.-Indikator	Verf.	Indikation
Baden-Württemberg	regional	Standardisierte Graskultur	aktiv	Cd + Pb + Zn +
		Grünkohl	aktiv	F + S + PAH +
		Wiesenaufwuchs	passiv	PCB
	landesweit	Fichtennadeln	aktiv	Schwermetalle + Nährstoffe + Organ. Schadstoffe
	Walddauerbeobachtungsflächen	Blätter und Nadeln der Baum- und Krautschicht	passiv	Schwermetalle + z.T. Nährstoffe +
		Regenwürmer	passiv	z.T. Organ. Schad-
		Schnecken	passiv	stoffe
		Rehlebern und -nieren	passiv	
	Grünlanddauerbeobachtungsflächen	Wiesenaufwuchs (u.a. *Plantago lanceolata, Pl.-media, Bromus errectus*)	passiv	Schwermetalle + Nährstoffe
	Fließgewässerdauerbeobachtungsflächen	Lebern, Kiemen und Muskelfleisch von Bachforellen	passiv	Schwermetalle + Organ. Schadstoffe (geplant)
Bayern	regional (gepl.)	Standardisierte Graskultur	aktiv	Cd + Pb + Zn + Cu + Ni + F + S
		Grünkohl	aktiv	Organ. Schadstoffe
	landesweit	Fichtennadeln	aktiv	Schwermetalle +
		Fichtennadeln	passiv	Nährstoffe + F + S
		Epiphytische Moose	passiv	S + N + Al + As + Cd + Cu + Cr + Fe + Hg + Mg + Mn + Ni + Pb + Sb + Se + Ti + V + Z
Berlin	regional = landesweit	Standardisierte Graskultur	aktiv	Cd + Pb + Z + Cu + F + S + Cl
		Flechten	aktiv	S
		Kiefernnadeln	passiv	Cd + Pb + Zn + Cu +

Tab. 8.-1: (Fortsetzung).

Bundes-land	Fläche	Akk.-Indikator	Verf.	Indikation
				S + PAH + PCB + CKW
		Regenwürmer	passiv	Cd + Pb + Zn + Cu
	Walddauerbe-obachtungs-flächen	Blätter und Nadeln der Baum-und Strauchschicht	passiv	Schadstoffe + Nährstoffe
		Bodentiere	passiv	Schwermetalle
Bremen	regional = landesweit	Standardisierte Graskultur	aktiv	Schwermetalle
Hamburg	regional = landesweit	Standardisierte Graskultur	aktiv	Cd + Pb + Cu + Ni + Zn + V + F + S + Cl
	begleitend	Gemüse	passiv	Cd + Pb + Cu + Hg + Ni + Zn + As
Hessen	regional	Standardisierte Graskultur	aktiv	Cd + Pb + F + S
		Fichtennadeln	passiv	F + S
Nieder-sachsen	regional	Standardisierte Graskultur	aktiv	Cd + Pb + Hg + Zn +
		Grünkohl	aktiv	F + Organische
		Kopfsalat	aktiv	Schadstoffe
		Moose	passiv	Cd + Pb + Zn + F
		Fichtennadeln	passiv	Cd + Pb + Zn + F
	begleitend	Wiesenaufwuchs	passiv	Schwermetalle
Nordrhein-Westfalen	regional	Standardisierte Graskultur	aktiv	Cd + Pb + Ni + Zn +
		Gemüse, Futterpflanzen	passiv	F + z.T. Tl + Organ. Schadstoffe
		Pyramiden-Pappelblätter	passiv	F
Rheinland-Pfalz	regional	Standardisierte Graskultur	aktiv	Cd + Pb + F + S
Saarland	regional	Standardisierte Graskultur	aktiv	Cd + Pb + Zn + F + S
	landesweit	Pyramiden-Pappelblätter	passiv	Cd + Pb + Zn + F + S
		Fichtennadeln	passiv	Cd + Pb + Zn + F + S + Ca + K + Mg + Mn
Schleswig-Holstein	landesweit	Torfmoose	passiv	Schwermetalle

Während die genannten Ländermeßprogramme ebenso wie das bundesweit durchgeführte Moosmonitoring-Programm in erster Linie zur Darstellung der über die Atmosphäre eingetragen Verschmutzungskomponenten dienen, ist die Umweltprobenbank des Bundes auf eine integrierende Überwachung aller Ökosystemkompartimente ausgerichtet.

Neben den in den genannten Meßprogrammen verwendeten Akkumulationsindikatoren werden in einer Vielzahl von Studien auf Initiative des Bundes und der Länder weitere Monitoringorganismen zur Schadstoffüberwachung in speziellen Programmen eingesetzt. Die Absicht, hierzu eine zusammenfassende Darstellung wiederzugeben, müßte aufgrund der Fülle der Studien scheitern und wurde deshalb nicht weiter verfolgt. In Anbetracht der vorliegenden Fragestellung ist eine derartige Zusammenstellung auch nicht von Relevanz, da eine Datengrundlage mit bundesweiter Repräsentativität gefordert ist.
Vor diesem Hintergrund scheint auch die Verwendbarkeit von Ergebnissen aus Ländermeßprogrammen wenig geeignet. Wie aus Tab. 8.-1 hervorgeht, bestehen zwischen den einzelnen Ländern sowohl Diskrepanzen in der Intensität des Einsatzes von Akkumulationsindikatoren im passiven Biomonitoring wie auch in der Wahl der Indikatorarten und er eingesetzten Methoden. Gleiches gilt auch unter Berücksichtigung der fortgeschrittenen Aktivitäten der neuen Länder, weshalb Ländermeßprogramme kaum eine geeignete Datengrundlage für ein bundesweites Referenzsystem liefern können. Für eine nähere Betrachtung bieten sich in erster Linie das **bundesweite Moosmonitoringprogramm** sowie die **Umweltprobenbank des Bundes** an.

8.2 Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen

8.2.1 Moos-Monitoring 1990/91

8.2.1.1 Konzeption und Durchführung

In der Bundesrepublik Deutschland wurde 1990 in Anlehnung an das Moosmonitoring-programm der skandinavischen Staaten zur Ermittlung der Belastung durch Deposition von Schwermetallen und Arsen mit Hilfe von Moosanalysen ein Forschungsvorhaben begonnen, das von Bund und Ländern gemeinsam finanziert wurde. Im Rahmen dieses Forschungs-vorhabens wurden folgende Ziele verfolgt*:

- Installation und Erprobung eines bundesweiten Meßnetzes unter Berücksichtigung der Vorgaben des skandinavischen Moosmonitoringprogrammes.
- Ermittlung des Ausmaßes der regionalen Belastung durch bestimmte Schwermetalle.
- Erkennen von Problemgebieten und lokalen Emissionsquellen.
- Schaffung einer Datenbasis für vergleichende Wiederholungsuntersuchungen im Abstand von fünf Jahren.
- Kartographische Umsetzung der Meßdaten.

Das Forschungsvorhaben stellt den deutschen Beitrag zum europäischen Projekt "Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe - estimation based on moss analysis" dar, welches wiederum Teil des "European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP): Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe" ist (vgl. RÜHLING 1994). Die Planung und Durchführung der Unter-suchung kann wie folgt charakterisiert werden:

⇒ Als **Haupt-Moosarten** wurden *Pleurozium schreberi* und *Hylocomium splendens* gewählt. Als Ersatzarten wurden *Scleropodium purum* und *Hypnum cupressiforme* vorgeschlagen.
Darüberhinaus wurden Proben von *Rhytidiadelphus squarrosus*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Mnium hornum*, *Brachythecium rutabulum*, *Polytrichum formosum* sowie *Eurhynchium praelongum* entnommen.

* Die Angaben richten sich, soweit nicht anders vermerkt, nach HERPIN et al. (1994).

⇒ Als **Bezugsgrundlage** diente ein Raster von 25 x 25 km^2, wobei in jeder Rasterfläche eine Probenahmestelle lokalisiert werden sollte. Für die zu beprobende Fläche einer jeden Probenahmestelle wurde eine Größe von 50 x 50 m^2 zugrunde gelegt.
Insgesamt konnten die vier vorgeschlagenen Moosarten an 593 Entnahmestellen beprobt werden. Die Idealverteilung wurde hierbei durch Fehlen der vorgesehenen Moosarten im jeweiligen Raster, Entnahme von fehlbestimmten Moosarten, Beibehaltung länderinterner Probenentnahmevorgaben sowie organisationsbedingte Einschränkungen nicht erreicht werden. Die Verteilung der einzelnen Probenahmestellen ist aus Abb. 8.-1 ersichtlich.

⇒ Der **Probenahmezeitraum** wurde aufgrund möglicher saisonaler Schwankungen in den Elementgehalten der Moose auf den Zeitraum vom 15.09.91-15.11.91 festgelegt.
Abweichend davon konnten die Probenahmen in Niedersachsen organisationsbedingt nur vom 18.04.-19.06.91 mit einigen wenigen Wiederholungen Ende Oktober durchgeführt werden. Für Thüringen, Sachsen-Anhalt und Sachsen fiel der Probenahmezeitraum hauptsächlich in das Jahr 1992, in der nordöstlichen DDR in das Jahr 1990.

⇒ Bei gleichzeitigem Vorkommen mehrerer der o.g. Arten an einer Probenahmestelle sollten in Hinblick auf zwischenartliche Vergleichs- und Kalibrierungsuntersuchungen **Parallelbeprobungen** durchgeführt werden.
Diese konnten an insgesamt 85 Stellen realisiert werden.

Die Auswertung der Daten erfolgte sowohl an unkorrigierten wie auch korrigierten Datensätzen. Korrekturen wurden dahingehend durchgeführt, daß Titan als Indikatorelement für Bodenkontaminationen diente. Da die einzelnen Meßwerte unterschiedlichsten Einflüssen unterliegen können, wird diese Vorgehensweise allerdings als rein pragmatische Lösung bezeichnet. Aus den Elementdaten wurde jeweils das 98. Perzentil berechnet. Sofern ein Wert der untersuchten 9 Elemente das 98. Perzentil überstieg, wurde er herausgenommen, wenn auch der Titan-Wert über dem 98. Perzentil lag. Traf dies für mindestens 4 der 9 Einzelwerte ohne Vorlage einer plausiblen Begründung gleichzeitig zu, wurden alle Werte der entsprechenden Entnahmestelle eliminiert.
Als kartographische Darstellungsformen wurden Punktkarten (mit unkorrigierten Datensätzen) sowie Isolinienkarten (mit korrigierten Datensätzen) gewählt. Darüberhinausgehend wurden die Daten nach folgenden Aspekten aufgearbeitet:

- Mediendarstellungen (mit unkorrigiertem Datensatz),
- Tabellendarstellung des nationalen Datenmaterials (mit korrigiertem Datensatz),
- Korrelationsmatrices der Elementkonzentrationen (mit unkorrigiertem Datensatz),

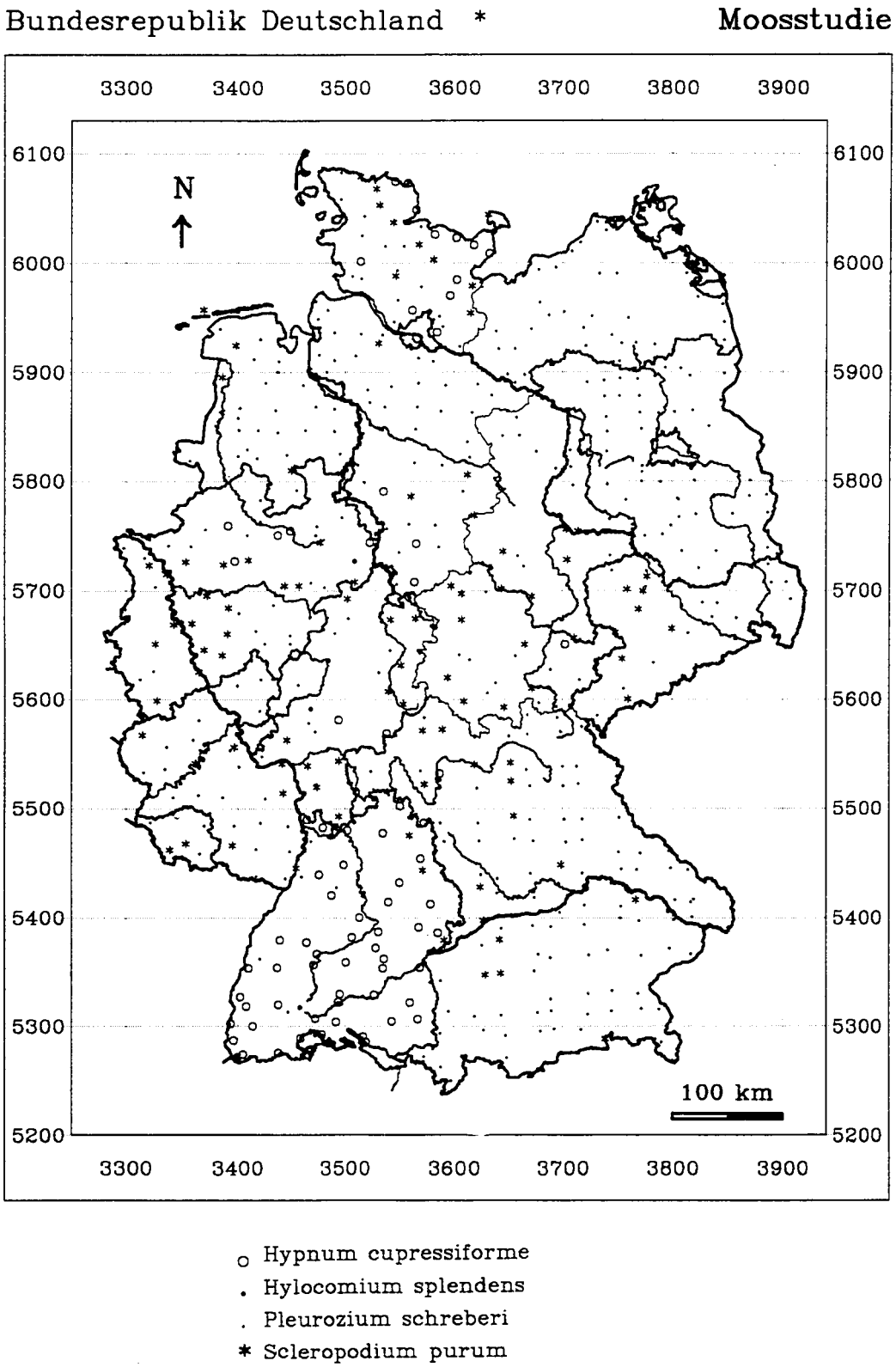


Abb. 8.-1: Probenahmestandorte und beprobte Moosarten in der Bundesrepublik Deutschland 1990/91 (aus HERPIN et al. 1994).

- Tabellendarstellungen zum Vergleich mit Ergebnissen anderer europäischer Staaten (mit korrigiertem Datensatz),
- Box- und Whiskerdarstellungen (mit korrigiertem Datensatz).

8.2.1.2 Vergleichbarkeit der Elementkonzentrationen in verschiedenen Moosarten

Da im gesamten Untersuchungsgebiet nicht ausschließlich auf eine einzige Indikatorart zurückgegriffen werden konnte, sollte durch vergleichend Untersuchungen festgestellt werden, ob Beziehungen zwischen den Elementgehalten der beprobten Arten bestehen und hieraus Kalibrierungsfaktoren für eine einheitliche nationale Bewertung abgeleitet werden können.

Eine Auswertung der arithmetischen Mittelwerte, Standardabweichungen und der Konzentrationsbereiche ergab nur geringfügige Abweichungen. Dennoch wird hieraus nicht der Schluß gezogen, daß die gegenübergestellten Moosarten als vergleichbar anzusehen sind, da die zu vergleichenden Konzentrationen stark schwanken und lediglich einen ähnlichen Mittelwert aufweisen können. Somit wird die Ermittlung von durchschnittlichen Kalibrierungsfaktoren z.B. aus dem Verhältnis zweier Mittelwerte mit diesem Verfahren in Frage gestellt.

Als Ergebnis der Quotientenbildung aus den Konzentrationswerten der zu vergleichenden Moosarten und dem Vorzeichentest wird festgehalten, daß für eine Korrektur der Werte nach oben oder nach unten nur die Verwendung der Elementmediane der Artenkombinationen zulässig wäre, die signifikant verschieden von 1 sind. Hinsichtlich dieser Fälle varieren die Quotienten insgesamt um 15,5% - 27,3%. Die anderen Medianvergleiche zeigen keine signifikanten Unterschiede von 1, was eine gute Übereinstimmung vermuten läßt. Aufgrund der großen Streuungsbereiche von 12,3% - 67,4% wird aber auch dieser Versuch der Vergleichbarkeit in Frage gestellt.

Die linearen oder exponetiellen Regressionsanalysen zur Umrechnung und Anpassung aller *Scleropodium*-, *Hypnum*- und *Hylocomium*-Werte mit dem vorliegenden Datenmaterial werden in der Studie nur mit Vorbehalt betrachtet. Auf eine Umrechnung der Schwermetallgehalte der jeweilig beprobten Moosarten in den Karten- und Tabellendarstellungen wird aufgrund der nicht vollständig gesicherten Vorhersagen und Einschränkungen bei den

Regressionsanalysen verzichtet. Abschließend wird auf den weiteren Forschungsbedarf hinsichtlich der Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Moosarten hingewiesen.

8.2.1.3 Ergebnisse zur Belastungssituation

Die Ergebnisse zur Belastungssituation der Bundesrepublik Deutschland bezüglich der betrachteten Schwermetalle werden zur vollständigen Darstellung des bundesweiten Moosmonitoringprogrammes nachfolgend kurz charakterisiert. Da sie für die Fragestellung der vorliegenden Schrift nicht von grundsätzlicher Bedeutung sind, wird auf eine ausführliche Beschreibung verzichtet.
Wie HERPIN et al. (1994) zusammenfassend darstellen, konnten, neben vereinzelt auftretenden lokal erhöhten Werten, in vielen Fällen die Einflußbereiche bekannter Emissionsquellen von Schwermetallen aufgezeigt werden. Dies gilt insbesondere für die hoch industrialisierten und urbanen Standorte der Bundesrepublik Deutschland, wie das Ruhrgebiet, Teile des Saarlandes und Baden-Württembergs sowie weite Bereiche der ehemaligen DDR. Bei Arsen beispielsweise wurden die höchsten Werte im Süden Ostdeutschlands im Bereich der tschechischen Grenze festgestellt. In diesem Gebiet ist beiderseits der Grenze eine hohe Anzahl an Braunkohlekraftwerken sowie metallverarbeitender und chemischer Industrie ohne entsprechende Filtertechnologie lokalisiert. Als weiterer Emissionsfaktor wird die private Verwendung von Braunkohle als Heizmaterial beschrieben. Die großräumig erhöhten Cadmiumkonzentrationen, die vorwiegend im Ruhrgebiet, im hoch industrialisierten Umgebungsbereich von Stuttgart, in der historischen Erzbauregion des Harzes und im Einflußgebiet von Freiberg/Aue vorhanden sind, zeigen demgegenüber vielfach eine deutliche Übereinstimmung mit der Zinkverhüttung, bei der Cadmium als Nebenprodukt auftritt.
Durch niedrige Werte bei vielen der untersuchten Elemente sind insbesondere weiträumige Gebiete Niedersachsens und Bayerns ausgezeichnet.
Korrelationen zwischen verkehrsbedingten Einflüssen und Konzentrationen in den Moosproben sind nicht eindeutig nachweisbar.

Abschließend sei auf die Feststellung der Autoren verwiesen, daß das bundesweite Moosmonitoringprogramm die Möglichkeit bietet, mit relativ geringem Aufwand regionale Belastungsunterschiede darzustellen und ihre langfristigen Entwicklungen zu erkennen. Es wird aber betont, daß "***anhand der Moosdaten allein eine Bewertung von Risiken und toxischen Wirkungen für Boden, Pflanze, Tier und Mensch nicht ohne ergänzende Paralleluntersuchungen z.B. der Standort- und Nutzpflanzenvegetation sowie durch physikalisch-chemische Meßmethoden möglich***" ist.

8.2.2 Moos-Monitoring 1995/96

8.2.2.1 Konzeption und Durchführung

Zur Erfassung der zu erwartenden Rückgänge der Schwermetall-Einträge aufgrund der Verbesserungen im Emissionsschutz und zur Optimierung des Meßnetzes wurde das Moos-Monitoring 1995/96 europaweit wiederholt. Es sollte als Folgeprojekt zum Moos-Monitoringprogramm 1990/91 u.a. die Möglichkeit bieten, zeitliche Änderungen in der Schwermetallbelastung in Deutschland darzustellen und insbesondere die Entwicklung in den neuen Ländern aufzuzeigen. Hierbei sollten folgende Teilziele verfolgt werden*:

- Optimierung der Moosbeprobung und des Meßnetzes in den alten und neuen Ländern.
- Ermittlung der lokalen und regionalen atmosphärischen (Schwer-)Metalleinträge in Deutschland im Vergleich zum Vorläuferprojekt.
- Vergleich der Elementaufnahmen von verschiedenen Moosarten (Artenvergleich).
- Optimierung der Qualitätssicherung.
- Fortschreibung des Datenbestandes in einem UBA-Moos-Datensystem.

Bei der Probenahme wurden die in der Vorläuferstudie gemachten Erfahrungen über Fehlermöglichkeiten bei der Beprobung und der Anlage des Meßnetzes berücksichtigt.

⇒ Hierbei wurde wiederum *Pleurozium schreberi* als **Hauptmoosart** festgelegt. Als Ersatzarten dienten *Scleropodium purum, Hypnum cupressiforme* und *Hylocomium splendens,* wobei im Vergleich zu 1990/91 eine Umstellung der Reihenfolge der zu beprobenden Arten erfolgte.
Pleurozium schreberi konnte an insgesamt 466 Standorten beprobt werden, die Ersatzarten in o.g. Reihenfolge an 323, 174 bzw. 10 Standorten.

⇒ Die Anzahl der **Probenahmestandorte** belief sich auf 1.026, von denen bereits 1990/91 565 beprobt worden waren. Als Grundlage diente ein Raster von 25 x 25 km^2 in den alten und 16 x 16 km^2 in den neuen Ländern, wobei grundsätzlich die Meßstandorte/Untersuchungsgebiete des Bundes und der Länder, so das UBA-Luftmeßnetz, Flächen der Umweltprobenbank des Bundes sowie Biosphärenreservate und Nationalparks, in das Meßnetz integriert wurden.

* Die Angaben richten sich, soweit nicht anders vermerkt, nach SIEWERS & HERPIN (1998).

⇒ An insgesamt 97 Standorten wurden **Parallelbeprobungen** von mehreren Moosarten und an 42 Standorten Probenentnahmen zur Bestimmung der Standortvariabilität einzelner Moosarten durchgeführt.

⇒ Als **Probenahmezeitraum** wurden für alle Länder die Monate September bis Dezember 1995 festgelegt.

8.2.2.2 Ergebnisse zur Belastungssituation und -entwicklung

Das Moos-Monitoring 1995/96 konnte wie schon 1990/91 vereinzelte lokal auftretende erhöhte Werte und in vielen Fällen die Einflußbereiche bekannter Emissionsquellen von Schwermetallen aufzeigen. So treten die hoch industrialisierten und urbanen Standorte in Deutschland, wie das Ruhrgebiet, Teile des Saarlandes und Baden-Württembergs sowie Gebiete in Ostdeutschland, hervor. Niedrige Werte bei vielen Elementen ergaben sich für weiträumige Teile Niedersachsens und Bayerns.

Der Vergleich verschiedener Moosarten ergab einerseits element- und artspezifische Unterschiede mit zum Teil hohen Streuungen innerhalb eines Standortes. Andererseits konnten aber für einige Elemente gute Übereinstimmungen in den Elementgehalten festgestellt werden, weshalb Korrekturen nicht oder nur in geringem Umfang erforderlich waren.

Eine Gegenüberstellung der beiden Monitoringprogramme zeigte für die 12 betrachteten Elemente mit Ausnahme von Cadmium, Kupfer und Zink Abnahmen in den Gehalten zwischen 1990/91 und 1995/96. Diese werden insbeondere in den neuen Ländern für die Elemente Chrom, Eisen, Titan und Vanadium als auffällig bezeichnet. Als Ursache für diese Entwicklung werden die Schließungen und Sanierungen von Großfeuerungsanlagen, der Einsatz verbesserter emissionsmindernder Technologien sowie die Umstellungen von Braunkohle auf andere Energieträger wie Erdgas in der privaten und industriellen Energieversorgung diskutiert. Für die typischen Erdölelemente Vanadium und Nickel ergaben sich vergleichbare Tendenzen auch in den alten Ländern, die hier ebenfalls auf Umstellungen im Energiesektor, in den neuen Ländern zusätzlich auf den Rückgang von Kraftfahrzeugen mit Zweitaktmotoren (Benzin/Ölgemisch) zurückgeführt werden. Der starke Rückgang der Bleigehalte sowohl in den alten wie auch den neuen Ländern ergibt sich offenbar aus der zunehmenden Anwendung von bleifreiem Benzin.

Demgegenüber werden die höheren Zink- und Kupfergehalte in 1995/96 durch das gleichzeitig zunehmende Verkehrsaufkommen und damit vermehrten Reifen- und Bremsscheibenabrieb erklärt.
Für Cadmium waren in dem fünfjährigen Vergleichzeitraum keine Veränderungen in den Immissionsraten festzustellen.
An einien Standorten in hochindustrialisierten Bereichen, wie beispielsweise in Hamburg, im Ruhrgebiet oder im Saarland, konnten insbesondere für Kupfer, Chrom und Zink keine deutlichen Rückgänge gemessen werden. In Teilbereichen ergaben sich sogar ansteigende Tendenzen.

8.2.2.3 Verfahren zur Bewertung der Rückstandsniveaus

In einem abschließenden Kapitel weisen die Autoren auf die Problematik hin, daß einerseits mit zunehmendem Einsatz von Bioindikationsverfahren die Anforderungen in bezug auf eine Bewertung der Ergebnisse und deren Darstellung steigen, daß andererseits aber Angaben zu Richt- und Grenzwerten in diesem Bereich fast völlig fehlen.
Für die Bewertung von flächenhaft verteilten Konzentrationen von Elementen in Hinblick auf eine Belastungsklassifizierung werden im Bericht zum Moos-Monitoring 1995/96 grundsätzlich folgende Vorgehensweisen dargestellt:

- **Bewertung anhand von verbindlichen Richt- und Grenzwerten:** Diese fehlen für die Bioindikation. Die Bewertung mit Richt- und Grenzwerten für biologische Systeme, z.B. Futtermittel, Lebensmittel, die auch mit einem Bioindikator vergleichbar sind, wird häufig als Bewertungsmaßstab herangezogen.
- **Bewertung anhand der Fachliteratur (Expertenwissen):** In der Literatur finden sich Daten zur Wirkung von Schadstoffen auf Organismen. Diese Angaben können vergleichend mit den eigenen Daten zur Bewertung von Ergebnissen aus Bioindikationsverfahren herangezogen werden.
- **Bewertung anhand der vorliegenden Datenbasis:** Die von ERHARDT et al. (1996) (s. Kap. 7.2.6.6) vorgestellte Methode zur Bestimmung des Normalwertes wird als ein für die Ergebnisse von Bioindikationsverfahren zur Untersuchung der Akkumulation von Schadstoffen geeignetes Verfahren beschrieben und zur Auswertung der Daten des Moos-Monitoring 1995/96 angewandt und erweitert.

Hiernach wurden **Normalwerte** mit **Normalbereichen** als Mittelwerte und relative Standardabweichung eines Datenkollektivs mit vergleichsweise niedrigen, häufig auftretenden und nahe zusammenliegenden Meßwerten errechnet und Klassen für auffällig erhöhten und deutlich erhöhten Immissionseinfluß ermittelt. In Tab. 8.-2 sind diese für die im Rahmen des Moos-Monitoring 1995/96 untersuchten Elemente wiedergegeben. Mit diesen Werten lassen sich nach Angabe der Autoren die Ergebnisse einzelner Teilmodelle (Elemente) zur räumlichen Differenzierung der Belastungssituation darstellen.

Tab. 8.-2: Normalbereiche in µg/g TS der ausgewählten Teilmodelle (TM 1-12) und Schwellenwerte von Elementgehalten aus dem Moos-Monitoring 1995/96 (aus SIEWERS & HERPIN 1998).

	Normalwert Normalbereich	**Schwellenwert für „auffällig eröhten Immissionseinfluß“**	**Schwellenwert für „deutlich erhöhten Immissionseinfluß“**
As	0,20 ± 0,08	> 0,44	> 0,67
Cd	0,27 ± 0,06	> 0,45	> 0,63
Cr	1,20 ± 0,40	> 2,4	> 3,6
Cu	8,8 ± 2,0	> 14,9	> 21,1
Fe	391 ± 115	> 735	> 1078
Hg	0,039 ± 0,014	> 0,08	> 0,12
Ni	1,44 ± 0,38	> 2,6	> 3,7
Pb	6,8 ± 2,0	> 12,7	> 18,6
Sb	0,159 ± 0,044	> 0,29	> 0,42
Ti	18,6 ± 5,7	> 36	> 53
V	1,55 ± 0,46	> 2,9	> 4,3
Zn	49,5 ± 10,6	>82	>113

Für eine zusammenfassende Bewertung mehrerer Teilmodelle zur Gesamtbeurteilung jedes Standortes wurde ein Bewertungsmodell eingesetzt, das als Ergebnis die Teilmodellgüte angibt. Diese berechnet sich aus dem Produkt des standardisierten Meßwertes, der ökologischen Gewichtung und der methodischen Gewichtung (s. SIEWERS & HERPIN 1996). Daraus wurde aus allen Moosanalysen die Immissionssituation ermittelt

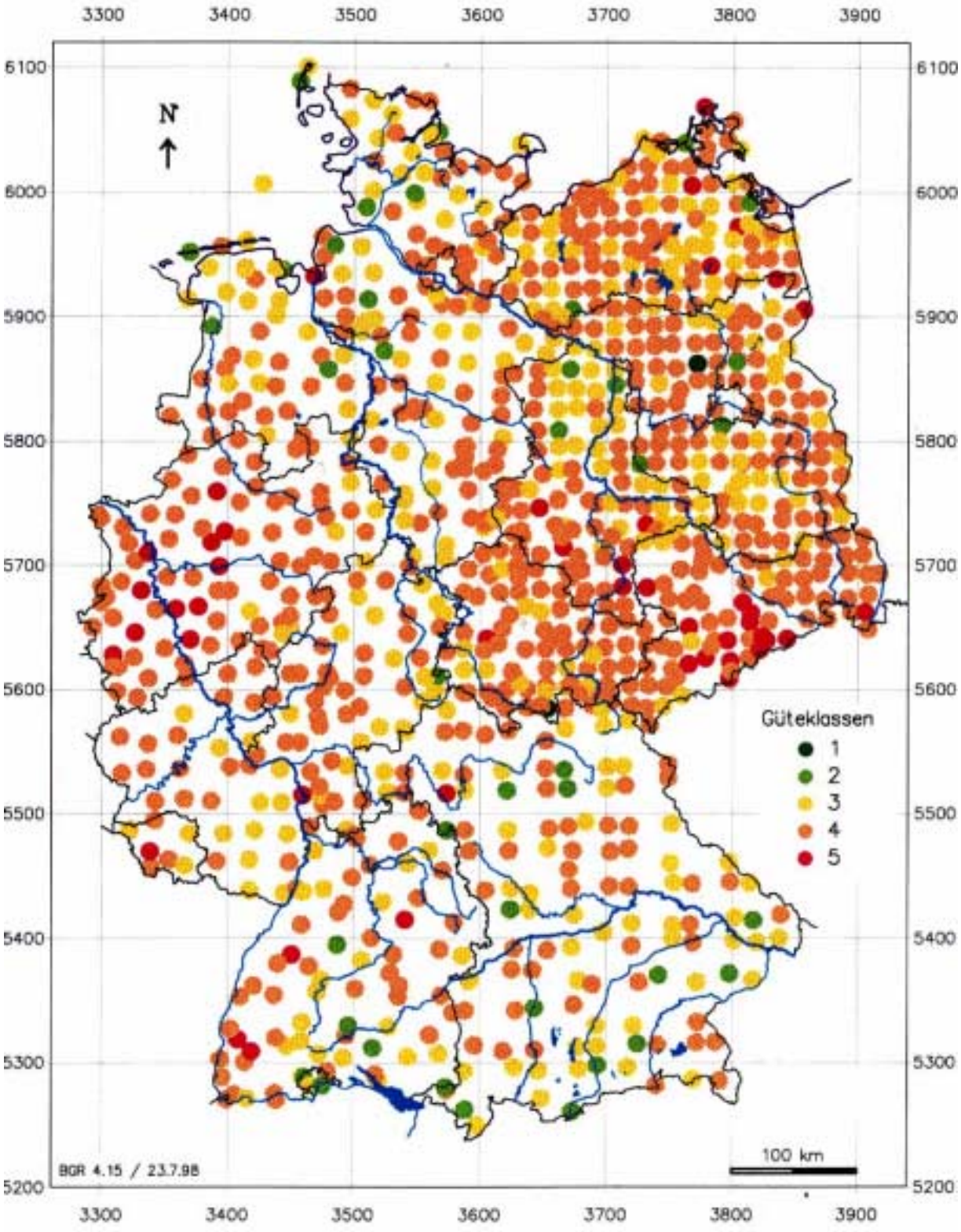


Abb. 8.-2: Luftgüteklassen mit standardisierten Elementgehalten (aus SIEWERS & HERPIN 1998).

und als „Immissionsgütekarte“ dargestellt (vgl. Abb. 8.-2). Es werden hierbei fünf Klassen differenziert, die als ein integrierendes Gütemaß für das Medium Luft beschrieben werden. So zeigen z.B. Standorte in Nordrhein-Westfalen und Sachsen die Güteklasse 5, wodurch in diesen Bereichen eine schlechte Umweltqualität aufgrund hoher atmogener Schwermetalleinträge abgeleitet wird. In Bayern finden sich demgegenüber Standorte mit der Güteklasse 2, die sich anhand der untersuchten Elemente deutlich von Standorten in Nordrhein-Westfalen oder Sachsen durch eine bessere Luftqualität abheben.

8.3 Umweltprobenbank des Bundes

8.3.1 Konzeption und Organisationsstruktur

In der Bundesrepublik Deutschland wurde in enger Kooperation mit dem National Bureau of Standards der USA in den 70er Jahren der Aufbau einer Umweltprobenbank im Rahmen eines Pilotprojektes durch ein interdisziplinär zusammengesetztes Konsortium von Forschungsinstituten vorbereitet. Unter der Leitung des Umweltbundesamtes sollten die technische Machbarkeit einer bundesweiten Umweltprobenbank überprüft und praktikable Lösungen entwickelt werden (vgl. BMFT 1988). Nach erfolgreichem Abschluß des Projektes wurde Anfang 1985 im Auftrag des Bundesministeriums des Innern mit der Aufbauphase der "Umweltprobenbank des Bundes" begonnen. Später wurde sie vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit übernommen und ab 1994 auf einer neuen konzeptionellen Basis im Rahmen einer fortgeschriebenen Konzeption weitergeführt. Der sukzessive Ausbau bis zum Vollbetrieb ist bis zum Jahr 2001 vorgesehen (vgl. BMU 1993; s.a. UMWELTBUNDESAMT 1993; PAULUS & KLEIN 1994; PAULUS et al. 1996a,b; WAGNER et al. 1997).

Die Umweltprobenbank des Bundes (UPB) stellt eine systematische Sammlung von Umwelt- und Humanproben dar, die aus repräsentativen Gebieten in der Bundesrepublik Deutschland regelmäßig gewonnen, biometrisch und rückstandsanalytisch charakterisiert und über mehrere Jahrzehnte chemisch veränderungsfrei gelagert werden. Zweck der Langzeitlagerung ist die Ermöglichung einer retrospektiven Analyse und Bewertung der Umweltbelastung durch Stoffe, die zum Zeitpunkt der Probenahme noch nicht analysierbar waren oder nicht interessant erschienen. Die Aufgaben und Ziele der UPB sind definiert als (vgl. BMU 1993; UMWELTBUNDESAMT 1993):

- Laufende **Überwachung** der Konzentration gegenwärtig bereits bekannter Schadstoffe durch systematische Charakterisierung der gewonnenen Proben vor der Archivierung.
- **Trendaussagen** über lokale, regionale und globale Entwicklungen der Schadstoffbelastung.
- Bestimmung der Konzentration von Stoffen, welche zur Zeit der Einlagerung noch nicht als Schadstoffe erkannt oder nicht mit ausreichender Genauigkeit analysiert werden konnten (**retrospektives Monitoring**).
- **Erfolgskontrolle** von gegenwärtigen und zukünftigen Verbots- und Beschränkungsmaßnahmen im Umweltbereich.

- Standardisierte **Methodenbeschreibung** für Probenahme, Aufarbeitung, Charakterisierung und Lagerung als notwendige Voraussetzung zur Gewinnung von vergleichbaren Ergebnissen.
- **Überprüfung früher ermittelter Monitoring-Ergebnisse**.
- Verwendung als **Referenzproben** zur Dokumentation der analytischen Leistungsverbesserung.

Damit stellt die Umweltprobenbank des Bundes einen wichtigen Baustein der Ökologischen Umweltbeobachtung (ÖUB) dar (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1991). Die ÖUB soll im Sinne eines koordinierten Frühwarn- und Kontrollsystems rechtzeitig die Grenzen der Belastbarkeit von Ökosystemen erkennbar machen. Durch die veränderungsfrei gelagerten Proben wird ein Ausschnitt aller an einer bestimmten Fläche der Bundesrepublik Deutschland vorhandenen Chemikalien und Chemikaliengemische "festgelegt" und damit eine Sicherung des Status quo gewährleistet, der zur Zeit durch die chemische Analytik allein nur mit erheblichem Kostenaufwand und sicherlich nur unzureichend möglich wäre. In diesem Rahmen soll die Umweltprobenbank zugleich der erste Schritt für eine **synökologische Erfassung und Bewertung der Umweltbelastung** sowie der Umweltgefährlichkeit von Schadstoffen sein. Eine derartige Erweiterung der bisher stark sektoral ausgerichteten Umweltbeobachtung vermag die großen Kenntnisdefizite über das Verhalten und die Wirkung der in der Umwelt befindlichen chemischen Stoffe zu verringern (vgl. KLEIN et al. 1994).

Zur Erreichung der genannten Ziele war die Entwicklung eines **ökologisches Rahmenkonzeptes** notwendig, um aus repräsentativen Gebieten der Bundesrepublik Deutschland repräsentative Umweltproben nach hohen Qualitätsstandards zu sammeln und zu lagern. Dabei werden die Proben nach ihrer biometrischen und ökologisch-biogeographischen Charakterisierung bereits am Ort der Probenahme in der Gasphase über flüssigem Stickstoff tiefgefroren. Die hier begonnene Tiefkältekette wird bis zur endgültigen Lagerung nicht mehr unterbrochen. Nach dem Transport werden die Proben tiefkalt zu einem feinpulvrigen Homogenat vermahlen und in 10 g Portionen abgepackt. Pro Probenahme werden etwa 250 solcher Teilproben hergestellt. Der Großteil davon wird in der Gasphase über flüssigem Stickstoff bei mindestens -150 ºC gelagert. Je sechs Teilproben werden im Rahmen der chemischen Probencharakterisierung auf anorganische Stoffe, Chlorkohlenwasserstoffe und polycyclische Aromate analysiert.

Die UPB stellt eine multidisziplinäre Aufgabe dar, die eine Zusammenarbeit von Vertretern unterschiedlichster Spezialgebiete, u.a. Biologie, Geographie, Ökologie, Chemie, Medizin,

EDV und Tiefkühltechnologie, erfordert. Abb. 8.-3 gibt einen Überblick über die beteiligten Institutionen, die Aufgabenverteilung und die Organisationsstruktur des Gesamtprogrammes unter der Fachaufsicht des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und der Leitung des Umweltbundesamtes.

