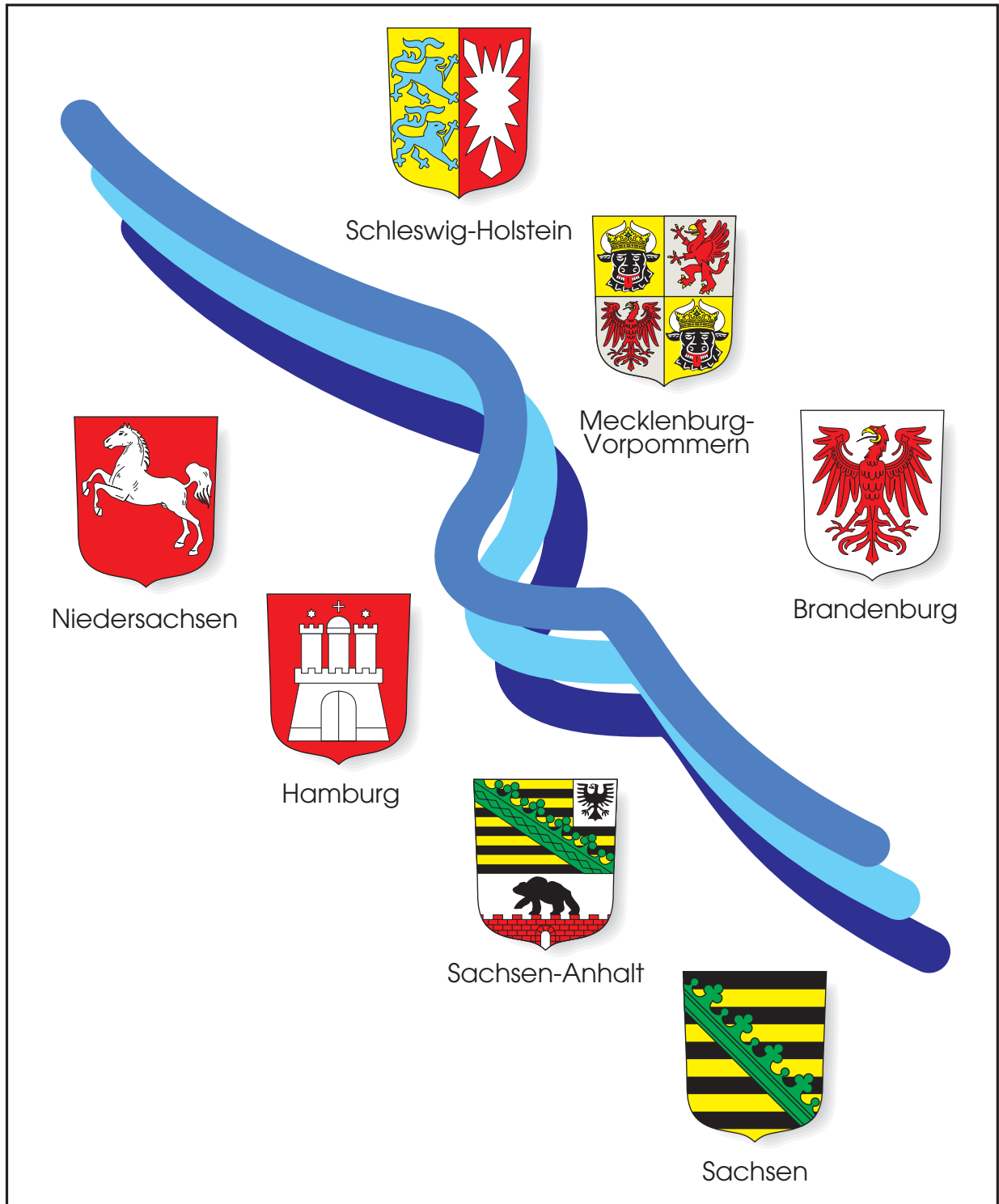


# Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe



## Gewässergütebericht der Elbe

2004

## Gewässergütebericht der Elbe

2004

Ministerium für Ländliche Entwicklung,  
Umwelt und Verbraucherschutz  
des Landes Brandenburg  
Heinrich-Mann-Allee 103  
14473 Potsdam

Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt  
Billstraße 84  
20539 Hamburg

Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern  
Schloßstraße 6 - 8  
19053 Schwerin

Niedersächsisches Umweltministerium  
Archivstraße 2  
30169 Hannover

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

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

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und  
ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein  
Mercatorstraße 1 - 3  
24106 Kiel

Bearbeitet:

**Dipl.-Ing. Michael Bergemann**  
**Dipl.-Biologe Thomas Gaumert**  
Wassergütestelle Elbe  
Neßdeich 120-121  
21129 Hamburg

**Dr. Burkhard Stachel**  
Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt  
Billstr. 84  
20539 Hamburg

## Inhaltsverzeichnis

<b>1.</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>Die Wasserführung der Elbe</b>	<b>1</b>
<b>3.</b>	<b>Der Sauerstoffhaushalt der Elbe</b>	<b>3</b>
<b>4.</b>	<b>Nährstoffe</b>	<b>8</b>
<b>5.</b>	<b>Schwermetalle</b>	<b>12</b>
<b>6.</b>	<b>Chlorierte Kohlenwasserstoffe</b>	<b>19</b>
<b>7.</b>	<b>Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)</b>	<b>28</b>
<b>8.</b>	<b>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)</b>	<b>28</b>
<b>9.</b>	<b>Organozinnverbindungen</b>	<b>33</b>
<b>10.</b>	<b>Synthetische Moschus-Duftstoffe und Flammschutzmittel</b>	<b>33</b>
10.1	Synthetische Moschus-Duftstoffe	33
10.1.1	Verwendung und Herstellung	33
10.1.2	Eintrag in die Umwelt	33
10.1.3	Bioakkumulation	33
10.1.4	Toxizität	36
10.1.5	Synthetische Moschus-Duftstoffe in der Elbe	36
10.2	Flammschutzmittel	39
10.2.1	Chloralkylphosphate	39
10.2.1.1	Einsatz und Stoffeigenschaften	39
10.2.1.2	Ergebnisse	39
10.2.2	Bromierte Diphenylether	41
10.2.2.1	Herstellung und Stoffeigenschaften	41
10.2.2.2	Ergebnisse	41
<b>11.</b>	<b>Ergebnisse der Messungen für das Bund/Länder-Messprogramm (BLMP) und Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP)</b>	<b>42</b>
11.1	Wasseruntersuchungen	44
11.2	Untersuchungen an Organismen	49
11.2.1	Miesmuscheln	49
11.2.2	Flundern	53
11.3	Sedimente	57
11.4	Folgerungen für die zukünftige Durchführung des BLMP	57
<b>12.</b>	<b>Unfall des Säuretankschiffs „ENA II“</b>	<b>64</b>
<b>13.</b>	<b>Vergleich der Jahresfrachten der Elbe 1989 und 2004</b>	<b>66</b>
<b>14.</b>	<b>Literatur</b>	<b>66</b>

## 1. Zusammenfassung

Der vorliegende Gewässergütebericht 2004 beschreibt ausgewählte Eigenschaften der Kompartimente Wasser und schwebstoffbürtige Sedimente im deutschen Abschnitt der Elbe sowie in ausgewählten größeren Nebenflüssen. Dabei werden stets Vergleiche mit den Ergebnissen zurückliegender Jahre gezogen, um einen Eindruck von der Trendentwicklung zu bekommen. Neben dieser eher traditionellen Auswertung werden zusätzlich verschiedene Themenschwerpunkte behandelt, die eine besondere Beachtung verdienen. So werden beispielsweise gezielt Moschusduftstoffe und Flammschutzmittel sowie Ergebnisse aus Langzeituntersuchungen des Bund/Ländermessprogramms angesprochen. Ferner wird ein

Gewässerunfall bei Hamburg dokumentiert, bei dem nach Kenterung eines Binnentankers größere Mengen an Schwefelsäure in ein Hafenbecken gelangten, die dort zu einer gravierenden Schädigung der aquatischen Biozönose führten.

Aus wasserchemischer Sicht ist die Elbe insgesamt betrachtet auf einem guten Weg, wenngleich bestimmte Schadstoffe nach wie vor als „problematisch“ angesehen werden müssen und es nach wie vor Belastungsschwerpunkte auch im Bereich des deutschen Einzugsgebietes der Elbe, z. B. in der Mulde, gibt. Die zuständigen Kräfte haben Maßnahmen zur Verbesserung eingeleitet.

## 2. Die Wasserführung der Elbe

Das Jahr 2004 war insgesamt ein trockenes Jahr. Der mittlere Abfluss der Elbe lag deutlich unter dem langjährigen Mittelwert. Die Winter- und Frühjahrshochwasser waren nur gering

ausgeprägt (Tab. 1, Abb. 1). Der kühle Sommer brachte wenig ergiebige Niederschläge im Elbeinzugsgebiet und damit relativ geringe Abflüsse.

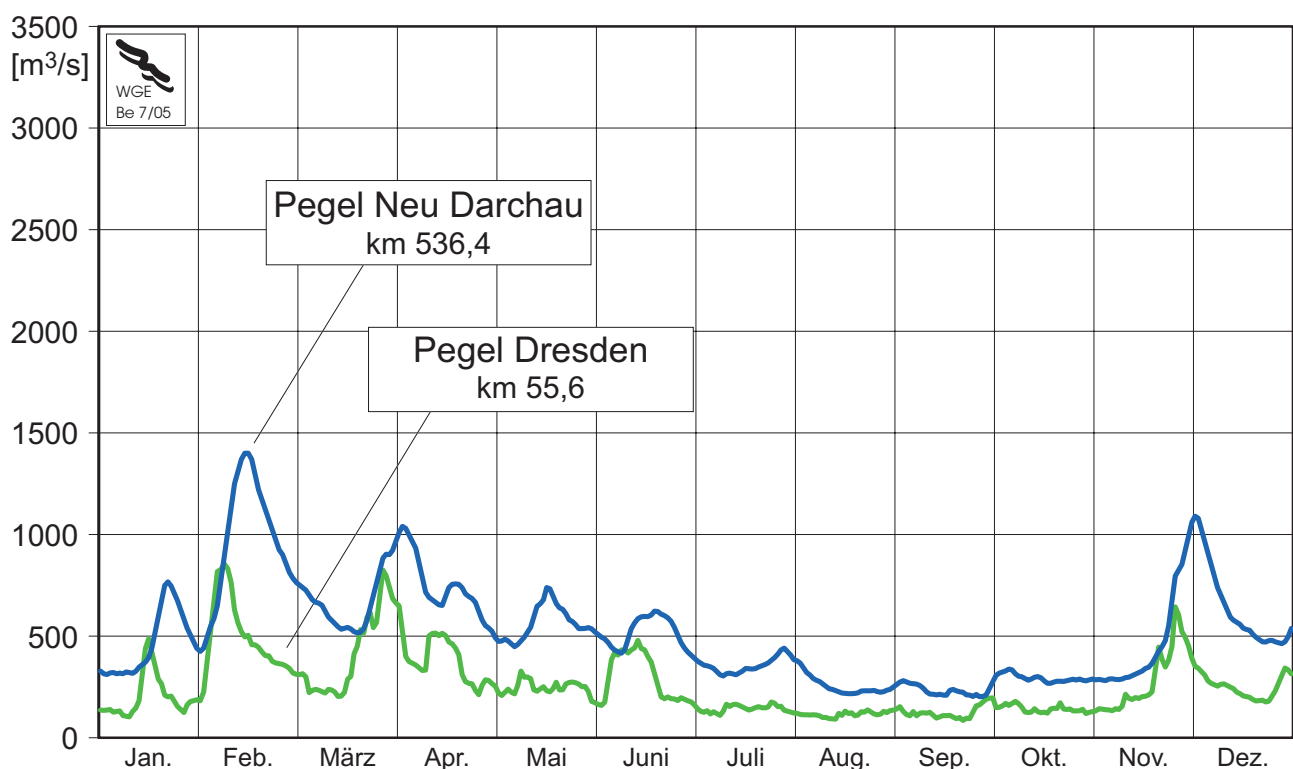
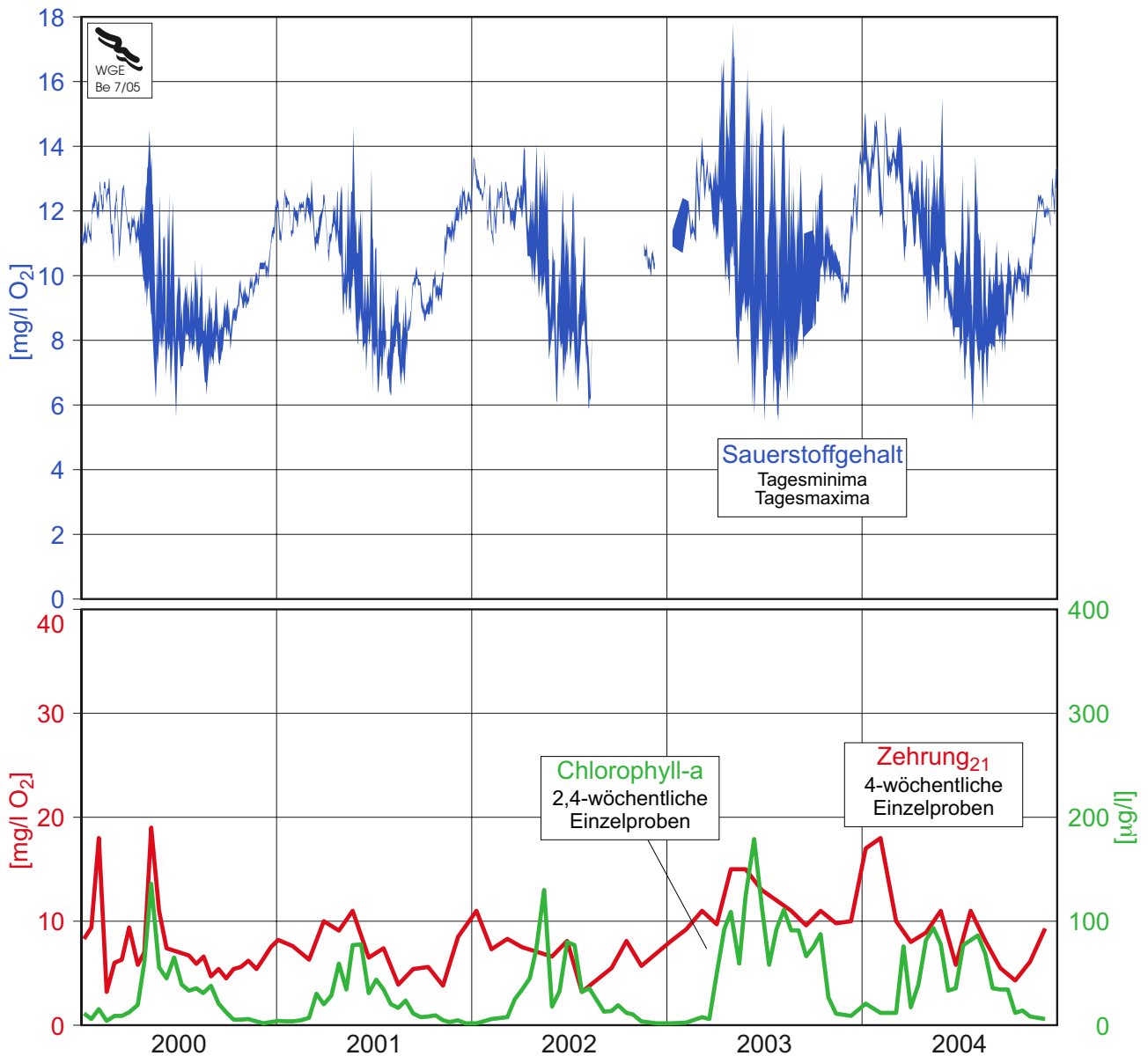


Abb. 1 Abfluss der Elbe an den Pegeln Dresden und Neu Darchau - 2004

Tab.1 Abfluss der Elbe - statistische Größen

Pegel [m <sup>3</sup> /s]	Dresden	Neu Darchau
MQ 2004	256	511
MQ langjährig	1931-2001 323	1926-2001 708
HQ 2004	871	1 410
NQ 2004	85,0	202

Abb. 2 Sauerstoff-, Zehrunge<sub>21</sub>- und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 1999 - 2004 an der Messstation **Schmilka** (rechtes Ufer)

### 3. Der Sauerstoffhaushalt der Elbe

In der Oberen und Mittleren Elbe zeigten die Sauerstoffwerte der automatischen Messstationen im Sommer 2004, wie in den Vorjahren, einen sehr ausgeprägten Tagesgang (Abb. 2 und 3). Im Mittel der Monate von Juni bis August 2004 betrug der Tagesgang des Sauerstoffgehaltes an der Messstation Schmilka (Strom-km 4,1) 2,7 mg/l O<sub>2</sub> und an der Messstation Schnackenburg (Strom-km 474,5) 3,9 mg/l O<sub>2</sub>.

Bei Schnackenburg betrug das Maximum des Sauerstoffgehaltes 20,5 mg/l O<sub>2</sub> und des Chlorophyllgehaltes 323 µg/l. Über einen längeren Zeitraum lag der Sauerstoffsättigungsindex über 200 %. Eine derartige Übersättigung ohne starke Ausgasung des Sauerstoffs ist nur möglich, weil die Algen reinen Sauerstoff eintragen und dabei ein Teil des gelösten Stickstoffs (N<sub>2</sub>) aus dem Wasser verdrängt wird.

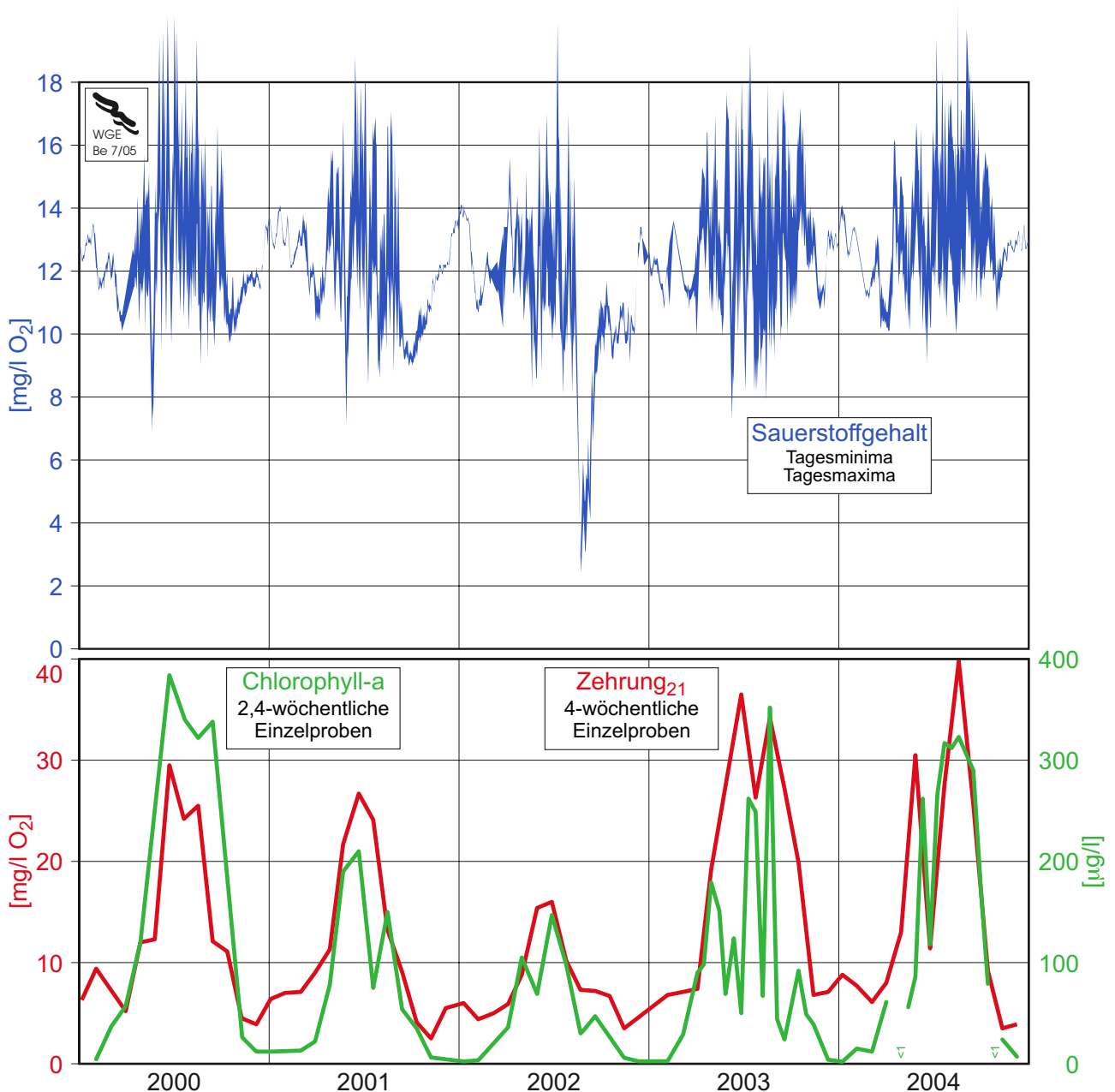


Abb. 3 Sauerstoff-, Zehrung<sub>21</sub>- und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 1999 - 2004 an der Messstation **Schnackenburg**

Hohe Algendichten führen beim Absterben zu einer erhöhten Sekundärverschmutzung mit entsprechender Sauerstoffzehrung. Die Gangelinien des Chlorophyll-a und der Zehrung<sub>g21</sub> bei Schnackenburg (Abb. 3) zeigen diesen Zusammenhang sehr gut. Die Primärverschmutzung durch sauerstoffzehrende Stoffe aus Einleitungen und anderen Einträgen ist demgegenüber verhältnismäßig gering. Mit zunehmender Laufzeit nimmt die Sekundärverschmutzung in der Mittleren Elbe zu (Vergleich Schmilka und Schnackenburg). Bei Höchsttemperaturen im Wasser von bis zu 26 °C und entsprechend beschleunigten Stoffwechselfvorgängen wurden 2004 trotzdem keine kritischen Sauerstoffwerte

in der Oberen und Mittleren Elbe beobachtet. Folglich bestand hier auch nicht die Gefahr eines Fischsterbens.

Die Stoffwechselaktivitäten der Algen bilden sich in den Messwerten des pH-Wertes ab, weil bei einer Algenmassenentwicklung der pH-Wert des Wassers ansteigt (Abb. 4). Der pH-Wert wird im Gegensatz zu Chlorophyll-a, das häufig nur alle 4 Wochen bestimmt wird, kontinuierlich gemessen. Die zeitlich höher aufgelösten pH-Messreihen beschreiben recht genau die Vermehrung und das periodische Absterben der Algen. Abb. 4 zeigt, dass die Vegetationsperiode von März bis Oktober reicht und

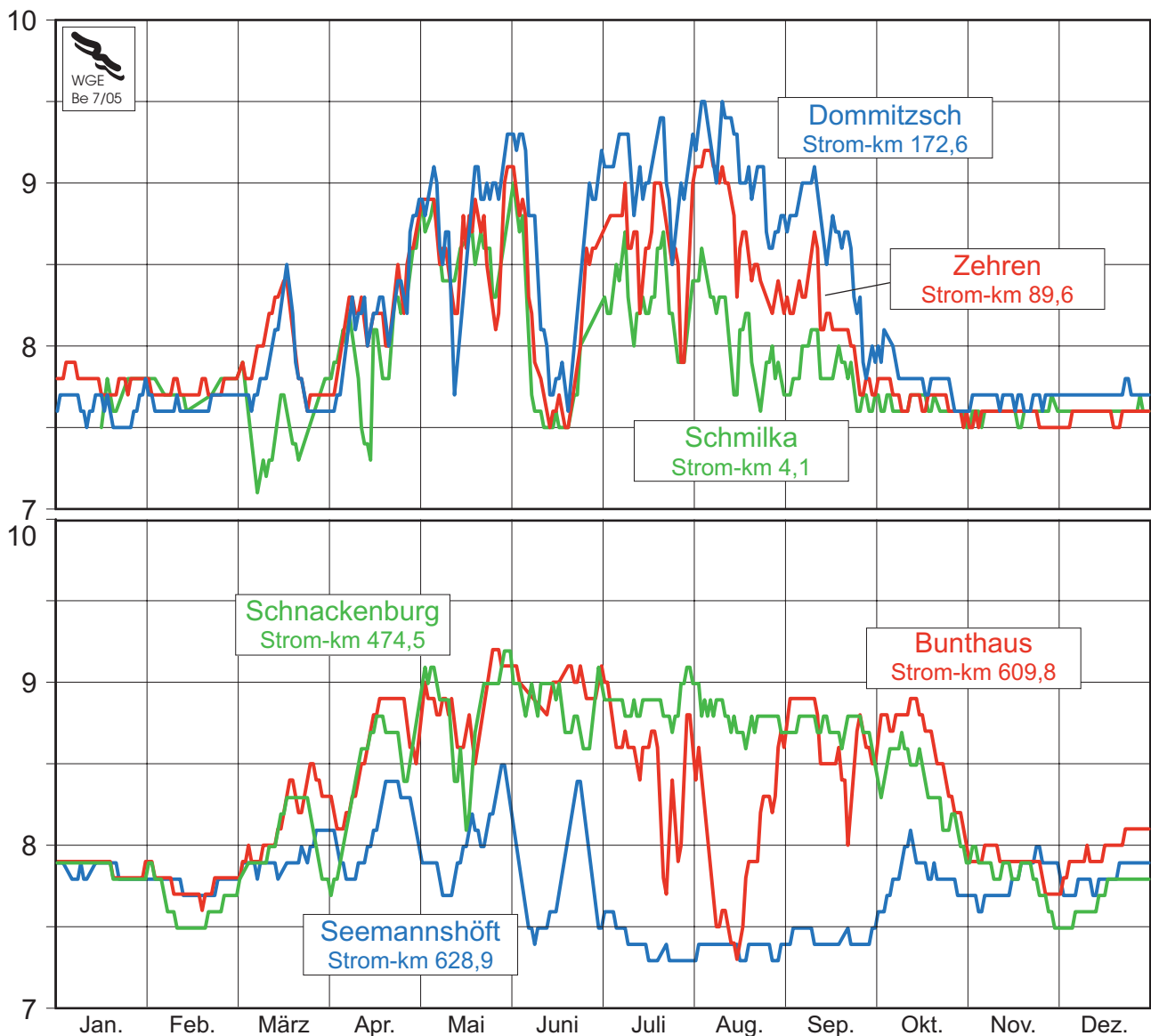


Abb. 4 Tagesmittel des pH-Wertes der Elbe 2004 an 6 automatischen Messstationen

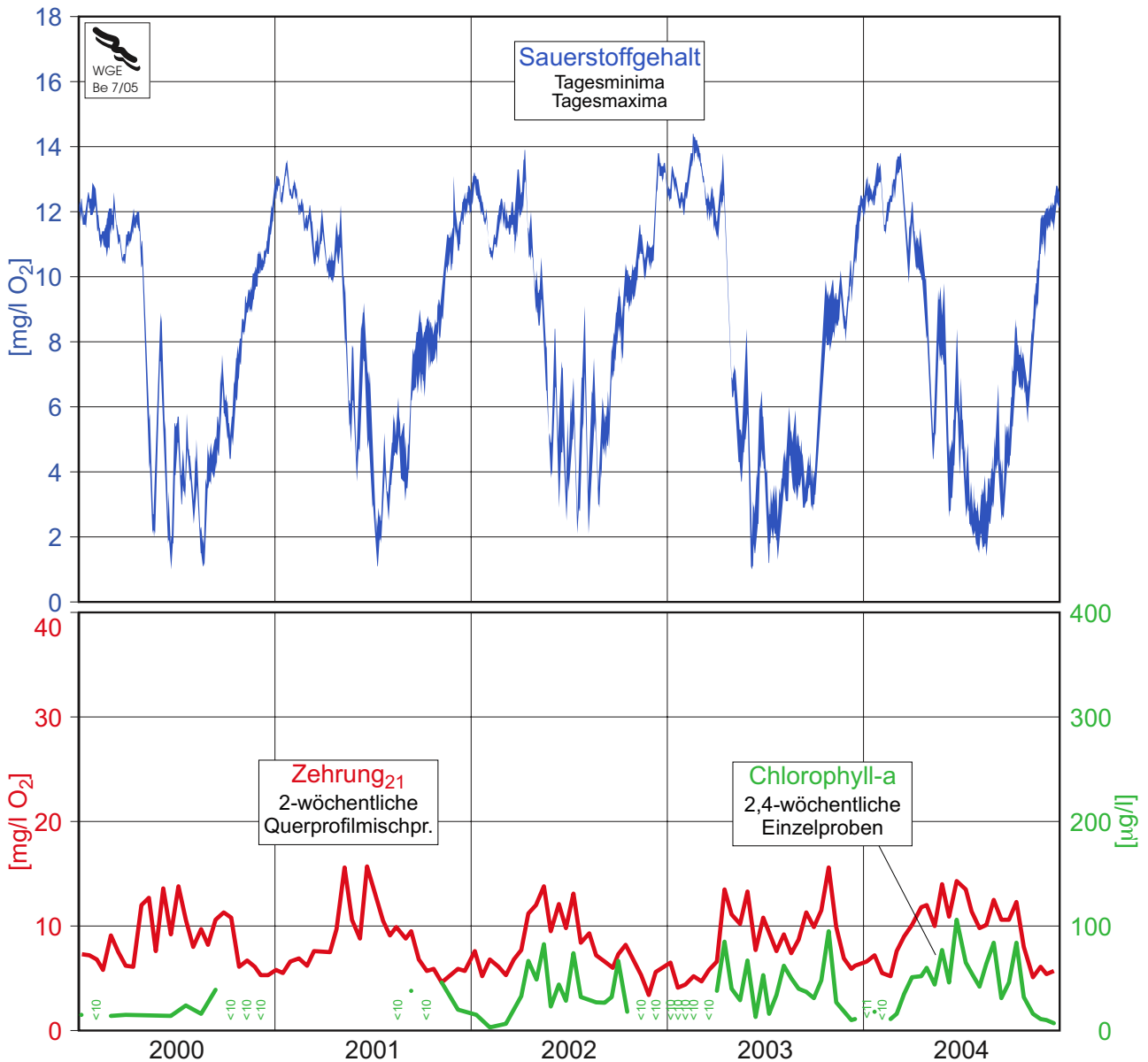


Abb. 5 Sauerstoff-, Zehrung<sub>21</sub>- und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 1999 - 2004 an der Messstation **Seemannshöft**

während dieser Zeit die Algendichten in dem Elbeabschnitt von Schmilka bis Domnitzsch zunehmen. In Hamburger Bereich (Bunthaus, Seemannshöft) kommt es hingegen zu einem starken Rückgang der Algenpopulation, weil die größeren Wassertiefen bei geringer Sichttiefe eine ausreichende Versorgung der Algen mit Licht verhindern. Als Folge der Energie-Unterversorgung sterben viele Algen ab.

In der Tideelbe unterhalb des Hamburger Hafens ist der atmosphärische und biogene Sauerstoffeintrag in das Gewässer während des Som-

mers zum Teil unzureichend, weil hier die spezifische Wasseroberfläche und damit der physikalische Sauerstoffeintrag kleiner ist und der biogene Sauerstoffeintrag wegen der schlechteren Lebensbedingungen für Algen ebenfalls abnimmt. Daneben wirkt sich der langsamere Nettotransport in Richtung Mündung wegen der großen Fluss-Querschnitte auf den Sauerstoffgehalt aus (Abb. 5). Ein großer Teil der Selbstreinigungsvorgänge findet auf einer vergleichsweise kurzen Strecke statt. Die Sauerstoffzehrung ist im Sommer im Bereich des Hamburger Hafenausganges (Strom-km 626)



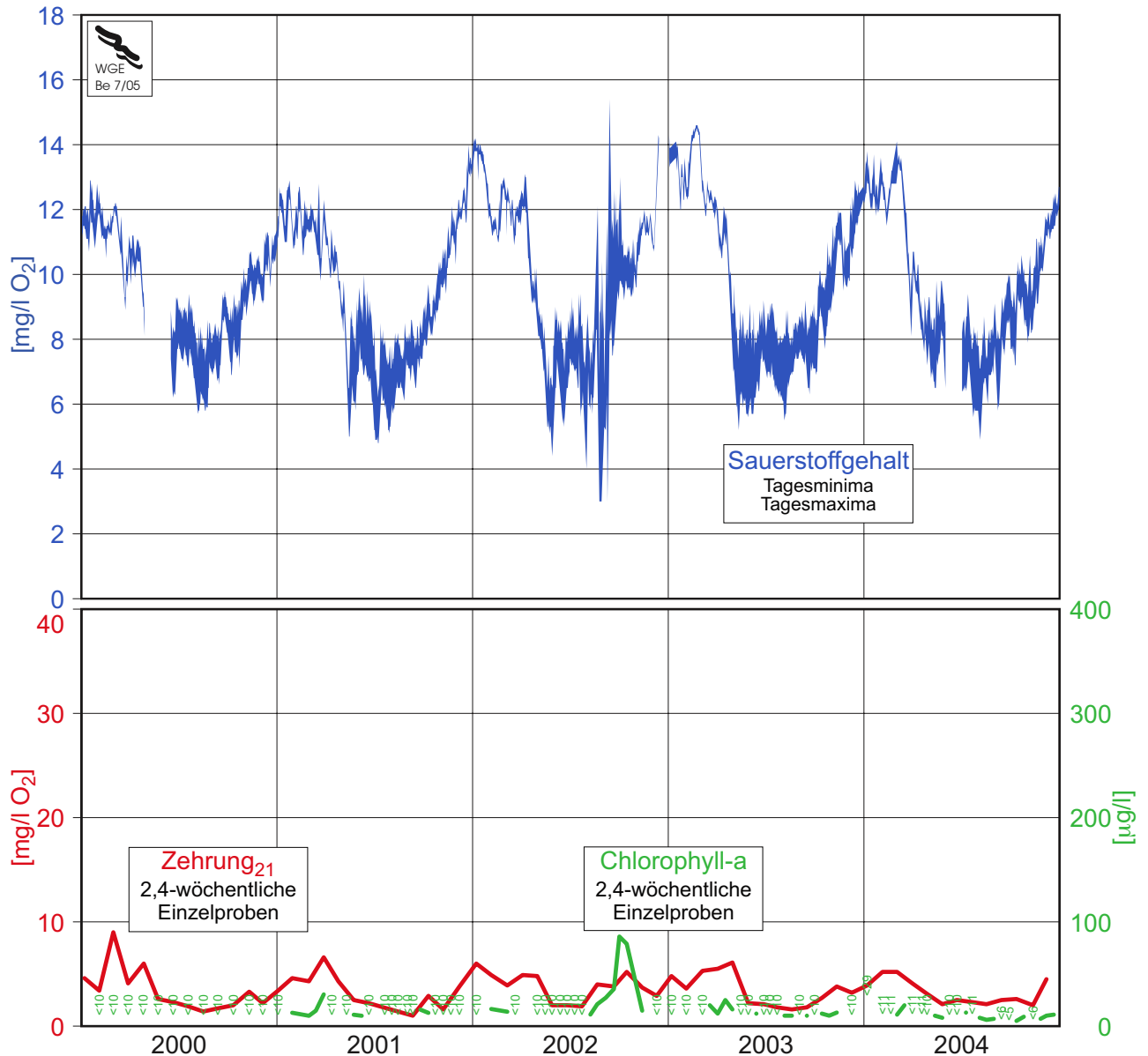


Abb. 6 Sauerstoff-, Zehrung<sub>21</sub>- und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 1999 - 2004 an der Messstation Grauerort

bis ungefähr Lühesand (Strom-km 648) größer als der Sauerstoffeintrag, mit der Folge, dass der Sauerstoffgehalt zeitweise auf kritische Werte unter 3 mg/l O<sub>2</sub> absinken kann. Im Sommer 2004 wurde kein Fischsterben aufgrund von Sauerstoffmangel beobachtet. Es gab jedoch ein Fischsterben als Folge eines Säuretanker-Unfalls (siehe Kap. 13)

Bis Lühesand ist der größte Teil der sauerstoffzehrenden Substanzen abgebaut und es überwiegt ab dort wieder der Sauerstoffeintrag, der in der Unterelbe zum größeren Teil physikalisch erfolgt. Folglich steigt der Sauerstoffgehalt wie-

der an (Abb. 6). Ab Lühesand bis zur Elbemündung (Strom-km 727) werden in der Regel keine kritischen Sauerstoffwerte beobachtet.

