



Fraunhofer Institut
Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie



lebensministerium.at

Strategie für ein stoffangepasstes Gewässermonitoring

Machbarkeitsstudie





Fraunhofer Institut
Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie



lebensministerium.at

Strategie für ein stoffangepasstes Gewässermonitoring (Machbarkeitsstudie)

**Erfassung potentiell sorbierender oder
akkumulierender Stoffe in den Kompartimenten
Biota, Sedimenten und Schwebstoffen**

Projektleitung: Dr. Heinz Rüdell
Fraunhofer – Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie
heinz.ruedel@ime.fraunhofer.de
Tel. +49 2972 302 301

Projektteam: Dr. Heinz Rüdell/Fraunhofer IME
Dr. Annette Fliedner/Fraunhofer IME
Dr. Monika Herrchen/Fraunhofer IME

Endredaktion: Dr. Heinz Rüdell/Fraunhofer IME
Dr. Martin Wimmer/BMLFUW

Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft
Stubenring 1, 1010 Wien



Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	2
Verzeichnis der Tabellen	3
Verzeichnis der Abbildungen	4
Verzeichnis der Anhänge (separater Band).....	5
Abkürzungen und Definitionen	7
1 Zusammenfassung	9
2 Summary	16
3 Hintergrund	24
4 Zielsetzung	26
5 Auswahl der relevanten Stoffe	27
5.1 Vorüberlegungen	28
5.2 Stoffauswahl: Identifizierung nicht-relevanter Stoffe	29
5.3 Klassifizierung der relevanten Stoffe und Identifizierung der Stoffe, für die Bewertungskriterien abzuleiten sind	30
6 Ableitung von Bewertungskriterien	34
6.1 Methodenmanual	34
6.2 Anwendung der Methodik	35
6.2.1 Terminologie	35
6.2.2 Triggerkriterium	35
6.2.3 Nutzung akuter Daten für Säuger- und Vogeltoxizität	36
6.3 Vorgehen bei Datengeneration und -auswahl.....	37
6.3.1 Nutzung von QSAR	37
6.3.2 Auswahl von Daten zu Verteilung und Abbau in der Umwelt	37
6.4 Stoffauswahl	37
6.5 Ergebnisse	39
7 Ableitung von Monitoring-Empfehlungen	45
7.1 Vorgehen	45
7.2 Übersicht über die vorgeschlagenen Stofflisten	46
7.3 Umsetzungsempfehlung Monitoring.....	53
7.4 Vorschläge für Messstellen, an denen alternative Kompartimente in die überblicksweise Überwachung einbezogen werden sollten	59



8	Vorschläge zur Umsetzung eines Biota-Monitoring	60
8.1	Vorüberlegungen	61
8.2	Biota-Monitoring von Wildfängen	62
8.3	Probenahme	64
8.4	Auswahl eines geeigneten Gewebes	65
8.5	Probenaufarbeitung	66
8.6	Biota-Monitoring: Zusammenfassung der Empfehlungen	66
8.7	Beispiele für Ergebnisse von Biota-Monitorings.....	67
9	Vorschläge zur Umsetzung eines Schwebstoff-Monitoring.....	74
9.1	Vorüberlegungen	74
9.2	Probenahmeverfahren	74
9.3	Vor- und Nachteile der Probenahmeverfahren	75
9.4	Schwebstoffcharakteristik	76
10	Grobe Abschätzung der mit dem Monitoring-Vorschlag verbundenen Kosten für die öffentliche Verwaltung.	77
11	Befragung von österreichischen und europäischen Experten	79
11.1	Vorgehen	79
11.2	Umfrageergebnisse Österreich.....	81
11.3	Umfrageergebnisse Europäische Staaten	88
11.4	Umfrageergebnisse Europäische Institutionen	109
12	Literatur	111

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Liste der Stoffe, die als nicht relevant für die Ableitung von Umweltqualitätsnormen in alternativen Kompartimenten angesehen werden.	30
Tabelle 2: Liste der Stoffe, die als nicht bioakkumulierend bzw. nicht an Schwebstoffe adsorbierend identifiziert wurden.	32
Tabelle 3: Liste organischer Stoffe, für die Bewertungskriterien (BK) abgeleitet wurden.	38
Tabelle 4: Liste der Metallverbindungen, für die Bewertungskriterien abgeleitet wurden.	38
Tabelle 5: Abgeleitete Bewertungskriterien für verschiedene Schutzziele, organische Schadstoffe.	40
Tabelle 6: Abgeleitete Bewertungskriterien für verschiedene Schutzziele, Metalle.	43
Tabelle 7: Stoffe, die in Phase 1 als relevant identifiziert wurden und für die zu prüfen war, ob eine Umweltqualitätsnorm für Sedimentorganismen und/oder Sekundärvergiftung bereits abgeleitet wurde bzw. ein Bewertungskriterium im Rahmen dieser Studie abzuleiten war.	47
Tabelle 8: Stoffliste für das Monitoring in Wasser.	54
Tabelle 9: Stoffliste für das Monitoring in Biota.	56
Tabelle 10: Stoffliste für das Monitoring in Schwebstoffen.	58
Tabelle 11: Messstellen der überblicksweisen Überwachung, an denen alternative Kompartimente in die Überwachung einbezogen werden sollten.	59
Tabelle 12: Gegenüberstellung der Monitoring-Methoden „Wildfänge“ und „aktives Monitoring“.	61
Tabelle 13: Vergleich von Muscheln (<i>Dreissena polymorpha</i>) und Fischen (<i>Leuciscus cephalus</i>) hinsichtlich ihrer Tauglichkeit für ein Biota-Monitoring in Österreich.	63
Tabelle 14: Vergleich der Schwebstoff-Probenahmeverfahren „Durchflusszentrifuge PADBERG Z61“ und „Schwebstofffalle (Sedimentationskasten)“ (nach Schulze & Ricking 2005).	75
Tabelle 15: Jährliche Kosten Fischprobenahme und Analytik.	77
Tabelle 16: Jährliche Kosten Schwebstoffprobenahme und Analytik.	78
Tabelle 17: Rücklauf der Umfrage.	81
Tabelle 18: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“ für Österreich.	82
Tabelle 19: Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“.	92
Tabelle 20: Zusammenstellung der Ergebnisse der Umfrage zum Monitoring von Biota, Schwebstoffen und Sedimenten in europäischen Staaten.	109
Tabelle 21: Ergebnis der Befragung Europäischer Institutionen.	109

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Kupferkonzentrationen in der Muskulatur von Brachsen aus Bimmen (Rhein, Grenze D/NL), dem Belauer See (Nord-Deutschland), Cumlosen (Mittellauf Elbe) und Rehlingen (Saar).	68
--	----



Abbildung 2: Quecksilberkonzentrationen in der Muskulatur von Brachsen aus Bimmen (Rhein, Grenze D/NL), dem Belauer See (Nord-Deutschland), Cumlosen (Mittellauf Elbe) und Rehlingen (Saar)..	69
Abbildung 3: Arsenkonzentrationen in der Muskulatur von Brachsen aus Bimmen (Rhein, Grenze D/NL), dem Belauer See (Nord-Deutschland), Cumlosen (Mittellauf Elbe) und Rehlingen (Saar).	70
Abbildung 4: Bleikonzentrationen in der Muskulatur von Brachsen aus Bimmen (Rhein, Grenze D/NL), dem Belauer See (Nord-Deutschland), Cumlosen (Mittellauf Elbe) und Rehlingen (Saar)..	71
Abbildung 5: Konzentrationen von Hexachlorbenzol, Lindan, Octachlorstyrol, p,p'-DDD und p,p'-DDE in der Muskulatur von Brachsen aus Bimmen (Rhein, Grenze D/NL).	72
Abbildung 6: Konzentrationen von Hexachlorbenzol, Lindan, Octachlorstyrol, p,p'-DDD und p,p'-DDE in der Muskulatur von Brachsen aus dem Belauer See (Nord-Deutschland; Referenzstandort, nur zweijährliches Monitoring).	72
Abbildung 7: Konzentrationen von Hexachlorbenzol, Lindan, Octachlorstyrol, p,p'-DDD und p,p'-DDE in der Muskulatur von Brachsen aus Cumlosen (Mittellauf Elbe).	73
Abbildung 8: Konzentrationen von Hexachlorbenzol, Lindan, Octachlorstyrol, p,p'-DDD und p,p'-DDE in der Muskulatur von Brachsen aus Rehlingen (Saar).	73

Verzeichnis der Anhänge (separater Band)

1. Beschreibung der Fischarten Aitel und Brachsen
2. Maßnahmenbegleitende Überwachung: Vorschläge für Messstellen in risikobehafteten Fließgewässern
3. Empfehlungen für Analysemethoden
 - 3.1 Analysemethoden für prioritäre Stoffe im Wasser
 - 3.2 Analysemethoden für prioritäre Stoffe in Biota
 - 3.3 Analysemethoden für prioritäre Stoffe in Schwebstoffen/Sedimenten
4. Standardarbeitsanweisungen zur Probenahme und Aufarbeitung von Fischen (Ganzfisch)
 - 4.1 Probenahme
 - 4.1 Aufarbeitung Ganzfisch
5. Liste der angesprochenen österreichischen Institutionen
6. Fragebogen für die österreichischen Experten
7. Liste der angesprochenen europäischen Institutionen
8. Fragebogen für die europäischen Experten
9. Liste der angeschriebenen europäischen Organisationen
10. Brief an die europäischen Institutionen
11. Frankreich: Liste der angewandten Analysemethoden
12. Slowakei: Liste der angewandten Analysemethoden
13. Slowenien: Liste der angewandten Analysemethoden
14. Deutschland: Umweltqualitätsstandards für einige Schwermetalle in Schwebstoffen
15. Finnland: Umweltqualitätsstandards für einige organische Stoffe
16. Stoffdatenblätter
 - 16 - 1. Aldrin
 - 16 - 2. Bisphenol A
 - 16 - 3. Chlordan
 - 16 - 4. DDT
 - 16 - 5. Dibutylzinnverbindungen
 - 16 - 6. Dieldrin
 - 16 - 7. Endrin
 - 16 - 8. Heptachlor
 - 16 - 9. Isodrin
 - 16 - 10. Isopropylbenzol (Cumol)
 - 16 - 11. Pentachlornitrobenzol
 - 16 - 12. Phosalon
 - 16 - 13. Tetrabutylzinn
 - 16 - 14. Triphenylzinnverbindungen
 - 16 - 15. Arsen
 - 16 - 16. Chrom
 - 16 - 17. Kupfer
 - 16 - 18. Selen
 - 16 - 19. Silber
 - 16 - 20. Zink

Abkürzungen und Definitionen

AF	Assessmentfaktor
AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
BCF	Biokonzentrationsfaktor (bioconcentration factor); als L/kg bestimmt (wird zur besseren Übersichtlichkeit in den Tabellen ohne Einheit angegeben)
BG	Bestimmungsgrenze
BK	Bewertungskriterium (analog UQN abgeleitet)
BKadd	Bewertungskriterium für Metalle (maximal zum natürlichen Hintergrundgehalt aufzuaddierende Konzentration in dem betrachteten Kompartiment)
BK _{Sediment}	Bewertungskriterium (analog zur UQN _{Sediment})
BK _{Sekundärvergiftung}	Bewertungskriterium (analog zur UQN _{Sekundärvergiftung})
BK _{Wasser}	Bewertungskriterium (analog zur UQN _{Wasser})
BK _{Wasser-SPM}	Bewertungskriterium (analog zur UQN _{Wasser-SPM})
BMF	Biomagnifikationsfaktor
EQS	environmental quality standard (Umweltqualitätsnorm)
EU	Europäische Union
exp.	experimentell bestimmter Wert
FG	Frischgewicht/Feuchtgewicht
k.A.	keine Angabe
K _{oc}	Verteilungskoeffizient organischer Kohlenstoff-Wasser eines Stoffes
K _{ow}	Verteilungskoeffizient n-Oktanol-Wasser eines Stoffes
K _p _{susp}	Verteilungskoeffizient eines Stoffes zwischen Feststoff und Wasser in Schwebstoffen (als L/kg angegeben)
K _{SPM-Wasser}	Verteilungskoeffizient Schwebstoff-Wasser eines Stoffes (dimensionslos)
log	dekadischer Logarithmus
nb	nicht betrachtet
PNEC	Konzentration, bei der keine Schädigung eines Organismus zu erwarten ist (predicted no effect concentration)
PNEC _{secpois.Biota}	PNEC für die Sekundärvergiftung von Raubtieren durch belastete Beuteorganismen
POP	persistenter organischer Schadstoff gemäß Stockholm-Konvention (persistent organic pollutant)
PS	prioritäre Stoffe (nach WRRL)
QSAR	Quantitative Struktur-Aktivitätsbeziehungen (quantitative structure activity relations)
QZV	Qualitätszielverordnung
RI.	Richtlinie

Secondary poisoning	Sekundärvergiftung von Raubtieren durch belastete Beuteorganismen
SPM	Schwebstoffe (suspended particulate matter)
SPMD	Membranpassivsammler (semipermeable membrane device)
TGD	Technical Guidance Document (siehe Literatur unter TGD, 2003)
TM	Trockenmasse
UQN	Umweltqualitätsnorm
UQN _{Sed.-Wasser}	UQN _{Sediment} umgerechnet auf eine entsprechende Wasserkonzentration (z.B. µg/L)
UQN _{Sediment}	UQN abgeleitet für das Schutzgut benthische Organismen (angegeben z.B. als mg/kg)
UQN _{Sekundärverg.-Wasser}	UQN _{Sekundärvergiftung} umgerechnet auf eine entsprechende Wasserkonzentration (z.B. µg/L)
UQN _{Sekundärvergiftung}	UQN abgeleitet für das Schutzgut Sekundärvergiftung (angegeben z.B. als µg/kg)
UQN _{Wasser}	UQN abgeleitet für das Schutzgut pelagische Organismen (angegeben z.B. als µg/L)
UQN _{Wasser-SPM}	UQN _{Wasser} umgerechnet auf eine entsprechende Konzentration in Schwebstoffen (z.B. mg/kg TM)
WFD	Wasserrahmenrichtlinie (water framework directive)
WGE	Wassergüteeerhebung
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Definitionen

Für organische Stoffe werden die für die Wasserphase abgeleiteten Umweltqualitätsnormen auf die Fraktion „Gesamtwasser“ bezogen und für Metalle auf die Fraktion „Flüssigphase“.

Gesamtwasser (whole water): Wasserprobe ohne Abtrennung der Feststoffe/Schwebstoffe (suspended particulate matter).

Flüssigphase (liquid phase): operational definierte Wasserfraktion nach Abtrennung der Feststoffe/Schwebstoffe z.B. durch Filtration (üblicherweise 0,45 µm-Membranfilter).

Schwebstoffe: Im Rahmen des Projekts werden Schwebstoffe und Sedimente gleichrangig behandelt. Schwebstoffe werden als sich neu bildendes Sediment angesehen.

1 Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Studie war es, ein in sich konsistentes und mit den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) kompatibles Überwachungssystem für die Kompartimente „Biota“ und „Schwebstoffe“ (bzw. „Sediment“) zu erarbeiten. Damit sollte den Vorgaben der WRRL, Artikel 16 Absatz 7, entsprochen werden, wonach für sogenannte prioritäre Stoffe Umweltqualitätsnormen in Oberflächengewässern, Biota und Sediment abzuleiten sind, die einen guten ökologischen Zustand der Gewässer sichern sollen. Im Rahmen eines im Juli 2006 vorgelegten Vorschlags für eine Tochterrichtlinie (KOM(2006)397), hat die EU-Kommission für eine Reihe von Stoffen bereits entsprechende Werte für die Wasserphase vorgeschlagen. Für drei Stoffe wurden hier auch Umweltqualitätsnormen für Biota vorgelegt. Die Mitgliedstaaten sind aufgefordert, eigene Umweltqualitätsnormen für die Kompartimente „Biota“ und „Schwebstoffe/Sedimente“ abzuleiten, sofern dies für die prioritären oder anderen Stoffe angezeigt ist.

A. Erhebung zum Stand des stoffangepassten Monitorings in Österreich und in Europa

Im Rahmen des Projektes wurde eine umfassende Umfrage zu der Praxis des Monitorings in alternativen Kompartimenten in Österreich und in anderen europäischen Staaten bzw. Institutionen durchgeführt.

Für Österreich ergibt sich folgendes Bild:

- Ein Routine-Monitoring im Sediment fand in Österreich im Rahmen der Wassergütererhebung (WGEV) statt. Analysiert wurden jährlich einmal Schwermetalle, AOX (adsorbierbare organische Halogenverbindungen), Al, Ca, Mg, TOC (gesamter organischer Kohlenstoffgehalt) und Glühverlust. Eine Einzelbestimmung organischer Verbindungen fand bislang nicht statt.
- Schwebstoffe und Biota wurden bisher nicht regelmäßig beprobt und untersucht.
- Einzelprojekte, in denen Biota, Schwebstoffe und Sedimente sowohl auf Schwermetalle als auch auf organische Verbindungen hin untersucht werden, laufen seit den 1980er Jahren und wurden von einzelnen Bundesländern, anlässlich von Donaubefahrungen (z.B. Joint Danube Survey im Rahmen des Donauschutzübereinkommens) sowie im Rahmen von Forschungsprojekten durchgeführt.
- Eine chemische Analytik für die untersuchten Stoffe ist in verschiedenen Institutionen etabliert und wird vorwiegend nach (international) standardisierten Methoden (oder in Anlehnung an diese) durchgeführt.
- Eine Bewertung der in den einzelnen Projekten ermittelten Stoffkonzentrationen erfolgte nur vereinzelt anhand definierter Grenz- und Richtwerte (Nahrungsmittelgrenzwerte). Eigene Qualitätsziele für Sediment, Schwebstoffe und/oder Biota wurden bislang nicht abgeleitet.

Für Europa ergibt sich folgendes Bild:

In vielen europäischen Ländern laufen Monitoringprogramme in Übergangs-, Küsten- und marinen Gewässern. Für den Bereich der Binnengewässer ergab die Umfrage Folgendes:

- Biota werden in Finnland, Italien, Niederlande, Schweden, Spanien und Deutschland regelmäßig untersucht, wobei in Deutschland diese Programme vorwiegend auf Länderebene laufen und derzeit noch nicht in ein nationales Monitoring-Programm einfließen. Allerdings stehen in Deutschland auch Daten aus dem Umweltprobenbank-Programm zur Verfügung, in dem teilweise prioritäre Stoffe in Biota-Proben untersucht werden, obwohl der Hauptzweck des Programms allerdings die Bereitstellung von Proben für ein retrospektives Monitoring ist.

Untersucht werden meist Fische (ganzer Fisch, Fischmuskel und -leber), vereinzelt auch Süßwasser-muscheln und benthische Invertebraten, wobei die Organismen anhand von Abundanz, Repräsentativität für das Gewässer, Fangbarkeit, Größe, Stellung in der Nahrungskette, Standorttreue und ihrer Eigenschaft, als Indikator für Bioakkumulation zu dienen, ausgewählt werden.

Untersucht werden unterschiedliche Stoffe und Stoffgruppen aus der Liste der prioritären Stoffe nach WRRL (Anhang X) bzw. Stoffe, die in Richtlinie 76/464/EWG genannt sind, wie auch andere Schwermetalle, Organozinnverbindungen, Dioxine und polychlorierte Biphenyle.

Biota werden meist 1-2 Mal pro Jahr beprobt, in Finnland bislang nur alle 2-6 Jahre.

Aktives Biomonitoring (z.B. in Käfigen gehaltene Fische oder Muscheln, fixierte Muscheln, etc) wird nur von einzelnen Ländern und an wenigen Standorten eingesetzt.
- Sedimentuntersuchungen werden auf nationaler Ebene in Frankreich, Italien, Niederlande, Slowakei, Slowenien und Spanien durchgeführt. In Deutschland finden im Rahmen von Länderprogrammen regelmäßige Untersuchungen statt. In der Schweiz laufen bzw. liefen einzelne Projekte, in denen Sediment untersucht wurde, ein regelmäßiges Monitoring findet nicht statt.

Schwebstoffe (Suspended Particulate Matter, SPM) werden derzeit in Finnland, Frankreich, Niederlande, Slowenien sowie in Deutschland (in Länderprogrammen) und - beschränkt auf PAK - in Dänemark untersucht. In Deutschland stehen teilweise auch Daten aus dem Umweltprobenbank-Programm zur Verfügung, in dem auch prioritäre Stoffe in Schwebstoff-Proben bestimmt werden.

Analysiert werden unterschiedliche Stoffe und Stoffgruppen aus der Liste der prioritären Stoffe nach WRRL (Anhang X) bzw. der RI. 76/464/EWG, Schwermetalle, Organozinnverbindungen, PCBs und Radioaktivität. Sedimentproben werden mit Greifern oder Stechzylindern (Kernproben) genommen, Schwebstoffproben (SPM) mittels Zentrifugation oder mit Schwebstofffallen. Slowenien gewinnt die SPM-Fraktion durch Filtration (0,45µm).

Die Beprobungsfrequenz schwankt bei Sedimenten zwischen „unregelmäßig“, „1-2 Mal pro Jahr“ oder „alle 5-6 Jahre“. SPM wird häufiger beprobt, die Angaben schwanken zwischen 1 Mal pro Jahr, 2 Mal pro Jahr, 2-12 Mal pro Jahr bis zu 52 Mal pro Jahr.
- In England (UK) gibt es derzeit noch kein flächendeckendes Monitoring-Programm für alternative Kompartimente, es laufen aber auf lokaler Ebene zahlreiche Programme, in denen Sediment, SPM und Biota untersucht werden.
- Die Monitoring-Standorte werden nach Belastungssituation ausgewählt, nach Repräsentativität für den jeweiligen Wasserkörper, danach, ob es sich um repräsentative Sedimentationsgebiete handelt oder ob hier bereits ein Standort für das Wasser-Monitoring liegt. Die Anzahl der Monitoring-Standorte schwankt zwischen 1 – 10 pro Wasserkörper bis zu 417 pro Flussgebietseinheit (Loire-Bretagne).

- Die chemische Analytik wird überwiegend mit international standardisierten Methoden durchgeführt. Einige Staaten haben auch nationale Standardmethoden etabliert.
- Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte bislang nur in Finnland anhand der EU-Umweltqualitätsnormen. Hier wurden auch für weitere Stoffe Qualitätsnormen anhand der EU-Methode (Lepper, 2005) abgeleitet. Viele andere Länder arbeiten mit Qualitätsnormen, die teilweise gesetzlich verankert sind, teilweise den Charakter von Richt- oder Orientierungswerten haben.
- Erfahrungen mit alternativen Monitoring-Methoden, wie Passivsammlern (z.B. SPMD: *semipermeable membrane devices*) oder Festphasenextraktion, werden im Rahmen eines Routine-Monitorings in Norwegen, Spanien und einigen lokalen Programmen in England eingesetzt. Forschungsprojekte hierzu laufen in England, Finnland, Frankreich, Irland, Niederlande, Schweden und der Schweiz.

B. Ausarbeitung eines Vorschlages für ein Biota- und Schwebstoff-Monitoring in Österreich

In dem vorliegenden Projekt wurden rund 80 Stoffe und Stoffgruppen auf die Notwendigkeit hin überprüft, Umweltqualitätsnormen für Biota und Schwebstoffe/Sediment abzuleiten und die Werte in den entsprechenden Kompartimenten zu überwachen. Im Einzelnen waren dies die 33 prioritären Stoffe der WRRL Anhang X, 8 gemeinschaftlich geregelte Schadstoffe nach Richtlinie 76/464/EWG, 29 Stoffe der Tabelle B.1 und 6 Metalle der Tabelle B.2 der österreichischen Qualitätszielverordnung (BGBl. II Nr. 96 (2006)) sowie zusätzlich die zinnorganischen Verbindungen Tetraäthylzinn und Triphenylzinnverbindungen.

Die Arbeiten gliederten sich dabei in folgende Schritte:

- 1) Auf Stoffeigenschaften begründete Auswahl derjenigen Stoffe, für die eine Überwachung in Biota und/oder Sediment/Schwebstoff notwendig oder aus analytischer Sicht bzw. aus Gründen der Kosteneffizienz sinnvoll ist.
- 2) Ableitung von Bewertungskriterien¹ für die ausgewählten Stoffe für die Schutzgüter „Raubtiere“ (Biota; Spitzen des Nahrungsnetzes) und benthische Organismen (Sediment), sofern hierfür noch keine Umweltqualitätsnormen vorlagen und geeignete Daten recherchiert werden konnten. Hierzu wurde das EU-Verfahren eingesetzt, das auch für die Ableitung der Umweltqualitätsnormen für die prioritäre Stoffe verwendet wurde (Lepper, 2005).
- 3) Erarbeitung konkreter Vorschläge zur Umsetzung eines Monitorings in alternativen Kompartimenten in Österreich. Diese umfassen neben der Stoffauswahl Empfehlungen für ein Biota- bzw. Schwebstoff-Monitoring und die Auswahl von Messstellen, an denen im Rahmen der überblicksweisen Überwachung ein derartiges Monitoring vorgenommen werden sollte.

Die Ergebnisse dieses Projekts lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- 1) Anhand der physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften ($\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$) und - soweit vorhanden - experimenteller Daten zur Bioakkumulation (z.B. BCF, BMF) wurden 55 Stoffe bzw. Stoffgruppen identifiziert, die potentiell bioakkumulierend sind und/oder an Schwebstoffe sorbieren. Falls experimentelle Daten nicht zur Verfügung standen, wurden QSAR-Methoden zur Abschätzung der Daten verwendet.
- 2) Für einige dieser Stoffe lagen noch keine Vorschläge für Umweltqualitätsnormen für die Schutzgüter „Raubtiere“ und „benthische Organismen“ vor. Soweit geeignete Daten zu recherchieren waren, wurden für diese Stoffe Bewertungskriterien für die genannten Schutzgüter abgeleitet.

¹ Die abgeleiteten Werte werden als „Bewertungskriterium“ bezeichnet, um sie von rechtlich verbindlichen Umweltqualitätsnormen zu unterscheiden.



Im Einzelnen handelt es sich um folgende Stoffe:

Aldrin, Bisphenol A, Chlordan, DDT, Dibutylzinnverbindungen, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Isodrin, Isopropylbenzol (Cumol), Pentachlornitrobenzol, Phosalon, Tetrabutylzinn, Triphenylzinnverbindungen, Arsen, Chrom, Kupfer, Selen, Silber, Zink.

Die Ableitung der Bewertungskriterien findet sich in den Stoffdatenblättern in Anhang 16.

3) Konkrete Vorschläge für eine Umsetzung eines Monitorings von Biota und Schwebstoffen in Österreich wurden für solche Stoffe erarbeitet, für die eine Überwachung in der Wasserphase entweder nicht möglich ist - namentlich Stoffe, die keinem klaren Verteilungsmuster folgen oder bei denen die Datenlage nicht ausreichend oder sehr heterogen ist - und für Stoffe, für die eine Überwachung der abgeleiteten Umweltqualitätsnormen bzw. Bewertungskriterien in der Wasserphase nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand zu leisten wäre.

Für folgende Stoffe wird eine Überwachung in **Biota** empfohlen:

Tabelle Z1: Stoffliste für das Monitoring in **Biota**.
Kursiv: Stoffe, für die im Rahmen dieser Studie ein Bewertungskriterium (BK) abgeleitet wurde.
BG - Bestimmungsgrenze; FG – Feuchtgewicht.

CAS-Nummer	Stoff	Bestimmungsgrenze [µg/kg FG]	Bewertungskriterium [µg/kg FG] ^a	BK/BG
Monitoring ausschließlich in Biota				
<u>Bromierte Verbindungen</u>				
32534-81-9	Pentabromdiphenylether	10	1000 / 274	100 / 27
<u>Chlorierte Verbindungen</u>				
115-29-7	Endosulfan (Summe alpha + beta)	Siehe Einzelkomponenten		
959-98-8	alpha-Endosulfan	10	1000 (500) / 50 (25)	50 / 2,5
891-86-1	beta-Endosulfan	10	1000 (500) / 50 (25)	50 / 2,5
608-93-5	Pentachlorbenzol	0,01	367	36700
608-73-1	Hexachlorcyclohexan	0,03	33 / 26	1100 / 867
58-89-9	gamma-Hexachlorcyclohexan (Lindan)	0,03	33 / 26	1100 / 867
72-20-8	<i>Endrin</i>	ca. 0,5	30	ca. 60
60-57-1	<i>Dieldrin</i>	0,01	30	3000
<u>Metallorganische Verbindungen</u>				
688-73-3 36643-28-4	Tributylzinnverbindungen (als TBT-Kation)	1	230 / 1,2	230 / 1,2
683-18-1	<i>Dibutylzinnverbindungen (als DBT-Kation)</i>	3	300 / 14	100 / 4,7
639-58-7 668-34-8	<i>Triphenylzinnchlorid (als Triphenylzinn-Kation)</i>	5	70 / 8	14 / 1,6
1461-25-2	<i>Tetrabutylzinn</i>	1	10 ^c	10
22967-92-6	Methylquecksilber (als Kation)	1	20 ^b	20
Monitoring in Biota und Wasser				
<u>Chlorierte Verbindungen</u>				
87-68-3	Hexachlorbutadien	ca. 10	55 ^b	ca. 5
118-74-1	Hexachlorbenzol	0,03	10 ^b	333
309-00-2	<i>Aldrin</i>	0,12	30 ^b	250
465-73-6	<i>Isodrin</i>	ca. 0,5	101 ^d	ca. 200
50-29-3	<i>p,p'-DDT</i>	0,03	30 ^b	1000
	<i>DDT insgesamt (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE)</i>	0,03	75 (30) ^b	1000
57-74-9	<i>Chlordan</i>	0,1	3000 / 12 ^e	30000 / 120
5103-71-9	<i>cis-Chlordan</i>	0,1	3000 (1500) / 12 (6) ^e	15000 / 60
5103-74-2	<i>trans-Chlordan</i>	0,1	3000 (1500) / 12 (6) ^e	15000 / 60
76-44-8	<i>Heptachlor</i>	0,03	600 / 480 ^b	20000 / 16000
82-68-8	<i>Pentachlornitrobenzol</i>	ca. 10	2500 ^b	ca. 250

a Wenn zwei Werte (x / y) angegeben sind, bezieht sich der jeweils erste Wert auf das BK bezogen auf das Schutzgut Biota. Der zweite Wert ergibt sich aus dem BK für die Wasserphase und der Umrechnung auf Biota

(über den BCF und BMF). In den Fällen, wo nur ein Wert angegeben ist, entspricht das BK für Biota dem niedrigsten Wert. Wenn sich das BK auf eine Gruppe von Stoffen bezieht, sollten die Einzelkomponenten mindestens in einer Konzentration von 50 % der Summen-UQN nachgewiesen werden können (= Wert in Klammern).

- b Das BK für das Schutzgut Biota ist zusätzlich zu überwachen, da eine Umrechnung auf das Kompartiment Wasser und eine Überwachung in der Wasserphase aufgrund stark streuender BCF-Angaben nicht möglich ist.
- c Die Ableitung eines BK für das Schutzgut Biota war nicht erforderlich, da die Triggerkriterien nicht erfüllt sind. Das angegebene BK bezieht sich auf das Schutzgut „pelagische Organismen“ (hier umgerechnet auf Biota-Konzentrationen). Die Messung in Biota erfolgt aus pragmatischen Gründen, da auch die anderen Organozinnverbindungen in diesem Kompartiment zu bestimmen sind.
- d Die Ableitung eines BK für das Schutzgut Biota ist nicht möglich, da keine Daten aus toxikologischen Prüfungen vorlagen. Das angegebene BK bezieht sich auf das Schutzgut „pelagische Organismen“ (hier umgerechnet auf Biota-Konzentrationen). Die Messung in Biota erfolgt aus pragmatischen Gründen, da auch die anderen Organochlorverbindungen in diesem Kompartiment zu bestimmen sind und die Analytik dieses Stoffes in der Wasserphase schwierig ist.
- e Das BK für das Schutzgut Biota ist zu überwachen. Eine Umrechnung der UQN für das Kompartiment Wasser auf eine entsprechende Biota-Konzentration ist zwar aufgrund stark streuender BCF-Angaben nur mit Unsicherheit möglich. Da die UQN_{Wasser} dieses Stoffes in der Wasserphase aber analytisch nicht zu erfassen ist, wird empfohlen, trotz dieser Unsicherheit die UQN_{Wasser} als auf Biota-Konzentrationen umgerechnetes $BK_{\text{Wasser-Biota}}$ in Biota zu überwachen.

Für folgende Stoffe wird eine Überwachung in **Schwebstoffen** empfohlen:

Tabelle Z2: Stoffliste für das Monitoring in **Schwebstoffen**.
Kursiv: Stoffe, für die im Rahmen dieser Studie ein Bewertungskriterium (BK) abgeleitet wurde.
BG - Bestimmungsgrenze; TM - Trockenmasse.

CAS-Nummer	Stoff	Bestimmungsgrenze [mg/kg TM]	Bewertungskriterium ^a [mg/kg SPM TM]	BK/BG
Monitoring ausschließlich in Schwebstoffen				
<u>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)</u>				
91-20-3	Naphthalin	0,001	0,30	300
120-12-7	Anthracen	0,001	0,30	300
206-44-0	Fluoranthen	0,001	1,1	1100
205-99-2	Benzo(b)fluoranthen	0,001	1,1	1100
207-08-9	Benzo(k)fluoranthen	0,001	1,6	1600
50-32-8	Benzo(a)pyren	0,001	2,9	2900
191-24-2	Benzo(g,h,i)perylene	0,001	0,13	130
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,001	0,13	130
<u>Sonstige organische Verbindungen</u>				
80-05-7	<i>Bisphenol A</i>	0,1	<i>10,8</i>	108
Monitoring in Schwebstoffen und Wasser				
<u>Metalle und Metallverbindungen</u>				
7440-02-0	Nickel und seine Verbindungen	1	30	30
7440-43-9	Cadmium und seine Verbindungen	1	10	10
7439-92-1	Blei und seine Verbindungen	1	1050	1050
7439-97-6	Quecksilber und seine	0,1	4,7	470

CAS-Nummer	Stoff	Bestimmungsgrenze [mg/kg TM]	Bewertungskriterium ^a [mg/kg SPM TM]	BK/BG
	Verbindungen			
7440-47-3	Chrom	1	445	445
7440-50-8	Kupfer	0,5	33	66
7782-49-2	Selen	0,01	0,016	1,6
7440-22-4	Silber	0,5	3,2	6,4
7440-66-6	Zink	1	399	400
7440-38-2	Arsen	1	209	209

a Die BK für Metalle sind von der lokalen Hintergrundkonzentration abhängig (angegeben sind hier maximal aufzudeckenden Konzentrationen).

Für die Durchführung des Biota-Monitorings wird folgende Vorgehensweise empfohlen:

- Das Monitoring sollte sich auf Wildfänge eher als auf aktives Monitoring stützen.
- Fische sind die für Österreich am besten geeigneten Monitoring-Organismen.
- Es sollte nur eine Fischart je Messstelle untersucht werden. Für Österreich sind Aitel (*Leuciscus cephalus*) in strömungsreicheren Gewässern und Brachsen (*Abramis brama*) in strömungsarmen und stehenden Gewässern, in denen Aitel nicht vorkommen, als Monitoring-Spezies gut geeignet.
- Wenn möglich, sollte zunächst eine Probenahme pro Jahr und Messstelle erfolgen. Je nach Ergebnis der Analysen sollten die Probenahmen dann jährlich (bei belasteten Standorten) oder dreijährlich (bei unbelasteten Standorten) erfolgen.
- Fische sollten außerhalb der Laichzeit beprobt werden.
- Beprobt werden sollten ≥ 10 adulte Fische einer zuvor festgelegten Größenklasse. Wo dies nicht möglich ist, können Tiere verschiedener Größenklassen vereint werden.
- Die Untersuchung ganzer Fische ist zur Überwachung der Umweltqualitätsnormen besser geeignet als die Untersuchung von Muskel- oder anderen Geweben.
- Die Fische sollten möglichst einzeln analysiert werden. Zur Kostenverringerung können alternativ auch Sammelproben analysiert werden.
- Eine Lagerung von Rückstellproben für zukünftige Untersuchungen wird empfohlen (Lagerung bei -70-80°C in Tiefkühlschränken oder bei unter -150°C in der inerten Gasphase über Flüssigstickstoff in speziellen Kryolagerbehältern).

Für die Durchführung des Schwebstoff-Monitorings wird folgende Vorgehensweise empfohlen:

- Langzeitmischproben sind für das geplante Monitoring sinnvoller als Einzelproben.
- Sedimentationsfallen liefern Langzeitmischproben und sind daher und aus Kosten- und Praktikabilitätsgründen geeigneter als Durchflusszentrifugen.
- Die Probenahmen sollten monatlich oder zweimonatlich erfolgen. In Abhängigkeit von den Schwebstoffeigenschaften kann es bei größeren Zeitabständen zu Alterungsprozessen kommen.

Empfehlungen für Messstellen:

Nach eingehender Diskussion mit österreichischen Experten wurden insgesamt 13 Messstellen des überblicksweisen Messstellennetzes ausgewählt. Dabei handelt es sich einerseits um Messstellen, die gemäß Entscheidung 77/795/EWG über den EU-weiten Informationsaustausch von Daten zur Gewässerqualität ausgewiesen sind, andererseits um Messstellen, die als Grenzmessstellen besonders relevant erscheinen oder die große Einzugsgebiete haben. Folgende Flüsse bzw. Messstellen werden vorgeschlagen:

Tabelle Z3: Messstellen der überblicksweisen Überwachung, an denen alternative Kompartimente in die Überwachung einbezogen werden sollten.

Fluss	Messstelle	MS-ID	Kommentar
Inn	Kufstein/Erl	FW 73200987	Informationsrichtlinie
Salzach	Oberndorf	FW 54110087	Informationsrichtlinie
Donau	Jochenstein	FW 40607017	Informationsrichtlinie
Donau	Hainburg	FW 31000377	Informationsrichtlinie
Donau	Enghagen oberhalb Enns­mündung	FW 40907057	Informationsrichtlinie
Mur	Spielfeld	FW 61400137	Informationsrichtlinie
Drau	Unterwasser KW Lavamünd	FW 21500097	Informationsrichtlinie
Leitha	Nickelsdorf	FW 10000077	Grenze
Inn	Ingling	FW 40502037	Grenze
Thaya	Altprerau	FW 31100027	Grenze
March	Marchegg	FW 31100077	Grenze
Traun	Ebelsberg	FW 40709117	Einzugsgebiet
Neuer Rhein	Fussach	FW 80213067	Einzugsgebiet

2 Summary

The aim of the study was to develop a consistent monitoring strategy for the compartments „biota“ and „sediment / suspended particulate matter (SPM)“ in order to meet the requirements of Article 16, section 7 of the Water Framework Directive (WFD) which asks for Environmental Quality Standards (EQS) for the so called priority substances. Such EQS shall be established for surface waters, biota and sediments to ensure a good ecological state. In July 2006 the EU Commission has proposed *water* quality standards for 33 priority substances but *biota* quality standards for only three substances (COM(2006)397). Until final EU standards are set, the member states are requested to introduce their own quality standards for the compartments „biota“ and „sediment/SPM“ for priority substances and other relevant substances, if indicated.

A. Assessment of the state of monitoring alternative compartments in Austria and Europe

Within the study, a comprehensive survey was conducted in order to assess the state of monitoring in alternative compartments in Austria and other European countries.

For Austria the results can be summarised as follows:

- Monitoring of sediment is confined to the Water Quality Assessment Program (Wassergüteeerhebung WGEV). Yearly analysis focussed on heavy metals, AOX (adsorbable organic halogen compounds), Al, Ca, Mg, TOC (total organic carbon) and loss on ignition. Individual organic compounds were not analysed.
- SPM and biota are so far not monitored on a regular basis.
- Projects dealing with heavy metals and organic compounds in biota, SPM and sediments have been conducted since the 1980s. These are either research projects or studies performed by the federal states or in the context of Danube surveys (e.g. the Joint Danube Survey of the International Commission for the Protection of the Danube River).
- Chemical analysis is established in several institutions and is performed according to international standardised procedures or modified standard methods.
- The data were only sporadically related to reference values (e.g. for foodstuffs). Quality standards for sediments, SPM and biota have not been derived so far.

For other European states the outcome of the survey can be summarised as follows:

Many of the European countries run monitoring programmes in transitional, coastal and marine waters that include biota or sediments. With respect to freshwaters, monitoring practices can be summarised as follows:

- Biota are monitored regularly in Finland, Italy, The Netherlands, Sweden, Spain and Germany. German monitoring programmes are managed mainly by the federal states, and no national biota monitoring is established so far. However, data from the German Environmental Specimen Bank programme are available, where to some extent priority substances in biota samples are analysed although the main purpose of the programme is to provide samples for a retrospective monitoring.

In most cases fish are monitored (whole fish, filet or liver), some countries also analyse freshwater mussels and benthic invertebrates. Selection criteria for monitoring organisms are abundance, representativity, catchability, size, position in the food web, limited migration range or sedentariness, and indicators of bioaccumulation.

Biota are mostly analysed for priority substances listed in WFD Annex X and substances listed in EU Directive 76/464/EEC, with different countries monitoring different subsets of these substances. Also heavy metals, organotin compounds, dioxins and polychlorinated biphenyls are analysed in biota.

The sampling frequency for biota is in most countries every 1-2 years. In Finland sampling of fish is performed every 2-6 years. Active monitoring (e.g. caged fish or mussels, fixed mussels) is only established in a few countries and at single locations.

- Sediment is monitored on a regular basis in France, Italy, The Netherlands, Slovenia, Slovakia, and Spain. In Germany, programmes of the federal states monitor sediments regularly. In Switzerland several local programmes and projects include sediment analyses. However, a regular monitoring is not yet established.
SPM monitoring is established in Finland, France, Netherlands, Slovenia, Denmark (only PAH) and - in programmes of the federal states - in Germany. To some extent data from the German Environmental Specimen Bank programme are available, too. In this programme some priority substances in SPM are analysed.
Sediment and SPM are analysed for priority substances listed in WFD Annex X and substances listed in EU-Directive 76/464/EEC, heavy metals, organotin compounds, PCBs and radioactivity. Sediment is sampled using grab samplers and corers, whereas SPM is sampled by SPM traps and centrifugation. In Slovenia SPM is sampled by filtration (0.45 µm cut-off). The frequency of sampling varies for sediments between „not regularly“, „1-2 times per year“, and „every 5-6 years“. SPM is sampled more often, the reported frequencies range between „1 times per year“, „2 times per year“, „2-12 times per year“, and „52 times per year“.
- In the UK, due to the lack of mandatory standards, biota and sediment monitoring is not included in national monitoring programme up to date. There are, however, numerous local programmes and projects using alternative compartments.
- Monitoring sites are selected with respect to state of pollution (including pristine reference areas), representativeness for the water body, representative sedimentation areas and whether the location is already used in water monitoring. The number of sites per water body differs widely, depending on the size of the water body or river basin district. It may be 1-10 per water body as well as up to 417 per river basin (Loire-Bretagne).
- Chemical analyses are mostly performed according to (international) standardised methods but some countries have established their own standard methods.
- The data are related to the EU environmental quality standards only in Finland up to now. Finland has also derived EQS for further relevant substances using the EU procedure (Lepper, 2005). A national decree in which these national EQS will be enacted is under preparation. Many other countries work with provisional standards or have derived own quality standards using other procedures. Some of these standards are already enacted.
- Alternative monitoring methods like passive samplers (e.g. SPMD: semi permeable membrane device) or solid phase extraction are used regularly in Norway, Spain and in some local programmes in the UK.

Research projects on this issue are running in the UK, in Finland, France, Ireland, The Netherlands, Sweden and Switzerland.

B. Development of a proposal for monitoring biota and sediments in Austria

Within the project, approximately 80 substances and groups of substance were checked with respect to the necessity to derive environmental quality standards for biota and SPM/sediments and to monitor the respective compartments. Focus was laid on the 33 priority substances of WFD Annex X, on 8 substances listed in Directive 76/464/EEC, as well as 29 substances and 6 metals of Tables B.1 and B.2, respectively, of the Austrian Ordinance on Water Quality Objectives, as well as tetrabutyltin and triphenyltin compounds.

The work was organised in successive steps:

- 1) property-based identification of substances, for which monitoring in biota and SPM/sediments is indicated - either because monitoring in water is not practicable or based on analytical or cost considerations.
- 2) Derivation of assessment-criteria² for the protection objectives „secondary poisoning of predators“ (biota) and „benthic communities“ (sediment) for those substances for which no EU quality standards exist so far, provided that adequate data were available. Assessment criteria were derived according to the EU procedure (Lepper, 2005).
- 3) Development of specific recommendations for monitoring alternative compartments in Austria. The recommendations refer to substances, monitoring strategies for biota and SPM, and selection of monitoring sites for surveillance monitoring.

The results can be summarised as follows:

- 1) Based on their physico-chemical properties ($\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$) and, if available, experimental data on bioaccumulation (e.g. BCF, BMF), 55 substances and groups of substances were identified, that may be bioaccumulating and/or adsorbing to sediments. In the case no experimental data were available, values were estimated using QSAR methods.
- 2) For those substances for which no quality standards for predators and benthic communities exist so far, assessment criteria for biota and sediment were derived, provided that adequate data were available. This was the case for the following:
aldrin, bisphenol A, chlordan, DDT, dibutyltin compounds, dieldrin, endrin, heptachlor, isodrin, isopropylbenzene (cumene), pentachloronitrobenzene, phosalone, tetrabutyltin, triphenyltin compounds, arsenic, chromium, copper, selenium, silver, zinc.

The procedure used for assessment criteria derivation is included in the data sheets in Annex 16.

- 3) Recommendations for a biota and SPM monitoring in Austria were developed for those substances which cannot be monitored in the water phase either because their partitioning between water, biota and sediment is unpredictable or because no reliable data are available. Biota and/or SPM monitoring was also recommended for substances which are extremely difficult to analyse in the water phase, so that monitoring in alternative compartments would be more cost-effective.

² In order to differentiate between the legal 'quality standards' and the values derived in this study, the term „assessment criteria“ was chosen.

Biota monitoring is recommended for the following substances:

Table S1: List of substances for the monitoring in biota.
italics: for these substances assessment criteria (AC) were derived in this study.
LOQ – limit of quantification; ww – wet weight.

CAS no.	substance	limit of quantification [µg/kg ww]	assessment criteria [µg/kg ww] ^a	AC/LOQ
monitoring solely in biota				
<u>brominated compounds</u>				
32534-81-9	pentabromodiphenylethers	10	1000 / 274	100 / 27
<u>chlorinated compounds</u>				
115-29-7	endosulfan (sum of alpha + beta)	See individual compounds		
959-98-8	alpha-endosulfan	10	1000 (500) / 50 (25)	50 / 2.5
891-86-1	beta-endosulfan	10	1000 (500) / 50 (25)	50 / 2.5
608-93-5	pentachlorobenzene	0.01	367	36700
608-73-1	hexachlorocyclohexane	0.03	33 / 26	1100 / 867
58-89-9	gamma-Hexachlorocyclohexane (Lindane)	0.03	33 / 26	1100 / 867
72-20-8	<i>endrin</i>	approx. 0.5	30	approx. 60
60-57-1	<i>dieldrin</i>	0.01	30	3000
<u>metalorganic compounds</u>				
688-73-3 36643-28-4	tributyltin compounds (as TBT-cation)	1	230 / 1.2	230 / 1.2
683-18-1	<i>dibutyltin compounds (as DBT-cation)</i>	3	300 / 14	100 / 4.7
639-58-7 668-34-8	<i>triphenyltinchloride (as triphenyltin-cation)</i>	5	70 / 8	14 / 1.6
1461-25-2	<i>tetrabutylzinn</i>	1	10 ^c	10
22967-92-6	methylmercury (as cation)	1	20 ^b	20
monitoring in biota and water				
<u>chlorinated compounds</u>				
87-68-3	hexachlorobutadiene	approx. 10	55 ^b	approx. 5
118-74-1	hexachlorobenzene	0.03	10 ^b	333
309-00-2	<i>aldrin</i>	0.12	30 ^b	250
465-73-6	<i>isodrin</i>	approx. 0.5	10 ^d	approx. 200
50-29-3	<i>p,p'-DDT</i>	0.03	30 ^b	1000
	<i>total DDT (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE)</i>	0.03	75 (30) ^b	1000
57-74-9	<i>chlordan</i>	0.1	3000 / 12 ^e	30000 / 120
5103-71-9	<i>cis-chlordan</i>	0.1	3000 (1500) / 12 (6) ^e	15000 / 60
5103-74-2	<i>trans-chlordan</i>	0.1	3000 (1500) / 12 (6) ^e	15000 / 60

CAS no.	substance	limit of quantification [µg/kg ww]	assessment criteria [µg/kg ww] ^a	AC/LOQ
76-44-8	<i>heptachlor</i>	0.03	600 / 480 ^b	20000 / 16000
82-68-8	<i>Pentachloronitrobenzene</i>	approx. 10	2500 ^b	approx. 250

- a If two values (x / y) are given, the first value refers to the AC for the protection objective biota. The second value results from the AC value for the water phase after conversion to a biota concentration (by applying BCF and BMF values). In those cases where only one value is given, the overall AC corresponds to the biota AC (lowest value). In cases where the AC refers to groups of compounds, the AC is given as a sum; individual compounds should be detected at least at a level of 50 per cent of the AC sum (= value in brackets).
- b The AC for the protection objective biota has to be monitored additionally since a conversion of the biota concentrations to water concentrations is not possible due to varying BCF data.
- c The derivation of an AC for the protection objective biota was not necessary since the trigger values were not met. The AC given refers to the protection objective 'pelagic organisms' (here converted to biota concentrations). The monitoring of this AC in biota is performed for pragmatic reasons since other organotin compounds are analysed in this compartment, too.
- d The derivation of an AC for the protection objective biota was not possible since no data from toxicological studies were available. The AC given refers to the protection objective 'pelagic organisms' (here converted to biota concentrations). The monitoring of this AC in biota is performed for pragmatic reasons since other organochlorine compounds of relevance are analysed in this compartment, too, and the analysis of the compound in the water phase is difficult.
- f The AC should be monitored in biota. In fact, a conversion of the EQS for the compartment water to a biota concentration is only possible with a large uncertainty since the BCF data are varying. However, the EQS is difficult to monitor in the water phase due to analytical limitations. Therefore it is recommended to monitor the EQS after conversion to a biota concentration as $AC_{\text{water-biota}}$ despite of the uncertainty mentioned.

Accordingly, SPM monitoring is recommended for the following compounds:

Table S2: List of substances for the monitoring in suspended particulate matter (SPM).
italics: for these substances assessment criteria (AC) were derived in this study.
LOQ – limit of quantification; dw – dry weight.

CAS no.	substance	limit of quantification [mg/kg dw]	assessment criteria ^a [mg/kg SPM dw]	AC/LOQ
monitoring solely in suspended particulate matter (SPM)				
<u>polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)</u>				
91-20-3	naphthalene	0.001	0.30	300
120-12-7	anthracene	0.001	0.30	300
206-44-0	fluoranthene	0.001	1.1	1100
205-99-2	benzo(b)fluoranthene	0.001	1.1	1100
207-08-9	benzo(k)fluoranthene	0.001	1.6	1600
50-32-8	benzo(a)pyrene	0.001	2.9	2900
191-24-2	benzo(g,h,i)perylene	0.001	0.13	130
193-39-5	indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.001	0.13	130
<u>other organic compounds</u>				
80-05-7	<i>bisphenol A</i>	0.1	10.8	108
monitoring in suspended particulate matter and water				
<u>metals and their compounds</u>				



CAS no.	substance	limit of quantification [mg/kg dw]	assessment criteria ^a [mg/kg SPM dw]	AC/LOQ
7440-02-0	nickel and its compounds	1	30	30
7440-43-9	cadmium and its compounds	1	10	10
7439-92-1	lead and and its compounds	1	1050	1050
7439-97-6	mercury and and its compounds	0.1	4.7	470
7440-47-3	<i>chromium</i>	1	445	445
7440-50-8	<i>copper</i>	0.5	33	66
7782-49-2	<i>selenium</i>	0.01	0.016	1.6
7440-22-4	<i>silver</i>	0.5	3.2	6.4
7440-66-6	<i>zinc</i>	1	399	400
7440-38-2	<i>arsenic</i>	1	209	209

a The ACs for metals depend on the local background concentrations (given are here the maximal addable concentrations).

The recommendations for biota monitoring can be summarised as follows:

- Monitoring should rely on catches rather than on active monitoring.
- Fish are the most suitable monitoring organisms for Austria.
- Only one species should be monitored per monitoring site. For Austria the chub (*Leuciscus cephalus*) is ideal for rivers and streams whereas the common bream (*Abramis brama*) is suitable for standing waters if chubs are not present.
- As a start, sampling should be performed once per year and monitoring site. Based on these data, further sampling should continue once per year at polluted sites whereas sampling every three years might be sufficient for unpolluted locations.
- Fish should be sampled outside spawning seasons.
- Per site ≥ 10 adult fish of one size class should be sampled. If fish of the desired size are not available, different size classes may be combined.
- Whole fish samples are more appropriate for compliance monitoring than analysis of filets or other organs.
- Fish should preferably be analysed individually. However, pooled samples are less expensive and may be an alternative.
- Additional storage of samples is recommended to maintain material for future analyses. These samples should be stored either at -70 to -80°C in freezers or (preferably) at -150°C in the gas phase above liquid nitrogen.

Recommendations for SPM monitoring can be summarised as follows:

- In the case of compliance monitoring samples integrating longer periods are more suitable than samples of single time points.
- SPM traps yield time-integrated samples and should therefore be preferred to flow-through centrifuges. Moreover, they are more cost-effective than the latter.
- Sampling should be performed monthly or every two months. Depending on SPM properties, longer sampling periods may lead to aging of the samples.

Recommendations concerning sampling locations

Following intensive discussions with Austrian experts, 13 sampling locations of the surveillance-monitoring network were chosen for the first phase of biota and SPM monitoring. These include all sites assigned in the context of Council Decision 77/795/EEC on the EU-wide exchange of information of water quality data as well as important sites at borders or sites with large catchment areas. In detail, the following locations are recommended:

Table S3: Monitoring sites of the surveillance monitoring network proposed for monitoring alternative compartments.

River	Monitoring site	MS-ID	Comment
-------	-----------------	-------	---------



River	Monitoring site	MS-ID	Comment
Inn	Kufstein/Erl	FW 73200987	Information Directive
Salzach	Oberndorf	FW 54110087	Information Directive
Danube	Jochenstein	FW 40607017	Information Directive
Danube	Hainburg	FW 31000377	Information Directive
Danube	Enghagen beyond Ennsmundung	FW 40907057	Information Directive
Mur	Spielfeld	FW 61400137	Information Directive
Drau	Unterwasser KW Lavamünd	FW 21500097	Information Directive
Leitha	Nickelsdorf	FW 10000077	Border
Inn	Ingling	FW 40502037	Border
Thaya	Altprerau	FW 31100027	Border
March	Marchegg	FW 31100077	Border
Traun	Ebelsberg	FW 40709117	Large catchment
New Rhine	Fussach	FW 80213067	Large catchment

3 Hintergrund

In der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG ist nach Artikel 16, Absatz 7 vorgesehen, dass die EU-Kommission Umweltqualitätsnormen (UQN; environmental quality standards, EQS) für die Konzentrationen so genannter „prioritärer Stoffe“ in Oberflächenwasser, Sedimenten oder Biota vorschlägt. Im Juli 2006 hat die Europäische Kommission einen solchen Vorschlag in Form einer Tochterrichtlinie vorgelegt, in der die Mitgliedstaaten unter anderem verpflichtet werden sollen, die in der Richtlinie geregelten prioritären Stoffe auch in Biota und/oder Schwebstoffen bzw. Sedimenten zu untersuchen (KOM (2006) 397). So soll sichergestellt werden, dass die Konzentrationen prioritärer Stoffe in diesen Kompartimenten nicht zunehmen („standstill“-Bestimmung). Bislang wurden allerdings fast nur Umweltqualitätsnormen für die Wasserphase abgeleitet und vorgeschlagen. Nur für drei Stoffe liegen auch Vorschläge für Umweltqualitätsnormen in Biota vor. Der Grund für die separate Festlegung von UQN für Biota ist, dass es für diese Stoffe keinen klaren Zusammenhang zwischen den Konzentrationen in der Wasserphase und in Biota gibt bzw. die für die Umrechnung erforderlichen Biokonzentrationsfaktoren aus Literaturangaben sehr stark variieren.

Bis zum Vorliegen einer verbindlichen EU-weiten Regelung und soweit erforderlich, können die Mitgliedstaaten für die Kompartimente Biota und Schwebstoffe/Sedimente auch selbst Umweltqualitätsnormen festlegen. Umweltqualitätsnormen für Biota sind insbesondere für Stoffe relevant, die bioakkumulieren und bei denen die Gefahr einer Anreicherung in der Nahrungskette („secondary poisoning“; Sekundärvergiftung von Räubern durch belastete Beuteorganismen) besteht.

Einige bioakkumulierende Stoffe sind aufgrund der niedrigen Umweltkonzentrationen in der Wasserphase nicht ausreichend nachweisbar, so dass es schwierig ist, die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen allein durch chemische Messungen in der Wasserphase zu überwachen. Ähnliches gilt für stark an Schwebstoffe bzw. Sedimente sorbierende Stoffe. Hier kann es sinnvoll sein, entsprechende Umweltqualitätsnormen für Biota sowie Schwebstoffe/Sedimente abzuleiten und zu überwachen, wobei sich jedoch das Problem stellt, dass für viele Stoffe keine Bestimmungsmethoden für diese Kompartimente verfügbar bzw. keine normierten Verfahren etabliert sind. Teilweise ist allerdings eine Übertragung aus anderen geregelten Bereichen möglich (z.B. von Lebensmitteluntersuchungen).

Die hier angesprochenen gemeinschaftsrechtlichen Verpflichtungen erfordern es für Österreich, ein in sich konsistentes und mit den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie kompatibles Überwachungssystem in Kompartimenten wie Biota, Schwebstoffen oder Sedimenten einzurichten. Hierzu sollten in diesem Projekt die wissenschaftlichen Grundlagen erarbeitet werden, um begründet entscheiden zu können, für welche Stoffe eine solche Überwachung in alternativen Kompartimenten sinnvoll und erforderlich ist. Weiterhin waren für die relevanten Stoffe bei Verfügbarkeit geeigneter Daten Bewertungskriterien abzuleiten, soweit nicht auf entsprechend abgeleitete Werte aus anderen Quellen zurückgegriffen werden kann. Die abgeleiteten Größen werden im Rahmen dieser Studie als *Bewertungskriterien* und nicht als Umweltqualitätsnormen bezeichnet, da derzeit noch offen ist, inwieweit sich derartige Größen als verbindliche Qualitätsnormen eignen (bei der Ableitung der Bewertungskriterien für die hier behandelten Stoffe müssen teilweise relativ grobe Näherungen gemacht werden). In dieser Studie werden nur die Schutzgüter „Raubtiere“ (Spitzen des Nahrungsnetzes) und benthische Organismen berücksichtigt, da die Schutzgüter „pelagische Organismen der Wasserphase“ sowie „Gefährdung des Menschen über den Trinkwasserkonsum“ bereits durch die abgeleiteten Umweltqualitätsnormen für die Wasserphase abgedeckt sind (vorgeschlagene UQN im KOM(2006)397 gemäß WRRL bzw. QZV Chemie OG; Bursch, 2003).



Im Rahmen der Umsetzungsstrategie der Wasserrahmenrichtlinie hat die Europäische Kommission ein Expertenforum eingerichtet, in dem an der Entwicklung eines Monitoring-Leitfadens gearbeitet wird. Zu berücksichtigen war deshalb das bereits vorliegende Dokument „Monitoring under the WFD“ (Guidance document no. 7) sowie der Diskussionsstand des zurzeit in einem Expertengremium bearbeiteten Dokuments „WFD Monitoring Guidance for Surface Waters“. Dieses Dokument und weitere Informationen, wie Datenblätter zu Stoffen, u.a. mit Angaben zu bereits festgelegten Qualitätszielen (Bursch; 2003) und geeigneten Analysemethoden stellte der Auftraggeber zur Verfügung.

4 Zielsetzung

Ziel dieses Projekts war die Erstellung einer Machbarkeitsstudie und Kostenabschätzung für die Einrichtung eines in sich konsistenten und mit den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie kompatiblen Überwachungssystems in Kompartimenten wie Biota, Schwebstoffen oder Sedimenten. Die zu berücksichtigenden Stoffe bzw. Stoffgruppen waren die 33 Stoffe, die in der Liste der prioritären Stoffe nach WRRL (Anhang X) genannt sind, weitere 8 gemeinschaftsrechtlich geregelte Schadstoffe (nach Rl. 76/464/EWG; vorwiegend POPs), 29 Stoffe der Tabelle B.1 und 6 Metalle der Tabelle B.2 der Anlage B der österreichischen Qualitätszielverordnung vom 02.03.2006 (BGBl. II Nr. 96 (2006)) sowie Tetrabutylzinn und Triphenylzinnverbindungen.

Bei der Bearbeitung war zu prüfen, ob, und wenn ja, für welche Stoffe, ein Monitoring in alternativen Kompartimenten notwendig ist bzw. informativer, kosteneffizienter oder zuverlässiger als die Untersuchung der Wasserphase.

Um bei der Bearbeitung auf mögliche Erfahrungen und Ergebnisse sowohl innerhalb von Österreich als auch in anderen europäischen Staaten zurückgreifen zu können, wurde zu Beginn des Projekts eine Umfrage durchgeführt (per e-mail mit einem auf die Projektziele bezogenen Fragebogen). Dabei wurde sowohl die mögliche Umsetzung des Monitorings in anderen Kompartimenten als auch die mögliche Ableitung von Umweltqualitätsnormen entsprechend den WRRL-Regelungen abgefragt.

5 Auswahl der relevanten Stoffe

5.1 Vorüberlegungen

Um die Kriterien für die Stoffauswahl besser nachvollziehbar zu machen, sollen hier zunächst Modellfälle/fragen diskutiert werden.

- **Wann sind Bewertungskriterien für Biota notwendig?**

Für stark bioakkumulierende Stoffe, die sich in der Nahrungskette anreichern können („secondary poisoning“; Sekundärvergiftung von Räubern durch belastete Beuteorganismen) gilt ein experimenteller Biokonzentrationsfaktor (BCF) von 100 als Schwellenwert (bzw. Biomagnifikationsfaktor BMF > 1); falls kein vertrauenswürdiger BCF verfügbar ist, dient ein $\log K_{ow} \geq 3$ als Kriterium (Lepper, 2005).

Für bioakkumulierende Stoffe, die über ein gewisses Bioakkumulationspotential verfügen, kann der Nachweis in Biota eine Alternative zur Analyse in der Wasserphase sein, falls es sich um Stoffe handelt, die im Wasser schwierig zu detektieren sind (Nutzung dieser Eigenschaft zum verbesserten Nachweis im Organismus). Beispiele: persistente Chlorkohlenwasserstoffe wie DDT oder Lindan.

- **Wann sind Bewertungskriterien für benthische Organismen notwendig?**

Für stark adsorbierende Stoffe muss als zusätzliches Schutzziel zur Regelung der Wasserphase eine mögliche Gefährdung von benthischen (also am bzw. im Gewässerboden lebenden) Organismen, die dem Stoff aufgrund der Anreicherung im Schwebstoff bzw. Sediment in höheren Konzentrationen ausgesetzt sind, in Betracht gezogen werden. Als Schwellenwert für die Ableitung einer Umweltqualitätsnorm wurde der Logarithmus des Verteilungskoeffizienten zwischen fester Phase und Wasserphase ($\log K_{p_{susp}} \geq 3$) vorgeschlagen (Lepper; 2005; siehe dazu auch Kapitel 6.2.2). Dieser Vorschlag bezieht sich auf Schwebstoff, da das Kriterium darauf abzielt, die aktuelle Gewässerbelastung zu erfassen und nicht historisch zurückliegende Zeithorizonte. Da bei Untersuchung abgelagerter Sedimenten mitunter ältere Schichten miterfasst werden, wird in der vorliegenden Studie auch vorgeschlagen, Schwebstoffe anstelle von Sedimenten als maßgebliches Kompartiment zu untersuchen.

$K_{p_{susp}}$ -Daten werden im Allgemeinen nicht angegeben. Deshalb erfolgt eine Umrechnung auf die üblicherweise angegebenen K_{oc} -Werte (Verteilungskoeffizient zwischen dem organischen Kohlenstoff im Feststoff und der Wasserphase). Nach TGD (2003) ist der Zusammenhang folgender:

$$K_{p_{susp}} = F_{oc} * K_{oc} \text{ bzw. } K_{oc} = K_{p_{susp}} / F_{oc}. \text{ (} F_{oc}: \text{ Kohlenstoffanteil im Schwebstoff).}$$

Für Schwebstoffe gibt das TGD einen Standardwert von 10 % Gehalt an organischem Kohlenstoff an ($F_{oc} = 0,1$). Mit diesem Wert ergibt sich für einen $\log K_{p_{susp}}$ von ≥ 3 ein $\log K_{oc}$ von ≥ 4 (der entsprechende Wert für Sedimente liegt bei $\geq 4,3$, da der Standardwert für den Gehalt an organischen Kohlenstoff im Sediment mit 5 % geringer ist; hier wird der niedrigere $\log K_{oc}$ -Wert als Schwellenwert verwendet).

Falls $\log K_{p_{susp}}$ bzw. $\log K_{oc}$ nicht bekannt sind, wird alternativ ein $\log K_{ow}$ -Wert > 3 als Schwellenwert verwendet (TGD, 2003) bzw. ein berechneter $\log K_{oc}$ (PCKocwin v 1.66; Programmpaket EPI Suite v 3.12).

Falls keine Daten zu ökotoxikologischen Untersuchungen mit benthischen Organismen vorliegen, erfolgt eine Ableitung der Umweltqualitätsnorm mittels des „equilibrium partitioning“-Ansatzes unter Nutzung der Daten zur

ökotoxikologischen Wirkung auf pelagische Organismen (TGD, 2003). Hierbei wird auf Basis der Verteilungskoeffizienten ($K_{p_{susp}}$ bzw. K_{oc}) eines Stoffes das Verteilungsgleichgewicht zwischen Feststoff und Wasserphase berechnet, unter der Annahme, dass der Stoff auf benthische Organismen eine ähnliche Wirkung wie auf Wasserorganismen ausübt. Die so abgeleiteten Werte sind allerdings nur als vorläufig anzusehen und werden als „tentativ“ gekennzeichnet.

- **Wann kann eine Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ein Bewertungskriterium für Biota bzw. benthische Organismen ersetzen?**

Mittels des BCF für Biota bzw. mittels des „equilibrium partitioning“-Ansatzes (TGD, 2003) für Sedimente bzw. Schwebstoffe kann eine Umrechnung von für diese Kompartimente abgeleitete Bewertungskriterien auf eine entsprechende Wasserkonzentrationen des zu betrachtenden Stoffes erfolgen. Voraussetzung ist, dass die Beziehung zwischen der Konzentrationen des Stoffes in Biota (Bioakkumulation) bzw. Schwebstoff (Adsorption) und der Wasserphase gut beschrieben ist und der Stoff in der Wasserphase gut nachweisbar ist (Standardmethode, Umweltqualitätsnorm oberhalb Bestimmungsgrenze). Auf diese Weise kann eventuell eine - aufwendige - Beprobung von Biota bzw. Schwebstoff vermieden werden. Für einige Stoffe, für die beispielsweise andere Anreicherungsprinzipien in biologischen Matrices als die Fettlöslichkeit gelten oder für die es stark variierende BCF-Angaben gibt, ist dieser Ansatz allerdings nicht anwendbar (z.B. Methylquecksilber).

5.2 Stoffauswahl: Identifizierung nicht-relevanter Stoffe

Bei den zu betrachtenden Stoffen handelt es sich insgesamt um 78 Stoffe bzw. Stoffgruppen (teilweise mehrere Einzelsubstanzen aufgelistet wie bei PAK oder Metallverbindungen; ca. 90 durch CAS-Nummern eindeutig beschriebene Stoffe). Um die Bearbeitungskosten in einem vertretbaren Rahmen zu halten, wurde eine pragmatische Vorgehensweise gewählt. Zu diesem Zweck werden nur die als relevant anzusehenden Stoffe einer intensiveren Betrachtung unterzogen. In einem ersten Schritt wurden deshalb alle ionischen, leichtlöslichen Stoffe aus der Stoffliste entfernt (z.B. Cyanid, Nitrat). AOX (Adsorbierbare organische Halogenverbindungen) als Summenparameter wurde ebenfalls nicht berücksichtigt, da keine sinnvolle Übertragung auf andere Kompartimente möglich ist (operational definierter Parameter). Hierdurch reduzierte sich die Liste um 5 Stoffe (Stoffliste und Begründungen siehe Tabelle 1).

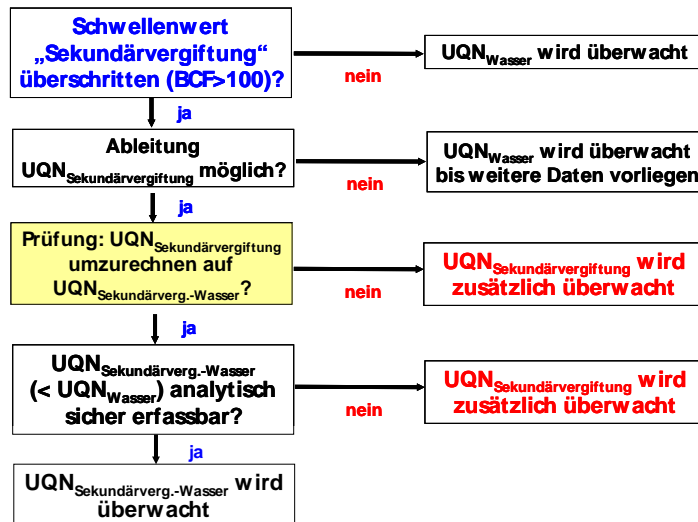
Tabelle 1: Liste der Stoffe, die als nicht relevant für die Ableitung von Bewertungskriterien in alternativen Kompartimenten angesehen werden. Für diese Stoffe ist die bereits abgeleitete Umweltqualitätsnorm in der Wasserphase zu überwachen.

CAS-Nummer	Name	Zuordnung	Grund der Nichtbefassung
7664-41-7 (NH ₃)	Ammonium	QZV Chemie OG	Keine Hinweise auf Bioakkumulation, aber möglicherweise Adsorption an Sediment; hohe Wasserlöslichkeit und schneller Abbau durch Bakterien (Bursch, 2003); berechneter log K _{oc} 1,16 (PCKocwin)
keine	AOX (Adsorbierbare organische Halogenverbindungen)	QZV Chemie OG	operational definierter Summenparameter; keine sinnvolle Übertragung auf andere Kompartimente
74-90-8 (HCN)	Cyanid	QZV Chemie OG	Geringe Lipophilie, schneller Metabolismus, deshalb keine Bioakkumulation zu erwarten (Bursch, 2003); nur geringe Adsorption an Sediment zu erwarten wegen hoher Wasserlöslichkeit
7681-49-4 (NaF)	Fluorid	QZV Chemie OG	keine Bioakkumulation (BCF 2,3; Bursch, 2003) und nur geringe Adsorption an Sediment zu erwarten aufgrund hoher Wasserlöslichkeit und geringer Lipophilie
7632-00-0 (NaNO ₂)	Nitrit	QZV Chemie OG	keine Bioakkumulation und nur geringe Adsorption an Sediment zu erwarten aufgrund hoher Wasserlöslichkeit und geringer Lipophilie

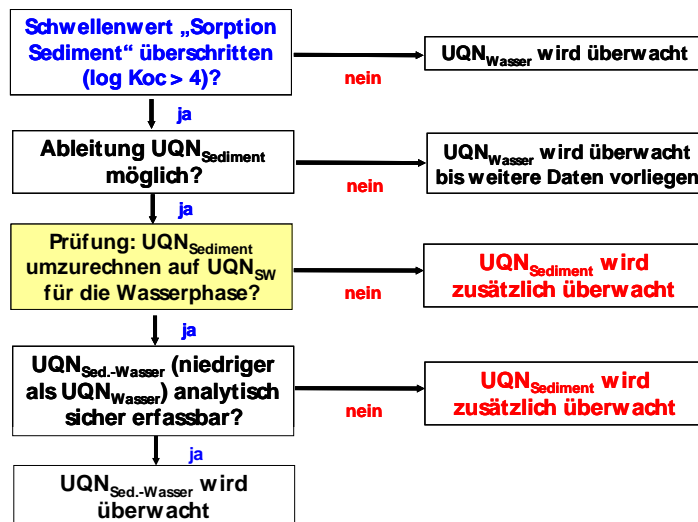
5.3 Klassifizierung der relevanten Stoffe und Identifizierung der Stoffe, für die Bewertungskriterien abzuleiten sind

Die folgenden Fließschemata zeigen die methodische Vorgehensweise bei der Ableitung und Überwachung von Umweltqualitätsnormen. Der Ablauf für die Ableitung der Bewertungskriterien ist analog. Eine Beschreibung des Ablaufs erfolgt in Kapitel 7.1.

Ablaufschema: Umweltqualitätsnorm „Schutz vor Sekundärvergiftung“



Ablaufschema: Umweltqualitätsnorm „Schutz benthischer Organismen“



In einem Screening-Schritt wurden nach Absprache mit dem Auftraggeber die verbliebenen organischen bzw. metallorganischen Verbindungen wie folgt klassifiziert:

- „Regelung über Wasserphase“ (Kategorie 1: Kriterium $\log K_{ow} \leq 3$ und/oder $BCF \leq 100$ sowie $\log K_{oc} \leq 4$), sofern nicht andere Hinweise auf eine mögliche Gefährdung von Rauborganismen durch „secondary poisoning“ existieren;
- „Regelung über Biota und/oder Sedimente bzw. Schwebstoffe“ ist zu prüfen (Kategorie 2: Kriterium $BCF > 100$ oder $\log K_{ow} > 3$ und/oder $\log K_{oc} > 4$).

Bei den Metallen wurde geprüft, ob es eventuell Hinweise auf Bioakkumulation gibt ($BCF > 100$) und ob die Sorption an Schwebstoffe relevant ist. Berücksichtigt wurden insbesondere als relevant anzusehende metallorganische Verbindungen (z.B. Methylquecksilber).

Falls in den Datenblättern der EU (Lepper, 2005) bzw. zur OZV Chemie (Bursch, 2003) keine Daten angegeben waren, wurden diese mit Hilfe von QSAR-Methoden berechnet (Programmpaket EPI Suite v 3.12, U.S. EPA, 2000).

Es fallen 27 Stoffe bzw. Stoffgruppen in die Kategorie 1 (nicht bioakkumulierend; z.B. Dichlormethan, Benzol, Diuron, Isoproturon; siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Liste der Stoffe, die als nicht bioakkumulierend bzw. nicht an Schwebstoffe adsorbierend identifiziert wurden. Für die prioritären Stoffe wurde diese Einschätzung den EU-Datenblättern (Lepper, 2005) entnommen. Für die hier aufgelisteten Stoffe ist die abgeleitete Umweltqualitätsnorm gemäß WRRL bzw. KOM(2006)397 oder QZV Chemie in der Wasserphase zu überwachen.

