

FID Biodiversitätsforschung

Bioindikatoren

Ergebnisse des Symposiums: Tiere als Indikatoren für Umweltbelastungen
8. bis 11. März 1981 in Köln

Tiere als Monitororganismen für organische Schadstoffe

Ernst, Wolfgang

1982

Digitalisiert durch die *Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main* im Rahmen des DFG-geförderten Projekts *FID Biodiversitätsforschung (BIOfid)*

Weitere Informationen

Nähere Informationen zu diesem Werk finden Sie im:

Suchportal der Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main.

Bitte benutzen Sie beim Zitieren des vorliegenden Digitalisats den folgenden persistenten Identifikator:

[urn:nbn:de:hebis:30:4-172799](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hebis:30:4-172799)

Tiere als Monitororganismen für organische Schadstoffe

Wolfgang Ernst

Kurzfassung

Aquatische Tiere können im Wasser gelöste oder mit der Nahrung assoziierte organische Schadstoffe speichern und damit die Belastung eines Gewässers reflektieren. Der aus dem Bioakkumulationsfaktor ersichtliche Grad der Anreicherung aus dem Wasser kann mit chemisch-physikalischen Eigenschaften der Stoffe, wie Löslichkeit und Verteilungskoeffizient korreliert werden. Quantitative Messungen über die Gewässerbelastung sind für hinreichend stabile Substanzen mit hohem Biokonzentrationsfaktor durch Organismenmonitoring möglich. Bei der Festlegung der Häufigkeit des Monitoring muß die Variabilität der Schadstoffkonzentration im Wasser und die Eliminierungskinetik berücksichtigt werden. Besonders günstige Voraussetzungen hierfür liegen im marinen Bereich vor. Abschätzungen von Schadstoffkonzentrationen im Wasser mit Hilfe von Monitororganismen ergeben für verschiedene Stoffe Werte, die mit Ergebnissen aus Wasseranalysen vergleichbar sind.

Abstract

Aquatic animals can accumulate organic pollutants from water directly or via contaminated food thus reflecting the contamination of ambient waters. The bioconcentration factor can be correlated with water solubilities and partition coefficients of the pollutants. Estimates of pollutant loads in water can be achieved for the more persistent compounds exhibiting high bioconcentration factors. The frequency of monitoring depends on variation of pollutant concentrations and kinetics of depuration. Monitor organisms are preferably useful in coastal waters and estimates of the concentrations of various compounds in sea water are well comparable to those obtained from the analyses of water.

1. Einleitung

Unter Monitoring im engeren Sinne soll hier die regelmäßige Untersuchung aquatischer Tiere verstanden werden mit der Zielsetzung, die aktuelle Belastungssituation eines Gewässers durch Schadstoffe zu messen und die Trends ihrer Variabilität zu erkennen.

Aquatische Tiere können organische Inhaltsstoffe des Wassers aufnehmen und in charakteristischer Weise speichern. Sie sind daher in der Lage, eine durch organische Schadstoffe gegebene Gewässerbelastung zu reflektieren, wenn es gelingt, die gespeicherten Substanzen zu analysieren. Obwohl die Quantifizierung der Schadstoffe im Rahmen des Monitoring wertvolle Hinweise liefert, wie z. B. auf die Verwendbarkeit der Tiere als Lebensmittel oder auf das Vorliegen von ökotoxisch relevanten Schadstoffkonzentrationen im Tier, so kann hierdurch der Belastungszustand eines Gewässers, d. h. die Konzentration der gelösten Schadstoffe allenfalls qualitativ beschrieben werden, solange keine verlässlichen Bezugsgrößen zwischen den Konzentrationen der Stoffe im Wasser und in den Tieren bekannt sind.

In der vorliegenden Arbeit sollen Grundlagen, Möglichkeiten und Grenzen eines Monitoring von organischen Schadstoffen mit aquatischen Tieren für eine Abschätzung von Schadstoffkonzentrationen im Wasser dargelegt werden. Hierzu werden besonders Fragen des Schadstofftransfers, des Metabolismus und der Analytik im Hinblick auf das Schadstoffspektrum, auf Speziesunterschiede und auf den Gewässertyp behandelt.

2. Grundlagen und experimentelle Voraussetzungen

2.1. Auswahl der Tiere

An Monitororganismen für den aquatischen Bereich werden Anforderungen gestellt, die von PHILLIPS (1978) zusammengefaßt werden: Die Tiere sollen im wesentlichen sedentär oder repräsentativ für das Untersuchungsgebiet sein, in genügender Menge vorkommen, eine ausreichende Größe zur Durchführung der Analysen haben, genügend widerstandsfähig sein für Laboruntersuchungen und eine einfache Korrelation der Konzentration im Wasser mit den Gehalten in Organismen aufweisen.

Die in unserem Laboratorium verwendeten Arten stammen aus dem marinen Bereich und umfassen: die Muschel *Mytilus edulis* (Miesmuschel), die Ringelwürmer *Lanice conchilega*, *Nereis virens* und *Nereis diversicolor* sowie den Plattfisch *Solea solea*. Alle Tiere erfüllen die oben genannten Anforderungen, können jedoch gezielt für verschiedene Aufgabenstellungen eingesetzt werden. Auf die Miesmuschel wird besonders eingegangen, da sie als Monitororga-

nismus bereits praktische Bedeutung hat (GOLDBERG 1975, NATIONAL RESEARCH COUNCIL 1980) und für eine Reihe von Stoffen aus eigenen Untersuchungen Ergebnisse existieren (ERNST 1977, ERNST 1979, ERNST, GOERKE, EDER & WEBER 1981).

2.2. Bioakkumulation und Eliminierung

Die Bioakkumulation eines Stoffes durch das Versuchstier kann auf zwei Wegen erfolgen: (a) durch Aufnahme aus dem Wasser, definiert als Biokonzentration und (b) durch Aufnahme mit der Nahrung, definiert als Biomagnifikation.

Für die Abschätzung der Schadstoffkonzentration in natürlichen Gewässern durch die Analyse exponierter Tiere, ist die Kenntnis des Bioakkumulationspotentials von grundlegender Bedeutung.

