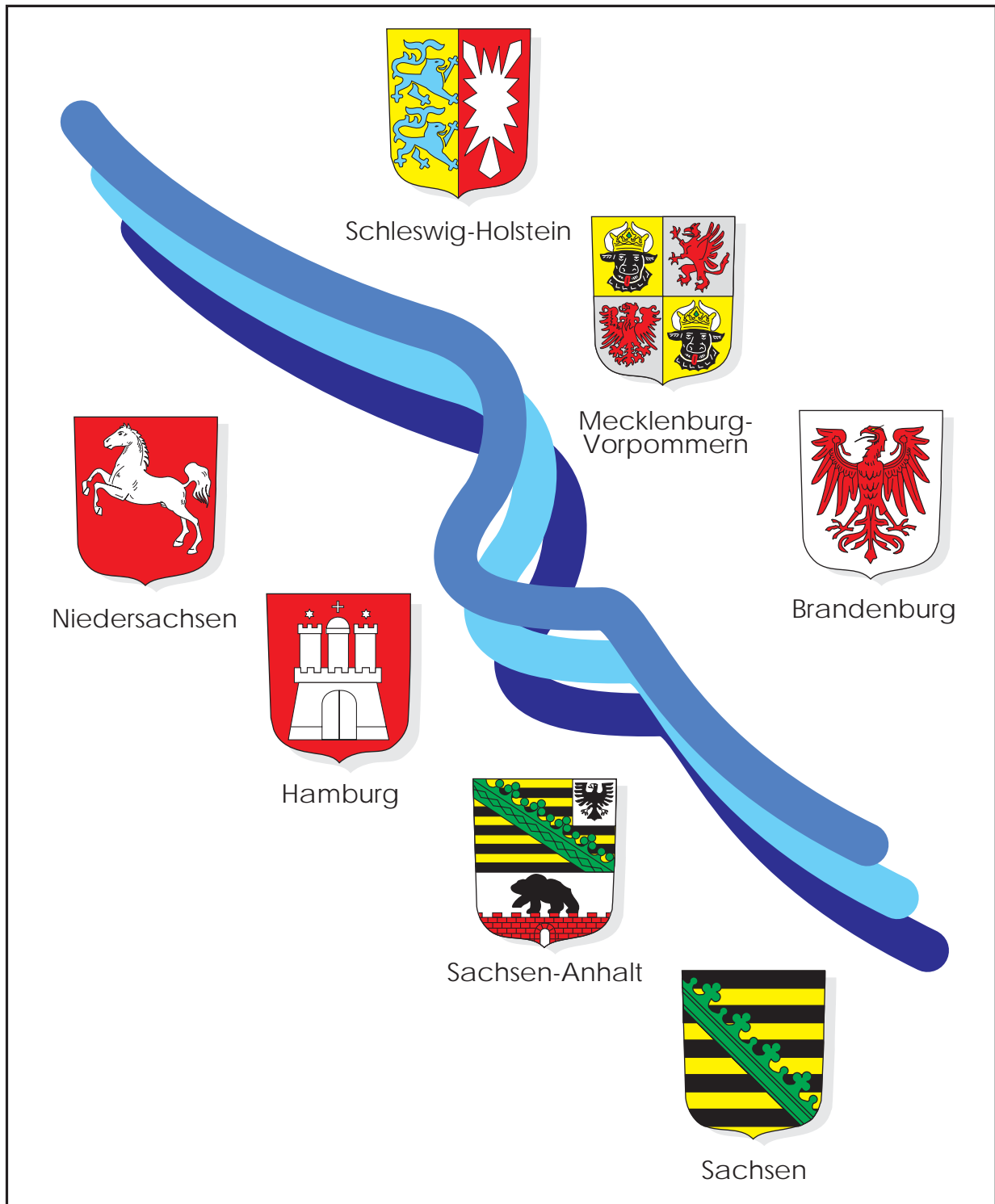


Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe



Schadstoffüberwachung der Elbe
mit der Fischart Brassen
(*Abramis brama* L.)

- Ein Klassifizierungssystem -

2000

Schadstoffüberwachung der Elbe mit der Fischart Brassen
(*Abramis brama* L.)

- Ein Klassifizierungssystem -

Ministerium für Landwirtschaft,
Umweltschutz und Raumordnung
des Landes Brandenburg
Heinrich-Mann-Allee 103
14473 Potsdam

Umweltbehörde Hamburg
Billstraße 84
20539 Hamburg

Ministerium für Bau, Landesentwicklung und
Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern
Schloßstraße 6 - 8
19053 Schwerin

Niedersächsisches Umweltministerium
Archivstraße 2
30169 Hannover

Sächsisches Staatsministerium
für Umwelt und Landwirtschaft
Wilhelm-Buck-Straße 2
01097 Dresden

Ministerium für Raumordnung
und Umwelt
des Landes Sachsen-Anhalt
Olvenstedter Straße 4
39108 Magdeburg

Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten
des Landes Schleswig-Holstein
Mercatorstraße 1 - 3
24106 Kiel

Bearbeitet:

Dipl.-Biol. Hans-Joachim Krieg
Hydrobiologische Untersuchungen
und Gutachten - HUuG
Pinneberger Weg 2
25499 Tangstedt

Dipl.-Biol. Thomas Gaumert
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

Aufgestellt:

Prof. Dr. Heinrich Reincke
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

Vorwort

Mit dem erstmals vorliegenden Klassifizierungssystem für die elbespezifische Schadstoffbelastung in der Muskulatur von Elbebrassen (*Abramis brama* L.) wird nach dem bereits 1998 veröffentlichten Klassifizierungssystem für die elbespezifische Schadstoffbelastung im Weichkörper der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha* P.) für das Kompartiment "Biota" ein weiteres benutzerfreundliches und aussagefähiges Verfahren vorgestellt, mit dem die Befunde des Schadstoffbiomonitorings realistisch eingestuft werden können. Damit wird ein wichtiger Beschluss der 11. Elbeministerkonferenz vom Juli 1998 umgesetzt, in dem die ARGE ELBE der künftigen Entwicklung bezüglich der kommenden EU-Wasserrahmenrichtlinie bereits Rechnung trägt.

Geschäftsleiter der Wassergütestelle Elbe

A handwritten signature in black ink, reading "Heinrich Reincke". The signature is written in a cursive, flowing style with a large initial 'H'.

Prof. Dr. Heinrich Reincke

INHALTSVERZEICHNIS

Seite

1.	Einleitung	1
2.	Material und Methode	2
2.1	Fangplätze der Brassen	2
2.2	Liste der umweltrelevanten Schadstoffe	3
2.3	Statistik	4
3.	Ergebnisse und Diskussion	4
3.1	Hintergrundbelastung	4
3.1.1	Schwermetalle in der Muskulatur der Brassen (<i>Abramis brama</i> L.)	4
3.1.2	Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe und Nitromoschus-Duftstoffe in der Muskulatur der Brassen (<i>Abramis brama</i> L.)	8
3.2	Festlegung der Belastungsklassen	10
3.3	Übertragung der Schadstoffgehalte in der Muskulatur der Brassen (<i>Abramis brama</i> L.) auf die Belastungsklassen	13
3.3.1	Schwermetalle	13
3.3.2	Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe und Nitromoschus-Duftstoffe	15
4.	Zusammenfassung	20
5.	Ausblick	21
6.	Literatur	23
	Anlagen	25
	Graphische Darstellung der Belastungssituation	
	Anhang	29
	Tabellen	
	A.1.1 – A.1.3	
	A.2.1 – A.2.2	

TABELLENVERZEICHNIS

Seite

Tabelle 1: Vorstufe der Hintergrundbelastung mit Schwermetallen in der Muskulatur von Brassen (<i>Abramis brama</i> L.)	5
Tabelle 2: Abgeleitete Hintergrundbelastung (Referenzzustand) für Schwermetalle in der Muskulatur von Brassen (<i>Abramis brama</i> L.)	8
Tabelle 3: Die Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten der ausgewählten organischen Kohlenwasserstoffe	9
Tabelle 4: Abgeleitete Hintergrundbelastung (Referenzzustand) für organische Schadstoffe in der Muskulatur von Brassen (<i>Abramis brama</i> L.)	10
Tabelle 5: Definition und farbige Darstellung der Belastungsklassen	10
Tabelle 6: Elbespezifische Belastungsklassen für Schwermetalle – bezogen auf die Metallgehalte in der Muskulatur von Brassen (<i>Abramis brama</i> L.)	12
Tabelle 7: Elbespezifische Belastungsklassen für Kohlenwasserstoffe – bezogen auf die Xenobiotika-Rückstände in der Muskulatur von Brassen (<i>Abramis brama</i> L.)	13
Tabelle 8: Einstufung der durchschnittlichen Schwermetallgehalte in der Muskulatur der Brassen (<i>Abramis brama</i> L.) nach Belastungsklassen (Stand: 1994)	14
Tabelle 9: Einstufung der durchschnittlichen Kohlenwasserstoffgehalte in der Muskulatur der Brassen (<i>Abramis brama</i> L.) nach Belastungsklassen (Stand: 1994)	16
Anhang: Tabellen A.1.1 bis A.2.2	

Schadstoffüberwachung der Elbe mit der Fischart Brassen (*Abramis brama* L.)

Entwicklung eines Klassifizierungssystems der elbespezifischen Schadstoffbelastung im Muskelfleisch dieser Fischart

1. Einleitung

Der Brassen¹ ist eine Fischart, die sowohl in Seen als auch Fließgewässern (Brassenregion) verbreitet ist. Im Längsprofil der Elbe kommen individuenstarke Brassenpopulationen von der Oberen Elbe über die Mittel-elbe bis in die Brackwasserzone der Tideelbe vor (ARGE ELBE, 1995). Das Tier ist im Gegensatz zu Wanderfischen (Meerforelle, Aal, Stint u. a.) relativ standorttreu, so dass die festgestellten Schadstoffgehalte im Fisch als repräsentativ für die mittelfristige Belastung im Umfeld des Fangplatzes gelten können (ARGE ELBE, 1996). Markierungsexperimente von LÜHMANN et al. (1962) mit Elbebrassen im Bereich der Mittleren Elbe lassen den Schluss zu, dass diese Tierart einen Aktionsradius von rd. 20 km aufweist.

In den Jahren 1979 - 1980 wurden Brassen zwischen Schnackenburg und Glückstadt für eine gezielte Analyse auf verschiedene Schwermetalle und Chlorkohlenwasserstoffe gefangen. Vorrangiges Ziel der damaligen ARGE-ELBE-Untersuchung war die Eignung des Weißfisches als Bioindikator zur Darstellung der Schadstoffbelastung in der Elbe (beschränkt auf das einstige Hoheitsgebiet der BRD). Die Ergebnisse sind in zwei Sonderberichten der Länderarbeitsgemeinschaft veröffentlicht (ARGE ELBE, 1980, 1982). Inzwischen gilt der Brassen in der gesamten Republik als „Monitoring-Fisch“.²

Nach der Wiedervereinigung wurde ein weiteres Sondermessprogramm mit dem Brassen durchgeführt. Der Brassen wurde an 10 Fangplätzen im bundesdeutschen Elbelängsschnitt 1994 befischt: An zwei Stationen in der Oberen Elbe, an drei Fangstellen in der Mittel-elbe und an fünf Fangorten in der Tideelbe. Die Befunde wurden hinsichtlich regionaler Belastung und Vermarktungsfähigkeit dargestellt (ARGE ELBE, 1996).

In dem vorliegenden Bericht werden ausnahmslos die Schadstoffgehalte der Brassenfänge der Elbe des Jahres 1994 ausgewertet. Zur Festlegung der Hintergrundbelastung (Referenzstandard) des Bewertungssystems wurden Brassen aus voraussichtlich gering belasteten Gewässern berücksichtigt (vgl. Kap. 2).

Ziel der Datenauswertung ist eine Klassifizierung, welche die regionalspezifische Kontamination im Muskelfleisch der Elbe-Brassen widerspiegelt. Unter Bezugnahme auf die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (Entwurfssfassung der EU-WRRL v. Juli 1999) ist das Bewertungssystem fünfstufig aufgebaut, gegliedert in fünf Belastungsklassen – analog von „sehr gut“ bis hin zu „schlecht“. Die Einteilung der Klassen beruht primär auf der ortsspezifischen Belastung der Fische. Die Trennung zwischen oberer und unterer Klassen-

¹ Trivialnamen auch Blei oder Brachsen

² Aufgrund vielfältiger Eigenschaften ist der Brassen als Probenart für limnische Ökosysteme qualifiziert und in der Standardartenliste der Umweltpollenbank des Bundes registriert (UBA, 1994)

grenze stützt sich im Wesentlichen auf Ähnlichkeitsanalysen der Datensätze im Elbe-Längsprofil.

Ein ähnliches Verfahren liegt der WASSERGÜTESTELLE ELBE für die elbespezifische Schadstoffbelastung im Weichkörper der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* vor (ARGE ELBE, 1998).

2. Material und Methode

In Analogie zur Umweltprobenbank des Bundes fiel die Wahl der anthropogenen Hintergrundbelastung in den Brassens prinzipiell auf den Belauer See³. Die Analyse stützte sich auf 15 etwa gleich große und schwere Tiere, gefangen am 15.02.1996. Weitere Ergebnisse verschiedener Fangplätze, wie der Flögelner See bei Bremervörde, das Große Meer bei Emden und der Bodstedter Bodden³, wurden zur Festlegung einzelner Referenzwerte herangezogen (vgl. Tabellen A.1.1-2 und A.2.1). Die zwei letztgenannten Untersuchungen basieren auf einem eng begrenzten Probenumfang von fünf bzw. vier Brassens und datieren aus 1996. Die Befunde aus dem Flögelner See beruhen dagegen auf drei Mischproben von jeweils 10 Tieren, gefangen im Januar 1999.

Der Elbe lagen die Daten der Brassenfänge aus dem Jahr 1994 zugrunde. Aus einem Satz von 30 Brassens je Fangort wurden jeweils 15 Fische mit übereinstimmenden Längen und Gewichten auf ihre Schadstoffgehalte analysiert. Nähere Angaben zur Altersstruktur der Brassens sowie ihrer Längen, Gewichte und Fettgehalte (Muskulatur) sind in ARGE ELBE (1996) veröffentlicht.

