

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE
DER LÄNDER HAMBURG - NIEDERSACHSEN - SCHLESWIG-HOLSTEIN
- ARGE ELBE -

**Schadstoffüberwachung der Elbe bei Schnackenburg
mit der Dreikantmuschel**

**- Aktives Biomonitoring -
1990-1991**

Wassergütestelle Elbe
Oktober 1993

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE
DER LÄNDER HAMBURG - NIEDERSACHSEN - SCHLESWIG-HOLSTEIN
- ARGE ELBE -

**Schadstoffüberwachung der Elbe bei Schnackenburg
mit der Dreikantmuschel**

**- Aktives Biomonitoring -
1990-1991**

ARGE ELBE

Der Minister für Natur, Umwelt und
Landesentwicklung
des Landes Schleswig-Holstein
Grenzstraße 1 - 5
2 4 1 4 9 K I E L

Die Niedersächsische Umweltministerin
Archivstraße 2
3 0 1 6 9 H A N N O V E R

Freie und Hansestadt Hamburg
Umweltbehörde Hamburg
Steindamm 22
2 0 0 9 9 H A M B U R G

bearbeitet von

Dipl.-Biol. Thomas Gaumert


Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
2 1 1 2 9 H A M B U R G

Oktober 1993


VORWORT

Der Einsatz der Dreikantmuschel als Biomonitoring-Organismus wurde von der ARGE ELBE bereits im Rahmen eines zurückliegenden Projektes erfolgreich erprobt. Die hieraus gewonnenen Erfahrungen führten zu einem Routinemeßprogramm an der Elbemeßstation Schnackenburg (Stromkilometer 474,5). Anlässlich der 9. Elbeminister-Konferenz am 30.9.1993 wurde der Beschluß gefaßt, die Ergebnisse der bislang durchgeführten Untersuchungen als Sonderbericht "Schadstoffüberwachung der Elbe bei Schnackenburg mit der Dreikantmuschel" zu veröffentlichen. Als sehr hilfreich für die Beschreibung des bioverfügbaren Schadstoffanteiles in der Elbe hat sich dabei das aktive Biomonitoring mit der Dreikantmuschel erwiesen, die sich ungefähr seit Mitte des letzten Jahrhunderts durch Verschleppung auch in Deutschland flächendeckend ausgebreitet hat. Neben der Darstellung der physikalisch-chemischen Meßgrößen geben die Untersuchungsbefunde an Biota erst ein umfassendes und abgerundetes Bild zur aktuellen Belastungssituation der Elbe. Zusammen mit der Dokumentation der Schadstoffbelastung an frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten stehen nunmehr zwei besonders geeignete Standbeine zur Beschreibung der umfassenden Gewässergütesituation der Elbe zur Verfügung, die eine direkte Ableitung von Handlungsbedarf auf der Emissionsseite zulassen.

Der Vorsitzende der ARGE ELBE


(Kesting)

Leiter der Wassergütestelle


(Dr. Reincke)

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	1
2.	Material und Methoden	2
2.1	Herkunft der Muscheln und Hälterungsverfahren	2
2.2	Untersuchungsverfahren	3
2.3	Meßgrößen der Rückstandsanalytik	4
2.4	Mittlere, untere Bestimmungsgrenzen	9
2.5	Begleitende Meßgrößen (Randbedingungen)	9
2.6	Meßgrößen zur Kondition der Dreikantmuscheln	12
2.7	Statistische Betrachtungen	16
3.	Ergebnisse der Kontaminanten in Wasser, Schwebstoff und Muschel	18
3.1	Schwermetalle	18
3.1.1	Quecksilber (Hg).....	18
3.1.2	Blei (Pb)	20
3.1.3	Cadmium (Cd)	23
3.1.4	Kupfer (Cu).....	25
3.1.5	Zink (Zn)	27
3.1.6	Chrom (Cr).....	29
3.1.7	Arsen (As)	31
3.2	Chlorierte Kohlenwasserstoffe	33
3.2.1	Hexachlorbenzen (HCB)	34
3.2.2	α -Hexachlorcyclohexan (α -HCH)	36
3.2.3	β -Hexachlorcyclohexan (β -HCH)	38
3.2.4	γ -Hexachlorcyclohexan (γ -HCH)	40
3.2.5	p,p'-DDE	42
3.2.6	p,p'-DDD	44
3.2.7	Octachlorstyrol (OCS)	46
3.2.8	Polychlorierte Biphenyle (PCBs)	48
3.2.8.1	Verteilungsmuster von PCB-Kongeneren in der Umwelt	59
3.2.9	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)	61
4.	Mittlere Schadstoffanreicherungsfaktoren	62
4.1	Muschelkonzentrationen Wasserkonzentrationen	63
4.2	Muschelkonzentrationen Schwebstoffkonzentrationen	65
4.3	Schwebstoffkonzentrationen : Wasserkonzentrationen	67
4.4	Nettoanreicherung der Dreikantmuscheln	68

5.	Einordnung der Schadstoffgehalte der im Elbewasser gehälteren Dreikantmuscheln	70
6.	Längen- und Gewichtswachstum der Dreikantmuscheln.....	70
7.	Zusammenfassung	76
8.	Literaturverzeichnis	78

1. Einleitung

Mit dem Bericht "Biologisches Effektmonitoring mit der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* in der Meßstation Schnackenburg" hat die Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE) bereits 1991 Ergebnisse und Erkenntnisse aus Grundsatzuntersuchungen des Zeitraumes 1989/90 zum aktiven Schadstoffmonitoring und zu histopathologischen Auswirkungen mitgeteilt. Mit diesem Pilotprojekt wurden insbesondere Fragen beantwortet, die die Eignung der Dreikantmuschel als Monitoring-Organismus in der Elbe, den zeitlichen Verlauf der spezifischen Schadstoffaufnahme sowie die Höhe und Variabilität der innerhalb eines längeren Expositionszeitraumes erreichten Schadstoffgehalte im Organismus betrafen. Ferner erfolgte eine größenordnungsmäßige Abschätzung der mittleren Schadstoffanreicherungsfaktoren, die sich aus den Verhältnissen Muschelkonzentrationen : Wasserkonzentrationen und Muschelkonzentrationen : Schwebstoffkonzentrationen ergaben. Parallel durchgeführte histologische Untersuchungen halfen zu klären, ob eine experimentelle Hälterung der Muschel im Elbewasser bei Schnackenburg auf zellulärer Ebene Veränderungen hervorruft, die auf Schadstoffbelastungen zurückzuführen sind.

Aufgrund der gewonnenen wissenschaftlichen Erkenntnisse und der technischen Erfahrungen wurde im Anschluß an das Pilotprojekt erstmals an der Elbe ein Routine-Meßprogramm mit der Dreikantmuschel in der Meßstation Schnackenburg an der Mittelelbe (Strom-km 474,5) etabliert.

In dem nunmehr vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse der Elbeüberwachung aus dem Zeitraum Februar 1990 bis April 1991 vorgestellt. Dabei werden bedeutsame Erkenntnisse, z. B. zur Kondition der Muscheln, zum saisonalen Verlauf der Schadstoffanreicherung, zu den mittleren Schadstoffanreicherungsfaktoren, zur Einordnung der Schadstoffgehalte der Muscheln sowie zu ihrem Längen- und Gewichtswachstum, aufgezeigt. Paralleluntersuchungen und -experimente mit weitgehend unbelasteten Dreikantmuscheln aus dem Gartower See trugen wesentlich zum Verständnis der komplexen Zusammenhänge und Abläufe im Ökosystem Elbe bei.

Die für die Muscheln errechneten Schadstoffanreicherungsfaktoren bilden zusammen mit Schadstoffuntersuchungen an Fischen wichtige Mosaikbausteine bei der Bewertung von Wasser- und Sedimentbefunden im Hinblick auf eine erträgliche bzw. nicht erträgliche anthropogene Belastung der Elbe je nach Nutzungsanspruch. Erst die Zusammenschau der Ergebnisse aus den drei Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Biota gestattet eine abgesicherte stoffspezifische Entscheidungsempfehlung zur Reduzierung der Emissionen.

Der erfolgreiche Einsatz der Dreikantmuschel im Rahmen der Gewässerüberwachung der Elbe hat auch die neuen Bundesländer Sachsen und Sachsen-Anhalt bewogen, nach vergleichbarer Methode an verschiedenen Meßstationen ihres Elbebereiches vorzugehen. Voraussichtlich wird ein späterer Bericht die Darstellung der Ergebnisse im Längsprofil der Elbe zum Inhalt haben.

Bei der Auswertung der Untersuchungsdaten waren Frau Dipl.-Biol. Ringelband und Herr Dipl.-Biol. Jedamski-Grymlas vom Institut für Hydrobiologie der Universität Hamburg behilflich. Für die geleistete Arbeit sowie für die ständige Diskussionsbereitschaft sei ihnen an

dieser Stelle herzlich gedankt. Dank gilt auch Frau Ehrhorn von der Wassergütestelle Elbe, die die Abbildungen und Tabellen dieses Berichts erstellte und damit eine wichtige Basis für die Auswertung schuf.

2. Material und Methoden

2.1 Herkunft der Muscheln und Hälterungsverfahren

Durch frühere Untersuchungen (ARGE-ELBE 1991) wurde festgestellt, daß der Gartower See im Vergleich zur Elbe eine deutlich niedrigere Grundbelastung mit Schadstoffen, wie z. B. Elemente und CKWs, aufweist. Auch die im Gartower See häufig vorkommende Dreikantmuschel ist damit vergleichsweise nur gering belastet; dies war einer der wichtigsten Gründe für die Entscheidung, Muscheln aus diesem Gewässer für ein aktives Biomonitoring in der nahe gelegenen Elbe zu verwenden. Paralleluntersuchungen boten sich an (vgl. Kap. 6).

Das für die Expositionsversuche verwendete Material aus dem Gartower See war, bis auf die kleinsten Größenklassen, weitgehend unsortiert. Ein Teil der entnommenen Tiere wurde sofort zur Bestimmung der Ausgangsbelastung an das Staatliche Veterinäruntersuchungsamt für Fische und Fischwaren, Cuxhaven (VUA-CUX), weitergeleitet. Wegen der besseren Handhabbarkeit bei der Probenvorbereitung wurden dort überwiegend Dreikantmuscheln mit einer mittleren bis großen Schalenlänge berücksichtigt (s. Kap. 2.5, Abb. 5). Die später an Rückstellproben durchgeführten AOX-Untersuchungen wurden im Bundesgesundheitsamt (BGA) vorgenommen.

Die in der Durchflußhälterungsanlage der Meßstation Schnackenburg (Mittelelbe, Strom-km 474,5) ausgesetzten Tiere verblieben dort zwei Monate. Dieser Zeitraum stellt, wie vorgegangene Untersuchungen gezeigt haben, einen aus naturwissenschaftlicher Sicht vernünftigen Kompromiß dar zwischen der Aktualität der gemessenen Befunde einerseits und der voraussichtlichen Höhe der Endbelastung andererseits. Unter Endbelastung wird hier der maximale Anreicherungswert verstanden, der im Muschelweichkörper in Abhängigkeit von den verschiedenen Randbedingungen eintritt.

Beginn des Hälterungsexperimentes war der 28. Februar 1990. Zum letzten Mal wurden Muscheln im Rahmen dieser Studie am 30. Januar 1991 in die Durchflußapparatur eingesetzt. Am 3. April 1991 wurde das letzte Kontingent Dreikantmuscheln an das VUA-CUX zur Untersuchung weitergeleitet.

Da ungefähr zu Beginn eines jeden Monats Muscheln exponiert wurden, konnte eine übergreifende Betrachtung der Ergebnisse erfolgen (März bis Mai, April bis Juni, Mai bis Juli usw.). In den graphischen Ergebnisdarstellungen (Abb. 7 bis 26) wurde aus Gründen der besseren Zuordnung der Wert der Ausgangsbelastung mit dem am Ende der zweimonatigen Hälterung festgestellten Befund durch eine lineare Strichelung verbunden. Die Strichelung soll darauf hinweisen, daß der tatsächliche Verlauf der Anreicherung innerhalb von zwei Monaten nicht bekannt ist und mit Sicherheit von Element zu Element und von organischer Verbindung zu organischer Verbindung unterschiedlich abläuft. Vorversuche, in denen die exponierten Muscheln zunächst in sehr kurzen zeitlichen Abständen und später nach länge-

ren Zeiträumen entnommen und untersucht wurden, ergaben beispielsweise, daß die berücksichtigten CKWs fast schlagartig aufgenommen werden. Auch der Zustand der voraussichtlichen Endbelastung tritt bei den CKWs relativ schnell ein. Dagegen reichern sich die Schwermetalle im Muschelweichkörper eher allmählich bis zu einer mehr oder weniger ausgeprägten Plateauphase an. Der Verlauf der Anreicherung wird durch eine Vielzahl von Faktoren geprägt: Neben dem Konzentrationsunterschied zwischen der Belastung des umgebenden Mediums (Wasser und Schwebstoffe) und der Grundbelastung des Muschelkörpers spielt auch noch die saisonal abhängige Kondition und Stoffwechselleistung der Muschel sowie ihre Metabolisierungs- bzw. Eliminationsfähigkeit eine Rolle.

2.2 Untersuchungsverfahren

Nach Hälterungsende wurden die Muscheln zum Untersuchungslaboratorium transportiert und dort für 24 Stunden im filtrierten Elbewasser zum Auskoten gehältert. (Die für die Bestimmung der Ausgangsbelastung entnommenen Muscheln wurden analog hierzu im filtrierten Wasser des Gartower Sees zwischengehältert.) Anschließend erfolgte an ca. 60 Individuen die Aufnahme der morphometrischen Merkmale. Bevor das Frischgewicht der einzelnen Muschelweichkörper ermittelt wurde, fand ein 5minütiges Abtropfen auf Fließpapier statt.

In einem weiteren Arbeitsschritt wurde dann von den rd. 60 Muschelkörpern ein Homogenat hergestellt, von dem ca. die eine Hälfte für die Schwermetallbestimmung, die andere Hälfte für die CKW-Untersuchungen weiter aufbereitet wurde.

Je nach Element kamen folgende unterschiedliche Modifikationen der Atom-Absorptions-Spektralphotometrie - im Anschluß an elementspezifische Probenvorbereitungstechniken - zur Anwendung:

Hg: Kaltdampf-AAS nach Naßveraschung mit HNO_3 , HClO_3 und HClO_4

As: Hydrid-AAS nach Naßveraschung mit HO_3 , HClO_4 und H_2SO_4

Pb, Cd, Cr, Cu u. Zn: direkte Zeeman-AAS mit Festprobeneingabe

Die eigentliche Bestimmung der Elementgehalte fand mindestens 3fach statt.

Die Bestimmung der CKWs, für die eine Einwaage von ca. 5 g berücksichtigt wurde, erfolgte einfach nach Extraktion des Homogenates mit n-Hexan/Aceton/Acetonitril und adsorptiver Matrixabreicherung an Kieselgel auf zwei unterschiedlichen polaren Säulen (DB-5 und RTX-20; schwach und schwach bis mittel polar). Als authentisch wurden in den Proben nur solche Ergebnisse gewertet, die auf beiden Trennsäulen wenigstens annähernd übereinstimmten. Die Zuordnung erfolgte über die Retentionsdaten der zugesetzten internen Standards Aldrin und Mirex. Die externe Validierung der Methode erfolgte durch Teilnahme des Labo-

ratoriums an Ringversuchen des International Council for the Exploration of the Sea (ICES) und des BGA. In beiden Fällen wurden die gestellten Anforderungen erfüllt.

Die später an Rückstellproben vorgenommenen AOX-Untersuchungen des BGA lehnen sich der Methodik nach an die Bestimmung von adsorbierbaren, organisch gebundenen Halogenen (AOX) in Schlamm und Sediment (DW 38 414, S. 18; 1989) an. Nach der Probenaufbereitung erfolgt zunächst die Elution des anorganischen Chlorids, dann die Verbrennung und eigentliche Messung. Konzentrationen in der Dreikantmuschel über dem Wertebereich von 15 bis 25 mg/kg TS zeigen eine Anreicherung mit xenobiotischen Stoffen an.

Um einen Eindruck von der CKW-Bestimmung zu vermitteln, sind in den Abb. 1 bis 3 beispielhaft die Chromatogramme für den Eichstandard, für eine Muschelprobe aus dem Gartower See (Ausgangprobe) und für eine Muschelprobe aus der Elbe nach Hälterungsende dargestellt. Zur leichteren Identifizierung wurden die einzelnen in den Chromatogrammen dargestellten Substanzen numeriert. Die Zuordnung der Substanzen zu den Ziffern erfolgt in Tab. 1. Schon bei einer oberflächlichen Betrachtung wird deutlich, daß die Muscheln aus dem Gartower See deutlich niedriger belastet sind als die im Elbewasser gehälterten Tiere.

2.3 Meßgrößen der Rückstandsanalytik

Neben den üblichen morphometrischen Merkmalen der Individuen, wie Schalenlänge, Gesamtgewicht, Schalengewicht, Feuchtgewicht des Muschelfleisches und Gewicht ohne Kammerwasser, wurde der Wassergehalt und der Fettgehalt der Poolproben erfaßt.

Aus der Gruppe der Schwermetalle wurde Quecksilber (Hg), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Chrom (Cr) und das zu den Halbmetallen zählende Arsen (As) der Muschelweichkörper (Poolprobe) analytisch berücksichtigt.

In Anlehnung an das internationale "Joint Monitoring Program" (JMP) gingen aus der Gruppe der CKWs folgende Substanzen in das Untersuchungsprogramm ein: Hexachlorbenzen (HCB), Hexachlorcyclohexan (α -, β -, γ - und δ -HCH), die beiden Metaboliten des DDT, nämlich 4,4'-DDE und 4,4'-DDD, Octachlorstyrol (OCS) und von den polychlorierten Biphenylen (PCBs) die in der "Verordnung über Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln" (SHMV) angeführten Kongenere Nr. 28, Nr. 52, Nr. 101, Nr. 138, Nr. 153 und Nr. 180 sowie zusätzlich die Kongenere Nr. 118 und Nr. 194. Zusätzlich wurde der AOX-Gehalt als summarische Meßgröße für die adsorbierbaren, organisch gebundenen Halogene erfaßt.

Zwar stellen insbesondere im Hinblick auf die chlorierten Kohlenwasserstoffe die berücksichtigten Verbindungen nur einen kleinen Ausschnitt aus dem in der Elbe vorkommenden Spektrum dar; diese gelten allerdings als besonders relevant für den Fluß.

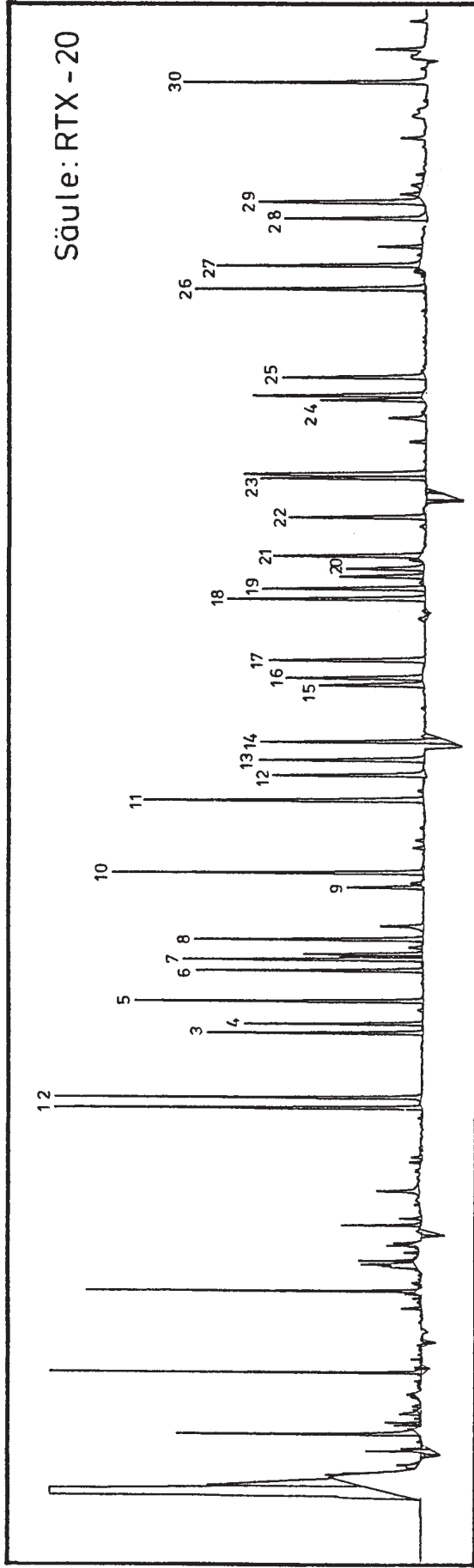
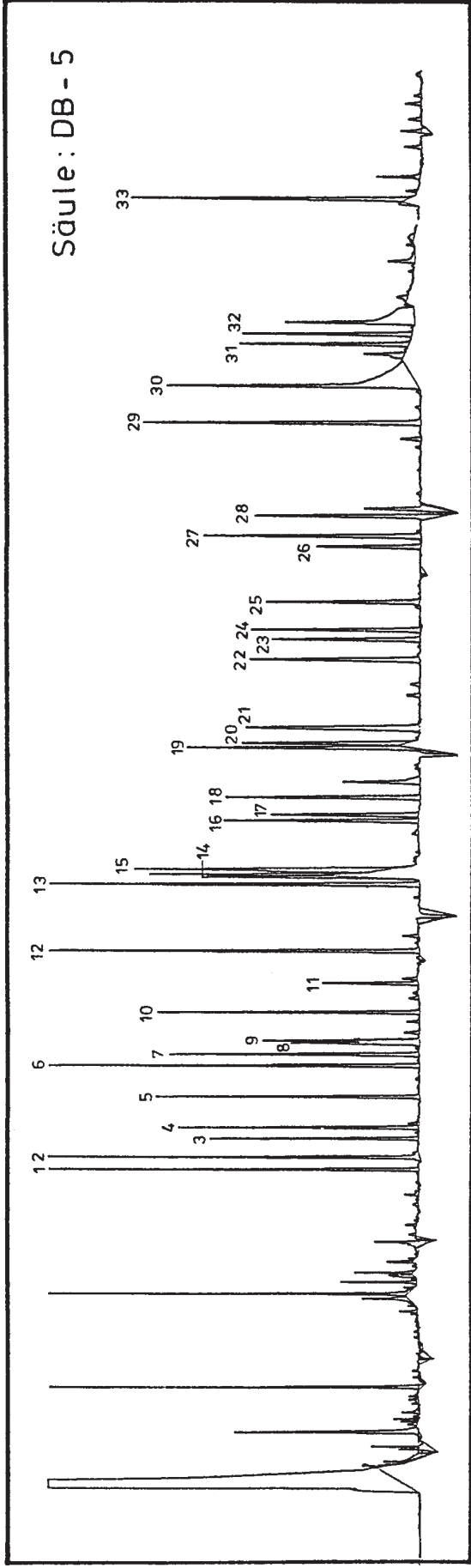


Abb. 1 Gaschromatogramme von Einzelstoffen (externe Standards) auf Trennkapillaren unterschiedlicher Polarität

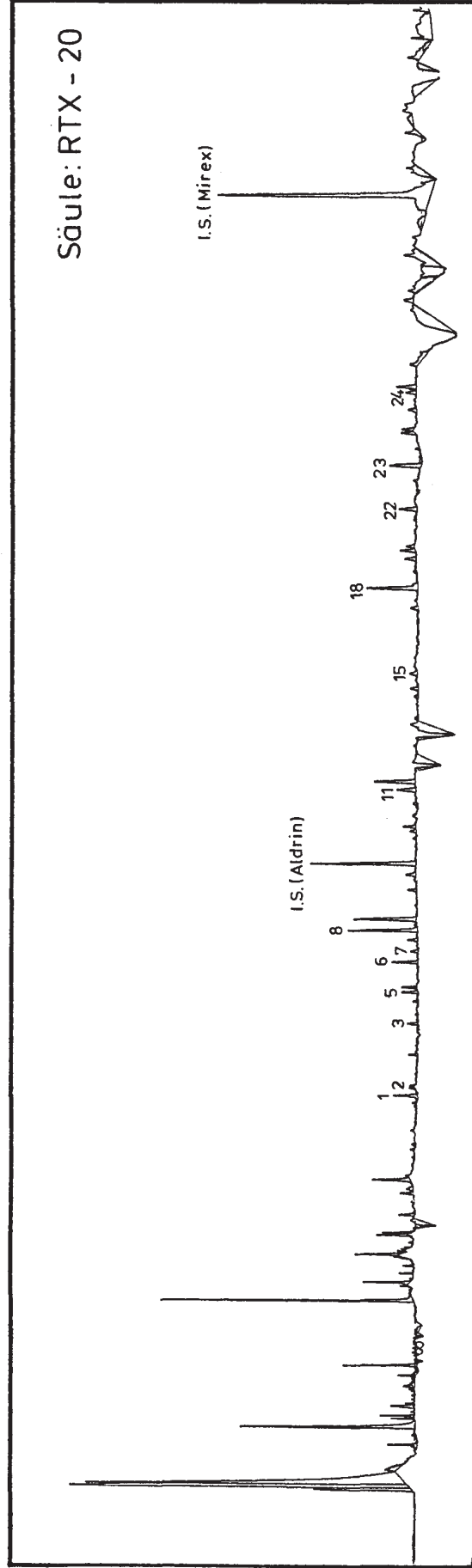
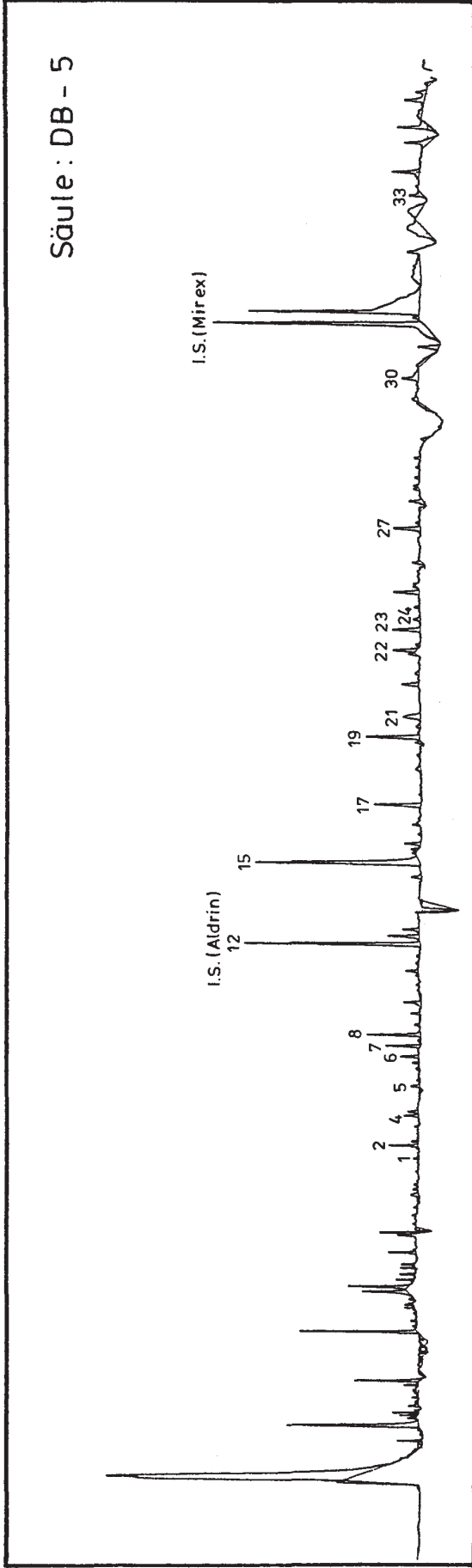


Abb. 2 Gaschromatogramme von ausgewählten chlorierten Kohlenwasserstoffen in einer Muschel-Poolprobe aus dem Gartower See (Ausgangsbelastung)

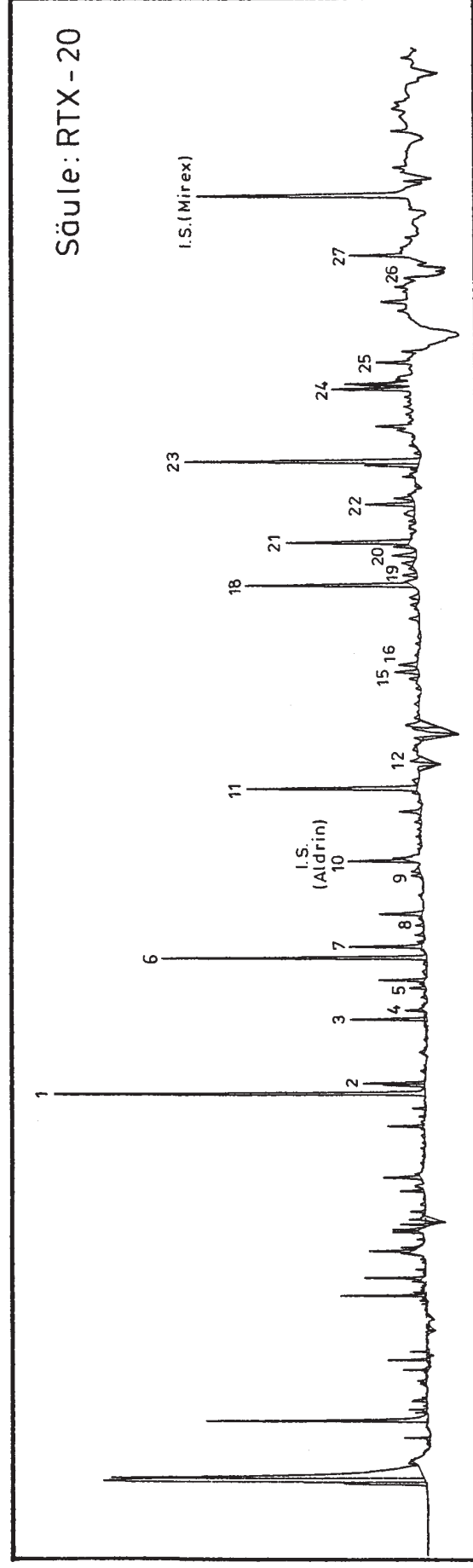
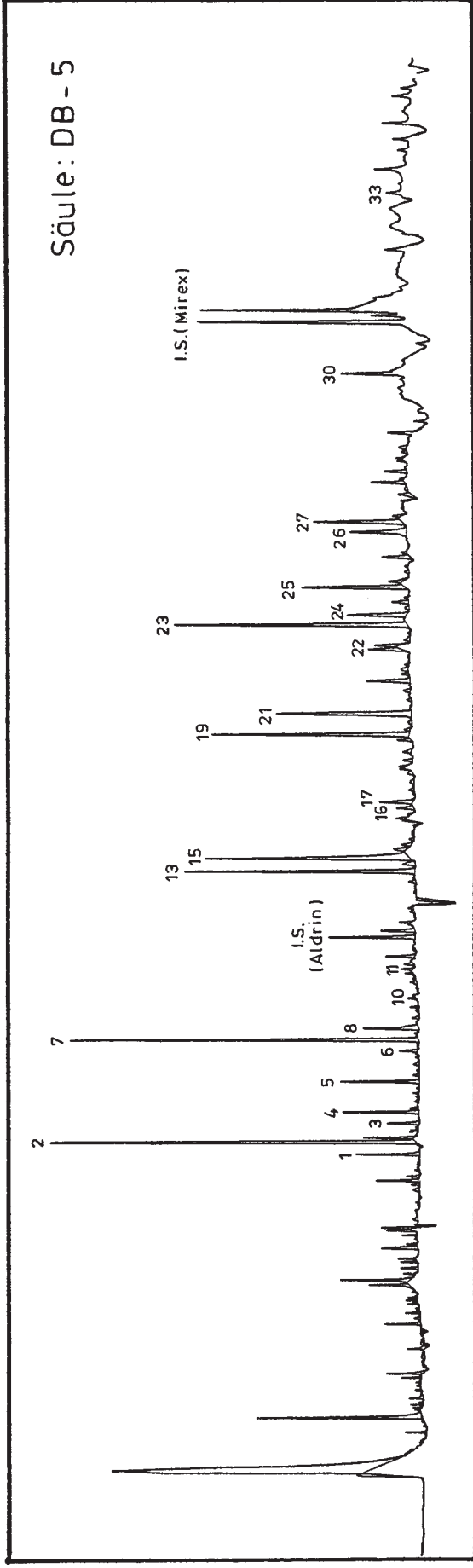


Abb. 3 Gaschromatogramme von ausgewählten chlorierten Kohlenwasserstoffen in einer für zwei Monate in Elbewasser gehälterten Muschel-Poolprobe WG Elbe

Tab. 1 Substanzzuordnung

Säule: DB-5		Säule: RTX-20	
Nr.	Identifizierung	Nr.	Identifizierung
1	α -HCH	1	HCB
2	HCB	2	α -HCH
3	β -HCH	3	γ -HCH
4	γ -HCH	4	β -HCH
5	δ -HCH	5	Bromocyclen
6	Bromocyclen	6	Moschusxylool
7	Moschusxylool	7	δ -HCH
8	PCB Nr. 28	8	Heptachlor
9	PCB Nr. 31	9	PCB Nr. 52
10	Heptachlor	10	Aldrin
11	PCB Nr. 52	11	Octachlorstyrol
12	Aldrin	12	Oxichlordan
13	Octachlorstyrol	13	cis-Heptachlorepoxyd
14	cis-Heptachlorepoxyd	14	trans-Heptachlorepoxyd
15	trans-Heptachlorepoxyd	15	PCB Nr. 101
16	2,4'-DDE	16	2,4'-DDE
17	PCB Nr. 101	17	α -Chlordan
18	α -Chlordan	18	4,4'-DDE
19	4,4'-DDE	19	Dieldrin
20	Dieldrin	20	PCB Nr. 77
21	PCB Nr. 77	21	2,4'-DDD
22	PCB Nr. 118	22	PCB Nr. 118
23	4,4'-DDD	23	4,4'-DDD
24	2,4'-DDT	24	4,4'-DDT
25	PCB Nr. 153	25	PCB Nr. 126
26	4,4'-DDT	26	PCB Nr. 156
27	PCB Nr. 138	27	PCB Nr. 180
28	PCB Nr. 126	28	PCB Nr. 169
29	PCB Nr. 156	29	Mirex
30	PCB Nr. 180	30	PCB Nr. 194
31	PCB Nr. 169		
32	Mirex		
33	PCB Nr. 194		

Die Elementgehalte im Muschelfleisch werden in der nachfolgenden Ergebnisbetrachtung auf das Feuchtgewicht bezogen mitgeteilt. Das gleiche gilt auch für die CKW-Verbindungen, die ursprünglich im Fett bestimmt wurden. Diese Vorgehensweise wurde aber gewählt, weil die Fettgehalte in den Muschel-Poolproben stark schwankten. Je niedriger der Fettgehalt einer Gewebprobe ist, desto höher wird der Gehalt der im isolierten Fett nachgewiesenen lipophilen Kontaminanten und umgekehrt. Vergleichende Bewertungen solcher Schadstoffgehalte sind also nur dann auf Fett bezogen sinnvoll, wenn die Fettgehalte selber sich nicht wesentlich unterscheiden (KRUSE, 1993; mündl. Mitt.). Die Umrechnung erfolgte nach der Formel

Schadstoffgehalt (bez. a. Fett) x Fettgehalt / 100 = Schadstoffgehalt (bez. a. Frischsubstanz).