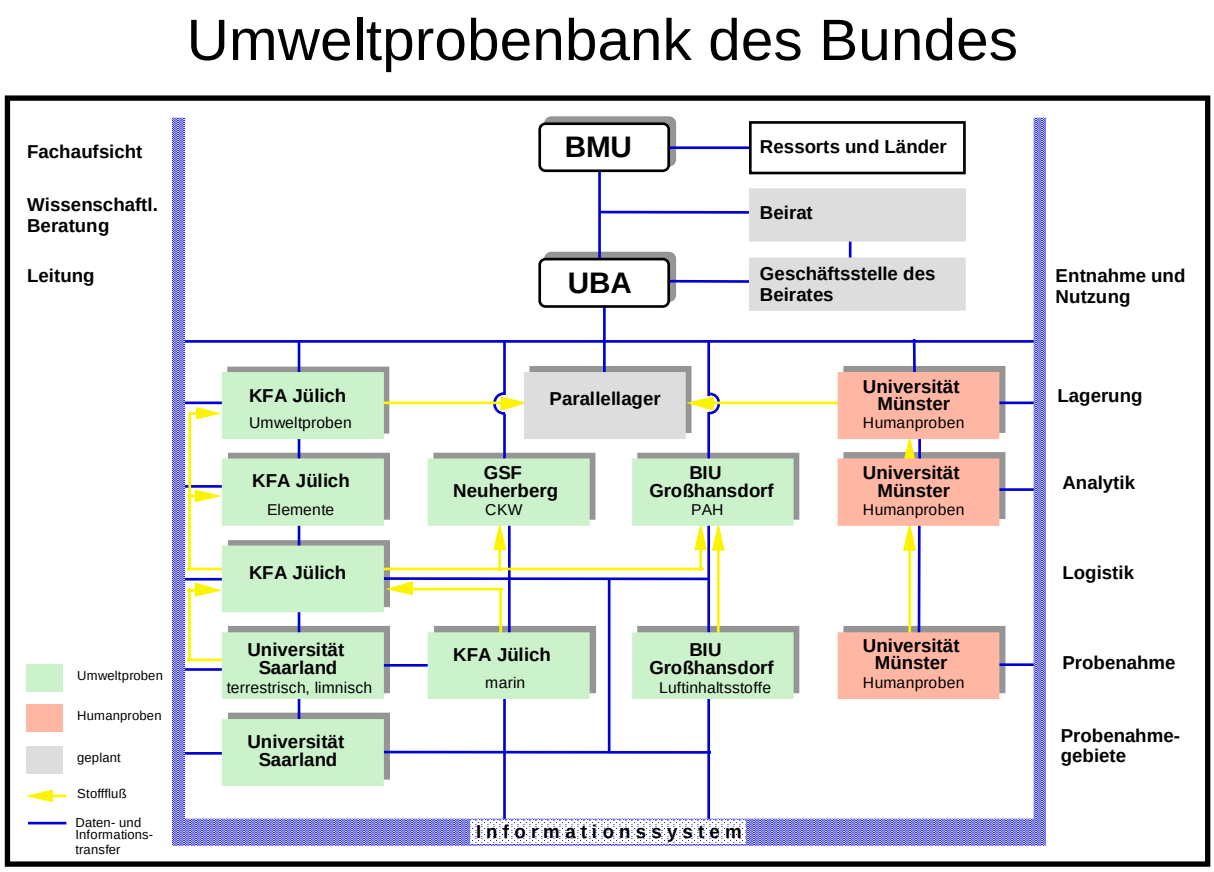


Abb. 8.-3: Organisationsstruktur der Umweltprobenbank des Bundes (aus PAULUS & KLEIN 1994, verändert).

Die nachfolgenden Betrachtungen bezüglich der Eignung der UPB als Grundlage zum Aufbau eines nationalen Referenzsystemes zur Bewertung von Geweberückständen in Akkumulationsindikatoren konzentrieren sich auf den Bereich der Umweltproben; die Humanprobenbank bleibt hierbei aufgrund ihrer speziellen Ausrichtung unberücksichtigt (s.a. Kap. 7.2.5).

8.3.2 Das Qualitätssicherungssystem

Die Aufgaben und Ziele der UPB stellen besonders hohe Anforderungen an die langfristige Kontinuität der Probenahme, an die Möglichkeit großräumiger Gebietsvergleiche, an die Möglichkeit zur Überwachung einer breiten Stoffpalette und an die über mehrere Jahrzehnte veränderungsfreie Probenlagerung. Daher mußten im Rahmen dieses Langfristprogramms für viele Arbeitsschritte spezielle Strategien zur Gewährleistung von Repräsentativität und Reproduzierbarkeit entwickelt werden. Hieraus hat sich ein Qualitätssicherungssystem entwickelt, bei dem von der Auswahl der Probenarten über die Probenahme bis zur Probencharakterisierung und -lagerung ein hohes Maß an Standardisierung erreicht werden konnten. In den anschließenden Kapiteln werden die wesentlichen Komponenten des Qualitätssicherungssystems der UPB getrennt betrachtet (vgl. Tab. 8.-3).

Tab. 8-3: Merkmale des Qualitätssicherungssystems der UPB (vgl. PAULUS et al. 1996a,b).

=>	Auswahl von **Probenahmegebieten** mit nationalem Repräsentativitätscharakter und parzellenscharfe Abgrenzung von Gebietsausschnitten und Probenahmeflächen auf der Grundlage von Wassereinzugsgebieten
=>	Ökosystemar begründete Auswahl von **Probenarten(sets)**
=>	Einhaltung standardisierter **Probenahmerichtlinien** (SOP's)
=>	Standardisierte **Probenahmen** nach dem Prinzip der geschichteten, flächenrepräsentativen Zufallsstichprobe und Festlegung in gebietsbezogenen Probenahmeplänen
=>	Weitestgehende Vermeidung von **Fremdkontaminationen** von der Probenahme bis zur Probenlagerung
=>	Unmittelbare **Probenkonservierung** im Freiland bei niedrigen Temperaturen und Gewährleistung einer kontinuierlichen Kältekette bis zur Probenlagerung
=>	Umfassende biometrische und analytische **Probencharakterisierung**
=>	Langfristige, chemisch veränderungsfreie **Probenlagerung** homogener Probenaliquote
=>	**Protokollierung** aller Arbeitsschritte und Abweichungen von den Zielvorgaben
=>	Betrieb eines umfassenden **Informationssystems**

8.3.2.1 Probenahmegebiete

Bereits bei der Auswahl der Probenahmegebiete werden wichtige Entscheidungen getroffen, die den Gesamtcharakter und Gesamterfolg eines derartigen Programmes prägen. Grundsätzlich gibt es für die Auswahl von Gebieten für ein nationales Umweltbeobachtungsprogramm zwei unterschiedliche Ansatzmöglichkeiten: zum einen eine mehr oder weniger flächendeckende Erfassung unter Verwendung einer nur kleinen Anzahl weit verbreiteter Probenarten, zum anderen die Einrichtung eines Netzes von Schwerpunkträumen, in dem zahlreiche Probenarten eingesetzt und begleitende Untersuchungen durchgeführt werden können. Nach LEWIS (1985), der einen zusammenfassenden Überblick über Vor- und Nachteile beider Ansatzmöglichkeiten gibt, besteht weitestgehend Einigkeit darüber, daß eine Umweltprobenbank repräsentative Probenarten aus einem Netz von Probenahmegebieten untersuchen sollte, das unterschiedlich belastete Hauptökosysteme abdeckt und damit als **Gesamtheit** für die Umwelt der Bundesrepublik Deutschland repräsentativ ist (vgl. auch ELLENBERG et al. 1978; LUEPKE 1979). Ein derartiges Netz repräsentativer Schwerpunkträume bietet auch die Möglichkeit, die Umweltprobenbank gemeinsam mit Umweltmonitoring und Ökosystemforschung im Rahmen einer integrierten ökologischen Umweltbeobachtung koordiniert einzusetzen.

Zur Auswahl der Probenahmegebiete für die Umweltprobenbank des Bundes wurden spezielle Forschungs- und Entwicklungsvorhaben eingerichtet, deren Ergebnisse und zugrunde gelegten Auswahlverfahren u.a. in LEWIS et al. (1989, 1993), PAULUS et al. (1990, 1992) und HORRAS et al. (1991) ausführlich dokumentiert sind. Das Ziel bei der Auswahl war es, ein bundesweites Netz ökologisch repräsentativer Gebiete für die Umweltprobenbank zu identifizieren, wobei Repräsentativität hier verstanden wird als eine Synthese von
regionaler Repräsentativität, in dem Sinne, daß aufgrund der vorhandenen ökologisch interpretierbaren Kenntnis zu erwarten ist, daß jedes Probenahmegebiet mit möglichst vielen statischen und funktionalen Biotop- und Biozönosenstrukturen mit dem weiteren Umland seiner jeweiligen Großlandschaft vergleichbar ist (vgl. ELLENBERG et al. 1978), und
nationaler Repräsentativität als Querschnitt der Hauptökosystemtypen bzw. Hauptökosystemkomplexe der Bundesrepublik, die in ihrer Gesamtheit durch räumliche Verteilung und gegenseitige Ergänzung funktioneller Systemstrukturen eine möglichst hohe Aussagefähigkeit bezüglich des Zustandes und der Entwicklung der Umwelt in der Bundesrepublik besitzen.

Bei der Auswahl der Gebiete wurde die Komplexität von Ökosystemen und ihre räumliche Verteilung berücksichtigt und die reale Ausprägung und die Möglichkeit ihrer tatsächlichen Verwendung innerhalb wissenschaftlicher und pragmatischer Grenzen in potentiell geeig-

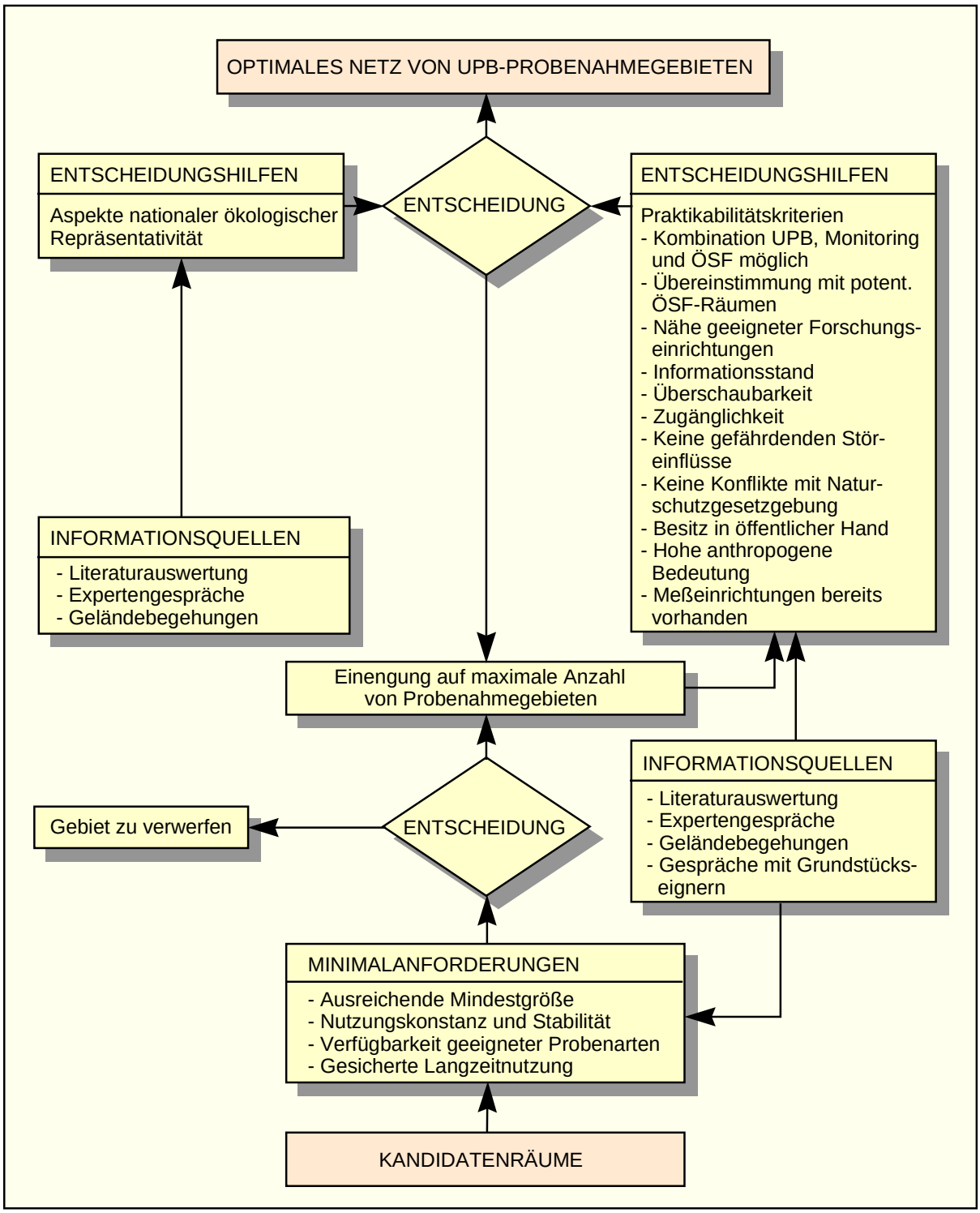


Abb. 8.-4: Ablaufschema zur Auswahl der Probenahmegebiete für die Umweltprobenbank des Bundes (nach LEWIS et al. 1989, 1993; PAULUS et al. 1990, 1992).

neten Räumen überprüft. Hierzu wurde eine Gliederung der Bundesrepublik Deutschland nach Hauptökosystemen vorgenommen und eine Liste von ca. 140 Kandidatenräumen erarbeitet, aus der anhand klar definierter Kriterienanforderungen ein optimales Netz von Probenahmegebieten identifiziert werden konnte (vgl. Abb. 8.-4). Als Ergebnis wurden folgende Gebietskategorien vorgeschlagen:

- **Kernnetz**: Es setzt sich aus den wichtigsten Hauptökosystemtypen der Bundesrepublik Deutschland mit Ausnahme solcher Systeme zusammen, deren Sensitivität eine intensive Bearbeitung nicht zuläßt oder aus ökologischen und praktischen Aspekten heraus problematisch ist. Aufgabe des Kernnetzes ist es, die allgemeine Umweltsituation der Bundesrepublik Deutschland in Raum und Zeit zu reflektieren.
- **Ökologische Vergleichs- und Kontrollgebiete:** Das Netz ökologischer Vergleichs- und Kontrollgebiete setzt sich aus Räumen zusammen, die hinsichtlich ihrer ökologischen Ausprägung eine Verwandtschaft mit den Kernnetzgebieten besitzen. Aufgabe dieses Gebietsnetzes ist es, eine Überprüfung system-, raum- und/oder zeitspezifischer Aussagen einzelner Gebiete des Kernnetzes zu überprüfen. Es besteht hierdurch die Möglichkeit, die Übertragbarkeit von Daten auf identische Systemtypen abzusichern und allgemeingültige Systemparameter sowie systemspezifische Reaktionsmuster zu definieren, die eine Extrapolation auf bundesweiter Ebene absichern.
- **Ökologische Sondergebiete:** In dieser Gruppe sind solche Gebiete zusammengefaßt, die entweder eine hohe Empfindlichkeit, seltenes Vorkommen oder einen außerordentlichen Charakter aufweisen. Die Untersuchung dieser Systeme kann zusätzliche ökologische Informationen vermitteln, die nicht im Kernnetz gewonnen werden können. Aufgrund der hohen Sensitivität und Spezifität ist für jedes dieser Gebiete ein systemangepaßtes und eingeschränktes Untersuchungsprogramm erforderlich.
- **Ökologische Problemgebiete:** In dieser Kategorie sind Räume berücksichtigt, die aufgrund ihrer Belastungssituation eine überregionale Bedeutung besitzen, durch ihre Spezifität allerdings nicht in das Kernnetz zur Erfassung der allgemeinen Umweltsituation der Bundesrepublik Deutschland übernommen werden können. Es können daher hier keine einheitlichen Vergleichsuntersuchungen sondern einzig problemadaptierte Untersuchungsprogramme durchgeführt werden.

Das ausgewählte Kernnetz wurde als Grundlage für die Routineprobenahmen der UPB festgelegt und nach der Wiedervereinigung durch Gebiete aus den neuen Bundesländern vervollständigt (vgl. PAULUS et al. 1993). Abb. 8.-5 gibt eine Übersicht über das vollständige Gebietsnetz und die Zuordnung zu den vertretenen Hauptökosystemtypen.

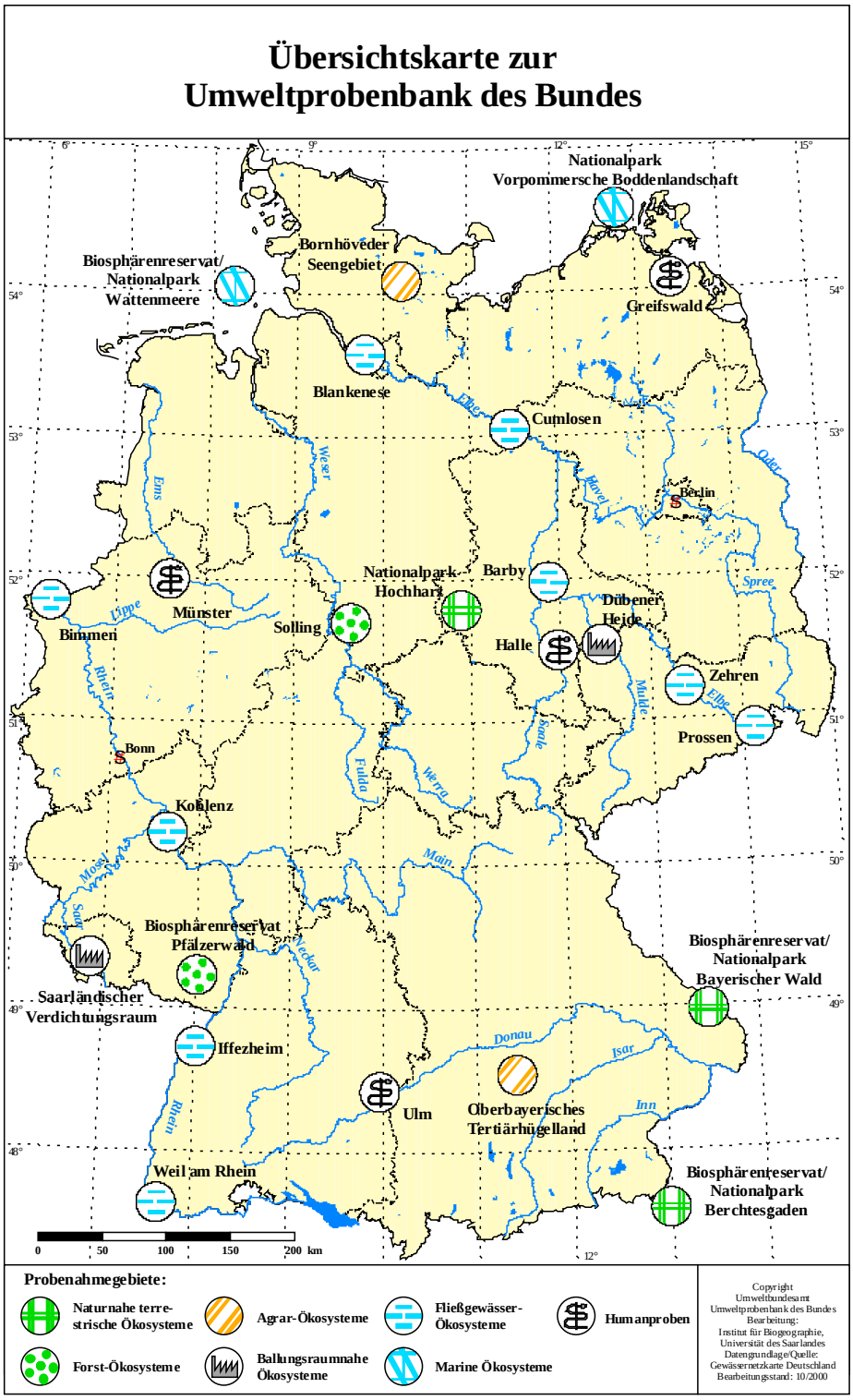


Abb. 8.-5: Probenahmegebiete der Umweltprobenbank des Bundes (aus WAGNER et al. 1996b; UMWELTBUNDESAMT 1998, verändert).

Da es nicht möglich ist, derartige Gebiete in ihrer Gesamtheit vollständig zu beproben, wurden in einem weiteren Schritt in jedem Gebiet repräsentative Gebietsausschnitte festgelegt (s. Tab. 8.-3). Zur Abgrenzung wurde das Konzept der Wassereinzugsgebiete zugrunde gelegt. Hierdurch besteht für Monitoringuntersuchungen die Möglichkeit, Schadstoffpfade innerhalb klar begrenzter Ökosysteme verfolgen und Nahrungsnetzeffekte erkennen zu können. Außerdem können Veränderungen der Stoffflußraten in Beziehung zu flächenhaft gewonnenen Umweltchemikaliendaten gesetzt werden, was zum besseren Verständnis des Funktionierens von Ökosystemen unerläßlich ist (vgl. MARGALEF 1968; LIKENS 1985; NATIONAL BOARD OF WATERS AND ENVIRONMENT 1989; BRÅKENHIELM 1990).

8.3.2.2 Probenarten(sets)

Die wesentlichen Aspekte, die bei der Auswahl von Probenarten(sets) im Rahmen von passiven Biomonitoringprogrammen mit Akkumulationsindikatoren zu berücksichtigen sind, wurden bereits in Kap. 4.7 dargestellt. Bei der Auswahl der Probenarten für die UPB wurden grundlegend vergleichbare Strategien angewendet (u.a. KLEIN 1993; PAULUS & KLEIN 1994; KLEIN & PAULUS 1995a; WAGNER et al. 1997).
Die Vorgehensweise wurde hierbei insbesondere durch die zentrale Aufgabe des Programmes geprägt, Proben für spätere Analysen auf heute noch unbekannte oder nicht analysierbare Stoffe zu lagern. Das bedeutet, daß zum Zeitpunkt der Probenartenauswahl i.d.R. nicht bekannt war, auf welche Stoffe die Proben in Zukunft untersucht werden sollten, über welche Eintragspfade die Stoffe in die Ökosysteme gelangen und welchen Abbau- und Umwandlungsprozessen sie innerhalb der Systeme unterliegen.

Da eine einzelne Probenart diesen Anforderungen in Anbetracht der Komplexität der zu überwachenden Systeme nicht gerecht werden kann, wurde bei der Auswahl die Identifizierung eines Sets von Probenarten angestrebt, die sich in ihrem Informationsgehalt gegenseitig ergänzen und als gesamtes **Probenartenset** repräsentative Aussagen über die Schadstoffsituation eines Gebietes oder eines Ökosystemtypes liefern (vgl. Abb. 8.-6). Daß diese Sets sich trotz Berücksichtigung weit verbreiteter Arten und/oder Arten mit großer ökologischer Valenz nicht in allen Probenahmegebieten aus den selben Probenarten zusammensetzen können, ist verständlich. Ein vergleichbarer Informationsgehalt kann aber dennoch gewährleistet werden, sofern ihre Stellung und Funktion im jeweiligen Ökosystem berücksichtigt wird. Damit standen bei der Auswahl nicht allein bestimmte Spezies sondern auch die Repräsentanz bestimmter Ökosystemfunktionen im Vordergrund. So kann die

Fichte (*Picea abies*) als Hauptprimärproduzent im NP Bayerischer Wald beispielsweise in der Dübener Heide durch die Kiefer (*Pinus silvestris*) als Hauptbaumart vertreten werden, oder innerhalb der Destruenten die im Saarländischen Verdichtungsraum dominante Regenwurmart *Lumbricus terrestris* im Bornhöveder Seengebiet durch *Aporrectodea longa*. Neben dem Kriterium des **komplementären Informationsgehaltes** innerhalb eines Probenartensets waren für jede einzelne Probenart folgende Punkte zu berücksichtigen:

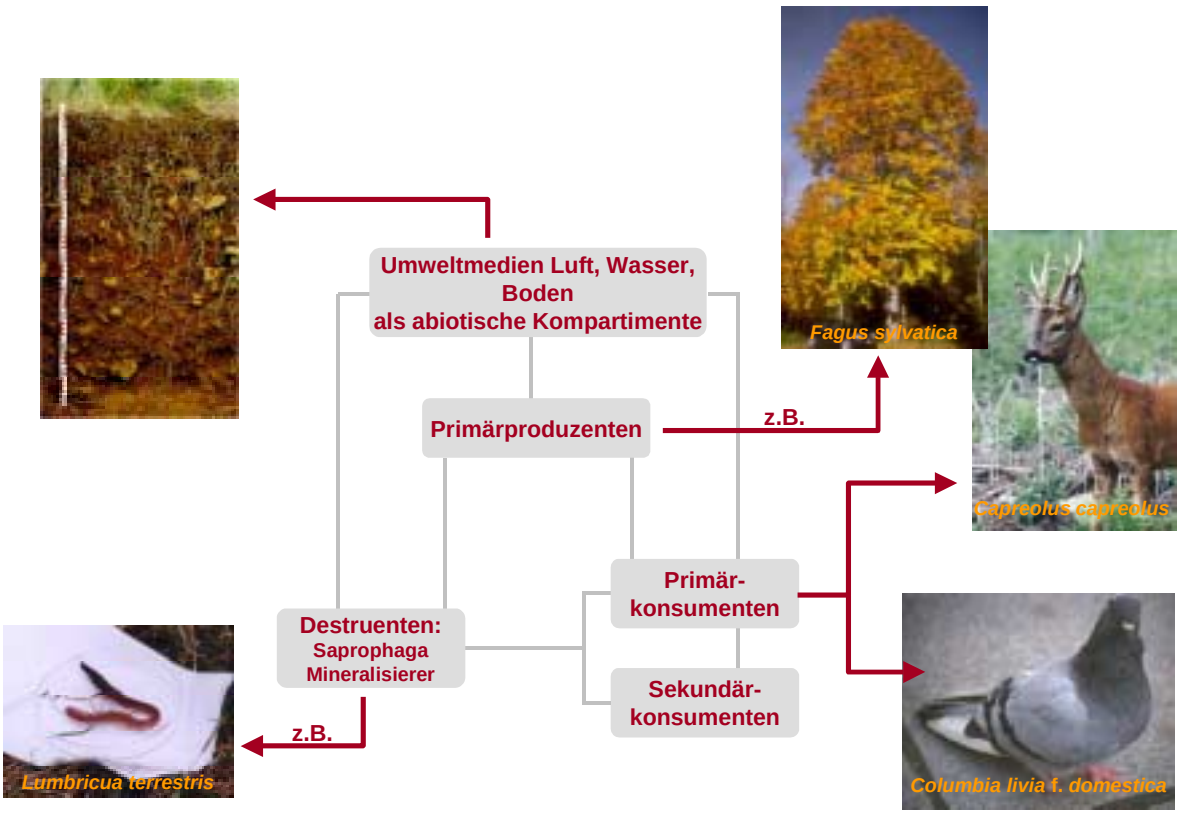


Abb. 8.-6: Auswahl von Probenartensets für die Umweltprobenbank des Bundes auf ökosystemarer Ebene (aus KLEIN & PAULUS 1995d, verändert).

Praktikabilität: Da - wie bereits erwähnt - die Stoffe, auf welche die Probenarten untersucht werden sollen, zum Zeitpunkt der Probenahme nicht bekannt sind, muß zur Vermeidung von Fremdkontamination mit größter Sorgfalt vorgegangen werden. Insbesondere bei der

Probenahme ist es wichtig, daß die Proben leicht zu identifizieren und zu handhaben sind, um die Zahl potentiell kontaminationsträchtiger Arbeitsschritte und die Zeitspanne zwischen Entnahme und Einfrieren über flüssigem Stickstoff so klein wie möglich zu halten.

Verfügbarkeit: Die Auswahl der Probenarten wurde wesentlich durch den Wunsch beeinflußt, dieselbe Probe für unterschiedliche Fragestellungen mehrmals aus der Bank entnehmen und analysieren zu können. Aus mahl- und lagertechnischen Überlegungen heraus empfahl LUEPKE (1988), pro Probenahme 5 kg Probenmaterial zu sammeln. Für die Probenartenauswahl bedeutete dieser Richtwert, der im Rahmen der fortgeschrittenen Konzeption auf 2,5 kg reduziert wurde, daß dem Kriterium der ausreichenden Verfügbarkeit von Proben ein hoher Stellenwert zukam.

Die genannten Überlegungen zur Auswahl von Probenarten wurden ergänzt durch Kriterien, die im (Bio)Monitoring allgemein Anwendung finden, wodurch das **Bioindikatoren-Konzept** in die Auswahlstrategie integriert wurde (vgl. Kap. 4.-7). Dies sind:

- Hoher Informationsstand über die Probenart,
- Repräsentativität der Probenart für ein Ökosystemkompartiment,
- Standort- oder Habitattreue,
- genetische Einheitlichkeit,
- Widerstandsfähigkeit gegenüber Schadstoffen,
- ausreichende Exposition gegenüber Schadstoffen,
- leichte Identifizierbarkeit,
- gesetzliche und ethische Aspekte,
- Standardisierbarkeit,
- Populationsstabilität,
- Transfer in den Humanbereich.

Die Anwendung des vorgestellten Auswahlkonzeptes führte zu folgenden Ergebnissen: Es lassen sich aufgrund der geforderten Verfügbarkeit vor allem die **höheren trophischen Stufen** kaum repräsentieren. Deshalb konnten nur wenige trophisch hochgestellte Probenarten, wie z.B. die Silbermöwe (*Larus argentatus*), ausgewählt werden.
In Ökosystemen, in denen die Destruktion langsam abläuft und große Abfallfresser, wie z.B. Regenwürmer, fehlen oder selten sind, kann das Kompartiment der **Destruenten** nicht durch eine für die Umweltprobenbank geeignete Probenart vertreten werden (u.a. NP Bayerischer Wald und NP Hochharz).
Die Probenartenauswahl in **urbanen Ökosystemen** kann nicht nach dem dargestellten Auswahlprinzip erfolgen. Geeignete Probenarten mit Ausnahme des Menschen sind hier in erster Linie solche, die weit verbreitet sind und eine hohe Resistenz gegenüber Schad-

stoffen besitzen (Bsp. Pyramidenpappel (*Populus nigra* ´Italica´) oder *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa* unter den Regenwürmern). Unter den Beschränkungen der verfügbaren Kapazitäten wurden für die UPB des Bundes die nachfolgend kurz beschriebenen Probenarten ausgewählt (vgl. KLEIN et al. 1994). Ausführliche Begründungen zur Auswahl der einzelnen Probenarten sowie detaillierte Vorgehensweisen bei der Probenahme finden sich in den jeweiligen Verfahrensrichtlinien (s. Kap. 8.3.2.3). Die Zuordnung der einzelnen Probenarten zu den Probenahmegebieten und Gebietsausschnitten ergibt sich aus Tab. 8.-4. Diese Übersicht beruht auf der fortgeschriebenen Konzeption (BMU 1993), zu der aus Haushaltsgründen Modifizierungen für die Fortführung der Probenahmen ab dem Jahr 1998 derzeit in der Planung sind.

Die Auswahl der **Buche** (*Fagus sylvatica*) trägt deren dominierender Stellung in den meisten naturnahen und anthropogen beeinflußten Waldökosystemen Mitteleuropas Rechnung. Die in den letzten Jahren verstärkt auch die Buche betreffenden Waldschäden verlangen eine kontinuierliche Beobachtung gerade der typischen und dominierenden Primärproduzenten.
Ähnliches gilt für die **Fichte** (*Picea abies*), die als bevorzugte Forstbaumart eine weite Verbreitung und hohe Abundanz mit wirtschaftlicher und ökologischer Bedeutung sowie einem hohen Kenntnisstand bezüglich ihrer Ökologie, ihrer Populationsgenetik, ihrer Empfindlichkeit und ihrem Akkumulationsverhalten gegenüber vielen Schadstoffen verbindet.
Diese hervorgehobene Stellung wird in Teilen Mitteleuropas mit nach Osten zunehmender Tendenz von der **Kiefer** (*Pinus sylvestris*) als Probenart mit komplementärem Informationsgehalt eingenommen.
Urban-industrielle Verdichtungsräume weisen erhebliche ökologische Unterschiede in den Wuchsbedingungen im Vergleich zu naturnahen Ökosystemen auf, so daß als typischer Laubbaum die **Pyramidenpappel** (*Populus nigra* ´Italica´) ausgewählt wurde. Insbesondere durch ihre genetische Einheitlichkeit und ihre Immissionsresistenz erfüllt sie die hohen Anforderungen, die an die Wiederholbarkeit von Probenahmen und die räumliche Vergleichbarkeit der Ergebnisse gestellt werden.
Als Probenmaterial werden analog zu Biomonitoring-Richtlinien bei allen genannten Baumarten jeweils die Assimilationsorgane festgelegter Kronenbereiche gewonnen. Die spezielle Zweckbestimmung verlangt teilweise jedoch umweltprobenbankspezifische Lösungen, so z.B. die Verwendung der ganzen einjährigen Triebe bei Fichte und Kiefer, die als sinnvolle Ergänzung zu den im Spätsommer als Repräsentanten der Hauptvegetationsperiode beprobten Laubbaumarten Buche und Pyramidenpappel im Vorfrühling am Ende der Heizperiode gesammelt werden.

In Siedlungsräumen (sowohl urban-industrielle Verdichtungsräume als auch Agrargebiete) wurde auf der Stufe der Granivoren die **Stadttaube** (*Columba livia f. domestica*) ausgewählt.

Die Eignung der Stadttaube als Bioindikator ist gut untersucht. Als Kosmopolit bietet sie sich für die vergleichende Betrachtung der Schadstoffbelastung ihrer Lebensräume an. Für langfristige Untersuchungsprogramme empfiehlt sich die gezielte Installation geeigneter Nistgelegenheiten zur Absicherung einer reproduzierbaren, langfristigen Probengewinnung. Gesammelt werden die frisch gelegten Eier, von denen die Eiinhalte zu einer Mischprobe über die gesamte Brutperiode verarbeitet werden.

Das **Reh** (*Capreolus capreolus*) ist der häufigste freilebende größere Pflanzenfresser in Europa und eignet sich für die Nutzung als gut untersuchter Bioindikator sowohl in naturnahen als auch in forstlich und agrarisch genutzten Ökosystemen. Für die Umweltprobenbank des Bundes werden Lebern von jeweils 10 - 15 einjährigen Stücken im Frühsommer gesammelt. Die Probenahme muß so durchgeführt werden, daß eine kontaminationsfreie Entnahme der Organe und eine direkte Überführung in die Kühlkette gewährleistet wird.

Tiefgrabende **Regenwürmer** (*Lumbricidae*) stellen einen Zusammenhang zwischen der zumeist organischen Bodenauflage und den darunterliegenden Bodenhorizonten her und zeigen den bioverfügbaren Teil der Belastung des gesamten Mediums Boden auf. Zudem sind sie als Destruenten zentral an den Nährstoffkreisläufen und dem Energiefluß im Ökosystem beteiligt und dadurch hervorragend gegenüber Schadstoffen exponiert. Für die Umweltprobenbank des Bundes werden die tiefgrabenden (anektischen oder anaökischen) Regenwurmarten *Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea longa* gesammelt. Dafür wurde eine effektive und kontaminationsfreie elektrische Extraktionsmethode sowie eine Methode zur weitestgehenden Trennung von Regenwurmkörper und Darminhalt entwickelt.

Die **Böden** stellen aufgrund ihrer Funktionen als wirtschaftliche Produktionsbasis, Lebensraum, Filter-, Transformations- und Speichermedium eine wichtige Probenart dar. Andererseits erscheinen sie aufgrund ihrer ausgeprägten strukturellen und funktionalen Unterschiedlichkeit und räumlichen Variabilität als problematisch bezüglich ihrer räumlichen und zeitlichen Vergleichbarkeit. Gegenüber der Vielzahl bekannter Probenahmerichtlinien mußten für die besonderen Anforderungen der Umweltprobenbank in manchen Punkten abweichende Lösungen gefunden werden, die allerdings für die in zunehmendem Maße auftretenden ähnlich komplexen Fragestellungen Beispielcharakter haben dürften.

Niederschlag ist als kontinuierliches Monitoring (Jahresprobe) für anorganische Elemente vorgesehen. Durch Bestimmung der Schadstoffkonmzentrationen im Niederschlagswasser können „rain-out“ und „wash-out“ ermittelt werden. Proben werden z.Zt. nicht eingelagert.
Die **Dreikantmuschel** (*Dreissena polymorpha*) repräsentiert die limnischen Konsumenten erster Ordnung in langsam fließenden und stehenden Gewässern. Als Filtrierer mit

sedentärer Lebensweise und weiter ökologischer Valenz ist sie gegenüber gelösten und partikelgebundenen Schadstoffen exponiert und eignet sich für aktives Biomonitoring sowie Toxizitäts- und Wirkungstests. Zur Sicherung der Verfügbarkeit ausreichender Probenmengen, leichter Zugänglichkeit und besserer Reproduzierbarkeit wurde ein Expositionssystem aus kontaminationsfreien Besiedlungskörpern entwickelt, auf denen sich Larven ansiedeln und zu adulten Tieren heranwachsen können. Nach einer entsprechenden Expositionsdauer können die adulten Muscheln von den Platten leicht abgesammelt, unter Reinluftbedingungen seziert und die Weichkörper in der Bank eingelagert werden.

Für die trophische Stufe der Konsumenten höherer Ordnung in limnischen Ökosystemen wurde mit dem **Brassen** (*Abramis brama*) eine Fischart ausgewählt, die wegen ihrer Häufigkeit und weiten Verbreitung, ihrer weiten ökologischen Valenz und großen verfügbaren Biomasse für die Umweltprobenbank des Bundes besonders geeignet ist. Gemäß der Probenahmerichtlinie werden nur acht- bis zwölfjährige Brassen gefangen, für kurze Zeit in einem Netzgehege gehältert, einzeln daraus entnommen und vor Ort in einem Laborwagen mit Reinluftbedingungen seziert. Muskulatur- und Leberproben werden als Zielorgane in der Bank konserviert.

Das **Sediment** in Flüssen und Seen stellt für viele Schadstoffe eine Senke dar und ist daher für eine umfassende Bewertung der Gewässerbelastung unverzichtbar. Ähnlich wie beim Boden bestehen bei der Gewinnung räumlich und zeitlich repräsentativer Proben erhebliche Probleme. Ein für die Umweltprobenbank des Bundes geeignetes Probenahmeverfahren befindet sich derzeit in Vorbereitung.