CAS-Nummer	Name	Zuordnung	Gründe für die Einschätzung „nicht bioakkumulierend / nicht Sediment-adsorbierend“	Stoff relevant / bereits Vorschlag für UQN erarbeitet?	
				benthische Organismen	Sekundär- vergiftung
92-87-5	Benzidin	QZV Chemie OG	$\log Kow \leq 3$ und $BCF < 100$; nicht quantifizierte Adsorption an Sediment (Bursch, 2003); berechneter $\log Koc$ 3,44 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
100-44-7	Benzylchlorid	QZV Chemie OG	$\log Kow \leq 3$ und $BCF < 100$ (Bursch, 2003); berechneter $\log Koc$ 2,71 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
79-11-8	Chloressigsäure	QZV Chemie OG	$\log Kow \leq 3$ und $BCF < 100$ (Bursch, 2003); berechneter $\log Koc$ 1,20, bei alkalischen pH-Werten evtl. niedriger (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
540-59-0	1,2-Dichlorethen	QZV Chemie OG	$\log Kow \leq 3$ und $BCF < 100$ (Bursch, 2003); berechneter $\log Koc$ 1,64 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
120-83-2	2,4-Dichlorphenol	QZV Chemie OG	$\log Kow > 3$ (max. 3,2), aber $BCF < 100$ (höhere BCF für Bluteigel werden nicht als relevant angesehen); $\log Koc$ 2,82 bzw. 2,54 (Bursch, 2003); berechneter $\log Koc$ 2,86, bei alkalischen pH-Werten evtl. niedriger (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
583-78-8	2,5-Dichlorphenol	QZV Chemie OG	$\log Kow > 3$, aber $BCF < 100$ (Bursch, 2003); berechneter $\log Koc$ 2,86, bei alkalischen pH-Werten evtl. niedriger (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
96-23-1	1,3-Dichlor-2-propanol	QZV Chemie OG	$\log Kow \leq 3$ (Bursch, 2003); berechneter $\log Koc$ 0,60 (PCKocwin); berechneter BCF 3 (BCFwin)	- (nb)	- (nb)

CAS-Nummer	Name	Zuordnung	Gründe für die Einschätzung „nicht bioakkumulierend / nicht Sediment-adsorbierend“	Stoff relevant / bereits Vorschlag für UQN erarbeitet?	
				benthische Organismen	Sekundär- vergiftung
124-40-3	Dimethylamin	QZV Chemie OG	log Kow \leq 3 und BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 1,13 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
60-00-4	Ethylendiamintetra- essigsäure (EDTA)	QZV Chemie OG	log Kow \leq 3 und BCF < 100; weitgehende Komplexierung mit Ca ²⁺ zu erwarten (Bursch, 2003); berechneter log Koc 3,02, bei alkalischen pH-Werten evtl. niedriger (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
100-41-4	Ethylbenzol	QZV Chemie OG	log Kow > 3 (max. 3,15), aber BCF < 100 für Fisch und Muscheln (Bursch, 2003); höhere BCF für Mikroorganismen wird nicht als relevant angesehen); berechneter log Koc 2,71 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
68411-30-3	Lineare Alkylbenzol- sulfonate (LAS; n =10- 13)	QZV Chemie OG	log Kow > 3 (max. 3,32), aber BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 3,69, bei alkalischen pH-Werten evtl. niedriger (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
7786-34-7	Mevinphos	QZV Chemie OG	log Kow \leq 3 und BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 2,37 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
139-13-9	Nitrilotriessigsäure (NTA)	QZV Chemie OG	log Kow \leq 3 und BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 1,64, bei alkalischen pH-Werten evtl. niedriger (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
1113-02-6	Omethoat	QZV Chemie OG	log Kow \leq 3 und BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 1,89 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
7286-69-3	Sebuthylazin	QZV Chemie OG	log Kow > 3 (berechn. 3,31) (Bursch, 2003); berechneter log Koc 2,65, bei sauren pH-Werten evtl. niedriger (PCKocwin); BCF 34 auf Basis des berechneten log Kow (BCFwin)	- (nb)	- (nb)
56-23-5	Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)	Rl. 76/464/EWG	log Kow 2,83 (exp.; KOWwin); berechneter BCF 30 (BCFwin); berechneter log Koc 1,69 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
52-68-6	Trichlorfon (Dipterex)	QZV Chemie OG	log Kow \leq 3 und BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 1,73 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
1330-20-7	Xylole (Summe o-, m- und p-Isomere)	QZV Chemie OG	log Kow > 3 (max. 3,2), aber BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 2,64 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)
15972-60-8	Alachlor	WRRL-Liste	log Kow 2,97 und BCF 50; log Koc 2,0- 2,28 (Lepper, 2005)	-	-
71-43-2	Benzol	WRRL-Liste	log Kow \leq 3 und BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 2,22 (PCKocwin)	-	-
107-06-2	1,2-Dichlorethan	WRRL-Liste	log Kow \leq 3 und BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 1,64 (PCKocwin)	-	-

CAS-Nummer	Name	Zuordnung	Gründe für die Einschätzung „nicht bioakkumulierend / nicht Sediment-adsorbierend“	Stoff relevant / bereits Vorschlag für UQN erarbeitet?	
				benthische Organismen	Sekundär- vergiftung
75-09-2	Dichlormethan	WRRL-Liste	log Kow 1,25 (exp.; KOWwin); berechneter BCF 2 (BCFwin); berechneter log Koc 1,34 (PCKocwin)	-	-
330-54-1	Diuron	WRRL-Liste	log Kow \leq 3 und BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 2,13 (PCKocwin)	-	-
34123-59-6	Isoproturon	WRRL-Liste	log Kow \leq 3 (Bursch, 2003); berechneter BCF 32 (BCFwin); berechneter log Koc 2,40 (PCKocwin)	-	-
67-66-3	Trichlormethan (Chloroform)	WRRL-Liste	log Kow \leq 3 und BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 1,54 (PCKocwin)	-	-
127-18-4	Tetrachlorethen	Rl. 76/464/ EWG	log Kow \leq 3 und BCF < 100; log Koc 2,40 (Bursch, 2003)	- (nb)	- (nb)
79-01-6	Trichlorethen	Rl. 76/464/ EWG	log Kow \leq 3 und BCF < 100 (Bursch, 2003); berechneter log Koc 1,83 (PCKocwin)	- (nb)	- (nb)

nb = nicht betrachtet; die Chemikalie wurde nicht im Rahmen der WRRL betrachtet, von daher liegt keine Einschätzung und kein Vorschlag laut Lepper (2005) vor.

- = Einschätzung: keine UQN abzuleiten

Im weiteren Projektverlauf (Phase 2) wurden die ca. 55 Stoffe bzw. Stoffgruppen der Kategorie 2 näher betrachtet (z.B. Trichlorbenzole, Dibutylzinnverbindungen, Trifluralin, Aldrin). Hierzu wurden zunächst die Daten aus dem Gutachten von Prof. Bursch (Bursch, 2003) sowie aus den EU-Datenblättern (Lepper, 2005) ausgewertet. Für jene Stoffe, die nicht in den EU-Datenblättern behandelt wurden (Stoffe von nationaler Relevanz, jedoch derzeit nicht auf EU-Ebene geregelt), wurden im Rahmen dieses Forschungsvorhabens eigene Stoffdatenblätter erstellt, für die die erforderlichen Grundlagendaten recherchiert und ausgewertet wurden. Dabei wurden ergänzend auch QSAR-Abschätzungen mittels des im Auftrag der U.S. EPA entwickelten EPI-Suite-Programms vorgenommen (log K_{oc} , log K_{ow} , BCF-Berechnungen bzw. experimentelle Werte aus der integrierten Datenbank, soweit vorhanden; U.S. EPA, 2000).

6 Ableitung von Bewertungskriterien

6.1 Methodenmanual

Basis für die Ableitung der unten beschriebenen Werte ist ein Methodenmanual, das im Rahmen eines iterativen Konsensfindungsprozesses im Auftrag der DG ENV der Europäischen Kommission erstellt worden ist:

- Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Abrufbar auf den Internet-Seiten der Europäischen Kommission: http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/i-priority_substances/supporting_background&vm=detailed&sb=Title (Lepper, 2005)

Im Zuge der Entwicklung der EU-Methode zur Ableitung von Umweltqualitätsnormen wurde die Entscheidung getroffen, sich an die europaweit akzeptierten Rahmenmethoden (TGD, 2003) zur Risikoabschätzung von Alt- und Neustoffen, Bioziden und Pflanzenschutzmitteln anzulehnen, um Methodenkonsistenz innerhalb der EU zu erzielen respektive bereits eingeführte und/oder akzeptierte Elemente in der EU zu nutzen.

Für eine ausführliche Beschreibung der angewendeten Methode wird auf die oben angegebene Referenz verwiesen. Im Folgenden wird auf jene Punkte eingegangen, in denen das Methodenmanual konkretisiert werden musste bzw. von diesem abgewichen wurde.

6.2 Anwendung der Methodik

6.2.1 Terminologie

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsnormen (englisch: environmental quality standards) gesprochen. Im vorliegenden Bericht werden Vorschläge zur Bewertung gemacht, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biota-Monitorings ermöglichen sollen. Wie bereits ausgeführt, soll dies dadurch kenntlich gemacht werden, dass von Bewertungskriterien und nicht von Umweltqualitätsnormen gesprochen wird. (Nur bei Zitaten aus dem Methodenmanual (Lepper, 2005) und bei Bezugnahme auf rechtsverbindliche Normen wird hier der Begriff Umweltqualitätsnormen verwendet).

6.2.2 Triggerkriterium

Das Methodenmanual (Lepper, 2005) gibt in Kapitel 3, Tabelle 1a, Triggerwerte vor, die eine Ableitung von Umweltqualitätsnormen (Bewertungskriterien) für das betreffende Kompartiment auslösen. Darin heißt es:

"Water (protection of the pelagic community)	Sediment (suspended particulate matter)
For hydrophobic / adsorbing substances the EQS referring to the concentration in water are additionally reported as concentration in suspended particulate matter if this is meaningful. Trigger value: $\log K_{SPM-water} \geq 3$	EQS are derived for all substances with a $\log K_{SPM-water} \geq 3$.

Unter der triggernden Größe $K_{SPM-Wasser}$ versteht man den Verteilungskoeffizienten einer Chemikalie zwischen Schwebstoff und Wasser angegeben in $[m^3/m^3]$. Dahingegen ist die Größe $K_{p_{susp}}$ definiert als Verteilungskoeffizient zwischen Feststoff und Wasser in einem Schwebstoffpartikel. Der Koeffizient wird angegeben in $[L/kg]$.

Im Laufe der Bearbeitung zur Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die EU (siehe: www.forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/priority_substances/supporting_background/substance_sheets) stellte sich heraus, dass die Nutzung des $K_{p_{susp}}$ -Wertes³ als einer Größe, die mit dem K_{oc} -Wert direkt in Beziehung steht, sinnvoller ist im Vergleich zur rechnerisch aufwendiger zu ermittelnden Größe $K_{SPM-Wasser}$ ⁴. Daher wurde das oben zitierte Triggerkriterium auf

³ $K_{p_{susp}} [L/kg]$ = Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment
= $K_{oc} * f_{oc}$ mit $f_{oc} = 0,1$ laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3 (TGD, 2003)

⁴ $K_{SPM-Wasser} [m^3/m^3]$ = $f_{solid} (0,1) * [K_{p_{susp}} (L/kg) / 1000] * RHO_{solid} (2500 kg/m^3)$

$$\log K_{p_{\text{susp}}} \geq 3$$

abgewandelt. Der betreffende $\log K_{\text{SPM-Wasser}}$ liegt dann rechnerisch bei 3,6. Im Rahmen der hier vorliegenden Studie wurde bei den entsprechenden Entscheidungen ebenfalls auf $\log K_{p_{\text{susp}}} \geq 3$ Bezug genommen. Die betreffenden Aussagen sind jeweils in den Substanzdatenblättern aufgeführt (siehe Anhang 16).

6.2.3 Nutzung akuter Daten für Säuger- und Vogeltoxizität

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums für das Schutzziel Top-Predator (auch: „Sekundärvergiftung“, $\text{PNEC}_{\text{secpois.Biota}}$, $\text{PNEC}_{\text{secpois.Beute}}$; siehe Methodenmanual Kapitel 4.3.2.5) werden Ergebnisse zu relevanten subakuten und (sub)chronischen oralen Säuger- oder Vogeltoxizitätstests benötigt, die als die Konzentration im Futter (mg/kg Futter) oder als die Dosis (mg/kg Körpergewicht und Tag) angegeben werden, die nicht zu einem Effekt führt. Zur Abschätzung der Sekundärvergiftung müssen die Ergebnisse als Konzentration im Futter (= Beute = Biota) angegeben sein, so dass unter Umständen Umrechnungen notwendig sind.

Bei einer Datenrecherche zur subakuten und (sub)chronischen oralen Toxizität der zu betrachtenden Stoffe (Auswahl siehe Kapitel 6.4) gegenüber Säugern und Vögeln zeigte sich, dass nur sehr wenige – und zum Teil sehr alte – chronische Daten zur Verfügung standen. Daher wurde die Möglichkeit überprüft, auf akute Daten zur Säugertoxizität zurückzugreifen. Bei diesen Daten handelt es sich um Aussagen zur lethalen Dosis (LD_{50}), die bei Einmalapplikation auftritt. Die Angaben zur LD_{50} erfolgen in [mg Substanz / kg Körpergewicht der Versuchstiere].

Ein solcher Rückgriff auf LD_{50} -Werte ist nur möglich unter der ausgesprochen pragmatischen Annahme, dass die Dosis-Wirkungsbeziehungen bei den verschiedenen toxikologischen Endpunkten und Expositionszeiten sowie Exkretionsmechanismen vergleichbar sind und auch die Applikationshäufigkeit nur eine untergeordnete Rolle spielt. Unter dieser Annahme wurden für eine Reihe von Substanzen, für die sowohl (sub)chronische Wirkdaten für Säuger und Vögel als auch akute orale Wirkdaten für Säuger vorlagen, entsprechende $\text{PNEC}_{\text{secpois.Biota}}$ -Werte abgeleitet und verglichen.

Als Assessmentfaktor (AF) zur Ableitung des $\text{PNEC}_{\text{secpois.Biota}}$ wird im Methodenmanual bei Vorliegen eines $\text{LC}_{50 \text{ Vogel}}$ -Wertes, Testdauer 5 Tage, ein Wert von 3000 vorgeschlagen, d.h.

$$\text{PNEC}_{\text{secpois.Biota}} = \text{LC}_{50 \text{ Vogel}} / 3000.$$

Ein identischer AF wird auf die akuten $\text{LD}_{50 \text{ Säuger}}$ -Werte angewandt.

Vergleicht man die abgeleiteten Bewertungskriterien für Sekundärvergiftung, die sowohl auf (sub)chronischen als auch auf akuten Wirkdaten beruhen, so kann festgestellt werden, dass der AF von 3000 nicht ausreicht, um zu einer genügend sicheren Aussage zu gelangen. Vielmehr müsste ein tentatives $\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung}}$ auf der Basis des mittleren LD_{50} -Wertes und einem AF = 10000 abgeleitet werden. Die min-max-Werte sollten in jedem Fall mit angegeben werden, was voraussetzt, dass mehr als ein akuter LD_{50} -Wert zur Verfügung steht.

Im Verlauf der Vorhabensbearbeitung wurde die Entscheidung getroffen, einem einzelnen – auch veralteten – Testergebnis zur (sub)chronischen Säuger- oder Vogelfütterungsstudie den Vorrang vor akuten (neueren) LD_{50} -Werten zu geben. Aus diesem Grund konnte auf die Anwendung des AF = 10000 verzichtet werden. Für eine der betrachteten Chemikalien (Isodrin) stand lediglich ein einzelner LD_{50} -Wert zur Verfügung. Hier wurde aufgrund der unzureichenden Datenbasis vollständig auf die Ableitung des Bewertungskriteriums verzichtet.

6.3 Vorgehen bei Datengeneration und -auswahl

6.3.1 Nutzung von QSAR

Für eine Reihe von Stoffen lagen keine oder nur sehr heterogene Daten zu den physikochemischen Eigenschaften (K_{ow} , K_{oc} , BCF), die die Verteilung in der Umwelt bestimmen, vor. Zur Erzeugung dieser für die Ableitung der Bewertungskriterien benötigten Input-Daten wurden unter Nutzung des öffentlich verfügbaren Programmpaketes EPI Suite v 3.12 (KOWwin v 1.67, 2000; PCKocwin v 1.66, 2000; BCFwin v 2.15, 2000; U.S. EPA, 2000) Rechnungen durchgeführt. Das Programmpaket enthält eine Reihe von Modulen, die auf der Basis von Struktur-Eigenschaftsbeziehungen (QSAR) die benötigten Werte ermitteln.

Details zu den jeweils eingesetzten Gleichungen sind im Anhang eines jeden Stoffdatenblattes (siehe Anhang 16) aufgeführt, so dass die Berechnung soweit wie möglich transparent ist.

6.3.2 Auswahl von Daten zu Verteilung und Abbau in der Umwelt

Für viele der zu betrachteten Stoffe lagen sowohl heterogene experimentell bestimmte als auch berechnete Daten zu den physikochemischen Eigenschaften vor (Details siehe Datenblätter im Anhang 16). Zur Ableitung der Bewertungskriterien wurden auf Basis von Expertenabschätzungen die geeigneten Werte ausgewählt. Dabei handelte es sich in den meisten Fällen um:

- den berechneten Wert,
- den höchsten und niedrigsten gemessenen Wert sowie
- den geometrischen Mittelwert der gemessenen Werte.

Auf diese Weise konnte eine vereinfachte Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden. Die zur Ableitung herangezogenen Werte wurden in den Datenblättern fett markiert. Die Min-Max-Angaben wurden – falls zutreffend und zielführend – bis zur Ergebniszusammenfassung mitgeführt, um möglichst große Transparenz zu gewährleisten (siehe jeweils Seite 2 des Stoffdatenblattes).

6.4 Stoffauswahl

Im Rahmen der ersten Phase der Vorhabensbearbeitung waren die Stoffe ausgewählt worden, für die im nächsten Schritt Bewertungskriterien abgeleitet wurden. Die Auswahl erfolgte unter Betrachtung der Stofflisten

- prioritäre Stoffe nach Artikel 16 Wasserrahmenrichtlinie,
- andere Stoffe, die bereits nach Richtlinie 76/464/EWG als relevant für Oberflächengewässer angesehen wurden,
- relevante Stoffe für Österreich.

Von den als relevant identifizierten Stoffen (siehe 5.3) wurden folgende Stoffe zur Ableitung der Bewertungskriterien nicht weiter betrachtet:

- prioritäre Stoffe nach Artikel 16 Wasserrahmenrichtlinie, für die bereits Umweltqualitätsnormen abgeleitet und veröffentlicht sind,

- nicht relevante Stoffe, die die Triggerkriterien nach Methodenmanual (Lepper, 2005) nicht erfüllen.

Es wurde eine Liste von Stoffen erstellt, für die ein Monitoring in Biota oder Schwebstoffen relevant ist und für die Bewertungskriterien in mindestens einem dieser Kompartimenten festzulegen sind. Die Tabellen 3 und 4 geben die ausgewählten organischen Schadstoffe und Metalle an, für die Bewertungskriterien (BK) abgeleitet wurden. Um mit der Terminologie des Methodenmanuals (Lepper; 2006) übereinzustimmen, wird das für das benthische Organismen (Sedimentbewohner) abgeleitete Bewertungskriterium als BK_{Sediment} bezeichnet. Wie bereits oben ausgeführt, bezieht sich dieses Kriterium auf die aktuelle Schwebstoffkonzentration und nicht auf abgesetztes Sediment.

Tabelle 3: Liste organischer Stoffe, für die Bewertungskriterien (BK) abgeleitet wurden.

CAS-Nummer	Stoffname	BK _{Sediment} Ableitung notwendig	BK _{Sekundärvergiftung} Ableitung notwendig
309-00-2	Aldrin	+	+
80-05-7	Bisphenol A	+	-
57-74-9	Chlordan	+	+
50-29-3	DDT	+	+
818-08-6 683-18-1	Dibutylzinn-verbindungen	+	+
60-57-1	Dieldrin	+	+
72-20-8	Endrin	+	+
76-44-8	Heptachlor	+	+
465-73-6	Isodrin	+	+ (zurzeit nicht möglich)
98-82-8	Isopropylbenzol (Cumol)	-	+
82-68-8	Pentachlornitrobenzol	+	+
2310-17-0	Phosalon	-	+
1461-25-2	Tetrabutylzinn	+	-
668-34-8	Triphenylzinnkation	-	+

Tabelle 4: Liste der Metallverbindungen, für die Bewertungskriterien abgeleitet wurden.

CAS-Nummer	Stoffname	BK _{Sediment} Ableitung notwendig	BK _{Sekundärvergiftung} Ableitung notwendig
7440-38-2	Arsen	+	-
7440-47-3	Chrom	+	(+) ⁵
7440-50-8	Kupfer	+	-
7782-49-2	Selen	-	+
7440-22-4	Silber	+	-
7440-66-6	Zink	+	-

⁵ Notwendig aufgrund der Stoff-Eigenschaften für Cr(VI). In Organismen wird Cr(VI) jedoch zu Cr(III) transformiert. Für diese Oxidationsstufe liegen weder Daten vor noch ist die Ableitung notwendig. Aus diesem Grund findet sich in den folgenden Ergebnistabellen die Anmerkung „Ableitung nicht notwendig“.



6.5 Ergebnisse

Die Detail-Durchführung sowie die Ergebnisse sind in den einzelnen Stoffdatenblättern aufgeführt, die im Anhang zum Bericht wiedergegeben sind. Zur Übersicht wird an dieser Stelle eine tabellarische Zusammenfassung präsentiert.

Tabelle 5: Abgeleitete Bewertungskriterien für verschiedene Schutzziele, organische Schadstoffe.

Substanzname	Bewertungskriterium für: ^a						Kommentar
	pelagische Lebensgemeinschaft		benthische Lebensgemeinschaft ^b		Sekundärvergiftung ^c		
	Überwachung in der Wasserphase [$\mu\text{g/L}$]; den Datenblättern zum UQN-Vorschlag entnommene Werte	alternative Überwachung im Schwebstoff [$\mu\text{g/kg SPM}$]	[$\mu\text{g/kg FG}$]	[$\mu\text{g/kg TM}$]	[mg/kg Beute FG]	alternative Angabe für die Wasserphase in [$\mu\text{g/L}$], berechnet über EP-Methode	
Aldrin	0,01	92,3	2,3 (tentativ)	10,6 (tentativ)	0,03	0,00015 (berechneter BCF) 0,004 (niedrigster BCF) 0,0003 (mittlerer BCF) 0,00015 (höchster BCF)	Empfehlung: keine Umrechnung auf Gewässerkonzentration wegen hoher Schwankung im BCF
Bisphenol A	1,6	10800	7,8 (Rückrechnung auf Wasserphase: 0,005 $\mu\text{g/L}$)	36	-	-	-
Chlordan	0,002	15,3	0,38 (tentativ)	1,75 (tentativ)	3,0	0,02 (berechneter BCF) 2,7 (niedrigster BCF) 0,035 (mittlerer BCF) 0,008 (höchster BCF)	Empfehlung: keine Umrechnung auf Gewässerkonzentration wegen hoher Schwankung im BCF
Dibutylzinnverbindungen	0,01	99,9	2,6 (tentativ)	12 (tentativ)	0,3	0,22	Bewertungskriterien abgeleitet auf Basis der gemittelten oberen experimentellen Werte für Dibutylzinn
DDT	0,025	414	0,37 (Rückrechnung auf Wasserphase: $7,7 \times 10^{-5} \mu\text{g/L}$)	1,7	0,03	0,005 (niedrigster BCF) 0,00004 (mittlerer BCF) $4,3 \cdot 10^{-6}$ (höchster BCF) 0,00008 (berechneter BCF)	Empfehlung: keine Umrechnung auf Gewässerkonzentration wegen hoher Schwankung im BCF
Dieldrin	0,01	10,6	0,23 (tentativ)	1,06 (tentativ)	0,03	0,0015	-



Substanzname	Bewertungskriterium für: ^a						Kommentar
	pelagische Lebensgemeinschaft		benthische Lebensgemeinschaft ^b		Sekundärvergiftung ^c		
	Überwachung in der Wasserphase [$\mu\text{g/L}$]; den Datenblättern zum UQN-Vorschlag entnommene Werte	alternative Überwachung im Schwebstoff [$\mu\text{g/kg SPM}$]	[$\mu\text{g/kg FG}$]	[$\mu\text{g/kg TM}$]	[mg/kg Beute FG]	alternative Angabe für die Wasserphase in [$\mu\text{g/L}$], berechnet über EP-Methode	
Endrin	0,005	5,3	0,12 (tentativ)	0,55 (tentativ)	0,03	0,019 (niedrigster BCF) 0,001 (mittlerer BCF) 0,0003 (höchster BCF)	-
Heptachlor	0,004	19,4	0,46 (tentativ)	2,12 (tentativ)	0,6	0,006 (berechneter BCF) 0,38 (niedrigster BCF) 0,005 (mittlerer BCF) 0,0012 (höchster BCF)	Empfehlung: keine Umrechnung auf Gewässerkonzentration wegen hoher Schwankung im BCF
Isodrin	0,005	43,5	1,1 (tentativ)	5,0 (tentativ)	zurzeit nicht möglich	zurzeit nicht möglich	keine Ableitung möglich, da keine geeigneten Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität
Isopropylbenzol (Cumol)	22	-	-	-	34	200	-
Pentachlornitrobenzol	0,38	805	18 (tentativ)	82,8 (tentativ)	2,5	0,33 (berechneter BCF) 1,1 (niedrigster BCF) 0,04 (mittlerer BCF) 0,01 (höchster BCF)	Empfehlung: keine Umrechnung auf Gewässerkonzentration wegen hoher Schwankung im BCF
Phosalon	0,1	-	-	-	0,8	2	-
Tetrabutylzinn	0,001	8,7	0,22 (tentativ)	1,01 (tentativ)	-	-	-
Triphenylzinn-Kation	0,001	-	-	-	0,07	0,0085	-

a wenn der Trigger nach dem Methodenmanual nicht erfüllt ist, wird kein Wert angegeben ("~")



Fraunhofer Institut
Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie

- b Falls keine Wirkdaten für benthische Organismen vorhanden sind wurde das Bewertungskriterium auf Basis der Umweltqualitätsnormen für pelagische Lebensgemeinschaft unter Anwendung der EP-Methode abgeleitet. Diese Fälle sind dadurch gekennzeichnet, dass in Klammern „tentativ“ angegeben ist.
- c Das Bewertungskriterium_{Sekundärvergiftung} wird optional in Konzentration im Gewässer umgerechnet. Sind in der betreffenden Spalte mehrere Werte angegeben, basieren diese auf Minimal-, Maximal- und Mittelwerten der experimentellen Befunde sowie ggf. auf berechneten Werten.

Tabelle 6: Abgeleitete Bewertungskriterien für verschiedene Schutzziele, Metalle

Substanzname	Schutzziel ^a						Kommentar
	pelagische Lebensgemeinschaft		benthische Lebensgemeinschaft ^b		Sekundärvergiftung ^c		
	BK = BKadd + Cb ^d [µg/L]	BKadd [µg/L]	BKadd [mg/kg FG]	BKadd [mg/kg TM]	BKadd [mg/kg Beute FG]	alternative Angabe für Wasserphase in [µg/L], berechnet über EP- Methode	
Arsen	24	24	52,2 (tentativ)	240 (tentativ)	-	-	-
Chrom	9	8,5	(alle tentativ) Chrom (VI): 3,7 (saure Bedingungen) 0,37 (alkalische/ neutrale Bedingungen) Chrom (III): 55,4 (saure Bedingungen) 5,5 (alkalische/ neutrale Bedingungen)	(alle tentativ) Chrom (VI): 17,0 (saure Bedingungen) 1,7 (alkalische/ neutrale Bedingungen) Chrom (III): 225 (saure Bedingungen) 22,5 (alkalische/ neutrale Bedingungen)	-	-	-
Kupfer	1,6	1,1	7,2 (Basis: EP-Methode) 2,18 (Basis: Sedimenttests) 0,33 µg/L (Rückrechnung auf Wasserphase auf Basis Sedimenttest)	33,3 (Basis: EP- Methode) 10 (Basis: Sedimenttests)	-	-	-
Selen	5,3	5,3	-	-	zurzeit nicht möglich	zurzeit nicht möglich	Keine Ableitung möglich, da keine Daten zur Vogel- oder Säugetoxizität



Fraunhofer Institut
Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie

Substanzname	Schutzziel ^a						Kommentar
	pelagische Lebensgemeinschaft		benthische Lebensgemeinschaft ^b		Sekundärvergiftung ^c		
	BK = BKadd + Cb ^d [µg/L]	BKadd [µg/L]	BKadd [mg/kg FG]	BKadd [mg/kg TM]	BKadd [mg/kg Beute FG]	alternative Angabe für Wasserphase in [µg/L], berechnet über EP- Methode	
Silber	0,08	0,08	1,8 (tentativ)	8 (tentativ)	-	-	keine Tendenz zur Anreicherung in der Nahrungskette
Zink	9,6	8,6	206 (Basis: EP-Methode) 8 (Basis: Sedimenttests) 0,33 µg/L (Rückrechnung auf Wasserphase auf Basis Sedimenttest)	946 (Basis: EP- Methode) 37 (Basis: Sedimenttests)	-	-	-

- a wenn der Trigger nach dem Methodenmanual nicht erfüllt ist, wird kein Wert angegeben ("~")
- b Falls keine Wirkdaten für benthische Organismen vorhanden sind wurde das Bewertungskriterium auf Basis der Umweltqualitätsnormen für pelagische Lebensgemeinschaft unter Anwendung der EP-Methode abgeleitet. Diese Fälle sind dadurch gekennzeichnet, dass in Klammern „tentativ“ angegeben ist.
- c Das Bewertungskriterium^{Sekundärvergiftung} wird optional in Konzentration im Gewässer umgerechnet. Sind in der betreffenden Spalte mehrere Werte angegeben, basieren diese auf Minimal-, Maximal- und Mittelwerten der experimentellen Befunde sowie ggf. auf berechneten Werten.
- d BKadd = die Konzentration, die maximal addiert werden darf. Cb = Hintergrundkonzentration. BK = Bkadd + Cb. Dies entspricht dem „added risk“- Ansatz, der auch bei der Ableitung der österreichischen Qualitätszielverordnung zugrunde gelegt wurde.

7 Ableitung von Monitoring-Empfehlungen

7.1 Vorgehen

Auf Basis der bereits abgeleiteter Umweltqualitätsnormen (KOM (2006) 397, QZV Chemie OG) sowie der in diesem Projekt abgeleiteten Bewertungskriterien (siehe Tabellen 5 und 6) wurden stoffspezifische Monitoring-Empfehlungen ausgearbeitet. Entsprechend den Eigenschaften des jeweiligen Stoffes sowie der analytischen Nachweisbarkeit im Wasser wird jeweils eine Empfehlung für die Untersuchung in einem spezifischen Kompartiment gegeben. Falls mehrere Stoffe aus analytischen Gründen in eine Stoffgruppe fallen (gemeinsame Probenaufbereitung und Analyse), wird aus ökonomischen Gründen empfohlen, alle diese Stoffe in dem vorgeschlagenen Kompartiment zu analysieren, auch wenn sich einzelne Stoffe in Wasser gut nachweisen lassen (z.B. Bestimmung aller chlorierten persistenten Stoffe in Biota).

Betrachtet werden hier nur die Stoffe der Kategorie 2 (siehe Kapitel 5.3).

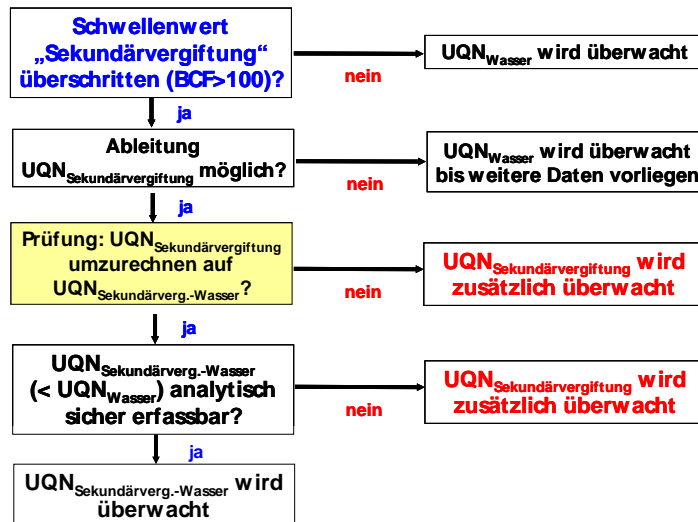
Die folgenden Fliebschemata zeigen die methodische Vorgehensweise bei der Ableitung von Umweltqualitätsnormen. Zunächst wird überprüft, ob der Schwellenwert für die Ableitung einer $UQN_{\text{Sekundärvergiftung}}$ für das Schutzgut „Sekundärvergiftung“ überschritten ist. Falls dies nicht der Fall ist, wird die UQN_{Wasser} überwacht. Ist der Schwellenwert überschritten, erfolgt eine Ableitung einer $UQN_{\text{Sekundärvergiftung}}$ (sofern Daten eine ausreichende Datenbasis vorhanden ist). Dann wird geprüft, ob eine Umrechnung der abgeleiteten $UQN_{\text{Sekundärvergiftung}}$ als Biotakonzentration auf eine Wasserkonzentration möglich ist ($UQN_{\text{Sekundärverg.-Wasser}}$). Voraussetzung hierfür ist, dass es valide Angaben zu Biokonzentrationsfaktoren gibt. Falls die BCF dagegen stark streuen, ist die $UQN_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zusätzlich zur UQN_{Wasser} zu überwachen. Ist die Umrechnung dagegen möglich, wird geprüft, ob der Wert der $UQN_{\text{Sekundärverg.-Wasser}}$ unterhalb der UQN_{Wasser} (Schutzgut pelagische Organismen) liegt. Ist das nicht der Fall, ist die UQN_{Wasser} zu überwachen. Liegt die auf die Wasserphase umgerechnete $UQN_{\text{Sekundärverg.-Wasser}}$ dagegen unterhalb der UQN_{Wasser} , ist zu prüfen, ob diese Konzentration sicher analytisch zu erfassen ist. Wenn das möglich ist, wird die abgeleitete $UQN_{\text{Sekundärvergiftung}}$ in der Wasserphase als $UQN_{\text{Sekundärverg.-Wasser}}$ überwacht. Wenn die Konzentration nicht sicher zu erfassen ist, ist stattdessen die $UQN_{\text{Sekundärvergiftung}}$ in Biota zu überwachen (zusätzlich zur UQN_{Wasser}).

Die Ableitung der UQN_{Sediment} für das Schutzgut „benthische Organismen“ erfolgt in entsprechender Weise.

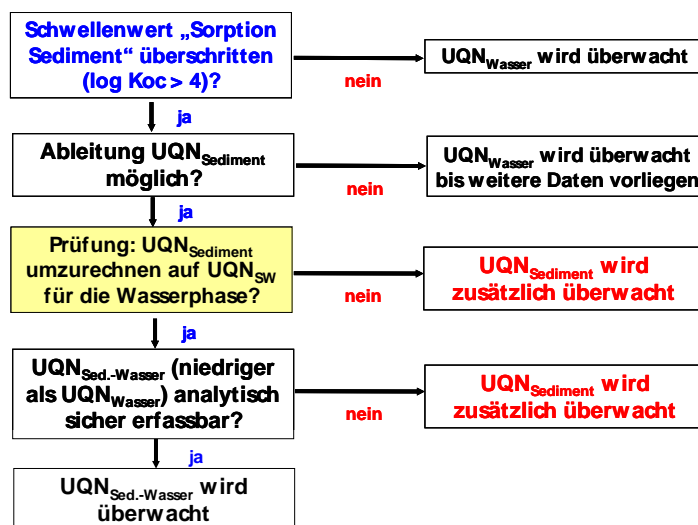
Falls aufgrund des Verteilungsverhaltens eines Stoffes eine Überwachung in Schwebstoffen als sinnvoll erscheint, kann auch die UQN_{Wasser} auf eine entsprechende $UQN_{\text{Wasser-SPM}}$ umgerechnet werden.

Der Ablauf für die Ableitung der Bewertungskriterien ist analog.

Ablaufschema: Umweltqualitätsnorm „Schutz vor Sekundärvergiftung“



Ablaufschema: Umweltqualitätsnorm „Schutz benthischer Organismen“



7.2 Übersicht über die vorgeschlagenen Stofflisten

In der folgenden Tabelle sind die Stoffe entsprechend den abgeleiteten Monitoring-Empfehlungen für Wasser, Biota und Schwebstoffe als konkreter Umsetzungsvorschlag zusammengestellt. Die jeweilige Begründung ist stoffspezifisch mit aufgelistet.

Tabelle 7: Stoffe, die in Phase 1 als relevant identifiziert wurden und für die zu prüfen war, ob eine Umweltqualitätsnorm für Sedimentorganismen und/oder Sekundärvergiftung bereits abgeleitet wurde bzw. ein Bewertungskriterium im Rahmen dieser Studie abzuleiten war.

CAS-Nummer	Name	UQN/BK erforderlich? ^a		Begründung
		benthische Organismen ^b	Sekundärvergiftung	
1912-24-9	Atrazin	+ (tentativ) EP-Methode (EU/Lepper 2005)	- Nicht relevant (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor; kein Monitoring in Sediment/ Schwebstoffen, da in der Wasserphase gut messbar
122-34-9	Simazin	+ (tentativ) EP-Methode (EU/Lepper 2005)	- Nicht relevant (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor; kein Monitoring in Sediment/ Schwebstoffen, da in der Wasserphase gut messbar
470-90-6	Chlorfenvinphos	- (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} höher als UQN _{wasser} ; kein Monitoring in Biota, da in der Wasserphase gut messbar
2921-88-2	Chlorpyrifos	- (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} höher als UQN _{wasser} ; kein Monitoring in Biota, da in der Wasserphase gut messbar
1582-09-8	Trifluralin	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} und UQN _{Sediment} höher als UQN _{wasser} ; kein Monitoring in Biota oder Sediment/Schwebstoffen, da in der Wasserphase mit erhöhtem Aufwand messbar
117-81-7	Di(2-ethylhexyl)- phthalat (DEHP)	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, auf Basis UQN _{Sekundärvergiftung} ; kein Monitoring in Biota oder Sediment/ Schwebstoffen, da in der Wasserphase gut messbar
25154-52-3	Nonylphenole	+ (tentativ) (analog zu Octylphenol) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} höher als UQN _{wasser} ; kein Monitoring in Biota oder Sediment/Schwebstoffen, da in der Wasserphase gut messbar
104-40-5	4-para-Nonylphenol			Siehe Nonylphenole
1806-26-4	Octylphenole	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} höher als UQN _{wasser} ; kein Monitoring in Biota oder Sediment/Schwebstoffen, da in der Wasserphase gut messbar
140-66-9	para-tert.- Octylphenol			Siehe Octylphenole
12002-48-1	Trichlorbenzole	-	+	Siehe 1,2,4-Trichlorbenzol
120-82-1	1,2,4-Trichlorbenzol	- (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor; kein Monitoring in Biota, da in der Wasserphase gut messbar
87-86-5	Pentachlorphenol	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} niedriger als UQN _{wasser} ; kein Monitoring in Biota oder

CAS-Nummer	Name	UQN/BK erforderlich? ^a		Begründung
		benthische Organismen ^b	Sekundärvergiftung	
				Sediment/Schwebstoffen, da in der Wasserphase gut messbar
98-82-8	Isopropylbenzol (Cumol)	- Nicht relevant	+ abgeleitet (EU-RAR 2001)	UQN-Vorschlag „Sekundärvergiftung“ wurde auf Basis des EU-RAR umgerechnet auf Wasserphase; abgeleitete BK _{Sekundärvergiftung} liegt höher als UQN _{wasser} ; kein Monitoring in Biota, da in der Wasserphase gut messbar
2310-17-0	Phosalon	- Nicht relevant	+ abgeleitet in dieser Studie	Abgeleitete BK _{Sekundärvergiftung} liegt höher als UQN _{wasser} ; kein Monitoring in Biota, da in der Wasserphase gut messbar
85535-84-8	C ₁₀₋₁₃ -Chloralkane	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} entspricht ungefähr der UQN _{wasser} ; Monitoring in der Wasserphase empfohlen, wenn Methode verfügbar
n.a.	Bromierte Diphenylether (PBDE)			siehe Einzelverbindungen
32536-52-0	Octabromdiphenylether (PBDE)	Ableitung nicht möglich (EU/Lepper 2005)	- Nicht relevant (EU/Lepper 2005)	Zur Zeit keine UQN ableitbar wegen fehlender Daten, Stoff wird hier nicht weiter betrachtet (evtl. Wasser-Monitoring, falls Methode verfügbar)
1163-19-5	Decabromdiphenylether (PBDE)	Ableitung nicht möglich (EU/Lepper 2005)	- Nicht relevant (EU/Lepper 2005)	Zur Zeit keine UQN ableitbar wegen fehlender Daten, Stoff wird hier nicht weiter betrachtet (evtl. Wasser-Monitoring, falls Methode verfügbar)
32534-81-9	Pentabromdiphenylether (PBDE)	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN nach KOM(2006)397 auf Basis einer Expertenbeurteilung liegt vor (Lepper, 2005); nach Expertendiskussion Monitoring in Biota empfohlen, da in der Wasserphase schlecht messbar (Labor des UBA Wien erreicht aber erforderliche BG)
15-29-7	Endosulfan (Alpha-Endosulfan, Beta-Endosulfan, Endosulfan-Sulfat)	+	+	siehe Alpha-Endosulfan
959-98-8	Alpha-Endosulfan	+ (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} und UQN _{Sediment} sind höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Biota empfohlen, da in der Wasserphase schlecht messbar
608-93-5	Pentachlorbenzol	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} niedriger als UQN _{wasser} ; Monitoring in Biota empfohlen, da in der Wasserphase schlecht messbar
608-73-1	Hexachlorcyclohexan (Summe aller Isomere)	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} und UQN _{Sediment} sind höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Biota empfohlen, da in der Wasserphase schlecht messbar

CAS-Nummer	Name	UQN/BK erforderlich? ^a		Begründung
		benthische Organismen ^b	Sekundärvergiftung	
58-89-9	Gamma-Hexachlorcyclohexan (Lindan)	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	Siehe Hexachlorcyclohexan
115-09-3 (als Chlorid)	Methylquecksilber		+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{Sekundärvergiftung} nach KOM(2006)397 liegt vor und ist zusätzlich zur UQN _{wasser} für Quecksilber zu überwachen
118-74-1	Hexachlorbenzol	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{Sekundärvergiftung} nach KOM(2006)397 liegt vor und ist zusätzlich zur UQN _{wasser} überwachen
87-68-3	Hexachlorbutadien	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{Sekundärvergiftung} nach KOM(2006)397 liegt vor und ist zusätzlich zur UQN _{wasser} überwachen
72-20-8	Endrin	+ (tentativ) abgeleitet in dieser Studie	+ abgeleitet in dieser Studie	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, umgerechnete BK _{Sekundärvergiftung} und BK _{Sediment} liegen höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Biota, da in der Wasserphase schlecht messbar
60-57-1	Dieldrin	+ (tentativ) abgeleitet in dieser Studie	+ abgeleitet in dieser Studie	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor; abgeleitete BK _{Sekundärvergiftung} liegt nach Umrechnung auf Wasserphase unter UQN _{wasser} ; Monitoring in Biota wird empfohlen, da in der Wasserphase nicht ausreichend sicher zu bestimmen
309-00-2	Aldrin	+ (tentativ) abgeleitet in dieser Studie	+ abgeleitet in dieser Studie	Überwachung der abgeleiteten BK_{Sekundärvergiftung} in Biota zusätzlich zur Überwachung der UQN_{wasser} empfohlen , da Umrechnung auf Wasserkonzentrationen nicht sinnvoll (stark variierende BCF-Angaben)
465-73-6	Isodrin	+ (tentativ)	+ aber Ableitung nicht möglich	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor; Monitoring in Biota wird empfohlen, da andere Stoffe dieser Gruppe auch in Biota zu bestimmen sind (ähnliche Eigenschaften)
50-29-3	DDT	+	+ abgeleitet in dieser Studie	Überwachung der abgeleiteten BK_{Sekundärvergiftung} in Biota zusätzlich zur Überwachung der UQN_{wasser} empfohlen , da Umrechnung auf Wasserkonzentrationen nicht sinnvoll (stark variierende BCF-Angaben)
57-74-9	Chlordan	+ (tentativ)	+ abgeleitet in dieser Studie	Überwachung der abgeleiteten BK_{Sekundärvergiftung} in Biota, da Umrechnung auf Wasserkonzentrationen nicht sinnvoll (stark variierende BCF-Angaben) ; da in Wasser aber nur schwer nachweisbar, Umrechnung der UQN _{wasser} auf worst case-Basis empfohlen; auf Biota-Konzentration umgerechnete UQN _{wasser} liegt niedriger als BK _{Sekundärvergiftung}

CAS-Nummer	Name	UQN/BK erforderlich? ^a		Begründung
		benthische Organismen ^b	Sekundärvergiftung	
76-44-8	Heptachlor	+ tentativ	+ abgeleitet in dieser Studie	Überwachung der abgeleiteten BK _{Sekundärvergiftung} in Biota zusätzlich zur Überwachung der UQN _{wasser} empfohlen, da Umrechnung auf Wasserkonzentrationen nicht sinnvoll (stark variierende BCF-Angaben)
82-68-8	Pentachlornitrobenzol	+ tentativ	+ abgeleitet in dieser Studie	Überwachung der abgeleiteten BK _{Sekundärvergiftung} in Biota zusätzlich zur Überwachung der UQN _{wasser} empfohlen, da Umrechnung auf Wasserkonzentrationen nicht sinnvoll (stark variierende BCF-Angaben)
688-73-3	Tributylzinnverbindungen	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Biota empfohlen, da in Wasser nur mit erhöhtem Aufwand messbar
36643-28-4	Tributylzinnkation			siehe Tributylzinnverbindungen
818-08-6	Dibutylzinnverbindungen (Dibutylzinnoxid)	+ (tentativ) abgeleitet (EP-Methode)	+ abgeleitet in dieser Studie	Siehe Dibutylzinnchlorid
683-18-1	Dibutylzinnverbindungen (Dibutylzinnchlorid)	+ (tentativ) abgeleitet (EP-Methode)	+ abgeleitet in dieser Studie	Auf die Wasserphase umgerechnete BK _{Sekundärvergiftung} liegt höher als UQN _{wasser} ; Überwachung der umgerechneten UQN _{wasser} in Biota empfohlen, da in Wasserphase nur mit erhöhtem Aufwand messbar
639-58-7	Triphenylzinnchlorid	-	+ abgeleitet in dieser Studie	Auf die Wasserphase umgerechnete BK _{Sekundärvergiftung} liegt höher als UQN _{wasser} ; Überwachung der umgerechneten UQN _{wasser} in Biota empfohlen, da in Wasserphase nur mit erhöhtem Aufwand messbar
668-34-8	Triphenylzinnkation			siehe Triphenylzinnchlorid
1461-25-2	Tetrabutylzinn	+ (tentativ) abgeleitet (EP-Methode)	-	Überwachung der umgerechneten UQN _{wasser} in Biota, da die anderen relevanten Organozinnverbindungen auch dort bestimmt werden
80-05-7	Bisphenol A	+ (EU-RAR 2003)	- Nicht relevant (EU-RAR 2003)	UQN _{wasser} nach QZV Chemie OG liegt vor, BK _{Sediment} abgeleitet; Monitoring in Schwebstoffen empfohlen, da in der Wasserphase nicht messbar
n.a.	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)			
91-20-3	Naphthalin	- (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sekundärvergiftung} ist höher als UQN _{wasser} ; zwar Monitoring in Wasser möglich, doch gruppenspezifische Bestimmung in Schwebstoffen empfohlen

CAS-Nummer	Name	UQN/BK erforderlich? ^a		Begründung
		benthische Organismen ^b	Sekundärvergiftung	
120-12-7	Anthracen	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sediment} ist niedriger als UQN _{wasser} ; zwar Monitoring in Wasser möglich, doch gruppenspezifische Bestimmung in Schwebstoffen empfohlen
206-44-0	Fluoranthen	+ (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sediment} ist niedriger als UQN _{wasser} ; zwar Monitoring in Wasser möglich, doch gruppenspezifische Bestimmung in Schwebstoffen empfohlen
205-99-2	Benzo(b)fluoranthen (PAK)	+ Ableitung nicht möglich (EU/Lepper 2005)	+ aber Ableitung nicht möglich (EU/Lepper 2005)	Siehe Benzo(k)fluoranthen (Bestimmung der Summe der 5-Ring-PAK)
207-08-9	Benzo(k)fluoranthen (PAK)	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ aber Ableitung nicht möglich (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sediment} ist niedriger als UQN _{wasser} ; Monitoring in Wasser nur mit erhöhtem Aufwand möglich, deshalb Bestimmung in Schwebstoffen empfohlen
50-32-8	Benzo(a)pyren (PAK)	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ aber Ableitung nicht möglich (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor; Monitoring in Wasser nur mit erhöhtem Aufwand möglich, deshalb Bestimmung in Schwebstoffen empfohlen
191-24-2	Benzo(g,h,i)perylen (PAK)	+ aber Ableitung nicht möglich (EU/Lepper 2005)	+ aber Ableitung nicht möglich (EU/Lepper 2005)	Siehe Indeno(1,2,3-cd)pyren (Bestimmung der Summe der 6-Ring-PAK)
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren (PAK)	+ aber Ableitung nicht möglich (EU/Lepper 2005)	+ aber Ableitung nicht möglich (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, UQN _{Sediment} ist niedriger als UQN _{wasser} ; Monitoring in Wasser nur mit erhöhtem Aufwand möglich, deshalb Bestimmung in Schwebstoffen empfohlen
7440-43-9	Cadmium und Cadmiumverbindungen	+ (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, auf die Wasserphase umgerechnete UQN _{Sediment} und UQN _{Sekundärvergiftung} höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Schwebstoffen zusätzlich zur Überwachung in Wasser, da in Wasserphase schlecht messbar

CAS-Nummer	Name	UQN/BK erforderlich? ^a		Begründung
		benthische Organismen ^b	Sekundärvergiftung	
7439-92-1	Blei und Bleiverbindungen	+ (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, auf die Wasserphase umgerechnete UQN _{Sediment} und UQN _{Sekundärvergiftung} höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Schwebstoffen zusätzlich zur Überwachung in Wasser, da in der Wasserphase schlecht messbar
7440-02-0	Nickel und Nickelverbindungen	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, auf die Wasserphase umgerechnete UQN _{Sediment} und UQN _{Sekundärvergiftung} höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Schwebstoffen zusätzlich zur Überwachung in Wasser, da in der Wasserphase schlecht messbar
7439-97-6	Quecksilber- und Quecksilberverbindungen	+ (tentativ) (EP-Methode) (EU/Lepper 2005)	+ (EU/Lepper 2005)	UQN _{wasser} nach KOM(2006)397 liegt vor, auf die Wasserphase umgerechnete UQN _{Sediment} höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Schwebstoffen, da in der Wasserphase schlecht messbar; zusätzlich Überwachung von Methylquecksilber in Biota nach KOM (2006) 397
7440-47-3	Chrom	+ (tentativ) (EP-Methode)	-	UQN _{wasser} nach QZV Chemie OG liegt vor, umgerechnetes BK _{Sediment} höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Schwebstoffen zusätzlich zur Überwachung im Wasser empfohlen, da in der Wasserphase schlecht messbar
7440-50-8	Kupfer	+ (tentativ) (EP-Methode)	-	UQN _{wasser} nach QZV Chemie OG liegt vor, umgerechnetes BK _{Sediment} höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Schwebstoffen zusätzlich zur Überwachung im Wasser empfohlen, da in Wasserphase schlecht messbar
7782-49-2	Selen	-	+ (aber Ableitung nicht möglich)	UQN _{wasser} nach QZV Chemie OG liegt vor; Monitoring in Schwebstoffen zusätzlich zur Überwachung im Wasser empfohlen, da in der Wasserphase schlecht messbar
7440-22-4	Silber	+ (tentativ) (EP-Methode)	-	UQN _{wasser} nach QZV Chemie OG liegt vor, umgerechnetes BK _{Sediment} höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Schwebstoffen zusätzlich zur Überwachung im Wasser empfohlen, da in Wasserphase schlecht messbar

CAS-Nummer	Name	UQN/BK erforderlich? ^a		Begründung
		benthische Organismen ^b	Sekundärvergiftung	
7440-66-6	Zink	+ (tentativ) (EP-Methode)	-	UQN _{wasser} nach QZV Chemie OG liegt vor, umgerechnetes BK _{Sediment} höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Schwebstoffen zusätzlich zur Überwachung im Wasser empfohlen, da in der Wasserphase schlecht messbar
7440-38-2	Arsen	+ (tentativ) (EP-Methode)	-	UQN _{wasser} nach QZV Chemie OG liegt vor, umgerechnetes BK _{Sediment} höher als UQN _{wasser} ; Monitoring in Schwebstoffen zusätzlich zur Überwachung im Wasser empfohlen, da in der Wasserphase schlecht messbar

a + Ableitung einer UQN / eines BK erforderlich (Triggerwerte überschritten);
- Ableitung einer UQN / eines BK nicht erforderlich.

b Ableitungen von UQN/BK zum Schutz benthischer Organismen, die auf der „equilibrium partitioning“-Methode (EP-Methode) beruhen, werden als „tentativ“ gekennzeichnet.

7.3 Umsetzungsempfehlung Monitoring

Die konkreten Empfehlungen zur Umsetzung des Monitorings in den Kompartimenten Wasser, Biota und Schwebstoffe sind in den folgenden Tabellen zusammengestellt. Die UQN bzw. BK werden den jeweiligen analytischen Bestimmungsgrenzen (BG) gegenübergestellt und das Verhältnis UQN/BG bzw. BK/BG angegeben. Gemäß dem Entwurf der EU-Kommissionsentscheidung „Implementing Directive 2000/60/EC Concerning Minimum Performance Criteria for Analytical Methods Used for Chemical Monitoring and the Quality of Analytical Results“ (EU Kommission, 2007) sollen für die analytischen Methoden zur Überwachung von UQN Bestimmungsgrenzen von 30% der UQN-Werte erreicht werden, um eine ausreichend sichere analytische Bestimmung zu erlauben (das UQN/BG- bzw. BK/BG-Verhältnis sollte also mindestens 3,3 sein). Aus pragmatischen Gründen wird hier zunächst auch ein kleineres UQN/BG-Verhältnis akzeptiert, wenn die Kosten für die alternative Bestimmung in einem anderen Kompartiment unverhältnismäßig hoch sind (z.B. für eine einzelne Komponente, wenn alle anderen in dem betreffenden Kompartiment ausreichend gut zu analysieren sind).

Tabelle 8 zeigt die Liste der Stoffe, für die ein Monitoring in der Wasserphase empfohlen wird, einschließlich jener Stoffe, die auch in der Schwebstoffphase oder in Biota untersucht werden sollten. Angegeben ist jeweils die analytische Bestimmungsgrenze für die Routineverfahren (nach Anhang D der QZV Chemie OG bzw. entsprechend den Angaben im Bericht zum Überblicksweisen Monitoring 2003/2004). Ausnahmen davon sind entsprechend gekennzeichnet.

Tabelle 8: Stoffliste für das Monitoring in Wasser.
BG – Bestimmungsgrenze.

CAS-Nummer	Stoff	Wasser	Biota	Schweb- stoffe	Best.- grenze µg/L ^a	UQN bzw. BK [µg/L]	UQN/BG bzw. BK/BG
Monitoring ausschließlich in Wasser							
470-90-6	Chlorfenvinphos	X			0,002	0,1	50
2921-88-2	Chlorpyrifos	X			0,0005	0,03	60
1582-09-8	Trifluralin	X			0,02	0,03	1,5
117-81-7	Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	X			0,05	1,3	26
25154-52-3 84852-15-3	Nonylphenole 4-Nonylphenol (verzweigt)	X			0,02	0,3	15
1806-26-4 140- 66-9	Octylphenole 4-tert.Octylphenol	X			0,02	0,12	6
12002-48-1	Trichlorbenzole (3 Isomere)	X			0,01	0,4	40
87-86-5	Pentachlorphenol	X			0,02	0,4	20
98-82-8	Isopropylbenzol	X			5	22	4,4
2310-17-0	Phosalon	X			0,002	0,1	50
Monitoring in Wasser und in Biota							
118-74-1	Hexachlorbenzol	X	X		0,002	0,01	5
87-68-3	Hexachlorbutadien	X	X		0,05	0,1	2
309-00-2	Aldrin	X	X		0,004	0,01	2,5
465-73-6	Isodrin	(X)	X		0,01	0,005	0,1 ^c
50-29-3	p,p'-DDT	X	X		0,006	0,01	1,7
-	DDT insgesamt	X	X		0,006	0,025	2

CAS-Nummer	Stoff	Wasser	Biota	Schweb- stoffe	Best.- grenze µg/L ^a	UQN bzw. BK [µg/L]	UQN/BG bzw. BK/BG
	(p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE)					(0,0125 ^b)	
57-74-9	Chlordan	(X)	X		Siehe Einzelkomponenten		
5103-71-9	cis-Chlordan	(X)	X		0,01	0,002 (0,001 ^b)	0,1 ^c
5103-74-2	trans-Chlordan	(X)	X		0,01	0,002 (0,001 ^b)	0,1 ^c
76-44-8	Heptachlor	X	X		0,004	0,004	1
82-68-8	Pentachlornitrobenzol	X	X		0,02	0,4	20
Monitoring in Wasser und in Schwebstoffen							
7440-43-9	Cadmium und seine Verbindungen	X		X	0,001 ^e	0,08 ^d	80
7439-92-1	Blei und seine Verbindungen	X		X	0,01 ^e	7,2	720
7440-02-0	Nickel und seine Verbindungen	X		X	0,02 ^e	20	1000
7439-97-6	Quecksilber und seine Verbindungen	X		X	0,05 ^e	0,05	1
7440-47-3	Chrom	X		X	0,02 ^e	8,5	425
7440-50-8	Kupfer	X		X	0,02 ^e	1,1 ^d	55
7782-49-2	Selen	X		X	0,1 ^e	5,3	53
7440-22-4	Silber	X		X	0,002 ^e	0,1	50
7440-66-6	Zink	X		X	0,05 ^e	7,8 ^d	156
7440-38-2	Arsen	X		X	0,01 ^e	24	2400

- a Bestimmungsgrenze nach Angaben im Bericht zur Überblicksweisen Überwachung 2003/2004; diese Werte liegen teilweise niedriger als in der QZV Chemie OG Anlage D gefordert.
- b UQN als Summe angegeben; die Einzelkomponenten sollten mindestens in einer Konzentration von 50% der Summen-UQN nachgewiesen werden (= Wert in Klammern).
- c Es wird empfohlen, diese Stoffe zunächst nur in Biota zu analysieren, da die UQN_{Wasser} in der Wasserphase derzeit analytisch nicht erfassbar sind.
- d Für diese Metalle sind nur die niedrigsten UQN angegeben (lokale UQN abhängig von weiteren Parametern sowie von der lokalen Hintergrundkonzentration).
- e Bestimmungsgrenze der Analytik mit erhöhtem Aufwand nach Auskunft des Labors der Universität für Bodenkultur.

In Tabelle 9 sind die Stoffe angegeben, die in Biota überwacht werden sollten (einschließlich jener, die zusätzlich auch in Wasser überwacht werden sollten). Aufgeführt ist - soweit Angaben vorlagen - die analytische Bestimmungsgrenze für die empfohlenen Verfahren (CKW-Methode UPB für chlorierte Verbindungen, Ethylborat-Verfahren UPB für Organozinnverbindungen, UPB-Verfahren für Methylquecksilber; siehe Anhang). Für Stoffe, deren UQN im Wasser nach dem derzeitigen Stand der Analysetechniken nicht ausreichend gut bestimmt werden können, wird empfohlen, diese nur in Biota zu überwachen. In diesen Fällen muss sichergestellt sein, dass auch der für die Wasserphase abgeleitete UQN_{Wasser}-Wert eingehalten wird. Um dies zu gewährleisten, wurde mit Hilfe des Nahrungsanreicherungsmodells über den BCF- und BMF-Faktor jene Biota-Konzentration berechnet, die im Gleichgewicht mit dem UQN_{Wasser} steht. In Tabelle 9 werden dann zwei BK-Werte angegeben, und zwar einmal der für das Schutzgut Biota abgeleitete und zum anderen der über die UQN_{Wasser} umgerechnete Wert. Maßgeblich ist im Sinne des Methodenmanuals (Lepper, 2005) der jeweils strengere Wert.

Tabelle 9: Stoffliste für das Monitoring in **Biota**.
Kursiv: Stoffe, für die im Rahmen dieser Studie ein Bewertungskriterium (BK) abgeleitet wurde.
BG – Bestimmungsgrenze; FG – Feuchtgewicht.

CAS-Nummer	Stoff	Wasser	Biota	Schweb- stoffe	Best.- grenze µg/kg FG	BK [µg/kg FG] ^a	BK/BG
Monitoring ausschließlich in Biota							
32534-81-9	Pentabromdiphenylether		X		10	1000 / 274	100 / 27
115-29-7	Endosulfan (Summe alpha + beta)		X		Siehe Einzelkomponenten		
959-98-8	alpha-Endosulfan		X		10	1000 (500) / 50 (25)	100 (50) / 5 (2,5)
891-86-1	beta-Endosulfan		X		10	1000 (500) / 50 (25)	100 (50) / 5 (2,5)
608-93-5	Pentachlorbenzol		X		0,01	367	36700
608-73-1	Hexachlorcyclohexan		X		0,03	33 / 26	1100 / 867
58-89-9	gamma-Hexachlorcyclohexan (Lindan)		X		0,03	33 / 26	1100 / 867
72-20-8	<i>Endrin</i>		X		ca. 0,5	30	ca. 60
60-57-1	<i>Dieldrin</i>		X		0,01	30	3000
688-73-3 36643-28-4	Tributylzinn-Verbindungen (als TBT-Kation)		X		1	230 / 1,2	230 / 1,2
683-18-1	<i>Dibutylzinnverbindungen (als DBT-Kation)</i>		X		3	300 / 14	100 / 4,7
639-58-7 668-34-8	<i>Triphenylzinnchlorid (als Triphenylzinn-Kation)</i>		X		5	70 / 8	14 / 1,6
1461-25-2	<i>Tetrabutylzinn</i>		X		1	10 ^c	10
22967-92-6	Methylquecksilber (als Kation)		X		1	20 ^b	20
Monitoring in Biota und Wasser							
87-68-3	Hexachlorbutadien	X	X		ca. 10	55 ^b	ca. 5
118-74-1	Hexachlorbenzol	X	X		0,03	10 ^b	333
309-00-2	<i>Aldrin</i>	X	X		0,12	30 ^b	250
465-73-6	<i>Isodrin</i>	(X)	X		ca. 0,5	107 ^d	200
50-29-3	<i>p,p'-DDT</i>	X	X		0,03	30 ^b	1000
	<i>DDT insgesamt (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE)</i>	X	X		0,03	75 (30) ^b	1000
57-74-9	<i>Chlordan</i>	(X)	X		0,1	3000 / 12 ^e	30000 / 120
5103-71-9	<i>cis-Chlordan</i>	(X)	X		0,1	3000 (1500) / 12 (6) ^e	15000 / 60
5103-74-2	<i>trans-Chlordan</i>	(X)	X		0,1	3000 (1500) / 12 (6) ^e	15000 / 60
76-44-8	<i>Heptachlor</i>	X	X		0,03	600 / 480 ^b	20000 / 16000
82-68-8	<i>Pentachlornitrobenzol</i>	X	X		ca. 10	2500 ^b	ca. 250

- a wenn zwei Werte (x / y) angegeben sind, bezieht sich der jeweils erste Wert auf das BK bezogen auf das Schutzgut Biota. Der zweite Wert ergibt sich aus dem UQN- (bzw. BK-) Wert für die Wasserphase und Umrechnung auf Biota (über den BCF und BMF) wie im Text beschrieben. In den Fällen, wo nur ein Wert angegeben ist, entspricht das BK für Biota dem niedrigsten Wert. Wenn sich das BK auf eine Gruppe von Stoffen bezieht, sollten die Einzelkomponenten mindestens in einer Konzentration von 50 % der Summen-UQN nachgewiesen werden können (= Wert in Klammern).
- b Das BK für das Schutzgut Biota ist zusätzlich zu überwachen, da eine Umrechnung auf das Kompartiment Wasser und eine Überwachung in der Wasserphase aufgrund stark streuender BCF-Angaben nicht möglich ist.
- c Ableitung eines BK für das Schutzgut Biota war nicht erforderlich, da die Triggerkriterien nicht erfüllt sind. Das angegebene BK bezieht sich auf das Schutzgut „pelagische Organismen“ (hier umgerechnet auf Biota-Konzentrationen). Die Messung in Biota erfolgt aus pragmatischen Gründen, da auch die anderen Organozinnverbindungen in diesem Kompartiment zu bestimmen sind.
- d Die Ableitung eines BK für das Schutzgut Biota ist nicht möglich, da keine Daten aus toxikologischen Prüfungen vorlagen. Die angegebene UQN bezieht sich auf das Schutzgut „pelagische Organismen“ (hier umgerechnet auf Biota-Konzentrationen). Die Messung in Biota erfolgt aus pragmatischen Gründen, da auch die anderen Organochlorverbindungen in diesem Kompartiment zu bestimmen sind und die Analytik dieses Stoffes in der Wasserphase schwierig ist.
- e Die BK für das Schutzgut Biota ist zu überwachen. Eine Umrechnung der UQN für das Kompartiment Wasser auf eine entsprechende Biota-Konzentration ist zwar aufgrund stark streuender BCF-Angaben nur mit Unsicherheit möglich. Da die UQN_{Wasser} dieses Stoffes in der Wasserphase aber analytisch nicht zu erfassen ist, wird empfohlen, trotz dieser Unsicherheit die UQN_{Wasser} als auf Biota-Konzentrationen umgerechnetes $BK_{\text{Wasser-Biota}}$ in Biota zu überwachen.

Die Stoffe, die in Schwebstoffen überwacht werden sollten, sind in Tabelle 10 aufgeführt (einschließlich jener, die zusätzlich auch im Wasser überwacht werden sollten). Die analytischen Bestimmungsgrenzen für die empfohlenen Verfahren sind ebenfalls angegeben.

Tabelle 10: Stoffliste für das Monitoring in **Schwebstoffen**.
Kursiv: Stoffe, für die im Rahmen dieser Studie ein Bewertungskriterium (BK) abgeleitet wurde.
BG – Bestimmungsgrenze; TM – Trockenmasse.

CAS no.	Stoff	Was- ser	Biota	Schweb- stoffe	Best.-grenze ^a mg/kg TM	BK ^b [mg/kg SPM TM]	BK/BG
Monitoring ausschließlich in Schwebstoffen							
80-05-7	<i>Bisphenol A</i>			X	0,1	10,8	108
n.a.	Polycyclische aroma- tische Kohlenwasser- stoffe (PAK)	Siehe Einzelverbindungen					
91-20-3	Naphthalin			X	0,001	0,30 ^d	300
120-12-7	Anthracen			X	0,001	0,30	300
206-44-0	Fluoranthen			X	0,001	1,1	1100
205-99-2	Benzo(b)fluoranthen			X	0,001	1,1 ^d	1100
207-08-9	Benzo(k)fluoranthen			X	0,001	1,6	1600
50-32-8	Benzo(a)pyren			X	0,001	2,9	2900
191-24-2	Benzo(g,h,i)perylen			X	0,001	0,13 ^d	130
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren			X	0,001	0,13 ^d	130
Monitoring in Schwebstoffen und Wasser^c							
7440-02-0	Nickel und seine Verbindungen	X		X	1	30	30
7440-43-9	Cadmium und seine Verbindungen	X		X	1	10	10
7439-92-1	Blei und seine Verbindungen	X		X	1	1050	1050
7439-97-6	Quecksilber und seine Verbindungen	X		X	0,1	4,7	470
7440-47-3	<i>Chrom</i>	X		X	1	445	445
7440-50-8	<i>Kupfer</i>	X		X	0,5	33	66
7782-49-2	<i>Selen</i>	X		X	0,01	0,016	1,6
7440-22-4	<i>Silber</i>	X		X	0,5	3,2	6,4
7440-66-6	<i>Zink</i>	X		X	1	399	400
7440-38-2	<i>Arsen</i>	X		X	1	209	209

- a Angegeben ist - soweit Angaben vorlagen - die analytische Bestimmungsgrenze für die folgende Verfahren (Details siehe Anhang): GC/MS-Verfahren für Bisphenol A; ISO 13877 für PAK; Königswasserextraktion und ICP-OES/ICP-MS-Messung für Metalle außer Hg und Se; Kaltdampfverfahren für Hg; Hydrid-ICP-MS für Se.
- b Die BK für Metalle sind von der lokalen Hintergrundkonzentration abhängig (angegeben sind hier die maximal aufzuaddierenden Konzentrationen).
- c Messung von Metallgehalten in Schwebstoffen alternativ nach dem Verfahren von Herrn PD Dr. Hann (BOKU) möglich, bei dem Schwebstoffe aus einer Wasserprobe abgetrennt und analysiert werden.
- d berechnet aus der UQN_{Wasser} als $BK_{\text{Wasser-SPM}}$ mit Hilfe der Formel $BK_{\text{Wasser-SPM}} = UQN_{\text{Wasser}} / ([SPM] * 10^{-6} + K_{p_{\text{susp}}})$ wobei [SPM] die SPM-Konzentration ist (15 mg/L), 10^{-6} ein Umrechnungsfaktor und K_p der Verteilungskoeffizient SPM-Wasser (TGD, 2003).

7.4 Vorschläge für Messstellen, an denen alternative Kompartimente in die überblicksweise Überwachung einbezogen werden sollten

Es wird vorgeschlagen, eine Überwachung der in Tabelle 9 und Tabelle 10 aufgeführten Schadstoffe in Biota bzw. Schwebstoffen in die überblicksweise Überwachung einzubeziehen und hierzu zunächst einige wichtige Messstellen auszuwählen.

Nach eingehender Diskussion mit österreichischen Experten wurden 13 Messstellen des derzeit bestehenden überblicksweisen Messstellennetzes ausgewählt. Es handelt sich dabei um die sieben österreichischen Messstellen gemäß Entscheidung 77/795/EWG über den Informationsaustausch, um weitere vier bedeutende Grenzgewässermessstellen sowie zwei zusätzliche Messstellen mit großen Einzugsgebieten.

In Tabelle 11 sind die ausgewählten Messstellen zusammengestellt.

Tabelle 11: Messstellen der überblicksweisen Überwachung, an denen alternative Kompartimente in die Überwachung einbezogen werden sollten

Fluss	Messstelle	MS-ID	Kommentar
Inn	Kufstein/Erl	FW 73200987	Informationsrichtlinie
Salzach	Oberndorf	FW 54110087	Informationsrichtlinie
Donau	Jochenstein	FW 40607017	Informationsrichtlinie
Donau	Hainburg	FW 31000377	Informationsrichtlinie
Donau	Enghagen oberhalb Ennsmundung	FW 40907057	Informationsrichtlinie
Mur	Spielfeld	FW 61400137	Informationsrichtlinie
Drau	Unterwasser KW Lavamünd	FW 21500097	Informationsrichtlinie
Leitha	Nickelsdorf	FW 10000077	Grenze
Inn	Ingling	FW 40502037	Grenze
Thaya	Altprerau	FW 31100027	Grenze
March	Marchegg	FW 31100077	Grenze
Traun	Ebelsberg	FW 40709117	Einzugsgebiet
Neuer Rhein	Fussach	FW 80213067	Einzugsgebiet

Es wird empfohlen, an diesen Messstellen im ersten Schritt eine Überwachung aller in Tabelle 9 und Tabelle 10 aufgeführten Stoffe in den jeweils geeigneten Kompartimenten und entsprechend den Empfehlungen für das Biota- und Schwebstoff-Monitoring durchzuführen. Basierend auf den Daten und Erfahrungen der ersten Untersuchungsreihen nach einer erstmaligen Durchführung des Programms sollte eine Anpassung des Monitorings sowohl hinsichtlich der zu untersuchenden Stoffe als auch hinsichtlich der Überwachungsfrequenz erfolgen. In diesem Schritt können auch die Standard-Arbeitsanweisungen (SOPs) für Probenahme und Aufarbeitung auf Basis der gewonnenen Erfahrungen entsprechend überarbeitet und angepasst werden.

Neben Untersuchungen an den ausgewählten Überblicksmessstellen empfiehlt es sich, zur Erfolgskontrolle von Maßnahmenprogrammen in sanierungsbedürftigen Wasserkörpern (Wasserkörpern, in denen die UQN-Werte



überschritten wurden) eine gezielte, jeweils auf die maßgeblichen Schadstoffe beschränkte Überwachung in Biota und/oder Schwebstoffen durchzuführen. Dabei sollten Messstellen ausgewählt werden, die im oder unterhalb des belasteten Wasserkörpers liegen. Im Rahmen der IST-Bestandsanalyse (2004) zeichneten sich bereits einige Gewässer ab, in denen das Risiko einer Umweltqualitätsziel-Überschreitung durch Stoffe besteht, für die eine Biota- oder Schwebstoffüberwachung angezeigt ist. Eine Liste dieser Gewässer und Vorschläge für Messstellen finden sich in Anhang 2.

8 Vorschläge zur Umsetzung eines Biota-Monitoring

8.1 Vorüberlegungen

Bei der Einrichtung eines Biota-Monitorings sollte zunächst grundsätzlich geklärt werden, in welcher Form das Monitoring durchgeführt werden soll. Zum einen können Organismen in den betreffenden Gewässern gefangen werden (Wildfänge, passives Monitoring) zum anderen können die zu untersuchenden Organismen künstlich in Gewässer eingebracht (Fische in Käfigen, Muscheln auf Platten fixiert) und über eine definierte Zeit exponiert werden (aktives Monitoring).

Die Vor- und Nachteile beider Methoden sind im Folgenden kurz aufgeführt:

Tabelle 12: Gegenüberstellung der Monitoring-Methoden „Wildfänge“ und „aktives Monitoring“.

	Wildfänge	Aktives Monitoring
Vorteil	<ul style="list-style-type: none"> • Relevant hinsichtlich Umweltbedingungen der Organismen und bioverfügbarem Anteil in Wasser und Nahrung • Kostengünstig (keine Kosten für Einbringen und Überwachung) 	<ul style="list-style-type: none"> • Relativ definierte und überprüfbare Expositionsbedingungen • Vergleichbare Expositionsbedingungen für alle Testorganismen • Biota-Monitoring auch an Standorten, an denen Monitoring anhand von Wildfängen problematisch ist • Einfache und kostengünstige Probenahme
Nachteil	<ul style="list-style-type: none"> • Notwendigkeit einer klaren Probenahme-strategie, um die Varianz der Daten gering zu halten (Festlegung von Art, Größe, Zeitpunkt etc) • Nicht immer ausreichend verfügbar • Probenahme relativ aufwendig • Expositionsbedingungen nur begrenzt definierbar (Anteil Wasserphase ↔ Futter) • Expositionsbedingungen können für die untersuchten Organismen unterschiedlich sein 	<ul style="list-style-type: none"> • Begrenzte Übertragbarkeit auf Umweltbedingungen • Gefahr hoher Mortalität, wenn Organismen in Gewässer eingebracht werden, in denen sie normalerweise nicht vorkommen • Gefahr der Einschleppung einer Art, die dort nicht heimisch ist (wenn Organismen entkommen) • Verlust von Käfigen oder Platten durch Vandalismus und Hochwasserereignisse • Relativ kostenintensiv (Einbringen, Überwachen)

In den EU-Staaten wird in der Regel auf Wildfänge zurückgegriffen, vereinzelt wird auch zusätzlich aktives Monitoring mit Muschel in Käfigen durchgeführt (Niederlande, Finnland, Italien, England, Norwegen). Soweit den Umfrageergebnissen zu entnehmen (Kapitel 11.3), wird bislang in keinem EU-Staat ein aktives Monitoring mit Fischen in Käfigen durchgeführt.

Empfehlung: Im Rahmen der weiteren Umsetzung des WRRL-Monitorings sollte zunächst auf Wildfänge zurückgegriffen werden, um eine Vergleichbarkeit mit den Daten anderer Länder zu gewährleisten.

Aktives Monitoring kann erst empfohlen werden, wenn mehr Erfahrungen auf diesem Gebiet vorliegen (z.B. die Endberichte laufender EU-weiter Forschungsvorhaben) und Empfehlungen bzw. Richtlinien der EU eine Vergleichbarkeit der Daten gewährleisten und Kostenabschätzung möglich machen.

8.2 Biota-Monitoring von Wildfängen

Biota-Monitoring von Wildfängen erfordert im Vorfeld die Identifizierung geeigneter Organismen, die ein zielführendes Monitoring erlauben.

Im Rahmen der WRRL hat Monitoring zum einen das Ziel, räumliche und zeitliche Trends in der Wasserqualität - insbesondere hinsichtlich bestimmter relevanter Schadstoffe - zu überwachen und zum anderen, im Rahmen des operativen Monitorings Maßnahmen und Programme zur Schadstoffreduktion zu begleiten.

Organismen, die im Rahmen eines derartigen Biota-Monitorings untersucht werden, sollten folgende Kriterien erfüllen (Exponent, 2003; UNEP, 2004; AMPS, 2005):

- Die Art ist repräsentativ für den jeweiligen Wasserkörper und ausreichend abundant im Untersuchungsgebiet.
- Die Spezies spiegelt die Umgebungskonzentrationen wider, d.h. sie ist sesshaft oder relativ standorttreu ohne ausgeprägtes Wanderverhalten.
- Die Population ist stabil, so dass eine regelmäßige Beprobung nicht zu einer Gefährdung der betreffenden Population führt.
- Die Spezies ist relativ langlebig.
- Die Art ist kommerziell nicht interessant, so dass keine Besatzmaßnahmen durchgeführt werden und die beprobten Tiere tatsächlich „Wildfänge“ darstellen, die ihr Leben lang exponiert waren.
- Die Organismen sind ausreichend groß, damit genug Material für die chemische Analytik zur Verfügung steht.
- Die Organismen sind einfach zu fangen oder zu beproben.
- Die Spezies ist relativ robust, so dass sie durch die akkumulierten Schadstoffkonzentrationen nicht wesentlich geschädigt wird und gegebenenfalls im Labor gehalten werden kann (Defäkation, Experimente).
- Die Spezies zeigt ein relativ konstantes Wachstum und relativ konstantes Futterverhalten. Bei Fischen trifft dies eher auf Arten der unteren Trophieebene zu. Häufig sind bei diesen Arten die akkumulierten Schadstoffkonzentrationen aber sehr niedrig und die Analysenergebnisse entsprechend weniger verlässlich. Da eine Korrelation zwischen trophischer Ebene und Schadstoffkonzentration besteht, sind die Stoffkonzentrationen in Organismen der oberen Trophieebenen höher und somit einfacher zu bestimmen. Allerdings variieren die Werte auch stärker, da das Fressverhalten weniger konstant ist. Dies muss bei der Auswahl der Spezies wie auch bei der Datenauswertung berücksichtigt werden.

Die aufgeführten Kriterien treffen auf eine Reihe von Spezies zu. Die weitaus meisten Erfahrungen liegen für Fische und Muscheln vor.

Während Monitoringprogramme europäischer Staaten im marinen Bereich hauptsächlich Miesmuschen (je nach Region *Mytilus edulis*, *M. galloprovincialis*, *M. trossulus*) und seltener Austern (*Ostrea edulis*, *Crassostrea gigas*) überwachen, ist im limnischen Bereich die Dreikant- oder Zebra- muschel (*Dreissena polymorpha*) die bevorzugte Muschelart in Europa.

Marines Fisch-Monitoring mit dem Ziel, Schadstoffkonzentrationen in definierten Arealen zu erfassen, nutzt vornehmlich standorttreue, bodenlebende Arten wie Scholle (*Pleuronectes platessa*), Flunder (*Platichthys flesus*) und Aalmutter (*Zoarcetes viviparus*). Im limnischen Bereich werden je nach Region und Programm sehr unterschiedliche Fischarten untersucht, u.a. Barsch (*Perca fluviatilis*), Hecht (*Esox lucius*), Forelle (*Salmo trutta*, *Oncorhynchus mykiss*), Saibling (*Salvelinus fontinalis*), Aitel (*Leuciscus cephalus*), Aal (*Anguilla anguilla*), Brachsen (*Abramis brama*) und Maränen (*Coregonus spec.*).

Da zwischen verschiedenen Fischarten die Bioakkumulation selbst unter Berücksichtigung von Fettgehalt und Größe sehr unterschiedlich sein kann (Exponent 2003), ist es für das geplante Biota-Monitoring im Rahmen der WRRL nicht sinnvoll, die Daten verschiedener Arten zusammenzufassen.

Aufgrund ihrer Verbreitung, ihrer Lebensweise und ihres geringen kommerziellen Nutzens sind für Österreich beispielsweise adulte Aitel (*Leuciscus cephalus*) und – eingeschränker – adulte Brachsen (*Abramis brama*) als Monitoring-Spezies geeignet.