2.1 Fangplätze der Brassens

Referenzgewässer

Belauer See ⁴	(Bornhöveder Seengebiet - Schleswig-Holstein)
Großes Meer ⁴	(Emden - Niedersachsen)
Flögelner See ⁵	(Bremervörde – Niedersachsen)
Bodstedter Bodden ⁴	(Darß-Zingster Boddengewässer)

Obere Elbe⁶

Hafen Prossen	(Elbestromkilometer 13)
Winterhafen Meißen	(Elbestromkilometer 83)

Mittlere Elbe⁶

Klößen/Gallin	(Elbestromkilometer 205)
Wahrenberg	(Elbestromkilometer 458)
Gorleben	(Elbestromkilometer 492)

Tideelbe⁶

Moorburg	(Elbestromkilometer 618)
Mühlenberger Loch	(Elbestromkilometer 634)
Fährmannssand	(Elbestromkilometer 645)
Haseldorfer Binnenelbe	(Elbestromkilometer 655)
Glückstadt	(Elbestromkilometer 675)

³ auch Datenursprung für die Schadstoffbelastung von Brassens der Umweltprobenbank des Bundes

⁴ Brassenfänge aus 1996

⁵ Brassenfänge aus 1999

⁶ Brassenfänge aus 1994

2.2 Liste der umweltrelevanten Schadstoffe

Wie vereinbart sind folgende Leitsubstanzen in das Klassifizierungssystem zur Schadstoffbelastung der Brassen aufgenommen worden:

Schwermetalle

- Blei (Pb)
- Cadmium (Cd)
- Kupfer (Cu)
- Quecksilber (Hg)

Unpolare, schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (SCKW)

Pestizide:

- Hexachlorcyclohexan (HCH)-Isomere
 - α -HCH
 - γ -HCH (= LINDAN®)
- Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT)-Metaboliten
 - pp'-Dichlordiphenyldichlorethen (-DDE)
 - pp'-Dichlordiphenyldichlorethan (-DDD)
- Toxaphen (Camphechlor)
 - Toxaphen Kongener Nr. 26

chlororganisch-technische Mikroverunreinigungen:

- Hexachlorbenzol (HCB)
- Octachlorstyrol (OCS)
- polychlorierte Biphenyle (PCB)
 - PCB-Kongener Nr. 101
 - PCB-Kongener Nr. 138
 - PCB-Kongener Nr. 153
 - PCB-Kongener Nr. 180
 - PCB-Kongener Nr. 194

Synthetische, aromatische Nitromoschus-Duftstoffe

- Moschus-Xylol
- Moschus-Keton

Nach Durchsicht, der von der WASSERGÜTESTELLE ELBE zur Verfügung gestellten Messdaten, erwies es sich als adäquat, das Toxaphen Kongener Nr. 26 nicht in das Klassifizierungssystem aufzunehmen, da dieses Pestizid in den Brassen so gut wie nicht nachgewiesen worden ist. Bis auf zwei Ausnahmen⁷ lagen die Analysenwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG: 1 µg/kg Fett).

Analog gering war die Belastungshöhe mit pp'-DDT, β - und δ -HCH sowie die der Cyclodiene in den Brassen. (Stichproben bis auf wenige Ausnahmen < BG; Mittelwerte immer unter den stoffspezifischen Bestimmungsgrenzen). Offensichtlich sind diese Kontaminanten für die Brassenbestände der Elbe unbedeutend; demzufolge fanden sie keine Berücksichtigung.

⁷ Gorleben und Moorburg in Einzelproben rd. 20µg/kg Fett; berechneter Mittelwert jeweils < 1µg/kg Fett (< BG)

In der Gruppe der Polychlorbiphenyle sind die Kongenere PCB Nr. 28 (+31) und 52 nicht ausgewertet worden. Im Gegensatz zu den höher substituierten Chlorbiphenylen werden die Tri- bis Tetrachlorbiphenyle durch körpereigene Enzymsysteme (MFO: Mischfunktionelles Oxygenase-System) leichter metabolisiert (WEIGELT, 1984; ERNST et al., 1985). Aufgrund ihrer vergleichsweise höheren Wasserlöslichkeit bleiben diese Kongenere zudem länger in Lösung und zeigen infolgedessen eine weite Streuung über ein großes Gebiet (BURKHARD et al., 1985). Dadurch wird zwangsläufig die regionale Zuordnung erschwert.

2.3 Statistik

Die statistische Überprüfung der Daten erfolgte unter Verwendung des Softwareprogramms STATEASY von LOZAN (1994). Getestet wurde auf mögliche Mittelwertdifferenzen zwischen den Datenkollektiven der einzelnen Referenzgewässer; vor allem die Stoffgruppen DDT-Metabolite und PCB Kongenere. Außerdem wurden die Fischkollektive auf Ausreißer geprüft. Zur Klassifizierung sämtlicher lokaler Schadstoffgehalte in der Brassenmuskulatur wurden multivariate Analysenverfahren angewendet. Grundsätzlich basiert die Trennung zwischen zwei Klassen bzw. die Festlegung einer substanzspezifischen oberen oder unteren Klassengrenze auf der Zusammenfassung von ähnlichen Proben zu Gruppen mit untereinander maximaler Unähnlichkeit. Diese Berechnungen wurden mit Hilfe der Software COMM durchgeführt, entwickelt von PIEPENBURG & PIATKOWSKI (1994). In einem ersten Schritt berechnet das Programm aus dem Rohdatensatz eine Ähnlichkeitsmatrix (Trellisdiagramm), auf die es dann zugreift und eine Clusteranalyse erstellt.

Als quantitative Ähnlichkeitsindizes wurden die Canberra-Metrik und die Euklidische Distanz berechnet. Der Vorzug wurde der Euklidischen Distanz gegeben, da dieser Index durch seinen exponentiellen Aufbau, Extremwerte besser berücksichtigt als die Canberra Metrik. Geclustert wurde mittels des „complete linkage-Verfahrens (furthest neighbour). Aus eigener Erfahrung hat sich gezeigt, dass dieser Cluster-Algorithmus für ökologische Fragestellungen gute Ergebnisse erbringt, da er eher zur Bildung kleiner Gruppen tendiert. Im Gegensatz zu anderen Algorithmen können „schlecht“ getrennte Gruppen aufgedeckt werden. Die Clusterung der Probenmatrizen mit weiteren agglomerativen Verfahren erbrachte allerdings keine wesentlich unterschiedlichen Ergebnisse (u. a. single linkage-Verfahren = nearest neighbour).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Hintergrundbelastung

Maßstab für den Referenzzustand sind generell die Schadstoffgehalte der dem Belauer See (Bornhöveder Seengebiet) entnommenen Brassenproben. Darüber hinaus sind Brassenfänge aus dem Bodstedter Bodden (auch Probenahmegebiet der Umweltprobenbank des Bundes), dem Großen Meer bei Emden und dem Flögelner See im Einzelfall ausgewertet worden.

3.1.1 Schwermetalle in der Muskulatur der Brassen (*Abramis brama* L.)

Von WACHS (1991, 1993, 1994, 1996) sind für verschiedene Kompartimente der mitteleuropäischen Fließgewässer metallspezifische Klassifizierungstabellen aufgestellt worden. Zur Ermittlung der Belastungsquelle für Sedimente (Feinschlamm) und Schwebstoffe wurde von WACHS (1991, 1993) die Geoakkumulation herangezogen. Die Bezugsgrößen für benthische Organismen und Fische ermittelte WACHS (1990, 1991, 1993, 1996) aus langjährigen Daten-

reihen freilebender Populationen unter Berücksichtigung der Bioakkumulation und ökotoxikologischer Bezüge.

In Freilandgewässern überwiegt die Schwermetallanreicherung im Fischkörper über das Medium Wasser. Bei Fischen findet eine kontinuierliche Aufnahme bevorzugt über die Kiemen statt, in untergeordnetem Maße auch über die Hautoberfläche (Bioakkumulation). Im Gegensatz zu Laborversuchen spielt eine Anreicherung durch die Nahrungsaufnahme (Biomagnifikation) bei wildlebenden Populationen eine unwesentliche Rolle (WACHS, 1996). Näheres über die Transportprozesse der Kontaminanten in den Fischen ist in einer Veröffentlichung der ARGE ELBE (1996) zusammenfassend dargestellt. Darüber hinaus ist in der Publikation eine Kurzbeschreibung der Schadstoffe zu finden, einschließlich der organischen Verbindungen.

Die Bestimmung der Hintergrundbelastung - als Ausgangsgröße für das Ordnungsschema - wurde dementsprechend an freilebenden Brassenpopulationen aus natürlichen, unbelasteten Gewässern realisiert (vgl. Kap. 2.1). Im Anhang sind die jeweiligen Einzelwerte und die statistischen Parameter aufgelistet (Tabelle A.1.1-2).

Für das Schwermetall Quecksilber (Hg) standen über das Probenkollektiv Belauer See hinaus (n = 15 Brassen) zwei weitere Datensätze zur Verfügung:

Bodstedter Bodden (n = 4 Brassen) und Großes Meer (n = 5 Brassen)

Aus den o. g. Kollektiven wurde der Mittelwert für Quecksilber berechnet. Da sich die Mittelwertabweichungen der drei Probenumfänge als zufällig erwiesen⁸, konnte demzufolge für Quecksilber auch ein gemeinsamer Datensatz mit n = 24 Brassen gebildet werden. Durch die Analyse eines größeren Fischkollektivs wird die breite Streuung der Konzentrationen in der Brassenmuskulatur zumindest für dieses Metall besser berücksichtigt. Die Variabilitätskoeffizienten der weiteren Schwermetalle waren allerdings wesentlich kleiner (Cd rd. 50%; Cu rd. 20%; Pb keine Berechnung möglich, da Gehalte i. d. R. < BG).

Nach Auswertung der vorliegenden Schwermetallbefunde entsprechen die Basiswerte für die elementspezifische Hintergrundbelastung in der Brassenmuskulatur den in Tabelle 1 genannten **Mittelwerten**. Analog WACHS (u. a. 1996) liegt der Betrachtung das arithmetische Mittel zugrunde.

Die Bleikonzentrationen in der Brassenmuskulatur lagen grundsätzlich unter der Bestimmungsgrenze, so dass auf die Darstellung als arithmetisches Mittel verzichtet wurde. Statt dessen ist für Blei (Pb) das 3. Quartil⁹ als Basiswert eingesetzt worden und anstelle der Standardabweichung ($\pm s$) der maximale Extremwert.

Tab. 1: Vorstufe der Hintergrundbelastung mit Schwermetallen in der Muskulatur von Brassen (*Abramis brama* L.)

Angaben bezogen auf Frischsubstanz der Fischmuskulatur

Element		Cd	Pb	Hg	Cu
Mittelwert $\pm s$	[$\mu\text{g}/\text{kg}$]	$0,34 \pm 0,19$	$1 \pm (5)$	29 ± 21	239 ± 41
Anzahl Brassen		15	15	24	15

⁸ Die Hg-Gehalte der Fischkollektive wurden auf mögliche Mittelwertdifferenzen geprüft. Da die Stichprobenbesetzung für die Probenorte Großes Meer und Bodstedter Bodden sehr gering war, wurde eine Normalverteilung der Daten von vornherein ausgeschlossen und demzufolge mit dem parameterfreien H-Test geprüft (Irrtumswahrscheinlichkeit 1%)

⁹ 3. Quartil gleich dem Wert, unter dem 75% der Beobachtungen liegen

Im Allgemeinen ist es üblich, die berechneten Mittelwerte mit unterschiedlichen Faktoren zu beaufschlagen, um die große Streubreite der einzelnen Metallgehalte bei gering(er) besetzten Probenumfängen zu kompensieren. Allerdings kann bei sehr umfangreicher Datenbasis darauf verzichtet werden (WACHS, 1996).

Beispielsweise multipliziert MÜLLER (1979) den Backgroundwert mit 1,5, um so natürliche Schwankungen und geringe anthropogene Hintergrundbelastungen auszugleichen. GUNKEL & MAST (1990) geben der "Vier-Sigma-Regel" den Vorzug. Darüber hinaus ist die Beaufschlagung mit der zweifachen Standardabweichung (+ 2s) durchaus üblich.

Da die Struktur des Klassifizierungsschemas über den Background abgeglichen wird, ist eine Minimierung des unteren Grenzwertes bzw. der Ausgangsbelastung anzustreben. Die "Vier-Sigma-Regel" scheidet von vornherein aus, da die Stichproben der Referenzen auf Ausreißer getestet wurden¹⁰. Die Aufstockung um die zweifache Standardabweichung widerspricht dem Ansatz, den Referenzzustand so niedrig wie möglich zu halten. Aufgrund dieser Überlegungen werden die Mittelwerte (vgl. Tabelle 1) um die einfache Standardabweichung nach oben korrigiert, d. h. **Mittelwert plus 1s = Basiswert** (vgl. Tabelle 2). Dieser Kompromiss ist sicherlich vertretbar, da die korrigierten Daten zwischen > 80 und 100% aller Einzelproben (Referenzen) abdecken.

Zur Formulierung der Höhe des Referenzzustandes werden außerdem **Wichtungsfaktoren** zur Limnotoxizität der einzelnen Schwermetalle in die Berechnung einbezogen. Die abgeleiteten Faktoren beruhen auf einer Zusammenstellung von WACHS (1994). Der etwaige Verlauf der Toxizitätsreihe bei Fischen für die bewerteten Schwermetalle stellt sich danach wie folgt dar:

$$\begin{array}{c} \text{Quecksilber (Hg) > Cadmium (Cd) > Kupfer (Cu) > Blei (Pb)} \\ \text{Zunahme} \quad \longleftarrow \quad \text{Toxizität} \quad \longrightarrow \quad \text{Abnahme} \quad (1) \end{array}$$

Mit Bezug auf das aquatische Ökosystem hat WACHS (1994) die drei Schwermetalle Hg, Cd und Cu als "sehr toxisch" (Toxizitätsklasse I) und Pb als "kritisch toxisch" (Toxizitätsklasse II) eingestuft. Die Toxizitätsabstufung nach (1) deckt sich darüber hinaus sehr gut mit den metallspezifischen Anreicherungsfaktoren (BCF) in der Fischmuskulatur. Da freilebende Fische Schwermetalle nicht über den Pfad der Nahrungsaufnahme akkumulieren, sind die BCF verhältnismäßig gering. Für die einzelnen Elemente ergibt sich nach WACHS (1996) folgende topologische Reihung in der Fischmuskulatur:

$$\begin{array}{c} \text{Quecksilber (Hg) >>> Cadmium (Cd) \approx Kupfer (Cu) > Blei (Pb)} \\ \text{Zunahme} \quad \longleftarrow \quad \text{BCF} \quad \longrightarrow \quad \text{Abnahme} \quad (2) \end{array}$$

Im Einzelnen nennt WACHS (1996) für Hg einen BCF von 8.000, für Cd und Cu von 200 und für Blei von 100.