Der **Blasentang** (*Fucus vesiculosus*) wurde als Repräsentant der Primärproduzenten in den Wattenmeerökosystemen der Nordseeküste ausgewählt. Er zählt zur Gruppe der makrophytischen Algen, die schon seit langem als Akkumulationsindikatoren in Monitoringprogrammen eingesetzt werden. Die ubiquitäre Lebensweise der Braunalgen, insbesondere der Familie der *Fucaceae*, empfiehlt sie zu vergleichenden Analysen der Schadstoffbelastung von Küstengewässern. Innerhalb der Familie ist *Fucus vesiculosus* eine der am weitesten verbreiteten Arten in der nördlichen Hemisphäre, die aufgrund ihres euryhalinen Charakters auch in Brackwasserbereichen vorkommt.
Nach der Probenahmerichtlinie der Umweltprobenbank für Blasentang soll die Probenahme an mindestens zwei Probenahmeterminen im Jahr (Frühjahr und Herbst) erfolgen, an denen die Thalli ohne Pflanzenfuß beprobt und zu einer gemeinsamen Jahressammelprobe verarbeitet werden.
Entsprechend der Dreikantmuschel im limnischen Bereich wurde die **Miesmuschel** (*Mytilus edulis*) als Vertreter der Konsumenten erster Ordnung in Küstengewässern ausgewählt. Sie

ist einer der bedeutendsten Biomassenproduzenten im Wattenmeer, der durch seine Ernährungsweise als Filtrierer gelöste und an die organische und anorganische Substanz partikulär gebundene Schadstoffe aus dem Wasser aufnimmt. Ihre wichtige Systemfunktion im Wattenmeer, ihre gute Aufnahme- und Akkumulationsrate für zahlreiche Schadstoffe bei ausreichender Schadstoffresistenz, ihre sedentäre Lebensweise und damit große Standorttreue der adulten Tiere, ihre ausreichende Verfügbarkeit, ihre weite Verbreitung und nicht zuletzt ihre vielfache Nutzung als Nahrung für den Menschen haben dazu geführt, daß die Miesmuschel in nationalen und internationalen Überwachungsprogrammen seit langen Jahren als Indikator von Belastungen der Küstengewässer durch Schadstoffe eingesetzt und die Gattung *Mytilus* sogar für ein weltweites Monitoring-Programm ("mussel watch") empfohlen wird.
Nach der Probenahmerichtlinie der Umweltprobenbank für Miesmuscheln sollen nach einem festgelegten Rhythmus an mindestens zwei Probenahmeterminen im Jahr (Frühjahr und Herbst) die Weichkörper von insgesamt ca. 3.000 Miesmuscheln pro Standort gewonnen und eingelagert werden.

Die **Aalmutter** (*Zoacres viviparus*) repräsentiert in der UPB einen carnivoren Konsumenten in tidenabhängigen Gewässern des Wattenmeers und küstennahen Gewässern der Ostsee. Als besonderer Standfisch des Wattenmeeres, der benthische Nahrung nutzt, besitzt die Aalmutter durch ihren ausgeprägten Bezug zum Lebensraum und Habitat wie keine andere Fischart dieses Lebensraumes die für eine Indikatorart wichtigsten Eigenschaften. Wie beim Brassen werden Muskulatur- und Leberproben als Zielorgane in der Bank konserviert.

Die **Silbermöwe** (*Larus argentatus*) wurde als ein Mitglied der carnivoren Trophiestufe im Wattenmeerbereich ausgewählt. Ihre holarktische Verbreitung, ihre sowohl hinsichtlich der Abundanz als auch der Erreichbarkeit ausreichend gute Verfügbarkeit, ihre Stabilität bezüglich der Populationsdynamik und ihre leichte Identifizierbarkeit zeichnen sie als geeignete Probenart aus. Die Silbermöwe unterliegt keinem gesetzlichen Schutz und ihre Ernährungsweise ist gut untersucht. Die Eier der Silbermöwe repräsentieren als hervorragende Akkumulationsindikatoren die Schadstoffbelastungen des direkten Umfeldes der Brutkolonie.

Der **Watt- oder Pierwurm** (*Arenicola marina*) vertritt die Stufe der Destruenten. Als Sedimentfresser, der sich Sauerstoff und zusätzliche Nahrung ständig aus dem Wasser herbeistrudelt ("deposit feeder"), stellt er eine ideale Verbindung zwischen den verschiedenen Medien des Watts und deren toten organischen Komponenten her. Er ist aufgrund seiner hohen Biomasse, seiner Körpergröße, seiner Standorttreue, seiner intensiven Beteiligung an den Stoffumsätzen und Energieflüssen im Watt und seiner Akkumulationsfähigkeit von

Schadstoffen aus dem Wasser und dem Sediment als Probenart der Umweltprobenbank geeignet. Ein geeignetes Probenahmeverfahren, indem unter anderem der Frage der Darmentleerung nachgegangen werden muß, liegt derzeit noch nicht vor.

Tab. 8.-4: Zuordnung der Probenarten zu den Probenahmegebieten und Gebietsausschnitten der Umweltprobenbank des Bundes (nach BMU 1993). (* bis 1998 noch nicht in der Routineprobenahme).

Probenahmegebiet	**Gebietsausschnitte**	**Probenartenset**
BR/NPWattenmeere	Sylt-Römö-Watt	Niederschlag* Braunalge Miesmuschel Aalmutter*
	Meldorfer Bucht	Aalmutter Silbermöwe
	Jadebusen	Niederschlag* Braunalge Miesmuschel Aalmutter Silbermöwe
NP Vorpommersche Boddenlandschaft	Halbinsel Fischland/Darß/Zingst	Niederschlag* Braunalge* Miesmuschel Aalmutter
	Kubitzer Bodden	Silbermöwe
Elbe	Grenze D/Tschechien	Dreikantmuschel* Brassen Sediment*
	Raum Zehren	Dreikantmuschel* Brassen Sediment*
	Unterhalb Saalemündung	Dreikantmuschel Brassen Sediment*
	Raum Schnackenburg	Dreikantmuschel Brassen Sediment*
	Unterelbe	Dreikantmuschel Brassen Sediment*
Rhein	Oberrhein	Dreikantmuschel Brassen Sediment*
	Raum Seltz/Iffezheim	Dreikantmuschel Brassen Sediment*
	Oberhalb Moselmündung	Dreikantmuschel Brassen Sediment*

Tab. 8.-4: (Fortsetzung).

Probenahmegebiet	Gebietsausschnitte	Probenartenset
	Niederrhein	Dreikantmuschel Brassen Sediment*
Dübener Heide	Transekt Halle-Leipzig	Pyramidenpappel Stadttaube Reh Regenwurm Boden* Niederschlag* Brassen
	Dübener-Heide-Mitte	Kiefer Reh Boden* Niederschlag* Brassen
Saarländischer Verdich-tungsraum	Saartal	Pyramidenpappel Stadttaube Regenwurm Boden* Niederschlag* Dreikantmuschel Brassen Sediment*
	Warndt	Fichte Buche Reh Boden* Niederschlag*
	Steinbachtal	Fichte Buche* Reh Boden* Niederschlag*
NP Hochharz	Oberes Ilseeinzugsgebiet	Fichte Buche Boden* Niederschlag*
	Schwarzes Schluftwassertal	Fichte* Boden*
	Gesamtgebiet	Reh

Tab. 8.-4: (Fortsetzung).

Probenahmegebiet	Gebietsausschnitte	Probenartenset
BR/NP Bayerischer Wald	Markungsgraben	Fichte Buche Boden* Niederschlag*
	Gesamtgebiet	Reh
BR/NP Berchtesgaden	Wimbachtal	Fichte Buche Regenwurm* Boden*
	Gesamtgebiet	Reh
Bornhöveder Seengebiet	WEG Belauer See	Fichte Buche Stadttaube Regenwurm Boden* Niederschlag* Dreikantmuschel Brassen
	Gesamtgebiet	Reh
Bayerisches Tertiärhügel-land	Scheyern	Fichte* Buche* Regenwurm* Boden* Niederschlag*
	Gesamtgebiet	Reh*
Solling	Silberborn	Fichte* Buche* Regenwurm* Boden* Niederschlag*
	Gesamtgebiet	Reh*
BR Pfälzer Wald	WEG Moosbachtal	Fichte* Buche* Regenwurm* Boden* Niederschlag*
	Gesamtgebiet	Reh*

8.3.2.3 Standardisierte Verfahrensrichtlinien

Als Baustein der ökologischen Umweltbeobachtung stellt die Umweltprobenbank aufgrund ihres Langzeitcharakters außergewöhnlich hohe Anforderungen an Repräsentativität und Reproduzierbarkeit der Proben. Das bedeutet, daß von der Probenahme und biometrischen Probenbeschreibung über den Probentransport, die Probenaufbereitung und chemische Charakterisierung bis hin zur Einlagerung sowie Auswertung und Zusammenfassung der Daten spezifische Verfahren angewendet werden müssen, um die Aussagefähigkeit und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse sicherzustellen. Hierzu wurden spezielle Richtlinien entwickelt, die auf begleitenden Forschungsarbeiten zum Pilot- und Routineprogramm sowie insbesondere im analytischen Bereich z.T. auf bereits vorhandenen Standards basieren. Für das in der Qualitätssicherung im Vergleich zur Analytik weitaus weniger etablierte Arbeitsfeld der Probenahme wurden umfangreiche Arbeitsanleitungen für Probenarten terrestrischer, limnischer und mariner Ökosysteme erarbeitet und 1996 in Form einer Loseblattsammlung publiziert. Bei fortschreitenden wissenschaftlichen Erkennnissen zur allgemeinen ökosystemaren Umweltbeobachtung, zu Probenahmetechniken und zu Analysenmethoden ist eine kontinuierliche Fortschreibung der Richtliniensammlung vorgesehen (UMWELTBUNDESAMT 1996a).

Die Richtlinien zur Probenahme sind nach einem identischen Schema gegliedert, wobei detaillierte Anweisungen zu folgenden Punkten gegeben werden, um über die Zeitachse und zwischen den verschiedenen Probenahmegebieten vergleichbare Proben gewährleisten zu können (vgl. auch WAGNER et al. 1997):

- Auswahl der Probenahmeflächen,
- Anzahl und Auswahl der zu beprobenden Individuen,
- Probenahmetermine,
- Probenahmerhythmus,
- Sammel- und Fangmethoden,
- Identifikation der Probenart,
- technischen Ausrüstung,
- Probengefäße inclusive der Reinigungsvorschriften,
- Probenbehandlung,
- Probenbeschreibung,
- Probentransport.

Eine Übersicht über die derzeit vorliegenden Verfahrensrichtlinien, deren Publikation in englischer Fassung derzeit in Vorbereitung ist, gibt Tab. 8.-5 für den Umweltbereich.

Tab. 8.-5: Verfahrensrichtlinien der Umweltprobenbank des Bundes für Umweltproben (Quelle: UMWELTBUNDESAMT 1996a).

Verfahrensbereich	Gegenstand	Autoren
Probenahme	Blasentang (*Fucus vesiculosus*)	BACKHAUS & SCHLADOT 1996a
Probenahme	Miesmuschel (*Mytilus edulis*)	BACKHAUS & SCHLADOT 1996b
Probenahme	Silbermöwe (*Larus argentatus*)	BACKHAUS et al. 1996a
Probenahme	Aalmutter (*Zoarces viviparus*)	BACKHAUS et al. 1996b
Probenahme	Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*)	KLEIN & WAGNER 1996
Probenahme	Brassen (*Abramis brama*)	KLEIN & PAULUS 1996
Probenahme	Fichte (*Picea abies*) und Kiefer (*Pinus sylvestris*)	WAGNER et al. 1996a
Probenahme	Buche (*Fagus sylvatica*)	WAGNER 1996a
Probenahme	Pyramidenpappel (*Populus nigra* 'Italica')	WAGNER 1996b
Probenahme	Reh (*Capreolus capreolus*)	KLEIN & NENTWICH 1996
Probenahme	Stadttaube (*Columba livia* f. *domestica*)	ALTMEYER & PAULUS 1996
Probenahme	Regenwurm (*Lumbricus terrestris, Aporrectodea longa*)	KLEIN et al. 1996
Probenahme	Boden	SPRENGART & WAGNER 1996
Probenahme	Luftgetragene polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	GRIMMER et al. 1996a
Probenahme	Transport von Umweltproben	BACKHAUS & SCHLADOT 1996c
Probenahme	Probenvorbereitung und Lagerung	BACKHAUS & SCHLADOT 1996d
Chemische Charakterisierung	Chlorkohlenwasserstoff (CKW)	OXYNOS et al. 1996
Chemische Charakterisierung	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)	GRIMMER et al. 1996b
Chemische Charakterisierung	Elemente und Spezies: Matrixgruppe 1 (Blasentang, Brassen, Buche, Dreikantmuschel, Fichte, Kiefer, Miesmuschel, Pyramidenpappel, Silbermöwe, Stadttaube)	BUROW et al. 1996a
Chemische Charakterisierung	Elemente und Spezies: Matrixgruppe 2 (Niederschlag, Wolkenwasser, Meerwasser, Flußwasser und Filterproben)	BUROW et al. 1996b

8.3.2.4 Probenahme nach dem Prinzip der geschichteten, flächenrepräsentative Zufallsstichprobe und Festlegung in gebietsbezogenen Probenahmeplänen

Das Ziel jeder Probenahme für die Umweltprobenbank des Bundes ist eine geschichtete, flächenrepräsentative Zufallsstichprobe (s. Kap. 4.2.4) innerhalb der ausgewählten Gebietsausschnitte, die sowohl räumliche Vergleiche zwischen den einzelnen Probenahmegebieten wie auch langfristige Trendaussagen auf der Grundlage jährlicher Probenahmerhythmen ermöglicht. Die Kontinuität der Probenahme wird hierbei durch **"Gebietsbezogene Probenahmepläne"** gewährleisten, die auf der Grundlage der Probenahmerichtlinien für jede Probenart in jedem Probenahmegebiet im Rahmen begleitender Forschungsvorhaben (vgl. PAULUS et al. 1997) erarbeitet werden. Die gebietsbezogenen Probenahmepläne stellen die Umsetzung der Probenahmerichtlinien auf die spezifischen Belange eines jeden Probenahmegebietes für die einzelnen Probenarten dar und sind unabdingbare Voraussetzung zur Gewährleistung einer repräsentativen und reproduzierbaren Probenahme im Rahmen der Qualitätssicherung der UPB.

Zur Erstellung der Probenahmepläne wird vor der Aufnahme der Routineprobenahme jeweils ein Screening (Voruntersuchung) durchgeführt, in dem durch eine vergleichsweise hohe Stichprobenzahl und anschließende biometrische und analytische Einzelcharakterisierung Informationen erhoben werden zur

- Beschreibung der räumlichen Verteilung und Variabilität von Umweltchemikalien und ggf. Nährstoffen innerhalb der Probenahmegebiete,
- Beschreibung der zu beprobenden Grundgesamtheit (i.d.R. Populationen) hinsichtlich ihrer natürlichen Ausprägung (u.a. Alterszusammensetzung, Raum-Zeit-Verhalten, Populationsgenetik) und Verteilung der individuellen Schadstoffkonzentrationen,
- Festlegung der für eine repräsentative Zufallsstichprobe erforderlichen Mindeststichprobenzahl,
- exakten Abgrenzung der Probenahmefläche(n).

Aufbauend auf diesen Screenings und den Festlegungen in den Probenahmerichtlinien werden in den gebietsbezogenen Probenahmeplänen die Probenahmestrategien und alle Rahmenbedingungen festgehalten, die in jedem Gebiet die erforderlichen flächenrepräsentativen Zufallsstichproben langfristig ermöglichen (u.a. LEWIS et al. 1989; PAULUS et al. 1992,

1993, 1994, 1997; KLEIN et al. 1994). Die inhaltliche probenartenspezifische Strukturierung der Probenahmepläne sieht wie folgt aus:

(1) Identifikation: Eindeutige Kennzeichnung der Probenart, d.h. edv-gerechte Verschlüsselung bzw. Identifikationsnummer gemäß dem Identifikationsschlüssel der Umweltprobenbank.

(2) Probenahmezeitraum: Angabe des optimalen Zeitpunktes der Probenahme im speziellen Probenahmegebiet innerhalb des Probenahmezeitraums der entsprechenden Probenahmerichtlinie.

(3) Lage der Probenahmefläche: Genaue geographische Lage der Probenahmefläche mit Rechts- und Hochwert und eindeutige Beschreibung der Probenahmefläche im Klartext.

(4) Auswahlverfahren der Entnahmestellen: Angabe der Grundgesamtheit aller beprobbaren ”Individuen” (Beschreibung des statistischen Verfahrens der Auswahl).

(5) Beschreibung der zu beprobenden Einzelindividuen: Exakte Beschreibung der Einzelindividuen für die entsprechende Probenahme; Numerierungen müssen durch Text und Karte eindeutig beschrieben sein.

(6) Probenmenge: Angabe der Gesamtprobenmenge sowie der pro Entnahmestelle bzw. Einzelindividuum benötigten Probenmenge für die analytische Charakterisierung und biometrische Beschreibung.

(7) Probenahmetechnik (= Sammelmethode/Beprobungsmethode): Beschreibung der technischen Durchführung der Probenahme (z.B. einzusetzendes Material, technische Hilfsmittel).

(8) Mindestpersonenbedarf: Aufgabenverteilung und Personenbedarf bei der Durchführung der Probenahme.

(9) Unterstützung durch spezielle Institutionen bzw. Mitarbeiter: Angaben über spezielle Aufgaben, die aus Effektivitätsgründen von speziellen Institutionen durchzuführen sind.

(10) Genehmigungen/Absprachen: Angabe aller zur Durchführung der Probenahme notwendigen Genehmigungen und Absprachen und Status der Gebietssicherung durch das Umweltbundesamt.

(11) Geräte-Checkliste: Auflistung aller zur Durchführung der Probenahme notwendigen Geräte, Materialien und Arbeitsunterlagen.

(12) Karten: Die Karten beinhalten die Darstellung der Probenahmeflächen und Entnahmestellen in einer Übersichtskarte (i.d.R. 1:25.000 bis 1:10.000).

(13) Probenahmeprotokoll: Zur Dokumentation des zeitlichen Ablaufes der Probenahme, der Teilnehmer, ungewöhnlicher, besonderer Gegebenheiten und Ereignisse während der Probenahme. Sofern Abweichungen von der Richtlinie auftreten, sind diese exakt zu beschreiben.

Eine ausführliche Darstellung zur Entwicklung flächenrepräsentativer Probenahmen für die UPB findet sich in PAULUS et al. (1994). In Anhang 4 der vorliegenden Schrift ist beispielhaft der gebietsbezogene Probenahmeplan für die Regenwurmprobenahme im Bornhöveder Seengebiet wiedergegeben. Eine Zusammenstellung der aktuellen Probenahmepläne findet sich in PAULUS et al. (1997). In einem begleitenden Forschungsvorhaben zur UPB werden derzeit die noch ausstehenden Probenahmepläne für die bisher noch nicht im Routineprogramm befindlichen Probenahmen im Auftrag des Umweltbundesamtes vom Institut für Biogeographie der Universität des Saarlandes erarbeitet.

8.3.2.5 Probenkonservierung, -transport und -lagerung

In der Pilotphase der UPB wurden u.a. Realisierbarkeit und praktibale Methoden einer chemisch veränderungsfreien Probentransportes und einer adäquaten Langzeitlagerung untersucht. Für Umweltprobenbanken ist hier von besonderer Bedeutung, daß zum Beginn der Lagerung noch nicht bekannt ist, für welche analytischen Fragestellungen die Proben in Zukunft herangezogen werden. Nur dadurch kann gewährleistet werden, daß auch leicht flüchtige oder instabile Substanzen so in den Proben bestehen bleiben, wie sie zum Zeitpunkt der Probenahme in der Umwelt vorlagen.
Die bisherigen Erfahrungen zeigen, daß es keine optimale Standardmethode gibt, die für alle Proben und alle Chemikalien gleichermaßen empfohlen werden kann. Eine kryogene Lagerung bei Temperaturen von -80 °C und tiefer stellt aber nach derzeitigem Kenntnisstand die akzeptabelste Methode dar, um Umweltproben für spätere analytische Fragestellungen über zumindest mehrere Jahrzehnte zu stabilisieren. Grundlage hierfür ist die Arrheniusgleichung, nach der bei einer Temperaturabsenkung von 10 °C die Reaktionsgeschwindigkeit um die Hälfte absinkt. (LUEPKE 1979; KAYSER et al. 1982; LEWIS 1985, 1987; LEWIS et al. 1984; BMFT 1988, BACKHAUS & SCHLADOT 1996a,b).
Im Zentrallager der Umweltprobenbank in Jülich werden die Umweltproben in Kryogefäßen in der **Gasphase über flüssigem Stickstoff bei Temperaturen unter -150 °C** gelagert. Flüssigstickstoff wird auch zum Schockgefrieren der Proben im Gelände und während der

Kältekette bis zur Langzeitlagerung eingesetzt. Zur Anfertigung von standardisierten Teilproben, die als 10g-Aliquote langfristig gelagert werden, wurde eine spezielle Mühle entwickelt, die es ermöglicht, die Proben in tiefkaltem Zustand auf Korngrößen unter 200 Micron zu mahlen und zu homogenisieren (vgl. SCHLADOT et al. 1985, 1988; STOEPPLER et al. 1985). Bei keinem der Arbeitsschritte wird die Temperatur von -150 °C überschritten (SCHLADOT et al. 1990).

8.3.2.6 Probencharakterisierung

Auf den Stellenwert einer ausführlichen Probencharakterisierung im Rahmen eines Qualitätssicherungssystems in passiven Biomonitoringprogrammen mit Akkumulationsindikatoren wurde bereits in Kap. 4.4 und 4.5 der vorliegenden Schrift ausführlich eingegangen. Um diesen Anforderungen gerecht werden zu können, insbesondere, um langfristig gelagerte Proben auch retrospektiv noch interpretierbar zu machen, wurde in das Umweltprobenbankprogramm ein umfassendes System der Probencharaterisierung und -dokumentation eingebunden. Sichtbarer Ausdruck dafür sind die Richtlinien über die Analyse von Metallen, halogenierten Kohlenwasserstoffen und polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, (-) die standardisierten und edv-gerechten Datenblätter zur Beschreibung der Entnahmestelle, der Witterung bei der Probenahme und der Proben selbst als Bestandteil jeder Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung sowie (-) die Probenahmeprotokolle der gebietsbezogenen Probenahmepläne (vgl. Anhang 4).

Probencharakterisierung wird in der Umweltprobenbank des Bundes sehr umfassend verstanden. Sie bedeutet erstens, daß jeder Arbeitsschritt von der Probenahme bis zur Lagerung genau **dokumentiert** wird.
Zweitens werden die Proben detailliert biometrisch beschrieben. Dies geschieht durch umfassende Erhebungen bei der Probenahme und im Laboratorium anhand der oben bereits erwähnten Datenblätter (vgl. Abb. 8.-7). Die **biometrische Probencharakterisierung** dient in der UPB zur Überprüfung der Probenqualität nach den vorgegebenen Standards, zur korrekten Interpretation der Analysenergebnisse und ggf. zur zusätzlichen Nutzung der beprobten Akkumulationsindikatoren zur Anzeige von Schadstoffwirkungen (Effekt-Monitoring). Zusätzlich werden an je sechs Aliquoten von jedem angefertigten Homogenat chemische Analysen nach den oben erwähnten Richtlinien vorgenommen Die untersuchten Stoffe sind Repräsentanten solcher Stoffe oder Stoffgruppen, die entweder den physiologischen Grundzustand oder toxische oder cancerogene Bedingungen beschreiben. Entsprechend dem

wissenschaftlichen Fortschritt können zukünftig weitere Stoffe in die Untersuchungen aufgenommen werden, wenn der Verdacht besteht, daß diese ökotoxikologische oder humantoxische oder cancerogene Eigenschaften besitzen oder fördern (BMU 1993). Die **analytische Probencharakterisierung** verfolgt das Ziel,

- die Stoffgehalte zum Zeitpunkt der Einlagerung zu dokumentieren, was bei späteren Analysen an anderen Teilproben desselben Homogenates sowohl zur Überprüfung der Analysenmethoden als auch der veränderungsfreien Lagerung notwendig ist,
- die Trendentwicklung als problematisch bekannter Schadstoffe in den Proben aufzuzeigen, um die Frühwarn- und Kontrollfunktion der Umweltprobenbank wahrzunehmen und
- die Qualität der eingelagerten Proben zu überprüfen, wie zum Beispiel die Homogenität des Homogenates oder die Kontaminationsfreiheit der Probenbehandlung.

Des weiteren werden in regelmäßigen Abständen zusätzlich gesammelte Einzelproben (Screenings) auf eine breite Stoffpalette analysiert, um die Schwankungsbreite und statistische Verteilung der Stoffkonzentrationen innerhalb der Zielpopulation zu kennen, die in den Homogenaten nicht mehr zu ermitteln sind.

Schließlich beinhaltet die Probencharakterisierung der UPB auch die **Beschreibung, Dokumentation und Auswertung von Umfelddaten**, die für die Interpretation chemischer Analysen oft von vergleichbarer Bedeutung ist wie die Probenbeschreibung. Aus diesem Grund werden die über jedes Probenahmegebiet vorhandenen und neu hinzukommenden Informationen bezüglich natürlicher und anthropogener Umweltbedingungen gesammelt, gefiltert, ausgewertet und in das Informationssystem der UPB überführt, um diese externen Daten mit den internen verknüpfen zu können (vgl. Kap. 8.3.2.7).

UMWELTPROBENBANK DES BUNDES

Probendatenblatt 3: Probenbeschreibung – Brassen *(Abramis brama)*

Identifikation:

__ __ __ __ / **X** / __ __ __ __ / __ __ __ __ __ / __

Entnahmestelle: __ __ __

lfd. Nr. der Probe	__ __	__ __	__ __	__ __	__ __
Gewicht des Fisches [g]	__ __ __ __	__ __ __ __	__ __ __ __	__ __ __ __	__ __ __ __
Gesamtlänge [cm] (*)	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __
Totallänge [cm] (**)	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __
Alter [a]	__ __	__ __	__ __	__ __	__ __
Gewicht der Organe					
linke Muskulatur [g]	__ __ __ , __	__ __ __ , __	__ __ __ , __	__ __ __ , __	__ __ __ , __
rechte Muskulatur [g]	__ __ __ , __	__ __ __ , __	__ __ __ , __	__ __ __ , __	__ __ __ , __
Leber [g]	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __
Niere [g]	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __
Milz [g]	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __	__ __ , __
restl. Innereien [g]	__ __ __ ,__	__ __ __ ,__	__ __ __ ,__	__ __ __ ,__	__ __ __ ,__

Abb. 8.-7: Auszug aus dem Probendatenblatt der Umweltprobenbank des Bundes zur Erfassung biometrischer Kenngrößen bei Brassen (nach KLEIN & PAULUS 1996).

8.3.2.7 Informationssystem

Der schnelle und umfassende Zugriff auf Proben und Daten der UPB wird durch ein eigenständiges Informationssystem gewährleistet, um die anfallenden numerischen und geometrischen Daten, Texte und Literaturdaten zu verwalten, aufzuarbeiten, auszuwerten und darzustellen sowie mit externen Daten über geeignete Schnittstellen zu verknüpfen (vgl.

PAULUS & KLEIN 1994). Die Grobstruktur des Informationssystems wird gebildet aus einer relationalen Datenbank und einem geographischen Teil mit einer gemeinsamen Benutzeroberfläche (NOUHYUS & MISCHKE 1992). Abb. 8.-8 verdeutlicht die unterschiedlichen Ebenen und die Verknüpfungen zwischen den Ebenen, die hierbei abgebildet werden. Es wird dadurch sehr komplex, sowohl was die relationale Datenbank betrifft, als auch in bezug auf die Verbindungen zwischen Datenbank und geographischem Teil. Letzteres ist durch die Tatsache bedingt, daß die meisten Daten einen direkten oder indirekten Raumbezug haben.

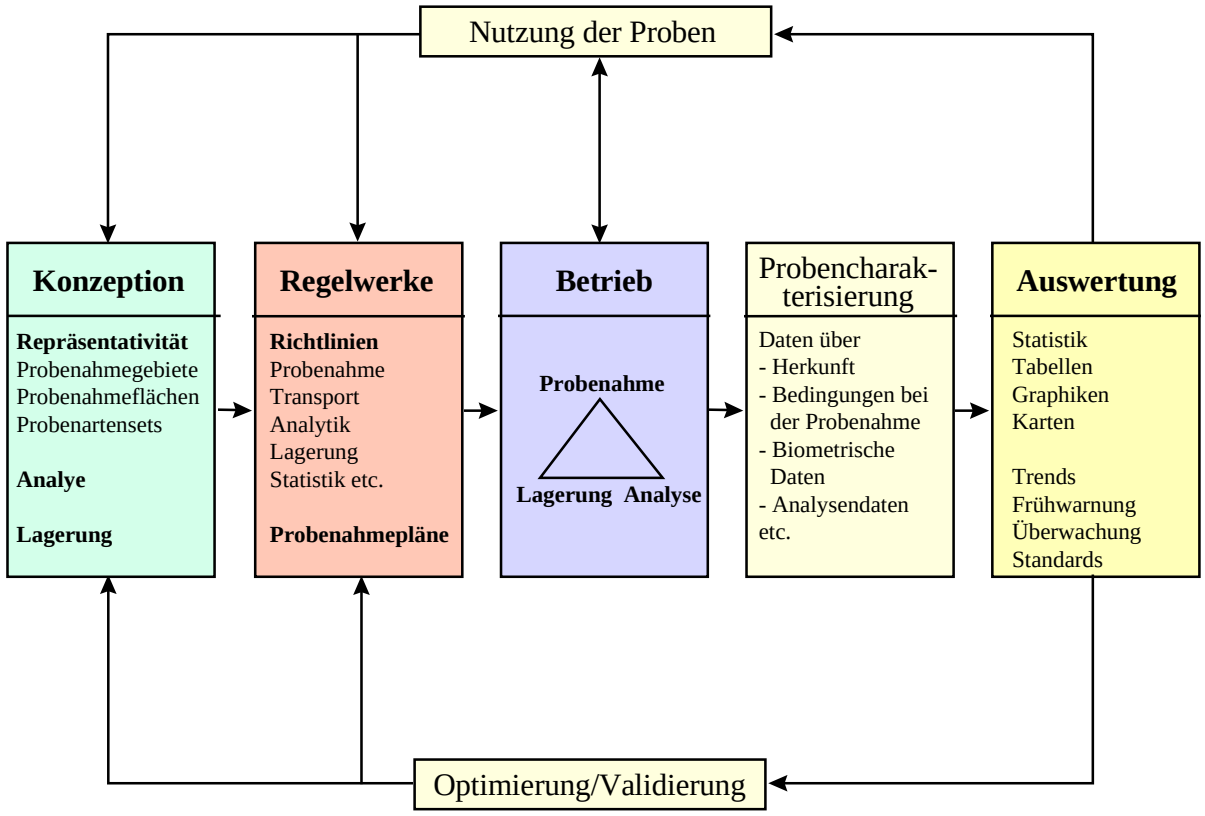


Abb. 8-.8: Aufgaben des Informationssystems der Umweltprobenbank des Bundes (aus PAULUS & KLEIN 1994, verändert).

Ein wesentlicher Bestandteil wird durch ein Gebiets-Informationsystem repräsentiert, das sich aus den Modulen (-) Geographisches Informationssystem (GIS) mit der Erstellung und/oder Aufbereitung relevanter Karten zu den Probenahmegebieten, Gebietsausschnitten und Probenahmeflächen mit der Option der Kartenverschneidung sowie (-) einer Datenbank mit allen gebietsspezifischen und umweltprobenbankrelevanten externen Informationen und

Publikationen zusammensetzt. Gemeinsam mit den internen biometrischen und analytischen Daten sowie den Probenahmeprotokollen ist damit die Möglichkeit einer umfassenden Datendokumentation und -interpretation gegeben.
Das Informationssystem, das sich seit einigen Jahren unter der Leitung des Umweltbundesamtes in sukzessivem Aufbau befindet, wird in kürze vollständig implementiert sein und für eine umfassende Anwendung zur Verfügung stehen.

8.4 Fazit

Wie die vorausgehenden Ausführungen zeigen, gibt es in der Bundesrepublik Deutschland lediglich zwei Umweltüberwachungsprogramme, die Akkumulationsindikatoren im Rahmen eines passiven Monitoring auf nationaler Ebene einsetzen und damit als Grundlage für ein nationales Referenzsystem zur Bewertung von Schadstoffrückständen in Frage kommen.

Das **Moos-Monitoring** dient im wesentlichen zur Ermittlung der Belastung durch atmosphärische Deposition von Schwermetallen. Nach SIEWERS & HERPIN (1998) stellen die erarbeiteten Daten eine Grundlage für weitere Untersuchungen zum Immissionsschutz in den Ländern dar. Das Moos-Monitoring zeigt regionale Unterschiede in der Immissionssituation in Deutschland und ermöglicht, Langzeit-Effekte und deren Entwicklung mit geringem finanziellen Aufwand zu erkennen. Hierbei sind Moose aufgrund ihre physiologischen Eigenheiten zur Überwachung von Schwermetalleinträgen besser geeignet als andere Organismen. Es wird aber auch darauf hingewiesen, daß Moosanalysen nur die relativen flächenhaften und zeitlichen Änderungen der Immissionssituation beschreiben. Sie ersparen aber auf jeden Fall langjährige und kostenintensive apparative Messungen. Durch die Ermittlung von „Normalwerten mit Normalbereichen“, von Schwellenwerten für „auffällig erhöhten Immissionseinfluß“ sowie von Schwellenwerten für „deutlich erhöhten Immissionseinfluß“ sind statistische Werte vorhanden, die im Sinne eines Referenzsystemes zur Einzelbewertung von Schwermetallgehalten in den eingesetzten Moosarten im nationalen Vergleich genutzt werden können (vgl. ERHARDT et al. 1996, KREIMES 1996, s.a. Kap. 7.2.6.6).
Probleme bestehen aber z.T. noch durch die unzureichende Vergleichbarkeit von Analysen an verschiedenen Moosarten, durch Verdünnungseffekte aufgrund klimatisch bedingter unterschiedlicher Biomassenzuwächse, durch den die Schwermetallgehalte beträchtlich modifizierenden Einfluß unterschiedlicher Niederschlagsformen und -mengen sowie durch geogene und anthropogene Einflußmöglichkeiten. Hinzu kommen Schwierigkeiten hin-

sichtlich der geforderten Umrechnung der Moosgehalte auf die absolute Höhe der Schwermetalldeposition auf die Fläche. Hierzu werden von den Autoren auch künftig flächenbezogene Probenentnahmen und Untersuchungen zur Aufnahmekapazität (Effizienzfaktor) der verwendeten Moosarten gefordert.
Bezüglich der in Kap. 5 genannten Indikationsebenen von Akkumulationsindikatoren muß auch darauf hingewiesen werden, daß mit dem Moos-Monitoring streng genommen unter Beachtung der o.g. moosspezifischen Unsicherheitsfaktoren nur eine Teilqualität der Umwelt, nämlich Luftqualität, abgeleitet werden kann (SIEWERS & HERPIN 1998). Da die Moose im Prinzip lediglich ein Fangsubstrat zur Erfassung atmosphärischer Deposition von Schwermetallen darstellen, können hieraus Informationen über ökotoxikologische Prozesse und Wirkungen, wie beispielsweise Schadstofftransfers oder Biomagnifikationspotentiale, nicht abgeleitet werden. So betonen auch HERPIN et al. (1994), daß anhand der Moosdaten allein eine Bewertung von Risiken und toxischen Wirkungen für Boden, Tiere und Menschen nicht ohne ergänzende Untersuchungen möglich ist. Hinzu kommt, daß eine Vielzahl ökotoxikologisch relevanter Substanzen zu den organischen Schadstoffverbindungen zählen, deren Überwachung durch Moose nicht in ausreichendem Maße gegeben ist (vgl. u.a. MERSCH & CLAVERI 1995, STÖCKER 1995).

Im Unterschied zum Moos-Monitoring und den meisten Ländermeßprogrammen, die ebenfalls in erster Linie zur Darstellung der über die Atmosphäre eingetragenen Verschmutzungskomponenten dienen, ist die **Umweltprobenbank des Bundes** (UPB) auf eine integrierende Überwachung aller Ökosystemkompartimente ausgerichtet. Durch die geschilderte Auswahl von Probenartensets, bei denen alle Haupttrophieebenen berücksichtigt werden, ist die Möglichkeit zur umfassenden Überwachung eines breiten Schadstoffspektrums auf ökosystemarer Ebene gegeben. Die Vorzüge der UPB bezüglich der Fragestellung der vorliegenden Schrift bestehen zudem darin, daß

- sie auf der Grundlage eines ökologischen Rahmenkonzeptes aufgebaut wurde,
- sie eine Daueraufgabe des Bundes als Instrument der Ökologischen Umweltbeobachtung darstellt, wodurch eine langfristige Kontinuität vorhanden ist,
- eine bundesweite Erfassung der großräumigen Belastungssituation in ein- bis zweijährigem Rhythmus durchgeführt und eine breite Palette an biometrischen und analytischen Daten erhoben wird, wodurch eine regelmäßige umfassende Darstellung der aktuellen Umweltsituation in der Bundesrepublik Deutschland repräsentativ gegeben ist,
- durch die bestehenden SOP's und gebietsbezogenen Probenahmepläne ein hohes Maß an Qualitätssicherung bei allen Arbeitsschritten von der Probenahmeplanung über den

Probentransport, die biometrische und analytische Charakterisierung bis zur Datendokumentation gewährleistet ist,

- neben den vorhandenen Daten chemisch weitgehend veränderungsfrei gelagerte Proben zur Verfügung stehen, die als Referenzproben eingesetzt werden können,
- durch die biometrische Probenbeschreibung umfassende Daten zum Erkennen von Schadstoffeffekten und zur Überprüfung der Probenvergleichbarkeit vorliegen,
- durch das Gebietsinformationssystem umfassende Daten zur Interpretation von Schadstoffrückständen zur Verfügung stehen.

Damit kann die Umweltprobenbank wie kein anderes Umweltüberwachungsprogramm in der Bundesrepublik Deutschland als Referenzsystem fungieren. Die hier generierten Daten bzw. Proben können als Referenzkonzentrationen bzw. -proben dienen, und wichtige Bewertungsmaßstäbe für die Interpretation von Schadstoffkonzentrationen in anderen Monitoringstudien darstellen (vgl. WAGNER et al. 1997).

9 Empfehlungen zum Aufbau eines nationalen Referenzsystems

Aufgrund der in Kap. 8.4 geschilderten Eigenschaften kann die Umweltprobenbank des Bundes als Grundlage zum Aufbau eines nationalen Referenzsystemes und damit als Bewertungsgrundlage für das rückstandsorientierte Biomonitoring in der Bundesrepublik Deutschland fungieren. Es besteht die Möglichkeit, in vergleichbarer Intension zum Human-Monitoring Referenzwerte zu erarbeiten und regelmäßig zu aktualisieren, die eine bundesweite Darstellung der allgemeinen Belastungssituation erlauben und als Maßstab zur Einstufung von Ergebnissen anderer Monitoringstudien genutzt werden können. **Hierzu gibt es nach Überzeugung des Autors zur umfassenden Bewertung von Daten aus dem rückstandsorientierten Biomonitoring auf absehbare Zeit keine Alternative**.
Die Voraussetzungen zur kontinuierlichen Erhebung der erforderlichen Daten sind innerhalb des Umweltprobenbankprogrammes durch die Probenahmen in ein- bis zweijährigem Rhythmus und durch die biometrische sowie analytische Probencharakterisierung bereits gegeben. Zur Optimierung der Datenbasis sind lediglich einige Modifizierungen des Gesamtprogrammes sowie der geplante konsequente Ausbau bis zum Vollbetrieb im Jahre 2001 notwendig. Zum Aufbau des Referenzsystemes und zu den für die Optimierung erforderlichen Maßnahmen werden nachfolgend grundlegende Empfehlungen gegeben.

