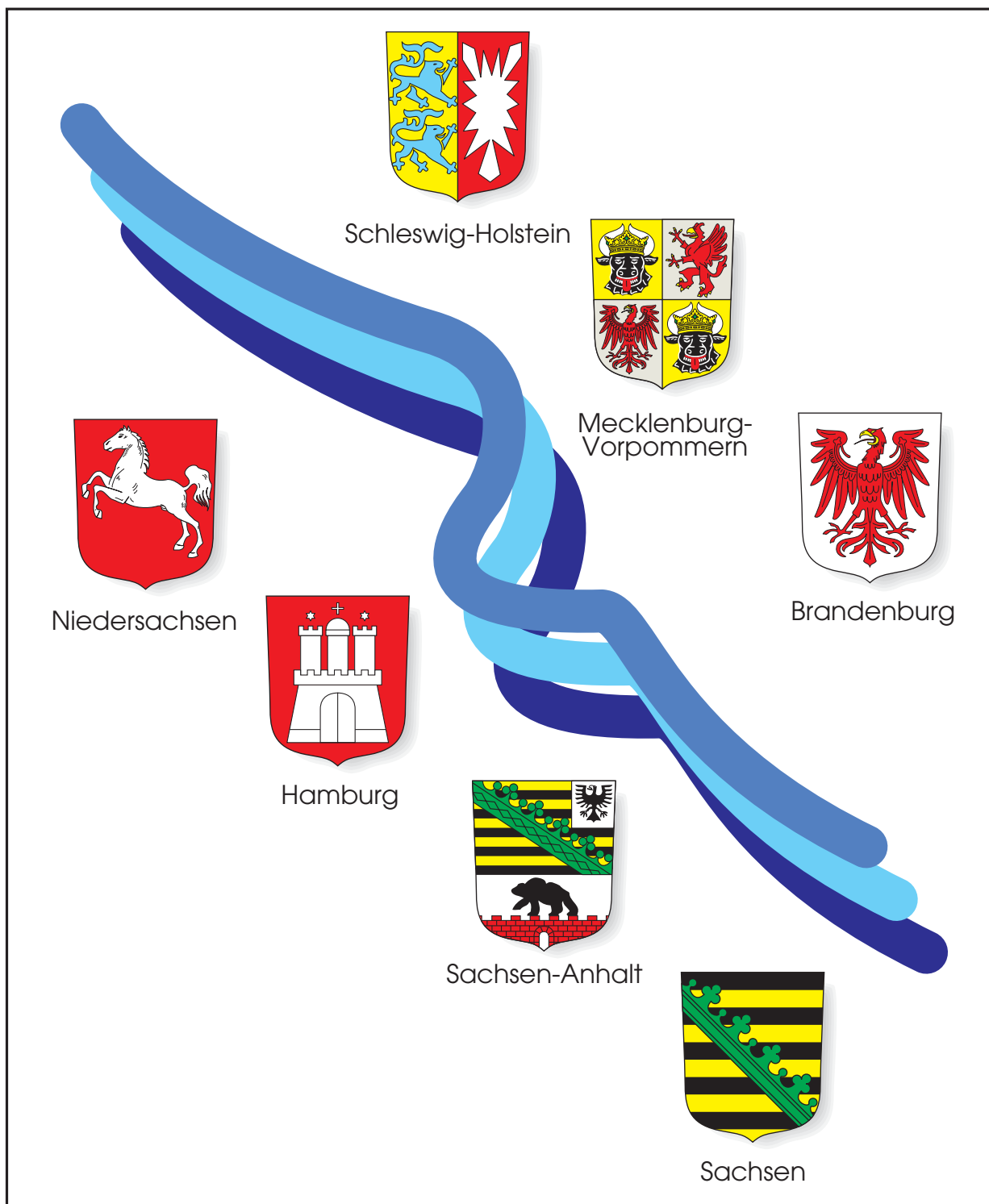


# Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe



## Gewässergütebericht der Elbe

2002

## Gewässergütebericht der Elbe

2002

Ministerium für Landwirtschaft,  
Umweltschutz und Raumordnung  
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 Umwelt, Naturschutz  
und Landwirtschaft  
des Landes Schleswig-Holstein  
Mercatorstraße 1 - 3  
24106 Kiel

Bearbeitet:

**Dipl.-Ing. Michael Bergemann**  
**Dr. Burkhard Stachel**  
Wassergütestelle Elbe  
Neßdeich 120-121  
21129 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>Die Salzführung der Elbe</b>	<b>3</b>
<b>4.</b>	<b>Der Sauerstoffhaushalt der Elbe</b>	<b>3</b>
<b>5.</b>	<b>Nährstoffe</b>	<b>7</b>
<b>6.</b>	<b>Schwermetalle</b>	<b>9</b>
<b>7.</b>	<b>Chlorierte Kohlenwasserstoffe</b>	<b>13</b>
<b>8.</b>	<b>Organozinnverbindungen</b>	<b>15</b>
<b>9.</b>	<b>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe</b>	<b>19</b>
<b>10.</b>	<b>Vergleich der Jahresfrachten der Elbe 1987 und 2002</b>	<b>22</b>
<b>11.</b>	<b>Literatur</b>	<b>22</b>

## 1. Zusammenfassung

Die Wassergüte der Elbe wurde im starken Maße von dem August-2002-Hochwasser geprägt. Viele Kontaminanten haben inzwischen ein erfreulich niedriges Niveau erreicht. Probleme gibt es noch beim Sauerstoffhaushalt und einigen Schadstoffen, die überwiegend aus Bereichen mit Altlasten stammen. Die Arsen-Belastung ist noch so hoch wie vor 20 Jahren. Der schubweise Eintrag von HCH-Isomeren er-

reichte 2002 beim  $\beta$ -HCH ein neues Maximum. Bei den Polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen gibt keinen abnehmenden Trend. Der vorliegende Bericht beinhaltet in erster Linie die Auswertung der physikalisch-chemischen Daten. Die Ergebnisse der biologischen Befunde wurden in verschiedenen Sonderberichten der ARGE ELBE veröffentlicht (siehe Literatur).

## 2. Die Wasserführung der Elbe

Der mittlere Abfluss der Elbe lag im Jahre 2002 deutlich über dem langjährigen Mittelwert, weil im Frühjahr, Sommer und Winter jeweils ein Hochwasser abfloss (Tab. 1, Abb. 1).

Starke Niederschläge im oberen Elbeeinzugsgebiet führten im August 2002 zu einem Hochwasser katastrophalen Ausmaßes. Weite Landstriche in Tschechien, Sachsen und Sachsen-

Tab.1 Abfluss der Elbe - statistische Größen

Pegel [m <sup>3</sup> /s]	Dresden	Neu Darchau
MQ 2002	591	1 140
MQ langjährig	1931-2001 323	1926-2000 709
HQ Frühjahr 2002	1 670	2 570
HQ Sommer 2002	4 580	3 430
HQ Winter 2002	1 060	2 130

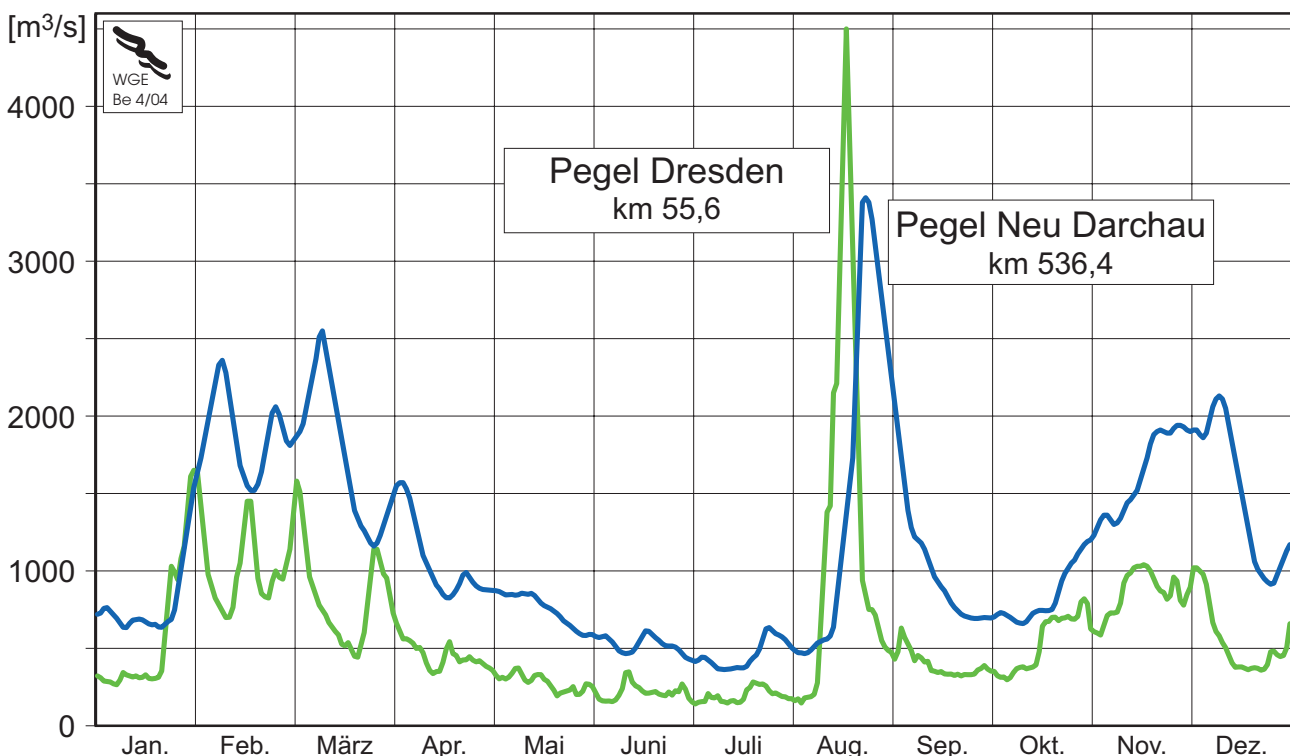


Abb. 1 Abfluss der Elbe an den Pegeln Dresden und Neu Darchau

Anhalt wurden überschwemmt. Dabei starben 20 Menschen. Es wurden Häuser, kommunale Kläranlagen, Industrieanlagen und landwirtschaftliche Flächen überflutet. Deichbrüche und Entlastungsmaßnahmen, wie die Flutung des

Umflutkanals bei Magdeburg (Pretziener Wehr) und die Flutung der Havelpolder, verringerten die Wasserstände an der Mittelbebe deutlich. Im Tidegebiet wurden die Wasserstände nur gering beeinflusst.

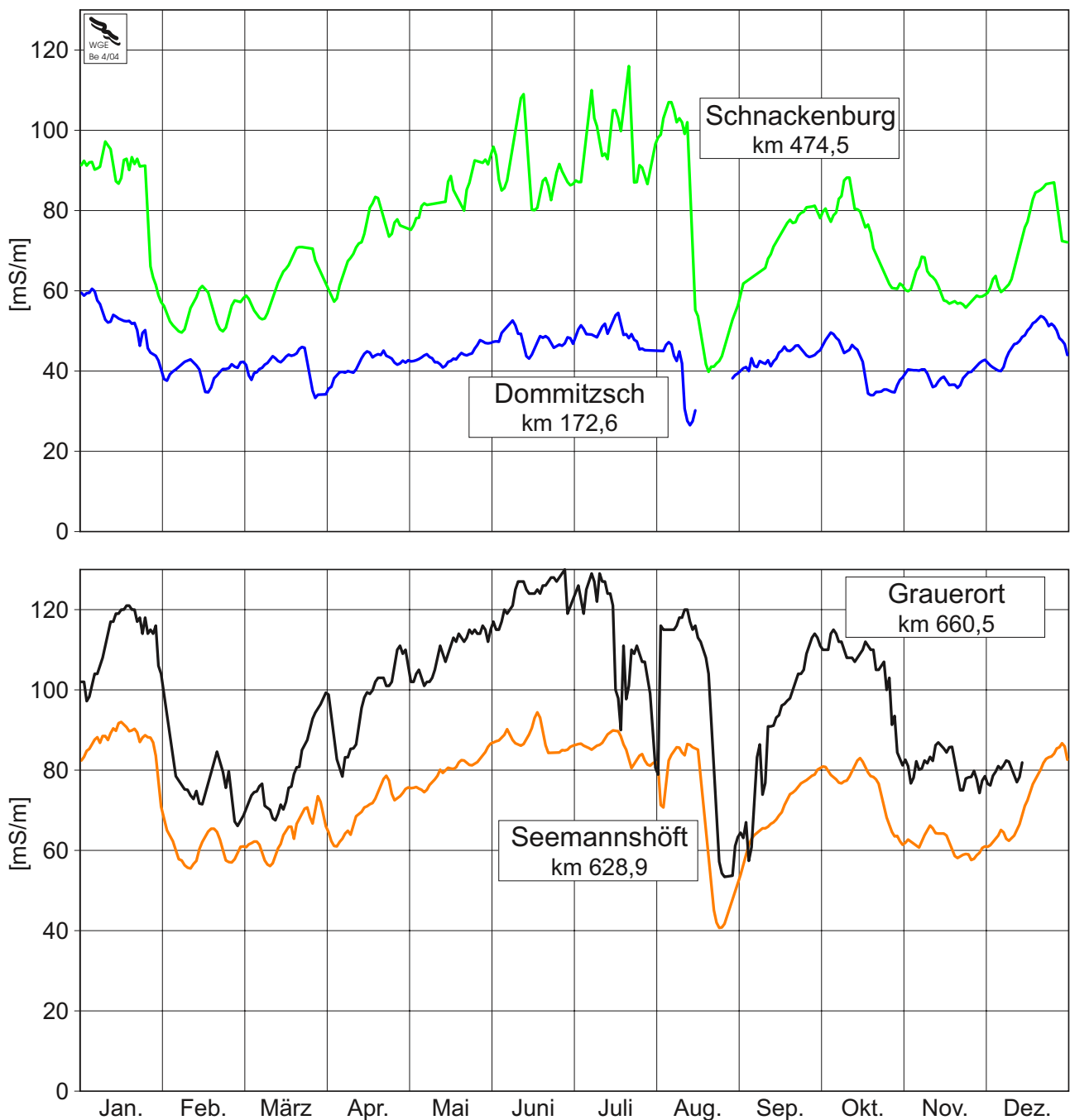


Abb. 2 Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C (Tagesmittelwerte) der Elbe 2002