Wird eine im Wasser gelöste organische Substanz bei konstanter Konzentration von einem Organismus aufgenommen und nicht im Intermediärstoffwechsel rasch abgebaut, so steigt die Konzentration im Tier bis zur Erreichung eines Sättigungswertes an. Die Aufnahme einer Substanz aus dem Wasser kann durch folgenden Ansatz beschrieben werden:

$$\frac{dC_A}{dt} = k_1 \cdot C_w - k_2 \cdot C_A \quad (1)$$

$$C_{At} = \frac{k_1}{k_2} \cdot C_w (1 - e^{-k_2 t}) \quad (2)$$

$$C_{Ast} = \frac{k_1}{k_2} \cdot C_w \quad (3)$$

$$C_{Ast} = BCF \cdot C_w \quad (3a)$$

$$\frac{k_1}{k_2} = BCF \quad (3b)$$

$$C_{At} = C_{Ast} (1 - e^{-k_2 t}) \quad (4)$$

Die zeitliche Veränderung des Schadstoffgehaltes wird bestimmt durch die gegenläufigen Prozesse der Aufnahme und der Eliminierung (Gl. (1)). Die Integration dieser Beziehung liefert die Gl. (2). Hieraus folgt durch Vorgabe langer Expositionszeiten ($t \rightarrow \infty$) oder auch durch die Forderung der Gleichgewichtsbedingung (Gl. (1), $\frac{dC_A}{dt} = 0$) die Gl. (3). Einsetzen von Gl. (3) in Gl. (2) liefert Gl. (4), die in Abb. 1 dargestellt ist, wobei der Zeitmaßstab in Halbwertszeiten (Gl. (7)) angegeben ist. Es wird hieraus ersichtlich, daß die Expositionsdauer über mehrere Halbwertszeiten anzusetzen ist, um einen für

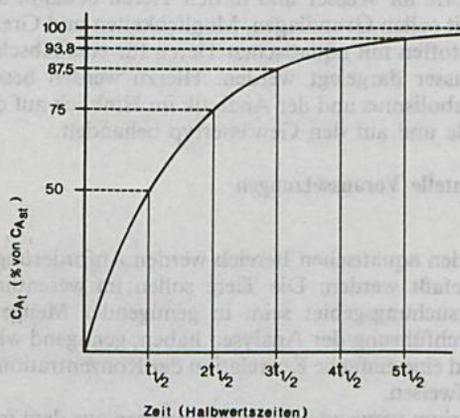


Abbildung 1. Zeitlicher Verlauf der Biokonzentration einer persistenten organischen Verbindung bei konstanter Konzentration im Wasser.

C_{Ast} : Maximal erreichbare Konzentration im Tier,

C_{At} : Konzentration im Tier zum Zeitpunkt t .

praktische Zwecke befriedigenden Näherungswert für den 'steady-state' zu erreichen. Der Vorgang der Eliminierung kann aus Gl. (5) entwickelt werden, die durch Integration in Gl. (6) übergeht und schließlich die Eliminierungshalbwertszeit $t_{1/2}$ liefert.

Die hier dargestellten Zusammenhänge sollen in erster Näherung eine rechnerische Handhabung von Versuchsdaten ermöglichen. Nur für eine begrenzte Anzahl von Stoffen und kürzere Versuchsdauer wird eine befriedigende Beschreibung hierdurch erreicht werden; insbesondere die Eliminierungskinetik kann erheblich von dieser Darstellung abweichen.

$$-\frac{dC_A}{dt} = k_2 \cdot C_A \quad (5)$$

$$C_{A_t} = C_{A_0} \cdot e^{-k_2 t} \quad (6)$$

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k_2} \quad (7)$$

Symbolerklärung zu Gl. 1-7

$C_A, C_{A_t}, C_{A_{st}}, C_{A_0}$: Konzentration im Tier allgemein, zum Zeitpunkt t , bei 'steady state' Bedingungen, nach einer beliebigen Expositionsdauer;

k_1, k_2 : Geschwindigkeitskonstante der Aufnahme und der Eliminierung;

C_w : Schadstoffkonzentration im Wasser;

BCF: Biokonzentrationsfaktor.

Eine positive Korrelation des BCF mit dem Fettgehalt der Versuchstiere wurde bei Muscheln aber auch bei anderen Tieren festgestellt, jedoch steht ein ausreichendes Untersuchungsmaterial hierüber noch nicht zur Verfügung; der Lipidgehalt ist offenbar nicht der einzige beeinflussende Faktor.

Eine angenäherte Ermittlung von Biokonzentrationsfaktoren wird in den letzten Jahren mit Hilfe physikalischer Eigenschaften wie Wasserlöslichkeit ($L, \mu\text{g l}^{-1}$) und Verteilungskoeffizient (P) im System n -Oktanol/Wasser versucht. Von verschiedenen Autoren werden hierfür folgende Beziehungen angegeben:

$\log \text{BCF} = -0.3891 \log L + 3.995$ LU & METCALF (1975) (Modellökosystem)

$\log \text{BCF} = -0.523 \log L + 4.527$ ERNST, in vorliegender Arbeit (Muscheln)

$\log \text{BCF} = 0.542 \log P + 0.124$ NEELY, BRANSON & BLAU (1974) (Fisch)

$\log \text{BCF} = 0.85 \log P - 0.7$ VEITH, DE FOE & BERGSTEDT (1979) (Fisch)

$\log \text{BCF} = 0.74 \log P - 0.53$ ERNST, unveröff. (Muscheln)

Diese Beziehungen leisten für eine Abschätzung des BCF wertvolle Dienste; jedoch ist hierbei zu beachten, daß ein doppeltlogarithmischer Maßstab angewendet wird. Die Korrelation zwischen dem BCF und der Löslichkeit ist für Bivalvia in Abb. 2 wiedergegeben.

Der Biokonzentrationsfaktor besitzt eine praktische Bedeutung: Nach Gl. (3) gestattet er die Berechnung der maximal erreichbaren Stoffbelastung in einem gegebenen Versuchstier bei bekannter Schadstoffkonzentration im Wasser oder der Schadstoffkonzentration im Wasser bei bekanntem Schadstoffgehalt genügend lange exponierter Tiere. Für die eindeutige rechnerische Handhabung wird zweckmäßig der bei 'steady state'-Bedingungen ermittelte BCF verwendet.

2.2.1. Bestimmung von Biokonzentrationsfaktoren

Die Bestimmung des BCF kann nach verschiedenen Methoden durchgeführt werden:

- entsprechend der Abb. 1 werden die Versuchstiere solange bei konstanter Konzentration des Schadstoffes im Wasser exponiert, bis sich ein Plateauwert in den Tieren einstellt;
- unter Abkürzung dieses Vorganges wird k_1 und k_2 im Kurzzeitexperiment ermittelt (BRANSON, BLAU, ALEXANDER & NEELY 1975), woraus sich nach Gl. (3b) der BCF ergibt;
- die Tiere werden in einem statischen Test solange exponiert, bis keine Änderung der Konzentration der Substanz im Wasser mehr auftritt (ERNST 1977).