Dreikant-Muschel, Aitel und Brachsen erfüllen die o.g. Kriterien, die an Monitoring-Spezies gestellt werden, mehr oder minder gut. Eine Abwägung, welche Art für das geplante Monitoring geeigneter ist, sollte unter Berücksichtigung der in Tabelle 13 aufgeführten Kriterien erfolgen, in der Vor- und Nachteile beider Arten - *Dreissena polymorpha* und *Leuciscus cephalus* (stellvertretend für beide genannten Fischarten) zusammengestellt sind.

Tabelle 13: Vergleich von Muscheln (*Dreissena polymorpha*) und Fischen (*Leuciscus cephalus*) hinsichtlich ihrer Tauglichkeit für ein Biota-Monitoring in Österreich.

	Muschel (<i>Dreissena polymorpha</i>)	Fisch (<i>Leuciscus cephalus</i>)
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> • Metabolisch relativ inaktiv, dadurch geringe Metabolisierung der aufgenommenen Schadstoffe 	<ul style="list-style-type: none"> • Sekundärkonsument: höhere Trophieebene, dadurch relativ hohe Schadstoffkonzentrationen
Nachteile	<ul style="list-style-type: none"> • Primärkonsumenten: untere Trophieebene, dadurch relativ niedrige Schadstoffkonzentrationen • Starke Schwankungen in den Schadstoffkonzentrationen zwischen den 	<ul style="list-style-type: none"> • In der gewünschten Größenklasse eventuell nicht an allen Standorten verfügbar • Metabolisch aktiv, dadurch Gefahr einer Metabolisierung aufgenommener

	Muschel (<i>Dreissena polymorpha</i>)	Fisch (<i>Leuciscus cephalus</i>)
	Individuen • Nicht in allen Gewässern heimisch, so dass auf aktives Monitoring mit seinen Einschränkungen (Tabelle 12) zurückgegriffen werden müsste	Schadstoffe (z.B. PAK)

Als ein kritischer Punkt bei der Gegenüberstellung in Tabelle 13 erweist sich die Gefahr einer Metabolisierung des aufgenommenen Schadstoffes durch Fische. Dementsprechend spielt die Auswahl der Schadstoffe, die in Biota überwacht werden soll, eine entscheidende Rolle bei der Auswahl einer geeigneten Monitoring-Spezies. Da im Rahmen des hier vorgeschlagenen WRRL-Monitorings eine Überwachung in Biota auf die in Tabelle 9 aufgeführten Stoffe beschränkt bleibt, diese persistent sind und in Fischen nicht oder nur gering metabolisiert werden, kann dieser Punkt vernachlässigt werden. In Anbetracht der Nachteile, die ein Muschel-Monitoring mit sich bringen würde (vgl. Tabelle 13) - verglichen mit den handhabbaren Nachteilen eines Fisch-Monitorings - wird empfohlen, in Österreich ein Fisch-Monitoring durchzuführen.

Empfehlung: Es sollte ein Fisch-Monitoring durchgeführt werden, wobei für Österreich adulte Aitel (*Leuciscus cephalus*) für Fließgewässer bzw. - falls Aitel nicht vorhanden sind (etwa in stehenden Gewässern) - Brachsen (*Abramis brama*) am besten geeignet sind.

Das Vorkommen von Aitel an den Übersichtsmessstellen wurde vom Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde des Bundesamtes für Wasserwirtschaft bestätigt. Eine kurze Beschreibung der Spezies *Luciscus cephalus* und *Abramis brama* findet sich in Anhang 1.

8.3 Probenahme

Spezifische Probenahme: Schadstoffkonzentrationen in Tieren können von deren Alter bzw. Körpergröße abhängen. Gründe dafür sind unterschiedlich lange Aufnahmezeiten, verschiedene Oberflächen-Volumenverhältnisse oder auch die Bevorzugung unterschiedlicher Lebensräume und Nahrung in verschiedenen Lebensstadien. Daher werden in vielen Monitoring-Programmen z.B. definierte Längensklassen von Fischen beprobt (Längensklassenspezifische Beprobung). Dabei sollte jedoch nicht übersehen werden, dass neben Größe und Alter viele andere Faktoren, unter anderem Geschlecht, Fettgehalt, Metabolismus und Nahrungsketteneffekte die Bioakkumulation ebenfalls beeinflussen. Diese Faktoren sind aber bei der Probenahme in der Regel deutlich schwieriger zu berücksichtigen als die Körpergröße.

Eine längensklassenspezifische Beprobung hat den Vorteil, dass Trends deutlicher zu erkennen sind, weil die Daten geringere Varianzen aufweisen. Da die chemische Analytik im Rahmen eines Monitoring-Programms der Hauptkostenfaktor ist, kann eine spezifische Probenahme so zu niedrigeren Gesamtkosten beitragen: Bei geringerer Varianz sind weniger Proben notwendig, um räumliche oder zeitliche Unterschiede statistisch absichern zu können. Andererseits führt eine längensklassenspezifische Probenahme dazu, dass die ermittelten Trends streng genommen nur für diese beprobte Größenklasse der jeweiligen Fischart gelten und Aussagen über andere Größenklassen entsprechend unsicherer werden (Exponent 2003). Einen Ausweg bietet die stichprobenartige Untersuchung von Tieren verschiedener Größe an einem Standort, um Informationen zu erhalten, ob und wie sehr die Bioakkumulation von der Größe abhängt.

In der Praxis kann es bei einer längenklassenspezifischen Probenahme Probleme bereiten, genügend Fische der gewünschten Länge zu fangen. Da aber in der Regel häufig vorkommende Arten für Monitoringprogramme ausgewählt und wegen der geringeren Streuung weniger Proben benötigt werden, dürfte dieses Problem in der Praxis nicht relevant sein.

Eine Probenahme, die Tiere verschiedener Längen berücksichtigt, hat demgegenüber den Vorteil, dass die Probenahme einfacher ist und die Ergebnisse der Analytik für eine breitere Population gelten. Die Daten können jedoch erheblich schwanken.

Häufigkeit und Zeitpunkt: Die meisten europäischen Monitoring-Programme für Biota sehen 1-2 Probenahmen pro Jahr vor (siehe Umfrageergebnisse Kapitel 11.3, HELCOM 1996, OSPAR 2000). Um repräsentative Ergebnisse zu erhalten, wird außerhalb der Laichzeiten im Herbst und Winter beprobt, da während der Laichzeit häufig die Fettreserven - und damit die dort gebundenen Schadstoffe - mobilisiert werden. Darüber hinaus dient eine Beprobung außerhalb der Laichzeiten dem Bestandsschutz.

Pro Standort und Probenahme sollten ≥ 10 Individuen entnommen werden (HELCOM 1996, UNEP 2004).

Empfehlung: Für ein Schadstoff-Monitoring im Rahmen der WRRL wird daher empfohlen, möglichst ≥ 10 Fische einer Längenkategorie zu beproben. Wo dies nicht möglich ist, sollte auf andere Größenklassen ausgewichen und die Fischlängen bei der Auswertung der Daten berücksichtigt werden.

Die Tiere sollten immer zur gleichen Jahreszeit und außerhalb der Laichzeiten beprobt werden.

Wünschenswert wäre eine Probenahme pro Jahr. Sollte dies aus Kostengründen nicht möglich sein, wird vorgeschlagen, je nach Ergebnis des ersten Messdurchganges die weitere Beprobungsfrequenz festzulegen.

An signifikant belasteten Standorten sollte jährlich, an nicht oder gering belasteten Standorten dreijährlich beprobt werden.

8.4 Auswahl eines geeigneten Gewebes

Die Auswahl des Gewebes kann erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse haben (Exponent 2003). Je nach Untersuchungsziel werden in verschiedenen Monitoring-Programmen entweder ganze Fische oder Muskelgewebe (Filet mit oder ohne Haut) und/oder Leber untersucht.

Bei hydrophoben Stoffen sind üblicherweise die Konzentrationen im ganzen Fisch höher als die im Filet mit Haut und diese wiederum sind höher als in gehäuteten Filets (Zabik *et al.* 1993; U.S. EPA 1995; Amrhein *et al.* 1999). Die Verteilung hydrophober Stoffe zwischen den verschiedenen Organen im Fisch korreliert deutlich mit den Fettgehalten der entsprechenden Organe. Eine Normalisierung der Messwerte auf Fettgehalt führt daher häufig zu vergleichbaren Schadstoffkonzentrationen zwischen den verschiedenen Geweben (Niimi 1983; Voiland *et al.* 1991; U.S. EPA 1995; Miller & Amrhein 1995; Nichols *et al.* 1998; Amrhein *et al.* 1999).

Andere Schadstoffe, beispielsweise solche, die spezifisch gebunden werden, folgen einem anderen Anreicherungsmuster und eine Normalisierung auf Fettgehalt würde hier zu falschen Ergebnissen führen. Ein Beispiel ist Methylquecksilber, das an Sulfhydrylgruppen bindet und sich daher vermehrt in muskelreichem Gewebe findet (Wente 1997). Hier ist die Konzentration im gehäuteten Filet höher als im Filet mit Haut und im Ganzfisch.

Aus diesen Ausführungen wird deutlich, dass das Bioakkumulationspotenzial und die Schadstoffkonzentrationen der verschiedenen Gewebe sehr unterschiedlich sein können. Zielt ein Monitoring-Programm im Wesentlichen auf die Erfassung einer möglichen Exposition des Menschen durch den Verzehr von kontaminiertem Fisch, ist die Untersuchung des Muskelgewebes sinnvoll. Dagegen ist es für ein Monitoring-Programm, das auf die Erfassung

von Schadstoff-Trends zielt, sinnvoller, den ganzen Fisch zu analysieren und so die Problematik selektiver Anreicherung in verschiedenen Geweben zu umgehen. Außerdem ist die Probenahme einfacher und mögliche Fehlerquellen durch unterschiedliche Filetier-Techniken werden vermieden.

Da die Biokonzentrationsfaktoren häufig nur frischgewichtsbezogen angegeben werden, ist auch die Umrechnung von Gesamtkörperangaben auf gewebebezogene Konzentrationen, z.B. in Bezug auf den Fettgehalt des jeweiligen Gewebes, in vielen Fällen nicht möglich.

Entsprechende Arbeitsanleitungen zu Probenahmen, Aufbewahrung und Aufbereitung ganzer Fische zu Analysenzwecken können sich beispielsweise an den Verfahren des *Fish Contaminant Monitoring Program (FCMP)* des *Michigan Department of Environmental Quality* orientieren (Anhang 4).

Empfehlung: Da in dem derzeitigen Entwurf für die Tochterrichtlinie (EU-Kommissionsvorschlag KOM(2006)397) ein Biota-Monitoring sowohl für Methylquecksilber (Anreicherung primär im Muskel) als auch für die Hexachlorbenzol und Hexachlorbutadien (Anreicherung vor allem in fettreichen Geweben) vorgeschlagen wird, eine Spezifizierung des zu beprobenden Organs aber nicht erfolgt, empfiehlt sich eine Untersuchung des ganzen Fisches.

8.5 Probenaufarbeitung

Die bei der Probenahme entnommenen Tiere können entweder zu einer Sammelprobe vereint oder einzeln aufgearbeitet werden.

Sammelproben bieten den Vorteil, mit weniger Analysen verlässliche Mittelwerte zu erhalten, da ein großer Teil der Population erfasst wird. Andererseits erhalten bei Sammelproben „Ausreißer“, die bei Einzelanalysen erkannt und entfernt werden können, ein überproportionales Gewicht. Auch sind keine Korrelationen mit anderen Faktoren (Geschlecht, Größe etc.) oder mit Effekten möglich. Varianzen bei Einzeltieren innerhalb eines Jahres sind häufig ein Anzeichen für ansteigende Schadstoffkonzentrationen, diese Information geht bei Sammelproben verloren (Exponent 2003).

Einzelproben bieten also eine mehr Information, die eine differenziertere Auswertung ermöglicht. Sie sind jedoch arbeitsaufwendiger.

Empfehlung: Für ein Schadstoff-Monitoring im Rahmen der WRRL wird empfohlen, die Fische als Einzelproben zu analysieren. Alternativ kann auf Sammelproben ausgewichen werden, um die Monitoring-Kosten zu minimieren.

8.6 Biota-Monitoring: Zusammenfassung der Empfehlungen

Ein Biota-Monitoring in Österreich zur weiteren Umsetzung der WRRL sollte nach derzeitigem Wissensstand wie folgt realisiert werden:

1. Das Monitoring sollte sich auf Wildfänge eher als auf aktives Monitoring stützen.
2. Fische sind die für Österreich am besten geeigneten Monitoring-Organismen.
3. Es sollte nur eine Fischart je Messstelle untersucht werden. Für Österreich sind Aitel (*Leuciscus cephalus*) in strömungsreicheren Gewässern und Brachsen (*Abramis brama*) in strömungsarmen und stehenden Gewässern, in denen die Aitel nicht vorkommen, als Monitoring-Spezies gut geeignet.

4. Es sollte zunächst eine Probenahme pro Jahr und Messstelle erfolgen. Je nach Ergebnis der Analysen sollten die Probenahmen dann jährlich (belastete Standorte) oder dreijährlich (unbelastete Standorte) erfolgen. Häufigere Probenahme erlauben Aussagen zu Trends schon nach kürzeren Zeiträumen.
5. Fische sollten außerhalb der Laichzeit beprobt werden.
6. Beprobt werden sollten ≥ 10 adulte Fische einer zuvor festgelegten Größenklasse. Wo dies nicht möglich ist, können Tiere verschiedener Größenklassen vereint werden.
7. Die Untersuchung ganzer Fische ist zur Überwachung der Umweltqualitätsnormen besser geeignet als die Untersuchung von Muskel- oder anderen Geweben.
8. Die Fische sollten einzeln analysiert werden. Alternativ können Sammelproben analysiert werden (Kostenoptimierung).
9. Eine Lagerung von Rückstellproben für zukünftige Untersuchungen wird empfohlen (Lagerung bei -70-80°C in Tiefkühlschränken oder bei unter -150°C in der inerten Gasphase über Flüssigstickstoff in speziellen Kryolagerbehältern).

8.7 Beispiele für Ergebnisse von Biota-Monitorings

Im Rahmen des Umweltprobenbank-Programms werden in Deutschland regelmäßig Brachsenproben untersucht. Im Folgenden werden einige Daten aus dem Routineprogramm präsentiert. Im Unterschied zu den hier abgeleiteten Empfehlungen werden aufgrund einer anderen Fragestellung im UPB-Programm (retrospektive Untersuchungen auf so genannte „Neue Schadstoffe“) Brachsenmuskulaturproben eingelagert und untersucht statt der hier empfohlenen Untersuchung von Ganzfischen.

Die folgenden Abbildungen zeigen Ergebnisse der regelmäßigen Untersuchungen auf Metalle und chlorierte Pflanzenbehandlungsmittel bzw. deren Abbauprodukte für vier Messstellen. Untersucht werden jeweils sechs Teilproben. In den Abbildungen ist die sich aus der Analytik ergebende Standardabweichung dargestellt.

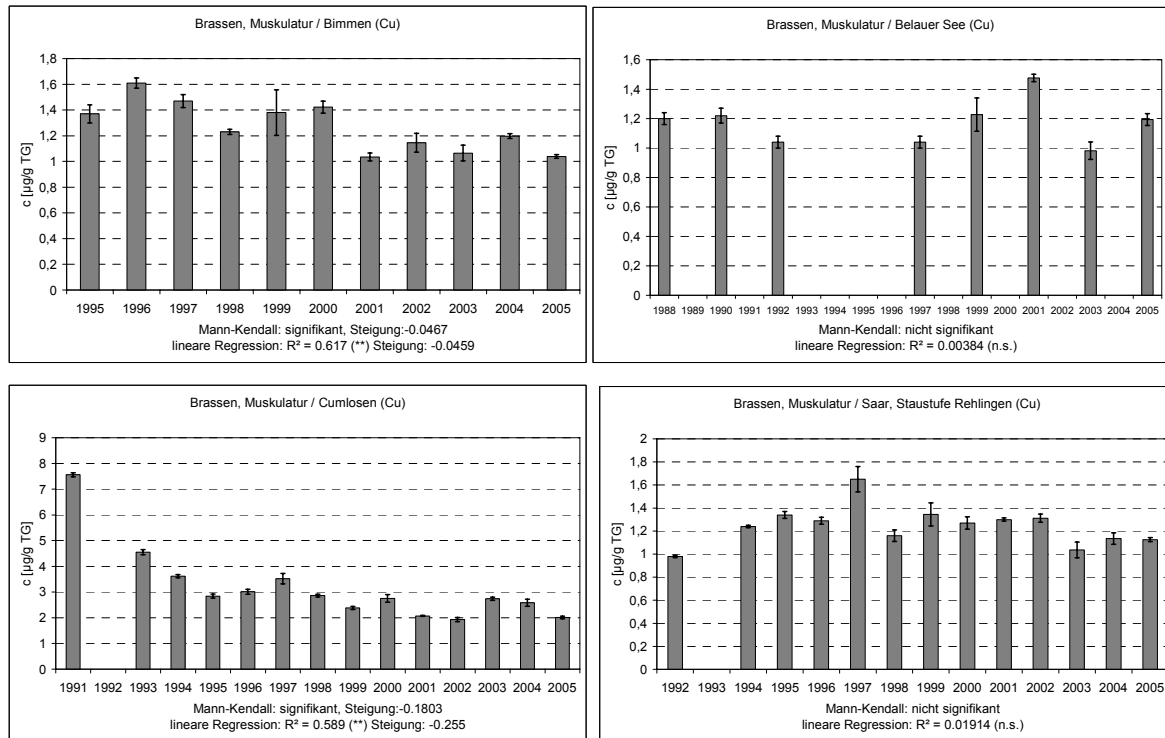


Abbildung 1: Kupferkonzentrationen in der Muskulatur von Brachsen aus Bimmen (Rhein, Grenze D/NL), dem Belauer See (Nord-Deutschland), Cumlosen (Mittellauf Elbe) und Rehlingen (Saar). Angegeben sind die Analysedaten von jeweils 6 Teilproben \pm Standardabweichung. Die Ergebnisse der Trendprüfung mittels Mann-Kendall-Test sowie die Korrelation bei Interpretation mittels linearer Regression sind ebenfalls aufgeführt.

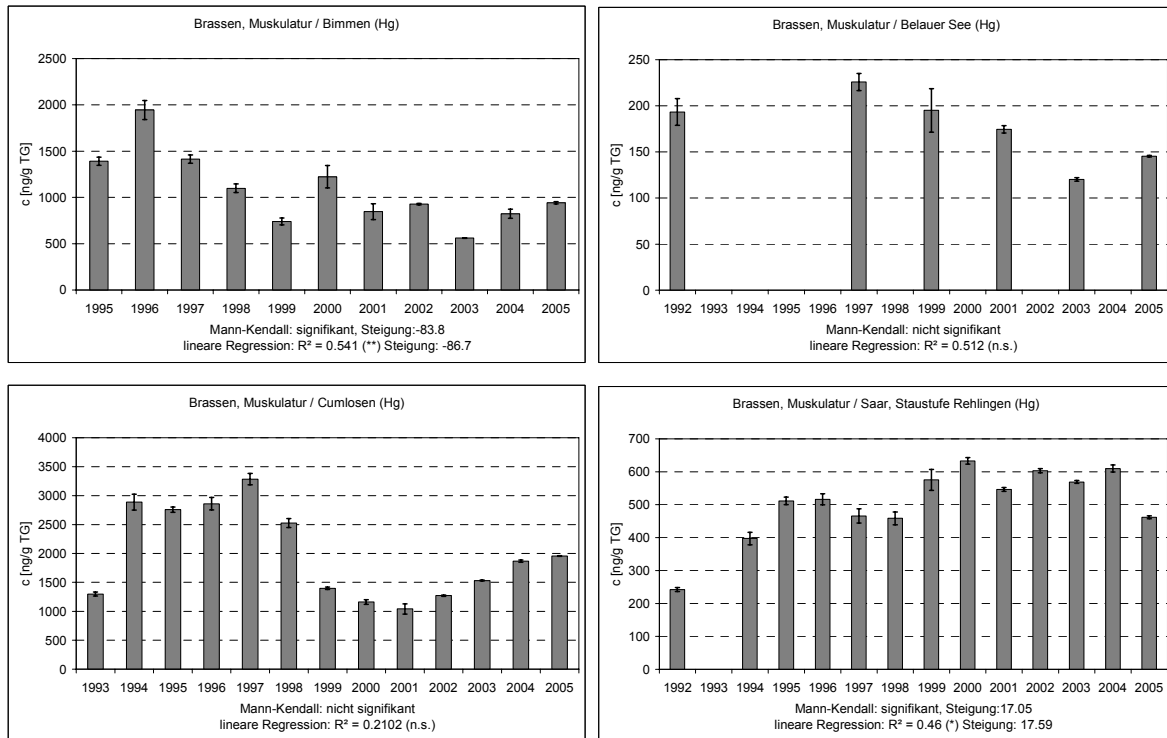


Abbildung 2: Quecksilberkonzentrationen in der Muskulatur von Brachsen aus Bimmen (Rhein, Grenze D/NL), dem Belauer See (Nord-Deutschland), Cumlosen (Mittellauf Elbe) und Rehlingen (Saar). Angegeben sind die Analysedaten von jeweils 6 Teilproben \pm Standardabweichung. Die Ergebnisse der Trendprüfung mittels Mann-Kendall-Test sowie die Korrelation bei Interpretation mittels linearer Regression sind ebenfalls aufgeführt.

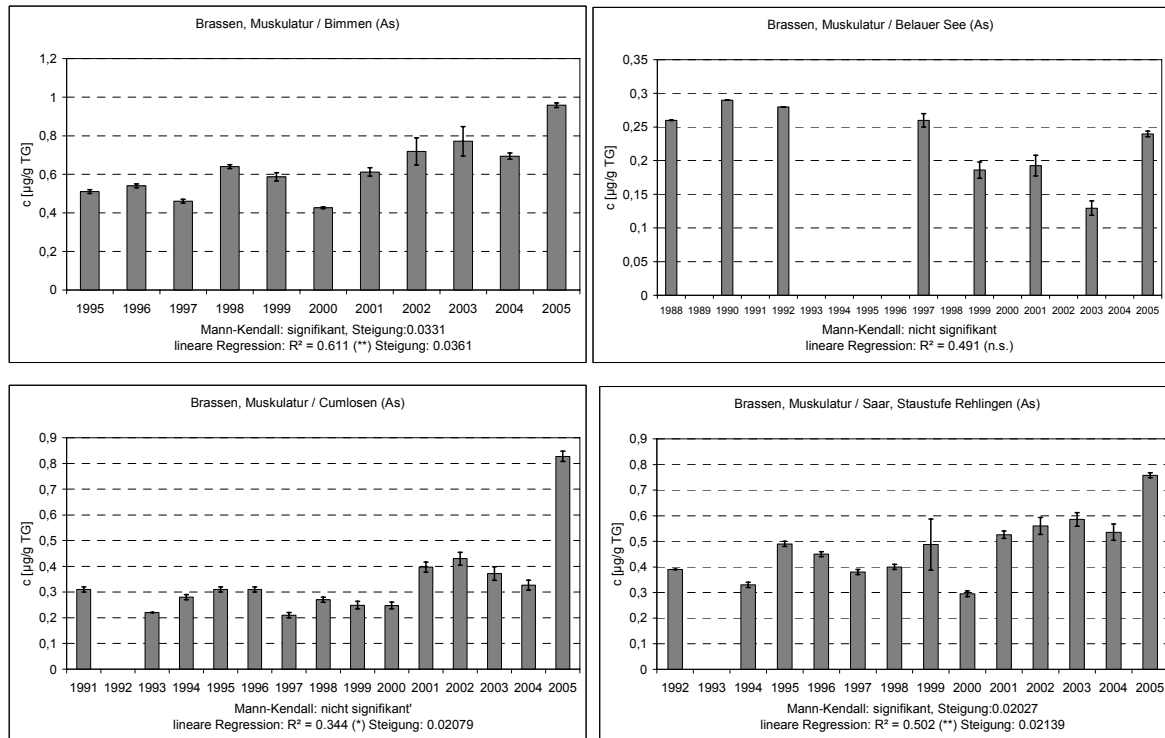


Abbildung 3: Arsenkonzentrationen in der Muskulatur von Brachsen aus Bimmen (Rhein, Grenze D/NL), dem Belauer See (Nord-Deutschland), Cumlosen (Mittellauf Elbe) und Rehlingen (Saar). Angegeben sind die Analysedaten von jeweils 6 Teilproben \pm Standardabweichung. Die Ergebnisse der Trendprüfung mittels Mann-Kendall-Test sowie die Korrelation bei Interpretation mittels linearer Regression sind ebenfalls aufgeführt.

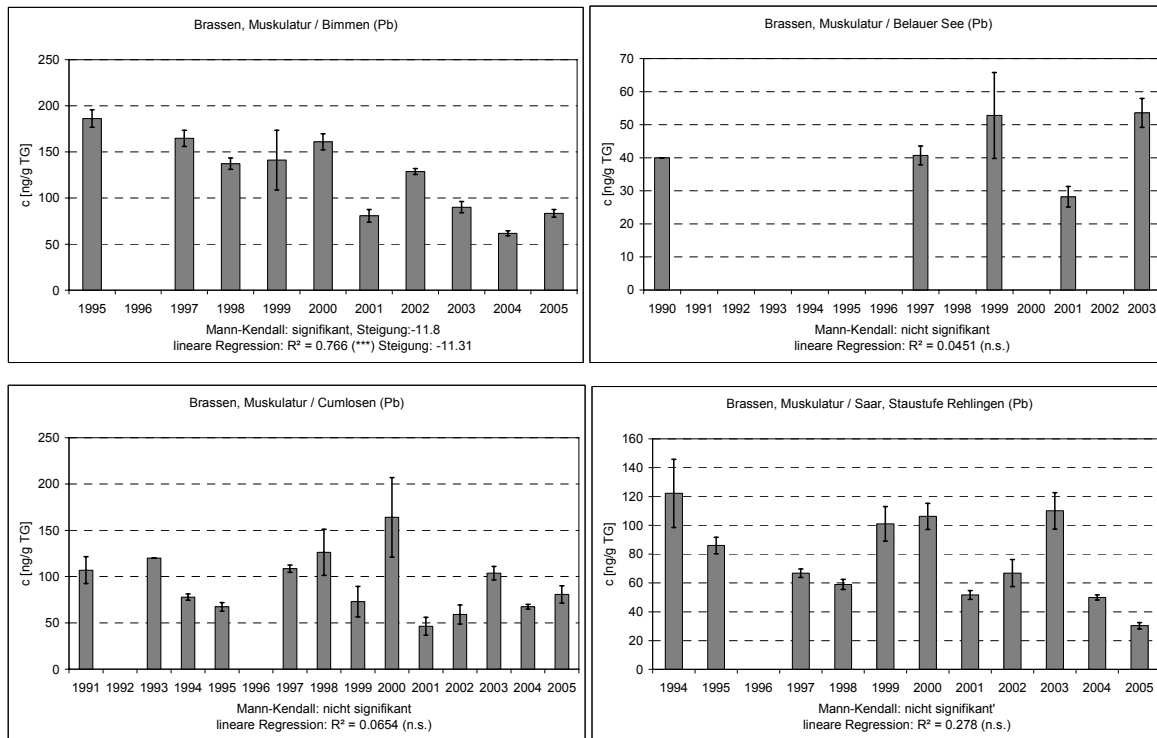


Abbildung 4: Bleikonzentrationen in der Muskulatur von Brachsen aus Bimmen (Rhein, Grenze D/NL), dem Belauer See (Nord-Deutschland), Cumlosen (Mittellauf Elbe) und Rehlingen (Saar). Angegeben sind die Analysedaten von jeweils 6 Teilproben \pm Standardabweichung. Die Ergebnisse der Trendprüfung mittels Mann-Kendall-Test sowie die Korrelation bei Interpretation mittels linearer Regression sind ebenfalls aufgeführt.

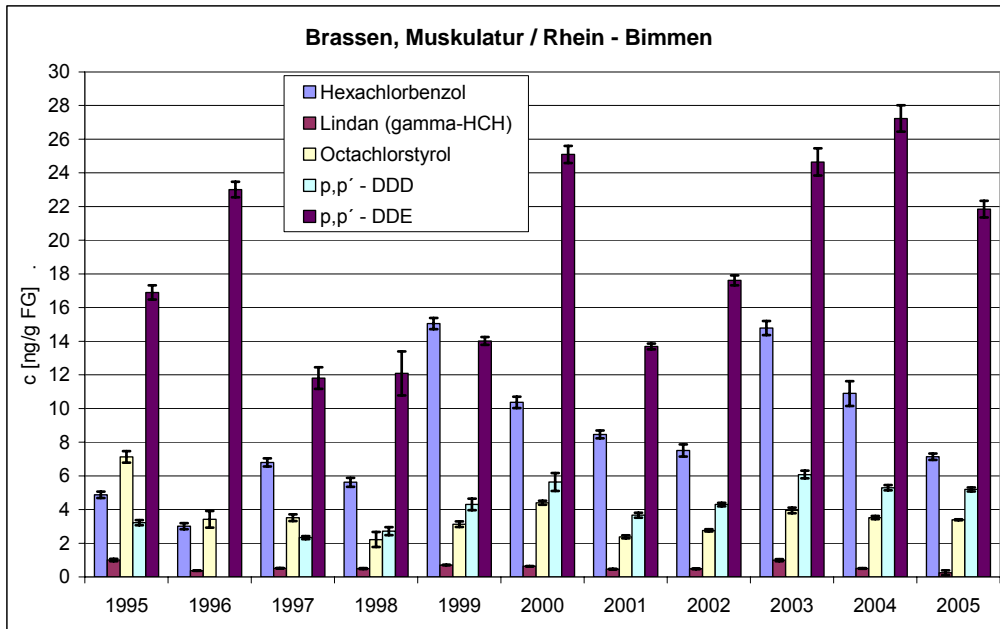


Abbildung 5: Konzentrationen von Hexachlorbenzol, Lindan, Octachlorstyrol, p,p'-DDD und p,p'-DDE in der Muskulatur von Brachsen aus Bimmen (Rhein, Grenze D/NL). Angegeben sind die Analysedaten von jeweils 6 Teilproben \pm Standardabweichung.

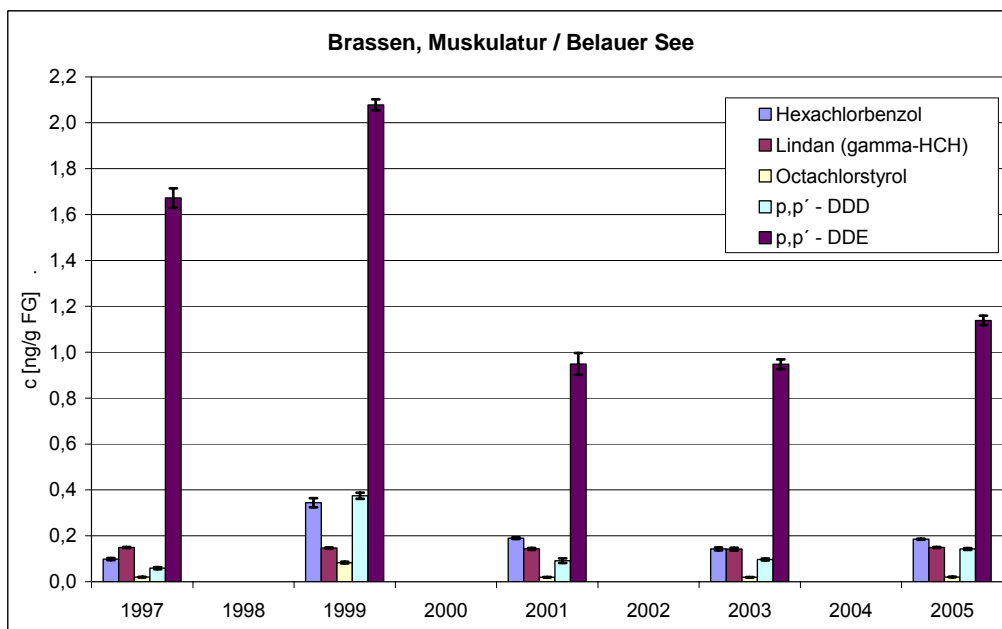


Abbildung 6: Konzentrationen von Hexachlorbenzol, Lindan, Octachlorstyrol, p,p'-DDD und p,p'-DDE in der Muskulatur von Brachsen aus dem Belauer See (Nord-Deutschland; Referenzstandort, nur zweijährliches Monitoring). Angegeben sind die Analysedaten von jeweils 6 Teilproben \pm Standardabweichung.

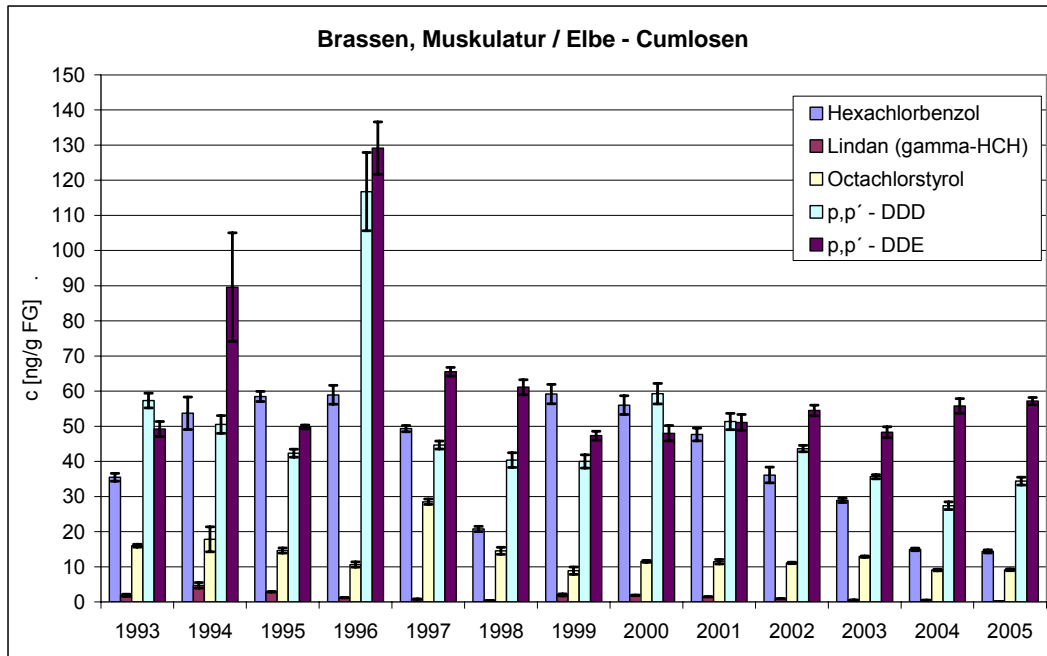


Abbildung 7: Konzentrationen von Hexachlorbenzol, Lindan, Octachlorstyrol, p,p'-DDD und p,p'-DDE in der Muskulatur von Brachsen aus Cumlosen (Mittellauf Elbe). Angegeben sind die Analysedaten von jeweils 6 Teilproben \pm Standardabweichung.

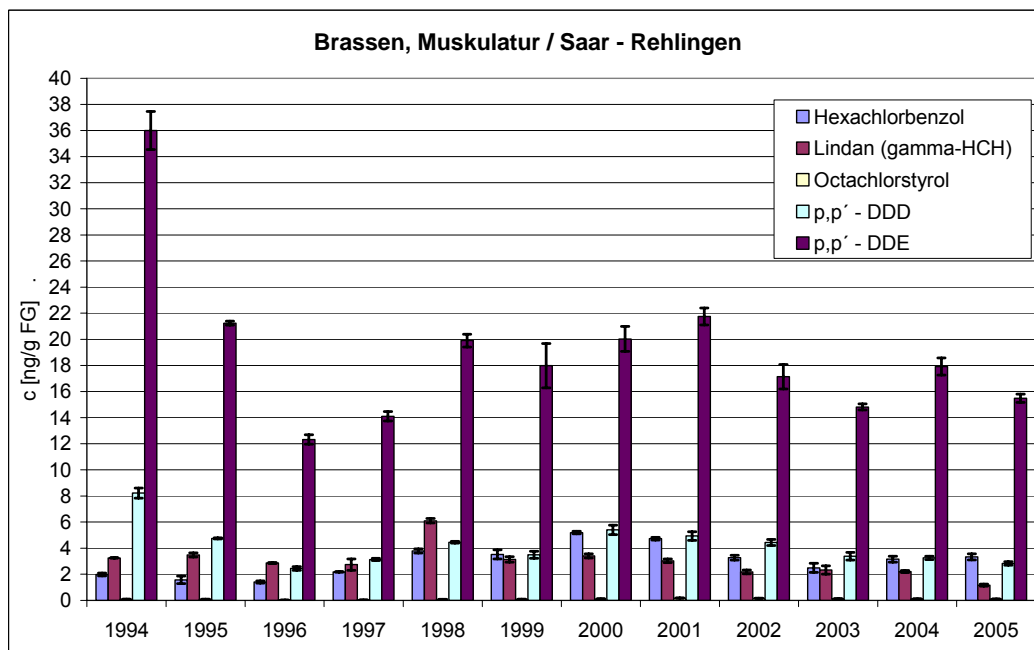


Abbildung 8: Konzentrationen von Hexachlorbenzol, Lindan, Octachlorstyrol, p,p'-DDD und p,p'-DDE in der Muskulatur von Brachsen aus Rehlingen (Saar). Angegeben sind die Analysedaten von jeweils 6 Teilproben \pm Standardabweichung.

9 Vorschläge zur Umsetzung eines Schwebstoff-Monitoring

9.1 Vorüberlegungen

Schwebstoffe sind Feststoffe, die mit dem Wasser im Gleichgewicht stehen oder durch Turbulenzen in der Schwebelage gehalten werden (DIN 4049-1, Schulze & Ricking, 2005).

Aus Praktikabilitätsgründen wird 0,45 µm als Unterscheidungsgrenze von gelöster und fester Phase festgelegt (DIN 38409-H2). Schwebstoffe bestehen aus Erosionsmaterial, autochtoner und allochthoner Biomasse (Phyto- und Zooplankton, Algen, Bakterien, Pilze, höhere Wasserpflanzen, Detritus), Großmolekülen und chemischen Ausfällungen (Schulze & Ricking, 2005). In Abhängigkeit von geogenem Hintergrund, Bodennutzung, anthropogenen Aktivitäten, Jahreszeit und anderen Faktoren können sich Menge und Zusammensetzung der Schwebstoffe in verschiedenen Gewässern erheblich unterscheiden.

In Fließgewässern bestimmen neben den genannten Faktoren auch die Fließgeschwindigkeiten und damit die Abflüsse den Schwebstoffgehalt. Bei niedrigen Fließgeschwindigkeiten lagern sich Schwebstoffe ihrer Korngröße und Dichte entsprechend ab (staugeregelte Flussabschnitte, Häfen, Altarme). Hohe Fließgeschwindigkeiten führen dagegen zu Erosionen abgelagerter Feststoffe, so dass es nach Hochwasserereignissen oder in Folge von Baggermaßnahmen und starkem Schiffsverkehr zu einer deutlichen Zunahme der Schwebstoffe im Wasser kommen kann.

Schadstoffe, die direkt oder über die Atmosphäre in Gewässer gelangen, verteilen sich zwischen Wasserphase und partikulärem Feststoff (Schwebstoffe und Oberflächensedimente), wobei die Bindung an Feststoffe reversibel oder irreversibel sein kann.

Somit spielt die Schwebstoffmenge eine wichtige Rolle für die Gesamtfracht an organischen und anorganischen Stoffen. Die Bindung von Metallen und anderen Elementen an Schwebstoffe ist von den physikalisch-chemischen und geochemischen Bedingungen im Wasser abhängig, wogegen die Bindung von hydrophoben organischen Stoffen wesentlich durch den Gehalt an organischem Kohlenstoff beeinflusst wird.

Je nach ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften ist die Konzentration einiger Schadstoffe in Schwebstoffen deutlich höher als in der Wasserphase. Mit den verfügbaren Analysemethoden sind derartige Stoffe in der Wasserphase nicht mehr oder nur noch mit sehr aufwendigen Verfahren nachzuweisen. Für einen analytischen Nachweis muss daher auf die gebundene Fraktion zurückgegriffen werden. Voraussetzung hierfür ist ein Probenahmeverfahren für Schwebstoffe, das für die jeweilige Fragestellung geeignet ist.

9.2 Probenahmeverfahren

Im Rahmen einer Studie für das Umweltbundesamt Deutschland wurden unterschiedliche Schwebstoff-Probenahmeverfahren auf ihre Eignung hinsichtlich einer Routineprobenahme für die deutsche Umweltprobenbank (UPB) geprüft (Schulze & Ricking 2005).

Da sich die Fragestellung der UPB in diesem Punkt nicht von der eines Monitorings gemäß WRRL unterscheidet, können die dort gewonnenen Erkenntnisse übernommen werden. Demnach eignen sich grundsätzlich zwei Schwebstoff-Probenahmeverfahren für ein Schwebstoff-Monitoring:

- Durchflusszentrifugen
- Schwebstofffallen (Sedimentationskästen).

Durchflusszentrifugen pumpen Wasser direkt aus dem Fluss und trennen die Schwebstoffe durch Zentrifugation von der Wasserphase. Sie können stationär in Messstationen oder mobil auf Anhängern oder Schiffen eingesetzt werden (Schulze & Ricking, 2005).

Schwebstofffallen bzw. Sedimentationskästen werden entweder freihängend in die Gewässer eingebracht oder stationär in Messstationen aufgestellt. Die Trennung der Schwebstoffe im Kasten erfolgt durch Sedimentation. Prinzipiell ist der Einsatz auch in gestauten Bereichen möglich. Nach bisherigen Erfahrungen sollte die Fließgeschwindigkeit mindestens 0,2 – 0,3 m/s betragen. Standardmäßig werden die Sedimentationskästen aus Edelstahl gefertigt. Zurzeit wird alternativ eine Variante erprobt, bei der die Sedimentationsschalen mit Teflon beschichtet werden. Eine Schwebstofffalle aus Kunststoffen wird als nicht ausreichend stabil für den Einsatz in Gewässern mit höherer Fließgeschwindigkeit eingeschätzt (nähere Informationen: M. Ricking, FU Berlin, Tel. +49 30 838 70 655).

9.3 Vor- und Nachteile der Probenahmeverfahren

Im Rahmen der Umweltprobenbank-Studie von Schulze & Ricking (2005) wurden die beiden Verfahren genauer miteinander verglichen. Dazu wurden an drei Messstationen Schwebstoffproben sowohl mit der Durchflusszentrifuge PADBERG Z61 als auch mit Sedimentationsfallen gewonnen und analysiert. Entsprechend der unterschiedlichen Abscheidecharakteristik fanden sich Unterschiede in den Korngrößen der Proben. Dabei hatten die „Schwebstofffallen“-Proben ein größeres Korngrößenspektrum und waren grobkörniger als die „Durchflusszentrifugen“- Proben.

Weiterhin wurden die Gehalte an Schwermetallen und organischen Verbindungen analysiert. Dabei zeigte sich, dass die Schwermetallkonzentrationen bei beiden Probenahmeverfahren relativ gut übereinstimmten, wenn auf Korngröße normiert wurde (Fraktion < 20 µm). Bei den organischen Verbindungen wurden nur bei den PAK Unterschiede zwischen den beiden Probenahmemethoden gefunden, wobei die „Schwebstofffallen“-Probe (2-Wochen-Mischprobe) etwas höhere Konzentrationen aufwies als die „Durchflusszentrifugen“-Proben (je 24h-Mischproben zu Beginn und Ende der Schwebstofffallen-Exposition). Ob dies auf unterschiedlichen Belastungen innerhalb verschiedener Partikelgrößenfraktionen zurückzuführen ist oder durch die unterschiedliche Messzeiträume mit evtl. unterschiedlichen (Spitzen)Belastungen, ist auf Basis der Untersuchungsergebnisse nicht nachvollziehbar.

Generell kann der Schluss gezogen werden, dass beide Methoden vergleichbare Ergebnisse liefern und daher grundsätzlich für ein Routine-Monitoring geeignet sind. Welches der beiden Verfahren zum Einsatz kommt, kann daher anhand der in Tabelle 14 aufgeführten Merkmale für das jeweilige Monitoring-Ziel entschieden werden.

Tabelle 14: Vergleich der Schwebstoff-Probenahmeverfahren „Durchflusszentrifuge PADBERG Z61“ und „Schwebstofffalle (Sedimentationskasten)“ (nach Schulze & Ricking 2005).

	Zentrifugation (Durchflusszentrifuge Padberg Z61)	Sedimentationsfalle/ Sedimentationskasten
Probenart, zeitliche Auflösung	Einzelproben, Kurzzeitmischprobe zur räumlichen Schwebstoffverteilung	Langzeit-Mischproben (1 Woche – 1 Monat)
Vorteil	<ul style="list-style-type: none"> • Zeitnahe und räumliche Auflösung besonderer Ereignisse (z.B. Hochwasser, Schadstoffwellen, Beprobung von Einleitungen) • Variable Probenahmestrategie 	<ul style="list-style-type: none"> • in allen Fließgewässern anwendbar (< 0,2 – 0,3 m/s) • mobil einsetzbar • Relativ geringe Anschaffungskosten (ca. 450

	Zentrifugation (Durchflusszentrifuge Padberg Z61)	Sedimentationsfalle/ Sedimentationskasten
	<ul style="list-style-type: none"> • Sehr gute Effizienz (91 - 98% Schwebstoffabscheidungsrate) • Möglichkeit der Frachtabschätzung partikulär gebundener Schadstoffe • Gewässerkundliche Bewertung der Belastung durch direkte Bezugsmöglichkeiten zum Abfluss • Möglichkeit einer Quer- und Tiefenprofilbeprobung bei Schiffseinsatz 	€) <ul style="list-style-type: none"> • Geringer personeller und logistischer Aufwand • Einfache Handhabung • hohe Kapazität (50 - 1000 g / 14 d)
Nachteile	<ul style="list-style-type: none"> • Hohe Beschaffungskosten (ca. 85000 €) • Hoher Wartungs- u. Ersatzteilaufwand bei Dauerbetrieb • Hoher personeller Aufwand bei mobilem Betrieb (min. 2 Personen) • Lange Zentrifugationszeiten bei geringen Schwebstoffgehalten des Gewässers (100 - 200 g TS nach ca. 10 Probenahmetagen mit je 8 - 10 Laufzeit) 	<ul style="list-style-type: none"> • Trennleistung/Effizienz: gering (30 - 50%) • Feinschwebstoffe mit geringer Dichte weniger gut trennbar als grobkörnige • Nur ca. 20 - 40% der Schwebstoffe werden erfasst • Schlechte Sammelergebnisse bei Fließgeschwindigkeiten >1m/s → Wahl geeigneter Probenahmestellen oder Anpassung der Eintritts- und Austrittsöffnungen der Schwebstofffallen • Mögliche Alterung der Schwebstoffe im Laufe des Probenahmezeitraumes → Expositionszeit verringern durch den Einsatz mehrerer Fallen • Bei mobilem Einsatz keine Möglichkeit der direkten Messung der Durchflussmenge → Für die WRRL-Fragestellung nicht relevant bzw. mit einem zusätzlichen Durchflussmesser zu ermitteln
Verwendung in Messprogrammen	IKSR, IKSE, IKSMS, ARGE Elbe, LAWA, BfG	LAWA, LUA NI, LUA NRW, LUA BY, LUA BW (ähnliche Systeme)

Empfehlung: Für eine Schadstoff-Monitoring im Rahmen der Überwachung gemäß WRRL sind Langzeitmischproben sinnvoller als Einzelproben. Aus diesem Grund, wie auch aus Kosten- und Praktikabilitätsgründen ist hier die Verwendung von Sedimentationsfallen sinnvoller. Die Probenahmen sollten monatlich oder zweimonatlich erfolgen (in Abhängigkeit von den Schwebstoffeigenschaften kann es bei größeren Zeitabständen zu Alterungsprozessen kommen (z.B. sulfidische Beläge). Die Schwebstoffproben sollten routinemäßig auf eine Reihe von Parametern untersucht werden (z.B. organischer Kohlenstoffgehalt, Kationenaustauschkapazität, Korngrößenverteilung, Schwefelgehalt sowie evtl. Gehalte an Calcium, Eisen, Magnesium und Mangan).

9.4 Schwebstoffcharakteristik

Aus den WGE-Messungen liegen Daten zu Schwebstoffgehalten in Österreich vor. Die Mittelwerte aller 410 ausgewerteten Messstellen liegen zwischen 2 und 320 mg/L. Der Median dieser Werte liegt bei 18 mg/L. Dieser Wert entspricht ungefähr dem Wert von 15 mg/L, der in den Technical Guidance Documents als Standardwert für den Schwebstoffgehalt von Fließgewässern angenommen wird (TGD, 2003).

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde bislang in den Schwebstoffproben nicht bestimmt. Angegeben wird dagegen der Glühverlust, der mit dem organischen Kohlenstoffgehalt (bestimmt als TOC, total organic carbon) korreliert. Im WGE-Jahresbericht 2004 sind für österreichische Sedimente sowohl Angaben zu TOC als auch zum Glühverlust enthalten. Im Mittel beträgt der Umrechnungsfaktor vom Glühverlust auf den TOC 0,45 (berechnet auf Basis der Mediane des TOC und des Glühverlusts für Bergland- und Flachlandgewässer). Von der Untersuchung von 28 Schwebstoffproben verschiedener österreichischer Messstellen liegen Glühverlustdaten vor (die Daten wurden vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt). Die Mittelwerte der Glühverluste liegen zwischen 26 und 69 %. Der Mittelwert liegt bei 33 %. Dies entspricht einem TOC-Gehalt von 15 %, wenn der für die Sedimente abgeleitete Umrechnungsfaktor verwendet wird. Der so ermittelte organische Kohlenstoffgehalt der Schwebstoffe liegt damit deutlich höher als der in den Technical Guidance Documents als Standardwert verwendete organische Kohlenstoffgehalt von 10 % (TGD, 2003).

Die Annahme eines 10%igen organischen Kohlenstoffgehaltes der Schwebstoffe stellt somit für österreichische Fließgewässer eine „worst case“-Situation dar. Durch den tatsächlich im Durchschnitt höheren Kohlenstoffgehalt wird ein höherer Anteil der organischen Schadstoffe aus der Wasserphase an die Schwebstoffe gebunden und die Bioverfügbarkeit der Stoffe in der Wasserphase reduziert. Da der Unterschied sich in der Rechnung nicht sehr stark auswirkt (da der logarithmische Wert eingeht), wird bei der Umrechnung der UQN bzw. des Bewertungskriteriums von der Wasser- auf die Schwebstoffphase trotzdem der Standardwert verwendet. Gegebenenfalls ist bei Überschreitungen der auf Schwebstoff umgerechneten UQN zu prüfen, ob die UQN auch bei Verwendung des tatsächlich in der Probe bestimmten TOC-Gehalts eine Überschreitung zeigt.

10 Grobe Abschätzung der mit dem Monitoring-Vorschlag verbundenen Kosten für die öffentliche Verwaltung.

Die folgende Zusammenstellung der Analysenkosten erfolgt auf Basis eigener Erfahrungen des Auftragnehmers mit den entsprechenden Analyseverfahren sowie nach Auskunft von Analytikdienstleistern. Die Kosten für die Probenahmen beruhen auf Kostenabschätzungen entsprechend dem erforderlichen zeitlichen Aufwand. Hier wurden nur Kosten für alternative Kompartimente kalkuliert, da für die Wasseranalytik dem Auftraggeber Angaben aus der bisherigen Praxis vorliegen.

Tabelle 15: Jährliche Kosten für Fischprobenahme und Analytik. Die Reisezeiten wurde abgeschätzt unter der Annahme, dass alle Probenahmen von Wien aus durchgeführt und die Probenahmestellen nacheinander angefahren werden.

Anzahl Einheiten	Kosten pro Einheit	Gesamtkosten	Bemerkung
Probenahme an 13 Messstellen (Elektrofischen)			
1 Wissenschaftler/in, 2 technische Angestellte, je 20 Tage pro Probenahme (aus Sicherheitsgründen 3 Mitarbeiter)	600 € (Wiss.) bzw. 330 € (Techn.) pro Tag	25200 €	Inklusive Rüst- und Fahrtzeit, Fahrtkosten, Spesen und Ausrüstung
Analytik von 130 Proben (je 10 Einzelproben von 13 Messstellen; Einzelprobenanalytik)			
Herstellung von Mischproben	13 Mitarbeitertage		3900 € (falls Mischproben untersucht werden sollen)
Aufarbeitung der ganzen Fische,	16 Mitarbeitertage	4800 €	8 Fische pro

Anzahl Einheiten	Kosten pro Einheit	Gesamtkosten	Bemerkung
Herstellung von Teilproben für die Analytik			Tag/Mitarbeiter/in
130 Analysen Pentabrom-diphenylether	300 €	39000 €	Geschätzte Kosten; ca. 6500 € bei Analyse von 13 Mischproben
130 Analysen Chlorierte Verbindungen	200 €	26000 €	Ca. 3900 € bei Analyse von 13 Mischproben
130 Analysen Organozinnverbindungen	200 €	26000 €	Ca. 3900 € bei Analyse von 13 Mischproben
130 Analysen Methylquecksilber ^{a)}	100 €	13000 €	Ca. 2000 € bei Analyse von 13 Mischproben
Summe (pro Jahr)			
		134000 €	Ca. 46000 € falls nur 13 Mischproben analysiert werden

a Die Kosten für Methylquecksilberanalysen könnten reduziert werden, indem anstelle des Methylquecksilbers zunächst nur Gesamtquecksilber untersucht wird. Nur wenn die UQN überschritten ist, müsste eine Methylquecksilberanalyse erfolgen. In belasteten Fischen kann der Methylquecksilberanteil bei >90% des Gesamtquecksilbergehalts liegen (Francesconi, 2007).

Tabelle 16: Jährliche Kosten Schwebstoffprobenahme und Analytik. Die Reisezeiten wurde abgeschätzt unter der Annahme, dass alle Probenahmen von Wien aus durchgeführt und die Probenahmestellen nacheinander angefahren werden.

Anzahl Einheiten	Kosten pro Einheit	Gesamtkosten	Bemerkung
Probennahme an 13 Messstellen			
2 technische Angestellte, je 10 Tage pro Probenahme (zweimonatliche Probenahme)	330 € pro Tag	39600 € (6 Probenahmen pro Jahr, je 20 Arbeitstage = 120 Tage)	Inklusive Rüst- und Fahrtzeit, Fahrtkosten und Spesen
Analytik von 78 Proben (6 Monatsproben von 13 Messstellen; Einzelprobenanalytik)			
Herstellung von Mischproben	10 Mitarbeiter-tage		3000 € (falls Mischproben untersucht werden sollen)
Gefrietrocknung der Proben	4 Arbeitertage	1200 €	
78 Analysen Bisphenol A	150 €	11700 €	Ca. 3000 € bei Analyse von 13 Mischproben
78 Analysen PAK	170 €	13260 €	Ca. 3000 € bei Analyse von 13 Mischproben
78 Analysen Metalle	300 €	23400 €	Ca. 6000 € bei Analyse von 13 Mischproben

Summe (pro Jahr)			
		89160 €	Ca. 56000 € falls nur 13 Mischproben analysiert werden

Falls die Proben langfristig gelagert werden sollen, ist von folgenden Kosten auszugehen:

Investition Kryolagerbehälter oder Tiefkühlschrank (-80°C): ca. 20000 € (Lagerkapazität für 5 Jahre). Jährliche Kosten: 1500 € für Strom bzw. Flüssigstickstoff. Die Lagerung sollte bei einem entsprechend ausgerüsteten Dienstleister durchgeführt werden, der über Sicherheitseinrichtungen bei Stromausfällen oder anderen Störungen verfügt (24-Stunden-Bereitschaft).

Somit ergeben sich jährliche Kosten von etwa 130000 € (davon ca. 20% für die Probenahme) für das Biota-Monitoring und 90000 € (davon ca. 40% für die Probenahme).

Diese Kosten dienen nur zur groben Orientierung. Sie könnten weiter reduziert werden, indem zum Beispiel die Fischbeprobung im Zusammenhang mit der biologischen Gewässeruntersuchung (dreijährlich) durchgeführt wird oder wenn anstelle von Einzelproben Sammelproben analysiert werden.

Natürlich würden die Kosten auch dann deutlich reduziert werden, wenn die Untersuchung nicht jährlich, sondern z.B. dreijährlich erfolgt. Dabei ist jedoch grundsätzlich anzumerken, dass der Vorteil häufigerer Probennahmen darin liegt, dass Aussagen über auftretende Trendentwicklungen schon nach kürzeren Zeiträumen möglich sind.

11 Befragung von österreichischen und europäischen Experten

11.1 Vorgehen

Im Rahmen des Projektes wurde eine strukturierte Befragung österreichischer und europäischer Experten durchgeführt. Dazu wurden drei unterschiedliche Fragebögen per e-mail versandt:

- Die österreichischen Experten wurden nach ihren Erfahrungen im Bereich Monitoring in Sediment/Schwebstoffen und Biota befragt. Dabei waren neben einem eventuell etablierten Routine-Monitoring vor allem Erfahrungen aus Einzelprojekten zu diesem Thema von Interesse. Die befragten Experten waren dem Auftraggeber bekannt und die Adressen wurden von ihm zur Verfügung gestellt (Anhang 5). Der entsprechende Fragebogen findet sich in Anhang 6.
- Europäische Experten aus den EU-Mitgliedsstaaten sowie Experten anderer Europäischer Länder wurden befragt, ob und in welchem Umfang in ihren Ländern ein Monitoring in alternativen Kompartimenten **routinemäßig** durchgeführt wird. Namen und Adressen der angesprochenen Personen (Anhang 7) wurden teils vom Auftraggeber genannt, teils waren sie dem Auftragnehmer bekannt. Der entsprechende Fragebogen findet sich in Anhang 8.
- Europäische Organisationen und Institutionen wurden in einem weiteren Fragebogen um Berichte und Informationen von internationalen Projekten gebeten. Die angeschriebenen Organisationen finden sich in Anhang 9, der entsprechende Fragebogen in Anhang 10.



Die Beantwortung sollte möglichst schriftlich erfolgen. Falls bis zum vorgegebenen Stichtag keine Antwort erhalten wurde oder sich aus den schriftlichen Angaben Fragen ergaben, wurde schriftlich bzw. telefonisch nachgefragt. Tabelle 17 gibt einen Überblick über den Rücklauf der Fragebögen.

Tabelle 17: Rücklauf der Umfrage.

Zielgruppe		Österreichische Experten	EU- + andere Europ. Staaten	Organisationen	Gesamt
Verschickte e-mails / Fragebögen ^a		23	41 (27 Staaten)	15	79
N _{Rücklauf}	(%-Rücklauf)	14 (61 %)	19 (46 %)	11 (73 %)	44 (56 %)
N _{Rücklauf inkl. Daten/} Fragebögen	(%-Rücklauf inkl. Daten/	4 (17 %)	15 (37 %)	8 (53 %)	27 (34 %)
Fragebögen-Antworten bezogen auf Staaten	N (%)	-	14 (52 %) ^b	-	-

^a: aufgeführt sind nur die erfolgreich verschickten e-mails;

^b: aus einem Staat schickten zwei Experten ihre Fragebögen zurück, daher die Diskrepanz zwischen „Rücklauf bezogen auf Fragebögen“ und „Rücklauf bezogen auf Staaten“.

11.2 Umfrageergebnisse Österreich

Bei der Befragung österreichischer Experten wurden insgesamt 23 Fragebögen verschickt, mit denen insgesamt 31 Personen angesprochen wurden. Einige Fragebögen waren an mehr als eine Person gerichtet, wenn diese Personen in derselben Institution arbeiteten (UBA, Universität Bodenkultur, Universität Innsbruck). Auf diesem Weg sollten einerseits möglichst viele Personen angesprochen werden, andererseits Doppelarbeit vermieden werden.

Der Rücklauf der Befragung findet sich in Anhang 5. Die Ergebnisse der Befragung sind in Tabelle 18 dargestellt.



Tabelle 18: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“ für Österreich.

Fragen	UBA inkl. Veterinär-med. Uni Wien	Geologische BA	LA Kärnten	Umweltinstitut d. Landes Vorarlberg	Uni Wien Anorg. Chemie	BoKu - Dep. Chemie	BoKu - Dep. Wald-Bodenwissenschaft
Routine-Monitoring / Projekterfahrung	Einzelprojekte Sediment / Schwebstoffe / Biota	Bestandsaufnahme Geochem. Atlas	Einzelprojekte B (1) Meßner: Dissertation (2) Dimai: Diplomarbeit (3) Striebl: Veröffentlichung	Einzelprojekte S Hafensedimente Pop 1 - 3	Einzelprojekt: B	Einzelprojekt Schwebstoffe	Einzelprojekt Sediment (EU-Projekt AquaTerra)
Laufzeit Monitoring/Projekte	Sediment / Schwebstoffe: 2001 Einzelprojekte: 1986 – 2003	Seit 1978	(1) 1986 – 1988 (2) 1993 (3) 1994 - 1996	Hafensedimente: 3 Jahre POP 1: 2001 POP 2: abgeschlossen POP 3: in Vorbereitung	Seit 2004 laufend	08/2005 – 12/2006	2004 - 2009
Beprobte Gewässer	Sediment / Schwebstoffe: Donau, Schwechat Biota: Donau, Traun, Drau	flächendeckend	(1) Gurk, Drau, Stausee der Drau, Glan, Lavant, Metnitz, einige Kärntner Seen (2): Gurk (3) Drau (inkl Zubr.) Möll (inkl. Zubringer), Gail (inkl. Zubringer), Glan (inkl. Zubringer), Lavant (inkl. Zubr.), Gurk (inkl. Zubringer)	Hafensedimente: Bodensee POP 1: Herz See, Brüllender See, Ganda See, Silvretta See POP 2: Bützenssee, Monzabonsee, Tilisuensee, Platzl See, Fauler See, Golmer See, Oberschützenssee, Formarinsee, Hirschsee, Lünersee POP 3: geplant: Körbersee, Kälbelesee, Sünser See, Leckner	Donau, Lafnitz, Enns, Drau	Leitha, Schwechat, Donau, Donaukanal	Donau



Fraunhofer Institut
Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie

Fragen	UBA inkl. Veterinär- med. Uni Wien	Geologische BA	LA Kärnten	Umweltinstitut d. Landes Vorarlberg	Uni Wien Anorg. Chemie	BoKu - Dep. Chemie	BoKu - Dep. Wald- Bodenwissenschaft
				See, Seewald See (Ersatz Dörnlesee und Bödelesee in Vorbereitung)			
Auswahlkriterien f. Standort	JDS-Standorte	Belastungsgrad	Belastungsgrad, Punktquelle	Hafensedimente: Belastungsgrad POP: anthropogen unbelastete Seen	Vorkommen des Untersuchungs- organismus	Kontaminationsfreie Probenahmemöglich- keit, repräsentativ	JDS-Standorte
Anzahl Probenahmestellen	S: 8 Schwebstoffe: 2	Ca. 47500	(1): 13 (1-4 pro Gewässer) (2): 9 (3): 47	Hafensed.: 17 POP I: 4 POP II: 10 POP III: ca. 5	1 pro Gewässer	1-2 pro Gewässer	3
Biota: untersuchte Stoffe	Einzelprojekte: Cd, Cu, Pb, Zn, chlorierte KW, PAK	n.r.	(1): Metalle (As, Pb, Cd, Cr, Ni, Hg) (2): KW (3): Metalle (47 Elemente)	n.r.	Pb, Cd, Zn	n.r.	n.r.
Biota: Kriterien für Stoffauswahl	Relevanz (Emissionen), Wasserlöslichkeit	n.r.	(1) Relevanz (2): spezifische Belastung (3) Vollständigkeit (Hintergrundkonz.)	n.r.	PS, frühere Arbeiten	n.r.	n.r.
Biota: untersuchte Organismen/Organe	Fische (versch. Organe), Fisch-Endoparasiten, Froschlaich u. Kaulquappen, Moose	n.r.	(1) verschiedene Fische (Leber, Kiemen, Niere, Muskel); Fischnährtiere (2) Köcherfliegen Fische (Forellen, Äsche, Döbel/Aitel): Muskel, Innereien	n.r.	Fisch: Darm, Muskel, Leber, Kiemen Bandwürmer: Ganzkörper	n.r.	n.r.



Fraunhofer Institut
Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie

Fragen	UBA inkl. Veterinär- med. Uni Wien	Geologische BA	LA Kärnten	Umweltinstitut d. Landes Vorarlberg	Uni Wien Anorg. Chemie	BoKu - Dep. Chemie	BoKu - Dep. Wald- Bodenwissenschaft
			(3): verschiedene Fische (Muskel, Leber)				
Biota: Kriterien für Organismenauswahl	/	n.r.	(1): Räuber, Verfügbarkeit (2): Abundanz, einfache Probenahme, Bedeutung für Nahrungskette bzw. menschl. Ernährung (Fische) (3): Verfügbar (Elektrofischerei, Ein- zelfänge), standort-treu, endemisch	n.r.	Frühere Arbeiten	n.r.	n.r.
Biota: Aktives Monitoring	/	n.r.	/	n.r.	Nein, jedoch in Planung	n.r.	n.r.
Biota: Alternative Methoden (Passivsammler etc)	/	n.r.	/	n.r.	Nein	n.r.	n.r.
Biota: Beprobungsintervalle	/	n.r.	einmalig	n.r.	3/a	n.r.	n.r.
Sediment / Schweb- stoffe: untersuchte Stoffe	ΣKW, PAK, LAS, Moschusverbindungen APEO, Xenohormone, Östrogene, Arzneimittelwirkstoffe, Flammschutzmittel	Metalle	(1): n.r. (2): KW (3): n.r.	Hafensed.: BDEs, Metalle (Cd, Pb, Hg, Ni), PAK, TBT, Triphenylzinnchlorid, Triphenylzinn-Kation, Tetrabutylzinn POP: BDEs, Cd, Pb, Hg, Ni, Hexachlorbenzol, HCHs, Naphthalin, NP,	n.r.	Ag, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn	Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, Hg, Ni, As, Al, PAK, PCBs, Lindan, Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, DEHP, Pentachlor- benzol, DDT, NP, OP, Pentachlorphenol, Bisphenol A,



Fraunhofer Institut
Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie

Fragen	UBA inkl. Veterinär- med. Uni Wien	Geologische BA	LA Kärnten	Umweltinstitut d. Landes Vorarlberg	Uni Wien Anorg. Chemie	BoKu - Dep. Chemie	BoKu - Dep. Wald- Bodenwissenschaft
				PAK, Bisphenol A			nur Sediment: ¹³⁷ Cs, ²¹⁰ Pb
Sediment / Schweb- stoffe: Kriterien für Stoffauswahl	u.a. Ergebnisse früherer Projekte	Erfassung der Geochemie	(2): Relevanz	log Kow, Wasserlöslichkeit, Sorptionseigenschaften, PS, spezifische Gewässerbelastungen	Liste prioritärer Stoffe, GW- und TW-Normen		
Sediment / Schweb- stoffe: Probenahme- methoden	S. Abschöpfen Schwebstoffe: Zentrifugation	2 Proben: aktives Feinsediment (feinsandig- schluffig) nach ÖNORM G1031 für < 180 µm- Kornfraktion möglichst feines Sediment (schluffig-tonig) mit WGEV-kompatible Probenahmen für < 40 µm Kornfraktion	(2) Abschöpfen	Hafensedimente: Stechcorer (Uwatec, obere 5 – 10 cm) POP: Stechcorer; bei flachen Sedimentauflagen: oberflächliches Abschöpfen (obere 5 cm)	n.r.	Wasserproben werden mittels „KOEHA – sampling device“ entnommen. Schwebstoffgebundener Anteil wird anhand der Differenzmethode bestimmt (Messung vor u. nach Zentrifugation)	S: Corer Schwebstoffe: Zentrifugation
Sediment / Schweb- stoffe: Probenahmeintervall	Einmalig	einmalig	(2): einmalig	Problem- bzw. anlassbezogen	n.r.	Alle 1-2 Monate	einmalig
Chemische Analytik: Methoden	/	Multielementanalytik mittels WD-RFS, ICP-OES, ICP-MS, AAS im ISO-Norm- zertifiziertem Labor	(1): AAS (2): GC/MS (3): ICP-MS	Standardisierte Methoden (vorzugsweise ISO, EN)	In Anlehnung an EN 13804, 13805, 14083, 14084	Hochauflösende Sektorfeld ICP-MS in Reinräumen	Standardmethoden (EU-Subprojekt MONITOR)
Bewertung der Ergebnisse anhand	/	Noch nicht	Lebensmittelgrenz-werte	Ja, soweit vorhanden	/	/	/



Fraunhofer Institut
Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie

Fragen	UBA inkl. Veterinär- med. Uni Wien	Geologische BA	LA Kärnten	Umweltinstitut d. Landes Vorarlberg	Uni Wien Anorg. Chemie	BoKu - Dep. Chemie	BoKu - Dep. Wald- Bodenwissenschaft
definierter Kriterien							

n.r. - nicht relevant.

/ keine Angaben.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Ein Routine-Monitoring im Sediment fand bisher in Österreich nur im Rahmen der Wassergütererhebung statt. In diesem Zusammenhang wurden 226 Standorte österreichweit beprobt. Die Korngrößenfraktion < 0,04 mm wurde auf einige Schwermetalle (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), AOX (adsorbierbare organische Halogene), Al, Ca, Mg, TOC (total organic carbon, gesamter organischer Kohlenstoffgehalt) und Glühverlust untersucht. Eine Einzelbestimmung organischer Verbindungen fand nicht statt.
- Schwebstoffe und Biota wurden bisher nicht regelmäßig beprobt und untersucht.
- Einzelprojekte, in denen Biota, Schwebstoffe und Sedimente sowohl auf Schwermetalle als auch auf organische Verbindungen hin untersucht werden, laufen seit den 1980er Jahren in mehreren Bundesländern bzw. Institutionen.
- Eine chemische Analytik für die untersuchten Stoffe ist in verschiedenen Institutionen etabliert und wird nach standardisierten Methoden (oder in Anlehnung an diese) durchgeführt.
- Eine Bewertung der in den einzelnen Projekten ermittelten Stoffkonzentrationen erfolgte nur vereinzelt anhand definierter Grenz- und Richtwerte (z.B. Nahrungsmittelgrenzwerte) oder Qualitätsstandards. Eigene Standards für Sediment, Schwebstoffe und Biota wurden bislang in keiner der befragten Institutionen abgeleitet.

11.3 Umfrageergebnisse Europäische Staaten

Bei der Befragung europäischer Experten wurden insgesamt 41 Fragebögen per e-mail verschickt worin 71 Experten in 27 Ländern angesprochen wurden. Wie bei der Befragung österreichischer Experten wurden auch hier teilweise mehrere Personen mit einer e-mail persönlich angesprochen, sofern sie in einer Institution arbeiteten. Dieses Vorgehen wurde gewählt, um einerseits möglichst viele Personen zu erreichen, andererseits Doppelarbeit in den jeweiligen Institutionen zu vermeiden.

Die Ergebnisse der Befragung europäischer Experten lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Die **Monitoring-Programme** in den einzelnen Staaten stellen sich wie folgt dar:

Binnengewässer:

- Biota werden in Finnland, Italien, Niederlande, Schweden, Spanien und Deutschland regelmäßig untersucht, wobei in Deutschland diese Programme auf Länderebene laufen und derzeit noch nicht in ein nationales Monitoring-Programm einfließen. Außerdem stehen in Deutschland auch Daten aus dem Umweltprobenbank-Programm zur Verfügung, in dem teilweise prioritäre Stoffe in Biota-Proben untersucht werden, wobei der Hauptzweck des Programms allerdings die Bereitstellung von Proben für ein retrospektives Monitoring ist.
- Sedimentuntersuchungen werden auf nationaler Ebene in Frankreich, Italien, Niederlande, Slowakei, Slowenien und Spanien durchgeführt. In Deutschland finden im Rahmen von Länderprogrammen regelmäßige Untersuchungen statt. In der Schweiz laufen bzw. liefen einzelne Projekte, in denen Sediment untersucht wurde, ein regelmäßiges Monitoring findet nicht statt. Derzeit wird ein Monitoring-Konzept (Modul-Stufen-Konzept) erarbeitet, in dem polare organische Passivsammler mit einer Reihe von *in-vitro*- und niedrig-komplexen Bioassays kombiniert werden, um so mit unterschiedlicher Bearbeitungsintensität (Stufen) strukturelle, hydrologische, biologische, chemische und ökotoxikologische Aspekte der Gewässerqualität zu erfassen.
- Schwebstoff (Suspended Particulate Matter, SPM) wird derzeit in Finnland, Frankreich, Niederlande und Slowenien sowie in Deutschland (in Länderprogrammen) untersucht. In Deutschland stehen teilweise auch Daten aus dem Umweltprobenbank-Programm zur Verfügung, in dem auch prioritäre Stoffe in Schwebstoff-Proben bestimmt werden. In Dänemark werden PAK in SPM untersucht, um die chemische Analytik bei Wasseruntersuchungen zu unterstützen.

Übergangs-, Küsten- und marine Gewässer:

- Biota werden regelmäßig in Dänemark, Deutschland (auf Bund- und Länderebene), Finnland, Frankreich, Irland, Italien, Norwegen, Schweden und Slowenien untersucht.
- Sedimentuntersuchungen werden regelmäßig in Dänemark, Deutschland (auf Bund- und Länderebene), Frankreich, Irland, Italien, Norwegen und Slowenien durchgeführt.
- Schwebstoff (SPM) wird im marinen Bereich nicht untersucht.

- Inwieweit auch in den Niederlande und Spanien Monitoringprogramme im marinen Bereich laufen, ließ sich anhand der Antworten nicht eindeutig feststellen. Aus projekt-organisatorischen Gründen (Schwerpunkt auf Binnengewässer-Monitoring) wurde hier auf eine erneute Anfrage verzichtet.
- In England (UK) gibt es derzeit noch kein nationales Monitoring-Programm, das alternative Kompartimente berücksichtigt. Hier finden sich aber auf lokaler Ebene zahlreiche Programme, in denen Sediment, SPM und Biota untersucht werden.

Die **Biota-Untersuchungen** in Binnengewässern werden meist an Fischen (ganzer Fisch, Fischmuskel und -leber) durchgeführt. Einzelne Länder untersuchen auch Süßwassermuscheln (Dreikantmuschel: Niederlande, Deutschland) und benthische Invertebraten (Italien). Im marinen Bereich werden hauptsächlich Muscheln (Miesmuschel, Auster) aber auch Fische (ganzer Fisch, Muskel, Leber) und Seevogeleier untersucht.

Die Organismen werden nach Abundanz, Repräsentativität für das Gewässer (endemische Arten), Fangbarkeit, Größe, Stellung in der Nahrungskette, Standorttreue und ihrer Eigenschaft, als Indikator für Bioakkumulation zu dienen, ausgewählt.

Die in Biota untersuchten Stoffe umfassen sowohl Stoffe und Stoffgruppen aus der Liste der prioritären Stoffe nach WRRL (Anhang X) bzw. Stoffe, die in Richtlinie 76/464/EWG genannt sind, wie auch andere Schwermetalle, Organozinnverbindungen, Dioxine und polychlorierte Biphenyle.

Die Auswahl der Stoffe stützt sich dabei auf deren physikalisch-chemische Eigenschaften und darauf, inwieweit diese Stoffe in den jeweiligen Ländern als relevant bezüglich der Belastungssituation angesehen werden. Weiterhin haben internationale Programme, die sich auf bestimmte Stoffe konzentrieren, Einfluss auf die Stoffauswahl, ebenso wie die Messbarkeit in den jeweiligen Indikator-Medien.

Aktives Biomonitoring (z.B. in Käfigen gehaltene Fische oder Muscheln, fixierte Muscheln, etc) wird derzeit routinemäßig in Finnland, den Niederlanden und Italien eingesetzt, wobei meist nur wenige Standorte untersucht werden. In England (UK) laufen Forschungsprojekte zum aktiven Biomonitoring.

Erfahrungen mit **alternativen Monitoring-Methoden**, wie Passivsammlern (z.B. SPMD: *Semipermeable Membrane Device*) oder Festphasenextraktion, werden im Rahmen eines Routine-Monitoring in Norwegen, Spanien und einigen lokalen Programmen in England eingesetzt. Forschungsprojekte hierzu laufen in England, Finnland, Frankreich, Irland, Niederlande, Schweden und der Schweiz.

Im **Sediment** werden ebenfalls im Wesentlichen Stoffe und Stoffgruppen aus der Liste der prioritären Stoffe nach WRRL (Anhang X) bzw. der RI. 76/464/EWG untersucht, wie auch andere Schwermetalle, Organozinnverbindungen, PCBs und Radioaktivität. Wie bei den Biota-Untersuchungen unterscheiden sich auch bei Sediment- und SPM-Untersuchungen die Untersuchungsprogramme der einzelnen Länder hinsichtlich Art und Umfang der untersuchten Stoffe.

Die Stoffe, die im Sediment bzw. in Schwebstoffen/SPM gemessen werden, werden anhand ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften ($\log K_{ow} > 3$, $> 3,5$ oder ≥ 5), ihrer Bioverfügbarkeit, Konzentration in der Wasserphase und ihrer Relevanz für das jeweilige Gebiet ausgewählt. Auch internationale Programme, die sich auf bestimmte Stoffe festlegen, beeinflussen die Stoffauswahl.

Sedimentproben werden mit Greifern oder Stechzylindern (Kernproben) genommen, wobei die Oberflächenfraktion bis max. 10 cm Tiefe untersucht wird (in einigen Ländern werden nur die oberen 2 cm oder 5 cm untersucht). Schwebstoffe (SPM) werden durch Zentrifugation oder SPM-Fallen gewonnen. Slowenien gewinnt die SPM-Fraktion durch Filtration (0,45 µm).

Die **Beprobungsintervalle** variieren deutlich zwischen den verschiedenen Staaten aber auch zwischen den verschiedenen Kompartimenten.

Biota wird meist 1 - 2 Mal pro Jahr beprobt, in Finnland aber bislang nur alle 2 - 6 Jahre.

Sediment wird entweder unregelmäßig, 1 oder 2 Mal pro Jahr oder nur alle 5 - 6 Jahre untersucht.

SPM wird häufiger beprobt, die Angaben schwanken zwischen >1 Mal pro Jahr, 2 Mal pro Jahr, 2 - 12 Mal pro Jahr bis zu 52 Mal pro Jahr.