Das sehr hohe Anreicherungsvermögen des Hg sowie dessen ausgeprägte Giftigkeit verdeutlichen seine Umweltrelevanz. Die hohen Rückstände in der Gewebematrix sind auf die organische Bindungsform als Methylquecksilber zurückzuführen. Da das Molekül fettlöslich und

¹⁰ Prüfung der Kollektive auf Ausreißer nach NALIMOV

flüchtig ist, durchdringt es leicht biologische Membranen sowie Grenzflächen und wird de facto quantitativ im Organismus aufgenommen (FATHI & LORENZ, 1980). Die Lipophilie der Verbindung führt besonders im Fettgewebe und im Zentralnervensystem zur Anreicherung. Die biologische Halbwertszeit von Methylquecksilber soll bei Fischen zwischen 1 und 3 Jahren liegen (McKIM et al., 1976; loc. cit. WACHS, 1996).

Anhand der vorgenannten topologischen Zusammenstellungen nach (1) und (2) sowie der ökosystemaren Toxizitätseinstufung sind die Wichtungsfaktoren (F_{SM}) wie folgt gebildet worden: Blei, das Element mit der relativ geringsten **Giftigkeit**, wurde mit einem Zahlenwert von 1 belegt. Für die weiteren Metalle ist entsprechend der Toxizitätszunahme der Wert in geometrischer Reihung nach 2^{n-1} erhöht worden¹¹, d. h. Cu mit 2, Cd mit 4 und Hg mit 8. Analog wurden die Stellung der Metalle in den **Toxizitätsklassen** bewertet, d. h. Pb mit 4 und die drei anderen Schwermetalle mit 8. Die Absolutzahlen werden aufsummiert und durch 2 dividiert, so dass sich als Zwischenresultat folgende Wertzahlen ergeben:

$$\text{Hg} = 8 \quad \text{Cd} = 6 \quad \text{Cu} = 5 \quad \text{Pb} = 2,5$$

In einem letzten Schritt ist die jeweilige Höhe der **BCF** in dem Sinne berücksichtigt worden, dass Hg aufgrund seiner hohen Anreicherung mit einem Extrapunkt belegt wird, Cd und Cu unverändert bleiben, und der Zahlenwert für Pb wegen des kleinsten BCF nach unten abgerundet wird. Demzufolge ergeben sich nachfolgende **Wichtungsfaktoren** ($= F_{SM}$):

Quecksilber (Hg)	= 9
Cadmium (Cd)	= 6
Kupfer (Cu)	= 5
Blei (Pb)	= 2

Die Wichtungsfaktoren fließen nun zusammen mit den nach oben korrigierten Mittelwerten in die Berechnung der elementspezifischen **Hintergrundbelastung** ein:

$$\text{HGB}_{SM} = \text{BW} [1 - (F_{SM} / 10)] \quad (3)$$

HGB_{SM} = metallspezifische Hintergrundbelastung

BW = Basiswert (Mittelwert plus Standardabweichung)

F_{SM} = metallspezifischer Wichtungsfaktor

Durch diese Berechnungspraxis gehen in die Bewertung des Referenzzustandes (HGB_{SM}) nicht nur die regionalen Immissionsdaten im Muskelfleisch der Brassen mit ein, sondern mit der Einbeziehung substanzspezifischer Wichtungsfaktoren finden die Aspekte Limnotoxizität und Bioakkumulation ebenfalls ihre notwendige Beachtung. In Tabelle 2 ist die entsprechende Hintergrundbelastung als Ausgangsstufe für das Klassifizierungssystem Schwermetalle dargestellt. Bei Vergleich der vorstehenden Daten mit den Zahlenangaben nach WACHS (1996) zur Ökobilanzbewertung der Schwermetallbelastung von Fließgewässern anhand der Metallgehalte in der Fischmuskulatur, ist festzustellen, dass die berechneten Hintergrundkonzentrationen (analog Belastungsklasse I nach WACHS, 1996) in der Größenordnung gut übereinstimmen.

¹¹ Diese Praktik folgt der grundlegenden Beobachtung, dass in der Natur Auswirkungen erst erkennbar werden, wenn sich die Konzentrationen verdoppeln (LWA, 1986)

Tab. 2: Abgeleitete Hintergrundbelastung (Referenzzustand) für Schwermetalle in der Muskulatur von Brassen (*Abramis brama* L.)

Angaben bezogen auf Frischsubstanz der Fischmuskulatur

Element		Cd	Pb	Hg	Cu
arithmetisches Mittel x_M	[$\mu\text{g} / \text{kg}$]	0,34	1	29	239
Basiswert (= $x_M + 1s$)	[$\mu\text{g} / \text{kg}$]	0,53	6	50	280
Hintergrundbelastung s_M	[$\mu\text{g} / \text{kg}$]	0,21	4,8	5	140

Nur hinsichtlich der Einstufung von Kupfer ergeben sich deutliche Unterschiede. Danach ist die Ausgangsbelastung der Brassen des Belauer Sees um den Faktor 10 höher als in der Donau (bezogen auf die Konzentrationen in der Muskulatur). Allerdings ist im letzten Fall kein Artbezug getroffen worden, da WACHS (1996) als gegeben annimmt, dass aufgrund der Aufnahmekinetik und Akkumulation in der Fischmuskulatur eine artgebundene Differenzierung außer Acht gelassen werden kann.

3.1.2 Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe und Nitromoschus-Duftstoffe in der Muskulatur der Brassen (*Abramis brama* L.)

Der **natürliche** Hintergrundwert für Xenobiotika (= naturfremde Stoffe) sollte entsprechend seinem Charakter gleich "null" sein. Grundsätzlich könnte also dieser Bezug als Basis dienen (vergl. GAUMERT, 1990, BAKKER, 1994). Da es so gut wie keinen unkontaminierten Ort auf der Erdoberfläche gibt (u. a. BUCHERT et al., 1982; ACKER 1986), ist es allerdings realistischer, die **anthropogene** Hintergrundbelastung zu ermitteln und analog Kap. 3.1.1 als Referenz einzusetzen.

Zur Festlegung der anthropogenen Hintergrundbelastung, als Standard für die weitere Bewertung des Elbe-Raumes mit naturfremden, organischen Verbindungen, dient das aus dem Belauer See (Bornhöveder Seengebiet), dem Großen Meer (Emden) und dem Flögelner See (Bremervörde) gewonnene Datenmaterial. Im Anhang sind die jeweiligen Einzelwerte der Brassenfänge der Jahre 1996 und 1999 so wie die statistischen Parameter aufgelistet (Tabelle A.2.1).

Die Schadstoffgehalte der DDT-Metaboliten und der PCB Kongenere in der Muskulatur der Brassen aus dem Belauer See lagen jedoch auf einem mit der Elbe vergleichbar hohem Niveau. Zur Ermittlung eines anthropogen unbelasteten Referenzzustandes waren sie somit untauglich. Infolgedessen sind für die Bewertung dieser chlororganischen Verbindungen die Daten der Brassenfänge aus dem Großen Meer und dem Flögelner See zugrunde gelegt worden.

Die Datenkollektive wurden auf mögliche Mittelwertabweichungen geprüft¹². Für die Substanzen pp'-DDE und die PCB Kongenere 101, 138, 153 & 180 waren die Differenzen zwischen Belauer See und Großes Meer/Flögelner See signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit 1%). Demzufolge wurden als Ausgangswerte für die Hintergrundbelastung ausschließlich die Daten der beiden letztgenannten Gewässer eingesetzt (n = 35). Die Messwerte für pp'-DDD konnten dagegen gleichbehandelt werden, da sich die Unterschiede als zufällig erwiesen. Nach Prüfung auf Ausreißer¹³ (n = 50) ist ein Datensatz mit n = 48 Besetzungen gebildet und daraus der Mittelwert berechnet worden; genauso für HCB, allerdings ohne Ausreißer (n=50).

¹² Da die Stichprobenbesetzung für den Probenort Großes Meer sehr gering war, wurde eine Normalverteilung der Daten von vornherein ausgeschlossen und demzufolge mit dem parameterfreien U-Test geprüft (Irrtumswahrscheinlichkeit 1%)

¹³ Prüfung auf Ausreißer nach NALIMOV

Analog war die Vorgehensweise für die weiteren organischen Schadstoffe. Den arithmetischen Mitteln für α -HCH, γ -HCH, OCS sowie die Duftstoffe Moschus-Xylol und Moschus-Keton liegt ein gemeinsamer Datensatz (Fischkollektive Belauer See + Großes Meer) mit jeweils $n = 20$ Stichproben zugrunde (vgl. Tabelle A.2-1).

Zur Berechnung der substanzspezifischen Backgroundwerte empfiehlt sich die gleiche Vorgehensweise wie im Kapitel Schwermetalle (vgl. Kap. 3.1.1). Da die Eingangsüberlegungen identisch sind, können die Schritte bis zur Festlegung der Basiswerte (= korrigierte Mittelwerte) übersprungen werden.

Sinngemäß zur Referenzfindung der Schwermetallbelastung in der Muskulatur von Brassen wird ein Wichtungsfaktor als Korrektiv eingesetzt. Für die umweltrelevanten Altstoffe und Nitro-Moschusverbindungen scheinen Langlebigkeit (Persistenz) und insbesondere die Fähigkeit zur Anreicherung in der Gewebematrix (Bioakkumulation) entscheidender zu sein, als die akute Toxizität. Wirkungswerte zur akuten Toxizität resultieren i. A. aus LC_{50} -/ LD_{50} -Daten. Allerdings ist die Aussagefähigkeit der im Experiment ermittelten Daten stark eingeschränkt, insbesondere was die Übertragbarkeit von Labordaten auf natürliche Ökosysteme betrifft. Im Freiland wirken zahlreiche, verschiedene Parameter gleichzeitig auf den Organismus und nicht wie unter Laborbedingungen nur ein Faktor. Bei persistenten Stoffen, wie den ausgewählten organischen Substanzen, erfolgt die Bewertung häufig über die Bioakkumulation, da dieser Parameter ein relatives Maß für die Belastung des Organismus darstellt. Zumal dieses Verfahren es ermöglicht, die Daten verschiedener Regionen vergleichend zu beurteilen.

Aus der großen Stoffgruppe der Kohlenwasserstoffe haben insbesondere die unpolaren, schwerflüchtigen CKW die Eigenschaft, sich im Fettgewebe von Organismen anzureichern, ebenso wie Nitromoschus-Verbindungen. Hinweise auf das Akkumulationspotential gibt der Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient ($\log P_{ow}$), der bei lipophilen Substanzen gut mit dem Biokonzentrationsfaktor korreliert (UBA, 1986).

Ein erhöhtes Akkumulationsvermögen wird ab einem $\log P_{ow}$ von 2,5 bis 3 angenommen. Die Koeffizienten der ausgewählten Schadstoffe liegen weit höher - zwischen 3,7 bis 8,7, so dass sie als Wichtungsfaktor für die Formulierung der Hintergrundbelastung einsetzbar sind. In der nachfolgenden Tabelle sind die Verteilungskoeffizienten dargestellt.

Tab. 3: Die Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten der ausgewählten organischen Kohlenwasserstoffe¹⁴

KW	α -HCH	γ -HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	HCB	OCS	PCB 101
$\log P_{ow}$	3,8	3,7	5,8	6,0	6,2	7,7	7,1
KW	PCB 138	PCB 153	PCB 180	PCB 194	Moschus-Xylol	Moschus-Keton	
$\log P_{ow}$	7,4	7,8	7,1	8,7	4,8	4,1	

Die Festlegung der organischen Hintergrundbelastung entspricht im Weiteren dem Rechenchema nach Formel (3) in Kapitel 3.1.1. Als Wichtungsfaktor F_{xen} werden in diesem Fall allerdings die stoffspezifischen $\log P_{ow}$ -Werte in die Formel eingesetzt.

¹⁴ nach Literaturangaben: KENAGA & GORING (1980), TARKPEA et al. (1985), UBA (1986) u. RUHR-VERBAND (1994); aus den teilweise unterschiedlichen Angaben wurde der höchste Wert angenommen

Tab. 4: Abgeleitete Hintergrundbelastung (Referenzzustand) für organische Schadstoffe in der Muskulatur der Brassen (*Abramis brama* L.)

Angaben bezogen auf Fettgehalt in der Fischmuskulatur

SCKW	[µg / kg]	α-HCH	γ-HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	HCB	OCS	PCB 101
arithmetisches Mittel x_M		3	15	166	100	22	2	55
Basiswert (= $x_M + 1s$)		5	34	300	211	32	3	119
Hintergrundbelastung <small>KW</small>		3,1	21,4	126	84,4	12,2	0,7	34,5
SCKW & Nitro-KW		PCB 138	PCB 153	PCB 180	PCB 194	Moschus-Xylol	Moschus-Keton	
arithmetisches Mittel x_M		199	224	118	22	7	4	
Basiswert (= $x_M + 1s$)		365	401	225	25	19	6	
Hintergrundbelastung <small>KW</small>		94,9	88,2	65,3	3,3	9,9	3,5	

3.2 Festlegung der Belastungsklassen

Ursprünglich war vorgesehen, ein siebenstufiges Ordnungsschema zu entwerfen - in Analogie zum konventionellen Gewässergüte-/Saprobien-System für Fließgewässer nach DEV (1991). Dieser Ansatz ist vom aktuellen, politischen Geschehen jedoch eingeholt worden. Im Rahmen einheitlicher Grundsätze in den EU-Staaten wird die Klassifizierung jetzt fünfstufig angelegt und orientiert sich an der Entwurfsfassung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL). In dem Regelwerk werden fünf ökologische Zustände definiert: von „sehr gut“, „gut“ über „mäßig“ bis „unbefriedigend“ und „schlecht“. Diese Einteilung wird im Folgenden auch für die Darstellung der Belastungsklassen übernommen (Tabelle 5).