⇒ Die **Konzeption und der Aufbau des Referenzsystems** kann sich auf die bereits jetzt bestehende Datenbasis stützen. Sie umfaßt ohne die Humanproben z.Zt. etwa 120.000 Einzeldaten aus der analytischen sowie ca. 10.000 Datensätze mit 100.000 Einzeldaten aus der biometrischen Charakterisierung terrestrischer und limnischer Proben. Nach Fertigstellung des Informationssystems der UPB (IS UPB) können diese Daten verknüpft und umfassend ausgewertet werden. Für die Konzeption des Referenzsystems müssen allerdings spezielle Strategien entwickelt und geeignete statistische Verfahren identifiziert werden. Eine mit dem Human-Monitoring identische Vorgehensweise ist aus ökologischer und statistischer Sicht hierbei nicht angebracht (vgl. u.a. SOLBERG 1983; KRAUSE et al. 1996; LEWALTER & NEUMANN 1996). Die Ursachen hierfür sind im wesentlichen darin begründet, daß

  – die Probenahmen in der UPB in repräsentativen Schwerpunkträumen erfolgt, wodurch bereits eine ökologisch begründete Klassifizierung vorgegeben ist und das für

die Erstellung von Referenzsystemen erforderliche Pinzip der Zufallstichprobe lediglich innerhalb dieser Räume Gültigkeit hat, und

- daß die Mehrzahl der vorliegenden analytischen Daten aus der Untersuchung von Probenhomogenaten resultiert. Daten von Analysen an Einzelproben liegen allerdings aus Screening-Untersuchungen vor (vgl. Kap. 8.3.2.4).

Für die Erarbeitung eines Referenzsystems scheint daher eine Differenzierung nach ökosystemspezifischen bzw. raumspezifischen Belastungsspektren für die einzelnen Probenarten(sets) sinnvoll. Dabei kommen den Kriterien der Nachweishäufigkeit (vgl. KERNDORFF et al. 1993) und der Kontaminationshöhe sowie den jeweiligen Gesamtbelastungsspektren besondere Bedeutung zu. Hierfür müssen in interdisziplinärer Zusammenarbeit Strategien entwickelt und umgesetzt werden. Als Arbeitsgrundlage bietet sich die Einrichtung eines speziellen FE-Vorhabens an, wie es beispielsweise im Umweltforschungsplan 1998 unter dem Förderkennzeichen 298 91 778 “Erarbeitung eines Bewertungskonzeptes für die Umweltprobenbank für die Verwendung als Baustein zur Umweltbeobachtung” ausgeschrieben wurde (BMU 1998).

⇒ **Probenartensets:** Wie bereits in Kap. 8.3.2.2 beschrieben, spielte bei der Auswahl geeigneter Probenarten für die UPB das Kriterium der anzustrebenden Probenmindestmenge von 5 kg je Probenhomogenat, das nach der fortgeschriebenen Konzeption auf 2,5 kg reduziert wurde, als limitierender Faktor eine besondere Rolle. Aufgrund der nicht ausreichenden Verfügbarkeit konnten insbesondere Vetreter höherer trophischer Stufen kaum repräsentiert werden. In Ökosystemen, in denen die Destruktion langsam abläuft und große Abfallfresser, wie z.B. Regenwürmer, fehlen oder selten sind, konnte zudem das Kompartiment der Destruenten nicht durch eine für die UPB geeignete Probenart berücksichtigt werden (u.a. NP Bayerischer Wald, NP Hochharz). **Demzufolge sind die angestrebten Probenartensets in mehreren Probenahmegebieten aus ökologischer Sicht unvollständig.**

Um die Datenbasis für den Aufbau eines Referenzsystems zu optimieren und eine umfassendere Darstellung des Zustandes der Umweltsituation in der Bundesrepublik Deutschland zu ermöglichen, sollten aber zumindest in die analytische und biometrische Probencharakterisierung auch Vertreter dieser Trophieebenen einbezogen werden, auch wenn eine ausreichende Probenmenge für eine langfristige Lagerung in der UPB nach der jetzigen Konzeption nicht gewährleistet werden kann. Dies kann im Rahmen der Screening-Untersuchungen erfolgen, deren Funktion bereits in Kap. 8.3.2.4 beschrieben wurde. Diese Einzelprobenuntersuchungen werden derzeit vor der Aufnahme der Routineprobenahme u.a. zur Kennzeichnung der räumlichen Verteilung und Variabilität von Umweltchemikalien und ggf. Nährstoffen innerhalb der einzelnen

Probenahmeflächen durchgeführt; eine Wiederholung in regelmäßigen Abständen von 5-10 Jahren wird angestrebt, um veränderte Schadstoffsituationen ausreichend überwachen zu können.

Zur Kennzeichnung des Kontaminationsniveaus höherer trophischer Stufen können beispielsweise die **Eier (Resteier) von Greifvögeln** (u.a*. Accipiter gentilis, Strix aluco, Haliaaetus albicilla, Falco peregrinus*), die für im Vergleich zur Routineprobenahme reduzierte Probenahmerhythmen und geringere Probenmengen sicherlich zur Verfügung stehen, im Rahmen dieser Screenings genutzt werden. Standards zur Gewährleistung einer repräsentativen und reproduzierbaren Probenahme liegen bereits in ausreichender Form vor (vgl. Kap. 4.6, s.a. HAHN & HAHN 1995).

Unter dieser Maßgabe können auch geeignete Destruenten für die Probenahmegebiete ausgewählt werden, in denen die Zersetzerkette bisher unberücksichtigt ist. Die Regenwurmarten ***Lumbricus terrestris*** und ***Aporrectodea longa*** sollten hierbei aufgrund ihrer bisherigen Verwendung in der UPB, aufgrund bestehender Probenahmerichtlinien und aufgrund ihrer Indikationseigenschaften prioritär betrachtet werden.

Im limnischen Bereich erfolgen die Probenahmen der UPB im Routinebetrieb bisher an den Probenarten Brassen (*Abramis brama*) sowie Dreikantmuschel *(Dreissena polymorpha*). Hier wird die Einbeziehung eines **Primärproduzenten** zur Vervollständigung des Probenartensets dringend empfohlen. Da das natürliche Vorkommen einer geeigneten Pflanzenart an den Probenahmeflächen der UPB nicht in ausreichendem Maße gegeben ist, bietet sich, wie bereits bei der Dreikantmuschel praktiziert, ein aktives Biomonitoringverfahren an. Ausgereifte Verfahren stehen insbesondere für verschiedene Moosarten, wie beispielsweise *Fontinalis antipyretica* (u.a. MOUVET 1984; MERSCH & KASS 1994; MERSCH & CLAVERI 1995), zur Verfügung.

⇒ **Probenahmegebiete:** Vorausetzung für ein Referenzsystem, das eine bundesweite Darstellung der allgemeinen Belastungssituation ermöglichen soll, ist eine Datengrundlage, die den Anforderungen an nationale Repräsentativität gerecht werden kann. Diese wurde für die Auswahl der Probenahmegebiete der Umweltprobenbank definiert als “Querschnitt der Hauptökosysteme bzw. Hauptökosystemkomplexe der Bundesrepublik, die in ihrer Gesamtheit durch räumliche Verteilung und gegenseitige Ergänzung funktioneller Systemstrukturen eine möglichst hohe Aussagefähigkeit bezüglich des Zustandes und der Entwicklung der Umwelt in der Bundesrepublik besitzen”.

Hierauf aufbauend wurden als Ergebnis spezieller FE-Vorhaben für die alten Bundesländer sowie deutsch-deutscher Expertentreffen für die neuen Bundesländer Empfehlungen für ein Netz repräsentativer Probenahmegebiete für die Umweltprobenbank gegeben. Auf dieser Grundlage erfolgte die Festlegung der in Kap. 8.3.2.1 vor-

gestellten Probenahmegebiete durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Da die empfohlenen Gebiete “Westlicher Bodensee” sowie “Mecklenburger Seengebiet” hierbei aus pragmatischen Gründen nicht berücksichtigt wurden, sind Seenökosysteme derzeit in der Umweltprobenbank lediglich durch den Belauer See innerhalb des Probenahmegebiets “Bornhöveder Seengebiet” berücksichtigt, das allerdings als Vertreter von agrarischen Ökosystemen ausgewählt wurde. **Eine repräsentative Darstellung der allgemeinen Belastungssituation bundesdeutscher Süßwasserökosysteme ist damit für ein nationales Referenzsystem nicht gewährleistet**.

Es wird daher zur Optimierung der Datengrundlage empfohlen, den “Westlichen Bodensee” sowie das “Mecklenburger Seengebiet” zumindest im Rahmen der o.g. Screening-Untersuchungen zu berücksichtigen und hier Probenahmen sowie analytische und biometrische Probencharakterisierungen an den limnischen Probenarten der UPB durchzuführen. Insbesondere ausgewählte Seen des Mecklenburger Seengebietes können hierbei als Referenzgebiet zur Darstellung von Hintergrundbelastungen fungieren (vgl. EMONS et al. 1996; MARTH et al. 1997). Da in beiden Gebieten bereits während der Pilot- und Aufbauphase der UPB bzw. im Rahmen eines begleitenden FE-Vorhabens entsprechende Untersuchungen durchgeführt wurden, ist der erforderliche Kenntnisstand zur direkten Einbeziehung beider Gebiete in ein nationales Referenzsystem gegeben.

10 Diskussion

10.1 Leistungsvermögen des rückstandsorientierten Biomonitoring

Lange Zeit wurden die Indikationseigenschaften von Schadstoff-Rückständen und die sich hieraus ableitenden Aufgaben des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren i.e.L. darin gesehen, Aussagen über die Ab- und Zunahme eines Schadstoffes in der Raum- und Zeitachse machen zu können. Hieraus entwickelten sich sogenannte Trendkataster, in denen die eingesetzten Arten als Fangsubstrate dienen und einen über die Zeit und Fläche integrierbaren Schadstoffanteil akkumulieren. Mit zunehmendem Einsatz von Bioindikationsverfahren sind dann die Anforderungen in bezug auf eine Bewertung der Ergebnisse gewachsen. Akkumulationsindikatoren sollen nicht mehr ausschließlich zur Darstellung von Schadstoffrückständen sondern im verstärkten Maße zum Erkennen von Wirkungen eingesetzt werden. Während zur Bewertung der Ergebnisse von chemisch-physikalischen Messungen im Rahmen der Umweltüberwachung eine umfangreiche Richt- und Grenzwertsammlung für die Medien Wasser, Boden und Luft zur Verfügung stehen, fehlen vergleichbare Angaben für die belebte Umwelt aber fast völlig. Die **Komplexität** biologischer Systeme und die auf sie wirkenden abiotischen und biotischen Faktoren sowie die unterschiedliche Wirkungsweise von Schadstoffgemischen (vgl. Kap. 2) erschweren die Ableitung von quantitativen Bewertungen der Ergebnisse aus Bioindikationsverfahren erheblich (SIEWERS & HERPIN 1998).

Andererseits besteht das besondere Leistungsvermögen der Bioindikation mit Akkumulationsindikatoren in der Umweltüberwachung aber gerade darin, daß die in Geweben von Biota gespeicherten Schadstoffe das Ergebnis aller die Bioakkumulation beeinflussenden Faktoren (vgl. Tab. 3.-2, S. 40) darstellen und damit die Relevanz von bioakkumulierbaren Schadstoffen in der Umwelt für lebende Organismen anzeigen. Hierbei sind neben den Produktionsmengen und den Produktionsverlusten sowie den physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen selbst sowohl abiotische (u.a. Temperatur, pH, Licht, Sauerstoffgehalt) wie auch biotische (u.a. physiologischer Zustand, Nahrungszusammensetzung) Randbedingungen von Bedeutung. Vergleichen wir diesen Informationsgehalt von Akkumulationsindikatoren nicht nur mit den Ergebnissen physikalisch-chemischer Meßverfahren in der Umweltbeobachtung sondern auch mit den Methoden, die durch Charakterisierung

physikalisch-chemischer Eigenschaften oder durch Auswertung von Labortoxizitätstests das Risikopotential von chemischen Substanzen abzuschätzen versuchen, werden die spezifischen Indikationsleistungen des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren in der Umweltbeobachtung als **aggregiertes Ergebnis am Rezeptor** besonders deutlich. Diese werden durch den zeitlich integrierenden und bei mobilen Tieren zusätzlich durch den räumlich integrierenden Informationscharakter ergänzt. Damit stellt das Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren ein unverzichtbares Werkzeug der ökologischen Umweltbeobachtung dar. Der komplexe Informationsgehalt von Akkumulationsindikatoren sollte hierbei nicht als Hemmnis in einer wirkungsorientierten Schadstoffbewertung gesehen werden sondern als Chance für eine integrierende Umweltüberwachung und letztendlich für einen umfassenden Umwelt- und Gesundheitsschutz.

Dabei darf der Einsatz von Akkumultionsindikatoren allerdings keinen reinen Selbstzweck verfolgen, sondern muß Indikationscharakter für Umweltkompartimente über die Organisationsebene des Organs/Gewebes und die darin enthaltenen Schadstoffgehalte hinaus besitzen. Hierbei ist es wesentlich, zwischen den einzelnen **Bewertungsebenen** zu differenzieren, für welche die untersuchten Biota und die in ihnen gemessenen Schadstoffrückstände als Indikator genutzt werden können. Eine derartige Differenzierung wird in der derzeitigen Praxis der Bioindikation allerdings nur völlig unzureichend vorgenommen, was eine Bewertung der erhobenen Daten zusätzlich erschwert. Die Auswahl und der Einsatz geeigneter Bioindikationsverfahren muß sich sehr viel stärker als bisher an der Frage orientieren, wofür die erhobenen Daten genutzt werden sollen. So wird auch von ELLENBERG (1982) betont, daß eine klare und differenzierte Definition des Arbeitszieles wesentlich für den Erfolg der Indikation selbst ist. “Umweltgüte” beispielsweise ist ein sehr diffuses Ziel, das sich aus einer Vielzahl von Einzelwertungen zusammensetzt, die zudem nicht rein wissenschaftlich begründet werden können sondern das Ergebnis einer wissenschaftlichen und (gesellschafts)politischen Entscheidungsfindung darstellen (s.u.).
In der vorliegenden Schrift wird daher empfohlen, im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren zwischen folgenden Indikationsebenen zu unterscheiden (vgl. Tab. 5.-1, S. 91):

- Individuelle Indikationsebene:
  - Was bedeutet eine festgestellte Gewebekonzentration für den betrachteten Organismus?
- Ökosystemare Indikationsebene:
  - Was bedeutet eine festgestellte Gewebekonzentration für die Population, die Biozönose, das Ökosystem des betrachteten Organismus?

  - Was bedeutet eine festgestellte Gewebekonzentration für das Ökosystem des betrachteten Organismus als Lebensraum des Menschen?

- Humanphysiologische Indikationsebene:
  - Was bedeutet eine festgestellte Gewebekonzentration in einem Akkumulationsindikator als physiologischem Stellvertreter für den Menschen?

- Humantoxikologische Indikationsebene:
  - Welche toxikologische Relevanz besitzen in Akkumulationsindikatoren festgestellte Schadstoffgehalte für den Menschen als Konsumenten?

Die Bedeutung einer derartigen Differenzierung unterschiedlicher Indikationsebenen als Voraussetzung für eine wirkungsorientierte Bewertung kann an folgendem Beispiel von NAGEL (1988a,b) besonders veranschaulicht werden (vgl. Kap. 6):
Angenommen, daß die Populationsdichte von Wasserflöhen in einem Tümpel durch ein Insektizid signifikant um 20 % reduziert wird. Es stellt sich die Frage, ob diese Veränderung schädlich ist. Versteht man Schaden als Beeinträchtigung der Gesundheit, dann ist es erforderlich, die Gesundheit von biologischen Systemen zu definieren. Definiert man Gesundheit als "annähernde Übereinstimmung bestimmter Eigenschaften lebender Systeme mit vorgegebenen Sollwerten" (VDBiol. 1983; European Communities Biologists Association = ECBA), ist die Gesundheit des Tümpels, in dem die Daphnien leben, nicht beeinträchtigt, denn im nächsten Jahr wird sich der Sollwert "Daphnienpopulation" wieder vollständig eingestellt haben. Und dies, obwohl einige Tausend Tiere zweifelsfrei in ihrer Gesundheit massiv beeinträchtigt wurden. Dies unterstreicht, daß die Bewertung, ob eine Veränderung schädlich ist oder nicht, je nach der Bezugsebene sehr unterschiedliche Ergebnisse erzielen kann. Die Wahl der Bezugsebene wiederum erfolgt nach subjektiven Kriterien.

Übertragen wir dieses Beispiel auf die genannten Indikationsebenen, so zeigt sich, welche Bewertungsschwierigkeiten selbst bei Existenz wissenschaftlich ableitbarer und quantifizierbarer Wirkungszusammenhänge immer noch bestünden, da die Einschätzung der Schädlichkeit bei Bezug auf die individuelle und die ökosystemare Indikationsebene zu völlig unterschiedlichen Resultaten führen würde. In einem weiteren Schritt ist es daher erforderlich, Vorgaben für die Wahl der geforderten Bezugsebenen zu entwickeln, die in Form von konkreten **Umweltqualitätszielen** fixiert werden müssen. Umweltqualitätsziele charakterisieren einen angestrebten Zustand der Umwelt, den es zu erreichen gilt. Sie enthalten sowohl naturwissenschaftliche als auch gesellschaftlich-ethische Elemente und werden entweder für das Schutzobjekt oder medienbezogen für Mensch und Umwelt festgelegt.
Eine Betrachtung der rechtlichen Festlegungen bezüglich der Definition von Umweltqualitätszielen, auf welche der Einsatz von Akkumulationsindikatoren im Biomonitoring in der

Bundesrepublik Deutschland projiziert werden kann, zeigt, daß hier im wesentlichen das Bundes-Immissionsschutzgesetz von Relevanz ist, das den gesetzlichen Rahmen für den Einsatz von Bioindikatoren auf Länderebene regelt. "Zweck dieses Gesetzes ist es, **Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser, die Atmosphäre sowie Kultur- und Sachgüter** vor schädlichen Umwelteinwirkungen und, soweit es sich um genehmigungsbedürftige Anlagen handelt, auch vor Gefahren, erheblichen Nachteilen und erheblichen Belästigungen, die auf andere Weise herbeigeführt werden, zu schützen und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen" (BImSchG § 1).
Angesichts des genannten Beispieles ist es offensichtlich, daß hieraus keine direkten Entscheidungshilfen für die Wahl einer relevanten Bezugsebene und als Maßstab für den Eintritt einer schädlichen Wirkung eingesetzt werden können. Die Formulierung konkreter Umweltqualitätsziele würde wesentlich dazu beitragen, das Leistungsvermögen des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren zu steigern und seine Effektivität als Instrument der ökologischen Umweltbeobachtung zu erhöhen. Hierbei sind die Naturwissenschaften gefordert, in verstärktem Maße wirkungsorientierte Kriterien zu erarbeiten (vgl. Kap. 10.5). Diese sind notwendig, um **Umweltqualitätsstandards** (z.B. Grenzwerte) zu definieren, die in der praktischen Anwendung von Bioindikationsverfahren als gesetzgeberischer Maßstab zur Überprüfung der Einhaltung von Umweltqualitätszielen dienen können.

10.2 Standards zur Gewährleistung einer ausreichenden Probenqualität und Datenvergleichbarkeit im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren

Eine unverzichtbare Voraussetzung für ein aussagefähiges Biomonitoring ist die Einrichtung eines einheitlichen **Qualitässicherungssystems**, das den Anforderungen an Repräsentativität und Reproduzierbarkeit entspricht und der Forderung nach Beweisfähigkeit der Proben und der hieraus gewonnenen Erkenntnisse gerecht werden kann. Was den Bereich der rückstandsanalytischen Quantifizierung von Schadstoffgehalten in Biota betrifft, kann festgestellt werden, daß sich hier über viele Jahre hinweg ein eigenständiges Qualitätssicherungssystem entwickelt hat, das diesen Anforderungen in ausreichendem Maße nachkommt. Akkreditierungen von Analysenverfahren und Zertifizierungen von Analysenlabors wurde eine große Aufmerksamkeit gewidmet, weil man erkannt hat, daß die Zuver-

lässigkeit der Analysenresultate nur über ein gut funktionierendes Qualitätssicherungssystem erreicht werden kann.
Für die chronologisch der Analytik vorgeschaltete Probenahme fehlt es zwar nicht an der Erkenntnis der Notwendigkeit eines adäquaten Qalitätssicherungssystems, dennoch sind aber zumindest im Bereich des passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren vielfach keine einheitlichen Strategien festgelegt und übernommen worden. Hierbei ist von entscheidender Bedeutung, daß die bei der Probenahme auftretenden Fehler zu einer Verfälschung der Ergebnisse weit über die Spanne der analytischen Fehler hinaus führen und auch durch eine noch so aufwendige Spurenanalytik nicht mehr korrigiert werden können. Durch eine konsequente Anwendung einheitlicher Methoden wird die Grundlage für die Vergleichbarkeit des Informationsgehaltes von Gewebekonzentrationen aus unterschiedlichen Monitoringprogrammen geschaffen, die letztendlich die Basis zum Aufbau eines Bewertungssystems im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren bildet (vgl. MARKERT 1991; WAGNER 1994; KLEIN & PAULUS 1995a, PAULUS et al. 1996a,b; WAGNER et al. 1997).
Ein effektives Qualitätssicherungssystem für Probenahmen im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren kann dabei durch folgende Merkmale charakterisiert werden (vgl. Kap. 4.1):

- Bewertungsziel-orientierte Auswahl von Probenarten(sets),
- Anwendung von standardisierten Probenahmerichtlinien, insbesondere zur Reduzierung der Wertestreuung bei großer Variabilität natürlicher Phänomene,
- Probenahme nach dem Prinzip der geschichteten, flächenrepräsentativen Zufallsstichprobe,
- umfassende biometrische Probenbeschreibung,
- Vermeidung jeglicher Fremdkontamination von der Probenahme bis zur Probenlagerung,
- ausreichende Probenkonservierung,
- Protokollierung aller Arbeitsschritte und Abweichungen von den Zielvorgaben.

Ein besonderes Problem bei der Gewinnung repräsentativer und gleichzeitig reproduzierbarer Umweltproben besteht im passiven Biomonitoring in der hohen Variationsbreite der natürlichen und anthropogen bedingten Phänomene, die bei jeder Probenart auch innerhalb einer einzigen Population zu einer sehr hohen “Wertestreuung” der analytisch erhobenen Daten führen kann. Anthropogene Phänomene sind hierbei in den häufig sehr heterogenen Flächennutzungsstrukturen und dem oft diffusen und unkontrollierbaren direkten Stoffeintrag in die zu bewertenden Räume zu sehen. Die natürlichen Phänomene, die hier eine Rolle spielen, beginnen bei den einzelnen Individuen einer Art und setzen sich über populationsspezifische Verhaltensweisen bis hin zu komplexen Ökosystemzusammenhängen fort, wobei auf allen Organisationsebenen sowohl biotische wie abiotische Faktoren

beteiligt sein können. Die Erarbeitung angepaßter Probenahmestrategien erfordert daher aufwendige Untersuchungen, um diesen, insbesondere die Reproduzierbarkeit von Monitoringstudien erheblich beeinflussenden, Phänomenen ausreichend begegnen und allgemeingültige Standards definieren zu können.
Eine Überprüfung der bisher erarbeiteten Probenahmeverfahren für das passive Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren zeigt, daß in den letzten Jahren erfreulicherweise verstärkte Anstrengungen im Bereich der Standardisierung der Probenahmeplanung und Probenahmedurchführung unternommen wurden. Inzwischen stehen für folgende limnische und terrestrische Biota konkrete Standards zur Verfügung (vgl. Kap. 4.6), bei denen die o.g. Kriterien eines umfassenden Qualitätssicherungssystems für die Probenahme im passiven und z.T. ergänzend im aktiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren umgesetzt sind:

- Muscheln (*Dreissena polymorpha*),
- Fische (*Abramis brama*, *Rutilus rutilus*),
- Wassermoose (u.a. *Rhynchostegium riparioides*, *Fontinalis antipyretica*),
- Regenwürmer (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*),
- Landschnecken (*Arion rufus*),
- granivore Vögel (*Columba livia* f. *domestica*),
- Greifvögel (u.a. *Accipiter gentilis*, *Strix aluco*),
- Wild *(Capreolus c. capreolus*),
- Nadelbäume (*Picea abies*, *Pinus sylvestris*),
- Laubbäume (*Fagus sylvatica*, *Populus nigra* ‘Italica’).

Unter Verwendung dieser Arten können für die zu bewertenden limnischen und terrestrischen Ökosysteme angepaßte Probenartensets unter Berücksichtigung der Haupttrophiestufen zusammengestellt werde, die eine umfassende ökologische Umweltüberwachung ermöglichen. Die Palette der genannten Arten erhebt keinesfalls Anspruch auf Ausschließlichkeit. Es wird im mitteleuropäischen Raum allerdings derzeit schwerfallen, weitere Tier- und Pflanzenarten zu identifizieren, die sich in gleicher oder ähnlicher Weise für den routinemäßigen Einsatz im passiven Biomonitoring unter Berücksichtigung der erforderlichen Standardisierungen eignen (vgl. KLEIN 1993; KLEIN et al. 1994; PAULUS & KLEIN 1994; KLEIN & PAULUS 1995a; WAGNER et al. 1997). Von dieser Feststellung ausgenommen ist lediglich die humantoxikologische Indikationsebene, bei der die Auswahl verzehrtauglicher Organismen bzw. von Teilen von ihnen im Vordergrund der Betrachtung steht.
Der Großteil der genannten Arten wird bereits seit Jahren in der Umweltprobenbank des Bundes zur großräumigen Schadstoffüberwachung eingesetzt. Hier wurden über lange Jahre detaillierte Verfahrensrichtlinien für die Probenahme, den Tansport, die Lagerung und die chemische Charakterisierung erarbeitet, die in Form eines Richtlinienbandes vorliegen

(UMWELTBUNDESAMT 1996a) und in Kürze auch in englischer Sprache publiziert werden. Der Einsatz der genannten Indikatorarten in regionalen und landesweiten Monitoringprogrammen würde unter **einheitlicher Verwendung der vorhandenen Verfahrensrichtlinien** wesentlich zu der Steigerung der Effektivität von Monitoringprogrammen und der Bewertbarkeit der erhobenen Daten beitragen.

Hierbei ist auch von entscheidender Bedeutung, daß **die biometrische Probenbeschreibung** gerade im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren aufgrund folgender Funktionen intensiviert werden muß (vgl. Kap. 4.4):

- Überprüfung der Probenqualität nach den vorgegebenen Standards,
- Interpretationsgrundlage für die erhobenen analytischen Daten,
- Erkennen von Schadstoffwirkungen.

Dem Erkennen von Schadstoffwirkungen kommt hierbei, wie in Kap. 10.5 weiter ausgeführt wird, zur wirkungsorientierten Bewertung von Schadstoffgehalten in Biota eine besondere Rolle zu.

10.3 Bewertungsgrundlagen für ein bundesweites Biomonitoring der allgemeinen Belastungssituation

Aufgrund der Tatsache, daß spezielle Grenz-, Richt- oder Prüfwerte für Akkumulationsindikatoren bisher nicht zur Verfügung stehen, wird als Lösungsweg aus dem derzeitigen Bewertungsnotstand häufig der Blick in Nachbardisziplinen, wie die Futtermittelverordnung, die Rückstands-Höchstmengenverordnung oder die Schadstoff-Höchstmengenverordnung, gewählt (vgl. ZIMMERMANN & UMLAUFF-ZIMMERMANN 1994, s.a. GUNKEL 1994). Hier vorliegende **Umweltqualitätsstandards** werden in Ermangelung “eigener” Bewertungsmaßstäbe gerne genutzt, um sie als antizipiertes Sachverständigengutachten zur Bewertung von Ergebnissen aus Monitoringstudien mit Akkumulationsindikatoren einzusetzen (MARKARD 1992).

Umwelt(qualitäts)standards stellen ein administratives Mittel zum Erreichen oder Erhalten einer bestimmten Umweltqualität und somit die Konkretisierung von Umweltqualitätszielen in Form qualitativer Festlegungen zur Begrenzung verschiedener Arten von anthropogenen Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt dar. Umweltqualität wiederum ist ein

dynamischer Begriff, der das Ergebnis eines vielschichtigen Analyse-, Bewertungs-, Abwägungs- und Entscheidungsprozesses und letztlich das Resultat gesamtgesellschaftlicher Entscheidungen ist (vgl. SANDHÖVEL 1995; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996). Die Vielschichtigkeit der Entscheidungsprozesse zur Formulierung von Umweltqualitätszielen sowie die Bandbreite der abzuwägenden Kriterien bei der Festlegung von Umweltstandards, die von Nutzen/Kosten/Risiko-Analysen über naturwissenschaftliche und toxikologische Erkenntnisse bis hin zum Vorsorge- und Minimierungsprinzip reichen, verdeutlichen bereits die Komplexität des Bereiches der Umweltqualitätsstandards. Eine Folge hieraus ist, daß es inzwischen eine fast unüberschaubare Vielzahl und Vielfalt von Umweltstandardsetzungen mit inflationärer Entwicklung gibt, die sich in einer noch größeren Vielzahl von Begriffen äußert (vgl. MÜLLER 1990; HENSCHLER 1994; GRIMME et al. 1995; RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996): u.a.

> Alarmwert, Anhaltswert, Belastungswert, Einschreitwert, Einbringwert, Eingreifwert, Besorgniswert, Gefahrenverdachtswert, Grenzwert, Handlungswert, Hintergrundwert, Höchstwert, Immissionswert, Interventionswert, Kurzzeit- und Langzeitwert, Maßnahmenwert, ökonomischer Wert, Orientierungswert, Prüfwert, Richtwert, Sanierungsleitwert, Sanierungszielwert, Schadeneintrittswert, Schwellenwert, technischer Wert, Toleranzwert, Toxizitätswert, Unbedenklichkeitswert, vorläufiger Wert, Vorsorgewert, Warnwert, Zielwert, Zuordnungswert.

Dementsprechend vielschichtig sind auch die Wesensmerkmale von Umweltstandards, was zeigt, daß ihre Entlehnung aus Nachbardisziplinen zur Bewertung von Schadstoffrückständen in Akkumulationsindikatoren nur mit äußerster Vorsicht und unter Berücksichtigung der Bewertungsziele entsprechend der genannten Indikationsebenen vorgenommen werden darf. In Kap. 7 der vorliegenden Schrift wurde eine Überprüfung der in der Bundesrepublik Deutschland vorliegender Umweltqualitätsstandards auf ihre dahingehende Eignung durchgeführt.

Hierbei zeigte sich, daß sich die weitaus meisten der 159 berücksichtigten Listen von Umweltqualitätsstandards aus den Bereichen Chemikalien, Lebensmittel, Luft, Wasser, Boden, Abfall, Lärm sowie Strahlung/Radioaktivität bezüglich des für die vorliegende Fragestellung wesentlichsten Typisierungsmerkmals “Art des Umweltstandards” auf die äußere Belastung (externe Exposition) beziehen. Hierunter werden Massenkonzentrationen einer Substanz beziehungsweise Stoffgruppe in den Kompartimenten Luft, Boden und Wasser und in Lebensmitteln sowie Lärm/Geräusche zusammengefaßt. Lediglich die Biologischen Arbeitsstofftoleranzwerte (BAT-Werte) und die "Acceptable Daily Intake"-Werte (ADI-Werte) bzw. die duldbaren täglichen Aufnahmemengen (DTA-Werte) geben Umweltqualitätsstandards wieder, bei denen Schadstoffe direkt an beziehungsweise in den Schutzgütern

reglementiert werden. Die BAT-Werte dienen im Rahmen spezieller ärztlicher Vorsorgeuntersuchungen dem Schutz der Gesundheit am Arbeitsplatz. Sie stellen eine Grundlage für die Beurteilung der Bedenklichkeit oder Unbedenklichkeit vom menschlichen Organismus aufgenommener Arbeitsstoffmengen dar. Sie sind aber nicht geeignet, biologische Grenzwerte für langandauernde Belastung aus der allgemeinen Umwelt, etwa durch Verunreinigungen der freien Atmosphäre oder von Nahrungsmitteln, anhand konstanter Umrechnungsfaktoren abzuleiten. Eine Verwendbarkeit zur Bewertung von Geweberückständen im Rahmen von Biomonitoringprogrammen ist damit auch auf der humantoxikologischen Indikationsebene nicht gegeben. Gleiches gilt für die ADI- und DTA-Werte, die eine zumutbare Maximalaufnahme von Fremdstoffen mit der Nahrung reglementieren, welche sich aus unterschiedlichen Quellen zusammensetzen kann. Sie sind definiert als die tägliche Aufnahmemenge während eines ganzen Lebens, bei der kein Risiko für den Menschen zu erkennen ist. Da das Prinzip auf der Beschränkung von Gesamtaufnahmen pro Zeiteinheit, bezogen auf den Menschen als Verbraucher, beruht (vgl. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG & ROTH 1995), ist eine Anwendung auf einzelne Biota, die dem Menschen zum Verzehr dienen, und somit eine Verwendbarkeit auf der humantoxikologischen Indikationsebene auch hier nicht gegeben.
Weiterführend wurden Umweltstandardlisten mit dem Typisierungsmerkmal “Immissionsstandard, äußere Belastung” nach den Bezugsebenen der angegebenen Massenkonzentrationen aufgeschlüsselt, um diejenigen Listen herausarbeiten zu können, die sich auf Schadstoffkonzentrationen in Biota beziehen, die für Biomonitoringprogramme von Relevanz sein können. Radioaktivität und Strahlung blieben hierbei unberücksichtigt, da sie aufgrund ihrer besonderen Problematik nicht zum klassischen Bereich des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren gehören. Es zeigte sich, daß für die humantoxikologische Indikationsebene im Biomonitoring verschiedene Umweltqualitätsstandards zur Verfügung stehen, die eine geeignete Bewertungsgrundlage für die Einstufung des Gefährdungspotentials des Menschen als Konsumenten erlauben. Dies sind im wesentlichen die

- Schadstoff-Höchstmengenverordnung,
- Rückstands-Höchstmengenverordnung,
- ZEBS-Richtwerte,
- Futtermittelverordnung.

Damit besteht die Möglichkeit, für die Schwermetalle Arsen, Quecksilber, Cadmium und Blei sowie eine Vielzahl von Pflanzenschutzmitteln eine Bewertung nach dem Aspekt der direkten Lebensmitteltauglichkeit oder indirekt via Nutztier (Futtermittelverordnung) vorzunehmen. **Mit Ausnahme der humantoxikologischen Indikationsebene bestehen aber derzeit ansonsten keine Umweltqualitätsstandardlisten, um in**

Akkumulationsindikatoren gefundene Schadstoffgehalte zu bewerten. Dies gilt sowohl für die individuelle Indikationsebene, wie auch die ökosystemare und die humanphysiologische. Gewarnt werden muß daher nochmals vor der z.T. üblichen Bewertungspraxis, Umweltqualitätsstandards aus Nachbardisziplinen zu entlehnen, um sie für die Zwecke der Bioindikation auf diesen Indikationsebenen zu nutzen. Eine Übertragung derartiger Werte, die, wie mehrfach ausgeführt, auf spezifischen Umweltqualitätszielen beruhen und das Ergebnis eines nicht rein wissenschaftlichen sondern vielmehr gesellschaftspolitischen Entscheidungsprozesses darstellen, widerspricht dem Sinn der Bioindikation und führt zur falschen Bewertungen der Umweltqualität auf den einzelnen Indikationsebenen.

In einem weiteren Schritt wurde in der vorliegenden Schrift überprüft, welche wissenschaftlich begründeten Ansätze als **Umweltqualitätskriterien** zur Rückstandsbewertung im Biomonitoring genutzt werden können. Umweltqualitätskriterien kennzeichnen im Unterschied zu Umweltqualitätsstandards die zulässige Höhe bzw. Intensität des Einwirkungsfaktors für ein jeweils definiertes Schutzniveau **aus rein naturwissenschaftlicher Sicht**. Sie richten sich nach dem aktuellen Stand der Wissenschaft, unterliegen also ggf. dem Zwang der Revision entsprechend dem Erkenntnisfortschritt. Im Zuge ihrer Umsetzung können sie in mehr oder weniger verbindliche Standards oder Richt- und Grenzwerte übergehen, oder aber als Rückkopplungseffekt als naturwissenschaftliche Orientierungsgrößen zur Neuformulierung von Umweltqualitätszielen führen (GREGOR 1994).
Hierbei wurden folgende Arbeitsbereiche auf ihre Eignung als Bewertungsgrundlage untersucht:

- Ökotoxikologische Testverfahren,
- umwelttoxikologische Testverfahren,
- QSAR-Studien,
- Biokonzentrationsfaktoren,
- Critical Loads and Levels,
- Referenzwerte,
- sonstige, einzelinitiative Ansätze.

Bezüglich **ökotoxikologischer Testverfahren** kann festgehalten werden, daß die Standardisierung von Tests zur Ermittlung von Toxizitätspotentialen für die Kompartimente Wasser, Boden und Luft sehr unterschiedlich fortgeschritten ist. Während für den aquatischen Bereich sowohl für die akute wie auch die chronische Toxizität gut etablierte Verfahren zur Verfügung stehen, bei denen die Haupttrophieebenen durch Bakterien, Algen, Primär- und Sekundärproduzenten berücksichtigt sind, bestehen für den terrestrischen Bereich noch

deutliche Defizite. Dies trifft insbesondere auf die Schnittstelle Pflanze/Luft zu sowie auf luftatmende Wirbeltiere und insbesondere Wirbellose, wo ausreichende Testverfahren in ausgereifter Form vielfach fehlen (vgl. RUDOLPH & BOJE 1986, STEINBERG et al. 1995; FENT 1998).
Die weitaus meisten Verfahren sind hierbei auf externe Schadstoffexposition ausgerichtet. Hinweise auf Effekte oder Schwellenwerte für eine innere Exposition lassen sich hieraus derzeit nicht ableiten. Für die Untersuchung der Bioakkumulation stellen lediglich die OECD-Richtlinien 305 A-E für aquatische Organismen eine Ausnahme dar, da hier die Ermittlung der Biokonzentration im System Fisch-Wasser durch Bestimmung der Schadstoffkonzentration sowohl im Wasserkörper als auch in Fischen vorgesehen ist. Allerdings werden auch hierbei keine Wirkungsschwellen in Abhängigkeit von Gewebekonzentrationen ermittelt, weshalb die hier gewonnenen Daten zwar zur Abschätzung des Bioakkumulationspotentials, nicht aber zur direkten Bewertung von Geweberückständen in Akkumulationsindikatoren herangezogen werden können.

Gleiches gilt für die auf **umwelttoxikologischen Testverfahren** beruhende Datengrundlage, die zur Abschätzung gesundheitlicher Risiken für den Menschen durch Umweltchemikalien dient. Wie bei den ökotoxikologischen Testverfahren handelt es sich auch hierbei um Ergebnisse, die sich auf eine externe Exposition, d.h. dosisabhängige Wirkungsschwellen, beziehen, die keine Beurteilung von Wirkungsschwellen in Bezug zu Gewebekonzentrationen erlauben. Die Möglichkeit zur Verwendung derartiger Ergebnisse zur Bewertung von Geweberückständen in passiven Biomonitoringprogrammen via Spezies-Extrapolation vom Versuchstier im Labor auf tierische Akkumulationsindikatoren im Freiland ist derzeit nicht gegeben. Die Diagnostik der inneren Exposition des Menschen erfolgt im allgemeinen über das Human-Biomonitoring mit dem Ziel der Ermittlung von Referenzwerten und kritischen Konzentrationen.

Die Betrachtung **ökotoxikologischer Bewertungsmodelle** wurde in der vorliegenden Arbeit in erster Linie vor dem Hintergrund durchgeführt, daß zur Bewertung einer externen Schadstoffexposition zum einen sowohl eine Vielzahl von Umweltqualitätsstandards für unterschiedliche Umweltkompartimente zur Verfügung stehen und zum anderen hierfür auch umfangreiche Umweltqualitätskriterien als Ergebnis ökotoxikologischer und umwelttoxikologischer Testverfahren vorhanden sind. Hierbei ist insbesondere für den aquatischen Bereich die Frage interessant, ob unter Zuhilfenahme von mathematischen Modellierungen auf der Basis chemisch-physikalischer Grunddaten die Möglichkeit gegeben ist, von rückstandsanalytisch bestimmten Gewebekonzentrationen in Akkumulationsindikatoren über die Prognose der Biokonzentrationsfaktoren eine quantitative Rückbeziehung zu den Wasserkonzentrationen herzustellen, die auf das untersuchte Individuum eingewirkt haben.