Die **Monitoring-Standorte** werden entweder nach Belastungssituation ausgewählt (Punktbelastung, diffuse Belastung, weitgehend anthropogen unbelastet oder Standort, dessen Belastungssituation hinsichtlich prioritärer Stoffe noch unbekannt ist), nach Repräsentativität für den jeweiligen Wasserkörper oder danach, ob es sich um repräsentative Sedimentationsgebiete handelt. Auch Standorte, an denen bereits Wasser-Monitoring stattfindet, werden für ein Monitoring alternativer Kompartimente ausgewählt. Zudem ist die landesweite Abdeckung ein Auswahlkriterium.

Die Anzahl der Monitoring-Standorte schwankt zwischen 1 – 10 pro Wasserkörper bis zu 417 pro Flussgebietseinheit (Loire-Bretagne).

Die **chemische Analytik** wird überwiegend mit standardisierten Methoden durchgeführt, wobei einige Staaten nationale Standardmethoden etabliert haben.

Die **Bewertung der Ergebnisse** erfolgt bislang nur in Finnland anhand der EU-Umweltqualitätsnormen. Hier wurden auch für andere Stoffe Qualitätsnormen anhand der EU-Methode (Lepper, 2005) abgeleitet. Eine Verankerung dieser Werte in einem nationalen Gesetz ist in Vorbereitung.

Deutschland hat auf Länderebene Qualitätsstandards für einige Metalle und organische Stoffe in SPM etabliert, die auch in Länderverordnungen festgelegt.

In England (UK) gilt die in der Gefahrstoffverordnung festgelegte „*stand-still*“ Bestimmung für einige Stoffe, formale Umweltqualitätsstandards existieren noch nicht. Eine Sedimentkontamination wird derzeit mit Hilfe der *Canadian Sediment Guideline* bewertet.

In Italien existieren Umweltqualitätsstandards für Sediment in marinen und Übergangsgewässern, die im *Italien Ministerial Decree 367/03* festgeschrieben sind. Entsprechende Werte für Sedimente in Binnengewässern gibt es noch nicht. Für Biota sind derzeit nur Qualitätsstandards für DDT (beschränkt auf den Lago Maggiore), für Cd, Hg und Pb in Fisch etabliert, die sich aber auf die menschliche Ernährung beziehen.

In den Niederlanden sind Qualitätsstandards für Sediment etabliert, die einen Sanierungsbedarf anzeigen. Sie sind – wie auch Qualitätsstandards für SPM - in einem nationalen Rahmengesetz verankert. Standards für Biota existieren nur als Lebensmittelstandards.

In Schweden wird derzeit mit provisorischen Werten gearbeitet, die eine Abschätzung der Ergebnisse erlauben. Teilweise werden auch *Ecotoxicological Assessment Criteria* angewandt, die sich auf Umweltqualitätsstandards im Wasser beziehen.

Auch Slowenien arbeitet mit provisorischen Qualitätsstandards für Sediment.



In Spanien existieren derzeit noch keine numerischen Umweltqualitätsstandards, es gilt das Qualitätsziel „keine Schädigung“.

Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse findet sich in den Tabellen 19a und 19b.

Tabelle 19 (a): Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Dänemark	Deutschland	England (UK)	Finnland	Frankreich	Irland	Italien
Routine-Monitoring	Marin: ja, Biota + Sediment (NOVANA-Programm) Binnengewässer: nur PAK in SPM	Binnen-, Küsten-, Übergangs- u. Territorialgewässer: ja	Keine nationalen Programme. Viele lokale und F&E-Programme	Marin: Biota Binnengewässer: Biota	Marin: Sediment + Biota ¹ Binnengewässer: Sediment, SPM	Marin: Biota + Sediment Binnengewässer: Nein	Marin: Biota + Sediment Binnengewässer: Biota + Sediment
Biota: Untersuchte Organismen	Muscheln (Miesmuschel, Sandklaffmuschel) – Weichkörper Fisch (Flunder, Aalmutter, Scholle) Fischmuskel: Hg Fischleber: alle anderen Stoffe	Muscheln Seevoegeleier Fischmuskel u. –leber	Muscheln Fische (ganzer Fisch, Fischmuskel) Otter	Muscheln (Miesmuschel): unregelmäßig, da Verbreitungsgrenze Geplant ab 2008: Muschel- <i>screening</i> Fischmuskel (Hering, Coregonen, Barsch, Hecht, Saibling)	Muscheln (Miesmuschel, Auster)	Muscheln (Miesmuschel, Auster) Fisch (Scholle): Leber, Muskel (je nach Schadstoff) <i>One-off-surveys</i> : Aal, marine Säuger	Muscheln (Miesmuschel, japan. Teppichmuschel) Fischmuskel Benthische Invertebraten
Biota: Kriterien für Organismenauswahl	Fachwissen, Abundanz, BCF, sesshaft, Biomagnifikationspotenzial, Strategie NOVANA	/	Meist Abundanz	BCF oder Biomagnifikation (Räuber) Abundanz (verbreitet, einfach zu fangen) Internat. Vereinbarungen (HELCOM, CLRTAP) und Programme (AMAP)	/	Entspr. <i>JAMP-Guidelines</i> (z.B. möglichst sesshaft, Größe, etc.) bei Fischen: Alter/Geschlecht Häufigkeit	BCF, Indikatoren für Bioakkumulation

Tabelle 19 (a) - Fortsetzung: Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Dänemark	Deutschland	England (UK)	Finnland	Frankreich	Irland	Italien
Biota: Untersuchte Stoffe	Zn, Ni, Cu, Cd, Hg, Pb, PCBs, DDT, DDE, Lindan, HCB nur Muschel: BDEs, TBT, DBT, MBT, TPhT PAK, Naphthalin <u>Zusatzprogramm</u> <u>(Muscheln):</u> Dioxine/Furane, Phthalate sofern <i>screening</i> Notwendigkeit anzeigt: Moschus-Xylol, persistente Fluorverbindungen, dann aber keine Phthalate	Je nach Bundesland 6-10 Stoffe aus folgender Liste: PBDE, DEHP, HCB, HCHs, DDT + Metabolite, TBT, Cd, Ni, Pb, Hg, Hexachlorbutadien, Pentachlorbenzol, Nonyl- /Octyphenol, Trichlorbenzole Andere relevante Stoffe: PCBs, PCDD/PCDF, Nonachlor, Hepta- chlor, Chlordan, Heptachlorepoxid, Bromcyclen, Toxaphen, Pentachloranisol, Tetrachlorbenzole, Octachlorstyrol, polycyclische und Nitro- Moschus-Verbindungen, perfluorierte Tenside, As, Cr, Cu, Zn	Muscheln: TBT Fisch/Otter: PCBs, Aldrin, Dieldrin, HCH, DDT	Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, As, Cr, Co, Mn, V, PCBs, DDT, DDD, DDE, HCHs, HCB, Chlordan, Trans- Nonachlor, PCDD/F, PBDE ab 2008: Organozinn- Verbindungen	/	PCBs, PBDEs, Organochlor-Pestizide (DDTs, Drine, Dane, HCB, HCHs), PAK, Metalle (Hg, Cd, Pb, Ni, Ag, Cu, Cr, Zn	Marine Muscheln: Organochlor- verbindungen, Schwermetalle, PAK, Alkylphenole, TBT Limnische Fische und Invertebraten: PCB, DDT, Cd



Tabelle 19 (a) - Fortsetzung: Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Dänemark	Deutschland	England (UK)	Finnland	Frankreich	Irland	Italien
Biota: Kriterien für Stoffauswahl	Keine stringenten Werte; Fachwissen unter Berücksichtigung von log Kow, BCF, Wasserlöslichkeit, Biomagnifikationspotenzial und entspr. der Strategie von NOVANA	/	Biomagnifikation, <i>Sec. Poisoning</i>	Expertenwissen, internationale Übereinkommen u. Programme (basierend auf BCF, PBT, LRT), Verfügbarkeit geeig-neter Analysenme-thoden	Meist log Kow >5	Stoffauswahl entspr. OSPAR CEMP: EC-Muschel-Gewässer-Direktive & relevant für marine Gewässer (z.B. Organochlor-Pestizide), Berücksichtigung von logKow, Bioakkumu-lationspotenzial <i>Stellungnahme des Marine Institute: alle Stoffe mit log Kow > 3,5 sollten in Biota/Sediment untersucht werden</i>	BCF, <i>Secondary Poisoning</i>
Aktives Monitoring	Nein	/	Routineprogramme: nein Forschung: ja,	Ja: Muscheln in Käfigen	/	Nein	Auf lokaler Ebene in Küstengewässern
Biota: Erfahrung mit alternativen Monitoring-Methoden	Routine: Nein	/	Routine: Ja, in 30 Studien Forschung: SPMD, POCIS, Portsmouth ,chem-catchers'	Routine: Nein Forschung: SPMD für PAK, PBDEs, Alkylphenole, Östrogene	Routine: Nein Forschung: Ja	Routine: Nein Forschung: Ja	Routine: Nein

Tabelle 19 (a) - Fortsetzung: Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Dänemark	Deutschland	England (UK)	Finnland	Frankreich	Irland	Italien
Sediment/SPM: untersuchte Stoffe	<p><u>Marines Sediment:</u> As, Cr, Zn, Ni, Cu, Cd, Hg, Pb; TBT, DBT, MBT, TPhT, PCBs, BDEs, DDT, DDE, HCH, HCB, PAK, Hexachlorbutadien, Dioxine/Furane, Phthalate, Nonylphenole. sofern <i>screening</i> Notwendigkeit anzeigt: Moschus-Xylol, Persistente Fluor-Verbindungen, dann aber keine Phthalate</p> <p><u>Süßwasser SPM:</u> PAK</p>	<p><u>Sediment:</u> je nach Programm 6 – 10 aus folgender Liste: Cd, Pb, Hg, Ni, Anthracen, bromierte Diphenylether, Chloralkane, DEHP, Endosulfan, HCHs, Fluoranthen, Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, Naphthalin, NP, OP, Pentachlorbenzol, PCP, PAK, TBT, DDT, DDD, DDE, Drine, Gesamt PCBs</p> <p><u>SPM</u> (wenn kd > 1000L/kg): Schwermetalle, HCB, PCB, TBT</p>	<p><u>Sediment:</u> Entsprechend <i>Dangerous Substance Directive</i></p>	<p><u>Sediment:</u> geplant: einige Stoffe wie in Fisch, zusätzlich 4 PAK und 3 Phthalate (DEHP, DBP, BBP)</p>	<p><u>Sediment:</u> Pentabromdiphenylether, Chloralkane, Chlorpyriphos, DEHP, Endosulfan, HCB, Fluoranthen, Nonylphenole, Octylphenole, PCBs, PAK, Trifluralin, Drine, Dibutylzinnoxid, DDT, DDE, DDD</p> <p><u>SPM:</u> in Flüssen schwierig zu realisieren (zeit- und kostenintensiv, z.B. 24h-Zentrifugation notwendig)</p>	<p><u>Marines Sediment:</u> PCBs, PBDEs, Organochlor-Pestizide (z.B. DDTs, Drine, Dane, HCB, HCHs), PAK, Metalle (Hg, Cd, Pb, Ni, Ag, Cu, Cr, Zn). Normalisierung auf TOC, Feuchtigkeit, Korngröße, Al, Li</p>	<p><u>Sediment:</u> (marin + Übergang): Pb, Hg, Cd, Zn, Cu, Ni, PAK (PS-Liste inkl. Naphthalin, Anthracen), PCBs, Dioxinartige PCBs, Dioxine, TBT, Alkylphenole, Pestizide (DDT, DDE, DDD, Lindan, alpha- & beta-HCH), Hexachlorbenzol</p> <p>Süßwasser: Schwermetalle und organische Schadstoffe (ohne Einzelstoffbestimmung)</p>
Sediment/SPM: Kriterien für Stoffauswahl	Physikalische Eigenschaften				<p>log Kow ≥ 5</p> <p>Bei Stoffen mit $3 \leq \log Kow < 5$ Wasser- und Sedimentuntersuchungen</p>	<i>Standpunkt des Marine Institute:</i> alle Stoffe mit log Kow > 3,5 sollten in Biota/Sediment untersucht werden	Log Kow (entspr. TGD)

Tabelle 19 (a) - Fortsetzung: Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Dänemark	Deutschland	England (UK)	Finnland	Frankreich	Irland	Italien
Sediment/SPM: Probenahme-Methoden	/	Greifer, Stechzylinder. Analysiert werden die oberen 2 cm	Greifer	Kernproben der obereren 30-40 cm. (kolbenloser Schwerkraft Corer). Analysiert werden 3 Scheiben der oberen 10 cm (Dicke abhängig von erwarteter Sedimentationsrate) und 1 Probe von unten (Hintergrund) Sedimentationsfallen in Ästuaren: 2 parallele Plexiglasröhren (10x50 cm) unterhalb der produktiven Schichten aber oberhalb der Resuspensionszone	Sediment: Oberflächensediment (wenige cm) mit kleinem Schaufelgreifer SPM: Zentrifugation	Abhängig von Standort und Erreichbarkeit mit Schiffen. Oberflächensediment: Box-Corer oder Greifer (z.B. Van Veen). Die Fraktion < 63 µm wird analysiert	Greifer und Kernproben, Tiefe < 5 cm
Probenahme-Intervalle	<u>Marine Biota</u> : 1/a <u>Marines Sediment</u> : alle 6 Jahre	<u>Biota</u> : 1-2/a <u>Sediment</u> : unregelmäßig	<u>Biota</u> : Flunder/Muscheln: 1/a für <i>Dangerous Substance Directive</i> Otter: unregelmäßig (Zufallsfunde) <u>Sediment</u> : 1/a <u>SPM</u> : /	<u>Fische</u> : alle 2 – 6 Jahre <u>Sediment</u> : geplant: alle 5 – 15 Jahre <u>SPM</u> : 2/a (Analyse der Sedimentationsfallen in den Mündungsgebieten von 2 großen Flüssen)	<u>Biota</u> : 1/a <u>Sediment</u> : 1/a <u>SPM</u> : unregelmäßig, aber > 1/a	<u>Fisch/Muschel</u> : 1/a (außerhalb Laichzeit) <u>Sediment</u> : 1/a (Trend- Monitoring) Mehrere Jahre (perio- dische <i>one-off-surveys</i> in festgelegten Gebieten (Buchten, Ästuare) <u>SPM</u> : /	<u>Biota & Sediment</u> : 2/a



Tabelle 19 (a) - Fortsetzung: Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Dänemark	Deutschland	England (UK)	Finnland	Frankreich	Irland	Italien
Monitoring-Standorte: Auswahlkriterien	/	Diffuse Belastung <i>hot spots</i>	Entspr. <i>Dangerous Substance Directive</i> : unterhalb möglicher Gefahrstoffquellen aber außerhalb der Mischungszonen. Genaue Lokalisation ist gebietsabhängig	- Historische Kontamination aus unterschiedl. Quellen - unbelastetes (Hintergrund-) Gebiet - repräsentative für Wasserkörper bzw. - distrikt - Landesweite Abdeckung	- unbelastetes (Hintergrund-) Gebiet - repräsentative für Wasserkörper bzw. - distrikt - Landesweite Abdeckung	<u>Muscheln</u> (Trend-Monit.): besonders belastete Gebiete (spatial Monit. & Muschelgewässerdi- rektive): ca. 35 Standorte, die die irischen Küsten- gewässer abbilden; Muschelgebiete <u>Sediment/Fisch</u> (Trend- Monit.): in Diskussion: Versuchs- weise Irische See (außerhalb WRRL Grenzen); Dubliner Bucht Sediment (Spatial Monit.): belastete Gebiete und Buchten	Repräsentativ für den jeweiligen Wasserkörper, <i>hot spots</i> , diffuse Belastung



Tabelle 19 (a) - Fortsetzung: Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Dänemark	Deutschland	England (UK)	Finnland	Frankreich	Irland	Italien
Monitoring-Standorte: Anzahl	<p><u>Sediment</u>: verschie-dene Programme, 40 - 50 Stationen</p> <p><u>Muscheln</u>: verschie-dene Programme, 55 - 57 Stationen</p> <p><u>Fische</u>: verschiedene Programme, 5 Stationen</p>	Ca. 11 – 40 Standorte pro Wasserkörper	Ca. 1000 Standorte	<p><u>Fisch</u>: Süßwasser-standorte: - 8 x große Seen - 2 x Flussoberläufen - 3 x Mündungsbe-reich großer Flüsse Küstenstandorte: 7 (6 Süßwasser- u. 2 Küstenstandorte, die alle 5 – 6 Jahre beprobt werden)</p> <p><u>SPM</u>: 2 im Mündungs-bereich gr. Flüsse</p>	<p>Ca. 1500 Standorte in Flüssen</p> <p>50% der Seen > 50ha</p> <p>Rhone Méd. & Corse: 395 Loire-Bretagne: 417 Adour-Garonne: 340 Seine-Norm.: 214 Rhein-Meuse: 89 Artois-Picardie: 45</p>	Wird im Zusammen-hang mit WRRL neu diskutiert. Die meisten derzeitigen Standorte sind in WRRL-Gewässern	<p>Binnengewässer: 1 - 10 Standorte je Wasserkörper</p> <p>Flussgebieteseinheit in marinen Küsten-gewässern: > 40</p>
Chemische Analytik: Methoden	Kriterium für Methodenwahl ist analytische Qualität, nicht, ob es sich um eine Standard-Methode handelt	/	<p>Die meisten Methoden basieren auf eigenen (innerstaatlichen) Standards, analytische Qualität ist relevantes Kriterium für Metho-denwahl.</p> <p>EU-Projekt SWIFT etabliert derzeit zusätzliche standardisierte Methoden</p>	<p>Metalle: eigene Me-thode (meist ICP-MS)</p> <p>Hg: eigene Methode (West Finland Region. Environment Centre)</p> <p>PCBs, DDTs, HCHs, HCB, Chlordane: ISO 10383 (Boden)</p> <p>PCDD/F: eigene Methode (HRMS)</p> <p>PBDEs: ISO/DIS 22302 (Boden/Sed.)</p>	<p>Wo möglich werden Standard-Methoden angewendet.</p> <p>Tabelle mit Methoden für Liste 1 & 2 Stoffe ist beigefügt (siehe Anhang 11).</p>	<i>JAMP-Guidelines</i> für Biota und Sediment-Monitoring, einschl. techn. Anhängen über Normalisierung	<p>Marine Proben: nationale Methoden, veröffentlicht von ICRAM</p> <p>Binnengewässer-Proben: Methoden veröfentlich von CNR-IRSA</p>

Tabelle 19 (a) - Fortsetzung: Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Dänemark	Deutschland	England (UK)	Finnland	Frankreich	Irland	Italien
Bewertung der Ergebnisse anhand etablierter EQS für Biota/Sediment/SPM	Nein	SPM-EQS für Metalle und einige organische Stoffe (Anhang 14)	Nein. Im Rahmen der <i>Dangerous Substance Directive</i> existieren „ <i>stand-still</i> “-Bestimmungen für bestimmte Stoffe (keine sign. Konz.-Zunahme in Sediment und Biota), aber keine formalen Standards. Derzeit wird noch die <i>Canadian Sediment Guideline</i> herangezogen, um Sedimentkontamination im Rahmen der Habitat-Richtlinie zu beurteilen.	Viele Stoffe sind WRRL-PS, hier existieren EU-Vorschläge für EQS. Für einige andere Stoffe wurden nationale EQS abgeleitet (Anhang 15)	Nein	Nein	Ja. Für <u>Sedimente</u> in marinen und Übergangsgewässern existieren EQS Für <u>Biota</u> existieren nur EQS für DDT (nur Lago Maggiore), Cd, Hg, Pb in Fisch, die sich aber nur auf die menschliche Gesundheit beziehen
EQS gesetzlich verankert	n.r.	Länderverordnungen	Nein	In Vorbereitung	EQS für Wasser gesetzlich verankert, für alternative Kompartimente nicht	n.r.	Ja. EQS für Sediment sind festgelegt in einer nationalen Verordnung (Italian Ministerial Decree 367/03)

Tabelle 19 (a) - Fortsetzung: Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“



Fragen	Dänemark	Deutschland	England (UK)	Finnland	Frankreich	Irland	Italien
Ableitung der EQS für Biota/Sediment/SPM	n.r.	Entspr. den Vorgaben WRRL Annex V 1.2.6 (Lepper, 2005 & TGD)	n.r.	Entspr. den Vorgaben Art. 16 WRRL (Lepper, 2005)	n.r.	n.r.	Ableitung von Sediment-EQS mit ökotoxikologischen Methoden (unter Verwendung von internationalen Kriterien; für Schwermetalle wurden auch Daten aus Bioassays mit endemischen Arten herangezogen und der TEL – <i>threshold effect level approach</i> - angewendet) unter Berücksichtigung von Monitoring-Daten. Für einige Stoffe (PCB, Dioxine, Benzopyren, DDT) wurde das Risiko für Menschen durch den Verzehr von essbaren Organismen berücksichtigt.

1: die Beantwortung des Fragebogens beschränkt sich im Weiteren auf den limnischen Bereich, nähere Angaben zu den marinen Monitoringprogrammen fehlen.
n.r.: nicht relevant; / nicht beantwortet.

Tabelle 19 (b): Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Niederlande	Norwegen	Schweden ²	Schweiz	Slowakei	Slowenien	Spanien
Routine-Monitoring	<u>Marin</u> : ? ¹ <u>Binnengewässer</u> : Sediment + Biota ¹	<u>Marin</u> : Biota + Sediment	<u>Marin</u> : Biota <u>Binnengewässer</u> : Biota Sediment wurde in der Vergangenheit untersucht, ist wieder geplant	<u>Binnengewässer</u> : Sediment nur in Einzelstudien	<u>Binnengewässer</u> : Teilweise – nur grenzüberschreitendes Fluss-Monitoring Netzwerk mit Ungarn	<u>Küstengewässer</u> : Biota + Sediment <u>Binnengewässer</u> : Sediment + SPM	<u>Marin</u> : ? ¹ <u>Binnengewässer</u> : Biota + Sediment
Biota: Untersuchte Organismen	Muscheln: (Zebrauschel Dreissena) Fische: Aal	Muscheln (Miesmuschel) Fischleber und -muskel	Muscheln Fischleber und -muskel <i>Muscheln, Fischmuskel</i>	n.r.	n.r.	Muscheln (Miesmuschel)	Fisch (meist ganzer Fisch)
Biota: Kriterien für Organismenauswahl	Abundanz	Organismen erfüllen weitgehend „ <i>Super-Beast</i> “ Kriterien von Nicholson & Fryer, 1994): stabile Akkumulation, relativ sesshaft, endemisch, langlebig, ausreichende Größe, einfach zu beproben, tolerieren Brackwasser	Abundanz, repräsentative Spezies <i>Abundanz, BCF, Biomagnifikation, kommerziell interessant, Eignung zur Langzeitlagerung in Gefrierschränken, geringe Variation zwischen den Jahren</i>	n.r.	n.r.	Verbreitung, Standardorganismus in den meisten Labors der Region	Abundanz, häufige und meist präsente Art in der Monitoringzone Expositionszeit, ermittelt anhand des Alters der Fische



Tabelle 19 (b) - Fortsetzung: Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Niederlande	Norwegen	Schweden ²	Schweiz	Slowakei	Slowenien	Spanien
Biota: Untersuchte Stoffe	Hg, Dieldrin, HCB, PCB, HCBD, HCHs Octachlorstyrol, PCBs, DDD, DDTs, DDE, Organobromverbindungen	Muscheln: Anthracen, Bromierte Diphenylester, Cd, Pb, Hg, Fluoranthren, Hexachlorbenzol, HCHs, Naphthalin, Pentachlorbenzol, PAK, TBT, DDT, Triphenylzinnchlorid, Triphenylzinnkation Fischleber: Cd, Pb, HCHs, Pentachlorbenzol, Hexachlorbenzol <u>Fischmuskel</u> : Hg, Pentachlorbenzol Zusätzlich in <i>one-off-surveys</i> (Einzeluntersuchungen) in Muschel und Fischleber: Bisphenol A, Diphenylether, Pentabromderivate, Chloralkane, DEHP, Hexachlorbutadien, Nonylphenole, Octylphenole, PCPs Nur in Muscheln: Trichlorbenzole, Chlorfenvinphos	Muscheln: Cd, Pb, Ni, TBT, TPhT-Chlorid & -Kation, Fischleber: Cd, Pb, Ni Fischmuskel: Hexachlorbenzol, HCHs, Hg, DDT <i>Muscheln/Fisch-muskel: DDTs, PCBs, HCHs, HCB</i> <i>Nur Fischmuskel: PBDEs, HBCD, PCDD/F</i> <i>Andere Stoffe unregelmäßig in screening-Programm</i>	n.r.	n.r.	Cd, Hg, Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benz(a)anthracen, PAK, Chrysene	Cd, Pb, Hg, Ni Bromierte Diphenylether, Chloralkane, HCHs, Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, Pentachlorbenzol, PCPs, Trichlorbenzol, Drine, DDT

Tabelle 19 (b) - Fortsetzung Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Niederlande	Norwegen	Schweden ²	Schweiz	Slowakei	Slowenien	Spanien
Biota: Kriterien für Stoffauswahl	/	Keine spez. Kriterien, aber generelle Auswahlkriterien: 1) Stoffe stellen ev. Problem in einigen Gebieten Norwegens dar (Belastung, Eigenschaften (PBT)) 2) PS von WRRL oder OSPAR 3) Messbarkeit in den ausgewählten Indikator-Medien	WFD-PS-Auswahl anhand der vorgegebenen Kriterien (BCF, Biomagnifikation, log Kow, Konz. in Wasserphase etc) <i>Tradition, Monitoring seit Anfang der 80er Jahre</i>	n.r.	n.r.	UNEP-Empfehlung für kritische Stoffe im Mittelmeer	BCF, Wasserlöslichkeit, Konzentration in Wasserphase, Bioverfügbarkeit
Aktives Monitoring	Muscheln in Käfigen an einigen Standorten	Nicht regelmäßig, vereinzelt in <i>one-off-surveys</i>	<i>Swedish Museum of Natural History: Nein</i> <i>Andere Institutionen: Ja</i>	n.r.	Nein	Nein	Nein

Tabelle 19 (b) - Fortsetzung Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Niederlande	Norwegen	Schweden ²	Schweiz	Slowakei	Slowenien	Spanien
Biota: Erfahrung mit alternativen Monitoring-Methoden	Routine-Monitoring: Nein Forschung: Ja	Ja (keine näheren Angaben)	Studien mit SPMD (semipermeable membrane device) laufen 2006, Auswertung in 2007 <i>Swedish Museum of Natural History: Nein Andere Institutionen: Ja</i>	Polare organische Passivsammler im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts	Nein	Nein	Ja (keine näheren Angaben)
Sediment/SPM: untersuchte Stoffe	keine klare Angabe (wahrscheinlich ähnliche wie in Biota)	<u>Routine-Monitoring:</u> Anthracen, Cd, Pb, Hg, Fluoranthen, Hexachlorbenzol, HCHs, Naphthalin, Pentachlorbenzol, PAK, TBT, DDT, TPhT-chlorid & -Kation <u>One-off-surveys:</u> Bisphenol A, Trichlorbenzole, Pentachlorbenzol, Pentabromdiphenylether, Chloralkane, DEHP, Hexachlorbutadien, Nonylphenole, Octylphenole, PCP	die meisten WRRL-PS außer Pestiziden	1999/2000 - Untersuchung: <u>Sediment (< 63 µm) & SPM:</u> Metalle (Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Hg, Zn), Hexachlorbenzol, PCB (Summe & 7 Kongenere), Summe PAK (& 6 Einzelstoffe)	Cu, Zn, Cr, Pb, Cd, Hg, Ni, Al, As, Radioaktivität, Qualitative Analyse organ. Stoffe	Cd, Hg, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, HCHs, Pentachlorphenol, Hexachlorbenzol, DDT, DDE, DDDs, Heptochlor, Hexachlorbutadien, Trichlorbenzole, Drine, PCBs, Chlordan <u>nur in marinen Sedimenten:</u> Naphthalin, PAK Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Chrysen Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, Benz(a)anthracen <u>SPM:</u> Metalle (As, Cd, Hg, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb)	<u>Sediment:</u> Cd, Pb, Hg, Ni, Bromierte Diphenylether, Chloralkane, Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, HCHs, Drine, DDT, Pentachlorbenzol, PCP, Trichlorbenzol, Anthracen, PAK, Fluoranthen, Naphthalin, NPs, OPs, TBTs



Tabelle 19 (b) - Fortsetzung Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Niederlande	Norwegen	Schweden ²	Schweiz	Slowakei	Slowenien	Spanien
Sediment/SPM: Kriterien für Stoffauswahl	Sorptionsverhalten		Keine speziellen, aber generelle Auswahlkriterien: 1) Stoffe sind wahrscheinlich in einigen Gebieten Norwegens problematisch, (Belastung, Eigenschaften (PBT)) 2) PS aus WRRRL oder von OSPAR 3) Messbarkeit in den ausgewählten Indikator-Medien			Wasserlöslichkeit	BCF, Wasserlöslichkeit, Konzentration in Wasserphase, Bioverfügbarkeit
Sediment/SPM: Probenahme-Methoden	<u>Sediment</u> : Kernproben <u>SPM</u> : Zentrifugation	<u>Sediment</u> : Kernproben (Niemistö, Gemini), Greifer, Hand-Cores <u>SPM</u> : SPM-Traps	<u>Sediment</u> : Greifer (Grab sampling) <u>Wasser</u> : SPMD wird getestet	1999/2000 - Untersuchung: <u>SPM / Feinpartikel-fraktion</u> : Zentrifugation	<u>Sediment</u> : Greifer	<u>Sediment</u> : Greifer <u>SPM</u> : Kern-Proben in 0,5 m, Membran-Filtration 0,45 µm	<u>Oberflächen-sedimente</u> : Greiferproben mit Dredge (van Veen) Probenahmetiefe ca. 5 – 10 cm

Tabelle 19 (b) - Fortsetzung Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Niederlande	Norwegen	Schweden ²	Schweiz	Slowakei	Slowenien	Spanien
Probenahme-Intervalle	<p><u>Biota</u>: 1/a, bzw. alle 3 Jahre (Kat 2)</p> <p><u>Sediment</u>: 1/a, bzw. alle 3 Jahre (Kat 2)</p> <p><u>SPM</u>: 52/a (HS), bzw. 12/a (Kat 1)</p>	<p><u>Biota</u>: Jährlich Herbst/Winter</p> <p><u>Sediment</u>: alle 5-10 Jahre, abhängig von den zu erwartenden Konzentrationen, Veränderungen in Konzentrationen und Sedimentationsrate</p> <p><u>SPM</u>: Kurzzeit-Exposition (meist <1 Jahr) der SPM-Fallen</p>	<p><u>Biota</u>: 1 (-2)/a</p> <p><u>Sediment</u>: geplant: alle 5-6 Jahre</p> <p><u>SPM</u>: /</p>	<p>1999/2000 - Untersuchung: 4 Mal im Untersuchungszeit-raum</p>	<p><u>Biota</u>: /</p> <p><u>Sediment</u>: 1-2 /a</p> <p><u>SPM</u>: /</p>	<p><u>Biota</u>: 1/a</p> <p><u>Sediment</u>: 1-2 /a</p> <p><u>SPM</u>: 2-12 /a</p>	<p><u>Biota</u>: 1/a</p> <p><u>Sediment</u>: 1/a</p> <p><u>SPM</u>: /</p>
Monitoring-Standorte: Auswahlkriterien	<p>Grenzen (SPM); repräsentative Sedimentationsgebiete</p>	<p>Hauptauswahl-Kriterien:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) Nähe zu Punktquelle 2) Untersuchung eines Gradienten von einer Punktquelle 3) Referenzgebiete ohne zusätzliche Belastung (Hintergrund) 4) Gebiet, in denen der Status bezogen auf PS unbekannt ist 	<p>Nationales Monitoring: Hintergrund-Standorte (background locations)</p> <p><i>Referenz-Standorte, keine örtlichen Einträge, Wasserkörper ausreichend groß</i></p>	/	<p>Wasser-Monitoring-Standort</p>	<p>Repräsentativ für den jeweiligen Wasserkörper</p>	<p>Unterhalb großer industrialisierter Städte</p> <p>Unterhalb wichtiger Industriezonen</p> <p>Unterhalb von Betrieben, die PS emittieren</p>



Tabelle 19 (b) - Fortsetzung Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Niederlande	Norwegen	Schweden ²	Schweiz	Slowakei	Slowenien	Spanien
Monitoringstandorte: Anzahl	Ca. 10 Standorte	Marine Standorte unter JAMP in App. E & F im entspr. Dokument (Green et al., 2005)	Nicht klar, da Standorte sowohl auf nationaler als auch auf regionaler und lokaler Ebene betrieben werden <i>10 marine Standorte, 18 Seen (15 zusätzliche Seen im Screening Programm)</i>	1999/2000 - Untersuchungen: 10 Schweizer Fließgewässer (Rhein, Thur, Aare, Reuss, Limmat, Birs, Rhone (2x) Tessin, Inn)	Donau-Flussgebietseinheit: 17	Flüsse: 76 (Sediment: 24; SPM: 42) Küsten: 2 (Sediment/Biota)	Insgesamt 143 Standorte, in folgenden Flussgebiets-einheiten: Norte: 26 Duerto: 14 Tajo: 12 Guadiana: 13 Guadalquivir: 10 Segura: 12 Júcar: 32 Ebro: 24
Chemische Analytik: Methoden	/	Analyt. Methoden relevant für JAMP in Green et al, 2001	Routineanalysen (z.B. PCB): standardisierte Methoden Für andere Stoffe (z.B. DEHP gibt es keine Standardmethoden	1999/2000 - Untersuchungen: Analytik-Methoden im Bericht beschrieben	Standard-Methoden (Anhang 12)	Standard- bzw. veröffentlichte Methoden (Anhang 13)	EPA und/oder ISO adaptierte Standardmethoden. Analysen müssen entsprechend UNE ISO 17025 durchgeführt werden

Tabelle 19 (b) - Fortsetzung Europäische Staaten: Zusammenfassung der Befragung „Monitoring in alternativen Kompartimenten“

Fragen	Niederlande	Norwegen	Schweden ²	Schweiz	Slowakei	Slowenien	Spanien
Bewertung der Ergebnisse anhand etablierter EQS für Biota/Sediment/SPM	Sediment: Qualitätsstandards, die Sanierungsbedarf anzeigen	SFT (Swed. Pollution Control Authority) arbeitet mit einem Klassifikationssystem für Konzentrationen in einigen Indikator-Medien. System basiert auf angenommenen hohen Hintergrundkonzentrationen, nicht auf Tox-Daten. Es wird derzeit für Sediment überarbeitet um Tox-Daten einzubeziehen	Nein <i>Nein. Derzeit wird mit provisorische Werten gearbeitet, die eine Abschätzung der Ergebnisse erlauben. Teilweise Anwendung von EAC (Eco-toxicol. Assessment Criteria), (OSPAR) die sich auf UQN im Wasser beziehen</i>	Nein	Nein	Nein, in Arbeit. Für Sediment gibt es einige provisorische Werte	Keine numerischen EQS. Qualitätsziel: "keine Schädigung" (<i>no deterioration</i>)
EQS gesetzlich verankert	Nationales Rahmengesetz für Wasser einschließlich QS für Sedimente, Wasser und SPM. Keine Standards für Biota außer Lebensmittelstandards für Fisch	Nein	Nein	n.r.	n.r.	Nein	Nein
Ableitung der EQS für Biota/Sediment/SPM	Ableitung anhand statistischer Methoden (Schutz für 95% aller aqua. Organismen) und - für Sedimente - anhand log Kow	Ansatz für einige Metalle und organ. Schadstoffe in Green & Knutzen (2003)	<i>entspr. OSPAR/ICES Workshop 2004</i>	n.r.	n.r.	/	n.r.

1: die Beantwortung des Fragebogens beschränkt sich im Weiteren auf Binnengewässer, nähere Angaben zu den marinen Monitoringprogrammen fehlen.

2: aus Schweden wurden zwei Fragebögen zurückgeschickt und hier entsprechend ausgewertet. Bei abweichenden Antworten sind beide aufgeführt: Normalschrift: B. Hedlund, Swedish EPA. *Kursiv: A. Bignert, Swedish Museum of National History.*

n.r. nicht relevant; / nicht beantwortet.

Tabelle 20: Zusammenstellung der Ergebnisse der Umfrage zum Monitoring von Biota, Schwebstoffen (bzw. SPM) und Sedimenten in europäischen Staaten.
Routine-Monitoring in alternativen Kompartimenten:
B: Biota; S: Sediment; SPM: Schwebstoffe (*Suspended Particulate Matter*).

Staat	Binnengewässer	Marine Gewässer
Dänemark	(SPM) ^a	B-S
Deutschland	B-S-SPM ^b	B-S ^c
England (UK)	Lokale Programme	Lokale Programme
Finnland	B-SPM	B
Frankreich	S-(SPM)	B-S
Irland	-	B-S
Italien	B-S	B-S
Niederlande	B-S-SPM	(B-S)?
Norwegen	-	B-S
Österreich	S (Einzelstudien: B, S, SPM)	
Schweden	B	B
Schweiz	Einzelstudien: S	-
Slowakei	S	-
Slowenien	S-SPM	B-S
Spanien	B-S	?

a nur PAK

b auf Länderebene

c auf Bundes- und Länderebene

? den Fragebögen war nicht zu entnehmen, ob auch im marinen Bereich Routine-Monitoring in alternativen Kompartimenten durchgeführt wird. Da für die vorliegende Studie nur der limnische Bereich relevant ist, wurde aus Zeitgründen auf eine weitergehende diesbezügliche Befragung der entsprechenden Experten verzichtet.

11.4 Umfrageergebnisse Europäische Institutionen

Zusätzlich zu den europäischen Staaten wurden auch einige europäische Institutionen angeschrieben, mit der Bitte, Datenmaterial und Berichte, die für das laufende Projekt relevant sein könnten, zur Verfügung zu stellen. Eine Liste der angeschriebenen Institutionen und das entsprechende Anschreiben finden sich in den Anhängen 9 und 10.

Der Rücklauf mit Angaben der zur Verfügung gestellten Berichte, Veröffentlichungen und Datenbank-Zugänge ist in Tabelle 21 zusammengefasst.

Tabelle 21: Ergebnis der Befragung Europäischer Institutionen

Institution	Material
Norwegian Pollution Control Authority, Oslo	<p>26 Veröffentlichungen zum Thema Monitoring in alternativen Kompartimenten:</p> <ul style="list-style-type: none"> • OSPAR-Berichte zu Monitoring in Küstengewässern • Biota-Monitoring in Norwegischen Seen • Screening von neuen organischen Stoffen in der Umwelt
OSPAR	<ul style="list-style-type: none"> • OSPAR Commission Monitoring Guidelines Ref. No. 2002-16: JAMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Sediments • OSPAR Commission Monitoring Guidelines Ref. No. 1999-2: JAMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Biota • OSPAR Commission (2006): Assessment and Monitoring Series: 2005/2006 CEMP Assessment Trends and concentrations of selected hazardous substances in the marine environment
HELCOM	<ul style="list-style-type: none"> • Helcom-Monitoring Programm für die Ostsee COMBINE manual: http://www.helcom.fi/environment2/ifs/en_GB/cover/ • Monitoring von Gefährlichen Stoffen: State of Baltic Sea 1999-2002 Report (Baltic Sea Environment Proceedings 87): http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/bsep87.pdf State of Baltic Sea 1994-1998 Report (Baltic Sea Environment Proceedings 82B): http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/bsep82b.pdf • HELCOM BSEP publications: http://www.helcom.fi/publications/bsep/en_GB/bseplist/ • HELCOM publications: http://www.helcom.fi/publications/bsep/en_GB/bseplist/ • Finnische Kommentare zum CMA-Dokument
IKSD	<p>JDS und JTS Berichte:</p> <ul style="list-style-type: none"> • http://www.icpdr.org/icpdr-pages/jds.htm • http://www.icpdr.org/icpdr-pages/tisza_investigation.htm • Aquaterra-Report: Final Report on sampling, chemical analysis and ecotoxicological studies • Zugang zu ICPDR-Datenbank
EEA WRc, EEA-European Topic Centre on Water	<ul style="list-style-type: none"> • Waterbase data: http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/available2.asp?type=findkeyword&theme=waterbase • TCM in Wasser: http://themes.eea.europa.eu/Specific_media/water • Berichte und Datenblätter: http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/metadetails.asp?id=836
Consultant DG ENV	<ul style="list-style-type: none"> • Bericht. Marine Environment Monitoring Group (2004): UK National Marine Monitoring Programme – Second Report (1999 – 2001)
CEFIC	<ul style="list-style-type: none"> • Berichte. http://www.eurochlor.org/science



Institution	Material
SedNet	<ul style="list-style-type: none"><li data-bbox="443 472 1410 504">• AMPS sediment monitoring discussion document version 2<li data-bbox="443 510 1410 542">• Hinweis auf ein TNO-Projekt für das Niederländische Umweltministerium zu diesem Thema

12 Literatur

Lebensministerium Wien: im Internet veröffentlichte Berichte:

Berichte und AK CHÜZ-Arbeitsbericht (2005): Risikoabschätzung für chemische Schadstoffe in Oberflächengewässern. Beschreibung der Bewertungsmethode. Stand: 31. Jänner 2005.

<http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/19872/1/5659>

Bursch, W., 2003: (Öko)toxikologische Bewertung von Daten zur Festlegung von Umweltqualitätsnormen zur Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG und der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG in Österreich. Gutachten für das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

<http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/19871/1/5659>

IST-Bestandsaufnahme (2004): EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG: Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme. Zusammenfassung der Ergebnisse für Österreich.

<http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/32069/1/5659/>

Weitere zitierte Literatur:

AMPS (2005): Contributions of the Expert Group on Analysis and Monitoring of priority Substances AMPS / AMPS Discussion Document on Biota Monitoring.

Amrhein, J. F., Stow, C. A., Wible, C. (1999): Whole-fish vs. filet polychlorinated-biphenyl concentrations: An analysis using classification and regression tree models. Environ. Toxicol. Chem. 18, 1817-1823.

BCFwin v 2.15 (2000): QSAR-Programm zur Abschätzung des BCF, Teil des Programmpakets EPI-Suite, U.S. EPA.

DIN 4049-1 (1992): Hydrologie – Grundbegriffe, Beuth Verlag Berlin-Wien-Zürich.

DIN 38409-H2 (1987): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser- Abwasser- und Schlammuntersuchung – Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) – Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H2) Beuth Verlag Berlin-Wien-Zürich.

EU Kommission (2007): Draft of Commission Decision „Implementing Directive 2000/60/EC Concerning Minimum Performance Criteria for Analytical Methods Used for Chemical Monitoring and the Quality of Analytical Results“, 21 February 2007.

Exponent (2003): Fish Contaminant Monitoring Program: Review and Recommendations. Prepared for Michigan Department of Environmental Quality, Lansing, Michigan.

FishBase: <http://www.fishbase.org/search.php>.

Francesconi, K. A. (2007): Toxic metal species and food regulations—making a healthy choice. Analyst 132, 17-20. DOI: 10.1039/b610544k

HELCOM (1996): Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989-93; Baltic Sea Environment Proceedings, No.64B, Helsinki.

KOWwin v. 1.67 (2000): QSAR-Programm zur Abschätzung des log Pow, Teil des Programmpaketes EPI-Suite, U.S. EPA.

KOM (2006) 397: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/de/com/2006/com2006_0397de01.pdf

Lepper, P. (2005): Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC), Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005; aktuelle Versionen der "Data sheets" wurden unter http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/i-priority_substances/supporting_background/substance_sheets im September 2006 abgerufen.

Merian, E., Anke, M., Ihnat, M., Stoepler, M. (2004): Elements and their Compounds in the Environment. Wiley-VCH Verlag, Weinheim.

Miller M. A., Amrhein J. F. (1995): Maternal transfer of organochlorine compounds in Lake Superior siscowet (*Salvelinus namaycush siscowet*) to their eggs. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 55, 96-103.

Muus, B. J., Dahlström, P. (1981): BLV Bestimmungsbuch Süßwasserfische. BLV Verlagsgesellschaft München Wien Zürich

Nichols, J. W., Jensen, K. M., Tietge, J. E., Johnson, R. D. (1998): Physiologically based toxicokinetic model for maternal transfer of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin in brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Environ. Toxicol. Chem. 12, 2422-2434

Niimi, A. J. (1983): Biological and toxicological effects of environmental contaminants in fish and their eggs. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40, 306-312.

OSPAR (2000): Quality Status Report 2000 for the North-East Atlantic. OSPAR, Commission for Protection of the Marine Environment of the North East Atlantic, London.

PCKocwin v. 1.66 (2000): QSAR-Programm zur Abschätzung des log Koc, Teil des Programmpaketes EPI-Suite, U.S. EPA.

Schulze, T., Ricking, M. (2005): Entwicklung einer Verfahrensrichtlinie „Sedimente und Schwebstoffe“, Freie Universität Berlin, Fachbereich Geowissenschaften, AB Hydrogeologie, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau (FKZ: 301 02 013).

TGD (2003): Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, Part II, European Commission, Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2.



UNEP (2004): Guidance for a Global Monitoring Programme for Persistent Organic Pollutants

U.S. EPA (1995): Great Lakes water quality initiative technical support document for the procedure to determine bioaccumulation factors. EPA 820/B-95-005. U.S. Environmental Protection Agency.

Voiland, M. P., Gall, K.L. , Listk, D. J. , MacNeill, D. B. (1991): Effectiveness of recommended fat-trimming procedures on the reduction of PCB and Mirex levels in brown trout (*Salmo trutta*) from lake Ontario. J. Great Lakes Res. 17(4), 454-460.

Wente, S. P. (1997): A spatial and temporally variable model of mercury concentrations in aquatic communities with applications to public health protection and water quality assessment. Thesis. Purdue University, West Lafayette, Indiana (USA), 121 pp.

WFD Monitoring Guidance for Surface Waters (2006), Drafting Group Chemical Monitoring SWMW, UBA/JRC IES, version no. 2, 3 May 2006.

WHO - World Health Organisation (2002): Concise International Chemical Assessment Document 44 "Silver and silver compounds – environmental aspects, First draft, World Health Organization, Geneva.

Zabik, M. E., Zabik, M. J., Humphrey, H. (1993): Assessment of contaminants in five species of Great Lakes fish at the dinner table. Final Report, Part 1. Prepared for the Great Lakes Protection Fund, Evanston, IL 60201 (USA).



Fraunhofer Institut
Molekularbiologie und
Angewandte Oekologie

A n h a n g

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	2
Abkürzungen und Definitionen	3
1 Beschreibung der Fischarten Aitel und Brachsen	5
2 Maßnahmenbegleitende Überwachung: Vorschläge für Messstellen in risikobehafteten Fließgewässern	9
3 Empfehlungen für Analysemethoden	13
3.1 Analysemethoden für prioritäre Stoffe im Wasser	13
3.2 Analysemethoden für prioritäre Stoffe in Biota	20
3.3 Analysemethoden für prioritäre Stoffe in Schwebstoffen/Sedimenten	28
4 Standardarbeitsanweisungen zur Probenahme und Aufarbeitung von Fischen (Ganzfisch)	33
4.1 Probenahme:	33
4.2 Aufarbeitung Ganzfisch	36
5 Liste der angesprochenen österreichischen Institutionen	41
6 Fragebogen für die österreichischen Experten	43
7 Liste der angesprochenen europäischen Institutionen	45
8 Fragebogen für die europäischen Experten	49
9 Liste der angeschriebenen europäischen Organisationen	51
10 Brief an die europäischen Institutionen	52
11 Frankreich: Liste der angewandten Analysemethoden	53
12 Slowakei: Liste der angewandten Analysemethoden	59
13 Slowenien: Liste der angewandten Analysemethoden	61
14 Deutschland: Umweltqualitätsstandards für einige Schwermetalle in Schwebstoffen	63
15 Finnland: Umweltqualitätsstandards für einige organische Verbindungen	64
16 Stoffdatenblätter	65
16.1 Aldrin	
16.2 Bisphenol A	
16.3 Chlordan	
16.4 DDT	
16.5 Dibutylzinnverbindungen	
16.6 Dieldrin	
16.7 Endrin	
16.8 Heptachlor	
16.9 Isodrin	
16.10 Isopropylbenzol (Cumol)	
16.11 Pentachlornitrobenzol	
16.12 Phosalon	
16.13 Tetraäthylzinn	
16.14 Triphenylzinnverbindungen	
16.15 Arsen	
16.16 Chrom	
16.17 Kupfer	
16.18 Selen	
16.19 Silber	
16.20 Zink	

Abkürzungen und Definitionen

AF	Assessmentfaktor
AOX	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
BCF	Biokonzentrationsfaktor (bioconcentration factor); als L/kg bestimmt (wird zur besseren Übersichtlichkeit in den Tabellen ohne Einheit angegeben)
BG	Bestimmungsgrenze
BK	Bewertungskriterium (analog UQN abgeleitet)
BK _{add}	Bewertungskriterium für Metalle (maximal zum natürlichen Hintergrundgehalt aufzuaddierende Konzentration in dem betrachteten Kompartiment)
BK _{Sediment}	Bewertungskriterium (analog zur UQN _{Sediment})
BK _{Sekundärvergiftung}	Bewertungskriterium (analog zur UQN _{Sekundärvergiftung})
BK _{Wasser}	Bewertungskriterium (analog zur UQN _{Wasser})
BK _{Wasser-SPM}	Bewertungskriterium (analog zur UQN _{Wasser-SPM})
BMF	Biomagnifikationsfaktor
EQS	environmental quality standard (Umweltqualitätsnorm)
EU	Europäische Union
exp.	experimentell bestimmter Wert
FG	Frischgewicht/Feuchtgewicht
k.A.	keine Angabe
K _{oc}	Verteilungskoeffizient organischer Kohlenstoff-Wasser eines Stoffes
K _{ow}	Verteilungskoeffizient n-Oktanol-Wasser eines Stoffes
K _{p_{susp}}	Verteilungskoeffizient eines Stoffes zwischen Feststoff und Wasser in Schwebstoffen (als L/kg angegeben)
K _{SPM-Wasser}	Verteilungskoeffizient Schwebstoff-Wasser eines Stoffes (dimensionslos)
log	dekadischer Logarithmus
nb	nicht betrachtet
PNEC	Konzentration, bei der keine Schädigung eines Organismus zu erwarten ist (predicted no effect concentration)
PNEC _{secpois.Biota}	PNEC für die Sekundärvergiftung von Raubtieren durch belastete Beuteorganismen
POP	persistenter organischer Schadstoff gemäß Stockholm-Konvention (persistent organic pollutant)
PS	prioritäre Stoffe (nach WRRL)
QSAR	Quantitative Struktur-Aktivitätsbeziehungen (quantitative structure activity relations)
QZV	Qualitätszielverordnung
RI.	Richtlinie
Secondary poisoning	Sekundärvergiftung von Raubtieren durch belastete Beuteorganismen
SPM	Schwebstoffe (suspended particulate matter)
SPMD	Membranpassivsammler (semipermeable membrane device)
TGD	Technical Guidance Document (siehe Literatur unter TGD, 2003)
TM	Trockenmasse

UQN	Umweltqualitätsnorm
UQN _{Sed.-Wasser}	UQN _{Sediment} umgerechnet auf eine entsprechende Wasserkonzentration (z.B. µg/L)
UQN _{Sediment}	UQN abgeleitet für das Schutzgut benthische Organismen (angegeben z.B. als mg/kg)
UQN _{Sekundärverg.-Wasser}	UQN _{Sekundärvergiftung} umgerechnet auf eine entsprechende Wasserkonzentration (z.B. µg/L)
UQN _{Sekundärvergiftung}	UQN abgeleitet für das Schutzgut Sekundärvergiftung (angegeben z.B. als µg/kg)
UQN _{Wasser}	UQN abgeleitet für das Schutzgut pelagische Organismen (angegeben z.B. als µg/L)
UQN _{Wasser-SPM}	UQN _{Wasser} umgerechnet auf eine entsprechende Konzentration in Schwebstoffen (z.B. mg/kg TM)
WFD	Wasserrahmenrichtlinie (water framework directive)
WGE	Wassergüteeerhebung
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Definitionen

Für organische Stoffe werden die für die Wasserphase abgeleiteten Umweltqualitätsnormen auf die Fraktion „Gesamtwasser“ bezogen und für Metalle auf die Fraktion „Flüssigphase“.

Gesamtwasser (whole water): Wasserprobe ohne Abtrennung der Feststoffe/Schwebstoffe (suspended particulate matter).

Flüssigphase (liquid phase): operational definierte Wasserfraktion nach Abtrennung der Feststoffe/Schwebstoffe z.B. durch Filtration (üblicherweise 0,45 µm-Membranfilter).

Schwebstoffe: Im Rahmen des Projekts werden Schwebstoffe und Sedimente gleichrangig behandelt. Schwebstoffe werden als sich neu bildendes Sediment angesehen.

1 Beschreibung der Fischarten Aitel und Brachsen

(nach Muus & Dahlström 1981; fishBase 2006)

Aitel, Döbel (*Leuciscus cephalus* L.)

Systematik:

Klasse:	Actinopterygii (Strahlenflosser)
Überordnung:	Teleostei (echte Knochenfische)
Ordnung:	Cypriniformes (Karpfenartige)
Familie:	Cyprinidae (Karpfenfische)
Art:	<i>Leuciscus cephalus</i>

Morphologie/Alter: Aitel haben einen gestreckten, im Querschnitt fast drehrunden Körper und einen breiten, dicken Kopf mit weiter Mundspalte. Während der Laichzeit tragen die Männchen einen feinkörnigen Laichausschlag.

Im 7.-10. Lebensjahr sind sie 30-40 cm lang und 0,6–1 kg schwer, selten erreichen sie 60 cm und werden bis 3-4 kg schwer. Das maximale, veröffentlichte Gewicht liegt bei 8 kg.

Das höchste bisher veröffentlichte Alter eines Aitel liegt bei 22 Jahren.

Verbreitung: Aitel kommen in den Süßgewässern der gemäßigten Breiten (64°N-35°N; 10°W–60°O) vor mit vorherrschenden Wassertemperaturen von 4-20°C. Gelegentlich sind sie auch im Brackwasser anzutreffen (Finnische Küste). Die Verbreitung erstreckt sich über Eurasien (Nord- und Ostseebecken, Becken vom Schwarzen Meer, Asowschen Meer und westkaspischer Abfluss der Wolga, Ural bis Iran und Euphrat-Tigris-Becken).

Lebensraum: Aitel leben im Freiwasser und führen begrenzte Wanderungen aus (potamodrom¹). Sie bevorzugen Gewässer mit pH 6–7,8 und dH 8-25°.

Adulte Tiere leben gesellig an der Oberfläche, wobei sie schnell fließende Bäche und Flüsse bevorzugen und seltener in Seen anzutreffen sind. In stehenden Gewässern leben die Jungtiere in Schwärmen in der Uferregion während die Adulten meist allein im freien Wasser leben.

Nahrung: Jungtiere ernähren sich von Würmern, Kleinkrebsen, Insektenlarven, Luftinsekten, Weichtieren und auch Pflanzenkost.

Mit zunehmendem Alter werden die Tiere zu sehr gefräßigen Raubfischen, die Fische, Frösche, frisch gehäutete Krebse, Mäuse (wenn diese im Wasser schwimmen) und Laich anderer Fische fressen.

Fortpflanzung: Männchen werden meist nach dem 3. Jahr geschlechtsreif, Weibchen nach dem 4. Jahr. Laichzeit ist April-Juni. Die Eizahl liegt bei ca. 45000 je kg Körpergewicht. Die blass-gelben klebrigen Eier (ø 1,5 mm) haften an Steinen oder Wasserpflanzen. Je nach Wassertemperatur beträgt die Brutdauer ca. 1 Woche.

In Abbildung 1 a+b sind Aitel (*Leuciscus cephalus* L.) exemplarisch dargestellt.

¹ Tiere führen innerhalb des Süßwasserbereichs des Fließgewässers ihre flussaufwärtsgerichteten Laichwanderungen durch



Abb. 1 a + b: *Leuciscus cephalus* (Aitel, Döbel)
(Quelle: fishBase: (a) M. Lorenzoni; (b) B. Hänfling)

Brachsen, Blei, Brassen (*Abramis brama* L.)

Systematik:

Klasse:	Actinopterygii (Strahlenflosser)
Überordnung:	Teleostei (echte Knochenfische)
Ordnung:	Cypriniformes (Karpfenartige)
Familie:	Cyprinidae (Karpfenfische)
Art:	<i>Abramis brama</i>

Morphologie/Alter: Brachsen sind hochrückige Tiere (siehe Abb. 2) mit seitlich stark zusammengedrückten Körpern. Ihr Mund ist rüsselartig ausstreckbar. Während der Fortpflanzungszeit tragen die Männchen einen starken perlartigen Laichausschlag an Kopf, Körper und Flossen (Abb. 2b). Im Mittel werden sie 30–40 cm lang und ca. 3 kg schwer. Selten erreichen sie auch Längen von 60-75 cm oder sogar 82 cm (maximal veröffentlichte Länge) und Gewichte von 6-9 kg. Das höchste bisher veröffentlichte Alter eines Brachsen liegt bei 17 Jahren.

Verbreitung: Brachsen kommen in den Süßgewässern gemäßigter Breiten vor (75°N–40°N und 11°W–73°E) mit vorherrschenden Wassertemperaturen von 10-24°C). Im Ostseegebiet und im Bereich der südrussischen Meere sind sie auch im Brackwasser anzutreffen. Die Verbreitung erstreckt sich über Nord-Europa und Mittelasien, östlich der Pyrenäen und nördlich Alpen, in den Becken von Nord- und Ostsee, Kaspischem Meer und Aralsee.

Lebensraum: Brachsen leben in Schwärmen, bevorzugt in größeren, nährstoffreichen Seen und langsam fließenden Gewässern mit Schlammgrund (Blei-Region) mit pH-Werten um 7-7,5 und Wasserhärten von 15°dH. Die Tiere leben benthopelagisch² und führen begrenzte Wanderungen aus (potamodrom³) aus. Jungfische halten sich meist in kleinen Gruppen in der Uferregion auf, ältere Fische leben dagegen eher in der Tiefe und kommen nur nachts in Ufernähe um Futter zu suchen, wobei sie mit ihren Mund im Schlamm wühlen und kleine Fraßlöcher hinterlassen.

Nahrung: Jungtiere ernähren sich vorwiegend von Planktonkrebsen und Zuckmückenlarven. Die Nahrung adulter Tiere besteht vorwiegend aus Röhrenwürmern (Tubifex), Zuckmückenlarven (Chironomiden), Schnecken und kleinen Muscheln. In Ausnahmefällen, z.B. in flachen, überfüllten Gewässern, fressen sie auch Plankton und Pflanzen, bleiben dann aber kleinwüchsiger.

Fortpflanzung: Brachsen werden in nährstoffreichen Gewässern mit 3 – 4 Jahren und 20 – 30 cm Länge geschlechtsreif. In überfüllten Seen und im nördlichen Verbreitungsgebiet (Schweden, Finnland, Russland) werden sie dagegen häufig erst mit 10 Jahren und 20 cm geschlechtsreif. Die Laichzeit liegt je nach Wassertemperatur zwischen Mai und Juli. In Ufernähe werden 92000-338000 (Asow-Blei) klebrige, gelbe Eier (Ø 1,5 mm) an Pflanzen angeheftet. Die Brutdauer ist abhängig von der Wassertemperatur und liegt bei 3–12 Tagen. Die Larven sind ca. 4 mm lang und heften sich bis zum Aufzehren des Dottersacks an Pflanzen.

In Abbildung 2 a+b sind Brachsen (*Abramis brama* L.) exemplarisch dargestellt.

² Im Freiwasser mit deutlicher Bodenorientierung

³ Tiere führen innerhalb des Süßwasserbereichs des Fließgewässers flussaufwärtsgerichtete Laichwanderungen durch



Abb. 2 a+b: *Abramis brama* (Brachsen, Blei). Abb. 2b zeigt ein Männchen mit Laichausschlag (Quelle: FishBase (a): B. Ueberschär (b): T. Østergaard)

2 Maßnahmenbegleitende Überwachung: Vorschläge für Messstellen in risikobehafteten Fließgewässern

Tabelle A1: Fließgewässer, an denen das Risiko einer Überschreitung von Umweltqualitätszielen durch Stoffe besteht, für die eine Überwachung in Biota oder Schwebstoffen angezeigt ist, sowie Vorschläge für Messstellen im Rahmen einer maßnahmenbegleitenden Überwachung

WK: Wasserkörper; MS: Messstellen

Fluss	Belastung	Messstelle	Messstellen-Nr	Kommentar
Planungsraum Donau unterhalb Jochenstein, Elbe				
Kleine Mühl	Kupfer	Pegel Obermühl	40627016	MS integriert alle belasteten WK
Große Mühl	Kupfer	Neuenfeld	40608037	MS liegt im unteren Drittel der belasteten WK
Wien	Organozinn-Verbindungen	Wienfluss/Ludwigsgasse	91401817	MS liegt mitten im belasteten WK
Schwechat, Liesing, Mitterbach, Mödling	Organozinn-Verbindungen	Mannswörth	31000137	MS integriert die vier belasteten WK
Piesting	Organozinn-Verbindungen	Tattendorf	31000097	MS liegt im mittleren Bereich der Piesting Alternativen je nach Schadstoffquelle und Maßnahme sind flussabwärts MS Fischmündung bei Moosbrunn (31000107) oder flussaufwärts Wöllersdorf (31000087)
Traisen	Zink	St. Pölten (B) Oder St. Andrä (B)	30900137 oder 30900147	MS liegen im belasteten Gebiet. Alternativen je nach Schadstoffquelle und Maßnahme sind flussabwärts MS uh. Traismauer (30900196) oder flussaufwärts MS Windpassing (30900127)

Tabelle A1 (Fortsetzung): Fließgewässer, an denen das Risiko einer Überschreitung von Umweltqualitätszielen durch Stoffe besteht, für die eine Überwachung in Biota oder Schwebstoffen angezeigt ist, sowie Vorschläge für Messstellen im Rahmen einer maßnahmenbegleitenden Überwachung.

WK: Wasserkörper; MS: Messstellen

Fluss	Belastung	Messstelle	Messstellen-Nr	Kommentar
Planungsraum Donau unterhalb Jochenstein, Elbe				
Schmida, Alte Naufahrt, Stockerauer Arm	Organozinn-Verbindungen	Absdorf uh. ARA	31000246	MS liegt in der unteren Hälfte der Schmida
Planungsraum Leitha, Raab, Rabnitz				
Leitha (Kehrbach, Warme Fischa, Schwarza, Pitten, Sierning)	Organozinn-Verbindungen	Oh. Seibersdorf bei Wampersdorf	31200096	MS liegt flussabwärts von Zusammenfluss Leitha und Warme Fischa
Leitha	Organozinn-Verbindungen	Pachfurth	31200047	Lage der MS auf der Karte der IST-Bestandsaufnahme nicht eindeutig
Wulka	Organozinn-Verbindungen	Wulkamündung	10000027	Lage der MS überprüfen!* Eventuell Anpassung der MS notwendig
Strem	Organozinn-Verbindungen	Bocksdorf	10000047	MS erfasst den belasteten WK vollständig
Tauchenbach	Arsen	Neumarkt	10000146	MS im oberen Drittel des belasteten WK. Flussabwärts gelegen MS 10000177 (Pinka/Burg) liegt hinter Zusammenfluss mit Zickenbach, hier keine Belastung mehr messbar. Eventuell Verlegung der MS flussabwärts.

*Nach der Karte der IST-Bestandsaufnahme liegt die MS Wulkamündung deutlich oberhalb der Mündung der Wulka in den Neusiedler See und würde den flussabwärts gelegenen WK nicht erfassen. Bei der Diskussion am 12.12. wurde jedoch gesagt, dass eine Verlegung der MS flussabwärts nicht möglich wäre, weil es kein flussabwärts gäbe.

Tabelle A1 (Fortsetzung): Fließgewässer, an denen das Risiko einer Überschreitung von Umweltqualitätszielen durch Stoffe besteht, für die eine Überwachung in Biota oder Schwebstoffen angezeigt ist, und Vorschläge für Messstellen bei einer maßnahmenbegleitenden Überwachung
 WK: Wasserkörper; MS: Messstellen

Fluss	Belastung	Messstelle	Messstellen-Nr	Kommentar
Planungsraum Rhein				
Dornbirnerach	Organozinn-Verbindungen, Silber	Lauterach	80224047	MS liegt im unteren Bereich des künstlich verbauten WK
Planungsraum Mur				
Mürz	Silber	Kapfenberg	61400237	MS liegt im mittleren Bereich der belasteten Mürz an der Mündung des Thörlbach. Alternativ könnte die MS 61400107 (Bruck/Mur) überprüft werden, die unterhalb des Zusammenflusses von Mürz und Mur auch die Belastung der Mur erfasst
Vordernberger Bach	Cadmium	Leoben	61400187	MS liegt kurz vor der Mündung des Vordernberger Bachs in die Mur
Planungsraum March				
Zaya	Organozinn-Verbindungen	Oh Neusiedl/Zaya	31100126	MS liegt im mittleren Bereich der Zaya
Pulkau	Organozinn-Verbindungen, Zink	Oh Jungbunzlauer	31100096	MS liegt im unteren Bereich der Pulkau vor Thaya-Mündung. Integriert die Belastung der Pulkau

Tabelle A1 (Fortsetzung): Fließgewässer, an denen das Risiko einer Überschreitung von Umweltqualitätszielen durch Stoffe besteht, für die eine Überwachung in Biota oder Schwebstoffen angezeigt ist, und Vorschläge für Messstellen bei einer maßnahmenbegleitenden Überwachung
 WK: Wasserkörper; MS: Messstellen

Fluss	Belastung	Messstelle	Messstellen-Nr	Kommentar
Planungsraum Drau				
Gailitz	Zink	Thörl Maglern Arnoldstein	21531167 21531177	MS hinter der Grenze bzw. kurz vor Einmündung in die Gail. Messnetz eventuell noch engmaschiger gestalten
Gail	Zink	Maria Gail	21530157	MS integriert Belastung von Gailitz und Gail
Gurk	Hexachlorbutadien, Hexachlorbenzol; Quecksilber	Reisdorf Niederdorf Truttendorf (ÜM) Grafenstein Stauwurzel KW Edling	21550217 21550227 21550376 21550237 21500316	MS Reisdorf liegt am Anfang des belasteten Flussabschnitts nahe der Belastungsquelle. MS Niederdorf liegt flussabwärts vor Glan-Mündung MS Truttendorf ist eine Überblicks-MS und liegt unterhalb der Glanmündung. MS Grafenstein liegt weiter flussabwärts hinter Truttendorf MS Stauwurzel KW Edlingen liegt an der Mündung der Gurk in die Drau: hier ist eine Überwachung nur sinnvoll, wenn die MS noch in der Gurk liegt

3 Empfehlungen für Analysemethoden

3.1 Analysemethoden für prioritäre Stoffe im Wasser

Pentabromdiphenylether (Wasser)

CAS-Nr.:	32534-81-9
UQN:	0,0005 µg/L
Empfohlene Methode A:	Kuch, B., Körner, W., Hagenmaier, H. (2003): Monitoring von bromierten Flammschutzmitteln in Fließgewässern, Abwässern und Klärschlamm in Baden-Württemberg, Abschlussbericht FZKA-BWPLUS, Universität Tübingen, 2001
Matrix:	Wasser, Abwasser, Klärschlamm
Prinzip:	GC-MS
Bestimmungsgrenze:	0,2 – 1 µg/L
Empfohlene Methode B:	ISO 22032: 2006-08 (FDIS)
Matrix:	Sediment, Übertragung auf Wasser möglich
Prinzip:	GC-MS
Bestimmungsgrenze:	k.A.
Kostenschätzung:	250 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
Bemerkung:	Eine ausführliche Beschreibung des Standes der Untersuchungsmethoden wurde in einem Report der Arbeitsgruppe „Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances – AMPS“ dokumentiert (Report EU 21587 EN, 2005, nicht öffentlich). Analytische Verfahren basieren auf GC-MS (HR und LR). LR meist mit NCI. Sie sind daher für Routineanwendungen nur eingeschränkt verwendbar. Dennoch bestehen Normungsaktivitäten (Stand: Working draft: ISO/WD 22032). Zwei Ringversuche zeigten noch Schwächen der Methodik. Die Bestimmung einiger Kongenere ist bei der Mehrzahl der Laboratorien nicht unter Kontrolle.
Empfehlung:	Als Ergebnis der Diskussion im Expertenkreis am 12.12.2006 wird eine Überwachung der UQN in Biota statt in Wasser empfohlen.

C₁₀-C₁₃-Chloralkane (Wasser)

CAS-Nr.:	85535-84-8
UQN:	0,4 µg/L
Empfohlene Methode:	(keine Normmethode vorhanden) Reth, M., Zencak, Z., Oehme, M. (2004): First study of congener group patterns and concentrations of short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish from the North and Baltic Sea, Chemosphere 58, 847-854
Matrix:	Umweltproben
Prinzip:	GC-NCI-HRMS; GC-NCI-MS; GC-NCI-MS-MS
Bestimmungsgrenze:	k.A.
Kostenschätzung:	500 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
Bemerkung:	Methode nicht für Routineuntersuchungen geeignet. Eine ausführliche Beschreibung des Standes der Untersuchungsmethoden wurde in einem Report der Arbeitsgruppe „Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances – AMPS“ dokumentiert (Report EU 21587 EN, 2005, nicht öffentlich).
Empfehlung:	UQN in Wasser überwachen, wenn Methode verfügbar ist.

Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (Wasser)

CAS-Nr.:	Naphthalin	91-20-3
	Anthracen	120-12-7
	Fluoranthen	206-44-0
	Benzo(b)fluoranthen	205-99-2
	Benzo(k)fluoranthen	207-08-9
	Benzo(a)pyren	50-32-8
	Benzo(g,h,i)perylen	191-24-2
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5
UQN:	Naphthalin	2,4 µg/L
	Anthracen	0,1 µg/L
	Fluoranthen	0,1 µg/L
	Benzo(b)fluoranthen	0,03 µg/L
	Benzo(k)fluoranthen	0,03 µg/L
	Benzo(a)pyren	0,05 µg/L
	Benzo(g,h,i)perylen	0,002 µg/L
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,002 µg/L
Empfohlene Methode:	ÖN EN ISO 17993: 2004-02	
Matrix:	Wasser	
Prinzip:	HPLC mit Fluoreszenzdetektion	
Bestimmungsgrenze:	0,01 µg/L; 0,001-0,005 µg/L mit erhöhten Aufwand (UBA, Wien)	
Kostenschätzung:	150 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)	
Bemerkung:	-	
Empfehlung:	Als Ergebnis der Diskussion im Expertenkreis am 12.12.2006 wird eine Überwachung der UQN in Schwebstoffen statt in Wasser empfohlen.	

Trifluralin (Wasser)

CAS-Nr.:	1582-09-8
UQN:	0,03 µg/L
Empfohlene Methode:	ÖN EN ISO 10695: 2000-11
Matrix:	Wasser
Prinzip:	GC-NPD
Bestimmungsgrenze:	0,05 µg/L 0,02 µg/L mit erhöhtem Aufwand
Kostenschätzung:	140 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
Bemerkung:	weitere Methode: ASTM D 5812: 1996 für Wasser, GC
Empfehlung:	Als Ergebnis der Diskussion im Expertenkreis am 12.12.2006 wird eine Überwachung der UQN in Wasser empfohlen.

Chlorierte Pflanzenbehandlungsmittel und ähnliche Verbindungen (Wasser)

CAS-Nr.:	Pentachlornitrobenzol	82-68-8
	Pentachlorbenzol	608-93-5
	Hexachlorbenzol	118-74-1
	Hexachlorbutadien	87-68-3
	Hexachlorcyclohexan (HCH) (gamma-HCH, Lindan)	608-73-1 58-89-9
	Endrin	72-20-8
	Dieldrin	60-57-1
	Aldrin	309-00-2
	Isodrin	465-73-6
	p,p'-DDT	50-29-3
	DDT insgesamt (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE)	-
	Chlordan	57-74-9
	cis-Chlordan	5103-71-9
	trans-Chlordan	5103-74-2
	Heptachlor	76-44-8
	Endosulfan	115-29-7
	alpha-Endosulfan	959-98-8
	beta-Endosulfan	891-86-1
	Endosulfan-sulfat	1031-07-8

Empfohlene Methode:

Hexachlorbutadien:	ÖN EN ISO 10301: 1998-02
Matrix:	Wasser
Prinzip:	Headspace-GC (ECD, FID, MS)
Bestimmungsgrenze:	0,01 µg/L
übrige Stoffe:	ÖN EN ISO 6468: 1997-07
Matrix:	Wasser
Prinzip:	GC-ECD
Bestimmungsgrenze:	0,001 – 0,01 µg/L

Chlorierte Pflanzenbehandlungsmittel und ähnl. Verb. (Wasser) (Fortsetzung)

UQN:	Pentachlorbenzol	0,007 µg/L
	Hexachlorcyclohexan (HCH)	0,02 µg/L
	gamma-HCH, Lindan	0,02 µg/L
	Endrin	0,01 µg/L
	Dieldrin	0,01 µg/L
	Endosulfan	0,05 µg/L
	alpha-Endosulfan	0,05 µg/L
	beta-Endosulfan	0,05 µg/L
	Endosulfan-sulfat	0,05 µg/L
	Hexachlorbenzol	0,01 µg/L*
	Hexachlorbutadien	0,1 µg/L*
	Aldrin	0,01 µg/L*
	Isodrin	0,01 µg/L*
	p,p'-DDT	0,01 µg/L*
	DDT insgesamt (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE)	0,025 µg/L*
	Chlordan	0,002 µg/L*
	(cis-, trans-Chlordan	0,001 µg/L)*
	Heptachlor	0,004 µg/L*
	Pentachlornitrobenzol	0,4 µg/L*

Kostenschätzung: 150 Euro
(pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)

Bemerkung: Die UQN für Chlordan ist vermutlich nicht überwachbar, da die Bestimmungsgrenze niedriger liegt als die UQN.

Empfehlung: Für einige dieser Stoffe (*) wird eine zusätzliche Überwachung der UQN bzw. des Bewertungskriteriums zum Schutz vor Sekundärvergiftung in Biota empfohlen (für diese Stoffe Umrechnung der entsprechenden UQN auf die Wasserphase nicht möglich, da recherchierte Daten zu Biokonzentrationsfaktoren stark variieren).

Organozinnverbindungen (Wasser)

CAS-Nr.:	Dibutylzinnverbindungen	683-18-1
	Tributylzinnverbindungen	688-73-3
	Tributylzinn-Kation	36643-28-4
	Tetrabutylzinn	1461-25-2
	Triphenylzinnverbindungen:	
	Triphenylzinnchlorid	639-58-7
	Triphenylzinn-Kation	668-34-8
UQN (# = BK):	Dibutylzinnverbindungen	0,01 µg/L
	Tributylzinnverbindungen	0,0002 µg/L
	Tetrabutylzinn	0,0001 µg/L #
	Triphenylzinnverbindungen	0,0001 µg/L #
Empfohlene Methode:	ÖN EN ISO 17353:2005-10	
Matrix:	Wasser	
Prinzip:	GC-MS, GC-FPD, GC-AED	
Bestimmungsgrenze:	0,01 µg/L 0,002 µg/L mit erhöhtem Aufwand	
Kostenschätzung:	150 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)	
Bemerkung:	Die Bestimmung erfolgt jeweils als Kation. Die angegebene Norm ersetzt die Vorgängernorm DIN 38407-13: 2001-03. Das Umweltbundesamt (Wien) verfügt über eine empfindlichere Methode mit Bestimmungsgrenzen von 0,002 µg/L je Komponente.	
Empfehlung:	Als Ergebnis der Diskussion im Expertenkreis am 12.12.2006 wird eine Überwachung der UQN bzw. BK in Biota empfohlen.	

3.2 Analysenmethoden für prioritäre Stoffe in Biota

Pentabromdiphenylether (Biota)

CAS-Nr.:	32534-81-9
UQN:	274 µg/kg FG
Empfohlene Methode:	(keine Normmethode vorhanden)
	Lepom, P., Karasyova, T., Sawal, G. (2002): Occurrence of Polybrominated Diphenyl Ethers in Freshwater fish from Germany, Organohalogen compounds 58, 209-212
Matrix:	Biota
Prinzip:	GC-MS
Bestimmungsgrenze:	(ca. 10 µg/kg FG)
Kostenschätzung:	(ca. 300 €) (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
Bemerkung:	Methode wird bislang nicht für Routineuntersuchungen eingesetzt. Eine ausführliche Beschreibung des Standes der Untersuchungsmethoden wurde in einem Report der Arbeitsgruppe „Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances – AMPS“ dokumentiert (Report EU 21587 EN, 2005, nicht öffentlich). Analytische Verfahren basieren auf GC-MS (HR und LR; LR meist mit NCI). Sie sind für Routineanwendungen nur eingeschränkt verwendbar.
Empfehlung:	Als Ergebnis der Diskussion im Expertenkreis am 12.12.2006 wird eine Überwachung der UQN in Biota empfohlen, da der Aufwand geringer ist als die Überwachung in der Wasserphase (adaptierte Methode des Umweltbundesamtes, Wien).

C₁₀-C₁₃-Chloralkane (Biota)

CAS-Nr.:	85535-84-8
UQN:	16600 µg/kg FG
Empfohlene Methode:	(keine Normmethode vorhanden) Reth, M., Zencak, Z., Oehme, M. (2004): First study of congener group patterns and concentrations of short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish from the North and Baltic Sea, Chemosphere 58, 847-854
Matrix:	Umweltproben, einschl. Biota
Prinzip:	GC-NCI-HRMS; GC-NCI-MS; GC-NCI-MS-MS
Bestimmungsgrenze:	k.A. (ca. 1-5 µg/kg FG)
Kostenschätzung:	(ca. 500 Euro) (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
Bemerkung:	Methode nicht für Routineuntersuchungen geeignet. Eine ausführliche Beschreibung des Standes der Untersuchungsmethoden wurde in einem Report der Arbeitsgruppe „Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances – AMPS“ dokumentiert (Report EU 21587 EN, 2005, nicht öffentlich).
Empfehlung:	Messung in der Wasserphase empfohlen, sobald eine geeignete Methode verfügbar ist.

Trifluralin (Biota)

CAS-Nr.:	1582-09-8
UQN:	170 µg/kg FG
Empfohlene Methode:	ASU L-00.00-34
Matrix:	Lebensmittel (pflanzlich und tierisch)
Prinzip:	GC-MS
Bestimmungsgrenze:	ca. 20 µg/kg FG
Kostenschätzung:	200 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
Bemerkung:	weitere Methode: ASTM D 5812: 1996 für Wasser, GC
Empfehlung:	Als Ergebnis der Diskussion im Expertenkreis am 12.12.2006 wird eine Überwachung der UQN in Wasser empfohlen.

