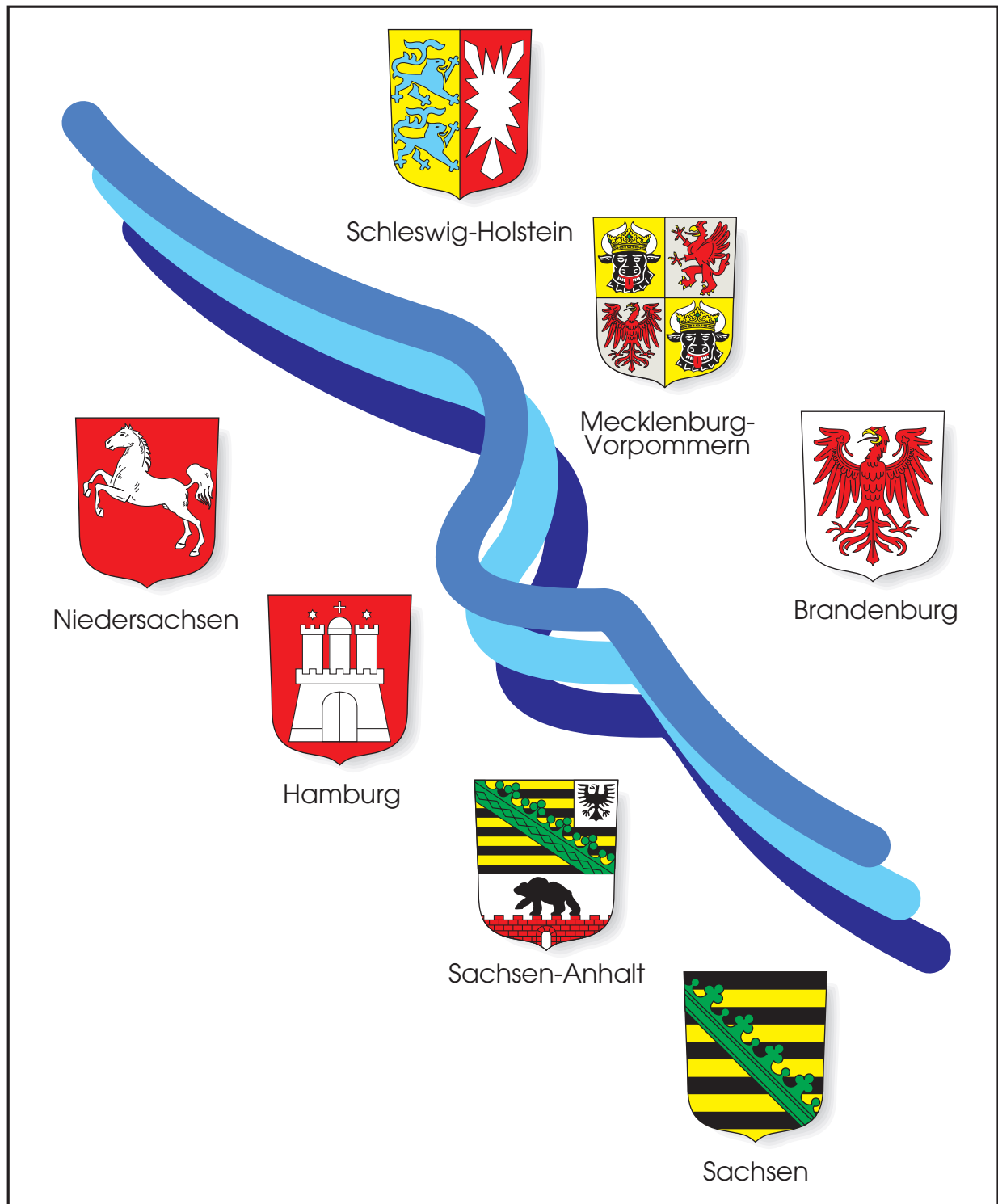


Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe



Gewässergütebericht der Elbe 2007

Ergebnisse der überblicksweisen Überwachung

Gewässergütebericht der Elbe 2007

Ergebnisse der überblicksweisen Überwachung

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

Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt
der Freien und Hansestadt Hamburg
Billstraße 84
20539 Hamburg

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und
Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern
Paulshöher Weg 1
19061 Schwerin

Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und
Klimaschutz
Archivstraße 2
30169 Hannover