Tab. 5: Definition und farbige Darstellung der Belastungsklassen

Belastungsklasse	Farbe	Verbale Definition
1	blau	sehr gut
2	grün	gut
3	gelb	mäßig
4	orange	unbefriedigend
5	rot	schlecht

Das Ordnungsschema orientiert sich **nicht** an lebensmittelrechtlichen Höchstwerten oder Richtwerten für den Konsum von Fischfleisch. Diese dienen vorrangig dem Verbraucherschutz und sind durch entsprechende Verordnungen geregelt (vgl. u. a. SHmV, 1988; RHmV, 1996). Das Klassifizierungssystem soll primär dem Schutz des aquatischen Ökosystems nutzen, insbesondere der Prävention oder Aufdeckung **nicht** mehr **tolerierbarer** Schadstoffgehalte.

Grundlage der Klassifikation ist das spezifische Gefahrenpotential einer Substanz. Wie schon bei der Ermittlung des Referenzzustandes werden für die Klassenbildung die **Fischtoxizität** und das **Anreicherungsvermögen** berücksichtigt. Ihren direkten Ausdruck findet die Kombination beider Parameter in der **Eingangs-** (Belastungsklasse 1) und der **Endstufe** (Belastungsklasse 5), d. h. je „ungiftiger“ die Substanz und je geringer die Bioakkumulation desto

kleiner die Größenordnung. Weiterhin wird die **Belastungsklasse 4** als ökologisch **nicht** mehr **tolerierbar** definiert. Von WACHS (1996) gibt es für die Schwermetalle diesbezügliche „Fischgrenzwerte“ (Konzentrationen in der Muskulatur), die für die Höhe der Ausgangsbelastung der **BK 4** übernommen worden:

Cd \approx 40 $\mu\text{g}/\text{kg FS}$; **Cu** \approx 400 $\mu\text{g}/\text{kg FS}$; **Hg** \approx 500 $\mu\text{g}/\text{kg FS}$; **Pb** \approx 200 $\mu\text{g}/\text{kg FS}$

Der Kupferwert wird um den Faktor 10 höher angesetzt, da die Brassen aus dem norddeutschen Referenzgewässer Belauer See offenbar stärker belastet sind als die Weißfische aus dem süddeutschen Raum (vgl. Kap. 3.1.1).

Vor der endgültigen Festlegung der substanzspezifischen Systemabstufungen wurde das Brassenmaterial der Elbe auf **regionale Ähnlich-** bzw. **Unähnlichkeiten** in der Schadstoffhöhe geprüft, und das Ergebnis bei der Klassentrennung berücksichtigt.

Beispielsweise konnten für die **Quecksilbergehalte** der Elbe-Brassen generell drei Cluster isoliert werden:

1. Cluster: $\leq 400 \mu\text{g}$ \neq 2. Cluster: $> 400 \mu\text{g}$ # 3. Cluster: $\approx 800 \mu\text{g}$

Ausgehend von den Clusteranalysen sind die Klassengrenzen definiert worden. Ein Distanzmaß > 70 zwischen den Clustern 3 und 1+2 steht für eine sehr hohe Unähnlichkeit, so dass hier eine Trennung der Gruppen zu erfolgen hat. Zwischen Cluster 1 und 2 lag das berechnete Distanzmaß bei > 35 ; auch hier ist eine Klassengrenze gezogen worden (vgl. Tabelle 6).

Analog sind die weiteren Messdaten klassifiziert worden. Dazu ein weiteres Beispiel. Die Belastung der Elbe-Brassen mit **Blei** war relativ gering. Die Gehalte der in-situ Messungen in der Fischmuskulatur waren zwischen 6 und 25 $\mu\text{g Pb}/\text{kg FS}$ einzuordnen. Die Clusterung der Daten ergab vier mehr oder weniger unterschiedliche Bleigruppen, wobei je zwei aufgrund verhältnismäßig geringer Distanzmaße zusammengefasst wurden (Resemblance < 20):

1.+2. Cluster: $> 5 \leq 10 \mu\text{g}$ # 3.+4. Cluster $> 10 < 30 \mu\text{g}$ (Resemblance > 70)

Durch die statistische Herleitung der Klassengrenzen/Spannweiten mittels multivariater Analysenmethoden, der Vorgaben für die Belastungsklassen 1 und 5 so wie der Definition der BK 4 (nicht mehr tolerierbare Werte), kann demzufolge nicht mit linear anwachsenden Klassengrößen gearbeitet werden. Was im Grunde genommen auch abwegig ist, da Naturprozesse in der Regel nichtlinear sind. Diese Erkenntnis ist auch bei WACHS (1996) wiederzufinden. Sein Ordnungsschema ist entsprechend aufgebaut, so dass von Klasse zu Klasse unterschiedliche Größenfaktoren Anwendung gefunden haben.

Tab. 6: Elbespezifische Belastungsklassen für Schwermetalle - bezogen auf die Metallgehalte in der Muskulatur von Brassen (*Abramis brama* L.)

Angaben bezogen auf Frischsubstanz [$\mu\text{g}/\text{kg}$]

(Belastungsklasse 1: abgeleitete und gerundete Hintergrundbelastung unter Berücksichtigung von Daten aus Brassenproben der genannten Referenzgewässer)

Belastungsklasse	1	2	3	4	5
Cd	$\leq 0,2$	≤ 1	≤ 10	≤ 50	> 50
Cu	≤ 150	≤ 600	≤ 2400	≤ 4800	> 4800
Hg	≤ 5	≤ 50	≤ 400	≤ 800	> 800
Pb	≤ 5	≤ 10	≤ 100	≤ 1000	> 1000

Analog den eingangs formulierten Bedingungen differieren die Klassenbreiten. Der obere Grenzwert einer Klasse leitet in den unteren Schwellenwert der nächsten Klasse über. Die höchste Kontaminationsstufe (Belastungsklasse 5) bleibt nach oben offen.

Durch die Einbeziehung der regionalen Schwermetallkontamination in das Klassifizierungssystem ist das in Tabelle 6 dargestellte Ordnungsschema auf die Elbe abgeglichen für deren Brassenpopulationen zutreffend.

Die Abstufung der **Kohlenwasserstoffe** in Tabelle 7 basiert im Wesentlichen auf den vorgeannten Prämissen. In Analogie zu den Schwermetallen haben die im Text ausgeführten Überlegungen ebenso Bestand.

Die **Belastungsklasse 4** wird genauso als ökologisch **nicht** mehr **tolerierbar** definiert. Da für die zu bewertenden Kohlenwasserstoffe keine „Fischgrenzwerte“ zugänglich sind - wie im Falle der Schwermetalle - sind als Behelf die vorliegenden Elbedaten berücksichtigt worden. Als Hilfsgröße für eine **nicht** mehr **annehmbare** Belastung wurde grundsätzlich das **3. Quartil** der jeweiligen Messreihe in die **Belastungsklasse 4** einbezogen (vgl. Tabelle A.2.2).

Analog den Schwermetalldaten wurde vor der endgültigen Festlegung der substanzspezifischen Systemabstufungen das Brassenmaterial der Elbe auf **regionale Ähnlich-** bzw. **Unähnlichkeiten** „geclustert“ und die Ergebnisse bei der Klassenbildung/Trennung berücksichtigt.

Beispielsweise konnten die **Hexachlorbenzolgehalte** der Elbe-Brassen in drei Cluster aufgelöst werden:

1. Cluster: $\leq 1000 \mu\text{g}$ \neq 2. Cluster: $\leq 2000 \mu\text{g}$ # 3. Cluster: $> - >> 2000 \mu\text{g}$

Ausgehend von den Clusteranalysen sind die Klassengrenzen definiert worden. Ein Distanzmaß > 90 zwischen den Clustern 3 und 1+2 steht für eine extrem hohe Unähnlichkeit, so dass die Gruppen zu trennen sind. Zwischen Cluster 1 und 2 lag das berechnete Distanzmaß bei < 30 , so dass keine Klassengrenze gezogen wurde.

Analog sind die weiteren Kohlenwasserstoffe klassifiziert worden. Dazu ein weiteres Beispiel: Die Kontamination der Elbe-Brassen mit **LINDAN[®]** (γ -HCH) war im Vergleich mit der Referenz gering. Die Gehalte in der Fischmuskulatur waren relativ homogen und lagen zwischen 39 und 98 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fett. Die Clusterung der Daten ergab trotzdem vier zunehmend unähnliche LINDAN-Kollektive, wobei Cluster 2 +3 aufgrund geringer Distanzmaße gleichbehandelt werden (Resemblance < 30):

1. Cluster: $\leq 50 \mu\text{g}$ \neq 2.+3. Cluster: $\leq 75 \mu\text{g}$ # 4. Cluster $> 75 \mu\text{g}$

Auch die nachfolgende Klassifikation der Kohlenwasserstoffgehalte in der Brassenmuskulatur gemäß Tabelle 7 ist aufgrund seiner regionalen Bezüge wiederum elbespezifisch.

Tab. 7: Elbespezifische Belastungsklassen für Kohlenwasserstoffe - bezogen auf die Xenobiotika-Rückstände in der Muskulatur von Brassen (*Abramis brama* L.)

Angaben bezogen auf Fettgehalt [$\mu\text{g}/\text{kg}$]

(Belastungsklasse 1: abgeleitete und gerundete Hintergrundbelastung unter Berücksichtigung von Daten aus Brassenproben der genannten Referenzgewässer)

Belastungs- klasse	1	2	3	4	5
α -HCH	≤ 5	≤ 20	≤ 60	≤ 180	> 180
γ -HCH	≤ 25	≤ 50	≤ 75	≤ 150	> 150
pp'-DDE	≤ 125	≤ 500	≤ 2000	≤ 4000	> 4000
pp'-DDD	≤ 100	≤ 400	≤ 1600	≤ 3200	> 3200
HCB	≤ 10	≤ 500	≤ 2000	≤ 3000	> 3000
OCS	≤ 1	≤ 100	≤ 400	≤ 1200	> 1200
PCB 101	≤ 50	≤ 250	≤ 500	≤ 1500	> 1500
PCB 138	≤ 100	≤ 500	≤ 1000	≤ 3000	> 3000
PCB 153	≤ 100	≤ 1000	≤ 2000	≤ 3000	> 3000
PCB 180	≤ 50	≤ 250	≤ 500	≤ 1500	> 1500
PCB 194	≤ 5	≤ 50	≤ 150	≤ 450	> 450
Moschus-Xylol	≤ 10	≤ 50	≤ 150	≤ 450	> 450
Moschus-Keton	≤ 5	≤ 25	≤ 125	≤ 250	> 250

3.3 Übertragung der Schadstoffgehalte in der Muskulatur der Brassen (*Abramis brama* L.) auf die Belastungsklassen

Im Folgenden wird eine Bewertung der regionalen Kontamination der oberen Elbe bis in die Tideelbe (von Strom-km 13 bis 675) nach dem entwickelten Klassifizierungssystem vorgenommen. Der Beurteilung liegen die mittleren Schadstoffgehalte der Brassenproben aus den Tabellen A.1.3 & A.2.2 zugrunde. Die Aussagen zur Belastungssituation der Elbe beziehen sich auf die Messstationen Prossen, Meißen, Klöden/Gallin, Wahrenberg, Gorleben, Moorburg, Mühlenberger Loch, Fährmannssand, Haseldorfer Binnenelbe und Glückstadt. Zum Vergleich werden die Daten der Brassen aus den Referenzgewässern der Bewertung vorangestellt (Belauer See, Großes Meer, Bodstedter Bodden und Flögelner See; vgl. Kap. 2.1).

3.3.1 Schwermetalle

In Tabelle 8 sind die Ergebnisse der durchschnittlichen Metallrückstände in der Brassenmuskulatur formal als Belastungsklassen (i. w. = BK) dargestellt.

Gemäß der Klassifizierung sind die Elbe-Brassen mit **Quecksilber** eindeutig am stärksten kontaminiert. Für sechs von zehn Fangplätzen repräsentieren die Belastungsklassen einen **nicht mehr tolerierbaren** Hg-Gehalt in der Brassenmuskulatur ($> \gg 400 \mu\text{g Hg}/\text{kg FS}$). Die Belastung liegt von Strom-km 83 (Meißen) bis Strom-km 634 (Mühlenberger Loch) auf annä-

hernd gleich hohem Niveau ($BK \geq 4$). Erst unterhalb der Hamburger Delegationsstrecke (Fährmannssand, Strom-km 645) entspricht die Kontamination mit Quecksilber einem mäßigen Zustand (BK 3).

So heikel die starke Quecksilberbelastung der Elbe-Brassen ist, so erfreulich ist dagegen das geringe Rückstandsniveau mit **Blei**, **Kupfer** und besonders **Cadmium** in den Fischproben. Die Mehrzahl der Befunde streut im Bereich einer geringen (guten) bis maximal mäßigen Belastung (BK 2 und 3). Die Einstufung der **Bleikonzentrationen** in die BK 3 ist zu relativieren, da die Werte durchgängig im **unteren** Grenzbereich dieser Belastungsklasse liegen (>10 bis max. ≤ 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FS).

Die Blei- und Cadmiumgehalte im Muskelfleisch differieren zwischen Ober- und Unterlauf leicht: So sind die Brassen in der Oberen und Mittel-elbe nuanciert höher belastet als in der Tideelbe. Die regionalen Differenzen sind jedoch unbedeutend.

Tab. 8: Einstufung der durchschnittlichen Schwermetallgehalte in der Muskulatur der Brassen (*Abramis brama* L.) nach Belastungsklassen (Stand 1994)
¹⁾ = Belauer See (1996); ²⁾ = Belauer See, Großes Meer & Bodstedter Bodden (1996);
 k. A. = keine Angaben/Daten

Elemente	Belastungsklassen			
	Blei	Cadmium	Kupfer	Quecksilber
Referenzgewässer	1 ¹⁾	2 ¹⁾	2 ¹⁾	2 ²⁾
Prossen (km 13)	3	2	2	3
Meißen (Winterhafen km 83)	3	3	2	4
Klößen/Gallin (km 205)	3	3	2	4
Wahrenberg (km 458)	2	2	3	5
Gorleben (km 492)	3	3	k. A.	4
Moorburg (km 618)	3	2	3	4
Mühlenberger Loch (km 634)	2	2	3	4
Fährmannssand (km 645)	2	2	3	3
Haseldorfer Binnenelbe (km 655)	3	2	3	3
Glückstadt (km 675)	2	1	2	3

Die Kupfergehalte der Gewebeproben rangieren auf einer vergleichbaren Belastungsstufe. An keinem Fangplatz überschreiten die Cu-Rückstände in der Muskulatur die BK 3. Während die Brassen in der Oberen und Mittel-elbe im Großen und Ganzen als mäßig belastet einzustufen sind (BK 2), repräsentieren die Kupfergehalte in den Fischkollektiven der Tideelbe mit BK 3 ein höheres Belastungsniveau.