Chlorierte Pflanzenbehandlungsmittel und ähnliche Verbindungen (Biota)

CAS-Nr.:	Pentachlornitrobenzol	82-68-8	
	Pentachlorbenzol	608-93-5	
	Hexachlorbenzol	118-74-1	
	Hexachlorbutadien	87-68-3	
	Hexachlorcyclohexan (HCH) (gamma-HCH, Lindan)	608-73-1 58-89-9	
	Endrin	72-20-8	
	Dieldrin	60-57-1	
	Aldrin	309-00-2	
	Isodrin	465-73-6	
	p,p'-DDT	50-29-3	
	DDT insgesamt (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE)	n.a.	
	Chlordan	57-74-9	
	cis-Chlordan	5103-71-9	
	trans-Chlordan	5103-74-2	
	Heptachlor	76-44-8	
	Endosulfan	115-29-7	
	alpha-Endosulfan	959-98-8	
	beta-Endosulfan	891-86-1	
	Endosulfan-sulfat	1031-07-8	
	UQN (# BK):	Pentachlornitrobenzol	2500 µg/kg FG #
		Pentachlorbenzol	367 µg/kg FG #
		Hexachlorbenzol	10 µg/kg FG
		Hexachlorbutadien	55 µg/kg FG
Hexachlorcyclohexan (HCH) (gamma-HCH, Lindan)		26 µg/kg FG 26 µg/kg FG	
Endrin		30 µg/kg FG #	
Dieldrin		30 µg/kg FG #	
Aldrin		30 µg/kg FG #	
Isodrin		101 µg/kg FG	
p,p'-DDT		30 µg/kg FG	
DDT insgesamt (p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE)		30 µg/kg FG	
Chlordan		12 µg/kg FG	
cis-Chlordan		6 µg/kg FG	
trans-Chlordan		6 µg/kg FG	
Heptachlor		480 µg/kg FG	
Endosulfan		50 µg/kg FG	
alpha-Endosulfan		25 µg/kg FG	
beta-Endosulfan		25 µg/kg FG	
Endosulfan-sulfat		25 µg/kg FG	

Chlorierte Pflanzenbehandlungsmittel und ähnl. Verbind. (Biota) (Fortsetzung)

Empfohlene Methoden:

Hexachlorbutadien

(keine Normmethode verfügbar)

Pentachlornitrobenzol
Pentachlorbenzol
Hexachlorbenzol
Hexachlorbutadien
Hexachlorcyclohexan (HCH)
(gamma-HCH, Lindan)
Endrin
Dieldrin
Aldrin
Isodrin
p,p'-DDT
DDT (p,p'-DDT, o,p'-DDT,
p,p'-DDD, p,p'-DDE)
Chlordan
cis-Chlordan
trans-Chlordan
Heptachlor

CKW Methode UPB

Matrix: Biota

Prinzip: GC-HRMS/GC-MS

Bestimmungsgrenze: 0,01 – 0,12 µg/kg FG

ASU L-00.00-34

Matrix: Lebensmittel (pflanzlich und tierisch)

Prinzip: GC-MS

Bestimmungsgrenze: ca. 10 – 50 µg/kg FG

Endosulfan
alpha-Endosulfan
beta-Endosulfan
Endosulfan-sulfat

ASU L-00.00-34

Matrix: Lebensmittel (pflanzlich und tierisch)

Prinzip: GC-MS

Bestimmungsgrenze: ca. 10 – 20 µg/kg FG

Kostenschätzung:

200 Euro

(pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)

Bemerkung:

Hexachlorbutadien kann wahrscheinlich ebenfalls mit dieser Methode bestimmt werden.

Für Chlordan ist die Überwachung der UQN in Wasser nicht mit ausreichender Sicherheit möglich. Deshalb wurde die UQN (Wasser) auf Gewebekonzentrationen von Biota umgerechnet. Dies ist allerdings mit einer gewissen Unsicherheit verbunden, da die recherchierten Angaben zu Biokonzentrationsfaktoren relativ stark streuen (hier wurden die niedrigsten BCF verwendet als „worst case“-Abschätzung).

Chlorierte Pflanzenbehandlungsmittel und ähnl. Verbind. (Biota) (Fortsetzung)

Empfehlung: Als Ergebnis der Diskussion im Expertenkreis am 12.12.2006 wird aus analytischen Überlegungen eine Überwachung der UQN der chlorierten Verbindungen in Biota statt in Wasser empfohlen.

ASU Amtliche Sammlung von Untersuchungsverfahren nach § 35 LMBG,
Bundesrepublik Deutschland

UPB Umweltprobenbank des Bundes, Bundesrepublik Deutschland

Organozinnverbindungen (Biota)

CAS-Nr.:	Dibutylzinnverbindungen	683-18-1
	Tributylzinnverbindungen	688-73-3
	Tributylzinn-Kation	36643-28-4
	Tetrabutylzinn	1461-25-2
	Triphenylzinnchlorid	639-58-7
	Triphenylzinn-Kation	668-34-8

UQN:	Dibutylzinn-Kation	14 µg/kg	FG
	Tributylzinn-Kation	1,2 µg/kg	FG
	Triphenylzinn-Kation	8 µg/kg	FG
	Tetrabutylzinn	10 µg/kg	FG

Empfohlene Methode:

Organozinnverbindungen:

Umweltprobenbank-Methode (Ethylborat)

Rüdel, H., Lepper, P., Steinhanses, J., Schröter-Kermani, Ch. (2003): Retrospective monitoring of organotin compounds in marine biota from 1985 to 1999. Results from the German environmental specimen bank. *Environ. Sci. Technol.* 37, S. 1731-1738.

Rüdel, H., Müller, J., Steinhanses, J., Schröter-Kermani, Ch. (2007): Retrospective monitoring of organotin compounds in freshwater fish from 1988 to 2003: Results from the German environmental specimen bank. *Chemosphere* 66, S. 1884-1894.

Matrix: Aquatische Biota

Prinzip: GC-AED

Bestimmungsgrenze: 1 – 5 µg/kg FG

Kostenschätzung: 200 Euro
(pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)

Bemerkung: Dibutyl-, Tributyl-, und Triphenylverbindungen werden jeweils als Kation bestimmt.

Empfehlung: Als Ergebnis der Diskussion im Expertenkreis am 12.12.2006 wird aus analytischen Überlegungen eine Überwachung der UQN der Organozinnverbindungen in Biota statt in Wasser empfohlen.

Methylquecksilber (Biota)

CAS-Nr.:	115-09-3 (Monomethylquecksilberchlorid)
UQN:	20 µg/kg FG
Empfohlene Methode:	UPB-Verfahren (UBA 1996)
Matrix:	Biota
Prinzip:	Kaltdampf-AAS oder ICP-MS nach Extraktion mit salzsaurer Lösung und ionenchromatographischer Abtrennung anorganischer Hg-Spezies; operational definiertes Verfahren (unter diesen Bedingungen bestimmtes organisches Quecksilber wird als Methylquecksilber interpretiert)
Bestimmungsgrenze:	0,01 µg/kg
Kostenschätzung:	100 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
Bemerkung:	Speziationsanalytik mittels GC-ICP-MS möglich, aber sehr aufwendig.

UPB Umweltprobenbank des Bundes, Bundesrepublik Deutschland

UBA 1996: Verfahrensrichtlinien Umweltprobenbank, Umweltbundesamt (Herausgeber),
E. Schmidt-Verlag, Berlin.

3.3 Analysenmethoden für prioritäre Stoffe in Schwebstoffen/Sedimenten

Bisphenol A (Schwebstoffe/Sedimente)

CAS-Nr.:	80-05-7
Methode A:	Heemken, O. P., Reincke, H., Stachel, B., Theobald, N. (2001): The occurrence of xenoestrogens in the Elbe river and the North Sea, Chemosphere 45, 245-259 GC-MS (nach Derivatisierung)
Matrix:	Wasser, Sediment
Prinzip:	GC-MS
Bestimmungsgrenze:	ca. 0,1 mg/kg TM
Methode B:	Shaogang, C., Haffner, G. D., Letcher, R. J. (2005): Simultaneous determination of tetrabromobisphenol A, tetrachlorobisphenol A, bisphenol A and other halogenated analogues in sediment and sludge by high performance liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry, J. Chromatogr. 1097, 25-32
Matrix:	Sediment, Klärschlamm
Prinzip:	HPLC-MS-MS
Bestimmungsgrenze:	0,2 µg/kg TM
UQN:	10,8 mg/kg TM
Kostenschätzung:	150 Euro (Methode A) (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
Bemerkung:	Es existiert ein Entwurf für eine Normmethode ÖN CEN/TS 13130-13:2006-12 (E DIN EN 13130-13:2006-11) für Werkstoffe und Gegenstände in Kontakt mit Lebensmitteln zur Bestimmung von Bisphenol A in Prüflebensmitteln (Wasser, Essigsäure, Ethanol, Öl); Prinzip: GC-MS (nach Derivatisierung mit BSTFA); Bestimmungsgrenze: 2 µg/kg Frischgewicht
Empfehlung:	Die Überwachung der UQN in Schwebstoffen bzw. Sedimenten wird empfohlen.

Pentabromdiphenylether (Schwebstoffe/Sedimente)

CAS-Nr.:	32534-81-9
UQN:	1550 µg/kg TM
Methode A:	Kuch, B., Körner, W., Hagenmaier, H. (2003): Monitoring von bromierten Flammschutzmitteln in Fließgewässern, Abwässern und Klärschlamm in Baden-Württemberg, Abschlussbericht FZKA-BWPLUS, Universität Tübingen, 2001
Matrix:	Wasser, Abwasser, Klärschlamm
Prinzip:	GC-MS
Bestimmungsgrenze:	0,2 – 1 µg/kg TM
Methode B:	ISO CD 22032: 2006-10
Matrix:	Sediment
Prinzip:	GC-MS
Bestimmungsgrenze:	ca. 1 µg/kg TM
Kostenschätzung:	250 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
Bemerkung:	Eine ausführliche Beschreibung des Standes der Untersuchungsmethoden wurde in einem Report der Arbeitsgruppe „Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances – AMPS“ dokumentiert (Report EU 21587 EN, 2005, nicht öffentlich). Analytische Verfahren basieren auf GC-MS (HR und LR; LR meist mit NCI). Sie sind für Routineanwendungen nur eingeschränkt verwendbar.
Empfehlung:	Eine Überwachung der UQN in Sedimenten und Schwebstoffen wird zurzeit nicht empfohlen (siehe Monitoring Biota).

C₁₀-C₁₃-Chloralkane (Schwebstoffe/Sedimente)

CAS-Nr.:	85535-84-8
Methode A:	keine Normmethode vorhanden Hartmann, E., Bischoff, W. A., Kaupenjohann, M. (2004): Untersuchung von Klärschlamm auf ausgewählte Schadstoffe und ihr Verhalten bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung, Umweltbundesamt, Berlin, Texte 20/2004
Matrix:	Klärschlamm
Prinzip:	GC-MS
Bestimmungsgrenze:	1000 µg/kg TM
Kostenschätzung:	300 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
Methode B:	Reth, M., Zencak, Z., Oehme, M. (2004): First study of congener group patterns and concentrations of short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish from the North and Baltic Sea, Chemosphere 58, 847-854
Matrix:	Umweltproben
Prinzip:	GC-NCI-HRMS; GC-NCI-MS; GC-NCI-MS-MS
Bestimmungsgrenze:	ca. 1-5 µg/kg TM
Kostenschätzung:	500 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)
UQN:	998 µg/kg TM
Bemerkung:	Methode nicht für Routineuntersuchungen geeignet. Eine ausführliche Beschreibung des Standes der Untersuchungsmethoden wurde in einem Report der Arbeitsgruppe „Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances – AMPS“ dokumentiert (Report EU 21587 EN, 2005, nicht öffentlich).
Empfehlung:	Eine Überwachung der UQN in Sedimenten und Schwebstoffen wird zurzeit nicht empfohlen (siehe Monitoring Wasser).

Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (Schwebstoffe/Sedimente)

CAS-Nr.:	Naphthalin	91-20-3
	Anthracen	120-12-7
	Fluoranthen	206-44-0
	Benzo(b)fluoranthen	205-99-2
	Benzo(k)fluoranthen	207-08-9
	Benzo(a)pyren	50-32-8
	Benzo(g,h,i)perylene	191-24-2
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5

UQN:	Naphthalin	0,30 mg/kg TM
	Anthracen	0,31 mg/kg TM
	Fluoranthen	1,1 mg/kg TM
	Benzo(b)fluoranthen	1,1 mg/kg TM
	Benzo(k)fluoranthen	1,6 mg/kg TM
	Benzo(a)pyren	2,9 mg/kg TM
	Summe Benzo(g,h,i)perylene	0,13 mg/kg TM
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,13 mg/kg TM

Empfohlene Methode A: **ISO 13877:1998-09** (DIN ISO 13877: 2000-01)

Matrix: Boden

Prinzip: HPLC-Fluoreszenz

Bestimmungsgrenze: ca. 0,001 mg/kg TM

Empfohlene Methode B: **DIN 38414-23:2002-02 (S23)**

Matrix: Boden

Prinzip: HPLC-Fluoreszenz

Bestimmungsgrenze: ca. 0,001 mg/kg TM

Empfohlene Methode C: **ISO 18287:2006-01** (DIN ISO 18287: 2006-05)

Matrix: Boden

Prinzip: GC-MS

Bestimmungsgrenze: 0,0002 – 0,0015 mg/kg TM

Kostenschätzung: 170 Euro
(pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)

Bemerkung: -

Empfehlung: Als Ergebnis der Diskussion im Expertenkreis am 12.12.2006 wird eine Überwachung der UQN in Schwebstoffen empfohlen, da der Aufwand geringer ist als die Überwachung in der Wasserphase.

Metalle/Metalloide (Schwebstoffe/Sedimente)

CAS-Nr.:	Quecksilber	7439-97-6
	Blei	7439-92-1
	Cadmium	7440-43-9
	Nickel	7440-02-0
	Chrom	7440-47-3
	Kupfer	7440-50-8
	Selen	7782-49-2
	Silber	7440-22-4
	Zink	7440-66-6
	Arsen	7440-38-2
UQN (# = BK):	Quecksilber	4,7 mg/kg TM
	Blei	1050 mg/kg TM
	Cadmium	10 mg/kg TM
	Nickel	30 mg/kg TM
	Chrom	445 mg/kg TM #
	Kupfer	33 mg/kg TM #
	Selen	0,016 mg/kg TM #
	Silber	3,2 mg/kg TM #
	Zink	399 mg/kg TM #
	Arsen	209 mg/kg TM #
Methode:	Königswasserextrakt nach EN 13346:2000 (Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung von Spurenelementen und Phosphor - Extraktionsverfahren mit Königswasser); Bestimmung mit ICP-OES nach EN ISO 11885:1998 (Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie)	
Matrix:	Schlämme	
Prinzip:	ICP-OES	
Bestimmungsgrenze:	(Quecksilber	0,1 mg/kg TM)
	Blei	1 mg/kg TM
	Cadmium	1 mg/kg TM
	Nickel	1 mg/kg TM
	Chrom	1 mg/kg TM
	Kupfer	0,5 mg/kg TM
	(Selen	0,01 mg/kg TM)
	Silber	0,5 mg/kg TM
	Zink	1 mg/kg TM
	Arsen	1 mg/kg TM
Kostenschätzung:	300 Euro (pro Probe bei Serienuntersuchungen > 50 Proben)	
Bemerkung:	Für Selen ist ein Hydridverfahren zu verwenden und für Quecksilber die Kaltdampf-AAS.	
Empfehlung:	-	

4 Standardarbeitsanweisungen zur Probenahme und Aufarbeitung von Fischen (Ganzfisch)

Quelle: Michigan Department of Community Health (Michigan, USA).

4.1 Probenahme:

http://www.michigan.gov/deq/0,1607,7-135-3313_3686_3728-32393--,00.html

Revised
GLEAS Procedure #31
Fish Contaminant Monitoring Program
Fish Collection and Processing Procedure

Introduction

The purpose of the Fish Contaminant Monitoring Program (FCMP) is to quantitatively assess the degree of chemical contamination in fish from waters throughout the state. This procedure describes the collection and processing techniques for fish samples to be obtained for contaminant analysis.

Pre-Collection

Staff should maintain a field notebook containing the following information (as a minimum):

This Procedure

Fisheries Division Contact List (District Offices and Fish Stations)

Blank Field Data Sheets

Current Michigan Fishing Guide

Staff with the responsibility for a specified site will be provided with a Fish Collection Assignment Sheet (Attachment 1) by the FCMP Specialist. The assignment sheet identifies the waterbody, location, contact people, id#, species (number and size ranges) and processing instructions.

Staff should select appropriate fish sampling techniques and collection times after consultation with the appropriate District Fisheries Biologist. Staff collecting fish samples must have Cultural and Scientific Fish Collectors Permits which are issued by Fisheries Division.

The FCMP and biosurvey (stream shocker and backpack shocker sections) checklists can be used to identify equipment and supplies needed (Attachments 2 and 3). Vehicles, boats and major equipment (shockers, nets, etc.) must be signed out on the field calendar.

The appropriate Fisheries Division Office and Conservation Officers must be notified by the GLEAS staff assigned to a site prior to the fish collections. The names and phone numbers of the people to be contacted will be provided on the Fish Collection Assignment Sheet.

Fish Collections

Most fish will be collected by GLEAS and Fisheries Division staff using electrofishing equipment or nets. Since the desired species and size ranges are sometimes not found, the Fish Collection Assignment Sheet will indicate if substitutions can be made. Substitutions will be pursuant to the predator and bottom feeder preference lists (Attachment 4). Species substitutions can not be made for trend monitoring collections. Size ranges are generally goals and should be met as closely as possible unless noted otherwise on the Fish Collection Assignment Sheet.

The minimum safety training requirements for collection staff are: CPR, First Aid, Boating Safety and Water Safety. GLEAS staff should follow electrofishing safety procedures (GLEAS Procedure #48) and other appropriate safety procedures and requirements included in the Division Safety and Health Manual. For fish collected for composite samples, when possible the length of the smallest fish should be within 90% of the largest fish.

Once fish are collected, they should be placed on ice and processed on-site or transported to the Filley Street facility. **Special sample processing and handling procedures may be necessary if chain-of-custody needs to be maintained and will be determined on a case-by-case basis.** The Fish Collection Assignment Sheet will indicate if chain-of-custody needs to be maintained.

If the fish are not going to be processed on-site, then they should be:

- 1) placed in plastic bags (GLEC bags or other large garbage bags) keeping different species separate and keeping the bags under 30 lbs. each;
- 2) labelled with the waterbody, location, date and species;
- 3) placed in one of the "Fish to be Processed" freezers; and
- 4) recorded on the Freezer Log Sheet (Attachment 5).

Staff should then notify the FCMP Specialist of the number and species of fish collected.

Fish Processing

The supplies needed to process fish are listed in the FCMP Check List (Attachment 2). Fresh fish should be sorted by species and kept on ice in a shady location until processing. To thaw frozen fish for processing:

- 1) pull fish from Filley Street freezers the afternoon before the day they are to be processed;
- 2) place the fish in tubs/coolers or on clean plastic bags in the truck well, keeping sites and species separate;
- 3) take care to avoid contaminating other equipment, especially wooden materials, which are stored in the truck well;
- 4) try to separate the fish from each other as much as possible to facilitate thawing; and
- 5) keep the doors to the truck well closed and the fan on.

The following steps should be followed for processing fish:

- 1) If processing at the Filley Street Facility, keep the fan on and the interior doors to the truck well closed.
- 2) Rinse fillet board, cleaning table and knives with water.
- 3) Record site information, sample#, species name, length (cms), weight (gms), sex and sample type on the FCMP Data Sheet (Attachment 6).
- 4) The Fish Collection Assignment Sheet will identify the appropriate recording procedure for lengths and weights for composite samples. Generally, for smaller fish species (smelt, alewife, etc.) including caged fish study samples, a range for the lengths and a total weight for the composite will be adequate. In these cases, the number of fish in the composite should be noted under the comments section of the FCMP Data Sheet. For larger fish species the length and weight of each fish in the composite is generally recorded. Attachment 6 shows an example of the data recorded for each case.
- 5) The comments section of the FCMP Data Sheet should be used to record the following types of information: collection date (native fish not all collected on the same date and caged fish samples), anomalies such as tumors or lamprey marks, fin clips (see Attachment 7 for fin clip codes), sample identification information for split samples...etc.
- 6) If instructed to collect scale/spine/otolith samples for aging follow the guidance provided in Attachment 8. This will generally only apply to trend monitoring samples.
- 7) If fish are to be processed whole proceed to step 10.
- 8) Starting with the species expected to be least contaminated (i.e. panfish) and working from the smallest to the largest specimen, process according to the Standard Edible Portion list (Attachment 9). Fillet specimen according to the figure in Attachment 10. Staff will be trained on appropriate fillet techniques.
- 9) Waste materials should be placed in a trash container lined with garbage bags. Thin garbage bags should be tripled, while thicker bags (i.e. garbage disposal bags) don't need to be. Bags should weigh no more than 30 lbs. Waste bags should be placed in the "Guts" freezer at the Filley Street facility unless they can be disposed of properly onsite.
- 10) Between each fish, the cutting board and knife(s) should be rinsed with water.
- 11) Wrap whole fish or edible portion sample in aluminum foil with dull side to fish. Secure package with 2" masking tape by taping lengthwise around the package along aluminum foil seam. Each fish in a composite sample must be wrapped and labeled individually, unless otherwise indicated on the Fish Collection Assignment Sheet.
- 12) Label each package with the following information on the masking tape using a waterproof marker:
date
waterbody

species
sample id#
composite number (composite samples only)

- 13) Place each aluminum foil package in a separate clear plastic bag (1 quart or 1 gallon ziplock bag, or large GLEC bag; depending on size). However, for composite samples more than one package can go in the same bag.
- 14) Label the plastic bag with the sample id# using a waterproof marker. If more than 1 plastic bag is necessary per sample (i.e. composite samples) mark each bag with the same sample id# and label 1 of 3, 2 of 3, etc.
- 15) Place all the bags from a given site id# in a large plastic bag (GLEC or other garbage bag) not to exceed 30 lbs. and label bag with site id# and waterbody. If more than 1 bag is required for a given site id#, also label the bags 1 of 3, 2 of 3, etc.
- 16) Samples should be kept on ice until they are placed in the "Processed Fish" freezers at Filley Street and recorded on the Freezer Log.
- 17) Clean all of the processing equipment and return it to its proper place. If processing at the Filley Street facility, rinse floors with diluted chlorine bleach.

Post Processing

Laboratory Analysis Request Forms (Attachment 11) should be filled out and turned into the FCMP Specialist along with the completed Field Data Sheets. The forms will be maintained in the FCMP site files.

Aquatic Toxicity Laboratory staff will be responsible for transferring the bags from the guts freezer to dumpster on the morning of garbage pick-up days (currently Tuesdays). The FCMP specialist will coordinate delivery of the fish samples to the MDPH for analysis.

Aquatic Toxicity Laboratory staff will assist in the delivery.

Approved: James Grant

Date: 1/31/95

4.2 Aufarbeitung Ganzfisch

Quelle: Joseph Bohr, Michigan Department of Environmental quality. (bohrj@michigan.gov)

I. PRINCIPLE:

This method describes the sample preparation and handling process from the receipt of the frozen fish, through the chopping, grinding and homogenization procedures, until the samples leave building 17 the Fish Preparation Laboratory (Fish Prep Lab).

The frozen fish samples are cut with a band saw, chopped, ground with a meat grinder, and homogenized with dry ice in a blender to produce a very homogeneous powder which can easily be extracted with solvents and analyzed by gas chromatography (GC).

II. SPECIMEN:

Most fish samples are obtained from the Michigan Department of Environmental Quality, (MDEQ) Surface Water Quality Division (SWQD), however, a limited number are received from other sources. All samples are delivered to the MDCH, Health Risk Assessment (HRA) Laboratories, building 17, Fish Prep Lab.

All samples received from MDEQ personnel have been collected in accordance with procedures and methods described in the EPA Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories, Volume 1, Fish Sampling and Analysis, Second Edition. A copy of this document is in the library of the HRA Lab Manager. Samples from other sources are requested to be collected as closely as possible to these guidance procedures.

Fish samples are received as “skin on” or “skin off” fillets or as whole fish. They are received frozen and an effort is made to keep them in a frozen state as much as possible during the entire process. If maintained in the frozen state, shelf life of the sample is several years. Since samples are sport fish, no exceptional handling is usually required other than protection from outside contamination. All samples are wrapped in aluminum foil and taped closed to ensure that samples remain clean and contamination free.

Each sample is labeled with a unique MDEQ number on the tape and/or foil. This number consists of a collection year, site number, and a sequential sample number (example: 97-054-0006 is the sixth sample collected from site 054 during 1997). Inventory sheets are included when samples are delivered to the Fish Prep Lab. The inventory or site sheets list all the fish sample numbers as designated by the MDEQ and their respective sites. Comments about the fish species and type of sample (whole or fillet) are included on the site sheet. A check off area is provided to designate the type of analysis requested: “% lipid”, “organics and mercury”, “mercury only”, and “dioxins and furans”. At this time, if the analysis for PCB congeners is requested, it is handwritten in the general area of other requests.

Each individual fish package is compared to the site sheet to ensure that all fish are accounted. Site sheets are arranged in ascending numerical order. Each page is labeled as "received on-(date)" in the upper right-hand corner. Any discrepancies in site numbering, species, extra or missing fish are noted and reported promptly to MDEQ, SWQD for correction.

As the samples are checked in to the laboratory, each is assigned a unique sequential HRA Laboratory number for internal sample tracking by the HRA staff. This sequential number begins with the alphanumeric "F" (to denote that this is a fish monitoring sample, separate from other HRA lab samples), a two-digit year designator for receipt of sample, and a four-digit sequential number. (Ex: F97-0006 is the sixth sample received for the 1997 fish monitoring study. Labeling for the organic pesticide scan analysis starts at FXX-0001 and could go to FXX-4999. For those samples requesting "Mercury Only" analysis, labeling begins with "5001." This number was chosen because it is highly unlikely that the number of organic analyses requested fish would ever exceed 4999. Site sheets for mercury only fish are labeled "mercury only" in **bold** letters when received by the laboratory. The HRA Lab number is entered on the site sheet to the left of the MDEQ sample number. Samples other than those received from MDEQ or for studies not part of the Fish Monitoring Program are entered separately into the HRA Laboratory Miscellaneous Sample Log in room 202 of building 44. Sample numbers assigned in this log book are designated with the year received and a sequential four digit number (XX-0001).

After all the fish of a shipment are inventoried, the information is recorded in the **Master Grinding Book** used only for fish processing. The MDEQ number and the HRA laboratory number are entered as well as miscellaneous notes as the fish are processed. Data such as gross weight, weight of sample homogenized, and any unusual observations (excess fat, tumors, eggs, etc.) are recorded. Dioxin analysis requests are also noted since these samples require special handling.

III. EQUIPMENT AND MATERIALS:

A. Equipment:

- Sartorius balance
- Band saw
- Hobart model 4822 food hopper with 3/8" hole plate
- Blender - Waring EP-1 explosion proof
- Stainless steel blender jars - 1 quart size
- Assorted fillet knives and meat cleavers
- Assorted stainless steel mixing bowls
- Polyethylene cutting board
- Plastic bags (6 x 15 inch)
- Heavy duty aluminum foil

B. Chemicals and Reagents:

Acetone, pesticide residual grade
Toluene, pesticide residual grade
Petroleum ether, pesticide residual grade
Dry Ice - pellets, not crushed

C. Preparation:

A 500:1 concentration of each solvent is prepared and analyzed by electron capture gas chromatography to determine that no interfering peaks greater than 20 pg heptachlor epoxide exist.

All equipment and glassware must be triple rinsed with solvent.

Dioxin jars and items used to handle samples for dioxin analysis must also be given a final rinse with toluene.

D. Storage Requirements:

All fish are stored in freezers in the Fish Prep Lab. A diagram of location of various freezers and their use can be found in the Quality Assurance Manual. Staff assigned to work in the Fish Prep Lab determine sample placement for storage that best suits their processing needs. All freezers are set at -20°F with the exception of the “soft freeze” for samples that are next to be processed.

Fish are nominally separated as raw samples, chopped and ground samples, homogenized samples, excess ground sample, and archived samples. Overlap in storage occurs as new samples are received before those in progress can be disposed.

Archive samples from the current analytical year and the preceding year are stored separately, as best possible, in 8 oz jars in the original boxes that are marked as to year and sample numbers contained.

IV. CALIBRATION:

The Sartorius balances used to weigh samples are calibrated on a monthly basis by HRA Laboratory Technicians, or as circumstances occur that indicate recalibration may be necessary.

V. QUALITY CONTROL:

During this phase of the sample preparation, quality control procedures and care to avoid sample contamination are stressed. Lab technicians are trained and supervised quite closely by the Med Tech supervisor in quality control procedures.

VI. PROCEDURE:

Samples are easier to process when "soft" frozen ($\sim -5^{\circ}\text{C}$) rather than "hard" frozen ($< -20^{\circ}$).

A. Initial preparation

- 1.) Record whole fish or fillet weight.
- 2.) CHOP OR GRIND entire sample depending on size of fish.

a.) Small fish or fillets (sample size 100g or less)

Dice sample on rinsed aluminum foil into 1/4 - 1/2" cubes.
Store in plastic bag. Label and freeze.
Use complete sample

b.) Fish (sample size 100g - 450g)

Dice sample on rinsed aluminum foil into 1/4 - 1/2" cubes.
Mix well and store in plastic bag. Label and freeze.
Use 100 g of mixed cubes.

c.) Fish (sample size greater than 450g)

Cut sample into 1 x 1" strips with cleavers, knives or band saw depending on size.
Grind into hamburger-like consistency as follows.

Safety Note: Be sure motor unit of grinder is off and unplugged while preparing to use

Attach grinding head to motor. Tighten "set screw."
Lubricate worm feed shaft and thrust-washer with vegetable oil.
Install plate and cutter.
Screw on hand wheel, tighten slightly.
Turn motor on, feed fillet strips into grinding head using a food stomper to push pieces into place.
Collect fish burger in stainless steel bowl. Mix well, then transfer to labeled, double plastic bag.
Flatten into patty ~1" thick. Freeze.

**Safety note: Never put fingers into grinding head sample feed, use stomper
Wear safety glasses, face shield, and gloves**

B. Homogenization:

Homogenize ~ 100g of frozen sample with a slight excess of dry ice in a blender as described by Benville and Tindle (1970) into a light fluffy powder. Transfer the pulverized mixture to a plastic bag, loosely tied. Store frozen until all the dry ice has sublimed, usually overnight.

It is important that the sample be completely homogenized into a dry, free flowing powder for rapid, quantitative extraction of pesticides and PCBs when using the column extraction technique.

VII. CALCULATIONS:

There are no calculations involved in this sample preparation step. However, close attention to sample weights and sample identification is extremely important.

VIII. REPORTING RESULTS:

Results are not reportable in this sample preparation step. The inventory and log must be double checked and a listing of the samples by set passed along to the Organics Preparation Lab with the samples.

IX. REFERENCES:

Association of Official Analytical Chemists (1980) Official methods of analysis. Horwitz W (ED), Washington, DC, Sec 29

Benville, PE Jr and Tindle RC; **Dry Ice Homogenization Procedure for Fish Samples in Pesticide Residue Analysis.** J Agr Food Chem (1970) 18:948-949

Price H., Welch R., Scheel R., and Warren L.; **Modified Multiresidue Method for CHLORDANE, Toxaphene, and Polychlorinated Bephenyls in Fish,** Bull. Environ. Contam. Toxicol. (1986) 37:1-9

5 Liste der angesprochenen österreichischen Institutionen

Umweltbundesamt Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien, Tel: +43-1.31304-0
Universität für Bodenkultur, Wien, Dep. f. Wald-und Bodenwissenschaften Peter Jordan-Strasse 82, A-1190 Wien, Tel: ++43-1-47654-3102, Fax: ++43-1-47654-3130
Univ. für Bodenkultur, Inst. Wasserwirtschaft, Hydrobiologie u. konstruktiven Wasserbau Muthgasse 18, A-1190 Wien, Tel.: 01-36006-5525, Fax: 01-36006-5549
Univ. für Bodenkultur, Dep. Chemie Muthgasse 18, A-1190 Wien, Tel: +43-1-36006-6086
Universität Wien Dep. Evolutionsbiologie, EF Molekulare Phylogenetik, Althanstrasse 14, A-1090 Wien Inst. f. Anorganische Chemie – Bioanorganische, Umwelt u. Radiochemie, Währingerstrasse 42, A-1090 Wien
University of Vienna, Wasser Cluster Lunz GmbH, Dep. Freshwater Ecology Head of BERG: Biofilm and Ecosystem Research Group, Tel: ++43-1-4277-54350
Forschungszentrum Seibersdorf Geschäftsfeld Wasser, A-2444 Seibersdorf
Technische Universität Wien, Inst. Wassergüte, Ressourcenmanagement u. Abfallwirtschaft Karlsplatz 13, A-1040 Wien, Tel+43 1 58 801 226 22
Veterinärmedizinische Univ. Wien, Dep. Naturwissenschaften Veterinaerplatz 1, 1210 Wien
Universität Innsbruck, Inst. Zoologie u. Limnologie Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck, Tel: +43-0512/507 61 83, Fax: +43-0512/507 29 30
Johannes Kepler Universität, Institut für Analytische Chemie Altenberger Straße 69, A-4040 Linz, Tel +732/2468-8723, Fax +732/2468-8679
Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abt. Umwelt- u. Anlagentechnik Goethestrasse 86, A-4021 Linz
Technisches Büro f. Geologie Gentzgasse 17/1/6, A-1180 Wien, Tel: ++43-1-4796291, Fax: ++43-1-4796291
Geologische Bundesanstalt Neulinggasse 38, A-1030 Wien, Tel: 01 712 56 74/ 350, -312
Firma ORCA Lerchenfelder Straße 46/4/46, 1080 Wien, Tel.: 0043-01/402 87 28, Fax: 0043-01/402 84 30
Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9-Gewässeraufsicht, 7041 Wulkaprodersdorf, Tel: 02687/62122-5113, Fax:02687/62122-5177

Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 15 Umweltschutz u. Technik Flatschacherstraße 70, 9020 Klagenfurt, Tel: 0463/536-31532, Fax: 0463/536-31500
Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft Landhausplatz 1, Haus 2, 3109 St. Pölten, Tel: 02742/9005-14797, Fax: 02742/9005-14090
Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Gewässerschutz Stockhofstraße 40, 4021 Linz, Tel: 0732/7720-14559, Fax: 0732/7720
Amt der Salzburger Landesregierung, Abteilung 13/04 Ulrich-Schreier Straße 18, 5010 Salzburg, Tel: 0662/8042-4585, Fax: 0662/8042-4692
Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 17 C, Ref. Gewässeraufsicht Landhausgasse 7, 8011 Graz, Tel: 0316/877-2404, Fax: 0316/877-3392
Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19 A Stempfergasse 5-7, 8010 Graz, Tel: 0316/877-3089, Fax: 0316/877-2480
Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft Herrengasse 1 – 3, 6020 Innsbruck, Tel: 0512/508-4273, Fax: 0512/508-4205
Umweltinstitut d. Landes Vorarlberg Montfortgasse 4, 6901 Bregenz, Tel: 05574/511-42010, Fax: 05574/511-42095
Stadt Wien, MA 45 Wilhelminenstraße 931160 Wien, Tel: 4000-96593, Fax: 4000-99-96593

6 Fragebogen für die österreichischen Experten

Fragebogen WRRL Monitoring – alternative Kompartimente

Befragung im Auftrag des Österreichischen Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW)

Bitte ergänzen, am PC oder handschriftlich und per e-mail, Fax oder Post an die unten stehende Adresse senden! Vielen Dank.

Name:

Institution:

Kontakt-Adresse:

Telefonnummer:

Gemäß der EU-WRRL und der geplanten Tochterdirektive sind die Mitgliedsstaaten verpflichtet, die in der Richtlinie aufgeführten "prioritären" Stoffe sowie andere umweltrelevante Stoffe unter bestimmten Umständen auch in Biota und/oder Schwebstoffen und Sedimenten regelmäßig zu untersuchen (z.B. Methylquecksilber und Hexachlorbenzol). Eine Liste der für Gewässer in Österreich relevanten Stoffe findet sich im Anhang (Excel-Datei; Auswahlkriterium $\log P_{ow} > 3$).

Ist ein Monitoring in diesen alternativen Kompartimenten in Ihrer Institution bereits als Routineverfahren etabliert oder gibt es Erfahrungen aus Projekten?

Falls Sie Erfahrungen in diesem Bereich haben, bitten wir Sie, die folgenden spezifischen Fragen zu beantworten (substanzspezifische Angaben können gegebenenfalls in der beigefügten Excel-Datei erfolgen).

Seit wann wird das Monitoring durchgeführt bzw. wie war die Projektlaufzeit?

Welche Gewässer werden bzw. wurden beprobt?

Nach welchen Gesichtspunkten wurden die Probenahmestellen in den jeweiligen Gewässern ausgewählt (z.B. Monitoringstation für Wassermonitoring, Probenahmestelle ist repräsentativ für das Gewässer bzw. den Gewässerabschnitt, etc.)?

Wie viele Probenahmestellen werden unterhalten bzw. wurden untersucht (Gesamtzahl, Anzahl pro Gewässer bzw. Flussgebietseinheit)?

Biota

Welche Stoffe werden/wurden in **Biota** untersucht? *Gegebenenfalls in der beigefügten Excel-Tabelle mit "B" kennzeichnen oder einzeln auflisten.*

Welche Organismen oder Organe werden/wurden untersucht (z.B. Muscheln, ganze Fische, Fischmuskel, Fischleber, etc.)?

Welche Kriterien wurden für die **Stoffauswahl** herangezogen (BCF, Anreicherung in der Nahrungskette, *secondary poisoning*, $\log P_{ow}$, Wasserlöslichkeit, Konzentration in der Wasserphase, Listen prioritärer Stoffe, Informationen über spezifische Gewässerbelastungen)?

(Fortsetzung): Fragebogen für die österreichischen Institutionen

Welche Kriterien wurden für die **Organismenauswahl** herangezogen (Häufigkeit, BCF, Anreicherung in der Nahrungskette, etc.)?

Führen Sie ein aktives Biomonitoring durch (z.B. Fische oder Muscheln in Käfigen)?

Haben Sie Erfahrungen mit alternativen Methoden (Passivsammler z.B. Vorrichtungen mit semipermeablen Membranen - SPMD, Festphasenextraktion)?

In welchen Zeitintervallen untersuchen Sie Biota?

Sediment/Schwebstoffe

Welche Stoffe werden im **Sediment** oder in **Schwebstoffen** untersucht? *Gegebenenfalls in der beigefügten Liste mit "S" für Sediment oder mit "SPM" für Schwebstoffe kennzeichnen oder einzeln auflisten.*

Welche Kriterien wurden für die **Stoffauswahl** herangezogen (z.B. logPow, geringe Wasserlöslichkeit, Sorptionseigenschaften, Listen prioritärer Stoffe, Informationen über spezifische Gewässerbelastungen)?

Welche Probenahme-Methoden für Sedimente bzw. Schwebstoffe benutzen Sie? (Stichproben bis zu welcher Tiefe, Greiferproben, Schwebstofffallen, Zentrifugation, etc.)?

In welchen Zeitintervallen untersuchen Sie
Sediment?
Schwebstoffe?

Wird die **chemische Analytik** nach standardisierten (ÖNORM, EN oder ISO) oder anderweitig veröffentlichten Methoden durchgeführt? *Bitte spezifizieren Sie gegebenenfalls die jeweiligen Methoden für die einzelnen Stoffe in der beigefügten Liste.*

Werden die Ergebnisse der Untersuchungen nach bestimmten Kriterien bewertet (z.B. im Hinblick auf Umweltqualitätsnormen für die untersuchten Stoffe für Biota, Sediment und Schwebstoffe)?

Falls Ergebnisse aus Routine-Monitorings oder Projekten in Berichten zusammengestellt wurden, wären wir Ihnen dankbar, wenn Sie uns diese zur Verfügung stellen könnten (möglichst als pdf-Datei).

Haben Sie spezifische Fragen oder Kommentare?

Wir danken Ihnen herzlich für Ihre Mitarbeit!

Ansprechpartner für eventuelle Rückfragen:

Dr. Annette Fliedner / Dr. Heinz Ruedel

Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie (Fraunhofer IME)

Geschäftsfeld "Umweltmonitoring"

Auf dem Aberg 1 D-57392 Schmallenberg Deutschland

Tel: +49 (0) 2972 302 301 Fax +49 (0) 2972 302 319

7 Liste der angesprochenen europäischen Institutionen

Belgium	Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) Gasthuisstraat 42, 9300 Aalst Belgium Tel.: +32 (53) 726615, Fax: +32 (53) 726630
	Ministère de la Région Wallonne - DGRNE Avenue Prince de Liège 15, B-5100 Namur (Jambes) Tel.: +32 (81) 335115, Fax: +32 (81) 335122
Cyprus	Permanent Delegation Cyprus Square Ambiorix 2, B-1000 Bruxelles Fax: +32 (2) 735.45.52
Czech Republic	Ministry of Environment, Department of Water Protection Vrsoviccka 65, CZ-10010 Prague 10 Tel.: +420 (2) 67122721, Fax: +420 (2) 67126721
Denmark	Danish Environmental Protection Agency c/o Danish EPA -Pesticide Division Strandgade 29, DK-1401 Copenhagen Tel.: +45 (32) 660319, Fax: +45 (32) 660500
	Danish Environmental Protection Agency c/o Marine Division Strandgade 29, DK-1401 Copenhagen Tel.: +45 (32) 660441
	National Environmental Research Institute Box 358 Frederiksborgvej 399, 4000 Roskilde Tel.: +4630 1200, Fax: +4630 1114
Estonia	Mission of Estonia to the EU, Ministry of the Environment Toompuiestee 24, EE-15172 Tallin, Estonia Tel: +372 660 45 81, Fax: +372 660 47 93
Finland	Ministry of Environment P.O. Box 35, FIN-0023 Government, Finland Tel.: +358 (9) 1603 9688, Fax: +358 (9) 1603 9717
	Finnish Environmental Institute PO BOX 140, 00251 Helsinki, Finland Tel. 358 9 403 000
France	Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de l'Eau, 20 Avenue de Ségur, F-75302 Paris Tel.: +33 (1) 42191322, Fax: +33 (1) 42191333
	Cemagref 3 bis quai Chauveau, CP 220, F-69336 Lyon CEDEX 09 Tel. +33 472208616
Deutschland	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Referat WA I 3 Postfach 12 06 29, 53048 Bonn, Germany Tel.: +49 (01888) 3052537, Fax: +49 (01888) 3053334
	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft / Bayer. Landesamt für Umwelt / AQS-Leitstelle (Referat 71) Kaulbachstraße 37, 80539 München Tel.: 089/2180-3309, Telefax: 089/2800-838

(Fortsetzung): Liste der angesprochenen europäischen Institutionen

Deutschland	Umweltbundesamt FG II 2.5, Labor für Wasseranalytik Bismarckplatz 1, 14193 Berlin Tel: +49 30 8903 2689
	Umweltbundesamt FG II 2.4 - Binnengewässer Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau Tel: 0340 2103-2312, Fax: 0340 2104-2312
	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Schwannstr. 3, 40476 Düsseldorf Tel.: 0211 – 4566 912
Greece	Ministry of the Physical Planning and Public Works Patisson Str. 147, EL-11251 Athens, Greece Tel.: +30 (210) 8650106, Fax: +30 (210) 8662968
	University of the Aegean University Hill, Administration Bldg 811 00 Mytilene, Lesvos, Greece Tel.:+30-22510-36000 , Fax:+30-22510-36109
Hungary	Ministry for Environment Fo u. 44-50, HU-1011 Budapest, Hungary Tel.: +36 (1) 4573580, Fax: +36 (1) 2013056
Ireland	Department of the Environment and Local Government Custom House, Dublin 1, Ireland Tel.: +353 (1) 8882438, Fax: +353 (1) 8882994
	Environmental Protection Agency PO Box 3000, Johnstown Castle Estate, Co. Wexford Tel: 053-9160600, Fax:053-9160699
	Marine Institute Rinville, Oranmore, Co. Galway Tel.: +35391387253
Italy	Instituto Superiore di Sanita Viale Regina Elena 299, 00161 - Roma (I) Telefono: 06 4990 1, Fax: 06 4938 7118
Latvia	Latvian Environment Agency Straumes iela 2, Jurmala LV-2015 Tel: +371 7811504, Fax: +371 7811494
Luxembourg	Services de la Gestion de l'Eau 16, Rue Eugène Ruppert, L-2453 Luxembourg Tel.: +35226028624
Macedonia	Central Environmental Laboratory Ministry of Environment, Drezdeska 52, 1000 Skopje Tel. +38923287904
Malta	Malta Environment and Planning Authority (MEPA) Malta Tel.: +35621673085

(Fortsetzung): Liste der angesprochenen europäischen Institutionen

The Netherlands	Ministerie van Verkeer en Waterstaat - RIZA P.O. Box 17, NL-8200 Lelystad Tel.: +31 (320) 298860, Fax: +31 (320) 298373
	RIVM PO BOX 1 NL-3720 BA Bilthoven Tel. +31302743783
	Institute for Environmental Studies (IVM) Vrije Universiteit De Boelelaan 1085, 1081 HV Amsterdam, The Netherlands Tel. +31 20 5989 509
	University of Amsterdam Nieuwe Achtergracht 166, 1018 WV Amsterdam The Netherlands Phone +31 (0)20 525 6565, Fax +31 (0)20 525 6522
Norway	NIVA- Norwegian Institute for Water research - Sect. Toxins in Marine Environments, Brekkeveien 19, 0411 Oslo Tel: 22185164, Fax: 2218520
Poland	Ministry of Environment, Department of Environmental Protection, Water Protection Division 52/54 Wawelska St., PL-00-922 Warsaw Tel.: +48 (22) 5792706, Fax: +48 (22) 5792217
Portugal	Institute for Water av. Almirante Gago Coutinho 30, 1049-066 Lisboa, Portugal Tel.: +351 (21) 8430093, Fax: +351 (21) 8473571
Slovakia	Ministry of Environment of the Slovak Republic Department of Water Protection Nam. L. Stura 1, SK-81235 Bratislava Tel : +421(2)5956 2249, Fax: +421(2)59562130
	Slovenský hydrometeorologický ústav Jeséniova 17, 83315 Bratislava Tel:+421 (0) 2 59 415 111, Fax:+421 (0) 2 54 774 593
	Environmental Institute Okružna, SK-97241 Kos Tel. +421465420719
Slovenia	Ministry of Environment and Spatial Planning, Vojkova Street 1a, Ljubljana SI, Slovenia Tel.: +386 (1) 4784544, Fax: +386 (1) 4784051
	Environmental Agency Vojkova 1b, SI 1000 Ljubljana Tel. +386 1 478 4027
Spain	Ministerio Medio Ambiente Plaza San Juan de la Cruz s/n, ES-28071 Madrid, Spain Tel.: +34 (91) 5976192, Fax: +34 (91) 5975947

(Fortsetzung): Liste der angesprochenen europäischen Institutionen

Sweden	Swedish Environmental Protection Agency Blekholmsgatan 5, S-106 48 Stockholm Tel.: +46 (8) 6981177, Fax: +46 (8) 6981253
	The Swedish NMR Centre at Göteborg University Box 465, SE-405 30 Göteborg, Sweden Tel: +31 773 3881, Fax: +31 773 3880
	Swedish Environmental Research Institute Box 210 60, S-10031 Stockholm Tel.: +46 (8) 59856365, Fax: +46 (8) 6981253
United Kingdom	Department for Environment, Food & Rural Affairs Ashdown House 123 Victoria Street, London, UK-SW1E 6DE, United Kingdom Tel.: +44 (207) 0828291, Fax: +44 (207) 0828305
	Environmental Agency (UK) 4 The Meadows, Waterberry Drive, Waterlooville, Ha UK-PO7 7XX Waterlooville Tel. +442392233868
Romania	Ministry of Waters & Environmental Protection Blvd. Libertatii, 12, RO-Bucharest 5, Romania Tel/Fax: +40 1 335 00 67
	Mission of Romania to the European Union 12, rue Montoyer, Bruxelles 1000 Tel: 02-700 06 40, Fax: 02-700 06 41
Switzerland	BAFU, Bundesamt für Umwelt, Abteilung Wasser 3003 Bern Tel.: +41 (0)31 322 93 20
	Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Wasser Papiermühlestrasse 172, CH-3063 Ittigen Tel +41 (0)31 322 52 26 , Fax +41 (0)31 323 03 71
	Inst.f.Gewässerschutz/Wassertechnologie Eidg. Anst. für Wasserversorgung Abwasser, EAWAG CH-8600 Dübendorf Tel +4144 823 50 68

8 Fragebogen für die europäischen Experten

Questionnaire WFD monitoring – alternative compartments

Survey for the Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management (BMLFUW)

Please fill in by using your PC or by handwriting. The questionnaire should be send by e-mail, fax or surface mail to the address given below. Thank you very much!

Name:

Organisation:

Contact information:

Phone:

According to the EU WFD and the (draft) daughter directive, priority substances and other substances of concern should be monitored, where appropriate, in compartments such as biota, suspended particulate matter or sediments (e.g. hexachlorobenzene or methyl mercury). A list of substances considered as relevant for this project in Austria is enclosed (selection criterion: all relevant substances for Austrian water bodies with $\log P_{ow} > 3$; see Excel file in the attachments).

Is such a monitoring of alternative compartments already established within your country / by your organisation on a regular basis?

If so, please provide information to the following questions (*if convenient you may use the attached Excel sheet for substance specific answers*)

Which substances are monitored in biota and in which biota (e.g. mussels, whole fish, fish muscle, fish liver, etc.)?

What are the selection criteria for these substances (BCF, biomagnification potential, secondary poisoning, $\log P_{ow}$, water solubility, concentration in the water phase, etc.)?

What are the selection criteria for the organisms (abundance, BCF, biomagnification, etc.)?

Do you apply active biomonitoring (e.g. caged fish or mussels)?

Do you have experience with alternative methods (e.g. passive samplers like semipermeable membrane devices - SPMD, or solid phase extraction)?

Which substances are monitored in sediments or suspended particulate matter (SPM) and what were the respective selection criteria (e.g., $\log P_{ow}$, low water solubility, sorption characteristics)?

What methods are used for sediment or suspended matter sampling (core samples at what depth, grab samples, centrifugation, SPM-traps, etc.)?

(Fortsetzung): Fragebogen für die europäischen Experten

What are the time intervals for sampling

Biota?

Sediment?

Suspended particulate matter?

Which are the predominant criteria for selecting sample locations (e.g. location of water monitoring, representative area for the respective water body, etc.)?

How many sampling sites are operated (total number, if possible, please also provide information about the number of stations per river basin)?

Are there standardised (EN, ISO or national) or otherwise published methods used for analysis? Could you please specify the respective methods for the monitored substances?

Are there already established environmental quality standards (EQS) for the monitored substances in biota, sediment and SPM in your country?

Is there a national act or guideline by which the EQS were enacted?

If appropriate, what methods were used to derive these environmental quality standards? Is a report on the derivation process published or otherwise available?

In case that there is no monitoring programme established on a regular basis but specific projects or studies are or have been carried out in the relevant fields, please, provide the reports on these projects, if possible, electronically. If these reports are in languages other than English or German it would be very helpful, if you could provide an English language summary, if appropriate, by using the above mentioned questions.

Please, give us also any comments or questions that you would deem relevant to the project.

Thank you very much for your assistance!

Contact persons for more information:

Dr. Annette Fliedner / Dr. Heinz Ruedel

Fraunhofer Institute for

Molecular Biology and Applied Ecology (Fraunhofer IME)

Business area 'environmental monitoring'

Auf dem Aberg 1 D-57392 Schmallenberg Germany

Phone +49 (0) 2972 302 301 Fax +49 (0) 2972 302 319

e-mail: heinz.ruedel@ime.fraunhofer.de

For more information on Fraunhofer IME you may visit our web presentation at
<http://www.ime.fraunhofer.de/fhg/ime/EN/aoe/index.jsp>

Liste der angeschriebenen europäischen Organisationen

OSPAR	OSPAR Secretariat New Court, 48 Carey Street, London WC2A 2JQ / UK Tel: +44 (0) 20 7430 5200, Fax: +44 (0) 20 7430 5225
HELCOM	Helsinki Commission (Baltic Marine Environment Protection Commission) Katajanokanlaituri 6 B, FI-00160 Helsinki, Finland Tel +358 207 412 649, Fax+358 207 412 639
IKSD	ICPDR Permanent Secretariat Vienna International Centre, Room D0412 Wagramer Strasse 5, A-1210 Vienna, Austria Tel: +431 260 60 5738; Fax: +431 260 60 5895
EEA	WRC, EEA-European Topic Centre on Water Frankland Road, Blagrove, UK - Swindon SN5 8YF, Wilts
Norway	Norwegian Pollution Control Authority POB 8100, Dep, N-0032 Oslo, Norway
JRC-IRMM	European Commission Directorate-General Joint Research Centre Institute for Reference Materials and Measurements Retieseweg 111, B-2440 Geel, Belgium Tel.: +32 (0)14 571 211, Fax: +32 (0)14 584 273
JRC-IMW	Institute for Environment and Sustainability Joint Research Centre Via E. Fermi 1, I 21020 Ispra (VA) Italy Tel.: +39 0332 789111, Fax: +39 0332 789001
Consultant to DG ENV	WrcPlc Frankland Road, Blagrove, Swindon, Wiltshire, SN5 8YE Tel.: +44 (0) 1793 865000, Fax: +44 (0) 1793 865001
CEFIC	Cefic Avenue E. van Nieuwenhuyse, 4 box 1, B-1160 Brussels Tel: + 32 2 676 72 11, Fax: + 32 2 676 73 00
EUREAU / TZW	DVGW - Technologiezentrum Wasser (TZW) Karlsruher Straße 84, 76139 Karlsruhe Tel.: 0721/9678-0, Fax: 0721/9678-101
SedNet	SedNet Secretariat PO-box 342, 7300 AH, Apeldoorn, The Netherlands Tel.: +31.55.5493927, Fax: +31.55.5493287
UNECE Genf	United Nations Economic Commission for Europe Palais des Nations, CH - 1211 Geneva 10, Switzerland Tel.: (+41 22) 9172354, Fax: (+41 22) 9170621
REFCOND	Swedish University of Agricultural Sciences Department of Environmental Assessment, P.O. Box 7050 SE-750 07 Uppsala, Sweden

10 Brief an die europäischen Institutionen

Dear Mr/Ms XXX,

The Austrian Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft - BMLFUW) is presently considering various options for a monitoring of dangerous substances in compartments other than water (biota, suspended solids, etc.) with the aim of meeting the requirements of the European Union Water Framework Directive (EU WFD) and the future daughter directive on priority substances. In this context, Fraunhofer IME (Institute for Applied Molecular Biology and Applied Ecotoxicology in Schmallenberg, Germany), a research institute in the field of life sciences, was contracted to compile data and experiences from European countries and institutions.

We would, therefore, like to ask if you could provide information in this field, e.g. data from the monitoring of priority substances in biota, sediment or suspended particulate matter and data assessment. We would appreciate it very much if you could provide reports from respective projects (if possible, electronically). If these reports are in languages other than English or German it would be very helpful, if you could provide an English language summary. Also, it would be very helpful if you could provide links to documents or data bases with relevance to your work which can be retrieved via the Internet.

The results of this survey will be published by the BMLFUW and the English language abstract will be made available to all contributors, if they so request.

Thank you very much for your assistance. If you need further information on the background of the survey or on specific questions, please feel free to contact Heinz Ruedel by e-mail or phone +49 2972 302 301.

Best regards,

Annette Fliedner, Heinz Ruedel

Dr. Annette Fliedner / Dr. Heinz Ruedel
Fraunhofer Institute for
Molecular Biology and Applied Ecology (Fraunhofer IME)
Business area 'environmental monitoring'
Auf dem Aberg 1 D-57392 Schmallenberg Germany
Phone +49 (0) 2972 302 301 Fax +49 (0) 2972 302 319

For more information on Fraunhofer IME you may visit our web presentation at
<http://www.ime.fraunhofer.de/fhg/ime/EN/aoe/index.jsp>

11 France: Liste der angewandten Analysemethoden

Liste	N°UE (76/464)	Nom de la Substance	Méthodes d'analyse existantes -
Liste I	1	Aldrine	NF EN ISO 6468
Liste I	12	Cadmium	NF EN ISO 11885
Liste I	13	Tétrachlorure de carbone	NF EN ISO 10301
Liste I	23	Chloroforme	NF EN ISO 10301
Liste I	46	DDT (y compris les métabolites DDD et DDE)	NF EN ISO 6468
Liste I	59	1,2-Dichloroéthane	NF EN ISO 10301
Liste I	71	Dieldrine	NF EN ISO 6468
Liste I	77	Endrine	NF EN ISO 6468
Liste I	83	Héxachlorobenzène	NF EN ISO 6468
Liste I	84	Héxachlorobutadiène	NF EN ISO 10301
Liste I	85	Héxachlorocyclohexane (y compris tous les isomères et Lindane)	NF EN ISO 6468
Liste I	92	Mercure	NF EN 13506
Liste I	102	Pentachlorophénol	NF EN 12673
Liste I	111	Tétrachloroéthylène	NF EN ISO 10301
Liste I	117	Trichlorobenzène-1,2,3	NF EN ISO 6468
Liste I	118	Trichlorobenzène-1,2,4	NF EN ISO 6468
Liste I	121	Trichloroéthylène	NF EN ISO 10301
Liste I	130	Isodrine	NF EN ISO 6468
Liste	N°UE (76/464)	Nom de la Substance	Méthodes d'analyse existantes -
Liste I = Liste II	5	Azinphos-éthyl	NF EN 12918
Liste I = Liste II	6	Azinphos-méthyl	NF EN 12918
Liste I = Liste II	70	Dichlorvos	NF EN 12918
Liste I = Liste II	76	Endosulfan	NF EN ISO 6468
Liste I = Liste II	80	Fenitrothion	NF EN 12918
Liste I = Liste II	81	Fenthion	NF EN 12918
Liste I = Liste II	89	Malathion	NF EN 12918
Liste I = Liste II	100	Parathion (y compris Parathion-méthyl)	NF EN 12918
Liste I = Liste II	106	Simazine	NF EN ISO 10695
Liste I = Liste II	115	Oxyde de tributylétain	ISO 17353
Liste I = Liste II	124	Trifluraline	NF EN ISO 10695
Liste I = Liste II	125	Acétate de triphényl étain (acetate de fentine)	ISO 17353
Liste I = Liste II	126	Chlorure de triphénylétain (chlorure de fentine)	ISO 17353

(Fortsetzung): Frankreich: Liste der angewandten Analysemethoden

Liste	N°UE (76/464)	Nom de la Substance	Méthodes d'analyse existantes -
Liste I = Liste II	127	Hydroxyde de triphenylétain (hydroxyde de fentine)	ISO 17353
Liste I = Liste II	131	Atrazine	NF EN ISO 10695
Liste II	2	2-Amino-4-chlorophénol	
Liste II	3	Anthracène	NF EN ISO 17993
Liste II	4	Arsenic et composés minéraux	NF EN ISO 11885
Liste II	7	Benzène	NF ISO 11423-1
Liste II	8	Benzidine	EPA 605
Liste II	9	Chlorure de benzyle (Alpha-chlorotoluène)	NF ISO 11423-1
Liste II	10	Chlorure de benzylidène (Alpha, alpha-dichlorotoluène)	NF ISO 11423-1
Liste II	11	Biphényle	NF ISO 11423-1
Liste II	14	Hydrate de chloral	
Liste II	15	Chlordane	NF EN ISO 6468
Liste II	16	Acide chloroacétique	ISO/DIS 23631
Liste II	17	2-Chloroaniline	EPA 8131
Liste II	18	3-Chloroaniline	EPA 8131
Liste II	19	4-Chloroaniline	EPA 8131
Liste II	20	Mono-Chlorobenzène	NF EN ISO 6468 ou NF ISO 11423-1
Liste II	21	1-Chloro-2,4-dinitrobenzène	EPA 8091
Liste II	22	2-Chloroéthanol	EPA 8021/8260/8430
Liste II	24	4-Chloro-3-méthylphénol	NF EN 12673
Liste II	25	1-Chloronaphthalène	EPA 8270
Liste II	26	Chloronaphthalènes	EPA 8270
Liste II	27	4-Chloronitroaniline	
Liste II	28	1-Chloro-2-nitrobenzène	EPA 8091
Liste II	29	1-Chloro-3-nitrobenzène	EPA 8091
Liste II	30	1-Chloro-4-nitrobenzène	EPA 8091
Liste II	31	4-Chloro-2-nitrotoluène	EPA 8091
Liste II	32	Chloronitrotoluènes (autre que 4-Chloro-2-nitrotoluène)	EPA 8091
Liste II	32	2-Chloro-3-nitrotoluène	
Liste II	32	2-Chloro-4-nitrotoluène	
Liste II	32	2-Chloro-6-nitrotoluène	
Liste II	33	2-Chlorophénol	NF EN 12673
Liste II	34	3-Chlorophénol	NF EN 12673
Liste II	35	4-Chlorophénol	NF EN 12673
Liste II	36	Chloroprène (2-Chloro-1,3-butadiène)	NF EN ISO 10301
Liste II	37	3-Chloropropène	NF EN ISO 10301
Liste II	38	2-Chlorotoluène	NF EN ISO 15680
Liste II	39	3-Chlorotoluène	NF EN ISO 15680
Liste II	40	4-Chlorotoluène	NF EN ISO 15680

(Fortsetzung): Frankreich: Liste der angewandten Analysemethoden

Liste	N°UE (76/464)	Nom de la Substance	Méthodes d'analyse existantes -
Liste II	41	2-Chloro-p-toluidine	
Liste II	42	Chlorotoluidines (autre que 2-Chloro-p-toluidine)	EPA 8015/8260/8270
Liste II	42	2-Chloro-5-methylaniline	
Liste II	42	2-Chloro-6methylaniline	
Liste II	42	3-Chloro-2methylaniline	
Liste II	42	3-Chloro-4methylaniline	
Liste II	42	4-Chloro-2-methylaniline	
Liste II	42	5-Chloro-2-methylaniline	
Liste II	42	4-Chloro-N-methylaniline	
Liste II	43	Coumaphos	NF EN 12918
Liste II	44	2,4,6-Trichloro-1,3,5-triazine	
Liste II	45	2,4-D (dont sels de 2,4-D et esters de 2,4-D)	NF EN ISO 15913
Liste II	47	Demeton (dont Demeton-O, Demeton-S, Demeton-S-methyl et Demeton-S-methyl-sulphone)	NF EN 12918
Liste II	48	1,2-Dibromoéthane	NF EN ISO 10301
Liste II	49	Dichlorure de dibutylétain	ISO 17353
Liste II	50	Oxyde de dibutylétain	ISO 17353
Liste II	51	Sels de dibutylétain (autres que dichlorure de dibutylétain et oxyde de dibutylétain)	ISO 17353
Liste II	52	Dichloroaniline-2,3	EPA 8131
Liste II	52	Dichloroaniline-2,4	
Liste II	52	Dichloroaniline-2,5	
Liste II	52	Dichloroaniline-2,6	
Liste II	52	Dichloroaniline-3,4	
Liste II	52	Dichloroaniline-3,5	
Liste II	53	1,2-Dichlorobenzène	NF EN ISO 6468
Liste II	54	1,3-Dichlorobenzène	NF EN ISO 6468
Liste II	55	1,4-Dichlorobenzène	NF EN ISO 6468
Liste II	56	Dichlorobenzidines	EPA 8270/8325
Liste II	57	Dichloro-di-isopropyl éther	
Liste II	58	1,1-Dichloroéthane	NF EN ISO 10301
Liste II	60	1,1-Dichloroéthylène	NF EN ISO 10301
Liste II	61	1,2-Dichloroéthylène	NF EN ISO 10301
Liste II	62	Dichlorométhane	NF EN ISO 10301
Liste II	63	Dichloronitrobenzène-2,3	EPA 8091
Liste II	63	Dichloronitrobenzène-2,4	
Liste II	63	Dichloronitrobenzène-2,5	
Liste II	63	Dichloronitrobenzène-3,4	

(Fortsetzung): Frankreich: Liste der angewandten Analysemethoden

Liste	N°UE (76/464)	Nom de la Substance	Méthodes d'analyse existantes -
Liste II	63	Dichloronitrobenzène-3,5	
Liste II	64	2,4-Dichlorophénol	NF EN 12673
Liste II	65	1,2-Dichloropropane	NF EN ISO 10301
Liste II	66	1,3-Dichloropropan-2-ol	EPA 8021/8260 OU NF EN ISO 10301
Liste II	67	1,3-Dichloropropène	NF EN ISO 10301
Liste II	68	2,3-Dichloropropène	NF EN ISO 10301
Liste II	69	Dichlorprop	NF EN ISO 15913
Liste II	72	Diéthylamine	
Liste II	73	Diméthoate	NF EN 12918
Liste II	74	Diméthylamine	
Liste II	75	Disulfoton	NF EN 12918
Liste II	78	Epichlorohydrine	NF EN ISO 10301
Liste II	79	Ethylbenzène	NF ISO 11423-1
Liste II	82	Heptachlore (dont oxyde d'heptachlore)	NF EN ISO 6468
Liste II	86	Hexachloroéthane	NF EN ISO 10301
Liste II	87	Isopropyl benzène	NF EN ISO 15680
Liste II	88	Linuron	NF EN ISO 11369
Liste II	90	2,4-CPA	NF EN ISO 15913
Liste II	91	Mecoprop	NF EN ISO 15913
Liste II	93	Methamidophos	
Liste II	94	Mevinphos	NF EN 12918
Liste II	95	Monolinuron	NF EN ISO 11369
Liste II	96	Naphtalène	NF EN ISO 17993
Liste II	97	Ométhoate	NF EN 12918
Liste II	98	Oxy-demeton-methyl	NF EN 12918
Liste II	99	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) (particulièrement 3,4-Benzopyrène et 3,4-Benzofluoranthène)	NF EN ISO 17993
Liste II	99	3,4-Benzopyrène	NF EN ISO 17993
Liste II	99	3,4-Benzofluoranthène	NF EN ISO 17993
Liste II	101	PCB 101	NF EN ISO 6468
Liste II	101	PCB 118	
Liste II	101	PCB 138	
Liste II	101	PCB 153	
Liste II	101	PCB 180	
Liste II	101	PCB 28	
Liste II	101	PCB 52	
Liste II	103	Phoxime	NF EN 12918
Liste II	104	Propanil	
Liste II	105	Pyrazon ou Chloridazone	NF EN ISO 15913
Liste II	107	2,4,5-T (don't sels de 2,4,5-T et esters de 2,4,5-T)	NF EN ISO 15913

(Fortsetzung): Frankreich: Liste der angewandten Analysemethoden

Liste	N°UE (76/464)	Nom de la Substance	Méthodes d'analyse existantes -
Liste II	108	Tétrabutylétain	ISO 17353
Liste II	109	1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	NF EN ISO 6468
Liste II	110	1,1,2,2-Tétrachloroéthane	NF EN ISO 10301
Liste II	112	Toluène	NF ISO 11423-1
Liste II	113	Triazophos	NF EN 12918
Liste II	114	Phosphate de tributyle	
Liste II	116	Trichlorfon	NF EN 12918
Liste II	119	1,1,1-Trichloroéthane	NF EN ISO 10301
Liste II	120	1,1,2-Trichloroéthane	NF EN ISO 10301
Liste II	122	Trichlorophénols	NF EN 12673
Liste II	122	2,3,4-trichlorophénol	
Liste II	122	2,3,6-trichlorophénol	
Liste II	122	2,4,5-trichlorophénol	
Liste II	122	2,4,6-trichlorophénol	
Liste II	123	1,1,2-Tri-chloro-tri-fluoro-éthane	NF EN ISO 10301
Liste II	128	Chlorure de vinyle (Chloroéthylène)	NF EN ISO 10301
Liste II	129	Xylènes	NF ISO 11423-1
Liste II	132	Bentazone	NF EN ISO 15913
Liste II 2nd tiret	2(7-1)	Cyanures	NF EN ISO 14403
Liste II 2nd tiret	2(7-2)	Fluorures	NF EN ISO 10304-1 / NF EN ISO 10304-2
Liste II 2nd tiret	2(8-1)	Ammoniaque	NF EN ISO 14911
Liste II 2nd tiret	2(8-2)	Nitrite	NF EN ISO 10304-1 / NF EN ISO 10304-2
Liste II 2nd tiret	2(5-5)	Phosphore total	NF EN 1189
Liste II 2nd tiret	2(20)	Argent	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(19)	Tellure	NF EN ISO 15586
Liste II 2nd tiret	2(18)	Thallium	
Liste II 2nd tiret	2(17)	Cobalt	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(16)	Vanadium	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(15)	Uranium	
Liste II 2nd tiret	2(14)	Bore	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(13)	Béryllium	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(12)	Baryum	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(11)	Etain	NF EN ISO 11885

(Fortsetzung): Frankreich: Liste der angewandten Analysemethoden

Liste	N°UE (76/464)	Nom de la Substance	Méthodes d'analyse existantes -
Liste II 2nd tiret	2(10)	Titane	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(9)	Molybdène	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(8)	Antimoine	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(7)	Arsenic	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(6)	Sélénium	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(5)	Plomb	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(4)	Chrome	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(3)	Nickel	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(2)	Cuivre	NF EN ISO 11885
Liste II 2nd tiret	2(1)	Zinc	NF EN ISO 11885

12 Slowakei: Liste der angewandten Analysemethoden

Determinand_code	Analytical_method_name	Reference_to_literature
Zinc (Zn)	flame-AAS	ISO 8288
Copper (Cu)	flame-AAS	ISO 8288
Chromium (Cr) - total	flame-AAS	EPA 7190
Lead (Pb)	flame-AAS	ISO 8288
Cadmium (Cd)	HGAAS	ISO 8288
Mercury (Hg)	CV AFS	STN 83 0540, n.24
Nickel (Ni)	flame-AAS	ISO 8288
Aluminium (Al)	ICP MS	
Arsenic (As)	AAS - hydride system	Celkova et al.1996
Petroleum hydrocarbons	Extraction, spectrophotometry UV, IR	STN 757962
PAHs (Borneff 6)	Supersound, acetone, HPLC	Method of WRC Prague
PCBs (7 congeners)	Soxhlet in acetone, extraction with C6, G	Method of WRC Prague
Hexachlorobutadiene	GC/EDC	
Chlorbenzene	Head space GC	
Pentachlorobenzene	GC/ECD	
Anthracene	Head space GC-ECD	
Benzo(a)pyrene	HPLC/FLD	
Benzo(a)pyrene	Unspecified	Method of WRC Prague (Kuzilek)
Benzo(g,h,i)perylene	HPLC/FLD	
Benzo(b)fluoranthene	HPLC/FLD	
Benzo(b)fluoranthene	Unspecified	Method of WRC Prague (Kuzilek)
Benzo(k)fluoranthene	HPLC/FLD	
Benzo(k)fluoranthene	Unspecified	Method of WRC Prague (Kuzilek)
Fluoranthene	HPLC/FLD	Method of WRC Prague (Kuzilek)
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	HPLC/FLD	
Naphthalene	HPLC/FLD	
Phenanthrene	HPLC/FLD	
4-(para)-nonylphenol	HPLC/FLD	
Octylphenol	HPLC/FLD	
PCB 8 /1,1biphenyl 2,4 dichloro	Head space GC-ECD	
PCB 28/2,4,4 trichlorobifenyl	Head space GC-ECD	Method of WRC Prague (Bilikova)
PCB 52/2,2,5,5 tetrachlorobifenyl	Head space GC-ECD	Method of WRC Prague (Bilikova)
PCB 101/2,2,4,5,5 pentachlorobifenyl	Head space GC-ECD	Method of WRC Prague (Bilikova)
PCB 118/2,3,4,4,5 pentachlorobiphenyl	Head space GC-ECD	Method of WRC Prague (Bilikova)
PCB 138/2,2,3,4,4,5 hexachlorobifenyl	Head space GC-ECD	Method of WRC Prague (Bilikova)
PCB 153/2,2,4,4,5,5 hexachlorobifenyl	Head space GC-ECD	Method of WRC Prague (Bilikova)
PCB 180/2,2,3,4,4,5,5 heptachlorobifenyl	Head space GC-ECD	Method of WRC Prague (Bilikova)
PCB 203/1.1 biphenyl 2,2,3,4,4,5,5,5 octachloro	Head space GC-ECD	

(Fortsetzung): Slowakei: Liste der angewandten Analysemethoden

Determinand_code	Analytical_method_name	Reference_to_literature
Alachlor	SPE-HPLC/DAC-UV	
Heptachlor	Head space GC-ECD	
Methoxychlor	Head space GC-ECD	
Pentachlorophenol	DAD/UV	
Hexachlorobenzene	Head space GC-ECD	
pp-DDT	Head space GC-ECD	Method of WRC Prague
Lindane (gamma-HCH)	Soxhlet in aceton, extraction with C6, G	Method of WRC Prague
Aldrin	Head space GC-ECD	
Dieldrin	Head space GC-ECD	
Endrin	Head space GC-ECD	
Isodrin	Head space GC-ECD	
Di-(2-ethylhexyl)phtalate (DEHP)	SPE-LC-DAD-UV	
Caesium 137	Gamma spectrometry	Method of WRC Bratislava
Caesium 134	unspecified	
Total alpha radioactivity	Unspecified	STN 757611
Total beta	Unspecified	STN 757612

13 Slowenien: Liste der angewandten Analysemethoden

CAS number	Name of priority substance	MATRIX	Identified as priority hazardous substance	reference method
87-86-5	Pentachlorophenol	S	WFD	in-house method
118-74-1	Hexachlorobenzol	S	WFD, list 1	EN ISO 10301
87-68-3	Hexachlorobutadien	S	WFD, list 1	EN ISO 10301
319-84-6	Hexachlorocyclohexan, alpha	S	WFD	EN ISO 6468
319-85-7	Hexachlorocyclohexan, beta	S	WFD	EN ISO 6468
58-89-9	hexachlorocyclohexan, gama - lindan	S	WFD	EN ISO 6468
319-86-8	Hexachlorocyclohexan, delta	S	WFD	EN ISO 6468
87-61-6	1,2,3-trichlorobenzol	S		EN ISO 10301
120-82-1	1,2,4-trichlorobenzol	S		EN ISO 10301
108-70-3	1,3,5-trichlorobenzol	S		EN ISO 10301
7440-43-9	Cadmium and its compounds	SPM,S, B	WFD	EN ISO 17294
7439-97-6	Mercury and its compounds	SPM,S, B	WFD	ISO 5666
7440-38-2	Arsenic and its compounds	SPM		EN ISO 17294
7440-50-8	Copper and its compounds	SPM,S		EN ISO 17294
7440-66-6	Zinc and its compounds	SPM,S		EN ISO 17294
7440-47-3	Chromium and its compounds	SPM,S		EN ISO 17294
7440-02-0	Nickel and its compounds	SPM,S	WFD	EN ISO 17294
7439-92-1	Lead and its compounds	SPM,S	WFD	EN ISO 17294
309-00-2	Aldrin	S	list I	EN ISO 6468
50-29-3	DDT (p,p)	S	list I	EN ISO 6468
72-55-9	DDE (p,p)	S	list I	EN ISO 6468
	DDD (o,p)	S	list I	EN ISO 6468
72-54-8	DDD (p,p)=TDE(p,p)	S	list I	EN ISO 6468
60-57-1	Dieldrin	S	list I	EN ISO 6468
72-20-8	Endrin	S	list I	EN ISO 6468
76-44-8	Heptachlor	S		EN ISO 6468
7012-37-5	2,4,4'-trichlorobiphenyl	S		EN ISO 6468
35693-99-3	2,2',5,5'-tetrachlorobiphenyl	S		EN ISO 6468
37680-73-2	2,2',4,5,5'-pentachlorobiphenyl	S		EN ISO 6468
74472-37-0	2,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl	S		EN ISO 6468
35065-28-2	2,2',3,4,4',5-heksachlorobiphenyl	S		EN ISO 6468
35065-27-1	2,2',4,4',5,5'-heksachlorobiphenyl	S		EN ISO 6468
35065-29-3	2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphenyl	S		EN ISO 6468
5103-71-9	cis-chlordane	S		EN ISO 6468
5103-74-2	trans-chlordane	S		EN ISO 6468
91-20-3	Naphthalene	S*, B	WFD	UNEP/IOC/IAEA, 1992
208-96-8	Acenaphthylene	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992

(Fortsetzung): Slowenien: Liste der angewandten Analysemethoden

CAS number	Name of priority substance	MATRIX	Identified as priority hazardous substance	reference method
83-32-9	Acenaphthene	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
86-73-7	Fluorene	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
85-01-8	phenanthrene	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
120-12-7	Anthracene	S*, B	WFD	UNEP/IOC/IAEA, 1992
206-44-0	Fluoranthene *	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
129-00-0	Pyrene	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
56-55-3	Benzo(a)anthracene	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
218-01-9	chrysene	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
205-99-2	Benzo(b)fluoranthene*	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
207-08-9	Benzo(k)fluoranthene *	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
50-32-8	Benzo(a)pyrene *	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
191-24-2	Benzo(g,h,i)perylene *	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
53-70-3	Dibenzo(a,h)anthracene	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992
193-39-5	Indeno(1,2,3-c,d)pyren *	S*, B		UNEP/IOC/IAEA, 1992

SPM : suspended particulate matter

S : sediment

S* : sediment in coastal water

B : biota (mytilus galloprovincialis)

list I: annex to Directive 76/464/EEC

14 Deutschland: Umweltqualitätsstandards für einige Schwermetalle in Schwebstoffen

Schwermetalle

Übersicht über Qualitätsanforderungen der LAWA, der internationalen Flussgebietsgemeinschaften und der EG für Schwermetalle in der Schwebstoffphase in mg/kg (Vergleichswert: 50-Perzentil, IKSR abweichend 90-Perzentil) sowie in der Wasserphase in µg/l (Vergleichswert: 90-Perzentil, EG abweichend Jahresmittelwert). Es bedeuten: ZV = Zielvorgabe, QZ = Qualitätsziel, T = Schutzgut "Trinkwasserversorgung", A = Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften", F = Schutzgut "Fischerei", S = Schutzgut "Schwebstoffe und Sedimente", B = Schutzgut "Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen", 50P = 50-Perzentil, 90P = 90-Perzentil, MW = Jahresmittelwert; *kursiv*: Gesamtkonzentrationen aus Schwebstoffzielvorgaben berechnet (25 mg/l Schwebstoff), daher Vergleichswert 50-Perzentil; diese Rechenwerte sollten nur dann Anwendung finden, wenn keine Messungen im Schwebstoff vorliegen.