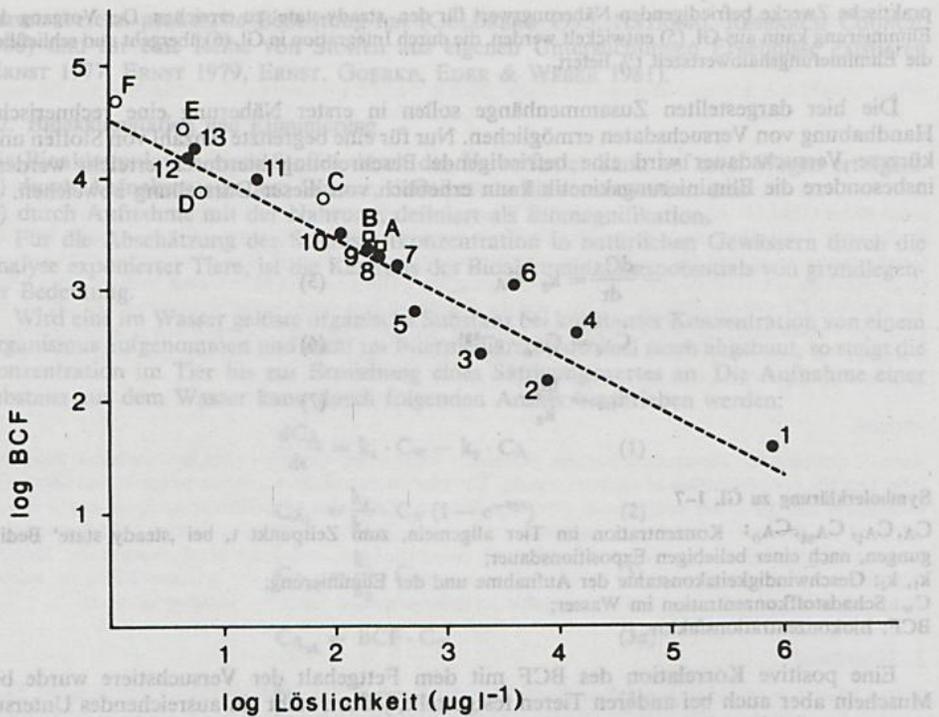


Abbildung 2. Korrelation zwischen der Wasserlöslichkeit organischer Substanzen und dem Biokoncentrationsfaktor in Bivalvia.

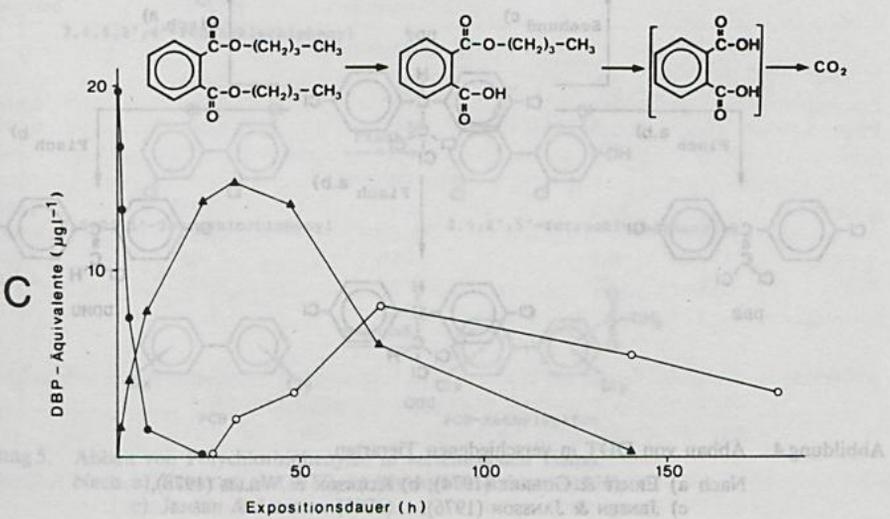
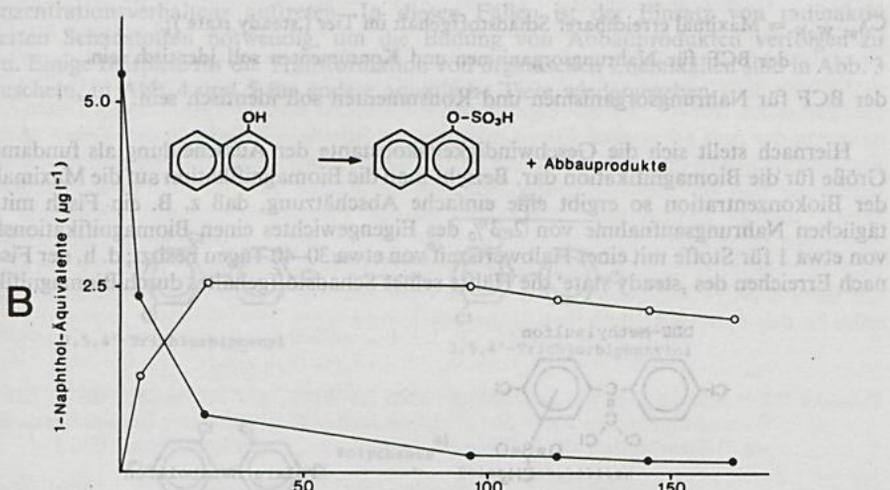
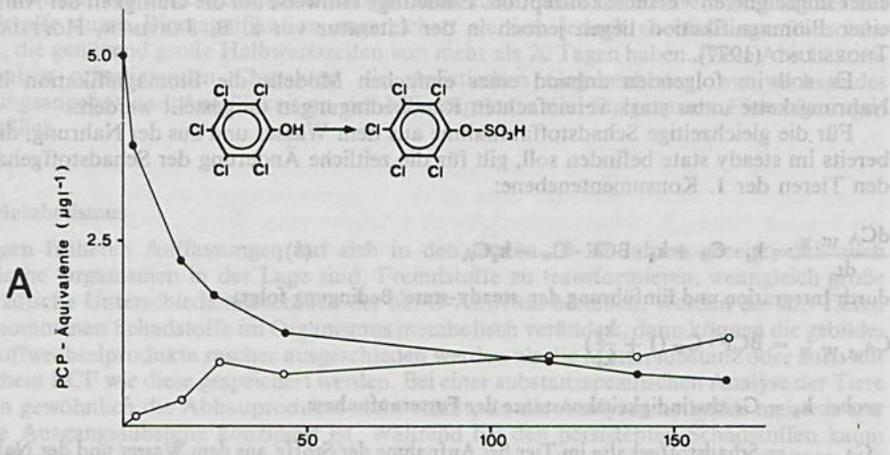
- *Mytilus edulis* nach ERNST (1977) und ERNST, unveröff. 1:2,4,6-Trichlorphenol, 2: ●-HCH, 3: α -HCH, 4: PCP, 5: α -Endosulfan, 6: 2-Chlorbiphenyl, 7: Heptachlorepoxyd, 8: Endrin, 9: Dieldrin, 10: 2,5,4',-Trichlorbiphenyl, 11: DDD, 12: Hexachlorbenzol, 13: DDT. Für 1-13 gilt: $\log \text{BCF} = -0.523 \log (\text{Löslichkeit}) + 4.527$ (Löslichkeiten: WEIL et al. 1974; MACKAY et al. 1980).
- , ○ Werte für *Crassostrea virginica*: Nach MASON & ROWE (1976): A: Endrin, B: Dieldrin.
Nach VREELAND (1974): C: 3,4,2'-Trichlorbiphenyl, D: 2,5,2',5'-Tetrachlorbiphenyl, E: 2, 3, 4, 2', 5'-Pentachlorbiphenyl, F: 2,4,5,2',4',5'-Hexachlorbiphenyl.