Um mögliche direkte Zusammenhänge zwischen dem jeweiligen Schadstoffgehalt im Elbewasser bzw. im frischen, schwebstoffbürtigen Sediment der Elbe und der Konzentration im Muschelfleisch erkennen zu können, erfolgt in der Ergebnisbetrachtung eine entsprechende Zusammenschau dieser drei Kompartimente (Ausnahme: AOX, hier standen neben den Muschelwerten nur die Befunde des Wassers zur Verfügung).

2.4 Mittlere, untere Bestimmungsgrenzen

In Tab. 2 sind die mittleren, unteren Bestimmungsgrenzen (BG) des VUA-CUX für die untersuchten Metalle, das Halbmetall Arsen sowie die CKWs zusammengestellt. Werte in den Ergebnisdarstellungen, die mit "n. n." (nicht nachweisbar) bezeichnet sind, liegen unter den jeweils genannten mittleren, unteren Bestimmungsgrenzen, nicht unter den Nachweisgrenzen. Auf diese übliche Unschärfe in der Formulierung wird ausdrücklich hingewiesen. Bei Mittelwertberechnungen u. ä. werden gemäß Konvention der Wassergütestelle Elbe "n. n."-Angaben mit 75 % des jeweiligen Wertes der mittleren, unteren Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

2.5 Begleitende Meßgrößen (Randbedingungen)

Als weitere Interpretationshilfe für die festgestellten Befunde sind in Abb. 4 einige wichtige Randbedingungen als begleitende Meßgrößen für den Zeitraum der Untersuchungen graphisch aufgetragen. Von ihnen wurde vermutet, daß sie auf direktem oder indirektem Wege z. B. die Kondition der Muscheln und deren Aufnahmekinetik beeinflussen.

Die Abflußganglinie am Pegel Neu Darchau dokumentiert für den Untersuchungszeitraum zwei deutliche Frühjahrshochwasserspitzen relativ kleinen Ausmaßes. Während des Sommers 1990 herrschte ein ausgeprägter Niedrigwasserstand. Aus hydrologischer Sicht zählen 1990 und 1991 mit ihren geringen mittleren Abflüssen von 447 m³/s bzw. 384 m³/s zu den trockensten Jahren.

Tab. 2 Mittlere, untere Bestimmungsgrenzen der Elemente und CKWs

Elemente	mg/kg Frischsubstanz
Hg	0,010
Pb	0,001
Cd	0,0001
Cu	0,002
Zn	0,010
Cr	0,010
As	0,030
CKWs	mg/kg Fett
HCB	0,005
α -HCH	0,005
β -HCH	0,0005
γ -HCH	0,002
δ -HCH	0,001
p,p'-DDE	0,002
p,p'-DDD	0,003
Octachlorstyrol	0,0005
PCB Nr. 28	0,005
PCB Nr. 52	0,010
PCB Nr. 101	0,005
PCB Nr. 118	0,005
PCB Nr. 138	0,003
PCB Nr. 153	0,002
PCB Nr. 180	0,003
PCB Nr. 194	0,002

WG Elbe Ehr 5.10.93

Die langanhaltende Schönwetterperiode hat im Jahre 1990 bei gleichzeitig niedrigen Oberwasserabflüssen zu einer starken Erwärmung des Flußwassers in der Zeit von Mai bis September geführt. Der höchste Tagesmittelwert trat Anfang August mit 24,3°C auf.

Die Sauerstoffgehalte in der Elbe bei der Meßstation Schnackenburg lagen während des Untersuchungszeitraumes meist deutlich über dem für das Überleben der Fische erforderlichen Mindestgehalt von 3 mg/l O₂. Spitzenwerte (Tagesmittelwerte) wurden während des Sommers 1990 festgestellt, die im Zusammenhang mit Algenblüten auftraten. Gleichzeitig fand auch eine deutliche pH-Wert-Verschiebung in den alkalischen Bereich statt. Zur Vermeidung von Sauerstoffkalamitäten im Muschelhalterungsbecken wurde dort vorsorglich eine künstliche Belüftung installiert.

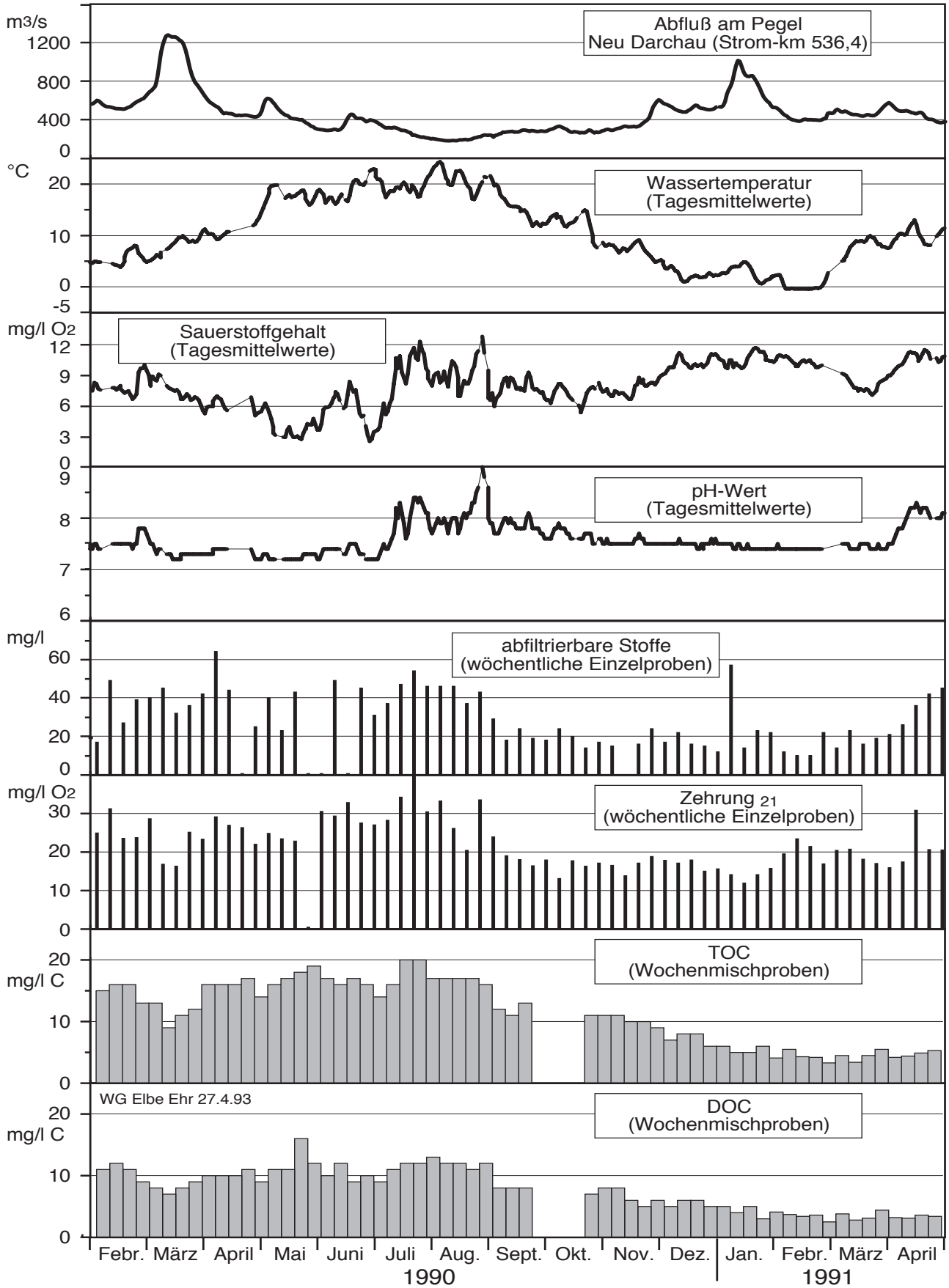


Abb. 4 Begleitende Meßgrößen - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Die Menge der abfiltrierbaren Stoffe wurde ebenso wie die Zehrung der unfiltrierten Wasserprobe innerhalb von 21 Tagen an wöchentlichen Einzelproben ermittelt. Dabei wird deutlich, daß zwischen beiden Meßgrößen ein unmittelbarer Zusammenhang besteht. Die abfiltrierbaren Stoffe haben einen maßgeblichen Anteil an der Zehrung. Beide Meßgrößen wiesen in der ersten Hälfte und am Ende des betrachteten Untersuchungszeitraumes hohe Werte auf. Vom September 1990 bis zum März 1991 wurden demgegenüber vergleichsweise niedrige Gehalte ermittelt.

Der TOC-Gehalt aber insbesondere der DOC-Gehalt, geben einen Hinweis auf die für die Muscheln verwertbare Nahrung. Ab September 1990 bis zum Ende der Untersuchung nahm die Konzentration gegenüber dem vorangegangenen Zeitraum deutlich ab.

2.6 Meßgrößen zur Kondition der Dreikantmuscheln

In den Abb. 5 und 6 sind die verschiedenen Meßgrößen zur Kondition der Muscheln während des gesamten Untersuchungszeitraumes wiedergegeben. Im einzelnen wurden berücksichtigt:

- die mittlere Schalenlänge,
- das mittlere Gesamtgewicht,
- das mittlere Gewicht der Muschelweichkörper,
- der mittlere Wassergehalt der Muschelweichkörper,
- der mittlere Fettgehalt der Muschelweichkörper sowie
- der Konditionsindex

Wichtig für das Verständnis der in den Abb. 5 und 6 aufgetragenen Werte ist, daß Teilprobe 1 (Ausgangsbelastung) und Teilprobe 2 (Belastung nach Hälterungsende) einem weitgehend unsortierten Gesamtkollektiv entnommen wurden. Von diesem weitgehend unsortierten Gesamtkollektiv wurden vom VUA-CUX wegen der besseren Handhabbarkeit bei der Probenvorbereitung überwiegend Dreikantmuscheln mit einer mittleren bis großen Schalenlänge berücksichtigt. Daher sind die mittlere Schalenlänge, das mittlere Gesamtgewicht und somit auch das mittlere Gewicht der Muschelweichkörper der beiden Teilproben nicht direkt miteinander vergleichbar. Somit hat beispielsweise eine größere, mittlere Schalenlänge der im Elbewasser exponierten Muscheln gegenüber den Muscheln, die zwei Monate vorher in die Betrachtung der Ausgangsbelastung einfließen, nichts mit einem Zuwachs zu tun. (Ein möglicherweise tatsächlich stattgefundenener Zuwachs ist, wie im Rahmen von Voruntersuchungen festgestellt wurde, bei den untersuchten Größengruppen während der 2monatigen Exposition allenfalls sehr klein und somit im Rahmen dieser Betrachtungen vernachlässigbar.) Gleiches gilt auch hinsichtlich des mittleren Gesamtgewichtes und hinsichtlich des mittleren Gewichtes der Muschelweichkörper. Aus diesen genannten Gründen wurde darauf verzichtet, die Werte der Teilprobe 1 (Ausgangsbelastung) durch Strichelung visuell mit den Werten der Muscheln zu verbinden, die am Ende der Hälterung in das Laboratorium gegeben wurden (Teilprobe 2).

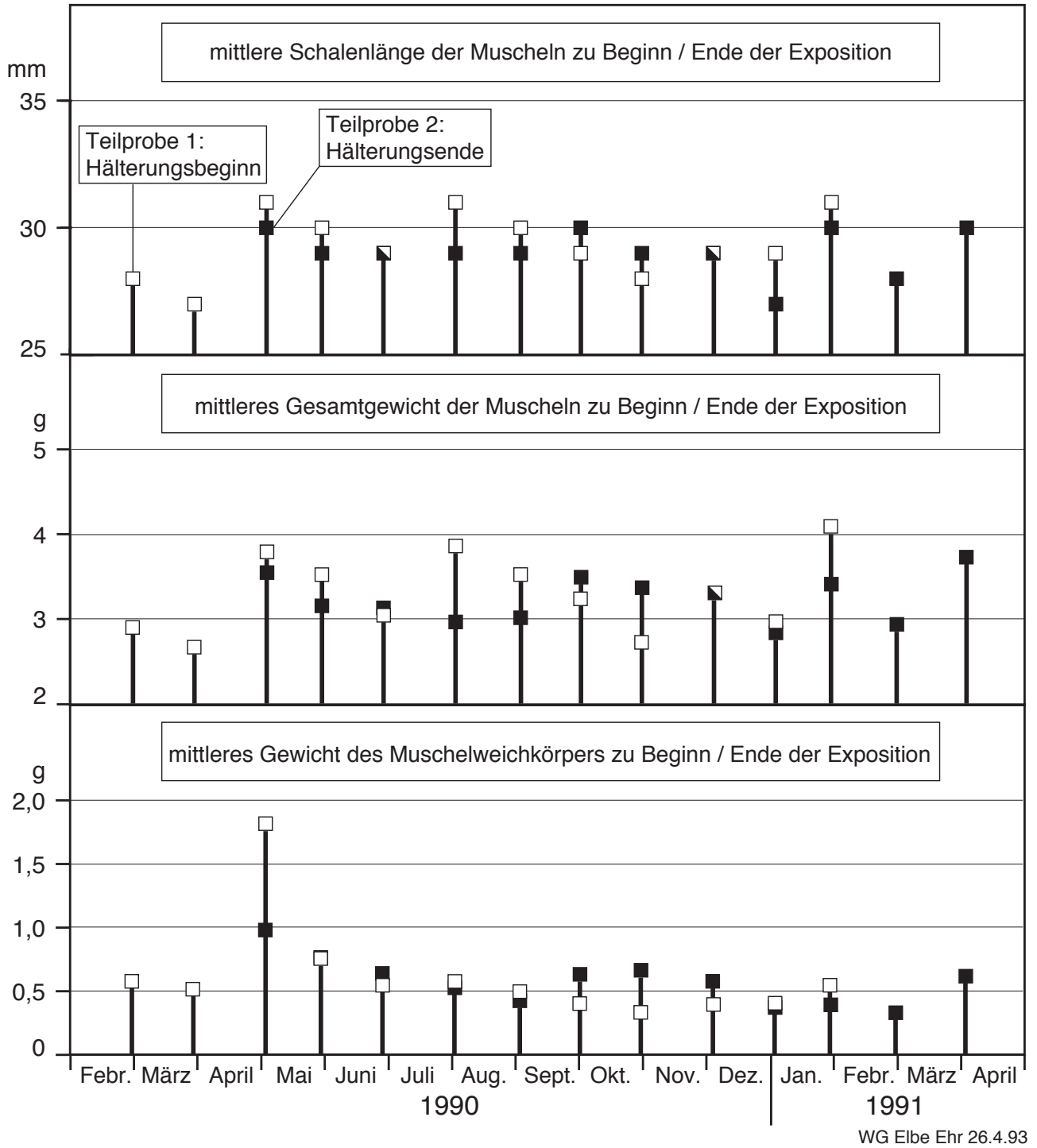


Abb. 5 Meßgrößen zur Kondition der Muscheln I

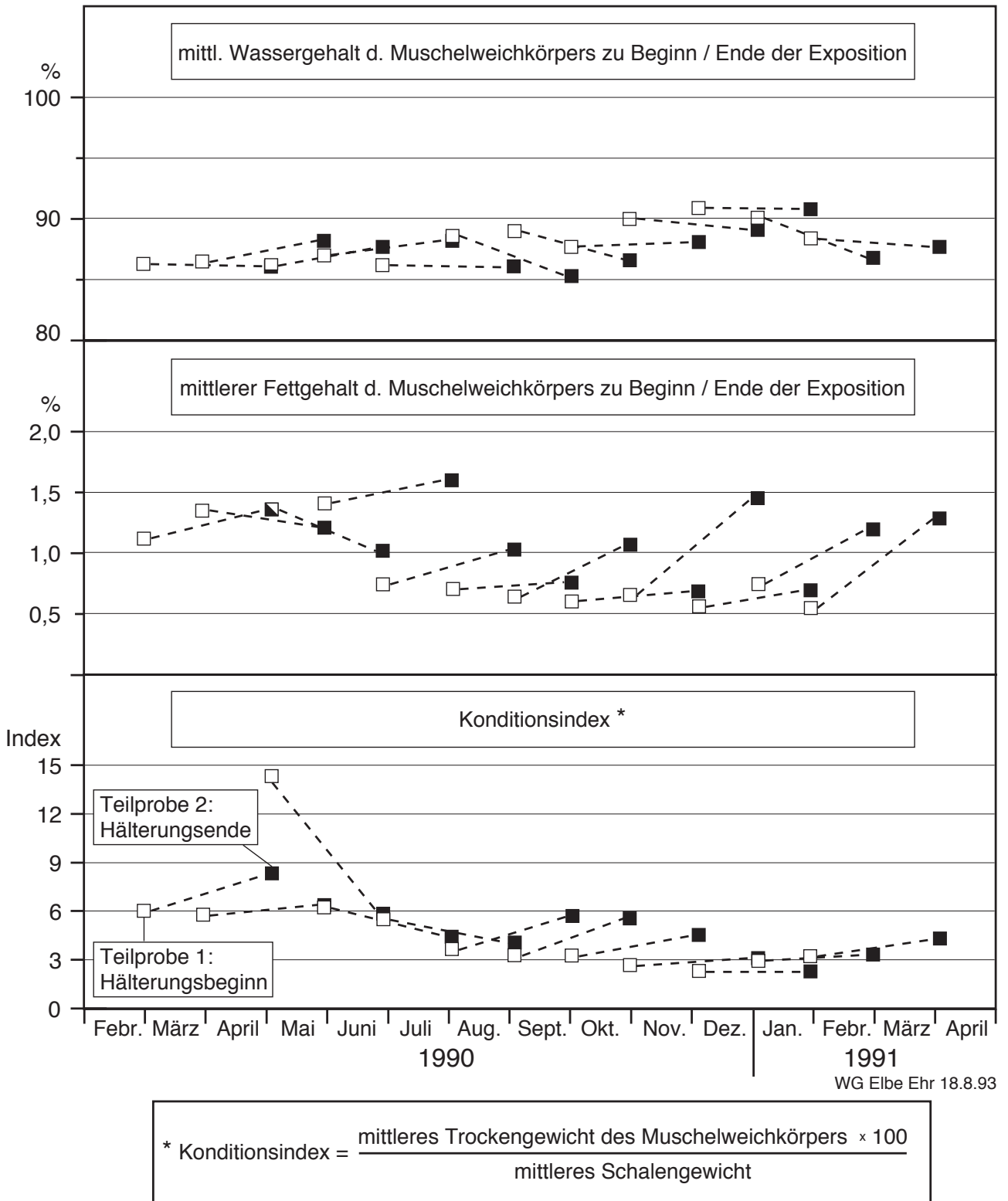


Abb. 6 Meßgrößen zur Kondition der Muscheln II

Im Gegensatz hierzu wurde bei dem mittleren Wassergehalt und bei dem mittleren Fettgehalt der Muschelweichkörper ähnlich verfahren wie bei der Ergebnisbetrachtung der einzelnen Schadstoffe. Die Werte der Teilprobe 1 (Ausgangsbelastung) und die Werte aus dem gehälterten Muschelkollektiv (Teilprobe 2) wurden durch eine Strichelung zur optischen Hilfe miteinander verbunden. Es wurde angenommen, daß die geringen Längen- und Gewichtsunterschiede der Tiere aus den Teilproben 1 und 2 keinen signifikanten Einfluß auf den mittleren Wassergehalt und den mittleren Fettgehalt der Muschelweichkörper haben. Hier kann eine gewisse Vergleichbarkeit vorausgesetzt und eine entsprechende Zu- oder Abnahme als tatsächlich stattgefunden angenommen werden.

Die mittlere Schalenlänge der in die Bestimmung der Ausgangsbelastung eingegangenen Muscheln schwankte während des gesamten Versuchszeitraumes zwischen 27 und 31 mm. Die mittlere Schalenlänge der gehälterten Muscheln lag für die einzelnen untersuchten Kollektive zwischen 27 und 30 mm. Die Streubreite der mittleren Schalenlängen der untersuchten Kollektive weist daher sowohl für die Teilprobe 1 als auch für die Teilprobe 2 eine ähnliche Größenordnung auf.

Das mittlere Gesamtgewicht der für die Bestimmung der Ausgangsbelastung herangezogenen Muscheln variierte in den einzeln untersuchten Kollektiven zwischen 2,7 und 4,1 g pro Individuum. Bei den Muscheln, die dem Hälterungsexperiment unterzogen wurden, war die Streubreite der mittleren Gesamtgewichte der einzelnen untersuchten Kollektive etwas kleiner.

Ein Vergleich der mittleren Schalenlängen und der dazugehörigen mittleren Gesamtgewichte belegt, daß erwartungsgemäß beide morphometrischen Merkmale in einer sehr engen Beziehung zueinander stehen und positiv miteinander korrelieren.

Hinsichtlich des mittleren Gewichtes der Muschelweichkörper bestehen sowohl beim Ausgangsprobenmaterial als auch bei den Muscheln, die am Ende des Hälterungsexperimentes in die Untersuchung einfließen, im Verlaufe des Untersuchungszeitraumes keine großen Unterschiede. Bis auf eine Ausnahme Ende April 1990 lag das mittlere Gewicht der Muschelweichkörper pro Individuum bei 0,5 g.

Die mittleren Wassergehalte der Muschelweichkörper, die für die Bestimmung der Ausgangsbelastung herangezogen wurden, und des gehälterten Kollektivs waren insgesamt betrachtet sehr ähnlich. Sie stiegen von 86 % im Frühjahr 1990 kontinuierlich bis zum Winter 1990 auf 90 % an und sanken danach wieder geringfügig auf 88 % ab.

Der mittlere Fettgehalt der zur Ermittlung der Ausgangsbelastung verwendeten Muscheln lag in der Zeit von Februar bis Mai 1990 bei ungefähr 1,3 %. In den folgenden Monaten gingen die Werte um fast die Hälfte zurück, was vermutlich auf die Abgabe der Laichprodukte zurückzuführen ist. Dieses niedrige Niveau von rd. 0,6 % wurde bis zum Ende der Untersuchungsperiode beibehalten. Die in der Elbe exponierten Muscheln wiesen demgegenüber erhöhte Fettgehalte auf. Dabei ist entsprechend o. a. Ausführungen mit einem echten Zugewinn an Fett zu rechnen. Insgesamt betrachtet zeigen die Werte der elbewassergehälterten Muscheln eine größere Schwankungsbreite auf. Interessanterweise ist der mittlere Fettgehalt der in der Elbe exponierten Muscheln im Sommer 1990 niedriger als im Win-

ter 1990/1991. Zum Teil fand auch eine deutliche Zunahme statt. Die Gründe hierfür sind derzeit nicht erklärbar.

Als Maß für die körperliche Verfassung der Muscheln wurde in Anlehnung an KARBE & HALBLIZEL (1990) ein Konditionsindex berechnet, bei dem das mittlere Trockengewicht der Muschelweichkörper auf das mittlere Schalengewicht bezogen wird. Ein sich daraus ergebender hoher Index zeigt eine gute Kondition an; umgekehrt nimmt die Kondition mit fallendem Index ab. Aus Abb. 6 ist ersichtlich, daß sich die Kondition der Muscheln, an denen die Ausgangsbelastung ermittelt wurde, ab Mai bis Dezember 1990 leicht verschlechterte. Erst in den darauffolgenden Monaten Januar und Februar des Jahre 1991 trat wieder eine geringfügige Verbesserung ein. Die im Elbewasser gehälterten Muscheln zeigten zwar zunächst ein ähnliches Ergebnis (Mai bis September 1991); danach verbesserte sich aber die Kondition deutlich (bis Monat Dezember). Im weiteren Verlauf nahm der Index wieder ab und später wieder zu. Erstaunlich bleibt die Tatsache, daß pauschal betrachtet die elbewassergehälterten Muscheln eine bessere Kondition aufwiesen, als die aus dem Gartower See. Die Gründe hierfür sind vermutlich in einem besseren Nahrungsangebot der Elbe zu sehen.

2.7 Statistische Betrachtungen

In der Tab. 3 werden die Ergebnisse statistischer Betrachtungen mitgeteilt. Es wurde geprüft, inwieweit unter Anwendung der linearen Regressionsanalyse ein signifikanter Zusammenhang besteht zwischen der mittleren Schalenlänge bzw. dem mittleren Gesamtgewicht der exponierten Muscheln und deren Schadstoffgehalten (Poolprobe). Außerdem wurde geprüft, ob zwischen den einzelnen morphometrischen Merkmalen der Muscheln ein Zusammenhang besteht.

Im Ergebnis ist pauschal festzuhalten, daß zwischen der mittleren Schalenlänge bzw. dem mittleren Gesamtgewicht der Tiere und den gefundenen Schadstoffgehalten der Poolproben kein statistischer Zusammenhang unter Berücksichtigung einer angemessenen Irrtumswahrscheinlichkeit festgestellt wurde. Im nachhinein erscheint dies auch nicht weiter verwunderlich, da im Gegensatz zu einem passiven Biomonitoring die Tiere im Rahmen des durchgeführten aktiven Biomonitorings nur kurzzeitig in dem zu überwachenden Gewässer ausgesetzt werden. Die vom passiven Biomonitoring her bekannten Abhängigkeiten können sich offensichtlich bei einer nur 2monatigen Exposition von weitgehend unbelastetem Material in einem vergleichsweise hochbelasteten Medium nicht einstellen.

Bei der Betrachtung der morphometrischen Merkmale wurde zwischen der Schalenlänge und dem Gesamtgewicht, zwischen der Schalenlänge und dem Schalengewicht sowie zwischen der Schalenlänge und dem Gewicht ohne Kammerwasser ein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen. Gleiches gilt auch für das Gesamtgewicht im Verhältnis betrachtet zum Schalengewicht, zum Muschelfleischgewicht und zum Gewicht ohne Kammerwasser. Diese Ergebnisse sind allerdings eher banaler Natur.

Tab. 3 Lineare Regressionsanalyse an elbewassergehälterten Muscheln nach 2-monatiger Exposition
 Febr. 1990 bis April 1991 - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

	n	r		n	r
Schalenlänge: Hg	12	-0,42	Gesamtgewicht: Hg	12	-0,59
Schalenlänge: Pb	12	-0,16	Gesamtgewicht: Pb	12	0,13
Schalenlänge: Cd	12	0,10	Gesamtgewicht: Cd	12	-0,15
Schalenlänge: Cu	12	-0,57	Gesamtgewicht: Cu	12	-0,38
Schalenlänge: Zn	12	0,06	Gesamtgewicht: Zn	12	0,24
Schalenlänge: Cr	12	-0,34	Gesamtgewicht: Cr	12	-0,31
Schalenlänge: As	12	0,10	Gesamtgewicht: As	12	-0,32
Schalenlänge: Gesamtgewicht	12	0,85	Gesamtgewicht: Schalengewicht	12	0,95
Schalenlänge: Schalengewicht	12	0,80	Gesamtgewicht: Muschelfleischgewicht	12	0,57
Schalenlänge: Muschelfleischgewicht	12	0,53	Gesamtgewicht: Gew. o. Kammerwasser	12	0,87
Schalenlänge: Gew. o. Kanunerwasser	12	0,77	Gesamtgewicht: Wassergehalt	12	-0,17
Schalenlänge: Wassergehalt	12	-0,18	Gesamtgewicht: Fettgehalt	12	-0,34
Schalenlänge: Fettgehalt	12	-0,38	Gesamtgewicht: HCB	12	0,28
Schalenlänge: HCB	12	0,25	Gesamtgewicht: α -HCH	12	0,16
Schalenlänge: α -HCH	12	0,26	Gesamtgewicht: β -HCH	12	-0,004
Schalenlänge: β -HCH	12	0,17	Gesamtgewicht: γ -HCH	12	0,42
Schalenlänge: γ -HCH	12	0,35	Gesamtgewicht: δ -HCH	12	0,09
Schalenlänge: δ -HCH	12	0,29	Gesamtgewicht: pp'-DDE	12	0,62
Schalenlänge: p,p'-DDE	12	0,40	Gesamtgewicht: pp'-DDD	12	0,48
Schalenlänge: p,p'-DDD	12	0,33	Gesamtgewicht: OCS	12	0,39
Schalenlänge: OCS	12	0,19	Gesamtgewicht: PCB Nr. 28	12	0,24
Schalenlänge: PCB Nr. 28	12	0,01	Gesamtgewicht: PCB Nr. 52	12	0,30
Schalenlänge: PCB Nr. 52	12	0,31	Gesamtgewicht: PCB Nr. 101	12	0,36
Schalenlänge: PCB Nr. 101	12	0,40	Gesamtgewicht: PCB Nr. 118	12	0,16
Schalenlänge: PCB Nr. 118	12	-0,08	Gesamtgewicht: PCB Nr. 138	12	0,43
Schalenlänge: PCB Nr. 138	12	0,36	Gesamtgewicht: PCB Nr. 153	12	0,42
Schalenlänge: PCB Nr. 153	12	0,31	Gesamtgewicht: PCB Nr. 180	12	0,41
Schalenlänge: PCB Nr. 180	12	0,24	Gesamtgewicht: AOX	12	-0,44
Schalenlänge: AOX	12	-0,71			

3. Ergebnisse der Kontaminanten in Wasser, Schwebstoff und Muschel

3.1 Schwermetalle

3.1.1 Quecksilber (Hg)

Für Organismen sind neben dem elementaren Quecksilber die anorganischen Quecksilbersalze und die Organo-Quecksilberverbindungen von besonderer Bedeutung. Kontaminationsquellen sind neben Industrieabfällen auch quecksilberhaltige Batterien sowie quecksilberhaltige Fungizide, deren Anwendung seit 1982 in der Bundesrepublik Deutschland verboten ist. Wasserorganismen nehmen Quecksilber in anorganischer Form oder als Organo-Quecksilber, das durch bakterielle Methylierung entsteht, auf. Methyliertes Quecksilber ist gut fettlöslich und kann somit leicht biologische Membranen passieren. Neben akuten Vergiftungserscheinungen können chronische Störungen auftreten. Eine Mutagenität für Warmblüter wird angenommen.