Stoff	ZV LAWA							ZV IKSE		ZV IKSR	QZ EG-RL 76/464
	A	A	S	S	T	F	B	A	S		
Einheit	mg/kg	µg/l	mg/kg	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/l
Vergleichswert	50P	50P	50P	50P	90P	90P	90P	50P	50P	90P	MW
Arsen								40	30		
Blei	100	3,4	100	3,4	50	5	50	100	100	100	
Cadmium	1,2	0,07	1,5	0,09	1	1	5	1,2	1,5	1	1 1)
Chrom	320	10	100	3,1	50	--	50	320	150	100	
Kupfer	80	4	60	3	20	--	50	80	80	50	
Nickel	120	4,4	50	1,8	50	--	50	120	60	50	
Quecksilber	0,8	0,04	1	0,05	0,5	0,1	1	0,8	0,8	0,5	1 2)
Zink	400	14	200	7	500	--	1.000	400	200	200	

1. bei Einleitereinfluss 5 µg/l
2. bei Einleitereinfluss

Quelle: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser ([LAWA](#)), Internationale Kommission zum Schutz der Elbe ([IKSE](#)), Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR), EU (EG-RL 76/464)

15 Finland: Umweltqualitätsstandards für einige organische Verbindungen

Die Ableitung erfolgte entsprechend der EU-Methode (Methoden-Manual, Lepper, 2005).

Annex 4. Summary of derived environmental quality standards

The derivation of the proposed quality standards is presented in detail in the substance specific fact sheets (Annexes 5 – 25). NR = not required. NP = not possible to derive due to lack of data. See also list of abbreviations.

Name	CAS	Proposed overall AA-EQS for fresh water $\mu\text{g/l}$	AA-EQS fresh water pelagic community $\mu\text{g/l}$	AA-EQS Baltic sea pelagic community $\mu\text{g/l}$	MAC-EQS fresh water pelagic community $\mu\text{g/l}$	AA-EQS fresh water sediment (tentative standards derived by EP-method) mg/kg d.w.	EQS-secondary poisoning $\mu\text{g/kg fish w.w.}$	QS-food uptake by man (tentative standards) $\mu\text{g/kg fish w.w.}$	QS-drinking water abstraction (tentative standards) $\mu\text{g/l}$
Chlorobenzene	108-90-7	9.3	32	3.2	43	0.14	9 300	6000	3
Dichlorobenzene, 1,2-	95-50-1	7.4	7.4	0.74	-	0.26	40 000	36 500	0.3
Dichlorobenzene, 1,4-	106-46-7	20	20	2	-	0.9	10 000	6000	0.1
Mercaptobenzothiazole-disulphide; (MBTS)	120-78-5	0.8	NP	NP	NP	0.4 - 51	NR	NR	NP
2-(thiocyanomethylthio)-benzothiazole; (TCMTB)	21564-17-0	0.018	0.018	0.0018	0.2	0.002-0.003	1000	910	52.5
Mercaptobenzothiazole; MBeT;	149-30-4	0.8	0.8	0.08	2.5	NR	NR	NR	NP
Dibutylphthalate; DBP	84-74-2	10	10	1	-	6.3	NR	NR	1820
Benzylbutylphthalate; BBP	85-68-7	10	14	1.4	-	9.0 - 17	4 400	12 200	700
Phenylhexylbenzenediamine	793-24-8	Due to degradation by hydrolysis, de-listing from the list is proposed.							
Nonylphenoethoxylates; NPEs		A sum parameter calculated with the toxic equivalency approach is proposed. It is based on the EQS value derived for nonyl phenol (NP) (0.33 $\mu\text{g/l}$) and toxic equivalency factors (see Annex 14 for details).							
Octamethylcyclotetrasiloxane; OMCTS	556-672	Due to degradation by hydrolysis, de-listing from the list is proposed.							
1,3-dihydroxybenzene; resorcinol;	108-46-3	0.25	0.25	0.025	2.5	NR	NR	NR	7900

(Forts.): Finnland: Umweltqualitätsstandards für einige organische Verbindungen. Ableitung entsprechend EU-Methode (Lepper, 2005)

Annex 4. Continued

Name	CAS	Proposed overall AA-EQS for fresh water $\mu\text{g/l}$	AA-EQS fresh water pelagic community $\mu\text{g/l}$	AA-EQS Baltic sea pelagic community $\mu\text{g/l}$	MAC-EQS fresh water pelagic community $\mu\text{g/l}$	AA-EQS fresh water sediment (tentative standards derived by EP-method) mg/kg d.w.	EQS-secondary poisoning $\mu\text{g/kg fish w.w.}$	QS-food uptake by man (tentative standards) $\mu\text{g/kg fish w.w.}$	QS-drinking water abstraction (tentative standards) $\mu\text{g/l}$
Biocides									
Bronopol; 2-Bromo-2-nitropropane-1,3-diol	52-51-7	4	4	0.4	-	NR	NR	NR	280
4-chloro-3-methylphenol	59-50-7	9	9	0.9	9	0.04 - 1	NR	NR	NP
Pesticides									
Dimethoate	60-51-5	0.7	0.7	0.07	-	NR	NR	NR	I
Ethylenethiourea; ETU	96-45-7	200	200	20	200	NR	NR	120	I
Mancozeb	8018-01-7	Since Mancozeb rapidly degrades in water, an EQS values is not considered relevant. An EQS value is proposed for the major degradation product ethylenethiourea (ETU).							
4-chloro-2-methylphenoxy acetic acid; MCPA	94-74-6	1.6	1.6	0.16	15	NR	NR	NR	I
Metamitron	41394-05-2	32	32	3.2	170	NR	NR	NR	I
Prochloraz	67747-09-5	I	I	0.1	7.3	0.3-0.4	3300	NP	I
Tribenuron-methyl	101200-48-0	0.1	0.1	0.01	0.4	NR	NR	NR	I

16 Stoffdatenblätter

Hinweis: Mit der Angabe „siehe österreichisches Datenblatt“ wird in den folgenden Stoffdatenblättern auf Angaben aus dem Gutachten von Prof. W. Bursch (2003) verwiesen:

(Öko)toxikologische Bewertung von Daten zur Festlegung von Umweltqualitätsnormen zur Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG und der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG in Österreich. Gutachten für das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Das Gutachten ist abrufbar auf den folgenden Internetseiten des Lebensministeriums:

<http://wasser.lebensministerium.at/article/articleview/19871/1/5659> (Übersicht)

<http://wasser.lebensministerium.at/filemanager/download/6490/> (Gutachten)

<http://wasser.lebensministerium.at/filemanager/download/6491/> (Datenblätter)

- 16.1 Aldrin
- 16.2 Bisphenol A
- 16.3 Chlordan
- 16.4 DDT
- 16.5 Dibutylzinnverbindungen
- 16.6 Dieldrin
- 16.7 Endrin
- 16.8 Heptachlor
- 16.9 Isodrin
- 16.10 Isopropylbenzol (Cumol)
- 16.11 Pentachlornitrobenzol
- 16.12 Phosalon
- 16.13 Tetrabutylzinn
- 16.14 Triphenylzinnverbindungen
- 16.15 Arsen
- 16.16 Chrom
- 16.17 Kupfer
- 16.18 Selen
- 16.19 Silber
- 16.20 Zink

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Aldrin

CAS-Nr. 309-00-2

24. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Aldrin
Verwendung	Pflanzenschutzmittel (Insektizid)
CAS-Nummer	309-00-2

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Aldrin	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.01 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: 92.3 µg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	2.3 µg/kg Sediment (ww) 10.6 µg/kg Sediment (dw)	tentativ tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)	0.03 mg/kg Beute entsprechende Gewässer- konzentration: 0.00015 mg/l 0.004 µg/l 0.0003 µg/l 0.00015 µg/l	Basis: NOEC aus Langzeitfütterungsstudie, Vogel Basis: berechneter BCF Basis: niedrigster BCF Basis: mittlerer BCF Basis: höchster BCF Empfehlung: keine Umrechnung auf Gewässerkonzentration wegen hoher Schwankung im BCF

* Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	5.03	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
Pow	6.75	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) und gemessen,
BCF	20180 4571 (Molluskeln) 3890 (Goldorfe) 10715 (Fisch, unspezifiziert) 735 – 20000 (Karpfen) 12260 (Alge) 8695 (Mittelwert)	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) HSDB [2], darin [3] HSDB [2], darin [3] HSDB [2], darin [3] HSDB [2], darin [3] HSDB [2], darin [3]

fett = Werte werden zur folgenden Ableitung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (Liste 1 Stoff Gruppe A) von

0.01 µg/l

genutzt. Dabei handelt es sich um das Qualitätsziel der Tochterrichtlinie 76/464/EWG, wobei empfohlen wird (siehe österreichisches Datenblatt) dieses als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Endpunkt, Exposition	Wert	Referenz
NOEC, „Krankheit“, Wachtel, 16-20 Wochen Exposition	1 ppm	[6], Wert für Dieldrin und Endrin angegeben
LD ₅₀ , Ratte, männlich, oral	39 mg/kg bw	HSDB [2], darin [4]
LD ₅₀ , Ratte, weiblich, oral	45 mg/kg bw	HSDB [2], darin [4]
LD ₅₀ , Maus oral	44 mg/kg bw	HSDB [2], darin [5]

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ werden gemäß TGDs [8] sowie Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 [1] chronische Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität eingesetzt. Die Nutzung akuter Daten ist nicht zulässig. Aus diesem Grund wird der NOEC-Wert von 1 mg Endrin/kg Futter in die entsprechende Gleichung eingesetzt. Durch Vergleiche der Daten zur akuten Toxizität von Endrin und Dieldrin wird die pragmatische Lösung gewählt, den NOEC-Wert von 1 ppm auch für Aldrin zu nutzen.

Zusätzlich wird jedoch dennoch an dieser Stelle auch berechnet, zu welchen Ergebnissen eine Nutzung des niedrigsten akuten Wertes führen würde. (niedrigster „LD₅₀“ = 780 mg/kg Futter)

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log K_{p_{susp}}-Wert liegt bei 4.03. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase (UQN_{Wasserphase}) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe (BK_{s_{pm}.Wasserphase}) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{s_{pm}.Wasserphase} = \frac{UQN_{Wasserphase} [0.01 \mu g/l]}{C_{s_{pm}} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{susp}}^{-1} [(10715.2 \text{ l/kg})^{-1}]} = 92.3 \mu g/kg \text{ SPM dw}$$

$$K_{p_{susp}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = K_{oc} * f_{oc}^{\#} = 107152 * 0.1 = 10715.2 \text{ l/kg}$$

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log K_{p_{susp}}-Wert liegt bei 4.03, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [9] (siehe dort Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein PNEC_{Sediment} (≈ UQN_{Sediment}) unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf Aldrin zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouen – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouen nur dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der log K_{ow}-Wert < 5 ist. Das ist für Aldrin nicht der Fall. Aus diesem Grund wird die Aufnahme über andere als die Wasserphase dadurch berücksichtigt, dass der erhaltene Wert durch 10 dividiert wird

$$BK_{Sed.wet_weight} [mg/kg] = \frac{K_{s_{pm}\text{-Wasser}} (2679) [m^3/m^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{s_{pm}.wet} (1150) [kg/m^3]} * 1000 * UQN_{Wasserphase} (0.00001) [mg/l]$$

mit:

$$K_{s_{pm}.Wasser} = f_{solid} (0.1) * [K_{p_{susp}} (10715.2 \text{ l/kg}) / 1000] * RHO_{solid} (2500 \text{ kg/m}^3) = 2679 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

$$\text{Bulk-Dichte}_{s_{pm}.wet} = 1150 [\text{kg/m}^3]$$

$$1000 = \text{Konversionsfaktor } m^3/kg \text{ zu } l/kg$$

$$UQN_{Wasserphase} = 0.000005 [mg/l]$$

Damit ist:

[#] f_{oc} = 0.1 laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

$$\text{BK}_{\text{Sed.wet_weight}} = 0.023 \text{ [mg/kg]} / 10 = \mathbf{2.3 \text{ [\mu g/kg]}}$$

$$\text{BK}_{\text{Sed.dry_weight}} = \mathbf{10.6 \text{ [\mu g/kg]}}^{\Psi}$$

Diese Werte sollten lediglich als vorläufige Werte angesehen werden. Um eine tatsächlich belastbare Qualitätsnorm für das Kompartiment Sediment – bzw. Sedimentbewohner – zu verbessern, sollten Studien mit benthischen Organismen durchgeführt werden. Solange dies nicht erfolgt ist, wird das abgeleitete Bewertungskriterium als tentatives Bewertungskriterium bezeichnet.

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Aldrin hat einen experimentellen mittleren BCF von 8695, d.h. dieser ist $\gg 100$. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung).

Es wird ein NOEC-Wert genutzt, der für Endrin und Dieldrin gefunden wurde (Fütterungsstudie von Wachteln über einen Zeitraum von 16-20 Wochen; betrachteter Endpunkt wird mit „Krankheit“ angegeben [6]). Da das entsprechende Ergebnis als NOEC-Wert (Endrin-Konzentration im Futter) angegeben ist, ist eine Umrechnung über einen Konversionsfaktor (siehe Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6) nicht notwendig.

Der NOEC-Wert – im Folgenden bezeichnet als $\text{NOEC}_{\text{Beute}}$, um die Räuber-Beute-Beziehung deutlich zu machen – ist die Basis zur Berechnung des Bewertungskriteriums ausgedrückt in tolerabler Stoffkonzentration in der Beute zum Schutz des Räubers am Ende der Nahrungskette. Das Bewertungskriterium $\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung}}$ wird berechnet durch Division des $\text{NOEC}_{\text{Beute}}$ durch einen Faktor (AF), dessen Höhe von Testdauer und Testdesign abhängt.

Für den vorliegenden Fall empfehlen die TGDs [7] zur Extrapolation keinen AF. Es wird vorgeschlagen, denselben AF anzuwenden, der für chronische Studien an Säugern empfohlen wird, d.h. $\text{AF} = 30$.

$$\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung.Beute}} = \text{NOEC}_{\text{Beute}} (1 \text{ mg/kg}) / \text{AF} (30) = \mathbf{0.03 \text{ mg Aldrin/kg Beute (wwt)}}^{\dagger}$$

^Ψ Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

[†] Zu Vergleichszwecken wird eine entsprechende Berechnung unter Nutzung des niedrigsten „LD₅₀“ oral = 780 mg/kg Futter (siehe Kapitel 7) durchgeführt. Diese Berechnung stimmt nicht mit den Empfehlungen der TGDs [10] überein, sie soll hier jedoch einen Hinweis darauf geben, inwieweit die Nutzung akuter Daten und die Anwendung hoher Sicherheitsfaktoren zu ähnlichen Ergebnissen führen würde im Vergleich zur Berücksichtigung (sub)chronischer oder subakuter Werte. Als AF wird der höchste an dieser Stelle in den TGDs angegebene Wert von 3000 genutzt.

$$\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung.Beute}} = \text{„LD}_{50}\text{“} (780 \text{ mg/kg Futter}) / \text{AF} (3000) = 0.26 \text{ mg/kg Beute (ww)}.$$

Das auf diese Weise berechnete Bewertungskriterium liegt um einen Faktor von 10 oberhalb des unter Nutzung des NOEC-Wertes abgeleiteten. Das bedeutet, dass der AF von 3000 nicht ausreichend ist, um die Extrapolation akut – chronisch durchzuführen.

Die Nutzung des niedrigsten LD₅₀-Wertes als Ableitungsbasis könnte an dieser Stelle nicht empfohlen werden.

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{ow}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für Aldrin ein $\log K_{ow}$ -Wert von 6.75 und ein mittlerer BCF von 8695 bestimmt worden. Die TGDs sehen für $\log K_{ow}$ 5 - 8 einen $BMF = 10$ vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

genutzter BCF-Wert	$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}} = 30 \mu\text{g/kg}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} / \text{BCF} * 10$
20180 (berechneter Wert)	0.00015 $\mu\text{g/l}$
753 (niedrigster gemessener Wert)	0.004 $\mu\text{g/l}$
8695 (Mittelwert gemessene Werte)	0.0003 $\mu\text{g/l}$
20000 (höchster gemessener Wert)	0.00015 $\mu\text{g/l}$

Die rechnerisch ermittelten $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ sind aufgrund der hohen BCF-Werte sehr niedrig. Sie liegen um Faktoren von 2.5 – 66 niedriger im Vergleich zur UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (0.01 $\mu\text{g/l}$).

Es wird empfohlen, aufgrund der hohen Schwankung in den BCF-Werten keine Rückrechnung auf $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ durchzuführen.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [3] Hawker DW, Connell DW; *Ecotoxicol Environ Safety* 11: 184-97 (1986) (2) Freitag D et al; *Ecotoxicol Environ Safety* 6: 60-81 (1982) (3) Garten CT, Trabalka JR; *Environ Sci Technol* 17: 590-5 (1983) (4) Geyer H et al; *Chemosphere* 13: 269-84 (1984) (5) Chemicals Evaluation Research Institute (Japan); *Biodegradation and Bioaccumulation, Data of Existing Chemicals (Aldrin)*. Available at the Database query page at http://www.cerij.or.jp/ceri_en/index_e4.shtml as of Sept 13, 2000. (6) Franke C et al; *Chemosphere* 29: 1501-14 (1994)
- [4] Hayes, W.J., Jr., E.R. Laws, Jr., (eds.). *Handbook of Pesticide Toxicology. Volume 2. Classes of Pesticides*. New York, NY: Academic Press, Inc., 1991.,
- [5] Lewis, R.J. *Sax's Dangerous Properties of Industrial Materials*. 9th ed. Volumes 1-3. New York, NY: Van Nostrand Reinhold, 1996
- [6] DeWitt, J.B.: *Chronic Toxicity to Quail and Pheasants of Some Chlorinated Insecticides. Pesticide Toxicity* 4 (10), 863 (1956)
- [7] *Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II*. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 6.75

Experimental Database Structure Match:

Name : Aldrin
CAS Num : 000309-00-2
Exp Log P: 6.50
Exp Ref : DeBruijn,J et al. (1989)

SMILES : CLC3=C(CL)C4(CL)C2C1CC(C=C1)C2C3(CL)C4(CL)CL
CHEM : Aldrin
MOL FOR: C12 H8 CL6
MOL WT : 364.92

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	1	-CH2- [aliphatic carbon]	0.4911	0.4911
Frag	4	-CH [aliphatic carbon]	0.3614	1.4456
Frag	1	C [aliphatic carbon - No H, not tert]	0.9723	0.9723
Frag	4	=CH- or =C< [olefinic carbon]	0.3836	1.5344
Frag	4	-CL [chlorine, aliphatic attach]	0.3102	1.2408
Frag	2	-CL [chlorine, olefinic attach]	0.4923	0.9846
Frag	2	-tert Carbon [3 or more carbon attach]	0.2676	0.5352
Factor	2	Fused aliphatic ring unit correction	-0.3421	-0.6842
Const		Equation Constant		0.2290

Log Kow = 6.7488

Koc (estimated): 1.06e+005

SMILES : CLC3=C(CL)C4(CL)C2C1CC(C=C1)C2C3(CL)C4(CL)CL
CHEM : Aldrin
MOL FOR: C12 H8 CL6
MOL WT : 364.92

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 8.276
Non-Corrected Log Koc : 5.0238
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 5.0238

Estimated Koc: 1.056e+005

Log BCF (v2.15 estimate): 4.30

SMILES : CLC3=C(CL)C4(CL)C2C1CC(C=C1)C2C3(CL)C4(CL)CL
CHEM : Aldrin
MOL FOR: C12 H8 CL6
MOL WT : 364.92

----- Bcfwin v2.15 -----

Log Kow (estimated) : 6.75
Log Kow (experimental): 6.50
Log Kow used by BCF estimates: 6.50

Equation Used to Make BCF estimate:

$$\text{Log BCF} = 0.77 \log \text{Kow} - 0.70 + \text{Correction}$$

Correction(s):	Value
No Applicable Correction Factors	

$$\text{Estimated Log BCF} = 4.305 \quad (\text{BCF} = 2.018\text{e}+004)$$

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Bisphenol A

CAS-Nr. 80-05-7

28. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Bisphenol A
Verwendung	in der chemische Synthese Antioxidans Inhibitor bei der PVC-Herstellung Hilfsmittel bei der PVC-Verarbeitung
CAS-Nummer	80-05-7

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Bisphenol A	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	1.6 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: 10,8 mg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	7.8 µg/kg Sediment (ww) 36 µg/kg Sediment (dw) 0.005 µg/l	auf Basis experimenteller Effekt-Daten ermittelter Wert Rückrechnung auf die Wasserphase
Räuber (Sekundärvergiftung)	-	keine Ableitung notwendig, da Trigger nicht erfüllt

* Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	4.876 (Koc = 75200) 715	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) berechnet im Rahmen EU-RAR [2]
Pow	3.64	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) und gemessen,
BCF	71.9 (berechnet auf Basis log K _{ow} = 3.32) 5.1 – 13.3 (Karpfen, 150 µg/l) < 20 – 67.7 (Karpfen, 15 µg/l)	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) experimentell

fett = Werte werden zur folgenden Ableitung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (Stoff Gruppe C) von

1.6 µg/l

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Da der BCF < 100 ist, ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungsmaßstabes für das Schutzziel Räuber (BK_{Sekundärvergiftung}) nicht erfüllt.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log K_{p_{susp}}-Wert liegt bei 3.88. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase (UQN_{Wasserphase}) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe (BK_{s_{pm}.Wasserphase}) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{s_{pm}.Wasserphase} = \frac{UQN_{Wasserphase} [1.6 \mu g/l]}{C_{s_{pm}} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{susp}}^{-1} [(7520 \text{ l/kg})^{-1}]} = 10,8 \text{ mg/kg SPM dw}$$

$$Kp_{\text{susp}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = K_{\text{oc}} * f_{\text{oc}}^{\#} = 75200 * 0.1 = 7520 \text{ l/kg}$$

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log Kp_{susp} -Wert liegt bei 3.88, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Entsprechend dem EU-Risk Assessment von Bisphenol A (3rd Priority List, Volume 37, 2003) [2] liegen in begrenztem Umfang Daten zu toxischen Effekten auf Sedimentbewohner vor. Dabei handelt es sich um einen 10-Tage EC_{50} für *Corophium voluntator* von 36 mg/kg dw (niedrigster Wert für direktes Spiken). Wendet man einen AF von 1000 an, so wird ein

$$PNEC_{\text{Sediment}} = 36 \mu\text{g/kg dw}$$

erhalten.

Da der Datensatz zur Sedimenttoxizität begrenzt ist, wird außerdem ein $PNEC_{\text{Sediment}}$ auf Basis aquatischer Effektdaten und unter Anwendung der Equilibrium-Methode abgeleitet. In diesem Fall ist:

$$BK_{\text{Sed.wet.weight}} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (1880) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg}/\text{m}^3]} * 1000 * UQN_{\text{Wasserphase}} (0.0016) [\text{mg}/\text{l}]$$

mit:

$$K_{\text{spm.Wasser}} = f_{\text{solid}} (0.1) * [Kp_{\text{susp}} (7520 \text{ l/kg}) / 1000] * RHO_{\text{solid}} (2500 \text{ kg}/\text{m}^3) = 1880 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

$$\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} = 1150 [\text{kg}/\text{m}^3]$$

$$1000 = \text{Konversionsfaktor } \text{m}^3/\text{kg} \text{ zu } \text{l}/\text{kg}$$

$$UQN_{\text{Wasserphase}} = 0.0016 [\text{mg}/\text{l}]$$

Damit ist:

$$BK_{\text{Sed.wet.weight}} = 2.6 [\text{mg}/\text{kg}]$$

$$BK_{\text{Sed.dry.weight}} = 12.0 [\text{mg}/\text{kg}]^{\Psi}$$

Bei den hier nach oben angegebenen Gleichung berechneten Werten ist anzumerken, dass im EU-RAR [2] ein entsprechender Wert von 26 $[\mu\text{g}/\text{kg ww}]$ als Ergebnis aufgeführt ist. Der Unterschied im Ergebnis kommt dadurch zustande, dass im EU-RAR von einem K_{oc} -Wert von 715 ausgegangen wird, der nach einer in den TGDs [3] angegebenen Gleichung ermittelt worden ist. Dieser Wert stimmt nicht mit dem unter Nutzung des Programmpaketes EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005) berechneten überein.

Es wird vorgeschlagen, für das Bewertungskriterium den auf Basis experimentell erhobener Daten ermittelten $PNEC_{\text{Sediment}}$ zu nutzen, zumal dieser vergleichbar mit dem in den TGDs berechneten Wert ist:

$$BK_{\text{Sed.wet.weight}} = 36 \mu\text{g/kg dw}$$

[#] $f_{\text{oc}} = 0.1$ laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

^Ψ Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg}/\text{l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

BK_{Sed.wet_weight} = 7.8 µg/kg ww

Wird ausgehend von BK_{Sed.wet_weight} = 7.8 µg/kg ww die entsprechende Konzentration in der Wasserphase ausgerechnet, so erhält man:

$$\text{BK}_{\text{Wasserphase}} [\mu\text{g/l}] = \frac{\text{BK}_{\text{Sed.wet_weight}} (0.0078) [\text{mg/kg}] * \text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg/m}^3]}{\text{K}_{\text{spm-Wasser}} (1880) [\text{m}^3/\text{m}^3] * 1000} = 0.005 [\mu\text{g/l}]$$

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Bisphenol A hat einen experimentellen mittleren BCF von < 100. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räufern nicht erfüllt (Sekundärvergiftung).

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] European Risk Assessment Report: Bisphenol A, 3rd Priority List, Volume 37 (2003)
- [3] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 3.64

Experimental Database Structure Match:

Name : Diphenylolpropane
CAS Num : 000080-05-7
Exp Log P: 3.32
Exp Ref : Hansch,C et al. (1995)

SMILES : Oc(ccc(c1)C(c(ccc(O)c2)c2)(C)C)c1
CHEM : Phenol, 4,4'-(1-methylethylidene)bis-
MOL FOR: C15 H16 O2
MOL WT : 228.29

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	2	-CH3 [aliphatic carbon]	0.5473	1.0946
Frag	12	Aromatic Carbon	0.2940	3.5280
Frag	2	-OH [hydroxy, aromatic attach]	-0.4802	-0.9604
Frag	1	-tert Carbon [3 or more carbon attach]	0.2676	0.2676
Factor	1	>C< (aliphatic), 2 phenyl attach correc	-0.5158	-0.5158
Const		Equation Constant		0.2290

Log Kow = **3.6430**

Koc (estimated): 7.52e+004

Koc may be sensitive to pH!

SMILES : Oc(ccc(c1)C(c(ccc(O)c2)c2)(C)C)c1
CHEM : Phenol, 4,4'-(1-methylethylidene)bis-
MOL FOR: C15 H16 O2
MOL WT : 228.29

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 7.998
Non-Corrected Log Koc : 4.8762
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 4.8762

Estimated Koc: 7.519e+004

NOTE:

The Koc of this structure may be sensitive to pH! The estimated Koc represents a best-fit to the majority of experimental values; however, the Koc may vary significantly with pH.

Log BCF (v2.15 estimate): 1.86

SMILES : Oc(ccc(c1)C(c(ccc(O)c2)c2)(C)C)c1
CHEM : Phenol, 4,4'-(1-methylethylidene)bis-
MOL FOR: C15 H16 O2
MOL WT : 228.29

----- Bcfwin v2.15 -----

Log Kow (estimated) : 3.64

Log Kow (experimental): 3.32
Log Kow used by BCF estimates: 3.32

Equation Used to Make BCF estimate:

$$\text{Log BCF} = 0.77 \log \text{Kow} - 0.70 + \text{Correction}$$

Correction(s):	Value
No Applicable Correction Factors	

$$\text{Estimated Log BCF} = 1.856 \quad (\text{BCF} = 71.85)$$

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Chlordan

CAS-Nr. 57-74-9

28. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Chlordan
Verwendung	Pflanzenschutzmittel (Insektizid)
CAS-Nummer	57-74-9

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Chlordan	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.002 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: 15.3 µg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	0.38 µg/kg Sediment (ww) 1.75 µg/kg Sediment (dw)	tentativ tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)	3 mg/kg Beute entsprechende Gewässerkonzentration: 0.02 µg/l 2.7 µg/l 0.035 µg/l 0.008 µg/l	Basis: PNEC _{oral} abgeleitet mit einer modifizierten EPA-Methode Basis: berechneter BCF Basis: niedrigster gemessener BCF Basis: Mittelwert gemessene BCF Basis: höchster gemessener BCF Empfehlung: keine Umrechnung auf Gewässerkonzentration wegen hoher Schwankung im BCF

* Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	4.93 (Koc = 86700)	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
Pow	6.26	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) und gemessen,
BCF	12290 6227 (Lagodon rhomboides, pinfish, 96h) 322 (Lepomis macrochirus, cis-isomer, 24h) 990 (Carassius auratus, cis-isomer, 16 h) 108 (Frosch, 96h, cis-isomer) 10232 (Grünalge) 4571 – 38000 (Fische) Mittelwert (gemessen): 8636	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) gemessen (HSDB [2]) gemessen (HSDB [2]) gemessen (HSDB [2]) gemessen (HSDB [2]) gemessen (HSDB [2]) gemessen (HSDB [2])

fett = Werte werden zur folgenden Ableitung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (Stoff Gruppe C) von

0.002 µg/l

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Endpunkt, Exposition	Wert	Referenz
Kombiniertes Datenset aus Vogel- und Säugertoxizität, PNEC abgeleitet mit einer modifizierten EPA-Methode	3 mg/kg Futter	[3]

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ werden gemäß TGDs [4] sowie Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 [1] chronische Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität eingesetzt. Die Nutzung akuter Daten ist nicht zulässig. Wenngleich der bei de Bruijn et al. [3] angegebene PNEC von 3 mg Chlordan/kg Futter auf Basis der modifizierten EPA-Methode abgeleitet wurde, wird er dennoch im Rahmen des vorliegenden Datenblattes als Bewertungskriterium genutzt.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 3.93. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ($UQN_{Wasserphase}$) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe ($BK_{spm.Wasserphase}$) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{spm.Wasserphase} = \frac{UQN_{Wasserphase} [0.002 \mu\text{g/l}]}{C_{spm} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{susp}}^{-1} [(8670 \text{ l/kg})^{-1}]} = 15.3 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

$$K_{p_{susp}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = K_{oc} * f_{oc}^{\#} = 86700 * 0.1 = 8670 \text{ l/kg}$$

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 3.93, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [1] (siehe dort Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein $PNEC_{Sediment}$ ($\approx UQN_{Sediment}$) unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf Chlordan zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouen – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen jedoch aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouen dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der log K_{ow} -Wert < 5 ist. Das ist für Chlordan nicht der Fall. Aus diesem Grund wird das zunächst berechnete Bewertungskriterium durch 10 dividiert, um die Aufnahme über das Sediment zu berücksichtigen.

$$BK_{Sed.wet_weight} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{spm-Wasser} (2168) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{spm.wet} (1150) [\text{kg}/\text{m}^3]} * 1000 * UQN_{Wasserphase} (0.000002) [\text{mg}/\text{l}]$$

mit:

$$K_{spm.Wasser} = f_{solid} (0.1) * [K_{p_{susp}} (8670 \text{ l/kg}) / 1000] * RHO_{solid} (2500 \text{ kg}/\text{m}^3) = 2168 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

$$\text{Bulk-Dichte}_{spm.wet} = 1150 [\text{kg}/\text{m}^3]$$

$$1000 = \text{Konversionsfaktor m}^3/\text{kg zu l/kg}$$

$$UQN_{Wasserphase} = 0.000002 [\text{mg}/\text{l}]$$

Damit ist:

$$BK_{Sed.wet_weight} = 0.0038 [\text{mg}/\text{kg}] / 10 = 0.38 [\mu\text{g}/\text{kg}]$$

$$BK_{Sed.dry_weight} = 1.75 [\mu\text{g}/\text{kg}]^{\psi}$$

[#] $f_{oc} = 0.1$ laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

^{\psi} Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

Diese Werte sollten lediglich als vorläufige Werte angesehen werden. Um eine tatsächlich belastbare Qualitätsnorm für das Kompartiment Sediment – bzw. Sedimentbewohner – zu verbessern, sollten Studien mit benthischen Organismen durchgeführt werden. Solange dies nicht erfolgt ist, wird das abgeleitete Bewertungskriterium als tentatives Bewertungskriterium bezeichnet.

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Chlordan hat einen experimentellen mittleren BCF von 8636, d.h. dieser ist > 100. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung).

Es konnte ein PNEC-Wert gefunden werden (siehe Kapitel 7), der unmittelbar als Bewertungskriterium genutzt wird:

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung.Beute}} = 3 \text{ mg Chlordan/kg Beute (wwt)}$$

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{OW}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für Chlordan ein $\log K_{OW}$ -Wert von 6.26 und ein BCF von 12290 berechnet worden. Die TGDs sehen für $\log K_{OW}$ 5 - 8 einen $BMF = 10$ vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

genutzter BCF-Wert	$BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}} = 3000 \mu\text{g/kg}_{\text{Sekundärvergiftung.Beute}} / BCF * 10$
12290 (berechneter Wert)	0.02 $\mu\text{g/l}$
108 (niedrigster gemessener Wert)	2.7 $\mu\text{g/l}$
8636 (Mittelwert gemessene Werte)	0.035 $\mu\text{g/l}$
38000 (höchster gemessener Wert)	0.008 $\mu\text{g/l}$

Von daher liegen alle rechnerisch ermittelten $BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}}$ z.T. deutlich über der UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (0.002 $\mu\text{g/l}$).

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [3] J. de Bruijn et al.: Environmental Risk Limits in the Netherlands, 1999, Appendix D

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 6.26

Experimental Database Structure Match:

Name : Chlordane (avg cis-,trans-)
CAS Num : 000057-74-9
Exp Log P: 6.16
Exp Ref : Simpson,CD et al. (1995)

Experimental Database Structure Match:

Name : cis-Chlordane
CAS Num : 005103-71-9
Exp Log P: 6.10
Exp Ref : Simpson,CD et al. (1995)

Experimental Database Structure Match:

Name : trans-Chlordane
CAS Num : 005103-74-2
Exp Log P: 6.22
Exp Ref : Simpson,CD et al. (1995)

SMILES : CLC1CC2C(C1CL)C3(CL)C(=C(CL)C2(CL)C3(CL)CL)CL

CHEM : Chlordane

MOL FOR: C10 H6 CL8

MOL WT : 409.78

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	1	-CH2- [aliphatic carbon]	0.4911	0.4911
Frag	4	-CH [aliphatic carbon]	0.3614	1.4456
Frag	1	C [aliphatic carbon - No H, not tert]	0.9723	0.9723
Frag	2	=CH- or =C< [olefinic carbon]	0.3836	0.7672
Frag	6	-CL [chlorine, aliphatic attach]	0.3102	1.8612
Frag	2	-CL [chlorine, olefinic attach]	0.4923	0.9846
Frag	2	-tert Carbon [3 or more carbon attach]	0.2676	0.5352
Factor	3	Fused aliphatic ring unit correction	-0.3421	-1.0263
Const		Equation Constant		0.2290

Log Kow = 6.2599

Koc (estimated): 8.67e+004

SMILES : CLC1CC2C(C1CL)C3(CL)C(=C(CL)C2(CL)C3(CL)CL)CL

CHEM : Chlordane

MOL FOR: C10 H6 CL8

MOL WT : 409.78

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 8.114
Non-Corrected Log Koc : 4.9378
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 4.9378

Estimated Koc: 8.665e+004

Log BCF (v2.15 estimate): 4.09

SMILES : CLC1CC2C(C1CL)C3(CL)C(=C(CL)C2(CL)C3(CL)CL)CL
CHEM : Chlordane
MOL FOR: C10 H6 CL8
MOL WT : 409.78

----- Bcfwin v2.15 -----
Log Kow (estimated) : 6.26
Log Kow (experimental): 6.22
Log Kow used by BCF estimates: 6.22

Equation Used to Make BCF estimate:

$$\text{Log BCF} = 0.77 \log \text{Kow} - 0.70 + \text{Correction}$$

Correction(s):	Value
No Applicable Correction Factors	

Estimated Log BCF = 4.089 (BCF = 1.229e+004)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

DDT

CAS-Nr. 50-29-3

27. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	DDT
Verwendung	Pflanzenschutzmittel (Insektizid)
CAS-Nummer	50-29-3

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für DDT	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.025 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment, 414 µg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	0.37 µg/kg Sediment (ww) 1.7 µg/kg Sediment (dw) 7.7 x 10⁻⁵ [µg/l]	abgeleitet auf Basis von Tests mit Sedimentbewohnern umgerechnet auf Wasserphase
Räuber (Sekundärvergiftung)	0.03 mg/kg Beute entsprechende Gewässerkonzentration: 0,005 µg/l 0,00004 µg/l 4.3 10 ⁻⁶ µg/l 0,00008 µg/l	abgeleitet auf Basis NOEC _{oral} , Langzeitstudie, Vogel niedrigster BCF-Wert mittlerer BCF-Wert höchster BCF-Wert berechneter BCF-Wert Empfehlung: keine Umrechnung auf Gewässerkonzentration wegen hoher Schwankung im BCF

*

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	5.34 (220000) 5.05 – 5.54	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) gemessen
Pow	6.79	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
BCF	41750 495 -6360 (Algen, Wasserpflanzen) 5060 – 7520 (Fische) 600 – 84500 (Fische) 3660 – 34500 (Schnecken) 550 – 690000 (Muscheln) Mittelwert: 83325	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) gemessen HSDB [2], darin [3] HSDB [2], darin [4] HSDB [2], darin [5 -12]

fett = für Berechnung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die Ableitung der Konzentration der Umweltqualitätsnorm (Liste 1 Stoff Gruppe A) im Schwebstoff wird der Wert von

$$0.025 \mu\text{g/l}$$

genutzt. Dabei handelt es sich um das Qualitätsziel der Tochterrichtlinie 76/464/EWG, wobei empfohlen wird (siehe österreichisches Datenblatt) dieses als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen.

Für die Ableitung der Bewertungskriterien für Sedimentbewohner liegen ausreichend Untersuchungen zu Sedimentbewohnern vor [17]:

Testorganismus	Endpunkt	Wert
Lumbriculus variegatus	Gesamtzahl der Würmer	NOEC = 2.8 mg/kg Sediment (ww)
Lumbriculus variegatus	Gesamtzahl der Würmer	EC ₅₀ = 48 mg/kg Sediment (ww)
C. riparius	Entwicklung, Gesamtrockengewicht der Männchen	NOEC = 0.04 mg/kg Sediment (ww)
Hyalalela azteca	Anzahl der Erwachsenen	niedrigster EC ₅₀ = 0.037 mg/kg Sediment (ww) (niedrigster NOEC < Bestimmungsgrenze)

Zur weiteren Auswertung wird der niedrigste EC₅₀ = 0.037 mg/kg Sediment (ww) eingesetzt. Da chronische Test von Spezies von drei trophischen Ebenen vorliegen (AF = 10) und es sich bei dem niedrigsten Wert um einen EC50-Wert handelt (AF = 10), wird insgesamt ein AF = 100 eingesetzt.

Der **PNEC_{Sedimentbewohner} = 0.37 µg/kg Sediment ww**

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Endpunkt, Exposition	Wert	Referenz
NOEC, Eierschalendicke, Vogel	30 ppm	[13]
NOEC, sublethale Effekte, Vogel	< 1.4 ppm	[13]
NOEC, Tod, 16-20 Wochen Exposition, junge Wachteln	100 ppm	[14]
NOEC, Tod, 16-20 Wochen Exposition, junge Fasane	50 ppm	[14]
NOEC, keine klinischen Effekte, Exposition 2 Jahre, Ratte	25 ppm	[15]
NOEC, keine Effekte, Exposition 2 Jahre, Ratte	2.5 ppm	[15]
NOEC, keine Effekte auf Mortalität, Exposition 39 – 42 Monate, Hund	400 ppm	[15]
LD ₅₀ , Ratte, oral	87 mg/kg bw	HSDB [3]
LD ₅₀ , Maus oral	150 mg/kg bw	HSDB [3]

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ werden gemäß TGDs [16] sowie Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 [1] chronische Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität eingesetzt. Die Nutzung akuter Daten ist nicht zulässig. Aus diesem Grund wird der NOEC-Wert von **1 mg DDT/kg Futter** in die entsprechende Gleichung eingesetzt. Zu Vergleichszwecken wird jedoch dennoch an dieser Stelle auch berechnet, zu welchen Ergebnissen eine Nutzung des niedrigsten Wertes „LD₅₀ oral“ = **722 mg/kg Futter** führen würde. Eine zusätzliche Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ unter Nutzung der Minimal- und Maximalwerte für LD₅₀ mit dem Ziel einer Sensitivitätsanalyse ist aufgrund der relativ geringen Schwankungsbreite der Werte nicht zielführend.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log K_{p_{susp}}-Wert liegt bei 4.34. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase (UQN_{Wasserphase}) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe (BK_{spm.Wasserphase}) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{UQN_{\text{Wasserphase}} [0.025 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{\text{susp}}}^{-1} [(22000 \text{ l/kg})^{-1}]} = 414 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

$$K_{p_{\text{susp}}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = K_{oc} * f_{oc}^{\#} = 220000 * 0.1 = 22000 \text{ l/kg}$$

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log K_{p_{susp}}-Wert liegt bei 4.34, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Es wurde ein PNEC_{Sedimentbewohner} abgeleitet, der als Bewertungskriterium eingesetzt wird:

f_{oc} = 0.1 laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

BK_{Sedimentbewohner} = 0.37 µg/kg Sediment (ww)

BK_{Sedimentbewohner} = 1.7 µg/kg Sediment (dw)[†]

Wird ausgehend von BK_{Sed.wet_weight} = 0.37 µg/kg ww die entsprechende Konzentration in der Wasserphase ausgerechnet, so erhält man:

$$\text{BK}_{\text{Wasserphase}} [\mu\text{g/l}] = \frac{\text{BK}_{\text{Sed.wet_weight}} (0.00037) [\text{mg/kg}] * \text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg/m}^3]}{\text{K}_{\text{spm-Wasser}} (5500) [\text{m}^3/\text{m}^3] * 1000} = 7.7 \times 10^{-5} [\mu\text{g/l}]$$

mit:

$$\text{K}_{\text{spm.Wasser}} = f_{\text{solid}} (0.1) * [\text{Kp}_{\text{susp}} (22000/\text{kg}) / 1000] * \text{RHO}_{\text{solid}} (2500 \text{ kg/m}^3) = 5500 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

$$\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} = 1150 [\text{kg/m}^3]$$

1000 = Konversionsfaktor m³/kg zu l/kg

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

DDT hat einen berechneten BCF von 41750, d.h. dieser ist > 100. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung).

Es konnten verschiedene NOEC-Werte gefunden werden, der auf chronischen Fütterungsstudien von Säugern und Vögeln beruhen. Zur Ableitung des Bewertungskriteriums wird der niedrigste NOEC-Wert (NOEC_{Vogel} < 1.4 ppm) ausgewählt, der gesetzt wird als NOEC_{Vogel} = 1 ppm.

Da das entsprechende Ergebnis als NOEC-Wert (DDT-Konzentration im Futter) angegeben ist, ist eine Umrechnung über einen Konversionsfaktor (siehe Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6) nicht notwendig.

Der NOEC-Wert – im Folgenden bezeichnet als NOEC_{Beute}, um die Räuber-Beute-Beziehung deutlich zu machen – ist die Basis zur Berechnung des Bewertungskriteriums ausgedrückt in tolerabler Stoffkonzentration in der Beute zum Schutz des Räubers am Ende der Nahrungskette. Das Bewertungskriterium BK_{Sekundärvergiftung} wird berechnet durch Division des NOEC_{Beute} durch einen Faktor (AF), dessen Höhe von Testdauer und Testdesign abhängt.

Für den vorliegenden Fall empfehlen die TGDs [16] zur Extrapolation einen AF = 30.

$$\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung.Beute}} = \text{NOEC}_{\text{Beute}} (1 \text{ mg/kg}) / \text{AF} (30) = 0.03 \text{ mg DDT/kg Beute (wwt)}^{\ddagger}$$

[†] Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von (0.9 x 1) + (0.1 x 2.5) = 1.15 kg/l. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist 1.15/0.25 = 4.6

[‡] Zu Vergleichszwecken wird eine entsprechende Berechnung unter Nutzung des Mittelwertes LD₅₀ oral = 87 mg/kg bw durchgeführt. Diese Berechnung stimmt nicht mit den Empfehlungen der TGDs [16] überein, sie soll hier jedoch einen Hinweis darauf geben, inwieweit die Nutzung akuter Daten und die Anwendung hoher Sicherheitsfaktoren zu ähnlichen Ergebnissen führen würde im Vergleich zur Berücksichtigung (sub)chronischer oder subakuter Werte.

In einem ersten Schritt wird die LD₅₀, die in [mg/kg bw] angegeben ist, in [mg/kg Futter] umgerechnet. Wenngleich die entsprechenden Konversionsfaktoren für Umrechnungen von [mg/kg bw/d] in [mg/kg Futter] gelten, ist der dadurch entstehende Fehler als gering einzuschätzen.

„LD₅₀“ [mg/kg Futter] = LD₅₀ (87) [mg/kg bw] * 8.3 = 722

Als AF wird der höchste an dieser Stelle in den TGDs angegebene Wert von 3000 genutzt.

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{\text{OW}}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für DDT ein $\log K_{\text{OW}}$ -Wert von 6.79 und ein BCF von 41750 berechnet worden. Die TGDs sehen für $\log K_{\text{OW}}$ 5 – 8 einen BMF = 10 vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

genutzter BCF-Wert	$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}} = 30 \mu\text{g/kg}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} / \text{BCF} * 10$
41750 (berechneter Wert)	0.00008 $\mu\text{g/l}$
550 (niedrigster gemessener Wert)	0.005 $\mu\text{g/l}$
83325 (Mittelwert gemessene Werte)	0.00004 $\mu\text{g/l}$
690000 (höchster gemessener Wert)	$4.3 \cdot 10^{-6} \mu\text{g/l}$

Die rechnerisch ermittelten $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ schwanken sehr stark. Sie liegen um Faktoren von 5 – 5814 niedriger im Vergleich zur UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (0.025 $\mu\text{g/l}$). Aufgrund der starken Schwankungen im BCF kann die Umrechnung in die Wasserphase nicht empfohlen werden; das Bewertungskriterium sollte in [$\mu\text{g/kg}_{\text{Beute}}$] angegeben werden.

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = \text{„LD}_{50}\text{“ (722 mg/kg Futter) / AF (3000) = 0.24 mg/kg Beute (ww).$$

Das auf diese Weise berechnete Bewertungskriterium liegt um einen Faktor von 8 oberhalb des unter Nutzung des NOEC-Wertes abgeleiteten. Das bedeutet, dass der AF von 3000 nicht ausreichend ist, um die Extrapolation akut – chronisch durchzuführen.

Die Nutzung des LD_{50} -Wertes als Ableitungsbasis kann an dieser Stelle nicht empfohlen werden.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [3] Eberhardt LL et al; Nature 230: 60 (1971) as cited in USEPA; Ambient Water Quality Criteria Doc: DDT p.B-36 (1980) EPA 440/5-80-038
- [4] Eberhardt LL et al; Nature 230: 60 (1971) as cited in USEPA; Ambient Water Quality Criteria Doc: DDT p.B-37 (1980) EPA 440/5-80-038
- [5] Verscheuren K; Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd ed NY, NY: Van Nostrand Reinhold Co pp. 441-2 (1983)
- [6] Metcalf RL et al; Environ Health Perspect pp. 35-44 (1973)
- [7] Geyer H et al; Chemosphere 11: 1121-34 (1982)
- [8] Reish DJ et al; J Water Pollut Control Fed 50: 1424-69 (1978)
- [9] Veith GD et al; J Fish Res Board Can 36: 1040-8 (1979)
- [10] Davies RP, Dobbs AJ; Water Res 18: 1253-62 (1984)
- [11] Chemicals Inspection and Testing Institute; Japan Chemical Industry Ecology - Toxicology and Information Center. ISBN 4-89074-101-1 (1992)
- [12] Franke C et al; Chemosphere 29: 1501-14 (1994)
- [13] Tucker, R.K. and D.G. Crabtree: Handbook of Toxicity of Pesticides to Wildlife. Bureau of Sports Fisheries and Wildlife, Denver, Colo. Resource Publication No. 84 (1970)
- [14] DeWitt, J.B.: Chronic Toxicity to Quail and Pheasants of Some Chlorinated Insecticides. Pesticide Toxicity 4 (10), 863 (1956)
- [15] WHO, Environmental Health Criteria 9: DDT and its Derivatives (1979)
- [16] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- [17] Th. Gildemeister et al.: Comparison of Soil and Sediment ecotoxicity data and test methods, CEFIC-report No. ECO-1-CTUD-0101 (2006)

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 6.79

Experimental Database Structure Match:

Name : p,p'-DDT
CAS Num : 000050-29-3
Exp Log P: 6.91
Exp Ref : Hansch,C et al. (1995)

SMILES : c(ccc(c1)CL)(c1)C(c(ccc(c2)CL)c2)C(CL)(CL)CL
CHEM : Benzene, 1,1'-(2,2,2-trichloroethylidene)bis 4-chloro-
MOL FOR: C14 H9 CL5
MOL WT : 354.49

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	1	-CH [aliphatic carbon]	0.3614	0.3614
Frag	1	C [aliphatic carbon - No H, not tert]	0.9723	0.9723
Frag	3	-CL [chlorine, aliphatic attach]	0.3102	0.9306
Frag	12	Aromatic Carbon	0.2940	3.5280
Frag	2	-CL [chlorine, aromatic attach]	0.6445	1.2890
Factor	1	>C< (aliphatic), 2 phenyl attach correc	-0.5158	-0.5158
Const		Equation Constant		0.2290

Log Kow = 6.7945

Koc (estimated): 2.2e+005

SMILES : c(ccc(c1)CL)(c1)C(c(ccc(c2)CL)c2)C(CL)(CL)CL
CHEM : Benzene, 1,1'-(2,2,2-trichloroethylidene)bis 4-chloro-
MOL FOR: C14 H9 CL5
MOL WT : 354.49

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 8.876
Non-Corrected Log Koc : 5.3430
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 5.3430

Estimated Koc: 2.203e+005

Log BCF (v2.15 estimate): 4.62

SMILES : c(ccc(c1)CL)(c1)C(c(ccc(c2)CL)c2)C(CL)(CL)CL
CHEM : Benzene, 1,1'-(2,2,2-trichloroethylidene)bis 4-chloro-
MOL FOR: C14 H9 CL5
MOL WT : 354.49

----- Bcfwin v2.15 -----
Log Kow (estimated) : 6.79
Log Kow (experimental): 6.91
Log Kow used by BCF estimates: 6.91

Equation Used to Make BCF estimate:

$$\text{Log BCF} = 0.77 \log \text{Kow} - 0.70 + \text{Correction}$$

Correction(s):	Value
No Applicable Correction Factors	

Estimated Log BCF = 4.621 (BCF = 4.175e+004)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

**Dibutylzinnverbindungen
(DBT-Kation)**

CAS-Nr. 818-08-6 (Dibutylzinnoxid), 683-18-1 (Dibutylzinnchlorid)

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Dibutylzinnverbindungen (Dibutylzinn-Kation)
Verwendung	Kunststoffstabilisatoren, Fungizid; tritt auch als Abbauprodukt von Tributylzinnverbindungen in der Umwelt auf
CAS-Nummer	818-08-6 (Dibutylzinnoxid) 683-18-1 (Di-N-Butylzinndichlorid) 77-58-7 (Dibutylzinndilaurat) 1067-33-0 (Dibutylzinndiacetat)

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Dibutylzinn-Kation	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.01 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment, 99.9 µg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitäts- norm wurde bereits abgeleitet abgeleitet auf Basis gemittelter oberer experimenteller Werte für Dibutylzinn
benthische Lebensgemeinschaft	2.6 µg/kg Sediment (ww) 12 µg/kg Sediment (dw)	abgeleitet auf Basis gemittelter oberer experimenteller K_{oc} - Werte für Dibutylzinn, tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)	0.3 mg/kg Beute entsprechende Gewässer- konzentration: 0.22 µg/l	abgeleitet auf Basis NOEC _{oral} , Langzeit- studie, Säuger abgeleitet auf Basis gemittelter oberer experimenteller Werte für Dibutylzinn

*

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [2] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt, darüber hinaus:

Eigenschaft	Wert	Referenz	Kommentar
Molekulargewicht	303.85 g (Dibutylzinnchlorid) 232.96 g (Dibutylzinn-Kation)	HSDB	

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log K _{oc}	<i>Dibutylzinnchlorid:</i> 3.35 (K _{oc} = 2221) 1.63 (K _{oc} = 42.8) <i>Dibutylzinnoxid:</i> 3.18 (K _{oc} = 1514) 4.4 (K _{oc} = 26200) <i>Dibutylzinn:</i> 5.07 (K _{oc} = 117493)	berechnet, Berechnungsgrundlage siehe Anhang berechnet nach EUSES, entnommen aus [5] berechnet, Berechnungsgrundlage siehe Anhang berechnet nach EUSES, entnommen aus [5] geometrischer Mittelwert aus gemessenen Werten, entnommen aus [5]
Pow	<i>Dibutylzinnchlorid</i> 1.5 1.89 <i>Dibutylzinnoxid:</i> 5.33	entnommen aus IUCLID [4] berechnet, Berechnungsgrundlage siehe Anhang, auch in [5] berechnet berechnet, Berechnungsgrundlage siehe Anhang, auch in [5] berechnet
BCF	<i>Dibutylzinnchlorid:</i> 10 3.2 8.06 <i>Dibutylzinnoxid:</i> 63720 6770 <i>Dibutylzinn:</i> 135	gemessen, BCF _{Leber} (cyprinus carpius) [4] berechnet, Berechnungsgrundlage siehe Anhang berechnet nach EUSES in [5] berechnet, Berechnungsgrundlage siehe Anhang berechnet nach EUSES in [5] geometrischer Mittelwert aus gemessenen Werten, entnommen aus [5]

fett = die im Folgenden zur Ableitung eingesetzten Werte

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt
Für die weitere Ableitung wird genutzt:

Spezies	Testdauer	Konzentration	Wirkung
Invertebraten (Mytilus edulis)	28 d	2 µg/l	NOEC

PNEC (Dibutylzinnchlorid) = 0.04 µg/l
UQN (Dibutylzinn-Kation) = **0.01 µg/l** (österreichischer Vorschlag)

Die folgenden Berechnungen erfolgen auf der Basis des UQN für das Dibutylzinn-Kation (0.01 µg/l) und unter Anwendung der verteilungsrelevanten Daten für Dibutylzinnoxid und – zu Vergleichszwecken, auch ohne dass die Triggerkriterien erfüllt sind – auch für das Dibutylzinnchlorid (siehe unter 5.).

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

NOAEL (Ratte, 90 d, oral) = 1.5 mg/kg bw/d (umgerechnet auf Dibutylzinn-Kation)
NOEC (Ratte, 90 d, oral) = **30 ppm** (bezogen auf Futter, umgerechnet auf Dibutylzinn-Kation) [1]

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log $K_{p,susp}$ -Wert liegt bei 4.07, so dass das Triggerkriterium erfüllt ist, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ($UQN_{Wasserphase}$) korrespondierenden Bewertungskriteriums für das suspendierte Sediment ($BK_{spm,Wasserphase}$) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{spm,Wasserphase} = \frac{UQN_{Wasserphase} [0.01 \mu\text{g/l}]}{C_{spm} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p,susp}^{-1} [(11749 \text{ l/kg})^{-1}]} = \mathbf{99.9 \mu\text{g/kg SPM dw}}$$

$K_{p,susp}$ = Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment
= $K_{oc} * f_{oc}^{\#}$ = **117493** * 0.1 = **11749.3 l/kg**

[#] f_{oc} = 0.1 laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

Zum Vergleich werden die Werte in der Fußnote[†] angegeben, die auf Basis der Eingabedaten für Dibutylzinnchlorid und –oxid erhalten werden.

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log $K_{p_{\text{susp}}}$ -Wert liegt bei 4.07, der log $K_{\text{spm-Wasser}}$ bei 3.46, so dass Triggerkriterium zur Ableitung des Bewertungskriteriums für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner erfüllt ist. Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [2] (siehe Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein $\text{PNEC}_{\text{Sediment}} (\approx \text{UQN}_{\text{Sediment}})$ unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf die Dibutylzinnverbindungen zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouten – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen jedoch aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouten dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der log K_{OW} -Wert < 5 ist. Das ist für die Dibutylzinnchlorid, nicht jedoch für Dibutylzinnoxid der Fall. Liegt der log K_{OW} -Wert oberhalb von 5, wird die berechnete $\text{UQN}_{\text{Sediment}}$ durch 10 dividiert:

$$\text{BK}_{\text{Sed.wet_weight}} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} [\text{kg/m}^3]} * 1000 * \text{UQN}_{\text{Wasserphase}} [\text{mg/l}]$$

mit:

$$K_{\text{spm.Wasser}} = f_{\text{solid}} (0.1) * [K_{p_{\text{susp}}} (11749 \text{ l/kg}) / 1000] * \text{RHO}_{\text{solid}} (2500 \text{ kg/m}^3) = 2937 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

$$\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} = 1150 [\text{kg/m}^3]$$

$$1000 = \text{Konversionsfaktor } \text{m}^3/\text{kg} \text{ zu } \text{l/kg}$$

$$\text{UQN}_{\text{Wasserphase}} = 0.00001 [\text{mg/l}]$$

Damit ist:

$$\text{BK}_{\text{Sed.wet_weight}} = 0.026 [\text{mg/kg}] / 10 = \mathbf{2.6 [\mu\text{g/kg}]}$$

$$\text{BK}_{\text{Sed.dry_weight}} = \mathbf{12.0 [\mu\text{g/kg}] }^{\psi}$$

†

Bewertungskriterium auf der Basis von Eingabedaten für Dibutylzinn oxid berechnet. In diesem Fall erhält man:

$$\text{BK}_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{\text{UQN}_{\text{Wasserphase}} [0.01 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{\text{susp}}}^{-1} [(151.4 \text{ l/kg})^{-1}]} = \mathbf{1.51 \mu\text{g/kg SPM dw}}$$

$$K_{p_{\text{susp}}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment}$$

$$= K_{\text{oc}} * f_{\text{oc}}^{\#} = 1514 * 0.1 = 151.4 \text{ l/kg}$$

Bewertungskriterium auf der Basis von Eingabedaten für Dibutylzinn chlorid berechnet. In diesem Fall erhält man:

$$\text{BK}_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{\text{UQN}_{\text{Wasserphase}} [0.01 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{\text{susp}}}^{-1} [(222.1 \text{ l/kg})^{-1}]} = \mathbf{2.15 \mu\text{g/kg SPM dw}}$$

Dieser Wert sollte lediglich als vorläufiger Wert angesehen werden. Um eine tatsächlich belastbare Qualitätsnorm für das Kompartiment Sediment – bzw. Sedimentbewohner – zu verbessern, sollten Studien mit benthischen Organismen durchgeführt werden. Solange dies nicht erfolgt ist, wird das abgeleitete Bewertungskriterium als tentatives Bewertungskriterium bezeichnet.

Auch hier wird zu Vergleichszwecken das Ergebnis für die Eingabe von Daten für Dibutylzinnchlorid und –oxid mit angegeben[‡].

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Dibutylzinn hat einen berechneten BCF > 100. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung). Es konnte ein nützlicher NOAEL-Wert in der HSDB-Datenbank [1] gefunden werden, der auf einer 90-tägigen Fütterungsstudie für Ratte beruht. Zwar sind die untersuchten Endpunkte (Ödembildung, Entzündung des Gallengangs, Wachstumshemmung) nicht notwendigerweise umweltrelevant, jedoch sollte dieser Wert eingesetzt werden.

Da das entsprechende Ergebnis sowohl als NOAEL- als auch als NOEC-Wert angegeben ist, ist eine Umrechnung über einen Konversionsfaktor (siehe Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6) nicht notwendig.

Der NOEC-Wert – im Folgenden bezeichnet als $NOEC_{\text{Beute}}$, um die Räuber-Beute-Beziehung deutlich zu machen – ist die Basis zur Berechnung des Bewertungskriteriums ausgedrückt in tolerabler Stoffkonzentration in der Beute zum Schutz des Räubers am Ende der Nahrungskette. Das Bewertungskriterium $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ wird berechnet durch Division des $NOEC_{\text{Beute}}$ durch einen Faktor (AF), dessen Höhe von Testdauer und Testdesign abhängt. Für den vorliegenden Fall empfehlen die TGDs [3] zur Extrapolation einen AF von 90.

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = NOEC_{\text{Beute}} (30 \text{ mg/kg}) / AF (90) = \mathbf{0.3 \text{ mg DBT/kg Beute (wwt)}}$$

^ψ Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

[‡]

Bewertungskriterium auf der Basis von Eingabedaten für Dibutylzinnoxid berechnet. In diesem Fall erhält man

$$BK_{\text{Sed.wet_weight}} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (37.85) [\text{m}^3/\text{m}^3] * 1000}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} [\text{kg/m}^3] * 10} * UQN_{\text{Wasserphase}} (0.00001) [\text{mg/l}] = \mathbf{0.033 [\mu\text{g/kg}]}$$

$$BK_{\text{Sed.dry_weight}} = \mathbf{0.52 [\mu\text{g/kg}]}$$

Bewertungskriterium auf der Basis von Eingabedaten für Dibutylzinnchlorid berechnet. In diesem Fall erhält man:

$$BK_{\text{Sed.wet_weight}} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (55.5) [\text{m}^3/\text{m}^3] * 1000}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg/m}^3]} * UQN_{\text{Wasserphase}} (0.00001) [\text{mg/l}] = \mathbf{0.48 [\mu\text{g/kg}]}$$

$$BK_{\text{Sed.dry_weight}} = \mathbf{2.21 [\mu\text{g/kg}]}$$

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{\text{OW}}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für Dibutylzinn ein BCF von 135 ermittelt worden sowie ein $\log K_{\text{OW}}$ -Wert von 5.33 für das Dibutylzinnoxid. Im Rahmen einer worst-case-Betrachtung wird dieser $\log K_{\text{OW}}$ -Wert im Folgenden eingesetzt. Die TGDs sehen für den $\log K_{\text{OW}}$ 5 - 8 einen $\text{BMF} = 10$ vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}} = 300 \mu\text{g/kg}_{\text{Sekundärvergiftung.Beute}} / \text{BCF} (135) * 10 = \mathbf{0.22 \mu\text{g/l}}$$

Von daher ist das rechnerisch ermittelte $BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}}$ (0.22 $\mu\text{g/l}$) um einen Faktor 20 höher im Vergleich zur UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (0.01 $\mu\text{g/l}$).

Auch hier werden zu Vergleichszwecken die Ableitungen für das Dibutylzinnoxid und -chlorid mit entsprechenden BCF-Werten durchgeführt[§].

§

Bewertungskriterium unter Anwendung des entsprechenden Wertes für Dibutylzinnoxid umgerechnet

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}} = 300 \mu\text{g/kg}_{\text{Sekundärvergiftung.Beute}} / \text{BCF} (63720) * 10 = \mathbf{0.0005 \mu\text{g/l}}$$

Bewertungskriterium unter Anwendung des entsprechenden Wertes für Dibutylzinnchlorid umgerechnet.

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}} = 300 \mu\text{g/kg}_{\text{Sekundärvergiftung.Beute}} / \text{BCF} (3.17) = \mathbf{0.09 \mu\text{g/l}}$$

Literatur:

- [1] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [2] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [3] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- [4] IUCLID Dataset, created by European Commission, 19-FEB-2000
- [5] RPA-report: Risk assessment studies on targeted consumer applications on certain organo tin compounds. Final report for the European Commission (2005)

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Dibutylzinnoxid (CAS-No. 818-08-6)

Log Kow(version 1.67 estimate): 5.33

SMILES : CCCC[Sn](=O)CCCC
CHEM : Di-n-butyltin oxide
MOL FOR: C8 H18 O1 Sn1
MOL WT : 248.94

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	2	-CH3 [aliphatic carbon]	0.5473	1.0946
Frag	6	-CH2- [aliphatic carbon]	0.4911	2.9466
Frag	1	Tin [Sn]	1.0600	1.0600
Const		Equation Constant		0.2290

Log Kow = 5.3302

Koc (estimated): 1.51e+003

SMILES : CCCC[Sn](=O)CCCC
CHEM : Di-n-butyltin oxide
MOL FOR: C8 H18 O1 Sn1
MOL WT : 248.94

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----
First Order Molecular Connectivity Index : 4.808
Non-Corrected Log Koc : 3.1800
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 3.1800
Estimated Koc: 1514

Log BCF (v2.15 estimate): 4.80

SMILES : CCCC[Sn](=O)CCCC
CHEM : Di-n-butyltin oxide
MOL FOR: C8 H18 O1 Sn1
MOL WT : 248.94

----- Bcfwin v2.15 -----
Log Kow (estimated) : 5.33
Log Kow (experimental): not available from database
Log Kow used by BCF estimates: 5.33
Equation Used to Make BCF estimate:
Log BCF = 0.77 log Kow - 0.70 + Correction
Correction(s): Value
Tin or Mercury compound 1.400
Estimated Log BCF = 4.804 (BCF = 6.372e+004)

Dibutylzinnchlorid (CAS-No. 683-18-1)

Log Kow(version 1.67 estimate): 1.89

Experimental Database Structure Match:

Name : Dibutyl dichloro tin
 CAS Num : 000683-18-1
 Exp Log P: 1.56
 Exp Ref : Daylight (1999)
 SMILES : CL[Sn](CL)(CCCC)CCCC
 CHEM : Stannane, dibutyldichloro-
 MOL FOR: C8 H18 CL2 Sn1
 MOL WT : 303.85

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	2	-CH3 [aliphatic carbon]	0.5473	1.0946
Frag	6	-CH2- [aliphatic carbon]	0.4911	2.9466
Frag	2	-CL [chlorine, aliphatic attach]	0.3102	0.6204
Frag	1	Tin [Sn] { multi-halogen or -ONO2 }	-3.0000**	-3.0000
Const		Equation Constant		0.2290

NOTE : An estimated coefficient (**) used

Log Kow = 1.8906

Koc (estimated): 2.22e+003

SMILES : CL[Sn](CL)(CCCC)CCCC
 CHEM : Stannane, dibutyldichloro-
 MOL FOR: C8 H18 CL2 Sn1
 MOL WT : 303.85

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----
 First Order Molecular Connectivity Index : 5.121
 Non-Corrected Log Koc : 3.3466
 Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 3.3466
 Estimated Koc: 2221

Log BCF (v2.15 estimate): 0.50

SMILES : CL[Sn](CL)(CCCC)CCCC
 CHEM : Stannane, dibutyldichloro-
 MOL FOR: C8 H18 CL2 Sn1
 MOL WT : 303.85

----- Bcfwin v2.15 -----
 Log Kow (estimated) : 1.89
 Log Kow (experimental): 1.56
 Log Kow used by BCF estimates: 1.56
 Equation Used to Make BCF estimate:
 Log BCF = 0.77 log Kow - 0.70 + Correction
 Correction(s): Value
 No Applicable Correction Factors
Estimated Log BCF = 0.501 (BCF = 3.171)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Dieldrin

CAS-Nr. 60-57-1

24. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Dieldrin
Verwendung	Pflanzenschutzmittel (Insektizid)
CAS-Nummer	60-57-1

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Dieldrin	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.01 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment, 10.6 µg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	0.23 µg/kg Sediment (ww) 1.06 µg/kg Sediment (dw)	tentativ tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)	0.03 mg/kg Beute entsprechende Gewässer- konzentration: 0.0015 µg/l	Basis: NOEC aus Langzeitfütterungs- studie, Vogel

*

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [9] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	4.03	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
Pow	5.4	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) und gemessen,
BCF	2014	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (Liste 1 Stoff Gruppe A) von

0.01 µg/l

genutzt. Dabei handelt es sich um das Qualitätsziel der Tochterrichtlinie 76/464/EWG, wobei empfohlen wird (siehe österreichisches Datenblatt) dieses als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Endpunkt, Exposition	Wert	Referenz
NOEC, „Krankheit“, Wachtel, 16-20 Wochen Exposition	1 ppm	[1]
EMLD, Stockente	1.25 mg/kg d	[2]
LD ₅₀ , Ratte oral	38.3 mg/kg bw	HSDB [3], darin [4]
LD ₅₀ , Ratte, männlich oral	47 mg/kg bw	HSDB [3], darin [5]
LD ₅₀ , Ratte, weiblich oral	38 mg/kg bw	HSDB [3], darin [5]
LD ₅₀ , Ratte oral	37 – 87 mg/kg bw	HSDB [3], darin [6]
LD ₅₀ , Maus oral	38 mg/kg bw	HSDB [3], darin [7]

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ werden gemäß TGDs [8] sowie Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 [9] chronische Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität eingesetzt. Die Nutzung akuter Daten ist nicht zulässig. Aus diesem Grund wird der NOEC-Wert von 1 mg Dieldrin/kg Futter in die entsprechende Gleichung eingesetzt. Zu Vergleichszwecken wird jedoch dennoch an dieser Stelle auch berechnet, zu welchen Ergebnissen eine Nutzung des Mittelwertes LD₅₀ oral = 47.6 mg/kg bw (Mittelwert aus o.g. Tabellenwerten) führen würde. Eine zusätzliche Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ unter Nutzung der Minimal- und Maximalwerte für LD₅₀ mit dem Ziel einer Sensitivitätsanalyse ist aufgrund der geringen Schwankungsbreite der Werte nicht zielführend.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 3.03. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ($UQN_{Wasserphase}$) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe ($BK_{spm.Wasserphase}$) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{spm.Wasserphase} = \frac{UQN_{Wasserphase} [0.01 \mu\text{g/l}]}{C_{spm} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{susp}}^{-1} [(1071.5 \text{ l/kg})^{-1}]} = 10.6 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

$$K_{p_{susp}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = K_{oc} * f_{oc}^{\#} = 10715 * 0.1 = 1071.5 \text{ l/kg}$$

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 3.03, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [9] (siehe dort Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein $PNEC_{Sediment}$ ($\approx UQN_{Sediment}$) unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf Dieldrin zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouten – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen jedoch aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouten dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der log K_{OW} -Wert < 5 ist. Das ist für Dieldrin nicht der Fall. Aus diesem Grund wird das abgeleitete Bewertungskriterium durch 10 dividiert.

$$BK_{Sed.wet_weight} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{spm-Wasser} (268) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{spm.wet} (1150) [\text{kg/m}^3]} * 1000 * UQN_{Wasserphase} (0.00001) [\text{mg/l}]$$

mit:

$$K_{spm.Wasser} = f_{solid} (0.1) * [K_{p_{susp}} (1071.5 \text{ l/kg}) / 1000] * RHO_{solid} (2500 \text{ kg/m}^3) = 268 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

$$\text{Bulk-Dichte}_{spm.wet} = 1150 [\text{kg/m}^3]$$

1000 = Konversionsfaktor m^3/kg zu l/kg

$$UQN_{Wasserphase} = 0.00001 [\text{mg/l}]$$

Damit ist:

$$BK_{Sed.wet_weight} = 0.0023 [\text{mg/kg}] / 10 = 0.23 [\mu\text{g/kg}]$$

$$BK_{Sed.dry_weight} = 1.06 [\mu\text{g/kg}]^{\psi}$$

Diese Werte sollten lediglich als vorläufige Werte angesehen werden. Um eine tatsächlich belastbare Qualitätsnorm für das Kompartiment Sediment – bzw. Sedimentbewohner – zu

[#] $f_{oc} = 0.1$ laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

^{\psi} Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

verbessern, sollten Studien mit benthischen Organismen durchgeführt werden. Solange dies nicht erfolgt ist, wird das abgeleitete Bewertungskriterium als tentatives Bewertungskriterium bezeichnet.

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Dieldrin hat einen berechneten BCF von 2871, d.h. dieser ist > 100. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung).

Es konnte ein NOEC-Wert gefunden werden, der auf einer Fütterungsstudie von Wachteln über einen Zeitraum von 16-20 Wochen beruht; der betrachtete Endpunkt wird lediglich mit „Krankheit“ angegeben. Zwar handelt es sich bei dieser Untersuchung um ein Zitat aus 1956, jedoch stehen keine anderen Aussagen zu NOEC-Werten zur Verfügung, so dass dieser Wert eingesetzt wird. Da das entsprechende Ergebnis als NOEC-Wert (Dieldrin-Konzentration im Futter) angegeben ist, ist eine Umrechnung über einen Konversionsfaktor (siehe Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6) nicht notwendig.

Der NOEC-Wert – im Folgenden bezeichnet als $NOEC_{\text{Beute}}$, um die Räuber-Beute-Beziehung deutlich zu machen – ist die Basis zur Berechnung des Bewertungskriteriums ausgedrückt in tolerabler Stoffkonzentration in der Beute zum Schutz des Räubers am Ende der Nahrungskette. Das Bewertungskriterium $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ wird berechnet durch Division des $NOEC_{\text{Beute}}$ durch einen Faktor (AF), dessen Höhe von Testdauer und Testdesign abhängt.

Für den vorliegenden Fall empfehlen die TGDs [8] zur Extrapolation keinen AF. Es wird vorgeschlagen, denselben AF anzuwenden, der für chronische Studien an Säugern empfohlen wird, d.h. AF = 30.

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = NOEC_{\text{Beute}} (1 \text{ mg/kg}) / AF (30) = \mathbf{0.03 \text{ mg Dieldrin/kg Beute (wwt)}^\dagger$$

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

[†] Zu Vergleichszwecken wird eine entsprechende Berechnung unter Nutzung des Mittelwertes $LD_{50} \text{ oral} = 47.6 \text{ mg/kg bw}$ durchgeführt. Diese Berechnung stimmt nicht mit den Empfehlungen der TGDs [8] überein, sie soll hier jedoch einen Hinweis darauf geben, inwieweit die Nutzung akuter Daten und die Anwendung hoher Sicherheitsfaktoren zu ähnlichen Ergebnissen führen würde im Vergleich zur Berücksichtigung (sub)chronischer oder subakuter Werte.

In einem ersten Schritt wird die LD_{50} , die in [mg/kg bw] angegeben ist, in [mg/kg Futter] umgerechnet. Wenngleich die entsprechenden Konversionsfaktoren für Umrechnungen von [mg/kg bw/d] in [mg/kg Futter] gelten, ist der dadurch entstehende Fehler als gering einzuschätzen.

„ LD_{50} “ [mg/kg Futter] = $LD_{50} (47.6) \text{ [mg/kg bw]} * 20 = 952$

Als AF wird der höchste an dieser Stelle in den TGDs angegebene Wert von 3000 genutzt.

$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = \text{„}LD_{50}\text{“} (952 \text{ mg/kg Futter}) / AF (3000) = 0.32 \text{ mg/kg Beute (ww)}$.

Das auf diese Weise berechnete Bewertungskriterium liegt um einen Faktor von 10 oberhalb des unter Nutzung des NOEC-Wertes abgeleiteten. Das bedeutet, dass der AF von 3000 nicht ausreichend ist, um die Extrapolation akut – chronisch durchzuführen.

Die Nutzung des LD_{50} -Wertes als Ableitungsbasis kann an dieser Stelle nicht empfohlen werden.

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{OW}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für Dieldrin ein $\log K_{OW}$ -Wert von 5.4 und ein BCF von 2014 berechnet worden. Die TGDs sehen für $\log K_{ow}$ 5 – 8 einen $BMF = 10$ vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}} = 30 \mu\text{g/kg}_{\text{Sekundärvergiftung.Beute}} / BCF (2014) * 10 = \mathbf{0.0015 \mu\text{g/l}}$$

Von daher ist das rechnerisch ermittelte $BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}}$ (0.0015 $\mu\text{g/l}$) um einen Faktor von 10 niedriger im Vergleich zur UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (0.01 $\mu\text{g/l}$).