### 3. Die Salzführung der Elbe

Das Wasser der Elbequelle hat eine elektrische Leitfähigkeit von rd. 3 mS/m. Im weiteren Verlauf der Elbe nimmt der Salzgehalt durch Einleitungen und diffuse Einträge kontinuierlich zu. An der Einmündung der Saale, die 2002 rd. 5,5 Mio. t Salze in die Elbe eingetragen hat, verdoppelt sich der Salzgehalt. Die Saale hat einen etwa 10-fach höheren natürlichen Salzgehalt als die Elbe. Hinzu kommen Abschwemmungen von Althalden und die Einleitungen von Sumpfungswässern sowie der Steinsalz- und Sodaindustrie. Das salzarme Wasser der Havel führt danach wieder zu einer leichten Verdünnung des Elbwassers. Unterhalb von Hamburg macht sich der Einfluss der Nordsee (im Mittel ca. 35 ‰) in der Brackwasserzone bemerkbar (Messstation Grauerort). In Abb. 2 sind Werte

der elektrischen Leitfähigkeit für 4 automatische Messstationen entlang der Elbe dargestellt. Gut erkennbar ist der Einfluss der Hochwasserwellen. Besonders deutlich sichtbar ist das August-2002-Hochwasser und die Laufzeit des Signals (Minimumwert). Die Strecke von rd. 490 km ab der Messstation Dommitzsch bis zur Messstation Grauerort wurde in 13 Tagen zurückgelegt.

Die Abb. 3 zeigt das Längsprofil der elektrischen Leitfähigkeit in der Tideelbe vom Juli und August 2002. Durch den Einfluss des August-Hochwassers wurde die Brackwasserzone um rd. 30 km stromab verschoben. Bei Cuxhaven wurde bei Tideniedrigwasser nahezu reines Süßwasser gemessen.

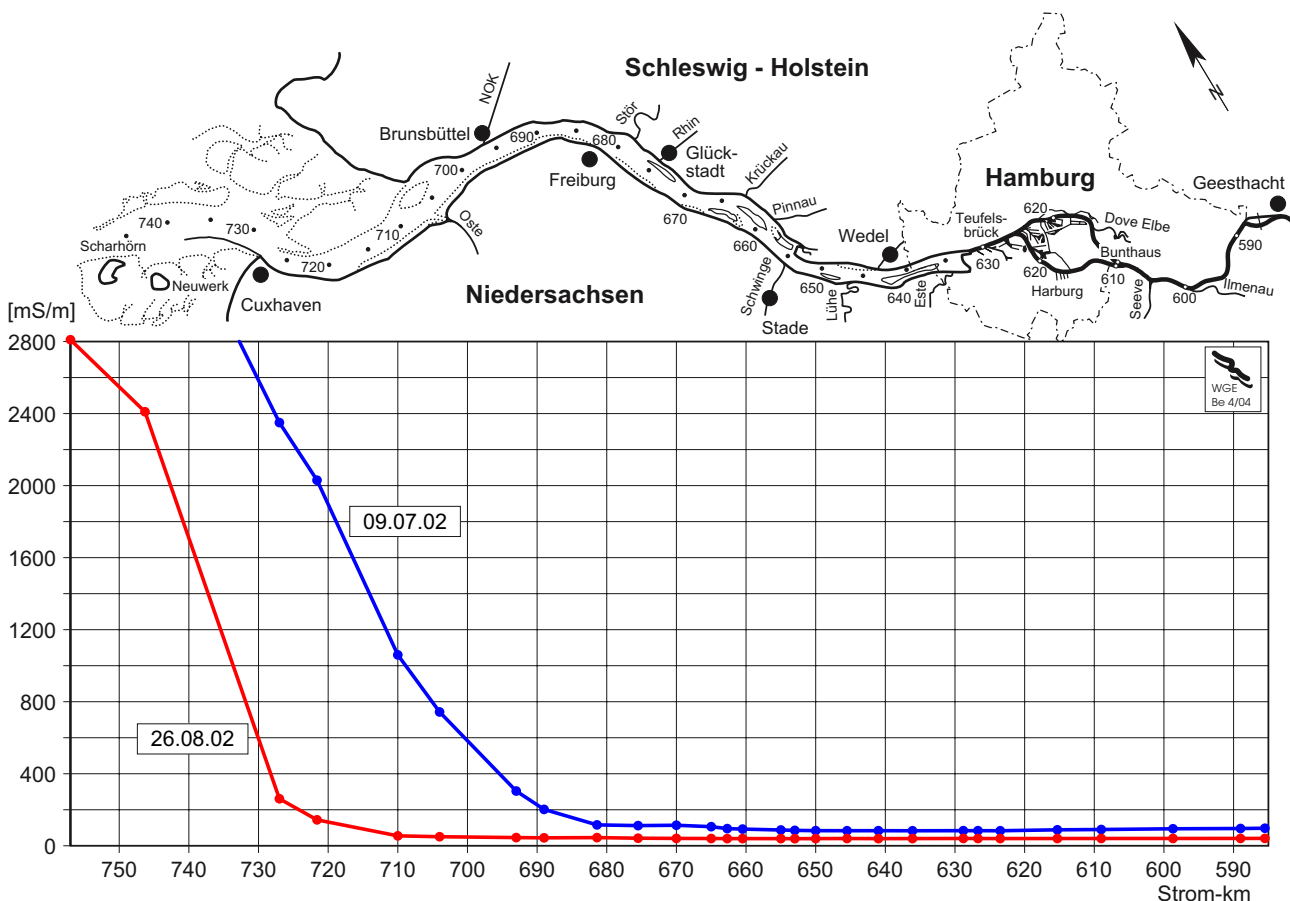


Abb. 3 Elektrische Leitfähigkeit bei 25°C - Längsprofile der Tideelbe 2002

### 4. Der Sauerstoffhaushalt der Elbe

Im Vergleich zu den 1970er und 1980er Jahren ist der Eintrag sauerstoffzehrender Stoffe in die Elbe deutlich zurückgegangen. Diese Entla-

stung wirkte sich in der Oberen und Mittleren Elbe sehr positiv auf den Sauerstoffhaushalt aus (Abb. 4). Die Güteklasse II gem. chemischer

Güteklassifizierung der LAWA wird hier nur noch selten unterschritten. In der Tideelbe war der Sauerstoffhaushalt früher deutlich durch die hohe Ammoniumbelastung geprägt. Von Mitte Mai bis Mitte Oktober lag der Sauerstoffgehalt in der Regel auf einer Strecke von 40 km unter 3 mg/l O<sub>2</sub>. Der starke Rückgang der Vor-

belastung führte auch hier zu einer Verbesserung der Situation. Jedoch stieg mit der Abnahme der toxischen Stoffe die Sekundärverschmutzung in Form von Algenmassenentwicklungen an. Ein großer Teil der Algen sterben unterhalb des Hamburger Hafens ab, weil hier durch die deutlich größeren Wassertiefen

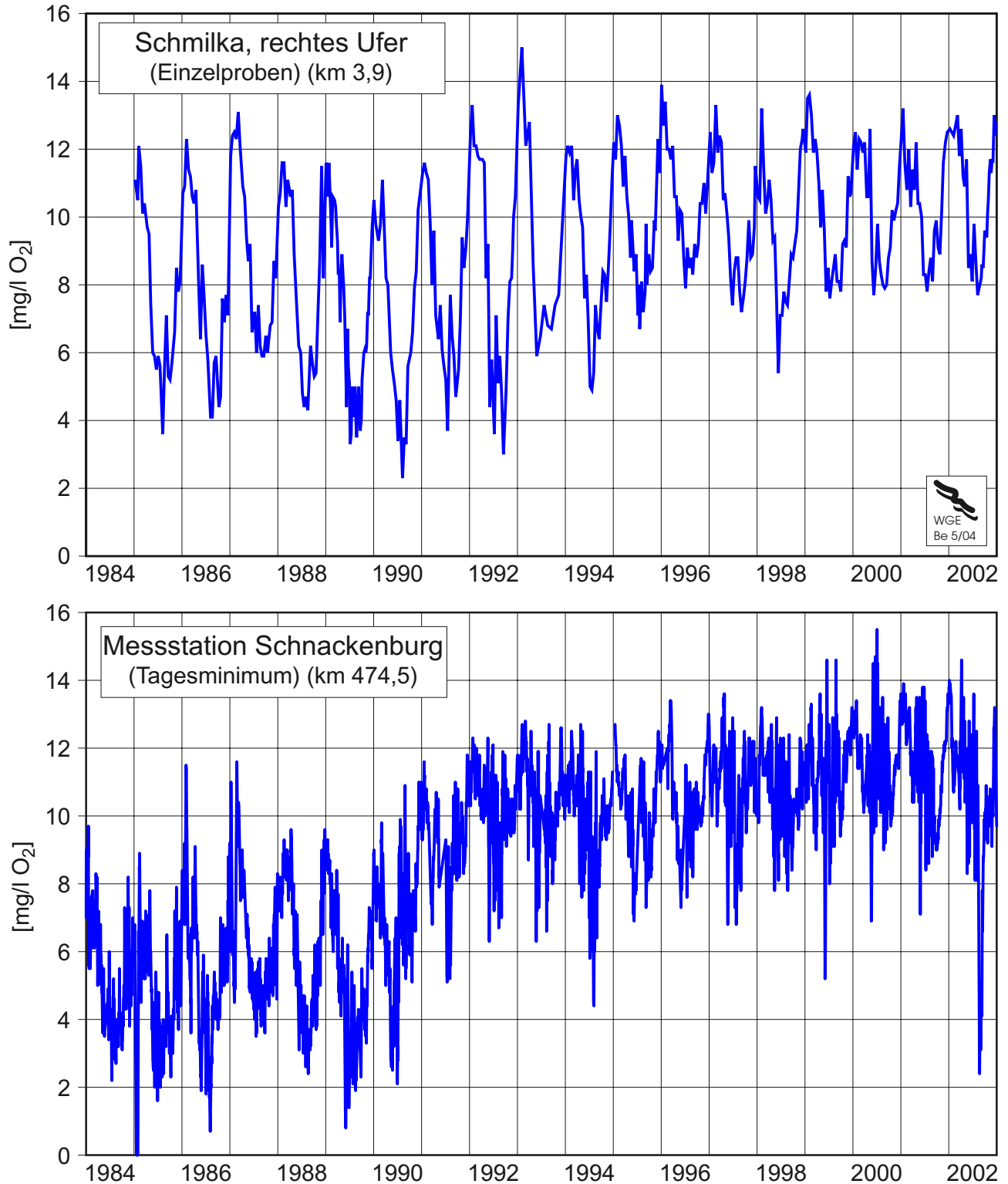


Abb. 4 Sauerstoffgehalt der Elbe 1984 - 2002

das Lichtklima erheblich schlechter ist. In diesem Bereich vergrößert sich gleichzeitig die Verweildauer des Wasserkörpers und der spezifische Sauerstoffeintrag nimmt aufgrund der deutlich geringeren spezifischen Wasseroberfläche ab. Deshalb kommt es, trotz verringerter Vorbelastung, im Sommer während kurzer Perioden zu kritischen Sauerstoffwerten unter 3 mg/l O<sub>2</sub> mit der Gefahr von Fischsterben.