Beispielhaft sind aus dem Elbe-Längsprofil vom August 2004 die Ganglinien des Sauerstoff-, des Zehrung<sub>21</sub>- und des Chlorophyll-a-Gehaltes für den gesamten Strom von der Quelle bis zur Mündung dargestellt (Abb. 7). Mit dem deutlichen Anwachsen der Phytoplankton-Population in Sachsen, erkennbar an dem Anstieg der Chlorophyll-a-Gehalte, nehmen auch die Sauerstoffgehalte zu. Die Algen produzieren dabei soviel Sauerstoff, dass der Sauerstoff-

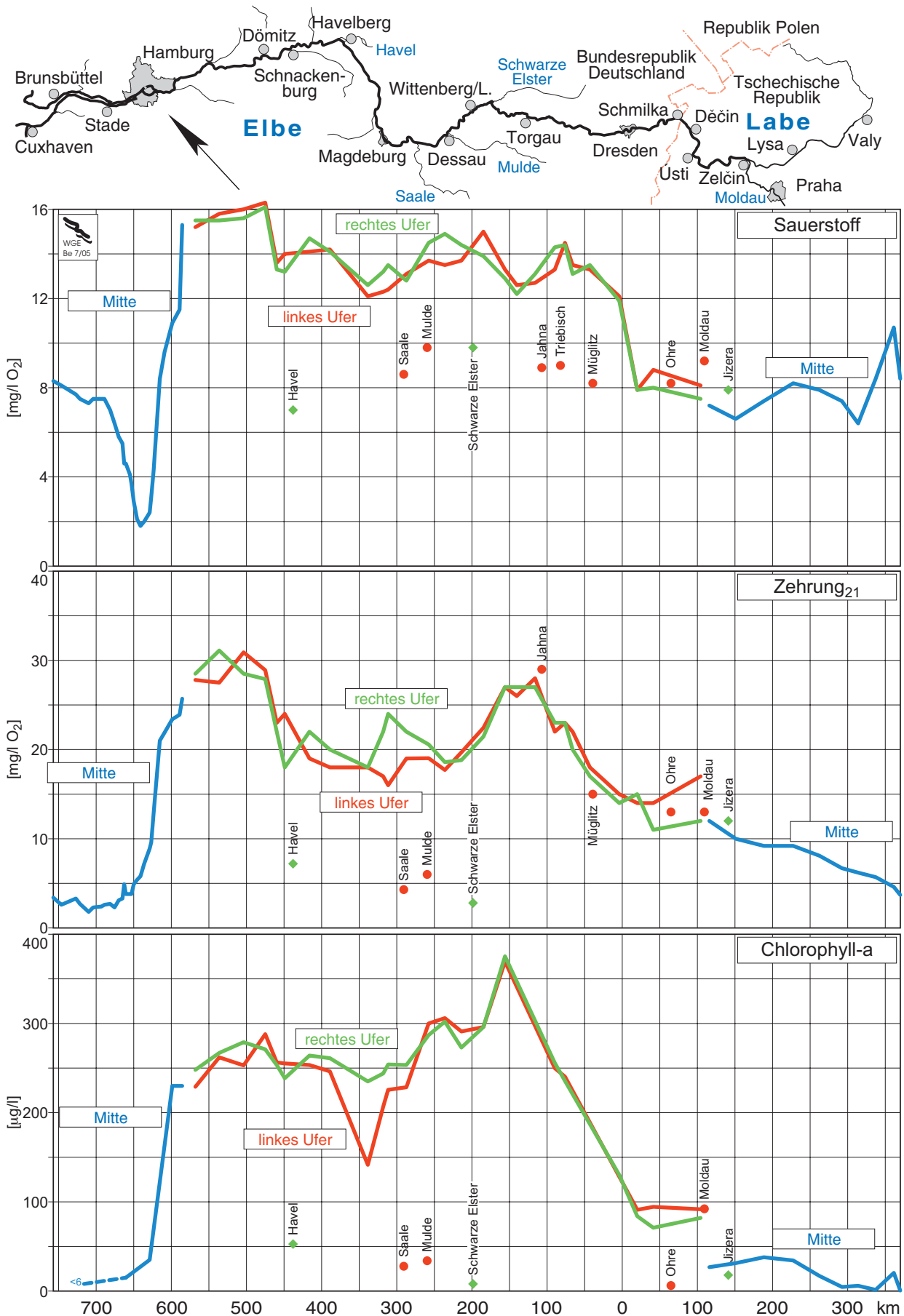


Abb. 7 Sauerstoff-, Zehrung<sub>21</sub>-, Chlorophyll-a - Längsprofil der Elbe 2. - 4. August 2004

sättigungsindex in der Mittleren Elbe bis auf 200% anwächst. Die Zehrung<sub>21</sub>-Gehalte zeigen einen ähnlichen Konzentrationsverlauf wie die Chlorophyll-a-Werte, weil der überwiegende Teil der Zehrung auf die Sekundärverschmutzung zurückzuführen ist. Eine direkte Auswirkung der hohen Zehrungswerte mit einem Maximalwert von 31,1 mg/l O<sub>2</sub> bei Neu Darchau ist erst unterhalb Hamburgs zu beobachten.

#### 4. Nährstoffe

Die Nährstoffgehalte der Elbe lagen 2004, bewertet nach den ARGE-ELBE-Gütekriterien, in den folgenden Klassen (siehe Tab. 2):

Ammonium	II-III bis III
Nitrat	III
o-Phosphat	II-III bis III

Diese Werte führten in der Mittleren Elbe im Sommer, ähnlich wie in den Vorjahren seit 1990, zu einem deutlichen Eutrophierungseffekt, z. B. erkennbar an den Chlorophyll-a-Gehalten des August-Elbe-Längsprofiles (Abb. 7).

An der Messstation Schnackenburg (Strom-km 474,5) wurden 2004 die folgenden Nährstoffjahresfrachten für die Elbe ermittelt:

Ammonium	2 100 t/a N
Nitrat	63 000 t/a N
o-Phosphat	690 t/a P

Die Ammonium- und die o-Phosphat-Fracht ist die zweitniedrigste der seit 1980 ermittelten Frachten.

Tab. 2 Güteklassen

Güteklasse	Beschreibung
I	unbelastet bis sehr gering belastet
I-II	gering belastet
II	mäßig belastet
II-III	kritisch belastet
III	stark verschmutzt
III-IV	sehr stark verschmutzt
IV	übermäßig verschmutzt

Hier wird der für das Überleben der Fische erforderliche Mindestsauerstoffgehalt von 3 mg/l O<sub>2</sub> mit einem Wert von 1,8 mg/l O<sub>2</sub> deutlich unterschritten. Nachdem die sauerstoffzehrenden Substanzen im weiteren Verlauf weitgehend abgebaut sind (etwa bei Lühesand, km 648), erholt sich der Sauerstoffgehalt schnell wieder auf akzeptable Werte.

Die Nährstoffwerte (Abb. 8 u. 9) zeigen einen ausgeprägten Jahresgang. Da im Winter die Nitrifikation in der Elbe wegen der niedrigen Wassertemperaturen zum Erliegen kommt, gibt das Wintermaximum des Ammoniums annähernd die Belastung des Stromes durch Einleitungen und Einträge im Elbegebiet wieder. Im Sommer führt der Abbau des Ammoniums im Gewässer schnell zu niedrigen Gehalten.

Das Wintermaximum des Nitrats wird durch verstärkte diffuse Einträge über Niederschläge und Abschwemmungen hervorgerufen. Begünstigt wird die Auswaschung von Nitrat aus Böden durch das deutlich verringerte Rückhaltevermögen der Vegetation im Winter. Im Jahr 2004 erreichte das Sommerminimum des Nitrats die niedrigen Werte des Vorjahres. Bei Schnackenburg betrug das Nitrat-Minimum 1,0 mg/l N. In den 1990er Jahre lag das Nitrat-Minimum hier zwischen 2,0 und 3,5 mg/l N.

Im Frühjahr wird das o-Phosphat fast vollständig von der Biomasse aufgenommen. Das o-Phosphat-Minimum liegt im März/April im Gegensatz zu dem Nitrat-Minimum, dass in der Regel im August auftritt. Insgesamt ist bei den Nährstoffen ein leicht abnehmender Trend zu beobachten.

Eine Übersicht der Nährstoff-Konzentrationen im Verlauf der Elbe von der Quelle bis zur Mündung gibt Abb. 10. Das Längsprofil wurde im August 2004 aufgenommen.

Die Ammoniumgehalte haben ein niedriges Niveau bis auf einleitungsbedingte Spitzen in Tschechien und Hamburg. Auch in den Mün-

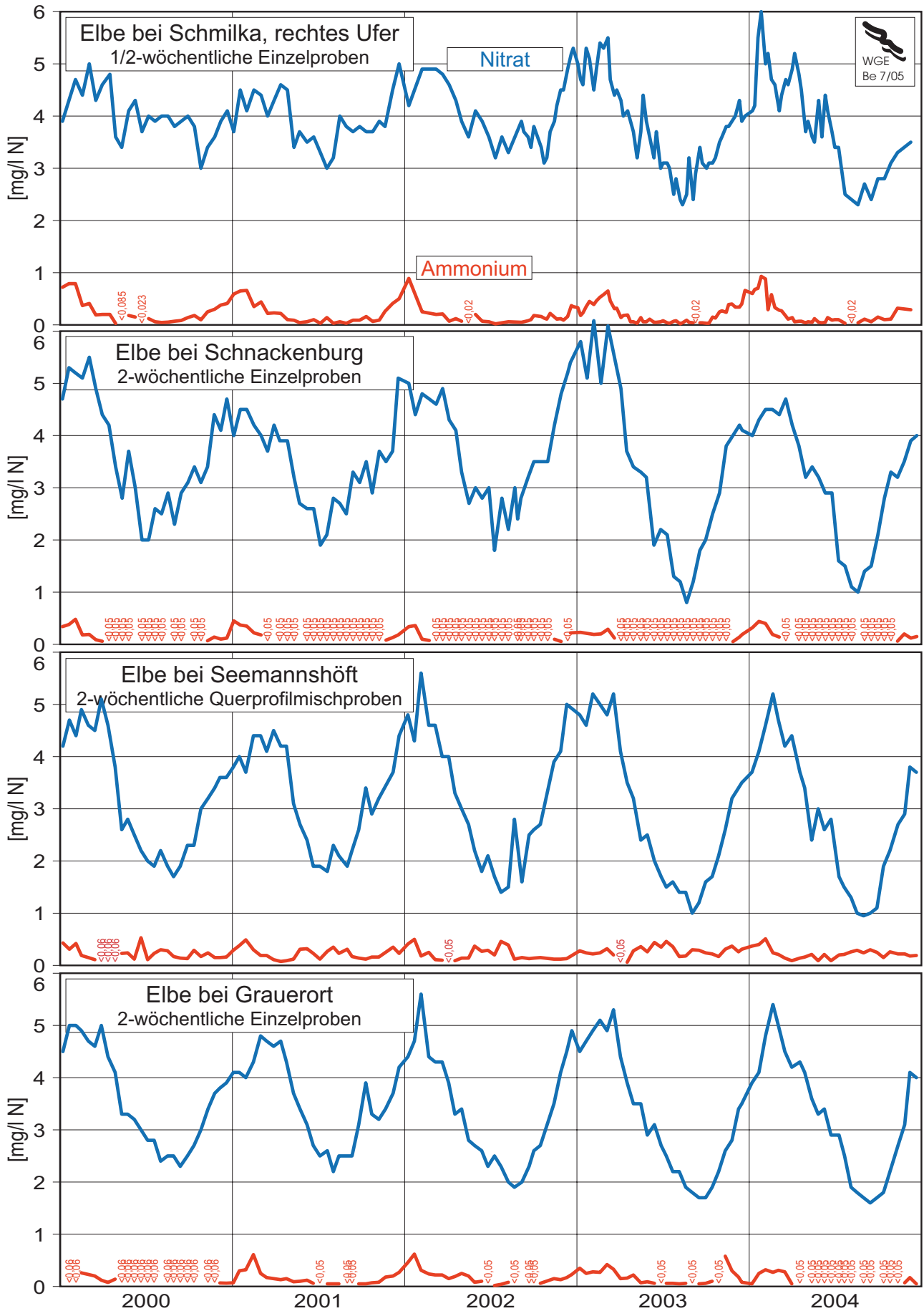


Abb. 8 Ammonium- und Nitratgehalte der Elbe 2000 - 2004

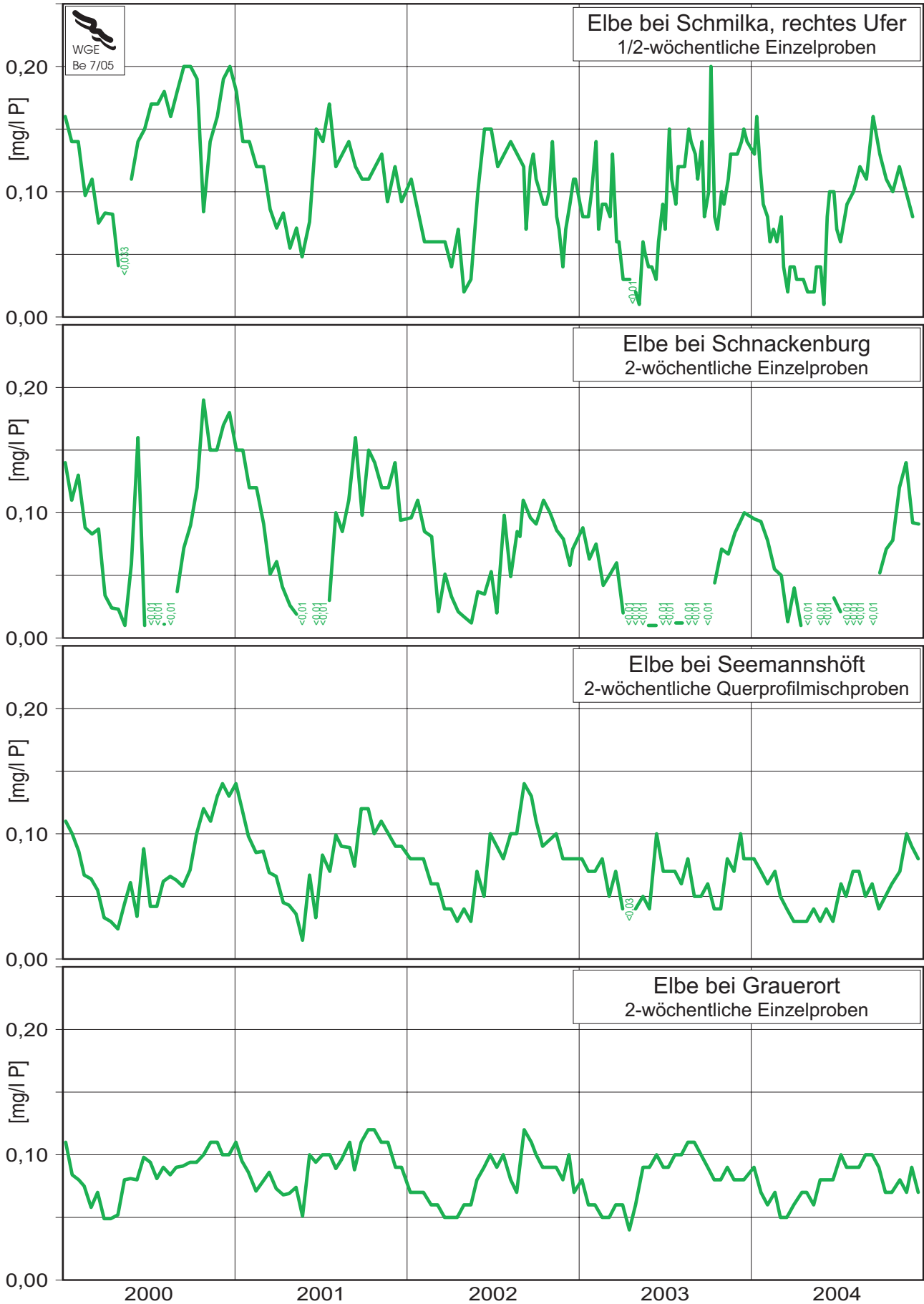


Abb. 9 o-Phosphatgehalte der Elbe 2000-2004

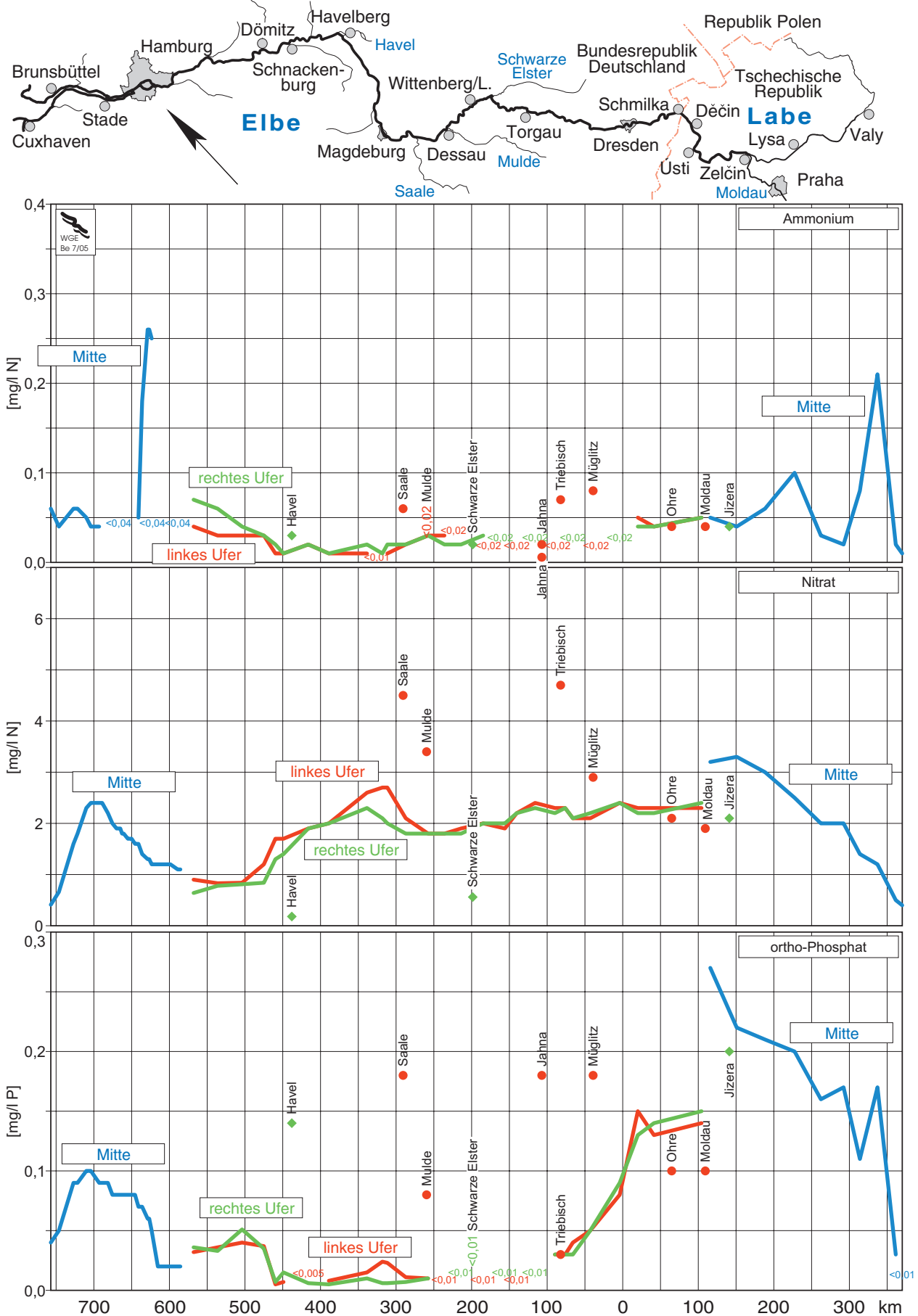


Abb. 10 Ammonium-, Nitrat-, o-Phosphat-Längsprofil der Elbe 2. - 4. August 2004

dungen der erfassten Nebenflüsse wurden niedrige Konzentrationen gemessen.

Die Nitratgehalte steigen von der Quelle bis zur Moldaumündung bei Melnik zügig an. Die Moldau bewirkt einen deutlich Abfall der Nitratkonzentrationen. Die Moldau hat an der Mündung in der Regel eine höhere Wasserführung als die Elbe am Zusammenfluss und prägt aufgrund niedriger Konzentrationswerte deutlich die Gehalte unterhalb der Mündung. Die Mulde und Saale, deren Einfluss gut an den Werten des linken Ufers zu erkennen sind, bringen eine leichte Erhöhung der Nitratkonzentration. Der Zufluss der Havel verdünnt das Elbewasser wieder. Unterhalb von Hamburg kommt es zu einem Anstieg der Gehalte, weil aus dem abgestorbenen Plankton Nitrat und Phosphat freigesetzt werden. Unterhalb von

Brunsbüttel (km 693) werden die Gehalte überwiegend durch den Einfluss des Nordseewassers bestimmt.

Ähnlich verläuft das Profil der o-Phosphatgehalte. Bis zur Moldaumündung gibt es einen deutlichen Anstieg. Am Zusammenfluss von Moldau und Elbe überwiegt der Einfluss der Moldau. Daran anschließend vermehrt sich Phytoplankton stark (Abb. 7) und verbraucht das gelöste o-Phosphat (Abb. 10). Unterhalb von Hamburg stirbt das Phytoplankton ab, weil in den großen Wassertiefen das Lichtklima für eine positive Photosynthese-Bilanz nicht mehr ausreicht. Beim Abbau der Sekundärverschmutzung wird o-Phosphat wieder freigesetzt, was zu einer entsprechenden Anhebung der Werte führt.

## 5. Schwermetalle

In den Abb. 11 bis 14 sind die Metalle (bzw. Metalloide) Quecksilber, Cadmium, Blei und Arsen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten, die in den Sedimentationsbecken der automatischen Messstationen als Monatsmischproben gesammelt werden, aufgetragen und mit den ARGE-ELBE-Güteklassen hinterlegt worden. Dabei wird jeweils der 90%-Wert einer Jahres-Messreihe, der als ausreisserfreies Maximum angesehen werden kann, für die Güteklasse bewertet.

Die 90%-Werte der Quecksilber-Gehalte (Abb. 11) liegen 2004 an allen Elbemesstationen in der Güteklasse II-III (hellgrün). Ergänzend sei erwähnt, dass noch an der Saalemündung bei Rosenburg die Klasse III erreicht wird. An der Mündung der Schwarzen Elster und der Mulde hingegen wird, wie in der Elbe, die Güteklasse II-III eingehalten. Damit in Zukunft auch ältere Raubfische die Quecksilber-Höchstmenge für Lebensmittel (Fische und Fischwaren) sicher unterschreiten, muss allerdings überall in den Sedimenten die Güteklasse II (dunkelgrün) dauerhaft eingehalten werden. Zur Zeit wird z. B. in Zandern, die länger als 50 cm sind, die Höchstmenge für Quecksilber in der Muskulatur (0,5 mg/kg FS) häufig überschritten.

In den Elbe-Wasserproben betrug der 90%-Wert an den verschiedenen Messstellen zwischen 0,06 und 0,13 µg/l Hg. An der Messstation Schnackenburg wurde 2004 eine Quecksilber-Jahresfracht von 1,0 t/a ermittelt. In dem hydrologisch annähernd vergleichbaren Jahr 1989 waren es noch 12 t/a. Die IKSE gibt für die deutsch/tschechische Grenzmessstation Schmilka/Hrensko für 2004 eine Fracht von 0,25 t/a an.

Die Cadmium-Konzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Abb. 12) sind etwas ungünstiger als die des Quecksilbers zu bewerten. Bei Magdeburg und Schnackenburg wurde 2004 lediglich die Klasse III (gelb) erreicht. Die höchsten Werte (hier nicht aufgetragen) werden an der Mündung der Mulde bei Dessau beobachtet. Es gibt hier aber erfreulicherweise einen leicht abnehmenden Trend. Bei Schmilka und unterhalb des Hamburger Hafens wurde für Cadmium die Klasse II-III ermittelt.

In den Wasserproben aus der Elbe zwischen Schmilka (km 4) und Grauerort (km 660) wurden 90%-Werte von 0,20 bis 0,49 µg/l Cd ermittelt. Die Cadmium-Jahresfracht bei Schnackenburg betrug im Jahr 2004 5,2 t/a, im

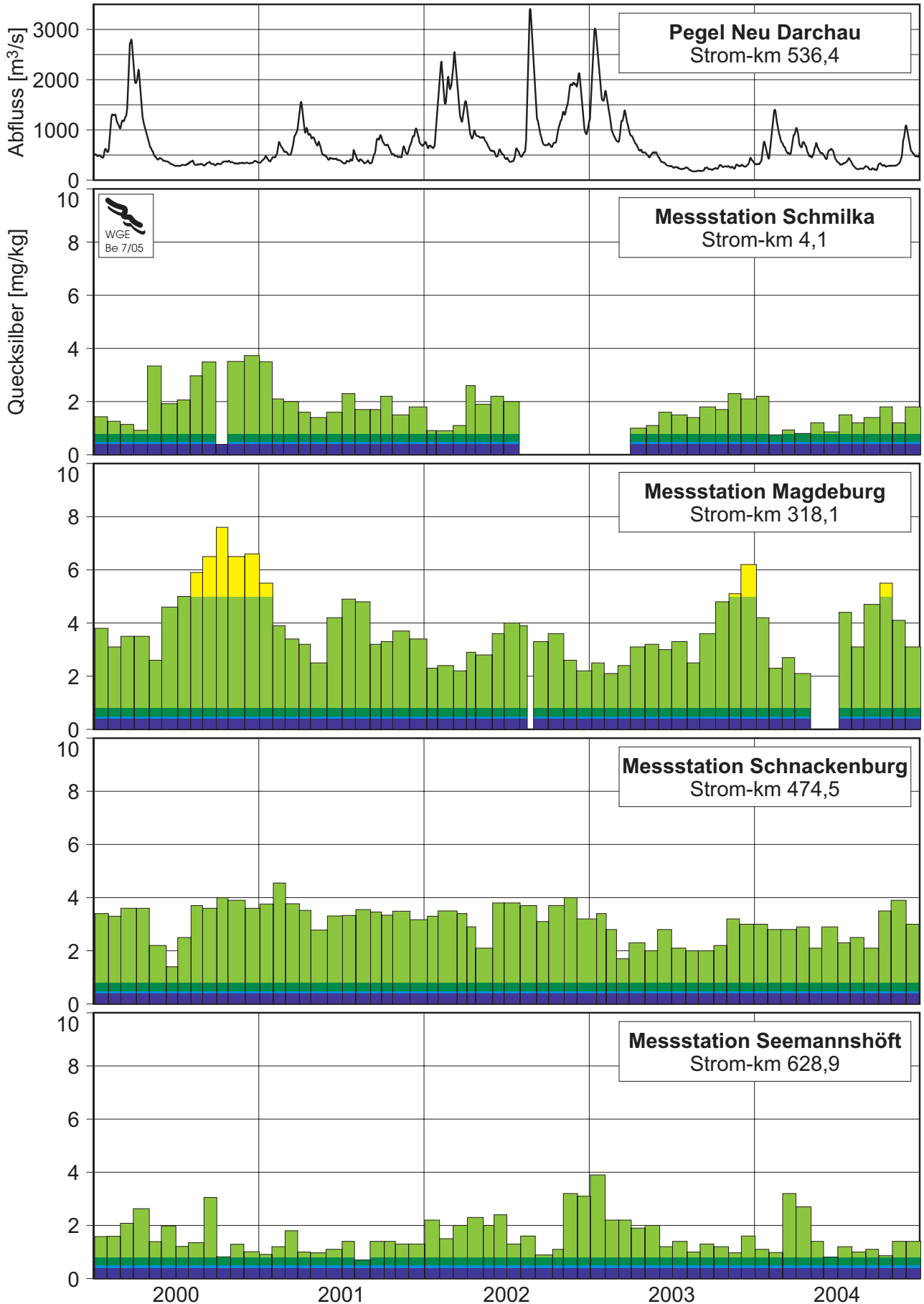


Abb. 11 Quecksilber in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<20 µm) der Elbe - 2000-2004



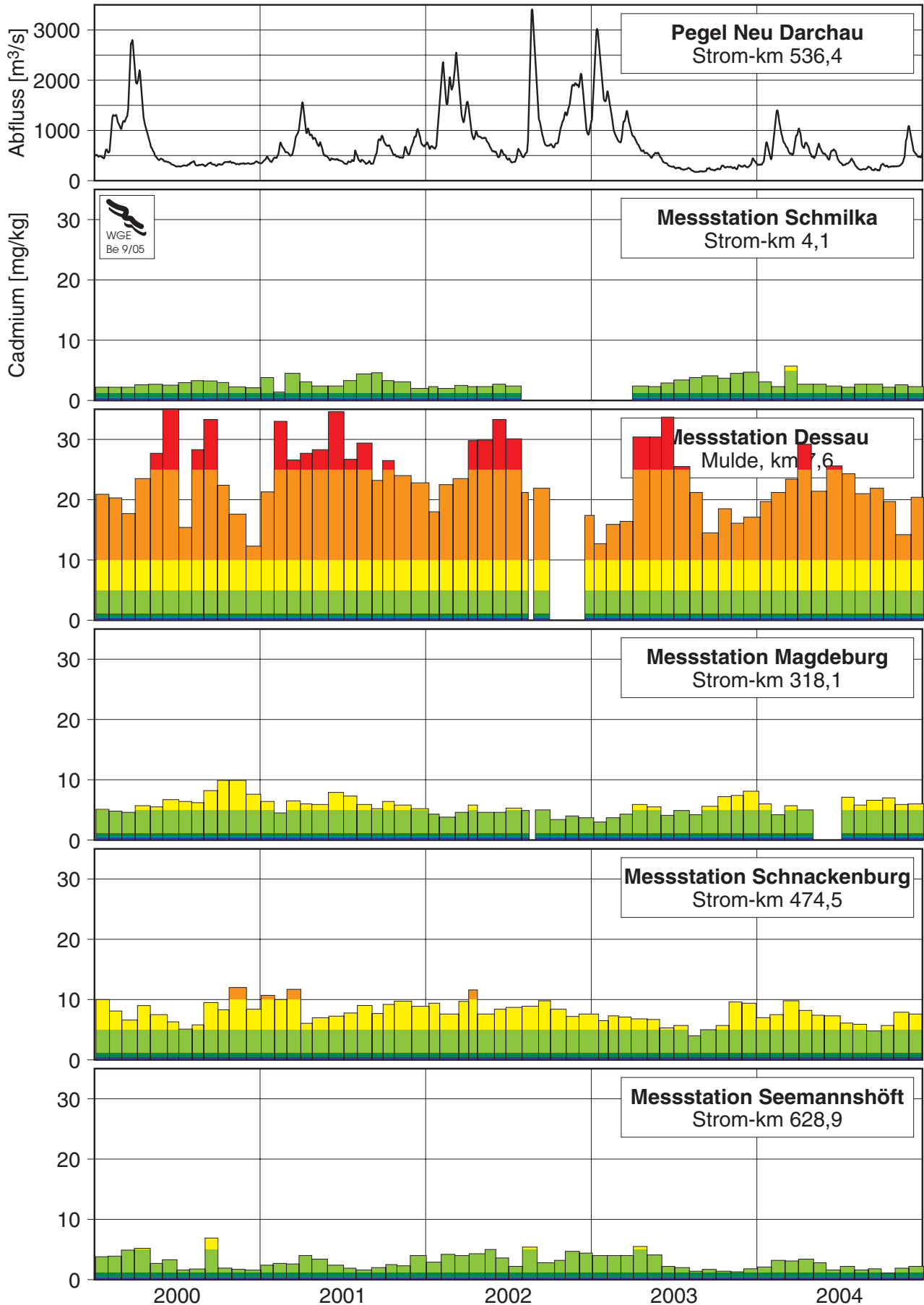


Abb. 12 Cadmium in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<20 µm) der Elbe - 2000-2004

Vergleichsjahr 1989 waren es 6,4 t/a. In dem ebenfalls vergleichbaren Jahr 1993 lag der Frachtwert bei 5,0 t/a. Für Schmilka/Hrensko hat die IKSE 2004 1,0 t/a berechnet.