2.3. Biomagnifikation

Die Aufnahme von Schadstoffen mit der Nahrung bei Organismen höherer trophischer Ebenen führt neben der Aufnahme über das Wasser zu einer zusätzlichen Einschleusung von Schadstoffen in den Organismus. Die Diskussion, ob hieraus eine erhebliche Anreicherung der Schadstoffe resultiert, ist immer noch kontrovers. Die Hauptgründe hierfür liegen offenbar in

Abbildung 3. Transformation verschiedener organischer Schadstoffe in der Muschel, *Mytilus edulis*, im statischen Test bei 10 °C und 33‰ S.

- A. Bildung von Pentachlorphenolsulfat (PCP-Sulfat).
 - Konzentration von PCP im Wasser,
 - Konzentration von PCP-Sulfat.
- B. Bildung von 1-Naphtholsulfat und polaren Metaboliten.
 - Konzentration von 1-Naphthol im Wasser,
 - Konzentration der Metaboliten im Wasser.
- C. Abbau von Dibutylphthalat (DBP).
 - Konzentration von DBP im Wasser,
 - ▲ Bildung von Monobutylphthalat,
 - Bildung von Kohlendioxid.



einer ungeeigneten Versuchskonzeption. Eindeutige Hinweise auf die Gültigkeit der Annahme einer Biomagnifikation liegen jedoch in der Literatur vor z. B. JÄRVINEN, HOFFMANN & THORSLUND (1977).

Es soll im folgenden anhand eines einfachen Modells die Biomagnifikation in der Nahrungskette unter stark vereinfachten Randbedingungen dargestellt werden:

Für die gleichzeitige Schadstoffaufnahme aus dem Wasser und aus der Nahrung, die sich bereits im steady state befinden soll, gilt für die zeitliche Änderung der Schadstoffgehalte in den Tieren der 1. Konsumentenebene:

$$\frac{dC_{A,W,N}}{dt} = k_1 \cdot C_w + k_3 \cdot BCF \cdot C_w - k_2 C_A \quad (8);$$

durch Integration und Einführung der ‚steady-state‘ Bedingung folgt:

$$C_{A,St,W,N} = BCF \cdot C_w \left(1 + \frac{k_3}{k_2}\right)$$

wobei k_3 = Geschwindigkeitskonstante der Futtermaufnahme,

$C_{A,W,N}$ = Schadstoffgehalte im Tier bei Aufnahme der Stoffe aus dem Wasser und der Nahrung,

$C_{A,St,W,N}$ = Maximal erreichbarer Schadstoffgehalt im Tier (‚steady state‘);

der BCF für Nahrungsorganismen und Konsumenten soll identisch sein.

der BCF für Nahrungsorganismen und Konsumenten soll identisch sein.

Hiernach stellt sich die Geschwindigkeitskonstante der Ausscheidung als fundamentale Größe für die Biomagnifikation dar. Bezieht man die Biomagnifikation auf die Maximalwerte der Biokonzentration so ergibt eine einfache Abschätzung, daß z. B. ein Fisch mit einer täglichen Nahrungsaufnahme von 2–3% des Eigengewichtes einen Biomagnifikationsfaktor von etwa 1 für Stoffe mit einer Halbwertszeit von etwa 30–40 Tagen besitzt; d. h. der Fisch hat nach Erreichen des ‚steady state‘ die Hälfte seines Schadstoffgehaltes durch Biomagnifikation

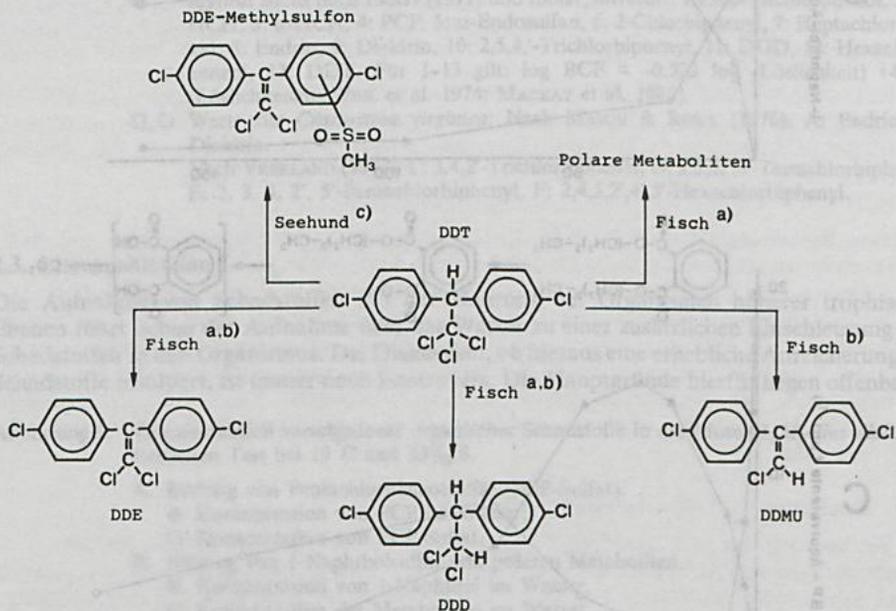


Abbildung 4. Abbau von DDT in verschiedenen Tierarten.