Sächsisches Staatsministerium
für Umwelt und Landwirtschaft
Archivstraße 1
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 3
24106 Kiel

Bearbeitet:

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

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Zusammenfassung	1
1. Summary	2
2. Einleitung	4
3. Beschreibung des ökologischen Zustandes/Potenzials	8
3.1 Biologische Qualitätskomponenten und spezifische Schadstoffe	8
3.1.1 Der Elbestrom von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven	8
3.1.2 Hauptzuflüsse der Elbe	10
3.2 Hydromorphologische Qualitätskomponenten	13
3.2.1 Abfluss und Abflussdynamik	13
3.2.2 Durchgängigkeit der Fließgewässer	17
3.3 Chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten	23
3.3.1 Wassertemperatur, Sauerstoffhaushalt, pH-Wert	23
3.3.2 Nährstoffe	29
3.3.3 Entwicklung der spezifischen Schadstoffe	37
4. Beschreibung des chemischen Zustandes	48
4.1 Der Elbestrom von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven	48
4.2 Hauptzuflüsse der Elbe	50
4.3 Entwicklung der Schadstoffgruppen	52
4.3.1 Schwermetalle	52
4.3.2 Pestizide	52
4.3.3 Industrielle Schadstoffe	57
4.3.4 Andere Schadstoffe	58
4.3.5 Nitrat	61
5. Sonderkapitel	62
5.1 Dioxine in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten	62
5.2 Chlorierte Ether im Wasser	63
5.3 Vergleich der Jahresfrachten der Elbe 1986 und 2007	64
Anhang	68

1. Zusammenfassung

Der Gewässergütebericht der Elbe 2007 beschreibt erstmalig nach den Vorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) den Zustand der Oberflächenwasserkörper (OWKs) des Elbestrom und der Mündungsprofile verschiedener Hauptzuflüsse. Eine Teilmenge der Überblicksüberwachungsmessstellen im Einzugsgebiet der Elbe wird zu einem „Internationalen Messprogramm Elbe“ gruppiert, das zwischen den beteiligten Mitgliedstaaten abgestimmt ist. Das Internationale Elbemessprogramm umfasst 9 Messstellen im Elbestrom (4 in Tschechien und 5 in Deutschland) und 10 Messstellen an bedeutenden Zuflüssen. Bei den Zuflüssen werden in Deutschland die Mündungsbereiche von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und deren Nebenflüssen Unstrut und Weißer Elster sowie von Havel und deren Nebenfluss Spree einbezogen. Damit kann an 19 Messstellen (7 in Tschechien und 12 in Deutschland) in der internationalen Flussgebietseinheit Elbe ein Überblick über den Belastungszustand aktuell vorgehalten und über die Einstellung auf die Internetseite der IKSE dokumentiert werden.

Der vorliegende Bericht zeigt für die OWKs der oben genannten Messstellen auf deutschem Gebiet, wo das bis zum Jahr 2015 zu erreichende Ziel „guter Zustand“ erreicht bzw. verfehlt wird. Die Bewertung des ökologischen Zustandes, bzw. im Falle von erheblich veränderten Gewässern des ökologischen Potenzials, erfolgt nach bundesweit abgestimmten Verfahren für eine Vielzahl von biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten. Danach befinden sich fünf von 10 OWKs des Elbestroms in einem nur „unbefriedigenden ökologischen Zustand“. Die anderen fünf weisen einen „mäßigen ökologischen Zustand“ bzw. im Falle der erheblich veränderten Tideelbe ein „mäßiges ökologisches Potenzial“ auf. In drei OWKs liegen außerdem Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen vor (PCB Nr. 138, 153, 180 und Zink), die sich auf die spezifischen Schadstoffe beziehen. Diese sind ebenfalls im Zusammenhang mit der Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials zu betrachten.

Bei der Bewertung des chemischen Zustands des Elbestroms war zu prüfen, ob in den einzelnen OWKs die Umweltqualitätsnormen von EU-weit geltenden Schadstoffen (Schwermetalle, Pestizide, Industriechemikalien, andere Schadstoffe und Nitrat) eingehalten wurden oder nicht. Die Ausweisung erfolgt entsprechend als „gut“ bzw. „nicht gut“. In fünf der 10 OWKs wurde der „gute chemische Zustand“ festgestellt. In den anderen fünf OWKs kam es zu Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen (p,p'-DDT, Fluoranthen und Benzo(a)pyren).