Durch das August-Hochwasser gelangten große Mengen an sauerstoffzehrenden Stoffen in die Elbe. Im deutschen Elbabschnitt und an der Mulde wurden 66 Kläranlagen überflutet. Diese waren nicht mehr funktionfähig, sodass zwangsläufig über mehrere Tage ungeklärtes Abwasser in die Mulde und Elbe floss. Die Ammoniumgehalte stiegen auf Spitzenwerte bis 0,63 mg/l N bei Wittenberg/L. Sonst sind in der Mittleren Elbe im August Werte von 0,01

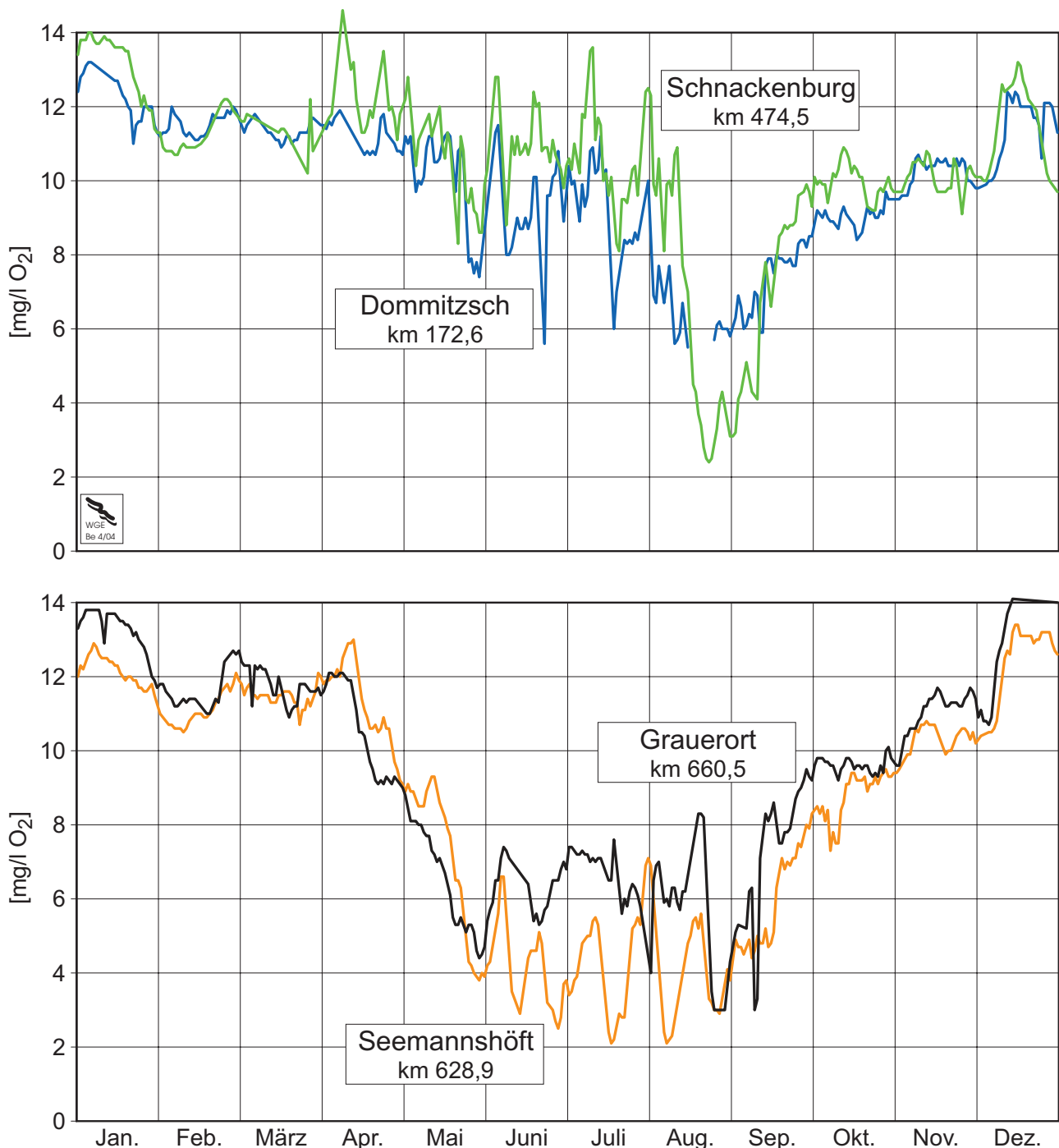


Abb. 5 Sauerstoffgehalt (Tagesminimum) der Elbe 2002



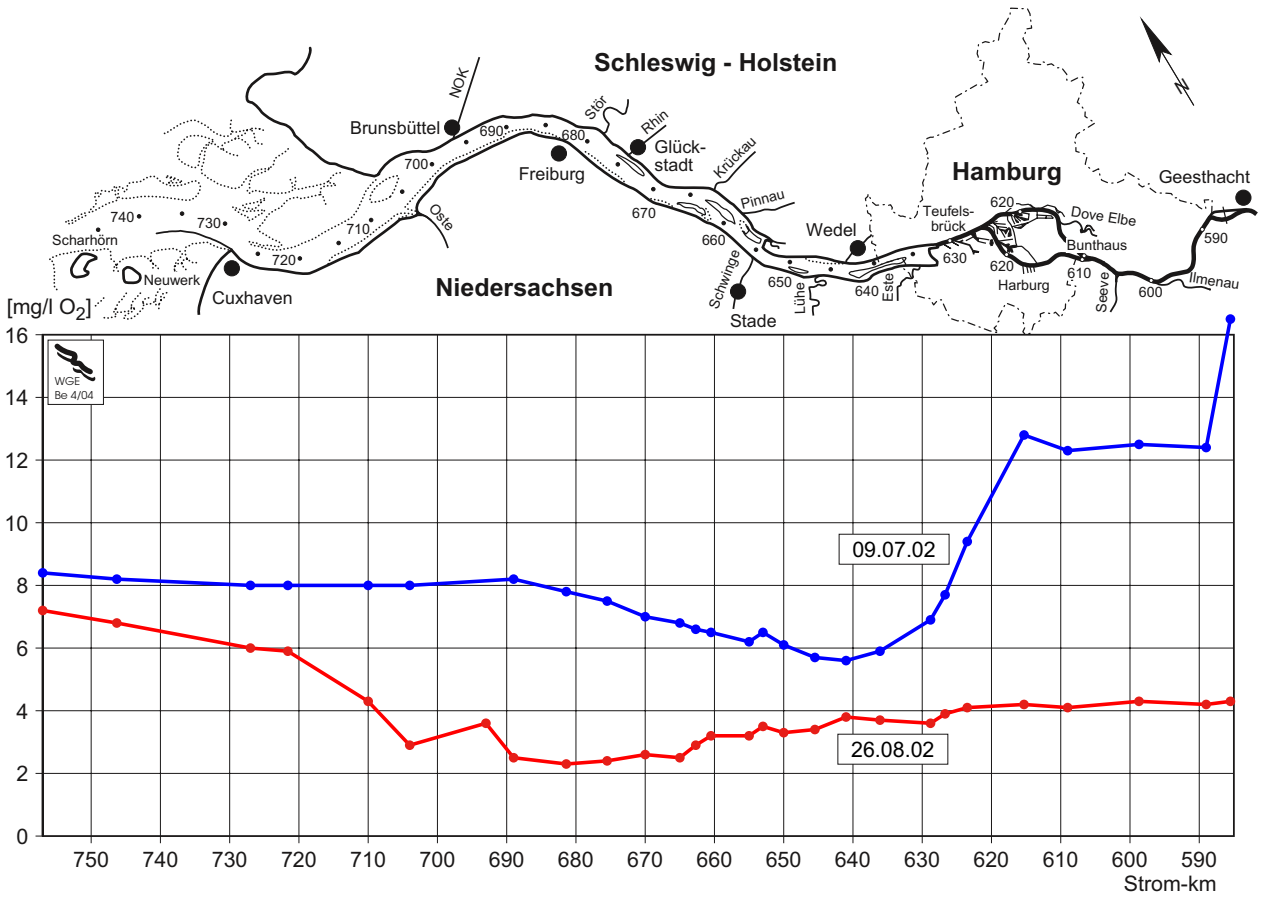


Abb. 6 Sauerstoff-Längsprofile der Tideelbe 2002

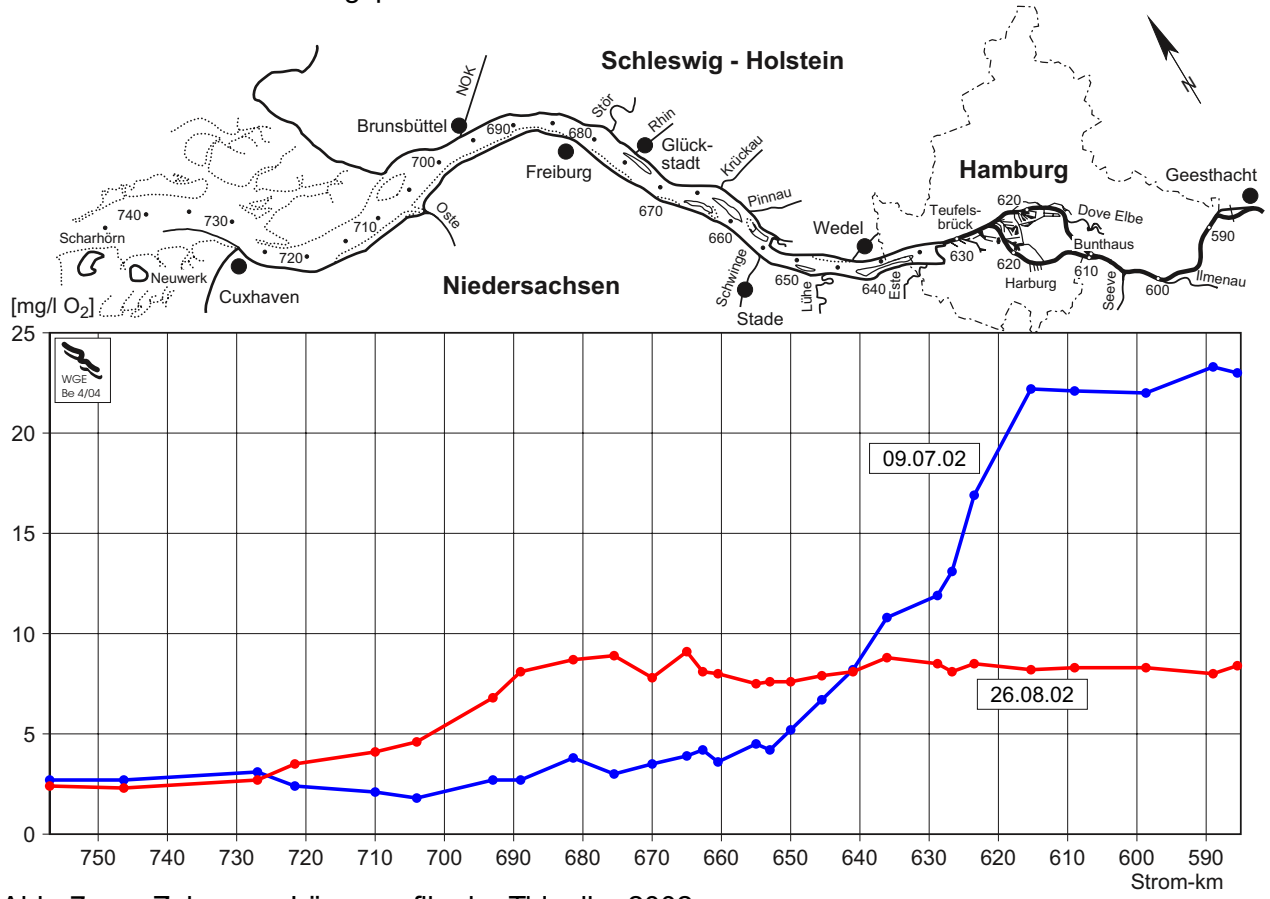


Abb. 7 Zehrung<sub>21</sub>-Längsprofile der Tideelbe 2002

bis 0,06 mg/l N üblich. Die Zehrung<sub>821</sub>-Werte, die durch das Hochwasser ohne zusätzlichen Eintrag auf 2 – 3 mg/l O<sub>2</sub> verdünnt worden wären, lagen um 8 mg/l O<sub>2</sub>. Durch die starke Verdünnung der Algenkonzentrationen sank der Sauerstoffeintrag in die Gewässer. In der Folge sanken die Sauerstoffgehalte der Elbe auf einer ungewöhnlich großen Strecke von über 500 km ab. Kritische Werte wurden zwischen Wittenberge (km 455) und Brunsbüttel (km 695) erreicht (Abb. 5, 6). Die Abbauzone, die in der Tideelbe normalerweise unterhalb Hamburgs liegt, wurde in den Raum Brunsbüttel verschoben (Abb. 7)

Zu dem befürchteten Fischsterben kam es in der Elbe glücklicherweise nicht. Die Fische konnten in die sauerstoffreicheren flachen Randbereiche ausweichen, die teilweise um 2 mg/l O<sub>2</sub> höhere Werte hatten (mdl. Mitt. SCHULZE, NLWK). In einigen rückgestauten Nebenflüssen der Elbe führte der geringe Wasseraustausch und die absterbende und verfallende überflutete Vegetation ebenfalls zu einem Absinken der Sauerstoffwerte und zur Schwefelwasserstoffbildung. In den Unterläufen der Tanger, der Havel, dem Aland mit Zehrengaben, der Seege, der Löcknitz und der Sude kam es Ende August/Anfang September zu massiven Fischsterben.