Nach a) ERNST & GOERKE (1974), b) ADDISON & WILLIS (1978),
c) JENSEN & JANSSON (1976).

aufgenommen. In der 2. Konsumentenebene kann nach diesem Modell ein Mehrfaches der Schadstoffe durch Biomagnifikation angereichert werden, jedoch ebenfalls nur für solche Stoffe, die genügend große Halbwertszeiten von mehr als 20 Tagen haben. Diese Abschätzungen haben orientierenden Charakter; die realistischen Gegebenheiten, wie wechselndes Nahrungsangebot und Anteiligkeit an der Nahrungskette sind für genauere Einschätzungen unerlässlich.

2.4. Metabolismus

Entgegen früheren Auffassungen hat sich in den letzten 10–20 Jahren gezeigt, daß auch aquatische Organismen in der Lage sind, Fremdstoffe zu transformieren, wenngleich große artspezifische Unterschiede hinsichtlich der MFO-Aktivität bestehen. Werden die von Tieren aufgenommenen Schadstoffe im Organismus metabolisch verändert, dann können die gebildeten Stoffwechselprodukte rascher ausgeschieden werden als die Muttersubstanz oder auch mit ähnlichem BCF wie diese gespeichert werden. Bei einer substanzspezifischen Analyse der Tiere werden gewöhnlich die Abbauprodukte nicht erfaßt, da die Analysenmethodik meistens nur für die Ausgangssubstanz konzipiert ist. Während bei den persistenten Schadstoffen kaum solche Probleme entstehen, können bei leichter abbaubaren Stoffen Fehlinterpretationen des Biokonzentrationsverhaltens auftreten. In diesen Fällen ist der Einsatz von radioaktiv markierten Schadstoffen notwendig, um die Bildung von Abbauprodukten verfolgen zu können. Einige Beispiele für die Transformation von organischen Chemikalien sind in Abb. 3 für Muscheln, in Abb. 4 und 5 für andere aquatische Tiere wiedergegeben.

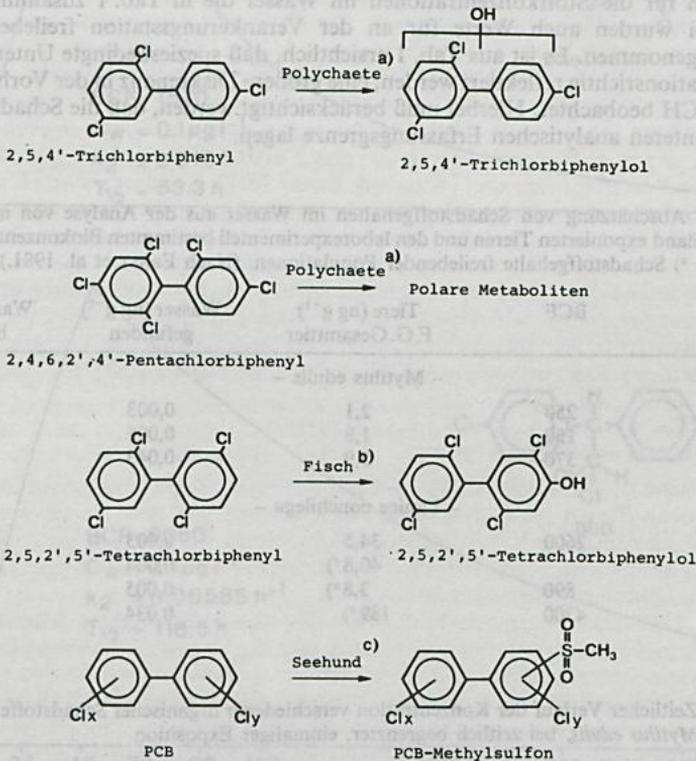


Abbildung 5. Abbau von Polychlorobiphenylen in verschiedenen Tieren.
Nach a) ERNST et al. (1977), b) MELANCON & LECH (1976),
c) JENSEN & JANSSON (1976).

2.5. Monitoring in Gewässern variabler und konstanter Schadstoffkonzentrationen

Bei dem Einsatz von Tieren für das Monitoring in Fließgewässern mit variierender Schadstoffkonzentration wird häufig der Schadstoffgehalt in den Tieren als Reflexion einer ‚mittleren‘ Schadstoffkonzentration im Gewässer (‚integraler Effekt‘) betrachtet. In Abb. 6 ist dargestellt, wie eine einmalige, zeitlich begrenzte Exposition von Muscheln für Stoffe unterschiedlicher Halbwertszeit wiedergegeben wird. Hiernach ergibt sich, daß es entscheidend von der Halbwertszeit der Stoffe oder der Zeitkonstanten des Monitoring abhängt, welcher Anteil der aufgenommenen Schadstoffmenge noch in den Tieren erkennbar ist. Schadstoffe mit vergleichsweise kleinen Halbwertszeiten können möglicherweise der Kontrolle vollständig entgehen. Zeitlich begrenzte Spitzenwerte der Gewässerbelastung werden in der Regel nicht erkennbar sein. Fische scheiden organische Schadstoffe langsamer aus; jedoch besitzen sie eine weitaus bessere Ausstattung zum Abbau der Schadstoffe, so daß das erfaßbare Substanzspektrum wiederum auf persistente, stärker akkumulierende Substanzen beschränkt wird.

3. Untersuchungsergebnisse

3.1. Exponierte Tiere

Zur Überprüfung laborexperimentell gewonnener Daten für α -Hexachlorcyclohexan (α -HCH), γ -Hexachlorcyclohexan (γ -HCH) und Pentachlorphenol (PCP) in Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) und in dem Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*) wurden die Tiere in einem besonders konstruierten Käfiggestell im Weserästuar verankert (ERNST et al., 1981). Die drei ausgewählten Schadstoffe wurden in dem Wasser des Untersuchungsgebietes über längere Zeit gemessen, wobei sich eine vergleichsweise konstante Konzentration ergab. Unter Zugrundelegung der dort ermittelten Daten, nämlich der Schadstoffgehalte in den Tieren nach einer Expositionsdauer von 10 Wochen und der im Labor bestimmten Biokonzentrationsfaktoren berechnen sich für die Stoffkonzentrationen im Wasser die in Tab. 1 zusammengestellten Werte; hierbei wurden auch Werte für an der Verankerungsstation freilebende *Lanice conchilega* aufgenommen. Es ist aus Tab. 1 ersichtlich, daß speziesbedingte Unterschiede des BCF konzentrationsrichtig reflektiert werden; eine größere Diskrepanz in der Vorhersage wird nur beim α -HCH beobachtet. Hierbei muß berücksichtigt werden, daß die Schadstoffgehalte nahe an der unteren analytischen Erfassungsgrenze lagen.