Aufgrund der Einstufung in Belastungsklassen lässt sich für die vier Metallspezifikationen zusammengefasst folgende regionale, gewichtete Rangordnung ¹⁵ der fischeigenen Rückstandshöhen ableiten:

Glückstadt < Fährmannssand = Prossen < Haseldorfer Binnenelbe < Mühlenberger Loch < Moorburg < Meißen = Klößen/Gallin < Gorleben ≈ Wahrenberg

¹⁵ Die Rangordnung basiert auf einer Wichtung der Elemente:
 $\Sigma(BK_i \times F_i) + \dots (BK_i \times F_i)/n$; wobei: BK 1 = 1; BK 2 = 2 ... BK 5 = 5; F = Wichtungsfaktoren Cu & PB = 1; Cd = 2; Hg = 3; n = Anzahl der Metallspezifikationen, i. d. R. 4

Darüber hinaus lässt sich aus Tabelle 8 eine **elementspezifische** Belastungsreihe für die Elbe aufzeigen:

$$\text{Cd} < \text{Pb} \leq \text{Cu} \lll \text{Hg}$$

So positiv die geringen Rückstandsmengen für Cadmium ($\pm 1 \mu\text{g/kg FS}$) und Blei ($\pm 10 \mu\text{g/kg FS}$) in der Muskulatur der Elbe-Brassen sind, um so bedenklicher sind die hohen Quecksilbergehalte (sehr starke Giftwirkung: Toxizitätsklasse I) in der Gewebematrix der Fische. Die überragende Umweltrelevanz von Quecksilber beruht auf seinem hohen Akkumulationspotential in der Fischmuskulatur in Verbindung mit dessen hochgradiger Giftigkeit. Besonders die Brassenproben aus Wahrenberg (Mittelelbe, Strom-km 458), Moorburg (Tideelbe, Strom-km 634) und Meißen (Obere Elbe, Strom-km 83) waren hochbelastet. Die Amplitude der maximalen Rückstandshöhen schwankte zwischen 700 und 1.400 $\mu\text{g Hg/kg FS}$. Der Fischgrenzwert von 500 $\mu\text{g Hg/kg FS}$ (nach WACHS, 1996) wurde an insgesamt sieben Fangplätzen der Elbe überschritten. Erst unterhalb Hamburgs stabilisierte sich das Schadstoffniveau im „mäßigen“ Bereich (BK 3).

Insgesamt betrachtet lässt sich feststellen, dass die aktuelle Belastungssituation der Brassenpopulationen einen Trend zu geringeren Rückstandshöhen aufweist. Bedenklich sind aus ökotoxikologischer Sicht allerdings die Befunde primär für **Quecksilber** (vornehmlich nicht akzeptable Belastungsgrößen) und sekundär noch für Kupfer, für die vorrangig Handlungsbedarf besteht.

3.3.2 Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe und Nitromoschus-Duftstoffe

In Tabelle 9 sind die durchschnittlichen Rückstandshöhen der organischen Mikroverunreinigungen der Elbe-Brassen formal in die entsprechenden Belastungsklassen (i. w. = BK) übertragen dargestellt.

Gemäß der Klassifizierung sind die Fische mit den **PCB Kongeneren 180, 138 & 101** und **Octachlorstyrol (OCS)** am stärksten kontaminiert. Für 7 bis 9 von zehn Fangplätzen repräsentieren die Belastungsklassen eine nicht mehr tolerierbare Schadstoffhöhe in der Brassenmuskulatur.

Zwar ist für **OCS** die nicht akzeptable Grenze nur in sieben Fällen überschritten worden, insgesamt gesehen, d. h. nach Summenbildung aller BK¹⁶, spiegeln die OCS-Konzentrationen – analog PCB 180 – jedoch den höchsten Belastungsgrad im Längsprofil wider.

Demgegenüber stellen die **Nitromoschus-Duftstoffe** sowie das Pestizid **LINDAN®** (γ -HCH) mit drei bzw. zwei Fischgrenzwertüberschreitungen (\geq BK 4: nicht tolerierbarer Konzentrationen) offenbar das geringste Gefährdungspotential dar. Mit vier und fünf Überschreitungen rangieren die weiteren chlororganischen Verbindungen im "Mittelfeld".

¹⁶ Summenbildung der Belastungsklassen: $\Sigma(\text{BK}_1) + \dots (\text{BK}_i)$; wobei: BK 1 = 1; BK 2 = 2...BK 5 = 5

Tab. 9: Einstufung der durchschnittlichen Kohlenwasserstoffgehalte in der Muskulatur der Brassen (*Abramis brama* L.) nach Belastungsklassen

¹⁾ = Belauer See & Großes Meer; ²⁾ = Großes Meer & Flögelner See; ³⁾ = Belauer See, Großes Meer & Flögelner See; ⁴⁾ = Flögelner See

SCKW	α -HCH	γ -HCH	pp'-DDE	pp'-DDD	HCB	OCS	
Belastungsklassen							
Referenzgewässer	1 ¹⁾	1 ¹⁾	2 ²⁾	1 ³⁾	2 ³⁾	2 ¹⁾	
Prossen (km 13)	1	2	4	4	5	5	
Meißen (Winterhafen km 83)	2	4	5	4	5	5	
Klößen/Gallin (km 205)	3	3	4	3	5	4	
Wahrenberg (km 458)	4	4	3	3	3	3	
Gorleben (km 492)	3	3	4	5	3	4	
Moorburg (km 618)	4	3	4	4	3	4	
Mühlenberger Loch (km 634)	4	3	3	3	3	4	
Fährmannssand (km 645)	4	3	3	3	3	4	
Haseldorfer Binnenelbe (km 655)	4	2	3	3	3	3	
Glückstadt (km 675)	3	3	3	3	3	3	
SCKW & Nitro-KW	PCB 101	PCB 138	PCB 153	PCB 180	PCB 194	Moschus-Xylol	Moschus-Keton
Belastungsklassen							
Referenzgewässer	2 ²⁾	2 ²⁾	2 ²⁾	2 ²⁾	2 ⁴⁾	1 ¹⁾	1 ¹⁾
Prossen (km 13)	4	4	4	4	3	5	1
Meißen (Winterhafen km 83)	4	5	5	5	4	5	1
Klößen/Gallin (km 205)	3	4	3	4	3	4	1
Wahrenberg (km 458)	3	2	2	2	2	3	3
Gorleben (km 492)	4	4	4	4	4	3	3
Moorburg (km 618)	4	4	3	4	3	3	3
Mühlenberger Loch (km 634)	4	4	3	4	3	3	4
Fährmannssand (km 645)	4	4	4	4	3	3	3
Haseldorfer Binnenelbe (km 655)	4	3	3	4	3	3	4
Glückstadt (km 675)	4	4	4	4	5	3	4

Festzuhalten ist allerdings, dass alles in allem **50%** der Belastungsklassen \geq **BK 4** sind. Demzufolge verkörpern die ausgewerteten Kohlenwasserstoffe ein bedenklich hohes Rückstandsniveau in der Muskulatur der Elbe-Brassen.

Insgesamt lässt sich aus der Einstufung in BK folgende, **substanzspezifische** Rangordnung für die Elbe ableiten:

**Moschus-Keton < γ - HCH (LINDAN®) < α -HCH < PCB 194 < Moschus-Xylol =
PCB 153 = pp'-DDD < pp'-DDE = HCB < PCB 101 = PCB 138 < PCB 180 = OCS**

bzw. getrennt nach:

Pestiziden

γ - HCH (LINDAN®) < α -HCH < pp'-DDD < pp'-DDE

chlororganisch-technische Mikroverunreinigungen

PCB 194 < PCB 153 < HCB < PCB 101 = PCB 138 < PCB 180 = OCS

Nitromoschus-Duftstoffe

Moschus-Keton << Moschus-Xylol

Des Weiteren lässt sich aus den Einstufungen zusammengefasst folgende **regionale** Rangordnung¹⁷ der fischeigenen Rückstandshöhen ableiten;
im Längsschnitt insgesamt:

**Wahrenberg < Haseldorfer Binnenelbe < Mühlenberger Loch = Klöden/Gallin <
Fährmannssand \approx Moorburg < Glückstadt < Prossen \approx Gorleben < Meißen**

bzw. getrennt nach:

Pestiziden

**Glückstadt = Haseldorfer Binnenelbe = Prossen < Fährmannssand =
Mühlenberger Loch < Klöden/Gallin < Wahrenberg < Moorburg < Gorle-
ben = Meißen**

chlororganisch-technische Mikroverunreinigungen

**Wahrenberg < Haseldorfer Binnenelbe < Moorburg = Mühlenberger
Loch < Klöden/Gallin < Fährmannssand < Gorleben \approx Glückstadt <
Prossen < Meißen**

Nitromoschus-Duftstoffe

**Klöden/Gallin < Wahrenberg = Gorleben = Moorburg = Fährmannssand
< Prossen = Meißen < Mühlenberger Loch = Haseldorfer Binnenelbe =
Glückstadt**

¹⁷ Die summarische Rangordnung der KW basiert auf einer Wichtung der Substanzen:
 $\Sigma(\text{BK}_i \times \text{F}_i) + \dots (\text{BK}_i \times \text{F}_i)$; wobei BK vgl. Fußnote 15; F = Wichtungsfaktor (gerundeter \log_{POW} einer organischen Verbindung)

Für die Einzelsubstanzen lässt sich generell folgendes Belastungsprofil herleiten. Im Falle der **Hexachlorcyclohexan-Isomere** (α - & γ -HCH) ist die vergleichsweise geringe Belastung der Brassen aus der Oberen Elbe am Fangort Prossen (Strom-km 13) auffällig. Die Kontamination mit α -HCH steigt dann unterhalb Meißen auf ein mäßiges Niveau an, und von Wahrenberg bis zur Haseldorfer Binnenelbe (Strom-km 458 bis 655) sind die Fischwerte grundsätzlich nicht mehr tolerierbar. Ausgesprochene "Hotspots" sind in der Mittel-elbe bei Wahrenberg mit 122 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fett und in der Hamburger Stromspaltung bei Moorburg mit 78 μg α -HCH/kg Fett lokalisiert. Demgegenüber zeigt das Isomer γ -HCH (LINDAN[®]) im Längsschnitt unterhalb Prossens ein abweichendes Verteilungsmuster. Von Meißen bis Wahrenberg sind die Brassen im Großen und Ganzen stark kontaminiert, stromabwärts von Gorleben bis Glückstadt (Strom-km 492 bis 675) liegen die LINDAN-Gehalte dagegen unter dem formulierten Fischgrenzwert ($< 70 \mu\text{g}/\text{kg}$ Fett).

Mit den **DDT-Metaboliten** pp'-DDE und pp'-DDD sind die Fischproben schon in der Oberen Elbe bei Prossen stark belastet (BK 4). Am höchsten waren die Brassen am Fangort Meißen mit rd. 9000 μg pp'-DDE/kg Fett (BK 5) und in Gorleben mit rd. 3500 μg pp'-DDD/kg Fett (BK 5) kontaminiert. Grundsätzlich tritt eine Minderung dieser persistenten Schadstoffe erst in der Tideelbe auf. Unterhalb der Hamburger Stromspaltung entspricht die Rückstandshöhe für pp'-DDE und pp'-DDD der mäßigen BK 3 und bleibt bis Strom-km 675 (Glückstadt) auch auf diesem Niveau.

Innerhalb der Schadstoffgruppe der **chlororganisch-technischen Mikroverunreinigungen** sind die Brassenpopulationen aus Oberer und Mittel-elbe übermäßig mit Hexachlorbenzol (HCB) und Octachlorstyrol (OCS) kontaminiert (BK ≈ 5). Zwischen Prossen und Klöden/Gallin (Strom-km 13 bis 205) sind die Rückstandsmengen in der Fischmuskulatur mit $< 4000 > 5000 \mu\text{g}$ HCB/kg Fett bzw. $< 1000 \geq 2000 \mu\text{g}$ OCS/kg Fett am höchsten (analog BK 5). Ab Stromkilometer 458 (Mittel-elbe bei Wahrenberg) sinken die HCB-Gehalte in der Fettmatrix auf Werte um $\pm 1000 \mu\text{g}/\text{kg}$ entsprechend BK 3. Diese mäßige Belastung bleibt bis Glückstadt konstant. Dagegen liegt die OCS-Belastung bis Stromkilometer 645 (Fährmannssand) im Bereich nicht akzeptabler Fischgrenzwerte (analog BK 4). Erst ab Stromkilometer 655 (Haseldorfer Binnenelbe) sinken die Konzentrationen unter 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fett.

Analog OCS/HCB sind in den Gewebeproben der Brassen aus der Oberen Elbe (von Strom-km 13 bis 83) die Polychlorbiphenyle (PCB) vergleichsweise am höchsten angereichert. Allerdings ist ein erkennbarer Belastungsrückgang in Richtung Mündung (Glückstadt, Strom-km 675) kaum ersichtlich. Die Einstufung entspricht meist der BK 4. Weitere "Hotspots" im Verlauf der Fließstrecke liegen im Raum Gorleben (Strom-km 492) und bei Fährmannssand. Eine deutliche „Senke“ ist dagegen bei Wahrenberg (Strom-km 458) lokalisiert. Die PCB-Belastung entspricht hier überwiegend der BK 2.

Unter den beiden **Nitromoschus-Duftstoffen** ist die Belastungstendenz im Längsprofil der Elbe gegenläufig. Während die Brassen im Elbeabschnitt Prossen bis Klöden/Gallin mit Moschus-Xylol hochkontaminiert sind (rd. 200 - 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fett, analog BK 4/5), sind sie mit Moschus-Keton dagegen so gut wie unbelastet (praktisch anthropogene Hintergrundbelastung, analog BK 1). In der Tideelbe kehren sich die Verhältnisse um: Unterhalb der Hamburger Stromspaltung kommt es in den Brassenpopulationen zu einem effektiven Anstieg der Moschus-Keton-Rückstandsmengen in der Fettmatrix von 30 μg auf rd. 180 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (BK 4) bis Glückstadt (Strom-km 675). Im Gegensatz dazu reduzieren sich die Moschus-Xylol-Gehalte elbeabwärts bis Glückstadt auf ein mäßiges Belastungsplateau (BK 3).

Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Kontamination der Elbe-Brassen aus dem 94er Längsprofil mit den bewerteten Kohlenwasserstoffen prinzipiell **zu hohe Rückstandsmengen** aufweist. Unter dem ökotoxikologischen Aspekt „nicht mehr tolerierbare Belastung“ lassen sich für die Einzelsubstanzen folgende Grenzwertüberschreitungen dokumentieren:

sehr bedenklich (mit 7 bis 9 Überschreitungen):

Pentachlorbiphenyl (PCB 101), Hexachlorbiphenyl (PCB Nr. 138), Heptachlorbiphenyl (PCB 180) & OCS

bedenklich (mit 4 bis 6 Überschreitungen):

Hexachlorbiphenyl (PCB 153), α -HCH, pp'-DDE & pp'-DDD

nachteilig (mit 2 bis 3 Überschreitungen):

HCb, Octachlorbiphenyl (PCB 194), Moschus-Xylol, Moschus-Keton & γ -HCH (LINDAN®)

Die Kontamination mit polychlorierten Biphenylen, Octachlorstyrol und Hexachlorbenzol insbesondere in der Oberen Elbe bzw. den dortigen Brassenpopulationen ist offenbar auf die hochgradige Vorbelastung aus dem tschechischen Raum zurückzuführen (vgl. ARGE ELBE, 1996). Da diese Produkte äußerst langlebig und sehr schwer abbaubar sind, bleiben sie ihrer stofflichen Natur entsprechend im Milieu. In der fließenden Welle sind sie primär an die partikuläre Phase sorptiv gebunden und werden mit den Schwebstoffen elbeabwärts transportiert. Aufgrund ihrer ausgeprägten Lipophilie (hohe Octanol-Wasser-Koeffizienten) werden sie bevorzugt im Fettgewebe der Brassen angereichert. Entsprechend der extremen Vorbelastung sowie der physikalisch-chemischen Eigenart dieser Stoffe sind die allgemein hohen Schadstoffgehalte in der Elbe bezeichnend.

Der Eintrag von LINDAN® (γ -HCH) stammt wahrscheinlich aus der Landwirtschaft am Mittellauf der Elbe (vgl. ARGE ELBE, 1996). LINDAN® selbst ist vergleichsweise schnell abbaubar und isomerisiert u. a. zu der stabileren Form des α -HCH, welches wiederum sehr viel persistenter ist als das eingesetzte Insektizid. D. h. die jeweils schadstoffspezifische Konzentrationshöhe in der Brassenmuskulatur repräsentiert u. a. den momentanen Grad des Abbaugeschehens des ursprünglich eingesetzten Insektizids.

Die pp'-DDE-/pp'-DDD-Belastung lässt sich analog erklären. Entsprechend den Mikroverunreinigungen OCS/HCb sind die DDT-Metaboliten charakteristische, wenn auch unerwünschte Leitsubstanzen für die Belastung der Elbe mit SCKW. Während pp'-DDE das stabile, aerobe Abbauprodukt darstellt, ist pp'-DDD ein anaerobes Zwischenprodukt des Insektizides DDT. Da beide Substanzen hochlipophil sind, reichern sie sich erwartungsgemäß im Fettgewebe der Brassen stark an. Hohe Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (vgl. Tabelle 3), Persistenz sowie der DDT-Einsatz auch nach 1972 in den damaligen Ostblockländern lassen die aktuell hohen Metabolitenrückstände bis in die Tideelbe plausibel erscheinen.

Die regional ausgeprägt starke Kontamination der Brassen mit den synthetischen, benzoiden Nitromoschus-Verbindungen - vorwiegend Moschus-Xylol in der Oberen Elbe oder Moschus-Keton in der Tideelbe - ist wahrscheinlich auf Einleitungen kommunaler Klärwerke im tschechisch-deutschen bzw. Hamburger Elberaum zurückzuführen. Warum nun Moschus-Xylol im oberen und Moschus-Keton im unteren Einzugsgebiet trotz relativ ähnlicher Stoffeigenschaften dominieren, darüber lässt sich nur spekulieren. Beide Verbindungen werden als nicht bzw. sehr schwer abbaubar eingestuft, sind gut fettlöslich und können in Fischen ein sehr hohes

Biokonzentrationspotential aufweisen (GEYER et al., 1994). Möglicherweise liegt es an dem Einsatz unterschiedlich zusammengesetzter Kosmetika, Reinigungs- und Waschmittel?

Außer den Nitroaromaten handelt es sich bei den vorstehenden SCKW um „Altlasten“, deren Herstellung in der BRD gesetzlich untersagt bzw. deren Einsatz nicht mehr zulässig oder beschränkt ist. So trivial es klingt, eine zügige Minderung der aktuellen Belastungshöhen ist trotz bestehender Produktions- oder Anwendungsverbote nicht zu erwarten, da die Altstoffe in der gesamten Ökosphäre verbreitet und darüber hinaus äußerst lipophil und persistent sind.

4. Zusammenfassung

Das dieser Studie zugrunde liegende Datenmaterial entstammt dem passiven Biomonitoring mit **wildlebenden Brassenbeständen** (*Abramis brama* L.) aus der Elbe und norddeutschen Referenzgewässern.

Die ausgewerteten Messreihen umfassen die Schadstoffgehalte in der Fischmuskulatur. Folgende Schwermetalle sind in die Bewertung aufgenommen worden: Blei, Cadmium, Kupfer und Quecksilber. Die Liste der unpolaren, schwerflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe (SCKW) behandelt die umweltrelevanten Altstoffe Hexachlorcyclohexan (α -HCH und γ -HCH = insektizidwirksames LINDAN®), die DDT-Metaboliten pp'-DDE und pp'-DDD, sowie die chlororganisch-technischen Mikroverunreinigungen Hexachlorbenzol (HCB), Octachlorstyrol (OCS) und ausgewählte Polychlorbiphenyle (PCB Nrs. 101, 138, 153, 180 & 194). Unter den „modernen“ Xenobiotika sind die Rückstände mit den nitroaromatischen Duftstoffen Moschus-Xylol und Moschus-Keton bewertet worden.

Zum Maßstab für die anthropogene Hintergrundbelastung sind prinzipiell die Schadstoffgehalte der dem Belauer See entnommenen Brassenproben gewählt worden. Darüber hinaus sind Brassenfänge aus dem Bodstedter Bodden, dem Großen Meer und dem Flögelner See im Einzelfall zugrunde gelegt worden.

Die Ermittlung des Referenzzustandes der Schwermetallbelastung basiert auf dem element-spezifischen **Mittelwert** der Fischproben, der über den einfachen Betrag der **Standardabweichung** nach oben aufgestockt wurde. Über den summarischen **Wichtungsfaktor** F_{SM} wurden die Kriterien **Limnotoxizität** und **Bioakkumulation** in die endgültige Formulierung der anthropogenen Hintergrundbelastung einbezogen. Analog sind die Kohlenwasserstoffdaten der Brassen aufbereitet worden. Für die schwerflüchtigen CKW und Nitromoschus-Duftstoffe wurden jedoch Persistenz und Bioakkumulationsverhalten gemäß **Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten** als bedeutsam angesehen und als Korrekturfaktor (F_{XEN}) in die Berechnung der Ausgangsbelastung eingesetzt.

Die Darstellung in Form von **Belastungsklassen** beruht formal auf der Entwurfsfassung der 5stufigen **Wasserrahmenrichtlinie** der Europäischen Union (EU-WRRL).

Als Eckpunkte des Ordnungsschemas sind die **Belastungsklasse 1** (Hintergrundbelastung) und die **Belastungsklasse 4** (substanzspezifischer Fischgrenzwert, analog nicht mehr tolerierbare Schadstoffgehalte im Muskelgewebe) anhand **topologischer** Datenreihen festgelegt worden. Die Belastungsklasse 5 (höchste Kontaminationsstufe) bleibt nach oben offen; die Höhe ihrer unteren Klassengrenze ist abhängig von der Toxizität, Persistenz und/oder dem Akkumulationspotential einer Substanz. Die endgültige Einteilung, d. h. die Festlegung der **unteren und oberen Klassengrenze**, erfolgte nach Prüfung auf Unähnlich- bzw. Ähnlichkeiten der Schadstoffgehalte in den regionalen Brassenbeständen der Elbe mittels **quantitativer Similitätsindizes** („Clusteranalyse“). Infolgedessen differieren die Spannweiten von Klasse zu Klasse und von Substanz zu Substanz.

In diesem Sinne ist das vorgestellte Klassifizierungssystem formal gewässerspezifisch und auf die Brassenpopulationen der Elbe abgestimmt.

Abschließend wird eine Bewertung der regionalen Kontamination der Oberen Elbe bis zur Tideelbe nach dem entwickelten Klassifizierungsschema vorgenommen. Der Beurteilung liegen die mittleren Schadstoffgehalte der Brassenproben aus Tabelle A.1.3 und A.2.2 zugrunde. Die Aussagen zur Belastungssituation der Elbe beziehen sich auf die Messstationen Prossen, Meißen, Klöden/Gallin, Wahrenberg, Gorleben, Moorburg, Mühlenberger Loch, Fähmannssand, Haseldorfer Binnenelbe und Glückstadt (von Stromkilometer 13 bis 675), entsprechend den lokalen Brassenpopulationen.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass die aktuelle Schwermetallbelastung der Brassen einen positiven Trend zu akzeptablen Rückstandsgrößen aufweist (Stand: 1994). Die Befunde für Quecksilber sind nach ökotoxikologischen Aspekten allerdings höchstbedenklich und von Stromkilometer 13 (Prossen) bis 634 (Mühlenberger Loch) nicht tolerierbar.

Die Belastung der Brassen mit chlororganischen „Altstoffen“ und synthetischen Moschus-Verbindungen ist alles in allem besonders negativ (Stand: 1994). Zweifellos begünstigen die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften der Mikroverunreinigungen die Akkumulation im Fett der Brassenmuskulatur. Das darf allerdings nicht darüber hinweg täuschen, dass die Kontamination in den Fischproben der Oberen Elbe schon im nicht tolerierbaren Bereich der Belastungsklasse 4 und höher angesiedelt ist. Vorrangig betrifft es die chlororganisch-technischen Problemstoffe, aber auch in gewissem Umfang die Abbauprodukte von DDT. Vergleichsweise unproblematischer stellte sich die Belastungssituation für LINDAN® und regional für die Nitromoschus-Duftstoffe dar.

5. Ausblick

Nach Aufstellung des elbespezifischen Klassifizierungssystems erfolgte im Jahr 1999 eine Wiederholungsuntersuchung im bundesdeutschen Längsprofil der Elbe, im Rahmen dessen auch eine Schadstoffuntersuchung an Brassen von insgesamt 8 Fangplätzen stattfand. Wie bei der vorangegangenen Untersuchung (1994) konnten auch diesmal in der Regel 15 Tiere pro Fangplatz analysiert werden. Aus fangtechnischen Gründen kam es 1999 im Unterlauf der Elbe zu einer geringfügigen Verschiebung und Ausdünnung der Fangplätze. Um die Untersuchungskosten zu senken, blieben allerdings die Elemente Cadmium, Kupfer und Blei von der Analyse ausgenommen. Das Spektrum der organischen Kontaminanten blieb dagegen unverändert. Die graphische Darstellung dieser Ergebnisse findet sich in den nachfolgenden Anlagen 3 und 4. Zur leichteren Vergleichbarkeit sind die Ergebnisse des 94er Längsprofils als Anlage 1 und 2 nach gleichem Muster aufgetragen beigefügt.

Bezüglich des Quecksilbers waren die Ergebnisse von Brassen der beiden Fangplätze Winterhafen Meißen (Strom-km 83) und Gallin (Strom-km 205) aus ökologischer Sicht nicht mehr tolerierbar (Belastungsklasse 4). Die mittleren Hg-Gehalte von Brassen der sechs übrigen Fangstellen waren in die Belastungsklasse 3 (mäßig belastet) einzuordnen. Gegenüber der im Jahr 1994 durchgeführten Untersuchung ist somit an einigen Fangstellen ein Rückgang der Hg-Gehalte eingetreten, der auch durch eine niedrigere Belastungsklasse zum Ausdruck kommt.

Für die bewerteten halogenierten KWs und synthetischen Nitromoschus-Duftstoffe besteht nach wie vor eine prinzipiell zu hohe Belastungssituation. „Sehr bedenklich“ im Sinne des

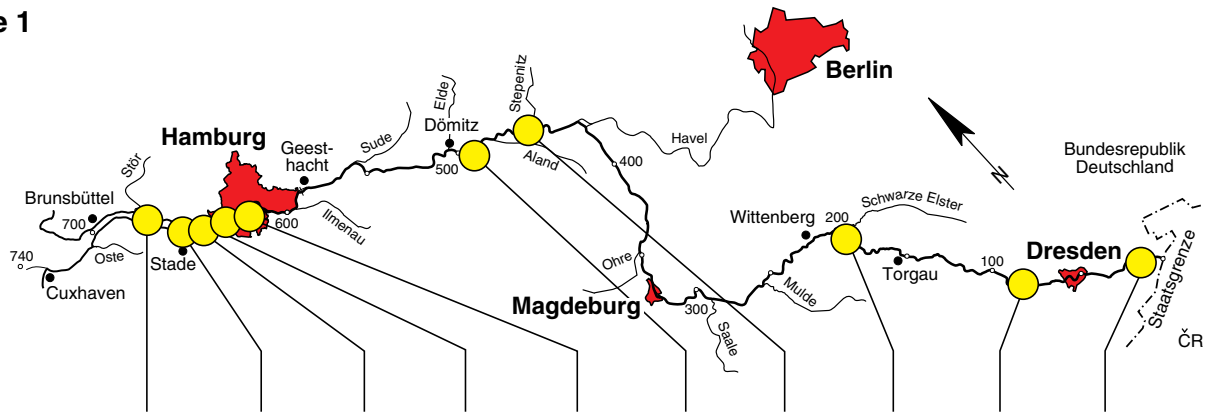
Klassifizierungssysteme erscheinen die Ergebnisse für Lindan, pp'-DDE, pp'-DDD, Octachlorstyrol sowie die PCB-Kongeneren Nr. 101, Nr. 138 und Nr. 180. Als bedenklich können die Daten für die PCB-Kongeneren Nr. 153 und Nr. 194 angesehen werden. Unauffällig hingegen sind die Nitromoschus-Duftstoffe in der Muskulatur der Elbebrassen.