## 5. Nährstoffe

Schon in den 1980er Jahren konnte ein Rückgang der Ammoniumgehalte beobachtet werden (Abb. 8). Durch den intensiven Ausbau der

kommunalen und industriellen Kläranlagen konnten die Ammoniumgehalte in der Elbe ab Mitte der 1990er Jahre dauerhaft unter

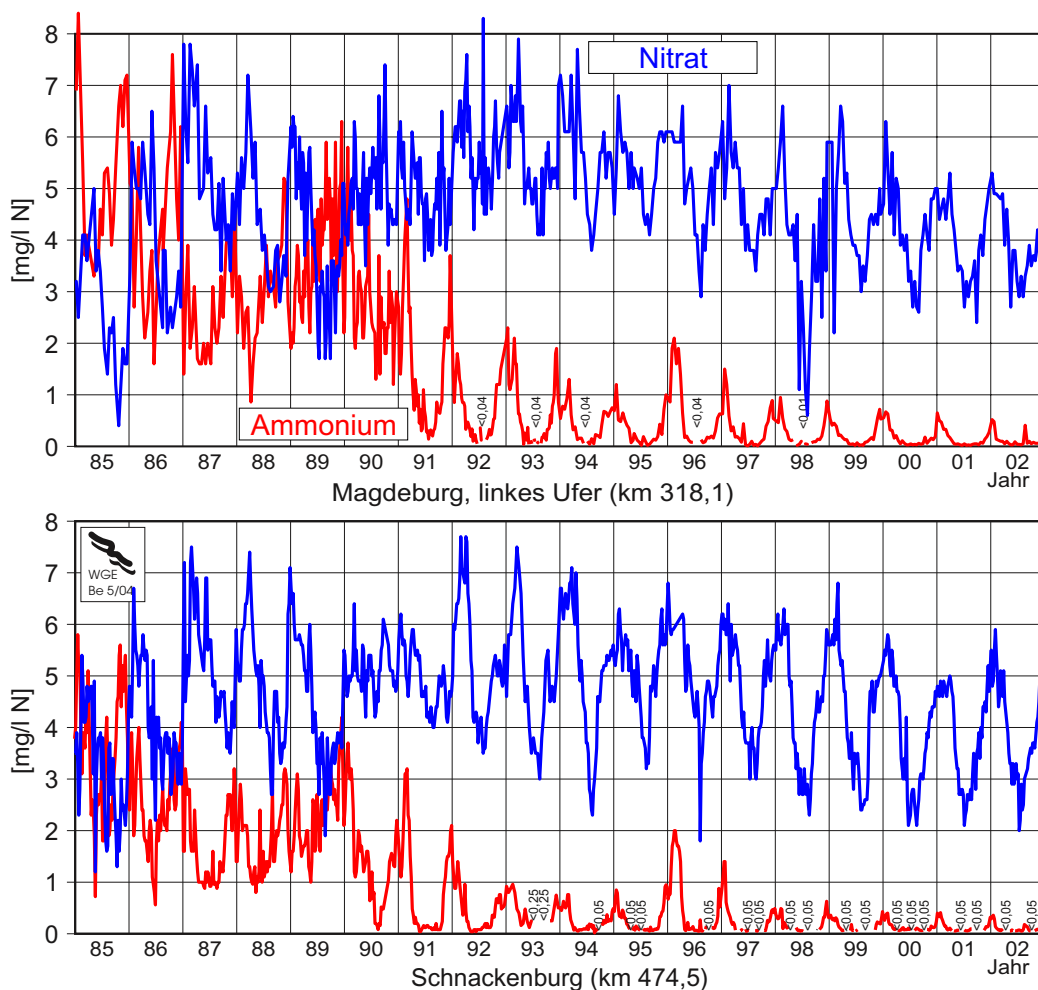


Abb. 8 Ammonium- und Nitratgehalte der Elbe 1985 - 2002

0,5 mg/l N gebracht werden. Zudem sind die Bedingungen für die Nitrifikation in der Elbe so gut, dass im Sommer in der Mittleren Elbe das Ammonium weitgehend aufgezehrt wird. Die Abnahme beim Nitrat fiel geringer aus. Vergleicht man die Nitrat-Jahresfrachten (Messstation Schnackenburg) des Jahres 2002 mit 1987, das einen vergleichbaren mittleren Jahresabfluss aufweist (Pegel Neu Darchau, 1987 1130 m<sup>3</sup>/s, 2002 1090 m<sup>3</sup>/s), so kann man eine leichte Abnahme von 180 kt/a auf 140 kt/a

feststellen (siehe auch Kapitel 10). Flächenstilllegungsprogramme in der Landwirtschaft der neuen Bundesländer führten zeitweilig zu einem erhöhten Eintrag in die Gewässer, weil die teilweise überdüngten Böden die Stickstoffverbindungen nicht mehr verwerten bzw. binden konnten. Beim Gesamt-Phosphor ging die Jahresfracht von 15 auf 5,8 kt/a P sehr deutlich zurück. Der Ausbau der Kläranlagen mit Phosphatfällung und der Einsatz phosphatfreier Waschmittel machte sich positiv bemerkbar.

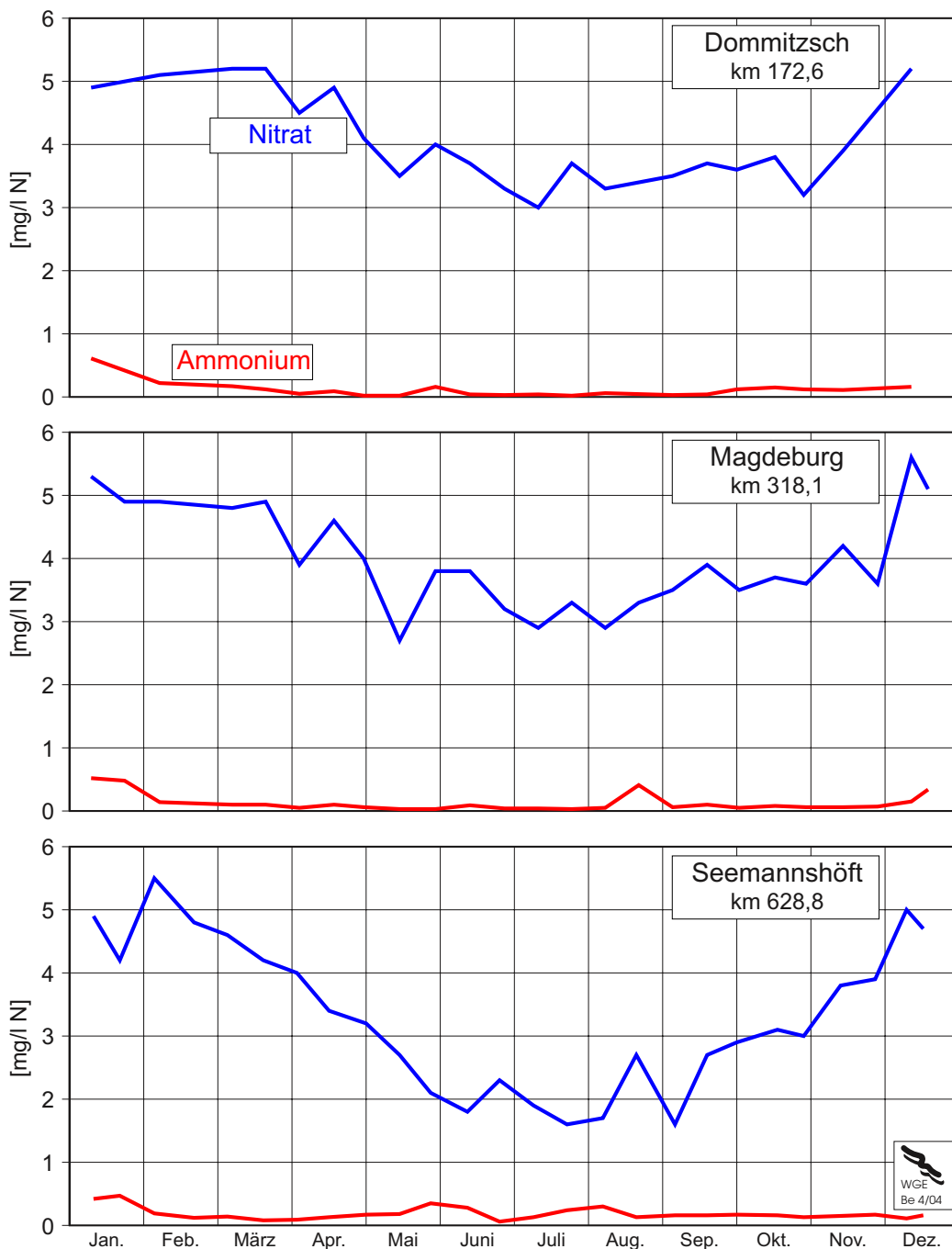


Abb. 9 Ammonium- und Nitratgehalte der Elbe 2002

Inzwischen stammt der Hauptanteil der Nährstoffe aus diffusen Einträgen. Der geschätzte Anteil der natürlichen Nährstofffracht liegt bei etwa 10 - 20 % der ermittelten Jahresfrachten 2002.

Die großen Abflussmengen des August-Hochwassers ließen einen erhöhten Nährstoffeintrag erwarten. Die bisher beobachteten Hochwasserereignisse zeigten immer, dass mit dem Anstieg der Pegel auch die Nitratwerte anstiegen. Dieser Anstieg blieb bei diesem Hochwasser aus. Es wurde nur soviel Nitrat zusätzlich eingetragen, dass die Konzentrationen über einen längeren Zeitraum auf einem Niveau von 3 bis 4 mg/l N blieben und es zu keiner Verdünnung kam (Abb. 9). Die Unterschiede ergeben sich aus der Entstehung der Hochwasserereignisse.

## 6. Schwermetalle

Die Belastung der Elbe mit Schwermetallen ist für die meisten Elemente weiter rückläufig. Als Beispiel sind in Abb. 10 Quecksilbergehalte in Proben aus den Sedimentationsbecken von 4 Messstationen aufgetragen worden. Zur Bewertung der Gehalte wurden die Grafiken mit den Farben der 7-stufigen Güteklassen der ARGE ELBE hinterlegt. Die extrem hohen Quecksilberkonzentrationen nahmen schon in den 1980er ab, weil erste Massnahmen in der DDR die Einleitmengen reduzierten. Der abnehmende Trend setzte sich nach der politischen Wende fort. Auch in Tschechien wurden die Quecksilber-einleitungen deutlich verringert. In dem gesamten deutschen Elbabschnitt wurde die Klasse II-III erreicht. Allerdings ist eine uneingeschränkte Vermarktung einiger Elbfischarten, z. B. Zander, aufgrund der aktuellen Quecksilberbelastung nicht immer gewährleistet. Zander mit einer Länge von über 50 cm überschreiten in der Regel den entsprechenden Grenzwert.

Das August-2002-Hochwasser führte nur zu einem geringfügig erhöhten Quecksilbereintrag aus Bereichen mit Altlasten. Bei Schnackenburg wurde für 2002 eine Quecksilber-Jahresfracht von 1,9 t/a ermittelt. Im Vergleichsjahr 1987 betrug die Quecksilbermenge 26 t/a.

Bei einem üblichen Frühjahrshochwasser gibt es langanhaltende, ergiebige Niederschläge in einem großen Teil des Einzugsgebietes. Zusätzlich schmilzt der Schnee in höheren Lagen. Die fehlende Vegetation begünstigt die Auswaschung von Nitrat. Bei dem August-2002-Hochwasser waren die Niederschläge auf einen kleineren Teil des Einzugsgebietes beschränkt (Moldau, Erzgebirge, Mulde). Die extremen Niederschläge haben schnell das verfügbare Nitrat ausgelaugt. Zudem begrenzte die vollausgebildete Vegetation die Auswaschung von Nitrat. Die außergewöhnlich heftigen Niederschläge führten lokal zu einer starken Erosion. Das abfließende Wasser führte mit den Schwebstoffen auch größere Mengen Phosphor und organisch gebundenen Stickstoff mit.

Die Cadmiumgehalte in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten zeigen einen etwas anderen Verlauf. Nach der politischen Wende kam es zunächst zu einem deutlichen Anstieg der Konzentrationen. Gleichzeitig gingen aber die Cadmium-Jahresfrachten an der Messstation Schnackenburg, die auf Messungen an Wasserproben basieren, von 16 t/a (1987) auf 5 t/a zurück. Vermutlich findet sich der Grund in den veränderten Randbedingungen. Mit der Verringerung von toxischen Stoffen kam es zu einer verstärkten Massenentwicklung von Algen. Als Folge stieg der pH-Wert im Sommer von etwa 7,5 (1985) auf 9,2 (1992) an. Mit dem steigenden pH-Wert verschob sich das Verhältnis zwischen den Cadmiumgehalten in der gelösten Phase und der partikulären Phase in Richtung zu den Feststoffen. Die Gesamtmenge des Cadmiums hatte abgenommen und ein deutlich größerer Anteil davon fand sich im Sediment wieder. Cadmium und Kupfer reagieren dabei wohl stärker auf eine pH-Wertverschiebung als andere Metalle. Die Belastung der frischen schwebstoffbürtigen Elbesedimente mit Cadmium lag 2002 bei II-III und streckenweise bei III.

Das August-2002-Hochwasser führte nur zu einem etwas erhöhten Cadmиеintrag. Bei

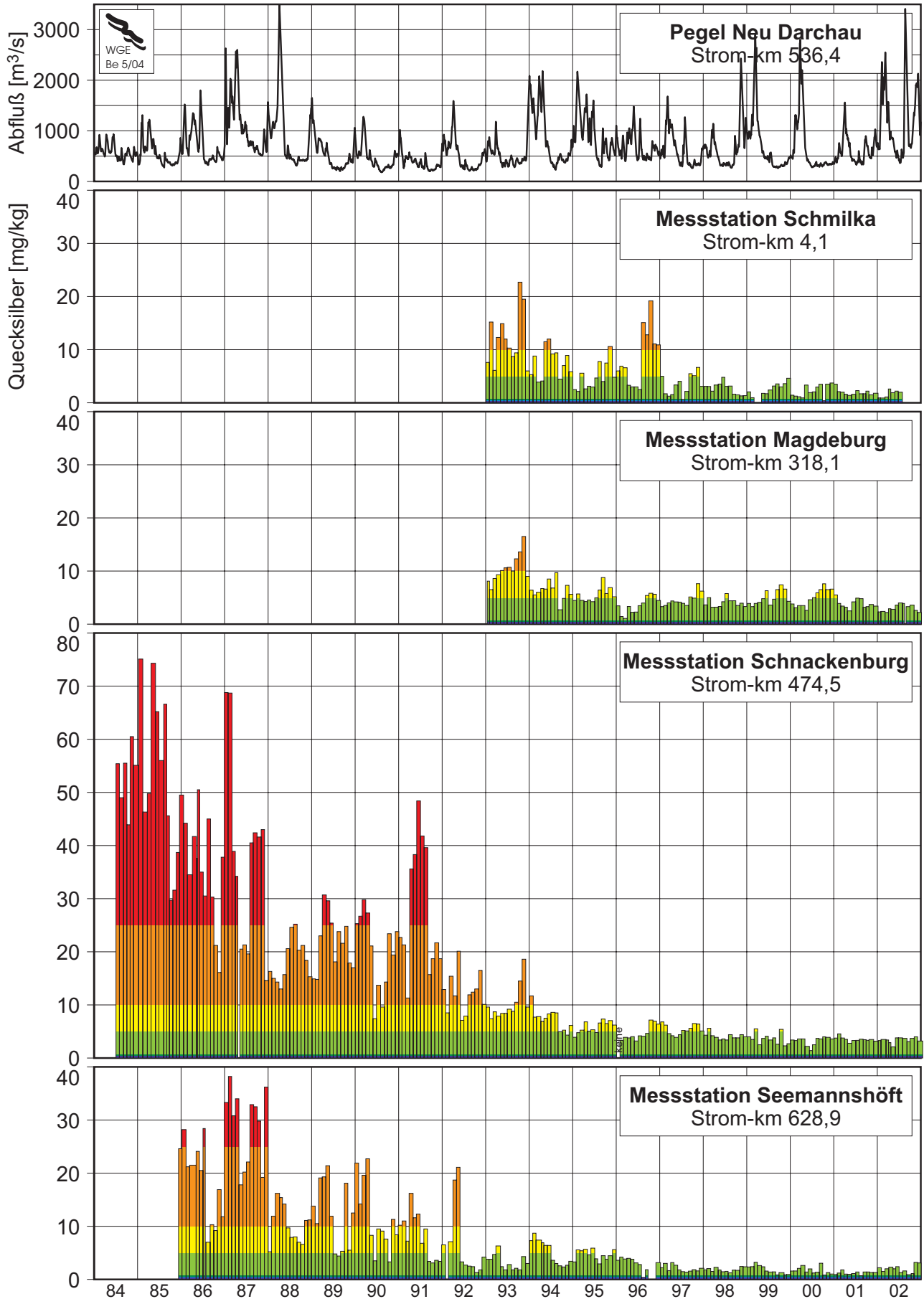


Abb. 10 Quecksilber in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe - 1984-2002