Tabelle 1. Zur Abschätzung von Schadstoffgehalten im Wasser aus der Analyse von in Käfigen im Freiland exponierten Tieren und den laborexperimentell bestimmten Biokonzentrationsfaktoren. *) Schadstoffgehalte freilebender Populationen. (Nach ERNST et al. 1981.)

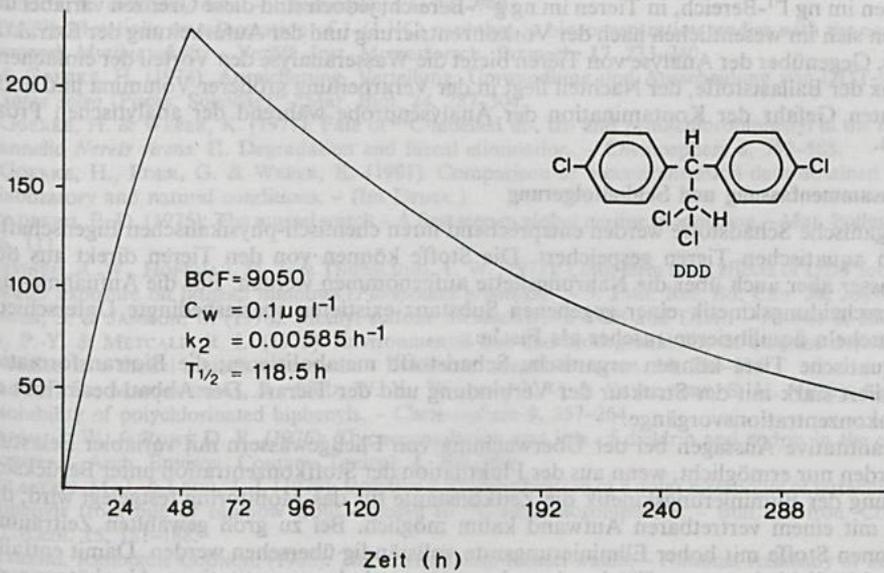
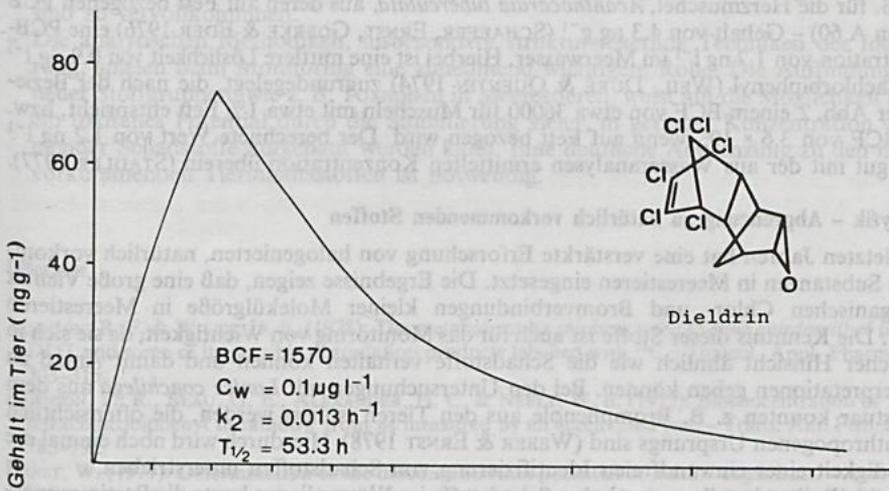
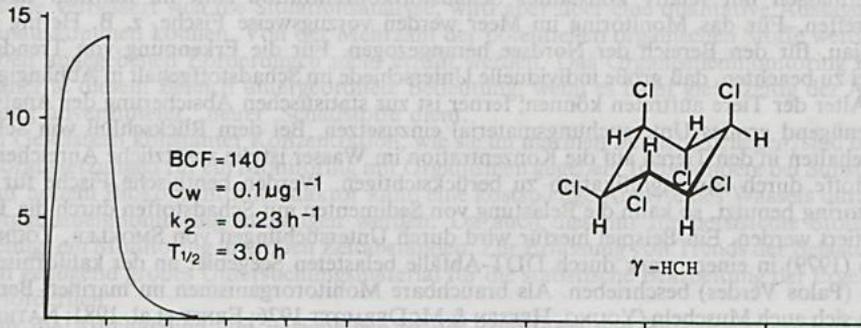
Substanz	BCF	Tiere (ng g ⁻¹) F.G. Gesamttier	Wasser (ng g ⁻¹) gefunden	Wasser (ng g ⁻¹) berechnet
- <i>Mytilus edulis</i> -				
α -HCH	250	2,1	0,003	0,008
γ -HCH	150	1,8	0,005	0,012
PCP	370	5,9	0,043	0,016
- <i>Lanice conchilega</i> -				
α -HCH	2600	34,5 40,8 ^{*)}	0,003 0,004	0,013 0,016
γ -HCH	890	3,8 ^{*)}	0,005	0,004
PCP	4300	189 ^{*)}	0,034	0,044

Abbildung 6. Zeitlicher Verlauf der Konzentration verschiedener organischer Schadstoffe in Muscheln, *Mytilus edulis*, bei zeitlich begrenzter, einmaliger Exposition.

C_w = Konzentration im Wasser,

k_2 = Geschwindigkeitskonstante der Eliminierung,

$T_{1/2}$ = Halbwertszeit der Eliminierung. (Es wird die Eliminierungszeit für 50% der Stoffe nach Erreichen der ‚steady state‘ Konzentration eingesetzt.)