Eine vergleichbare Bewertung fand auch in den mündungsnahen OWKs der sieben wichtigsten Nebenflüsse der Elbe statt. Im Einzelnen handelt es sich um die Schwarze Elster bei Gorsdorf, die Mulde bei Dessau, die Weiße Elster bei Halle-Ammendorf, die Unstrut bei Freyburg, die Saale bei Rosenberg, die Spree bei Sophienwerder und die Havel bei Toppel. Die Ergebnisse schwanken zwischen „mäßigem“ und „unbefriedigendem ökologischen Zustand/Potenzial“. In fünf der sieben OWKs liegen außerdem Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen vor, die sich auf spezifische Schadstoffe beziehen (Mulde: Zink, Arsen, Dibutylzinn, Tetrabutylzinn; Weiße Elster: Zink, Dibutylzinn, PCB Nr. 101, 138, 153, Dichlorvos; Saale: Zink; Spree: Kupfer, Zink, PCB Nr. 52, 101, 138, 153; Havel: Zink, Tributylzinn, PCB Nr. 138, 153).

Die Bewertung des chemischen Zustandes der Hauptzuflüsse ergab, dass sich vier der sieben mündungsnahen OWKs in einem „guten chemischen Zustand“ befinden. In den drei anderen wurden die Umweltqualitätsnormen von bestimmten Schadstoffen nicht eingehalten (Mulde: HCH_{gesamt}; Spree: Fluoranthen; Havel: (Einstufung nach zukünftiger Tochterrichtlinie „prioritäre Stoffe“) Bromierte Diphenylether, Tributylzinn).

Im Zusammenhang mit den hydromorphologischen Qualitätskomponenten wird insbesondere die Bedeutung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Zielerreichung der

EG-WRRL dargestellt. Es werden Maßnahmen beschrieben, die für eine standortgerechte Ausbildung der Fischfauna notwendig sind. Zu diesem Zweck wurden im deutschen Einzugsgebiet der Elbe überregionale Vorranggewässer ausgewiesen und die Querbauwerke erfasst, die die Durchgängigkeit, z. B. für Langdistanzwanderarten, behindern und damit das Ziel „guter ökologischer Zustand“ gefährden. Bis zum Jahr 2015 sollen 138 Querbauwerke von insgesamt 277 Stück so durchgängig gemacht werden, dass sie sowohl den Auf- als auch den

Abstieg der Fische und Rundmäuler, aber auch anderer Kleinlebewesen (Makrozoobenthos), nicht mehr behindern.

Darüber hinaus wird im Gewässergütebericht 2007 - ähnlich wie in den zurückliegenden Jahren - eine Trendbetrachtung zu den Schadstoffen vorgenommen. Weitere Sonderkapitel beschäftigen sich mit den Dioxinen, den chlorierten Ethern und mit einem Frachtenvergleich bestimmter Wasserinhaltsstoffe.

1. Summary

In the present water quality report for the river Elbe for 2007, a description of the state of the river Elbe and various tributaries is provided for the first time according to the specifications of the European Water Framework Directive (EC-WFD). Following the measurement programme devised by the International Commission for the Protection of the Elbe River, it details the sections of the German part of the river's catchment area where the targeted aim of achieving a 'good status' is likely to succeed by 2015 and where this is not the case. The method used to assess the *ecological status*, or in the case of so-called heavily modified waters the *ecological potential*, has been devised for common implementation throughout Germany. It involves a wide range of biological, hydro-morphological and physico-chemical quality elements. According to this method, five of the ten sections into which the river Elbe has been divided (so-called surface water bodies – SWB) must be ranked as having a 'poor ecological status' on account of an overabundance of nutrients. The other five sections have either a 'moderate ecological status', or in the case of the heavily modified tidal Elbe a 'moderate ecological potential'. Further, three of the SWBs fail to achieve set environmental quality standards based on specific pollutants. These results must also be taken into account in evaluating the ecological status or potential.

In the evaluation of the chemical status of the river Elbe the task involved was to ascertain

whether the environmental quality standards had been met in respect of pollutants (heavy metals, pesticides, industrial chemicals, other substances and nitrates) for each individual SWB. The possible results of the evaluation are either 'good' or 'fails to achieve the status good'. Five of the ten SWBs returned the ranking 'good chemical status', whereas in the other five SWBs the environmental quality standards were not met.