Die Einstufung der 90%-Werte der Blei-Gehalte in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimente (Abb. 13) ergab:

Schmilka	II-III
Magdeburg	III (knapp überschritten)
Schnackenburg	II-III
Seemannshöft	II
Cuxhaven	II

Höhere Blei-Konzentrationen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten als in der Elbe finden sich an der Mulde- und Saalemündung. Unterhalb des Hamburger Hafens bis zur Seegrenze bei Cuxhaven werden fortschreitend geringer belastete Schwebstoffe aus der Nordsee in die Flussschwebstoffe eingemischt. Normalerweise nimmt deshalb die Schadstoffkonzentration in den Sedimenten zur Mündung hin ab. Die Auftragung der bei Cuxhaven gemessenen Bleiwerte (Abb. 13) zeigt jedoch, dass die Blei-Belastung bei Cuxhaven ähnlich hoch ist wie bei Hamburg-Seemannshöft. Die Blei-Belastung der Nordseeschwebstoffe, die in die Elbemündung gelangen, ist damit vergleichsweise hoch. Für Blei wird eine hohe atmosphärische Deposition angenommen.

Die 90%-Werte der Bleiwerte in Wasserproben betragen zwischen Schmilka und Cuxhaven 3,3 bis 21 µg/l Pb. Die höchsten Werte wurden bei Grauerort und Brunsbüttel in den Gesamtproben aus der Trübungszone gemessen. Die hohen Bleiwerte können mit den hohen Schwebstoffgehalten erklärt werden, weil 2004 in diesem Bereich Werte der Abfiltrierten Stoffe bis 308 mg/l gemessen wurden. Die Blei-Jahresfracht, die für Schnackenburg berechnet wurde, betrug im Jahr 2004 59 t/a und im Vergleichsjahr 1989 110 t/a. Bei Schmilka/Hrensko gibt die IKSE 23 t/a für 2004 an.

Für die Arsen-Gehalte in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Abb. 14) wurden auf der Basis der 90%-Werte die folgenden Güteklassen ermittelt:

Schmilka	III
Magdeburg	II-III
Schnackenburg	III
Seemannshöft	II-III
Cuxhaven	II-III
Gorsdorf, Schwarze Elster	II-III
Dessau, Mulde	IV
Rosenburg, Saale	II

An der Mündung der Mulde wurde wie in den Vorjahren hohe Arsenwerte in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten gemessen. Abb. 15 zeigt zusätzlich die entsprechend hohen Werte in den Wasserproben. Bei Cuxhaven war die Schwebstoffbelastung mit Arsen 2004 ähnlich hoch wie in Hamburg.

An der Messstation Schnackenburg wurde für 2004 eine Arsen-Jahresfracht von 45 t/a berechnet. Für das Vergleichsjahr 1989 wurden 52 t/a ermittelt. Bei Schmilka/Hrensko ergab die Berechnung der IKSE 2004 23 t/a.

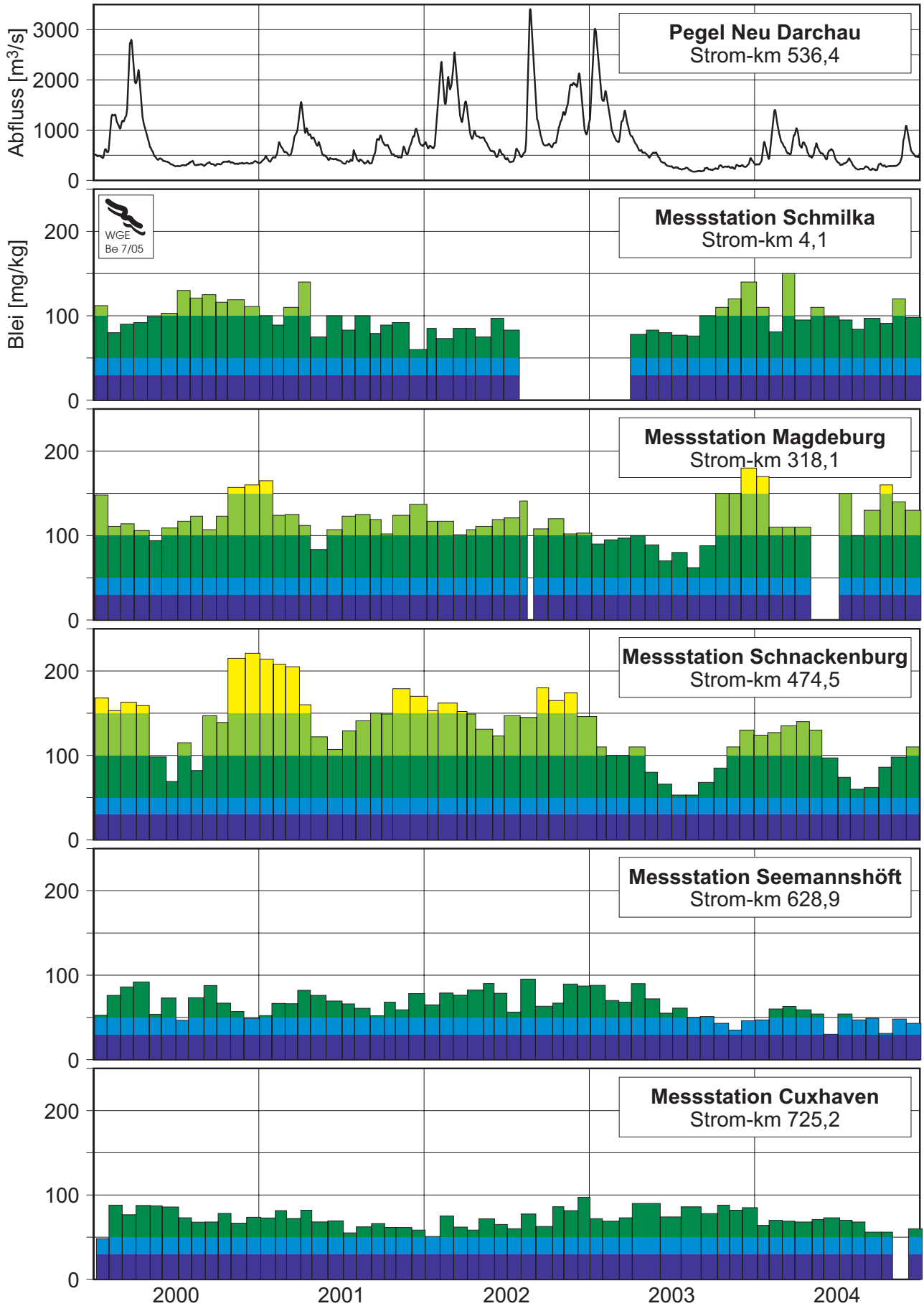


Abb. 13 Blei in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten ( $<20 \mu\text{m}$ ) der Elbe - 2000-2004

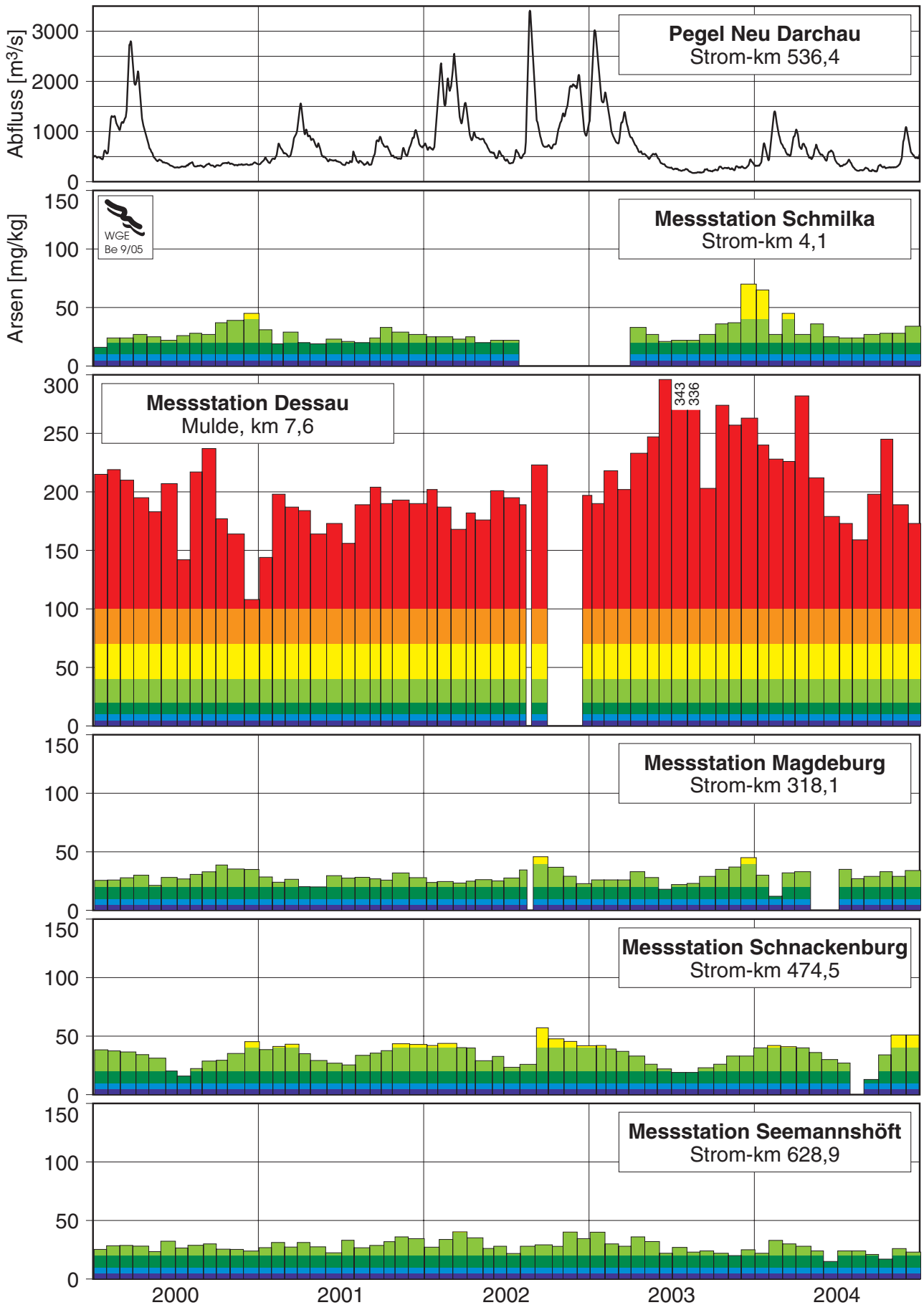


Abb. 14 Arsen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<20 µm) der Elbe - 2000-2004

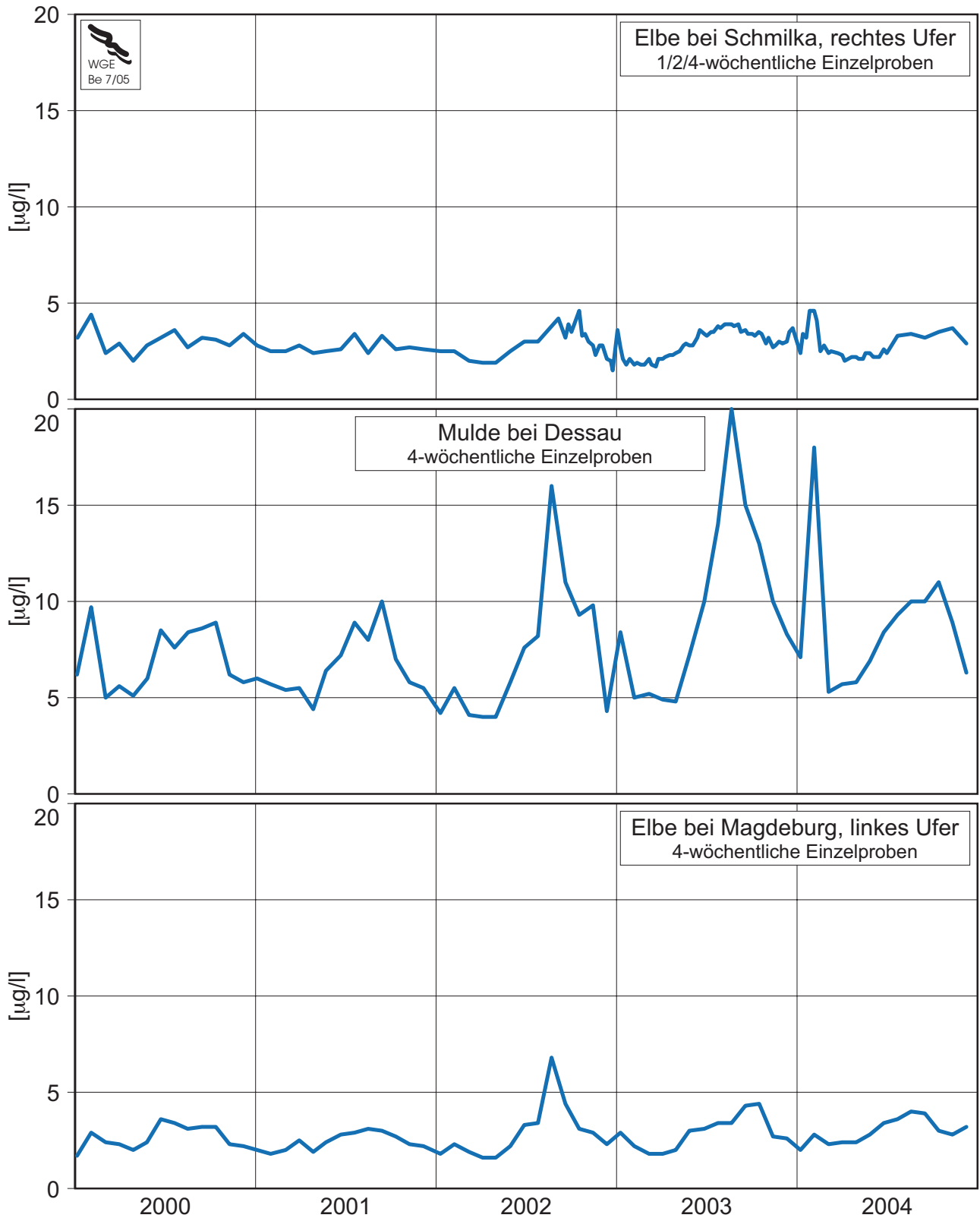


Abb. 15 Arsen in Wasser (säurelöslicher Anteil) - 2000-2004

## 6. Chlorierte Kohlenwasserstoffe

Die Auftragung der  $\beta$ -HCH- und  $\gamma$ -HCH-Gehalte in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Abb. 16 u. 17) zeigt, dass es einen Belastungs-Schwerpunkt gibt, der von der Mulde ausgeht. Es handelt sich dabei um Einträge aus Altlasten. Die  $\beta$ -HCH-Werte in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten sind in der Regel die höchsten Werte aller HCH-Isomere. Der 90-%-Wert an der Mulde bei Dessau betrug 2004:

	90-%-Wert	Güteklasse
$\alpha$ -HCH	280 $\mu\text{g}/\text{kg}$	IV
$\beta$ -HCH	2500 $\mu\text{g}/\text{kg}$	IV
$\gamma$ -HCH	34 $\mu\text{g}/\text{kg}$	III
$\delta$ -HCH	34 $\mu\text{g}/\text{kg}$	III

Diese Belastung gibt an der Messstation Magdeburg (km 318,1) noch ein deutliches Signal. Für Schmilka an der Oberen Elbe ergab die Auswertung der  $\beta$ -HCH-Werte für 2004 die Güteklasse I-II. Bei Magdeburg erreicht die Belastung die Güteklasse III-IV. Weiter stromab bei Hamburg-Seemannshöft wird wieder die Güteklasse II erreicht. Die  $\gamma$ -HCH-Werte (Abb. 17) zeigen einen ähnlichen Verlauf, aber auf deutlich niedrigerem Niveau.

Einen etwas anderen Verlauf über das Jahr 2004 zeigen die HCH-Gehalte in Wasserproben (Abb. 18). Im Juni/Juli 2004 wurden an der Muldemündung bei Dessau hohe HCH-Werte gemessen. Die Maxima für  $\alpha$ -,  $\beta$ - und  $\gamma$ -HCH lagen über den Spitzenwerten, die während der Flut im August 2002 gemessen wurden. Das Signal wurde in der Elbe unterhalb der Muldemündung an allen Messstellen bis Hamburg beobachtet, allerdings mit fortschreitender Abschwächung. Als Quelle wurde durch den Gewässerkundlichen Landesdienst Sachsen-Anhalts die ehemalige Lindanproduktion bei Bitterfeld/Wolfen ermittelt. Die über 100 Millionen EUR teure Sanierung aller Altlasten der DDR-Chemieindustrie in Grundwasser und Boden läuft im Rahmen des „Ökologischen Großprojekts“ seit längerer Zeit und wird allerdings noch mehrere Jahre dauern.

Die Jahresfrachten 2004 bei Schnackenburg ergaben für  $\alpha$ -HCH einen besonders hohen Wert:

[kg/a]	2004	1989
$\alpha$ -HCH	330	140
$\beta$ -HCH	68	88
$\gamma$ -HCH	41	490

An der Messstation Schmilka/Hrensko ermittelte die IKSE 2004 für  $\gamma$ -HCH 11 kg/a.

Innerhalb des deutschen Elbeabschnittes wurden die höchsten Hexachlorbenzen-Gehalte in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (Abb. 19) an der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka ermittelt. Hier ergibt sich für das Jahr 2004 die Güteklasse IV. Flussabwärts nimmt die Belastung allmählich durch die Verdünnungswirkung geringer belasteter Sedimente ab. Die HCB-Gehalte im Wasser sind durchweg niedrig. So lagen bei Schmilka über 50 % der Messungen unter der Bestimmungsgrenze von 0,001  $\mu\text{g}/\text{l}$  und die HCB-Jahresfracht 2004 bei Schmilka/Hrensko betrug nur 11 kg/a und bei Schnackenburg nur 19 kg/a. Die starke Anreicherung von HCB im Sediment und in der Fischzönose, die sich zum Teil von bodennah lebenden Organismen ernährt, ist insgesamt als problematisch anzusehen. So überschreiten beispielsweise die in der Muskulatur des fettreichen Aales gemessenen HCB-Werte die für Fische und Fischwaren festgelegte Höchstmenge regelmäßig im deutsch/tschechischen Grenzprofil. Im Dezember 2004 wurden 20 Aale bei Schmilka gefangen und die Untersuchung auf HCB ergab bei 18 Aalen eine Beanstandung im Sinne des Lebensmittelrechts (siehe auch Kap. 11).

DDT und seine Metaboliten DDD und DDE sind noch immer in der Umwelt zu finden, obwohl die Herstellung und Anwendung von DDT in der Bundesrepublik Deutschland seit 1972 verboten ist. Als Beispiel ist p,p'-DDD in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten in Abb. 20 aufgetragen. Die höchste Belastung fanden sich in den Vorjahren bei Schmilka. Im Jahre 2004 lag die DDD-Belastung bei Schmilka unter den weiter stromab gelegenen Messstationen Magdeburg und Schnackenburg sowie der Mulde-Messstation Dessau. Die starke Anreicherung in Sedimenten und Fischen und

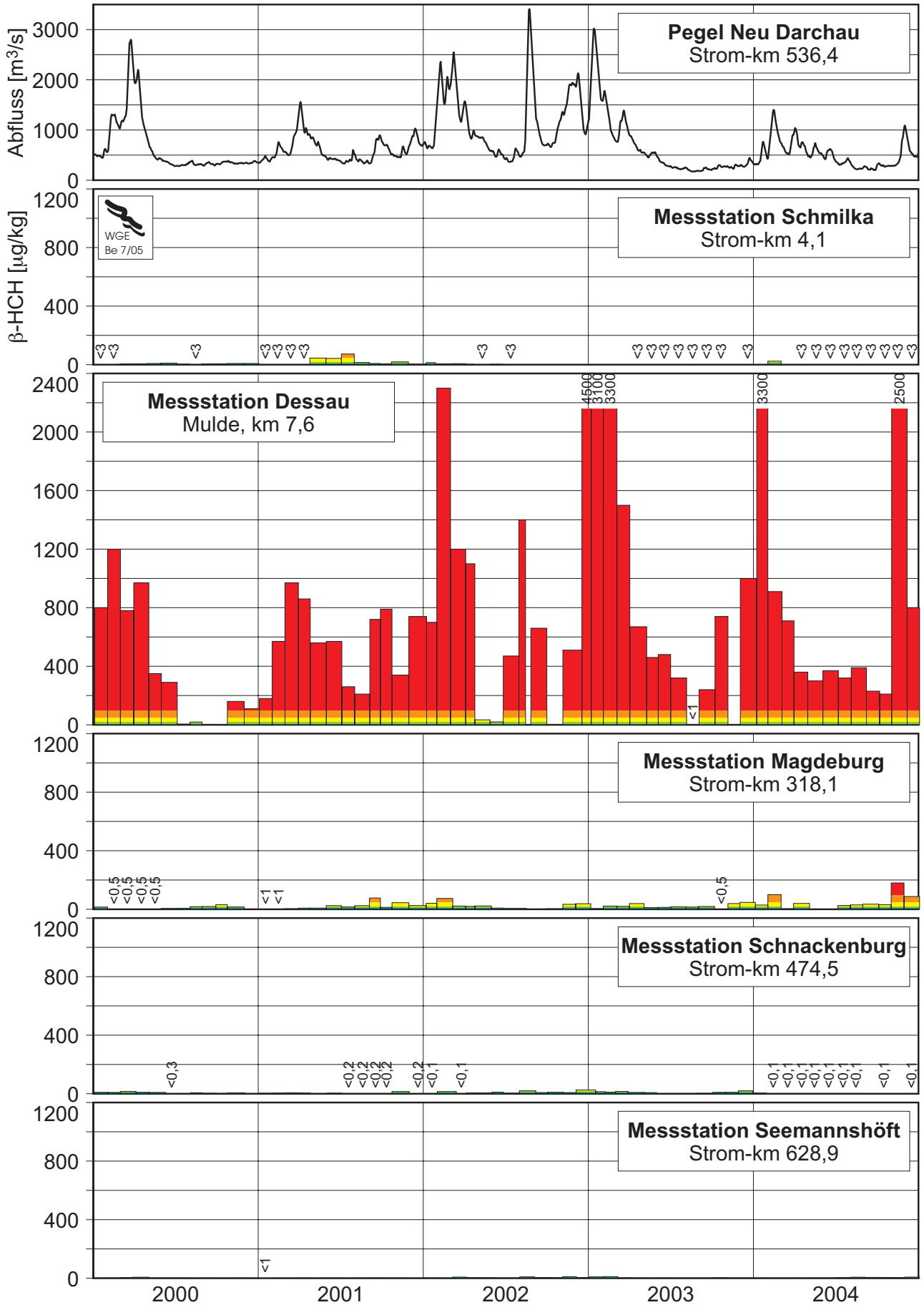


Abb. 16  $\beta$ -HCH in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 2000-2004

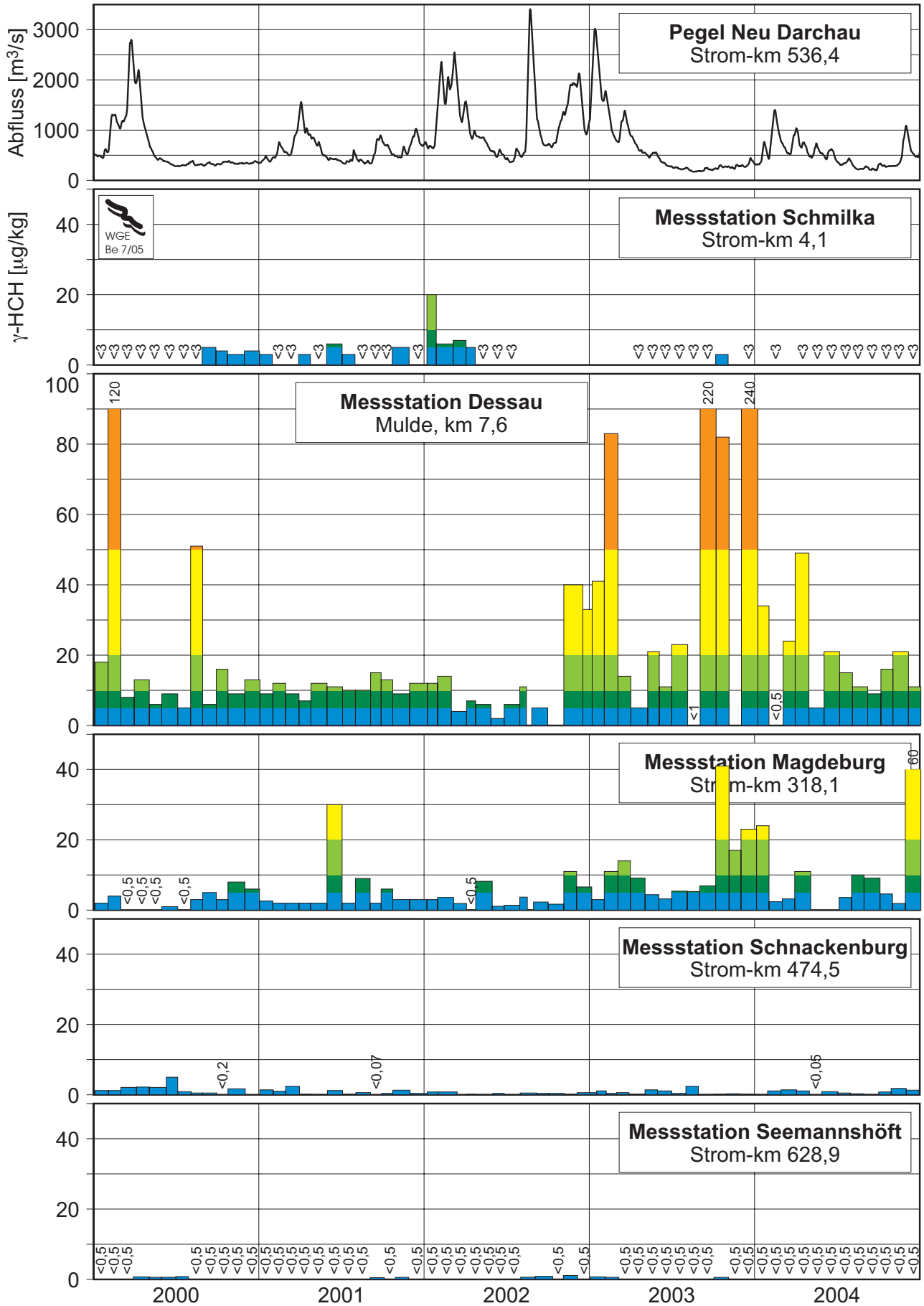


Abb. 17  $\gamma$ -HCH in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 2000-2004



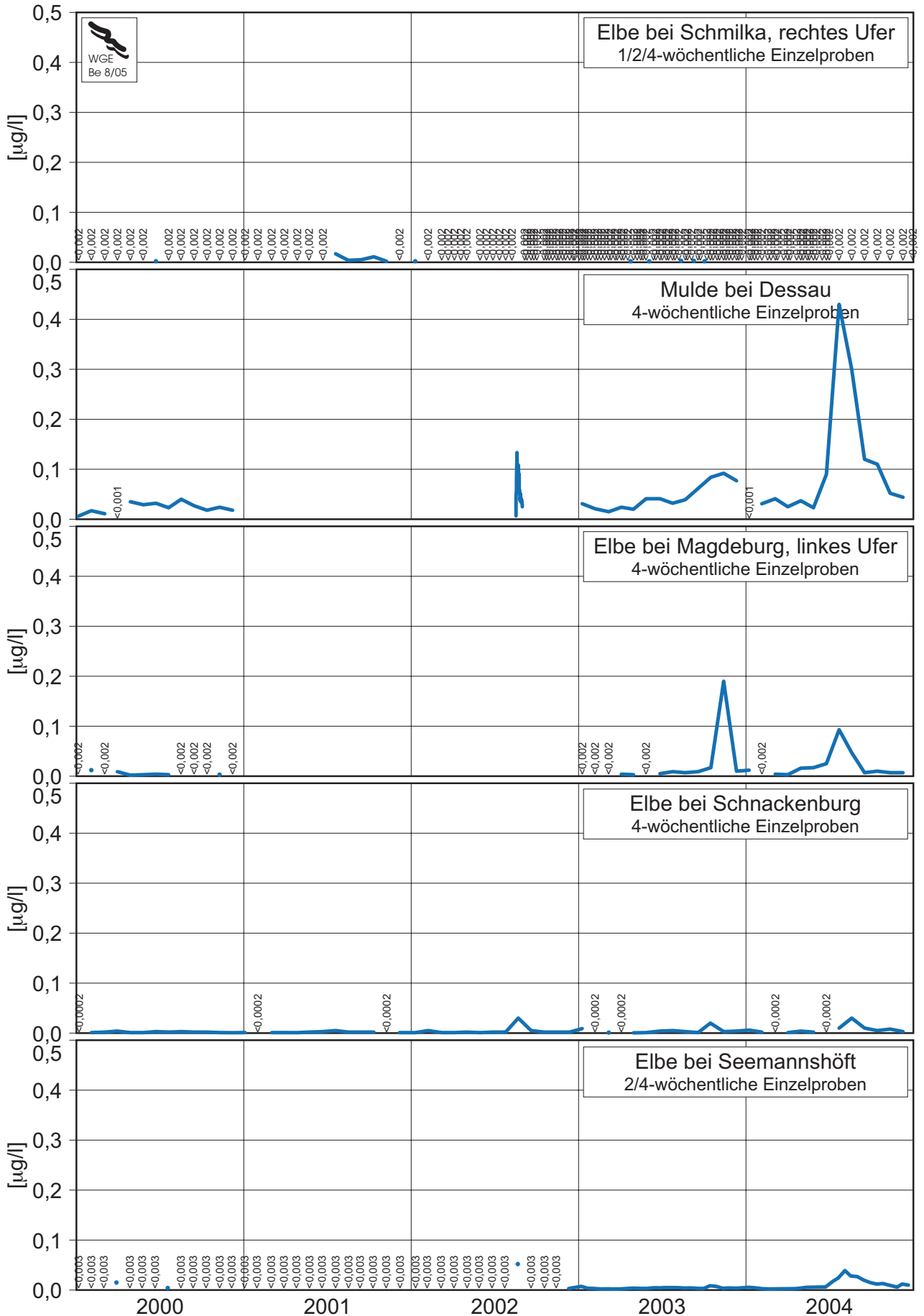


Abb. 18  $\beta$ -HCH in Wasserproben - 2000-2004

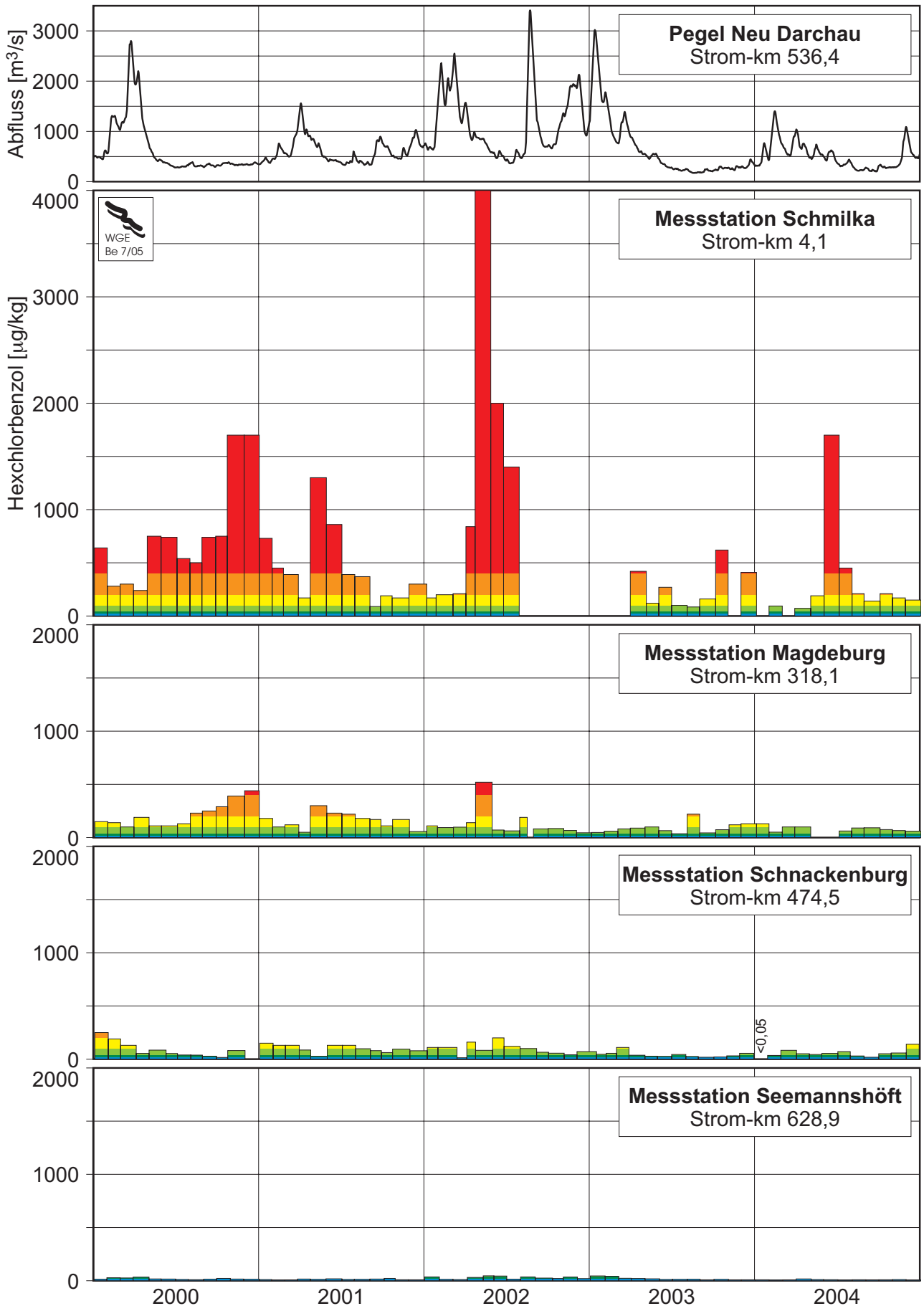


Abb.19 Hexachlorbenzen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 2000-2004

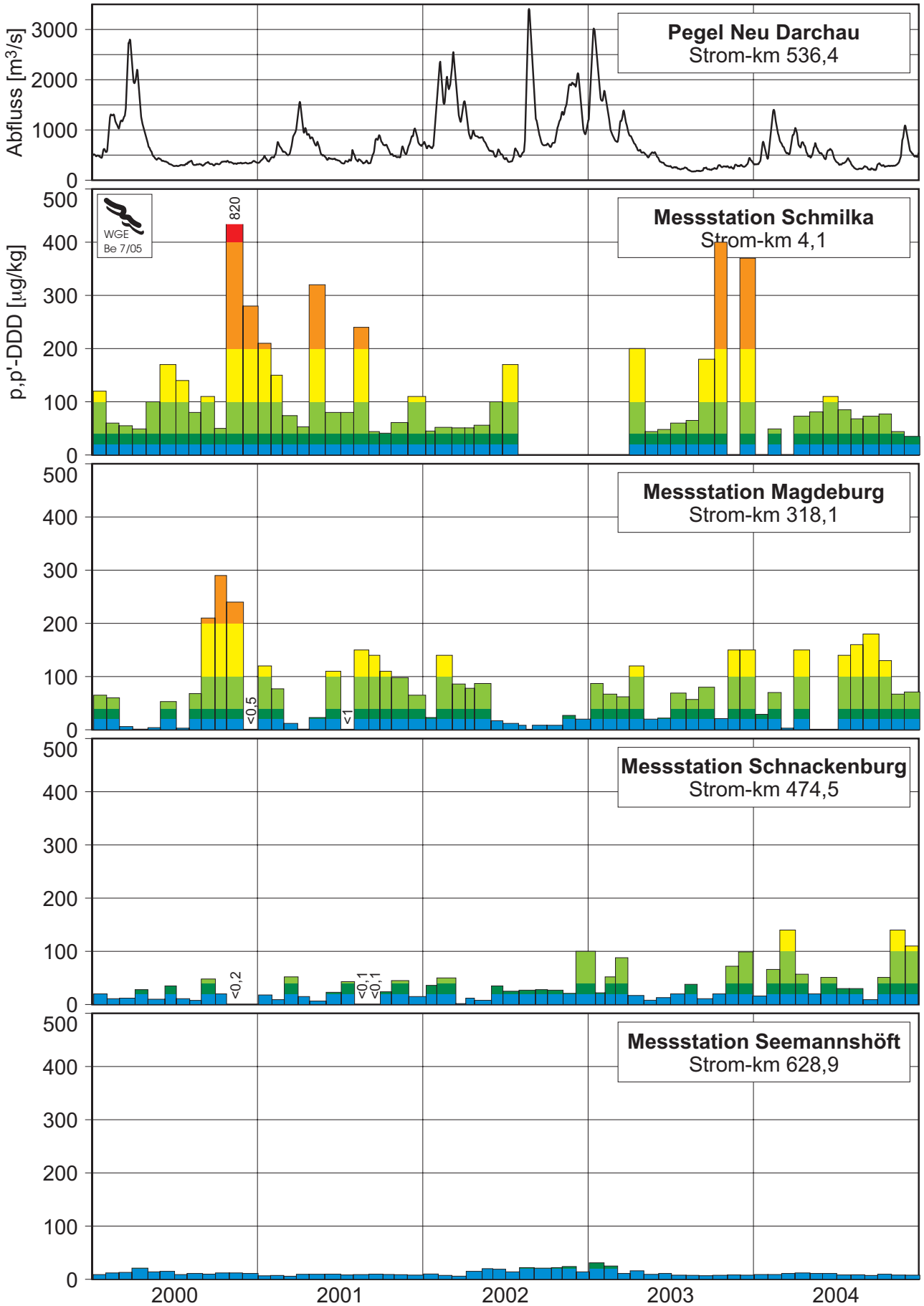


Abb. 20 p,p'-DDD in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 2000-2004

die hohe Persistenz lässt die geringen Konzentrationen im Wasser (häufig  $<0,005 \mu\text{g/l}$ ) zu erheblichen Werten anwachsen.