3.2. Freilebende Tiere

Wassermassen mit relativ konstanter Schadstoffkonzentration sind im marinen Bereich anzutreffen. Für das Monitoring im Meer werden vorzugsweise Fische, z. B. Hering und Kabeljau, für den Bereich der Nordsee herangezogen. Für die Erkennung von Trends ist hierbei zu beachten, daß große individuelle Unterschiede im Schadstoffgehalt in Abhängigkeit vom Alter der Tiere auftreten können; ferner ist zur statistischen Absicherung der Analysen ein genügend großes Untersuchungsmaterial einzusetzen. Bei dem Rückschluß von Schadstoffgehalten in den Tieren auf die Konzentration im Wasser ist die zusätzliche Anreicherung der Stoffe durch Biomagnifikation zu berücksichtigen. Werden benthische Fische für das Monitoring benutzt, so kann die Belastung von Sedimenten mit Schadstoffen durch die Tiere reflektiert werden. Ein Beispiel hierfür wird durch Untersuchungen von SMOKLER, YOUNG & GARD (1979) in einem stark durch DDT-Abfälle belasteten Seegebiet an der kalifornischen Küste (Palos Verdes) beschrieben. Als brauchbare Monitororganismen im marinen Bereich haben sich auch Muscheln (YOUNG, HEESEN & MCDERMOTT 1976; ERNST et al. 1981; NATIONAL RESEARCH COUNCIL 1980) erwiesen. Aus Analysen freilebender Tiere der Nordsee berechnet sich z. B. für die Herzmuschel, *Acanthocardia tuberculata*, aus deren auf Fett bezogenen PCB (Clophen A 60) - Gehalt von $4.3 \mu\text{g g}^{-1}$ (SCHAEFER, ERNST, GOERKE & EDER 1976) eine PCB-Konzentration von 1.2 ng l^{-1} im Meerwasser. Hierbei ist eine mittlere Löslichkeit von $0.9 \mu\text{g l}^{-1}$ für Hexachlorbiphenyl (WEIL, DURÉ & QUENTIN 1974) zugrundegelegt, die nach der Beziehung der Abb. 2 einem BCF von etwa 36000 für Muscheln mit etwa 1% Fett entspricht, bzw. einem BCF von 3.6×10^6 , wenn auf Fett bezogen wird. Der berechnete Wert von 1.2 ng l^{-1} stimmt gut mit der aus Wasseranalysen ermittelten Konzentration überein (STADLER 1977).

4. Analytik - Abgrenzung zu natürlich vorkommenden Stoffen

In den letzten Jahren hat eine verstärkte Erforschung von halogenierten, natürlich vorkommenden Substanzen in Meerestieren eingesetzt. Die Ergebnisse zeigen, daß eine große Vielfalt von organischen Chlor- und Bromverbindungen kleiner Molekülgröße in Meerestieren existiert. Die Kenntnis dieser Stoffe ist auch für das Monitoring von Wichtigkeit, da sie sich in analytischer Hinsicht ähnlich wie die Schadstoffe verhalten können und damit Anlaß zu Fehlinterpretationen geben können. Bei den Untersuchungen mit *Lanice conchilega* aus dem Weserästuar konnten z. B. Bromphenole aus den Tieren isoliert werden, die offensichtlich nicht anthropogenen Ursprungs sind (WEBER & ERNST 1978). Hierdurch wird noch einmal die Notwendigkeit einer einwandfreien Identifizierung von Schadstoffen unterstrichen.

Für eine Reihe aktueller organischer Schadstoffe im Wasser liegen heute die Bestimmungsgrenzen im ng l^{-1} -Bereich, in Tieren im ng g^{-1} -Bereich; jedoch sind diese Grenzen variabel und richten sich im wesentlichen nach der Vorkonzentrierung und der Aufarbeitung der Extraktivstoffe. Gegenüber der Analyse von Tieren bietet die Wasseranalyse den Vorteil der einfacheren Matrix der Ballaststoffe, der Nachteil liegt in der Verarbeitung größerer Volumina und in der erhöhten Gefahr der Kontamination der Analysenprobe während der analytischen Prozeduren.

5. Zusammenfassung und Schlußfolgerung

- Organische Schadstoffe werden entsprechend ihren chemisch-physikalischen Eigenschaften von aquatischen Tieren gespeichert. Die Stoffe können von den Tieren direkt aus dem Wasser aber auch über die Nahrungskette aufgenommen werden. Für die Aufnahme- und Ausscheidungskinetik einer gegebenen Substanz existieren speziesbedingte Unterschiede; Muscheln äquilibrieren rascher als Fische.
- Aquatische Tiere können organische Schadstoffe metabolisieren; die Biotransformation variiert stark mit der Struktur der Verbindung und der Tierart. Der Abbau beeinflusst die Biokonzentrationsvorgänge.
- Quantitative Aussagen bei der Überwachung von Fließgewässern mit variabler Belastung werden nur ermöglicht, wenn aus der Fluktuation der Stoffkonzentration unter Berücksichtigung der Eliminierungskinetik die Zeitkonstante für das Monitoring festgelegt wird; dies ist mit einem vertretbaren Aufwand kaum möglich. Bei zu groß gewählten Zeiträumen können Stoffe mit hoher Eliminierungsrate vollständig übersehen werden. Damit entfallen die Möglichkeiten von Frachtenberechnungen und der quantitativen Abschätzung der

- Gesamtbelastung; ferner entgehen Spitzenbelastungen mit möglicherweise toxischen Schadstoffkonzentrationen der Erfassung. Mit steigender Persistenz und Akkumulierbarkeit der Stoffe verbessert sich die Situationsanalyse, wird aber über eine qualitative Aussage nicht hinauskommen können. Von der Mehrzahl der potentiellen organischen Stoffe werden die oben angegebenen Forderungen nicht erfüllt werden. Das Organismenmonitoring besitzt daher in diesem Bereich untergeordnete Bedeutung, wenn es nicht gleichzeitig der Auffindung unvermuteter, „neuer“ Schadstoffe dient.
- In Gewässern konstanter Konzentration, wie sie im marinen Bereich vorliegen, sind bessere Voraussetzungen für ein Monitoring mit Organismen gegeben. Insbesondere bei Substanzen mit hohem Biokonzentrationsfaktor kann eine kostspielige Analyse des Wassers durch das Organismenmonitoring umgangen werden. Da auch dies nur für persistente Stoffe gilt, genügt ein Monitoring in großen Zeitabständen. Zur Erfassung von Trends der Belastung ist ein genügend großes Untersuchungsmaterial für die statistische Bearbeitung der Ergebnisse erforderlich.
 - Für die Abschätzung von Belastungen ist die Ermittlung von Biokonzentrationsfaktoren unerlässlich; Methoden zur Bestimmung und Absicherung dieser wichtigen Bezugsgröße sind zu vervollkommen.
 - Die analytischen Methodiken, insbesondere struktursichernde Techniken der Identifizierung, spielen beim Monitoring eine zunehmend wichtigere Rolle. Die Auffindung immer neuer Stoffgruppen, wie z. B. Toxaphen in Meerestieren, weist auf die Möglichkeit hin, daß ein toxisches Potential durch die Summierung vieler, in geringer Konzentration vorkommender Schadstoffe aufgebaut werden kann. Eine deutliche Abgrenzung zu den natürlich vorkommenden Tierinhaltsstoffen ist notwendig.