In Abb. 7 sind neben den Quecksilbergehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die Quecksilberkonzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten sowie im Muschelfleisch für den gesamten Versuchszeitraum dargestellt.

Der Quecksilbergesamtgehalt des Elbewassers bewegte sich überwiegend zwischen 0,14 und 0,70 µg/l Hg. Eine Ausnahme bildeten die letzten in den Expositionszeitraum fallenden Wochenmischproben; hier traten - gemessen an den davorliegenden Befunden - Spitzenbelastungen mit einem Extremwert in Höhe von 3,6 µg/l Hg auf. Diese Spitzenbelastungen lagen somit um rd. das 10fache über den Wochenmischproben der vorangegangenen 14 Monate.

Die festgestellten Schwankungen der Quecksilberbefunde im gesamten Untersuchungszeitraum werden offensichtlich nicht durch saisonale Faktoren geprägt; vielmehr scheinen

- industrielle Einleitungen in den östlichen Bundesländern und der ČR,
- Ablagerungsverhalten und Weitertransport der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente in Abhängigkeit des Oberwasserabflusses und der Schifffahrt,
- Remobilisierung der an alten Sedimenten gebundenen Schadstoffe als Folge eines Konzentrationsgefälles oder als Folge von Unterhaltungsarbeiten bzw. -baggerungen,
- Höhe des Schadstoffeintrages aus diffusen Quellen
- sowie Unfälle und Umweldelikte im Einzugsgebiet der Elbe

die Konzentrationsunterschiede in der Elbe bewirkt zu haben. (Diese Aussage trifft auch auf die nachfolgend beschriebenen Elemente zu.) Insbesondere in den letzten Wochen des Untersuchungszeitraums führten sehr wahrscheinlich die beiden Faktoren Remobilisierungseffekte im Zuge von umfangreichen Unterhaltungsarbeiten im Strom und zeitgleiche Umweldelikte zu den extrem hohen Quecksilberkonzentrationen in den unfiltrierten Wasserproben und zu dem stark erhöhten Gehalt in der entsprechenden Schwebstoff-Monatsmischprobe.

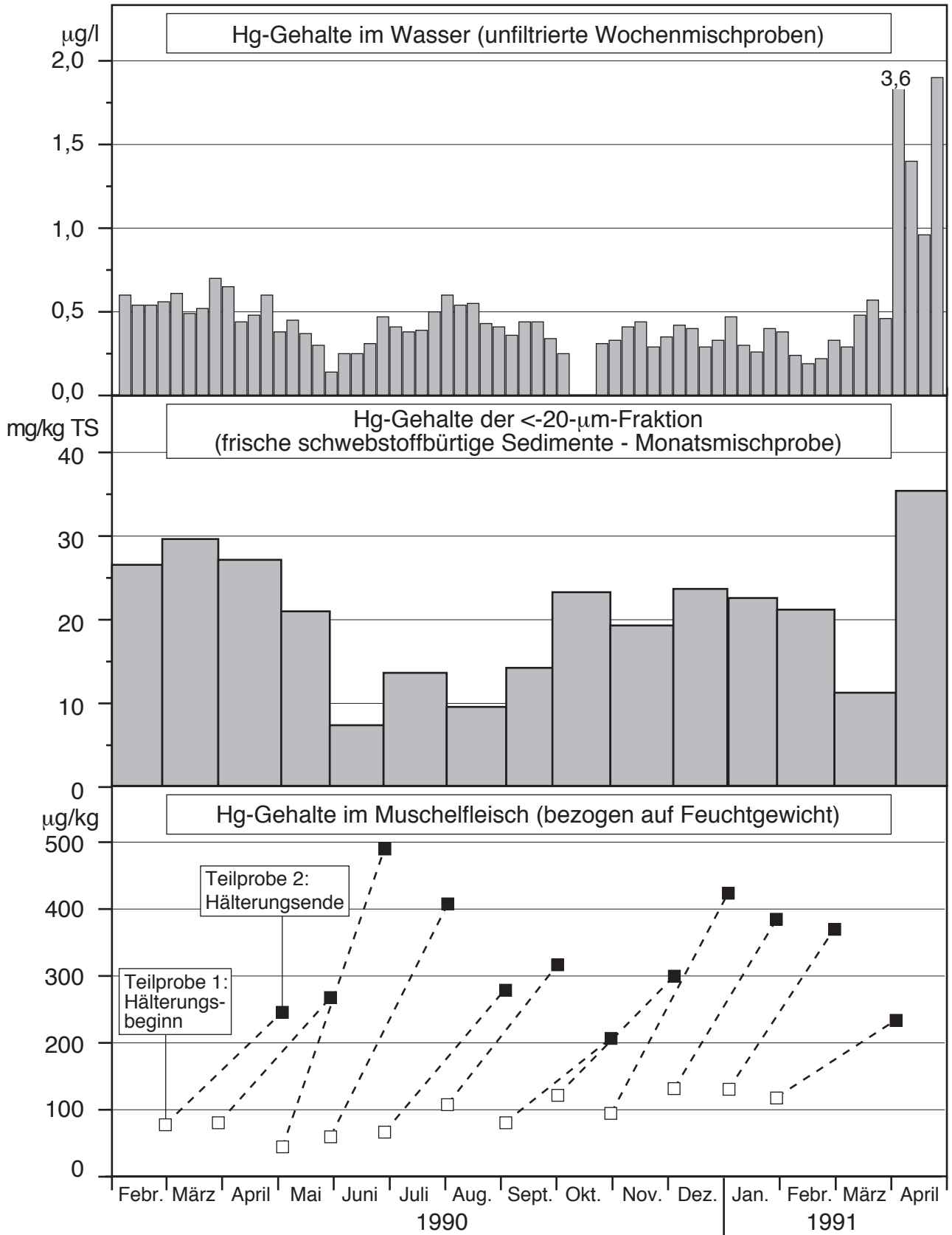


Abb. 7 Quecksilber-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Die Quecksilberkonzentrationen der <20- μ m-Fraktion der Monatsmischproben (Schwebstoffe) korrespondieren teilweise mit den entsprechenden Wasserwerten. Innerhalb des betrachteten Zeitraumes traten große Schwankungen auf, die sich zwischen 7,4 mg/kg Hg (Juni-Probe 1990) und 35,6 mg/kg Hg (April-Probe 1991) bewegten. Die Konzentrationsangaben beziehen sich auf die Trockensubstanz (TS).

Die in der Abb. 7 aufgetragenen Befunde der Ausgangsbelastung der aus dem Gartower See stammenden Dreikantmuscheln lagen insgesamt betrachtet mit Werten zwischen 43 und 130 μ g/kg Hg auf einem niedrigen Niveau. Die Konzentrationsangaben beziehen sich auf das Frischgewicht des Muschelweichkörpers (Poolprobe).

Wie aus der graphischen Auftragung ersichtlich, weisen die für 2 Monate im Elbewasser exponierten Muscheln gegenüber den Kontrollmuscheln aus dem Gartower See während des gesamten Versuchszeitraums einen deutlich erhöhten Quecksilbergehalt auf. Die Konzentrationswerte der Muscheln am Ende der Elbewasserhälterung lagen gegenüber den Vergleichsmuscheln im Mittel rd. 4mal höher (im Maximum rd. 11mal höher). Der Maximalwert in den exponierten Muscheln wurde im Juni mit knapp 500 μ g/kg Hg erreicht. Bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum ist festzuhalten, daß die Gehalte der für 2 Monate exponierten Muscheln wesentlich stärker schwankten als die der Kontrollmuscheln.

Zum Konzentrationsverlauf ist anzumerken, daß zunächst ein Konzentrationsanstieg in den Muscheln bis zum o. g. Maximalwert erfolgte. Von Juni bis hin zum Oktober fiel dann die Quecksilberkonzentration der exponierten Organismen wieder ab. In den nachfolgenden Monaten bis zum Ende des Jahres 1990 fand nochmals ein Anstieg statt. Danach erfolgte wiederum eine Abnahme der Gehalte. Dieser sehr wellenförmige Konzentrationsverlauf spiegelt sich nicht in den Werten der Ausgangsbelastung wider.

Ein direkter Zusammenhang zwischen der Belastung des Elbewassers, dem Gehalt in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten und der Konzentration in den gehälterten Muscheln besteht offensichtlich nicht. Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten dieser drei Phasen erkennbar. Ebenso wenig scheinen die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln einen Einfluß auf die Höhe und den Verlauf der Anreicherung in den exponierten Muscheln zu haben.

3.1.2 Blei (Pb)

Blei findet in der Industrie eine breite Anwendung, z. B. bei der Herstellung von Akkumulatoren, Kabelummantelungen und Farben. Im Hinblick auf die Oberflächengewässer kommt dem Blei-Eintrag über den Luftpfad als Folge der Verbrennung bleihaltigen Kraftstoffes große Bedeutung zu. Für Organismen sind elementares Blei, Blei(II)oxid, Blei(II)salze und Organo-Bleiverbindungen toxikologisch bedeutsam. Eine toxische Wirkung des Bleis beruht auf der Inaktivierung von Enzymen. Als chronische Schäden sind bei Warmblütern Hemmung des blutbildenden Systems und neurophysiologische Veränderungen bekannt.

In Abb. 8 sind neben den Bleigehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die Bleikonzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch von Poolproben für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 dargestellt.

Bezogen auf den gesamten Versuchszeitraum zeigt die Bleibelastung des Elbewassers einen wellenförmigen Verlauf auf. Bis zum März 1990 nahmen die Gehalte zunächst ab, danach stiegen sie bis zum Juni nahezu kontinuierlich an bis auf eine Spitzenbelastung von 20,4 µg/l Pb. In der Folgezeit waren die Werte wieder stark rückläufig. Im Februar 1991 wurde der niedrigste Gehalt während des betrachteten Zeitraumes mit 1,2 µg/l Pb ermittelt. Der Maximumwert wurde in der letzten Wochenmischprobe am Ende des Expositionsversuchs mit 41,3 µg/l Pb festgestellt. Die beiden Belastungsberge mit ihren genannten Spitzenwerten sind Ausdruck einer außerordentlich hohen anthropogenen Belastung in der Elbe, deren Herkunft nicht eindeutig geklärt werden konnte (siehe auch Kap. 3.2.1).

Die Bleigehalte in der <20-µm-Fraktion der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente (Monatsmischproben) waren im Gegensatz zu den Wasserwerten in ihrem Verlauf relativ gleichförmig. Bis auf die beiden Extremwerte im Januar 1991 mit 323 mg/kg Pb und im März 1991 mit 98,2 mg/kg Pb lagen alle Gehalte bei 200 mg/kg Pb, bezogen auf Trockensubstanz.

Die Werte der an den Muscheln aus dem Gartower See festgestellten Ausgangsbelastung zeigten für den gesamten Untersuchungszeitraum eine gewisse Schwankungsbreite auf niedrigem Niveau auf. Diese Grundbelastung variierte im wesentlichen zwischen 50 und 100 µg/kg Pb, bezogen auf die Frischsubstanz des Muschelweichkörpers (Poolprobe).

Die für 2 Monate in der Elbe exponierten Muscheln wiesen gegenüber den Tieren, die für die Bestimmung der Ausgangsbelastung herangezogen worden waren, insbesondere ab August 1990 stark erhöhte Bleigehalte auf. Bis Juli 1990 befanden sich die Bleikonzentrationen der in der Elbe exponierten Muscheln zunächst in gleicher Größenordnung wie die in den Kontrollmuscheln (< 100 µg/kg Pb Frischgewicht). Danach folgte ein fast sprunghafter Anstieg auf 150 bis 200 µg/kg Pb. Ab November klang die Bleibelastung wieder ab. Im Mittel war der Bleigehalt in den im Elbewasser gehälterten Muscheln rund 3mal so hoch wie in den Vergleichsmuscheln (im Maximum 5mal höher). Ab Ende August bis zum Ende des Versuchszeitraumes korrespondieren die Bleigehalte der exponierten Muscheln mit den zugehörigen Konditionsindizes (Abb. 6).

Eine direkte Beziehung zwischen der Bleibelastung des Wassers sowie der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente einerseits und der Bleibelastung der Muscheln andererseits ist nicht erkennbar. Besonders auffällig ist die Tatsache, daß gerade in dem Zeitabschnitt, in dem die höchsten Bleigehalte in den Muscheln angetroffen wurden, die niedrigsten Konzentrationen in den unfiltrierten Wasserproben auftraten. Möglicherweise setzte sich das Muster der im Wasser vorkommenden Bleiverbindungen zu dieser Zeit aus besonders bioverfügbaren Anteilen zusammen, so daß die Muscheln trotz niedriger Konzentrationen im Wasser vergleichsweise viel Blei anreichern konnten. Für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden

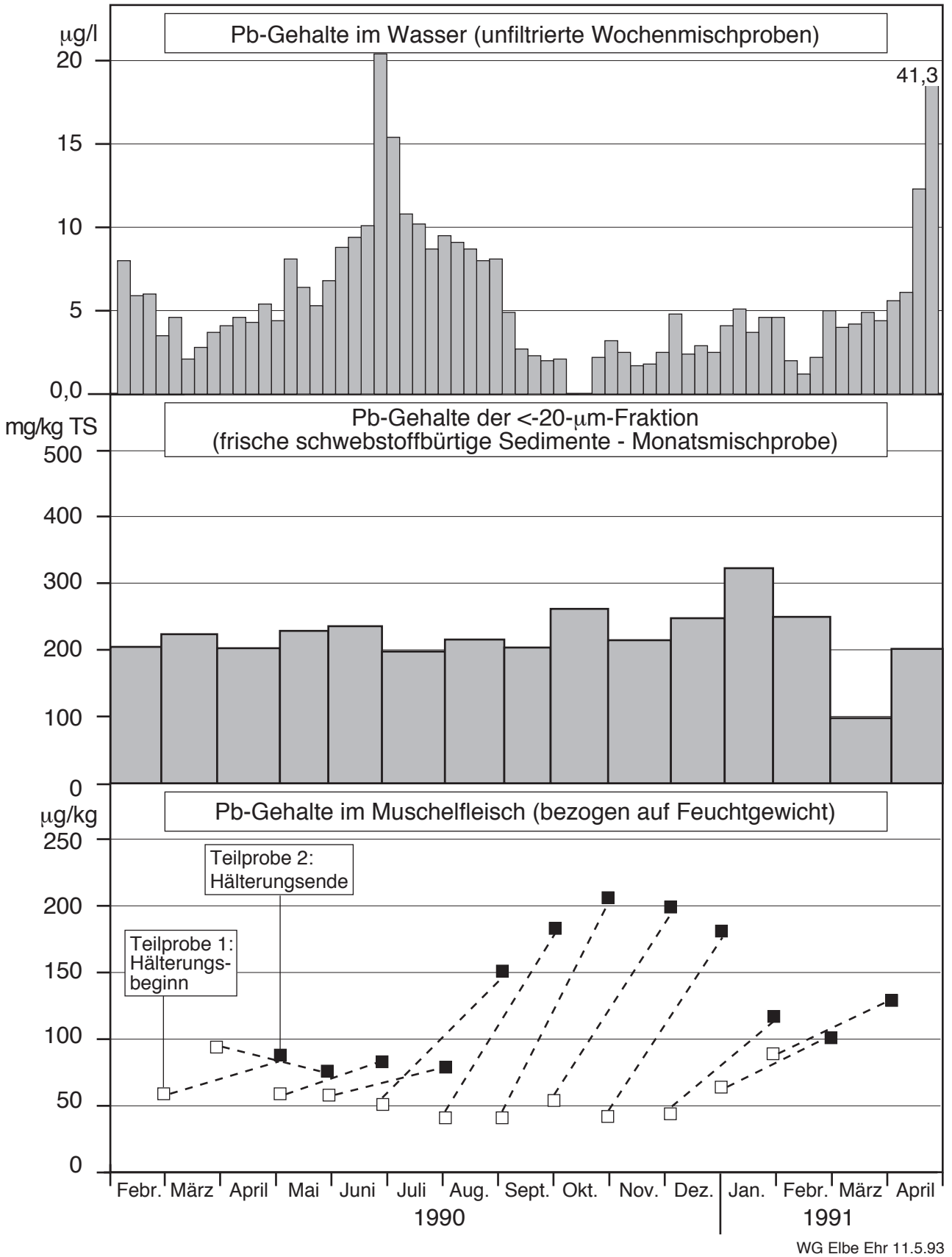


Abb. 8 Blei-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Meßgrößen ist keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten der drei Phasen Wasser, frische schwebstoffbürtige Sedimente und exponierte Muscheln erkennbar.

3.1.3 Cadmium (Cd)

Cadmium fällt bei der Zinkgewinnung als Nebenprodukt an. In verzinkten Metallen, z. B. Regenrinnen und Leitungsrohren, ist stets auch Cadmium vorhanden. Diese stellen bei ihrer Korrosion eine Kontaminationsquelle dar. Außerdem kommt Cadmium in der Chemie- und Textilindustrie und in größeren Mengen auch in Zigaretten vor. Im Organismus kann Cadmium zur Denaturierung von Proteinen führen. Neben akuten Vergiftungserscheinungen treten teratogene und mutagene Effekte auf. Von einer karzinogenen Wirkung des Cadmiums muß ausgegangen werden.

In Abb. 9 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den Cadmiumgehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die Cadmiumkonzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch (Poolproben) dargestellt.

Zwischen Februar 1990 und April 1991 schwankten die Cadmiumkonzentrationen im Elbewasser zwischen 0,08 µg/l Cd (Februar 1991) und 0,7 µg/l Cd (Februar, November 1990). Die Cadmiumwerte sind in der Zeit vom März 1990 bis Februar 1991 der Wassertemperatur-Ganglinie sehr ähnlich (vergl. Abb. 4). Sowohl die aufgetragenen Gehalte als auch die zeitlich zugehörigen Temperaturwerte verlaufen 'bergförmig'.

Die Cadmiumwerte, gemessen an der <20-µm-Fraktion der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente (Monatsmischproben), bewegten sich während des Versuchszeitraums um 10 mg/kg Cd, bezogen auf Trockensubstanz. Eine Ausnahme bildete der Wert im April 1991, der mit über 20 mg/kg Cd weitaus höher lag, als die anderen in den Untersuchungszeitraum fallenden Messungen.

Die Cadmiumkonzentrationen der Muscheln aus dem Gartower See (= Ausgangsbelastung) bewegten sich im Laufe des Versuchs in relativ engem Rahmen und auf niedrigem Niveau zwischen 5 und 31 µg/kg Cd, bezogen auf das Feuchtgewicht der Muschelweichkörper. Der wellenförmige Konzentrationsverlauf scheint sich auch in den Werten, die am Ende der 2monatigen Hälterung gemessen wurden, im gewissen Rahmen widerzuspiegeln. Ob saisonale Einflüsse das Aufnahmeverhalten der Muschel tatsächlich mitbestimmen, ließ sich nicht eindeutig klären.

Die für 2 Monate in der Elbe exponierten Muscheln wiesen während des gesamten Versuchszeitraums im Vergleich zu dem Material, an dem die Ausgangsbelastung festgestellt wurde, stark erhöhte Cadmiumgehalte auf. Im Mittel war der Cadmiumgehalt der im Elbewasser gehälterten Muscheln gegenüber den Werten der Ausgangsbelastung rd. 4,5mal höher (im Maximum knapp 9mal höher). Ein Maximum bestand im Frühjahr 1990 mit Werten von über 100 µg/kg Cd, bezogen auf das Muschelfrischgewicht.

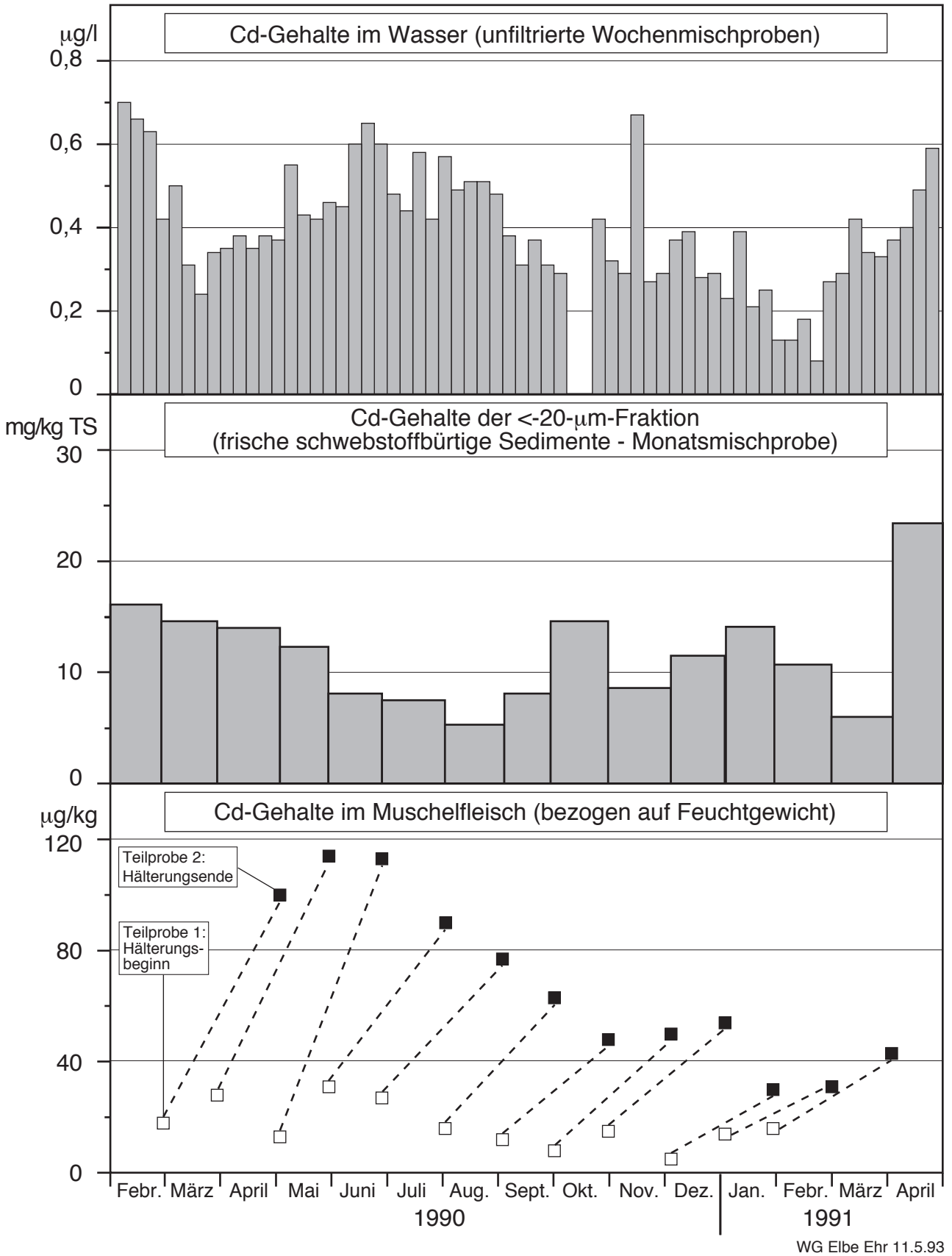


Abb. 9 Cadmium-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Die Untersuchungsergebnisse lassen den Schluß zu, daß ein direkter Zusammenhang zwischen der Cadmiumbelastung des Elbewassers und der Cadmiumkonzentration der in der Elbe exponierten Muscheln besteht. In Zeiten abnehmender Cadmiumkonzentration im Elbewasser nimmt die Cadmiumbelastung in den elbewassergehälterten Muscheln ebenfalls ab (Juni bis Oktober 1990). Bei einem zunehmenden Gehalt des Wassers weisen die im Elbewasser exponierten Muscheln ebenfalls ansteigende Cadmiumkonzentrationen auf (April bis Mai 1990 und Februar bis April 1991).

Eine Beziehung zwischen der Schwebstoffbelastung und dem Gehalt der im Elbewasser gehälterten Muscheln scheint dagegen nicht zu bestehen. Ebenso wenig läßt sich ein Zusammenhang zwischen den in Abb. 4 aufgetragenen begleitenden Meßgrößen sowie den Meßgrößen zur Kondition der Muscheln (Abb. 5 und 6) und den Belastungswerten der exponierten Muscheln feststellen.

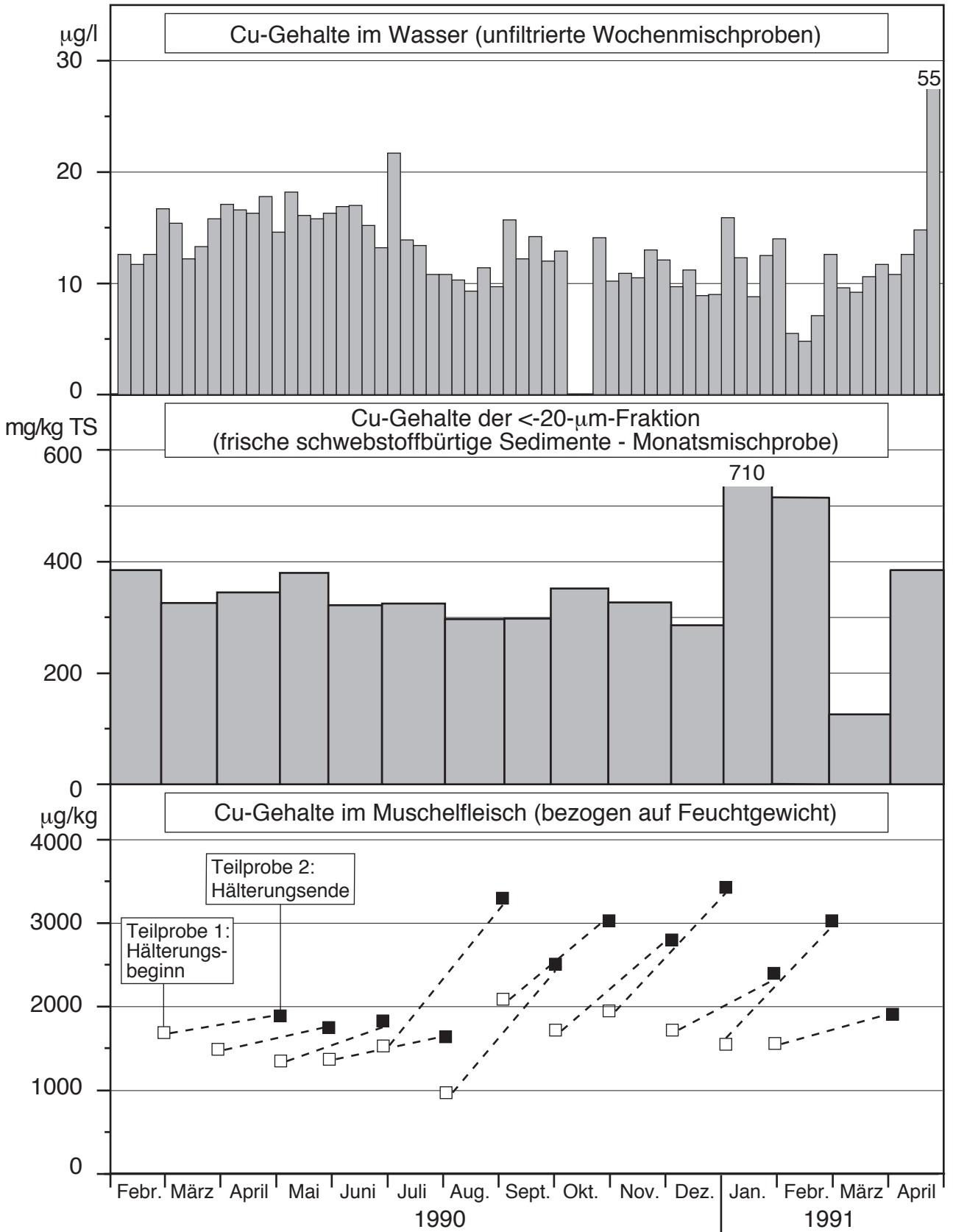
3.1.4 Kupfer (Cu)

Kupfer wird in großem Maße in der Elektroindustrie verwendet. Daneben findet es Einsatz in Legierungen, u.a. in Rohrleitungen und Münzen. Außerdem werden Kupferverbindungen Fungiziden, Bakteriziden, Molluskiziden und Algiziden beigegeben. Im Wasser neigt Kupfer dazu, komplexe Verbindungen mit organischen Substanzen zu bilden. Die toxische Wirkung des Kupfers beruht im wesentlichen auf der Bindung freier Kupferionen an Proteine, in deren Folge es zu Enzymhemmungen kommt.

In Abb. 10 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den Kupfergehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die Kupferkonzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch (Poolprobe) dargestellt.

Von Februar bis Juli 1990 schwankte der Gesamt-Kupfergehalt des Wassers um $15 \mu\text{g/l Cu}$. In den folgenden Monaten bis Anfang April 1991 bewegte sich die Gesamt-Kupferkonzentration mit $10 \mu\text{g/l Cu}$ auf einem niedrigeren Niveau. Eine Ausnahme stellt die letzte in den Untersuchungszeitraum fallende Wochenmischprobe dar, die mit einer Konzentration von $55 \mu\text{g/l Cu}$ weit über der Kupferbelastung der vorangegangenen Proben lag. Dieser punktuelle Anstieg, der auch bei den vorgenannten Metallen auftrat, ist offensichtlich auf einen besonderen anthropogenen Einfluß zurückzuführen. Die Kupferwerte der <20- μm -Fraktion der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente (Monatsmischproben) bewegten sich von Februar bis Dezember 1990 zwischen rd. 300 und knapp 400 mg/kg Cu, bezogen auf Trockensubstanz. Ein sprunghafter Anstieg auf über 700 mg/kg Cu war für die Januar- und Februarprobe des Jahres 1991 zu verzeichnen. Im März 1991 sank die Belastung in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten wieder auf rd. 100 mg/kg Cu ab, danach stieg sie abermals an, und zwar auf knapp 400 mg/kg Cu. Diese sprunghaften Veränderungen spiegeln sich nicht im Gesamt-Kupfergehalt der Wasserproben wider.

Die aus dem Gartower See stammenden Muscheln, an denen die Ausgangsbelastung ermittelt wurde, wiesen durchschnittlich einen Kupfergehalt von rd. $1.500 \mu\text{g/kg Cu}$ im Muschelweichkörper (Feuchtgewicht) auf. Zwischen den beiden Extremwerten lag ungefähr eine Spanne von $1.000 \mu\text{g/kg Cu}$.



WG Elbe Ehr 11.5.93

Abb. 10 Kupfer-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Die jeweils für 2 Monate in der Elbe exponierten Muscheln zeigten gegenüber den Muscheln aus dem Gartower See während des gesamten Untersuchungszeitraums zum Teil deutlich erhöhte Konzentrationen an Kupfer. Im Mittel war der Kupfergehalt in den im Elbewasser gehälteren Muscheln gegenüber den Werten der Ausgangsbelastung um das gut 1,5fache erhöht (im Maximum um das 2,6fache). Von April bis Juli 1990 lagen die Kupferbefunde der in der Elbe exponierten Muscheln gegenüber den entsprechenden Werten der Ausgangsbelastung auf einem nur geringfügig höheren Niveau ($< 2.000 \mu\text{g}/\text{kg Cu}$, bezogen auf das Frischgewicht des Muschelweickörpers). Danach folgte ein sprunghafter Anstieg auf über $3.000 \mu\text{g}/\text{kg Cu}$. Diese außergewöhnliche Belastungszunahme findet sich in ähnlichem Verlauf auch bei den Bleigehalten derselben Muschelprobe wieder (vergl. Kap. 3.1.2, Abb. 8). Im Unterschied zu der Bleibelastung blieb die Kupferkonzentration der in der Elbe exponierten Muscheln in den folgenden Monaten auf hohem Niveau und sank erst im April 1991 wieder auf knapp $2.000 \mu\text{g}/\text{kg Cu}$ ab. Inwieweit Unterschiede bei der Aufnahme bzw. der Elimination zwischen Kupfer und Blei bestehen, die für diese Untersuchungsbefunde verantwortlich sein könnten, kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht geklärt werden.