A similar evaluation was carried out for the SWBs of seven main tributaries which lie closest to the respective point of inflow into the Elbe. The individual measurement points involved are Gorsdorf (Schwarze Elster) Dessau (Mulde), Halle-Ammendorf (Weiße Elster), near Freyburg (Unstrut), near Rosenberg (Saale) bei, near Sophienwer (Spree) and near Toppel (Havel) (river names in brackets). The results range from 'moderate' to 'poor' ecological status/potential. In addition, in five of the seven SWBs concentrations for certain pollutants were measured which indicate that the relevant environmental quality standards were not met.

The evaluation of the chemical status of the main tributaries returned the ranking 'good chemical status' for four of the seven SWBs close to the point of entry into the Elbe. The environmental quality standards for pollutants (heavy metals, pesticides, industrial chemicals, other substances and nitrates) were not achieved in the other three tributaries.

In the context of the hydromorphological quality components, the EC-WFD lays special emphasis on the aspect of river continuity. Those measures are described which are necessary to allow the piscine fauna to develop appropriately in the given location. For the purposes of evaluation of the German section of the catchment area, rivers of interregional significance were identified and all the transverse structures which hinder the continuity (e.g. for long distance migratory species), and thus prejudice the aim of achieving a 'good ecological status' were catalogued. By 2015, 138

of a total of 277 transverse structures are to be rendered such as to allow river continuity for fish and cyclostomes as well as other small organisms (benthic invertebrate fauna) travelling both upstream and downstream.

The water quality report for the river Elbe for 2007 also contains, as in previous years, observations of development trends for the pollutants concerned. Further special chapters are devoted to the topics of chlorinated ethers, dioxins and freight comparisons for certain constituent substances.

2. Einleitung

Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Am 22.12.2000 wurden mit dem Inkrafttreten der „Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (im Folgenden nur Wasserrahmenrichtlinie bzw. WRRL) umfangreiche Neuregelungen für den Gewässerschutz und die Wasserwirtschaft in Europa geschaffen. Mit diesem Dokument wurde ein Großteil der bisherigen europäischen Regelungen zum Gewässerschutz in einer Richtlinie gebündelt und um moderne Aspekte des Gewässerschutzes ergänzt.

Ziel der Wasserrahmenrichtlinie ist es, bis 2015 den guten Zustand der Oberflächengewässer (und des Grundwassers) zu erreichen. Die aufzustellenden Bewirtschaftungspläne für die ausgewiesenen Flussgebietseinheiten sind das Instrument zur Erreichung dieses Ziels. In diesen Plänen werden auf der Grundlage des ermittelten Zustands der Gewässer Umweltziele und Maßnahmen zu ihrer Erreichung vorgeschlagen. Der 1. Entwurf des Bewirtschaftungsplanes geht am 22. Dezember 2008 in die öffentliche Anhörung.

Gewässergütebericht der Elbe 2007

Der vorliegende Gewässergütebericht der Elbe 2007 spiegelt in erster Linie die Ergebnisse aus der sogenannten „Überblicksweise Überwachung“ nach WRRL für den Elbestrom und für verschiedene Hauptzuflüsse wider. (Die Überblicksweise Überwachung dient der Überprüfung der Bestandsaufnahme (2005) und der Bewertung langfristiger Trends.) Er zeigt ausschnittsweise für die Flussgebietsgemeinschaft Elbe auf, wo der gute Zustand erreicht wurde bzw. nicht erreicht wurde. Aufgrund der besonderen Vorgaben, die die WRRL mit sich bringt, unterscheidet sich die Ergebnisdarstellung zum Teil deutlich von der in den zurückliegenden Berichten.

Die Bewertung und Darstellung der Untersuchungsergebnisse bezieht sich nunmehr auf sogenannte Oberflächenwasserkörper (OWKs; **Abb. 1**). Ein OWK im Sinne der WRRL ist ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers. Die OWKs wurden auf der Basis der Kategorisierung und Typisierung so abgegrenzt, dass ihre Zustände genau beschrieben und mit den Umweltzielen der WRRL verglichen werden können.

Sofern Oberflächengewässer oder Abschnitte hiervon durch den Menschen in ihrem Wesen physikalisch erheblich verändert wurden und durch intensive und dauerhafte oder ggf. irreversible Nutzungen geprägt sind, können die davon betroffenen OWKs als „erheblich verändert“ ausgewiesen werden.