6. Literatur

- ACKER, L. (1986): Die PCB-Story und die Fische. - FIMA-Schriftenreihe **9**: 17-30.
- ARGE ELBE (1980): Schwermetalldaten der Elbe von Schnackenburg bis zur See - 1979/1980. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg: 66 S.
- ARGE ELBE (1982): Chlorierte Kohlenwasserstoffe. Daten der Elbe. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg: 107 S.
- ARGE ELBE (1995): Spektrum und Verbreitung der Rundmäuler und Fische in der Elbe von der Quelle bis zur Mündung. - Aktuelle Befunde im Vergleich zu alten Daten. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg: 29 S.
- ARGE ELBE (1996): Schadstoffe in Elbefischen. Belastung und Vermarktungsfähigkeit - von der Grenze bis zur See. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg: 120 S.
- ARGE ELBE (1998): Schadstoffüberwachung der Elbe mit der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha*. Entwicklung eines Klassifizierungssystems für die elbespezifische Schadstoffbelastung im Weichkörper der Muschel. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg: 22 S.
- BAKKER, J. F. (1994): Schadstoffe in Miesmuscheln. - In: LOZAN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., VON WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. - Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin: 132-143.
- BUCHERT, H., BIHLER, S. & BALLSCHMITER, K. (1982): Untersuchungen zur globalen Grundbelastung mit Umweltchemikalien. - Fresenius Z. Anal. Chem. **313**: 1-20.
- BURKHARD, L. P., ARMSTRONG, D. E. & ANDREN, A. W. (1985): Partitioning behavior of polychlorinated biphenyls. - Chemosphere **14**: 1703-1716.
- DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung) (1991): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Bestimmung des Saprobienindex (M 2). **24**. Lieferung, Weinheim.
- ERNST, W., EDER, G., GOERKE, H., KILLER, K., WEBER, K., WEIGELT, S. & WEIGELT, V. (1985): Organische Umweltchemikalien in deutschen Ästuarien und Küstengewässern. Vorkommen, Biotransfer und Abbau. - Forschungsbericht BMFT-FB-MFU 0505 C2: 75 S.
- FATHI, M. & LORENZ, H. (1980): Bindungsformen von Quecksilber, Cadmium und Blei in Biotopen. Verhalten in der Nahrungskette und Vorkommen in Nahrungsmitteln. Eine Literaturstudie. - ZEBS-Berichte des BGA **1**: 34-36.
- GAUMERT, T. (1990): Beurteilungskriterien für die Wasserbeschaffenheit der Tideelbe. - Schriftenreihe DVWK **94**: 59-91.
- GEYER, H. J., RIMKUS, G., WOLF, M., ATTAR, A., STEINBERG, C. & KETTRUP, A. (1994): Synthetische Nitromoschus-Duftstoffe und Bromocyclen. Neue Umweltchemikalien in Fischen und Muscheln bzw. Muttermilch und Humanfett. - Z. Umweltchem. Ökotox. **6** (1): 9-17.
- GUNKEL, G. & MAST, P.-G. (1990): Untersuchungen zum „Ökologischen Wirkungskataster“ - Biologisches Monitoring und PCB-Belastung Berliner Gewässer. - TU Berlin Forschungsberichte **3**: 93 S.
- KENAGA, E.E. & GORING, C. A. J. (1980): Relationship between water solubility, soil sorption, octanol-water partitioning and concentration of chemicals in biota. - In: EATON, J. G., PARRISH, P. R. & HENDRICKS, A. C. (Eds.): Aquatic toxicology. - ASTM, Spec. Techn. Publ. **707**: 78-115.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, Hrsg.)(1976): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. Stand 1975. - Mainz.
- LOZAN, J. L. (1994): STATEASY - Eine leicht zu bedienende Software für statistische Berechnungen. Bedienungsanleitung.
- LÜHMANN, M. & MANN, H. (1962): Über die Wanderungen von Fischen in der Elbe nach Markierungsversuchen. - Der Fischwirt **12**: 1-12.

- MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins. Veränderungen seit 1971. - Umschau **24**: 778-783.
- PIEPENBURG, D. & PIATKOWSKI, U. (1994): A program of computer-aided analyses of ecological field data. - Cabios **8**: 587-590.
- RHmV (1994): Rückstands-Höchstmengenverordnung - Fassg. v. 01.09.1994. - Bonn, Bundesgesetzblatt **60**.
- RUHRVERBAND (Hrsg.)(1994): Die Gewässergüte der Ruhr. - Eigenverlag Ruhrverband: 78 S.
- SHmV (1988): Schadstoff-Höchstmengenverordnung - Fassg. v. 23.03.1988. - Bonn, Bundesgesetzblatt **13**.
- TARKPEA, M., HAGEN, J., CARLBERG, G. E., KOLSAKER, P. & STOPFLOR, H. (1985): Mutagenicity, Acute Toxicity, and Bioaccumulation Potential of six Chlorinated Styrenes. - Bull. Environm. Contam. Toxicol. **35**: 525-530.
- UBA (Hrsg. UMWELTBUNDESAMT)(1986): Beitrag zur Beurteilung von 19 gefährlichen Stoffen in oberirdischen Gewässern. - UBA-Texte **10**: 163 S.
- UBA (Hrsg. UMWELTBUNDESAMT)(1994): Umweltprobenbank des Bundes. 2. Jahresbericht 1992/93. - UBA-Texte **25**: 229 S.
- WACHS, B. (1990): Kontamination der Donaufische mit Schwermetallen - Ergebnisse der Donauexpedition 1988. - Eigenverlag der IAD, Wien: 115-120.
- WACHS, B. (1991): Ökobewertung der Schwermetallbelastung von Fließgewässern. - Münchener Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiol. **45**: 295-35.
- WACHS, B. (1993): Ökobewertung der Schwermetallbelastung des Main-Regnitz-Gebietes anhand der Geo- und Bioakkumulation sowie der Immissionen. - Münchener Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiol. **47**: 306-400.
- WACHS, B. (1994): Limnotoxizität und Ökobewertung der Schwermetalle sowie entsprechender Qualitätsziele zum Schutz aquatischer Ökosysteme. - Münchener Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiol. **48**: 425-486.
- WACHS, B. (1996): Fische als Indikatoren für Schwermetall-Belastungen. - Münchener Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiol. **49**: 104-149.
- WEIGELT, V. (1984): Kapillargaschromatographische Untersuchungen polychlorierter Biphenyle (PCB) in marinen Organismen. - Dissertation TU Berlin, unveröff.

Anlage 1



	Glückstadt (675)	Haseld. BE (655)	Fährm.-sand (645)	Mühlenb. Loch (634)	Moorburg (618)	Gorleben (492)	Wahrenberg (458)	Klößen/Gallin (205)	Winterhfn. Meißen (83)	Hafen Prossen (13)
Quecksilber	3	3	3	4	4	4	5	4	4	3
Cadmium	1	2	2	2	2	3	2	3	3	2
Blei	2	3	2	2	3	3	2	3	3	3
Kupfer	2	3	3	3	3	-	3	2	2	2
Anzahl Brassen	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15

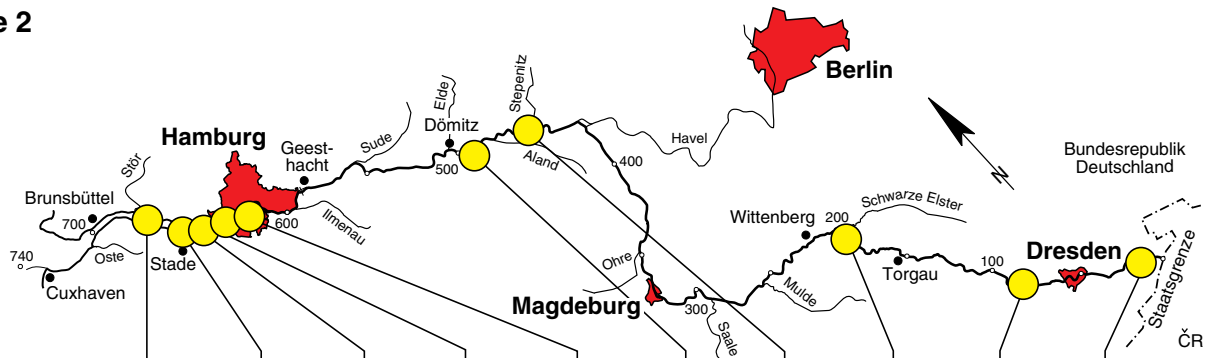
Verbale Definition	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Belastungs-klasse	1*	2	3	4	5
Element µg/kg FS					
Quecksilber	≤ 5	≤ 50	≤ 400	≤ 800	> 800
Cadmium	≤ 0,2	≤ 1	≤ 10	≤ 50	> 50
Blei	≤ 5	≤ 10	≤ 100	≤ 1000	> 1000
Kupfer	≤ 150	≤ 600	≤ 2400	≤ 4800	> 4800

* Belastungsklasse 1: abgeleitete und gerundete Hintergrundbelastung unter Berücksichtigung von Daten aus Brassenproben der Referenzgewässer

**Schadstoffe in der Muskulatur von Brassen
- Elbespezifische Belastungsklassen für Schwermetalle
bezogen auf Mittelwerte von Einzelproben des Jahres 1994 -**



Anlage 2



	Glückstadt (675)	Haseld. BE (655)	Fährm.-sand (645)	Mühlenloch (634)	Moorburg (618)	Gorleben (492)	Wahrenberg (458)	Klößen/Gallin (205)	Winterhfn. Meißen (83)	Hafen Prossen (13)
α -HCH	3	4	4	4	4	3	4	3	2	1
γ -HCH	3	2	3	3	3	3	4	3	4	2
pp'-DDE	3	3	3	3	4	4	3	4	5	4
pp'-DDD	3	3	3	3	4	5	3	3	4	4
HCB	3	3	3	3	3	3	3	5	5	5
OCS	3	3	4	4	4	4	3	4	5	5
PCB Nr. 101	4	4	4	4	4	4	3	3	4	4
PCB Nr. 138	4	3	4	4	4	4	2	4	5	4
PCB Nr. 153	4	3	4	3	3	4	2	3	5	4
PCB Nr. 180	4	4	4	4	4	4	2	4	5	4
PCB Nr. 194	5	3	3	3	3	4	2	3	4	3
Moschus-Xylol	3	3	3	3	3	3	3	4	5	5
Moschus-Keton	4	4	3	4	3	3	3	1	1	1

Anzahl Brassen n = 15 n = 15 n = 15 n = 15 n = 15 n = 15 n = 15 n = 15 n = 15 n = 15

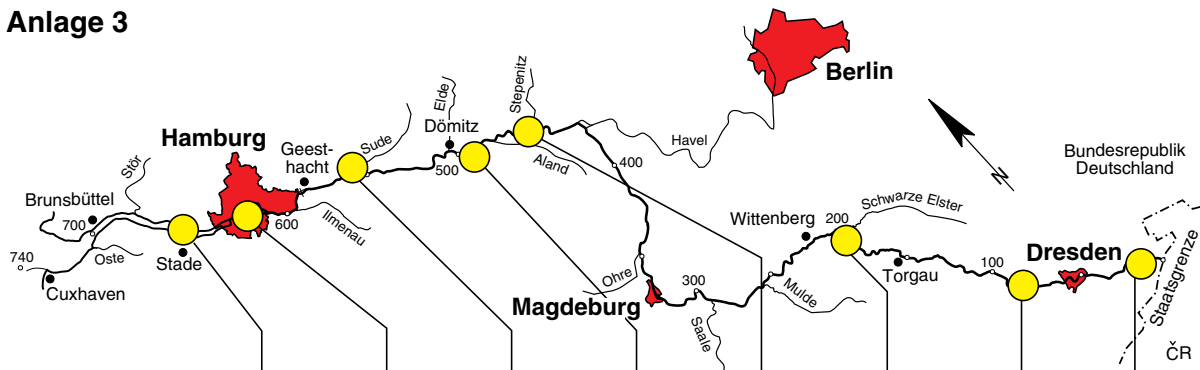
Verbale Definition	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Belastungs- Substanz klasse µg/kg Fett	1*	2	3	4	5
α -HCH	≤ 5	≤ 20	≤ 60	≤ 180	> 180
γ -HCH	≤ 25	≤ 50	≤ 75	≤ 150	> 150
pp'-DDE	≤ 125	≤ 500	≤ 2000	≤ 4000	> 4000
pp'-DDD	≤ 100	≤ 400	≤ 1600	≤ 3200	> 3200
HCB	≤ 10	≤ 500	≤ 2000	≤ 3000	> 3000
OCS	≤ 1	≤ 100	≤ 400	≤ 1200	> 1200
PCB Nr. 101	≤ 50	≤ 250	≤ 500	≤ 1500	> 1500
PCB Nr. 138	≤ 100	≤ 500	≤ 1000	≤ 3000	> 3000
PCB Nr. 153	≤ 100	≤ 1000	≤ 2000	≤ 3000	> 3000
PCB Nr. 180	≤ 50	≤ 250	≤ 500	≤ 1500	> 1500
PCB Nr. 194	≤ 5	≤ 50	≤ 150	≤ 450	> 450
Moschus-Xylol	≤ 10	≤ 50	≤ 150	≤ 450	> 450
Moschus-Keton	≤ 5	≤ 25	≤ 125	≤ 250	> 250

* Belastungsklasse 1: abgeleitete und gerundete Hintergrundbelastung unter Berücksichtigung von Daten aus Brassenproben der Referenzgewässer

Schadstoffe in der Muskulatur von Brassen
- Elbespezifische Belastungsklassen für ausgewählte Kohlenwasserstoffe
bezogen auf Mittelwerte von Einzelproben des Jahres 1994 -



Anlage 3



	Bütsfleth/ Pag. NE (655)	Köhl- brand (621SE)	Boizen- burg (560)	Gorleben (492)	Wahren- berg (456)	Gallin (205)	Winterhfn. Meißen (83)	Hafen Prossen (13)
Quecksilber	3	3	3	3	3	4	4	3
Cadmium	-	-	-	-	-	-	-	-
Blei	-	-	-	-	-	-	-	-
Kupfer	-	-	-	-	-	-	-	-
Anzahl Brassen	n = 14	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15