Insgesamt betrachtet werden die Kupferkonzentrationen der im Elbewasserdurchfluß gehälteren Muscheln nicht durch die Kupferbelastung im Wasser oder in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten widerspiegelt. Ein direkter Zusammenhang zwischen den Kupfergehalten der unfiltrierten Wasserproben bzw. der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente und den Kupferbefunden der exponierten Muscheln besteht offensichtlich nicht. Ebenso wenig läßt sich ein Zusammenhang zwischen den in Abb. 4 aufgetragenen begleitenden Meßgrößen sowie den Meßgrößen zur Kondition der Muscheln (Abb. 5 und 6) und den Belastungswerten der exponierten Muscheln feststellen.

3.1.5 Zink (Zn)

Zink hat einen breiten Anwendungsbereich: Neben seinem Einsatz in Galvanisierungsbetrieben (Rostschutz von Metallen) wird es in Katalysatoren und in Farben verwendet. Es gibt Zinkverbindungen, die als Wachstumsmittel in der Tierzucht eingesetzt werden, andere finden Verwendung als Insektizid bzw. Fungizid. Eine große Kontaminationsquelle stellt wie bereits in Kap. 3.1.3 für das mit Zink gemeinsam vorkommende Cadmium beschrieben, das Herauslösen des Metalls aus verzinkten Oberflächen von Rohren und Leitungen dar. Bei Fischen können erhöhte Zinkkonzentrationen zu Schäden an Kiemen, Leber und Niere führen.

In Abb. 11 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den Zinkgehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die Zinkkonzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch (Poolprobe) dargestellt.

Während des Versuchszeitraums schwankt der Gesamt-Zinkgehalt des Elbewassers in etwa zwischen $70 \mu\text{g}/\text{l Zn}$ (Februar 1991) und $180 \mu\text{g}/\text{l Zn}$ (März 1990, April 1991). Die niedrigsten Gehalte wurden während der Winterphase ermittelt.

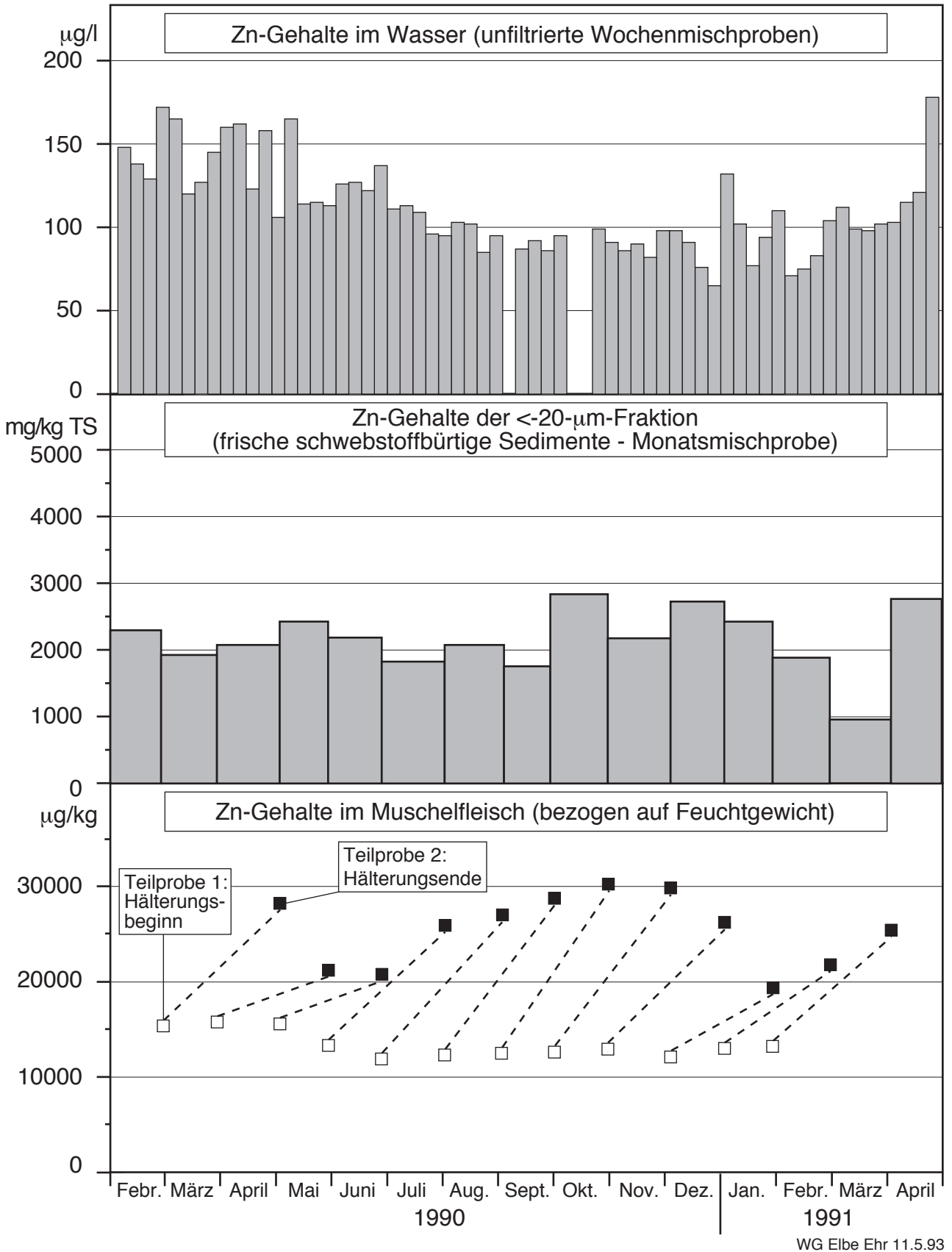


Abb. 11 Zink-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Die Zinkwerte, gemessen an der <20- μm -Fraktion der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente (Monatsmischproben), bewegten sich während des Untersuchungszeitraums um 2.000 mg/kg Zn, bezogen auf Trockensubstanz. Die niedrigste Konzentration trat in der Monatsmischprobe für den März 1991 mit einem Wert von 960 mg/kg Zn auf. Der höchste Wert wurde in der Oktober-Mischprobe mit 2.840 mg/kg Zn festgestellt.

Die aus dem Gartower See stammenden Muscheln, an denen die Ausgangsbelastung ermittelt wurde, wiesen einen Zinkgehalt von rd. 12.000 bis 15.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Zn im Muschelweickörper (Feuchtgewicht) auf. Damit ergab sich eine relativ geringe Schwankungsbreite der Befunde.

Die jeweils für 2 Monate in der Elbe exponierten Muscheln zeigten gegenüber den Muscheln aus dem Gartower See während des gesamten Untersuchungszeitraums deutlich erhöhte Konzentrationen an Zink. Im Mittel war der Zinkgehalt in den im Elbewasser gehälterten Muscheln gegenüber den Werten der Ausgangsbelastung knapp doppelt so hoch. Die größten Nettoanreicherungen fanden in der Zeit von Juli bis Dezember 1990 und Ende März/Anfang April 1991 statt. Die Maximalkonzentration wurde in den elbewassergehälterten Muscheln mit 30.240 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Zn, bezogen auf das Muschelfrischgewicht, gemessen (Ende Oktober). Da die Muscheln aus dem Gartower See relativ konstante Zinkkonzentrationen aufwiesen, kann ein jahreszeitlicher Einfluß auf die Schwankungen in der Zinkbelastung der im Elbewasserdurchfluß gehälterten Muscheln ausgeschlossen werden.

Beachtenswert ist, daß sich die Zinkgehalte der in der Elbe exponierten Muscheln über den Versuchszeitraum ähnlich wie die Blei- und Kupferkonzentrationen in denselben Muscheln entwickelten (vgl. Abb. 8 und 10).

Ein direkter Zusammenhang zwischen der Zinkbelastung des Elbewasser bzw. dem Zinkgehalt der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente einerseits und den Zinkwerten der im Elbewasser exponierten Muscheln andererseits ist nicht ersichtlich. Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten dieser drei Phasen erkennbar. Bezüglich des in Abb. 6 aufgetragenen Konditionsindex läßt sich durch einen einfachen optischen Vergleich feststellen, daß er über den Versuchszeitraum betrachtet einen sehr ähnlichen Verlauf aufweist wie die Zinkbelastung der Muscheln am Ende der 2monatigen Hälterung im Elbewasser. Zu Zeiten hoher Konzentrationen hatten auch die Muscheln eine gute Kondition und umgekehrt. Hierbei dürfte es sich allerdings eher um eine zufällige Erscheinung handeln.

3.1.6 Chrom (Cr)

Der Anwendungsbereich von Chrom ist vielfältig: Neben dem Einsatz in Holzimprägnierungsmitteln dient es der Herstellung von Farben. Ferner wird es in Katalysatoren, in Gerberei- und Galvanisierungsbetrieben (Korrosionsschutz von Metallen) eingesetzt. Von den verschiedenen Chromformen ist das Cr(VI) am giftigsten. Im Organismus wird Cr(VI)

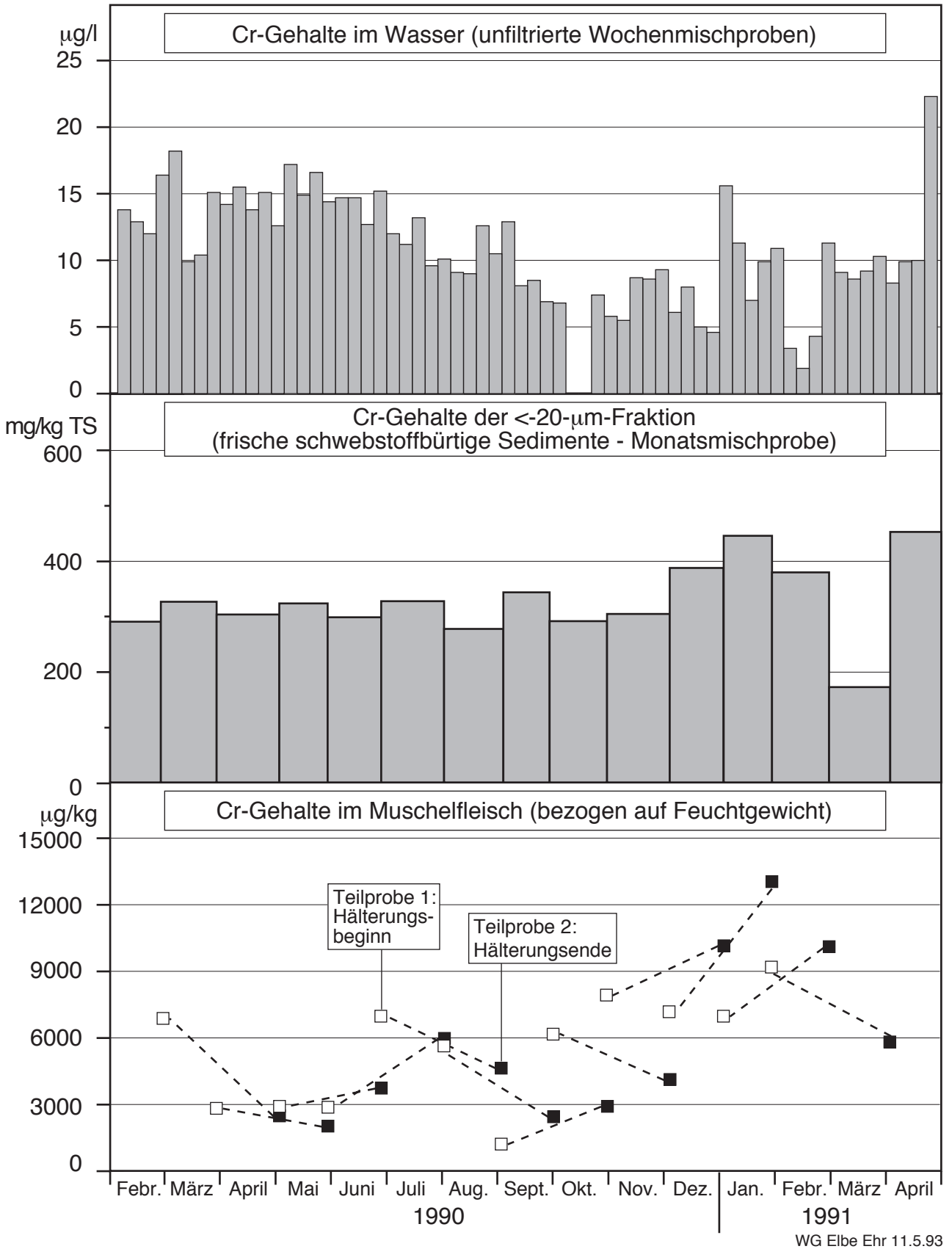


Abb. 12 Chrom-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

zu Cr-(III) reduziert, das keine biologischen Membranen passieren kann. Da Cr-(III) jedoch mit Proteinen Komplexe bildet, steht es im Verdacht, mutagen zu sein.

In Abb. 12 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den Chromgehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die Chromkonzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch (Poolproben) dargestellt.

Während des Versuchszeitraums war der Gesamt-Chromgehalt des Elbewassers von großen Schwankungen gekennzeichnet, und zwar variiert er von rd. 2 µg/l Cr (Februar 1991) bis rd. 20 µg/l Cr (März 1990, April 1991). Generell wurden die niedrigsten Gehalte während der Winterphase ermittelt.

Die Chromwerte, gemessen an der <20-µm-Fraktion der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente (Monatsmischproben), bewegten sich während des Untersuchungszeitraums zwischen knapp 200 mg/kg Cr (März 1991) und rd. 450 mg/kg Cr (Januar und April 1991), bezogen auf Trockensubstanz.

Sowohl die jeweils für 2 Monate in der Elbe exponierten Muscheln als auch die Muscheln aus dem Gartower See, die für die Bestimmung der Ausgangsbelastung herangezogen wurden, zeigen in ihren Werten eine abnorm hohe Streubreite auf. Es wurden sowohl deutliche An- als auch Abreicherungen festgestellt. Eine wissenschaftliche Interpretation dieser Befunde ist derzeit nicht möglich. Erklärungsansätze zu diesem Phänomen liefert zum einen die hohe Mobilität des Chroms in der Biosphäre, besonders in Organismen, und der damit im Zusammenhang stehende leichte Übergang zu unterschiedlichen Oxidationsstufen. Zum anderen ist aus analytischer Sicht bei Proben dieser Art ein Variationskoeffizient von 30 % bereits als ein befriedigendes Ergebnis anzusehen. Die Präzision, mit der Chrom analysiert werden kann, ist bei weitem nicht mit der anderer Elemente vergleichbar.

3.1.7 Arsen (As)

Arsen wird als Legierungsmittel und als Insektizid bzw. Fungizid eingesetzt. Im Wasser kommen sowohl anorganische wie organische Arsenverbindungen vor. Arsen hemmt Enzyme. Als Arsenat entkoppelt es die oxidative Phosphorylierung (an die Atmungskette gekoppelte Synthese von ATP). Arsen steht im Verdacht, krebserregend zu sein. Als sicher gilt die mutagene und teratogene Wirkung von Arsen.

In Abb. 13 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den Arsengehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die Arsenkonzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch (Poolproben) dargestellt.

Innerhalb des Versuchszeitraums sank der Gesamt-Arsengehalt des Elbewassers von einem Niveau um 4 µg/l As im zeitigen Frühjahr 1990 auf ca. 2 µg/l As im Sommer 1990. Auf diesem Niveau verblieb in etwa die Wasserkonzentration bis zum April 1991, in dem sie wieder auf knapp 4 µg/l As anstieg.

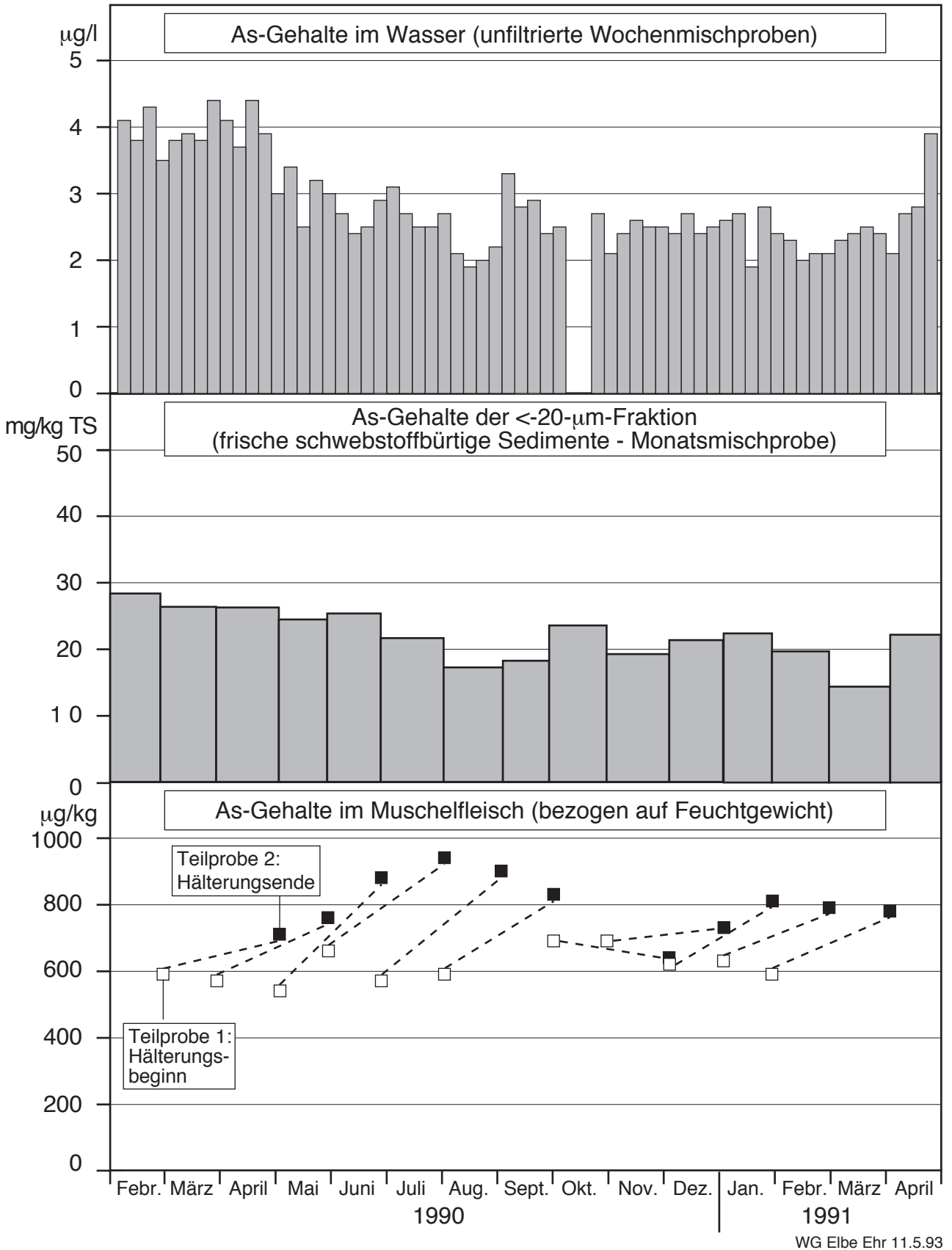


Abb. 13 Arsen-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Die Arsenwerte, gemessen an der <20- μ m-Fraktion der frischen schwebstoffb \ddot{u} rtigen Sedimente (Monatsmischproben), bewegten sich w \ddot{a} hrend des Untersuchungszeitraums zwischen 14,5 mg/kg As (M \ddot{a} rz 1991) und 28,4 mg/kg As (Februar 1990), bezogen auf Trockensubstanz. Insgesamt betrachtet wurde eine relativ gleichf \ddot{o} rmige Belastung festgestellt, die mit den Wassergehalten korrespondiert.

Die aus dem Gartower See stammenden Muscheln, an denen die Ausgangsbelastung ermittelt wurde, wiesen einen Arsengehalt w \ddot{a} hrend des Versuchszeitraums um rd. 600 μ g/kg As auf, bezogen auf das Frischgewicht des Muschelweick \ddot{o} rpers.

Die jeweils f \ddot{u} r 2 Monate im Elbewasser exponierten Muscheln zeigten gegen \ddot{u} ber den Muscheln aus dem Gartower See w \ddot{a} hrend des gesamten Untersuchungszeitraums erh \ddot{o} hte Konzentrationen an Arsen. Nur im Dezember 1990 wiesen die in der Elbe exponierten Muscheln gegen \ddot{u} ber den Vergleichsmuscheln einen niedrigeren Arsengehalt auf. Es fand somit eine Abreicherung statt. Im Mittel war die Arsenkonzentration in den elbewassergeh \ddot{a} lterten Muscheln gegen \ddot{u} ber den Werten der Ausgangsbelastung um das rd. 1,5fache erh \ddot{o} ht. Der Maximalwert wurde im August 1990 mit knapp 1.000 μ g/kg As erreicht.

Die Arsenaufnahme der in der Elbe exponierten Muscheln k \ddot{o} nnte von den jahreszeitlichen Temperaturschwankungen in der Elbe beeinflusst sein. Mit Ansteigen der Wassertemperatur im Fr \ddot{u} hjahr/Sommer stieg auch der Arsengehalt der im Elbewasser exponierten Muscheln. Ebenso fand eine Abnahme der Arsenkonzentration in den Muscheln in Zeiten sinkender Temperatur (Herbst) statt. Im Winter korrespondierten allerdings die beiden Me \ddot{a} ßgr \ddot{o} ßen nicht mehr miteinander.

Insgesamt ist zwischen der Arsenbelastung des Wassers bzw. der frischen schwebstoffb \ddot{u} rtigen Sedimente und der Muscheln kein direkter Zusammenhang erkennbar. Auch f \ddot{u} r die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Me \ddot{a} ßgr \ddot{o} ßen ist, au \ddot{b} er der Wassertemperatur (s. o.), keine Abh \ddot{a} ngigkeit zu den Belastungswerten dieser drei Phasen erkennbar.

3.2 Chlorierte Kohlenwasserstoffe

Die CKW-Untersuchungsergebnisse sowohl des Ausgangsprobenmaterials aus dem Gartower See als auch des f \ddot{u} r 2 Monate im Elbewasser geh \ddot{a} lterten Materials werden in den nachfolgenden graphischen Darstellungen wegen der geringen Fettgehalte und deren relativ gro \ddot{b} en Schwankungsbreite auf kleinem Niveau, auf Frischsubstanz bezogen, mitgeteilt. Je niedriger der Fettgehalt einer Gewebsprobe ist, desto h \ddot{o} her wird der Gehalt der im isolierten Fett nachgewiesenen lipophilen Kontaminaten und umgekehrt. Vergleichende Bewertungen solcher Schadstoffgehalte sind also nur dann auf Fett bezogen sinnvoll, wenn die Fettgehalte selber sich nicht wesentlich w \ddot{a} hrend des Untersuchungszeitraumes unterscheiden (KRUSE, 1993; m \ddot{u} ndl. Mitt.). Dies traf im vorliegenden Fall nicht zu. Gleichwohl werden aber im Kap. 4, in dem Betrachtungen zu den mittleren Schadstoffanreicherungs-faktoren vorgenommen werden, die durchschnittlichen Gehalte au \ddot{b} er dem auf Fett und auf Trockensubstanz bezogen tabellarisch aufgef \ddot{u} hrt.

3.2.1 Hexachlorbenzen (HCB)

HCB ist ein Ausgangsprodukt für die Herstellung verschiedener Pestizide. Aufgrund seiner hohen Persistenz (geringe Abbaubarkeit) findet in Fettgeweben von Organismen eine starke Bioakkumulation statt. Hohe Belastungen können zu Stoffwechselstörungen und Organschäden führen. Bei Tierversuchen wurden fötotoxische, schwach teratogene und kanzerogene Eigenschaften nachgewiesen.

In Abb. 14 sind für die Zeit von Februar 1990 bis zum April 1991 neben den HCB-Gehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die HCB-Konzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Gesamtfraktion von Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch der Poolproben, bezogen auf Frischsubstanz, dargestellt.

Die HCB-Konzentrationen im Elbewasser der unfiltrierten Wochenmischproben zeigten über den gesamten Untersuchungszeitraum eine große Schwankungsbreite auf. Die Gehalte an HCB lagen im Mittel bei ca. 0,01 µg/l HCB, wobei mehrmals deutliche Belastungsspitzen von über 0,02 µg/l HCB, im Maximum sogar 0,062 µg/l HCB (März 1990), erreicht wurden.

Die anthropogene Belastung der Elbe mit HCB wird durch die hohen Konzentrationen im frischen schwebstoffbürtigen Sediment besonders deutlich. Die HCB-Werte, gemessen an der Gesamtfraktion von Monatsmischproben, bewegten sich während des Untersuchungszeitraums überwiegend zwischen 300 und 400 µg/kg HCB, bezogen auf Trockensubstanz. Im Dezember 1990 und im März 1991 wurden Spitzenbelastungen mit 1.005 µg/kg HCB bzw. mit 704 µg/kg HCB erreicht.

Die jeweils für 2 Monate im Elbewasser exponierten Muscheln zeigten gegenüber den Muscheln aus dem Gartower See während des gesamten Untersuchungszeitraums deutlich erhöhte Konzentrationen an HCB. Die Ausgangsbelastung der Muschelpoolproben aus dem Gartower See lag auf einem sehr niedrigen und gleichförmigen Niveau.

Spitzenanreicherungen traten während der Expositionszeiträume Ende März bis Ende Mai 1990 und im März 1991 mit über 20 µg/kg HCB auf. Der Maximumwert lag Ende Mai über 30 µg/kg HCB. Als Anreicherungsfaktoren wurden Werte um das 130- bzw. das 120fache errechnet. In dem dazwischen liegenden Zeitraum Mai bis Februar lagen die HCB-Befunde der elbewassergehälterten Muschelpoolproben deutlich niedriger. Die Konzentrationen erreichten dann "nur" noch Größenordnungen von 5 bis 15 µg/kg HCB.

Ein direkter Zusammenhang zwischen der Belastung des Elbewassers, dem Gehalt in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten und der Konzentration in den gehälterten Muscheln besteht offensichtlich nicht. Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten dieser drei Phasen erkennbar. Ebenso wenig scheinen die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln einen Einfluß auf die Höhe und den Verlauf der Anreicherung in den exponierten Muscheln zu haben.

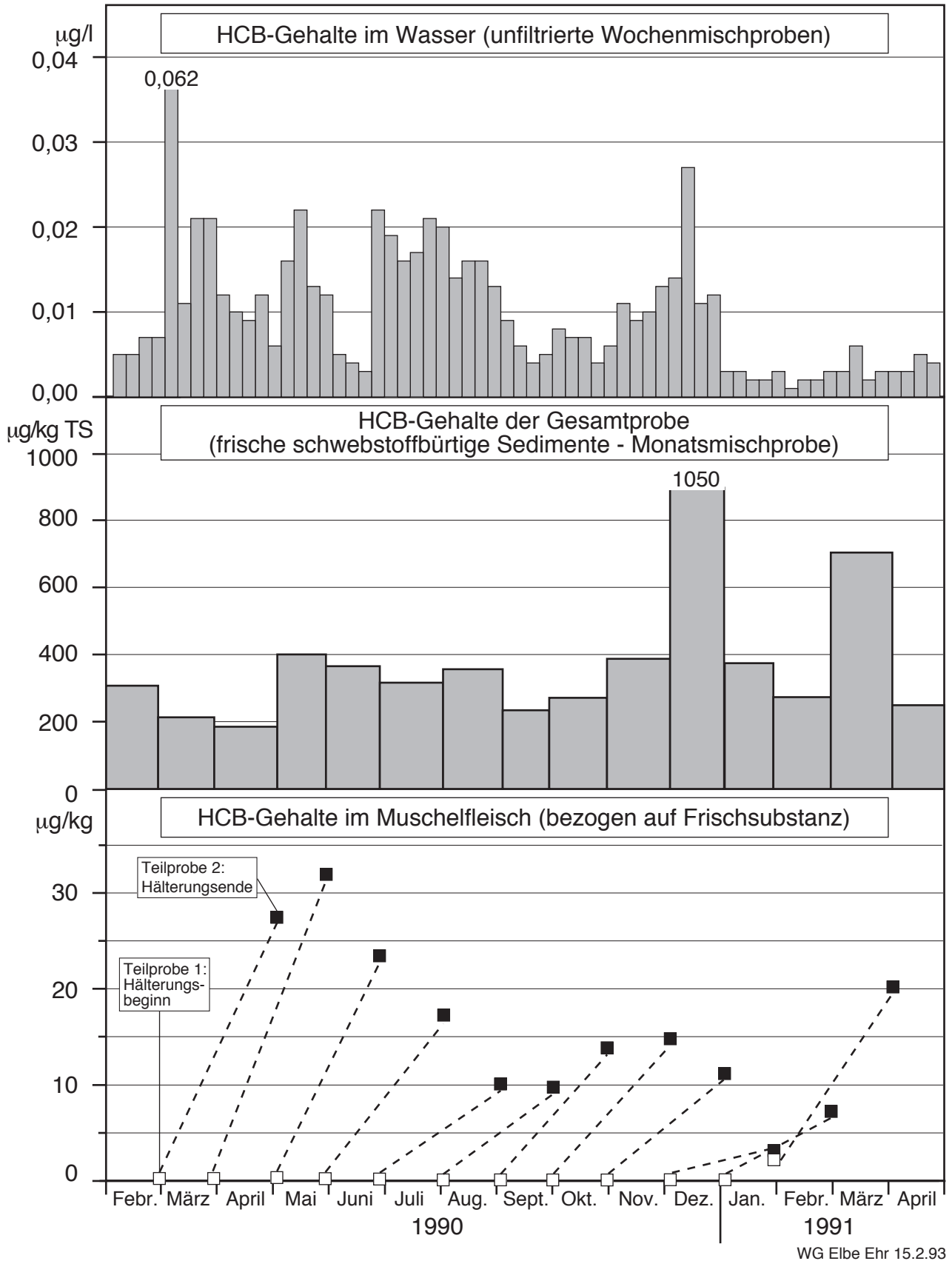


Abb. 14 Hexachlorbenzen-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

3.2.2 α -Hexachlorcyclohexan (α -HCH)

α -HCH entsteht als Nebenprodukt bei der Herstellung des Insektizids Lindan (γ -HCH). α -HCH ist relativ gering toxisch. Es werden jedoch mutagene und karzinogene Effekte diskutiert. In Abb. 15 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den α -HCH-Gehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die α -HCH-Konzentrationen in frischen Sedimenten (Gesamtfraktion von Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch von Poolproben, bezogen auf Frischsubstanz, dargestellt.