Literatur:

- [1] DeWitt, J.B.: Chronic Toxicity to Quail and Pheasants of Some Chlorinated Insecticides. Pesticide Toxicity 4 (10), 863 (1956)
- [2] Tucker, R.K. and D.G. Crabtree: Handbook of Toxicity of Pesticides to Wildlife. Bureau of Sports Fisheries and Wildlife, Denver, Colo. Resource Publication No. 84 (1970)
- [3] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [4] NIOSH; Special Occupational Hazard Review: 78-201
- [5] Hayes, W.J., Jr., E.R. Laws, Jr., (eds.). Handbook of Pesticide Toxicology. Volume 2. Classes of Pesticides. New York, NY: Academic Press, Inc., 1991
- [6] Montgomery, J.H.; Agrochemicals Desk Reference 2nd ed. Lewis Publishers, Boca Raton, FL 1997, p. 173
- [7] Lewis, R.J. Sax's Dangerous Properties of Industrial Materials. 9th ed. Volumes 1-3. New York, NY: Van Nostrand Reinhold, 1996
- [8] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- [9] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Koc (estimated): 1.06e+004

SMILES : CLC4=C(CL)C5(CL)C3C1CC(C2OC12)C3C4(CL)C5(CL)CL
CHEM : Dieldrin
MOL FOR: C12 H8 CL6 O1
MOL WT : 380.91

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 8.776
Non-Corrected Log Koc : 5.2897
Fragment Correction(s):
 1 Ether, aliphatic (-C-O-C-) : -1.2643
Corrected Log Koc : 4.0254

Estimated Koc: 1.06e+004

Log BCF (v2.15 estimate): 3.30

SMILES : CLC4=C(CL)C5(CL)C3C1CC(C2OC12)C3C4(CL)C5(CL)CL
CHEM : Dieldrin
MOL FOR: C12 H8 CL6 O1
MOL WT : 380.91

----- Bcfwin v2.15 -----

Log Kow (estimated) : 5.45
Log Kow (experimental): 5.20
Log Kow used by BCF estimates: 5.20

Equation Used to Make BCF estimate:
Log BCF = 0.77 log Kow - 0.70 + Correction

Correction(s): Value
No Applicable Correction Factors

Estimated Log BCF = 3.304 (BCF = 2014)

Log Kow(version 1.67 estimate): 5.45

Experimental Database Structure Match:
Name : Dieldrin
CAS Num : 000060-57-1
Exp Log P: 5.40
Exp Ref : DeBruijn,J et al. (1989)

Experimental Database Structure Match:
Name : Endrin
CAS Num : 000072-20-8
Exp Log P: 5.20
Exp Ref : DeBruijn,J et al. (1989)

SMILES : CLC4=C(CL)C5(CL)C3C1CC(C2OC12)C3C4(CL)C5(CL)CL
CHEM : Dieldrin
MOL FOR: C12 H8 CL6 O1
MOL WT : 380.91

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	1	-CH2- [aliphatic carbon]	0.4911	0.4911
Frag	6	-CH [aliphatic carbon]	0.3614	2.1684
Frag	1	C [aliphatic carbon - No H, not tert]	0.9723	0.9723
Frag	2	=CH- or =C< [olefinic carbon]	0.3836	0.7672
Frag	1	-O- [oxygen, aliphatic attach]	-1.2566	-1.2566
Frag	4	-CL [chlorine, aliphatic attach]	0.3102	1.2408
Frag	2	-CL [chlorine, olefinic attach]	0.4923	0.9846
Frag	2	-tert Carbon [3 or more carbon attach]	0.2676	0.5352
Factor	2	Fused aliphatic ring unit correction	-0.3421	-0.6842
Const		Equation Constant		0.2290
			Log Kow =	5.4478

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Endrin

CAS-Nr. 72-20-8

24. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Endrin
Verwendung	Pflanzenschutzmittel (Insektizid)
CAS-Nummer	72-20-8

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Endrin	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.005 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: 5.3 µg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	0.12 µg/kg Sediment (ww) 0.55 µg/kg Sediment (dw)	tentativ tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)	0.03 mg/kg Beute entsprechende Gewässer- konzentration: 0.019 µg/l 0.001 µg/l 0.0003 µg/l	Basis: NOEC aus Langzeitfütterungs- studie, Vogel basierend auf BCF = 156 (niedrigster Wert) basierend auf BCF = 2819 (Mittelwert) basierend auf BCF = 10000 (höchster Wert)

* Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	4.03	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
Pow	5.45	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) und gemessen,
BCF	2014 1335 – 10000 (Fische, nicht differenziert) 7000 (pimephales promelas) 1640 – 2000 (ictalurus punctatus) 49000 (Schnecken, Physa) [†] 200 (microcystis aruginosa) 222 (anabaena cylindrica) 156 (scenedesmus quadricauda) 2819 7950	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) gemessen (alle Werte aus HSDB [2]) HSDB [2], darin [3] HSDB [2], darin [4] HSDB [2] HSDB [2], darin [5] HSDB [2], darin [5] HSDB [2], darin [5] Mittelwert aller gemessenen (außer Schnecken) Mittelwert aller gemessenen (mit Schnecken)

fett = Werte werden zur folgenden Ableitung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (Liste 1 Stoff Gruppe A) von

$$0.005 \mu\text{g/l}$$

genutzt. Dabei handelt es sich um das Qualitätsziel der Tochtrichtlinie 76/464/EWG, wobei empfohlen wird (siehe österreichisches Datenblatt) dieses als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Endpunkt, Exposition	Wert	Referenz
NOEC, „Krankheit“, Wachtel, 16-20 Wochen Exposition	1 ppm	[6]
EMLD, Stockente	1.25 mg/kg d	[7]
LD ₅₀ , Ratte, oral	3 mg/kg bw	HSDB [2], darin [8]
LD ₅₀ , Meerschweinchen, oral	16 mg/kg bw	HSDB [2], darin [8]
LD ₅₀ , Maus oral	1.3 mg/kg bw	HSDB [2], darin [9]
LD ₅₀ , Kaninchen oral	9 mg/kg bw	HSDB [3], darin [10]

[†] Der BCF-Wert für Schnecken wird in die folgenden Ableitungen nicht einbezogen, da seine Validität nicht überprüfbar ist.

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ werden gemäß TGDs [8] sowie Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 [1] chronische Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität eingesetzt. Die Nutzung akuter Daten ist nicht zulässig. Aus diesem Grund wird der NOEC-Wert von 1 mg Endrin/kg Futter in die entsprechende Gleichung eingesetzt. Zu Vergleichszwecken wird jedoch dennoch an dieser Stelle auch berechnet, zu welchen Ergebnissen eine Nutzung des Mittelwertes sowie des niedrigsten Wertes führen würde. (Mittelwert „LD₅₀“ = 193 mg/kg Futter; niedrigster „LD₅₀“ = 10.8 mg/kg Futter)

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log $K_{p_{\text{susp}}}$ -Wert liegt bei 3.03. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ($UQN_{\text{Wasserphase}}$) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe ($BK_{\text{spm.Wasserphase}}$) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{UQN_{\text{Wasserphase}} [0.005 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{\text{susp}}}^{-1} [(1071.5 \text{ l/kg})^{-1}]} = 5.3 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

$$K_{p_{\text{susp}}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = K_{\text{oc}} * f_{\text{oc}}^{\#} = 10715 * 0.1 = 1071.5 \text{ l/kg}$$

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log $K_{p_{\text{susp}}}$ -Wert liegt bei 3.03, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [9] (siehe dort Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein $PNEC_{\text{Sediment}} (\approx UQN_{\text{Sediment}})$ unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf Endrin zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouten – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen jedoch aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouten dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der log K_{OW} -Wert < 5 ist. Das ist für Endrin nicht der Fall. Aus diesem Grund wird das zunächst berechnete Bewertungskriterium durch 10 dividiert, um die Aufnahme über das Sediment zu berücksichtigen.

$$BK_{\text{Sed.wet_weight}} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (268) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg}/\text{m}^3]} * 1000 * UQN_{\text{Wasserphase}} (0.000005) [\text{mg/l}]$$

[#] $f_{\text{oc}} = 0.1$ laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

mit:

$$K_{\text{spm.Wasser}} = f_{\text{solid}} (0.1) * [Kp_{\text{susp}} (1071.5 \text{ l/kg}) / 1000] * RHO_{\text{solid}} (2500 \text{ kg/m}^3) = 268 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

$$\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} = 1150 \text{ [kg/m}^3\text{]}$$

1000 = Konversionsfaktor m^3/kg zu l/kg

$$UQN_{\text{Wasserphase}} = 0.000005 \text{ [mg/l]}$$

Damit ist:

$$\text{BK}_{\text{Sed.wet_weight}} = 0.0012 \text{ [mg/kg]} / 10 = 0.12 \text{ [\mu g/kg]}$$

$$\text{BK}_{\text{Sed.dry_weight}} = 0.55 \text{ [\mu g/kg]} \text{ }^\Psi$$

Diese Werte sollten lediglich als vorläufige Werte angesehen werden. Um eine tatsächlich belastbare Qualitätsnorm für das Kompartiment Sediment – bzw. Sedimentbewohner – zu verbessern, sollten Studien mit benthischen Organismen durchgeführt werden. Solange dies nicht erfolgt ist, wird das abgeleitete Bewertungskriterium als tentatives Bewertungskriterium bezeichnet.

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Endrin hat einen experimentellen mittleren BCF von 2819, d.h. dieser ist > 100 . Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung).

Es konnte ein NOEC-Wert gefunden werden, der auf einer Fütterungsstudie von Wachteln über einen Zeitraum von 16-20 Wochen beruht; der betrachtete Endpunkt wird lediglich mit „Krankheit“ angegeben. Zwar handelt es sich bei dieser Untersuchung um ein Zitat aus 1956, jedoch stehen keine anderen Aussagen zu NOEC-Werten zur Verfügung, so dass dieser Wert eingesetzt wird. Da das entsprechende Ergebnis als NOEC-Wert (Endrin-Konzentration im Futter) angegeben ist, ist eine Umrechnung über einen Konversionsfaktor (siehe Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6) nicht notwendig.

Der NOEC-Wert – im Folgenden bezeichnet als $\text{NOEC}_{\text{Beute}}$, um die Räuber-Beute-Beziehung deutlich zu machen – ist die Basis zur Berechnung des Bewertungskriteriums ausgedrückt in tolerabler Stoffkonzentration in der Beute zum Schutz des Räubers am Ende der Nahrungskette. Das Bewertungskriterium $\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung}}$ wird berechnet durch Division des $\text{NOEC}_{\text{Beute}}$ durch einen Faktor (AF), dessen Höhe von Testdauer und Testdesign abhängt.

Für den vorliegenden Fall empfehlen die TGDs [10] zur Extrapolation keinen AF. Es wird vorgeschlagen, denselben AF anzuwenden, der für chronische Studien an Säugern empfohlen wird, d.h. $\text{AF} = 30$.

^Ψ Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = \text{NOEC}_{\text{Beute}} (1 \text{ mg/kg}) / \text{AF} (30) = \mathbf{0.03 \text{ mg Endrin/kg Beute (wwt)}^\ddagger$$

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{\text{OW}}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für Endrin ein $\log K_{\text{OW}}$ -Wert von 5.4 und ein BCF von 2014 berechnet worden. Die TGDs sehen für $\log K_{\text{OW}}$ 5 - 8 einen BMF = 10 vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

genutzter BCF-Wert	$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}} = 30 \mu\text{g/kg}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} / \text{BCF} * 10$
156 (niedrigster gemessener Wert)	0.019 $\mu\text{g/l}$
2819 (Mittelwert gemessene Werte)	0.0011 $\mu\text{g/l}$
10000 (höchster gemessener Wert)	0.0003 $\mu\text{g/l}$

Von daher ist das rechnerisch ermittelte $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ 0.0011 $\mu\text{g/l}$ um einen Faktor von 5 und das $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ 0.00031 $\mu\text{g/l}$ etwa um einen Faktor 16 niedriger im Vergleich zur UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (0.005 $\mu\text{g/l}$).

Die Ableitung eines $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ auf Basis des niedrigsten BCF wurde zur Ermittlung des möglichen Bereiches von $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ durchgeführt. Es stellt keine realistische worst-case Abschätzung dar, entspricht nicht dem Vorsorgeprinzip und sollte von daher nicht weiter in die Überlegungen einbezogen werden.

[‡] Zu Vergleichszwecken wird eine entsprechende Berechnung unter Nutzung des niedrigsten „LD50“ oral = 10.8 mg/kg Futter (siehe Kapitel 7) durchgeführt. Diese Berechnung stimmt nicht mit den Empfehlungen der TGDs [10] überein, sie soll hier jedoch einen Hinweis darauf geben, inwieweit die Nutzung akuter Daten und die Anwendung hoher Sicherheitsfaktoren zu ähnlichen Ergebnissen führen würde im Vergleich zur Berücksichtigung (sub)chronischer oder subakuter Werte.

Als AF wird der höchste an dieser Stelle in den TGDs angegebene Wert von 3000 genutzt.

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = \text{„LD}_{50}\text{“} (10.8 \text{ mg/kg Futter}) / \text{AF} (3000) = 0.004 \text{ mg/kg Beute (ww)}.$$

Das auf diese Weise berechnete Bewertungskriterium liegt um einen Faktor von 7.5 unterhalb des unter Nutzung des NOEC-Wertes abgeleiteten. Das bedeutet, dass der AF von 3000 ausreichend ist, um die Extrapolation akut – chronisch durchzuführen.

Die Nutzung des niedrigsten LD₅₀-Wertes als Ableitungsbasis könnte an dieser Stelle empfohlen werden.

Die Nutzung des gemittelten LD50-Wertes würde zu einem

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = 0.07 \text{ mg/kg Beute (ww)}$$

führen. Dieser Wert liegt um einen Faktor von 2 oberhalb des unter Nutzung des NOEC-Wertes abgeleiteten. Das bedeutet, dass der AF von 3000 noch ausreichend ist, um die Extrapolation akut – chronisch durchzuführen. Die Nutzung des niedrigsten LD₅₀-Wertes als Ableitungsbasis könnte an dieser Stelle empfohlen werden.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [3] Mount DI, Putnick GJ; Summary report of the 1963 Mississippi kill. Proc 31 st North Am Wildl Nat Res Conf p.176 (1966) as cited in USEPA; Ambient Water Quality Criteria Doc: Endrin p.B-29 (1980) EPA 440/5-80-047
- [4] Argyle RL et al; J Fish Res Board Can 30: 1743 (1973) as cited in USEPA; Ambient Water Quality Criteria Doc: Endrin p.B-29 (1980) EPA 440/5-80-047
- [5] Vance BD, Drummond W; J Amer Water Works Assoc 61: 360 (1969) as cited in USEPA; Ambient Water Quality Criteria Doc: Endrin p. B-29 EPA 440/5-80-047 (1980)
- [6] DeWitt, J.B.: Chronic Toxicity to Quail and Pheasants of Some Chlorinated Insecticides. Pesticide Toxicity 4 (10), 863 (1956)
- [7] Tucker, R.K. and D.G. Crabtree: Handbook of Toxicity of Pesticides to Wildlife. Bureau of Sports Fisheries and Wildlife, Denver, Colo. Resource Publication No. 84 (1970)
- [8] Lewis, R.J. Sax's Dangerous Properties of Industrial Materials. 9th ed. Volumes 1-3. New York, NY: Van Nostrand Reinhold, 1996
- [9] American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices. 5th ed. Cincinnati, OH: American Conference of Governmental Industrial Hygienists, 1986., p. 231
- [10] Hayes, W.J., Jr., E.R. Laws, Jr., (eds.). Handbook of Pesticide Toxicology. Volume 2. Classes of Pesticides. New York, NY: Academic Press, Inc., 1991
- [11] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 5.45

Experimental Database Structure Match:

Name : Dieldrin
CAS Num : 000060-57-1
Exp Log P: 5.40
Exp Ref : DeBruijn,J et al. (1989)

Experimental Database Structure Match:

Name : Endrin
CAS Num : 000072-20-8
Exp Log P: 5.20
Exp Ref : DeBruijn,J et al. (1989)

SMILES : CLC4=C(CL)C5(CL)C3C1CC(C2OC12)C3C4(CL)C5(CL)CL
CHEM : Endrin
MOL FOR: C12 H8 CL6 O1
MOL WT : 380.91

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	1	-CH2- [aliphatic carbon]	0.4911	0.4911
Frag	6	-CH [aliphatic carbon]	0.3614	2.1684
Frag	1	C [aliphatic carbon - No H, not tert]	0.9723	0.9723
Frag	2	=CH- or =C< [olefinic carbon]	0.3836	0.7672
Frag	1	-O- [oxygen, aliphatic attach]	-1.2566	-1.2566
Frag	4	-CL [chlorine, aliphatic attach]	0.3102	1.2408
Frag	2	-CL [chlorine, olefinic attach]	0.4923	0.9846
Frag	2	-tert Carbon [3 or more carbon attach]	0.2676	0.5352
Factor	2	Fused aliphatic ring unit correction	-0.3421	-0.6842
Const		Equation Constant		0.2290
			Log Kow =	5.4478

Koc (estimated): 1.06e+004

SMILES : CLC4=C(CL)C5(CL)C3C1CC(C2OC12)C3C4(CL)C5(CL)CL
CHEM : Endrin
MOL FOR: C12 H8 CL6 O1
MOL WT : 380.91

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 8.776
Non-Corrected Log Koc : 5.2897
Fragment Correction(s):
 1 Ether, aliphatic (-C-O-C-) : -1.2643
Corrected Log Koc : 4.0254

Estimated Koc: 1.06e+004

Log BCF (v2.15 estimate): 3.30

SMILES : CLC4=C(CL)C5(CL)C3C1CC(C2OC12)C3C4(CL)C5(CL)CL

CHEM : Endrin
MOL FOR: C12 H8 CL6 O1
MOL WT : 380.91

----- Bcfwin v2.15 -----
Log Kow (estimated) : 5.45
Log Kow (experimental): 5.20
Log Kow used by BCF estimates: 5.20

Equation Used to Make BCF estimate:
Log BCF = 0.77 log Kow - 0.70 + Correction

Correction(s):	Value
No Applicable Correction Factors	

Estimated Log BCF = 3.304 (**BCF = 2014**)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Heptachlor

CAS-Nr. 76-44-8

28. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Heptachlor
Verwendung	Pflanzenschutzmittel
CAS-Nummer	76-44-8

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Heptachlor	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.004 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: 19.4 µg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	0.46 µg/kg Sediment (ww) 2.12 µg/kg Sediment (dw)	tentativ tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)	0.6 mg/kg Beute entsprechende Gewässer- konzentration: 0.006 µg/l 0.38 µg/l 0.005 µg/l 0.0012 µg/l	Basis: PNEC _{oral} (Vogel und Säuger) abgeleitet mit einer modifizierten EPA-Methode Basis: berechneter BCF Basis: niedrigster gemessener BCF Basis: Mittelwert gemessene BCF Basis: höchster gemessener BCF Empfehlung: keine Umrechnung auf Gewässerkonzentration wegen hoher Schwankung im BCF

* Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	4.72 (Koc = 52400)	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
Pow	5.86	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) und gemessen,
BCF	9931 49000 (Schnecken) 156 – 222 (Algen) 300 – 10000 (Fische) Mittelwert (gemessen): 11936	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) gemessen (HSDB [2]) gemessen (HSDB [2]) gemessen (HSDB [2])

fett = Werte werden zur folgenden Ableitung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (Stoff Gruppe C) von

0.004 µg/l

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Endpunkt, Exposition	Wert	Referenz
Kombiniertes Datenset aus Vogel- und Säugertoxizität, PNEC abgeleitet mit einer modifizierten EPA-Methode	0.6 mg/kg Futter	[3]

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ werden gemäß TGDs [4] sowie Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 [1] chronische Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität eingesetzt. Die Nutzung akuter Daten ist nicht zulässig. Wenngleich der bei T. Crommentuijn et al. [3] angegebene PNEC von 0.6 mg Heptachlor/kg Futter auf Basis der modifizierten EPA-Methode abgeleitet wurde, wird er dennoch im Rahmen des vorliegenden Datenblattes als Bewertungskriterium genutzt.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log $K_{p,susp}$ -Wert liegt bei 4.72. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ($UQN_{\text{Wasserphase}}$)

korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe ($BK_{\text{spm.Wasserphase}}$) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{UQN_{\text{Wasserphase}} [0.004 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] \cdot 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{\text{p}_{\text{susp}}}^{-1} [(5240 \text{ l/kg})^{-1}]} = 19.4 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

$$K_{\text{p}_{\text{susp}}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = K_{\text{oc}} \cdot f_{\text{oc}}^{\#} = 52400 \cdot 0.1 = 5240 \text{ l/kg}$$

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log $K_{\text{p}_{\text{susp}}}$ -Wert liegt bei 4.72, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [1] (siehe dort Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein $PNEC_{\text{Sediment}} (\approx UQN_{\text{Sediment}})$ unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf Heptachlor zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouten – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen jedoch aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouten dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der log K_{OW} -Wert < 5 ist. Das ist für Heptachlor nicht der Fall. Aus diesem Grund wird das zunächst berechnete Bewertungskriterium durch 10 dividiert, um die Aufnahme über das Sediment zu berücksichtigen.

$$BK_{\text{Sed.wet_weight}} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (1310) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg/m}^3]} \cdot 1000 \cdot UQN_{\text{Wasserphase}} (0.000004) [\text{mg/l}]$$

mit:

$$K_{\text{spm.Wasser}} = f_{\text{solid}} (0.1) \cdot [K_{\text{p}_{\text{susp}}} (5240 \text{ l/kg}) / 1000] \cdot \text{RHO}_{\text{solid}} (2500 \text{ kg/m}^3) = 1310 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

$$\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} = 1150 [\text{kg/m}^3]$$

$$1000 = \text{Konversionsfaktor } \text{m}^3/\text{kg} \text{ zu } \text{l/kg}$$

$$UQN_{\text{Wasserphase}} = 0.000004 [\text{mg/l}]$$

Damit ist:

$$BK_{\text{Sed.wet_weight}} = 0.0046 [\text{mg/kg}] / 10 = 0.46 [\mu\text{g/kg}]$$

$$BK_{\text{Sed.dry_weight}} = 2.12 [\mu\text{g/kg}]^{\psi}$$

Diese Werte sollten lediglich als vorläufige Werte angesehen werden. Um eine tatsächlich belastbare Qualitätsnorm für das Kompartiment Sediment – bzw. Sedimentbewohner – zu verbessern, sollten Studien mit benthischen Organismen durchgeführt werden. Solange dies nicht erfolgt ist, wird das abgeleitete Bewertungskriterium als tentatives Bewertungskriterium bezeichnet.

[#] $f_{\text{oc}} = 0.1$ laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

^{\psi} Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Heptachlor hat einen experimentellen mittleren BCF von 11936, d.h. dieser ist > 100. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung).

Es konnte ein PNEC-Wert gefunden werden (siehe Kapitel 7), der unmittelbar als Bewertungskriterium genutzt wird:

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = 0,6 \text{ mg Heptachlor/kg Beute (wwt)}$$

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{OW}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für Chlordan ein $\log K_{OW}$ -Wert von 5.86 und ein BCF von 9931 berechnet worden. Die TGDs sehen für $\log K_{OW}$ 5 - 8 einen $BMF = 10$ vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

genutzter BCF-Wert	$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}} = 600 \mu\text{g/kg}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} / BCF * 10$
9931 (berechneter Wert)	0.006 $\mu\text{g/l}$
156 (niedrigster gemessener Wert)	0.38 $\mu\text{g/l}$
11936 (Mittelwert gemessene Werte)	0.005 $\mu\text{g/l}$
49000 (höchster gemessener Wert)	0.0012 $\mu\text{g/l}$

Bis auf den auf dem niedrigsten BCF beruhenden Wert liegen alle rechnerisch ermittelten $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ im Bereich der UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (0.004 $\mu\text{g/l}$).

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [3] T. Crommentuijn et al.: Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for Pesticides. RIVM Report No. 601 501 002 (1997)

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 5.86

Experimental Database Structure Match:

Name : Heptachlor isomer
CAS Num : not available
Exp Log P: 5.47
Exp Ref : Simpson,CD et al. (1995)

Experimental Database Structure Match:

Name : Heptachlor
CAS Num : 000076-44-8
Exp Log P: 6.10
Exp Ref : Simpson,CD et al. (1995)

SMILES : CLC1C=CC2C1C3(CL)C(=C(CL)C2(CL)C3(CL)CL)CL

CHEM : Heptachlor

MOL FOR: C10 H5 CL7

MOL WT : 373.32

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	3	-CH [aliphatic carbon]	0.3614	1.0842
Frag	1	C [aliphatic carbon - No H, not tert]	0.9723	0.9723
Frag	4	=CH- or =C< [olefinic carbon]	0.3836	1.5344
Frag	5	-CL [chlorine, aliphatic attach]	0.3102	1.5510
Frag	2	-CL [chlorine, olefinic attach]	0.4923	0.9846
Frag	2	-tert Carbon [3 or more carbon attach]	0.2676	0.5352
Factor	3	Fused aliphatic ring unit correction	-0.3421	-1.0263
Const		Equation Constant		0.2290
			Log Kow =	5.8644

Koc (estimated): 5.24e+004

SMILES : CLC1C=CC2C1C3(CL)C(=C(CL)C2(CL)C3(CL)CL)CL

CHEM : Heptachlor

MOL FOR: C10 H5 CL7

MOL WT : 373.32

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 7.703
Non-Corrected Log Koc : 4.7194
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 4.7194

Estimated Koc: 5.241e+004

Log BCF (v2.15 estimate): 4.00

SMILES : CLC1C=CC2C1C3(CL)C(=C(CL)C2(CL)C3(CL)CL)CL
CHEM : Heptachlor
MOL FOR: C10 H5 CL7
MOL WT : 373.32

----- Bcfwin v2.15 -----
Log Kow (estimated) : 5.86
Log Kow (experimental): 6.10
Log Kow used by BCF estimates: 6.10

Equation Used to Make BCF estimate:

$$\text{Log BCF} = 0.77 \log \text{Kow} - 0.70 + \text{Correction}$$

Correction(s):	Value
No Applicable Correction Factors	

Estimated Log BCF = 3.997 (BCF = 9931)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Isodrin

CAS-Nr. 465-73-6

28. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Isodrin
Verwendung	Pflanzenschutzmittel
CAS-Nummer	465-73-6

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Isodrin	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.005 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: 43.5 µg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	1,1 µg/kg Sediment (ww) 5,0 µg/kg Sediment (dw)	tentativ tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)	-	keine Ableitung möglich, da keine geeigneten Daten zur Säuger- oder Vogeltoxizität vorliegen

* Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	5.0 (Koc = 100000)	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
Pow	6.75	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) und gemessen,
BCF	20180 (log BCF 4.3)	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) experimentell

fett = Werte werden zur folgenden Ableitung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (Liste 1 Stoff, Gruppe A) von

0.005 µg/l

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Es liegen keine geeigneten Effektdaten zur Säuger- oder Vogeltoxizität vor.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log Kp_{susp}-Wert liegt bei 4.0. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase (UQN_{Wasserphase}) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe (BK_{spm.Wasserphase}) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{UQN_{\text{Wasserphase}} [0.005 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] \cdot 10^{-6} [\text{kg/mg}] + Kp_{\text{susp}}^{-1} [(10000 \text{ l/kg})^{-1}]} = 43.5 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

Kp_{susp} = Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment
= K_{oc} * f_{oc}[#] = 100000 * 0.1 = 10000 l/kg

[#] f_{oc} = 0.1 laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 4.0, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [1] (siehe dort Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein $PNEC_{Sediment}$ ($\approx UQN_{Sediment}$) unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf Isodrin zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouten – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen jedoch aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouten dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der log K_{OW} -Wert < 5 ist. Das ist für Isodrin nicht der Fall. Aus diesem Grund wird das abgeleitete Bewertungskriterium durch 10 dividiert.

$$BK_{Sed.wet_weight} [mg/kg] = \frac{K_{spm-Wasser} (2500) [m^3/m^3]}{Bulk-Dichte_{spm.wet} (1150) [kg/m^3]} * 1000 * UQN_{Wasserphase} (0.005) [mg/l]$$

mit:

$$K_{spm.Wasser} = f_{solid} (0.1) * [Kp_{susp} (10000 \text{ l/kg}) / 1000] * RHO_{solid} (2500 \text{ kg/m}^3) = 2500 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

$$Bulk-Dichte_{spm.wet} = 1150 [kg/m^3]$$

1000 = Konversionsfaktor m^3/kg zu l/kg

$$UQN_{Wasserphase} = 0.005 [mg/l]$$

Damit ist:

$$BK_{Sed.wet_weight} = 10.9 [mg/kg] / 10 = 1.1 \text{ mg/kg}$$

$$BK_{Sed.dry_weight} = 50.1 [mg/kg]^\psi / 10 = 5.0 \text{ mg/kg}$$

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Es liegen keine geeigneten Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität vor, so dass die Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern nicht möglich ist (Sekundärvergiftung).

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm

^ψ Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

- [2] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 6.75

Experimental Database Structure Match:

Name : Aldrin
CAS Num : 000309-00-2
Exp Log P: 6.50
Exp Ref : DeBruijn,J et al. (1989)

SMILES : C(=C(C(C1(CL)CL)(C(C(C=CC23)C2)C34)CL)CL)(C14CL)CL
CHEM : 1,4:5,8-Dimethanonaphthalene, 1,2,3,4,10,10-hexachloro-
1,4,4a,5,8,8a-
hexahydro-, (1.alpha.,4.alpha.,4a.beta.,5.beta.,8
MOL FOR: C12 H8 CL6
MOL WT : 364.92

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	1	-CH2- [aliphatic carbon]	0.4911	0.4911
Frag	4	-CH [aliphatic carbon]	0.3614	1.4456
Frag	1	C [aliphatic carbon - No H, not tert]	0.9723	0.9723
Frag	4	=CH- or =C< [olefinic carbon]	0.3836	1.5344
Frag	4	-CL [chlorine, aliphatic attach]	0.3102	1.2408
Frag	2	-CL [chlorine, olefinic attach]	0.4923	0.9846
Frag	2	-tert Carbon [3 or more carbon attach]	0.2676	0.5352
Factor	2	Fused aliphatic ring unit correction	-0.3421	-0.6842
Const		Equation Constant		0.2290

Log Kow = 6.7488

Koc (estimated): 1.06e+005

SMILES : C(=C(C(C1(CL)CL)(C(C(C=CC23)C2)C34)CL)CL)(C14CL)CL
CHEM : 1,4:5,8-Dimethanonaphthalene, 1,2,3,4,10,10-hexachloro-
1,4,4a,5,8,8a-
hexahydro-, (1.alpha.,4.alpha.,4a.beta.,5.beta.,8
MOL FOR: C12 H8 CL6
MOL WT : 364.92

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 8.276
Non-Corrected Log Koc : 5.0238
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 5.0238

Estimated Koc: 1.056e+005

Log BCF (v2.15 estimate): 4.30

SMILES : C(=C(C(C1(CL)CL)(C(C(C=CC23)C2)C34)CL)CL)(C14CL)CL
CHEM : 1,4:5,8-Dimethanonaphthalene, 1,2,3,4,10,10-hexachloro-
1,4,4a,5,8,8a-
hexahydro-, (1.alpha.,4.alpha.,4a.beta.,5.beta.,8
MOL FOR: C12 H8 CL6
MOL WT : 364.92

----- Bcfwin v2.15 -----
Log Kow (estimated) : 6.75
Log Kow (experimental): 6.50
Log Kow used by BCF estimates: 6.50

Equation Used to Make BCF estimate:
Log BCF = 0.77 log Kow - 0.70 + Correction

Correction(s): Value
No Applicable Correction Factors

Estimated Log BCF = 4.305 (BCF = 2.018e+004)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Isopropylbenzol (Cumol)

CAS-Nr. 98-82-8

29. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Isopropylbenzol (Cumol)
Verwendung	chemische Synthese (Produktion von Phenol und Aceton)
CAS-Nummer	98-82-8

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Cumol	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	22 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: -	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet Triggerkriterium nicht erfüllt
benthische Lebensgemeinschaft	-	Triggerkriterium nicht erfüllt
Räuber (Sekundärvergiftung)	34 mg/kg Beute entsprechende Gewässer- konzentration: 200 µg/l	Basis: PNEC _{oral} aus EU-RAR Basis: mittlerer BCF

* Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	2.91 (Koc = 817)	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
Pow	3.45 3.55	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) gemessen, EU-RAR [2]
BCF	131 224 208 Mittelwert: 188	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) berechnet, Sabljic [2] berechnet, TGD-Gleichung [2]

fett = Werte werden zur folgenden Ableitung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (Stoff Gruppe C) von

22 µg/l

genutzt. Dabei handelt es sich um den im EU-Risk Assessment Report [2] abgeleiteten PNEC.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Hierbei wird der $PNEC_{oral} = 34 \text{ mg/kg}$ Futter verwendet, der auch im EU-Risk Assessment [2] im Rahmen der Betrachtung der Sekundärvergiftung eingesetzt worden ist.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 1.91. Von daher ist das Triggerkriterium nicht erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ($UQN_{Wasserphase}$) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe ($BK_{spm.Wasserphase}$) erforderlich macht.

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der $\log K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 1.91, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner nicht abgeleitet werden muß.

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Cumol hat einen experimentellen mittleren berechneten BCF von 188, d.h. dieser ist > 100 . Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung).

Es wird der $PNEC_{oral}$ verwendet, der auch im EU-Risk Assessment [2] im Rahmen der Betrachtung der Sekundärvergiftung eingesetzt worden ist.

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = PNEC_{\text{oral}} = \mathbf{34 \text{ mg Cumol/kg Beute (wwt)}}$$

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{ow}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für Cumol ein $\log K_{ow}$ -Wert von 3.45 und ein mittlerer BCF von 188 bestimmt worden. Die TGDs sehen für $\log K_{ow} < 4.5$ einen $BMF = 1$ vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}} = \mathbf{34 \text{ mg/kg}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} / BCF (188) = 0.2 \text{ mg/l}}$$

Der rechnerisch ermittelte $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ liegt um einen Faktor von 10 höher im Vergleich zur UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (22 $\mu\text{g/l}$).

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] European Union, Risk Assessment Report Cumene, 1st priority list, Volume 6 (2001)

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 3.45

Experimental Database Structure Match:

Name : Cumene
CAS Num : 000098-82-8
Exp Log P: 3.66
Exp Ref : Hansch,C et al. (1995)

SMILES : c(ccc1)(c1)C(C)C
CHEM : Benzene, (1-methylethyl)-
MOL FOR: C9 H12
MOL WT : 120.20

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	2	-CH3 [aliphatic carbon]	0.5473	1.0946
Frag	1	-CH [aliphatic carbon]	0.3614	0.3614
Frag	6	Aromatic Carbon	0.2940	1.7640
Const		Equation Constant		0.2290
			Log Kow =	3.4490

Koc (estimated): 817

SMILES : c(ccc1)(c1)C(C)C
CHEM : Benzene, (1-methylethyl)-
MOL FOR: C9 H12
MOL WT : 120.20

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 4.305
Non-Corrected Log Koc : 2.9123
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 2.9123

Estimated Koc: 817.2

Log BCF (v2.15 estimate): 2.12

SMILES : c(ccc1)(c1)C(C)C
CHEM : Benzene, (1-methylethyl)-
MOL FOR: C9 H12
MOL WT : 120.20

----- Bcfwin v2.15 -----

Log Kow (estimated) : 3.45
Log Kow (experimental): 3.66
Log Kow used by BCF estimates: 3.66

Equation Used to Make BCF estimate:

Log BCF = 0.77 log Kow - 0.70 + Correction

Correction(s): Value
No Applicable Correction Factors

Estimated Log BCF = 2.118 (BCF = 131.3)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Pentachlornitrobenzol

CAS-Nr. 82-68-8

29. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Pentachlornitrobenzol
Verwendung	Zwischenprodukt chemischer Synthesen; Herbizid, Fungizid
CAS-Nummer	82-68-8

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Pentachlornitrobenzol	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.38 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: 805 µg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	18 µg/kg Sediment (ww) 82.8 µg/kg Sediment (dw)	tentativ tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)	2.5 mg/kg Beute entsprechende Gewässer- konzentration: 0.33 µg/l 1.1 µg/l 0.04 µg/l 0.01 µg/l	Basis: PNEC _{oral} (aus chronischen Säuger- und Vogeltox-Daten) Basis: berechneter BCF Basis: niedrigster gemessener BCF Basis: Mittelwert gemessene BCF Basis: höchster gemessener BCF Empfehlung: keine Umrechnung auf Gewässerkonzentration wegen hoher Schwankung im BCF

* Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	3.38 (Koc = 2410) 4.34	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) gemessen (OECD 106)
Pow	5.03	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
BCF	741 (log BCF = 2.87) 14000 – 22000 (Algen) 4508 (Chlorella fusea) 1140 (Goldorfe, 3d, statisch) 430 – 1130 (Goldorfe) 238 (Topmouth gudgeon) Mittelwert: 6207	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) gemessen, HSDB [2] gemessen, HSDB [2] gemessen, HSDB [2] gemessen, HSDB [2] gemessen, HSDB [2]

fett = Werte werden zur folgenden Ableitung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (relevanter Stoff für Österreich, Gruppe C) von

0.38 µg/l

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Endpunkt, Exposition	Wert	Referenz
Kombiniertes Datenset aus Vogel- und Säugertoxizität, PNEC abgeleitet mit einer modifizierten EPA-Methode	2.5 mg/kg Futter	[3]

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ werden gemäß TGDs [4] sowie Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 [1] chronische Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität eingesetzt. Die Nutzung akuter Daten ist nicht zulässig. Wenngleich der bei T. Crommentuijn et al. [3] angegebene PNEC von 2.5 mg Pentachlornitrobenzol/kg Futter auf Basis der modifizierten EPA-Methode abgeleitet wurde, wird er dennoch im Rahmen des vorliegenden Datenblattes als Bewertungskriterium genutzt.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 3.34. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ($UQN_{Wasserphase}$) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe ($BK_{spm.Wasserphase}$) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{spm.Wasserphase} = \frac{UQN_{Wasserphase} [0.38 \mu\text{g/l}]}{C_{spm} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{susp}}^{-1} [(2187.8 \text{ l/kg})^{-1}]} = 805 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

$$K_{p_{susp}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = K_{oc} * f_{oc}^{\#} = 21878 * 0.1 = 2187.8 \text{ l/kg}$$

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 3.34, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [1] (siehe dort Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein $PNEC_{Sediment}$ ($\approx UQN_{Sediment}$) unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf Quintocene zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouten – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen jedoch aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouten dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der log K_{OW} -Wert < 5 ist. Das ist für Quintocene nicht der Fall. Aus diesem Grund wird das zunächst berechnete Bewertungskriterium durch 10 dividiert, um die Aufnahme über das Sediment zu berücksichtigen.

$$BK_{Sed.wet_weight} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{spm-Wasser} (547) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{spm.wet} (1150) [\text{kg}/\text{m}^3]} * 1000 * UQN_{Wasserphase} (0.00038) [\text{mg/l}]$$

mit:

$$K_{spm.Wasser} = f_{solid} (0.1) * [K_{p_{susp}} (2187.8 \text{ l/kg}) / 1000] * RHO_{solid} (2500 \text{ kg}/\text{m}^3) = 547 \text{ m}^3/\text{m}^3$$

$$\text{Bulk-Dichte}_{spm.wet} = 1150 [\text{kg}/\text{m}^3]$$

$$1000 = \text{Konversionsfaktor m}^3/\text{kg zu l/kg}$$

$$UQN_{Wasserphase} = 0.00038 [\text{mg/l}]$$

Damit ist:

$$BK_{Sed.wet_weight} = 0.18 [\text{mg/kg}] / 10 = 18.0 [\mu\text{g/kg}]$$

$$BK_{Sed.dry_weight} = 82.8 [\mu\text{g/kg}]^{\psi}$$

[#] $f_{oc} = 0.1$ laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

^{\psi} Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

Diese Werte sollten lediglich als vorläufige Werte angesehen werden. Um eine tatsächlich belastbare Qualitätsnorm für das Kompartiment Sediment – bzw. Sedimentbewohner – zu verbessern, sollten Studien mit benthischen Organismen durchgeführt werden. Solange dies nicht erfolgt ist, wird das abgeleitete Bewertungskriterium als tentatives Bewertungskriterium bezeichnet.

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Pentachlornitrobenzol hat einen berechneten BCF von 741, d.h. dieser ist > 100. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung).

Wenngleich der bei T. Crommentuijn et al. [3] angegebene PNEC von 2.5 mg /kg Futter auf Basis der modifizierten EPA-Methode abgeleitet wurde, wird er dennoch im Rahmen des vorliegenden Datenblattes unmittelbar als Bewertungskriterium genutzt.

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = \text{PNEC} = 2.5 \text{ mg Pentachlornitrobenzol/kg Beute (wwt)}$$

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $BK_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{OW}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für Pentachlornitrobenzol ein $\log K_{OW}$ -Wert von 5.03 und ein BCF von 741 berechnet worden. Die TGDs sehen für $\log K_{OW}$ 5 - 8 einen BMF = 10 vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

genutzter BCF-Wert	$BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}} = 2.5 \text{ mg/kg}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} / \text{BCF} * 10$
741 (berechneter Wert)	0.33 µg/l
238 (niedrigster gemessener Wert)	1.1 µg/l
6207 (Mittelwert gemessene Werte)	0.04 µg/l
22000 (höchster gemessener Wert)	0.01 µg/l

Von daher ist das auf dem berechneten BCF beruhene ermittelte $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}} = 0.33 \text{ µg/l}$ identisch zur UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (0.38 µg/l).

Die anderen $BK_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ liegen entweder oberhalb oder deutlich unterhalb der UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [3] T. Crommentuijn et al.: Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for Pesticides, RIVM report No. 601 501 002 (1997)
- [4] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 5.03

Experimental Database Structure Match:

Name : Pentachloronitrobenzene
CAS Num : 000082-68-8
Exp Log P: 4.64
Exp Ref : Sangster (1994)

SMILES : N(=O)(=O)c(c(c(c(c1CL)CL)CL)CL)c1CL
CHEM : Benzene, pentachloronitro-
MOL FOR: C6 CL5 N1 O2
MOL WT : 295.34

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	6	Aromatic Carbon	0.2940	1.7640
Frag	5	-CL [chlorine, aromatic attach]	0.6445	3.2225
Frag	1	-NO2 [nitro, aromatic attach]	-0.1823	-0.1823
Const		Equation Constant		0.2290
			Log Kow =	5.0332

Koc (estimated): 2.41e+003

SMILES : N(=O)(=O)c(c(c(c(c1CL)CL)CL)CL)c1CL
CHEM : Benzene, pentachloronitro-
MOL FOR: C6 CL5 N1 O2
MOL WT : 295.34

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 6.375
Non-Corrected Log Koc : 4.0131
Fragment Correction(s):
 1 Nitro (-NO2) : -0.6317
Corrected Log Koc : 3.3814

Estimated Koc: 2406

Log BCF (v2.15 estimate): 2.87

SMILES : N(=O)(=O)c(c(c(c(c1CL)CL)CL)CL)c1CL
CHEM : Benzene, pentachloronitro-
MOL FOR: C6 CL5 N1 O2
MOL WT : 295.34

----- Bcfwin v2.15 -----

Log Kow (estimated) : 5.03
Log Kow (experimental): 4.64
Log Kow used by BCF estimates: 4.64

Equation Used to Make BCF estimate:

$$\text{Log BCF} = 0.77 \log \text{Kow} - 0.70 + \text{Correction}$$

Correction(s): Value
No Applicable Correction Factors

Estimated Log BCF = 2.873 (BCF = 746.1)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Phosalone

CAS-Nr. 2310-17-0

27. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Phosalone
Verwendung	Pflanzenschutzmittel
CAS-Nummer	2310-17-0

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Phosalone	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.1 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: -	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet Umrechnung nicht notwendig, da Trigger nicht erfüllt
benthische Lebensgemeinschaft	- -	Berechnung nicht notwendig, da $K_{p_{susp}} = 0.77$
Räuber (Sekundärvergiftung)	0.8 mg/kg Beute entsprechende Gewässer-konzentration: 2 µg/l	Basis: NOEC aus Langzeitfütterungsstudie, Säuger

*

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	1.77 (Koc=58.5)	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
Pow	4.29	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
BCF	468	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang)

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (relevanter Stoff, Gruppe C) von

0.1 µg/l

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Endpunkt, Exposition	Wert	Referenz
NOAEL, Plasmacholinesterase-Hemmung, Ratte, Exposition 2 Jahre	1.25 mg/kg bw / d	[2]
NOEC, Plasmacholinesterase-Hemmung, Ratte, Exposition 2 Jahre	25 mg/kg Futter	[3]
NOAEL, Reproduktion, Expositionsdauer nicht angegeben, Ratte	2.5 mg/kg bw / d	[2]
NOAEL, 6 – 16 d Verabreichung, Reproduktion, Kaninchen	0.54 mg/kg bw / d	[2]
LD ₅₀ , Ratte, oral	120 – 170 mg/kg bw	HSDB [4]
LD ₅₀ , Meerschweinchen oral	380 mg/kg bw	HSDB [4]
LD ₅₀ , Maus oral	180 mg/kg bw	HSDB [4]

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ werden gemäß TGDs [5] sowie Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 [1] chronische Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität eingesetzt. Die Nutzung akuter Daten ist nicht zulässig. Aus diesem Grund wird der NOEC-Wert von **25 mg Phosalone/kg Futter** in die entsprechende Gleichung eingesetzt. Obwohl der NOAEL-Wert von 0.54 mg/kg bw/d (Kaninchen) zu einem etwas niedrigeren NOEC führt, wird der NOEC von 25 ppm aufgrund der höheren Testdauer als Berechnungsgrundlage gewählt.

Zu Vergleichszwecken wird jedoch dennoch an dieser Stelle auch berechnet, zu welchen Ergebnissen eine Nutzung des niedrigsten Wertes „**LD₅₀ oral**“ = **2400 mg/kg Futter** führen würde. Eine zusätzliche Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ unter Nutzung

der Minimal- und Maximalwerte für LD₅₀ mit dem Ziel einer Sensitivitätsanalyse ist aufgrund der relativ geringen Schwankungsbreite der Werte nicht zielführend.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log Kp_{susp}-Wert liegt bei 0.77. Von daher ist das Triggerkriterium, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase (UQN_{Wasserphase}) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe (BK_{spm.Wasserphase}) erforderlich macht, nicht erfüllt.

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log Kp_{susp}-Wert liegt bei 0.77, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner nicht abgeleitet werden muß.

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Phosalone hat einen berechneten BCF von 468, d.h. dieser ist > 100. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung).

Es konnten verschiedene NOEC-Werte gefunden werden, die auf chronischen Fütterungsstudien von Säugern beruhen. Zur Ableitung des Bewertungskriteriums wird der niedrigste NOEC-Wert (NOEC = 25 ppm) ausgewählt.

Da das entsprechende Ergebnis als NOEC-Wert (Phosalone-Konzentration im Futter) angegeben ist, ist eine Umrechnung über einen Konversionsfaktor (siehe Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6) nicht notwendig.

Der NOEC-Wert – im Folgenden bezeichnet als NOEC_{Beute}, um die Räuber-Beute-Beziehung deutlich zu machen – ist die Basis zur Berechnung des Bewertungskriteriums ausgedrückt in tolerabler Stoffkonzentration in der Beute zum Schutz des Räubers am Ende der Nahrungskette. Das Bewertungskriterium BK_{Sekundärvergiftung} wird berechnet durch Division des NOEC_{Beute} durch einen Faktor (AF), dessen Höhe von Testdauer und Testdesign abhängt.

Für den vorliegenden Fall empfehlen die TGDs [16] zur Extrapolation einen AF = 30.

$$\mathbf{BK}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = \text{NOEC}_{\text{Beute}} (25 \text{ mg/kg}) / \text{AF} (30) = \mathbf{0.8 \text{ mg Phosalone/kg Beute (wwt)}^\dagger$$

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{\text{OW}}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für Phosalone ein $\log K_{\text{OW}}$ -Wert von 4.29 und ein BCF von 468 berechnet worden. Die TGDs sehen für $\log K_{\text{OW}} < 4.5$ einen $\text{BMF} = 1$ vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

$$\mathbf{BK}_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}} = \mathbf{0,8 \text{ mg Phosalone/kg}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} / \text{BCF} (468) = \mathbf{2 \mu\text{g/l}}$$

Damit liegt der rechnerisch ermittelte $\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung,Wasser}}$ um einen Faktor von 20 höher im Vergleich zur UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (0.1 $\mu\text{g/l}$).

[†] Zu Vergleichszwecken wird eine entsprechende Berechnung unter Nutzung des niedrigsten LD_{50} oral = 120 mg/kg bw durchgeführt. Diese Berechnung stimmt nicht mit den Empfehlungen der TGDs [5] überein, sie soll hier jedoch einen Hinweis darauf geben, inwieweit die Nutzung akuter Daten und die Anwendung hoher Sicherheitsfaktoren zu ähnlichen Ergebnissen führen würde im Vergleich zur Berücksichtigung (sub)chronischer oder subakuter Werte.

In einem ersten Schritt wird die LD_{50} , die in [mg/kg bw] angegeben ist, in [mg/kg Futter] umgerechnet. Wenngleich die entsprechenden Konversionsfaktoren für Umrechnungen von [mg/kg bw/d] in [mg/kg Futter] gelten, ist der dadurch entstehende Fehler als gering einzuschätzen.

„ LD_{50} “ [mg/kg Futter] = LD_{50} (120) [mg/kg bw] * 20 = 2400

Als AF wird der höchste an dieser Stelle in den TGDs angegebene Wert von 3000 genutzt.

$\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = \text{„LD}_{50}\text{“} (2400 \text{ mg/kg Futter}) / \text{AF} (3000) = 0.8 \text{ mg/kg Beute (ww)}$.

Das auf diese Weise berechnete Bewertungskriterium ist identisch mit dem unter Nutzung des NOEC-Wertes abgeleiteten. Das bedeutet, dass der AF von 3000 ausreichend ist, um die Extrapolation akut – chronisch durchzuführen.

Die Nutzung des LD_{50} -Wertes als Ableitungsbasis kann an dieser Stelle empfohlen werden.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] Commission of the European Communities, Organophosphorus Pesticides, Criteria for Organophosphorus Pesticides. Report of a Working Group of Experts prepared for the Commission of the European Communities, DG Social Affairs, Health and Safety (1977)
- [3] IPCS International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 63: Organophosphorus Pesticides: a general introduction (1986)
- [4] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [5] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 4.29

Experimental Database Structure Match:

Name : Phosalone
CAS Num : 002310-17-0
Exp Log P: 4.38
Exp Ref : Hansch,C et al. (1995)

SMILES : S=P(OCC)(OCC)SCN1C(=O)Oc2cc(CL)ccc12
CHEM : Phosalone
MOL FOR: C12 H15 CL1 N1 O4 P1 S2
MOL WT : 367.80

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	2	-CH3 [aliphatic carbon]	0.5473	1.0946
Frag	3	-CH2- [aliphatic carbon]	0.4911	1.4733
Frag	6	Aromatic Carbon	0.2940	1.7640
Frag	1	-CL [chlorine, aromatic attach]	0.6445	0.6445
Frag	1	-N [aliphatic N, one aromatic attach]	-0.9170	-0.9170
Frag	1	S=P [thio=phosphorus]	-0.6587	-0.6587
Frag	2	-O-P [aliphatic attach]	-0.0162	-0.0324
Frag	1	-S-P [sulfur, phosphorus attach]	0.6270	0.6270
Frag	1	-OC(=O)N [carbamate]	0.1283	0.1283
Factor	1	Ring reaction->ortho to O-phenyl carbamate	-0.2586	-0.2586
Factor	1	di-N-aliphatic substitution [carbamate]	0.1984	0.1984
Const		Equation Constant		0.2290

Log Kow = 4.2924

Koc (estimated): 58.5

SMILES : S=P(OCC)(OCC)SCN1C(=O)Oc2cc(CL)ccc12
CHEM : Phosalone
MOL FOR: C12 H15 CL1 N1 O4 P1 S2
MOL WT : 367.80

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 9.987
Non-Corrected Log Koc : 5.9339
Fragment Correction(s):
* Nitrogen to non-fused aromatic ring ... : -0.7770
1 Nitrogen to Carbon (aliphatic) (-N-C).. : -0.1242
* OrganoPhosphorus [P=S] : -1.2634
* N-CO-O-Phenyl Carbamate : -2.0022
Corrected Log Koc : 1.7671

Estimated Koc: 58.49

Log BCF (v2.15 estimate): 2.67

SMILES : S=P(OCC)(OCC)SCN1C(=O)Oc2cc(CL)ccc12
CHEM : Phosalone
MOL FOR: C12 H15 CL1 N1 O4 P1 S2
MOL WT : 367.80

----- Bcfwin v2.15 -----
Log Kow (estimated) : 4.29
Log Kow (experimental): 4.38
Log Kow used by BCF estimates: 4.38

Equation Used to Make BCF estimate:

$$\text{Log BCF} = 0.77 \log \text{Kow} - 0.70 + \text{Correction}$$

Correction(s):	Value
No Applicable Correction Factors	

Estimated Log BCF = 2.673 (BCF = 470.5)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Tetrabutylzinn

CAS-Nr. 1461-25-2

29. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Tetrabutylzinn
Verwendung	Industriechemikalie (Kunststoffstabilisator)
CAS-Nummer	1461-25-2

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Tetrabutylzinn	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.001 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: 8.7 µg/kg spm (dw)	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	0.22 µg/kg Sediment (ww) 1.01 µg/kg Sediment (dw)	tentativ tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)	-	Triggerkriterium nicht erfüllt

* Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log K _{oc}	5 (K _{oc} = 100000)	berechnet (K _{OCwin} , Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
P _{ow}	9.37	berechnet (K _{OWwin} , Berechnungsgrundlage siehe Anhang)
BCF	100	berechnet (BCF _{win} , Berechnungsgrundlage siehe Anhang)

fett = Werte werden zur folgenden Ableitung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (relevanter Stoff für Österreich, Gruppe C) von

0.001 µg/l

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Es liegen keine geeigneten Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität vor.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log K_{p,susp}-Wert liegt bei 4. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase (UQN_{Wasserphase}) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe (BK_{spm.Wasserphase}) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{UQN_{\text{Wasserphase}} [0.001 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] \cdot 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p,\text{susp}}^{-1} [(10000 \text{ l/kg})^{-1}]} = 8.7 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

$$K_{p,\text{susp}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = K_{oc} \cdot f_{oc}^{\#} = 100000 \cdot 0.1 = 10000 \text{ l/kg}$$

f_{oc} = 0.1 laut TGD, Teil II, Kapitel 2.3.5.3

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 4, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [1] (siehe dort Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein $PNEC_{Sediment}$ ($\approx UQN_{Sediment}$) unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf Tetrabutylzinn zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouen – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen jedoch aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouen dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der log K_{OW} -Wert < 5 ist. Das ist für Tetrabutylzinn nicht der Fall. Aus diesem Grund wird das zunächst berechnete Bewertungskriterium durch 10 dividiert, um die Aufnahme über das Sediment zu berücksichtigen.

$$BK_{Sed.wet_weight} [mg/kg] = \frac{K_{spm-Wasser} (2500) [m^3/m^3]}{Bulk-Dichte_{spm.wet} (1150) [kg/m^3]} * 1000 * UQN_{Wasserphase} (0.000001) [mg/l]$$

mit:

$$K_{spm.Wasser} = f_{solid} (0.1) * [Kp_{susp} (10000 l/kg) / 1000] * RHO_{solid} (2500 kg/m^3) = 2500 m^3/m^3$$

$$Bulk-Dichte_{spm.wet} = 1150 [kg/m^3]$$

$$1000 = \text{Konversionsfaktor } m^3/kg \text{ zu } l/kg$$

$$UQN_{Wasserphase} = 0.000001 [mg/l]$$

Damit ist:

$$BK_{Sed.wet_weight} = 0.0022 [mg/kg] / 10 = 0.22 [\mu g/kg]$$

$$BK_{Sed.dry_weight} = 1.01 [\mu g/kg]^\Psi$$

Diese Werte sollten lediglich als vorläufige Werte angesehen werden. Um eine tatsächlich belastbare Qualitätsnorm für das Kompartiment Sediment – bzw. Sedimentbewohner – zu verbessern, sollten Studien mit benthischen Organismen durchgeführt werden. Solange dies nicht erfolgt ist, wird das abgeleitete Bewertungskriterium als tentatives Bewertungskriterium bezeichnet.

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Tetrabutylzinn hat einen BCF von 100. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern nicht erfüllt (Sekundärvergiftung).

^Ψ Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [3] T. Crommentuijn et al.: Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for Pesticides, RIVM report No. 601 501 002 (1997)
- [4] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 9.37

SMILES : CCCC[Sn](CCCC)(CCCC)CCCC
 CHEM : Stannane, tetrabutyl-
 MOL FOR: C16 H36 Sn1
 MOL WT : 347.18

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	4	-CH3 [aliphatic carbon]	0.5473	2.1892
Frag	12	-CH2- [aliphatic carbon]	0.4911	5.8932
Frag	1	Tin [Sn]	1.0600	1.0600
Const		Equation Constant		0.2290

Log Kow = 9.3714

Koc (estimated): 1.01e+005

SMILES : CCCC[Sn](CCCC)(CCCC)CCCC
 CHEM : Stannane, tetrabutyl-
 MOL FOR: C16 H36 Sn1
 MOL WT : 347.18

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 8.243
 Non-Corrected Log Koc : 5.0062
 Fragment Correction(s) --> NONE : ---
 Corrected Log Koc : 5.0062

Estimated Koc: 1.014e+005

Log BCF (v2.15 estimate): 2.00

SMILES : CCCC[Sn](CCCC)(CCCC)CCCC
 CHEM : Stannane, tetrabutyl-
 MOL FOR: C16 H36 Sn1
 MOL WT : 347.18

----- Bcfwin v2.15 -----

Log Kow (estimated) : 9.37
 Log Kow (experimental): not available from database
 Log Kow used by BCF estimates: 9.37

Equation Used to Make BCF estimate:

$$\text{Log BCF} = -1.37 \log \text{Kow} + 14.4 + \text{Correction}$$

Correction(s):	Value
Tin or Mercury compound	1.400
Alkyl chains (8+ -CH2- groups)	-1.500
Minimum Mercury and Tin Log BCF of 2.0 applied	

Estimated Log BCF = 2.000 (BCF = 100)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Triphenylzinn-Kation

CAS-Nr. 668-34-8

27. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Triphenylzinn-Kation
Verwendung	Kunststoffstabilisator (PVC)
CAS-Nummer	76-87-9 (Triphenylzinn-Hydroxid) 639-58-7 (Triphenylzinn-Chlorid) 900-95-8 (Triphenylzinn-Azetat)

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Triphenylzinn-Kation	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.001 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: -	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet Trigger nicht erfüllt
benthische Lebensgemeinschaft	-	Trigger nicht erfüllt
Räuber (Sekundärvergiftung)	0.07 mg/kg Beute entsprechende Gewässerkonzentration: 0,0085 µg/l	Basis: NOEC-Wert

* Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Koc	5.65 (Koc = 445000) 3.24 (Koc = 1727)	berechnet (KOCwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) geometrischer Mittelwert aus (oberen) gemessenen Werten, in [6] und auch hier genutzt
Pow	6.58 3.43	berechnet (KOWwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) und gemessen, angegeben in [6]
BCF	588840 (log BCF = 5.77) 800 (Regenbogenforelle) 112 (Leber, Karpfen) 930 (Larven, Dickkopfritze) Mittelwert: 614 8200	berechnet (BCFwin, Berechnungsgrundlage siehe Anhang) gemessen (alle Werte für Chlorid aus HSDB [2]; Angaben für „Triphenylzinn“) in [6] und auch hier genutzt, wahrscheinlich gemessen

fett = Werte werden zur folgenden Ableitung eingesetzt

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (Liste Stoffgruppe C, relevanter Stoff für Österreich) von

0.001 µg/l

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Endpunkt, Exposition	Wert	Referenz
NOAEL, oral, Abnahme des Körpergewichtes, 80 Wochen Exposition, Maus	0.85 – 1.36 mg TPHT/kg bw / d	[4]
NOAEL, oral, Abnahme von weißen Blutkörperchen, 104 Wochen Exposition, Ratte	0.1 mg TPHT/kg bw / d	[4]
LD50, Ratte, oral	80 – 190 mg/kg bw	HSDB [2]
LD50, Maus, oral	18 mg/kg bw	HSDB [2]

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums $BW_{\text{Sekundärvergiftung}}$ werden gemäß TGDs [3] sowie Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 [1] chronische Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität eingesetzt. Die Nutzung akuter Daten ist nicht zulässig. Aus diesem Grund wird ein **NOEC-Wert von 2 mg Triphenylzinn-Kation/kg Futter** (aus NOAEL = 0.1 mg/kg bw / d) in die entsprechende Gleichung eingesetzt.

Zu Vergleichszwecken wird jedoch dennoch an dieser Stelle auch berechnet, zu welchen Ergebnissen eine Nutzung des Mittelwertes sowie des niedrigsten Wertes führen würde.

(höchster „LD₅₀“ = 3800 mg/kg Futter; niedrigster „LD₅₀“ = 150 mg/kg Futter)

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log K_{p_{susp}} liegt bei 2.24. Das bedeutet, dass das Triggerkriterium zur Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase (UQN_{Wasserphase}) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe (BK_{spm.Wasserphase}) nicht erfüllt ist. Eine Ableitung ist nicht notwendig.

Zu Vergleichszwecken wird die Ableitung jedoch mit dem berechneten log K_{oc} = 5.65 (K_{oc} = 445000; log K_{p_{susp}} = 4.65) durchgeführt. Unter Verwendung dieses Wertes wäre der Trigger erfüllt. Die Ergebnisse sind in der Fußnote[†] angegeben.

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der log K_{p_{susp}} liegt bei 2.24. Das bedeutet, dass das Triggerkriterium zur Berechnung des Bewertungskriteriums für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner nicht abgeleitet wird.

Zu Vergleichszwecken wird die Ableitung jedoch mit dem berechneten log K_{oc} = 5.65 (K_{oc} = 445000; log K_{p_{susp}} = 4.65) durchgeführt. Unter Verwendung dieses Wertes wäre der Trigger erfüllt. Die Ergebnisse werden in der Fußnote[‡] präsentiert.

†

Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{UQN_{\text{Wasserphase}} [0.001 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{\text{susp}}}^{-1} [(44500 \text{ l/kg})^{-1}]} = 27 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

$$K_{p_{\text{susp}}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = K_{oc} * f_{oc}^{\#} = 445000 * 0.1 = 44500 \text{ l/kg}$$

‡

Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [1] (siehe dort Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein PNEC_{Sediment} (≈ UQN_{Sediment}) unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf Triphenylzinn zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouten – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen jedoch aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouten dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der log K_{OW}-Wert < 5 ist. Das ist für Triphenylzinn nicht der Fall. Aus diesem Grund wird das zunächst berechnete Bewertungskriterium durch 10 dividiert, um die Aufnahme über das Sediment zu berücksichtigen.

$$BK_{\text{Sed.wet_weight}} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (11125) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg/m}^3]} * 1000 * UQN_{\text{Wasserphase}} (0.000001) [\text{mg/l}]$$

mit:

$$K_{\text{spm.Wasser}} = f_{\text{solid}} (0.1) * [K_{p_{\text{susp}}} (44500 \text{ l/kg}) / 1000] * RHO_{\text{solid}} (2500 \text{ kg/m}^3) = 11125 \text{ m}^3/\text{m}^3 \\ \text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} = 1150 [\text{kg/m}^3] \quad 1000 = \text{Konversionsfaktor m}^3/\text{kg zu l/kg} \quad UQN_{\text{Wasserphase}} = 0.000001 [\text{mg/l}]$$

Damit ist:

$$BK_{\text{Sed.wet_weight}} = 0.0097 [\text{mg/kg}] / 10 = 0.97 [\mu\text{g/kg}] \\ BK_{\text{Sed.dry_weight}} = 4.45 [\mu\text{g/kg}]^{\psi}$$

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Triphenylzinn-Kation hat einen mittleren BCF von 8200, d.h. dieser ist $\gg 100$. Von daher ist das Triggerkriterium zur Ableitung eines Bewertungskriteriums zum Schutz von Räubern erfüllt (Sekundärvergiftung).

Es wird ein NOEC-Wert von von 2 mg Triphenylzinn-Kation/kg Futter in die entsprechende Gleichung eingesetzt. Der entsprechende NOAEL-Wert wurde bereits umgerechnet (siehe Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6).

Der NOEC-Wert – im Folgenden bezeichnet als $\text{NOEC}_{\text{Beute}}$, um die Räuber-Beute-Beziehung deutlich zu machen – ist die Basis zur Berechnung des Bewertungskriteriums ausgedrückt in tolerabler Stoffkonzentration in der Beute zum Schutz des Räubers am Ende der Nahrungskette. Das Bewertungskriterium $\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung}}$ wird berechnet durch Division des $\text{NOEC}_{\text{Beute}}$ durch einen Faktor (AF), dessen Höhe von Testdauer und Testdesign abhängt. Für den vorliegenden Fall empfehlen die TGDs [2] zur Extrapolation einen AF von 30.

$$\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = \text{NOEC}_{\text{Beute}} (2 \text{ mg/kg}) / 30 = \mathbf{0.07 \text{ mg Triphenylzinn-Kation/kg Beute (wwt)}^{\S}$$

Es ist aus verschiedenen Gründen gegenwärtig (noch) nicht möglich, eine Routinemonitoring von Biota durchzuführen, um die Einhaltung der $\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung}}$ zu überprüfen. Die entsprechende Konzentration im Wasser kann als Surrogat-Norm genutzt werden. Sie kann berechnet werden unter Berücksichtigung von Biokonzentration und Biomagnifikation (siehe Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 des Methodenmanuals).

Falls keine Informationen zum Biomagnifikationsfaktor (BMF) vorliegen, sollte in Abhängigkeit vom $\log K_{\text{OW}}$ - und BCF-Wert ein Wert abgeschätzt werden. Sind die Extrapolationen zu unsicher, ist im Rahmen einer Expertenabschätzung abzuwägen, ob die Umrechnung von Stoffkonzentration in der Beute in Gewässerkonzentration erfolgen sollte.

Im vorliegenden Fall ist für Triphenylzinn ein $\log K_{\text{OW}}$ -Wert von 3.43 und ein $\log \text{BCF}$ von 3.9 berechnet worden. Die TGDs sehen für $\log K_{\text{OW}} < 4.5$ einen $\text{BMF} = 1$ vor. Unter Anwendung dieser Annahmen kann berechnet werden:

^{\S} Zu Vergleichszwecken wird eine entsprechende Berechnung unter Nutzung des niedrigsten „LD50“ oral = 150 mg/kg Futter und des höchsten „LD50 oral“ = 3800 mg/kg Futter (siehe Kapitel 7) durchgeführt. Diese Berechnung stimmt nicht mit den Empfehlungen der TGDs [10] überein, sie soll hier jedoch einen Hinweis darauf geben, inwieweit die Nutzung akuter Daten und die Anwendung hoher Sicherheitsfaktoren zu ähnlichen Ergebnissen führen würde im Vergleich zur Berücksichtigung (sub)chronischer oder subakuter Werte.

Als AF wird der höchste an dieser Stelle in den TGDs angegebene Wert von 3000 genutzt.

$$\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = \text{„LD}_{50}\text{“} (150 \text{ mg/kg Futter}) / \text{AF} (3000) = 0,05 \text{ mg/kg Beute (ww)}$$

$$\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = \text{„LD}_{50}\text{“} (3800 \text{ mg/kg Futter}) / \text{AF} (3000) = 1,3 \text{ mg/kg Beute (ww)}$$

Das auf diese Weise berechnete Bewertungskriterium liegt um einen Faktor von 1.4 unterhalb bis 19 oberhalb des unter Nutzung des NOEC-Wertes abgeleiteten.

Die Nutzung des niedrigsten LD₅₀-Wertes als Ableitungsbasis könnte an dieser Stelle empfohlen werden.

Die Nutzung des gemittelten LD50-Wertes würde zu einem

$$\text{BK}_{\text{Sekundärvergiftung,Beute}} = 0.7 \text{ mg/kg Beute (ww)}$$

führen. Dieser Wert liegt um einen Faktor von 10 oberhalb des unter Nutzung des NOEC-Wertes abgeleiteten. Das bedeutet, dass der AF von 3000 nicht mehr ausreichend ist, um die Extrapolation akut – chronisch durchzuführen. Die Nutzung des mittlerem LD₅₀-Wertes als Ableitungsbasis könnte an dieser Stelle nicht empfohlen werden.

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}} = 70 \mu\text{g/kg}_{\text{Sekundärvergiftung.Beute}} / \text{BCF (8200)} * 1$$

$$BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}} = \mathbf{0.0085 \mu\text{g/l}}$$

Von daher liegt das rechnerisch ermittelte $BK_{\text{Sekundärvergiftung.Wasser}}$ oberhalb der UQN für die pelagische Lebensgemeinschaft (0.001 $\mu\text{g/l}$).

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [3] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- [4] IPCS. Concise international chemical assessment document No. 13: Triphenyltin Compounds, WHO, IOMC (1999)
- [5] Environmental Health Criteria 15: Tin and Organotin Compounds, WHO (1980)
- [6] RPA-report: Risk assessment studies on targeted consumer applications on certain organo tin compounds. Final report for the European Commission (2005)

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Log Kow(version 1.67 estimate): 6.58

SMILES : c2c(cccc2)[Sn](c3ccccc3)c1ccccc1
 CHEM : TRIPHENYLTIN (+1) ION
 MOL FOR: C18 H16 Sn1
 MOL WT : 351.04

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	18	Aromatic Carbon	0.2940	5.2920
Frag	1	Tin [Sn]	1.0600	1.0600
Const		Equation Constant		0.2290
			Log Kow	= 6.5810

Koc (estimated): 4.45e+005

SMILES : c2c(cccc2)[Sn](c3ccccc3)c1ccccc1
 CHEM : TRIPHENYLTIN (+1) ION
 MOL FOR: C18 H16 Sn1
 MOL WT : 351.04

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 9.449
 Non-Corrected Log Koc : 5.6479
 Fragment Correction(s) --> NONE : ---
 Corrected Log Koc : 5.6479

Estimated Koc: 4.445e+005

Log BCF (v2.15 estimate): 5.77

SMILES : c2c(cccc2)[Sn](c3ccccc3)c1ccccc1
 CHEM : TRIPHENYLTIN (+1) ION
 MOL FOR: C18 H16 Sn1
 MOL WT : 351.04

----- Bcfwin v2.15 -----

Log Kow (estimated) : 6.58
 Log Kow (experimental): not available from database
 Log Kow used by BCF estimates: 6.58

Equation Used to Make BCF estimate:

$$\text{Log BCF} = 0.77 \log \text{Kow} - 0.70 + \text{Correction}$$

Correction(s):	Value
Tin or Mercury compound	1.400

Estimated Log BCF = 5.767 (BCF = 5.853e+005)

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Arsen und seine Verbindungen

CAS-Nr. 7440-38-2

1. Dezember 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Arsen und seine Verbindungen
Verwendung	Härtung von Blei- und Kupferverbindungen, Herstellung von Halbleitern
CAS-Nummer	7440-38-2

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Arsen	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	MPC = UQN = 24 µg/l MPA = 24 µg/l (Hintergrundkonzentration = 0 µg/l)	diese Umweltqualitäts- norm wurde für Österreich bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	52.2 mg/kg ww 240.1 mg/kg dw	tentativ tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)	-	nicht abgeleitet, da Trigger nicht erfüllt

*

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft*	Wert	Kommentar
log K _{ow}		nicht anwendbar, da Metallverbindung
log K _{p susp} (Festphase-Wasser Verteilungskoeffizient des suspendierten Materials)	4.00 (K _p 10000 l/kg, 10 m ³ /kg)	geschätzt [2]
log K _{susp-water} (Verteilungskoeffizient suspendiertes Material-Wasser)	3.82	geschätzt [2]
BCF	<p>Ästuarines Phytoplankton, (<i>Thalassiosira pseudomonas</i>, <i>Skeletonema costatum</i> und <i>Dunaliella tertiolecta</i>): 1462-3688</p> <p>Grünalge (<i>Chlorella vulgaris</i>): 200-300</p> <p>Wasserpflanzen (<i>Hydrilla verticillata</i>): 140-1120</p> <p>Bluegill fish (<i>Lepomis macrochirus</i>): 4</p> <p>Schnecken: 17</p> <p>Mittelwert (ohne ästuarines Phytoplankton): 297</p>	<p>[3]</p> <p>[4]</p> <p>[5]</p> <p>[6]</p> <p>[7]</p>

* Das Ausmaß der Arsen Adsorption hängt stark vom pH-Wert des Wassers, der Oxidationsstufe von Arsen sowie der Temperatur ab. In sauren und neutralen Wässern ist As (V) stark adsorbiert, während As (III) relativ schwach gebunden ist. In Wässern mit hohem pH-Wert sind die K_p-Werte für beide Oxidationsstufen niedriger.

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Es liegen keine Daten zur Toxizität gegenüber Sedimentbewohnern vor. Von daher wird auf die Umweltqualitätsnorm im österreichischen Datenblatt Bezug genommen:

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (relevanter Stoff, Gruppe C) genutzt von:

$$UQN = MPC = 24 \mu\text{g/l} \quad (\text{MPA} = 24 \mu\text{g/l})$$

MPA = maximum permissible addition

MPC = maximum permissible concentration = MPA + Hintergrundkonzentration

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Nach Expertenabschätzung [2] liegt kein Hinweis auf ein Potential für Sekundärvergiftung vor, so dass das entsprechende Bewertungskriterium nicht abgeleitet wird. Studienergebnisse zur oralen chronischen Toxizität gegenüber Säugern oder Vögeln werden von daher nicht zusammengestellt.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 4. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ($UQN_{Wasserphase}$) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe ($BK_{spm.Wasserphase}$) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{spm.Wasserphase} = \frac{UQN_{Wasserphase} [24 \mu g/l]}{C_{spm} [15 mg/l] * 10^{-6} [kg/mg] + K_{p_{susp}}^{-1} [(10000 l/kg)^{-1}]} = 209 \text{ mg/kg SPM dw}$$

$K_{p_{susp}}$ = Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment
= 10000 l/kg

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Das Ausmaß der Arsen-Adsorption (K_p) hängt stark vom pH-Wert, der Oxidationsstufe sowie der Temperatur ab. In sauren und neutralen Wässern ist As (V) stark adsorbiert, während As (III) relativ schwach gebunden ist. In Wässern mit hohem pH-Wert sind die K_p -Werte für beide Oxidationsstufen niedriger. Da keine ausreichenden Informationen zur quantitativen Bestimmung einer Beziehung zwischen den Wasserqualitätsparametern, der Arsen-Adsorption bzw. der Bioverfügbarkeit vorliegen, wird ein generischer $PNEC_{add, sediment}$ abgeleitet. Die erfolgt auf Basis der UQN für pelagische Organismen (bzw. der maximum permissible addition (MPA)) und unter Anwendung der EP-Methode:

$$BK_{add, Sediment} [mg/kg] = \frac{K_{spm-Wasser} (2501) [m^3/m^3]}{Bulk-Dichte_{spm.wet} (1150) [kg/m^3]} * 1000 * MPA_{Wasserphase} (0.024) [mg/l]$$

mit:

$K_{susp-water}$ = volumetrischer Verteilungskoeffizient suspendiertes Material/Wasser:

$$\begin{aligned} & F_{water_{susp}} + (F_{solid_{susp}} * K_{p_{susp}} * RHO_{solid}) \\ &= 0.9 m^3/m^3 + (0.1 m^3/m^3 * 30.246 m^3/kg * 2500 kg/m^3) \\ &= 0.9 m^3/m^3 + 2500.1 m^3/m^3 = 2501 m^3/m^3 \end{aligned}$$

$F_{water_{susp}}$ = Volumenfraktion Wasser im suspendierten Material (0.9 m³/m³; TGD Default)

$F_{solid_{susp}}$ = Volumenfraktion Feststoff im suspendierten Material (0.1 m³/m³; TGD Default)

$K_{p_{susp}}$ Verteilungskoeffizient suspendiertes Material / Wasser ($10 \text{ m}^3/\text{kg}$, geschätzt [2])
 RHO_{solid} Dichte der festen Fraktion (2500 kg/m^3 ; TGD Default)
 RHO_{susp} Bulk density des nassen suspendierten Materials (1150 kg/m^3)
 $MPA_{Wasserphase} = 0.024 \text{ [mg/l]}$

Damit ist:

BK_{add, Sediment} = **52.2 [mg/kg ww]**
BK_{add, Sediment} = **240.1 [mg/kg dw]**^ψ

Dieses Bewertungskriterium entspricht dem MPA-Wert (maximum permissible addition). Da für österreichische Sedimente keine Hintergrundkonzentrationen von Arsen und seinen Verbindungen vorliegen, kann ein MPC-Wert (maximum permissible concentration) nur so abgeleitet werden, dass die Hintergrundkonzentration = Null gesetzt wird. Damit ist

$MPC_{Sed.wet_weight} = 52.2 \text{ [mg/kg]}$ (Basis: pelagische Organismen, EP-Methode)
 $MPC_{Sed.dry_weight} = 240.1 \text{ [mg/kg]}$ (Basis: pelagische Organismen, EP-Methode)

Dabei ist sicherlich anzumerken, dass die EP-Methode gegenüber einer direkten Testung Limitierungen hat, wie zum Beispiel:

- Es wird angenommen, dass die Bioverfügbarkeit, die Bioakkumulation und die Toxizität in unmittelbarem Zusammenhang mit der Porenwasserkonzentration stehen.
- Es wird angenommen, dass ein Gleichgewicht vorliegt zwischen der Chemikalie, die an das partikuläre Sediment sorbiert ist und die sich im Porenwasser befindet und dass dieses Gleichgewicht durch den Verteilungskoeffizienten beschrieben werden kann.
- Es wird angenommen, dass die Empfindlichkeiten von Sedimentbewohnern und pelagischen Organismen vergleichbar sind.

8.2 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Es wird für Arsen keine Biomagnifikation in der Nahrungskette beobachtet [9]. Mit der Ausnahme von Algen und höheren Pflanzen scheint die Bioakkumulation von Arsen in Organismen gering zu sein (normalerweise deutlich unter 100). Basierend auf den verfügbaren Informationen zur Bioakkumulation, Biotransformation und zum Metabolismus scheint die Sekundärvergiftung von Top-Predatoren kein realistisches Szenarium zu sein. Aus diesem Grund wird das Bewertungskriterium nicht abgeleitet.