Die Bewertung des Zustandes der OWKs in den Kategorien Flüsse und Übergangsgewässer erfolgt in Kombination aus gewässerökologischen Untersuchungen, immissionsseitigen chemisch-physikalischen Messungen, Belastungsanalyse und Analogieschlüssen (Expertenwissen).

Für die Bewertung von Schadstoffen werden Umweltqualitätsnormen herangezogen. Umweltqualitätsnormen sind Konzentrationen bestimmter Schadstoffe oder Schadstoffgruppen, die in Wasser, Sedimenten und Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden dürfen.

Bewertung des ökologischen Zustands

Die Bewertung des ökologischen Zustandes eines OWKs erfolgt anhand von biologischen Qualitätskomponenten ergänzt durch hydro-morphologische sowie chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten. Das Ergebnis wird in einer fünf-stufigen Skala (sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend, schlecht) abgebildet.

Die Einstufung erfolgt OWK-bezogen unter Betrachtung des schlechtesten Bewertungs-

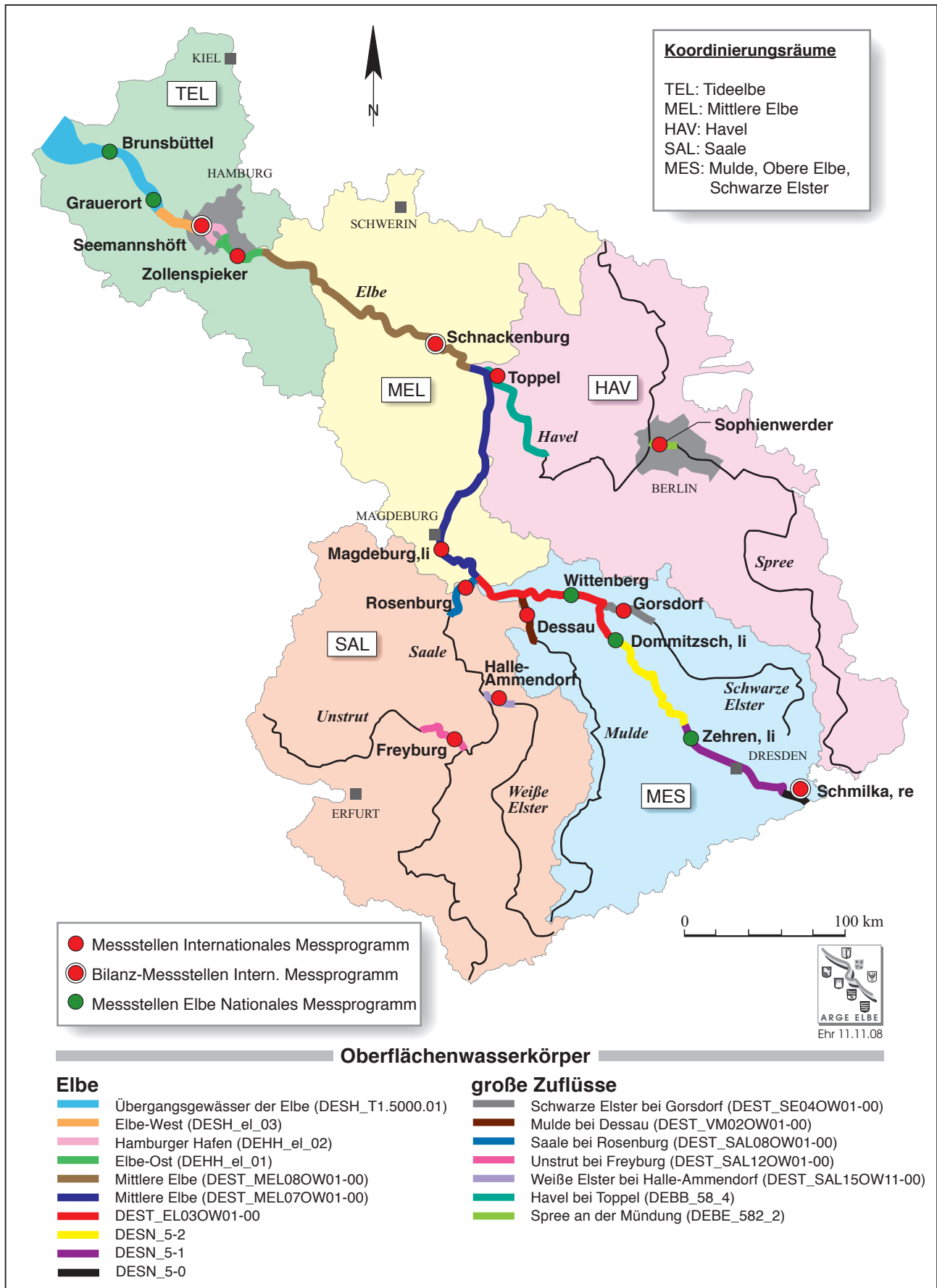


Abb. 1 Oberflächenwasserkörper und Messstellen an der Elbe und an den großen Zuflüssen

teilergebnisses aus den biologischen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna, Fischfauna). Das bedeutet, dass ein Wasserkörper, der nur in einer biologischen Qualitätskomponente noch deutliche Defizite aufweist, aber ansonsten alle Anforderungen erfüllt, in der Gesamtbewertung als schlecht einzustufen ist – also ebenso behandelt wird wie ein OWK, der neben der Verfehlung aller biologischen Komponenten auch zahlreiche Umweltqualitätsnormen verfehlt. Für die Interpretation der Ergebnisse und die Maßnahmenableitung kommt daher den Einzelergebnissen eine hohe Bedeutung zu.

Unterstützend werden physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (Hintergrund-/Orientierungswerte für allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten und Umweltqualitätsnormen für sogenannte spezifische Schadstoffe) herangezogen. Bei Nichteinhaltung mindestens einer der national festgelegten Umweltqualitätsnormen für spezifische Schadstoffe kann die Einstufung maximal in den mäßigen ökologischen Zustand erfolgen. Kartografisch wird dies durch einen schwarzen Punkt im Wasserkörper angezeigt.