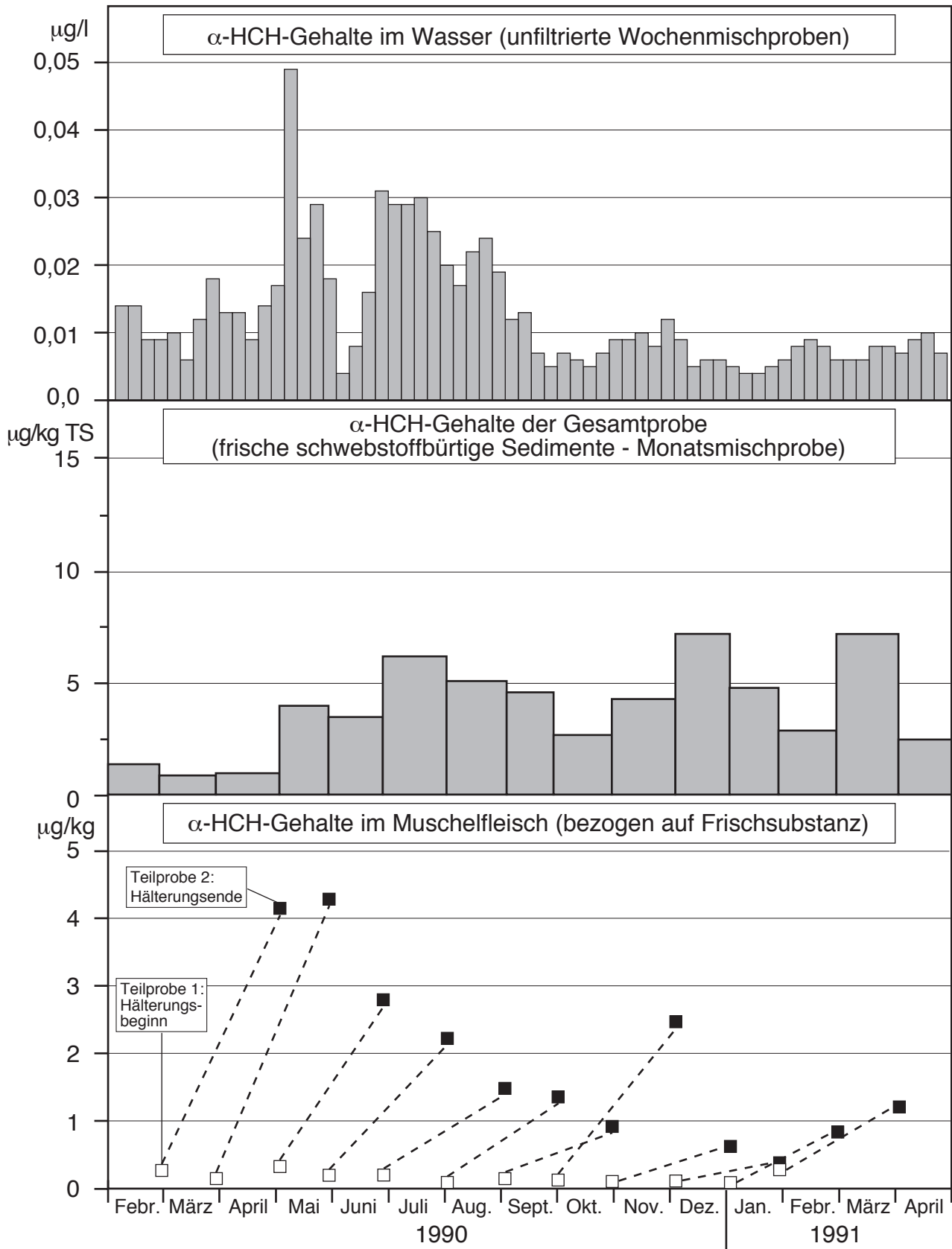
Zu Beginn der Untersuchungsphase lagen die α -HCH-Konzentrationen im Wasser der unfiltrierten Wochenmischproben zunächst bei 0,01 $\mu\text{g/l}$. Dann erfolgte im Mai 1990 ein Anstieg bis zu einem Maximum von 0,05 $\mu\text{g/l}$, dem sich ein Abfall der Konzentrationen anschloß. Ab September bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes verblieben die Gehalte in etwa bei 0,01 $\mu\text{g/l}$ α -HCH.

Derartige hohe Schwankungen traten beim α -HCH im frischen schwebstoffbürtigen Sediment, gemessen an der Gesamtfraktion der Monatsmischproben, nicht auf. Bis auf ein Minimum in der Zeit von Februar bis April 1990 mit rd. 2 $\mu\text{g/kg}$ α -HCH, bezogen auf die Trockensubstanz, lagen die Werte während des übrigen Untersuchungszeitraumes in einer Größenordnung von 5 $\mu\text{g/kg}$ α -HCH. Ein Zusammenhang zwischen den Konzentrationen des α -HCH im Wasser und denen, die in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten festgestellt wurden, scheint nicht zu bestehen.

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes lag die Ausgangsbelastung der Muschel-poolproben aus dem Gartower See auf einem sehr gleichförmigen und niedrigen Niveau von ca. 0,1 $\mu\text{g/kg}$ α -HCH. Die für zwei Monate im Elbewasser gehälterten Muscheln wiesen demgegenüber eine hohe Schadstoffbelastung auf, die besonders deutlich in den ersten Monaten der Untersuchungsphase ausgeprägt war. Dabei wurden Spitzenwerte von über 4 $\mu\text{g/kg}$ α -HCH im frischen Muschelfleisch gemessen. Dieses entspricht einer Anreicherung gegenüber der Ausgangsbelastung der Tiere aus dem Gartower See um das rd. 30fache. In den folgenden Monaten bis zum Ende des Jahres 1990 trat bis auf eine Ausnahme während der 2monatigen Expositionsphasen eine kontinuierliche Abnahme der α -HCH-Konzentrationen im Muschelfleisch bis auf einen Wert von 0,4 $\mu\text{g/kg}$ ein. Die Belastungssituation der Muschel-poolproben nach 2monatiger Hälterung im Elbewasser weist somit im zeitlichen Verlauf eine gewisse Ähnlichkeit mit den Befunden der unfiltrierten Wochenmischproben (Wasser) auf.

Der zwischenzeitliche Konzentrationsanstieg in den gehälterten Muscheln Ende Oktober/Anfang Dezember spiegelt sich nicht in den entsprechenden Meßwerten des Wasserkörpers wider. Dieser herausfallende Befund ist als Ausreißerwert einzustufen.

Durch experimentelle Studien konnte belegt werden, daß γ -HCH (Lindan) vorwiegend über das Wasser aufgenommen wird (ARGE 1991). Die vorliegenden Ergebnisse für das α -HCH scheinen ein Indiz dafür zu sein, daß auch dieses Isomer aus dem Wasserkörper aufgenommen und angereichert wird.



WG Elbe Ehr 15.2.93

Abb. 15 α-HCH-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Ein direkter Zusammenhang zwischen den α -HCH-Gehalten der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente und den Konzentrationen der gehälterten Muscheln besteht offensichtlich nicht. Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten dieser beiden Phasen erkennbar. Ebenso wenig scheinen die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln einen Einfluß auf die Höhe und den Verlauf der Anreicherung in den exponierten Muscheln zu haben.

3.2.3 β -Hexachlorcydohexan (β -HCH)

Die Verbindung β -HCH entsteht ebenfalls bei der Herstellung des Insektizides Lindan. Es besitzt eine geringe akute, aber hohe chronische Toxizität für Warmblüter.

In Abb. 16 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den β -HCH-Gehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die β -HCH-Konzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Gesamtfraktion von Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch von Poolproben, bezogen auf Frischsubstanz, dargestellt.

Die β -HCH-Konzentrationen im Wasser (unfiltrierte Wochenmischproben) variierten während des gesamten Untersuchungszeitraumes zum Teil beträchtlich. Im Durchschnitt lagen die Werte bei ca. 0,003 $\mu\text{g/l}$ β -HCH. Im Mai wurde ein Spitzenwert von über 0,01 $\mu\text{g/l}$ festgestellt. Die Minima traten im Zeitraum Oktober bis Dezember 1990 und im April 1991 mit Werten auf, die die Bestimmungsgrenze von 0,001 $\mu\text{g/l}$ β -HCH unterschritten.

Der β -HCH-Gehalt im frischen schwebstoffbürtigen Sediment lag im Zeitraum Februar bis November 1990 zwischen 1 $\mu\text{g/kg}$ und 9 $\mu\text{g/kg}$, bezogen auf Trockensubstanz. Ab Dezember 1990 traten zum Teil deutlich höhere Konzentrationen mit Werten von über 20 $\mu\text{g/kg}$ TS auf.

Die β -HCH-Konzentrationen im Muschelfleisch der Ausgangsproben aus dem Gartower See schwankten zwischen der Bestimmungsgrenze und 0,2 $\mu\text{g/kg}$, bezogen auf Frischsubstanz. Eine Ausnahme bildete der hohe Oktoberwert mit 1,3 $\mu\text{g/kg}$ β -HCH. Die β -HCH-Befunde der 2monatigen Expositionsphasen der Muscheln in der Elbe zeigen vom Konzentrationsverlauf her ein sehr ähnliches Muster wie die α -HCH-Werte: Außergewöhnlich hohe Anreicherungen mit Spitzenwerten um 3 $\mu\text{g/kg}$ β -HCH wurden in den ersten Monaten des Untersuchungszeitraumes festgestellt. Danach fielen die Anreicherungen mit einigen Ausnahmen kontinuierlich geringer aus. Die zuletzt festgestellten Befunde bewegten sich schließlich um die Bestimmungsgrenze. Diese Abnahme im Frühjahr 1991 steht im Gegensatz zu den gleichzeitig auftretenden Spitzenwerten im Sediment. Ein direkter Zusammenhang zwischen den β -HCH-Konzentrationen im Sediment bzw. Wasser der Elbe und denen im Muschelfleisch besteht somit nicht.

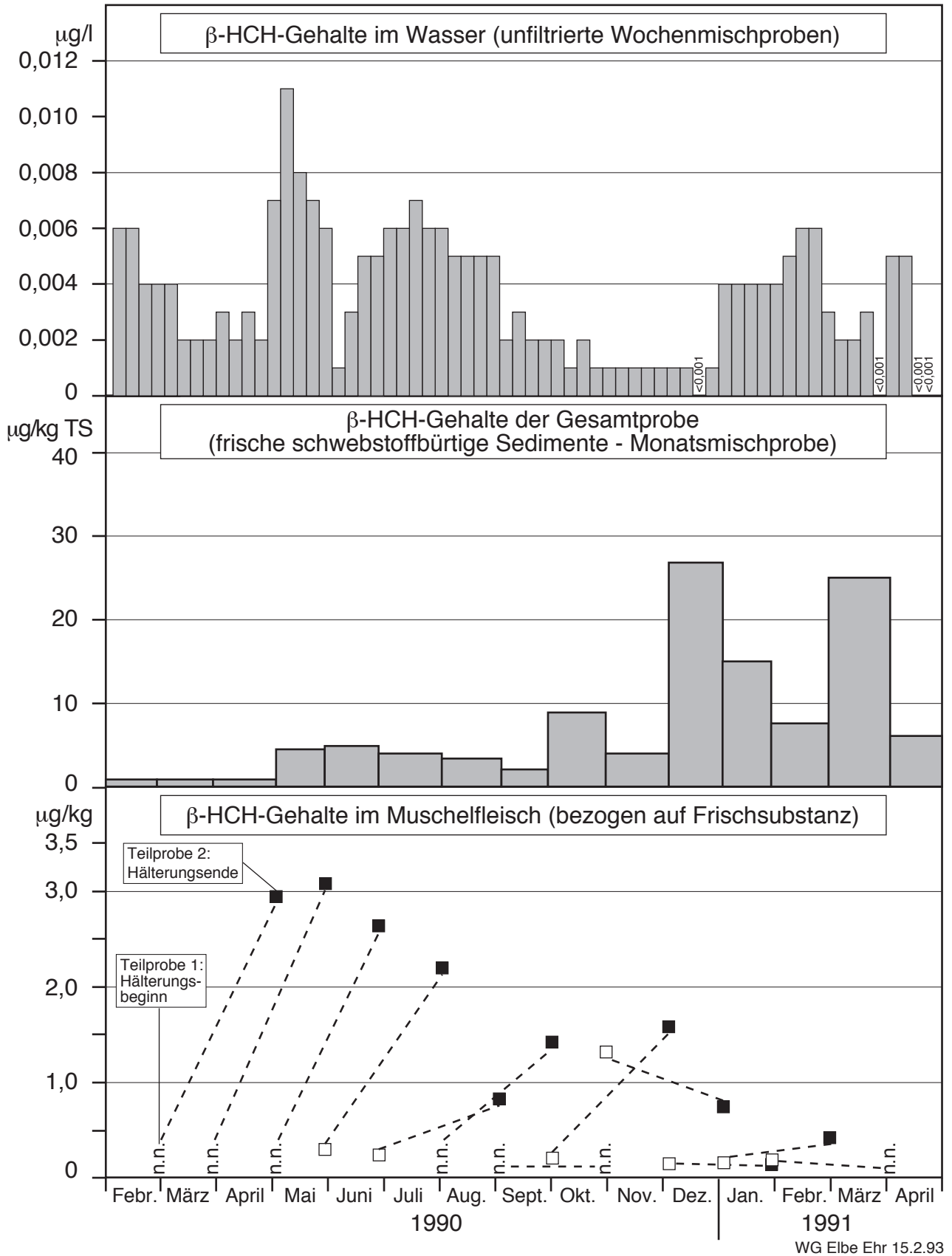


Abb. 16 β-HCH-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten dieser drei Phasen erkennbar. Ebensowenig scheinen die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln einen Einfluß auf die Höhe und den Verlauf der Anreicherung in den exponierten Muscheln zu haben.

3.2.4 γ -Hexachlorcyclohexan (γ -HCH)

γ -HCH, das auch unter dem Namen Lindan bekannt ist, gehört zu den hochwirksamen Insektiziden. Im Vergleich zu den übrigen HCH-Isomeren besitzt es eine geringe chronische, aber hohe akute Toxizität. Für Wasserorganismen sind bereits Konzentrationen von 0,01 mg/l γ -HCH (Fische) und 1,7 mg/l γ -HCH (Schnecken) tödlich. Von den Fischen wird es in verhältnismäßig kurzer Zeit wieder ausgeschieden, es ist wenig persistent.

In Abb. 17 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den γ -HCH-Gehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die γ -HCH-Konzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Gesamtfraktion von Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch von Poolproben, bezogen auf Frischsubstanz, dargestellt.

Die γ -HCH-Konzentrationen im Elbewasser (unfiltrierte Wochenmischproben) wiesen während des gesamten Untersuchungszeitraumes ausgeprägte Schwankungen auf, die sich im wesentlichen zwischen 0,01 und 0,04 $\mu\text{g/l}$ γ -HCH bewegten. Ein Trend ist nicht zu erkennen.

Die Entwicklung der γ -HCH-Gehalte im frischen schwebstoffbürtigen Sediment war durch eine deutliche Belastungsspitze von Juli bis September 1990 gekennzeichnet. Die Konzentrationen lagen in dieser Zeit bei Werten von über 30 bis knapp 40 $\mu\text{g/kg}$ γ -HCH, bezogen auf die Trockensubstanz der Gesamtfraktion, während sie im davorliegenden Zeitraum nur rd. 5 bis 10 $\mu\text{g/kg}$ γ -HCH bzw. im Anschluß daran nur noch rd. 2 bis 5 $\mu\text{g/kg}$ γ -HCH erreichten. Die Ursache für die außergewöhnliche Belastungssituation konnte nicht ermittelt werden.

Die Ausgangsbelastung der Muschelpoolproben aus dem Gartower See lag bis auf ein Maximum Ende Februar/Anfang März 1990 mit 2,6 $\mu\text{g/kg}$ γ -HCH, bezogen auf Frischsubstanz, im Mittel bei 1 $\mu\text{g/kg}$ γ -HCH. Für die in der Elbe exponierten Dreikantmuscheln trat von Ende April/Anfang Mai 1990 bis Ende Januar/Anfang Februar 1991 mit einer Ausnahme (Ende November/Anfang Dezember 1990: 3,4 $\mu\text{g/kg}$ γ -HCH) eine kontinuierliche Abnahme der Konzentrationen von 6,1 auf 1,1 $\mu\text{g/kg}$ γ -HCH ein. Die beiden danach folgenden Expositionswerte lagen mit 2,5 bzw. 3,1 $\mu\text{g/kg}$ γ -HCH wieder etwas höher. Insgesamt betrachtet ist der γ -HCH-Konzentrationsverlauf der im Elbewasser gehälteren Muscheln den Verläufen der beiden anderen in den vorangegangenen Unterkapiteln besprochenen Isomeren sehr ähnlich.

Ein direkter Zusammenhang zwischen den γ -HCH-Gehalten der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente und den Konzentrationen der gehälteren Muscheln besteht offensichtlich ebensowenig wie zwischen den Konzentrationen der gehälteren Muscheln und den zugehörigen Wassergehalten der Wochenmischproben. Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten dieser beiden Phasen

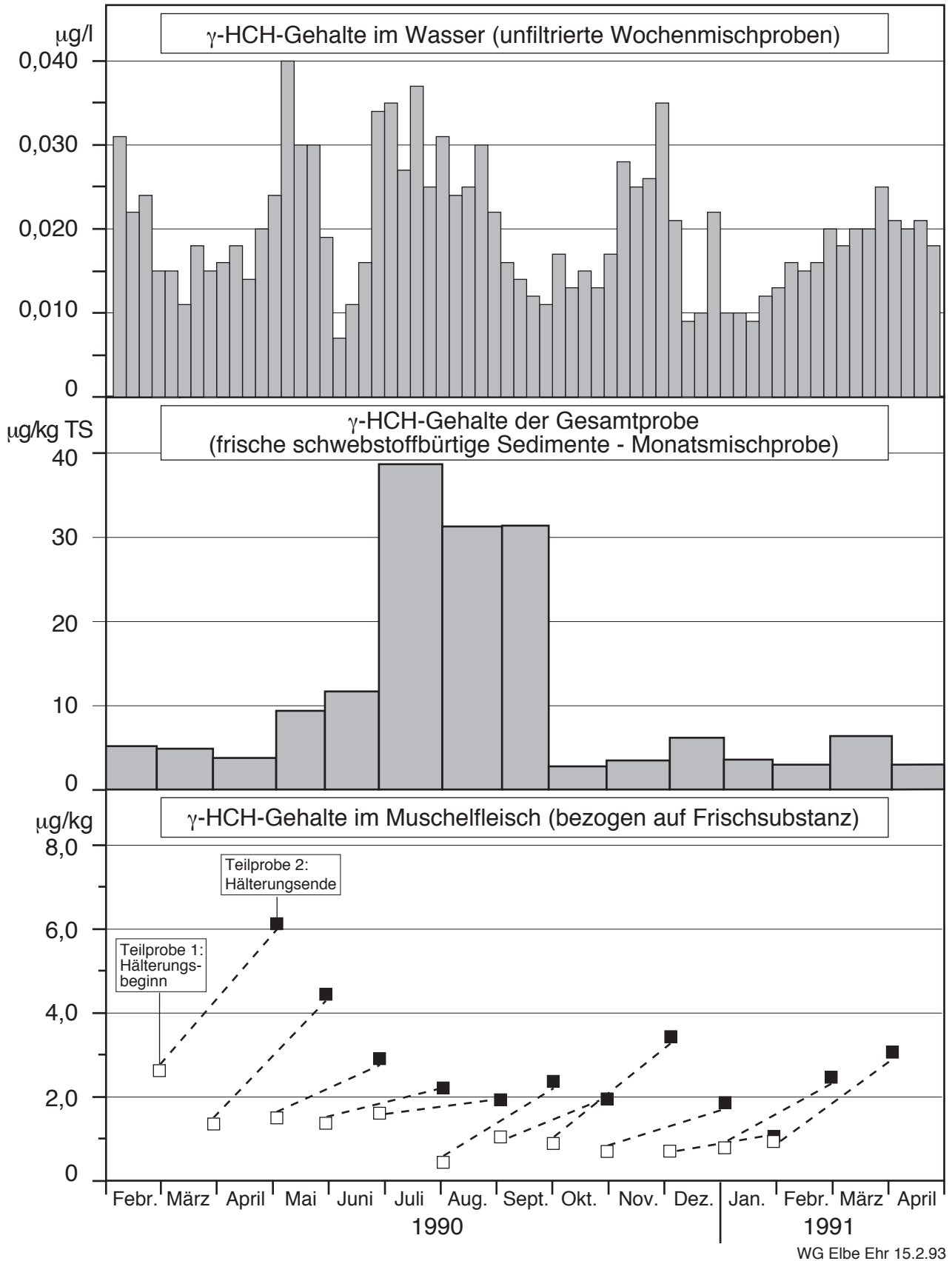


Abb. 17 γ-HCH-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

erkennbar. Gleiches gilt für die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln.

3.2.5 p,p'-DDE

Das p,p'-DDE (DDE) fällt als Beiprodukt bei der Herstellung des DDT an; es stellt das Hauptumwandlungsprodukt von p,p'-DDT dar. An Labortieren konnte eine Mutagenität und Karzinogenität festgestellt werden.

In Abb. 18 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den DDE-Gehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die DDE-Konzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Gesamtfraktion von Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch von Poolproben, bezogen auf Frischsubstanz, dargestellt.

Die aufgetragenen Untersuchungsergebnisse der unfiltrierten Wochenmischproben zeigen, daß die DDE-Konzentrationen in der Elbe während des Versuchszeitraumes konstant bei oder unter der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l DDE lagen.

Die DDE-Befunde für die frischen schwebstoffbürtigen Sedimente bewegten sich im Mittel zwischen 10 und 40 µg/kg DDE, bezogen auf die Trockensubstanz der Gesamtfraktion. Lediglich in der Dezember-Mischprobe des Jahres 1990 wurde ein deutlich höherer Meßwert ermittelt, der mit rd. 80 µg/kg DDE doppelt so hoch lag, wie der genannte obere Schwankungsbereich. Ein eindeutiger Trend im Hinblick auf eine Zu- oder Abnahme ist, bezogen auf den gesamten Versuchszeitraum, nicht erkennbar.

Hinsichtlich der DDE-Ausgangsbelastung der aus dem Gartower See stammenden Muschel-poolproben wurde im Verlaufe der durchgeführten Untersuchungen eine kontinuierliche Abnahme der Gehalte von 4,2 µg/kg DDE (Ende Februar/Anfang März 1990) auf 1,0 µg/kg DDE (Ende Dezember 1990/Anfang Januar 1991), bezogen auf Frischsubstanz, registriert. Lediglich der nachfolgende letzte Wert für die Ausgangsbelastung lag mit 2,4 mg/kg DDE wieder im mittleren Bereich aller Befunde.

Die Ergebnisse der Untersuchungen, die an Muschelpoolproben nach 2monatiger Hälterung im Elbewasser vorgenommen wurden, belegen, daß die Organismen DDE zum Teil im erheblichen Maße anreicherten. Hohe Anreicherungs-werte mit rd. 10 µg/kg DDE erbrachten die beiden ersten 2monatigen Hälterungsversuche. Danach blieb zunächst die Anreicherung im Verhältnis zur Ausgangsbelastung relativ gering (Sommer 1990), ein Umstand, der möglicherweise mit der Abgabe der Laichprodukte und dem damit verbundenen Rückgang der Fettgehalte im Zusammenhang steht. Ab Ende Oktober 1990 bis Ende März 1991 fanden wieder deutlich höhere Anreicherungen statt. Gleichzeitig trat auch eine Zunahme der Fettgehalte im Weichkörper der Muscheln ein.

Da DDE ausgeprägte lipophile Eigenschaften besitzt, wäre ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen Höhe der Anreicherung und Fettgehalt der Muscheln denkbar. Die entsprechenden Untersuchungsergebnisse scheinen dies eher zu bestätigen als auszuschließen. Eine

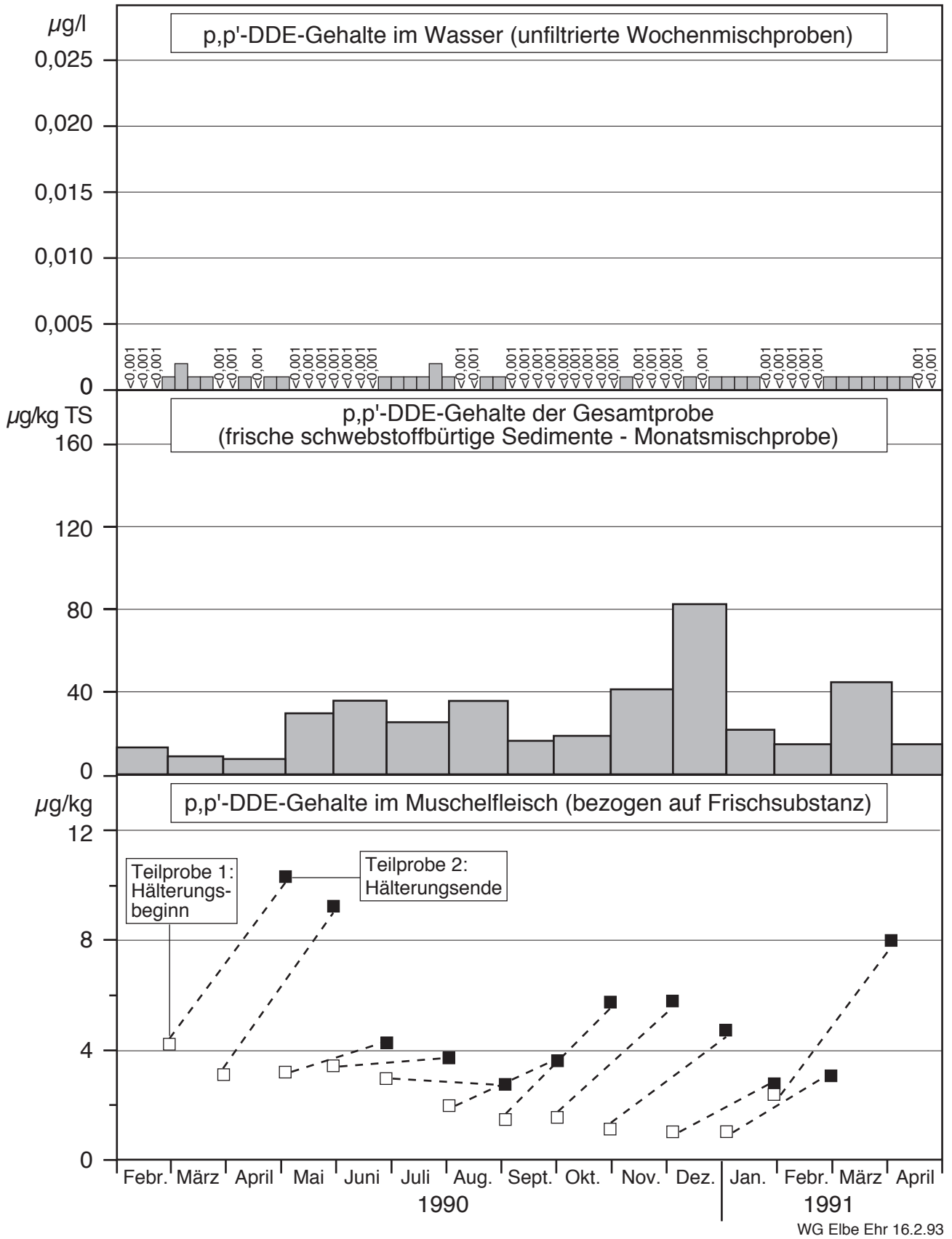


Abb. 18 p,p'-DDE-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Abhängigkeit der DDE-Befunde in den Muscheln zu den entsprechenden Wasser- und Schwebstoffwerten ist hingegen nicht erkennbar. Gleiches gilt auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen sowie für die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln, ausgenommen die Fettgehalte.

3.2.6 p,p'-DDD

Das p,p'-DDD (DDD) fällt wie das DDE als Beiprodukt bei der Herstellung von DDT an. Ferner bildet es sich als Abbauprodukt durch anaerobe Biotransformation aus dem DDT. Es ist biologisch schwer abbaubar (hohe Persistenz) und weist ausgeprägte lipophile Eigenschaften auf.

In Abb. 19 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den DDD-Gehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die DDD-Konzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Gesamtfraktion von Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch von Poolproben, bezogen auf Frischsubstanz, dargestellt.

Bis auf wenige Ausnahmen lagen während des gesamten Untersuchungszeitraumes die DDD-Konzentration im Elbewasser (unfiltrierte Wochenmischprobe) im Bereich der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l DDD. Lediglich Ende Februar/Anfang März 1990 wurden zwei deutliche Konzentrationserhöhungen mit Werten von 0,008 bzw. 0,021 µg/l DDD festgestellt.

Die DDD-Befunde für die frischen schwebstoffbürtigen Sedimente weisen für den betrachteten Zeitraum zwei Belastungsberge auf. Der erste wurde für die Monate Juni bis August 1990, der zweite für die Monate Dezember 1990 bis März 1991 registriert. Spitzenwerte waren dabei rd. 80 bzw. rd. 220 µg/kg DDD, bezogen auf Trockensubstanz der Gesamtfraktion. In der übrigen Zeit schwankten die Befunde in einem Bereich von unter 40 µg/kg DDD. Insgesamt betrachtet ist der DDD-Konzentrationsverlauf dem des DDEs ähnlich.

Große Ähnlichkeit besitzen auch die DDD-Gehalte der im Elbewasser für zwei Monate exponierten Muschelpoolproben mit den DDE-Gehalten derselben Organismen. Diese Ergebnisse spiegeln die enge chemische Verwandtschaft beider Verbindungen und ihr gemeinsamer Eintrag in die Elbe wider. Entsprechendes gilt auch für die Befunde der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente.

Die Ausgangsbelastung der aus dem Gartower See stammenden Muscheln bewegte sich in etwa zwischen 0,4 und 2,1 µg/kg DDD, bezogen auf die Frischsubstanz. Die bei Hälterungsende festgestellten Konzentrationswerte lagen im Maximum rd. 22mal höher als die zugehörigen Werte der Ausgangsbelastung. Hohe Anreicherungsgrade mit rd. 15 µg/kg DDD erbrachten die beiden ersten 2monatigen Hälterungsversuche. Danach blieb zunächst die Anreicherung im Verhältnis zur Ausgangsbelastung relativ gering (Sommer 1990), ein Umstand, der möglicherweise mit der Abgabe der Laichprodukte und dem damit verbundenen Rückgang der Fettgehalte im Zusammenhang steht.

Ein direkter Zusammenhang zwischen den DDD-Gehalten der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente und den Konzentrationen der gehälterten Muscheln besteht offensichtlich eben-

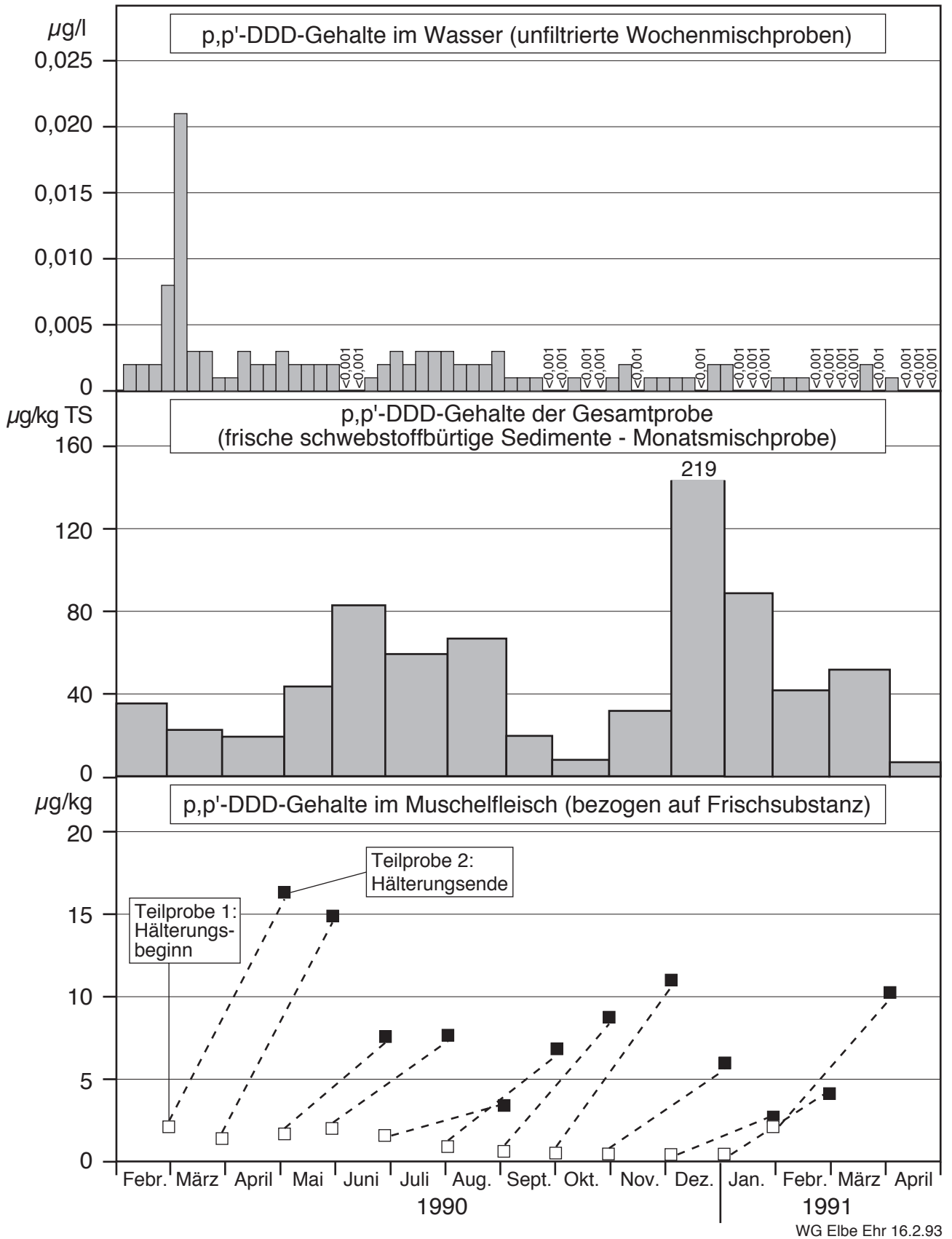


Abb. 19 p,p'-DDD-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

sowenig wie zwischen den Konzentrationen der gehälterten Muscheln und den zugehörigen Wassergehalten der Wochenmischproben. Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten der exponierten Organismen erkennbar. Gleiches gilt für die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln (Ausnahme: Fettwerte).