Die Polychlorierten Biphenyle (PCB) zeigen ebenfalls eine hohe Persistenz. Seit 1989 ist die Herstellung und Anwendung von PCB in der Bundesrepublik Deutschland verboten. In Abb. 21 sind die Gehalte des Kongeners PCB 153 (2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl) in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten dargestellt. Erkennbar ist eine übermäßige Belastung bei Schmilka, die sich bis Magdeburg auswirkt. Aus den großen Nebenflüssen Schwarze Elster, Mulde und Saale kamen 2004 keine auffälligen Einträge dieser Verbindungen. Im Wasser sind die PCB-Gehalte so niedrig, dass diese an vielen Messstellen nicht mehr gemessen werden.

Ein Übersicht über die Belastung der Sedimente mit halogenierten Kohlenwasserstoffen gibt der Summenparameter AOX (Abb. 22). Für den AOX sind von der ARGE ELBE bisher keine Be-

wertungsklassen definiert worden. Die Werte zeigen mit 100 bis 200 mg/kg Cl in der Oberen und Mittleren Elbe keine besonders herausragenden Belastungsschwerpunkte an. Zum Vergleich: Anfang der 1990er Jahre lagen die AOX-Spitzenwerte über 400 mg/kg Cl.

Aus der Gruppe der leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe waren bei Schmilka recht hohe Winterwerte von Trichlormethan, 1,2-Dichlormethan und Trichlorethen auffällig. Das Maximum lag jeweils bei 1 bis 2  $\mu\text{g/l}$ . Im Sommer, bei hohen Wassertemperaturen, gasen diese Stoffe leicht aus und gelangen so schnell aus dem Gewässer in die Atmosphäre. Die Jahresfrachten 2004 der leichtflüchtigen CKW sind durchweg niedriger als in den Vorjahren.

[kg/a]	Schmilka	Schnackenburg
Trichlormethan	1800	160
Trichlorethen	<160	<16
Tetrachlorethen	720	120
1,2-Dichlorethan	1200	<4800

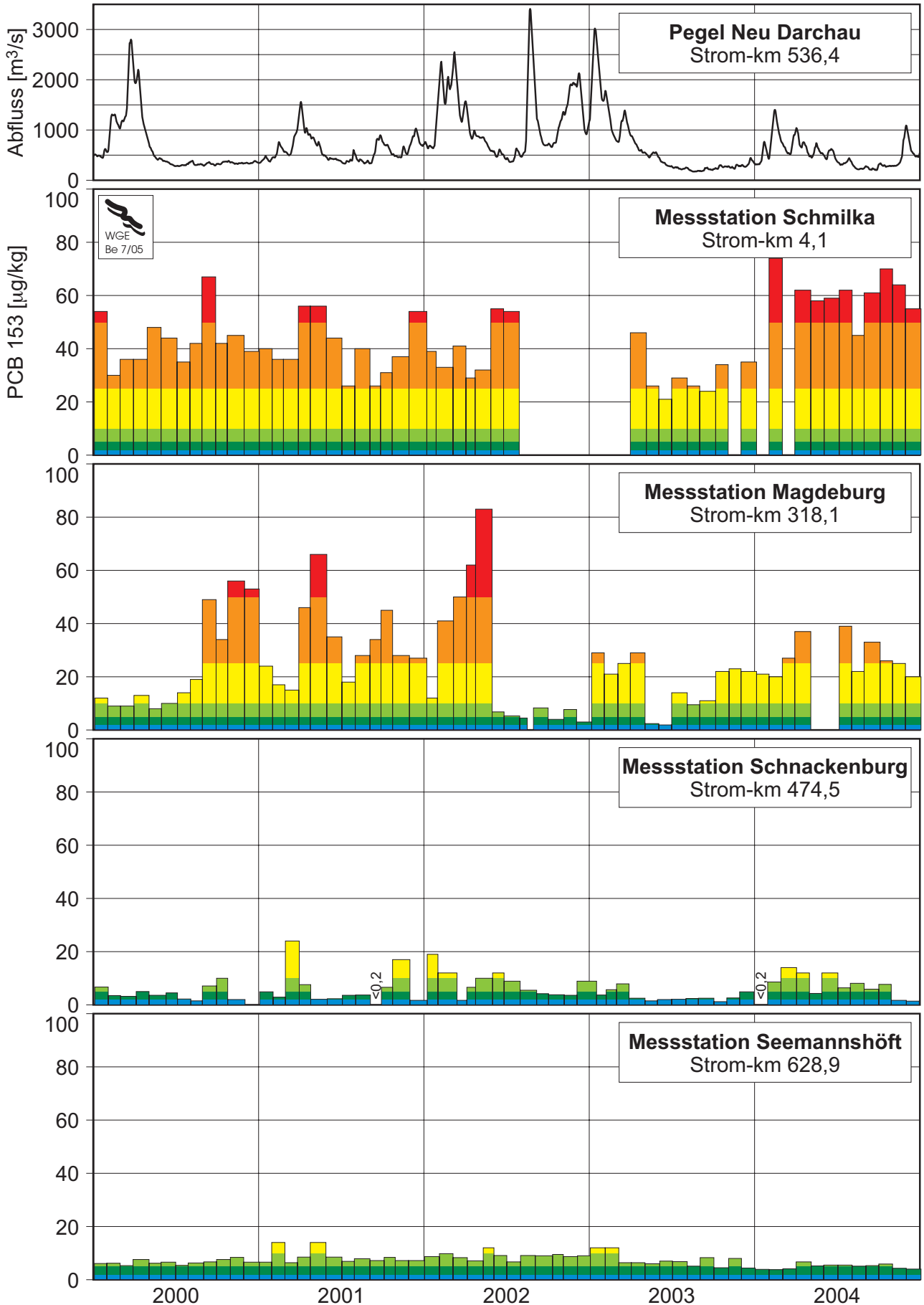


Abb. 21 PCB 153 in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 2000-2004

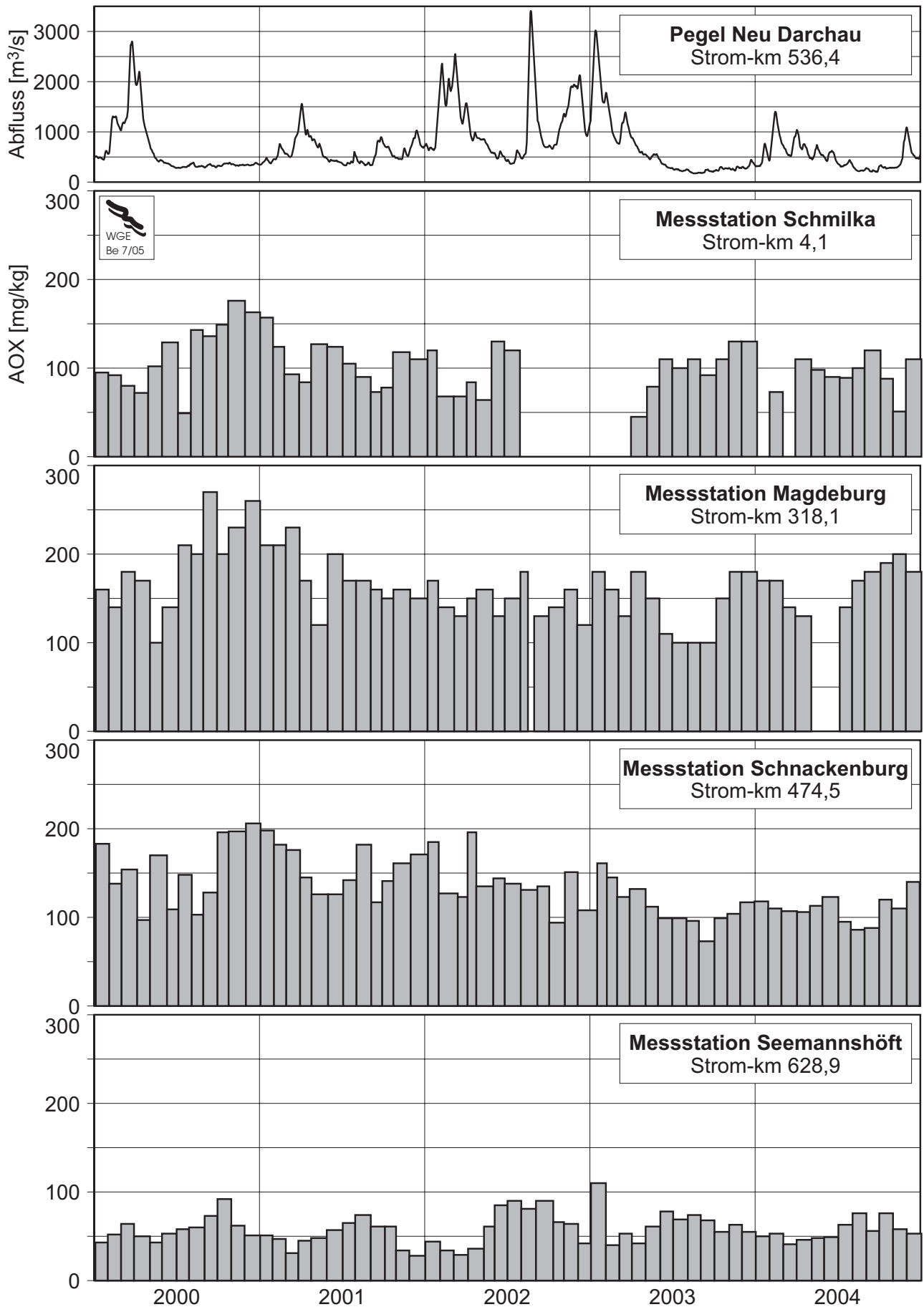


Abb. 22 AOX in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 2000-2004

## 7. Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)

Es werden regelmäßig Wasserproben an den Messstellen der Elbe auf die folgenden Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel untersucht:

Dimethoat  
Parathion-methyl  
Simazin  
Atrazin  
Desethylatrazin  
Terbuthylazin  
Sebuthylazin  
Propazin  
Ametryn  
Prometryn  
Terbutryn  
Hexazinon  
Metolachlor

Metazachlor  
Lenacil

Die meisten Werte lagen 2004 unter den Bestimmungsgrenzen von 0,001 bis 0,04 µg/l. Atrazin und Desethylatrazin hingegen wiesen höhere Werte auf (Abb. 23 u. 24). Auffällig ist, dass die Maxima in der Vegetationsperiode im Mai bis August auftraten, also dann, wenn Herbizide normalerweise eingesetzt werden. Für das Herbizid Atrazin besteht schon seit längerem ein Verwendungsverbot. Desethylatrazin ist ein Metabolit (Abbauprodukt) des Atrazins.

In den Unterläufen der großen Nebenflüsse Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel gibt es keine auffälligen Werte.

## 8. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die folgenden 16 PAK der EPA-Liste werden regelmäßig in Wasserproben und frischen Sedimenten der Elbe untersucht:

Naphthalin  
Acenaphthylen  
Acenaphthen  
Fluoren  
Phenanthren  
Anthracen  
Benzo(a)anthracen  
Dibenz(ah)anthracen  
Fluoranthren  
Benzo(b)fluoranthren  
Benzo(k)fluoranthren  
Pyren  
Benzo(a)pyren  
Indeno(1,2,3-cd)pyren  
Chrysen  
Benzo(ghi)perylen

Summe PAK(EPA)	Wasser [µg/l]	Sediment [mg/kg]
Schmilka	0,02 - 0,5	7 - 11
Magdeburg	-	8 - 10
Schnackenburg	0,03 - 0,1	3 - 8
Seemannshöft	0,04 - 0,2	1 - 2

Diese Aufstellung zeigt, dass die PAK sich deutlich in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten anreichern. Die PAK-Gehalte in diesem Kompartiment zeigen einen fallenden Gradienten von Schmilka bis Hamburg. Die PAK-Gehalte im Wasser hingegen (hier nicht aufgetragen) wiesen nur einen schwachen Gradienten auf.

Fluoranthren und Pyren (Abb. 25 u. 26) gehören zu den PAK mit den höchsten Gehalten in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten. In dem deutschen Abschnitt der Elbe zeigen die Messwerte keinen besonderen Belastungsschwerpunkt an. In den großen Nebenflüssen Schwarze Elster, Mulde und Saale weicht das Muster der 16 PAK-Konzentrationen etwas von dem Muster in der Elbe ab. Ein erheblicher Teil der PAK dürfte diffus in die Gewässer eingetragen werden.

Die Summe dieser 16 PAK ergab 2004 an den Hauptmessstellen der Elbe die folgenden Konzentrationsbereiche:

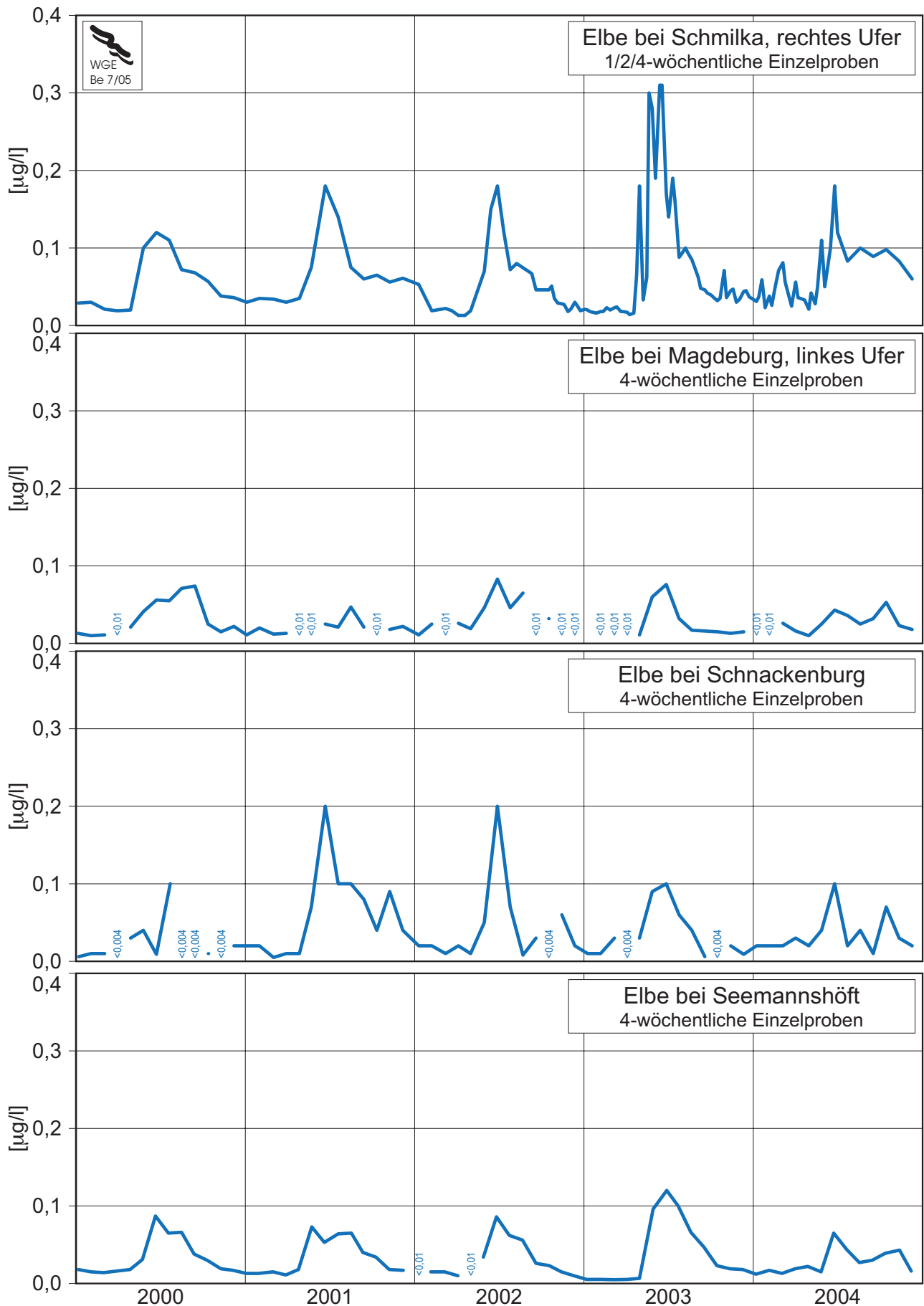


Abb. 23 Atrazin [ $\mu\text{g/l}$ ] in Wasserproben - 2000-2004



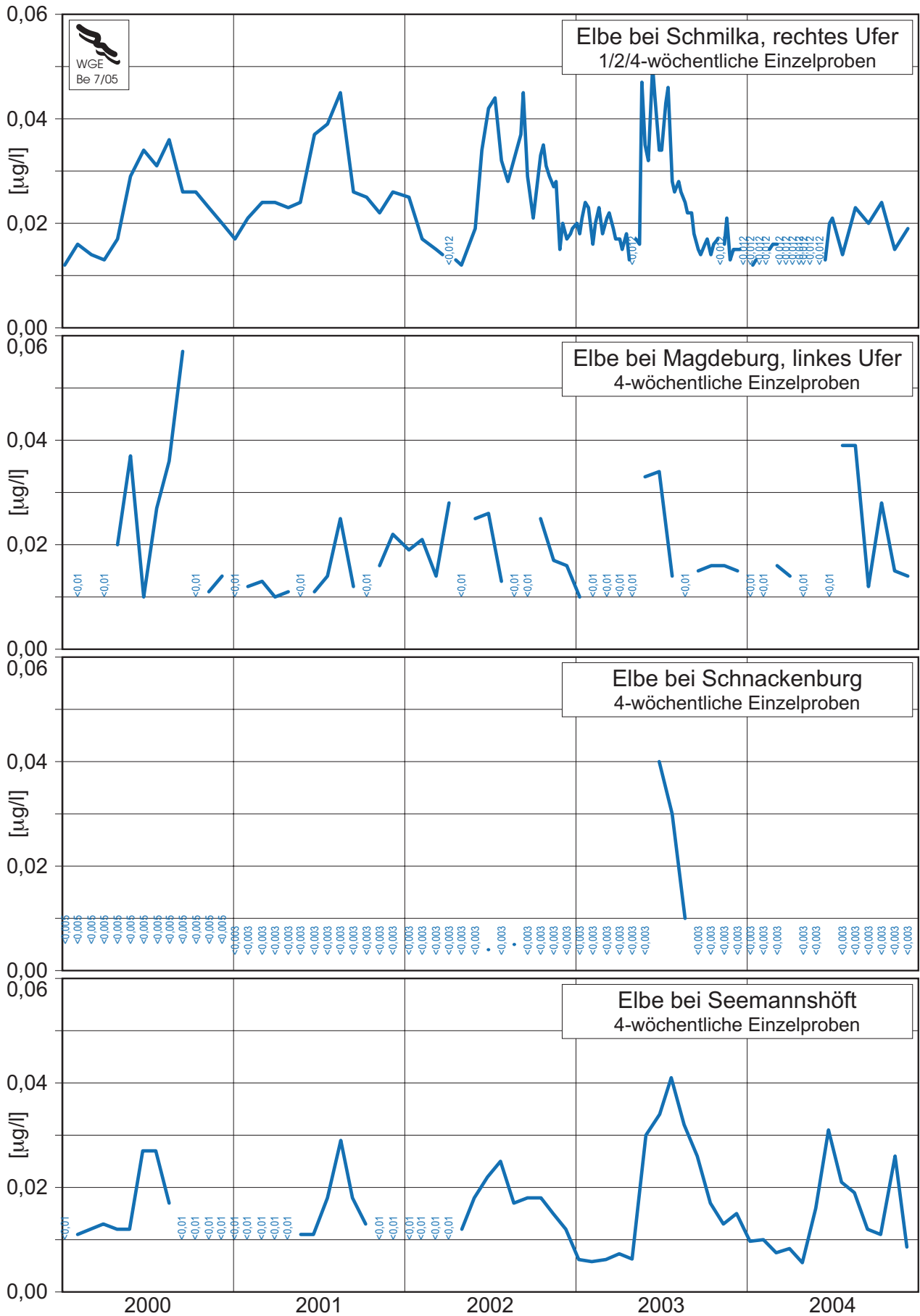


Abb. 24 Desethylatrazin [ $\mu\text{g/l}$ ] in Wasserproben - 2000-2004

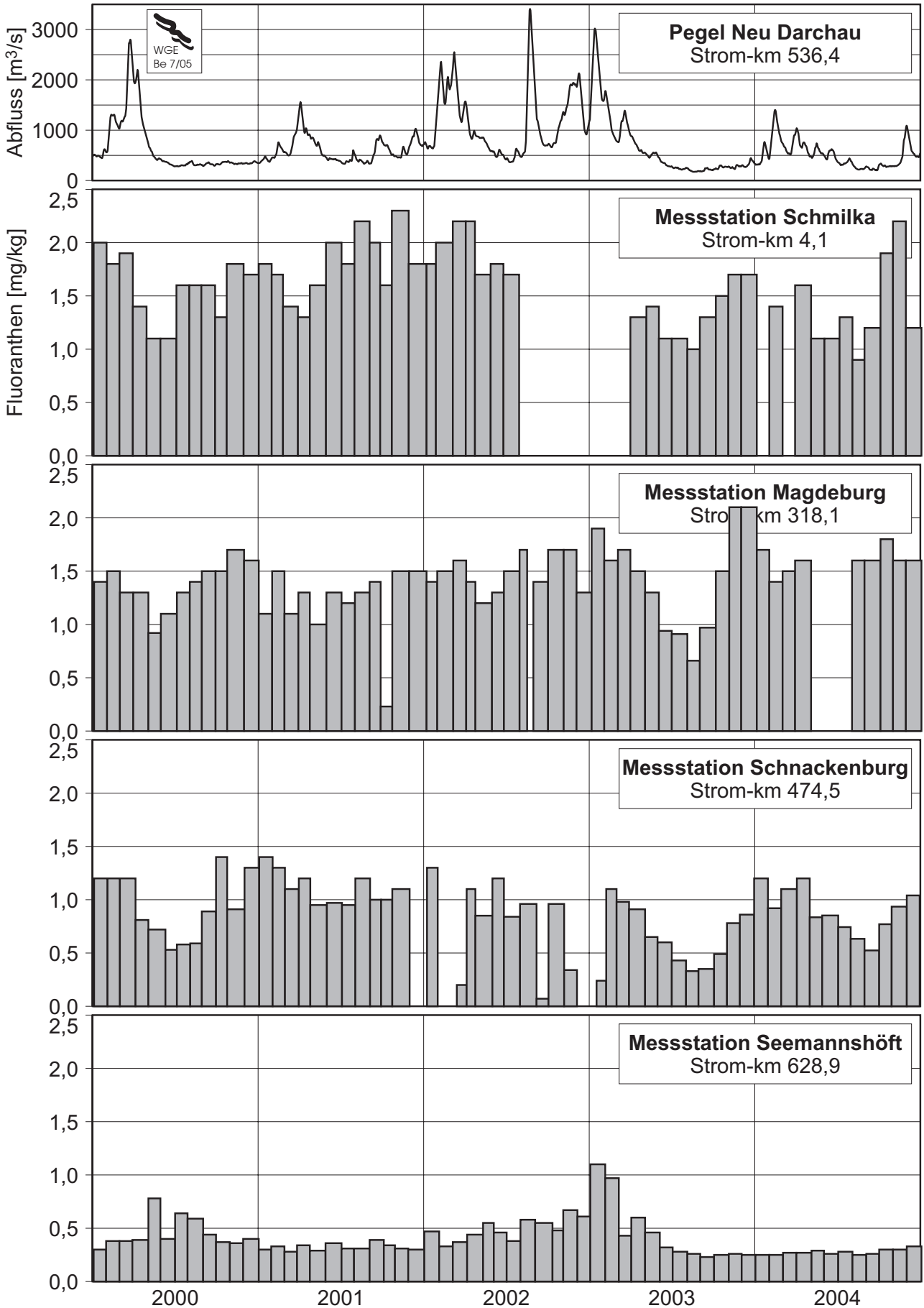


Abb. 25 Fluoranthen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 2000-2004

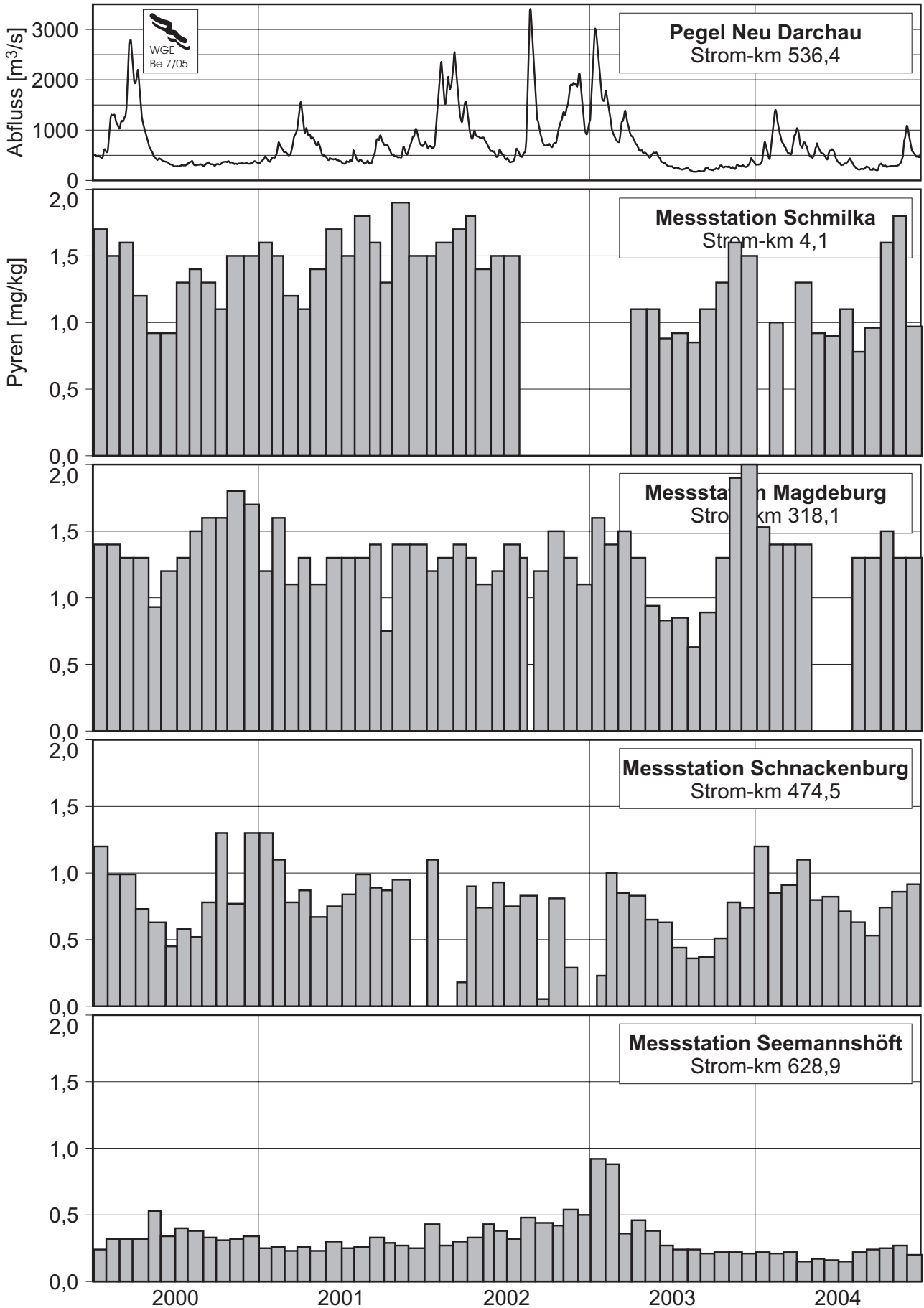


Abb. 26 Pyren in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 2000-2004

## 9. Organozinnverbindungen

Bei den Organozinnverbindungen (Abb. 27 und 28) gibt es die zwei bekannten Belastungsschwerpunkte: Der Unterlauf der Mulde und der Hamburger Hafen. In beiden Bereichen haben Sanierungsmaßnahmen seit 1994 zu einem Rückgang der Belastung geführt. Die Belastung mit Monobutylzinn in der Mulde stammt aus Altlasten der Chemieindustrie im Raum Bitterfeld/Wolfen und gelangt zum größten Teil über den Spittelwassergraben in

die Mulde. Die Sanierung dieser Altlasten läuft, wie schon bei der Beschreibung der HCH-Isomere ausgeführt (siehe Kap. 6). Von Werftbetrieben in Hamburg stammt die Belastung mit Tributylzinn, das aus Anti-Fouling-Farben der Unterwasserstriche von Schiffen bei Wartungsarbeiten in die Elbe gelangte. Die verbesserten Schutzmaßnahmen in den Schwimmdocks zeigen Wirkung und führen zu fallenden Konzentrationen im Sediment.

## 10. Synthetische Moschus-Duftstoffe und Flammschutzmittel

### 10.1 Synthetische Moschus-Duftstoffe

#### 10.1.1 Verwendung und Herstellung

Synthetische Moschus-Duftstoffe finden breite Verwendung in Produkten der Kosmetik- und Waschmittelindustrie. Diese Substanzen dienen als Fixative für flüchtige Komponenten, d. h. sie werden eingesetzt, um andere Duftkompositionen auf der Haut oder auf Wäschefasern zu fixieren.