Wäre diese Möglichkeit gegeben, könnten Gewebekonzentrationen zumindest in aquatischen Organismen über diese Beziehung mittels bestehender Umweltqualitätsziele und -standards, wie sie beispielsweise für Oberflächengewässer bestehen, und/oder mittels Umweltqualitätskriterien (u.a. NOEC) für Schadstoffkonzentrationen in Gewässern bewertet werden (vgl. Abb. 7.-6, S. 167).
Von herausragender Bedeutung zur Prognose von Biokonzentrationsfaktoren in der Chemikalienbewertung ist der n-octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient, dem allgemein ein guter Modellcharakter zur Bewertung des Bioakkumulationspotentials zumindest für organische Schadstoffverbindungen in aquatischen Organismen zugesprochen wird. Eine nähere Betrachtung zeigt aber, daß die hierdurch vorausgesagten Biokonzentrationsfaktoren mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind, und nicht von einer linearen log K_{OW}/log BCF Beziehung ausgegangen werden kann. **QSAR-Modelle** können als alleiniges Beurteilungskriterium für Biokonzentrationsfaktoren nicht angewandt werden, weshalb zunehmend die routinemäßige Durchführung von Biokonzentrationsstudien im System Fisch-Wasser gefordert wird (vgl. u.a. FRIANT & HENRY 1985; WIDDOWS & DONKIN 1989; BEEK et al. 1991; LOSKILL & NAGEL 1991; WIDDOWS & PAGE 1993, GUNKEL 1994).

Wie bereits oben ausgeführt, stehen aus dem Bereich ökotoxikologischer Testverfahren für die **Ermittlung des Biokonzentrationsfaktors** in internationaler Harmonisierung die OECD Guidelines 305 A-E zur Verfügung, die auf gesetzgeberischer Grundlage in der Bundesrepublik Deutschland routinemäßig im Vollzug des Chemikaliengesetzes und des Pflanzenschutzmittelgesetzes eingesetzt werden. Eine entsprechende Datengrundlage steht hierdurch in begrenztem Umfang zur Verfügung. Diese stellt im Vergleich zu den Ergebnissen von QSAR-Modellen sicherlich eine bessere Basis dar, um von Gewebekonzentrationen auf die externe Exposition zu schließen, und damit ggf. eine Bewertung von innerer Exposition durch Umweltqualitätsstandards und -kriterien für die externe Exposition vornehmen zu können. Bei der Beurteilung der Verwendbarkeit derartiger Daten für die vorliegende Fragestellung spielt die Übertragbarkeit auf Freilandbedingungen eine ganz entscheidende Rolle. Hierbei bestehen aber erhebliche Diskrepanzen, wenn im Laborexperiment ermittelte Biokonzentrationsfaktoren realen Freiland-Biokonzentrationsfaktoren gegenübergestellt werden (vgl. FRIANT & HENRY 1985, LOSKILL & NAGEL 1991). Dies bedeutet, daß eine Bewertung von Geweberückständen mittels derartiger Daten höchstens als vorübergehende und nur mit äußerster Vorsicht zu praktizierende Vorgehensweise angesehen werden darf, solange keine besseren Alternativen zur Verfügung stehen.

Der Ansatz der **Critical Loads/Levels-Konzepte** wird auf Betreiben der UN-ECE des Nordic Council of Ministers bei der Emissionsminderung von Säurebildnern angewendet. Er bezieht sich auf naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen von Ökosystemen,

Teilökosystemen, Organismen und Materialien, wobei der Eintragspfad der Hauptschadgase SO_2, NO_X, NH_3, und O_3 als atmosphärische Deposition im Vordergrund der Betrachtung steht (u.a. GREGOR 1995; SMIATEK et al. 1995; STEINBERG et al. 1995; WIGGERING & RENNINGS 1995; UMWELTBUNDESAMT 1996b). In bezug zur vorliegenden Fragestellung gilt, daß dieser Ansatz der Modellierung auf ökosystemarer Ebene zwar einen wichtigen, aktuellen Beitrag zur Abschätzung gesamtsystemarer Belastungen darstellt, daß hieraus aber nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand keine Bewertungsstrategien für Geweberückstände in Akkumulationsindikatoren abgeleitet werden können. Sicherlich werden derartige Konzepte in Zukunft auch im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren für die ökosystemare Indikationsebene von Bedeutung sein. Voraussetzung hierzu ist aber zunächst die Möglichkeit zur wirkungsschwellenorientierten Bewertung individueller Gewebekonzentrationen, die aber derzeit nicht in ausreichendem Maße gegeben ist. Für eine Extrapolation auf eine ökosystemare Aggregationsebene fehlt daher in diesem Bereich derzeit jegliche Erkenntnisgrundlage. Hinzu kommt, daß bei den geschilderten Critical Loads/Levels-Konzepten Eintragspfade betrachtet werden, die zumindest bei tierischen Akkumulationsindikatoren im terrestrischen Bereich eine vergleichsweise geringe Rolle spielen und zudem die berücksichtigten Hauptschadgase für Bioakkumulationsprozesse nur von untergeordneter Bedeutung sind (vgl. Kap. 2).

Referenzwerte haben als relative Vergleichsstandards in der Umweltüberwachung in den letzten Jahren insbesondere im Human-Biomonitoring zur Diagnostik der inneren Belastung des Menschen große Bedeutung erlangt. Sie dienen der Beschreibung der allgemeinen Hintergrundbelastung der Bevölkerung und werden nach einem vorgegebenen statistischen Verfahren aus einer Reihe von entsprechenden Meßwerten einer Stichprobe aus einer definierten Bevölkerungsgruppe abgeleitet (u.a. EWERS 1994; EWERS et al. 1996; LANGE-ASCHENFELD 1996; LEWALTER & NEUMANN 1996; UMWELTBUNDESAMT 1996c,d; GÖEN & ANGERER 1997; KRISTIANSEN et al. 1997).

Die Hintergrundbelastung resultiert hierbei aus dem Umstand, daß die meisten Umweltschadstoffe heute ubiquitär verbreitet und weltweit in Umweltmedien, in Pflanzen, Tieren und Lebensmitteln und damit auch in humanbiologischen Materialien nachweisbar sind. Zu deren Kennzeichnung werden Referenzwerte und Referenzbereiche ermittelt, welche die in einer geographisch definierten Einheit üblicherweise vorkommenden Schadstoffkonzentrationen wiedergeben. Der Referenzwert für einen chemischen Stoff in einem Körpermedium ist ein Wert, der aus einer Reihe von entsprechenden Meßwerten einer Stichprobe aus einer festgelegten Bevölkerungsgruppe nach einem vorgegebenen statistischen Verfahren abgeleitet wird.

Der entscheidende Unterschied zu den bisher behandelten Umweltqualitätskriterien besteht damit darin, daß es sich bei den Referenzwerten um statistisch festgelegte Werte handelt,

denen per se keine gesundheitliche Bedeutung zukommt. Eine die Hintergrundbelastung übersteigende Schadstoffbelastung bedeutet nicht zwangsläufig, daß es dabei bereits zu biologischen Veränderungen oder gar toxischen Reaktionen kommt.
Damit ist erst zu rechnen, wenn sogenannte **kritische Konzentrationen** erreicht oder überschritten werden. Laut EWERS et al. (1996) liegen allerdings erst für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber sowie für das Kohlenmonoxid ausreichende Untersuchungsergebnisse vor, die es gestatten, Dosis-Wirkungsbeziehungen oder besser "Belastungs/Wirkungsbeziehungen" zur Definition kritischer Konzentrationen abzuleiten. In Ermangelung weiterer Erkenntnisse über kritische Konzentrationen bedient man sich in zunehmendem Maße der Referenzwerte zur Hintergrundbelastung, um Beurteilungsmaßstäbe bei epidemiologischen Untersuchungen zur Verfügung zu haben. Unter dem Gesichtspunkt des vorbeugenden Gesundheitsschutzes und der Gesundheitsvorsorge besteht heute in der Praxis die Tendenz, bereits dann Maßnahmen zu ergreifen, wenn Humanmonitoring-Untersuchungen erhöhte, d.h. die Hintergrundbelastung von Personen oder Personengruppen übersteigende, Werte anzeigen.
Ein dem Human-Biomonitoring vergleichbares Verfahren zur Erarbeitung statistisch begründeter Referenzwerte für Schadstoffrückstände in biotischen Matrizes im Rahmen des Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren findet sich auf nationaler Ebene in der Aufstellung der ZEBS-Richtwerte der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien des Umweltbundesamtes, bei der die humantoxikologische Indikationsebene im Vordergrund der Betrachtung steht (vgl. Kap. 7.1.3.4). Hierzu können auch die sog. Normalwerte und Normalbereiche als Ergebnis des Moos-Monitoring 1995/96 gezählt werden, auch wenn hier andere statistische Verfahren zugrunde liegen (s. ERHARDT et al. 1996; SIEWERS & HERPIN 1998, vgl. Kap. 8.2.2).

Neben den bisher berücksichtigten Ansätzen gibt es eine Vielzahl weiterer Initiativen zur ökotoxikologischen Risikoforschung potentiell schädlicher Substanzen auf Biota, die häufig auf Bestrebungen einzelner Institutionen oder Forschungsgruppen betrieben werden. Unter der Überschrift "**Sonstige, einzelinitiative Ansätze**" wurden in der vorliegenden Schrift hierzu einige beispielhaft dargestellt, um das Spektrum der bisher nicht berücksichtigten Ansätze aufzuzeigen, das ggf. zur Bewertung von Geweberückständen eingesetzt werden kann. Hierbei wurde deutlich, daß sich die erfolgversprechendsten Ansätze mit dem Versuch der Bestimmung kritischer Gewebekonzentrationen auseinandersetzen, wie sie oben bereits für das Human-Biomonitoring beschrieben wurden (s. Kap. 7.2.6). Derartige Informationen über Schwellenkonzentrationen im Organismus, oberhalb derer physiologische Funktionen irreversibel beeinträchtigt werden, sind zwingend erforderlich, um eine Untersuchung ökologischer Risiken durch Rückstandsdaten zu ermöglichen. Da ausreichende Erkenntnisse insbesondere im subletalen Bereich aber bisher erst für wenige Schadstoffe

und Indikatorarten vorliegen, können sie zur Zeit noch keine Bewertungsgrundlage für ein umfassendes bundesweites passives Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren darstellen.

Eine Zusammenfassung der bisherigen Betrachtungen macht deutlich, daß an Wirkungsschwellen orientierte Bewertungsgundlagen für das rückstandsorientierte Biomonitoring nach dem derzeitigen Kenntnisstand nur in begrenztem Umfang zur Verfügung stehen. Wie aus den Ausführungen in Kap. 10.5 weiter deutlich werden wird, ist es offensichtlich, daß noch ein beträchtlicher Zeitraum notwendig sein wird, um eine umfassende Grundlage zur wirkungsorientierten Bewertung von Geweberückständen in Akkumulationsindikatoren zur Verfügung zu haben. Eine Ausnahme stellt hierbei lediglich die humantoxikologische Indikationsebene dar, wo durch die Existenz von entsprechenden Umweltqualitätsstandards bereits jetzt eine direkte Gefährdung für den Menschen durch den Verzehr von Biota oder Teilen von ihnen abgeleitet werden kann. Wie dargestellt, befindet sich das Human-Biomonitoring in einem vergleichbaren Dilemma, da auch hier bisher nur für wenige Substanzen kritische Körperkonzentrationen identifiziert werden konnten. Zur Überwachung innerer Schadstoffbelastungen beim Menschen hat man sich daher, wie bereits ausgeführt, auf die Erarbeitung von Referenzwerten konzentriert, die zwar statistische und keine direkt wirkungsrelevanten Werte darstellen, für epidemiologische Untersuchungen aber in zunehmendem Maße als derzeit einzig realisierbare Lösung an Bedeutung gewinnen.

Voraussetzung hierzu ist allerdings eine umfassende Datengrundlage, bei der dem Einsatz standardisierter Methoden eine zentrale Bedeutung zukommt (vgl. u.a. SOLBERG 1983; KERNDORFF et al. 1993; KRAUSE et al. 1996; LEWALTER & NEUMANN 1996; UMWELTBUNDESAMT 1996b; KRISTIANSEN et al. 1997). Weitere Ansätze, denen statistische Verfahren zur Bewertung von Schadstoffgehalten in Biota zugrunde liegen, finden sich auf nationaler Ebene in den ZEBS-Richtwerten und den “Normalwerten” und “Schwellenwerten für erhöhten Immissionseinfluß” aus dem Moos-Monitoring 1995/96, die auf regionaler und überregionaler Ebene auch für andere Biota ermittelt wurden.

Unter der Voraussetzung der Verfügbarkeit einer geeigneten Datengrundlage besteht in der Erarbeitung von derartigen Referenzsystemen derzeit die einzige Möglichkeit, auch eine Bewertungsgrundlage für eine umfassende Bioindikation mit Akkumulationsindikatoren in der Bundesrepublik Deutschland auf nationaler Ebene zu erarbeiten. Wie bereits in Kap. 8 ausführlich beschrieben und nachfolgend nochmals zusammenfassend dargestellt und begründet wird, ist diese Voraussetzung insbesondere durch den Betrieb der Umweltprobenbank des Bundes gegeben.

10.4 Umweltprobenbank des Bundes als Grundlage zum Aufbau eines bundesweiten Referenzsystems

Eine Überprüfung der Datengrundlage aus passiven Biomonitoringprogrammen zeigt, daß die auf **Länderebene** eingesetzten Verfahren in erster Linie zur Darstellung der über die Atmosphäre eingetragenen Verschmutzungskomponenten dienen. Bei ihrer Konzeption und Durchführung, die in der Bundesrepublik Deutschland den Länderbehörden obliegt, bestehen erhebliche Unterschiede sowohl in den verwendeten Fächern von Indikatorarten als auch den methodischen Vorgehensweisen und der Intensität der Umsetzung (vgl. Kap. 8.1). Nach dem derzeitigen Stand können sie daher keine geeignete Basis zur Erarbeitung eines nationalen Referenzsystemes bilden, da eine ausreichende Vergleichbarkeit der Daten nicht gegeben ist.

Ein gemeinsames Untersuchungsprogramm des Bundes und der Länder stellt das 1990/91 erstmals durchgeführte und 1995/96 wiederholte **Monitoringprogramm mit Moosen** als Akkumulationsindikator zur Überwachung der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland dar. Im Gegensatz zu den vorgenannten Programmen wurden hierbei insbesondere 1995/96 bundesweit einheitliche Methoden für die Probenahme zugrunde gelegt.
Nach SIEWERS & HERPIN (1998) ist das Moos-Monitoring geeignet, um regionale Unterschiede in der Immissionssituation in Deutschland aufzuzeigen und Langzeit-Effekte und deren Entwicklung mit geringem finanziellen Aufwand zu erkennen. Durch die Ermittlung von “Normalwerten mit Normalbereichen”, von “Schwellenwerten für auffällig erhöhten Immissionseinfluß” sowie “Schwellenwerten für deutlich erhöhten Immissionseinfluß” sind statistisch begründete Werte vorhanden, die im Sinne eines Referenzsystems zur Einzelbewertung von Schwermetallen in den eingesetzten Moosarten im nationalen Vergleich genutzt werden können (vgl. Kap. 8.2.2).
Probleme bestehen aber z.T. noch (-) durch die unzureichende Vergleichbarkeit von Analysen an verschiedenen Moosarten, (-) durch Verdünnungseffekte aufgrund klimatisch bedingter Biomassenzuwächse, (-) durch den die Schwermetalle beträchtlich modifizierenden Einfluß unterschiedlicher Niederschlagsformen und -mengen sowie (-) durch geogene und anthropogene Einflußmöglichkeiten. Bezüglich der genannten Indikationsebenen im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren ist auch von Bedeutung, daß mit dem Moos-Monitoring streng genommen unter Beachtung der o.g. Unsicherheitsfaktoren nur eine Teilqualität der Umwelt, nämlich Luftqualität, abgeleitet werden kann (SIEWERS & HERPIN 1998). Da die Moose im Prinzip lediglich ein Fangsubstrat zur Erfassung atmosphärischer Deposition von Schwermetallen darstellen, können hieraus Informationen über ökotoxi-

kologische Prozesse und Wirkungen, wie beispielsweise Schadstofftransfers oder Biomagnifikationspotentiale, nicht abgeleitet werden. Hinzu kommt, daß eine Vielzahl ökotoxikologisch relevanter Substanzen zu den organischen Schadstoffverbindungen zählen, deren Überwachung durch Moose nicht in ausreichender Form gegeben ist.

Im Unterschied dazu ist die **Umweltprobenbank des Bundes** (UPB) auf eine integrierende Überwachung aller Ökosystemkompartimente ausgerichtet. Durch die Auswahl von Probenartensets, bei denen alle Haupttrophieebenen berücksichtigt werden, ist die Möglichkeit zur umfassenden Überwachung eines breiten Schadstoffspektrums auf ökosystemarer Ebene gegeben. Bezüglich der erforderlichen Qualitätssicherung und Vergleichbarkeit der Methoden kann festgestellt werden, daß sich in der UPB ein **Qualitätssicherungssystem** etabliert hat, das durch folgende Merkmale charakterisiert werden kann (vgl. Kap. 8.3.2):

- Auswahl von Probenahmegebieten mit nationaler Repräsentativität,
- ökosystemar begründete Auswahl von Probenarten(sets),
- bundesweite Verwendung einheitlicher Probenahmerichtlinien (SOP's),
- Probenahmen nach dem Prinzip der geschichteten, flächenrepräsentativen Zufallsstichprobe,
- Vermeidung jeglicher Fremdkontamination von der Probenahme bis zur Probenlagerung,
- unmittelbare Probenkonservierung im Freiland bei niedrigen Temperaturen und Gewährleistung einer kontinuierlichen Kältekette bis zur Probenlagerung,
- umfassende biometrische und analytische Probencharakterisierung,
- langfristige, chemisch veränderungsfreie Probenlagerung homogener Probenaliquote,
- Protokollierung aller Arbeitsschritte und Abweichungen von den Zielvorgaben,
- Betrieb eines umfassenden Informationssystems.

Neben der Existenz diese Qualitätssicherungssystems bestehen weitere Vorteile der UPB zum Aufbau eines bundesweiten Referenzsystems darin, daß

- sie eine Daueraufgabe des Bundes als Instrument der Ökologischen Umweltbeobachtung darstellt, wodurch eine langfristige **Kontinuität** vorhanden ist,
- eine bundesweite Erfassung der großräumigen Belastungssituation in ein- bis zweijährigem Rhythmus durchgeführt und eine breite Palette an biometrischen und analytischen Daten erhoben wird, wodurch eine regelmäßige **umfassende Darstellung der aktuellen Umweltsituation in der Bundesrepublik Deutschland** gegeben ist,
- neben den vorhandenen Daten chemisch weitgehend veränderungsfrei gelagerte Proben zur Verfügung stehen, die als **Referenzproben** eingesetzt werden können,

- durch die **biometrische Probenbeschreibung** umfassende Daten zum Erkennen von Schadstoffeffekten und zur Überprüfung der Probenvergleichbarkeit vorliegen,
- durch das **Gebietsinformationssystem** umfassende Daten zur Interpretation von Schadstoffrückständen zur Verfügung stehen.

Damit kann die Umweltprobenbank wie kein anderes Umweltüberwachungsprogamm in der Bundesrepublik Deutschland als Referenzsystem fungieren. Die hier generierten Daten bzw. Proben können als Referenzkonzentrationen bzw. -proben dienen, und wichtige Bewertungsmaßstäbe für die Interpretation von Schadstoffkonzentrationen in anderen Monitoringstudien darstellen.

Für die Konzeption des Referenzsystems müssen allerdings spezielle Strategien entwickelt und geeignete statistische Verfahren identifiziert werden. Eine mit dem Humanmonitoring identische Vorgehensweise ist aus ökologischer und statistischer Sicht hierbei nicht angebracht. Die Ursachen hierfür sind im wesentlichen darin begründet, daß die Probenahmen der UPB in repräsentativen Schwerpunktsräumen durchgeführt werden und damit das für die Erstellung von Referenzsystemen erforderliche Prinzip der Zufallsstichprobe lediglich innerhalb dieser Räume Gültigkeit hat. Hinzu kommt, daß die Mehrzahl der analytischen Daten aus der Untersuchung von Probenhomogenaten resultiert, wobei allerdings aus Screening-Versuchen auch analytische Daten zu Einzelproben vorhanden sind.

Die bereits jetzt vorliegende Datenbasis umfaßt ca. 120.000 Einzeldaten aus der analytischen (Elemente, Chlorkohlenwasserstoffe, PAH) sowie 10.000 Datensätze mit 100.000 Einzeldaten aus der biometrischen Charakterisierung terrestrischer und limnischer Proben. Nach Fertigstellung des Informationssystems der UPB, die in Kürze vorgesehen ist, können diese Daten umfassend verknüpft und in interdisziplinärer Zusammenarbeit zur Initialisierung eines Referenzsystems genutzt werden. Als Arbeitsgrundlage bietet sich die Einrichtung eines speziellen FE-Vorhabens an, wie es beispielsweise im Umweltforschungsplan 1998 unter dem Förderkennzeichen 298 91 778 “Erarbeitung eines Bewertungskonzeptes für die Umweltprobenbank für die Verwendung als Baustein der Umweltbeobachtung” ausgeschrieben wurde (BMU 1998).

Zur Erhöhung der ökologischen Repräsentativität werden zudem folgende Maßnahmen empfohlen (vgl. Kap. 9):

- In den terrestrischen Gebieten, in denen die trophischen Stufen der Konsumenten bzw. Destruenten aufgrund ihrer zu geringen Verfügbarkeit für die Anfertigung von Lagerproben in der UPB nicht berücksichtigt werden konnten, sollten geeignete Indikatorarten

ausgewählt und in das Referenzsystem einbezogen werden. Ebenso sollte im limnischen Bereich ein Vertreter der Primärproduzenten berücksichtigt werden.

Hierfür stehen entsprechende Probenahmeverfahren bereits zur Verfügung.

- Da der Belauer See als einziges Seenökosystem in der UPB beprobt wird, sind limnische Ökosysteme im Netz der Probenahmegebiete derzeit unterrepräsentiert. Hier sollten das Mecklenburger Seengebiet sowie der westliche Bodensee ebenfalls in das Referenzsystem einbezogen werden.

Die Realisierung dieser Maßnahmen kann im Rahmen von Screening-Untersuchungen erfolgen. Diese Einzelprobenuntersuchungen werden in der UPB derzeit vor der Aufnahme der Routineprobenahme u.a. zur Kennzeichnung der räumlichen Verteilung und Variabilität von Umweltchemikalien und ggf. Nährstoffen innerhalb der einzelnen Probenahmeflächen durchgeführt; eine Wiederholung in regelmäßigen Abständen von 5-10 Jahren wird angestrebt, um veränderte Schadstoffsituationen ausreichend beschreiben zu können.

Für derartige Untersuchungen, die eine wesentliche Steigerung der Repräsentativität der Datenbasis für ein bundesweites Referenzsystems bedeuten würden, stehen geeignete Vertreter o.g. Trophiestufen angesichts der im Vergleich zur Routineprobenahme der UPB reduzierten Probenahmerhythmen und geringeren Probenmengen zur Verfügung.
Es wird empfohlen, diese im Rahmen der o.g. Screenings im Abstand von ca. 5 Jahren für ein umfassendes ökotoxikologisches Umwelt-Survey ebenfalls zu beproben und biometrisch sowie rückstandsanalytisch zu charakterisieren.

Da ausreichende Kenntnisse zu relevanten Probenarten vorliegen und in den genannten Seenökosystemen durch bereits vor dem Routinebetrieb der UPB durchgeführte Probenahmen spezielle Erfahrungen vorhanden sind, können diese Maßnahmen kurzfristig und ohne weitergehende Untersuchungen durchgeführt werden. Die Optimierung der Datenbasis ist daher mit einem vergleichsweise geringen finanziellen Mehraufwand möglich.

10.5 Zukünftiger Forschungsbedarf

Eine wesentliche Ursache für des Fehlen ausreichender Kenntnisse über kritische Gewebekonzentrationen ist darin begründet, daß die bisherige ökotoxikologische Risikobewertung und die relevanten Umweltstandardlisten in erster Linie auf externe Exposition ausgerichtet sind. Wie die Ausführungen zu ökotoxikologischen Bewertungsmodellen in Kap. 7.2.3 zeigen, ist es kaum möglich, diese Erkenntnisse zu nutzen, um Wirkungsschwellen für eine innere Körperbelastung zu definieren. VAN STRAALEN (1996) betont in diesem Zusammenhang, daß die innere Exposition aber im Vergleich zur externen einen sehr viel besseren Ansatz zur Schadstoffüberwachung darstellt (vgl. auch FRISCHE et al. 1979; LOSKILL & NAGEL 1991). Externe Exposition muß nicht zwangsläufig zu Effekten führen, da eine Vielzahl von Faktoren ein Ungleichgewicht zwischen innerer und externer Exposition verursachen können. Als Konsequenz fordert der Autor, zukünftige Forschungsarbeiten verstärkt auf die Ermittlung der “Lethal Body Concentration” (LBC) als innerem Analog zu den LC_{50}-Werten und insbesondere auf die Ermittlung der “Internal Threshold Concentration” (ITC) als innerem Analog zu den NEC-Werten zu konzentrieren.

Letale **Schwellenkonzentrationen** können in Experimenten ermittelt werden, in denen die Zunahme der Sterblichkeit mit der Expositionszeit in Verbindung mit steigenden Körperkonzentrationen zunimmt. Diese sind vergleichsweise einfach durchzuführen, weshalb hierzu auch schon eine Reihe von Daten vorliegt. Wie die Beispiele in Kap. 7.2.6. verdeutlichen, sind diese Daten aber wenig geeignet, um wirkungsorientierte Bewertung der derzeitigen Belastungssituation in der Umwelt vorzunehmen. Während früher die lokale Erfassung weniger Schadstoffe in Konzentrationsbereichen mit akutem Gefährdungspotential im Vordergrund stand, geht die heutige Immissionssituation in die Richtung (-) komplexer Verunreinigungstypen, (-) langanhaltender oder Dauerbelastungen, (-) relativ niedriger Immissionskonzentrationen mit stark unterschiedlichen Relationen zwischen Primär- und Sekundärkomponenten sowie (-) großräumiger Verbreitung (vgl. GUDERIAN & BALLACH 1989). Dies zeigt die Notwenigkeit zur verstärkten Erforschung von Schwellenkonzentrationen im subletalen Bereich. Derartige Studien sind unverzichtbar, um den Schritt vom Rückstand zum Risiko gehen und eine Bewertung der derzeit meist **in subletalen Konzentrationsbereichen** in der Umwelt vorliegenden Schadstoffmengen ermöglichen zu können (vgl. VAN STRAALEN 1996).

Laborexperimente können einen wesentlichen Beitrag sowohl zur Bestimmung wirkungsrelevanter Endpunkte als auch zur Ermittlung wirkungsspezifischer Schwellenwerte leisten. Zur Vailidierung der im Laboratorium erarbeiteten Kriterien ist zudem eine Intensivierung der **biometrischen Probenbeschreibung** in der praktischen Anwendung von Biomonitoringpro-

grammen mit Akkumulationsindikatoren erforderlich. Erst durch die Einbeziehung definierter Endpunkte in die biometrische Probenbeschreibung können Effekte von im Freiland gemessenen Schadstoffkonzentrationen angesichts der Komplexität ökotoxikologischer Wirkungsmechanismen ausreichend überprüft werden. Hierbei kommt dem Bereich der Erforschung und Anwendung von Biomarkern (s. Tab. 10.-1) als Schadstoffindikatoren eine besondere Bedeutung zu (u.a. FRISCHE et al. 1979; PEAKALL 1992; MÖLLER et al. 1993; STEINBERG et al. 1995; FENT 1998; KLEIN, R. in Vorb.)

Tab. 10.-1: Toxische Effekte und Adaptationsprozesse von der Molekül- zur Populationsebene, die im Rahmen eines biologischen Effektmonitoring erfaßt werden können (aus MÖLLER et al. 1993).

Toxische Effekte	**Ebene**	**Adaptationsprozesse**
	Molekül	
- Genmutation		- DNS-Reparatur
- DNS-Addukte		- Biotransformation
- Veränderungen in der Struktur und Aktivität von Enzymen		- Enzyminduktion
- hormonelle Veränderungen		- Detoxifizierung durch Metabolitenbildung
		- Bildung von Stressproteinen
	Subzellulär	
- Membranschädigungen		- Lysosomen Autophagie
- Destabilisierung von Lysosomen		- Poliferation des ER
- Chromosomenschäden		- Abspeicherung von Fremdstoffen in Vesikeln
		- Chromosomenreparatur
	Zellulär	
- Änderung der Zellstruktur		- Hypertrophie
- Verringerung des Zellwachstums		
- Neoplasie		
	Gewebe	
- Nekrosen		- Abspeicherung
- Tumorbildung		- Hyperplasie
- Neurotoxische Effekte		
- Teratogene Effekte		
- Induktion von Gewebsneubildung		
	Organismus	
- Blockierung physiologischer Prozesse		- Ausweichreaktionen
- Reduzierte Nahrungsaufnahme		- Reduzierte Aufnahme von Fremdstoffen
- Reduzierte Respirationsrate		
- Verringerung der Energiereserven		- Erhöhung der Ausscheidungsrate von Fremdstoffen
- Wachstumsverzögerungen		
- Verringerte Fruchtbarkeit		
- Schwäche der Immunabwehr		
	Population	
- Genotoxische Schäden		- Erhöhung der Nachkommenschaft
- Erhöhte postnatale Sterblichkeit		
- Erhöhte pränatale Sterblichkeit		
- Verringerte Mobilität		
- Reduzierte Adaptationsfähigkeit		
- Verringerte Diversität		
- Auslöschung von Populationen		

Des weiteren ist zu berücksichtigen, daß Schwellenwerte nicht für alle Körperorgane gleich sein müssen. Dies ist zwar kein Problem, wenn sich alle Körperkompartimente in einem Equilibrium befinden. Bei hohen Schadstoffdosen können aber Effekte verursacht werden, bevor sich ein Equilibrium einstellt. Hinzu kommt, daß kritische Konzentrationen grundsätzlich keine Konstanten sein können, da sie von zahlreichen Faktoren verändert werden können (vgl. Tab. 7.-24, S. 216). Wie an den Arbeiten von GEYER et al. (1993, 1994b) deutlich wird, kann der Gesamtkörper-Fettgehalt beispielsweise einen stark modifizierenden Einfluß auf die Toxizität von lipophilen Toxinen ausüben. Die Speicherung von TCDD und anderen vergleichbaren lipophilen persistenten Chemikalien im Fett von Organismen kann einen gewissen Detoxifikationsmechanismus darstellen, durch den die Verbindungen den Wirkorten oder Rezeptoren entzogen werden. Daher können beispielsweise terrestrische Organismen mit einem höheren Gesamtkörperfettgehalt höhere Dosen von Chlorkohlenwasserstoffinsektiziden und TCDD akkumulieren und tolerieren als Organismen mit einem geringeren Fettgehalt. Unterschiede in den LD-Werten zwischen unterschiedlichen Testorganismenarten, -körpergewichten, -geschlechtern oder auch -altersgruppen können nach Überzeugung der Autoren in erster Linie durch unterschiedliche Gesamtkörperfettgehalte erklärt werden, weshalb sie davon ausgehen, daß der Fettgehalt den ausschlaggebenden Faktor unter allen, die Toxizität von Chemikalien beeinflussenden, Faktoren darstellt.

Durch diese Beispiele wird deutlich, daß ein weiterer Schwerpunkt zukünftiger Forschungsarbeiten darauf ausgerichtet sein muß, in verstärktem Maße **Verteilungsgleichgewichte** zwischen den Konzentrationen am Wirkort und den Konzentrationen in den zu rückstandsanalytischen Untersuchungen herangezogenen Geweben/Organen der Akkumulationsindikatorarten zu quantifizieren. Sofern sich herausstellen sollte, daß derartige Verteilungsgleichgewichte, wie nach den o.g. Ausführungen von GEYER et al. (1993, 1994b) vermutet werden muß, nicht in jedem Fall ausgeprägt sind, sind bei zukünftigen Arbeiten verstärkte Anstrengung zu unternehmen, um geeignete Matrizes am Wirkort (z.B. Leber, Gehirn, Blut) als sog. "**kritische Organe**" (vgl. PRESTON 1979) für die Probenahmen im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren zu identifizieren. Nur dadurch könnte dann gewährleistet werden, daß Geweberückstände direkt zu Wirkungsschwellen in Relation gesetzt werden können. Es ist allerdings eine konsequente Differenzierung zwischen den genannten Indikationsebenen erforderlich, da die humantoxikologische Indikationsebene sich auf die verzehrtauglichen Teile von Biota konzentrieren muß, die auf den übrigen Indikationsebenen nicht von primärer Relevanz sein müssen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß zukünftige Forschungsarbeiten sich auf folgende Schwerpunkte konzentrieren müssen, um eine bessere Datengrundlage zur wirkungsorientierten Bewertung von Geweberückständen in Biota erarbeiten zu können:

- Identifizierung relevanter **Endpunkte** zur Anzeige physiologischer Effekte durch Schadstoffrückstände im subletalen Bereich,
- Ermittlung **kritischer Konzentrationen** im subletalen Bereich (Internal Threshold Concentrations),
- Untersuchungen zur **Relation von Schadstoffkonzentrationen zwischen Wirkorten und Speicherdepots**,
- Identifizierung **kritischer Organe**.

Nur dadurch können wissenschaftliche Kriterien erarbeitet werden, die als Grundlage zur Formulierung von Umweltqualitätsstandards mit Bezug zu Gewebekonzentrationen in Akkumulationsindikatoren eingesetzt werden können. Ein geeigneter Ansatz hierfür besteht beispielsweise in der Ermittlung des **PEC/PENC-Quotienten**. In einem ersten Schritt der Risikoanalyse wird hierbei die Bedeutung des Gefährdungspotentials eines Stoffes anhand seiner Stoffeigenschaften und des Eintrags abgeschätzt. Die Abschätzung des Gefahrenpotentials einer Verbindung geschieht i.d.R. durch den Vergleich ihrer tatsächlich gefundenen oder prognostizierten Konzentration (Predicted Environmental Concentration = PEC) mit derjenigen, die für repräsentative Arten toxisch ist. Dabei wird entweder der NOEC-Wert oder die prognostizierte Konzentration, bei der noch keine beobachtete Wirkungen auftreten (Predicted No Observed Concentration = PNEC), eingesetzt. Aus den ökotoxikologischen Daten und dem fallweise zu wählenden Extrapolationsfaktor läßt sich eine maximal tolerierbare Stoffkonzentration abschätzen. Falls der Quotient PEC/ PENC < 1 ist, kann angenommen werden, daß die Verwendung und Handhabung des Stoffs mit keinen schädlichen Auswirkungen auf die Umwelt verbunden ist. Falls der Quotient > 1 ist, können entweder Untersuchungen zur verfeinerten Abschätzung von PEC und PNEC angezeigt sein, oder es ist zu entscheiden, welche Maßnahmen (Verbot, Anwendungsbeschränkungen) zu treffen sind (vgl. FENT 1998; s.a. JOERMANN et al. 1996).

Übertragen wir dieses Konzept auf die innere Exposition, also auf eine Gegenüberstellung von gemessenen Gewebekonzentrationen in Akkumulationsindikatoren und kritischen Gewebekonzentrationen im subletalen Bereich, werden die Möglichkeiten zur Formulierung von Umweltqualitätsstandards auf der Grundlage o.g. Forschungsansätze deutlich. Hinzu kommt, daß dadurch auch die Möglichkeit gegeben ist, **prioritäre Kontaminanten** zu identifizieren, auf die sich die Umweltüberwachung verstärkt konzentrieren muß. Zukünftige Biomonitoringprogramme mit Akkumulationsindikatoren können so sehr viel stärker nach

kombinierten Expositions-Wirkungskriterien ausgerichtet werden, und weniger, wie es derzeit häufig der Fall ist, nach der analytischen Realisierbarkeit im Spuren- und Ultraspurenbereich.

Damit kann ein Instrumentarium zur effektiven Überwachung und Bewertung von bioakkumulierbaren Schadstoffen in der Umwelt auf der individuellen Indikationsebene geschaffen werden. Durch den erfolgreichen Einsatz von Endpunkten zur Anzeige populationsrelevanter Schadstoffeffekte, wie beispielsweise eine verminderte Fertilität, ist eine eingeschränkte Extrapolation auf die ökosystemare Indikationsebene gegeben. Wie RUDOLPH & BOJE (1986) sowie ARNDT & FOMIN (1993) betonen, ist aber eine Übertragung dieser Resultate auf andere Spezies oder gar eine Prognose für ökosystemare Prozesse nach wissenschaftstheoretischen Kriterien nicht zulässig. Für eine umfassende Bioindikation auf **ökosystemarer Indikationsebene** ist die Forcierung von Forschungsarbeiten mit synökologischen Aspekten erforderlich, bei der die Beobachtung und Überwachung ganzer Ökosysteme durch Konzentration der naturwissenschaftlichen Kapazitäten in ausgewählten Schwerpunkträumen im Vordergrund steht. Hierbei muß auch die Identifizierung und Anwendung von Biomarkern auf ökosystemarer Ebene, wie beispielsweise die Biodiversität, verstärkt vorangetrieben werden, um geeignete Wirkungsparameter für ein umfassende Umweltüberwachung auf der ökosystemaren Indikationsebene zur Verfügung zu haben.

Für die **humanphysiologische Indikationsebene** wird aber weder durch die Erarbeitung von Wirkungsschwellen in Biota noch durch ein verstärktes Biomonitoring auf synökologischer Ebene eine Ableitung von wirkungsorientierten Bewertungsmaßstäben in ausreichendem Detaillierungsgrad zur Verfügung stehen. Der Ansatz dieser Indikationsebene wird von REMMERT (1978) wie folgt beschrieben: “Die biochemischen Vorgänge sind in (vielen) Organismen gleich. Es liegt daher nahe, Organismen als Bioindikatoren zu verwenden, die schneller als der Mensch auf Umweltgifte reagieren, und daher als Anzeiger für vom Menschen induzierte Umweltveränderungen sein können, die für den Menschen selbst gefährlich werden können”.
Aufgrund der bereits mehrfach erwähnten nur sehr eingeschränkten Möglichkeit der Speziesextrapolation kann dieser Indikationsebene am ehesten durch das derzeit praktizierte Trendmonitoring Rechnung getragen werden, bei dem die zeitliche und räumliche Zunahme von bioakkumulierbaren Schadstoffen als Frühwarnsysteme im Vordergrund der Betrachtung steht.

11 Zusammenfassung

Die Anwendung von Bioindikationsverfahren hat in den vergangenen Jahren in der Umweltüberwachung in aktiven wie auch passiven Biomonitoringprogrammen zunehmend an Bedeutung gewonnen. Hierbei sind die Erwartungshaltungen an die Bewertungsmöglichkeiten von Schadstoffrückständen in pflanzlichen und tierischen Matrizes gestiegen. Akkumulationsindikatoren sollen heute nicht mehr ausschließlich zur Darstellung von Schadstoffrückständen im Rahmen von Trendkatastern sondern im verstärkten Maße zum Erkennen von Wirkungen eingesetzt werden.