Die Umweltqualitätsnormen gelten als eingehalten, wenn die Jahresmittelwerte der gemessenen Schadstoffkonzentrationen die Umweltqualitätsnormen an den Messstellen nicht überschreiten.

Im Anhang sind die Umweltqualitätsnormen für spezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustandes in der **Tab. A1** aufgeführt.

Für den sehr guten Zustand werden zusätzlich hydromorphologische Komponenten und die Konzentrationen der spezifischen synthetischen (kleiner Nachweisgrenze) und nicht-synthetischen (Hintergrundwerte) Schadstoffe bewertet.

Bewertung des ökologischen Potenzials

Im Falle von erheblich veränderten OWKs wird an Stelle des ökologischen Zustands das öko-

logische Potenzial auf Basis der verschiedenen Qualitätskomponenten ausgewiesen. Die Darstellung erfolgt in einer vier-stufigen Skala (gut und besser, mäßig, unbefriedigend, schlecht). Das gute ökologische Potenzial gilt als erreicht, wenn alle Verbesserungsmaßnahmen nach einer vorangegangenen Kosten/Nutzenanalyse und Effizienzprüfung von der Öffentlichkeit akzeptiert und anschließend umgesetzt wurden. Die aktuell vorgenommene Einstufung des ökologischen Potenzials basiert auf länderspezifischen Abschätzungen und sind als „vorläufig“ zu betrachten.

Bewertung des chemischen Zustands

Die Bewertung des chemischen Zustands der Oberflächenwasserkörper erfolgt durch Vergleich mit den EU-weit festgelegten Umweltqualitätsnormen für Schadstoffe aus den Anhängen IX und X WRRL. Außerdem werden Umweltqualitätsnormen aus allen anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der EU (bisher nur aus der Nitratrictlinie) herangezogen, wobei für einige Schadstoffe in den Kategorien Übergangsgewässer und Küstengewässer strengere Umweltqualitätsnormen gelten als in den Binnenoberflächengewässern.

Die Umweltqualitätsnormen gelten als eingehalten, wenn die Jahresmittelwerte der gemessenen Schadstoffkonzentrationen die Umweltqualitätsnormen an den Messstellen nicht überschreiten. Die Darstellung erfolgt in den zwei Zustandsklassen „gut“ (kartenmäßige Darstellung blau) und „nicht gut“ (kartenmäßige Darstellung rot).