^ψ Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] Proposed Environmental Quality Standards for Arsenic in Water – WRc plc Final Report to the Department of the Environment Report No : DoE 2633 (P)
- [3] Lindsay, D.M., and Sanders, J.G. (1990) Arsenic uptake and transfer in a simplified estuarine food chain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9, (3), 391-395.
- [4] Maeda, S., Kusadome, K., Arima, H, Ohki, A., Naka, K. (1992) Uptake and excretion of total inorganic arsenic by the freshwater alga *Chlorella vulgaris*. *Applied Organometallic Chemistry*, 6, 399-405.
- [5] Brockbank, C.I., Batley, G.E. and Low, G.C. (1988) Photochemical deposition of arsenic species in natural waters, *Environmental Technology Letters*, 9(12), 1361-1366.
- [6] Barrows, M.E., Petrocelli, S.R., Macek, K.J., Carroll, J.J. (1980) Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). In: Haque R ed. Dynamics, exposure and hazard assessment of toxic chemicals. Ann Arbor, MI, Ann Arbor Science Publishers, pp 379-392.
- [7] Spehar, R.L., J.T. Fiandt, R.L. Anderson, and D.L. De Foe. 1980. Comparative Toxicity of Arsenic Compounds and Their Accumulation in Invertebrates and Fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 9, 53-63
- [8] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- [9] WHO (2001) Arsenic and Arsenic Compounds (Second Edition). IPCS. Environmental Health Criteria 224. Geneva. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Chrom und seine Verbindungen

CAS-Nr. 7440-47-3

1. Dezember 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Chrom und seine Verbindungen
Verwendung	Legierungsmetall, Verchromen von Oberflächen (korrosionsbeständig), Ferro-Chrom zur Herstellung von korrosionsbeständigen und hochbeanspruchbaren Cr- und Cr-Ni-Stählen
CAS-Nummer	7440-47-3

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Chrom	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	MPC = UQN = 9 µg/l MPA = 8.5 µg/l (Hintergrundkonzentration = 0.5 µg/l)	diese Umweltqualitätsnorm wurde für Österreich bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	Chrom (VI): 3.7 [mg/kg ww] 17.02 [mg/kg dw] 0.37 [mg/kg ww] 1.7 [mg/kg dw] Chrom (III): 55.4 [mg/kg ww] 225 [mg/kg dw] 5.5 [mg/kg ww] 22.5 [mg/kg dw]	alle tentativ saure Bedingungen alkalische/neutrale Bedingungen
Räuber (Sekundärvergiftung)	-	keine Ableitung möglich, da für Cr(III) keine Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität zur Verfügung stehen. Akkumulation in aquatischen Organismen als Cr(VI) unwahrscheinlich

*

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft*	Wert	Kommentar
log K _{ow}		nicht anwendbar, da Metallverbindung
Kp _{susp} (Festphase-Wasser Verteilungskoeffizient des suspendierten Materials)	1.91 x 10 ⁵ l/kg (log Kp = 5.28)	Referenz [2]
BCF	Cr(VI) Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i>) = 1.0 Biomagnifikation in der Nahrungskette wird nicht erwartet Cr(III) Austern = 116 Cr(III) Soft-shell clam = 153 Cr(III) Blue mussel = 86 Cr(VI) Bereich 125-236 für zweischalige Mollusken Gesamt-Cr in benthischen Organismen = 86-192 Gesamt-Cr in Mollusken = 440 Gesamt-Cr benthische Algen = 1600 Gesamt-Cr Phytoplankton = 2300 Gesamt-Cr Zooplankton = 1900	ATSDR (2000) [3] ATSDR (2000) [3] USEPA (1984) [4] USEPA (1980) [5] USEPA (1980) [5] USEPA (1980) [5] USEPA/OWRS (1986) [6] ATSDR (2000) [3] NAS (1974) [7] NAS (1974) [7] NAS (1974) [7]

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Es liegen keine Daten zur Toxizität gegenüber Sedimentbewohnern vor. Von daher wird auf die Umweltqualitätsnorm im österreichischen Datenblatt Bezug genommen:

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (relevanter Stoff, Gruppe C) genutzt von:

$$\text{UQN} = \text{MPC} = 9 \mu\text{g/l}$$

$$\text{MPA} = 8.5 \mu\text{g/l}$$

MPA = maximum permissible addition

MPC = maximum permissible concentration = MPA + Hintergrundkonzentration

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

An anderer Stelle wurde bereits eine Recherche zur Säuger und Vogelttoxizität von Chrom-Verbindungen durchgeführt. Dabei wurde auf zurückgegriffen auf:

- Soil report durch Defra & EA (2002)
- US EPA Integrated Risk Information System (2001)
- EU-RAR
- Literaturrecherche für den Zeitraum 2002 – 2005.

Die entsprechenden Ergebnisse sind im Anhang zum Datenblatt aufgeführt.

Zwei Säugerstudien mit einem NOAEL of 20 mg Cr(VI)/kg bw d wurden dabei als grundsätzlich geeignet zur Ableitung eines PNEC_{oral} angesehen.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log K_{p_susp}-Wert liegt bei 5.3. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase (UQN_{Wasserphase}) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe (BK_{spm.Wasserphase}) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{UQN_{\text{Wasserphase}} [9 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{\text{susp}}}^{-1} [(1.91 * 10^5 \text{ l/kg})^{-1}]} = 445 \text{ mg/kg SPM dw}$$

$$K_{p_{\text{susp}}} = \text{Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment} \\ = 1.91 * 10^5 \text{ l/kg}$$

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Da keine Daten zur Toxizität gegenüber Sedimentbewohnern vorliegen, wird ein generisches BK_{add,sediment} abgeleitet. Die erfolgt auf Basis der UQN für pelagische Organismen (bzw. der maximum permissible addition (MPA)) und unter Anwendung der EP-Methode. Des Weiteren wird zwischen Cr (III) und Cr (VI) sowie verschiedenen pH-Werten unterschieden, da die Verteilungskoeffizienten sowohl von der Oxidationsstufe des Chroms als auch vom pH-Wert abhängig sind. Dieser Ansatz sollte jedoch als sehr tentativ angesehen werden, da Cr(VI) in den meisten Sedimenten üblicherweise zu Cr(III) reduziert wird. Das gebildete Cr(III) ist wesentlich weniger wasserlöslich im Vergleich zum Cr(VI); von daher ist auch die Bioverfügbarkeit geringer [2].

According to the Technical Guidance Document, the PNEC_{sediment} can be estimated from:

$$BK_{\text{add, Sediment}} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} () [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg/m}^3]} * 1000 * MPA_{\text{Wasserphase}} (0.0085) [\text{mg/l}]$$

mit:

$$K_{\text{susp-water}} = \text{volumetrischer Verteilungskoeffizient suspendiertes Material/Wasser.} \\ \text{Aus Kapitel 3.1.1.2.2 des EU-RAR [2] wurden folgende } K_{\text{susp-Wasser}}\text{-Werte} \\ \text{abgeleitet:}$$

Chrom (VI):

$K_{\text{susp-Wasser}} = 500 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (saure Bedingungen)

$K_{\text{susp-Wasser}} = 50 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (neutrale/alkalische Bedingungen)

Chrom (III)

$K_{\text{susp-Wasser}} = 7500 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (saure Bedingungen)

$K_{\text{susp-Wasser}} = 75000 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (neutrale/alkalische Bedingungen)

RHO_{susp} Bulk Dichte des nassen suspendierten Materials ($1150 \text{ kg}/\text{m}^3$; TGD default value)

$\text{MPA}_{\text{Wasserphase}} = 0.0085 \text{ mg}/\text{l}$, es wird nicht zwischen Cr(III) und Cr(VI) unterschieden

Folgende $\text{BK}_{\text{add, Sediment}}$ können berechnet werden:

Chrom (VI), saure Bedingungen:

$$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} [\text{mg}/\text{kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (500) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg}/\text{m}^3]} * 1000 * \text{MPA}_{\text{Wasserphase}} (0.0085) [\text{mg}/\text{l}]$$

$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} = 3.7 [\text{mg}/\text{kg ww}]$

$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} = 17.02 [\text{mg}/\text{kg dw}]$

Chrom (VI), neutrale/alkalische Bedingungen:

$$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} [\text{mg}/\text{kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (50) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg}/\text{m}^3]} * 1000 * \text{MPA}_{\text{Wasserphase}} (0.0085) [\text{mg}/\text{l}]$$

$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} = 0.37 [\text{mg}/\text{kg ww}]$

$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} = 1.7 [\text{mg}/\text{kg dw}]$

Chrom (III), saure Bedingungen:

$$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} [\text{mg}/\text{kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (7500) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg}/\text{m}^3]} * 1000 * \text{MPA}_{\text{Wasserphase}} (0.0085) [\text{mg}/\text{l}]$$

$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} = 55.4 [\text{mg}/\text{kg ww}]$

$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} = 225 [\text{mg}/\text{kg dw}]$

Chrom (III), neutrale/alkalische Bedingungen:

$$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} [\text{mg}/\text{kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (75000) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg}/\text{m}^3]} * 1000 * \text{MPA}_{\text{Wasserphase}} (0.0085) [\text{mg}/\text{l}]$$

$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} = 5.5 [\text{mg}/\text{kg ww}]$

$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} = 22.5 [\text{mg}/\text{kg dw}]$

8.2 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Chrom (VI) wird durch eine Vielzahl von Organismen aus Wasser, Sediment und Boden aufgenommen. Obwohl eine Aufnahme erfolgt, sind die Biokonzentrationsfaktoren für Fische gewöhnlich sehr niedrig (~1 l/kg).

Im EU-RAR wird ein $\text{PNEC}_{\text{oral}}$ für Cr (VI) auf der Basis von ökologisch relevanten Effekten in oralen Säugerstudien (Mäuse) bestimmt. Der NOAEL-Wert liegt bei $20 \text{ mg Cr (VI)}/\text{kg bw}$

(orale Aufnahme über feste Nahrung und Trinkwasser). Beide Werte werden als Basis für die Betrachtung der Sekundärvergiftung genutzt.

Eine Konversion des NOAEL-Wertes in einen $\text{NOEC}_{\text{Nahrung}}$ führt zu einem

$\text{NOEC}_{\text{Nahrung}} = 166 \text{ mg/kg Nahrung}$

Bei den Studien handelt es sich um chronische Studien, so dass ein AF von 30 angewandt wird. Man erhält also:

$\text{PNEC}_{\text{oral}} = 5.5 \text{ mg Cr(VI)/kg Nahrung}$.

Da aus dem Wasser aufgenommenes Cr(VI) in Fischen und vermutlich auch in Crustaceen und anderen Invertebraten in Cr(III) transformiert wird, wird es als ungeeignet angesehen, das Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung auf der Basis von Studien mit Cr(VI) abzuleiten. Eine Rückrechnung auf die Wasserphase kann ebenfalls nicht unter Anwendung der BCF-Werte für Cr(VI) erfolgen.

Aus diesem Grund und mangels geeigneter Säuger- oder Vogelstudien mit Cr(III) wird das Bewertungskriterium Sekundärvergiftung nicht abgeleitet.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] EU-RAR 2005: European Union Risk Assessment Report. Chromium trioxide, sodium chromate, sodium dichromate, ammonium dichromate, potassium dichromate. European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection. Series: 3rd Priority List, Volume: 53. Final Report 2005
- [3] ATSDR (2000) Toxicological profile for chromium. Atlanta, GA, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services.
- [4] USEPA (1984) Ambient Water Quality Criteria Document: Chromium, USEPA 440/5-84-029.
- [5] USEPA (1980) Ambient Water Quality Criteria Document: Chromium, USEPA 440/5-80-035.
- [6] USEPA/OWRS (1986) Quality Criteria for Water: Chromium(VI), USEPA 440/5-86-001.
- [7] NAS (1974) Medical and biological effects of environmental pollutants: Chromium, p86.
- [8] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang

Daten zur Vogel- und Säugertoxizität von Chrom-Verbindungen

Type of study, reference & result	Details
Sub-chronic toxicity to mammals	
The ATSDR (2000) has not derived any Minimal Risk Levels (MRLs) for oral intermediate exposure to chromium, because "the available data on reproductive and developmental effects are insufficient or too contradictory to establish...intermediate...NOAELs or LOAELs".	
Chronic toxicity to mammals	
Anderson <i>et al.</i> (1997) Cited in Defra & EA (2002) Chronic NOAEL = 5 mg Cr(III)/kg bw/day	Rats received either chromium chloride or chromium tripicolinate in their diet for 6 months at a corresponding maximum dose of 5 mg Cr(III)/kg bw/day. No effects were seen on body weight, organ weights, haematology, clinical biochemistry and histopathology, hence the NOAEL was set at the highest dose tested.
Ivankovic & Preussmann (1975) Cited in Defra & EA (2002) and US EPA (2001a) NOAEL = 1468 mg Cr(III)/kg bw/day	Rats received Cr ₂ O ₃ in their diet via baked bread for 840 days at a corresponding dose of 1468 mg Cr(III)/kg bw/day. The NOAEL was based on no toxic effects observed at the dose tested. The US EPA used this value to set a chronic oral reference dose. However the study has a low overall confidence rating, due to lack of protocol detail (i.e. lack of toxicity endpoints studied, effect of vehicle (baked bread) used, etc.).
MacKenzie <i>et al.</i> (1958) Cited in Defra & EA (2002) and US EPA (2001b) Chronic NOAEL = 2.5 mg Cr(VI)/kg bw/day	Rats received potassium dichromate in their drinking water for 1 year (20 animals/group). The NOAEL was based on no effects seen on appearance, weight gain, food consumption, haematology, liver, kidneys and femurs at the highest dose tested. Although the US EPA used this NOAEL to derive a chronic oral reference dose, they assign a low overall confidence rating to this figure, due to the small group size, small number of endpoints examined and the lack of toxic effects.
Anwar <i>et al.</i> (1961) Cited in Defra & EA (2002) Chronic NOAEL = 0.30 mg Cr(VI)/kg bw/day	Female dogs received potassium dichromate in their drinking water for 4 years at corresponding doses of 0.012 – 0.30 mg Cr(VI)/kg bw/day (2 animals/group). The NOAEL was based on no effects seen on appearance, body weight gain, organ weights, urinalysis, haematology and histopathology at any of the doses administered.
EU-RAR (2005) Chronic NOAEL 20mg Cr(VI)/kg bw/d	A no observed adverse effect level (NOAEL) of 20 mg Cr (VI)/kg body weight/day was found for effects on the testes in mouse (oral gavage route). This NOAEL was considered a suitable basis for assessment of secondary poisoning and the derivation of a PNECoral in the EU-RAR.
EU-RAR (2005) Chronic LOAEL 20mg Cr(VI)/kg bw/d	A LOAEL of 20 mg Cr (VI)/kg body weight/day for developmental effects in mice (drinking water route) was evaluated in the EU-RAR and considered suitable for the assessment of secondary poisoning and the derivation of a PNECoral.
Although chromium (VI) is a known human and mammalian carcinogen, and chromium (III) a possible human carcinogen, via the inhalation route, no such classifications can be made for oral exposures. Defra & EA (2002) state that the carcinogenic potential of ingested Cr(VI) cannot be stated due to a lack of high quality data. However, limited studies on Cr(III) have shown it to be non-carcinogenic (Defra & EA, 2002).	
Effects on reproduction of mammals	
Elbetieha & Al-Hamood (1997) Cited in Defra & EA (2002) LOEAL = 150 mg Cr(III)/kg bw/day	Male and female mice received chromium chloride in their drinking water for 12 weeks, at a corresponding dose of 150 mg Cr(III)/kg bw/day. The LOAEL was based on reduced fertility observed at this doses.
Elbetieha & Al-Hamood (1997) Cited in Defra & EA (2002) LOEAL = 70 mg Cr(VI)/kg bw/day	Male and female mice received potassium dichromate in their drinking water for 12 weeks, at corresponding doses of 70-150 mg Cr(VI)/kg bw/day. The LOAEL was based on reduced fertility observed at all doses.

Type of study, reference & result	Details
<p>The ATSDR (2000) has not derived any Minimal Risk Levels (MRLs) for oral chronic exposure to chromium, because "the available data on reproductive and developmental effects are insufficient or too contradictory to establish...chronic...NOAELs or LOAELs".</p> <p>The US National Toxicology Program performed a 3 part reproductive study on Cr(VI) in both rats and mice, and found that 20 and 60 mg Cr(VI)/kg bw/day, respectively, were not reprotoxic (US EPA, 2001b).</p>	
Embryotoxicity and teratogenicity	
<p>Kanojia <i>et al.</i> (1996) Cited in Defra & EA (2002) LOAEL = 40 mg Cr(VI)/kg bw/day</p>	<p>Female rats received potassium dichromate in their drinking water for 12 weeks at a corresponding maximum dose of 40 mg Cr(VI)/kg bw/day. At this level unspecified foeto-, embryo- and also maternal toxicity was reported.</p>
<p>Ivankovic & Preussmann (1975) Cited in Defra & EA (2002) NOAEL = 1500 mg Cr(III)/kg bw/day</p>	<p>Male & female rats received Cr(III) in their diet for 60 days prior to mating and during the female gestational period. The NOAEL was based on no adverse reproductive or developmental effects observed at the dose tested.</p>
Neurotoxicity to mammals	
<p>No data were available on the potential neurotoxic effects of chromium.</p>	
Sub-chronic toxicity to birds	
<p>Krolickzewska <i>et al.</i> (2004) NOAEL = 1355 µg Cr (via Cr yeast)/kg diet/day</p>	<p>1 day old male Hubbard-ISA broiler chicks received chromium (via chromium yeast) in their diets at a maximum level of approx. 1355 µg/kg diet (including the basal dietary level; 30 birds per group). No adverse toxicity effects were observed apart from increased body weight, weight gain, feed efficiency and HDL cholesterol, decreased total cholesterol, LDL cholesterol, triglycerides and serum glucose. However these latter effects are thought not to be adverse, and are in fact beneficial as they improve the performance of the chicken. Based on the absence of any observed toxic effects at the highest dose used, the NOAEL was set at 1355 µg/kg diet.</p>
<p>Butkauskas & Sruoga (2004) LOAEL = 0.142 g Cr(VI)/kg diet</p>	<p>2 month old male Japanese quail (<i>Coturnix coturnix japonica</i>) received potassium dichromate in their diets at a level of 0.142 g/kg diet for 3 months as part of a reproduction study. Effects observed were decreased hatchability of F1 embryos when males were mated with untreated females. However, it is unclear whether any other possible effects were investigated. Also only 1 dose was used, thus there was no dose-response relationship defined.</p>
<p>Burger & Gochfeld (1995) LOAEL = 50 mg chromium nitrate/kg bw (approx. 11 mg Cr(III)/kg bw)</p>	<p>One day old herring gull chicks (<i>Larus argentatus</i>) received a single intraperitoneal administration of 50 mg chromium nitrate/kg bw (approx. 11 mg Cr(III)/kg bw) at 2 days of age. Four-five days post injection significant differences were observed in body weight (decrease), weight gain, (decrease), and various behaviours including begging, righting, balance, thermoregulation, visual cliff and actual cliff (all inhibited). However no immediate toxicity was observed. From these results it is possible to set a LOAEL, however caution must be taken as no dose-response relationship was established.</p>
Long-term toxicity to birds	
<p>Rao <i>et al.</i> (1983) Cited in EU-RAR (2005) NOAEL = 40.9 µg Cr(VI)/bird/day</p>	<p>The toxicity of chromium (VI) (as sodium chromate) has been studied in a 1-year feeding study using chickens (<i>Gallus gallus</i>). In the study, the chickens were fed parboiled rice containing 0.7 mg Cr/kg rice. The estimated average daily intake of chromium (VI) from the treated rice was 40.9 µg/bird. The control chickens were fed non-spiked rice, and the background daily exposure to total chromium from this rice was around 3.5 µg/bird. No effects were seen over this time period on body weight, organ weights or haematological parameters. No gross or histological changes attributable to the exposure were found in liver, spleen, kidneys, heart, lungs and gonads. Similar results were found in experiments with mice.</p>

Literatur zur Tabelle:

- Anderson R., Bryden N. & Polansky M. (1997). Lack of toxicity of chromium chloride and chromium picolinate in rats. *Journal of the American College of Nutrition* 113: 276-281
- Anwar R., Langham R., Hoppert C., Alfredson B. & Byerrum R. (1961). Chronic toxicity studies. III. Chronic toxicity of cadmium and chromium in dogs. *Archives of Environmental Health* 3: 456-460
- ATSDR (2000) Toxicological profile for chromium. Atlanta, GA, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services.
- Burger J. & Gochfeld M. (1995). Growth and behavioural effects of early postnatal chromium and manganese exposure in herring gull (*Larus argentatus*) chicks. *Pharmacology Biochemistry and Behavior* 50 (4): 607-6012
- Butkauskas D. & Sruoga A. (2004). Effect of lead and chromium on reproductive success of Japanese quail. *Environ Toxicol* 19: 412-415
- Defra & EA (2002). Contaminants in Soil: Collation of Toxicological Data and Intake Values for Humans. Chromium. R & D Publication TOX 4. ISBN 1 857 05743 0
- EU-RAR 2005: European Union Risk Assessment Report. Chromium trioxide, sodium chromate, sodium dichromate, ammonium dichromate, potassium dichromate. European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection. Series: 3rd Priority List, Volume: 53. Final Report 2005
- Ivankovic S. & Preussmann R. (1975). Absence of toxic and carcinogenic effects after administration of high doses of chromium oxide pigment in subacute and long-term feeding experiments in rats. *Food and Cosmetics Toxicology* 13: 347-351
- Kamojia R., Junaid M. & Murthy R. (1996). Chromium induced teratogenicity in female rat. *Toxicology Letters* 89: 207-213
- Kroliczewska B., Zawadzki W., Dobrzanski Z. & Kaczmarek-Oliwa A. (2004). Changes in selected serum parameters of broiler chickens fed supplemental chromium. *J Animal Physiol a Anim Nutr* 88: 393-400
- MacKenzie R., Byerrum R., Decker C., Hoppert C. & Langham R. (1958). Chronic toxicity studies. II. Hexavalent and trivalent chromium administered in drinking water to rats. *American Medical Association Archives of Industrial Health* 18: 232-234
- Rao CN, Vijayaraghavan M and Rao BSN (1983). Effect of long term feeding of chromate treated parboiled rice in chicks and mice. *Indian J. Med. Res.* **77**, 353-358.
- US EPA (2001a). United States Environmental Protection Agency. Chromium III, Insoluble Salts. Integrated Risk Information System (IRIS, the US EPA online chemical toxicity information service).
- US EPA (2001b). United States Environmental Protection Agency. Chromium VI. Integrated Risk Information System (IRIS, the US EPA online chemical toxicity information service).

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Kupfer und seine Verbindungen

CAS-Nr. 7440-50-8

1. Dezember 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Kupfer und seine Verbindungen
Verwendung	Anwendung in der Elektroindustrie, im Apparate- und Maschinenbau, Verwendung in Heiz- und Kühlschlangen, zu Münzzwecken und in Legierungen
CAS-Nummer	7440-50-8

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Kupfer	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	MPC = UQN = 1.6 µg/l MPA = 1.1 µg/l (Hintergrundkonzentration = 0.5 µg/l) PNEC _{add, long-term} = 0.56 µg/l (gelöstes Kupfer)	diese Umweltqualitätsnorm wurde für Österreich bereits abgeleitet Zum Vergleich angegeben: PNEC _{add} , der auf der Basis der geometrischen Mittelwerte für NOECs nach vRAR* abgeleitet wurde
benthische Lebensgemeinschaft	2.18 mg/kg ww 10 mg/kg dw 7.2 mg/kg ww 33.3 mg/kg dw 0.33 µg/l	basierend auf Daten zu Sedimentbewohnern nach EP-Methode berechnet (tentativ) Konzentration _{add} in der Wasserphase berechnet auf Basis der Effektdaten Sedimentbewohner
Räuber (Sekundärvergiftung)	-	nicht abgeleitet, da Trigger nicht erfüllt

* vRAR = voluntary risk assessment [2]

*

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log K_{ow}		nicht anwendbar, da Metall- bzw. Metallverbindung
Kp_{susp} (Festphase-Wasser Verteilungskoeffizient des suspendierten Materials)	30246 l/kg (log Kp_{susp} = 4.48)	alle Informationen sind dem EU-RAR [2] ohne weitere Kommentierung entnommen

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

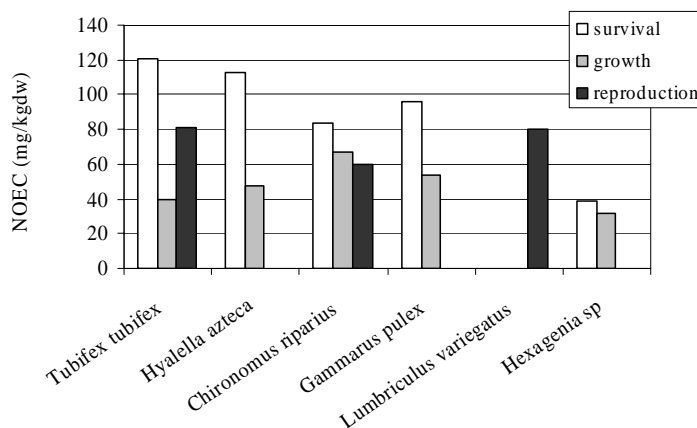
Bei der Ableitung des Bewertungskriteriums für Sedimentbewohner wird sowohl auf den $PNEC_{pelagische\ Lebensgemeinschaft}$ als auch auf die NOEC-Werte für Sedimentbewohner Bezug genommen.

a) Sedimentbewohner:

Daten zu chronischen Einzelspezies-tests mit Sedimentbewohnern (NOEC/L(E) C_{10} -Werte), die im vRAR [2] als qualitativ hoch stehend angesehen wurden, werden im Anhang zu diesem Datenblatt vorgestellt. Es liegen insgesamt 106 Ergebnisse für 6 verschiedenen Sedimentbewohner vor (25 einzelne NOEC-Werte für die Amphipode *Hyalella azteca*, 6 NOEC-Werte für *Gammarus pulex*, 39 bzw. 3 NOEC-Werte für die Oligochaeten *Tubifex tubifex* und *Lumbriculus variegatus* sowie 27 bzw. 6 einzelne NOEC-Werte für die Insekten *Chironomus riparius* und *Hexagenia sp*). Die ausgewählten NOECs liegen zwischen 18.3 mg/kg dw und >3,158 mg/kg dw (Minimum-Maximum Werte).

Folgende Abbildung zeigt die Verteilung der Empfindlichkeiten für die verschiedenen Spezies und Endpunkte.

Abb 1 Empfindlichkeit (als geometrischer mittlerer NOEC in mg Cu/kg dw) verschiedener Endpunkte (Überleben, Reproduktion, Wachstum) gegenüber Cu



Auswahl der Toxizitätswerte zur PNEC-Ableitung:

Die Toxizität einer Chemikalie ist von deren Verfügbarkeit und damit auch von den Umwelteigenschaften, die die Verfügbarkeit bestimmen, abhängig. Eine der maßgeblichen Umwelteigenschaften ist der organische Kohlenstoffgehalt. Die Autoren des vRAR haben von daher beschlossen, die Sediment-Toxizitätsdaten auf den Gehalt des organischen Kohlenstoffs zu normieren, um die Einzelwerte vergleichbar zu machen. Dazu wurde folgende Formel eingesetzt:

$$NOEC_{OC, normalized} = \frac{NOEC_{total}}{fOC}$$

$NOEC_{total}$ (mg Cu/kgdw)

fOC = fraction organic carbon

$NOEC_{OC, normalised}$ (mg/g OC)

Für jede Spezies und jeden Endpunkt wurde geometrischer Mittelwert berechnet. Die PNEC-Ableitung basiert dann auf dem jeweils niedrigsten Mittelwert pro Spezies wie in der folgenden Tabelle dargestellt.

Tab. 2 Spezies geometrische mittlere NOEC-Werte für alle Sedimentbewohner. Der niedrigste Spezies-Mittelwert (fett und unterstrichen) wird für die PNEC-Ableitung genutzt

Organismus	Empfindlichster Endpunkt	Anzahl Datensätze	mittlerer NOEC	
			µmol/g OC	µg/g OC
<i>Tubifex tubifex</i>	Überleben	10	158.2	10052.0
	Wachstum	5	<u>34.1</u>	<u>2166.7</u>
	Reproduktion	10	104.0	6608.2
<i>Hyalella azteca</i>	Überleben	7	142.0	9022.7
	Wachstum	7	<u>73.6</u>	<u>4676.5</u>
<i>Chironomus riparius</i>	Überleben	5	53.9	3424.8
	Wachstum	5	50.5	3208.8
	Reproduktion	2	<u>40.9</u>	<u>2598.8</u>
<i>Lumbriculus variegatus</i>	Biomasse	2	<u>59.7</u>	<u>3793.3</u>
<i>Gammarus pulex</i>	Überleben	2	55.5	3526.5
	Wachstum	2	<u>31.1</u>	<u>1976.1</u>
<i>Hexagenia sp.</i>	Überleben	3	130	8260.2
	Wachstum	2	<u>98.6</u>	<u>6265.0</u>

b) PNEC_{pelagische Lebensgemeinschaft}:

Siehe österreichisches Datenblatt.

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (relevanter Stoff, Gruppe C) von

1.6 µg/l (MPA = 1.1 µg/l)

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Nach vRAR [2] sowie einer Zusammenstellungen einer Expertengruppe [4] liegt kein Hinweis auf ein Potential für Sekundärvergiftung vor, so dass das entsprechende Bewertungskriterium nicht abgeleitet wird. Studienergebnisse zur oralen chronischen Toxizität gegenüber Säugern oder Vögeln werden von daher nicht zusammengestellt.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 4.5. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ($UQN_{Wasserphase}$) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe ($BK_{spm.Wasserphase}$) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{spm.Wasserphase} = \frac{UQN_{Wasserphase} [1.6 \mu\text{g/l}]}{C_{spm} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{susp}}^{-1} [(30246 \text{ l/kg})^{-1}]} = 33 \text{ mg/kg SPM dw}$$

$K_{p_{susp}}$ = Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment
= 30246 l/kg

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

a) Ableitung eines $BK_{add, Sediment}$ auf Basis Effektdaten für Sedimentbewohner

Im folgenden wird der $PNEC_{add, Sediment}$ unter Anwendung der Faktorenmethode abgeleitet. Es liegen 6 geometrische mittlere NOEC-Werte vor, die auf den organischen Kohlenstoff normiert sind (siehe Tab. 2). Der niedrigste geometrische mittlere NOEC ist:

NOEC (Wachstum, *Gammarus pulex*) = 1976 $\mu\text{g Cu / g OC}$

Die 6 benthischen Spezies repräsentieren drei taxonomische Gruppen mit verschiedenen Lebens- und Aufnahmebedingungen. Entsprechend den TGDs [3] ist von daher ein AF von 10 angemessen. Der $PNEC_{add, sediment}$ kann von daher berechnet werden als:

$$PNEC_{add, sediment} = 1976 [\mu\text{g Cu/g OC}] / AF (10) = 0.2 \text{ mg Cu/g OC}$$

Nach TGDs [3] enthält das Standard-Sediment in der EU eine Gewichtsfraktion von 0.05 organischen Kohlenstoff (kg OC/kg Feststoff). Von daher wird der $PNEC_{add, sediment}$ in Hinblick auf den C_{org} -Anteil korrigiert:

$$PNEC_{add, sediment, 5\%OC} = PNEC_{OCnormalisiert} \times 0.05 = 0.2 \text{ mg Cu/gOC} \times 0.05 \times 1000 = 10 \text{ mg Cu/kg dw}$$

$$PNEC_{add, sediment, 5\%OC} = 2.18 \text{ mg Cu/kg ww}^\dagger$$

[†] Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen

b) Ableitung eines $BK_{\text{add, Sediment}}$ auf Basis Effektdaten für pelagische Organismen und EP-Methode

Neben der Ableitung eines Bewertungskriteriums auf Basis der Daten für Sedimentbewohner wird das entsprechende Kriterium zu Vergleichszwecken auch auf Basis der UQN für pelagische Organismen (bzw. der maximum permissible addition (MPA)) und unter Anwendung der EP-Methode bestimmt:

$$BK_{\text{add, Sediment}} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{\text{spm-Wasser}} (7562.4) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} (1150) [\text{kg}/\text{m}^3]} * 1000 * \text{MPA}_{\text{Wasserphase}} (0.0011) [\text{mg}/\text{l}]$$

Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist 1.15/0.25 = 4.6.

mit:

$$K_{\text{susp-water}} = \text{volumetrischer Verteilungskoeffizient suspendiertes Material/Wasser:}$$

$$F_{\text{water}_{\text{susp}}} + (F_{\text{solid}_{\text{susp}}} \times K_{\text{p}_{\text{susp}}} \times RHO_{\text{solid}})$$

$$= 0.9 \text{ m}^3/\text{m}^3 + (0.1 \text{ m}^3/\text{m}^3 \times 30.246 \text{ m}^3/\text{kg} \times 2500 \text{ kg/m}^3)$$

$$= 0.9 \text{ m}^3/\text{m}^3 + 7561.5 \text{ m}^3/\text{m}^3 = \underline{7562.4 \text{ m}^3/\text{m}^3}$$

$F_{\text{water}_{\text{susp}}}$ Volumenfraktion Wasser im suspendierten Material (0.9 m³/m³; TGD Default)
 $F_{\text{solid}_{\text{susp}}}$ Volumenfraktion Feststoff im suspendierten Material (0.1 m³/m³; TGD Default)
 $K_{\text{p}_{\text{susp}}}$ Verteilungskoeffizient suspendiertes Material / Wasser (30.246 m³/kg)
 RHO_{solid} Dichte der festen Fraktion (2500 kg/m³; TGD Default)
 RHO_{susp} Bulk density des nassen suspendierten Materials (1150 kg/m³)
 $MPA_{\text{Wasserphase}} = 0.0011 \text{ [mg/l]}$

Damit ist:

$$BK_{\text{add, Sediment}} = 7.2 \text{ [mg/kg ww]}$$

$$BK_{\text{add, Sediment}} = 33.3 \text{ [mg/kg dw]}^{\psi}$$

Dieses Bewertungskriterium entspricht dem MPA-Wert (maximum permissible addition). Da für österreichische Sedimente keine Hintergrundkonzentrationen von Kupfer und seinen Verbindungen vorliegen, kann ein MPC-Wert (maximum permissible concentration) nur so abgeleitet werden, dass die Hintergrundkonzentration = Null gesetzt wird. Damit ist

$$MPC_{\text{Sed.dry_weight}} = 10 \text{ [mg/kg]} \text{ (Basis: Sedimentbewohner)}$$

$$MPC_{\text{Sed.dry_weight}} = 33.3 \text{ [mg/kg]} \text{ (Basis: pelagische Organismen, EP-Methode)}$$

Die Ergebnisse für beide Methoden sind recht unterschiedlich. Dabei ist sicherlich anzumerken, dass die EP-Methode gegenüber der direkten Testung Limitierungen hat, wie zum Beispiel:

- Es wird angenommen, dass die Bioverfügbarkeit, die Bioakkumulation und die Toxizität in unmittelbarem Zusammenhang mit der Porenwasserkonzentration stehen.
- Es wird angenommen, dass ein Gleichgewicht vorliegt zwischen der Chemikalie, die an das partikuläre Sediment sorbiert ist und die sich im Porenwasser befindet und dass dieses Gleichgewicht durch den Verteilungskoeffizienten beschrieben werden kann.
- Es wird angenommen, dass die Empfindlichkeiten von Sedimentbewohnern und pelagischen Organismen vergleichbar sind.

Zusammenfassend wird die Schlussfolgerung gezogen, dass das Bewertungskriterium abgeleitet auf Basis der Toxizität gegenüber Sedimentbewohnern präsentiert wird, also:

$$MPC_{\text{Sed.dry_weight}} = 10 \text{ [mg/kg]}$$

^ψ Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von (0.9 x 1) + (0.1 x 2.5) = 1.15 kg/l. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist 1.15/0.25 = 4.6.

8.2 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Im vRAR [2] sowie in Zusammenstellungen einer Expertengruppe [4] wurde die folgende Schlussfolgerung gezogen:

“From this evaluation, and as confirmed from investigations of other expert groups (eg IPCS, 1998 [4]), it is concluded that copper is not biomagnified along the trophic chain. It is therefore not deemed necessary to derive a specific quality standard addressing secondary poisoning as objective of protection.”

Es liegt also kein Hinweis auf ein Potential für Sekundärvergiftung vor, so dass das entsprechende Bewertungskriterium nicht abgeleitet wird.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] VRAR, draft version May 2005: European Copper Institute –Voluntary Risk Assessment Copper, Copper II sulphate pentahydrate, copper(I)oxide, copper(II)oxide, dicopper chloride trihydroxide.
- [3] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>
- [4] ICPS, 1998. Degradation in the Environment, p4^[#]

Anhang 1

Überblick über die akzeptierten chronischen Toxizitätswerte
für Sedimentorganismen

übernommen aus dem
freiwilligen Risk Assessment
des Europäischen Kupferinstituts [2]

Tabelle: Überblick über die akzeptierten chronischen Toxizitätswerte für Sedimentorganismen, vRAR [2]

Substance	Species	Taxonomic group	Test duration	Effect parameter	Endpoint	NOEC (mg/kg dw)	Analysis of concentrations	Dose – response	Administration of test substance	Physico-chemical conditions of sediments	Reference
Copper sulphate	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	67.25	measured	yes	static	Artificial sediment: Sala Bolognese Silt + clay (< 63 µm) 69.7%, OC 1.41 %	Vecchi et al, 1999.
Copper sulphate	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	67.25	measured	yes	static	Artificial sediment :Sala Bolognese Silt + clay (< 63 µm) 69.7%, OC 1.41 %	Vecchi et al, 1999.
Copper sulphate	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	231.7	measured	yes	static	Lake Maggiore Silt + clay (< 63 µm) 65.2%, OC 1.56 %	Vecchi et al, 1999.
Copper sulphate	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	62.64	measured	yes	static	Artificial sediment: Ca Bosco plus food supplement Silt + clay (< 63 µm) 62.5%, OC 1.03 %	Vecchi et al, 1999.
Copper sulphate	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	385.8	measured	yes	static	Lake Maggiore Silt + clay (< 63 µm) 65.2%, OC 1.56 %	Vecchi et al, 1999.
Copper sulphate	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	101.4	measured	yes	static	Artificial sediment: Ca Bosco plus food supplement Silt + clay (< 63 µm) 62.5%, OC 1.03 %	Vecchi et al, 1999.
Copper sulphate	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	69.1	measured	yes	static	Artificial sediment: Ca Bosco minus food supplement Silt + clay (< 63 µm) 71.5%, OC 1,05 %	Vecchi et al, 1999.
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	138.5	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.05 mmol/kg; OC 2.62%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	79.3	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.05 mmol/kg; OC 2.62%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	Growth	NOEC	79.3	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.05 mmol/kg; OC 2.62%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	988.3	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 8.04 mmol/kg; OC 3.33%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	459.2	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 8.04 mmol/kg; OC 3.33%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	growth	NOEC	163	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 8.04 mmol/kg; OC 3.33%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	937.0	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 14.39 mmol/kg; OC 3.33%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	580.9	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.59 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University,

Substance	Species	Taxonomic group	Test duration	Effect parameter	Endpoint	NOEC (mg/kg dw)	Analysis of concentrations	Dose – response	Administration of test substance	Physico-chemical conditions of sediments	Reference
											2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	Reproduction	NOEC	580.9	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.59 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	growth	NOEC	580.9	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.59 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	1267.0	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 5.43 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	1037.0	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 5.43 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	growth	NOEC	1036.5	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 5.43 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	1357.0	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 15.15 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	480.9	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 15.15 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	Growth	NOEC	271.6	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 15.15 mmol/kg; OC 9.66%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	54.0	measured	yes	Static renewal	Natural Brakel sediment: AVS 0.27 mmol/kg; OC 2.83%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	18.3	measured	yes	Static renewal	Natural Brakel sediment: AVS 0.27 mmol/kg; OC 2.83%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	growth	NOEC	18.3	measured	yes	Static renewal	Natural Brakel sediment: AVS 0.27 mmol/kg; OC 2.83%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	survival	NOEC	95.3	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 1 sediment: AVS 0.28 mmol/kg; OC 2.12%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	56.1	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 1 sediment: AVS 0.28 mmol/kg; OC 2.12%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	Growth	NOEC	32.2	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 1 sediment: AVS 0.28 mmol/kg; OC 2.12%	Ghent University, 2004

Substance	Species	Taxonomic group	Test duration	Effect parameter	Endpoint	NOEC (mg/kg dw)	Analysis of concentrations	Dose – response	Administration of test substance	Physico-chemical conditions of sediments	Reference
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	98.3	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 2 sediment: AVS 0.10 mmol/kg; OC 1.96%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	Growth	NOEC	53.0	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 2 sediment: AVS 0.10 mmol/kg; OC 1.96%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	reproduction	NOEC	1856.0	measured	yes	Static renewal	Natural Leuven sediment: AVS 56.4 mmol/kg; OC 24.8%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaete	28 d	Growth	NOEC	1,855.6	measured	yes	Static renewal	Natural Leuven sediment: AVS 56.4 mmol/kg; OC 24.8%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	growth	NOEC	53.2	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.05 mmol/kg; OC 2.62%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	survival	NOEC	292.5	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 4.87 mmol/kg; OC 3.29%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	growth	NOEC	292.5	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 4.87 mmol/kg; OC 3.29%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	survival	NOEC	582.6	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 12.33 mmol/kg; OC 3.29%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	survival	NOEC	337.6	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.27 mmol/kg; OC 9.66%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28d	Growth	NOEC	538.6	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.27 mmol/kg; OC 9.66%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	survival	NOEC	739.5	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 5.30 mmol/kg; OC 9.66%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	growth	NOEC	492.7	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 5.30 mmol/kg; OC 9.66%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	survival	NOEC	849.5	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 8.97 mmol/kg; OC 9.66%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	Growth	NOEC	512.2	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 8.97 mmol/kg; OC 9.66%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	survival	NOEC	171.0	measured	yes	Static renewal	Natural Brakel sediment: AVS 0.18 mmol/kg; OC 2.83%	Ghent University,

Substance	Species	Taxonomic group	Test duration	Effect parameter	Endpoint	NOEC (mg/kg dw)	Analysis of concentrations	Dose – response	Administration of test substance	Physico-chemical conditions of sediments	Reference
											2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	survival	NOEC	141.0	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 1 sediment: AVS 0.28 mmol/kg; OC 2.12%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	Growth	NOEC	21.8	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 1 sediment: AVS 0.28 mmol/kg; OC 2.12%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	survival	NOEC	140.0	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 2 sediment: AVS 0.10 mmol/kg; OC 1.96%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	Growth	NOEC	49.9	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 2 sediment: AVS 0.10 mmol/kg; OC 1.96%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	survival	NOEC	3,158	measured	yes	Static renewal	Natural Leuven sediment: AVS 58.6 mmol/kg; OC 18.9%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	growth	NOEC	1,531	measured	yes	Static renewal	Natural Leuven sediment: AVS 58.6 mmol/kg; OC 18.9%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	survival	NOEC	1,495	measured	yes	Static renewal	Natural Ijzer sediment: AVS 18.25 mmol/kg; OC 6.48%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Hyalella azteca</i>	amphipod	28 d	growth	NOEC	244.8	measured	yes	Static renewal	Natural Ijzer sediment: AVS 18.25 mmol/kg; OC 6.48%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	survival	NOEC	59.5	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.05 mmol/kg; OC 2.62%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	emergence	NOEC	59.5	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.05 mmol/kg; OC 2.62%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	growth	NOEC	89.2	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.05 mmol/kg; OC 2.62%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	survival	NOEC	589.3	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 4.02 mmol/kg; OC 3.33%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	emergence	NOEC	318.0	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 4.02 mmol/kg; OC 3.33%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	growth	NOEC	318.0	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 4.02 mmol/kg; OC 3.33%	Ghent University, 2004

Substance	Species	Taxonomic group	Test duration	Effect parameter	Endpoint	NOEC (mg/kg dw)	Analysis of concentrations	Dose – response	Administration of test substance	Physico-chemical conditions of sediments	Reference
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	survival	NOEC	553.6	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 16.21 mmol/kg; OC 3.33%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	emergence	NOEC	553.6	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 16.21; mmol/kg; OC 3.33%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	growth	NOEC	553.6	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 16.21; mmol/kg; OC 3.33%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	survival	NOEC	292.0	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.30 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	emergence	NOEC	292.0	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.30 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	growth	NOEC	505.9	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.30 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	survival	NOEC	934.1	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 4.05 mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	emergence	NOEC	934.1	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 4.05; mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	growth	NOEC	452.6	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 4.05; mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	survival	NOEC	1,417	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 12.60; mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	emergence	NOEC	1,417	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 12.60; mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	growth	NOEC	1,417	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 12.60; mmol/kg; OC 9.81%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	survival	NOEC	177.1	measured	yes	Static renewal	Natural Brakel sediment: AVS 0.15 mmol/kg; OC 2.83%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	growth	NOEC	75.4	measured	yes	Static renewal	Natural Brakel sediment: AVS 0.15 mmol/kg; OC 2.83%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	survival	NOEC	54.2	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 1 sediment: AVS 0.28 mmol/kg; OC 2.12%	Ghent University,

Substance	Species	Taxonomic group	Test duration	Effect parameter	Endpoint	NOEC (mg/kg dw)	Analysis of concentrations	Dose – response	Administration of test substance	Physico-chemical conditions of sediments	Reference
											2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	growth	NOEC	54.4	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 1 sediment: AVS 0.28 mmol/kg; OC 2.12%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	survival	NOEC	85.4	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 2 sediment: AVS 0.10 mmol/kg; OC 1.96%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	growth	NOEC	55.5	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 2 sediment: AVS 0.10 mmol/kg; OC 1.96%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	survival	NOEC	2,113	measured	yes	Static renewal	Natural Ijzer sediment: AVS 15.57 mmol/kg; OC 6.48%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	emergence	NOEC	1,320	measured	yes	Static renewal	Natural Ijzer sediment: AVS 15.57 mmol/kg; OC 6.97%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Chironomus riparius</i>	Chironomidae	28 d	growth	NOEC	776.5	measured	yes	Static renewal	Natural Ijzer sediment: AVS 15.57 mmol/kg; OC 6.97%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Lumbriculus variegatus</i>	oligochaete	28 d	biomass	NOEC	80.5	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.05 mmol/kg; OC 2.62%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Lumbriculus variegatus</i>	oligochaete	28 d	biomass	NOEC	91.8	measured	yes	Static renewal	Natural Kraenepoel 2 sediment: AVS 0.10 mmol/kg; OC 1.96%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Lumbriculus variegatus</i>	oligochaete	28 d	biomass	NOEC	416.3	measured	yes	Static renewal	Natural Ijzer sediment: AVS 16.50 mmol/kg; OC 6.97%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Gammarus pulex</i>	amphipod	35 d	survival	NOEC	94.7	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.05 mmol/kg; OC 2.62%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Gammarus pulex</i>	amphipod	35 d	growth	NOEC	94.7	measured	yes	Static renewal	Artificial OECD substrate: AVS 0.05 mmol/kg; OC 2.62%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Gammarus pulex</i>	amphipod	35 d	survival	NOEC	97.4	measured	yes	Static renewal	Natural Brakel sediment: AVS 0.21 mmol/kg; OC 2.83%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Gammarus pulex</i>	amphipod	35 d	growth	NOEC	30.6	measured	yes	Static renewal	Natural Brakel sediment: AVS 0.21 mmol/kg; OC 2.83%	Ghent University, 2004
Copper chloride	<i>Gammarus pulex</i>	amphipod	35 d	survival	NOEC	1,268.0	measured	yes	Static renewal	Natural Ijzer sediment: AVS 17.50 mmol/kg; OC 6.48%	Ghent University, 2004

Substance	Species	Taxonomic group	Test duration	Effect parameter	Endpoint	NOEC (mg/kg dw)	Analysis of concentrations	Dose – response	Administration of test substance	Physico-chemical conditions of sediments	Reference
Copper chloride	<i>Gammarus pulex</i>	amphipod	35 d	growth	NOEC	789.0	measured	yes	Static renewal	Natural Ijzer sediment: AVS 17.50 mmol/kg; OC 6.6.97%	Ghent University, 2004
Copper Chloride	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipod	28 d	Survival	NOEC	59.3	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipod	28 d	Survival	NOEC	66.9	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipod	28 d	Survival	NOEC	155.1	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipod	28 d	Growth	NOEC	59.3	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipod	28 d	Growth	NOEC	66.9	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipod	28 d	Growth	NOEC	52.3	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hexagenia spp</i>	Hexagenia	21 d	Survival	NOEC	39.2	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hexagenia spp</i>	Hexagenia	21 d	Survival	NOEC	33.9	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hexagenia spp</i>	Hexagenia	21 d	Survival	NOEC	44.9	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hexagenia spp</i>	Hexagenia	21 d	Growth	NOEC	23.4	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hexagenia spp</i>	Hexagenia	21 d	Growth	NOEC	29.2	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Hexagenia spp</i>	Hexagenia	21 d	Growth	NOEC	44.9	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	Oligochaete	28 d	Survival	NOEC	237.8	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	Oligochaete	28 d	Survival	NOEC	246.9	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	Oligochaete	28 d	Survival	NOEC	270.5	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	Oligochaete	28 d	Reproduction	NOEC	127.8	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	Oligochaete	28 d	Reproduction	NOEC	129	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003
Copper Chloride	<i>Tubifex tubifex</i>	Oligochaete	28 d	Reproduction	NOEC	270.5	measured	yes	Static	Sediment: US-EPA reference sediment sand and 0.5 % TOC.	Milani et al 2003

Anhang 2

Direkte Aufnahmeprozesse, ihre Regulation und mögliche
Biotkonzentration entlang der Nahrungskette

entnommen und komprimiert aus dem
freiwilligen Risk Assessment
des Europäischen Kupferinstituts [2]

Direct aquatic uptake processes, their regulation and potential bioconcentration along the trophic chain

There is a considerable amount of copper accumulation data available, that could potentially be used to calculate bioconcentration factors (BCF) and bioaccumulation factors (BAF) and the corresponding potential risks in aquatic food chains. However, it has recently been demonstrated that unlike many organic substances, the BCF/BAF is not independent of exposure concentration for many metals (Adams *et al.*, 2003^[7], Brix and DeForest, 2000^[18] and Mc Geer *et al.*, 2003^[78]). Rather it is inversely related (i.e., decreasing BCF/BAFs with increasing exposure concentration) to exposure concentration. Particular to copper, this inverse relationship has been demonstrated for BCFs, BAFs and biota-sediment accumulation factors (BSAFs).

The observed inverse relationship has been explained by homeostatic regulations of internal tissue concentrations. At low metal concentrations organisms are actively accumulating metals in order to meet their metabolic requirements while at high ambient metal concentration, organisms are able to excrete excess metals or limit uptake. Kamunde *et al.* 2005^[61] demonstrated with detailed copper uptake experiments that pre-exposure of fish to waterborne copper down-regulated copper uptake rates at the gills.

As a result, the use of simple ratios $C_{\text{biota}}/C_{\text{water}}$ or $C_{\text{biota}}/C_{\text{sediments}}$ as an overall approach for estimating copper bioconcentration factors or copper body burdens is not deemed appropriate by the authors of the VRAR.

Wang (2002^[130]) noted a decrease of the intra-organismic concentrations of metals in the classical marine planktonic food chain (phytoplankton to copepods to fish) and explained this phenomenon as the result of the effective efflux of metals by copepods and the low assimilation of metals by marine fish.

Farag *et al.*, 1998^[42], studied copper concentration in benthic invertebrates that represent various functional groups and sizes from de Coeur d'Alene river, Idaho, influenced by mining activities. The copper concentrations noted across the trophic chain, demonstrated the absence of biomagnification: sediment concentration: 77 mg/kg g dry weight, herbivores: 34 µg Cu/g dry weight, omnivore: 12 µg Cu/g dry weight, detrivore: 18 µg Cu/g dry weight, carnivore: 32 µg Cu/g dry weight. - Quinn *et al.*, 2003, evaluated trophic chain transfer of metals in insects (35 species) from a stream food web influenced by acid main drainage with copper levels up to 100 µg Cu/l. They demonstrated that metal concentrations were higher in water and insects closer to the mining sites and taxa richness increased with distance away from the site. The relation between the trophic position, determined from ¹⁵N radio isotope determinations, indicated that trophic chain had no effect on copper levels in the insects.

Barwick and Maher (2003^[13]), compared trace metal levels in a contaminated seagrass ecosystem in Lake Macquire, the largest estuary in New South Wales (Australia). The structure of the estuarine food web was studied in details and all organisms (algae, invertebrates, fish) were categorised as autotrophs, herbivores, planktivores, detrivores, omnivores and carnivores. The results of the analysis showed the absence of copper biomagnification in this estuarine systems. Copper concentrations ranged between 0.27 µg Cu/g dw (Omnivore: *Monacanthus* and 88 µg Cu/g dw (Herbivore: *Bembicum auratum* (gastropod with haemocyanin)). The higher levels (eg. *B. auratum*) were associated with species with active accumulation of copper into the respiratory pigment haemocyanin.

Comparison of sensitivities against copper provided by different exposure routes along aquatic food chains

Waterborne copper and not dietary exposure has been clearly related to copper effects. For copper many studies demonstrated that gills and gill-like surfaces are the key target organs in fish and invertebrates under acute as well as chronic exposure conditions, whereby the influence of water quality parameters on copper toxicity plays a key role. It is well recognised that ion-regulatory disturbance at the gills is the key effect of copper in aquatic organisms.

The up/down regulation of copper uptake and excretion rates as well as the internal detoxification mechanisms (metallothionein, copper granules) in invertebrates and fish can explain the observed absence of copper toxicity induced by accumulation of copper from dietary exposure (De Schampelaere *et al*, 2003^[33]; Kamunde *et al*, 2001 & 2005^[59, 61]; Taylor *et al*, 2000^[124]; Allinson *et al*, 2002^[9], Mc Geer *et al*, 2002^[77]). The bioavailability of detoxified stored metals is important in the evaluation of a potential for secondary poisoning. If the stored metal-rich compounds can be broken down in the digestive tract than the metal can be transferred across the food chain. The availability of metal in prey tissue was investigated by Nott and Nicolaidou (1994^[87]), who demonstrated that metals in membrane-bound phosphate granules, lysosomes and membrane-bound sulphur-rich granules were less trophically available. This may hence further release the concern related to copper food chain transfer and secondary poisoning within the pelagic food chain as well as towards birds and mammals and further explains why simple laboratory toxicity studies are inadequate to estimate secondary poisoning potentials for copper. Field data are, hence, considered more reliable for such an assessment.

Field data showed that copper concentrations in tissues of marine mammals and coastal seabirds, regardless of species, except brain, tend to decrease with increasing age (Eisler 1984^[40], Lock *et al*, 1992^[143]). Neonatal marine mammals have higher copper levels compared to the mothers (Law *et al*, 1992^[66]). There is no field evidence on detrimental effects on fish eating birds or mammals caused by copper contamination. Field studies of area around Donana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill (Seville, Spain), further showed, that irrespective of the high contamination levels observed in the aquatic environment, no effects were observed in waterfowl. Although the waterfowl had elevated copper and zinc levels, there was no evidence that the trace elements had reached toxic levels (Hernandez *et al*, 1999^[53]).

Last but not least secondary poisoning of birds and mammals via fish or mussels was investigated for metals, including copper, by RIVM (Smit *et al*, 2000^[115]) who concluded that for copper it was not necessary to integrate secondary poisoning aspects into the copper aquatic quality criteria.

Conclusion

From this evaluation, and as confirmed from investigations of other expert groups (eg IPCS, 1998 [4]), it is concluded that copper is not biomagnified along the trophic chain. It is therefore not deemed necessary to derive a specific quality standard addressing secondary poisoning as objective of protection.

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Selen und seine Verbindungen

CAS-Nr. 7782-49-2

4. Dezember 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Selen und seine Verbindungen
Verwendung	Selen besitzt Halbleitereigenschaften, deshalb: Photozellen, Gleichrichter, photoelektrische Belichtungsmesser, elektronische Bauteile. Färbemittel in Glas- und Keramikindustrie. Spurenelement bei Mensch und Tier
CAS-Nummer	7782-49-2

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Chrom	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	MPC = UQN = 5.3 µg/l MPA = 5.3 µg/l (Hintergrundkonzentration = 0 µg/l)	diese Umweltqualitäts- norm wurde für Österreich bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	–	Triggerkriterium nicht erfüllt
Räuber (Sekundärvergiftung)	-	keine Ableitung möglich, da für Selen keine Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität zur Verfügung stehen.

*

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log K _{ow}	0.32 - 7.33	Selensulfid, berechnet, siehe Anhang Selenit, berechnet, siehe Anhang
Koc	14.3 14.3 48.6	Selen, berechnet, siehe Anhang Selensulfid, berechnet, siehe Anhang Selenit, berechnet, siehe Anhang
BCF	Selenit: 220 – 3600 (Algen und Daphnien) Selenat: 65 – 500 (Algen und Daphnien) Selenat: 72 (Macrophyten) 141 (Periphyton) 351 (Zooplankton) Selenit: 363 (Macrophyten) 755 (Periphyton) 1087 (Zooplankton) Se-Methionin: 3266 (Macrophyten) 16836 (Periphyton) 28870 (Zooplankton)	HSDB [2], darin [3] HSDB [2], darin [4]

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Es liegen keine Daten zur Toxizität gegenüber Sedimentbewohnern vor. Von daher wird auf die Umweltqualitätsnorm im österreichischen Datenblatt Bezug genommen:

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (relevanter Stoff, Gruppe C) genutzt von:

$$UQN = MPC = 5.3\mu\text{g/l}$$

$$MPA = 5.3 \mu\text{g/l}$$

MPA = maximum permissible addition

MPC = maximum permissible concentration = MPA + Hintergrundkonzentration

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Es liegen keine geeigneten Daten zur Säuger und Vogeltoxizität vor. Ein PNEC_{oral} wird auf der Basis eines einzelnen gefundenen LD50-Wertes nicht abgeleitet.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Die Werte für die Stoffeigenschaften P_{ow} und K_{oc} wurden für verschiedene Selen-Spezies mit Hilfe des Programmpaketes EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005) berechnet (siehe Kapitel 5). Die entsprechenden Werte liegen unterhalb des Triggerkriteriums zur Berechnung des Bewertungskriteriums für Sediment und Sedimentbewohner.

Dennoch wird, da die Überwachung der Umweltqualitätsnorm für die pelagische Lebensgemeinschaft im Schwebstoff erfolgen soll, ein der UQN korrespondierender Wert berechnet.

Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{UQN_{\text{Wasserphase}} [5.3 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + Kp_{\text{susp}}^{-1} [3.1 (\text{l/kg})^{-1}]} = 16.4 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

Kp_{susp} = Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment
= $f_{oc} (0.1) * K_{oc} (31.5 \text{ l/kg}) = 3.1$

8.2 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Wie aus Kapitel 5 hervorgeht, liegen BCF-Werte für die verschiedenen Selen-Spezies im Bereich von 65 bis 28870, so dass das Triggerkriterium zur Ableitung des Bewertungskriteriums Sekundärvergiftung erfüllt ist. Es liegen jedoch keine geeigneten Daten zur Säuger und Vogeltoxizität vor, so dass eine Ableitung zurzeit nicht umgesetzt werden kann.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [3] Besser JM et al; Environ Toxicol Chem 12: 57-72 (1993)
- [4] Besser JM et al; Environ Pollut 62: 1-12 (1989)
- [5] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Koc (estimated): 14.3

SMILES : [Se]
CHEM : **Selenium**
MOL FOR: H2 Se1
MOL WT : 80.98

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 1.000
Non-Corrected Log Koc : 1.1553
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 1.1553

Estimated Koc: 14.3

Koc (estimated): 14.3

SMILES : S=[Se]
CHEM : **Selenium sulfide**
MOL FOR: S1 Se1
MOL WT : 111.02

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

First Order Molecular Connectivity Index : 1.000
Non-Corrected Log Koc : 1.1553
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 1.1553

Estimated Koc: 14.3

Koc (estimated): 48.6

SMILES : O=[Se](=O)(O[Na])O[Na]
CHEM : **SELENIC ACID, DISODIUM SALT**
MOL FOR: O4 Se1 Na2
MOL WT : 188.94

----- PCKOCWIN v1.66 Results -----

NOTE: THE METAL (Na, Li or K) HAS BEEN REMOVED TO ALLOW ESTIMATION!

First Order Molecular Connectivity Index : 2.000
Non-Corrected Log Koc : 1.6870
Fragment Correction(s) --> NONE : ---
Corrected Log Koc : 1.6870

Estimated Koc: 48.64

Log Kow(version 1.67 estimate): 0.24

SMILES : S=[Se]
 CHEM : **Selenium sulfide**
 MOL FOR: S1 Se1
 MOL WT : 111.02

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	1	-SeH [aliphatic attach]	0.0100**	0.0100
Const		Equation Constant		0.2290
NOTE		An estimated coefficient (**) used		

Log Kow = 0.2390

Log Kow(version 1.67 estimate): -7.33

SMILES : O=[Se](=O)(O[Na])O[Na]
 CHEM : **SELENIC ACID, DISODIUM SALT**
 MOL FOR: O4 Se1 Na2
 MOL WT : 188.94

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	2	-O- [oxygen, aliphatic attach]	-1.2566	-2.5132
Frag	1	-Se- [aliphatic attach]	-1.0000**	-1.0000
Factor	2	misc-O-{Na,K,Li} [coef*(1+0.5*(NUM-1))]	-2.7000**	-4.0500
Const		Equation Constant		0.2290
NOTE		An estimated coefficient (**) used		

Log Kow = -7.3342

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Silber und seine Verbindungen

CAS-Nr. 7440-22-4

30. November 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Silber und seine Verbindungen
Verwendung	Photographie, Elektrotechnik, Schmuck
CAS-Nummer	7440-22-4

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Silber	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	0.08 µg/l entsprechende Konzentration im suspendierten Sediment: 3.2 mg/kg SPM dw	diese Umweltqualitätsnorm wurde bereits abgeleitet
benthische Lebensgemeinschaft	1.8 mg/kg ww 8 mg/kg dw	tentativ tentativ
Räuber (Sekundärvergiftung)		Bewertungskriterium nicht abgeleitet, da – zwar Anreicherung in Muschel ($BCF_{ber} = 3.2$), aber keine Tendenz zur Anreicherung in Nahrungskette – Keine Daten zu $NOAEL_{oral}$ (Säuger, Vogel) vorhanden

*

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log Kp _{susp}	5 (l/kg) (Kp _{susp} = 100000 l/kg)	experimentell bestimmt, Referenz [2]
BCF	Anreicherung in Muscheln, aber nicht in der Nahrungskette 3.162 (log BCF = 0.5)	Kommentar österreichisches Datenblatt berechnet (BCF _{win} , Berechnungsgrundlage siehe Anhang)

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Siehe österreichisches Datenblatt

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (relevanter Stoff, Gruppe C) von

0.08 µg/l

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Endpunkt, Exposition	Wert	Referenz
LD ₅₀ , Maus oral	50 mg/kg bw	HSDB [3]

Zur Ableitung des Bewertungskriteriums BW_{Sekundärvergiftung} werden gemäß TGDs [4] sowie Methodenmanual, Kapitel 4.3.2.5 und 4.3.2.6 [1] chronische Daten zur Vogel- oder Säugertoxizität eingesetzt. Die Nutzung akuter Daten ist nicht zulässig. Aus diesem Grund kann der hier angegebene LD₅₀-Wert nicht genutzt werden.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der unter 5. angegebene log Kp_{susp} liegt bei 5. Von daher ist das Triggerkriterium, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase (UQN_{Wasserphase}) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe (BK_{spm.Wasserphase}) erforderlich macht, erfüllt. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{\text{spm.Wasserphase}} = \frac{UQN_{\text{Wasserphase}} [0.08 \mu\text{g/l}]}{C_{\text{spm}} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + Kp_{\text{susp}}^{-1} [(100000 \text{ l/kg})^{-1}]} = 3200 \mu\text{g/kg SPM dw}$$

Kp_{susp} = Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

Der unter 5. angegebene $\log K_{p_susp}$ liegt bei 5, so dass das Bewertungskriterium für das Sediment bzw. die Sedimentbewohner abgeleitet wird.

Entsprechend dem Manual zur Ableitung von Umweltqualitätsstandards [1] (siehe dort Kapitel 4.3.2.3 und 4.3.2.4) kann ein $PNEC_{Sediment}$ ($\approx UQN_{Sediment}$) unter Nutzung der Equilibrium-Methode dann abgeleitet werden, wenn keine entsprechenden validen Effektdaten für Sedimentbewohner zur Verfügung stehen. Das trifft auf Silber zu. Die Equilibrium-Methode berücksichtigt ausschließlich die Stoffaufnahme über die Wasserphase. Es können jedoch auch andere Expositionsrouten – zum Beispiel die Aufnahme von Sediment oder der direkte Sedimentkontakt – von Bedeutung sein. Es liegen jedoch aus einer Reihe von Studien Hinweise vor, dass die letztgenannten Expositionsrouten dann von untergeordneter Bedeutung sind, wenn der $\log K_{OW}$ -Wert < 5 ist, was auf Silber zutrifft..

$$BK_{Sed.wet_weight} [mg/kg] = \frac{K_{spm-Wasser} (25000) [m^3/m^3]}{Bulk-Dichte_{spm.wet} (1150) [kg/m^3]} * 1000 * UQN_{Wasserphase} (0.00008) [mg/l]$$

mit:

$$K_{spm.Wasser} = f_{solid} (0.1) * [K_{p_susp} (100000 l/kg) / 1000] * RHO_{solid} (2500 kg/m^3) = 25000 m^3/m^3$$

$$Bulk-Dichte_{spm.wet} = 1150 [kg/m^3]$$

$$1000 = \text{Konversionsfaktor } m^3/kg \text{ zu } l/kg$$

$$UQN_{Wasserphase} = 0.00008 [mg/l]$$

Damit ist:

$$BK_{Sed.wet_weight} = 1.8 [mg/kg]$$

$$BK_{Sed.dry_weight} = 8.0 [mg/kg] \psi$$

Dieses Bewertungskriterium entspricht dem MPA-Wert (maximum permissible addition). Da für österreichische Sedimente keine Hintergrundkonzentrationen von Silber und seinen Verbindungen vorliegen, kann ein MPC-Wert (maximum permissible concentration) nur so abgeleitet werden, dass die Hintergrundkonzentration = Null gesetzt wird. Damit ist

$$MPC_{Sed.dry_weight} = 8 [\mu g/kg]$$

Dieser Wert sollte lediglich als vorläufiger Wert angesehen werden. Um eine tatsächlich belastbare Qualitätsnorm für das Kompartiment Sediment – bzw. Sedimentbewohner – zu verbessern, sollten weitere valide Studien mit benthischen Organismen durchgeführt werden. Solange dies nicht erfolgt ist, wird das abgeleitete Bewertungskriterium als tentatives Bewertungskriterium bezeichnet.

ψ Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Ein Bewertungskriterium kann nicht abgeleitet, da

- zwar Anreicherung in Muschel ($BCF_{\text{ber}} = 3.2$), aber keine Tendenz zur Anreicherung in Nahrungskette vorliegt

und insbesondere

- keine Daten zu $NOAEL_{\text{oral}}$ (Säuger, Vogel) vorhanden sind.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] E. van de Plassche et al.: Risk limits for boron, silver, titanium, tellurium, uranium and organosilicon compounds in the framework of EU Directive 76/464/EEC, RIVM report No. 601 501 005 (1999)
- [3] HSDB: hazardous Substances Database (<http://toxnet.nlm.nih.gov>)
- [4] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang

Berechnung von $\log K_{ow}$, $\log K_{oc}$ und BCF
unter Nutzung des Programmpaketes
EPI Suite v 3.12 (Dec 8, 2005)

Anmerkung:

Die folgenden Werte wurden mit Hilfe des Programmpaketes EPI Suite v 3.12 berechnet unter Eingabe der CAS-Nummer für elementares Silber

Log BCF (v2.15 estimate): 0.50

SMILES : [Ag]
CHEM : Silver
MOL FOR: Ag1
MOL WT : 107.87

----- Bcfwin v2.15 -----
Log Kow (estimated) : 0.23
Log Kow (experimental): not available from database
Log Kow used by BCF estimates: 0.23

Equation Used to Make BCF estimate:
Log BCF = 0.50

Correction(s): Value
Correction Factors Not Used for Log Kow < 1

Estimated Log BCF = 0.500 (BCF = 3.162)

Log Kow(version 1.67 estimate): 0.23

SMILES : [Ag]
CHEM : Silver
MOL FOR: Ag1
MOL WT : 107.87

TYPE	NUM	LOGKOW FRAGMENT DESCRIPTION	COEFF	VALUE
Frag	1	Miscellaneous Elements (Value Unknown)	0.0000**	0.0000
Const		Equation Constant		0.2290
NOTE		An estimated coefficient (**) used		

Log Kow = 0.2290

Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie

**Bewertungskriterien für die Schutzziele
Sedimentbewohner und Räuber**

Substanz-Datenblatt

Zink und seine Verbindungen

CAS-Nr. 7440-66-6

1. Dezember 2006

1 Stoffidentität

Gebrauchsname	Zink und seine Verbindungen
Verwendung	Verzinken, Legierungen, galvanische Elemente, Zn-Staubfarben, Reduktionsmittel und zur Erzeugung von Wasserstoff
CAS-Nummer	7440-66-6

2 Bewertungskriterien*

Schutzziel	Bewertungskriterium für Zink	Kommentar
pelagische Lebensgemeinschaft	MPC = UQN = 9.6 µg/l MPA = 8.6 µg/l (Hintergrundkonzentration = 1 µg/l) PNEC _{add, long-term} = 1.7 µg/l (gelöstes Zink)	diese Umweltqualitätsnorm wurde für Österreich bereits abgeleitet Zum Vergleich: PNEC _{add} , der auf der Basis der geometrischen Mittelwerte für NOECs nach EU-RAR abgeleitet wurde
benthische Lebensgemeinschaft	8 mg/kg ww 37 mg/kg dw 206 [mg/kg ww] 946 [mg/kg dw] 0.33 µg/l	basierend auf Tests mit Sedimentbewohnern basierend auf EP-Methode Konzentration _{add} in der Wasserphase basierend auf Tests mit Sedimentbewohnern
Räuber (Sekundärvergiftung)	-	nicht abgeleitet, da Trigger nicht erfüllt

*

Im Zusammenhang mit Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie wird von Umweltqualitätsstandards oder Umweltqualitätsnormen gesprochen. Um hier kenntlich zu machen, dass es sich um Vorschläge zur Bewertung handelt, die eine Orientierung hinsichtlich des Sediment- und Biotamonitorings ermöglichen, wird im folgenden von Bewertungskriterien gesprochen. Im Fall der Bezugnahme auf das Methodenmanual [1] sowie bereits abgeleiteten Normen wird von Umweltqualitätsnormen gesprochen.

3 Klassifizierung

Siehe österreichisches Datenblatt

4 Physikalische und chemische Eigenschaften

Siehe österreichisches Datenblatt

5 Fate und Verteilung in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Kommentar
log K _{ow}		nicht anwendbar, da Metallverbindung
Kp _{susp} (Festphase-Wasser Verteilungskoeffizient des suspendierten Materials)	110 m ³ /kg	alle Informationen sind dem EU-RAR [2] ohne weitere Kommentierung entnommen
Ksusp-water (Verteilungskoeffizient suspendiertes Material-Wasser)	27501 m ³ /m ³	alle Informationen sind dem EU-RAR [2] ohne weitere Kommentierung entnommen

6 Effektdaten (aquatische Umwelt)

Bei der Ableitung des Bewertungskriteriums für Sedimentbewohner wird sowohl auf den PNEC_{pelagische Lebensgemeinschaft} als auch auf die NOEC-Werte für Sedimentbewohner Bezug genommen.

a) Sedimentbewohner:

Gemäß EU-RAR [2] liegen für benthische Organismen lediglich 4 valide chronische Studien vor. Diese sind in der folgenden Tabelle wiedergegeben:

Spezies	NOEC-Wert
Oligochaeten, Tubifex tubifex	1100 mg/kg dw
Insekten, Chironomus tentans	850 mg/kg dw
Insekten, Chironomus tentans	610 mg/kg dw
Crustaceen, Hyallela azteca	74 mg/kg dw

Obwohl lediglich der NOEC-Wert von 850 mg/kg dw für Ch. tentans auf einem Life-Cycle-Test beruht, in dem alle relevanten toxikologischen Endpunkte (Überleben, Wachstum, Entwicklung) untersucht worden sind, zeigt die gesamte zur Verfügung stehende Information, dass H. azteca der empfindlichere Organismus ist. Von daher wird der niedrigste chronische NOEC für benthische Organismen von 74 mg/kg dw als Basis für die weiteren Ableitungen genutzt.

b) PNEC_{pelagische Lebensgemeinschaft}:

Siehe österreichisches Datenblatt.

Für die weitere Ableitung wird der Vorschlag für die Umweltqualitätsnorm (relevanter Stoff, Gruppe C) von

$$9.6 \mu\text{g/l (MPA} = 8.6 \mu\text{g/l)}$$

genutzt.

7 Effektdaten (für Kriterium Sekundärvergiftung)

Nach EU-RAR [2] liegt kein Hinweis auf ein Potential für Sekundärvergiftung vor, so dass das entsprechende Bewertungskriterium nicht abgeleitet wird. Studienergebnisse zur oralen chronischen Toxizität gegenüber Säugern oder Vögeln werden von daher nicht zusammengestellt.

8 Berechnung der Bewertungskriterien

8.1 Bewertungskriterium für Süßwasser (Wasserphase, Schwebstoff)

Der log $K_{p_{susp}}$ -Wert liegt bei 5.04. Von daher ist das Triggerkriterium erfüllt, das eine Berechnung des zur Umweltqualitätsnorm für die Wasserphase ($UQN_{Wasserphase}$) korrespondierenden Bewertungskriteriums für Schwebstoffe ($BK_{spm.Wasserphase}$) erforderlich macht. Die dafür einzusetzende Gleichung lautet laut TGDs:

$$BK_{spm.Wasserphase} = \frac{UQN_{Wasserphase} [9.6 \mu\text{g/l}]}{C_{spm} [15 \text{ mg/l}] * 10^{-6} [\text{kg/mg}] + K_{p_{susp}}^{-1} [(110004 \text{ l/kg})^{-1}]} = 399 \text{ mg/kg SPM dw}$$

$K_{p_{susp}}$ = Verteilungskoeffizient Festphase-Wasser im suspendierten Sediment
= 110004 l/kg

8.2 Bewertungskriterium für Sediment / Sedimentbewohner

a) Ableitung eines $BK_{add, Sediment}$ auf Basis Effektdaten für Sedimentbewohner

Nach EU-RAR liegen lediglich 4 verlässliche NOEC-Werte für Sedimentbewohner vor (siehe Kap. 6). Fasst man die Aussagen des EU-RAR zusammen, so kann folgendes festgestellt werden: Die Daten zeigen an, dass *H. azteca* eine der empfindlichsten benthischen Spezies ist. Entsprechende Feld- oder Mesokosmenstudien zeigen keine Toxizität bei Konzentrationen, die unterhalb des NOEC-Wertes für diese Spezies liegt. Diese Aussage sowie der Vergleich mit terrestrischen Toxizitätsdaten, wie sie im EU-RAR aufgeführt sind, rechtfertigen die Verwendung eines Assessmentfaktors von 2 auf den niedrigsten NOEC-Wert für benthische Spezies. Damit kann das Bewertungskriterium berechnet werden als:

$$BK_{add, Sediment} = 74 \text{ (mg/kg dw)} / \text{AF (2)} = 37 \text{ mg Zink / kg dw}$$

b) Ableitung eines $BK_{add, Sediment}$ auf Basis Effektdaten für pelagische Organismen und EP-methode

Neben der Ableitung eines Bewertungskriteriums auf Basis der Daten für Sedimentbewohner wird das entsprechende Kriterium zu Vergleichszwecken auch auf Basis der UQN für pelagische Organismen (bzw. der maximum permissible addition (MPA)) und unter Anwendung der EP-Methode bestimmt:

$$BK_{add, Sediment} [\text{mg/kg}] = \frac{K_{spm-Wasser} (27501) [\text{m}^3/\text{m}^3]}{\text{Bulk-Dichte}_{spm.wet} (1150) [\text{kg}/\text{m}^3]} * 1000 * MPA_{Wasserphase} (0.0086) [\text{mg/l}]$$

mit:

$$K_{\text{spm.Wasser}} = f_{\text{solid}} (0.1) * [K_{\text{p.susp}} / 1000] * \text{RHO}_{\text{solid}} (2500 \text{ kg/m}^3) = 27501 \text{ m}^3/\text{m}^3 [2]$$

$$\text{Bulk-Dichte}_{\text{spm.wet}} = 1150 \text{ [kg/m}^3\text{]}$$

1000 = Konversionsfaktor m^3/kg zu l/kg

$$\text{MPA}_{\text{Wasserphase}} = 0.0086 \text{ [mg/l]}$$

Damit ist:

$$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} = 206 \text{ [mg/kg ww]}$$

$$\text{BK}_{\text{add, Sediment}} = 946 \text{ [mg/kg dw]} \psi$$

Dieses Bewertungskriterium entspricht dem MPA-Wert (maximum permissible addition). Da für österreichische Sedimente keine Hintergrundkonzentrationen von Zink und seinen Verbindungen vorliegen, kann ein MPC-Wert (maximum permissible concentration) nur so abgeleitet werden, dass die Hintergrundkonzentration = Null gesetzt wird. Damit ist

$$\text{MPC}_{\text{Sed.dry_weight}} = 37 \text{ [mg/kg]} \text{ (Basis: Sedimentbewohner)}$$

$$\text{MPC}_{\text{Sed.dry_weight}} = 946 \text{ [mg/kg]} \text{ (Basis: pelagische Organismen, EP-Methode)}$$

Die Ergebnisse für beide Methoden sind recht unterschiedlich. Dabei ist sicherlich anzumerken, dass die EP-Methode gegenüber der direkten Testung Limitierungen hat, wie zum Beispiel:

- Es wird angenommen, dass die Bioverfügbarkeit, die Bioakkumulation und die Toxizität in unmittelbarem Zusammenhang mit der Porenwasserkonzentration stehen.
- Es wird angenommen, dass ein Gleichgewicht vorliegt zwischen der Chemikalie, die an das partikuläre Sediment sorbiert ist und die sich im Porenwasser befindet und dass dieses Gleichgewicht durch den Verteilungskoeffizienten beschrieben werden kann.
- Es wird angenommen, dass die Empfindlichkeiten von Sedimentbewohnern und pelagischen Organismen vergleichbar sind.

Zusammenfassend wird die Schlussfolgerung gezogen, dass das Bewertungskriterium abgeleitet auf Basis der Toxizität gegenüber Sedimentbewohnern präsentiert wird, also:

$$\text{MPC}_{\text{Sed.dry_weight}} = 37 \text{ [mg/kg]}$$

8.3 Bewertungskriterium für Sekundärvergiftung

Nach EU-RAR [2] liegt kein Hinweis auf ein Potential für Sekundärvergiftung vor, so dass das entsprechende Bewertungskriterium nicht abgeleitet wird.

^ψ Die TGDs definieren feuchtes suspendiertes Sediment als 90% vol/vol Wasser und 10% vol/vol feste Bestandteile. Das ergibt eine Dichte von $(0.9 \times 1) + (0.1 \times 2.5) = 1.15 \text{ kg/l}$. Das Trockengewicht der festen Bestandteile ist von daher 0.25 kg (pro Liter feuchtes spm) und das Verhältnis feucht : trocken ist $1.15/0.25 = 4.6$.

Literatur:

- [1] Manual of the Methodological Framework Used to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances of the Water Framework Directive. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, 15 November 2004, Available at the internet-site of the European Commission: http://europa.eu.int/comm/environment/water/water-danger-sub/pri_substances.htm
- [2] EU-RAR, European Union Risk Assessment Report. Zinc metal, CAS-No.: 7440-66-6, Part I Environment, Draft Report of February 9th, 2004
- [3] Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EEC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the ECB: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>



[lebensministerium.at](https://www.lebensministerium.at)