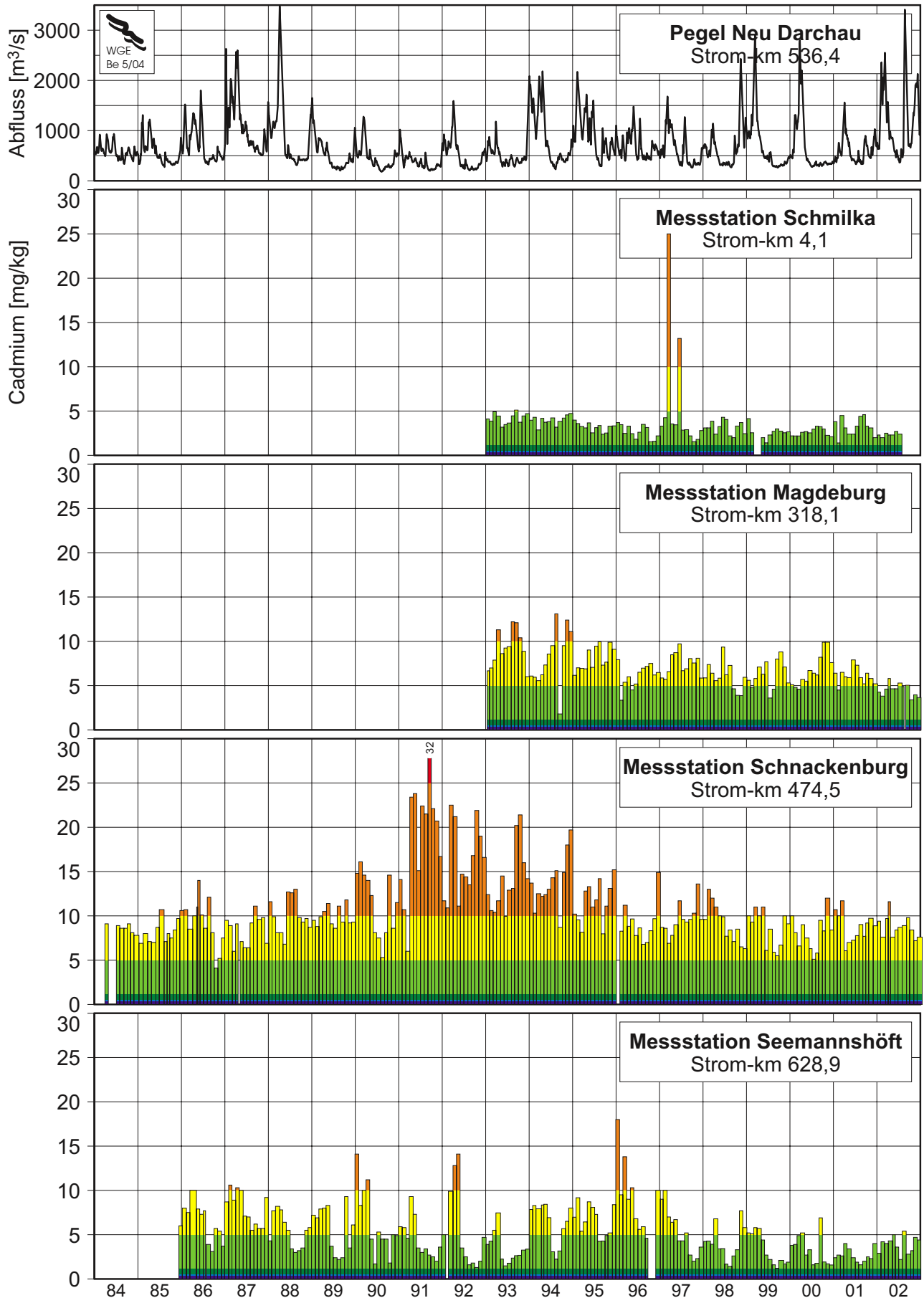


Abb. 11 Cadmium in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe - 1984-2002

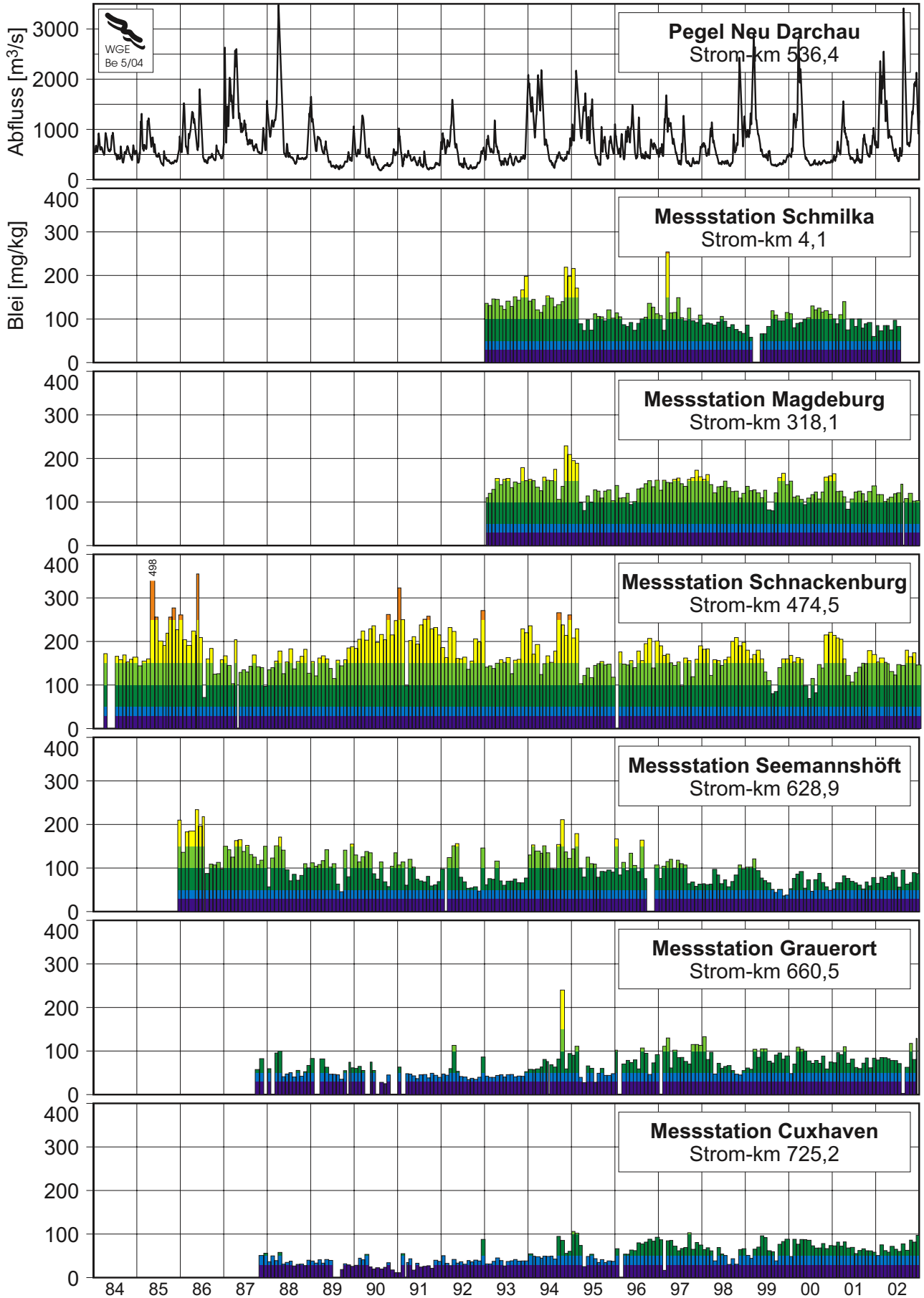


Abb. 12 Blei in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe - 1984-2002

Schnackenburg wurde für 2002 eine Cadmium-Jahresfracht von 9,5 t/a berechnet. Im Vorjahr waren es 5,9 t/a.

Der Verlauf der Bleikonzentrationen in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten zeigt weder eine deutliche Reaktion auf die Einführung des bleifreien Benzins (1986) noch auf die politische Wende (Abb. 12). Insgesamt ist jedoch ein langsamer Rückgang der Belastung zu beobachten. Blei ist zu über 90% partikulär gebunden und wird zum größten Teil diffus eingetragen. Das im Einzugsgebiet der Elbe vorhandene Blei wird nur sehr langsam in Richtung Elbe transportiert. Es wird also noch eine längere Zeit dauern, bis im Sediment Bleigehalte erreicht werden, die den deutlich verringerten Emissionen entsprechen.

## 7. Chlorierte Kohlenwasserstoffe

Der überwiegende Teil der chlorierten Kohlenwasserstoffverbindungen ist im Vergleich zu den 1980er Jahren um über 90% zurückgegangen. Eine Ausnahme bildet  $\beta$ -HCH (Abb. 13). Immer wieder kommt es zu Belastungsspitzen, die überwiegend aus der Mulde (Abb. 14) kommen.  $\beta$ -HCH war zusammen mit  $\alpha$ -HCH und  $\delta$ -HCH ein Abfallprodukt bei der Lindan-Herstellung ( $\gamma$ -HCH). Die Belastung muss also aus Altlasten stammen. Auch wenn die HCH-Isomere verhältnismäßig gut wasserlöslich

Im Gegensatz zu vielen anderen persistenten Schadstoffen kommt es bei Blei in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten nur zu einer geringen Abnahme der Gehalte in der Brackwasserzone. Vergleicht man die Blei-Werte bei Cuxhaven mit denen bei Seemannshöft, so findet man eine Abnahme von nur 9% (2002). Quecksilber nimmt entlang dieser Strecke um 75% ab. Erst ein Blick auf Blei-Gehalte in Sedimenten der Nordsee (BLMP 2002) gibt eine Erklärung. An etlichen Messstellen in der Deutschen Bucht ist die Bleibelastung ähnlich hoch wie an der Elbemündung bei Cuxhaven. Stromauf transportierte Schwebstoffe können also keine verdünnende Wirkung haben wie bei anderen Schadstoffen.

sind, reichern sich diese doch deutlich in Schwebstoffen und Sedimenten an. Letztendlich finden sich im Körperfett von Aalen um Faktor 15 000 gegenüber dem Gehalt im Wasser angereicherte  $\beta$ -HCH-Konzentrationen (Messungen in der Mulde, 1997).