Während zur Bewertung der Ergebnisse von chemisch-physikalischen Messungen im Rahmen der Umweltüberwachung eine umfangreiche Richt- und Grenzwertsammlung für die Medien Wasser, Boden und Luft zur Verfügung stehen, fehlen vergleichbare Angaben für die belebte Umwelt aber fast völlig. Verschärft wird die Bewertungsproblematik dadurch, daß sich die Umweltsituation seit den Anfängen der Bioindikation entscheidend geändert hat. Während früher die lokale Erfassung weniger Schadstoffe in Konzentrationsbereichen mit akutem Gefährdungspotential im Vordergrund stand, ist die heutige Umweltsituation durch komplexe Verunreinigungstypen und relativ niedrige Immissionskonzentrationen gekennzeichnet, die nur schwer erkennbare Schadstoffeffekte im subletalen Bereich verursachen.
Im Bereich der analytischen Untersuchung von Schadstoffrückständen wurde aufgrund der verbesserten Analysentechnologie auf diese Situation dahingehend reagiert, daß immer mehr potentiell toxische Substanzen in immer niedrigeren Konzentrationsbereichen gemessen wurden. Wenn aber mit sehr hohem Aufwand in einer Umweltprobe das gesamte bestimmbare Stoffspektrum erfaßt wird, ist dies lediglich für die Datendokumentation von Bedeutung, nicht aber für die beabsichtigte Gefährdungsabschätzung bezüglich einer speziellen Kontamination.

Vor diesem Hintergrund bestand das Ziel der vorliegenden Schrift darin, Bewertungsmöglichkeiten für ein effizienteres passives Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren in der Bundesrepublik Deutschland zu diskutieren und Lösungswege nach dem derzeitigen Kenntnisstand herauszuarbeiten. Hierzu wurden folgende Themenbereiche behandelt:

⇒ Leistungsvermögen des rückstandsorientierten Biomonitoring: Informationsgehalt von Gewebekonzentrationen in der Umweltüberwachung.

⇒ Repräsentativität und Reproduzierbarkeit: Standards zur Gewährleistung einer ausreichenden Probenqualität im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren.

⇒ Ansätze für Bewertungsgrundlagen im rückstandsorientierten Biomonitoring.

⇒ Derzeitige Bewertungsmöglichkeiten für ein bundesweites Biomonitoring der allgemeinen Belastungssituation.

⇒ Zukünftiger Forschungsbedarf.

Hierbei wird gezeigt, daß das **Leistungsvermögen** der Bioindikation mit Akkumulationsindikatoren in der Umweltüberwachung darin besteht, daß die in Geweben von Biota gespeicherten Schadstoffe das aggregierte Ergebnis aller die Bioakkumulation beeinflussenden Faktoren darstellen. Sie zeigen damit die Relevanz von bioakkumulierbaren Schadstoffen für lebende Organismen an. Der komplexe Informationsgehalt von Akkumulationsindikatoren darf dabei nicht als Hemmnis in einer wirkungsorientierten Schadstoffbewertung gesehen werden sondern als Chance für eine integrierende Umweltüberwachung und letztendlich für einen umfassenden Umwelt- und Gesundheitsschutz. Primäre Voraussetzungen zur Aufschlüsselung und Bewertung dieses Informationsgehaltes sind (-) eine konsequente Differenzierung der Bezugsebenen, für welche die untersuchten Biota und die in ihnen gemessenen Schadstoffückstände als Indikatoren genutzt werden können und (-) der Einsatz einheitlicher, standardisierter Methoden zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit von Ergebnissen unterschiedlicher Monitoringprogramme. In der vorliegende Schrift wird empfohlen, folgende wissenschaftstheoretische Hauptkategorien von Indikationsebenen zu unterscheiden:

- Individuelle Indikationsebene,
- ökosystemare Indikationsebene,
- humanphysiologische Indikationsebene,
- humantoxikologische Indikationsebene.

Ein besonderes Problem bei der Gewinnung **repräsentativer** und gleichzeitig **reproduzierbarer** Umweltproben besteht im passiven Biomonitoring in der hohen Variationsbreite der natürlichen und anthropogen bedingten Phänomene, die bei jeder Probenart auch innerhalb einer einzigen Population zu eine sehr hohen Wertestreuung der analytisch erhobenen Daten führen kann. In der vorliegenden Arbeit werden Strategien aufgezeigt, die eine ausreichende Probenqualität und Datenvergleichbarkeit gewährleisten und als Grundlage zur Methodenvereinheitlichung dienen können. Es wird zudem eine Set von Indikatorarten aus dem terrestrischen und limnischen Bereich mit den für die Qualitätssicherung er-

forderlichen Probenahmestandards vorgestellt, das zur umfassenden ökologischen Umweltbeobachtung in der Bundesrepublik Deutschland auf einheitlicher Basis dienen kann.

Die Überprüfung von Ansätzen, die als **Bewertungsgrundlage** für das rückstandsorientierte Biomonitoring dienen können, macht deutlich, daß lediglich für die humantoxikologische Indikationsebene geeignete Umweltqualitätsstandards zur Verfügung stehen, die eine Gefahr für die menschliche Gesundheit durch den direkten Verzehr von Biota oder Teilen von ihnen anzeigen. Hierbei sind im wesentlichen (-) die Schadstoff-Höchstmengenverordnung, (-) die Rückstands-Höchstmengenverordnung, (-) die ZEBS-Richtwerte sowie (-) die Futtermittelverordnung von Relevanz. Für die übrigen Indikationsebenen wird u.a. die Notwendigkeit zur Erarbeitung von kritischen Gewebekonzentrationen im subletalen Bereich beschrieben, um eine an Wirkungsschwellen orientierte Rückstandsbewertung vornehmen zu können. Da sich die meisten Ansätze der ökotoxikologischen Risikoforschung bisher auf die externe Schadstoffexposition zur Ermittlung von Dosis-Wirkungsbeziehungen konzentrieren, ist hierzu allerdings noch keine ausreichende Datenbasis vorhanden. Die Erstellung eines bundesweiten ökotoxikologischen Referenzsystems wird daher als **derzeit einzige Bewertungsmöglichkeit für die Bioindikation mit Akkumulationsindikatoren** in der Bundesrepublik Deutschland auf den übrigen Indikationsebenen beschrieben. Ein vergleichbares Konzept wird seit Jahren im Human-Biomonitoring zur Diagnostik der inneren Belastung des Menschen eingesetzt.

Bei den zu erarbeitenden Referenzwerten handelt es sich um relative Vergleichsstandards, die nach festgelegten statistischen Verfahren aus einem Datenkollektiv ermittelt werden, das die allgemeine Belastungssituation in der Bundesrepublik Deutschland darstellen muß. Das bedeutet, daß die verwendeten Daten bundesweit nach einheitlichen Methoden unter Einhaltung hoher Qualitätsanforderungen erfaßt und den Anforderungen an nationale Repräsentativität gerecht werden müssen.
Eine geeignete Datenbasis ist in der Bundesrepublik Deutschland durch den Betrieb der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) gegeben. Es wird gezeigt, daß die UPB wie kein anderes Umweltüberwachungsprogramm zur Einrichtung eines Referenzsystems in der Bundesrepublik Deutschland dienen kann. Die hier generierten Daten bzw. Proben können als Referenzkonzentrationen bzw. -proben fungieren, und wichtige Bewertungsmaßstäbe für die Interpretation von Schadstoffkonzentrationen in anderen Monitoringstudien liefern. Die UPB wird daher in der vorliegenden Schrift als Grundlage zum Aufbau eines ökotoxikologischen Referenzsystems empfohlen. Darüber hinaus werden Maßnahmen genannt, die zur Einrichtung und Optimierung des Referenzsystems erforderlich scheinen.

Da derartige Referenzwerte allerdings nicht an Wirkungsschwellen orientiert sind, kommt ihnen keine direkte Bedeutung zur Gefährdungsabschätzung zu. Zur Erarbeitung einer ausreichende Datengrundlage für eine wirkungsorientierte Bewertung von Geweberückständen wird der **zukünftige Forschungsbedarf** charakterisiert durch:

- Identifizierung relevanter Endpunkte zur Anzeige physiologischer Effekte durch Schadstoffrückstände im subletalen Bereich,
- Ermittlung kritischer Konzentrationen im subletalen Bereich (Internal Threshold Concentrations),
- Untersuchungen zur Relation von Schadstoffkonzentrationen zwischen Wirkorten und Speicherdepots,
- Identifizierung kritischer Organe.

Durch die Gegenüberstellung der hierbei zu ermittelnden kritischen Gewebekonzentrationen im subletalen Bereich und den gemessenen Gewebekonzentrationen in Akkumulationsindikatoren wird auch die Möglichkeit gegeben, prioritäre Kontaminanten zu identifizieren, auf die sich die Umweltüberwachung zukünftig verstärkt konzentrieren muß. Zudem wird gezeigt, daß für eine umfassende Bewertung auf der ökosystemaren Indikationsebene die Forcierung von Forschungsarbeiten mit synökologischen Aspekten erforderlich ist.

12 Literatur

ADAM, J. (1982): Modell und Wirklichkeit bei statistischen Schlüssen. Biol. Rundschau 20: 193-205.

ALCUBILLA, M.; HEIBL, R. & REHFUESS, K.E. (1985): Standortskundliche Studien zum Tannensterben: Organische Inhaltsstoffe in den Nadeln befallener und gesunder Probebäume. Forstwissenschaftliches Centralblatt (104): 300-312.

ALTMEYER, M. (1995): Standards für ausgewählte Probenarten - Stadttaube (*Columba livia f. domestica*). In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 218-237. Gustav Fischer Verlag. Jena.

ALTMEYER, M. & PAULUS, M. (1996): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Stadttaube (*Columba livia f. domestica*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 10.1-19. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

ANDRE, W. & KAMPE, W. (1981): Ein Verfahren zur Einschätzung der realen Schadstoffzufuhr über die Nahrung, dargestellt an Verzehrstudien im Nahbereich von Bleiemittenten. Landw. Fo. SH 38: 616-627.

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

ARNDT, U. & FOMIN, A. (1993): Wissenschaftliche Perspektiven der ökotoxikologischen Bioindikation. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 5(1): 19-26.

BACKHAUS, F. & SCHLADOT, J.D. (1996a): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Blasentang (*Fucus vesiculosus*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 1.1-14. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

BACKHAUS, F. & SCHLADOT, J.D. (1996b): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Miesmuschel (*Mytilus edulis*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Trans-

port, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 2.1-15. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

BACKHAUS, F. & SCHLADOT, J.D. (1996c): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Transport von Umweltproben. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 15.1-8. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

BACKHAUS, F. & SCHLADOT, J.D. (1996d): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Vorbereitung und Lagerung von Umweltproben. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 16.1-13. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

BACKHAUS, F.; BECKER, P.H. & SCHLADOT, J.D. (1996a): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Silbermöwe (*Larus argentatus*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 3.1-19. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

BACKHAUS, F.; BRECKLING, P.; KUHARDT, S.; NELLEN, W. & SCHLADOT, J.D. (1996b): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Aalmutter (*Zoarces viviparus*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 4.1-16. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

BARRON, M.G. (1990): Bioconcentration. Will water-borne organic chemicals accumulate in aquatic animals. Environmental Science and Technologie 24(11): 1612-1618.

BAU, H. (1991): Der Einsatz pflanzlicher Bioindikatoren in der Bundesrepublik Deutschland. In: Bioindikation: Ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle, internationales Kolloquium, Wien, 14. bis 26. Sept. 1991/Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - VDI-Ber. 901(1): 37-60. Düsseldorf.

BAYKOV, B. D.; STOYANOV, M. P.; GUGOVA, M. L. & KRYNSKI, A. (1995): New ecological approach to the prognosis of heavy metal content in products of animal origin. Toxicological and Environmental Chemistry 49(1,2): 119-121.

BECKER, P.H.; BÜTHE, A. & HEIDMANN, W. (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. I. Chlororganische Verbindungen. J. Orn. 126(1): 29-51.

BECKER, P.H.; CONRAD, B. & SPERVESLAGE, H. (1989): Chlororganische Verbindungen und Schwermetalle in weiblichen Silbermöwen (*Larus argentatus*) und ihren Eiern mit be-

kannter Legefolge. Die Vogelwarte 35(1): 1-10.

BEEK, B.; BÖHLING, S.; FRANKE, C. & STUDINGER, G. (1991): Bioakkumulation - Bewertungskonzepte und Strategien im Gesetzesvollzug. UBA Texte 42/91. Berlin.

BEYERSMANN, D. (1986): Einige biologisch-chemische Grundbegriffe für Dosis-Wirkungsbeziehungen - diskutiert am Beispiel gesundheitsgefährdender Stoffe. In: WINTER, G. (Hrsg.): Grenzwerte. Bd. 1. Umweltrechtliche Studien 1. S. 27-34. Werner-Verlag. Düsseldorf.

BIAS, W.-R. & KARBE, L. (1985): Bioaccumulation and partitioning of cadmium within the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* PALLAS. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 70(1): 113-125.

BIGNERT, A.; GÖTHBERG, A.; JENSEN, S.; LITZEN, K.; ODSJÖ, T.; OLSSON, M. & REUTERGÅRDH, L. (1993): The need for adequate biological sampling in ecotoxicological investigations: a retrospective study of twenty years pollution monitoring. The Science of the Total Environment (128): 121-139.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1983): Prüfung des Rückstandsverhaltens - Abschätzung der Aufnahme von Pflanzenschutzmittelrückständen über die Nahrung. Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Teil IV. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1988a): Richtlinie für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil VI. 23-2.1.2: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Phygadeuon trichops* THOMSON als Vertreter der Makrohymenopteren im Laboratorium. Saphir Verlag. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1988b): Richtlinie für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil VI. 23-2.1.3: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Coccygomimus* (= *Pimpla*) *turionella* (L.) als Vertreter der großen Ichneumoniden im Laboratorium. Saphir Verlag. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1989a): Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Teil VI. 23-2.1.1: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Trichogramma cacoecia* Marchal als Vertreter der Mikrohymenopteren im Laboratorium. Saphir Verlag. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1989b): Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Teil VI. 23-2.1.5: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Coccinella septempuctata* (L.). Saphir Verlag. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1989c): Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Teil VI. 23-2.1.7: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Schwebfliege *Syrphus corollae* (Fabr.) im Laboratorium. Saphir Verlag. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1990): Richtlinie für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil VI. 1-1 (2. Auflage): Auswirkungen auf die Aktivität der Bodenmikroflora. Saphir Verlag. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1991a): Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Teil VI. 23-2.1.6: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf *Drino inconspicua* MEIG. (Tachinidae) im Laboratorium. Saphir Verlag. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1991b): Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Teil VI. 23-2.1.8: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Imagines von *Poecilus cupreus* L. als Vertreter der Familie Carabidae (= Laufkäfer) im Laboratorium. Saphir Verlag. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1991c): Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Teil VI. 23-2.3.4: Prüfung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Raubmilben im Weinbau. Saphir Verlag. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1993): Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Teil VI. 25-1: Prüfung von Ködermitteln, Granulaten und behandeltem Saatgut auf Vogelgefährdung - Annahmeversuch. Saphir Verlag. Braunschweig.

BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1994): Richtlinie für die Prüfung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren. Teil VI. 2-2: Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Reproduktion und das Wachstum von *Eisenia Fetida/Eisenia Andrei*. Saphir Verlag. Braunschweig.

BMFT - BUNDESMINISTERIUM FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE (Hrsg.) (1988): Umweltprobenbank - Bericht und Bewertung der Pilotphase. Springer Verlag. Berlin.

BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (1993): Konzeption "Umweltprobenbank des Bundes - Fortschreibung und Ausbau des Betriebs" vom 1.12.1993. Bonn.

BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (1998): Umweltforschungsplan 1998. Umwelt 1/98. Sonderteil.

BÖRTITZ, S. & DÄSSLER, H.G. (1980): Eignung von Schadstoffanreicherung in und auf Pflanzenteilen zur Indikation von Luftverunreinigungen. In: SCHUBERT, R. & SCHUH, J. (Hrsg.): Methodische und theoretische Grundlagen der Bioindikation. Bioindikation 1. Wissenschaftliche Beiträge der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 1980/24 (P8). S. 38-44. Halle.

BRÅKENHIELM, S. (1990): The National Swedish Environmental Monitoring Programme (PMK). Swedish Environmental Protection Agency. Uppsala.

BRAUN, F. (1977): Vorläufige Untersuchungen zur Interpretation von Quecksilberrückständen in Fischorganen. Fischwirt 27(2): 6-8.

BRAUN, F. & YEDILER, A. (1980): Zur Bedeutung der Fische als Umweltindikatoren, Laboratoriumsversuche an Karpfen (*Cyprinus carpio* L.) mit Quecksilber. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 8(3): 259-267.

Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) - Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge. In der Fassung der Bekanntmachung vom 14. Mai 1990. BGBl. I, S. 880.

BUROW, M.; EMONS, H.; FRONING, M.; MAY, K.; MOHL, C.; OSTAPCZUK, P.; ROßBACH, M.; STOEPPLER, M. & WAIDMANN, E. (1996a): Analytische Vorschriften für Elemente und Spezies in Umweltproben - Matrixgruppe 1 (Blasentang, Brassen, Buche, Dreikantmuschel, Fichte, Kiefer, Miesmuschel, Pyramidenpappel, Regenwurm, Reh, Silbermöwe, Stadttaube). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 19.1-51. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

BUROW, M.; EMONS, H.; FRONING, M.; GIERNICH, G.; GRÖMPING, A.; MAY, K.; MOHL, C.; OSTAPCZUK, P. & SCHEULEN, B. (1996b): Analytische Vorschriften für Elemente und Spezies in Umweltproben - Matrixgruppe 2 (Niederschlag, Wolkenwasser, Meerwasser, Flußwasser und Filterproben). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 20.1-41. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

CARLSON, A.R. & KOSIAN, P.A. (1987): Toxicity of Chlorinated Benzenes to fathead minnows (*Pimephales promelas*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 129-135.

Chemikaliengesetz - ChemG: Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen. Bekanntmachung der Neufassung des Chemikaliengesetzes. Vom 14. März 1990. BGBl. Jahrgang 1990, Teil I. Bonn.

CONNELL, D.W. (1998): Bioaccumulation of chemicals by aquatic organisms. In: SCHÜÜR-

MANN, G. & MARKERT, B. (Hrsg.): Ecotoxicology: Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects. S. 439-450. John Wiley & Sons, Spektrum Akad. Verlag. New York, Chichester, Brisbane.

CRÖSSMANN, G. (1993): PCB's in Böden und Pflanzen - Vorkommen, Eintrag, Abbau und Anreicherung. Schriftenr. Bundesmin. Ern., Landw. Forst., Angew. Wissensch. 418: Zum Carry Over von Polychlorierten Biphenylen (PCB): 44-53.

DAVIES, R.P. & DOBBS, A.J. (1984): The prediction of bioconcentration in fish. In: Department of Enviroment (Hrsg.): Water Residues. S. 1253 - 1261. Pergamon Press Ltd. Aylesbury, England.

DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (Hrsg.) (1974): Kriterien zur toxikologischen Bewertung von Pflanzenschutz-, Pflanzenbehandlungs- und Vorratsschutzmitteln. Mitt. VIII. Boppard.

DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (Hrsg.) (1985): Herbizid-Forschung: Zusammenfassung der Arbeiten in den beiden Schwerpunktprogrammen "Verhalten und Nebenwirkungen von Herbiziden". Kommission für Pflanzenschutz-, Pflanzenbehandlungs- und Vorratsschutzmittel. Mitt. XIV. Weinheim.

DEVAUX, A. & MONOD, G. (1987): PCB and p,p'-DDE in Lake Geneva brown trout (*Salmo trutta* L.) and their use as bioenergetic indicators. Environmental Monitoring and Assessment (9): 105-114.

DIETER, H.H. & GROHMANN, A. (1995): Grenzwerte und Stoffe in der Umwelt als Instrument der Umwelthygiene. Bundesgesundhbl. 95(5): 179-186.

DINKLOH, L. (1990): Qualitätsziele zum Schutz oberirdischer Gewässer vor gefährlichen Stoffen. Wasser Berlin '89. Kongressvorträge : 391-403.

DISSER, J.; BRUNN, H.; NAGEL, A. & PRINZINGER, R. (1992): Untersuchungen zur Belastung von Vogeleiern mit Chlorkohlenwasserstoffen unter besonderer Berücksichtigung der PCBs. Ökol. Vögel (Ecol. Birds) 14: 173-209.

DRESCHER-KADEN, U. (1981): Tierische Bioindikatoren für Umweltveränderungen. Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft 197. Sonderheft: 17-27.

DÜRRSCHMIDT, W. (1987): Das Doppelgesicht der Grenzwerte und Höchstmengen. Ökologische Konzepte 26: 19-33.

EBING, W.; PFLUGMACHER, J. & HAQUE, A. (1984): Der Regenwurm als Schlüsselorganismus zur Messung der Bodenbelastung mit organischen Fremdchemikalien. Berichte über Landwirtschaft 62(2): 222-255.

EDGREN, M.; OLSSON, M. & REUTERGÅRDH, L. (1981): A one year study of the seasonal variations of DDT and PCB levels in fish from heated and unheated areas near a nuclear power plant. Chemosphere 10(5): 447-452.

EDWARDS, C.A. & JEFFS, K. (1974): Rate of uptake of DDT from soil by earthworms. Nature 247: 157-158.

ELLENBERG, H. (1982): Was ist ein Bioindikator - Sind Vögel Bioindikatoren? Seevögel. Zeitschr. Verein Jordsand. Sonderband: 153-158.

ELLENBERG, H. (1991): Bioindicators and biological monitoring. In: ELLENBERG, H. et al. (Hrsg.): Biological Monitoring. Signals from the Environment. Veröffentlichung des Deutschen Zentrums für Entwicklungstechnologie - GATE. S. 14-74. Viehweg-Verlag. Braunschweig.

ELLENBERG, H.; FRÄNZLE, O. & MÜLLER, P. (1978): Ökosystemforschung im Hinblick auf Umweltpolitik und Entwicklungsplanung. BMI-Forschungsbericht Nr. 78-101 04005. Kiel.

ELLIOT, J.E. (1977): Some Methods for the Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates. Freshwater Biolgical Association. Scientific Publication No. 25.

ELSTER, H.-J. (1987a): Definitionen. In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG Forschungsbericht. S. 7-8. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

ELSTER, H.-J. (1987b): Zusammenfassende Bewertung der Befunde. In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG Forschungsbericht. S. 299-304. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

EMONS, H.; GRÖMPING, A.; OSTAPCZUK, P.; ROßBACH, M. & SCHLADOT, J.D. (1996): Erfassung und Bewertung von Schadstoffen in Umweltproben aus den neuen Ländern (Rückstandsanalytik). Abschlußbericht zum FE-Vorhaben 116 06 100. Jülich.

ERHARDT, W.; HÖPKER, K.A. & FISCHER, I. (1996): Bewertungsverfahen: Verfahren zur Bewertung von immissionsbedingten Stoffanreicherungen in standardisierten Graskulturen. Beitragsserien: Richtlinien zur Erstellung von Wirkungskatastern. V: Auswertung und Darstellung von Meßergebnissen aus Bioindikationsverfahren. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 8(4): 237-240.

ERNST, W. (1985): Accumulation in aquatic organisms. In: SHEEHAN, P.; KORTE, F.; KLEIN, W. & BOURDEAU, P. (Hrsg.): Appraisal of Tests to Predict the Environmental Behaviour of Chemicals. S. 243-255. John Wiley and Sons. Chichester.

EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (Hrsg.) (1996): Richtlinie 96/12/EG der Kommission vom 8.

März 1996 zur Änderung der Richtlinie 91/414/EWG des Rates über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. Brüssel.

EWERS, U. (1994): Expositions-, Belastungs- und Wirkungsmonitoring von Umweltschadstoffen - Möglichkeiten und Grenzen. In: Senatsverwaltung für Gesundheit - Abteilung Umweltmedizin (Hrsg.): Allgemeine Toxikologie in der Umweltmedizin. Materialien zur Umweltmedizin 5, Teil I. S. 73-99.

EWERS, U.; KRAMER, M. & KÖRTING, H. (1996): Diagnostik der inneren Exposition (Human-Biomonitoring). In: WICHMANN, H.E.; SCHLIPKÖTER, H.-W. & FÜLGRAFF, G. (Hrsg.): Handbuch der Umweltmedizin. 9. Erg.Lfg. Kap.III-2.1. S. 1-19. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

FALKNER, R. & SIMONIS, W. (1982): Polychlorierte Biphenyle (PCB) im Lebensraum Wasser (Aufnahme und Anreicherung durch Organismen - Probleme der Weitergabe in der Nahrungspyramide). Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 17: 1-74.

FALKNER, R. & SIMONIS, W. (1987): Aufnahme und Anreicherung von polychlorierten Biphenylen (PCB) durch Organismen im Wasser und die Probleme ihrer Weitergabe in der Nahrung (Literaturbericht 1972-1979). In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. S. 177-179. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

FAO & WHO - Food and Agriculture Organization & World Health Organization (1974): Recommended International Maximum Limits for Pesticide Residues. Fourth Series. CAC/RS 65-1974. Rom.

FAO & WHO - Food and Agriculture Organization & World Health Organization (1978): Recommended International Maximum Residue Limits for Pesticide Residues. Sixth Series. CAC/RS 100-1978. Rom.

FAO & WHO - Food and Agriculture Organization & World Health Organization (1993): Codex Alimentarius Volume Two: Pesticide Residues in Food. Rom.

FENT, K. (1998): Ökotoxikologie: Umweltchemie - Toxikologie - Ökologie. Thieme Verlag. Stuttgart, New York.

FIEDLER, H.; HUTZINGER, O. & GIESY, J.P. (1990): Utility of the QSAR modeling system for predicting the toxicity of substances on the european inventory of existing commercial chemicals. Toxicology and Environmental Chemistry 28: 167-188.

FISCHER, G. (1986): Blei- und Cadmium-Konzentrationen in Organen nestjunger Kohlmeisen (*Parus major*) in Abhängigkeit von Alter, Geschlecht und Biotop. Dipl.Arbeit FB Biologie, Univ. Frankfurt.

FISCHER, P. (1991): Statistische Überprüfung und Optimierung von Beprobungsplänen für die Umweltprobenbank am Beispiel der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und *Buche (Fagus sylvatica* L.). Dipl.Arbeit Inst. Biogeographie, Univ. des Saarlandes. Saarbrücken.

FISCHER, P. & WAGNER, G. (1993): Definition homogener Probenahmeflächen innerhalb eines flächenrepräsentativen passiven Biomonitorings. Ecoinforma - Biomonitoring und Umweltprobenbanken 4: 221-229.

FISHER, S.W. (1995): Mechanisms of bioaccumulation in aquatic systems. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 142: 87-117.

FISHER, S.W.; GOSSIAUX, D.C.; BRUNER, K.A. & LANDRUM, P.F. (1993): Investigations of the toxicokinetics of hydrophobic contaminants in the zebra mussel. In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (Hrsg.): Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control. S. 465-490. Lewis Publishers. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo.

FÖRSTNER, U. & MÜLLER, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Springer-Verlag. Berlin.

FORTH, W.; HENSCHLER, D. & RUMMEL, W. (Hrsg.) (1987): Pharmakologie und Toxikologie. B-I. Wissenschaftsverlag. Mannheim, Wien, Zürich.

FRANZ-GERSTEIN, C.; MAIER-REITER, W.; SOMMER, B. & NOBEL, W. (1992): Einsatz von ausgewählten Bioindikatoren im Rahmen praktischer Luftreinhaltung - Teil 2: Entwicklung eines Auswerte- und Beurteilungsverfahrens anhand der seit 1983 im Raum Esslingen/Altbach durchgeführten Immissions-Wirkungsuntersuchungen. UBA-Forschungsbericht 92-108 02 078. Filderstadt.

FRIANT, S.L. & HENRY, L. (1985): Relationship between toxicity of certain organic compounds and their concentrations in tissues of organisms: a perspective. Chemosphere 14 (11/12): 1897-1907.

FRISCHE, R.; KLÖPFFER, W. & SCHÖNBORN, W. (1979): Bewertung von organisch-chemischen Stoffen und Produkten in bezug auf ihr Umweltverhalten - chemische, biologische und wirtschaftliche Aspekte. 2 Teile. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. Forschungsbericht Nr. 101 04 009/03. Frankfurt/M.

FRITZ, W. (1983): Untersuchungen zum Verhalten von Benzo(a)pyren im Boden und zum Übergang aus dem Boden in Erntegüter. Zbl. Microbiol. 138: 605-616.

FÜLGRAFF, G. (1996): Grenzwerte. In: WICHMANN, H.E.; SCHLIPKÖTER, H.-W. & FÜLGRAFF, G. (Hrsg.): Handbuch der Umweltmedizin. 9. Erg.Lfg. Kap.III-1.3. S. 1-9. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

Futtermittelverordnung - Fassung vom 11.11.1992 BGBl. I, S. 1898, zuletzt geändert durch die Verordnung vom 23.07.1997, BGBl. I, S. 1894.

GEYER, H.J.; POLITZKI, G. & FREITAG, D. (1984): Prediction of ecotoxicological behaviour of chemicals: relation between n-octanol/water partition coefficent and bioaccumulation of organic chemicals by alga chlorella. Chemosphere 13(2): 269-284.

GEYER, H.J.; MUIR, D.C.G.; SCHEUNERT, I.; STEINBERG, C.E.W. & KETTRUP, A.A.W. (1992): Bioconcentration of octachlorodibenzo-p-dioxin (OCDD) in fish. Chemosphere 25(7-19): 1257-1264.

GEYER, H.J. & MUIR, D.C.G. (1993): New results and considerations on the bioconcentration of the superlipophilic persistent chemicals octachlordibenzo-p-dioxin (OCDD) and Mirex in aquatic organisms. In: MANSOUR, M. (Hrsg.): Fate and Prediction of Environmental Chemicals in Soils, Plants, and Aquatic Systems. Chap. 18. S. 185-197. Lewis Publishers. Boca Raton.

GEYER, H.J.; SCHEUNERT, I.; RAPP, K.; GEBEFÜGI, I.; STEINBERG, C. & KETTRUP, A. (1993): The relevance of fat content in toxicity of lipophilic chemicals to terrestrial animals with special reference to dieldrin and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD). Ecotoxicology and Environmental Safety 26: 45-60.

GEYER, H.J.; MUIR, D.C.G.; SCHEUNERT, I.; STEINBERG, C.E.W. & KETTRUP, A.A.W. (1994a): Bioconcentration of superlipophilic persistent chemicals. ESPR - Environ. Sci. & Poll. Res. 1(2): 75-80.

GEYER, H.J.; SCHEUNERT, I.; BRÜGGEMANN, R.; MATTHIES, M.; STEINBERG, C.E.W.; ZITKO, V.; KETTRUP, A. & GARRISON, W. (1994b): The relevance of aquatic organisms lipid content to the toxicity of lipophilic chemicals: Toxicity of lindane to different fish species. Ecotoxicology and Environmental Safety 28: 53-70.

GÖEN, T. & ANGERER, J. (1997): Innere Belastung der Allgemeinbevölkerung gegenüber DDT und DDE. Umweltmed. Forsch. Prax. 2(1): 29-31.

GREEN, R.H. (1979): Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. New York.

GREFEN, K.; HEINZ, J.; HELBER, J. & PETERS, F. (1984): Ermittlung, Bewertung und Beurteilung der Emissionen und Immissionen umweltgefährdender Schwermetalle und weiterer persistenter Stoffe. UBA-F+E-Bericht Nr. II.2.6-50 465/21, UFOPLAN-Nr. 104 03 186. Düsseldorf.

GREGOR, H.-D. (1994) (Red.): Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -standards. UBA Texte 64/94. Berlin.

GREGOR, H.-D. (1995): Das Critical Loads/Levels-Konzept - Ein ökosystemarer Ansatz für Umweltindikatoren auf der Basis von Wirkungsschwellen. In: DÖRHÖFER, G.; THEIN, J. & WIGGERING, H. (Hrsg.): Umweltqualitätsziele, natürliche Variabilität, Grenzwerte. Umweltgeologie heute 5. S. 51-58. Berlin.

GREIM, H. (1996): Umwelttoxikologie. In: WICHMANN, H.E.; SCHLIPKÖTER, H.-W. & FÜLGRAFF, G. (Hrsg.): Handbuch der Umweltmedizin. III-1.1.9. Ergänzungslieferung 9/96. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

GRIMME, L.H.; FAUST, M. & ALTENBURG, R. (1986): Die Begründung von Wirkungsschwellen in Pharmakologie und Toxikologie und ihre Bewertung aus biologischer Sicht. In: WINTER, G. (Hrsg.): Grenzwerte. Bd. 1. Umweltrechtliche Studien 1. S. 35-48. Werner-Verlag. Düsseldorf.

GRIMME, L.H.; ALTENBURGER, R. & BÖDEKER, W. (1995): Naturwissenschaften und Grenzwerte. In: ARNDT, U.; BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich. Hohenheimer Umwelttagung 27. S. 133-143. Günter Heimbach Verlag. Ostfildern.

GRIMMER, G.; JACOB, J.; NAUJAK, K.-W. & HILDEBRANDT, A. (1996a): Richtlinie zur Probenahme von luftgetragenen polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen - gasförmig vorliegende und partikelgebundene PAH. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 14.1-9. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

GRIMMER, G.; JACOB, J.; NAUJACK, K.-W. & HILDEBRANDT, A. (1996b): Richtlinie zur Analytik polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAH) in verschiedenen Probenarten. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 18.1-14. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

GUDERIAN, R. & REIDL, K. (1982): Höhere Pflanzen als Indikatoren für Immissionsbelastungen im terrestrischen Bereich. Decheniana-Beihefte 26: 6-22.

GUDERIAN, R. & BALLACH, H.-J. (1989): Aufgaben und Probleme der Wirkungsforschung als Grundlage für praktischen Immissionsschutz. Verh. Ges. Ökologie XVIII: 289-297.

GUDERIAN, R. & BÜCKER, J. (1995): Ökotoxikologische Risikobewertung - naturwissenschaftliche Probleme von Grenzwertvorschlägen. In: ARNDT, U.; BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich. Hohenheimer Umwelttagung 27. S. 23-34. Günter Heimbach Verlag. Ostfildern.

GUNKEL, G. (1987): Mechanismen der Aufnahme und Verteilung von organischen Schadstof-

fen in aquatischen Organismen. In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG Forschungsbericht. S. 39-68. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

GUNKEL, G. (1993): Limnologie urbaner Gewässer - Belastungen, Belastungsgrenzen und Management am Beispiel Berliner Gewässer. Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 4: 239-247.

GUNKEL, G. (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

GUNKEL, G. & MAST, P.-G. (1990): Untersuchungen zum "Ökologischen Wirkungskataster" - Biologisches Monitoring und PCB-Belastung Berliner Gewässer. Forschungsbericht 3/90 des Fachgebietes Wasserreinhaltung der Technischen Universität Berlin. Berlin.

HAHN, E. & HAHN, K. (1995): Standards für ausgewählte Probenarten - Greifvögel. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 238-254. Gustav Fischer Verlag. Jena.

HALBWACHS, G. & ARNDT, U. (1991): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation. In: Bioindikation: Ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. Internationales Kolloquium, Wien, 14. bis 26. Sept. 1991/Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN. VDI-Ber. 901(1): 7-15. Düsseldorf.

HAPKE, H.J. (1981): Possibilities and limitations of ecological testing of chemicals. Environ. Toxicol. Chem. 3: 227-237.

HAQUE, A. & EBING, W. (1988): Uptake and accumulation of pentachlorophenol and sodium pentachlorophenate by the earthworms from water and soil. The Science of Total Environment (68): 113-125.

HARMS, H. (1994): Phytotoxizität, Metabolismus und Persistenz organischer Xenobiotika aus kommunalen und industriellen Abfällen in Pflanzen. In: ALEF, K.; FIEDLER, H. & HUTZINGER, O. (Hrsg.): ECOINFORMA '94. Vol. 5: Umweltmonitoring und Bioindikation. S. 217-228. Wien.

HARTUNG, J. & ELPELT, B. (1989): Multivariate Statistik. Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. München, Wien.

HATTULA, M.L. & KARLOG, O. (1972): Toxicity of polychlorinated biphenyls to goldfish. Acta Pharmacol. Toxicol. 31(3): 238-240.

HAUX, C. & FÖRLIN, L. (1988): Biochemical methods for detecting effects of contaminants on fish. Ambio 17(6): 376-380.

HEESCHEN, W.; BLÜTHGEN, A. & STEIMER, J. (1993): Allgemeines über Aufnahme, Verteilung, Metabolismus, Retention und Ausscheidung polychlorierter Biphenyle beim Säuger. Schriftenr. Bundesmin. Ern., Landw. Forst., Angew. Wissensch. 418: 33-43.

HENSCHLER, D. (1978): Biological Monitoring: Grundlagen und praktische Bedeutung. In: LOSKANT, H. (Hrsg.): Möglichkeiten und Grenzen des Biological Monitoring. Verhandlungen der Deutschen Gesellschaft für Arbeitsmedizin. S. 35-44. Gentner-Verlag. Stuttgart.

HENSCHLER, D. (1989): Verhältnismäßigkeit im Umweltschutz. Siemens-Zeitschrift 89(3): 31-34.

HENSCHLER, D. (1994): Gesundheitsgefährdung durch schädliche Stoffe: Grenzwerte als Instrument der Risikobewältigung. Verh. Ges. dt. Naturfreunde und Ärzte. 118. Versammlung: 217-229.

HERMENS, J.; CANTON, H.; JANSSEN, P. & DE JONG, R. (1984): Quantitative structure-activity relationships and toxicity studies of mixtures of chemicals with anaesthetic potency: acute lethal and sublethal toxicity to *Daphnia magna*. Aquatic Toxicology 5: 143-154.

HERPIN, U.; MARKERT, B.; SIEWERS, U. & LITH, H. (1994): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. Abschlußbericht des FE-Vorhabens 108 02 087 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Osnabrück.

HERWIG, H.J.; BRANDS, F. ; KRUITWAGEN, E. & ZANDEE, D.I. (1989): Bioaccumulation and histochemical localization of the cadmium in *Dreissena polymorpha* exposed to cadmium chloride. In: Research Group of Aquatic Toxicology, Department of Experimental Zoology, University of Utrecht (Hrsg.): Aquatic Toxicology 15. S. 269-286. Utrecht.

HETTCHE, H.O. (1971): Pflanzenwachse als Sammler für polyzyklische Aromate in der Luft von Wohngebieten. Staub - Reinhalt. Luft 31(2): 72-76.

HETTCHE, H.O. & GRIMMER, G. (1968): Die Belastung der Atmosphäre durch polyzyklische Aromaten im Großraum eines Industriegebietes. Schriftenr. LIB des Landes NWF 12: 92-108.

HEUBLEIN, D. (1986): Bewertung und Umweltrelevanz chemischer Stoffe - Möglichkeiten der Bioindikation. Biologie in unserer Zeit 16(1): 24-30.

HODENBERG, A. VON (1974): Ermittlung von Toxizitäts-Grenzwerten für Kupfer, Zink und Blei in Getreide, Rotklee und Rüben sowie Aufklärung der Toxizitätsschäden an Feldpflanzen im Harzvorland. Diss. Univ. Kiel.

HOFER, R. & LACKNER, R. (1995): Fischtoxikologie. Theorie und Praxis. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A. & HALL, R.J. (1990): Wildlife toxicology. Third part of a four-part series. Environmental Science and Technology 24(3): 276-283.

HOFFMANN, H.-J. (1987): Untersuchung der Einflüsse von Temperatur, Strömung und Sauerstoffgehalt auf das Akkumulationsverhalten von Quecksilber in Karpfen (*Cyprinus carpio* L). In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. S. 211-218. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

HORRAS, C.; LEWIS, R.A.; PAULUS, M. & KLEIN, B. (1991): Auswahl ökologischer Umweltbeobachtungsgebiete in der Bundesrepublik Deutschland. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 64: 26-38.