Die synthetischen Moschus-Duftstoffe umfassen hauptsächlich drei chemische unterschiedliche Substanzklassen, die als wichtigstes gemeinsames Merkmal den charakteristischen Moschusduft aufweisen. Dabei handelt es sich um die Nitromoschus-Duftstoffe, die polycyclischen Moschus-Duftstoffe und die makro-

cyclischen Duftstoffe. Von den insgesamt über 1.000 bekannten Verbindungen mit Moschusgeruch haben bislang nur etwa 50 Verbindungen kommerzielle Bedeutung erlangt, wobei etwa 30 Stoffe ökonomisch relevant sind. Die größte kommerzielle und mengenmäßige Bedeutung besitzen heute HHCB (Handelsname Galaxolide®) und AHTN (Handelsname Tonalide®), die zusammen einen Marktanteil von mehr als 95% bestreiten. Im Jahr 1995 betrug der jährliche Verbrauch von HHCB und AHTN in der EU schätzungsweise 2.100 t, was einem täglichen Verbrauch von 15,5 mg pro Einwohner entspricht.

#### 10.1.2 Eintrag in die Umwelt

Synthetische Moschus-Duftstoffe in natürlichen Systemen sind anthropogenen Ursprungs. Der Eintrag der Duftstoffe in die Umwelt erfolgt hauptsächlich durch den privaten Verbrauch von Reinigungs- und Körperpflegemitteln, die

über den Ablauf von kommunalen Klärwerken in die aquatischen Systeme eingeleitet werden. In den Klärwerken werden diese Stoffe partiell zu polaren Metaboliten abgebaut, die ebenfalls in die Oberflächengewässer gelangen.

#### 10.1.3 Bioakkumulation

Die synthetischen Moschus-Duftstoffe zählen zu den persistenten Verbindungen, die sich wegen ihrer hohen Lipophilie ( $\log K_{ow}$ -Werte  $> 3$ ) gut in aquatischen Organismen anreichern. In dem ARGE-ELBE-Bericht „Synthetische Moschus-Duftstoffe in der Elbe (Oktober

2000)“ wird die Akkumulation dieser Stoffe in Fischen aus der Elbe dargestellt und diskutiert. Darüber hinaus werden synthetische Moschus-Duftstoffe in Humanproben (Humanmilch, Humanfett und Humanblut) nachgewiesen.

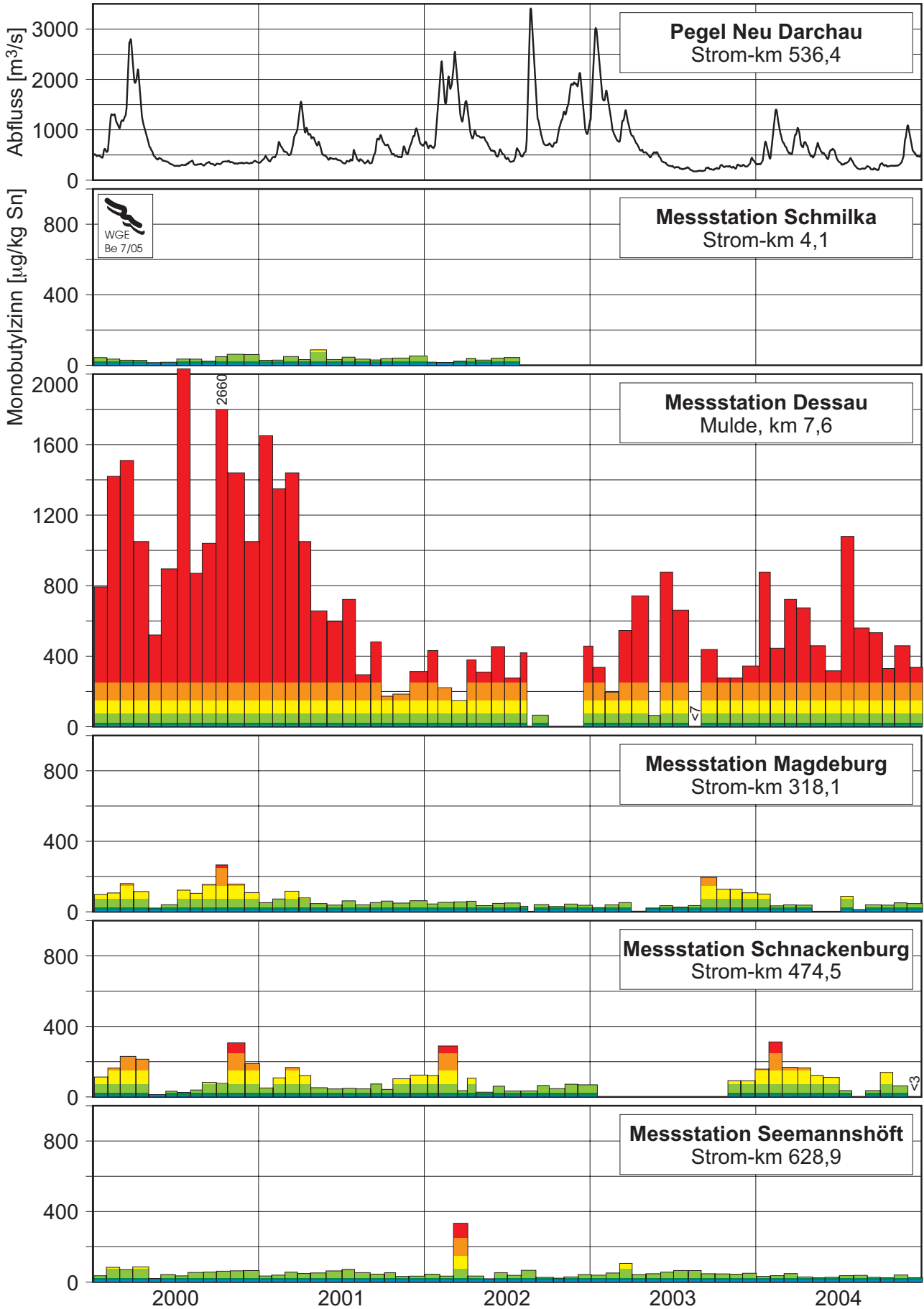


Abb. 27 Monobutylzinn in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 2000-2004

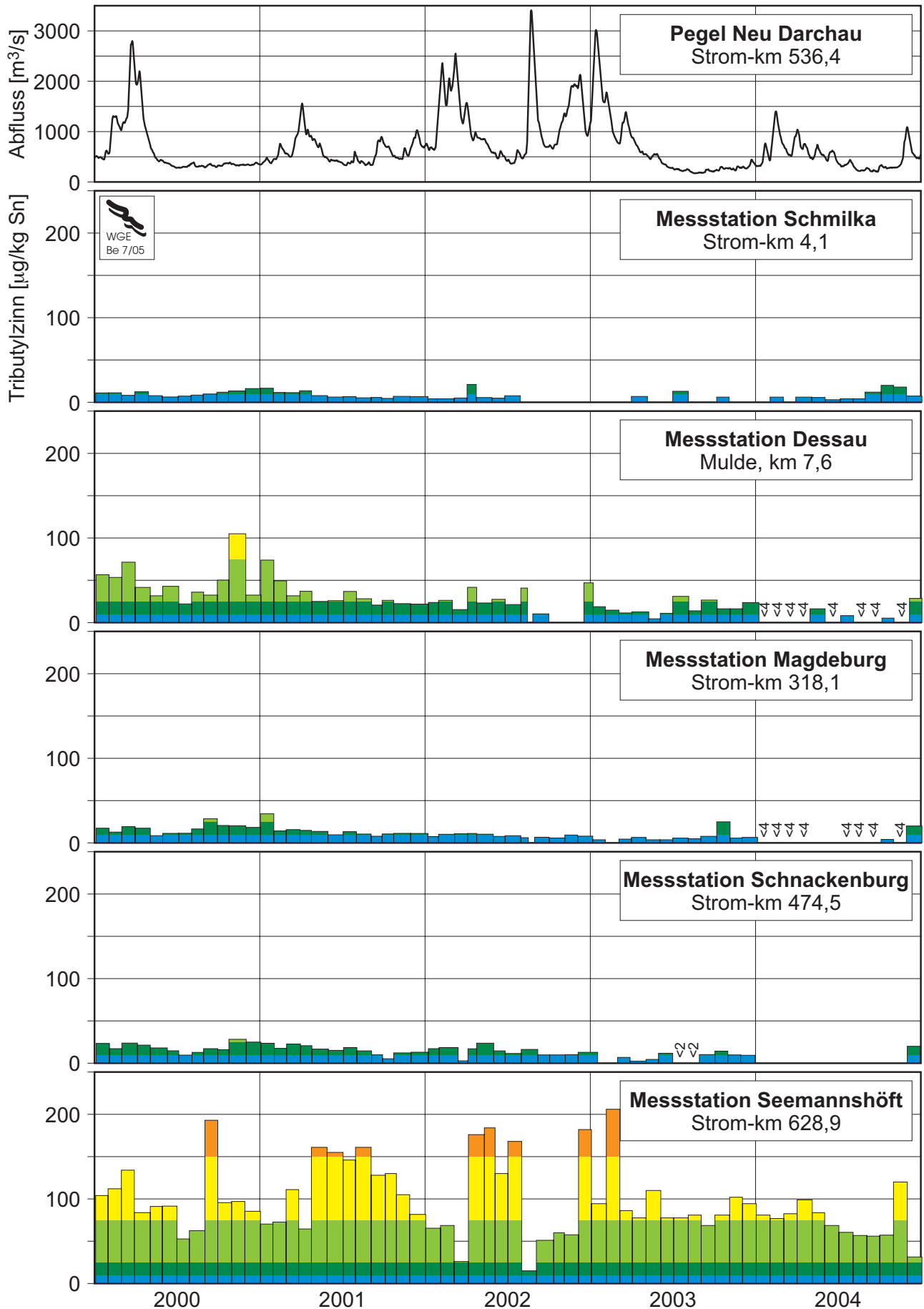


Abb. 28 Tributylzinn in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 2000-2004

Für HHCB und AHTN wurden für verschiedene Organismen Biokonzentrationsfaktoren zwischen 1.170 l/kg (Aal) und 44.000 l/kg (Muscheln) gefunden; die Proben entstammten ei-

#### 10.1.4 Toxizität

Für Oberflächengewässer gibt es weder für die wässrige Phase noch für die partikuläre Phase (Schwebstoffe, Sedimente) Zielvorgaben, um eine Klassifizierung oder Bewertung zu ermöglichen. Gesetzliche Bestimmungen und Richtwerte für die Verwendung synthetischer Moschus-Duftstoffe gibt es bislang kaum. Das ist vor allem darauf zurückzuführen, dass die ubiquitäre Verbreitung und das Bioakkumulationspotenzial dieser Stoffklasse erst vor wenigen Jahren aufgezeigt werden konnte. In der Folge liegen bisher nur wenige toxikologische und ökotoxikologische Untersuchungsergebnisse vor.

Bezüglich der aquatischen Toxizität weisen HHCB und AHTN geringe akute Toxizitäten ( $EC_{50}$ -Werte und  $LC_{50}$ -Werte) auf, sie liegen zwischen 0,1 mg/l und >5 mg/l. Die ermittelten Werte lagen nicht selten im Bereich der max. Wasserlöslichkeit und zumeist deutlich über den in Abwasserproben analysierten Konzentrationen. Auch bei kurzfristiger hoher Bela-

stung ist eine akut toxische Wirkung, ausgehend von dieser Stoffklasse, auf ausgewählte Organismen unwahrscheinlich.

Die chronische Toxizität wird u. a. durch den NOEC-Wert (No Observed Effect Concentration) beschrieben, der in Langzeitversuchen ermittelt wird. Im Rahmen von Umweltisikoanalysen wurde aus unabhängigen Versuchsreihen der PNEC-Wert (Predicted No Observed Effect Concentration) errechnet, der bei Wasserorganismen zu keinen Effekten führen soll. Der PNEC-Wert errechnet sich aus dem niedrigsten NOEC-Wert dividiert durch den Sicherheitsfaktor von 10 bzw. 50. Für HHCB und AHTN liegen die PNEC-Werte bei 3,5 µg/l bzw. 6,8 µg/l und befinden sich damit um Größenordnungen oberhalb der in großen Flüssen wie der Elbe festgestellten Konzentrationen. Allerdings zeigen neuere Forschungsergebnisse, dass bzgl. der aquatischen Toxizität auch die Abbauprodukte der Ausgangsstoffe zu berücksichtigen sind (Gatermann et. al., 1998, s. o.).

#### 10.1.5 Synthetische Moschus-Duftstoffe in der Elbe

Seit 1998 werden HHCB und AHTN in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe bestimmt. Es handelt sich um die Analyse von zweimonatlichen Mischproben, die aus den Messstationen Schmilka, Gorsdorf (Schwarze Elster), Dessau (Mulde), Rosenberg (Saale), Schnackenburg und Seemannshöft stammen. In den Abb. 29 und 30 sind die Ergebnisreihen für die Jahre 1998 bis 2004 dargestellt. Im allg. ist bei der qualitativen Betrachtung für HHCB ein abnehmender Trend an den sechs Beprobungspunkten festzustellen (Abb. 29), wobei in den Jahren 1998 bis etwa 2001 die Konzentrationen noch am höchsten waren. Für AHTN gilt entsprechendes (Abb. 30). Erkennbar ist, dass die Konzentrationen für HHCB in den Jahren 1998

bis 2000 etwa doppelt so hoch sind wie die für AHTN, wobei zum größten Teil die Ursache in der Analytik zu suchen ist (Ankauf und Verwendung eines kommerziell hergestellten Standards mit falsch deklariertem Konzentration für HHCB). Detaillierte Ergebnisse zum Vorkommen von HHCB und AHTN in unterschiedlichen Kompartimenten aus der Elbe sind in dem bereits zitierten ARGE-ELBE-Bericht „Synthetische Moschus-Duftstoffe in der Elbe (Oktober 2000)“ zu entnehmen.

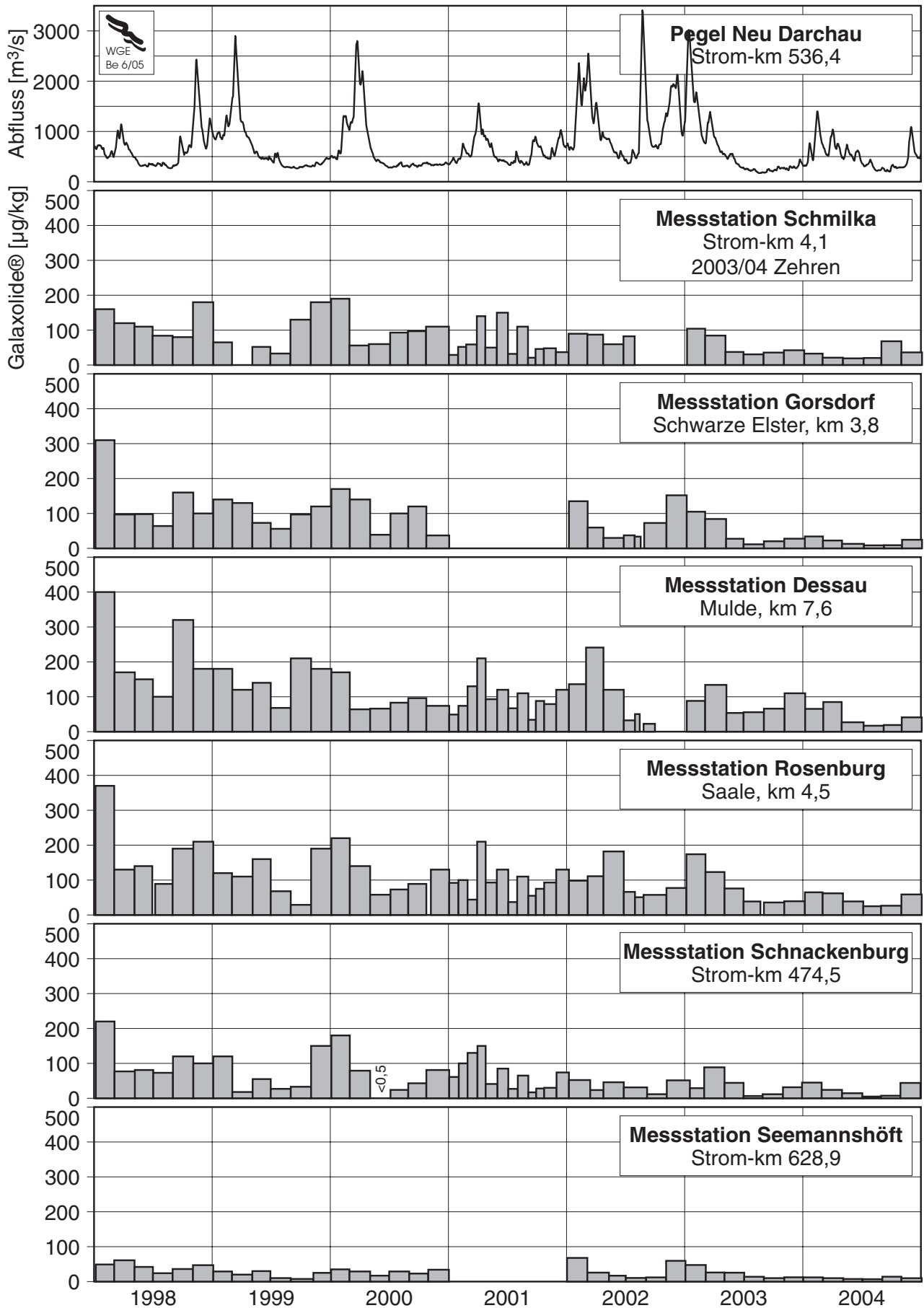


Abb. 29 HHCB (Galaxolide®) in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe



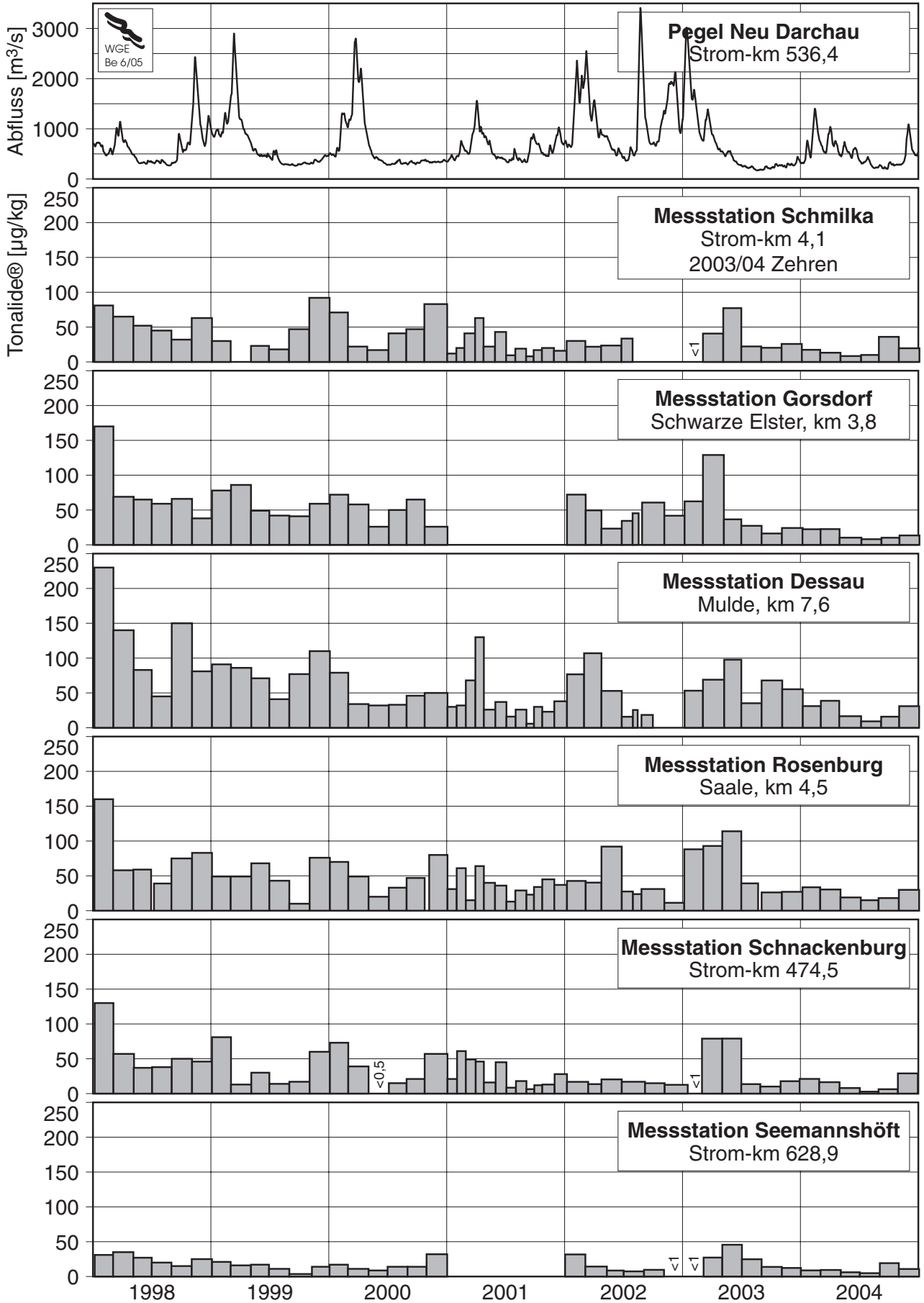


Abb. 30 AHTN (Tonalide®) in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe

## 10.2 Flammenschutzmittel

### 10.2.1 Chloralkylphosphate

#### 10.2.1.1 Einsatz und Stoffeigenschaften

Von den Chloralkylphosphaten wird u. a. das Tris(chlorpropyl)phosphat (TCPP) technisch eingesetzt. Es besteht zu etwa 75% aus Tris(1-chlor-2-propyl)phosphat und zu etwa 20 - 30% aus Bis(1-chlor-2-propyl)-2-chlorpropylphosphat (=2 iso- und ein n-proyl-Rest). Genau diese beiden Isomere sind es auch, die in Proben aus der Elbe identifiziert worden sind.

TCPP wird im technischen Maßstab als Weichmacher und Flammenschutzmittel eingesetzt; es wird hauptsächlich in Polyurethan-Schaumstoffen verwendet, aber auch in Klebstoffen und anderen Beschichtungsmitteln. Es ist damit zu rechnen, dass TCPP zunehmend Ver-

wendung als Ersatzstoff für Tris(2-chlor-ethyl)phosphat (TCEP) findet.

Der n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient ( $\log K_{ow}$ ) für TCPP beträgt 2,6 bzw. 3,3 und lässt demnach keine hohe Bioakkumulation erwarten. Aus Analyseergebnissen der ARGE ELBE wurde ein Schwebstoff-Wasser-Verteilungskoeffizient von 1.000 - 2.400 l/kg abgeschätzt, was einer Feststoffadsorption von nur wenigen % bedeutet. TCPP gilt als biologisch nicht leicht abbaubar. Die aquatische Toxizität wurde bei Fischen, Daphnien und Algen bestimmt; die niedrigsten NOEC-Werte (No Observed Effect Concentration) lagen bei 2 - 10 mg/l.

#### 10.2.1.2 Ergebnisse

In der Abb. 31 sind die Analyseergebnisse zum Vorkommen von TCPP in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonats-Mischproben) der Elbe und ausgewählten Nebenflüssen dargestellt. Obwohl TCPP hauptsächlich in der Wasserphase vorkommen dürfte, besitzt die Untersuchung dieser Matrix den Vorteil, dass es sich um die Analyse von Mischproben handelt, deren Ergebnisse im allg. eine bessere Aussage zum zeitlichen Verlauf an den beprobten Messstellen ermöglicht. Ergebnisse von Wasserproben enthält der ARGE-ELBE-Bericht „Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen 1994 - 1999“ vom Oktober 2000.

Die Abb. 31 zeigt die TCPP-Gehalte des technischen Gemisches (s. o.) in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben) aus den sechs Messstationen Schmilka, Gorsdorf (Schwarze Elster), Dessau (Mulde), Rosenberg (Saale), Schnackenburg und Seemannshöft. Erkennbar ist, dass die drei Nebenflüsse einen hohen Beitrag zum Stoffeintrag von TCPP in die Elbe leisten. Relativ hohe TCPP-Konzentrationen werden darüber hinaus von der Tschechischen Republik in den Fluss eingeleitet (s. Messstelle Schmilka). Die höchsten Konzentra-

tionen wurden in den Jahren 2001 und 2002 gemessen, sie liegen im Bereich von <0,5 bis 720 µg/kg. Tab. 3 zeigt die Medianwerte der beiden Jahre. Im weiteren Flussverlauf nehmen die TCPP-Konzentrationen ab und liegen an der Messstelle Seemannshöft meistens unterhalb von 50 µg/kg (Abb. 31). Anzumerken ist, dass im Regierungsbezirk Leipzig und Halle TCPP durch kommunale und industrielle Klärwerke TCPP in kleine Gewässer wie beispielsweise der Gösel (31.000 ng/l) abgegeben wird (ARGE-ELBE-Bericht 2000, s. o.) und damit einen nicht unbeträchtlichen Anteil zur Belastung der Saale mit diesem Stoffgemisch hat. Ähnliches gilt für die Mulde, denn durch das Klärwerk Delitzsch (7.300 ng/l) erfolgen ebenfalls relativ hohe TCPP-Einträge.

Tab. 3 Medianwerte der TCPP-Gehalte [µg/kg] in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten

Messstation	2001	2002
Elbe, Schmilka	470	244
Schwarze Elster, Gorsdorf	-	260
Mulde, Dessau	280	277
Saale, Rosenberg	470	506
Elbe, Schnackenburg	172	168
Elbe, Seemannshöft	-	51

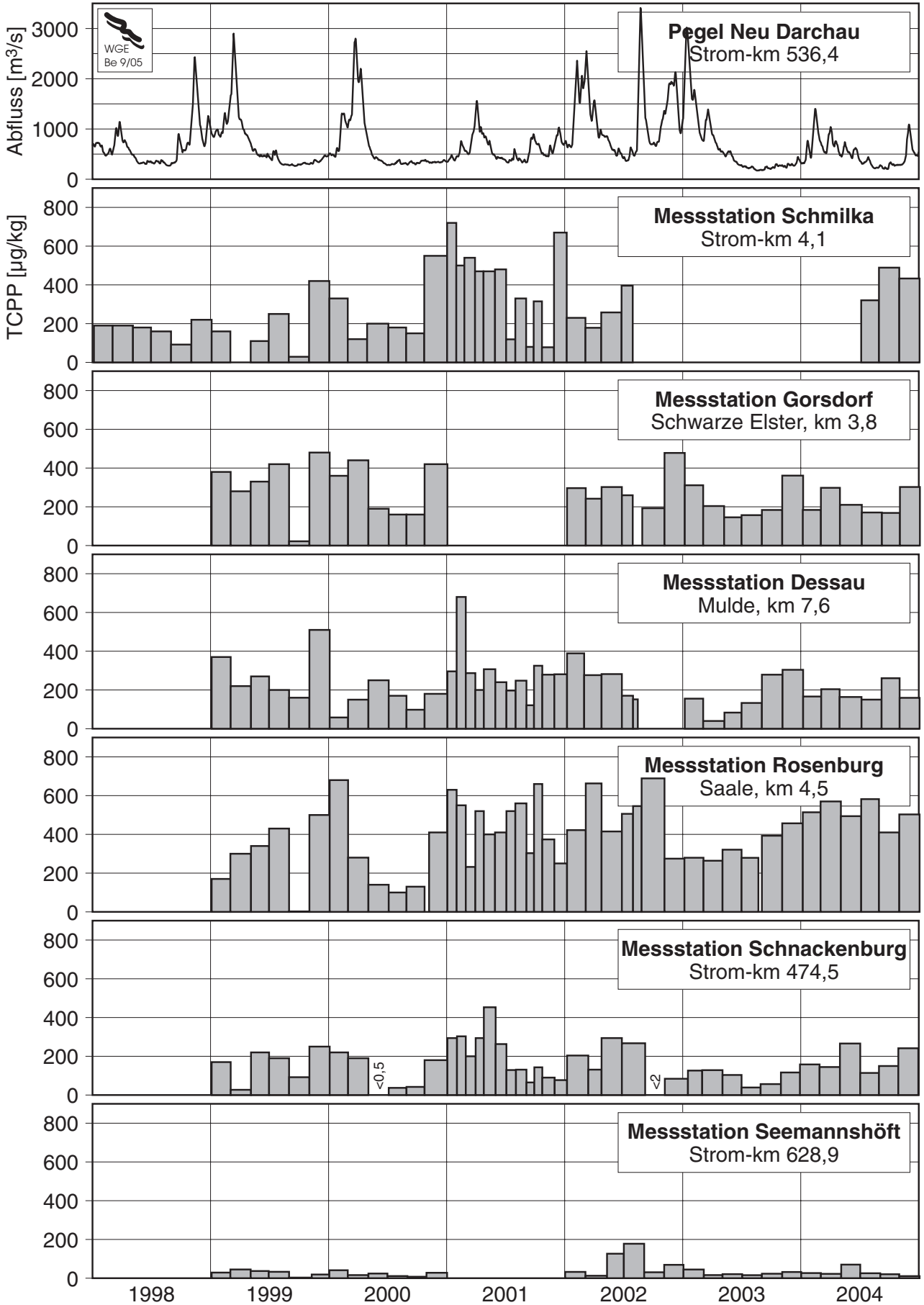


Abb. 31 Tris(chlorpropyl)phosphat (TCPP) in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe

## 10.2.2 Bromierte Diphenylether

### 10.2.2.1 Herstellung und Stoffeigenschaften

Bromierte Diphenylether (PBDE) werden als reaktive Flammschutzmittel seit ca. 30 Jahren verschiedenen Kunststoffen (z. B. Polystyrol), Kunststoffprodukten (elektronische Geräte wie Fernsehgeräte oder Computer) oder Textilien zugesetzt. Die jährliche Produktion bzw. der Verbrauch von PBDE wird in Europa auf 8.000 - 10.000 t geschätzt (Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit, Sachgebiet Umweltmedizin, Dezember 2004). Die Stoffgruppe der PBDE kann bis zu 209 Einzelverbindungen (Kongeneren) bilden, die in 10

Homologengruppen (Mono- bis Decabromdiphenylether) unterteilt werden. Sie sind hydrophob, besitzen wg. ihrer hohen Molekülmassen niedrige Dampfdrücke und zeichnen sich durch eine hohe Lipophilie und eine geringe Wasserlöslichkeit aus.

Die PentaBDE sind in Anhang X der EG-WRRL als prioritär gefährliche Stoffe enthalten. BDE 99 (ein pentabromiertes Kongener) kann eine endokrine Wirkung verursachen, sowohl in vivo, auf molekularer, als auch auf der Organebene.

### 10.2.2.2 Ergebnisse

Bisherige Untersuchungen an schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben) von der Elbe und ausgewählten Nebenflüssen haben überwiegend niedrige Konzentrationen an TetraBDE und PentaBDE gezeigt, sie liegen meistens unter der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg bzw. im unteren µg/kg-Bereich (ARGE-ELBE-Zahlentafel 2003).

Anders sieht es aus bei den Konzentrationen an DecaBDE (BDE 209), wie die Abb. 32 verdeutlicht. Die Untersuchungen zeigen die Ergebnisse von 27 Sedimentproben, die nach dem Hochwasserereignis vom August 2002 von Obristvi oberhalb der deutsch-tschechischen Grenze bis Trischendam im Nordseewatt entnommen worden sind. Die Auswertung der PBDE-Muster hat gezeigt, dass BDE 209 mit einem Anteil von 78 % ± 6 % gegenüber niedrigerer bromierten Verbindungen deutlich dominiert. Die Konzentrationsspannweite von BDE

209 liegt im Bereich von 0,5 - 17,4 µg/kg, wobei die Konzentrationen von Proben aus dem deutschen Flussabschnitt im allg. höher sind als die aus dem tschechischen Teil der Elbe. Ein deutlicher Konzentrations-Peak wurde in der Probe nahe dem Wehr Geesthacht festgestellt (Abb. 32). Im Tideabschnitt der Elbe nehmen die BDE 209-Konzentrationen durch die Vermischung mit unbelasteten Schwebstoffen aus der Nordsee ab.

Nach hiesiger Kenntnis werden PBDE nicht an der Elbe oder ihren Nebenflüssen produziert, so dass diese Konzentrationen wahrscheinlich diffusen Quellen wie z. B. kommunalen Klärwerken zuzuordnen sind. Außer in Feststoffen werden PBDE in Fischen aus der Elbe (Brasse, Aal) nachgewiesen (P. Lepom et al.: Polybrominated flame retardants - Occurrence of polybrominated diphenylethers in fresh water fish from Germany. *Organohalogen Comp.* 2002, 58, 209-212).