Während des August-2002-Hochwassers stiegen die HCH-Konzentrationen im Wasser der Mulde deutlich an.  $\beta$ -HCH erreichte mit 0,16  $\mu\text{g/l}$  mit Abstand das höchste Maximum

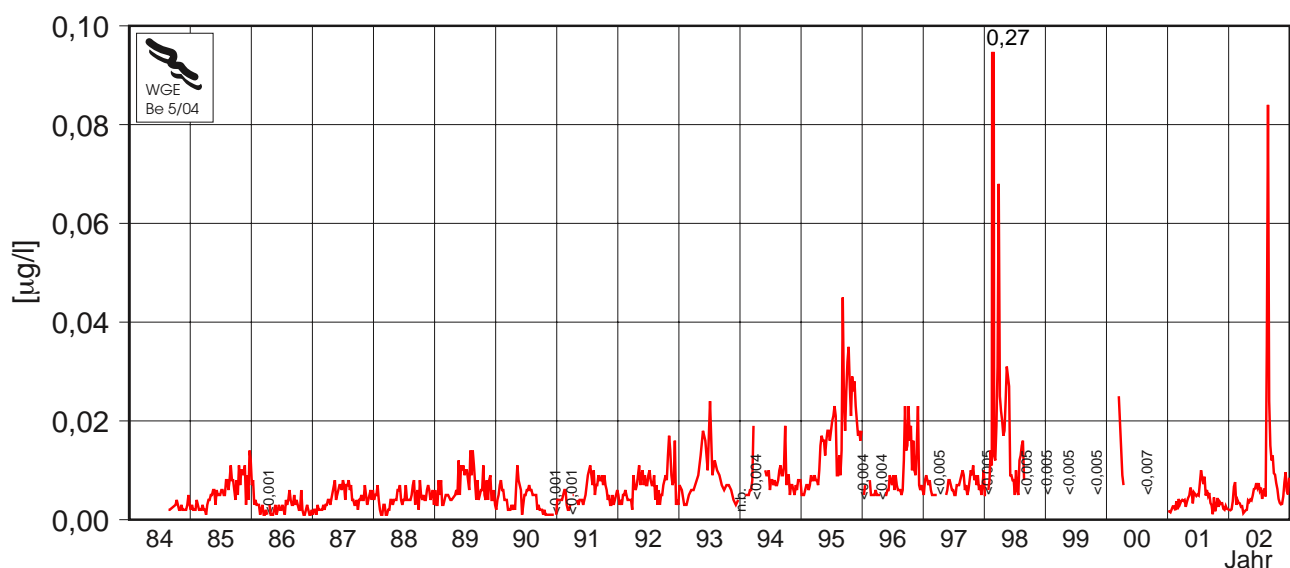


Abb. 13  $\beta$ -HCH in Elbewasser - Messstation Schnackenburg - 1984-2002



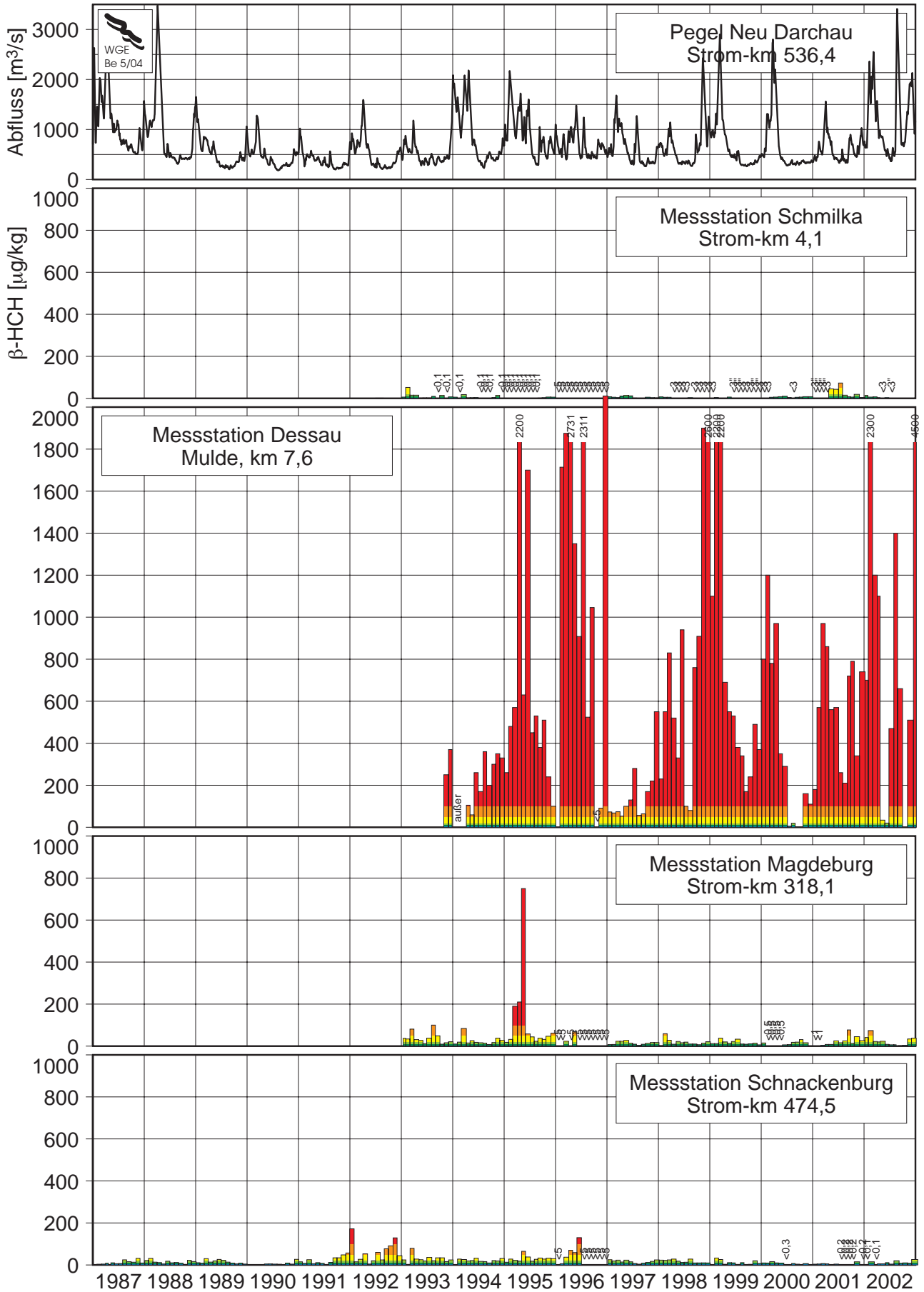


Abb. 14 β-HCH in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 1987-2002

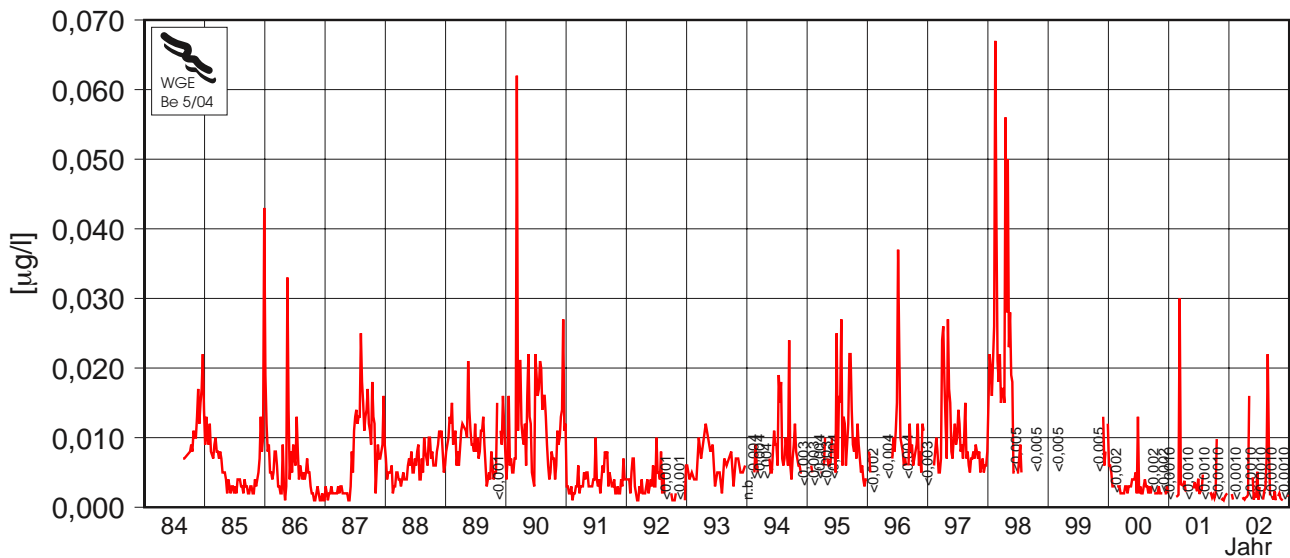


Abb. 15 Hexachlorbenzol in Elbewasser - Messstation Schnackenburg - 1984-2002

aller HCH-Isomere. Diese Stossbelastung war bis Hamburg nachweisbar. Bei Schnackenburg wurde mit einer  $\beta$ -HCH-Jahresfracht (2002) von 400 kg/a die höchste Fracht seit Beginn dieser Messreihe (1984) ermittelt. Nur für 1995 wurde ein ähnlich hoher Wert (390 kg/a) festgestellt. Im Vergleichsjahr 1987 betrug die Jahresfracht 130 kg/a.

Die Hexachlorbenzol (HCB)-Gehalte im Elbewasser (Abb. 15) lagen 2002 unter den HCH-Konzentrationen. Seit den 1980er Jahren ist die HCB-Belastung insgesamt zurückgegangen. In Sedimenten und Fischen reichert sich HCB jedoch sehr stark an. Im Körperfett von Aalen aus

dem Raum Schmilka war HCB im Vergleich zu Gehalten in Wasser um Faktor 61 000 angereichert (Messung 2002). Dadurch liegt ein großer Prozentsatz der Aale noch immer über der Höchstmenge für Lebensmittel. Als Folge dürfen diese Aale nicht vermarktet werden. Abb. 16 zeigt, dass ein grosser Anteil des HCBs aus der Tschechischen Republik kommt. Durch das August-2002-Hochwasser wurde keine nennenswerte zusätzliche HCB-Menge eingetragen. Bei Schnackenburg wurde für 2002 eine HCB-Jahresfracht von 110 kg/a ermittelt. Im Vergleichsjahr 1987 betrug die HCB-Menge 190 kg/a.

## 8. Organozinnverbindungen

Bei der Verbindung Tributylzinn sind 2 Belastungsschwerpunkte (Abb. 17) erkennbar: die Mulde im Unterlauf und die Elbe bei Hamburg.

Bei einem Betrieb in Bitterfeld, der hier der Hauptemittent ist, führten mehrere Massnahmen zu einem drastischen Rückgang der Belastung. Die Monobutylzinn-Gehalte (Abb. 18) blieben allerdings bis 2001 auf einem sehr hohen Niveau, bis eine weitere Massnahme eine zusätzliche Entlastung herbeiführte.

Im Hamburger Bereich sind Werften, die den Unterwasserbereich der Rümpfe großer Schiffe mit neuen Anstrichen versehen, eine nennenswerte Quelle für Tributylzinn. Auf den Werften wurde inzwischen die Rückhaltung von alten Farben, die von den Rümpfen abgestrahlt wurden, verbessert. Genaueres zu Organozinnverbindungen findet sich in einem gesonderten Bericht (ARGE ELBE 1999).

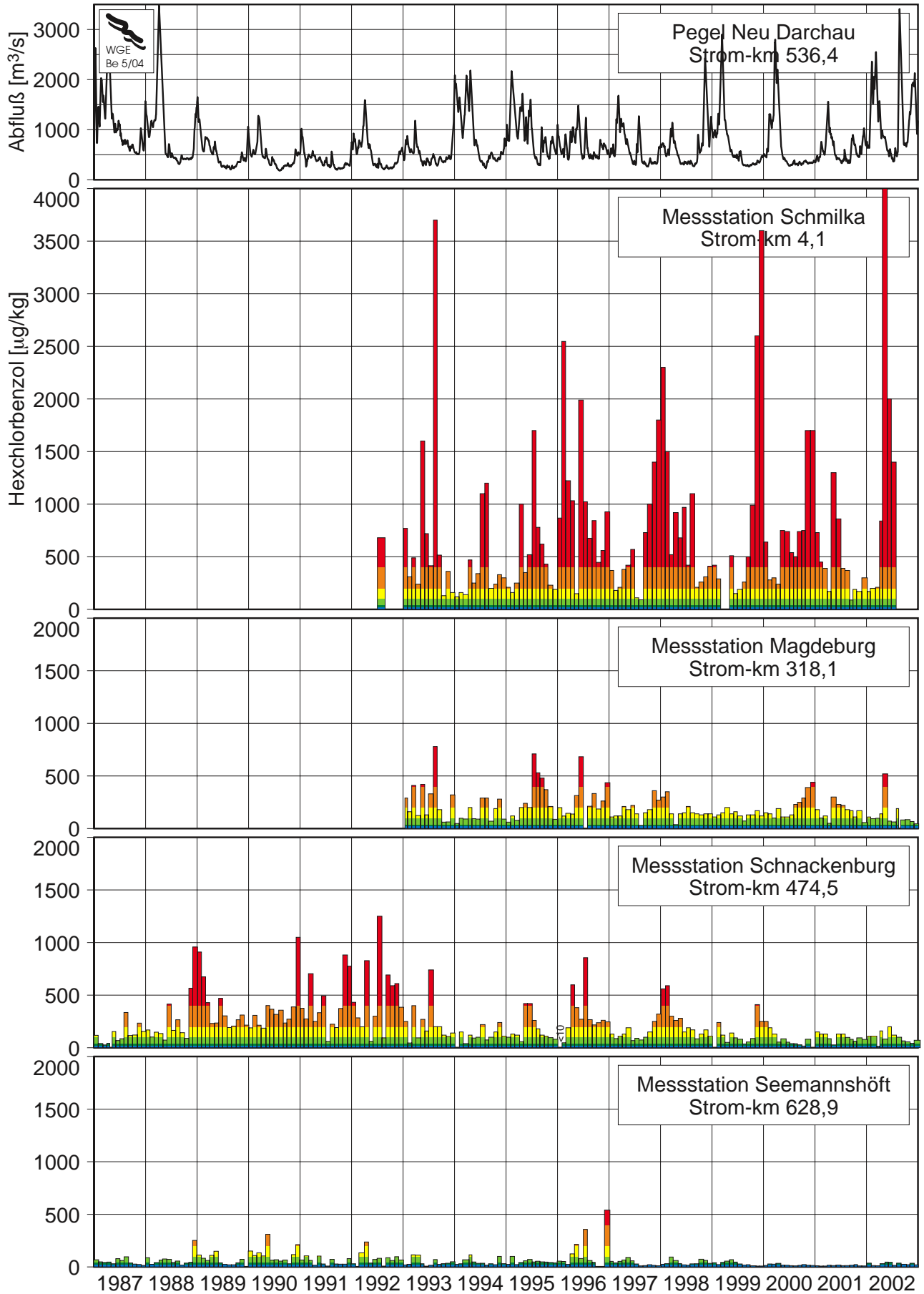


Abb. 16 Hexachlorbenzol in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 1987-2002