HUBER, A. & HUBER, W. (1988): Pflanzen als Schadstoffindikatoren - Verhütung von Schäden. In: HOCK, B. & ELSTNER, E.F. (Hrsg.): Schadwirkungen auf Pflanzen. Lehrbuch der Pflanzentoxikologie. S. 46-66. BI-Wiss.-Verlag. Mannheim, Wien, Zürich.

JACOB, J. & GRIMMER, G. (1993): Umweltprobenbank des Bundes - Analytik polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAH). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bonn.

JOERMANN, G.; KULA, C. & FORSTER, R. (1996): Prüfung und Bewertung von Pflanzenschutzmitteln nach der Richtlinie 91/414/EWG - Terrestrische Ökotoxikologie. In: BAYER, E. & BEHRET, H. (Hrsg.): Chemikalienbewertung in der Europäischen Union; Konzepte für den terrestrischen Bereich. S. 13-24. Frankfurt.

KÄFERSTEIN, F.K.; ALTMANN, H.-J.; KALLISCHNIGG, G.; KLEIN, H.; KOSSEN, M.-T.; LORENZ, H.; MÜLLER, J.; SCHMIDT, E. & ZUFELDE, K.P. (1979): Blei, Cadmium und Quecksilber in und auf Lebensmitteln. ZEBS-Berichte 1/79. Dietrich Reimer Verlag. Berlin.

KALLISCHNIGG, G. & LEGEMANN, P. (1982): Studie zum Aufbau eines Monitoring-Systems Umweltchemikalien in Lebensmitteln. ZEBS-Berichte 1/82. Dietrich Reimer Verlag. Berlin.

KARBE, L. (1987): Kinetik der Akkumulation und Dekontamination von Schwermetallen. In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG Forschungsbericht. S. 75-88. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

KARBE, L.; BIAS, R. & BORCHARDT, T. (1987): Aufnahmekinetik und Anreicherung von Blei und Cadmium in Muscheln und Fischen. In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. S. 219-225. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

KARL, H. & KELLERMANN, H.-J. (1993): PCB in Fisch. Schriftenr. Bundesmin. Ern. Landw. Forst., Angew. Wissensch. 418. Zum Carry over von Polychlorierten Biphenylen (PCB) : 133-147.

KAYSER, D.; BOEHRINGER, U.R. & SCHMIDT-BLEEK, F. (1982): The environmental specimen banking project of the Federal Republic of Germany. Environmental Monitoring and Assessment 1: 241-255.

KEITEL, A. (1986): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): IMA-Querschnittsseminar zur Waldschädenforschung "Bioindikation". 28. und 29. November 1985 in Berlin. UBA Texte 18/86. S. 236-245.

KEITEL, A. (1989): Praxiserprobte Bioindikationsverfahren - Grundlagen und vergleichende Bewertung der Verfahrenskenngrößen. Staub - Reinhaltung der Luft 49: 29-34.

KEITH, L.H. (Hrsg.) (1988): Principles of Environmental Sampling. American Chemical Society.

KERNDORFF, H.; SCHLEYER, R. & DIETER, H.H. (1993): Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen. WaBoLu Hefte 1/1993. Berlin.

KETTRUP, A.; STEINBERG, C. & FREITAG, D. (1991): Ökotoxikologie - Wirkungserfassung und Bewertung von Schadstoffen in der Umwelt. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 3(6): 370-377.

KETTRUP, A.; FREITAG, D. & STEINBERG, C. (1992): Ökologische Chemie, Umweltanalytik und Ökotoxikologie. GIT Fachz. Lab. (4): 376-378.

KIRSCH, S. & STREIT, B. (1989): Cadmiumkonzentration und -akkumulation *bei Lumbricus rubellus* in Abhängigkeit von verschiedenen Bodenparametern in Waldgebieten. Verh. Ges. Ökologie XVIII: 403-407.

KLEIN, R. (1993): The animal specimens of terrestrial and limnetic ecosystems in the environmental specimen banking programmme of Germany. Sci. Total. Environ. 139/140: 203-212.

KLEIN, R. (In Vorber.): Qualität und Informationsgehalt von Umweltproben nationaler Umweltprobenbanken als integrale Bestandteile der Umweltbeobachtung. Habilitationsschrift. Universität des Saarlandes.

KLEIN, R. & NENTWICH, K. (1995): Standards für ausgewählte Probenarten - *Reh (Capreolus capreolus*). In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 254-271. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

KLEIN, R. & NENTWICH, K. (1996): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Reh

(*Capreolus capreolus*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 10.1-21. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.) (1995a): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

KLEIN, R. & PAULUS, M. (1995b): Akkumulation von Schadstoffen durch Organismen. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 35-67. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

KLEIN, R. & PAULUS, M. (1995c): Standards für ausgewählte Probenarten - Regenwürmer (Lumbricidae). In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 183-202. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

KLEIN, R. & PAULUS, M. (1995d): Biometrische Probenbeschreibung. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 98-100. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

KLEIN, R. & PAULUS, M. (1996): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Brassen (*Abramis brama*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 6.1-26. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

KLEIN, R. & WAGNER, G. (1993): Strategien für die Umweltprobenbank der Bundesrepublik Deutschland. In: ERDMANN, K.-H. & NAUBER, J. (Hrsg.): Beiträge zur Ökosystemforschung und Umwelterziehung II. MaB-Mitt. 37. S. 117-122. Bonn.

KLEIN, R. & WAGNER, G. (1996): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 5.1-26. Erich Schmidt Verlag. Berlin.KLEIN, R.; PAULUS, M.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (1994): Das ökologische Rahmenkonzept zur Qualitätssicherung in der Umweltprobenbank des Bundes. In: PAULUS, M.; KLEIN, R.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (Hrsg.): Biomonitoring und Umweltprobenbank. Beitragsserie in UWSF - Z. Umweltchem.

Ökotox. 6(4). S. 223-231. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

KLEIN, R.; KROTTEN, J.; MARTHALER, L.; SINNEWE, C. & DITTMANN, J. (1995): Die Abhängigkeit des Informationsgehaltes limnischer Akkumulationsindikatoren vom Zeitpunkt der Probenahme. In: PAULUS, M.; KLEIN, R.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (Hrsg.): Biomonitoring und Umweltprobenbank. Beitragsserie in UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 7(2). S. 115-126. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

KLEIN, R.; ALTMEYER, M. & SPRENGART, J. (1996): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Regenwurm (*Lumbricus terrestris* und *Aporrectodea* [*Allolobophora*] *longa*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 12.1-29. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

KLÖPFFER, W. (1989): Persistenz und Abbaubarkeit in der Beurteilung des Umweltverhaltens anthropogener Chemikalien. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 2: 43-51.

KLÖPFFER, W. (1994): Kriterien zur Umweltbewertung von Einzelstoffen und Stoffgruppen. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 6(2): 61-63.

KNABE, W. (1982): Monitoring of air pollutants by wild life plants and plant exposure: suitable bioindicators for different immissions types. In: STEUBING, L. & JÄGER, H.J. (Hrsg.): Monitoring of Air Pollutants by Plants. S. 59-73. W. Junk Publishers. The Hague.

KNABE, W. (1983a): Immissionsökolgische Waldzustandserfassung. Mitt. LÖLF, Sonderheft "Immissionsbelastung von Waldökosystemen": 43-57.

KNABE, W. (1983b): Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen (IWE 1979). Fichten und Flechten als Zeiger der Waldgefährdung durch Luftverunreinigungen. Forschung und Beratung, Reihe C. Wissenschaftliche Berichte und Diskussionsbeiträge, Heft 37. Landwirtschaftsverlag. Münster.

KNABE, W. (1984): Wir stellen zur Diskussion: Merkblatt zur Entnahme von Blatt- und Nadelproben für chemische Analysen. AFZ 33/34: 847-848.

KNABE, W. (1986): Immissionsökologische Waldzustandserfassung Nordrhein-Westfalen - Bioindikation und Beitrag zur Waldschadensforschung. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): IMA-Querschnittsseminar zur Waldschädenforschung "Bioindikation". 28. und 29. November 1985 in Berlin. UBA Texte 18/86. S. 153-166.

KOCH, R. (1989): Umweltchemikalien. Physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten. VCH-Verlagsgesellschaft. Weinheim.

KOEPFF, C.; BECKER, P.H.; BÜTHE, A. & HEIDMANN, W. (1991): Schadstoffkontamination von

Küstenvögeln im Artenvergleich. 123. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. J. Orn. 4: 495.

KÖHL, M. (1991): Anzahl Wiederholungen bei der Versuchsplanung. Forstw. Centralblatt 110: 95-103.

KOHLER, A. & ARNDT, U. (Hrsg.) (1992): Bioindikatoren für Umweltbelastungen. Neue Aspekte und Entwicklungen. Hohenheimer Umwelttagung 24. Hohenheim.

KOMMISSION REINHALTUNG DER LUFT IM VDI UND DIN (Hrsg.) (1992): Bioindikation - Ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. VDI Berichte 901, Bd. 1 und 2. VDI-Verlag. Düsseldorf.

KÖNEMANN, H. (1981): Quantitative structure-activity relationships in fish toxicity studies. Part I: Relationship for 50 industrial pollutants. Toxicology 19: 209-221.

KORTE, F. (1987): Lehrbuch der ökologischen Chemie. Thieme Verlag. Stuttgart.

KRAUSE, C.; BABISCH, W.; BECKER, K.; BERNIGAU, W.; HELM, D.; HOFFMANN, K.; NÖLLKE, P.; SCHULZ, C.; SCHWABE, R.; SEIWERT, M. & THEFELD, W. (1996): Umwelt-Survey 1990/92. Band Ia: Studienbeschreibung und Human-Biomonitoring: Deskription der Spurenelementgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland. WaBoLu Hefte 1/96.

KREIMES, K. (1996): Bewertungs- und Darstellungsverfahren: Verfahren zur Bewertung und Darstellung von Bioindikationsdaten. Beitragsserien: Richtlinien zur Erstellung von Wirkungskatastern. V: Auswertung und Darstellung von Meßergebnissen aus Bioindikationsverfahren. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 8(5): 287-292.

KRISTIANSEN, J.; CHRISTENSEN, J.M.; IVERSEN, B.S. & SABBIONI, E. (1997): Toxic trace element reference levels in blood and urine: influence of gender and lifestyle factors. The Science of the Total Environment 204: 147-160.

KROTTEN, J. (1994): Der Informationsgehalt von *Rutilus rutilus* L. als Akkumulationsindikator chlorierter Kohlenwasserstoffe in Abhängigkeit von seiner Phänologie. Dipl.Arbeit, Inst. Biogeographie, Univ. d. Saarlandes. Saarbrücken.

LABO - BUND/LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR BODENSCHUTZ (Hrsg.) (1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. Bodenschutz. Heft 4.

LAHNER, G. & STREIT, B. (1989): Untersuchungen zur Variation der Konzentration und Akkumulation von Blei bei *Lumbricus rubellus*. Verh. Ges. Ökologie XVIII: 415-418.

LAMPERT, W. (1987): Subletale Wirkungen auf Biozönosen. In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. S. 145-151. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

LANDRUM, P.F.; EADIE, B.J. & FAUST, W.R. (1991): Toxicokinetics and toxicity of mixture of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons to the amphipod *Diporeia* sp. Environ. Toxicol. Chem. 10(1): 35-46.

LANDRUM, P.F.; DUPUIS, W.S. & KUKKONEN, J. (1994): Toxicokinetics and toxicity of sediment-associated pyrene and phenanthrene in *Diporeia* ssp.: Examination of equilibrium-partitioning theory and residue-based effects for assessing hazard. Environ. Toxicol. Chem. 13(11): 1769-1780.

LANGE-ASSCHENFELDT, H. (1996): Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes: Human-Biomonitoring: Definitionen, Möglichkeiten und Voraussetzungen sowie Qualitätssicherung und Konzept der Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte in der Umweltmedizin. Bundesgesundheitsblatt 39(6): 205.

LEHNERT, G. (1978): Strategie des "Biological Monitoring". In: LOSKANT, H. (Hrsg.): Möglichkeiten und Grenzen des Biological Monitoring. Verhandlungen der Deutschen Gesellschaft für Arbeitsmedizin. S. 45-50. Gentner-Verlag. Stuttgart.

LEWALTER, J. & NEUMANN, H.-G. (1996): Biologische Arbeitsstoff-Toleranzwerte (Biomonitoring). Teil VII: Hintergrundbelastungen bei beruflich nicht-exponierten Personen. Arbeitsmed. Sozialmed. Umweltmed. 31(9): 275-280.

LEWIS, R.A. (1985): Richtlinien für den Einsatz einer Umweltprobenbank in der Bundesrepublik Deutschland auf ökologischer Grundlage. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. Chr. Eschl-Verlag. Saarbrücken.

LEWIS, R.A. (1987): Guidelines for Environmental Specimen Banking with Special Reference to the Federal Republic of Germany. Ecological and Managerial Aspects. U.S. MaB Report No. 12.

LEWIS, R.A.; STEIN, N. & LEWIS, C.W. (1984): Environmental Specimen Banking and Monitoring as Related to Banking. Martinus Nijhoff Publishers. Boston.

LEWIS, R.A.; PAULUS, M.; HORRAS, C. & KLEIN, B. (1989): Auswahl und Empfehlung von ökologischen Umweltbeobachtungsgebieten in der Bundesrepublik Deuschland. MaB-Mitt. 29. Bonn.

LEWIS, R.A.; PAULUS, M.; HORRAS, C. & KLEIN, B. (1993): Auswahl ökologischer Umweltbeobachtungsgebiete in der Bundesrepublik Deutschland. In: KUSEBAUCH, G. & VITEK, E. (Hrsg.): Nationalparke - Ihre Funktion in vernetzten Systemen - Anspruch und Wirklichkeit. S. 27-42. Selbstverlag Wien.

LFU BADEN-WÜRTTEMBERG & ROTH, L. (1995): Grenzwerte. Kennzahlen zur Umweltbelastung in Deutschland und in der EG. Tabellenwerk. Ecomed Fachverlag. Landsberg/

Lech.

LIETH, H. & MARKERT, B. (1988): The establishment of element concentration cadasters for ecosystems (ECCE) in the different vegetation zones of the earth. Biology International 16: 7-11.

LIKENS, G.E. (Hrsg.) (1985): An Ecosystem Approach to Aquatic Ecology. Springer Verlag. New York.

LILLELUND, K. (1987): Die Bedeutung abiotischer und biotischer Randbedingungen für die Bioakkumulation der im Schwerpunkt eingesetzten Umweltchemikalien. In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG Forschungsbericht. S. 89-101. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.) (1987): Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG-Forschungsbericht. VCH-Verlag. Weinheim.

LORD, K.A.; BRIGGS, G.G.; NEALE, M.C. & MANLOVE, R. (1980): Uptake of pesticides from water and soil by earthworms. Pestic. Sci. 11: 401-408.

LOSKILL, R. & NAGEL, R. (1991): Entwicklung von Kriterien zur Bewertung der Bioakkumulation im Vollzug ChemG/PflSchG. Forschungsbericht 10603092. UBA Texte 42/91. S. 72-142. Berlin.

LUEPKE, N.P. (Hrsg.) (1979): Monitoring Environmental Materials and Specimen Banking. Martinus Nijhoff Publishers. The Hague, Boston, London.

LUEPKE, N.P. (1988): Zusammenfassende Beurteilung zum Pilotprojekt Umweltprobenbank. In: BUNDESMINISTERIUM FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE (Hrsg.): Umweltprobenbank - Bericht und Bewertung der Pilotphase. S. 133-158. Springer Verlag. Berlin.

MACE, A.E. (1964): Sample-Size Determination. Reinhold Publishing Corporation. New York.

MARGALEF, R. (1968): Perspectives in Ecological Theory. Chicago.

MARKARD, Ch. (1992): Gefährliche Stoffe - Qualitätsziele zum Schutz oberirdischer Gewässer (BLAK QZ). Schr.-Reihe Verein WaBoLu 89: 85-97.

MARKERT, B. (1991): Die repräsentative Probenahme pflanzlicher Matrizes als Grundvoraussetzung für Stoffflußbetrachtungen in Ökosystemen. Verh. Ges. Ökologie 14(3): 349-361.

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

MARKERT, B. (Hrsg.) (1994b): Environmental Sampling for Trace Analysis. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

MARTH, P.; HEINISCH, E.; SCHWAMM, K.-W.; MARTENS, D.; OXYNOS, K.; SCHMITZER, J. & KETTRUP, A. (1997): Erfassung chlorierter Kohlenwasserstoffe in Umweltproben der neuen Länder. Abschlußbericht zum FE-Vorhaben 106 03 088. Neuherberg.

MAST, P.-G. & GUNKEL, G. (1991): Untersuchungen zur Verteilung und zu den Umsetzungen von Polychlorierten Biphenylen in einem innerstädtischen Gewässer. Vom Wasser 76: 321-331.

MAST, P.G. & GUNKEL, G. (1992): PCB-Monitoring - eine Hilfe für Entscheidungen in der Stadtentwicklung. Verh. Ges. Ökologie 21: 227-231.

MC KIM, J.M. & SCHMIEDER, P.K. (1991): Bioaccumulation: does it reflect toxicity? In: NAGEL, R. & LOSKILL, R. (Hrsg.): Bioaccumulation in Aquatic Systems. S. 161-188. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

MEERKAMP VAN EMBDEN, I.C. (1988): Kriterien zur Gefährdungsabschätzung und Risikobegrenzung chemischer Stoffe. In: HELD, M. (Hrsg.): Chemiepolitik: Gespräch über eine Kontroverse. S. 111-120. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

MERSCH, J. (1993): Modalités d'utilisation de la moule zébrée *Dreissena polymorpha* en tant qu'indicateur biologique de la contamination des écosystemes d'eau douce par les métaux lourds. Comparaison avec un autre d'organisme sentinelles, les mousses aquatiques. Étude dans le bassin de la Moselle. Diss. Univ. Metz.

MERSCH, J. & KASS, M. (1994): La mousse aquatique *Fontinalis antipyretica* comme traceur de la contamination radioactive de la Moselle en aval de la centre nucléaire de Cattenom. Bull. Soc. Nat. Luxemb. 95: 109-117.

MERSCH, J. & CLAVERI, B. (1995): Standards für ausgewählte Probenarten - Wassermoose. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 170-183. Gustav Fischer Verlag. Jena.

MERSCH, J. & KLEIN, R. (1995): Standards für ausgewählte Probenarten - Dreikant- oder Wandermuschel *(Dreissena polymorpha*). In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 121-142. Gustav Fischer Verlag. Jena.

MIES, E. & ZÖTTL, H.W. (1985): Zeitliche Änderung der Chlorophyll- und Elementgehalte in den Nadeln eines gelb-chlorotischen Fichtenbestandes. Fortsw. Centralblatt 104: 1-8.

MÖLLER, H.; OHLDAG, S. & SPRENGEL, G. (1993): Biologische Schadstoffeffekte in der Elbe.

UBA Texte 50/93. Berlin.

MORGAN, J.E. & MORGAN, A.J. (1992): The distribution of cadmium, copper, lead, zinc and calcium in the tissues of the earthworm *Lumbricus rubellus* sampled from one uncontaminated and four polluted soils. Oecologia (84): 559-566.

MORIARTY, F. (1985): Bioaccumulation in terrestrial food chains. In: SHEEHAN, P.; KORTE, F.; KLEIN, W. & BOURDEAU, P. (Hrsg.): Appraisal of Tests to Predict the Environmental Behaviour of Chemicals. S. 257-284. John Wiley and Sons. Chichester.

MOUVET, C. (1984): Accumulation of chromium and copper by the aquatic moss *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. transplanted in a metal-contaminated river. Environ. Technol. Lett. 5: 541-548.

MÜLLER, J. & WEIGERT, P. (1990): Bleigehalte in und auf Lebensmitteln. ZEBS-Hefte 2/1990. Berlin.

MÜLLER, P. (1980): Biogeographie. UTB 731. Ulmer Verlag. Stuttgart.

MÜLLER, P. (1984): Spurenverunreinigungen in der Umwelt - Konsequenzen für den Menschen. Vorsorge für die Umwelt. Erlanger Forschungen, Reihe B, Naturwissenschaften und Medizin Bd. 14 : 39-86.

MÜLLER, P. (1990): Ökologische Relevanz kleiner Stoffmengen. Umweltmagazin 7: 15-20.

MÜLLER, P. & WAGNER, G. (1988): Probenahme und Charakterisierung von repräsentativen Umweltproben. In: BUNDESMINISTERIUM FÜR FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE (Hrsg.): Umweltprobenbank - Bericht und Bewertung der Pilotphase. S. 27-36. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.

MÜNZER, B.; BRÜGGEMANN, R. & HALFON, E. (1994): An algebraic/graphical tool to compare ecosystems with respect to their pollution. II: Comparative regional analysis. Chemosphere 28(5): 873-879.

NAGEL, R. (1988a): Umweltchemikalien und Fische - Beiträge zu einer Bewertung. Habilitationsschrift. Mainz.

NAGEL, R. (1988b): Möglichkeiten und Grenzen der ökotoxikologischen Bewertung von Umweltchemikalien. In: KORTENKAMP, A.; GRAHL, B. & GRIMME, L.H. (Hrsg.): Die Grenzenlosigkeit der Grenzwerte. Alternative Konzepte 63. S. 106-119. C.F. Müller Verlag. Karlsruhe.

NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (Hrsg.) (1993): Zebra Mussels - Biology, Impacts, and Control. Lewis Publishers. Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo.

NATIONAL BOARD OF WATERS AND ENVIRONMENT (1989): International Cooperative Pro-

gramme on Integrated Monitoring: Field and Laboratory Manual. - Programme Centre EDC. Helsinki.

NEBEKER, A.V. & PUGLISI, F.A. (1974): Effect of chlorinated biphenyls on survival and reproduction of *Daphnia*, *Gammarus*, and *Tanytarsus*. Trans. Am. Fish. Soc. 103(4): 722-728.

NENDZA, M. & KLEIN, W. (1990): Comparative QSAR study on freshwater estuarine toxicity. Aquatic Toxicology 17: 63-74.

NENTWICH, K. (1989): Analyse des Einflusses prämortaler Erregung von Damhirschen auf deren Wildbretbeschaffenheit. Dipl. Arbeit, Sekt. Tierproduktion und Vet. Medizin, Univ. Leipzig.

NIIMI, A.J. (1983): Physiological effects of contaminant dynamics on fish. In: NRIAGU, J.O. (Hrsg.): Aquatic Toxicology. S. 207-246. John Wiley & Sons. New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.

NOBEL, W.; MICHENFELDER, K. & MAST, G. (1986): Routinemäßiger Einsatz von pflanzlichen Bioindikatoren in Städten Südwestdeutschlands. In: VDI-KOMMISSION REINHALTUNG DER LUFT (Hrsg.): Umweltschutz in großen Städten. S. 243-265. Düsseldorf.

NOBEL, W. & MAIER-REITER, W. (1992): Routine-Einsatz von Bioindikatoren zur Umgebungsüberwachung von Emittenten. In: KOHLER, A. & ARNDT, U. (Hrsg.): Bioindikatoren für Umweltbelastung - Neue Aspekte und Entwicklungen. Hohenheimer Umwelttagung 24. S. 159-172. Margraf Verlag. Hohenheim.

NOUHYUS, J. VAN & MISCHKE, A. (1992): Informationssystem der Umweltprobenbank. Endbericht der Fa. CADMAP zum BMU-Forschungsvorhaben 108 08 060. Berlin.

NRIAGU, J.O. (1983): Aquatic Toxicology. In: Advances in Enviromental Science and Technology Vol. 13. S. 207 -246. John Wiley & Sons. New York, Chicester, Brisbane, Toronto, Singapore.

NUORTEVA, P. (1971): Methylquecksilber in den Nahrungsketten der Natur. Naturw. Rdsch. 24(6): 233-242.

OAK RIDGE NATIONAL LABORATORY (Hrsg.) (1981): Methods for Ecological Toxicology. A Critical Review of Laboratory Multispecies Tests. Env. Sci. Div. Publ. 1719. Oak Ridge.

OECD - Organization for Economic Co-operation and Development (Hrsg.) (1993a): OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Vol. 1, No. 18. OECD Working Papers. Paris.

OECD - Organization for Economic Co-operation and Development (Hrsg.) (1993b): OECD-Guidelines for the Testing of Chemicals. Vol. 1 + 2. Paris.

OLSSON, M. (1978): Seasonal variation of PCB levels in fish. - An important factor in planning aquatic monitoring programs. Ambio 7: 66-69.

OPPERHUIZEN, A. (1991): Bioconcentration and biomagnification: is a distinction necessary. In: NAGEL, R. & LOSKILL, R. (Hrsg.): Bioaccumultion in Aquatic Systems - Contribution to the Assessment. S. 67-80. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim, New York, Basel, Cambridge.

OXYNOS, K.; SCHMITZER, J. & KETTRUP, A. (1996): Richtlinien zur chemischen Charakterisierung - Chlorkohlenwasserstoffe (CKW). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 17.1-20. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

PARLAR, H. & ANGERHÖFER, D. (1991): Chemische Ökotoxikologie. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.

PAULUS, M. (1989): Ökotoxikologische Freilandtests als Risikoindikatoren für großflächige Chemikalienanwendungen - Am Beispiel von Endosulfan (Thiodan 35 EC) und Cypermethrin (Ripcord 10). Diss. Univ. des Saarlandes. Saarbrücken.

PAULUS, M. (1995): Einsatz von Akkumulationsindikatoren in der Praxis. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 68-73. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

PAULUS, M. & KLEIN, R. (1994): Umweltprobenbanken als Instrumente zur umweltchemischen Beweissicherung und retrospektiven Bioindikation. In: GUNKEL, G. (Hrsg.): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. S. 421-439. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

PAULUS, M. & KLEIN, R. (1995a): Grundlagen zum Einsatz von Akkumulationsindikatoren - Stellung in der Bioindikation. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadsftofanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 20-27. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

PAULUS, M. & KLEIN, R. (1995b): Grundlagen zum Einsatz von Akkumulationsindikatoren - Informationsgehalt von Akkumulationsindikatoren. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 27-35. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

PAULUS, M. & KLEIN, R. (1995c): Qualitätskriterien - Repräsentativität und Reproduzierbarkeit: Einleitung. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 84-86. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

PAULUS, M. & KLEIN, R. (1995d): Qualitätskriterien - Repräsentativität und Reproduzierbarkeit: Definition der Stichprobe. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 84-97. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

PAULUS, M. & KLEIN, R. (1995e): Standards für ausgewählte Probenarten - Fische. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 142-170. Gustav Fischer Verlag. Jena.

PAULUS, M. & KRÜGER, J. (In Vorb.): Schadstoffelimination lipophiler Kontaminanten bei Fischen am Beispiel von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) aus der Elbe bei Prossen. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.

PAULUS, M.; HORRAS, C.; KLEIN, B. & LEWIS, R.A. (1990): Vertiefte Auswahl von Probenahmeregionen für die Umweltprobenbank und ökologische Beratung zu ihrem Betrieb. BMU-Forschungsvorhaben 10808001 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Saarbrücken.

PAULUS, M.; Horras, C.; KLEIN, B. & LEWIS, R.A. (1992): Auswahl ökologischer Umweltbeobachtungsgebiete und repräsentativer Dauerbeobachtungsflächen für langfristige Forschung und Bewertung in der Bundesrepublik Deutschland. In: HARPES, J.-P. (Hrsg.): Actes du colloque "Les problèmes environnementaux au Luxembourg et dans la grande région. Luxembourg 13-16 novembre 1989. P. 52-68, Publications du Centre Universitaire de Luxembourg.

PAULUS, M.; ALTMEYER, M.; KLEIN, R.; KLENKE, R.; NENTWICH, K.; SPRENGART, J.; STEGNER, J. & WAGNER, G. (1993): Zustandsdokumentation der Belastungssituation auf dem Gebiet der ehemaligen DDR durch Umweltproben. Abschlußbericht zum BMU-Forschungsvorhaben 10808011. Saarbrücken.

PAULUS, M.; ALTMEYER, M.; KLEIN, R.; HILDEBRANDT, A.; OSTAPCZUK, P. & OXYNOS, K. (1994): Aufbau flächenrepräsentativer Probenahmen von Umweltproben zur Schadstoffanalytik am Beispiel der Regenwürmer in landwirtschaftlich genutzten Räumen. In: PAULUS, M.; KLEIN, R.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (Hrsg.): Biomonitoring und Umweltprobenbank. Beitragsserie in UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 6(6). S. 375-383. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

PAULUS, M.; KLEIN, R.; ZIMMER, M.; JACOB, J. & ROSSBACH, M. (1995): Die Rolle der biometrischen Probenbeschreibung in der Umweltanalytik am Beispiel der Fichte (*Picea abies*). In: PAULUS, M.; KLEIN, R.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (Hrsg.): Biomonitoring und Umweltprobenbank. Beitragsserie in UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 7(4). S. 236-244.

Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

PAULUS, M.; KLEIN, R. & WAGNER, G. (1996a): Anwendung von UPB-Strategien zur Qualitätssicherung in der Umweltüberwachung. In: PAULUS, M.; KLEIN, R.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (Hrsg.): Biomonitoring und Umweltprobenbank. Beitragsserie in UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 8(1). S. 52-56. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

PAULUS, M.; KLEIN, R. & WAGNER, G. (1996b): Biomonitoring and environmental specimen banking. ESPR - Environ. Sci. & Polut. Res. 3(3): 169-177.

PAULUS, M.; SPRENGART, J.; WÜST R.; KLEIN, R.; WAGNER, G. & NENTWICH, K. (1997): Erstellung gebietsbezogener Probenahmepläne für die Probenahmegebiete der Umweltprobenbank des Bundes. BMU-Forschungsvorhaben 10601062. Saarbrücken.

PEAKALL, D. (1992): Animal Biomarkers as Pollution Indicators. Ecotoxicology Series 1. Chapman & Hall. London.

PFEIFFER, K. (1986): Pflanzen als Bioindikatoren. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): IMA-Querschnittsseminar "Bioindikation". 28. und 29. November 1985 in Berlin. UBA Texte 18/86. S. 179-199.

Pflanzenschutzgesetz - PflSchG: Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen. Fassung vom 14. Mai 1998 (BGBl. I S. 971) BGBl. III 7823-5:

PHILLIPS, D.J.H. & RAINBOW, P.S. (1993): Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants. Chapman & Hall. London, Glasgow, Weinheim.

PIELOU, E.C. (1984): The Interpretation of Ecological Data. John Wiley & Sons. New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.

POSTHUMUS, A.C. (1982): Morphological symptoms and yield alterations as criteria of evaluation in the monitoring of effects of air pollutants with plants. In: STEUBING, L. & JÄGER, H.J. (Hrsg.): Monitoring of Air Pollutants by Plants - Methods and Problems. S. 73-78. The Hague, Boston, London.

PRESTON, A. (1979): Standards and environmental criteria: the practical application of the results of laboratory experiments and field trials to pollution control. Phil. Trans. R. Soc. Lond. 286: 611-624.

PRINZ, B. (1992): Das Wirkungskataster Nordrhein-Westfalen. In: KOHLER, A. & ARNDT, U. (Hrsg.): Bioindikatoren für Umweltbelastungen: Neue Aspekte und Entwicklungen. Hohenheimer Umwelttagung 24. S. 31-47. Josef Margraf Verlag. Weikersheim.

PRINZ, B. & SCHOLL, G. (1978): Erhebungen über die Aufnahme und Wirkung gas- und partikelförmiger Luftverunreinigungen im Rahmen eines Wirkungskatasters (II. Mitt., Erhebungszeitraum Jan. 1975 bis Dez. 1976). Schriftenreihe des LIB Essen 46: 26-77.

PROTIC, M. & SABLCIJ, A. (1989): Quantitative structure-activity relationships of acute toxicity of commercial chemicals on fathead minnows: effect of molecular size. Aquatic Toxicology 14: 47-64.

RADERMACHER, W. (1995): Umweltindikatorensystem für die umweltökonomische Gesamtrechnung - das Profil eines Forschungsprojektes. In: DÖRHÖFER, G.; THEIN, J. & WIGGERING, H. (Hrsg.): Umweltqualitätsziele, natürliche Variabilität, Grenzwerte. Umweltgeologie heute 5. S. 11-16. Berlin.

RAMSEY, M. (1994): Error estimation in environmental sampling and analysis. In: MARKERT, B. (Hrsg.): Environmental Sampling for Trace Analysis. S. 93-108. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Kohlhammer-Verlag. Stuttgart, Mainz.

RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1987): Umweltgutachten 1987. Kohlhammer-Verlag. Stuttgart, Mainz.

RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1991): Allgemeine Ökologische Umweltbeobachtung. Sondergutachten Oktober 1990. Metzler-Poeschel-Verlag. Stuttgart.

RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1996): Umweltgutachten 1996 zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Metzler-Poeschel-Verlag. Stuttgart.

REMMERT, H. (1978): Ökologie - Ein Lehrbuch. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.

RENGELING, H.-W. (1989): Umweltvorsorge und ihre Grenzen im EWG-Recht: Zu Grenzwerten für Pflanzenschutzmittel in der EWG-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (80/778/EWG). Schriftenreihe Recht-Technik-Wirtschaft Bd. 50. Köln.

RISS, B. & MÜLLER, P. (1989): Ökologische und rückstandsanalytische Untersuchungen zur Eignungsprüfung von Regenwurmarten als Indikatororganismen für die Umweltprobenbank. Abschlußbericht zum FE-Vorhaben 108 08 059 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Saarbrücken.

RUDOLPH, P. & BOJE, R. (1986): Ökotoxikologie nach dem Chemikaliengesetz - Grundlagen für die ökotoxikologische Bewertung von Umweltchemikalien. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

Rückstands-Höchstmengenverordnung - Verordnung über Höchstmengen an Rückständen von Pflanzenschutzmitteln, Düngemitteln und sonstigen Mitteln in oder auf Lebensmitteln

und Tabakerzeugnissen, vom 01.09.1994 (BGBl. I S. 2299), zuletzt geändert 07.03.1996 (BGBl. I S. 455).

RÜHLING, A. (Hrsg.) (1994): Amospheric Heavy Metal Deposition in Europe - Estimations Based on Moss Analysis. Nordic Council of Ministers. Nord 1994: 9. Copenhagen.

SANDHÖVEL, A. (1995): Politisch-administrative Rahmenbedingungen von Umweltqualitätszielen. In: DÖRHÖFER, G.; THEIN, J. & WIGGERING, H. (Hrsg.): Umweltqualitätsziele, natürliche Variabilität, Grenzwerte. Umweltgeologie heute 5. S. 17-23. Berlin.

SAWHNEY, B.L. & HANKIN, L. (1984): Plant contamination by PCBs from amented soils. Journal of the Food Protection 47: 232-235.

Schadstoff-Höchstmengenverordnung - Verordnung über die Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln, vom 23. März 1988 (BGBl. I S. 422, geändert am 3. März 1997 (BGBl. I, S. 430).

SCHÄFER, M. & TISCHLER, W. (1992): Wörterbuch der Biologie: Ökologie. UTB 430. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.

SCHIRMER, M. & BUSCH, D. (1987): Gutachten zur Beurteilung des Gewässerzustandes der Unterweser. Teilgutachten: Schwermetallbelastungen von Brassen im bremischen Bereich des Wesersystems. Ergebnisse 1985. Gutachten im Rahmen des MEWEB-Bremen für das WWA Bremen.

SCHLADOT, J.D. & DÜRBECK, H.-W. (1995): Chemische Integrität von Umweltproben. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadtoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 100-109. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

SCHLADOT, J.D.; BACKHAUS, F. & REUTER, U. (1985): Beiträge zur Umweltprobenbank. I. Studie zur Probenhomogenisierung bei tiefen Temperaturen unter Berücksichtigung der für die Umweltprobenbank notwendigen Parameter - Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich - Nr. 330. Jülich.

SCHLADOT, J.D.; STOEPPLER, M. & DÜRBECK, H.W. (1988): Umweltprobenbank des Bundes - ein Cryosafe zur Langzeitlagerung von Umweltproben - Informationen der Kernforschungsanlage Jülich GmbH. Jülich.

SCHLADOT, J.D.; STOEPPLER, M. & SCHWUGER, M. (1990): Umweltprobenbank Jülich: Ein Projekt für das nächste Jahrhundert. Sonderdruck aus Jahresbericht 1990 des Forschungszentrums Jülich GmbH. Jülich.

SCHLOSSER, H.J. (1988): Auswertung ökotoxikologischer Forschungen zur Belastung von Ökosystemen durch Chemikalien. Bundesministerium für Forschung und Technologie.

FK 03 7393 4. Jülich.

SCHOLL, G. (1976): Vorschläge für die Begrenzung der Aufnahmerate von Fluorid in standardisierter Graskultur zum Schutz von Pflanzen und Weidetieren. Schriftenr. LIB (Essen) 37.

SCHOLZ, R.W.; NOTHBAUM, N. & MAY, T.W. (1993): Starre und hypothesengeleitete Probenahmepläne - Grundlagen, Strategien und Fallbeispiele. ECOINFORMA 4: 229-240.

SCHUBERT, R. (Hrsg.) (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag. Jena.

SCHÜLER, W. (1985): Polychlorierte Biphenyle und chlororganische Pestizide in Fischen aus der Lahn. Diss. Univ. Gießen.

SCHÜTZ, W. (1985): Untersuchungen über die Akkumulation und Elimination einzelner chlorierter Kohlenwasserstoffe und deren Gemischen bei Süßwasserfischen, appliziert über das Wasser und mit der Nahrung. Umweltplanung und Umweltschutz, Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt 25.

SCHÜÜRMANN, G. & MARSMANN, M. (1991): QSAR-Modelle. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 3(1): 42-47.

SCHÜÜRMANN, G.; WENZEL, K.-D. & WEISSFLOG, L. (1994): Exposition und Bioverfügbarkeit mittelflüchtiger Organika in der Umgebung von Leipzig. In: ALEF, K.; FIEDLER, H. & HUTZINGER, O. (Hrsg.): ECOINFORMA '94. Vol. 5: Umweltmonitoring und Bioindikation. S. 183-200. Wien.

SCHWOERBEL, J. (1987a): Dekontamination organischer Schadstoffe in aquatischen Organismen. In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG Forschungsbericht. S. 69-74. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

SCHWOERBEL, J. (1987b): Subletale Wirkungen organischer Schadstoffe auf Evertebraten und Fische. In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG Forschungsbericht. S. 130-142. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

SEDLAG, U. & WEINERT, E. (1987): Wörterbuch der Biologie: Biogeographie, Artbildung, Evolution. UTB 1430. Gustav Fischer Verlag. Jena.

SHAW, G.R. & CONNELL, D.W. (1994): Prediction and monitoring of the carcinogenicity of polycyclic aromatic coumpounds (PACs). Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 135: 1-62.

SHORE, R.F. & DOUBEN, E.T. (1994): Predicting ecotoxicological impacts of environmental

contaminants on terrestrial small mammals. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 134: 49-89.

SIEWERS, U. & HERPIN, U. (1998): Moos-Monitoring 1995/96. Zeitabhängige und flächenhafte Untersuchungen von Schwermetalleinträgen in Deutschland. UBA-Projekt F+E 108 02087/01. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover.

SIMONIS, W. (1987): Primärvorgänge bei der Sorption von Schwermetallen, Insektiziden und Herbiziden in die Anfangsglieder von Nahrungsketten. In: LILLELUND, K.; DE HAAR, U.; ELSTER, H.-J.; KARBE, L.; SCHWOERBEL, I. & SIMONIS, W. (Hrsg.): Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG Forschungsbericht. S. 9-38. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

SMIATEK, G.; KÖBLE, R. & GAUGER, T. (1995): Das Critical Loads & Levels-Konzept. In: ARNDT, U.; BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich. Hohenheimer Umwelttagung 27. S. 111-119. Günter Heimbach Verlag. Ostfildern.