3.2.7 Octachlorstyrol (OCS)

Das Octachlorstyrol (OCS) kommt natürlicherweise nicht vor, wird nicht direkt produziert und hat keine direkte Verwendung. Es fällt als Bestandteil des teerartigen Rückstandes bei der Chloralkali-Elektrolyse mit Graphitelektroden an.

In Abb. 20 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den OCS-Gehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die OCS-Konzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Gesamtfraktion von Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch von Poolproben, bezogen auf Frischsubstanz, dargestellt.

Die Gehalte an OCS im Elbewasser wiesen zwischen Februar und Juli 1990 Werte zwischen 0,001 µg/l (Bestimmungsgrenze) und 0,003 µg/l auf. Im weiteren Verlauf entsprachen die Werte der Bestimmungsgrenze bzw. lagen darunter. Bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum ist somit eine mehr oder weniger kontinuierliche Abnahme eingetreten.

Für die OCS-Konzentrationen im frischen schwebstoffbürtigen Sediment wurden bis zum Juni 1990 Werte von unter 10 µg/kg OCS, bezogen auf die Trockensubstanz der Gesamtfraktion, ermittelt. In dem sich anschließenden Belastungsberg von Juli bis Dezember 1990 traten Spitzenwerte von über 20 µg/kg OCS auf. Danach fielen die Werte auf ca. 5 µg/kg OCS ab.

Die Ausgangsbelastung der Muschelpoolproben aus dem Gartower See lag insgesamt betrachtet gleichförmig niedrig in etwa in Höhe der Bestimmungsgrenze. Die im Elbewasser für zwei Monate ausgesetzten Muschel-Kontingente wiesen am Ende der Exposition deutliche Anreicherungen mit OCS auf. Diese Konzentrationen waren, bezogen auf den gesamten Versuchszeitraum, wellenförmig ausgeprägt. Als Spitzenbelastung wurden Werte um 3 µg/kg OCS zu Beginn, in der Mitte und am Ende des berücksichtigten Zeitabschnittes ermittelt. Die niedrigsten Anreicherungen traten Ende Januar und Ende Februar 1991 mit Werten von 0,5 bzw. 0,6 µg/kg OCS auf.

Ein direkter Zusammenhang zwischen den OCS-Gehalten der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente und den Konzentrationen der gehälterten Muscheln besteht offensichtlich ebensowenig wie zwischen den Konzentrationen der gehälterten Muscheln und den zugehörigen Wassergehalten der Wochenmischproben. Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten der exponierten Organismen erkennbar. Gleiches gilt für die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln.

3.2.8 Polychlorierte Biphenyle (PCBs)

Zu den PCBs werden alle mit mindestens einem Chlor-Atom substituierten Biphenyle gezählt. Je nach Anzahl und Stellung der Chlor-Atome zueinander lassen sich theoretisch 209 Isomere und homologe Vertreter unterscheiden, die zusammen auch als PCB-Kongenere bezeichnet werden (ERICKSON, 1986). Allerdings können in technischen Gemischen nur ca. 100 verschiedene Kongenere nachgewiesen werden. Die Einzelkongenere werden, je nach Chlorierungsgrad, nach einem von BALLSCHMITER & ZELL (1980) entwickelten Schema durchnumeriert ("Ballschmitter-Zahl").

Aufgrund ihrer besonderen chemischen und physikalischen Eigenschaften, wie z. B. hohe Viskosität und thermische Stabilität, niedrige Dampfdrücke und Chemikalienresistenz, fanden sie - mittlerweile durch die EG-Richtlinie von 1976 und die 10. VO zum Bundesimmissionsschutzgesetz (26.7.1978) stark eingeschränkt - eine breite industrielle Anwendung. So wurden sie vor allem als Transformatorenöle und Hydraulikflüssigkeiten eingesetzt. Ferner dienten sie als Flammschutzmittel und als Weichmacher in Kunststoffen. Daneben wurden PCBs als Imprägnierungsmittel für Holz und Papier sowie wegen ihrer dielektrischen Eigenschaften als Füllstoff für Kondensatoren verwendet. Erhältlich sind sie, je nach Hersteller und Chlorierungsgrad, unter dem Namen Arochlor 1248, 1254, 1260 und Clophen A30, A40, A50, A60, wobei die Zahlen Auskunft über den Anteil an Chlor im Gemisch geben, z. B. Arochlor 1248: 48 % Chlor, Clophen A40: 40 % Chlor (KALLENBORN & HÜHNERFUSS 1993).

Die ökotoxikologisch wichtigen Eigenschaften sind recht unterschiedlich und ändern sich mit dem Chlorierungsgrad und teilweise auch mit der Isomerisierung. Toxische Wirkungen zeigen sich bei aquatischen Organismen vor allem als Störungen bei der Reproduktion und/oder als Wachstumshemmungen. Daneben sind auch induzierende Eigenschaften auf Leberenzyme festgestellt worden (GOKSOYR & FÖRLIN, 1991). Nach LORENZ & NEUMEIER (1983) treten bei aquatischen Organismen toxische Wirkungen bei PCB-Konzentrationen im Wasser im unteren $\mu\text{g}/\text{l}$ -Bereich auf. In diesem Zusammenhang ist auch die Wasserlöslichkeit von Bedeutung, die mit steigender Chlorzahl abnimmt und zwischen etwa $0,1 \mu\text{g}/\text{l}$ und $6 \text{ mg}/\text{l}$ liegt.

In bezug auf die Schadstoff-Höchstmengenverordnung (SHMV 1988) wurden für die Untersuchungen an Dreikantmuscheln sechs Indikator-Kongenere (Nr. 28, Nr. 52, Nr. 101, Nr. 138, Nr. 153 und Nr. 180) ausgewählt, die das gesamte Spektrum von niedrig bis zu höher chlorierten PCBs abdecken.

PCB Nr. 28

Die PCB-Nr.-28-Gehalte im Wasser der unfiltrierten Wochenmischproben bewegten sich während des Untersuchungszeitraumes um die Bestimmungsgrenze von $0,0005 \mu\text{g}/\text{l}$ PCB. Die entsprechenden Gehalte in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - analysiert wurde die Gesamtfraktion von Monatsmischproben - lagen auf einem recht einheitlichen Niveau von $5 \mu\text{g}/\text{kg}$ PCB, bezogen auf Trockensubstanz. In den Muschelpoolproben, die zur Bestimmung der Ausgangsbelastung aus dem Gartower See gewonnen worden waren, wur-

den ausschließlich Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze festgestellt. Bis auf wenige Ausnahmen war dies auch bei den elbewassergehälterten Muschelpoolproben der Fall, deren Gehalte nach 2monatiger Exposition bestimmt wurden. Von einer Ergebnisdarstellung und Diskussion wird aus diesem Grunde Abstand genommen.

PCB Nr. 52

In Abb. 21 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den PCB-Nr.-52-Gehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die Konzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Gesamtfraktion von Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch von Poolproben, bezogen auf Frischsubstanz, dargestellt.

Die Gehalte an PCB Nr. 52 im Elbewasser wiesen im Untersuchungszeitraum Werte zwischen 0,0005 µg/l (Bestimmungsgrenze) und 0,0015 µg/l auf. Für die PCB-Nr.-52-Konzentrationen im frischen schwebstoffbürtigen Sediment wurden bis einschließlich August 1990 Werte im Mittel von unter 10 µg/kg PCB Nr. 52, bezogen auf die Trockensubstanz der Gesamtfraktion, ermittelt. In dem sich anschließenden Zeitraum lagen die Gehalte im Mittel unter 5 µg/kg PCB Nr. 52; dabei wurde 3mal die Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/kg PCB Nr. 52 unterschritten.

Die an den Muschelpoolproben aus dem Gartower See ermittelte Ausgangsbelastung wies mit Werten zwischen 0,01 und 0,37 µg/kg PCB Nr. 52, bezogen auf die Frischsubstanz, eine relativ breite Streubreite auf. Noch größer war allerdings die Streubreite der Werte, die am Ende der 2monatigen Elbewasserhälterung in den Muschelpoolproben analysiert wurden. In diesen Kollektiven schwankten die Gehalte zwischen der Bestimmungsgrenze und 1,35 µg/kg PCB Nr. 52. Teilweise traten Abreicherungen ein. Die höchsten Anreicherungs-werte fielen mit den Spitzenbelastungen im frischen schwebstoffbürtigen Sediment zusammen. Weitere Parallelitäten, die auf eine direkte Abhängigkeit, z. B. auch zur Wasserphase, hindeuten, sind allerdings nicht erkennbar. Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen läßt sich keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten der exponierten Organismen feststellen. Gleiches gilt für die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln.

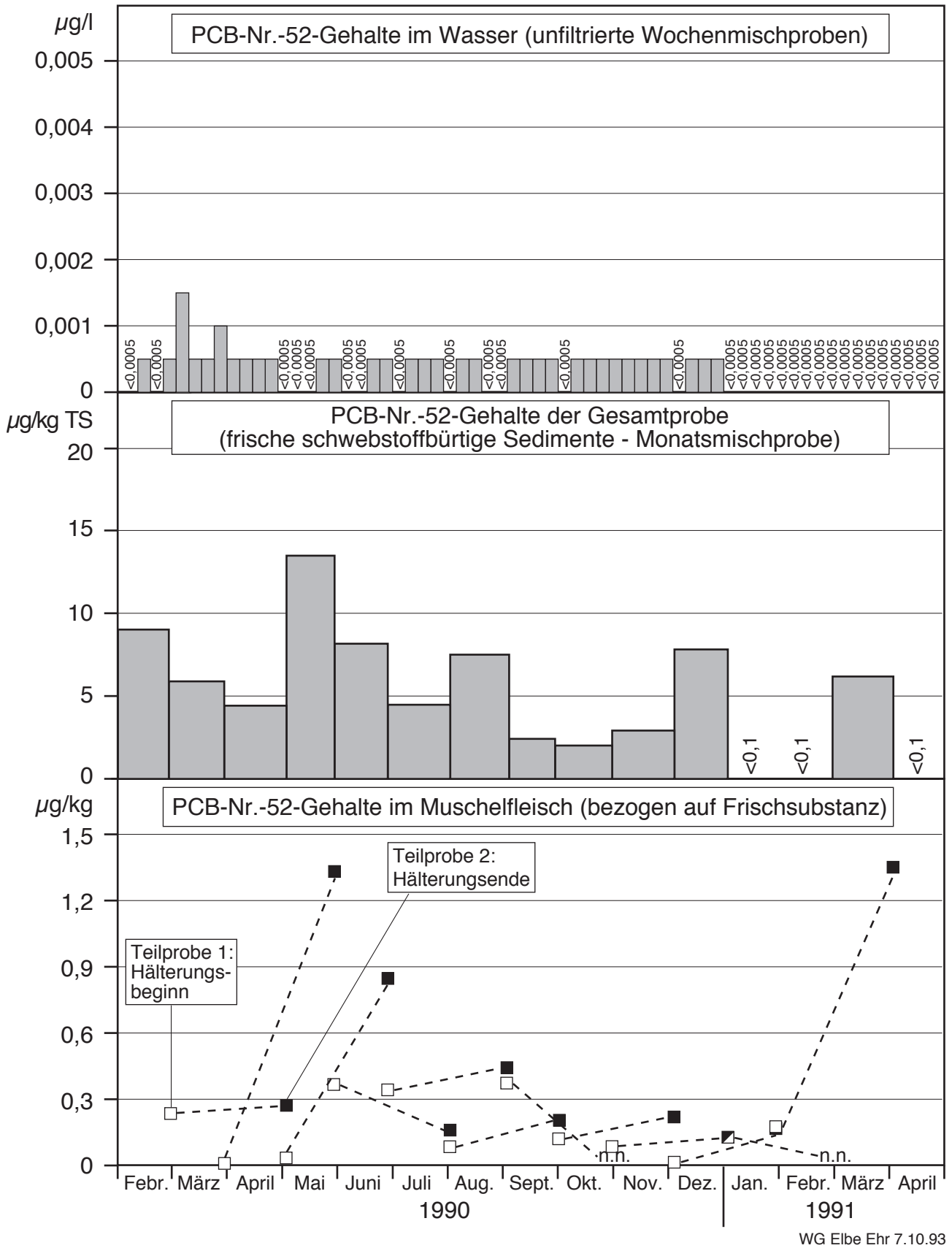


Abb. 21 PCB-Nr.-52-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

PCB Nr. 101

In Abb. 22 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den PCB-Nr.101-Gehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die Konzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Gesamtfraktion von Monatsmischproben) sowie im Muschelfleisch von Poolproben, bezogen auf Frischsubstanz, dargestellt.

Die Gehalte an PCB Nr. 101 im Elbewasser wiesen im Untersuchungszeitraum Extremwerte von 0,0005 µg/l (Bestimmungsgrenze) und 0,004 µg/l auf. Bis auf wenige Ausnahmen lagen allerdings die meisten Werte bei oder unter 0,001 µg/l PCB Nr. 101.

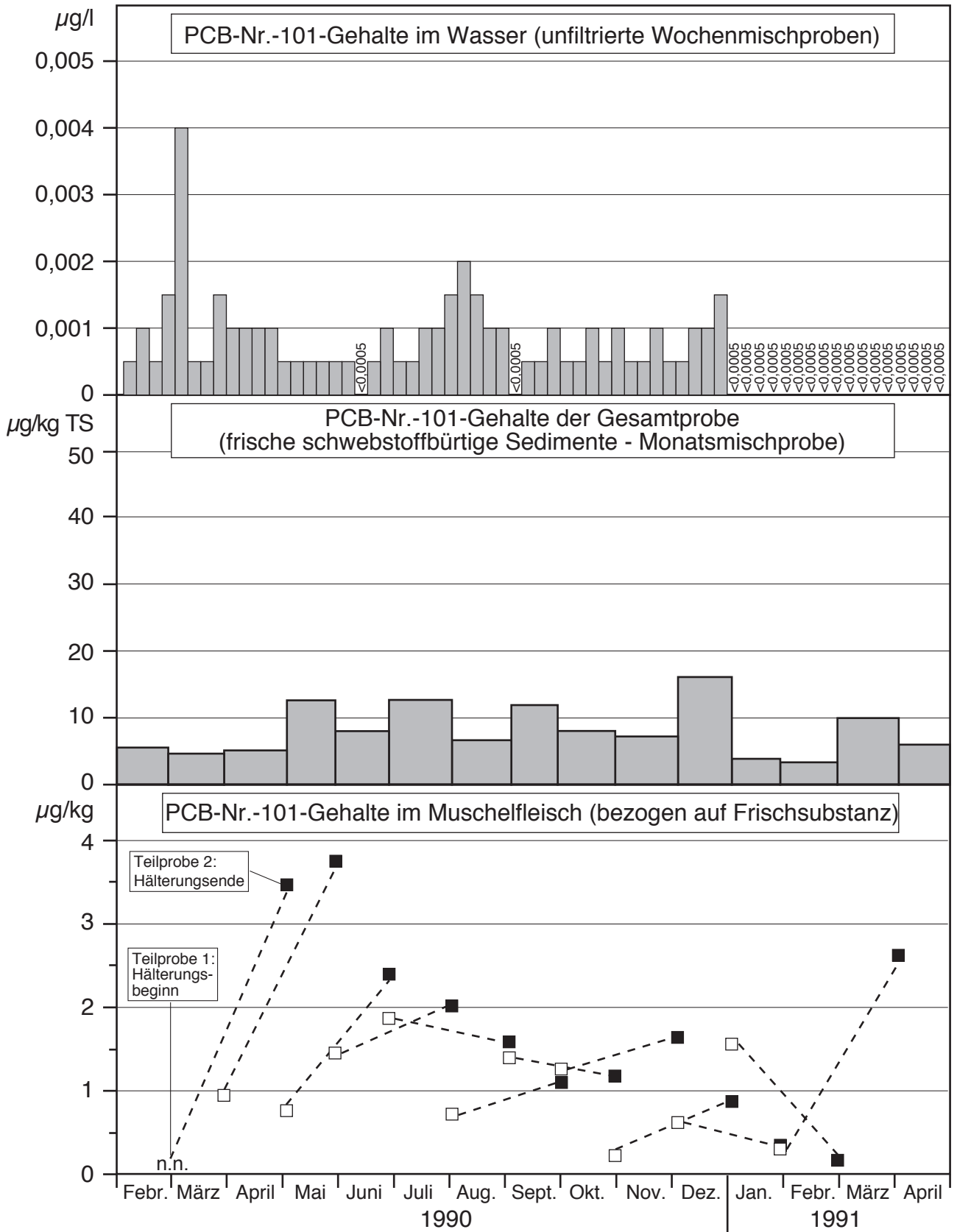
Die Maxima der im frischen schwebstoffbürtigen Sediment an der Gesamtfraktion der Monatsmischproben gemessenen PCB-Nr.-101-Konzentrationen lagen im Untersuchungszeitraum zwischen 12 und 16 µg/kg PCB Nr. 101, bezogen auf Trockensubstanz. Als Minima wurden Gehalte mit ca. 4 µg/kg PCB Nr. 101 analysiert.

Die an den Muschelpoolproben aus dem Gartower See ermittelte Ausgangsbelastung wies mit Werten zwischen "< Bestimmungsgrenze" und 1,87 µg/kg PCB Nr. 101, bezogen auf die Frischsubstanz, eine relativ breite Streubreite auf. Noch größer war allerdings die Streubreite der Werte, die am Ende der 2monatigen Elbewasserhälterung in den Muschelpoolproben analysiert wurden. In diesen Kollektiven schwankten die Gehalte zwischen 0,17 und 3,75 µg/kg PCB Nr. 101. Teilweise traten deutliche Abreicherungen ein. Die höchsten Anreicherungs-werte wurden zu Beginn und am Ende des Untersuchungszeitraumes festgestellt. Im Mittel lag sowohl die PCB-Nr.-101-Ausgangsbelastung als auch die Belastung nach Hälterungsende deutlich höher als beim PCB Nr. 52.

Ein direkter Zusammenhang zwischen den PCB-Nr.-101-Gehalten der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente und den Konzentrationen der gehälterten Muscheln besteht offensichtlich ebensowenig wie zwischen den Konzentrationen der gehälterten Muscheln und den zugehörigen Wassergehalten der Wochenmischproben. Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten der exponierten Organismen erkennbar. Gleiches gilt für die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln.

PCB Nr. 118

Da sowohl für das Wasser (unfiltrierte Wochenmischproben) als auch für die frischen schwebstoffbürtigen Sedimente (Monatsmischproben) keine PCB-Nr.-118-Werte bestimmt worden waren, wird auf die alleinige Auswertung der Muschelbefunde im Rahmen dieser Arbeit verzichtet. Bei Bedarf können die Ergebnisse der Muscheluntersuchungen abgefragt werden.



WG Elbe Ehr 7.10.93

Abb. 22 PCB-Nr.-101-Anreicherung in Dreikantmuscheln Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

PCB Nr. 138

In Abb. 23 sind die Konzentrationen für PCB Nr. 138 im Wasser (unfiltrierte Wochenmischproben), in der Gesamtfraktion der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente (Monatsmischproben) und im Weichkörper von Muschelpoolproben sowohl vor als auch nach 2monatiger Hälterung im Elbewasser dargestellt.

Die geringe Wasserlöslichkeit von PCBs drückt sich auch in den Befunden für das Kongener Nr. 138 aus: Im wesentlichen schwankten die Gehalte in den unfiltrierten Wochenmischproben zwischen der Bestimmungsgrenze ($0,0005 \mu\text{g}/\text{l}$ PCB Nr. 138) und $0,0015 \mu\text{g}/\text{l}$ PCB Nr. 138, sie waren also insgesamt betrachtet recht gleichförmig ausgeprägt. Als oberer Extremwert wurde in der Wochenmischprobe von Anfang März 1990 eine Konzentration von $0,005 \mu\text{g}/\text{l}$ PCB Nr. 138 registriert. Dieser Spitzenwert spiegelt sich mehr oder weniger deutlich auch in den Befunden für die anderen Kongenere wider.

Im Gegensatz zu den Gehalten im Wasser streuten die für die Monatsmischproben der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente festgestellten Befunde erheblich. Zunächst lagen die Werte bis einschließlich April 1990 knapp unter $10 \mu\text{g}/\text{kg}$ PCB Nr. 138, bezogen auf die Trockensubstanz der Gesamtfraktion. In den folgenden drei Monaten stiegen die Gehalte zunächst bis auf $28 \mu\text{g}/\text{kg}$ PCB Nr. 138 an. Dann wurde ein kurzer "Einbruch" auf unter $10 \mu\text{g}/\text{kg}$ PCB Nr. 138 (August-Probe) registriert. Der sich anschließende Belastungsberg hielt vier Monate an; während dieser Zeit wurde auch der obere Extremwert mit über $40 \mu\text{g}/\text{kg}$ PCB Nr. 138 festgestellt (Dezember-Probe 1990). Direkt im Anschluß daran trat in der Januar-Probe 1991 der untere Extremwert ($1,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ PCB Nr. 138) auf. In den Monaten Februar, März und April 1991 nahm dann die Belastung wieder bis auf $16 \mu\text{g}/\text{kg}$ PCB Nr. 138 zu.

Die Ausgangsbelastung der Muschelpoolproben aus dem Gartower See variierte zwischen $0,62$ und $1,47 \mu\text{g}/\text{kg}$ PCB Nr. 138. Sie lag im Mittel bei $1,1 \mu\text{g}/\text{kg}$ PCB Nr. 138. Die Befunde in den Muschelpoolproben am Ende der 2monatigen Exposition wiesen dagegen eine mittlere Belastung von $2,1 \mu\text{g}/\text{kg}$ PCB Nr. 138 auf. Spitzenanreicherungswerte wurden wie beim PCB Nr. 101 zu Beginn und am Ende des Untersuchungszeitraumes festgestellt. Zu Beginn des Jahres 1991 fand einmal eine Abreicherung statt.

Ein direkter Zusammenhang zwischen den PCB-Nr.-138-Gehalten der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente und den Konzentrationen der gehälterten Muscheln besteht offensichtlich ebensowenig wie zwischen den Konzentrationen der gehälterten Muscheln und den zugehörigen Wassergehalten der Wochenmischproben. Allerdings ist auffällig, daß die einmalig festgestellte Abreicherung in der elbewasser-gehälterten Muschelpoolprobe fast im gleichen Zeitraum stattfand, als die Gehalte in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten vom oberen zum unteren Extremwert abnahmen und die Wasserkonzentrationen auf Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze zurückgingen.

Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist, bezogen auf den gesamten Versuchszeitraum, keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten der exponierten Organismen erkennbar. Gleiches gilt für die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln.

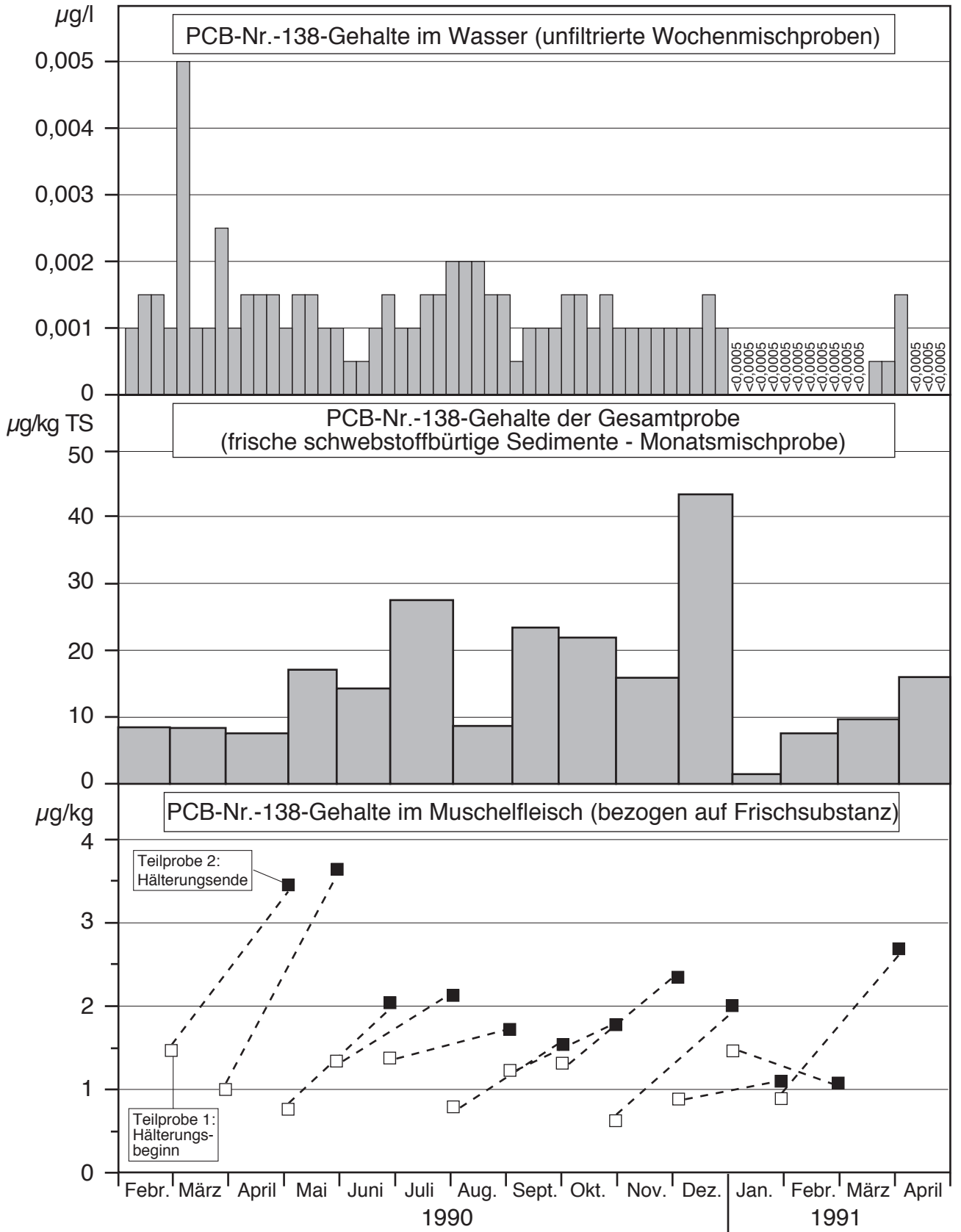


Abb. 23 PCB-Nr.-138-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Im Hinblick auf die zeitlichen Konzentrationsverläufe in den drei Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Muschel besteht eine relativ hohe Ähnlichkeit zwischen dem PCB Nr. 101 und dem PCB Nr. 138. Insgesamt betrachtet liegen die PCB-Nr.-138-Befunde im Mittel etwas höher als die PCB-Nr.-101-Werte.

PCB Nr. 153

In Abb. 24 sind die Konzentrationen für PCB Nr. 153 im Wasser (unfiltrierte Wochenmischproben), in der Gesamtfraktion der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente (Monatsmischproben) und im Weichkörper von Muschelpoolproben sowohl vor als auch nach 2monatiger Hälterung im Elbewasser dargestellt.

Die Konzentrationen des PCB Nr. 153 im Elbewasser lagen, bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum, im Mittel bei $0,0012 \mu\text{g}/\text{l}$ PCB Nr. 153. Nur im März 1990 wurde, analog zu den Befunden für PCB Nr. 52, PCB Nr. 101 und PCB Nr. 138, ein deutlich herausragender Spitzenwert festgestellt, der eine Konzentration von $0,0035 \mu\text{g}/\text{l}$ PCB Nr. 153 aufwies. Gegen Ende der Versuchsperiode im Jahr 1991 traten wiederholt Gehalte auf, die unter der Bestimmungsgrenze von $0,0005 \mu\text{g}/\text{l}$ PCB Nr. 153 lagen. Insgesamt betrachtet besteht zwischen den Wasserwerten für PCB Nr. 153 und PCB Nr. 138 eine Ähnlichkeit.

Die PCB-Nr.-153-Befunde in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten weisen sowohl vom Konzentrationsverlauf her als auch im Hinblick auf die Belastungshöhe eine hohe Übereinstimmung mit den Werten des PCB Nr. 138 auf. Aus diesem Grunde wird von einer weiteren Beschreibung der Meßwerte abgesehen.

Auch die PCB-Nr.-153-Gehalte in den Muschelpoolproben sind hinsichtlich des zeitlichen Konzentrationsverlaufes nahezu identisch mit den Werten, die für das PCB Nr. 138 festgestellt wurden. Das Konzentrationsniveau des PCB Nr. 153 lag dabei etwas höher als beim PCB Nr. 138. Diese Aussagen gelten sowohl für die Ausgangsbelastung als auch für die Belastung am Ende der 2monatigen Hälterung im Elbewasser. Wie beim PCB Nr. 138 trat auch beim PCB Nr. 153 zu Beginn des Jahres 1991 einmalig eine Abreicherung auf.

Ein direkter Zusammenhang zwischen den PCB-Nr.-153-Gehalten der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente und den Konzentrationen der gehälterten Muscheln besteht offensichtlich ebensowenig wie zwischen den Konzentrationen der gehälterten Muscheln und den zugehörigen Wassergehalten der Wochenmischproben. Allerdings ist auffällig, daß die einmalig festgestellte Abreicherung in der elbewassergehälterten Muschelpoolprobe fast im gleichen Zeitraum stattfand, als die Gehalte in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten vom oberen zum unteren Extremwert abnahmen und die Wasserkonzentrationen zum Teil auf Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze zurückgingen.

Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist, bezogen auf den gesamten Versuchszeitraum, keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten der exponierten Organismen erkennbar. Gleiches gilt für die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln.