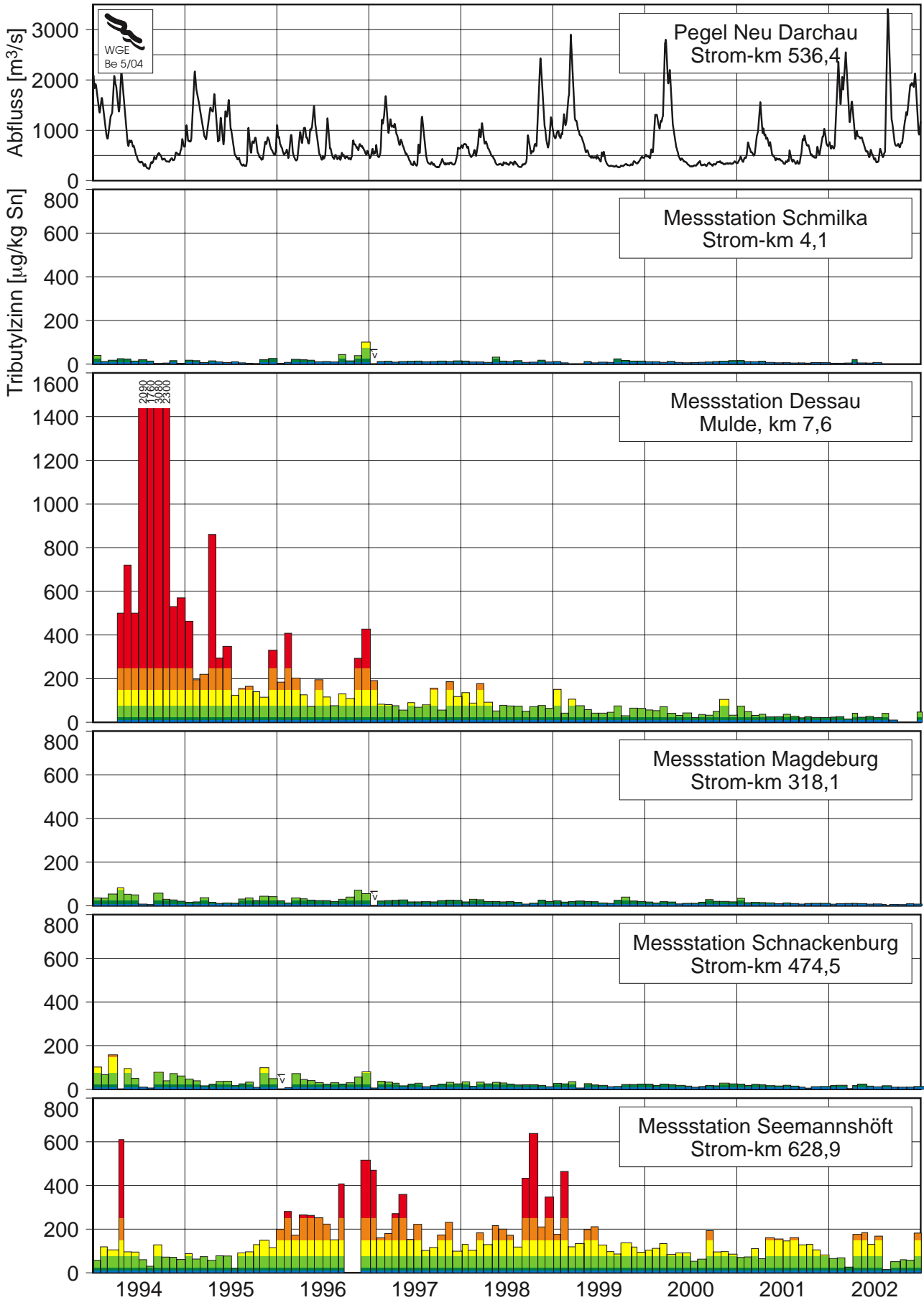


Abb. 17 Tributylzinn in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 1994-2002

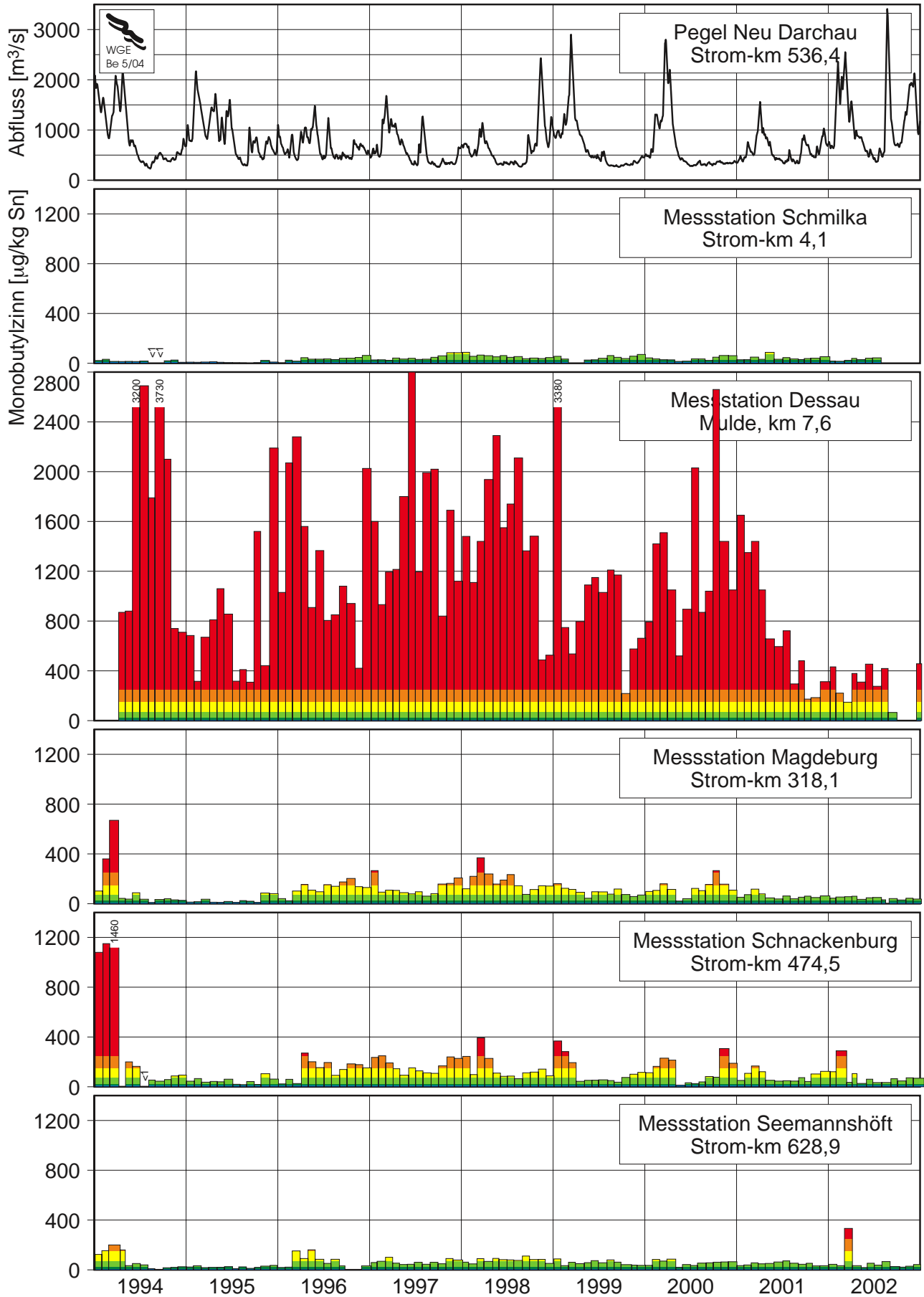


Abb. 18 Monobutylzinn in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten - 1994-2002

## Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen vorwiegend bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe und gelangen durch trockene sowie nasse Deposition in die Gewässer. Lokale Einträge erfolgen darüber hinaus z. B. durch die Erdöl- und Kohleindustrie, wobei auch die Emission dieser Stoffe durch Altlasten ebenfalls in Betracht zu ziehen ist. PAK zeigen eine ausgeprägte Lipophilie und besitzen eine mehr oder weniger ausgeprägte Adsorptionstendenz an Feststoffe (ARGE ELBE 1996).

PAK werden routinemäßig seit 1994 in schwebstoffbürtigen Sedimenten bestimmt. Entnommen werden diese Feststoffe an 13 Messstationen im Elbelängsprofil von Schmilka bis Cuxhaven sowie an relevanten Nebenflussmündungen. Bestimmt werden 16 Einzelstoffe gemäß US-EPA. In den Abb. 19 und 20 sind beispielhaft die Konzentrationsverläufe von Fluoranthen und Benzo(a)pyren in schwebstoffbürtigen Sedimenten von den Messstellen Schmilka (km 4), Magdeburg (km 318), Schnackenburg (km 474) und Seemannshöft (km 629) sowie der Oberwasserabfluss für den Zeitraum von 1994 bis 2003 dargestellt. Zusätzlich enthalten die Abb. 19 und 20 für Fluoranthen und Benzo(a)pyren Richtwerte des Landes Bremen für Sedimente von Oberflächengewässern (ARGE ELBE 2000), die eine ökotoxikologische Bewertung für beide PAK ermöglichen.

Die Abb. 19 und 20 zeigen, dass alle vier Messstellen im Wesentlichen einen gleichförmigen Konzentrationsverlauf für beide PAK aufweisen (Median 2002, Magdeburg:

Fluoranthen= 1,5 mg/kg, Benzo(a)pyren= 0,65 mg/kg), wobei das Abflussjahr 1994 für einzelne Werte erhöhte Konzentrationen aufweist. Dieser gleichförmige Konzentrationsverlauf weist auf einen überwiegenden diffusen PAK-Eintrag in die Elbe hin, wobei aber durchaus erhöhte Einträge, wie z. B. aus der Mulde, vorkommen können (ARGE ELBE 1996). Innerhalb des betrachteten Flussabschnitts nehmen die PAK-Konzentrationen in Fließrichtung durch Verdünnungsprozesse im allgemeinen ab, dabei ist für Fluoranthen dieser Trend stärker ausgeprägt als für Benzo(a)pyren. Des Weiteren ist erkennbar, dass die Abflusssituation augenscheinlich keinen ausschlaggebenden Einfluss auf den PAK-Konzentrationsverlauf hat.

Unter der Annahme, dass die o. g. Richtwerte für Sedimente für die Klassifizierung von PAK in schwebstoffbürtigen Sedimenten aus der Elbe übertragbar sind, ergibt sich folgendes Bild: die Fluoranthen-Konzentrationen bewegen sich - mit Ausnahme von Einzelwerten für das Abflussjahr 1994 - in der Klasse 2 (ökotoxikologische Schädwirkung im Gewässer ist möglich). Auch für Benzo(a)pyren befinden sich die Konzentrationen überwiegend in Klasse 2, Ausnahmen bilden Einzelwerte aus den Abflussjahren 1994 und 1996 (rote Balken, Abb. 20). An der Messstelle Seemannshöft befinden sich die Benzo(a)pyren-Konzentrationen fast ausnahmslos in Klasse 1 (nicht zu erwartende ökotoxikologische Schädwirkung im Gewässer). Als Resümee aus der vorliegenden langjährigen Untersuchungsreihe bleibt festzuhalten, dass für das Vorkommen von PAK in der Elbe kein abnehmender Trend zu verzeichnen ist.

Tab. 2 Klassen der Schädwirkung für Fluoranthen und Benz(a)pyren

[mg/kg]	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3
	Ökologische Schädwirkung im Gewässer		
	nicht zu erwarten	möglich	zu erwarten
Fluoranthen	< 0,25	0,25-2,5	> 2,5
Benz[a]pyren	< 0,18	0,18-1,8	> 1,8