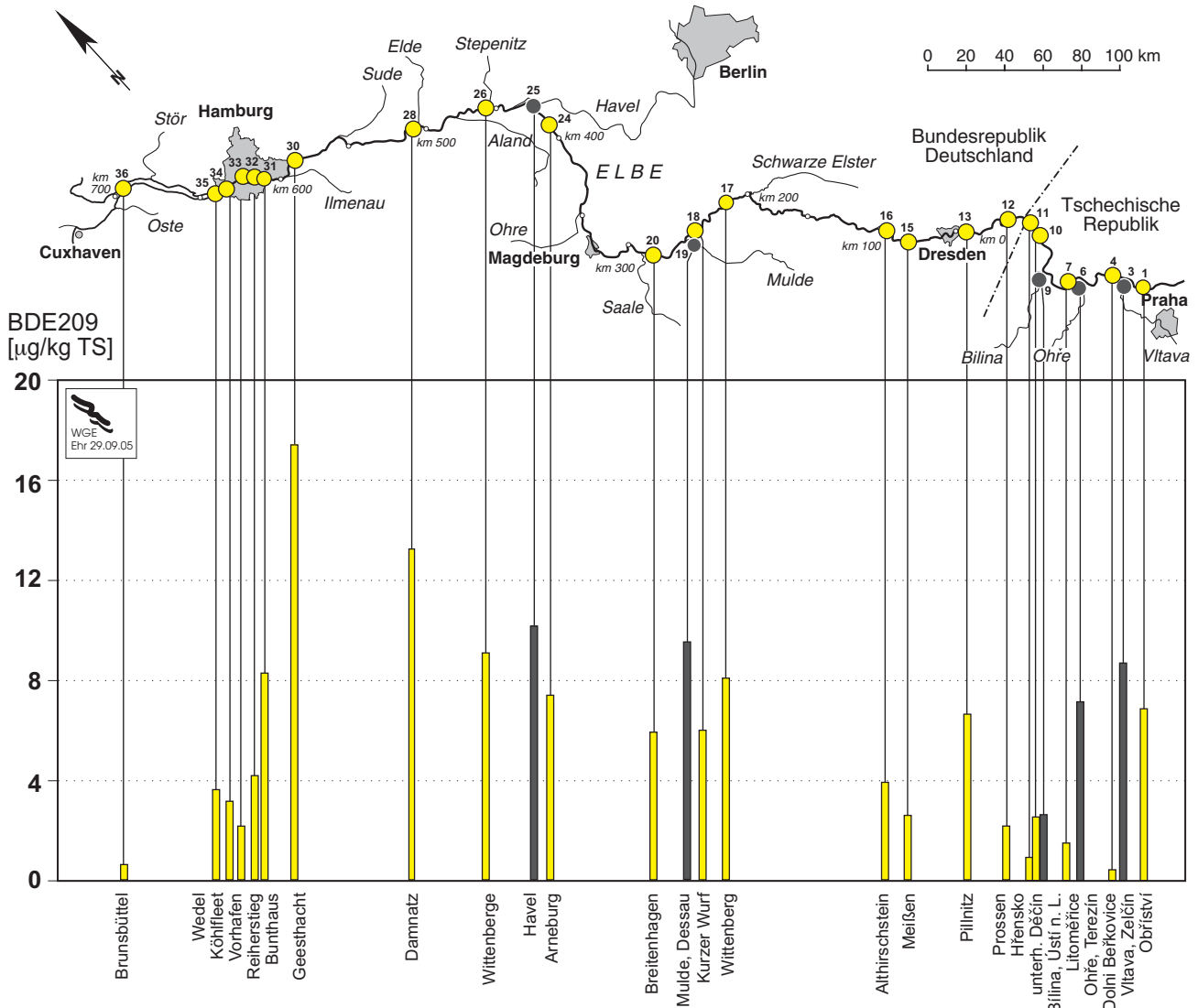


Abb. 32 Decabromdiphenylether (BDE 209) in Sedimenten der Elbe und einiger Nebenflussmündungen (Messungen Umweltbundesamt, Labor für Wasseranalytik, 8.-16.09.2002)

## 11. Ergebnisse der Messungen für das Bund/Länder-Messprogramm (BLMP) und Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP)

Das ursprüngliche Bund/Ländermessprogramm Nordsee wurde im Jahr 1986 als Beitrag der Bundesrepublik Deutschland zum gemeinsamen Überwachungsprogramm der Kommissionen von Oslo und Paris konzipiert. Das „Arbeitsprogramm 1986 bis 1995“ entsprach in Zielsetzung und Zweck dem, was die gemeinsame Überwachungsgruppe (Joint Monitoring Group – JMG) für die Durchführung der entsprechenden Artikel der Überein-

kommen von Oslo und Paris festgelegt hat. Dabei wurden folgende Überwachungszwecke definiert:

- Die Abschätzung möglicher Gefahren für die menschliche Gesundheit.
- Die Abschätzung von Schäden an lebenden Ressourcen und Lebewesen im Meer (Ökosysteme).

- Die Abschätzung des gegenwärtigen Stands der Meeresverschmutzung.
- Die Abschätzung der Wirksamkeit von Maßnahmen, die im Rahmen der Konventionen zur Verminderung der Meeresverschmutzung getroffen werden.

Es ging also in erster Linie um den Schutz der Nordsee und um die Reduzierung der Einträge, beispielsweise über die großen einmündenden Ströme. Seit 2003 gibt es ein neues Joint Assessment Monitoring Programme (JAMP), das eine Weiterentwicklung des JMP darstellt.

Gemäß Absprache zwischen Bund und ARGE ELBE werden die im unteren Elbeästuar und im Küstengewässer der Elbe zu betrachtenden Kompartimente Wasser, Organismen und Sedimente im Rahmen des gemeinsamen ARGE-ELBE-Messprogramms berücksichtigt. Die Wassergütestelle Elbe der ARGE ELBE sorgt für die ordnungsgemäße Durchführung des ARGE-ELBE-Messprogramms und leitet die erhobenen Daten an die Meeresumweltdatenbank (MUDAB) weiter. Von dort werden die geprüften Daten in die entsprechenden internationalen Gremien transportiert.

Das im Jahr 1997 erweiterte und umbenannte BLMP Nordsee/Ostsee steht derzeit vor einer Umbruchphase. Die AG WRRL des BLMP entwickelt derzeit ein Überwachungsprogramm, das nicht nur der relativ neuen EG-Wasserrahmenrichtlinie gerecht wird, sondern auch den übrigen nationalen und internationalen Anforderungen Rechnung trägt (BLMP).

Mindestumfang bei der Überwachung von Meerwasser/Brackwasser waren/sind neben bestimmten Hilfsbestimmungsgrößen die Nährstoffe, die anorganischen Kontaminanten Hg, Cd, Cu, Zn und Pb sowie die organischen Kontaminanten HCB, ausgewählte HCH-Isomere und ausgewählte PCB.

Bei der Überwachung der Organismen – im Falle des unteren Elbeästuars Flundern und im Falle des Küstengewässers Elbe Flundern und Miesmuscheln - sind ebenfalls neben sog. Hilfsbestimmungsgrößen die o. g. anorganischen

sowie organischen Kontaminanten zu untersuchen.

Ähnliches gilt auch für die Überwachung der frischen Sedimente, in denen seit Ende der 1990er/Beginn der 2000er Jahre zusätzlich zum o. g. Schadstoffspektrum Organozinnverbindungen und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) zu berücksichtigen sind. Einen Überblick über die Probenahmenstellen im unteren Elbeästuar und im Küstengewässer der Elbe liefert die Abb. 33. Naturgemäß variieren die Fangplätze für die Flunder geringfügig von Jahr zu Jahr.

Im Rahmen eines Beschlusses der ARGE ELBE wurde die Wassergütestelle Elbe beauftragt, eine langzeitliche Auswertung der seit Beginn des BLMP erhobenen Daten vorzunehmen, und zwar für die drei o. g. Kompartimente Wasser, Organismen und Sedimente. Die damit verbundene Trendanalyse soll insbesondere im Falle von gleich bleibenden Trends zu einer Straffung/Reduzierung der Untersuchungen und der Untersuchungsstellen führen. Es wird als wenig kosteneffizient erachtet, wenn beispielsweise bei benachbarten Untersuchungsstellen grundsätzlich keine signifikanten Unterschiede bei den Messwerten feststellbar sind. In diesem Zusammenhang gehört auch das jährliche Messintervall auf den Prüfstand. Das JAMP ermöglicht die Verlängerung von Messintervallen für einzelne Schadstoffe, sofern für diese über einen Zeitraum von 5 Jahren Konzentrationen nahe Null oder nahe den Hintergrundwerten nachgewiesen werden können.

Die nachfolgende Auswertung der Untersuchungsbefunde kann sich nur auf exemplarische Messgrößen in den Kompartimenten beziehen. Es wird aber sichergestellt, dass die dabei getroffenen Aussagen auch auf diejenigen Messgrößen bezogen werden können, auf die im Rahmen dieses Berichtes nicht näher eingegangen wird.

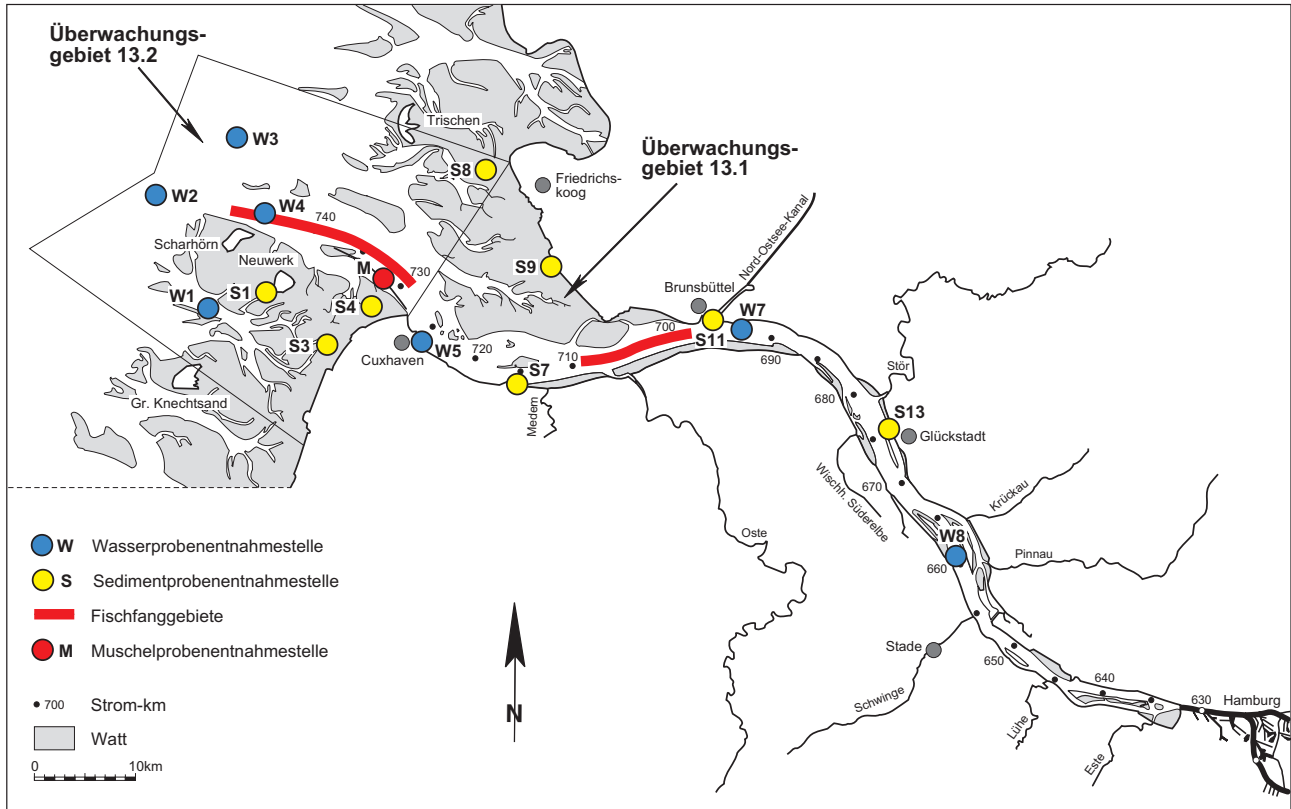


Abb. 33 JAMP/BLMP-Nordsee - Übersicht der Probenentnahmestellen im Elbeästuar

## 11.1 Wasseruntersuchungen

Ergebnisse zu Wasseruntersuchungen liegen für den gesamten Untersuchungszeitraum von 1986 bis zur Gegenwart vor. Methodisch bedingt werden die Messstellen des äußeren Ästuarbereiches 4 bis 6 mal pro Jahr vom Hubschrauber aus beprobt. Die Messstellen des inneren Ästuarbereiches (Messstationen) unterliegen demgegenüber einer deutlich höheren Probenahmefrequenz pro Jahr.

Beispielhaft wird in den nachfolgenden Ausführungen die Nährstoffsituation behandelt. Ein wesentliches Ergebnis ist, dass generell die Nährstoffgehalte im Längsprofilabschnitt der Elbe von Glückstadt (Beginn Übergangsgewässer, unteres Elbeästuar) zur See hin abnehmen. Dies ist auf die Einmischung geringer belasteter mariner Wasserkörper zurückzuführen.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet, nehmen die Ammoniumgehalte, ins-

besondere im inneren Elbeästuar, kontinuierlich ab (hier nicht aufgetragen). Aufgrund des temperaturabhängigen Nitrifikationsprozesses werden die höchsten Ammoniumgehalte grundsätzlich in der kalten Jahreszeit festgestellt. Auch für Nitrat (Abb. 34) und Gesamt-N (Abb. 35) ist ein kontinuierlicher Rückgang der Konzentrationswerte, insbesondere im inneren Elbeästuar, zu verzeichnen. Die niedrigsten Werte treten während der Vegetationsperiode auf, wenn Algen dem Wasser Stickstoff zum Aufbau körpereigener Substanz entziehen.

Für o-Phosphat (Abb. 36) und Gesamt-P (Abb. 37) deutet sich zumindest für die Messstellen des inneren Elbeästuars ein leicht abnehmender Trend für den gesamten Untersuchungszeitraum an.

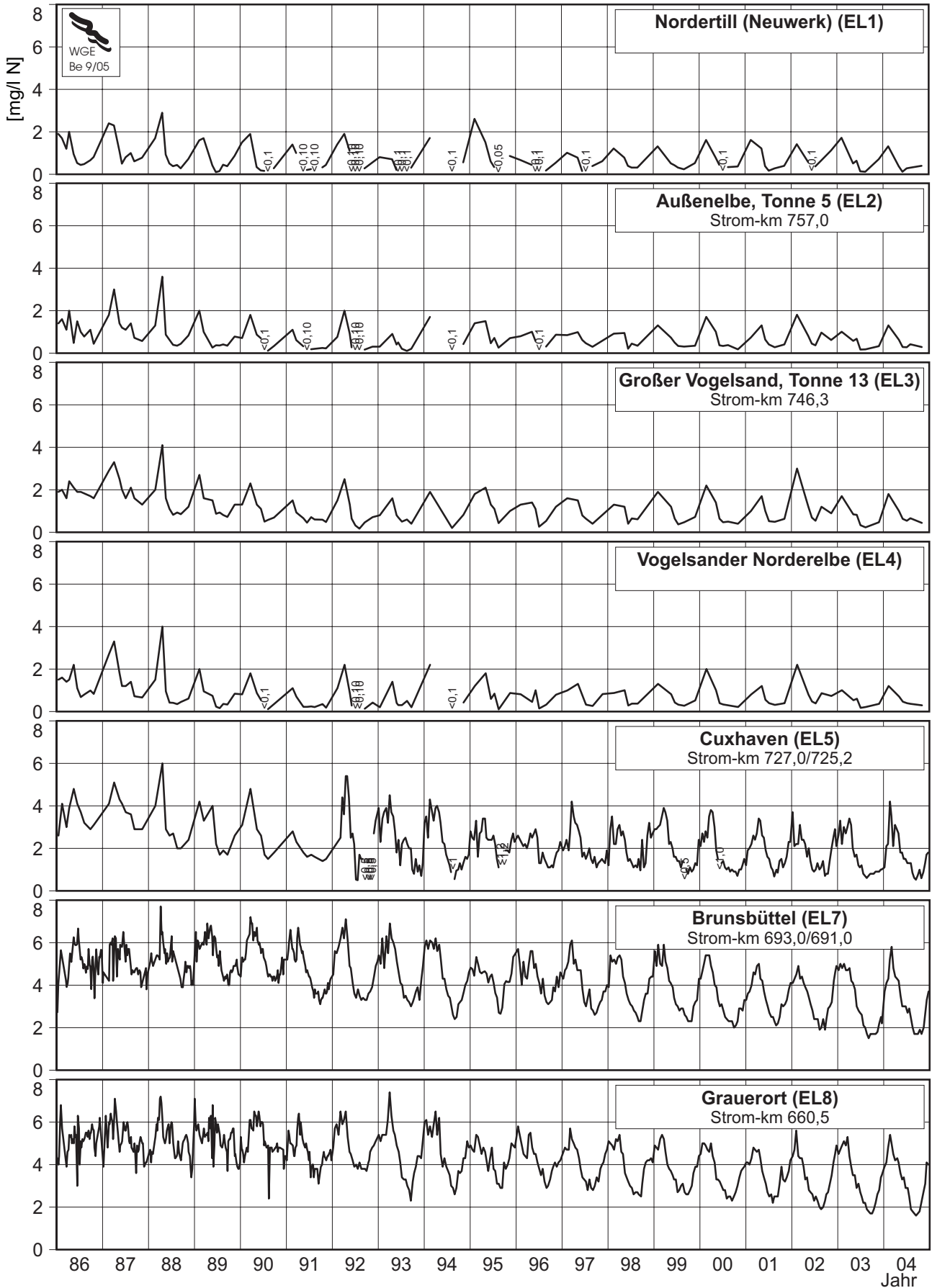


Abb. 34 JAMP/BLMP - Nitrat-Gehalte im Wasser des Elbeästuars



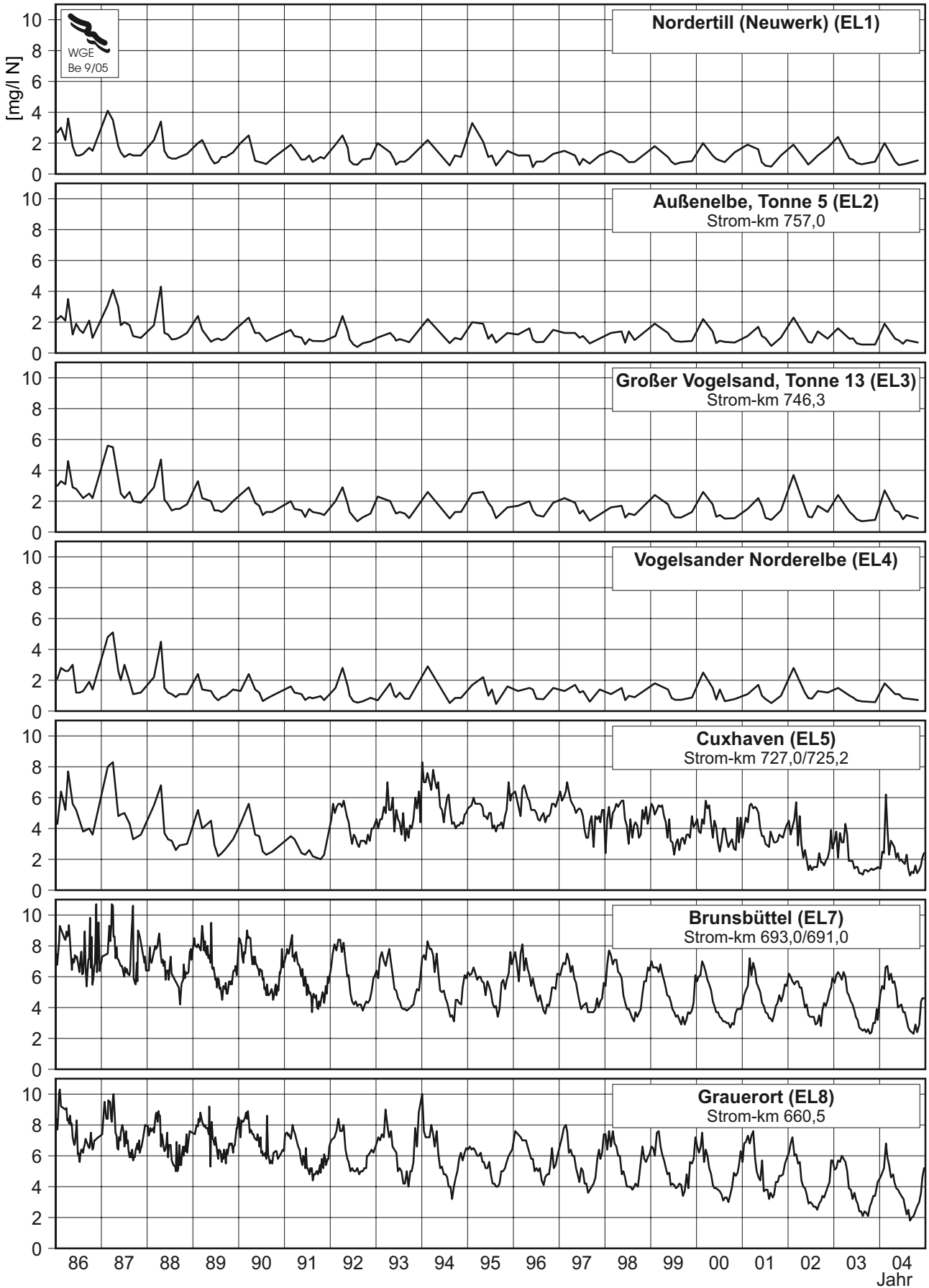


Abb. 35 JAMP/BLMP - Gesamt-Stickstoff-Gehalte im Wasser des Elbeästuars

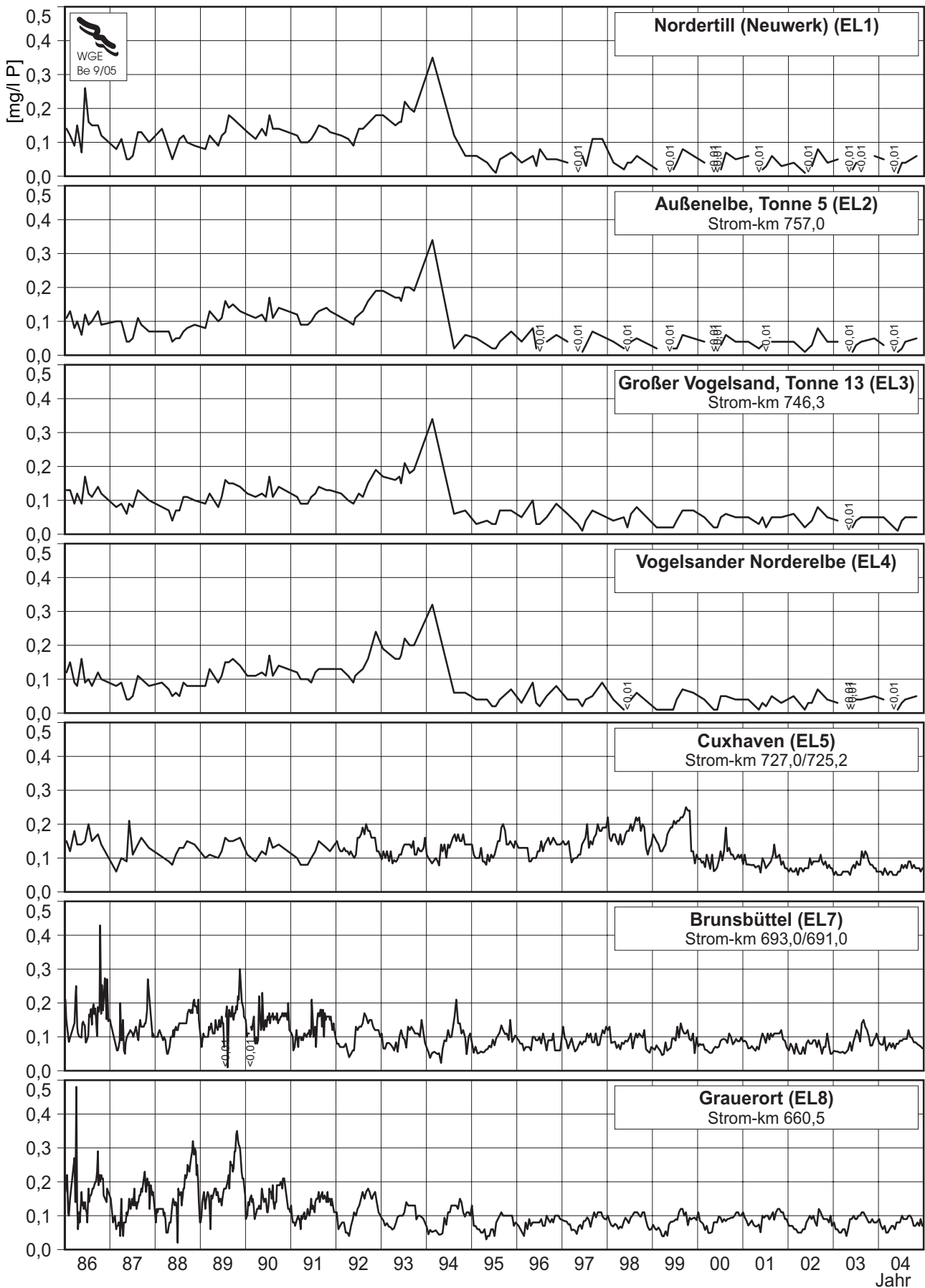


Abb. 36 JAMP/BLMP - o-Phosphat-Gehalte im Wasser des Elbeästuars

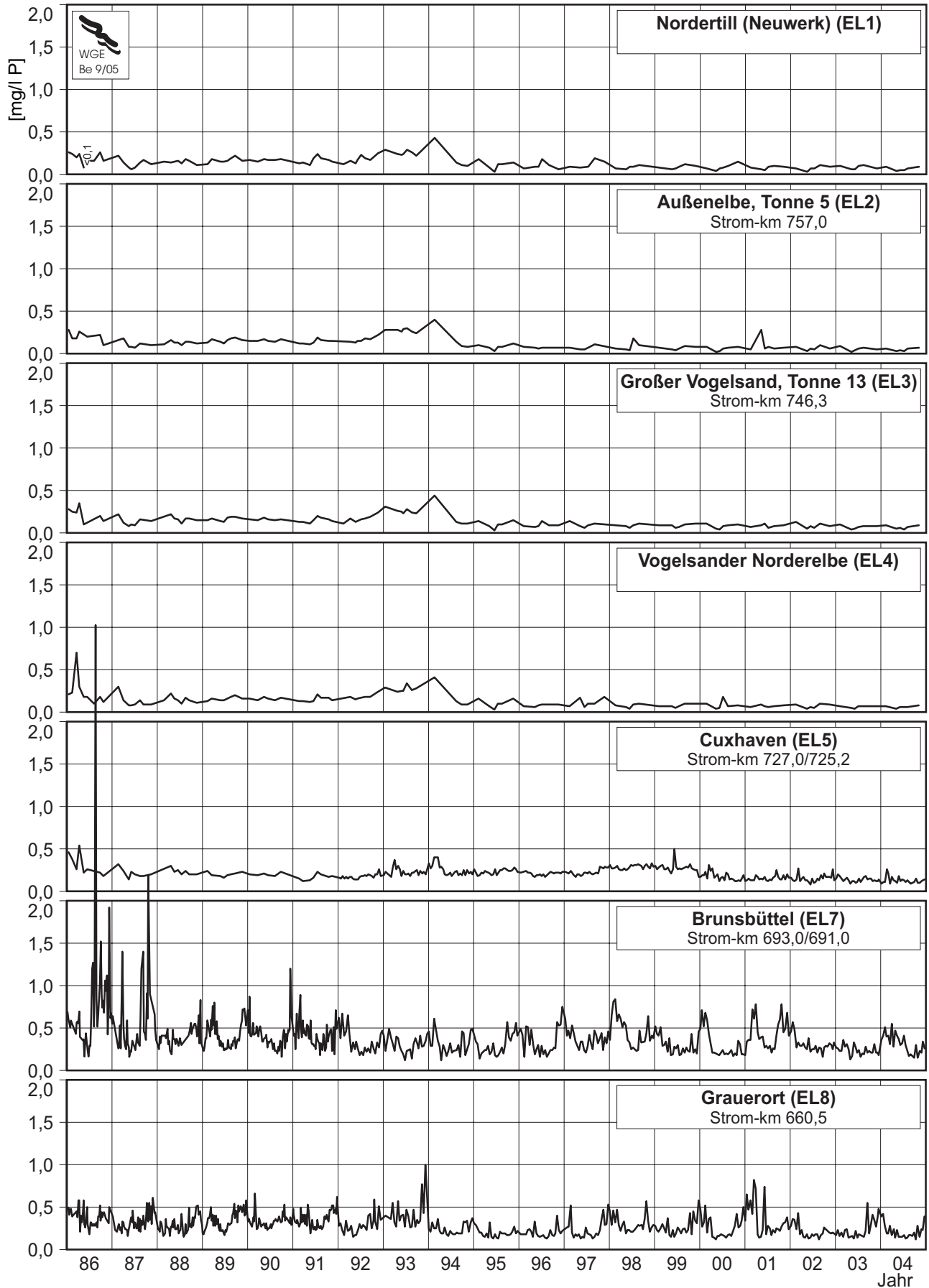


Abb. 37 JAMP/BLMP - Gesamt-Phosphor-Gehalte im Wasser des Elbeästuars

## 11.2 Untersuchungen an Organismen

### 11.2.1 Miesmuscheln

Mit Ausnahme der Jahre 2001 und 2002 liegen seit 1986 Untersuchungsergebnisse für die Miesmuscheln vor. Sie stammen aus dem Überwachungsgebiet 13.2 (Küstengewässer Elbe) vom Leitdamm bei Cuxhaven (km 6). Die Miesmuscheln wurden in 3 bis 6 Längengruppen sortiert und dann wurden 20 bis 50 Tiere zu Poolproben zusammengefasst, um genügend Material für die Analyse zu haben.

Unter den anorganischen Kontaminanten ist für Quecksilber seit Beginn der Untersuchungsreihe erfreulicherweise ein deutlich abnehmender Trend zu verzeichnen. Ab 1998 scheint sich ein gleichbleibender Trend auf relativ niedrigem Niveau abzuzeichnen (Abb. 38). Für Cadmium ist kein eindeutiger Trend erkennbar. Auffällig ist, dass in den beiden letzten Untersuchungsjahren 2003 und 2004 vergleichsweise hohe Werte festgestellt wurden (Abb. 38). Die Bleigehalte korrespondieren in guter Übereinstimmung mit den Cadmiumwerten. Auch hier wurden in den beiden zurückliegenden Jahren 2003 und 2004 vergleichsweise hohe Werte nachgewiesen (Abb. 38). Die beiden Elemente Kupfer und Zink (hier nicht aufgetragen) zeigen innerhalb eines gewissen Schwankungsbereiches einen relativ gleichbleibenden Trend an. Ähnlich wie beim Quecksilber ist

auch für Arsen (hier nicht aufgetragen) ein abnehmender Trend zu verzeichnen. Der erhöhte Befund im Jahr 2003 kann als Ausreißer bezeichnet werden.

Für die beiden untersuchten HCH-Isomere a-HCH und b-HCH scheint innerhalb einer gewissen Schwankungsbreite ein gleichbleibender Trend zu bestehen (Abb. 39). Für Lindan hingegen zeichnet sich insgesamt betrachtet ein abnehmender Trend ab, wobei die Befunde ab dem Jahr 1999 auf relativ niedrigem Niveau gleichbleibend sind (Abb. 39). Der HCB-Verlauf ist eher als wellenförmig zu bezeichnen. In den zurückliegenden Jahren hat sich wieder ein ähnlich niedriges Belastungsniveau eingestellt wie zu Beginn der 1990er Jahre (Abb. 40). Für die untersuchten PCB-Kongeneren lässt sich insgesamt betrachtet ein relativ gleichförmiger Trend aufzeigen (Abb. 40). Gleiches gilt auch für das DDT (hier nicht aufgetragen), dessen Gehalte in den Miesmuscheln ein relativ geringes Belastungsniveau widerspiegeln. Bei den Abbauprodukten DDD und DDE traten die höchsten Belastungen Mitte der 1990er Jahre auf. Seit Ende der 1990er Jahre sind niedrigere Werte ohne erkennbaren Trend aufgetreten.