Literatur

- ADDISON, R. F. & WILLIS, D. E. (1978): The metabolism by rainbow trout (*Salmo gairdnerii*) of p, p'-(¹⁴C) DDT and some of its possible degradation products labelled with ¹⁴C. - *Toxicol. Appl. Pharmacol.* **43**, 303-315.
- BRANSON, D. R., BLAU, G. E., ALEXANDER, H. C. & NEELY, W. B. (1975): Bioconcentration of 2,2', 4,4'-tetrachlorobiphenyl in rainbow trout as measured by an accelerated test. - *Trans. Am. Fish. Soc.* **104**, 785-792.
- ERNST, W. (1977): Determination of the bioconcentration potential of marine organisms. - A steady state approach. I. Bioconcentration data for seven chlorinated pesticides in mussels (*Mytilus edulis*) and their relation to solubility data. - *Chemosphere* **6**, 731-740.
- (1979): Metabolic transformation of 1-(1-¹⁴C) naphthol in bioconcentration studies with the common mussel, *Mytilus edulis*. - *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* **17**, 233-240.
- & GOERKE, H. (1974): Anreicherung, Verteilung, Umwandlung und Ausscheidung von DDT-¹⁴C bei *Solea solea* (Pisces: Soleidae). - *Mar. Biol.* **24**, 287-304.
- GOERKE, H. & WEBER, K. (1977): Fate of ¹⁴C-labelled di-, tri- and pentachlorobiphenyl in the marine annelid *Nereis virens*. II. Degradation and faecal elimination. - *Chemosphere* **6**, 559-568.
- GOERKE, H., EDER, G. & WEBER, K. (1981): Comparison of bioconcentration data obtained under laboratory and natural conditions. - (Im Druck.)
- GOLDBERG, E. D. (1975): The mussel watch - A first step in global marine monitoring. - *Mar. Pollut. Bull.* **6**, 111.
- JARVINEN, A. W., HOFFMAN, M. J. & THORSLUND, T. W. (1977): Long-term toxic effects of DDT food and water exposure on fathead minnows (*Pimephales promelas*). - *J. Fish. Res. Bd. Can.* **34**, 2089-2103.
- JENSEN, S. & JANSSON, B. (1976): Methyl sulfone metabolites of PCB and DDE. - *Ambio* **5**, 257-260.
- LU, P.-Y. & METCALF, R. L. (1975): Environmental fate and biodegradability of benzene derivatives as studied in a model aquatic ecosystem. - *Environm. Health Perspect.* **10**, 269-284.
- MACKAY, D., MASCARENHAS, R., SHIU, W. Y., VALVANI, S. C. & YALKOWSKY, S. H. (1980): Aqueous solubility of polychlorinated biphenyls. - *Chemosphere* **9**, 257-264.
- MASON, J. W. & ROWE D. R. (1976): The accumulation and loss of dieldrin and endrin in the eastern oyster. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **4**, 349-360.
- MELANCON, M. J. & LECH, J. J. (1976): Isolation and identification of a polar metabolite of tetrachlorobiphenyls from bile of rainbow trout exposed to ¹⁴C-tetrachlorobiphenyl. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **15**, 181-188.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1980): The international mussel watch. - National Academy of Science, Washington.

- NEELY, W. B., BRANSON, D. R. & BLAU, G. E. (1974): Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. - Environ. Sci. Technol. **8**, 1113-1115.
- PHILLIPS, D. J. H. (1978): Use of biological indicator organisms to quantitate organochlorine pollutants in aquatic environments - A review. - Environ. Pollut. **16**, 167-229.
- SCHAEFFER, R. G., ERNST, W., GOERKE, H. & EDER, G. (1976): Residues of chlorinated hydrocarbons in North Sea animals in relation to biological parameters. - Ber. dt. wiss. Komm. Meeresforsch. **24**, 225-233.
- SMOKLER, P. E., YOUNG, D. R. & GARD, K. L. (1979): DDTs in marine fishes following termination of dominant California input: 1970-77. Mar. Pollut. Bull. **10**, 331-334.
- STADLER, D. (1977): Chlorinated hydrocarbons in the seawater of the German Bight and the Western Baltic in 1975. - Dt. Hydrogr. Z. **30**, 189-215.
- VEITH, G. D., DE FOE, D. L. & BERGSTEDT, B. V. (1979): Measuring and estimating the bioconcentration factors of chemicals in fish. - J. Fish. Res. Bd. Can. **36**, 1040-1048.
- VREELAND, V. (1974): Uptake of chlorobiphenyls by oysters. - Environ. Pollut. **6**, 135-140.
- WEBER, K. & ERNST, W. (1978): Occurrence of brominated phenols in the marine polychaete *Janice conchilega*. - Naturwissenschaften **65**, 262.
- WEIL, L., DURÉ, G. & QUENTIN, K.-E. (1974): Wasserlöslichkeit von insektiziden chlorierten Kohlenwasserstoffen und polychlorierten Biphenylen im Hinblick auf eine Gewässerbelastung mit diesen Stoffen. - Wasser- und Abwasserforschung **7**, 169-175.
- YOUNG, D. R., HEESSEN, T. C. & McDERMOTT, D. J. (1976): An offshore biomonitoring system for chlorinated hydrocarbons. - Mar. Pollut. Bull. **7**, 156-159.

Anschrift des Verfassers: Dr. Wolfgang Ernst, Institut für Meeresforschung, Am Handelshafen 12, D-2850 Bremerhaven 1.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Decheniana](#)

Jahr/Year: 1982

Band/Volume: [BH_26](#)

Autor(en)/Author(s): Ernst Wolfgang

Artikel/Article: [Tiere als Monitororganismen für organische Schadstoffe 55-66](#)