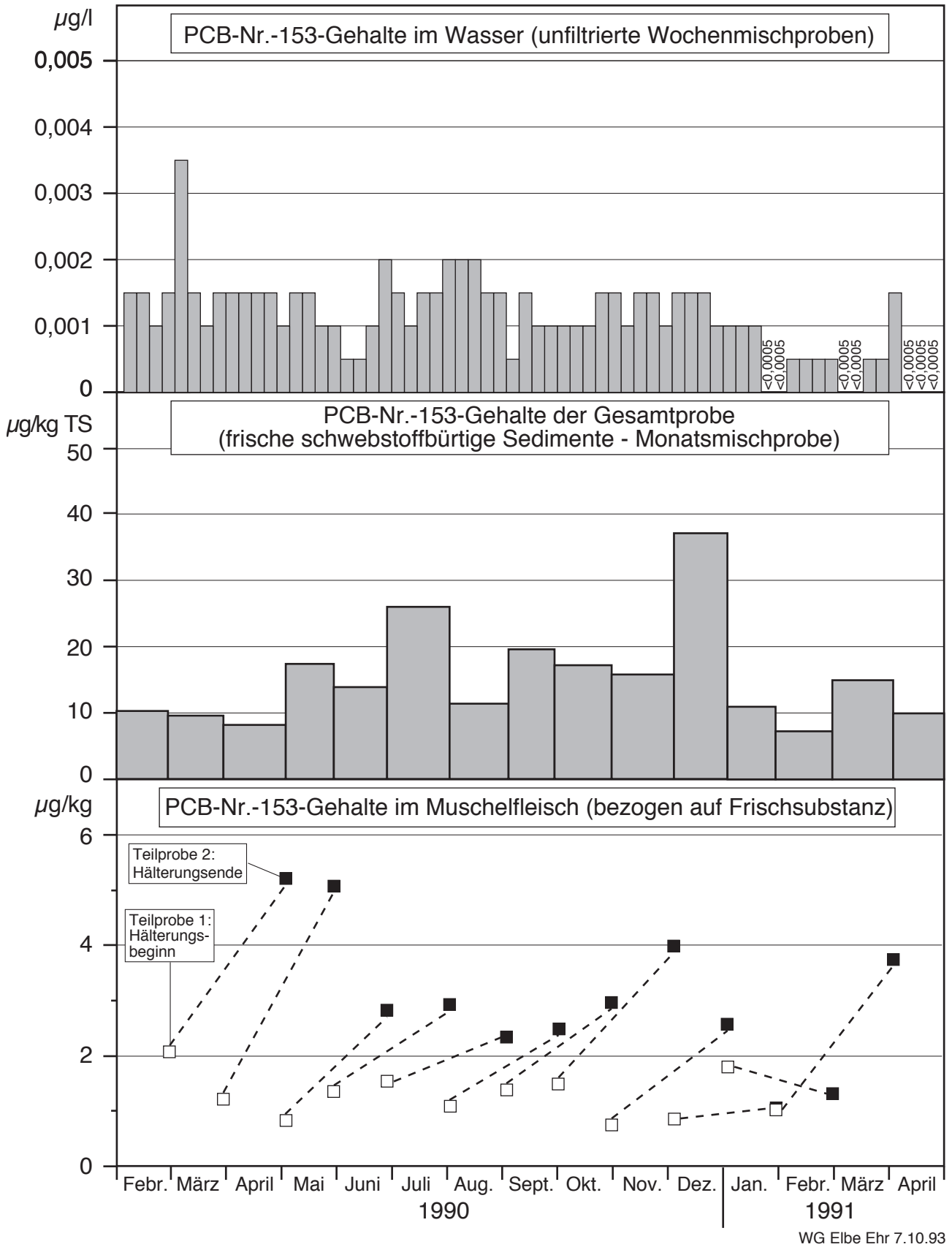


Abb. 24 PCB-Nr.-153-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

Im Hinblick auf die zeitlichen Konzentrationsverläufe in den drei Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Muschel besteht eine relativ hohe Ähnlichkeit zwischen dem PCB Nr. 153 und den Kongeneren Nr. 101 und Nr. 138.

PCB Nr. 180

In Abb. 25 sind die Konzentrationen für PCB Nr. 180 im Wasser (unfiltrierte Wochenmischproben), in der Gesamtfraktion der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente (Monatsmischproben) und im Weichkörper von Muschelpoolproben sowohl vor als auch nach 2monatiger Hälterung im Elbewasser dargestellt.

Die Konzentrationen des PCB Nr. 180 im Elbewasser schwankten, bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum, um die Bestimmungsgrenze von 0,0005 µg/l. Nur im März 1990 wurde, analog zu den Befunden für die Kongenere Nr. 52, Nr. 101, Nr. 138 und Nr. 153, ein erhöhter Wert festgestellt, der eine Konzentration von 0,0015 µg/l PCB Nr. 180 aufwies. Ab Beginn des Jahres 1991 lagen, bis auf eine Ausnahme, alle Gehalte der unfiltrierten Wochenmischproben unter der Bestimmungsgrenze.

Der zeitliche Konzentrationsverlauf des PCB Nr. 180 in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten entspricht weitgehend den Verläufen der beiden Kongenere Nr. 138 und Nr. 153. Das Belastungsniveau lag dabei, mit Ausnahme des oberen Extremwertes (Dezember 1990: 37 µg/kg PCB Nr. 180), etwas niedriger. Die gemessenen Konzentrationen variierten während des Untersuchungszeitraumes im wesentlichen zwischen 5 und 20 µg/kg PCB Nr. 180.

Auch die für die Muschelpoolproben festgestellten PCB-Nr.-180-Befunde zeigen von ihrem Konzentrationsmuster her eine hohe Ähnlichkeit mit den beiden vorher besprochenen Kongeneren. Das Belastungsniveau lag allerdings um rd. die Hälfte bis $\frac{2}{3}$ niedriger als beim PCB Nr. 153. Die Ausgangsbelastung der Tiere aus dem Gartower See schwankte zwischen "< Bestimmungsgrenze" und 1 µg/kg PCB Nr. 180. Nach 2monatiger Hälterung im Elbewasser waren die Muscheln deutlich höher belastet; grob abgeschätzt verdoppelten bis verdreifachten sich die Konzentrationen.

Ein Zusammenhang zwischen den PCB-Nr.-180-Gehalten der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente und den Konzentrationen der gehälterten Muscheln ist ebensowenig erkennbar wie zwischen den Konzentrationen der elbewassergehälterten Muscheln und den zugehörigen Wassergehalten der Wochenmischproben.

Auch für die in Abb. 4 dargestellten begleitenden Meßgrößen ist, bezogen auf den gesamten Versuchszeitraum, keine Abhängigkeit zu den Belastungswerten der exponierten Organismen offensichtlich. Gleiches gilt für die in Abb. 5 und 6 aufgeführten Meßgrößen zur Kondition der Muscheln.

Im Hinblick auf die zeitlichen Konzentrationsverläufe in den drei Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Muschel besteht eine relativ hohe Ähnlichkeit zwischen dem PCB Nr. 180 und den Kongeneren Nr. 101, Nr. 138 und Nr. 153.

3.2.8.1 Verteilungsmuster von PCB-Kongeneren in der Umwelt

Nach KALLENBORN & HÜHNERFUSS (1993) ist die Verteilung der einzelnen PCBs in der Umwelt eng gekoppelt an die Zusammensetzung der technischen Gemische und deren Emission. Als hinreichend repräsentativ für die an die Umwelt abgegebenen Kongenere und ihre prozentuale Zusammensetzung wird eine Mischung der beiden technischen Produkte Clophen A 60/Arochlor 1254 im Verhältnis 1:1 angesehen. Demzufolge treten die im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Kongenere Nr. 28, Nr. 52, Nr. 153 und Nr. 180 ebenfalls in einem bestimmten Verhältnis zueinander in der Umwelt, und damit auch im aquatischen Milieu, auf. In Tab. 4 ist die dem technischen Gemisch Clophen A 60/Arochlor 1254 entsprechende prozentuale Verteilung dieser sechs Kongenere aufgeführt und dem tatsächlich festgestellten, mittleren prozentualen Verteilungsmuster der in Wasser, Schwebstoff und Muschel untersuchten Kongenere gegenübergestellt.

Mögliche Differenzen zwischen dem theoretischen und dem tatsächlich vorhandenen Verteilungsmuster können im Falle von Organismen einen Hinweis auf den PCB-Metabolisierungsgrad geben. Grundsätzlich gilt, daß die gering-chlorierten PCBs, wie z. B. Nr. 18, Nr. 26 und Nr. 52, für den Stoffwechsel relativ gut angreifbar sind. Nach KALLENBORN & HÜHNERFUSS (1993) können sie soweit abgebaut werden, daß sie vom Organismus schon nach relativ kurzer Zeit wieder abgegeben werden können. Als persistent gelten die mittel-chlorierten PCBs, wie z. B. Nr. 138 und Nr. 153, die vom Organismus kontinuierlich aufgenommen werden, aber nur sehr langsam abgebaut werden können. Diese Kongenere sind in den technischen Gemischen und damit in der Umwelt prozentual und konzentrationsmäßig am stärksten vertreten. Die hoch-chlorierten PCBs, wie Nr. 170, Nr. 180 und Nr. 194, werden nur sehr langsam vom Organismus aufgenommen. Ein Abbau über den Stoffwechsel findet nicht statt. Aus diesem Grunde reichern sie sich langsam, aber stetig im Organismus an. Entsprechend dem o. g. technischen Gemisch Clophen A 60/Arochlor 1254 ist beispielsweise das PCB Nr. 194 nur im geringen Maße in der Umwelt anzutreffen. (In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, daß auch die Muschelpoolproben auf PCB Nr. 194 untersucht wurden. Da praktisch alle Befunde unter der Bestimmungsgrenze lagen, wurde von einer Auswertung Abstand genommen.)

In Tab. 4 ist die Summe der festgestellten mittleren Konzentrationen für die untersuchten sechs Kongenere in den drei Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Muschel jeweils mit 100 % angesetzt und der prozentuale Anteil der Einzel-PCBs errechnet worden. Dabei zeigt sich, daß in allen drei Kompartimenten - trotz der dort vorkommenden, sehr unterschiedlichen Konzentrationsbereiche - ein sehr ähnliches Verteilungsmuster besteht, das dem des technischen Gemisches Clophen A 60/Arochlor 1254 (1:1) weitgehend entspricht: Die niedrig-chlorierten PCBs Nr. 28 und Nr. 52 sowie das hoch-chlorierte PCB Nr. 180 besitzen prozentual an der Summe (100 %) deutlich weniger Anteile als die mittel-chlorierten PCBs Nr. 101, Nr. 138 und Nr. 153.

Ob die im Verhältnis zum Wasser und zum Schwebstoff deutlich geringeren Anteile der Kongenere Nr. 28 und Nr. 52 im Muschelweichkörper (Gartower See und Elbe) tatsächlich auf eine Metabolisierung und Ausscheidung zurückzuführen sind, kann in Anbetracht des theoretischen Verteilungsmusters (technisches Gemisch Clophen A 60/Arochlor 1254) nicht endgültig beantwortet werden.

Tab. 4 Mittleres prozentuales Verteilungsmuster von PCB-Kongeneren in Wasser, Schwebstoff und Muschel
 Febr. 1990 bis April 1991 - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5) und Gartower See

PCB Nr.	28	52	101	138	153	180	Σ
Wasser (Elbe) (unfiltr.-Wochenmischproben)	11	11	16	24	27	11	100%
Schwebstoff (Elbe) (Gesamtfraktion von Monatsmischproben, bezogen auf Trockensubstanz)	10	10	13	25	25	18	101%
Muschel nach 2-monatiger Elbewasserhälterung (bezogen auf Fett des Muschelweichkörpers)	2	5	20	24	25	14	100%
Muschel aus Gartower See (bezogen auf Fett des Muschelweichkörpers)	1	4	24	28	33	11	101%
technisches Gemisch Clophen A60/Arochlor 1254 (1:1)	4	7	23	27	28	11	100%

WG Elbe Ehr 7.10.93

Bemerkenswert ist die Tatsache, daß das Verteilungsmuster der beruckichtigten Kongenere in den nur sehr gering belasteten Muscheln des Gartower Sees dem der vergleichsweise hochbelasteten Muscheln, die für zwei Monate im Elbewasser gehältert wurden, sehr ähnlich ist. Dies ist einerseits ein Hinweis, daß die PCBs die Umwelt praktisch in allen Bereichen belasten, und daß andererseits das angewandte analytische Verfahren sichere Untersuchungsergebnisse liefert.

3.2.9 Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)

Die Meßgröße AOX gehört zu den summarischen Wirkungs- und Stoffkenngrößen. Mit dem AOX werden die bestimmbar, adsorbierbaren organischen Halogene Cl, Br und I als Chlorid erfaßt. Der AOX-Wert gibt somit beispielsweise Auskunft über die Höhe der Belastung eines bestimmten Mediums mit CKWs.

In Abb. 26 sind für die Zeit vom Februar 1990 bis zum April 1991 neben den AOX-Gehalten des Elbewassers (unfiltrierte Wochenmischproben) die AOX-Konzentrationen im Muschelfleisch, bezogen auf Frischsubstanz, dargestellt. Während des Untersuchungszeitraumes befand sich die AOX-Bestimmung in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten noch in der Erprobungsphase, so daß keine Werte für eine weitergehende Interpretation zur Verfügung stehen.

Die AOX-Konzentrationen im Elbewasser (unfiltrierte Wochenmischproben) bewegten sich während des gesamten Untersuchungszeitraumes im wesentlichen zwischen 60 und 90 µg/l Cl. Belastungsberge traten im Mai/Juni 1990 und im Februar 1991 mit identischen Spitzenwerten in Höhe von 130 µg/l Cl auf. Der niedrigste Wert wurde in der 39. Woche 1990 mit 30 µg/l Cl ermittelt.

Die Ausgangsbelastung der Muschelpoolproben aus dem Gartower See lag, bezogen auf Frischsubstanz, im Mittel bei rd. 4.500 µg/kg Cl. Der höchste Wert der Ausgangsbelastung wurde Ende Oktober 1990 mit 7.000 µg/kg Cl registriert. Die mittlere Belastung der für zwei Monate im Elbewasser gehälterten Muscheln war mit 6.870 µg/kg Cl um rd. 50 % höher als der entsprechende Wert für die mittlere Ausgangsbelastung. Anfang Januar 1991 wurde der obere Extremwert mit 9.374 µg/kg Cl gemessen, der untere Extremwert wurde in der Anfang August 1990 entnommenen elbewassergehälterten Muschelpoolprobe mit 4.956 µg/kg Cl festgestellt. Gegenüber dem zugehörigen Wert für die Ausgangsbelastung war in diesem Fall nur eine relativ geringe Erhöhung eingetreten.

Ein direkter Zusammenhang zwischen den AOX-Gehalten der gehälterten Muscheln und den zugehörigen Wassergehalten der Wochenmischproben besteht offensichtlich nicht. Dagegen ergibt sich eine erstaunlich gute Übereinstimmung zwischen den AOX-Gehalten der gehälterten Muscheln und den zugehörigen mittleren Fettgehalten der Muschelweichkörper (vgl. Abb. 6). Zu den in Abb. 4 aufgeführten begleitenden Meßgrößen ergibt sich, mit Ausnahme des erhöhten Gehaltes an abfiltrierbaren Stoffen Anfang Januar 1991, kein Hinweis auf eine Abhängigkeit zu den entsprechenden AOX-Gehalten der Muscheln am Ende ihrer Exposition im Elbewasser. Die genannte Ausnahme dürfte allerdings eher zufälliger Natur sein.

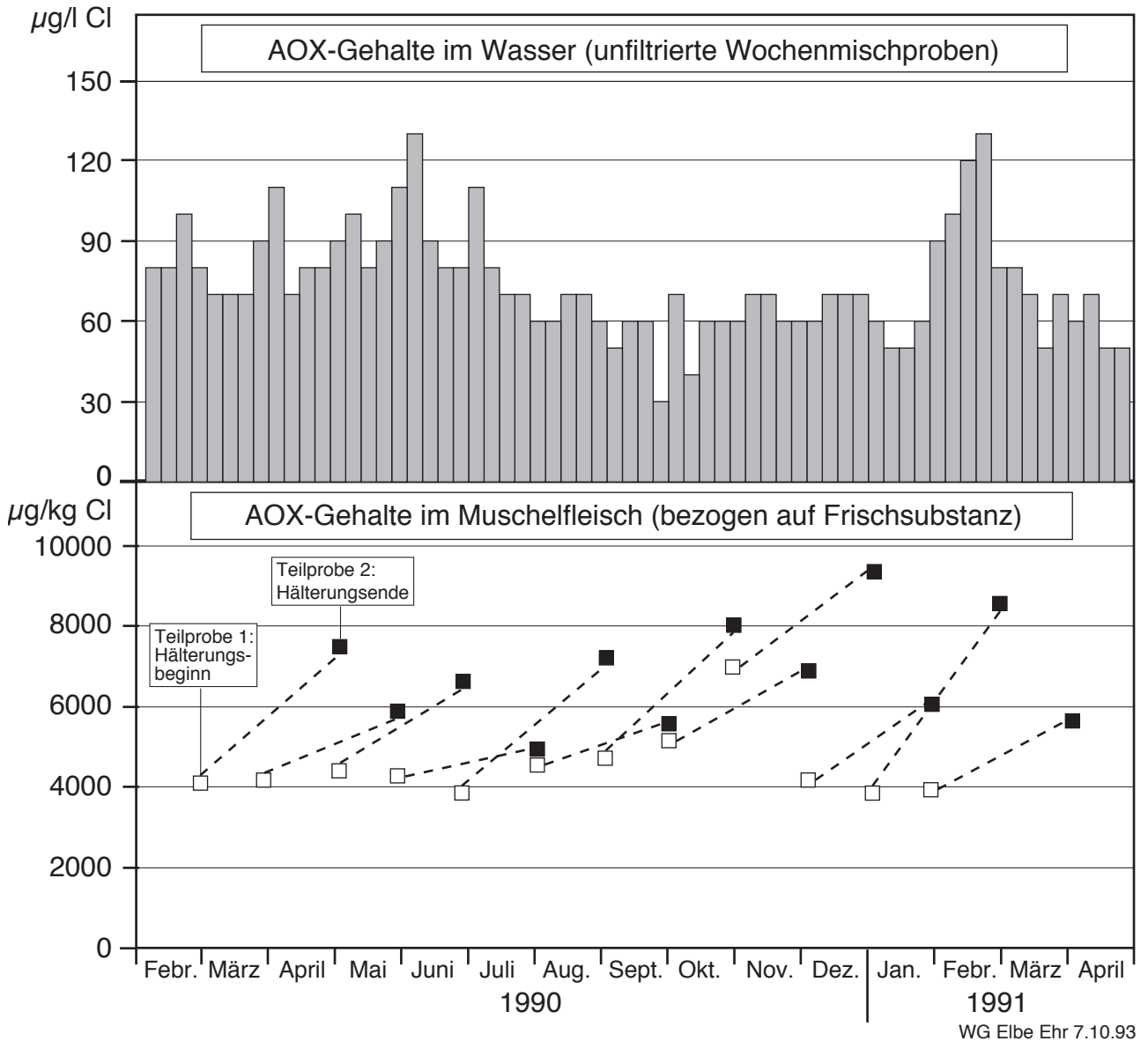


Abb. 26 AOX-Anreicherung in Dreikantmuscheln - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

4. Mittlere Schadstoffanreicherungsfaktoren

Um einen Eindruck zu bekommen, in welchem Verhältnis während des Untersuchungszeitraumes die festgestellten Schadstoffgehalte des Wassers (unfiltrierte Wochenmischproben), der Schwebstoffe (Monatsmischprobe) und der Muscheln nach Hälterungsende stehen, wurden die jeweiligen arithmetischen Mittelwerte gebildet und in den Tab. 5 bis 7 einander gegenübergestellt. Bei den im nachfolgenden Text hierzu gemachten Aussagen wurde da-

von ausgegangen, daß die Schadstoffgehalte dieser drei Phasen in einem großen Fließsystem wie die Elbe entweder voneinander abhängig sind oder sich aber zumindest gegenseitig beeinflussen. Aus diesem Grunde und wegen der Tatsache, daß die Muschelexposition nur zeitlich befristet stattfand, wurde z. B. bei dem Verhältnis von Muschelkonzentrationen : Wasserkonzentrationen die Bezeichnung "Mittlere Schadstoff-Anreicherungs-faktoren" gewählt und nicht die eher neutrale Umschreibung "Mittlere Verteilungskoeffizienten", die in der Literatur auch gebräuchlich ist.

Die Aussagen zu den mittleren Schadstoff-Anreicherungs-faktoren, die sich aus der Betrachtung Muschelkonzentrationen : Wasserkonzentrationen und Schwebstoffkonzentrationen : Wasserkonzentrationen ergeben, sind mit einer Einschränkung zu belegen: Bei den Wasserkonzentrationen handelt es sich um unfiltrierte Wochenmischproben, also um Proben, die einen gewissen Schwebstoffgehalt aufweisen. Da viele der betrachteten Schadstoffe im überwiegenden Maße an Schwebstoffe gebunden vorliegen, beeinflußt die Menge der Schwebstoffe in der Wasserprobe natürlich deren Gesamtgehalt an Schadstoffen. Filtrierte Wasserproben standen aber als Wochenmischproben im Rahmen der von der Wassergütestelle Elbe durchgeführten Routineuntersuchungen wegen des sehr hohen apparativen Aufwandes nicht zur Verfügung.

Die Elementgehalte der Muscheln (Schwermetalle und Arsen) werden auf Frischsubstanz und auf Trockensubstanz bezogen mitgeteilt. Bei den CKWs erfolgt die Angabe der Schadstoffkonzentrationen zusätzlich auf das Fett des Muschelweichkörpers bezogen, in dem sie ursprünglich auch analysiert worden sind.

4.1 Muschelkonzentrationen : Wasserkonzentrationen

Tab. 5 spiegelt wider, daß die Dreikantmuscheln, bezogen auf die mittleren Wasserkonzentrationen der unfiltrierten Wochenmischproben, im erheblichen Maße die berücksichtigten Schadstoffe innerhalb von zwei Monaten anreichern. Die Anreicherungs-faktoren der Schwermetalle und des Halbmetalls Arsen liegen mit Bezug auf die Trockensubstanz alle in der Größenordnung 10^3 , Ausnahme: Blei = 10^2 . Die Anreicherungs-faktoren für die CKWs variieren zwischen 10^3 und 10^4 . Damit entsprechen die Befunde bis auf Blei weitgehend den Ergebnissen früherer Untersuchungen der ARGE ELBE (1991).

Nach der Größe der Anreicherungs-faktoren sortiert ergibt sich für die Schwermetalle und das Halbmetall Arsen folgende Reihenfolge:

Quecksilber > Chrom > Arsen > Zink > Kupfer > Cadmium >> Blei

Mit dem Zeichen ">>" wird darauf hingewiesen, daß der Anreicherungs-faktor des nachfolgenden Elements bzw. der nachfolgenden Verbindung in die nächstkleinere Größenordnung fällt. Für die CKWs wurde folgende Reihenfolge festgestellt:

**p,p'-DDE > p,p'-DDD > PCB Nr. 153 > PCB Nr. 180 > PCB Nr. 101 > PCB Nr. 138 > OCS
> HCB >> PCB Nr. 52 > β -HCH > PCB Nr. 28 > α -HCH > γ -HCH**

Tab.5 Mittlere Schadstoff-Anreicherungs-faktoren Muschelkonzentrationen : Wasserkonzentrationen
 Febr. 1990 bis April 1991 - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

	ø Muscheln (Hälterungsende)			ø Wasser (unfiltrierte Wochenmisch- proben) (µg/l)	Anreicherungs-faktoren		
	(µg/kg FS)	µg/kg TS	(µg/kg Fett)		Bezug:FS	Bezug: TS	Bezug: Fett
Quecksilber	325	2.690		0,51	640	5.300	
Blei	133	1.080		6,1	20	200	
Cadmium	68	544		0,40	170	1.400	
Kupfer	2.460	20.000		13,5	180	1.500	
Zink	25.400	205.000		111	230	1.800	
Chrom	5.630	48.500		10,9	520	4.500	
Arsen	782	6.380		2,8	280	2.300	
HCB	16	127	1.431	0,010	1.600	12.500	140.000
α-HCH	1,9	15	175	0,013	150	1.200	10.000
β-HCH	1,3	11	122	0,004	370	3.000	30.000
γ-HCH	2,8	22	262	0,020	140	1.100	10.000
p,p'-DDE	5,3	43	491	0,001	6.000	48.300	550.000
p,p'-DDD	8,3	66	771	0,002	4.300	34.800	400.000
OCS	2,0	16	188	0,001	1.700	13.400	160.000
PCB Nr. 28*	0,2	1,4	19	0,0005	340	2.800	40.000
PCB Nr. 52	0,4	3,6	40	0,0005	950	7.700	90.000
PCB Nr. 101	1,8	14	159	0,0007	2.400	18.900	210.000
PCB Nr. 138	2,1	17	197	0,0011	2.000	15.800	180.000
PCB Nr. 153	3,0	24	284	0,0012	2.600	21.100	240.000
PCB Nr. 180	1,2	9,6	112	0,0005	2.600	20.800	240.000

FS = Frischsubstanz
 TS = Trockensubstanz

*=Die Wasserkonzentration umfasst PCB Nr. 28+31

WG Elbe Ehr 7.10.93

Auch die für die einzelnen CKWs ermittelten Anreicherungsfaktoren stimmen mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen bis auf wenige Ausnahmen gut überein.

Wird die Frischsubstanz der Muschel als Bezugsgröße gewählt so liegen die Anreicherungsfaktoren der Elemente bzw. Verbindungen um rd. eine Größenordnung niedriger als bei der Trockensubstanz. Wird im Falle der CKWs das Fett der Muschel als Grundlage für die Bestimmung der Anreicherungsfaktoren genommen, so weisen diese im Verhältnis zu den Trockensubstanzwerten in etwa eine um den Faktor 10 höhere Zahl auf, so daß also pauschal gilt:

Konz. Frischsubstanz x 10 = Konz. Trockensubstanz x 10 = Konz. Fett

4.2 Muschelkonzentrationen : Schwebstoffkonzentrationen

Die Anreicherungsfaktoren, die sich für die verschiedenen Elemente und Verbindungen aus den Verhältnissen von Muschelkonzentrationen : Schwebstoffkonzentrationen ergeben, sind in Tab. 6 zusammengestellt. Diese Übersicht zeigt, daß hinsichtlich der Elemente die frischen, schwebstoffbürtigen Sedimente eine Belastung aufweisen, die etwas größer ist als die der Muscheln, bezogen auf Trockensubstanz. Dagegen werden die meisten CKWs in den Muscheln in einer ähnlichen Größenordnung oder etwas stärker angereichert als in den frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten. Diese Ergebnisse stimmen bis auf wenige Ausnahmen gut mit den Befunden früherer Untersuchungen überein.

Nach der Größe der Anreicherungsfaktoren sortiert ergibt sich für die Schwermetalle und das Halbmetall Arsen folgende Reihenfolge:

Arsen > Chrom > Quecksilber >> Zink > Kupfer > Cadmium >> Blei

Mit dem Zeichen ">>" wird darauf hingewiesen, daß der Anreicherungsfaktor des nachfolgenden Elements bzw. der nachfolgenden Verbindung in die nächstkleinere Größenordnung fällt. Für die CKWs wurde folgende Reihenfolge festgestellt:

**α -HCH > γ -HCH > PCB Nr. 101 > p,p'-DDE = OCS = PCB Nr. 153 > β -HCH > p,p'-DDD
> PCB Nr. 138 >> PCB Nr. 180 > PCB Nr. 52 > HCB > PCB Nr. 28**

Auch die für die einzelnen CKWs ermittelten Anreicherungsfaktoren stimmen mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen bis auf wenige Ausnahmen gut überein.

Wird die Frischsubstanz der Muschel als Bezugsgröße gewählt so liegen die Anreicherungsfaktoren der Elemente bzw. Verbindungen um knapp eine Größenordnung niedriger als bei der Trockensubstanz. Wird im Falle der CKWs das Fett der Muschel als Grundlage für die Bestimmung der Anreicherungsfaktoren genommen, so weisen diese im Verhältnis zu den Trockensubstanzwerten in etwa eine um den Faktor 10 höhere Zahl auf, so daß also auch hier pauschal gilt:

Konz. Frischsubstanz x 10 = Konz. Trockensubstanz x 10 = Konz. Fett

Tab. 6 Mittlere Schadstoff-Anreicherungsfaktoren Muschelkonzentrationen : Schwebstoffkonzentrationen
Febr. 1990 bis April 1991 - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

	ø Muscheln (Hälterungsende)		ø schwebstoff- bürtiges Sediment (Monatsmischpr.) (µg/kg TS)	Anreicherungsfaktoren		
	(µg/kg FS)	(µg/kg TS)		(µg/kg Fett)	Bezug:FS	Bezug:TS
Quecksilber	325	2.690	20.500	0,02	0,13	
Blei	133	1.080	221.000	0,001	0,005	
Cadmium	68	544	11.700	0,01	0,05	
Kupfer	2.460	20.000	359.000	0,01	0,06	
Zink	25.400	205.000	2.160.000	0,01	0,09	
Chrom	5.630	48.500	329.000	0,02	0,15	
Arsen	782	6.380	22.100	0,04	0,29	
HCB	16	127	380	0,04	0,3	4
α-HCH	1,9	15	175	0,5	3,9	45
β-HCH	1,3	11	122	0,2	1,4	16
γ-HCH	2,8	22	11,0	0,3	2,0	24
p,p'-DDE	5,3	43	27,5	0,2	1,6	18
p,p'-DDD	8,3	66	53,2	0,2	1,2	14
OCS	2,0	16	10,0	0,2	1,6	19
PCB Nr. 28*	0,2	1,4	6,0	0,03	0,2	3
PCB Nr. 52	0,4	3,6	6,2	0,1	0,6	6
PCB Nr. 101	1,8	14	8,1	0,2	1,7	20
PCB Nr. 138	2,1	17	15,4	0,1	1,1	13
PCB Nr. 153	3,0	24	15,3	0,2	1,6	19
PCB Nr. 180	1,2	9,6	11,4	0,1	0,8	10

FS = Frischsubstanz

TS = Trockensubstanz

*=Der Sedimentgehalt umfaßt PCB Nr. 28+31

WG Elbe Ehr 7.10.93

4.3 Schwebstoffkonzentrationen : Wasserkonzentrationen

In Tab. 7 sind die mittleren Schadstoff-Anreicherungs-faktoren wiedergegeben, die sich aus den Verhältnissen Schwebstoffkonzentrationen : Wasserkonzentrationen ergeben. Die meisten der berücksichtigten Elemente und Verbindungen reichern sich in den frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten um den Faktor 10^4 höher an als im Wasser der unfiltrierten Wochenmischproben. Diese hohen Anreicherungs-faktoren sind ein Zeichen dafür, daß sie im System Elbe einen starken schwebstoffphilen Charakter haben, sich also bevorzugt an Schwebstoffen anlagern bzw. von diesen gebunden werden. Hieraus läßt sich ableiten, daß die Überwachung dieser Elemente und Verbindungen am besten an den Schwebstoffen vorgenommen wird, da die zum Teil recht niedrigen Konzentrationen im Wasser in Größenordnungen gerechnet nicht mehr sehr weit von der derzeitigen analytischen Nachweisgrenze entfernt sind.

Tab. 7 Mittlere Schadstoff-Anreicherungs-faktoren Schwebstoffkonzentrationen : Wasserkonzentrationen

Febr. 1990 bis April 1991 - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

	ø schwebstoff- bürtiges Sediment (Monatsmischpr.) (µg/kg TS)	ø Wasser (unfiltrierte Wochenmisch- proben) (µg/l)	Anreicherungs- faktoren
Quecksilber	20.500	0,51	40.100
Blei	221.000	6,1	36.200
Cadmium	11.700	0,40	29.500
Kupfer	359.000	13,5	26.600
Zink	2.160.000	111	19.400
Chrom	329.000	10,9	30.300
Arsen	22.100	2,8	7.800
HCB	380	0,010	37.400
α-HCH	3,9	0,013	300
β-HCH	7,7	0,004	2.200
γ-HCH	11,0	0,020	600
p,p'-DDE	27,5	0,001	30.900
p,p'-DDD	53,2	0,002	27.900
OCS	10,0	0,001	8.300
PCB Nr. 28+31	6,0	0,0005	12.000
PCB Nr. 52	6,2	0,0005	13.300
PCB Nr. 101	8,1	0,0007	10.900
PCB Nr. 138	15,4	0,0011	14.200
PCB Nr. 153	15,3	0,0012	13.200
PCB Nr. 180	11,4	0,0005	24.700

Den vorliegenden Untersuchungen zu Folge werden die Schwermetalle Quecksilber, Blei, Cadmium, Kupfer und Chrom am stärksten von Schwebstoffen angereichert. Bei den berücksichtigten CKWs sind dies HCB, p,p'-DDE, p,p'-DDD und PCB Nr. 180.