SOLBERG, H.E. (1983): The theory of reference values. Part 5: Statistical treament of collected reference values, determination of reference limits. J. Clin. Chem. Clin. Biochem. 21: 749-760.

SOMMER, B.; KOSTKA-RICK, R. & NOBEL, W. (1992): Einsatz von ausgewählten Bioindikatoren im Rahmen praktischer Luftreinhaltung - Teil 1: Übertragung von Ergebnissen aus Expositionsversuchen mit pflanzlichen Bioindikatoren auf die Standortvegetation. UBA-Forschungsbericht 92-108 02 078. Filderstadt.

SOMMER, B.; NOBEL, W.; MAIER-REITER, W. & FRANZ-GERSTEIN, C. (1995): Wirkungsbezogene Beurteilungskriterien in der praktischen Luftreinhaltung. In: ARNDT, U.; BÖCKER, R. & KOHLER, A. (Hrsg.): Grenzwerte und Grenzwertproblematik im Umweltbereich. Hohenheimer Umwelttagung 27. S. 57-74. Günter Heimbach Verlag. Ostfildern.

SPANG, W. (1995): Standards für ausgewählte Probenarten - Landschnecken. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 203-218. Gustav Fischer Verlag. Jena.

SPRENGART, J. & WAGNER, G. (1996): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Boden. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 13.1-36. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

STEINBERG, CH.; BRÜGGEMANN, R.; HARTMANN, A.; HELLER, W.; KIRCHNER, M.; KLEIN, J.; LIENERT, D.; MÜLLER, K.; PESTLIN, G.; SCHEUNERT, I.; SEILER, K.-P.; SPIESER, O.H. &

ERNST, D. (1995): Ökotoxikologische Testverfahren. II-1.3. In: Handbuch des Umweltschutzes. 79. Erg. Lfg. 6/95. S. 3-102. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

STEUBING, L. (1982): Problems of bioindication and the necessity of standardization. In: STEUBING, L. & JÄGER, H.J. (Hrsg.): Monitoring of Air Pollutants by Plants - Methods and Problems. S. 19-27. Junk Publishers. The Hague, Boston, London.

STEUBING, L. (1985): Pflanzen als Bioindikatoren für Luftverunreinigungen. Chemie in unserer Zeit 19(2): 42-47.

STÖCKER, G. (1980): Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. In: SCHUBERT, R. & SCHUH, J. (Hrsg.): Methodische und theoretische Grundlagen der Bioindikation, Bioindikation 1. Wissenschaftliche Beiträge der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 1980/24 (P8). S. 10-21. Halle.

STÖCKER, G. (1993): Analytical and biological data of banked samples - a requirement to interpret accumulation and leaching of pollutants in biological specimens. The Science of the Total Enviroment 139/140: 491-505.

STÖCKER, G. (1995): Standards für ausgewählte Probenarten - Moose. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 271-291. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

STOEPPLER, M.; DÜRBECK, H.W.; SCHLADOT, J.D. & NÜRNBERG, H.W. (1985): Aufbau einer Pilot-Umweltprobenbank und laufende Kontrolle der Konzentration ausgewählter Umweltchemikalien. Abschlußbericht FE-Vorhaben im Auftrag des BMFT, BMFT F B. Jülich.

STREIT, B. & KISSNER, R. (1986): Umweltchemikalien und Bioakkumulation - Am Beispiel der Rheinverschmutzung - Wissenschaftliche Modelle der Ökotoxikologie. In: Präsident der Johann Wolfgang Goethe Universität Frankfurt am Main (Hrsg.): Wissenschaftsmagazin der Johann Wolfgang Goethe Universität. S. 33 - 40. Frankfurt am Main.

TATARUCH, F. (1991): Freilebende Wildtiere als Bioindikatoren der Schwermetallkontamination. VDI-Ber. 901: 925-936.

UMLAUF, G.; HAUK, H.; REISSINGER, M. & HUTZINGER, O. (1994a): Untersuchungen zur atmosphärischen Deposition lipophiler organischer Verbindungen auf Pflanzen am Beispiel von *Picea abies*. In: ALEF, K.; FIEDLER, H. & HUTZINGER, O. (Hrsg.): ECOINFORMA '94. Vol. 5: Umweltmonitoring und Bioindikation. S. 129-145. Wien.

UMLAUF, G.; HAUK, H.; REISSINGER, M. & HUTZINGER, O. (1994b): Langzeituntersuchungen zum Akkumulationsverhalten von atmosphärischen lipophilen organischen Verbindungen in Fichtennadeln. In: ALEF, K.; FIEDLER, H. & HUTZINGER, O. (Hrsg.): ECOINFORMA '94.

Vol. 5: Umweltmonitoring und Bioindikation. S. 147-160. Wien.

UMLAUFF-ZIMMERMANN, R. & KÜHL, U. (1989): Auswahlkriterien für Beobachtungsflächen bei einem immissionsökologischen Wirkungskataster - Beispiel Baden-Württemberg. Natur und Landschaft 64(7/8): 314-318.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1983): Chemikaliengesetz. Heft 4: Prüfung und Bewertung von Stoffen auf ihre Umweltgefährlichkeit. Referenzchemikalien und Testspezies - Grundstufe und Stufe 1. UBA Texte 34/83.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1984): Chemikaliengesetz. Heft 5: Prüfung und Bewertung von Stoffen auf ihre Umweltgefährlichkeit. Ökotoxikologische Testverfahren in aquatischen Systemen - Grundstufe und Stufe 1. UBA Texte 16/84. Berlin.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1990): Chemikaliengesetz. Heft 9: Grundzüge zur Bewertung von Neuen Stoffen nach dem ChemG - 1. Fortschreibung 1990. UBA Texte 28/90. Berlin.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1992): Chemikaliengesetz. Heft 10: Bewertung der Umweltgefährlichkeit von Alten Stoffen nach dem Chemikaliengesetz (ChemG). UBA Texte 12/92. Berlin.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1993): Jahresbericht 1992 der Umweltprobenbank des Bundes. Berlin.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1994): Chemikaliengesetz. Heft 11: Ökotoxikologische Testverfahren mit aquatischen Organismen. Bewertung von Prüfberichten durch das Umweltbundesamt im Rahmen des Vollzuges ChemG und PflSchG und Hinweise zur Durchführung der Tests. UBA Texte 14/94. Berlin.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1995): Jahresbericht 1994 der Umweltprobenbank des Bundes - Teilbank Umweltproben. Eigenverlag. Jülich.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1996a): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1996b): Manual of Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are Exceeded. UBA Texte 71/96. Berlin.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1996c): Konzept der Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM) in der Umweltmedizin. Bundesgesundheitsblatt 39(6): 221-224.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1996d): Umwelt-Survey 1990/92. Band Ia: Studienbeschreibung und Human-Biomonitoring: Deskription der Spurenelementgehalte in Blut und Urin der

Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland. WaBoLu-Hefte 1/96.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg) (1998): Umweltprobenbank des Bundes - Ausgabe 1997: Ergebnisse aus den Jahren 1994 und 1995. UBA Texte 14/98. Berlin.

VAN GESTEL, C.A.M.; DIRVEN-VAN BREEMEN, E.M. & BAERSELMAN, R. (1993): Accumulation and elimination of cadmium, chromium and zinc and effects on growth and reproduction in *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Annelida). The Science of the Total Environment: 585-597.

VAN HOOGEN, G. & OPPERHUIZEN, A. (1988): Toxicocinetics of chlorobenzenes in fish. Environ. Toxicol. Chem. 7(3): 213-220.

VAN STRAALEN, N.M. (1996): Critical body concentrations: their use in bioindication. In: VAN STRAALEN, N.M. & KRIVOLUTSKY, D.A. (Hrsg.): Bioindicator Systems for Soil Pollution. S. 5-16. Kluwer Academic Publishers. Netherland.

VETTER, E. (1992): Grußwort zur Eröffnung der 24. Umwelttagung der Universität Hohenheim am 31.1.1992. In: KOHLER, A. & ARNDT, U. (Hrsg.): Bioindikatoren für Umweltbelastungen: Neue Aspekte und Entwicklungen. Hohenheimer Umwelttagung 24. S. 5-11. Weikersheim.

VETTER, H. (1982): Schwermetalle in der Nahrungskette - Belastungsgrenzen für Pflanzen. In: Landwirtsch. Forschungsanstalt (Hrsg.): Sonderheft 39, Kongreßband 1982. S. 12-27.

VITTOZZI, L. & DE ANGELIS, G. (1991): A critical review of comparative acute toxicity data on freshwater fish. Aquatic Toxicology 19: 167-204.

WAGNER, G. (1987): Entwicklung einer Methode zur großräumigen Überwachung der Umweltkontamination mittels standardisierter Pappelblattproben von Pyramidenpappeln (*Populus nigra* 'Italica') am Beispiel von Blei, Cadmium und Zink. Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich - Nr. 412, Beiträge zur Umweltprobenbank Nr. 5. Jülich.

WAGNER, G. (1994): Biologische Umweltproben. In: STOEPPLER, M. (Hrsg.): Probenahme und Aufschluß in der Spurenanalyse. S. 71-83. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.

WAGNER, G. (1995a): Standards für ausgewählte Probenarten - Nadelbäume. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 291-315. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.

WAGNER, G. (1995b): Standards für ausgewählte Probenarten - Laubbäume. In: KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. S. 315-334. Gustav Fischer Verlag.

Jena, Stuttgart.

WAGNER, G. (1996a): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Buche (*Fagus sylvatica*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 8.1-24. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

WAGNER, G. (1996b): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Pyramidenpappel (*Populus nigra* 'Italica'). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 9.1-27. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

WAGNER, G. & HIRTZ, W. (1990): Wirkungskataster Saarland 1988/89. Institut für Biogeographie der Universität des Saarlandes. Saarbrücken.

WAGNER, G.; ALTMEYER, M.; KLEIN, R.; PAULUS, M. & SPRENGART, J. (1996a): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung, Transport und Lagerung - Fichte (*Picea abies*), Kiefer (*Pinus sylvestris*). In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltprobenbank des Bundes - Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. S. 7.1-27. Erich Schmidt Verlag. Berlin.

WAGNER, G.; KLEIN, R.; NENTWICH, K.; PAULUS, M.; SPRENGART, J. & WÜST, R. (1996b): Umweltprobenbank des Bundes - Teilaufgabe Probenahme und Probencharakterisierung. Jahresbericht 1995. Saarbrücken.

WAGNER, G.; KLEIN, B.; KLEIN, R.; MÜLLER, P. & PAULUS, M. (1997): Umweltprobenbank. In: FRÄNZLE, O.; MÜLLER, F. & SCHRÖDER, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften - Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. S. VI-3.2:1-17. Ecomed Fachverlag. Landsberg/ Lech.

WAGNER, H.M. (1988): "Maximale Immissionswerte" für Luftschadstoffe - Definition und Gesichtspunkte der Ableitung. Schr.-Reihe Verein WaBoLu 76: 117-125.

WASSERMANN, O. (1988): Risiken durch chemische Stoffe - Umdenken und handeln. In: HELD, M. (Hrsg.): Chemiepolitik: Gespräch über eine neue Kontroverse. S. 142-150. VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim.

WEIDEMAN, G.; KOEHLER, H.; MATHES, K. & SCHULZ-BERENDT, V. (1987): Konzeption und Anlage eines Ökosystems zur ökotoxikologischen Beurteilung von Chemikalien. Verh. Ges. Ökologie 16: 393-398.

WEIGERT, P. (1984): Entstehung und Bedeutung der ZEBS-Werte. In: Ministerium für Soziales, Gesundheit und Umwelt Rheinland-Pfalz (Hrsg.): Schadstoffe in Lebensmitteln. Umweltsymposium. S. 45-54. Mainz.

WEIGERT, P.; MÜLLER, J.; HANS, R. & SCHULZ-BERENDT, V. (1983): Rückstände von Pflanzenbehandlungsmitteln in Lebensmitteln. 1. Mitteilung: Organochlorverbindungen. ZEBS-Berichte 83(3). Dietrich Reimer Verlag. Berlin.

WEIGERT, P. & KLEIN, H. (1988): Rechnergestützte Methoden zur mathematisch-statistischen Risikoabschätzung von Schadstoffaufnahmen über Lebensmittel. ZEBS-Hefte 1 /1988. Berlin.

WEIGERT, P.; NIERMANN, R.; BRUTLAND, H.-G. & KÖNIG, F. (1991): Polychlorierte Biphenyle und Nitrat in Lebensmitteln der Anlaufphase des Forschungsvorhabens "Bundesweites (Lebensmittel-)Monitoring". Arbeitsbericht 14. ZEBS-Berichte 91(1). Bundesgesundheitsamt. Berlin.

WICHMANN, H.-E.; SCHLIPKÖTER, H.-W. & FÜLGRAFF, G. (Hrsg.) (1992): Handbuch der Umweltmedizin. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

WICHMANN, H.-E.; SCHLIPKÖTER, H.-W. & FÜLGRAFF, G. (Hrsg.) (1997): Handbuch der Umweltmedizin. XI-1 Wichtige Grenz-, Richt- und Orientierungswerte. 12. Ergänzungslieferung 12/97. Ecomed Fachverlag. Landsberg/Lech.

WIDDOWS, J. & DONKIN, P. (1989): The application of combined tissue residue chemistry and physiological measurements of mussels (*Mytilus edulis*) for the assessment of environmental pollution. Hydrobiologia 188/189: 455-461.

WIDDOWS, J. & PAGE, D.S. (1993): Effects of Tributyltin and Dibutyltin on the physiological energetics of the mussel, *Mytilus edulis*. Marine Environmental Research 35: 233-249.

WIGGERING, H. & RENNINGS, K. (1995): Dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung - Leitlinie zur Bestimmung von Umweltindikatoren und Umweltqualitätszielen. In: DÖRHÖFER, G.; THEIN, J. & WIGGERING, H. (Hrsg.): Umweltqualitätsziele, natürliche Variabilität, Grenzwerte. Umweltgeologie heute 5. S. 1-9. Berlin.

WILKEN, R.-D. (1998): Speciation of chemical elements in the environment. In: SCHÜÜRMANN, G. & MARKERT, B. (Hrsg.): Ecotoxicology: Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects. S. 223-235. John Wiley & Sons, Spektrum Akadem. Verlag. New York, Chichester, Brisbane.

WINTER, S. (1995): Bioakkumulationsprozesse in vier Molluskenarten des Rheins. Verh. Ges. Ökologie 24: 175-179.

ZIEGLER, H. (1988): Weg der Schadstoffe in die Pflanze. In: HOCK, B. & ELSTNER, E.F.

(Hrsg.): Schadwirkungen auf Pflanzen - Lehrbuch der Pflanzentoxikologie. S. 35-46. Wissenschaftsverlag. Mannheim, Wien, Zürich.

ZIMMERMANN, R.-D. (1991): Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. In: Bioindikation: Ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle, internationales Kolloquium, Wien, 14. bis 26. Sept. 1991/Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - VDI-Ber. 901(1): 61-72. Düsseldorf.

ZIMMERMANN, R.-D. (1992): Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg. In: KOHLER, A. & ARNDT, U. (Hrsg.): Bioindikatoren für Umweltbelastungen: Neue Aspekte und Entwicklungen. Hohenheimer Umwelttagung 24. S. 63-73. Verlag Josef Margraf. Weikersheim.

ZIMMERMANN, R.-D. & UMLAUFF-ZIMMERMANN, R. (1994): Von der Bioindikation zum Wirkungskataster. In: ZIMMERMANN, R.-D. & UMLAUFF-ZIMMERMANN, R. (Hrsg.): Richtlinien zum Erstellen von Wirkungskatastern, Teil I. Beitragsserie in UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 6(1): 50-54.

Anhang 1: Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1.-1: Arbeitsschritte der Bioindikation 2

Tab. 2.-1: Gegenüberstellung der Halbwertszeiten der Schadstoffelimination nach dem Ein- und Zwei-Kompartiment-Modell 19

Tab. 3.-1: Möglichkeiten und Grenzen von chemisch-physikalischen Meßverfahren und Akkumulationsindikatoren in der Schadstoffüberwachung 39

Tab. 3.-2: Den Gehalt an Schadstoffrückständen in Biota bestimmende Faktoren 40

Tab. 3.-3: Für die Bioverfügbarkeit wichtige Umweltfaktoren und ihre Einflußstärke 41

Tab. 4.-1: Merkmale eines effektiven Qualitätssicherungssystems für Probenahmen im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren 45

Tab. 4.-2: Bestimmtheitsmaß r^2 als Schätzwert des Korrelationskoeffizienten, geschätzte Regressionskoeffizienten (b_0 und b_1) und Signifikanzniveau zur Beschreibung des Zusammenhangs zwischen dem Gehalt an PAH's und dem Tausendnadelgewicht (TNG) in den untersuchten Fichtentrieben .. 70

Tab. 4.-3: Probenahmestandards für ausgewählte Akkumulationsindikatoren als Empfehlung für den routinemäßigen Einsatz in Moinitoringprogrammen in der Bundesrepublik Deutschland 77

Tab. 4.-4: Kriterien zur Auswahl von Akkumulationsindikatorarten für die Raumbewertung 85

Tab. 5.-1: Wissenschaftstheoretische Hauptkategorien von Indikationsebenen für Gewebekonzentrationen im Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren 91

Tab. 6.-1: Rechtliche Grundlagen zum Einsatz von Bioindikatoren 95

Tab. 7.-1: Modell der Grenzwertfindung 99

Tab. 7.-2: Umweltstandardlisten in der Bundesrepublik Deutschland 107

Tab. 7.-3: Merkmale der Schadstoff-Höchstmengenverodnung 126

Tab. 7.-4: Merkmale der Rückstands-Höchstmengenverodnung 127

Tab. 7.-5: Merkmale der MRL-Werte der Codex Alimentarius Kommission 129

Tab. 7.-6: Merkmale der ZEBS-Richtwerte 131

Tab. 7.-7: Merkmale der Futtermittelverordnung 132

Tab. 7.-8: Einschränkungen in der Aussagekraft von Labortoxizitätstests für Chemikalienwirkungen in der Umwelt 137

Tab. 7.-9: Schadstofftypen nach ihrer Giftwirkung bei Fischen 171

Tab. 7.-10: Biokonzentrationsfaktoren und deren Bewertung im Vollzug des PflSchG 177

Tab. 7.-11: Übertragung des Biokonzentrationsfaktors (BCF) auf Freilandbedingungen (BCF_F) 178

Tab. 7.-12: Richtwerte von Metallen in unbelasteten Dreikantmuscheln 183

Tab. 7.-13: Kritische Konzentrationen von Blei, Cadmium und Quecksilber in humanbiologischen Untersuchungsmaterialien 186

Tab. 7.-14: Gesamtkörpergewichte und mittlere Quecksilbergehalte in Kiemen und Rückenmuskulatur junger Karpfen im "normalen",subletalen und letalen Bereich 191

Tab. 7.-15: Daten zur Toxizität ausgewählter chlorierter Benzolverbindungen bei Dickkopf-Elritzen (*Pimephales promelas*) 193

Tab. 7.-16: Gefährdungsschwellen in *Lolium multiflorum* [µg F/g TS] für die Begrenzung der Aufnahmerate von Fluorid zum Schutz der Vegetation und des Weideviehs 194

Tab. 7.-17: Grenzwert-Empfehlungen für den mittleren Schadstoffgehalt standardisierter Graskulturen in µg/g TS 195

Tab. 7.-18: Meßwertbereiche der Fluorid-Gehalte in *Lolium multiflorum* aus unterschiedlich belasteten Gebieten des Saarlandes aus den Jahren 1988/89 196

Tab. 7.-19: Übertragung der Ergebnisse der standardisierten Graskultur auf die Standortvegetation und Empfehlung von Maßnahmen zum Schutz von Weidetieren und der Nahrungskette des Menschen 199

Tab. 7.-20: Normalwerte für Elementgehalte von Graskulturen und Schwellenwerte für die Einstufung von Meßpunktmittelwerten in unterschiedliche Belastungsstufen 201

Tab. 7.-21: Immissionsökologische Bewertung der mittleren Gesamtbenadelung von Fichtenzweigen 203

Tab. 7.-22: Vorläufige Bewertung der Ergebnisse von Nadelanalysen (ohne Triebe) auf der Grundlage vierjähriger Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen 204

Tab. 7.-23: Letale Körperkonzentrationen (LBC = Lethal body concentration) von Cadmium für ausgewählte Bodenorganismen in ökotoxikologisch-toxikokinetischen Experimenten 207

Tab. 7.-24: Abiotische und biotische Faktoren, welche die Toxizität von Chemikalien bei Fischen und anderen aquatischen Organismen beeinflussen 216

Tab. 8.-1: Einsatz von Akkumulationsindikatoren in Ländermeßnetzen der alten Länder der Bundesrepublik Deutschland 220

Tab. 8-2: Normalbereiche in µg/g TS der ausgewählten Teilmodelle und Schwellenwerte von Elementgehalten aus dem Moos-Monitoring 1995/96 231

Tab. 8-3: Merkmale des Qualitätssicherungssystems der UPB..... 237

Tab. 8.-4: Zuordnung der Probenarten zu den Probenahmegebieten und Gebietsausschnitten der Umweltprobenbank des Bundes 250

Tab. 8.-5: Verfahrensrichtlinien der Umweltprobenbank des Bundes für Umweltproben 254

Tab. 10.-1: Toxische Effekte und Adaptationsprozesse von der Molekül- zur Populationsebene, die im Rahmen eines biologischen Effektmonitoring erfaßt werden können 289

Anhang 2: Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 2.-1: Schematische Darstellung der Toxikokinetik in Fischen als Beispiel für die Akkumulationsprozesse in Organismen 9

Abb. 2.-2: Schematische Darstellung der Hypothesen zum Mechanismus der Bioakkumulation 11

Abb. 2.-3: Kinetik der Biokonzentration eines im Wasser gelösten Schadstoffes in einem Organismus..... 13

Abb. 2.-4: Schematische Darstellung der Bioakkumulation und Eliminierung in limnischen Ökosystemen..... 14

Abb. 2.-5: Darstellung möglicher Aufnahme- und Ausscheidungspfade lipophiler Chemikalien bei Fischen..... 16

Abb. 2.-6: Elimination von Atrazin bei Dottersacklarven des Zebrabärblings..... 20

Abb. 2.-7: HCB-Gehalte in Rückenmuskulatur von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) über einen Dekontaminationszeitraum von 56 Tagen 24

Abb. 2.-8: DDT-Gehalte in Rückenmuskulatur von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) über einen Dekontaminationszeitraum von 56 Tagen 24

Abb. 2.-9: PCB-Gehalte in Rückenmuskulatur von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) über einen Dekontaminationszeitraum von 56 Tagen 25

Abb. 2.-10: PCB-138-Gehalte in Rückenmuskulatur von Rotaugen (*Rutilus rutilus*) über einen Dekontaminationszeitraum von 56 Tagen 25

Abb. 2.-11: Vergleichende Bleigehalte in Wurmkörper und Kot von *Aporrectodea longa* von 10 Untersuchungsstandorten..... 32

Abb. 2.-12: Vergleichende Cadmiumgehalte in Wurmkörper und Kot von *Aporrectodea longa* von 10 Untersuchungsstandorten..... 32

Abb. 2.-13: Vergleichende Cobaltgehalte in Wurmkörper und Kot von *Aporrectodea longa* von 10 Untersuchungsstandorten..... 33

Abb. 3.-1: Übersicht zur Nomenklatur in der Bioindikation..... 36

Abb. 3.-2: Zeitliche Entwicklung der HCB-Konzentrationen von Fichtennadeln in Abhängigkeit von den HCB-Immissionskonzentrationen (Gasphase) und den Lufttemperaturen 42

Abb. 4.-1: Repräsentativität im passiven Biomonitoring mit Akkumulationsindikatoren 46

Abb. 4.-2: Jahresgang der z-transformierten Konzentrationen ausgewählter PCB [mg/kg Fett] in Rotaugen (*Rutilus rutilus*) aus der Saar..... 50

Abb. 4.-3: Zeitlicher Verlauf der Gesamt-PCB-Konzentrationen und der mittleren Fettgehalte im Weichkörper von *Dreissena polymorpha* im Bodensee 51

Abb. 4.-4: Flächenrepräsentative Probenahme an Fichten im Wassereinzugsgebiet Markungsgraben innerhalb des NP Bayerischer Wald..... 59

Abb. 4.-5: Gewichtsverteilung 8-12jähriger Brassen unterschiedlicher deutscher Süßwasserökosysteme..... 63

Abb. 4.-6: Längenverteilung 8-12jähriger Brassen unterschiedlicher deutscher Süßwasserökosysteme..... 64

Abb. 4.-7: Einfluß von *Adelges laricis*-Befall auf die Calcium- und Kaliumgehalte einjähriger Fichtentriebe. Dargestellt sind die Mittelwerte von jeweils 3 - 4 untersuchten Triebpaaren..... 66

Abb. 4.-8: Tausendnadelgewichte und Trieblängen der beprobten Fichten aus dem Bornhöveder Seengebiet 68

Abb. 4.-9: Beziehungen zwischen Nadelinhaltsstoffen und Tausennadelgewichten von Fichten aus dem Bornhöveder Seengebiet 71

Abb. 4.-10: Anreicherung von Schadstoffen in der Nahrungspyramide terrestrischer..... 87 Ökosysteme

Abb. 5.-1: Organisationsebenen des Lebens als mögliche ökosystemare Transferebenen für in Akkummulationsindikatoren gemessene Gewebekonzentrationen..... 89

Abb. 7.-1: Charakterisierung der Umweltstandards der Bundesrepublik Deutschland bezüglich des Typisierungsmerkmals "Schutzgut“ 103

Abb. 7.-2: Charakterisierung der Umweltstandards der Bundesrepublik Deutschland bezüglich des Typisierungsmerkmals "Schutzziel“ 103

Abb. 7.-3: Charakterisierung der Umweltstandards der Bundesrepublik Deutschland bezüglich des Typisierungsmerkmals "Bewertungsgrundlagen“..... 104

Abb. 7.-4: Charakterisierung der Umweltstandards der Bundesrepublik Deutschland bezüglich des Typisierungsmerkmals "Art der Umweltstandards“ 122

Abb. 7.-5: Stellung der Ökotoxikologie zu benachbarten Disziplinen am Beispiel von Chemikalien 140

Abb. 7.-6: Möglicher Bewertungsansatz für Gewebekonzentrationen in Akkumulatiosindikatoren durch Umweltqualitätsmerkmale für Schadstoffkonzentrationen in Gewässern via QSAR-Modelle 167

Abb. 7.-7: Effekt von TBT-Konzentrationen im Gewebe [µg TBT/g TG] auf das Wachstum von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) in drei Versuchsreihen..... 189

Abb. 8.-1: Probenahmestandorte und beprobte Moosarten in der Bundesrepublik Deutschland 1990/91 222

Abb. 8.-2: Luftgüteklassen mit standardisierten Elementgehalten 232

Abb. 8.-3: Organisationsstruktur der Umweltprobenbank des Bundes 236

Abb. 8.-4: Ablaufschema zur Auswahl der Probenahmegebiete für die Umweltprobenbank des Bundes 239

Abb. 8.-5: Probenahmegebiete der Umweltprobenbank des Bundes 241

Abb. 8.-6: Auswahl von Probenartensets für die Umweltprobenbank des Bundes auf ökosystemarer Ebene 243

Abb. 8.-7: Auszug aus dem Probendatenblatt der Umweltprobenbank des Bundes zur Erfassung biometrischer Kenngrößen bei Brassen 260

Abb. 8.-8: Aufgaben des Informationssystems der Umweltprobenbank des Bundes... 261

Anhang 3: Verzeichnis der Bilder

Bild 4.-1: Chlorotische und nekrotische Veränderungen an Kiefernnadeln aus der Dübener Heide 73

Bild 4.-2: Kopfmißbildung bei einem Brassen (*Abramis brama*) aus dem Hamburger Hafen 73

Anhang 4:

Gebietsbezogener Probenahmeplan der Umweltprobenbank des Bundes für die Regenwurmprobenahme im Bornhöveder Seengebiet

Gebietsbezogener Probenahmeplan für Regenwürmer

Bornhöveder Seengebiet

WEG Belauer See

M. Paulus, Institut für Biogeographie, Universität des Saarlandes 11/93

Identifikation:

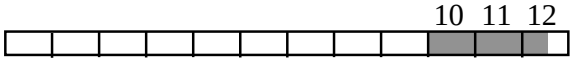
Aktualisiert: März 1997

1	2	3	4		5		6	7	8	9		10	11	12	13	14		15
2	1	0	0	/	X	/	M	M	J	J	/	0	3	1	0	3	/	

- 1 2 3 4: Aporrectodea longa
- 5: Bornhöveder Seengebiet
- 6 7 8 9: WEG Belauer See
- 10 11: Alle Cynosurion/Weiden
- 12: 0 = Routine; 8 = Screening; 9 = Sonderversuch

2 1 1 1	Aporrectodea longa, ohne Darminhalt
2 1 3 0	Aporrectodea longa, Kot

Probenahmezeitraum:



Probenahmefläche (s. Karte): (R/H-Wert nach GK: 3582,225 / 5997,325)

Alle östlich des Belauer Sees gelegenen Flächen innerhalb des WEG mit folgender Merkmalskombination:

- Nutzung als Wiese / Weide
- Vegetation gehört dem Verband Cynosurion (Weißkleeweide) an
- Böden gehören zur Klasse der Braunerden
- nicht zum See hin abfallende Hanglage

Auswahl der Entnahmestellen und/oder Individuen:

Geschichtete, flächenrepräsentative Zufalsstichprobe nach folgender Vorgehensweise:
- über die o.g. Probenahmefläche wird ein Gitternetz aus 50 x 50 m-Rastern gelegt
- die Kreuzungspunkte werden fortlaufend durchnumeriert
- 10 Kreuzungspunkte werden zufällig ausgewählt
- über jeden Kreuzungspunkt wird ein 3 x 30 m großer Fangstreifen in W-E-Richtung gelegt
- müssen zum Erreichen der geforderten Probenmenge mehrere Fangstreifen je Kreuzungspunkt bearbeitet werden, ist ein Abstand von 10 m einzuhalten

Probenmenge:

Routineprobenahme: 2,5 kg entkotete Aporrectodea longa (A.l.), bei einem durschnittlichen Darminhalt von ca. 20 % des Gesamtgewichtes sind hierfür ca. 3.200 g A.l. erforderlich.

Danach ergibt sich für jede Entnahmestelle eine Probenmenge von ca. 320 g A.l., die zu gleichen Gewichtsanteilen nach der Entkotung als Mischprobe zusammzufassen sind.

Regenwürmer - Bornhöveder Seengebiet - WEG Belauer See Seite 2/6

Probenahmetechnik/ Fangmethode:

s. ausführliche Beschreibung in der SOP, die ohne Modifikation im Bornhöveder Seengebiet angewendet werden kann.

Mindestpersonenbedarf:

4 Personen zum Auf- und Abbau der Fanganlage, während des Fangens 1 zum Abwiegen und zur Kontrolle des Notausschalters, 3 zum Absammeln der Regenwürmer.

Genehmigungen/Absprachen:

Status der Gebietssicherung für die UPB von Seiten des UBA: bisher sind keine Vereinbarungen getroffen.

Absprache:
Ökosystemzentrum Kiel
Dr. Felix Müller oder
Dr. Wilhelm Windhorst
Schauenburger Str. 112
24118 Kiel
Tel.: 0431 - 880 - 4030

Unterstützung bei Probenbehandlung und -transport:

Laborfahrzeug mit Reinluftarbeitsplatz zum Absammeln des 24-Std-Kotes.

Regenwürmer - Bornhöveder Seengebiet - WEG Belauer See Seite 3/6

Geräte-Checkliste:

Entnahmestelle:
- Probendatenblatt 1.1
- TK mit den ausgewählten Entnahmestellen
- Absperrband (rot/weiß) mit Befestigungspfählen
- Warnschilder “Vorsicht Spannung”
- Zollstock
- Rasenmäher mit Fangkorb
- Grasrechen
- Stäbe und Schnüre zum Abgrenzen der Referenzflächen

Elektrofangeinrichtung:
- Generator (220 V) mit 4-Takt-Ottomotor
- Ersatzsicherungen
- Kanister mit bleifreiem Benzin
- Motoröl
- Regeltrafo mit Volt- und Ampèremeter
- Feuchtraumgeschütztes Gehäuse mit Ampèremeter, Notaussschalter, Schutzsicherung
- Elektroden (15 Stück/Reihe) mit Kabel
- Ersatzelektroden
- Verlängerungskabel (min. 50 m)
- Verbindungskabel von Elektrodenreihen zum Ampèremeter (2 x ca. 50 m)

Zur Erfassung der Witterung:
- Luftthermometer
- Bodenthermometer (10 cm Tiefe)
- Probendatenblatt 1.2

Materialien für das Absammeln und Entkoten:
- Probendatenblätter 1.3.1 und 1.3.2
- Gummistiefel nach VDE 0680 Teil 1
- Gummihandschuhe nach VDE 0680 Teil 1
- 2 isolierende Matten (je min. 1 x 3 m) aus Gummi oder PVC
- Isolierte Edelstahlpinzetten
- Tragbares Voltmeter
- 2 Stichlinge zum Messen der Schrittspannung
- Isolierband
- Markierungsstifte
- Waage (12 V) für Batteriebetrieb
- 300 Petrischalen aus Boro-Silikat-Glas
- 4-6 Entkotungsvorrichtungen
- 2-3 Kühlschränke für 12V-Kfz-Betrieb
- Taschenrechner
- Dewar mit Flüssigstickstoff
- Kamera
- Bestimmungsschlüssel für Regenwürmer
- Sicherheitsrichtlinie
- Belehrungsbescheinigung

Verpackungsmaterial:

Routineprobenahme:

- 1-2 Edelstahlgefäße (5,5 l) für für die entkoteten A.l.

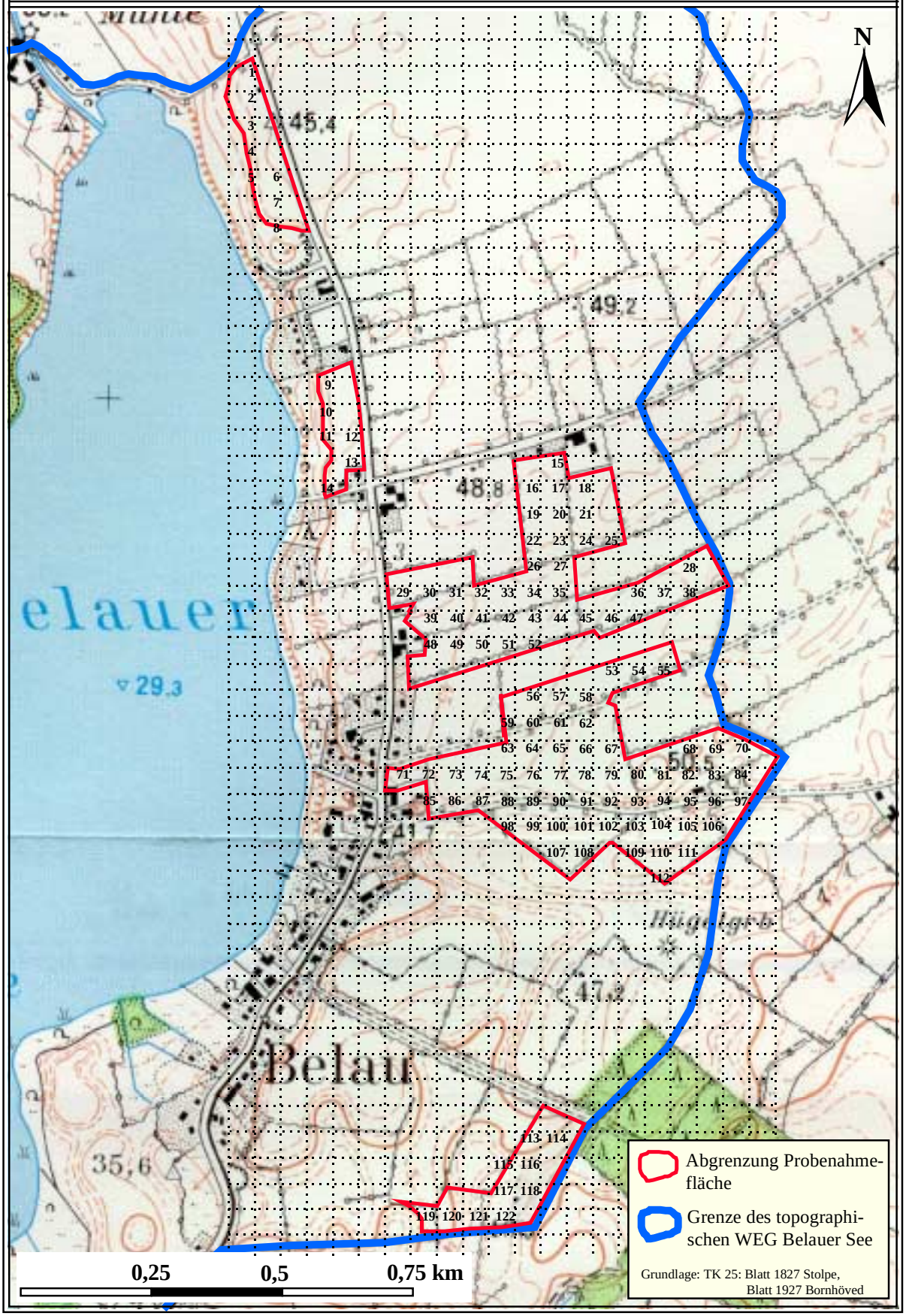
- 1 Edelstahlgefäß (1,5 o. 3,5 l) für den Kot

Screening:

- 2 Edelstahlgefäße (1,5 l) pro Entnahmestelle

Verschiedenes:

Regenwürmer - Bornhöveder Seengebiet - WEG Belauer See Seite 4/6



Regenwürmer - Bornhöveder Seengebiet - WEG Belauer See Seite 5/6

Probenahmeprotokoll

Probenart:_____ Identifikation ____

Probenahmegebiet/-fläche:_____ Identifikation _____

Zugrundeliegende Fassung der Probenahmerichtlinie __.__.____

Zugrundeliegende Fassung des Probenahmeplanes __.__.____

1. Ziel der Probenahme:

_____

_____

_____

_____

_____

2. Tatsächlicher Probenahmezeitraum:

Datum	Uhrzeit von	Uhrzeit bis	Proben Nr. von	Proben Nr. bis	
__.__.____	__:__	__:__	____	____	_____
__.__.____	__:__	__:__	____	____	_____
__.__.____	__:__	__:__	____	____	_____
__.__.____	__:__	__:__	____	____	_____
__.__.____	__:__	__:__	____	____	_____
__.__.____	__:__	__:__	____	____	_____

3. Teilnehmer:

Leitung/Protokoll: _____

Uni. Saarbrücken: _____

" " _____

FZ Jülich: _____

Externe Beteiligte: _____

Dreikantmuschel - Bornhöveder Seengebiet - WEG Belauer See Seite 6/6

4. Checkliste zum Probenahmeplan und zur Probenahmerichtlinie:

	eingehalten	abgewichen
4.1 Probenahmezeitraum	☐	☐
4.2 Probenahmefläche und Entnahmestellen (Auswahl/Abgrenzung)	☐	☐
4.3 Auswahl der Probenindividuen	☐	☐
4.4 Technische Vorbereitungen	☐	☐
4.5 Reinigungsvorschriften für Verpackungen	☐	☐
4.6 Probenahmetechnik/Fangmethode	☐	☐
4.7 Probenmenge	☐	☐
4.8 Datenerhebung	☐	☐
4.9 Transport und Zwischenlagerung	☐	☐

Nummer, Art und Grund der Abweichung als Klartext

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

Protokollführer Datum : : Unterschrift