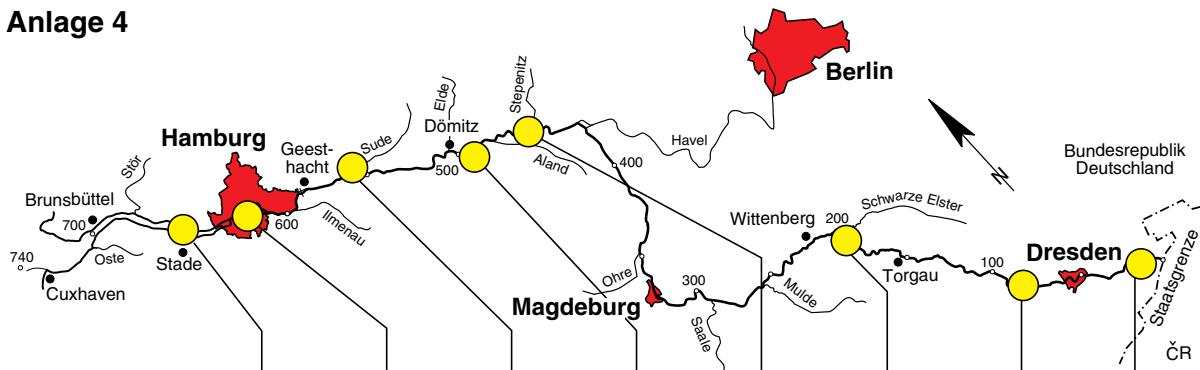
Verbale Definition	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Belastungs- klasse	1*	2	3	4	5
Element µg/kg FS					
Quecksilber	≤ 5	≤ 50	≤ 400	≤ 800	> 800
Cadmium	≤ 0,2	≤ 1	≤ 10	≤ 50	> 50
Blei	≤ 5	≤ 10	≤ 100	≤ 1000	> 1000
Kupfer	≤ 150	≤ 600	≤ 2400	≤ 4800	> 4800

* Belastungsklasse 1: abgeleitete und gerundete Hintergrundbelastung unter Berücksichtigung von Daten aus Brassenproben der Referenzgewässer

**Schadstoffe in der Muskulatur von Brassen
- Elbespezifische Belastungsklassen für Schwermetalle
bezogen auf Mittelwerte von Einzelproben des Jahres 1999 -**



Anlage 4



	Bützfleth/ Pag. NE (655)	Köhl- brand (621SE)	Boizen- burg (560)	Gorleben (492)	Wahren- berg (456)	Gallin (205)	Winterhfn. Meißen (83)	Hafen Prossen (13)
α -HCH	4	3	3	3	4	3	3	4
γ -HCH	5	3	4	4	4	3	5	5
pp'-DDE	4	4	4	5	4	5	5	5
pp'-DDD	4	5	4	4	4	5	4	5
HCB	3	3	3	3	3	5	4	4
OCS	5	4	4	4	4	4	5	5
PCB Nr. 101	4	4	3	4	3	4	4	4
PCB Nr. 138	4	4	3	4	3	4	4	4
PCB Nr. 153	5	3	3	4	3	4	5	4
PCB Nr. 180	5	4	4	4	4	4	5	4
PCB Nr. 194	4	3	4	3	3	4	4	3
Moschus-Xylol	1	1	1	1	1	1	1	1
Moschus-Keton	1	1	1	1	1	1	1	1
Anzahl Brassen	n = 14	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15	n = 15

Verbale Definition	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Belastungs- klasse	1*	2	3	4	5
Substanz $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fett					
α -HCH	≤ 5	≤ 20	≤ 60	≤ 180	> 180
γ -HCH	≤ 25	≤ 50	≤ 75	≤ 150	> 150
pp'-DDE	≤ 125	≤ 500	≤ 2000	≤ 4000	> 4000
pp'-DDD	≤ 100	≤ 400	≤ 1600	≤ 3200	> 3200
HCB	≤ 10	≤ 500	≤ 2000	≤ 3000	> 3000
OCS	≤ 1	≤ 100	≤ 400	≤ 1200	> 1200
PCB Nr. 101	≤ 50	≤ 250	≤ 500	≤ 1500	> 1500
PCB Nr. 138	≤ 100	≤ 500	≤ 1000	≤ 3000	> 3000
PCB Nr. 153	≤ 100	≤ 1000	≤ 2000	≤ 3000	> 3000
PCB Nr. 180	≤ 50	≤ 250	≤ 500	≤ 1500	> 1500
PCB Nr. 194	≤ 5	≤ 50	≤ 150	≤ 450	> 450
Moschus-Xylol	≤ 10	≤ 50	≤ 150	≤ 450	> 450
Moschus-Keton	≤ 5	≤ 25	≤ 125	≤ 250	> 250

* Belastungsklasse 1: abgeleitete und gerundete Hintergrundbelastung unter Berücksichtigung von Daten aus Brassensproben der Referenzgewässer

Schadstoffe in der Muskulatur von Brassens
 - Elbespezifische Belastungsklassen für ausgewählte Kohlenwasserstoffe
 bezogen auf Mittelwerte von Einzelproben des Jahres 1999 -



A N H A N G

Schwermetalle

Tabelle A.1.1 bis A.1.3

Organische Kohlenwasserstoffe

Tabelle A.2.1 bis A.2.2

Tab. A.1.1: Spezifische Schwermetallgehalte in Brassen (*Abramis brama* L.)
Einzelwerte in [$\mu\text{g}/\text{kg}$] FS Fischmuskulatur

1. Fangort: Belauer See (Schleswig-Holstein) vom 15.02.1996															
Einzelproben; n = 15															
Brassen Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Blei	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	4	<1	<1	5	2
Cadmium	0,25	0,26	0,22	0,66	0,52	0,47	0,26	0,66	0,25	<0,10	0,31	0,40	0,49	<0,10	0,29
Kupfer	216	237	212	203	210	246	233	267	181	229	251	246	222	280	355
Quecksilber	16	13	14	14	79	12	52	50	11	12	23	23	34	24	13

2. Fangort: Großes Meer (Emden) vom 24.05.1996															
Einzelproben; nur Quecksilber; n = 5															
Brassen Nr.	1	2	3	4	5										
Quecksilber	49	38	47	41	81										

3. Fangort: Bodstedter Bodden 1996 (Darß-Zingster Boddengewässer)															
Einzelproben; nur Quecksilber; n = 4															
Brassen Nr.	1	2	3	4											
Quecksilber	20	16	<10	16											

Tab. A.1.2: Schwermetallgehalte in Brassen (*Abramis brama* L.)
arithmetisches Mittel in [$\mu\text{g}/\text{kg}$] FS Fischmuskulatur
Referenzwerte für Pb, Cd & Cu

Gewässer	Belauer See					Großes Meer					Bodstedter Bodden				
Metall	MW	+/- SD	Min	Max	n	MW	+/- SD	Min	Max	n	MW	+/- SD	Min	Max	n
Blei	1	-	<1	5	15										
Cadmium	0,34	0,19	<0,10	0,66	15										
Kupfer	239	41	181	355	15										

Referenzwert für Hg

Gewässer	Belauer See					Großes Meer					Bodstedter Bodden					
Metall	MW	+/- SD	Min	Max	n	MW	+/- SD	Min	Max	n	MW	+/- SD	Min	Max	n	
Quecksilber	26	20	11	79	15	51	17	38	81	5	14	4	<10	20	4	
alle Gewässer	MW		+/- SD			Min		Max			n					
	29		21			<10		81			24					

Tab. A. 1.3: Schwermetalle in Brassen aus Elbefängen (Längsprofilbefischung 1994)

Statistische Parameter - Angaben in [µg/kg] Frischsubstanz

MW = arithmetisches Mittel

+/- SD = Standardabweichung einer Stichprobengruppe

Quart. = Quartile einer Stichprobengruppe

Elbe-Strom km	13	83	205	458	492	618	634	645	655	675	MW	+/- SD	1.Quart.	3.Quart.	Median
Metall															
Blei	25	17	21	6	14	14	9	10	11	6	13	6	9	16	13
Cadmium	0,3	2,0	1,8	0,9	1,1	0,5	0,3	0,7	0,5	0,2	0,8	0,6	0,4	1,1	0,6
Kupfer	420	539	437	853	-	820	651	702	674	490	621	159	490	702	651
Quecksilber	325	478	470	854	463	683	406	247	238	208	437	205	267	476	435

Tab. A.2.1: Referenzgewässer - Organische Kohlenwasserstoffe in Brassen (*Abramis brama* L.)

*) = Meßwert < Bestimmungsgrenze; hier BG-50%-Wert eingesetzt

Wert "null" = Substanz nicht nachgewiesen n.a. = nicht ausgewertet

1. Fangort: Belauer See- Schleswig-Holstein; vom 15.02.1996															
Einzelproben [$\mu\text{g}/\text{kg}$] Fett															
Brassen Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
a-HCH*)	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
g-HCH*)	23	21	2	9	1	1	5	1	1	1	4	10	1	1	4
pp'-DDE	703	637	577	240	230	498	424	454	196	278	313	186	326	539	316
pp'-DDD	69	93	473	79	3	356	146	380	290	67	77	24	188	78	43
Toxaphen 26*)	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
HCB	52	31	15	32	28	16	31	15	5	26	26	13	30	34	22
OCS*)	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
PCB Nr. 101	820	834	799	537	404	374	775	410	565	665	852	399	383	1020	640
PCB Nr. 138	1720	2560	2570	1370	1240	1070	1620	2070	2210	1870	2040	893	1020	2620	1450
PCB Nr. 153	2240	3550	3540	1710	1880	1580	2460	3430	3410	2600	2910	1320	1270	3410	1970
PCB Nr. 180	1220	2430	2260	861	957	882	1140	2180	2360	1460	1510	645	606	1750	969
PCB Nr. 194	127	329	303	81	89	95	99	309	431	183	168	63	45	133	90
Moschus Xylol*)	5	22	5	5	5	5	55	5	5	5	5	5	5	5	5
Moschus Keton*)	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5

2. Fangort: Großes Meer/Emden - Niedersachsen					
Werte v. 24.05.1996; Einzelproben [$\mu\text{g}/\text{kg}$] Fett					
Brassen Nr.	1	2	3	4	5
a-HCH	10	7,4	6,7	6,6	0
g-HCH	53	57	17	52	26
pp'-DDE	66	50	20	55	209
pp'-DDD	29	0	9,2	23	632
Toxaphen 26	0	0	0	0	0
HCB	17	14	9,2	18	14
OCS	0	0	0	0	0
PCB Nr. 101	34	34	0	0	199
PCB Nr. 138	94	71	26	86	501
PCB Nr. 153	144	104	42	131	622
PCB Nr. 180	29	30	11	22	288
PCB Nr. 194	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Moschus Xylol	0	0	3,3	3,1	0
Moschus Keton	0	0	0	0	0

3. Fangort: Flögelner See/Bremervörde - Niedersachsen			
Werte v. 19.01.1999; Mischproben [$\mu\text{g}/\text{kg}$] Fett			
Brassenkollektiv	1	2	3
a-HCH	60	50	40
g-HCH	80	175	200
pp'-DDE	320	350	260
pp'-DDD*)	50	50	50
Toxaphen 26	<20	<20	<20
HCB	20	25	20
OCS	20	<20	<20
PCB Nr. 101	40	75	60
PCB Nr. 138	300	175	340
PCB Nr. 153	260	250	240
PCB Nr. 180	160	200	200
PCB Nr. 194	20	25	20
Moschus Xylol	<100	<100	<100
Moschus Keton	<100	<100	<100

Referenzwerte, gemittelt aus 1. und/oder 2. und/oder 3. Kollektiv						
Fangorte: Belauer See, Großes Meer (1996) & Flögelner See (1999)						
in [$\mu\text{g}/\text{kg}$] Fett	MW	+/-SD	Min	Max	n	berücksichtigte Kollektive
a-HCH	3	2	0	10	20	Belauer See & Großes Meer
g-HCH	15	19	1	57	20	Belauer See & Großes Meer
pp'-DDE	166	134	20	350	35	Großes Meer & Flögelner See
pp'-DDD	100	111	0	380	48	Belauer See, Großes Meer & Flögelner See
Toxaphen 26	2	1	0	2,5	20	Belauer See & Großes Meer
HCB	22	10	5	52	50	Belauer See, Großes Meer & Flögelner See
OCS	2	1	0	2,5	20	Belauer See & Großes Meer
PCB Nr. 101	55	64	0	199	35	Großes Meer & Flögelner See
PCB Nr. 138	199	166	26	501	35	Großes Meer & Flögelner See
PCB Nr. 153	224	179	42	622	35	Großes Meer & Flögelner See
PCB Nr. 180	118	107	11	288	35	Großes Meer & Flögelner See
PCB Nr. 194	22	3	20	25	30	Flögelner See
Moschus Xylol	7	12	0	55	20	Belauer See & Großes Meer
Moschus Keton	4	2	0	5	20	Belauer See & Großes Meer

Tab. A. 2.2: Organische Schadstoffe in Brassen aus Elbefängen (Längsprofilbefischung 1994)

Statistische Parameter - Angaben in [µg/kg] Fett

MW = arithmetisches Mittel

+/- SD = Standardabweichung einer Stichprobengruppe

Quart. = Quartile einer Stichprobengruppe

Elbe-Strom km	13	83	198	458	492	618	634	645	655	675	MW	+/- SD	1.Quart.	3.Quart.	Median
a-HCH	3	20	29	122	34	78	69	70	62	47	53	34	30	70	55
g-HCH	39	98	68	87	60	60	53	57	43	62	63	18	54	67	60
pp'- DDE	3840	9330	3380	1470	3700	2450	1660	1980	1120	1180	3011	2443	1518	3620	2215
pp'- DDD	3160	3160	1470	1430	3480	2900	1460	1600	986	896	2054	998	1438	3095	1535
Moschus Xylol	496	545	174	55	118	53	126	98	69	52	179	185	59	162	108
Moschus Keton	3	5	3	54	44	30	151	53	180	181	70	72	11	127	49
HCB	4170	5290	3530	1220	1250	1360	761	1020	746	570	1992	1685	826	2988	1235
OCS	1500	2040	617	268	674	462	498	557	368	396	738	571	413	660	528
PCB 101	635	1467	497	289	903	667	770	869	521	706	732	316	550	844	687
PCB 138	1350	3159	1040	426	1360	1040	1120	1280	835	1130	1274	717	1040	1333	1125
PCB 153	2210	4897	1610	659	2190	1700	1990	2420	1500	2010	2119	1095	1633	2205	2000
PCB 180	747	2371	724	214	706	653	736	782	513	704	815	572	666	744	715
PCB 194	82	303	108	37	203	81	131	113	98	693	185	194	86	185	111