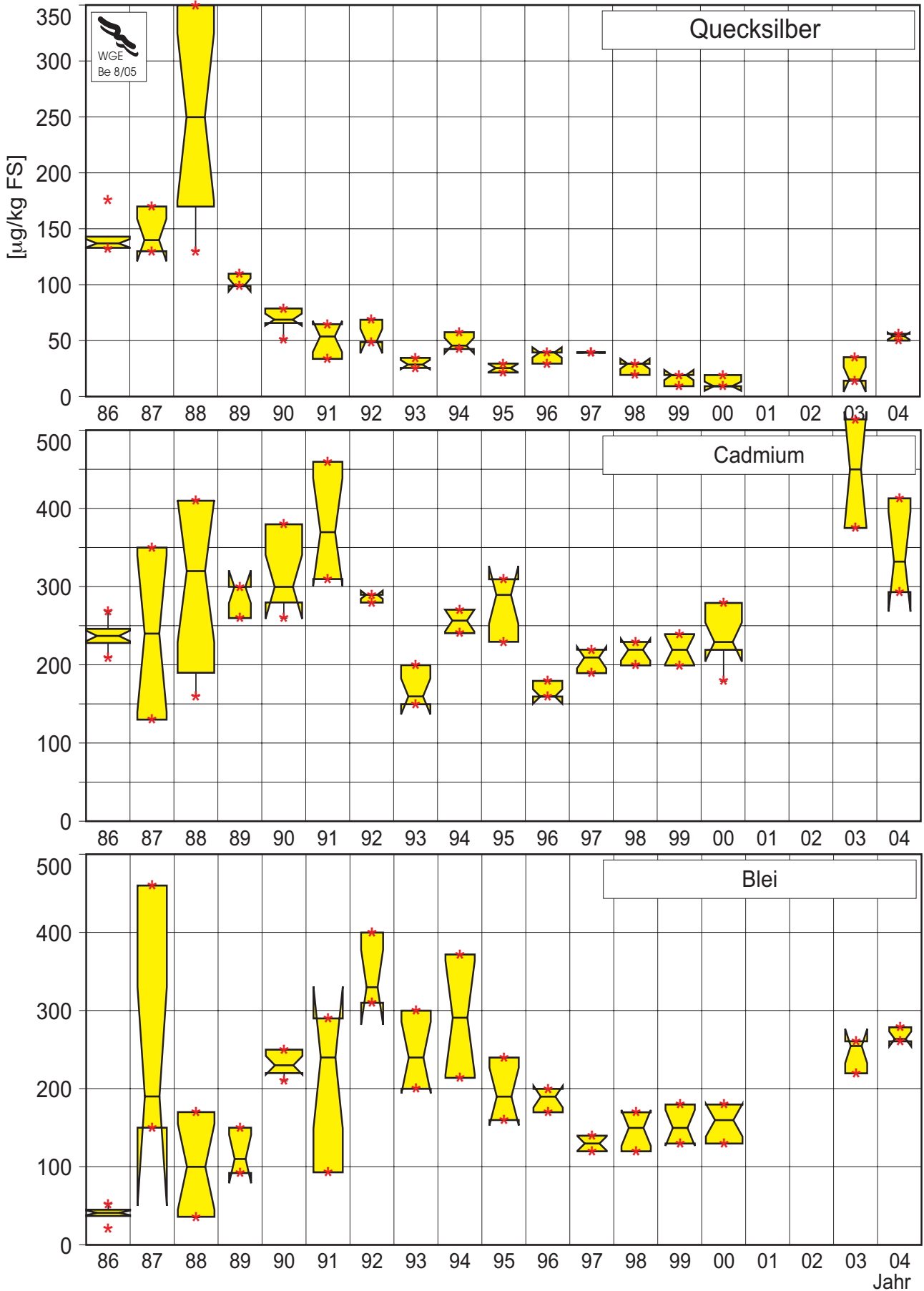


Abb. 38 Schwermetall-Gehalte in Miesmuscheln (Poolproben) vom Leitdamm Cuxhaven

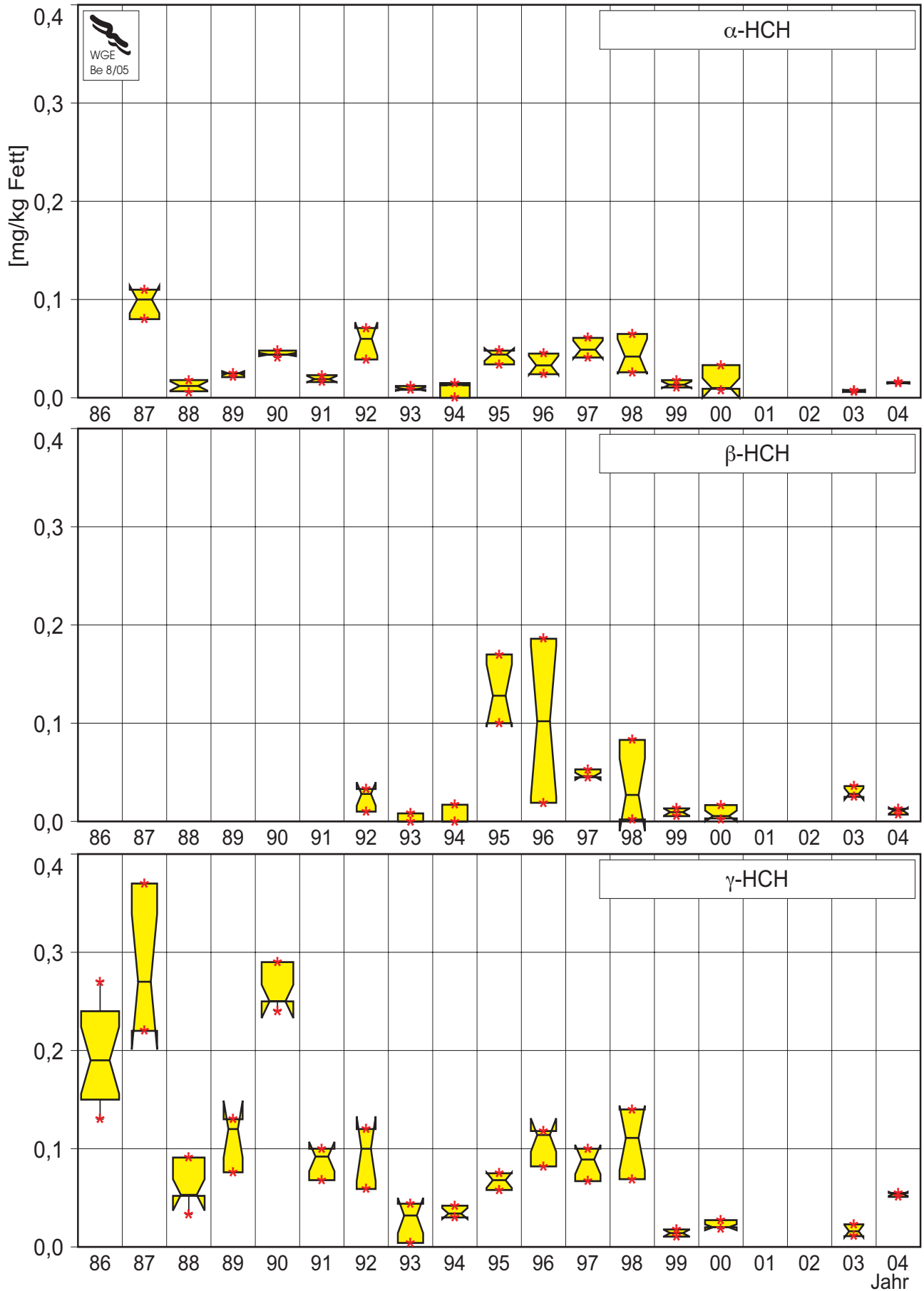


Abb. 39 HCH-Gehalte in Miesmuscheln (Fett) (Poolproben) vom Leitdamm Cuxhaven

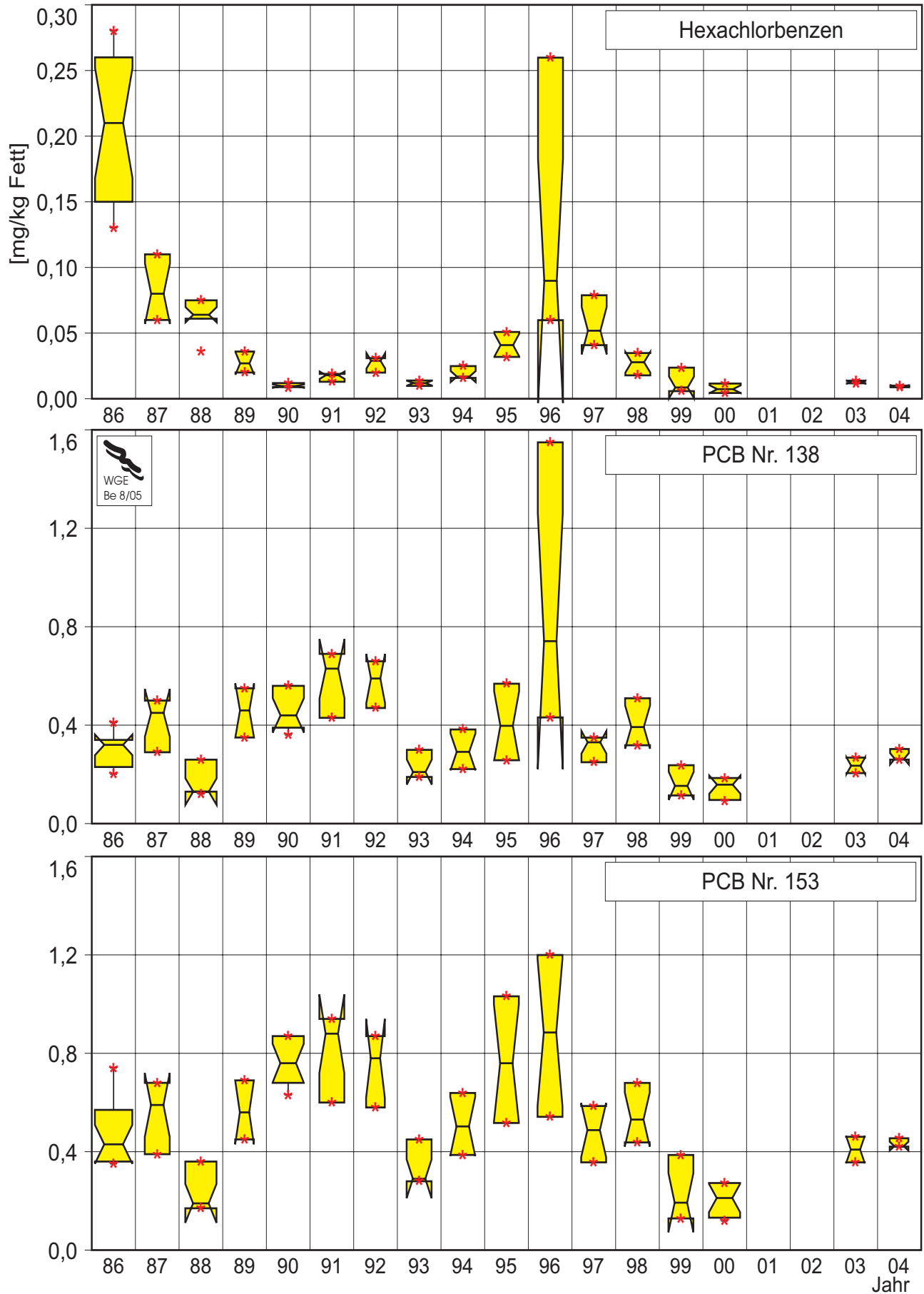


Abb. 40 HCB, PCB-Gehalte in Miesmuscheln (Fett) (Poolproben) vom Leitdamm Cuxhaven

### 11.2.2 Flundern

Mit Ausnahme einzelner Jahre liegen seit 1986 durchgehend Untersuchungsergebnisse für Flundern vor. Sie stammen sowohl aus dem Überwachungsgebiet 13.1 (unteres Elbeästuar) als auch aus dem Überwachungsgebiet 13.2 (Küstengewässer Elbe). Die Ergebnisse der einzelnen Messgrößen weisen in beiden Überwachungsgebieten eine sehr gute Übereinstimmung auf, so dass die nachfolgende Beschreibung der Befunde allgemein gehalten werden kann.

Ähnlich wie bei den Miesmuscheln ist für Quecksilber seit Beginn der Untersuchungsreihe erfreulicherweise ein deutlich abnehmender Trend in der Muskulatur der Flundern zu verzeichnen. Ab 1991 bewegen sich die Ergebnisse auf einem relativ gleichbleibenden niedrigen Niveau (Abb. 41). Für das Element Kupfer ist für die Jahre 1988 bis 1999 ein leichter abnehmender Trend auf relativ niedrigem Niveau zu verzeichnen. Im Jahr 2000 traten überraschender Weise 3 bis 5mal höhere Werte auf, die zwar in den nachfolgenden Jahren wieder zurückgingen, aber bisher nicht das alte, vorher bekannte niedrige Niveau erreichten (Abb. 41). Vom Jahr 1999 zum Jahr 2000 fand ein Laborwechsel statt. Beide Laboratorien waren/sind akkreditiert. Das Element Zink (hier nicht

aufgetragen) zeigt innerhalb eines gewissen Schwankungsbereiches einen relativ gleichbleibenden Trend in der Muskulatur an.

Die Elemente Cadmium, Chrom und Arsen (hier nicht aufgetragen) wurden in Leberpoolproben der Flundern bestimmt. Unter Berücksichtigung einer gewissen Schwankungsbreite ist für Cadmium und Chrom ein relativ gleichbleibender Trend für den gesamten Untersuchungszeitraum erkennbar. Für Arsen ist ein leicht abnehmender Trend erkennbar.

Aus der Gruppe der organischen Kontaminanten ergibt sich für HCB in der Muskulatur von Flundern, bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum, ein leicht abnehmender Trend (Abb. 42). Uneindeutig ist hingegen die Entwicklung der Belastungssituation mit a-HCH. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes traten immer mal wieder höhere und niedrigere Gehalte in der Flundermuskulatur auf (Abb. 43). Für das HCH-Isomer Lindan scheint hingegen ein leicht abnehmender Trend zu bestehen (Abb. 43). Für die 8 PCB-Kongeneren Nr. 28 bis Nr. 194 ist, bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum, keine signifikante Änderung in der Belastungssituation eingetreten (hier nicht aufgetragen).



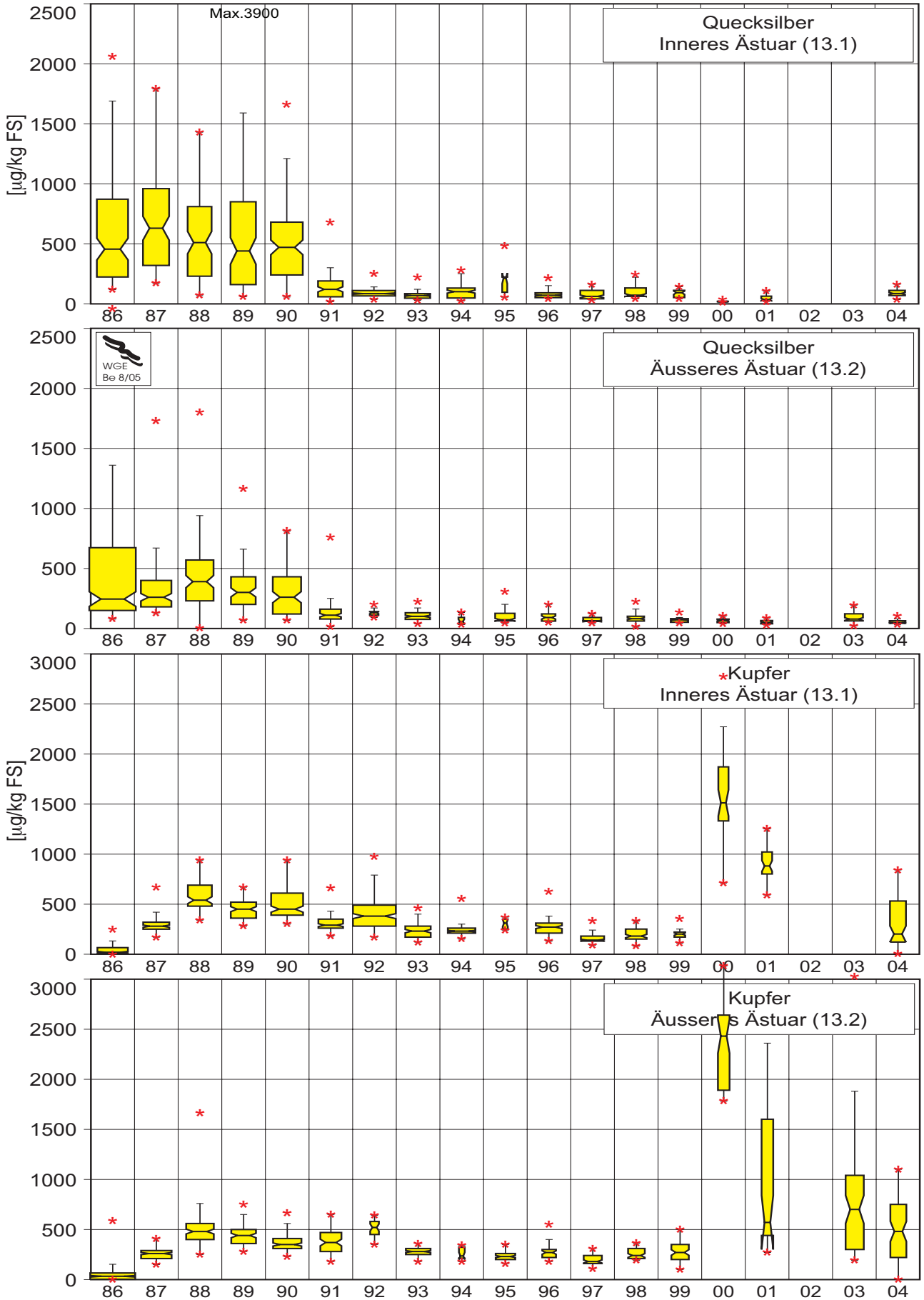


Abb. 41 Quecksilber- und Kupfer-Gehalte in der Muskulatur von Flundern der Elbe

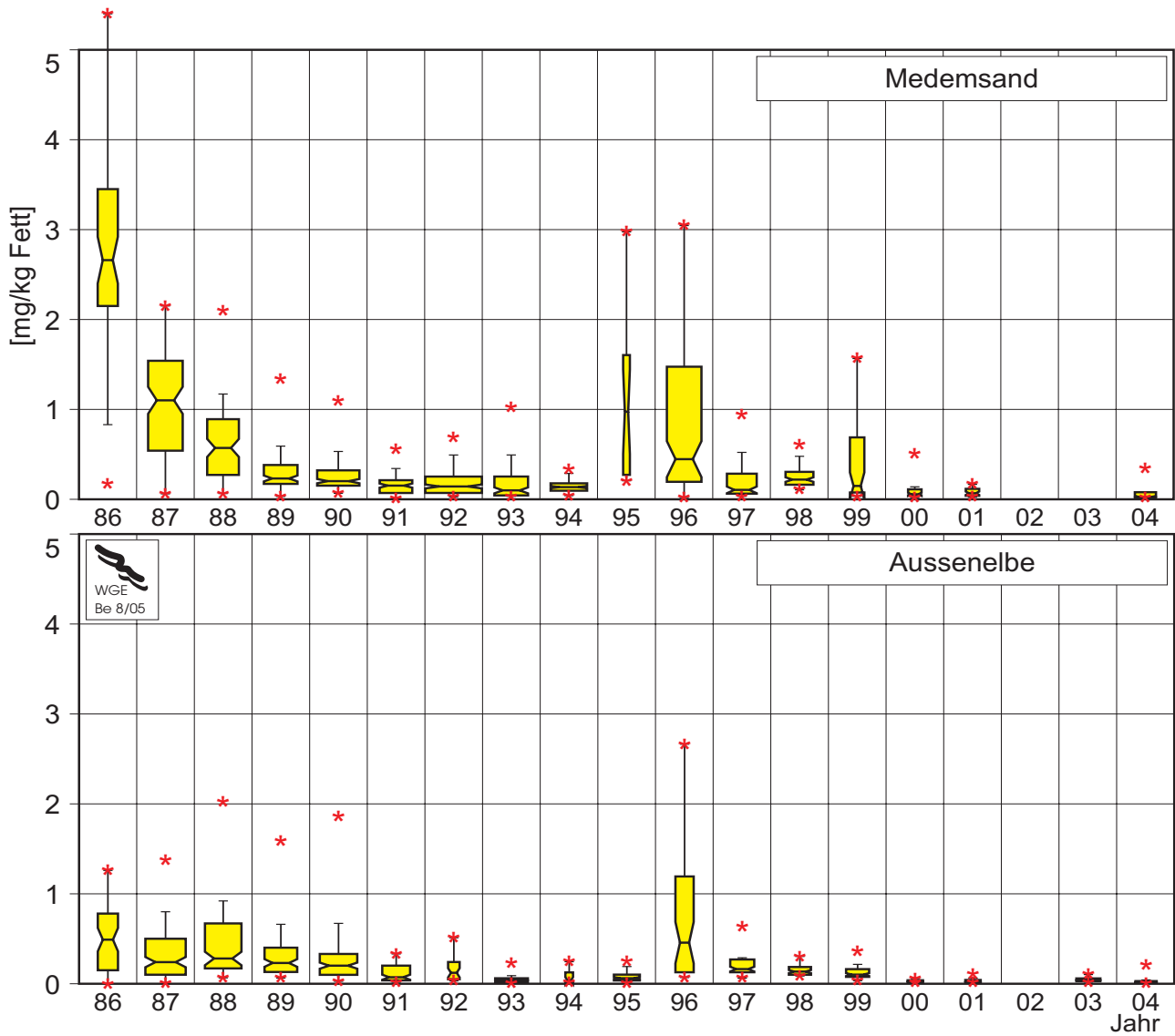


Abb. 42 HCB-Gehalte im Fett der Muskulatur von Fludern der Elbe

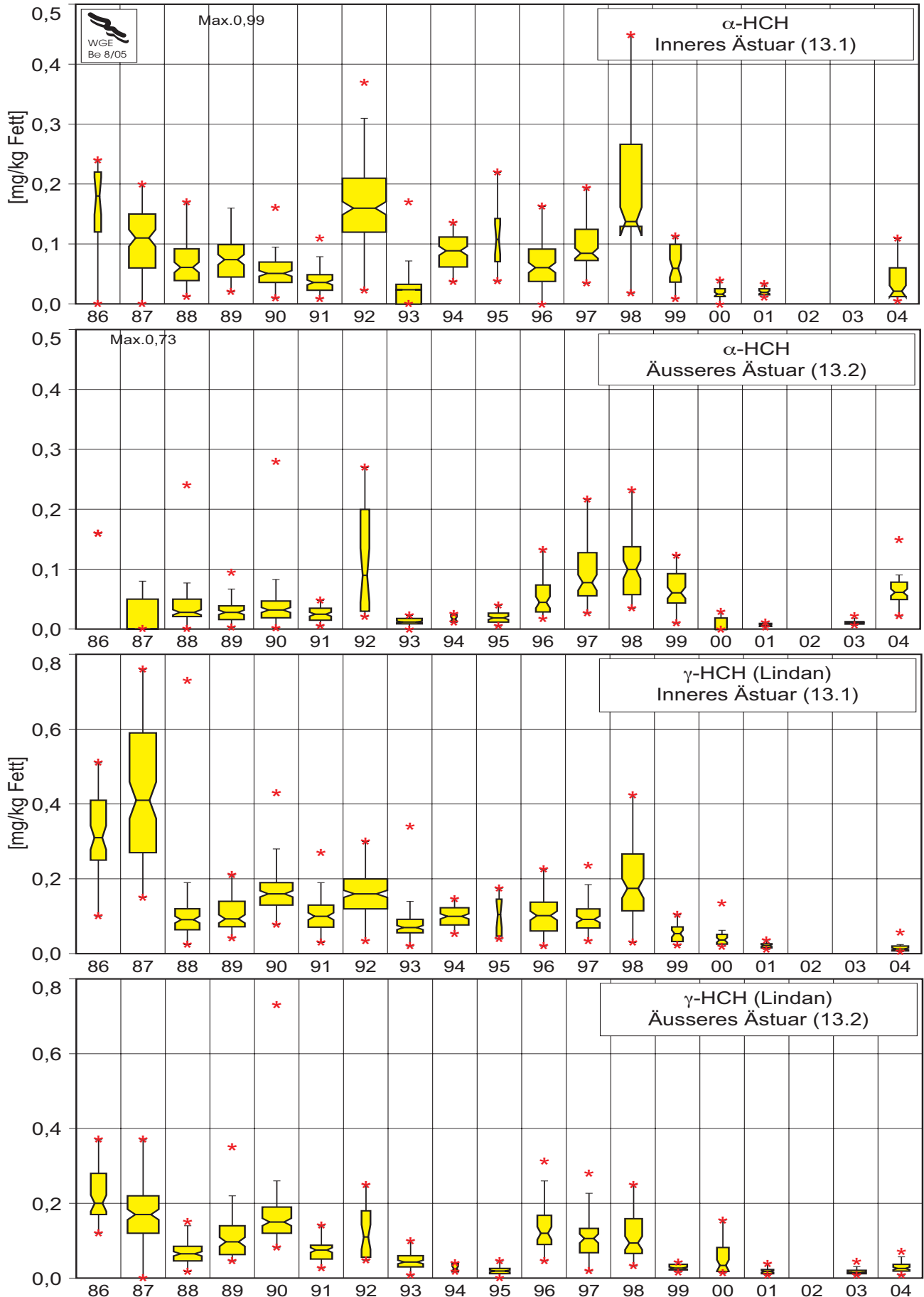


Abb. 43 HCH-Gehalte im Fett der Muskulatur von Flundern der Elbe

### 11.3 Sedimente

Die Beprobung frischer oberflächennaher Sedimente erfolgte an insgesamt 6 Messorten im unteren Abschnitt des Elbeästuars und im Küstengewässerabschnitt der Elbe. Ergebnisse zu den klassischen Messgrößen, wie z. B. Anteil der <20- $\mu\text{m}$ -Fraktion, TOC in der Gesamtprobe, ausgewählte anorganische und organische Schadstoffe, liegen bis auf wenige Ausnahmen seit Beginn der Untersuchungsreihe vor. Später, im wesentlichen ab dem Jahr 2001, wurden zusätzlich die Organozinnverbindungen in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Die Gruppe der Flammschutzmittel wird seit 1998 untersucht.

Ein wesentliches Ergebnis ist, dass generell die Schadstoffgehalte im Längsprofilabschnitt der

Elbe von Glückstadt (Beginn Übergangsgewässer) zur See hin abnehmen. Dies ist auf die Einmischung geringer belasteter mariner Sedimente zurückzuführen (Abb. 44). Bezogen auf die einzelnen Messorte ist für eine Vielzahl der Kontaminanten ein relativ gleichbleibender Trend während des gesamten Untersuchungszeitraumes zu verzeichnen. Dagegen scheint sich bei den HCH-Isomeren (Abb. 45-47) und beim HCB (Abb. 48) insbesondere seit Ende der 1990er Jahre ein leicht abnehmender Trend abzuzeichnen. Hinsichtlich der Organozinnverbindungen, der Flammschutzverbindungen (hier nicht aufgetragen) und der PAK (Abb. 49) besteht zur Zeit ein eher gleichbleibender Trend.

### 11.4 Folgerungen für die zukünftige Durchführung des BLMP

Als logische Konsequenz ist nach Sichtung der bisher vorliegenden jährlichen Untersuchungsergebnisse festzuhalten, dass die Untersuchungen der Flundern von zwei unterschiedlichen Fangbereichen auf einen Fangbereich reduziert werden können, ohne dass dadurch die fachliche Aussagekraft der Ergebnisse eingeschränkt werden würde. Es wird vorgeschlagen, den Fangbereich im Küstengewässer Elbe beizubehalten, weil im Rahmen der dortigen Probenahme auch die Probenahme der Miesmuscheln stattfindet und zusätzlich Informationen zur Artenvielfalt der Fische im Küstengewässer der Elbe kostenfrei erhoben werden können. Der Fangbereich im unteren Elbeästuar oberhalb der Seegrenze bei Cuxhaven kann nach Ansicht der Wassergütestelle Elbe demgegen-

über gestrichen werden. Hierdurch könnten Kosten in Höhe von rd. 14.000 Euro eingespart werden.

Grundsätzlich bietet sich bei Untersuchungsbefunden der Kompartimente, die einen gleichbleibenden Trend aufweisen, eine Reduzierung des Messintervalls an. Diese Aussage betrifft allerdings nur einzelne Messgrößen innerhalb der jeweiligen Schadstoffgruppen. Da aus analytischer Sicht viele Messgrößen einer Schadstoffgruppe in einem gemeinsamen Arbeitsgang erfasst werden, lohnt sich die Ausklammerung der einzelnen Verbindungen mit gleichbleibendem Trend nicht. Es würde dadurch keine Kostenreduzierung eintreten.