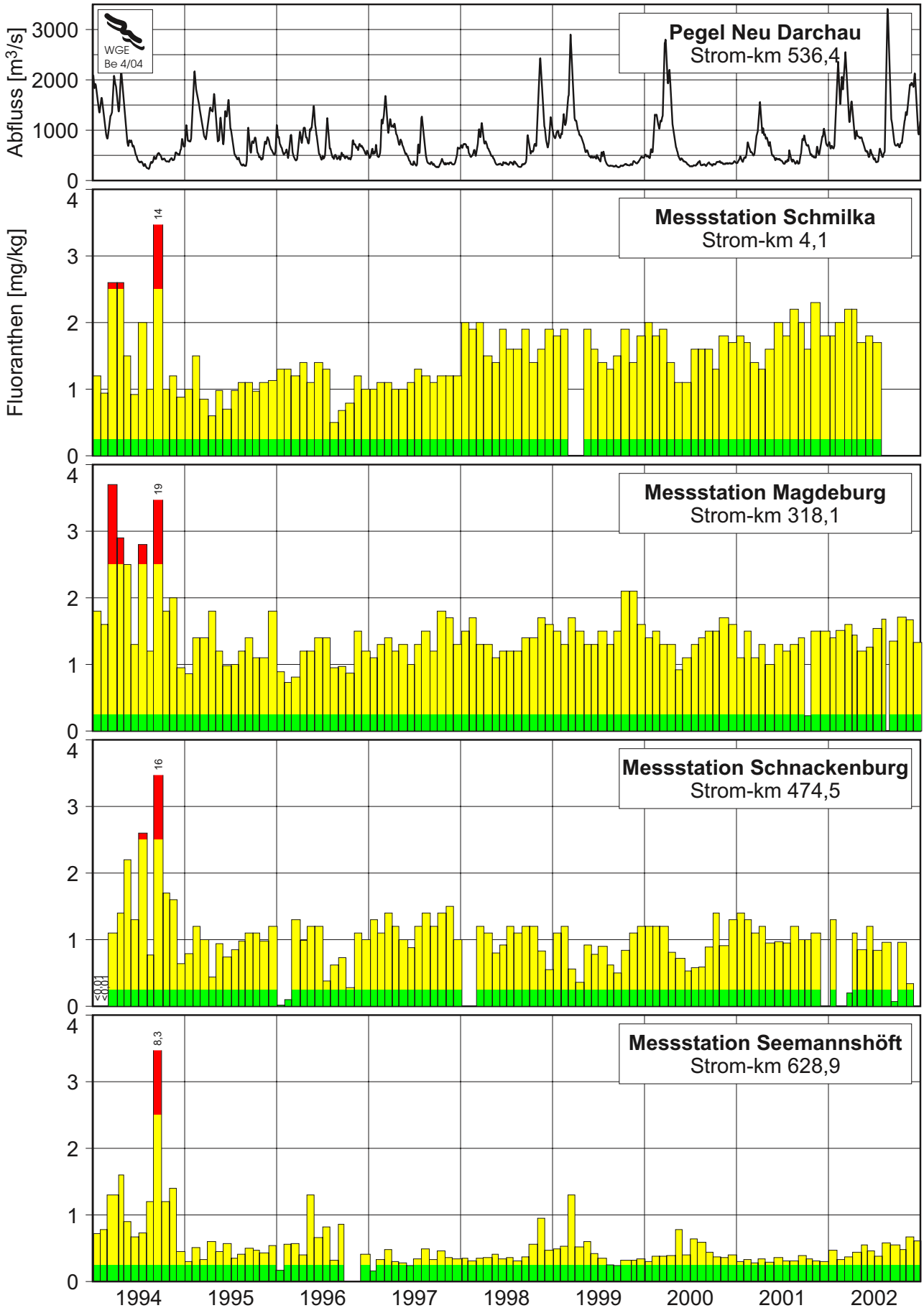


Abb. 19 Fluoranthen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe

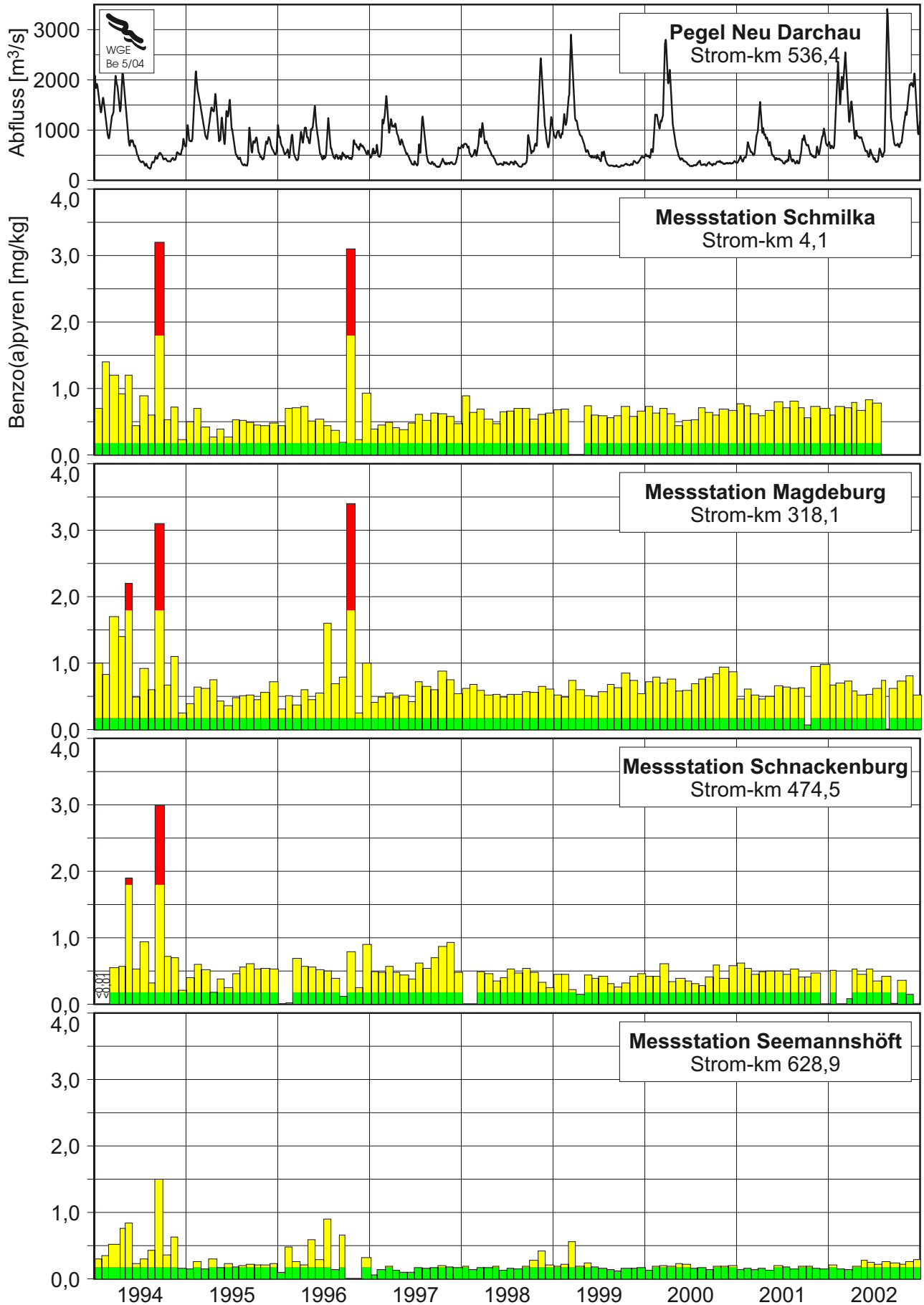


Abb. 20 Benzo(a)pyren in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe



## 10. Vergleich der Jahresfrachten der Elbe 1987 und 2002

In Tab. 3 sind die Jahresfrachten der Elbe für 4 Messtellen entlang der Elbe aufgeführt. Als Vergleichsjahr zu 2002 wurde 1987 ausgewählt, weil 1987 annähernd der gleiche mittlere Abfluss auftrat (Pegel Neu Darchau Jahresmittel, 1987 1130 m<sup>3</sup>/s, 2002 1090 m<sup>3</sup>/s). Es sind nur die Messgrößen aufgeführt, die in beiden Jahren gemessen wurden. Die prozentuale Veränderung des Jahres 2002 gegenüber 1987 ist in Änderungsklassen farblich markiert (siehe Lengende).

Der Vergleich ist teilweise nur eingeschränkt möglich, weil sich die chemischen Analysen-

methoden zu Teil deutlich geändert haben. Diese Auflistung dient also nur einer groben Orientierung.

Der überwiegende Teil der Messgrößen zeigen einen deutlichen Rückgang der Mengen. Besonders deutlich ist die Abnahme bei Ammonium und den leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen. Bei Arsen hingegen ist es zu keiner Verringerung der Belastung gekommen. Die  $\beta$ -HCH-Jahresfracht bei Schnackenburg ist um über 200 % angestiegen.

## 11. Literatur

ARGE ELBE, Zeitliche und örtliche Variabilität von organischen Stoffen in schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe bei Hamburg-Blankenese und der Mulde bei Dessau, Eigenverlag 1996

ARGE ELBE, Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbenebenflüssen, Eigenverlag 1999

ARGE ELBE, Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen im Zeitraum 1994 - 1999, Eigenverlag 2000

BLMP Meeresumwelt 1997-1998, BSH 2002

ARGE ELBE-Veröffentlichungen 2002

ARGE ELBE, Stör - Fischereibiologische Untersuchungen sowie Schadstoffbelastung von Brassen, Aal und Zander im Marschenbereich dieses Nebenflusses

ARGE ELBE, Querbauwerke und Fischaufstiegshilfen in Gewässern 1. Ordnung des deutschen Elbeinzugsgebietes - Passierbarkeit und Funktionsfähigkeit -

ARGE ELBE, Chlorierte Ether in Wasser- und Fischgewebeproben der Elbe und ihrer Nebenflüsse 1992-2000

ARGE ELBE, Schwarze Elster, Mulde und Saale - Fischereibiologische Untersuchungen sowie Schadstoffbelastung von Brassen, Aal und Zander in den Unterläufen der Elbenebenflüsse - 2002

ARGE ELBE, Hochwasser August 2002 - Einfluss auf die Gewässergüte der Elbe

ARGE ELBE, Biomonitoring der Amphipodenfauna in der Oberen, Mittleren und Unteren Elbe

Tab. 3a Jahresfrachten der Elbe - Vergleich der Jahre 1987 und 2002

<b>Schmilka</b>	<b>1987</b>	<b>2002</b>	<b>Änderung [%]</b>
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	830 000	110 000	-87
Ammonium (t/a N)	17 000	1 600	-91
Nitrat (t/a N)	92 000	43 000	-53
ortho-Phosphat (t/a P)	1 500	880	-41
Gesamt-Phosphor (t/a P)	4 300	2 600	-40
DOC (t/a C)	180 000	55 000	-69
Chlorid (t/a Cl)	650 000	220 000	-66
Sulfat (t/a SO <sub>4</sub> )	1 600 000	690 000	-57
Quecksilber (kg/a)	2 000	1 100	-45
Blei (kg/a)	1 400 000	55 000	-96
Kupfer (kg/a)	210 000	97 000	-54
Zink (kg/a)	1 700 000	470 000	-72
Chrom (kg/a)	210 000	52 000	-75
Nickel (kg/a)	160 000	79 000	-51
Eisen (kg/a)	22 000 000	20 000 000	-9
Mangan (kg/a)	3 500 000	2 000 000	-43
<b>Magdeburg</b>	<b>1987</b>	<b>2002</b>	<b>Änderung [%]</b>
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	850 000	540 000	-36
Ammonium (t/a N)	48 000	4 400	-91
Nitrat (t/a N)	140 000	110 000	-21
ortho-Phosphat (t/a P)	3 900	1 800	-54
Gesamt-Phosphor (t/a P)	12 000	5 300	-56
DOC (t/a C)	290 000	230 000	-21
Chlorid (t/a Cl)	4 600 000	2 500 000	-46
Sulfat (t/a SO <sub>4</sub> )	4 000 000	3 300 000	-18
Kalium (t/a K)	300 000	200 000	-33
Natrium (t/a Na)	3 000 000	1 200 000	-60
Calcium (t/a Ca)	2 500 000	2 400 000	-4
Magnesium (t/a Mg)	570 000	420 000	-26
Cadmium (kg/a)	96 000	5 200	-95
Blei (kg/a)	310 000	100 000	-68
Kupfer (kg/a)	290 000	150 000	-48
Zink (kg/a)	4 500 000	1 000 000	-78
Chrom (kg/a)	180 000	39 000	-78
Nickel (kg/a)	250 000	130 000	-48
Eisen (kg/a)	28 000 000	17 000 000	-39
Mangan (kg/a)	5 800 000	3 000 000	-48

Änderung [%]

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

Tab. 3b Jahresfrachten der Elbe - Vergleich der Jahre 1987 und 2002

<b>Schnackenburg</b>	<b>1987</b>	<b>2002</b>	<b>Änderung [%]</b>
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	1 100 000	370 000	-66
Zehrung <sub>5</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	200 000	110 000	-45
Zehrung <sub>7</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	300 000	130 000	-57
Zehrung <sub>14</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	510 000	200 000	-61
Zehrung <sub>21</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	610 000	250 000	-59
CSB (t/a O <sub>2</sub> )	1 300 000	990 000	-24
Ammonium (t/a N)	51 000	3 000	-94
Nitrat (t/a N)	170 000	140 000	-18
Gesamt-N (Koroleff) (t/a N)	270 000	160 000	-41
ortho-Phosphat (t/a P)	4 000	1 500	-63
Gesamt-Phosphor (t/a P)	15 000	5 800	-61
Chlorid (t/a Cl)	5 200 000	2 700 000	-48
TOC (t/a C)	430 000	260 000	-40
Quecksilber (kg/a)	25 000	1 900	-92
Cadmium (kg/a)	15 000	9 500	-37
Blei (kg/a)	130 000	98 000	-25
Zink (kg/a)	3 800 000	1 200 000	-68
Kupfer (kg/a)	740 000	140 000	-81
Chrom (kg/a)	540 000	< 34 000	< -94
Nickel (kg/a)	400 000	130 000	-68
Eisen (kg/a)	33 000 000	16 000 000	-52
Arsen (kg/a)	100 000	99 000	-1
Trichlormethan (kg/a)	21 000	1 400	-93
Tetrachlormethan (kg/a)	11 000	83	-99
Trichlorethen (kg/a)	26 000	410	-98
Tetrachlorethen (kg/a)	19 000	980	-95
α-HCH (kg/a)	240	130	-46
β-HCH (kg/a)	130	400	208
γ-HCH (kg/a)	950	230	-76
p,p'-DDD (kg/a)	53	17	-68
Hexachlorbenzol (kg/a)	190	110	-42
<b>Teufelsbrück/Seemannshöft</b>	<b>1987</b>	<b>2002</b>	<b>Änderung [%]</b>
Zehrung <sub>21</sub> (t/a O <sub>2</sub> )	640 000	270 000	-58
CSB (t/a O <sub>2</sub> )	1100 000	820 000	-25
Ammonium (t/a N)	53 000	6 300	-88
Nitrat (t/a N)	190 000	140 000	-26
Gesamt-N (Koroleff) (t/a N)	280 000	190 000	-32
ortho-Phosphat (t/a P)	3 900	2 800	-28
Gesamt-Phosphor (t/a P)	9 700	6 000	-38
Chlorid (t/a Cl)	5 100 000	2 900 000	-43
Sulfat (t/a SO <sub>4</sub> )	6 000 000	3 900 000	-35
TOC (t/a C)	390 000	350 000	-10
DOC (t/a C)	320 000	260 000	-19