Mit der Entscheidung Nr. 2455/2001/EG vom 20. November 2001 wurde durch die EU eine Liste von 33 prioritären Stoffen verabschiedet und als Anhang X in die Wasserrahmenrichtlinie übernommen. Die Umweltqualitätsnormen zu diesen 33 prioritären Stoffen werden von der Europäischen Kommission vorgegeben, liegen aber derzeit (2008) noch nicht vor.

Die für die jetzt vorgenommene Bewertung des chemischen Zustands durch Länderverordnungen geregelten Umweltqualitätsnormen für

die Schadstoffe zur Einstufung des chemischen Zustands einschließlich der im Bewirtschaftungsplan vorzunehmenden Schadstoffgruppierung sind in **Tab. A2** aufgelistet.

Nach dem Inkrafttreten der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik (sogenannte Tochterrichtlinie „Prioritäre Stoffe“) wird diese Tabelle angepasst und eine Neubewertung des chemischen Zustands vorgenommen. Aufgrund der Veränderungen von Umweltqualitätsnormen werden sich Verschiebungen in der Bewertung einzelner Schadstoffe in der Gesamtbewertung des chemischen Zustands ergeben. Zusätzlich zu den Jahresdurchschnittskonzentrationen müssen dann einige Stoffe auch auf die zulässige Höchstkonzentrationen überprüft werden.

Gewässerökologische Bewertungsverfahren

Mit der Einführung der WRRL sind auch die Anforderungen an die Gewässerbewertung und –überwachung gestiegen. Durch die aquatischen Lebensgemeinschaften soll der ökologische Ist-Zustand erfasst, sollen sich aus den festgestellten Defiziten Maßnahmen ableiten lassen können und soll der Erfolg oder Misserfolg von umgesetzten Maßnahmen dokumentierbar sein. Um die Wirkung hydrologischer, morphologischer und struktureller Belastungen zu indizieren, reichten die bisherigen Verfahren zur Gewässerbewertung nicht mehr aus. Aus diesem Grunde wurden neue, bundeseinheitliche Bewertungsverfahren entwickelt, die insbesondere die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna und Fischfauna berücksichtigen. Alle diese Verfahren bauen auf dem typspezifischen Referenzzustand auf, der dem sehr guten Zustand entspricht.

Für Ästuarie hat die Überprüfung der Anwendbarkeit von Bewertungswerkzeugen aus dem Binnenbereich für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten allerdings gezeigt, dass diese Verfahren in den meisten Fällen nicht oder nur nach entsprechenden Anpassungen geeig-

net sind. Insbesondere die Masterfaktoren Tidenhub und periodische Strömungsumkehr mit kurzzeitigen Stauwasserphasen und in stromabwärts gelegenen Abschnitten auch stark schwankende Salzgehalte haben gravierende Auswirkungen auf die Ausprägung aquatischer Biozönosen. Sie unterscheiden sich deutlich von denen in tidefreien Flüssen und Strömen des Binnenlandes. Aus diesem Grunde mussten auch tidespezifische Verfahren, z.B. für die Elbe zwischen dem Wehr Geesthacht und Seegrenze bei Cuxhaven, neu entwickelt, erprobt und angepasst werden.

Durch eine mit der WRRL vorgegebene europaweite Harmonisierung der nationalen Bewertungsverfahren (den sogenannten Interkalibrierungsprozess) soll sichergestellt werden, dass die Ergebnisse der nationalen biologischen Bewertungsverfahren mit denen anderer Mitgliedsstaaten vergleichbar sind, und somit ein einheitliches Anforderungsniveau in der EU gilt.

Struktur des Gewässergüteberichtes der Elbe 2007

Vom Aufbau her orientiert sich der aktuelle Gewässergütebericht der Elbe 2007 an der Struktur der WRRL. Abweichend hiervon wird im Text die Gruppe der spezifischen Schadstoffe direkt im Zusammenhang mit den Untersuchungsergebnissen der biologischen Qualitätskomponenten betrachtet (**Kap. 3.1**). Sofern aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen auftreten, sind diese durch einen schwarzen Punkt in der farblichen Darstellung bei der Gesamtbewertung des ökologischen Zustands/ökologischen Potenzials zu kennzeichnen. Hier besteht also ein unmittelbarer Bezug.

Die Gruppe der spezifischen Schadstoffe wird aber auch noch einmal unter dem Aspekt der Trendentwicklung im **Kap. 3.3.3** aufgegriffen – hier dann „ordnungsgemäß“ als Unterpunkt der chemischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten.