4.4 Nettoanreicherung der Dreikantmuscheln

Alle vorstehenden Betrachtungen zu den Konzentrationen in den Muscheln beziehen sich auf die Werte, die am Ende des Hälterungszeitraumes gemessen wurden. Aus der Differenz der gemessenen Konzentrationswerte nach Hälterungsende und dem zugehörigen Wert der Ausgangsbelastung (Gartower See) ergibt sich der Belastungszuwachs innerhalb des Expositionszeitraumes von zwei Monaten, nachfolgend als Nettoanreicherung bezeichnet.

In Tab. 8 werden sowohl auf Frischsubstanz als auch auf Trockensubstanz sowie auf Fett bezogen die mittleren absoluten und prozentualen Nettoanreicherungen für die Elemente und Verbindungen mitgeteilt. Auf die Frischsubstanz bezogen ergibt sich für die Elemente nach Höhe des prozentualen Zuwachses gegenüber der Ausgangsbelastung sortiert folgende Rangfolge:

Cadmium > Quecksilber > Blei >> Zink > Kupfer > Arsen >> Chrom

Mit dem Zeichen ">>" wird darauf aufmerksam gemacht, daß der mittlere prozentuale Zuwachs des nachfolgenden Elementes in die nächstkleinere Größenordnung fällt. Die höchste Nettoanreicherung wurde mit 300 % für Cadmium festgestellt. Demgegenüber fand mit 1 % beim Chrom der geringste Zuwachs statt.

Unter den CKWs wies das OCS mit 3.070 % Zuwachs die höchste Nettoanreicherung auf. Für das PCB Nr. 101 wurde mit einem Zuwachs von 90 % die niedrigste Nettoanreicherung ermittelt. Da bei PCB Nr. 28 alle Werte der Ausgangsbelastung kleiner der Bestimmungsgrenze waren, konnte für diese Substanz keine sinnvolle Nettoanreicherung errechnet werden. Auf die Frischsubstanz bezogen ergibt sich für die CKWs nach Höhe des prozentualen Zuwachses gegenüber der Ausgangsbelastung sortiert folgende Rangfolge:

OCS >> α -HCH > p,p'-DDD > β -HCH > HCB > PCB Nr. 52 > PCB Nr. 180 > γ -HCH > PCB Nr. 153 > p,p'-DDE >> PCB Nr. 138 > PCB Nr. 101

Wie bei den Elementen wird mit dem Zeichen ">>" darauf aufmerksam gemacht, daß der mittlere prozentuale Zuwachs der nachfolgenden Verbindung in die nächstkleinere Größenordnung fällt.

Tab. 8 Mittlere Nettoanreicherung der Dreikantmuschel Belastung Hälterungsende-Ausgangsbelastung

Febr. 1990 bis April 1991 - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

	Frischsubstanz		Trockensubstanz		Fett	
	absolut (µg/kg)	prozentual %	absolut (µg/kg)	prozentual %	absolut (µg/kg)	prozentual %
Quecksilber	234	257	1.890	235		
Blei	75	129	587	120		
Cadmium	51	300	406	292		
Kupfer	878	55	6.370	47		
Zink	12.000	90	91.500	81		
Chrom	x 58	x 1	-185	-0,4		
Arsen	210	37	1.490	30		
HCB	12	342	92	257	1.380	2.660
α-HCH	1,7	985	14	955	154	721
β-HCH	1,1	523	8,6	437	92	297
γ-HCH	1,7	143	13	138	126	92
p,p'-DDE	3,0	133	25	133	227	86
p,p'-DDD	7,1	592	57	590	630	448
OCS	1,9	3.070	16	3.050	180	2.070
PCB Nr. 28	*	*	*	*	*	*
PCB Nr. 52	0,3	169	2,2	165	19	91
PCB Nr. 101	0,8	90	6,2	80	40	34
PCB Nr. 138	1,0	94	8,0	86	57	41
PCB Nr. 153	1,8	137	14	126	121	75
PCB Nr. 180	0,7	168	5,9	161	57	105

WG Elbe Ehr 7.10.93

* = Alle Werte der Ausgangsbelastung kleiner Bestimmungsgrenze

x = Positive Werte durch unterschiedliche Wassergehalte

Insgesamt betrachtet belegen die vorliegenden Befunde, daß infolge der zum Teil hochgradigen Belastung der Elbe eine beträchtliche Nettoanreicherung in den in der Elbe exponierten Muscheln stattfand. Demgegenüber ist der Gartower See als ein niedrig belastetes Gewässer einzustufen.

5. Einordnung der Schadstoffgehalte der im Elbewasser gehälterten Dreikantmuscheln

Die lebensmittelrechtliche Bewertung und die damit verbundene mögliche Verkehrsfreigabe z. B. von Organismen aus der Elbe obliegt ausschließlich den Staatlichen Veterinäruntersuchungsämtern. Sie wird durch die Schadstoff-Höchstmengenverordnung, die Richtwerte des BGA sowie die Pflanzenschutzmittel-Höchstmengenverordnung geregelt.

Die nachfolgend zur Schadstofflage der gehälterten Dreikantmuscheln gemachten Anmerkungen dienen lediglich der vergleichenden Einordnung der Werte für den interessierten Leser. In Tab. 9 sind die mittleren Schadstoffgehalte der Dreikantmuscheln am Ende der 2monatigen Hälterung im Elbewasser den entsprechenden Richt- und Grenzwerten, die greifen würden, wenn die Organismen lebensmittelrechtlich zu bewerten wären, gegenübergestellt. Danach liegen alle Schadstoffgehalte unter den Regelwerten. Auch die Maximalwerte der Schadstoffbelastung innerhalb des gesamten Untersuchungszeitraumes überschreiten nicht die Richt- und Grenzwerte. Dieses Ergebnis läßt aber nicht den Schluß zu, daß auch Muschelwildbestände der Elbe eine kleinere Schadstoffbelastung aufweisen als die in den Regelwerken festgesetzten Richt- und Grenzwerte.

6. Längen- und Gewichtswachstum der Dreikantmuscheln

Um festzustellen, ob die im Vergleich zum Gartower See hohe Schadstoffbelastung der Elbe einen Einfluß auf das Längen- und Gewichtswachstum der Dreikantmuscheln ausübt, wurde im Nachgang zu den oben beschriebenen Untersuchungen ein kleines Feldexperiment durchgeführt. Zu diesem Zwecke wurden 100 Muscheln mit einer insgesamt betrachtet großen Längenvarianz dem Gartower See entnommen und einzeln mit der Schieblehre vermessen sowie mit einer Analysenwaage gewogen. Danach erfolgte eine optische Sortierung aller 100 Muscheln nach fünf Längengruppen, so daß je Längengruppe 20 Individuen zur Verfügung standen. jeweils 10 Tiere der fünf Längengruppen wurden mit einem Hälterungskäfig wieder im Gartower See ausgebracht. Die andere Hälfte der Organismen wurde in der Durchflußhälterungsanlage der Elbemeßstation Schnackenburg eingesetzt. Damit wiesen die in den Gartower See zurückgesetzten Tiere von der Länge her eine sehr große Ähnlichkeit auf mit den Organismen, die in der Meßstation exponiert wurden.

Beginn des Experimentes war der 10. September 1992. Nach acht Monaten, am 12. Mai 1993, wurden alle Tiere wieder vermessen und gewogen und im Vergleich mit den Daten zu Beginn des Experimentes der jeweilige prozentuale Zuwachs ermittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 10 und 11 zusammengestellt. Für die Ermittlung des Längenzuwachses wurden jeweils alle Tiere aus dem Gartower See und alle Tiere aus der Elbemeßstation aufsteigend nach ihrer Individuallänge sortiert und wieder in fünf Längengruppen unterteilt. In einem zweiten Schritt wurden die Tiere aus dem Gartower See und von der Elbemeßstation aufsteigend nach ihrem Individualgewicht sortiert und in fünf Gewichtgruppen unterteilt. Dadurch konnten auch Aussagen zum Gewichtswachstum pro Gewichtsguppe getroffen werden.

Tab. 9 Mittlere Schadstoffgehalte der Dreikantmuscheln sowie Grenz- und Richtwerte
 Febr. 1990 bis April 1991 - Elbemeßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5)

	Ø Muscheln (Hälterungs- ende) (µg/kg FS)	Grenz- und Richtwerte (µg/kg FS)	Hinweise	Regelwerke
Quecksilber	325	500		Schadstoff-Höchstmengenverordnung
Blei	133	800		Richtwert des BGA
Cadmium	68	500		Richtwert des BGA
Kupfer	2.460	-		
Zink	25.400	-		
Chrom	5.630	-		
Arsen	782	-		
HCB	16	50		Pflanzenschutzmittel-Höchstmengenverordnung
α-HCH	1,9	} 50	HCH-Isomere außer Lindan	Pflanzenschutzmittel-Höchstmengenverordnung
β-HCH	1,3			
γ-HCH	2,8	200		Pflanzenschutzmittel-Höchstmengenverordnung
p,p'-DDE	5,3	} 2.000	DDT, DDE, DDD und Isomere, insgesamt berechnet als DDT	Pflanzenschutzmittel-Höchstmengenverordnung
p,p'-DDD	8,3			
OCS	2,0	-		
PCB Nr. 28	0,2	80		Schadstoff-Höchstmengenverordnung
PCB Nr. 52	0,4	80		Schadstoff-Höchstmengenverordnung
PCB Nr. 101	1,8	80		Schadstoff-Höchstmengenverordnung
PCB Nr. 138	2,1	100		Schadstoff-Höchstmengenverordnung
PCB Nr. 153	3,0	100		Schadstoff-Höchstmengenverordnung
PCB Nr. 180	1,2	80		Schadstoff-Höchstmengenverordnung

Tab. 10 Längenwachstum der Dreikantmuschel im Gartower See und in der Elbe
(Meßstation Schnackenburg, Strom-km 474,5)

	Gartower See				Elbe (Meßstation Schnackenburg)			
	Länge (cm) Beginn 10.9.1992	Gewicht (g) Beginn 10.9.1992	Länge (cm) Ende 12.5.1993	Gewicht (g) Ende 12.5.1993	Länge (cm) Beginn 10.9.1992	Gewicht (g) Beginn 10.9.1992	Länge (cm) Ende 12.5.1993	Gewicht (g) Ende 12.5.1993
Längengruppe I 1,47 - 1,84 cm	1,72 (n = 10)	0,55 (n = 10)	2,19 27 (n = 10)	1,29 133 (n = 10)	1,68 (n = 10)	0,57 (n = 10)	2,08 23 (n = 10)	1,37 140 (n = 10)
Längengruppe II 1,88 - 2,00 cm	1,93 (n = 10)	0,80 (n = 10)	2,36 22 (n = 10)	1,63 104 (n = 10)	1,90 (n = 10)	0,73 (n = 10)	2,35 23 (n = 10)	1,65 125 (n = 10)
Längengruppe III 2,00 - 2,64 cm	2,45 (n = 10)	1,89 (n = 10)	2,67 9 (n = 10)	2,54 35 (n = 10)	2,45 (n = 10)	1,84 (n = 10)	2,73 11 (n = 10)	2,96 61 (n = 10)
Längengruppe IV 2,67 - 2,97 cm	2,82 (n = 10)	3,04 (n = 10)	2,97 5 (n = 10)	3,50 15 (n = 10)	2,89 (n = 10)	3,17 (n = 10)	3,11 7 (n = 10)	3,82 20 (n = 10)
Längengruppe V 3,08 - 3,77 cm	3,42 (n = 10)	5,53 (n = 10)	3,44 1 (n = 11)	5,97 8 (n = 11)	3,36 (n = 10)	5,19 (n = 10)	3,40 1 (n = 9)	5,55 7 (n = 9)
Mittlere Gesamtzuwachs der Längengruppen (%)			13	59			13	71

Tab. 11 Gewichtswachstum der Dreikantmuschel im Gartower See und in der Elbe
(Meßstation Schnackenburg, Strom-km 474,5)

	Gartower See			Elbe (Meßstation Schnackenburg)				
	Gewicht (g) Beginn 10.9.1992	Länge (cm) Beginn 10.9.1992	Gewicht (g) Ende 12.5.1993	Länge (cm) Ende 12.5.1993	Gewicht (g) Beginn 10.9.1992	Länge (cm) Beginn 10.9.1992	Gewicht (g) Ende 12.5.1993	Länge (cm) Ende 12.5.1993
Gewichtsgruppe I 0,43 - 0,70 g	0,55 (n = 10)	1,72 (n = 10)	1,28 130 (n = 10)	2,23 30 (n = 10)	0,55 (n = 10)	1,69 (n = 10)	1,28 133 (n = 10)	2,17 28 (n = 10)
Gewichtsgruppe II 0,70 - 0,89 g	0,80 (n = 10)	1,93 (n = 10)	1,65 106 (n = 10)	2,32 20 (n = 10)	0,75 (n = 10)	1,89 (n = 10)	1,73 130 (n = 10)	2,25 19 (n = 10)
Gewichtsgruppe III 1,00 - 2,36 g	1,89 (n = 10)	2,45 (n = 10)	2,51 33 (n = 10)	2,67 9 (n = 10)	1,84 (n = 10)	2,45 (n = 10)	2,72 48 (n = 10)	2,79 14 (n = 10)
Gewichtsgruppe IV 2,49 - 3,52 g	3,02 (n = 10)	2,83 (n = 10)	3,53 17 (n = 10)	2,98 5 (n = 10)	3,16 (n = 10)	2,93 (n = 10)	3,89 23 (n = 10)	3,08 5 (n = 10)
Gewichtsgruppe V 3,60 - 7,89 g	5,55 (n = 10)	3,41 (n = 10)	5,98 8 (n = 11)	3,43 1 (n = 11)	5,21 (n = 10)	3,32 (n = 10)	5,73 10 (n = 9)	3,37 1 (n = 9)
Mittlerer Gesamtzuwachs der Gewichtsgruppen (%)			59	13			69	13

Erwartungsgemäß haben die Untersuchungen zum Längen- und Gewichtswachstum ergeben, daß der Zuwachs in den unteren Gruppen wesentlich größer war als z. B. in der obersten Gruppe, in der sich auch nahezu erwachsene Tiere befanden. Totfunde waren weder bei der im Gartower See exponierten Muschelprobe noch in der Probe, die in der Meßstation Schnackenburg exponiert war, zu verzeichnen.

Insgesamt betrachtet ist festzuhalten, daß - egal ob nach Länge oder Gewicht sortiert - der Längenzuwachs der in der Meßstation Schnackenburg im Elbewasser gehälterten Muscheln praktisch identisch war mit denen der Vergleichstiere aus dem Gartower See. Dagegen ergaben sich deutliche Unterschiede beim Gewichtswachstum:

Hier legten die im Elbewasser gehälterten Tiere bis auf die oberste Längen- bzw. Gewichtsguppe, in der kein Unterschied festzustellen war, deutlich mehr zu. Während beispielsweise in der Längengruppe III der Gewichtszuwachs der im Gartower See gehälterten Tiere bei 35 % lag, ergab sich für die entsprechende Längengruppe der Tiere, die in der Meßstation Schnackenburg exponiert worden waren, ein Zuwachs von 61%.

Bei der Bewertung der Befunde ist zunächst die Tatsache erstaunlich, daß praktisch in beiden Gewässern das Längenwachstum identisch war und das Gewichtswachstum der im Elbewasser gehälterten Tiere auffällig besser ablief als bei den Tieren aus dem Gartower See.

Ob damit die Lebensbedingungen für die Dreikantmuscheln in der Elbe generell besser sind als im Gartower See, kann letztlich durch das durchgeführte Experiment nicht abschließend beantwortet werden. Zumindest scheint sich aber der Hinweis zu ergeben, daß das Nahrungsangebot, welches das Wachstum der Muscheln beeinflußt, offensichtlich in der Elbe besser war als im Gartower See. Die im Vergleich zum Gartower See hohe Schadstoffbelastung des Elbewassers hat damit keinen Einfluß auf das Längen- und Gewichtswachstum der Tiere. Dies schließt allerdings nicht aus, daß die hohen Schadstoffgehalte in der Elbe überhaupt keinen Einfluß auf die Muscheln ausüben. Es könnte durchaus sein, daß auf zellulärer oder enzymatischer Ebene eine negative Beeinflussung der Organismen stattfand, die sich im Längen- und Gewichtswachstum nicht widerspiegelt. Offen bleibt auch die Beantwortung der Frage, ob eine ebenso erfolgreiche Fortpflanzung der Tiere in der Elbe stattfinden würde wie im Gartower See. Hier wären weitere speziell ausgerichtete Versuche erforderlich.

In Abb. 27 sind die Längen- und Gewichtswachstumskurven sowohl für die Tiere aus dem Gartower See als auch für die Tiere, die in der Elbemeßstation exponiert worden waren, aufgetragen. In beiden Fällen ergab sich ein exponentieller Anstieg, d. h., daß das Gewichtswachstum bei den älteren Tieren stärker ausgeprägt ist als das Längenwachstum.

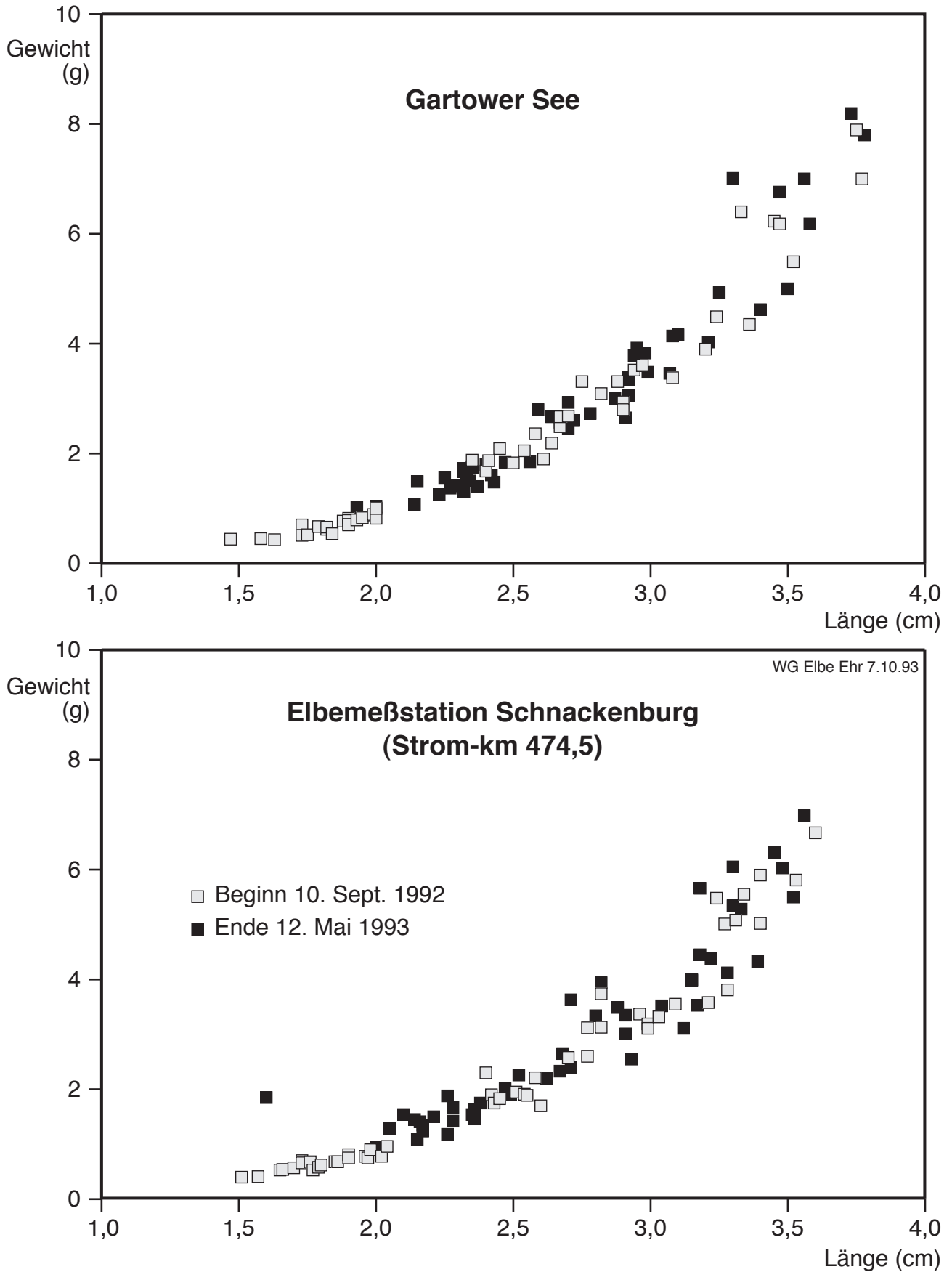


Abb. 27 8monatiger Hälterungsversuch zum Wachstumsverhalten der Dreikantmuschel - Verhältnis Länge zu Gewicht

7. Zusammenfassung

Im Rahmen eines aktiven Schadstoff-Biomonitorings wurden in der Zeit vom 28. Februar 1990 bis zum 30. Januar 1991 monatlich Dreikantmuscheln aus einem gering belasteten Gewässer entnommen und als Poolprobe für zwei Monate in einer Durchflußhälterungsanlage der Meßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5) dem Elbewasser ausgesetzt. Die Bestimmung der Kontaminanten erfolgte jedesmal sowohl an einem Aliquoten vor der Exposition (Ausgangsbelastung) als auch nach der 2monatigen Hälterung (Endbelastung), so daß neben saisonalen Einflüssen auch die Änderung der Belastungssituation in den Organismen als Auslenkung von der niedrigen Ausgangsbelastung exakt dokumentiert werden konnte. Paralleluntersuchungen zur Schadstofflage des Elbewassers und der mitgeführten frischen Schwebstoffe wurden neben einer Reihe von anderen begleitenden Meßgrößen bei der Interpretation der Befunde mitberücksichtigt.

Als wichtiges Ergebnis ist festzuhalten, daß die dem Elbewasser ausgesetzten Muscheln überwiegend im erheblichen Maße die berücksichtigten Elemente und CKWs anreicherten, so daß die Elbe, was den bioverfügbaren Anteil dieser Meßgrößen anbelangt, als ein hochgradig belastetes Gewässer angesehen werden muß.

Die auf Frischsubstanz bezogene Nettoanreicherung, die sich aus der Differenz der gemessenen Konzentrationswerte nach Hälterungsende und den zugehörigen Werten der Ausgangsbelastung ergab, war im Mittel während des gesamten Untersuchungszeitraumes unter den Elementen bei Cadmium (300) und Quecksilber (257) am stärksten ausgeprägt. (Die in Klammern gesetzten Zahlen geben den prozentualen Zuwachs gegenüber der Ausgangsbelastung an.) Blei (129) und Zink (90) bildeten das Mittelfeld, während Kupfer (55), Arsen (37) und Chrom (1) am wenigsten angereichert wurden. Unter den CKWs dominierte mit Abstand - ebenfalls auf Frischsubstanz bezogen - OCS (3.070), gefolgt von α -HCH (985), p,p'-DDD (592), β -HCH (523), HCB (342), PCB Nr. 52 (169), PCB Nr. 180 (168), γ -HCH (143), PCB Nr. 153 (137), p,p'-DDE (133), PCB Nr. 138 (94) und PCB Nr. 101 (90).

Als weiteres wichtiges Ergebnis ist die Tatsache zu werten, daß bis auf wenige Ausnahmen trotz der Vielzahl der Untersuchungen kein eindeutiger Zusammenhang zwischen den Konzentrationen im Wasser (unfiltrierte Wochenmischproben), in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben) und in den gehälterten Muscheln festgestellt wurde. Gleiches gilt auch für die berücksichtigten Randbedingungen im Hinblick auf die Muschelkonzentrationen. Die Bioverfügbarkeit scheint hiervon unabhängig und eventuell auch durch verschiedene Konditionsfaktoren der Muscheln beeinflusst abzulaufen. Sie stellt offensichtlich eine zeitlich und räumlich veränderbare, eigenständige Größe dar, die nicht mit den üblichen chemisch-technischen Messungen der Konzentrationen in abiotischen Kompartimenten erfaßt oder vorhergesagt werden kann und die überdies von vielen Faktoren beeinflusst wird. So entscheiden einerseits abiotische Faktoren wie Temperatur, Redoxpotential des Gewässers, An- bzw. Abwesenheit von möglichen Komplexbildnern und O₂-Gehalt über Mobilität und Verfügbarkeit von Schadstoffen; andererseits nehmen sie Einfluß auf die Physiologie der Dreikantmuschel, wie z. B. Filtrationsleistung und Gonadenreifung (HINZ & SCHEIL 1972, zit. n. BUSCH 1991; BORCHERDING 1990, s. hierzu auch Review von LIVINGSTONE & PIPE, 1992).

Lediglich zwischen der Cd-Konzentration im Wasser und der Cd-Konzentration in den Muschel-Poolproben, zwischen der α -HCH-Konzentration im Wasser und der α -HCH-Konzentration in den Muschel-Poolproben und zwischen der DDD/DDE-Konzentration in den Muschel-Poolproben und dem Fettgehalt der Muschelweichkörper scheint eine direkte Abhängigkeit zu bestehen.

Ein weiteres bemerkenswertes Ergebnis der Untersuchungen war, bezogen auf den gesamten einjährigen Versuchszeitraum, die hohe Variabilität der in den Muscheln am Hälterungsende ermittelten Schadstoffkonzentrationen. Hier spielen offensichtlich die Konditionsfaktoren und damit auch die physiologischen Leistungen der Muscheln eine wichtige Rolle. So fällt beispielweise auf, daß mit der vermuteten Abgabe der Laichprodukte (plötzlicher Rückgang der Fettgehalte) auch ein deutlicher Rückgang der lipophilen Kontaminanten in den Muschel-Poolproben zu verzeichnen war. Auch die unterschiedliche Filtrationsleistung der Tiere in Abhängigkeit des Nahrungsangebotes und der Wassertemperatur scheint von Bedeutung zu sein.

Im Zusammenhang mit dem durchgeführten aktiven Schadstoff-Biomonitoring wurde auch ansatzweise den beiden wichtigen Fragen sowohl nach dem eventuellen Ausmaß einer Schädigung der exponierten Muscheln als auch nach der Bedeutung der in den Muscheln festgestellten Belastungssituation für den Menschen als fiktiver Nutzer nachgegangen.

Im internationalen Raum, z. B. bei der Nordseeüberwachung, wird derzeit das Längen- und Gewichtswachstum von Muscheln als Indikator für die Schadstoffbelastung diskutiert. In Anlehnung an diese Vorstellung wurden Parallelversuche über acht Monate zum Längen- und Gewichtswachstum der Dreikantmuscheln in ihrem gering belasteten, eutrophen Ursprungsgewässer und in der zum Teil hochgradig belasteten, ebenfalls eutrophen Elbe vorgenommen. Dabei wurde festgestellt, daß - egal ob nach Länge oder Gewicht sortiert - der Längenzuwachs der im Elbewasser gehälterten Muscheln praktisch identisch war mit denen der Vergleichstiere aus dem Gartower See. Hinsichtlich des Gewichtswachstums ergab sich bei den meisten der fünf untersuchten Längengruppen ein ausgesprochen klarer Vorsprung bei den in der Elbe exponierten Muscheln, der vermutlich (!) durch ein besseres Nahrungsangebot bewirkt wurde. Die im Vergleich zum Gartower See hohe Schadstoffbelastung der Elbe hatte somit keinen Einfluß auf das Längen- und Gewichtswachstum der Tiere. Die Indikatorfunktion dieser beiden Merkmale für eine Schadstoffbelastung muß daher ernsthaft angezweifelt werden. (Weitere Erläuterungen zu diesem Thema s. Kap. 6).

Bei einer fiktiven Nutzung der exponierten Muscheln durch den Menschen wäre die lebensmittelrechtliche Lage nach der Schadstoff-Höchstmengenverordnung, nach den Richtwerten des BGA sowie nach der Pflanzenschutzmittel-Höchstmengenverordnung zu prüfen. Danach würden alle der an Poolproben festgestellten Schadstoffgehalte unter den Regelwerten liegen. Auch die Maximalwerte der Schadstoffbelastung innerhalb des gesamten Untersuchungszeitraumes überschreiten nicht die Richt- und Grenzwerte. Dieses Ergebnis läßt aber nicht den Schluß zu, daß auch Muschelwildbestände der Elbe eine kleinere Schadstoffbelastung aufweisen als die in den Regelwerken festgesetzten Richt- und Grenzwerte.

Insgesamt betrachtet belegen die Ergebnisse des durchgeführten aktiven Schadstoff-Biomonitorings, daß sich die Dreikantmuschel im Rahmen von Routineuntersuchungen zur

Beschreibung des bioverfügbaren Schadstoffanteils der Elbe ausgezeichnet eignet. Dieses Verfahren hat sich als eine unverzichtbare Komponente im Rahmen der Gewässerüberwachung der Elbe erwiesen. Aus diesem Grunde werden zukünftig die Untersuchungen auf das gesamte bundesdeutsche limnische Längsprofil ausgedehnt. Dann können erstmalig auch unter besonderer Berücksichtigung des bioverfügbaren Schadstoffanteils Gradientenbetrachtungen und Aussagen zu Belastungsschwerpunkten vorgenommen werden. Mit einer langfristigen Fortführung dieses Teil-Überwachungsprogramms wird auch die Entwicklung des Belastungstrends auf biologischer Seite sichtbar werden. Gleichzeitig wird sich im Immissionsbereich der Effekt von Sanierungsmaßnahmen bei den Emissionen darstellen lassen.

Darüber hinausgehende Untersuchungen sollten sich in erster Linie den Fragestellungen von Aufnahmekinetik, Metabolisierung und Elimination der Kontaminanten sowie von Effekten im organischen und suborganischen Bereich der Tiere widmen. Hierzu gehören auch Betrachtungen zu der als besonders sensibel angesehenen Fortpflanzungsphase. Entsprechende Erkenntnisbeiträge der Hochschulen im Hinblick auf Routine-Untersuchungsverfahren wären hilfreich und wünschenswert.

8. Literaturverzeichnis

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

BALLSCHMITER, K. & ZELL, M. (1980): Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary chromatography. Composition of technical Arochlor- and Clophen-PCB-mixtures. - Fresenius Z. Anal. Chem. **302**: 20 - 31.

BORCHERDING, J. (1990): Die Reproduktionsleistungen der Wandermuschel *Dreissena polymorpha*. - Diss. Uni. Köln.

BUSCH, D. (1991): Entwicklung und Erprobung von Methoden für einen Einsatz der Süßwassermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas) für ein Biomonitoring von Schwermetallen im Ökosystem Weser. - Diss. Uni. Bremen.

ERICKSON, M. D. (1986): Analytical Chemistry of PCBs. - Boston, London, Sydney, Wellington, Durban, Toronto. Butterworth Publishers: 508.

GOKSOYR, A. & FÖRLIN, L. (1992): The cytochrome P-450 system in fish, aquatic toxicology and environmental monitoring. - Aquatic Toxicology **9**: 287 - 312.

HINZ, W. & SCHEIL, H. G. (1972): Filtration rate of *Dreissena* and *Pisidium* (Eulamelli-branchiata). - Oecologia **11**: 45 -54.

KALLENBORN, R. & HÜHNERFUSS, H. (1993): Vergleich der Verteilung von ausgewählten chlorierten organischen Schadstoffen in den Eiderenten (*Somateria mollissima*, L.) aus den Einzugsbereichen der Naturschutzgebiete Neuwerk und Oehe-Schleimünde. - Seevögel 14 (2): 23 - 31.

KARBE, L. & HALBLIZEL, H. (1990): Biologisches Schadstoffmonitoring in der Jade mittels exponierter Muscheln. - Mitt. NLWA; Herausgeber: Niedersächsisches Landesamt für Wasser und Abfall.

LIVINGSTONE, D. R. & PIPE, R. K. (1992): Mussels and environmental contaminants: molecular and cellular aspects. - in: GOSLING, E. (ed.): Developments in aquaculture and fisheries Science 25 - The mussle *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Elsevier, Amsterdam, London, New York, Tokio: 425 - 464.

LORENZ, H. & NEUMEIER, G. (1983): Polychlorierte Biphenyle (PCB). - BGA-Schriften 4/83. München: MNV Medizin Verlag.

STREIT, B. (1992): Lexikon Ökotoxikologie; VCH Verlagsgesellschaft Weinheim. (Die allgemeinen Informationen zu den einzelnen Schadstoffen entstammen zum Teil dieser Veröffentlichung.)