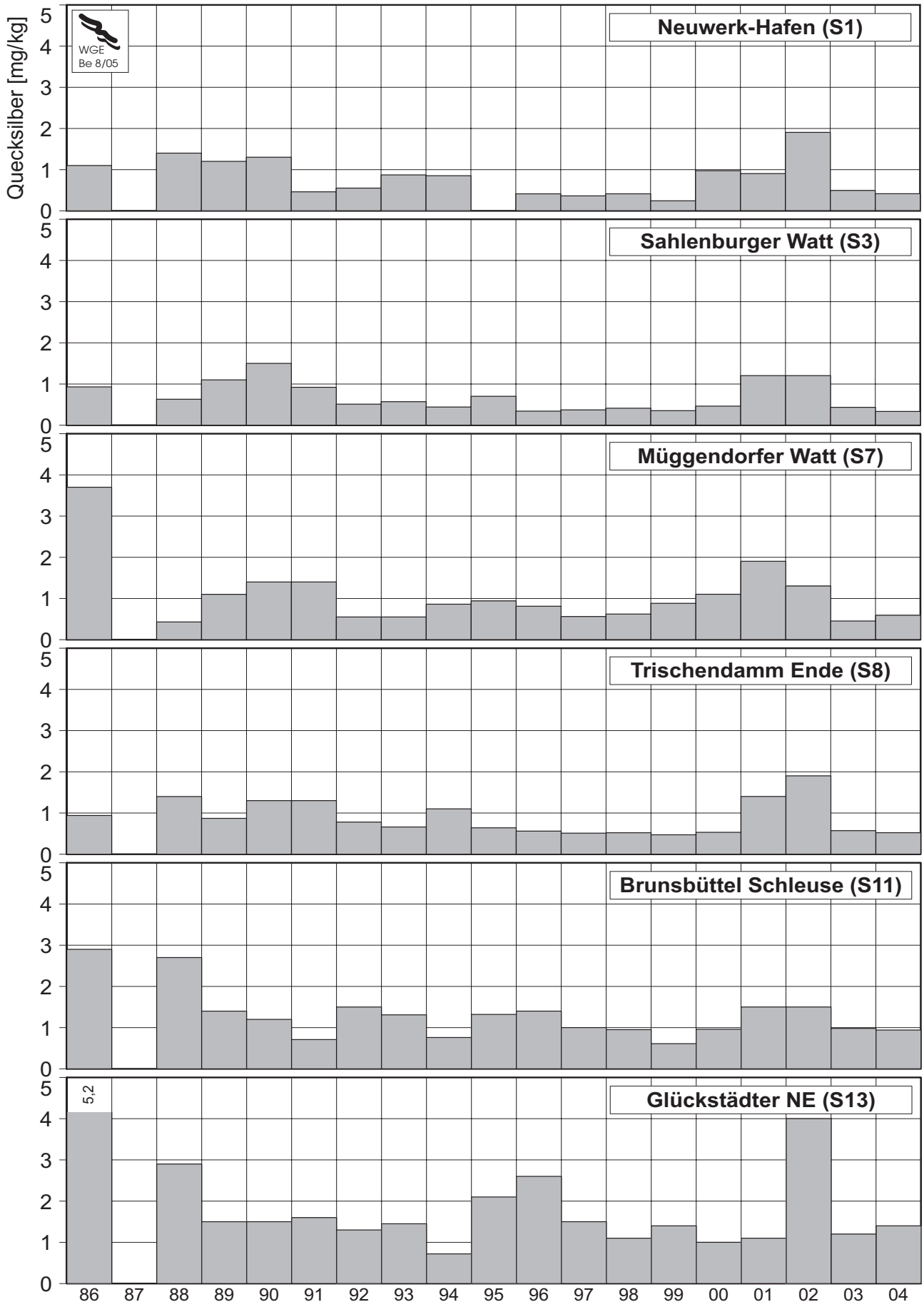


Abb. 44 Quecksilber-Gehalte in Sedimenten des Elbe-Ästuars

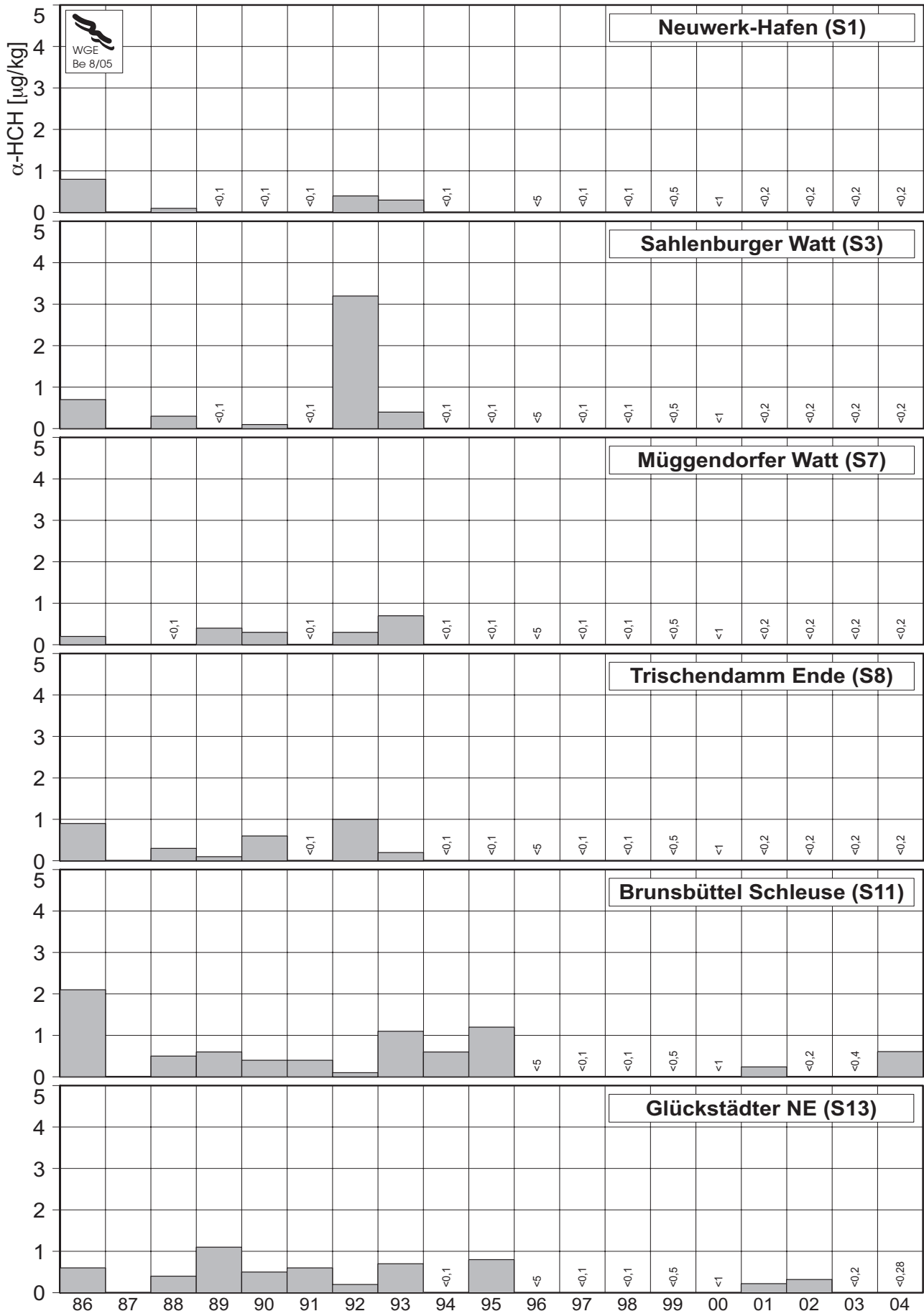


Abb. 45  $\alpha$ -HCH-Gehalte in Sedimenten des Elbe-Ästuars

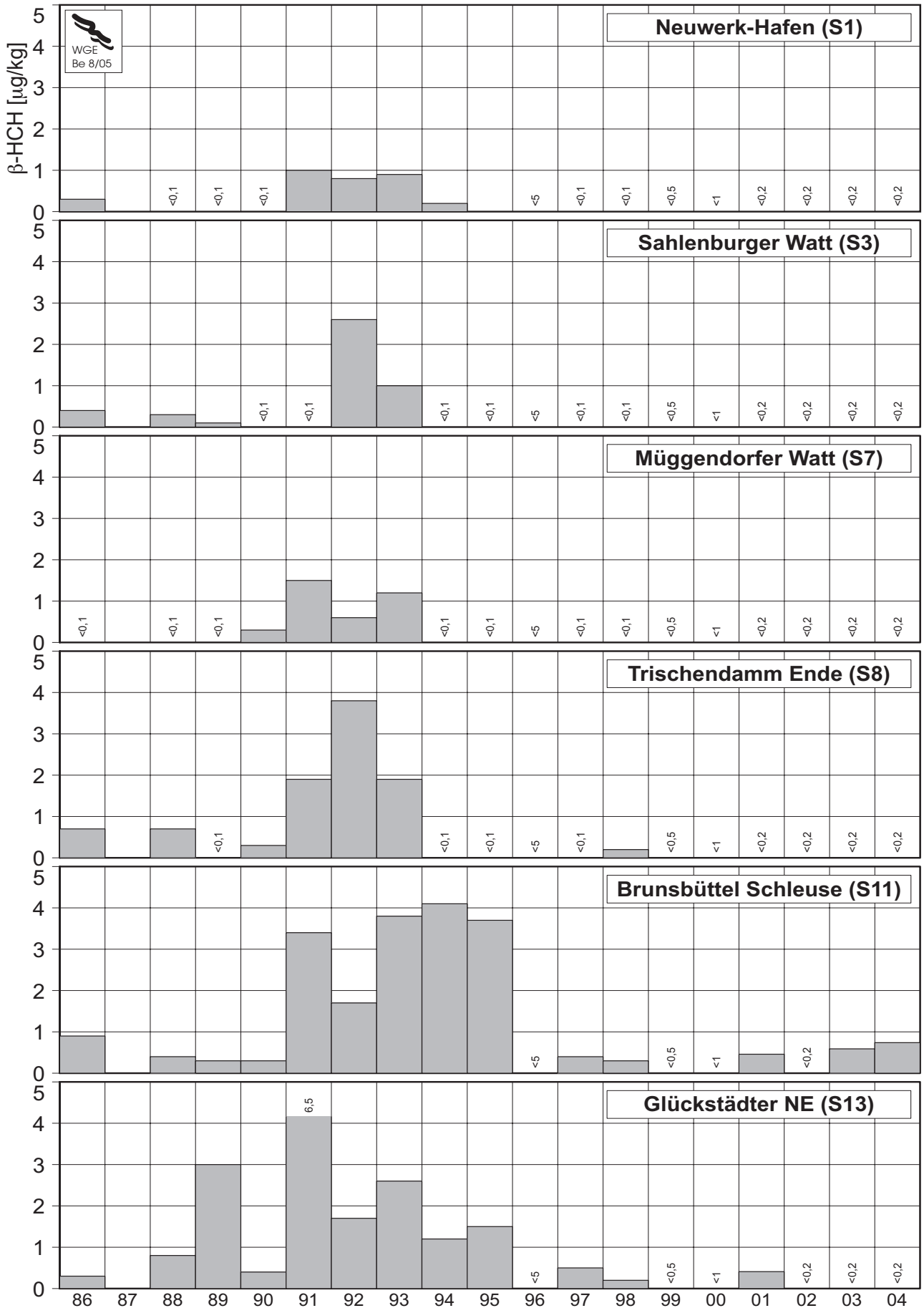


Abb. 46  $\beta$ -HCH-Gehalte in Sedimenten des Elbe-Ästuars

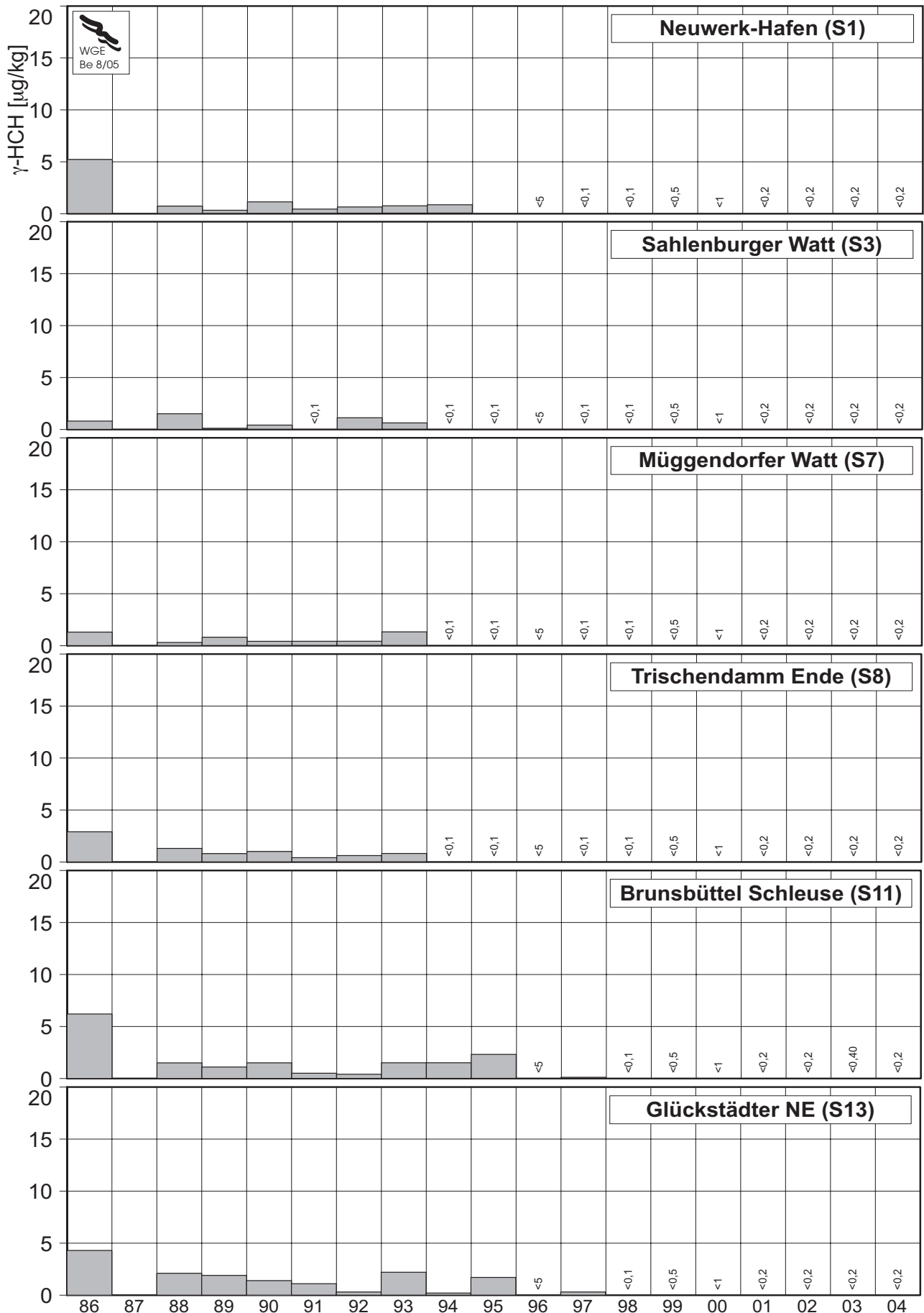


Abb. 47  $\gamma$ -HCH-Gehalte in Sedimenten des Elbe-Ästuars



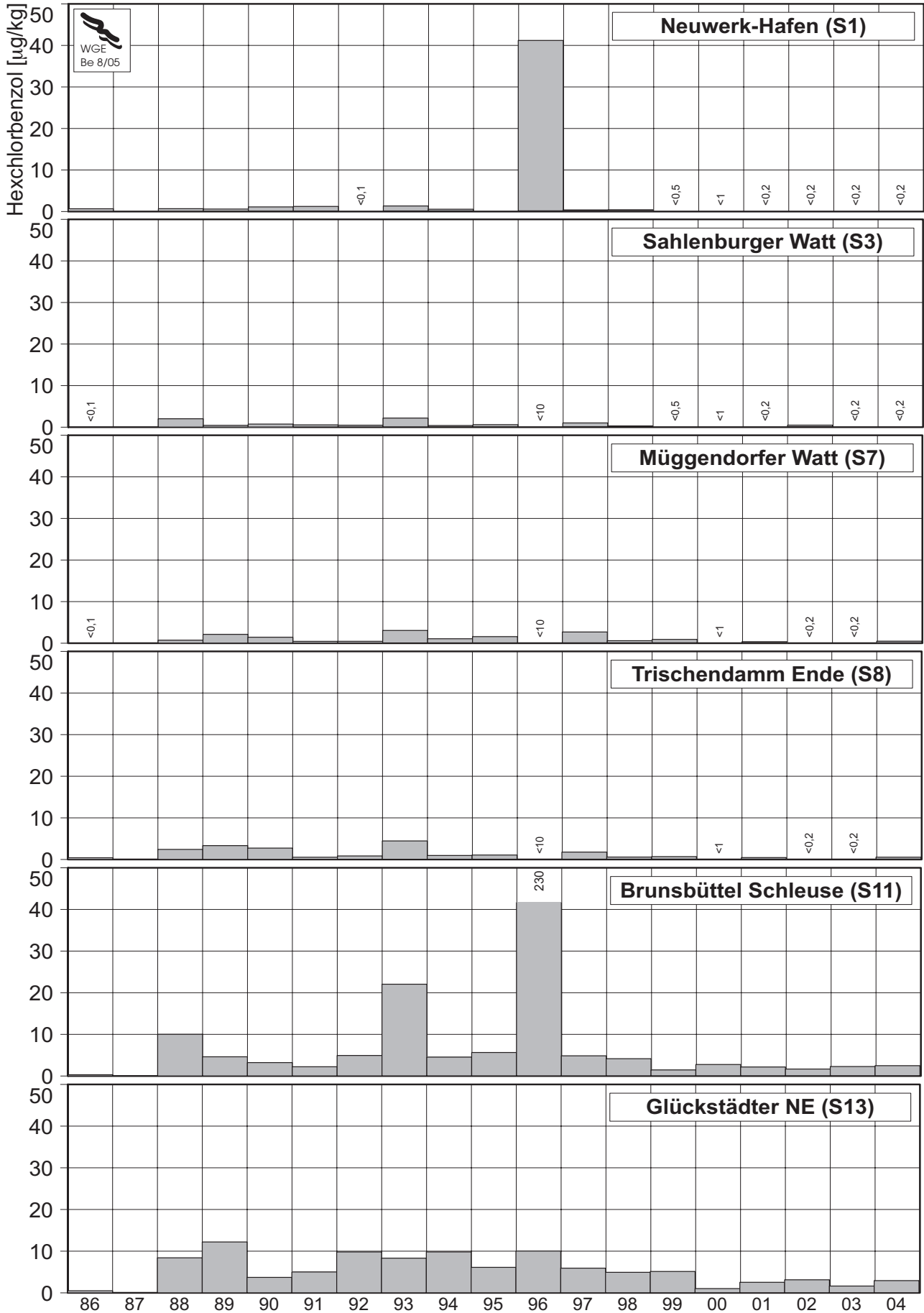


Abb. 48 HCB-Gehalte in Sedimenten des Elbe-Ästuars

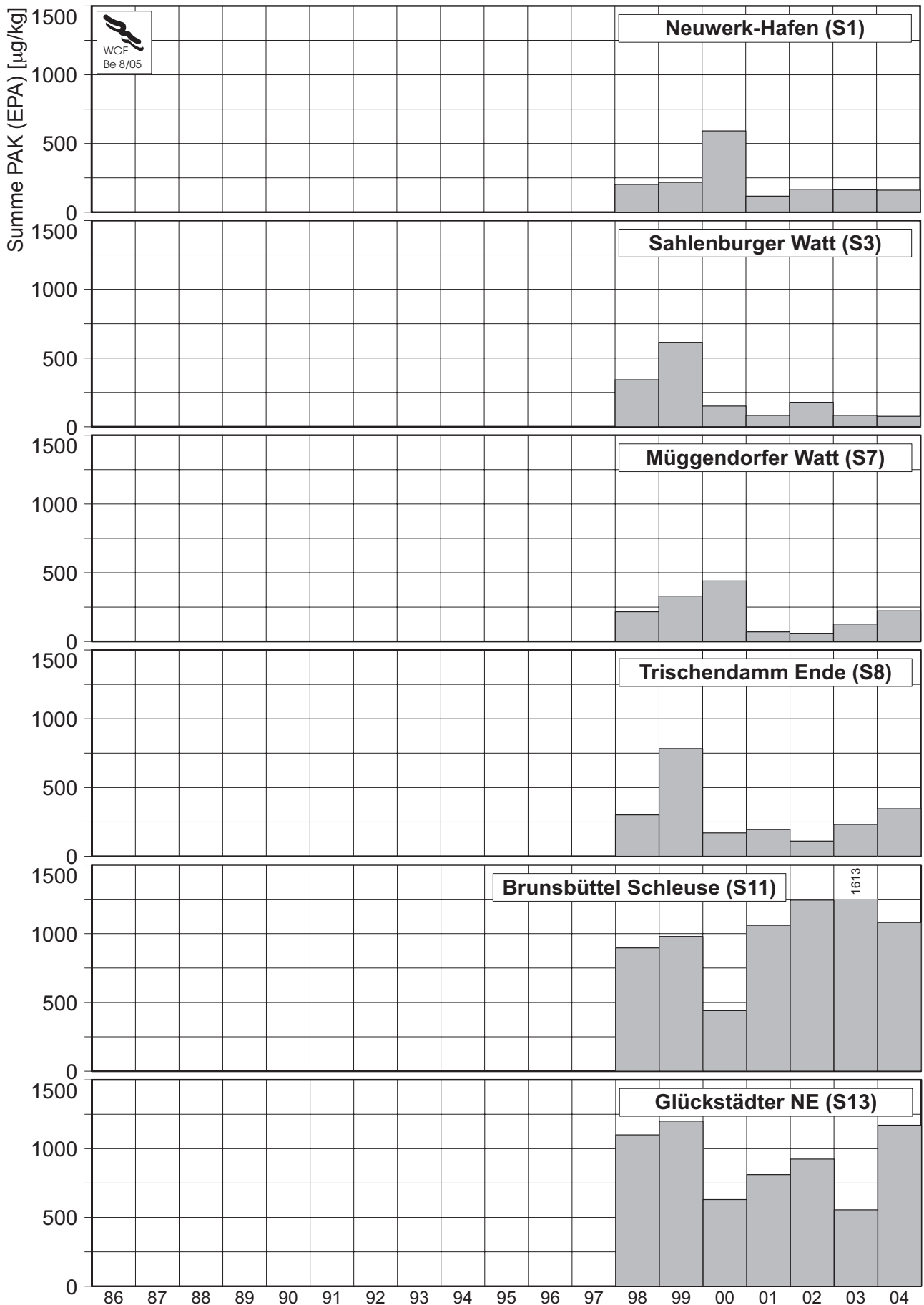


Abb. 49 Summe-PAK-Gehalte (EPA-Liste) in Sedimenten des Elbe-Ästuars

## 12. Unfall des Säuretankschiffs „ENA II“

Am 28. Juni 2004 um ca. 18:20 Uhr kollidierte in Hamburg im Waltershofer Hafen das Tankschiff „ENA II“ mit dem Containerschiff „Pudong Senator“. Der Tanker, der 960 Tonnen konzentrierte Schwefelsäure (96-98%) geladen hatte, erreichte noch mit eigener Kraft das Säure-Terminal im Petroleumhafen (Strom-km 628,0, Abb. 50), wo er ca. um 19:00 Uhr kenterte und sank. Zu diesem Zeitpunkt setzte gerade die Flut ein. Kurze Zeit nach dem Beginn der Ebbephase wurde an der automatischen Messstation Seemannshöft (Strom-km 628,9) im Elbestrom ein schnelles Absinken des pH-Wertes von 7,7 auf 7,3 registriert (Abb. 51) und um 2:30 Uhr am 29. Juni ein Alarm durch den Messstations-Computer ausgelöst. Der niedrigste Wert wurde an der Messstation am 29.06.04 um 6:20 Uhr mit 7,25 gemessen. Es war folglich Schwefelsäure aus dem Tankschiff ausge-

treten. Bei einer Messfahrt im Petroleumhafen, die die Hamburger Feuerwehr zusammen mit dem Institut für Hygiene und Umwelt Hamburg durchführte, wurde am 30.06.04 eine deutliche Schichtung im Hafenbecken festgestellt. Während an der Oberfläche annähernd normale pH-Werte gemessen wurden, betrug der pH-Wert am Grund nur 4. Da konzentrierte Schwefelsäure eine deutlich höhere Dichte als Wasser hat, war diese auf den Boden gesunken. Dieses saure Milieu war für Fische, Plankton- und Benthosorganismen tödlich. Es kam zu einem Fischsterben im Hafenbecken und totes Plankton trieb als Schlieren auf der Wasseroberfläche.

Die pH-Werte der am Nordufer gelegenen Messstation Blankenese zeigten kein auffälliges Absinken. Die Säurefahne blieb also bis zur



Abb. 50 Petroleumhafen und Lotsenstation Seemannshöft im Hintergrund (Foto Branddirektor Peer Rechenbach, Feuerwehr Hamburg)

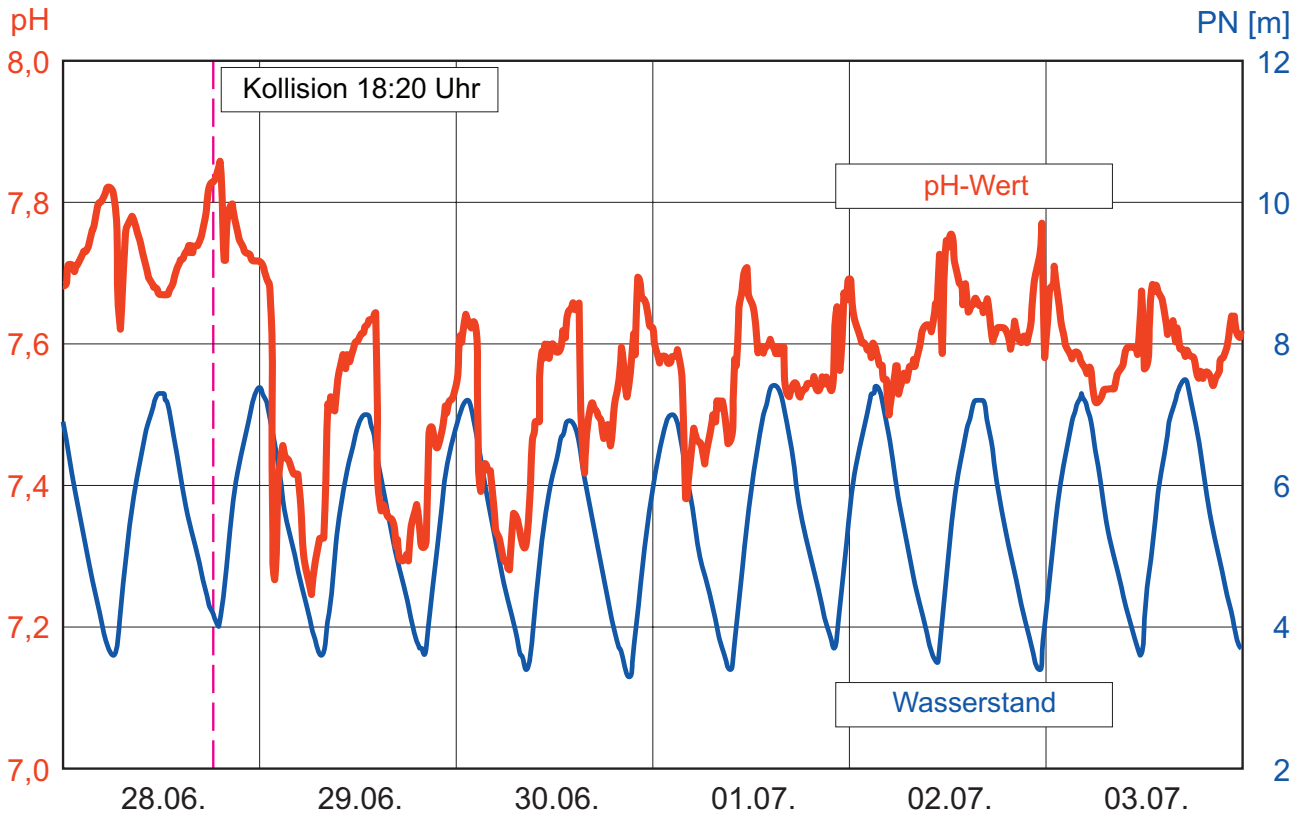


Abb. 51 pH-Wert und Wasserstand (bez. auf Pegelnull) an der Messstation Seemannshöft

vollständigen Einmischung am Südufer der Elbe. Messungen des Messschiffs „Elbsande“ (Schleswig-Holstein) am 30. Juni im Fahrwasser bei Wedel ergaben Werte zwischen 7,3 und 7,6.

Am 3. Juli wurde der Tanker gehoben, wobei sich herausstellte, dass der größte Teil der Schwefelsäure noch am 28. Juni ausgelaufen sein musste, weil 2 Ladeluken offen standen.

Eine Messfahrt des Hamburger Messschiffs „Reinhard Woltman“ am 9. Juli im Petroleumschiffhafen ergab annähernd normale pH-Werte. Am Unfallort wurde über Grund 7,3 gemessen. Nur am Ende des Hafenbeckens war der pH-Wert mit 6,7 noch etwas niedriger.

Die Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt gab am 14. Juli ein Gutachten in Auftrag, dass die Auswirkungen des Unfalls auf die Fische in der Elbe untersuchen sollte. Es wurde der Fischbestand kontrolliert und 48 Fische (Aal, Brassen, Güster) auf krankhafte Veränderungen und auf die Belastung mit Schwermetallen untersucht. Das Ergebnis war, dass bei den Fischen, die von dem Fischsterben nicht betroffen waren, keine unfallbedingten Änderungen festgestellt wurden.

Eine ausführliche Beschreibung des Unglücks steht in der Zeitschrift „BRANDSchutz/Deutsche Feuerwehr-Zeitung“ Ausgabe 11/2004, S. 788 - 805, W. Kohlhammer GmbH.

### 13. Vergleich der Jahresfrachten der Elbe 1989 und 2004

In Tab. 4 sind die Jahresfrachten der Elbe für 4 Messstellen entlang der Elbe aufgeführt. Als Vergleichsjahr zu 2004 wurde 1989 ausgewählt, weil 1989 der gleiche mittlere Abfluss auftrat. Am Pegel Neu Darchau betrug der Jahresmittelwert 1989 519 m<sup>3</sup>/s und 2004 511 m<sup>3</sup>/s. Es sind nur die Messgrößen aufgeführt, die in beiden Jahren gemessen wurden. In die Frachtenberechnung wurden alle vorliegenden Messwerte einbezogen. So werden an den Stellen Schmilka und Magdeburg wegen der Fahnen von Nebenflüssen Proben an beiden Ufern untersucht und für die Frachtenermittlung verwendet. Die Frachten bei Schmilka können sich deshalb von den Angaben der IKSE unterscheiden. Die prozentuale Veränderung des Jahres 2004 gegenüber 1989 ist in Änderungsklassen farblich markiert (siehe Legende). Diese stellen keine Bewertung dar, sondern dienen nur dem leichten Erkennen von größeren und kleineren Änderungen.

Der Vergleich ist teilweise nur eingeschränkt möglich, weil sich die chemischen Analysemethoden zum Teil deutlich geändert haben. Diese Auflistung dient also nur einer groben Orientierung.

Der überwiegende Teil der Messgrößen zeigt einen deutlichen Rückgang der Mengen. Beson-

ders deutlich ist die Abnahme bei den leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen.

Die unveränderten Eisen- und Manganmengen bei Schmilka sind auf die recht hohen natürlichen Gehalte zurückzuführen. Der starke Anstieg des Chlorophyll-a bei Magdeburg weist auf die verbesserten Lebensbedingungen für Algen hin, die sich seit 1990 in der Vegetationsperiode in der Mittleren Elbe trotz sinkender Nährstoffkonzentrationen stark vermehren, weil der Rückgang von toxischen Stoffen die Wachstumshemmung aufhob. Einen Anstieg gegenüber 1989 gab es bei der  $\alpha$ -HCH-Jahresfracht bei Schnackenburg, der auf Austrägen von Altlasten aus dem Raum Bitterfeld/Wolfen beruht (Kap. 6). Die hohe Schwebstofffracht (Abfiltrierbare Stoffe) bei Seemannshöft hat einen erheblichen Anteil, der nicht weitertransportiert wird, sondern im Kreislauf bewegt wird. Auf der einen Seite werden im Hamburger Hafen große Mengen Sediment umgelagert, auf der anderen Seite hat die Flutstromdominanz in diesem Bereich zugenommen und dadurch wird Sediment stromauf in die Hafenbecken transportiert. Dieser Effekt wird auch als „tidal pumping“ bezeichnet.

### 14. Literatur

#### ARGE ELBE-Veröffentlichungen in 2004

Wassergütedaten der Elbe - Zahlentafel 2002

Gewässergütebericht der Elbe 2002

Wassergütedaten der Elbe - Zahlentafel 2003

Gewässergütebericht der Elbe 2003

Tide-Oste - Fischereibiologische Untersuchungen und ökologische Bewertung der Fischfauna

Kontrolluntersuchungen im Fischaufstieg am Elbewehr bei Geesthacht Dezember 2003 / Januar 2004

Arbeitsbericht: Elektrofischerei der sächsischen Elbe bei Schmilka, Prossen, Meißen und Merschwitz mit Elblache Althirschstein im November 2004

Tab. 4a Jahresfrachten der Elbe - Vergleich der Jahre 1989 und 2004

Schmilka	1989	2004	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	200 000	150 000	-25
BSB <sub>5</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	71 000	40 000	-44
KMnO <sub>4</sub> -Verbrauch (t/a O <sub>2</sub> )	110 000*	47 000	-57
Ammonium * (t/a N)	11 000	1 900	-83
Nitrit * (t/a N)	1 300	250	-81
Nitrat * (t/a N)	44 000	34 000	-23
anorganisch N (t/a N)	56 000	36 000	-36
ortho-Phosphat * (t/a P)	1 800	550	-69
Gesamt-Phosphor (t/a P)	3 600	1 700	-53
Chlorid (t/a Cl <sup>-</sup> )	460 000	250 000	-46
Sulfat (t/a SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	970 000	560 000	-42
Calcium (t/a Ca <sup>2+</sup> )	520 000	360 000	-31
Magnesium (t/a Mg <sup>2+</sup> )	100 000	73 000	-27
Natrium (t/a Na <sup>+</sup> )	290 000	180 000	-38
Kalium (t/a K <sup>+</sup> )	59 000	44 000	-25
Coliforme Bak. (10 <sup>15</sup> /a KBE)	18 000	3 100	-83
Cadmium (kg/a)	13 000	940	-93
Blei (kg/a)	69 000	26 000	-62
Zink (kg/a)	780 000	300 000	-62
Kupfer (kg/a)	78 000	51 000	-35
Chrom (kg/a)	67 000	21 000	-69
Nickel (kg/a)	83 000	34 000	-59
Eisen (kg/a)	8 600 000	9 400 000	9
Mangan (kg/a)	1 200 000	1 200 000	0
Magdeburg	1989	2004	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	430 000	360 000	-16
CSB (t/a O <sub>2</sub> )	760 000	290 000	-62
Ammonium * (t/a N)	36 000	2 200	-94
Nitrit * (t/a N)	1 900	380	-80
Nitrat * (t/a N)	64 000	52 000	-19
anorganisch N (t/a N)	100 000	55 000	-45
ortho-Phosphat * (t/a P)	3 700	670	-82
Gesamt-Phosphor (t/a P)	10 000	2 500	-75
TOC (t/a C)	250 000	110 000	-56
DOC (t/a C)	200 000	66 000	-67
Chlorid (t/a Cl <sup>-</sup> )	3 000 000	1 900 000	-37
Sulfat (t/a SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	2 300 000	1 600 000	-30
Calcium (t/a Ca <sup>2+</sup> )	1 600 000	1 200 000	-25
Magnesium (t/a Mg <sup>2+</sup> )	330 000	190 000	-42
Natrium (t/a Na <sup>+</sup> )	1 900 000	910 000	-52
Kalium (t/a K <sup>+</sup> )	230 000	93 000	-60
Chlorophyll-a (kg/a)	310 000	960 000	210
Phaeophytin (kg/a)	540 000	430 000	-20
Coliforme Bakt.(10 <sup>15</sup> /a KBE)	48 000	1 500	-97
Quecksilber (kg/a)	4 400	750	-83
Cadmium (kg/a)	27 000	2 700	-90
Blei (kg/a)	130 000	58 000	-55
Zink (kg/a)	3 300 000	730 000	-78
Kupfer (kg/a)	220 000	67 000	-70
Chrom (kg/a)	140 000	17 000	-88
Nickel (kg/a)	200 000	50 000	-75
Eisen (kg/a)	17 000 000	5 300 000	-69
Mangan (kg/a)	3 200 000	1 500 000	-53

\* filtrierte Probe

Änderung [%]

≤ -90	≤ -50	≤ -10	≤ 10	> 10
-------	-------	-------	------	------

Tab. 4b Jahresfrachten der Elbe - Vergleich der Jahre 1989 und 2004

<b>Schnackenburg</b>	<b>1989</b>	<b>2004</b>	<b>Änderung [%]</b>
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	480 000	380 000	-21
Zehrung <sub>7</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	220 000	96 000	-56
Zehrung <sub>14</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	380 000	150 000	-61
Zehrung <sub>21</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	430 000	210 000	-51
CSB (t/a O <sub>2</sub> )	760 000	440 000	-42
Ammonium * (t/a N)	32 000	2 100	-93
Nitrat * (t/a N)	76000	63 000	-17
Gesamt-N (Koroleff) (t/a N)	140 000	75 000	-46
ortho-Phosphat * (t/a P)	2 200	690	-69
Gesamt-Phosphor (t/a P)	9 200	3 100	-66
TOC (t/a C)	290 000	140 000	-52
DOC (t/a C)	220 000	89 000	-60
Chlorid (t/a Cl <sup>-</sup> )	3 600 000	2 100 000	-42
Coliforme Bakt. (10 <sup>15</sup> /a Kol.)	3 400	130	-96
Quecksilber (kg/a)	12 000	1 000	-92
Cadmium (kg/a)	6 700	5 200	-22
Blei (kg/a)	110 000	59 000	-46
Zink (kg/a)	2 500 000	700 000	-72
Kupfer (kg/a)	270 000	71 000	-74
Chrom (kg/a)	190 000	26 000	-86
Nickel (kg/a)	200 000	54 000	-73
Eisen (kg/a)	21 000 000	8 000 000	-62
Arsen (kg/a)	54 000	45 000	-17
Trichlormethan (kg/a)	13 000	160	-99
Tetrachlormethan (kg/a)	2 700	9,9	-99,6
1,1,1-Trichlorethan (kg/a)	74	< 9,7	< -87
1,1,2-Trichlorethan (kg/a)	4 400	< 320	< -93
1,1,1,2-Tetrachlorethan (kg/a)	170	< 4,8	< -97
1,1,1,2,2-Tetrachlorethan (kg/a)	12 000	< 320	< -97
Trichlorethen (kg/a)	7 300	< 16	< -99,8
Tetrachlorethen (kg/a)	8 300	120	-99
Hexachlorbutadien (kg/a)	96	< 1,6	< -98
α-HCH (kg/a)	140	330	136
β-HCH (kg/a)	90	68	-24
γ-HCH (kg/a)	500	41	-92
1,2,3-Trichlorbenzen (kg/a)	240	< 4,8	< -98
1,2,4-Trichlorbenzen (kg/a)	580	< 9,7	< -98
1,3,5-Trichlorbenzen (kg/a)	310	< 8,1	< -97
1,2,3,4-Tetrachlorbenzen (kg/a)	170	< 3,2	< -98
Pentachlorbenzen (kg/a)	32	< 1,6	< -95
Hexachlorbenzen (kg/a)	140	19	-86
Octachlorstyrol (kg/a)	28	< 1,6	< -94
AOX (kg/a)	1 600 000	350 000	-78
<b>Seemannshöft</b>	<b>1989</b>	<b>2004</b>	<b>Änderung [%]</b>
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	420 000	840 000	100
Zehrung <sub>7</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	180 000	96 000	-47
Zehrung <sub>14</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	260 000	140 000	-46
Zehrung <sub>21</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	300 000	160 000	-47
CSB (t/a O <sub>2</sub> )	570 000	390 000	-32
Ammonium * (t/a N)	28 000	3 700	-87
Nitrat * (t/a N)	87 000	59 000	-32
Gesamt-N (Koroleff) (t/a N)	130 000	71 000	-45
ortho-Phosphat * (t/a P)	3 200	970	-70
Gesamt-Phosphor (t/a P)	6 800	3 700	-46
Chlorid (t/a Cl <sup>-</sup> )	3 500 000	2 100 000	-40
Sulfat (t/a SO <sub>4</sub> <sup>2+</sup> )	3 100 000	2 100 000	-32
TOC (t/a C)	210 000	150 000	-29
DOC (t/a C)	170 000	99 000	-42
Coliforme Bakt. (10 <sup>15</sup> /a Kol.)	1 500	470	-69

\* filtrierte Probe