3. Beschreibung des ökologischen Zustandes/Potenzials

3.1 Biologische Qualitätskomponenten und spezifische Schadstoffe

3.1.1 Der Elbestrom von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven

Der Elbestrom in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) erstreckt sich von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven. Er weist in diesem Abschnitt eine Lauflänge von 727,7 Strom-km auf. Aus hydrographischer Sicht lässt sich die Elbe in Obere, Mittlere und Untere Elbe unterteilen, wobei die Untere Elbe vom Wehr Geesthacht bis zur Seegrenze tidebeeinflusst ist und daher oftmals auch als Tideelbe bezeichnet wird.

Gemäß den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurden der Elbestrom und alle anderen Fließgewässer in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe in zu bewertende Oberflächenwasserkörper (OWK) eingeteilt. Für den Binnenbereich des deutschen Elbestromes wurden insgesamt sechs OWKs identifiziert. Einer davon wurde als Grenzgewässer-OWK ausgewiesen; für ihn muss durch Deutschland und Tschechien eine gemeinsame Bewertung vorgenommen werden.

Im Bereich der Tideelbe wurden vier OWKs unterschieden. Der seewärtige OWK trägt die Bezeichnung „Übergangsgewässer“. Aufgrund seiner Nähe zu den Küstengewässern und des Tidegeschehens unterliegt er einem marinen Einfluss. Dieser OWK stellt die Brackwasserzone dar, in der stark schwankende Salzgehalte auftreten, die die Verbreitung vieler Organismen des Süßwasserbereiches als auch des marinen Bereiches begrenzen. In der Fluss-Limnologie wird dieser untere Bereich des Ästuars auch als natürliche Sterbezone bezeichnet.

In Sinne der WRRL weist die Tideelbe noch eine weitere Besonderheit auf: Sie wurde durch nutzungsbedingte Ausbaumaßnahmen im Hinblick auf ihre Morphologie und Hydrologie deutlich verändert. Entsprechend wurden die OWKs der Tideelbe - im Gegensatz zum deutschen Abschnitt der Binnenelbe - im Rahmen des durch die WRRL vorgeschriebenen Verfahrens als „erheblich verändert“ ausgewiesen. Für

diesen komplizierten Ausweisungsprozess hatten die drei Elbeanrainerländer Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein eine eigene Arbeitsgruppe Tideelbestrom (AG TES) eingesetzt, in der nicht-behördliche Interessensvertreter und Behördenvertreter das Ziel gemeinsam verfolgten und zu einem formellen und konstruktiven Abschluss brachten. In Konsequenz hierzu erfolgt auf Basis der verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten und der spezifischen Schadstoffe eine Bewertung des ökologischen Potenzials. Für den „natürlichen“ Binnenfluss hingegen findet für die einzelnen OWKs eine Bewertung des ökologischen Zustandes statt.

Die Gesamtbewertung des ökologischen Potenzials der Tideelbe-OWKs basiert zur Zeit noch auf einer vorläufigen Einschätzung, da die formelle Umsetzung des Maßnahmenprogramms als Bestandteil des Bewirtschaftungsplanes erst Anfang 2010 stattfindet. Die drei Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein haben sich zunächst darauf verständigt, für die OWKs des Tideelbestromes, unabhängig von dem Ergebnis der ökologischen Zustandsbewertung durch die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten, ein „mäßiges“ Potenzial anzunehmen. Da die Tideelbe im Wesentlichen durch kaum veränderbare Nutzungen geprägt ist (Hochwasserschutz, Schifffahrt, Hafenanlagen), werden technische Maßnahmen zur grundlegenden Verbesserung des ökologischen Potenzials nach Abwägung aller Gesichtspunkte eher eine lokale denn eine übergeordnete Rolle spielen. Gewisse Verbesserungen im Hinblick auf das ökologische Potenzial erwartet man für alle OWKs von konzeptionellen Maßnahmen, wie Optimierung der landwirtschaftliche Praxis, der Gewässerunterhaltung, der Kläranlagen und der nicht-gewerblichen Fischereinutzung. Nach Durchführung aller geplanten Maßnahmen wird sich - nach dieser pragmatischen Vorgehensweise - das gute ökologische Potenzial einstellen.

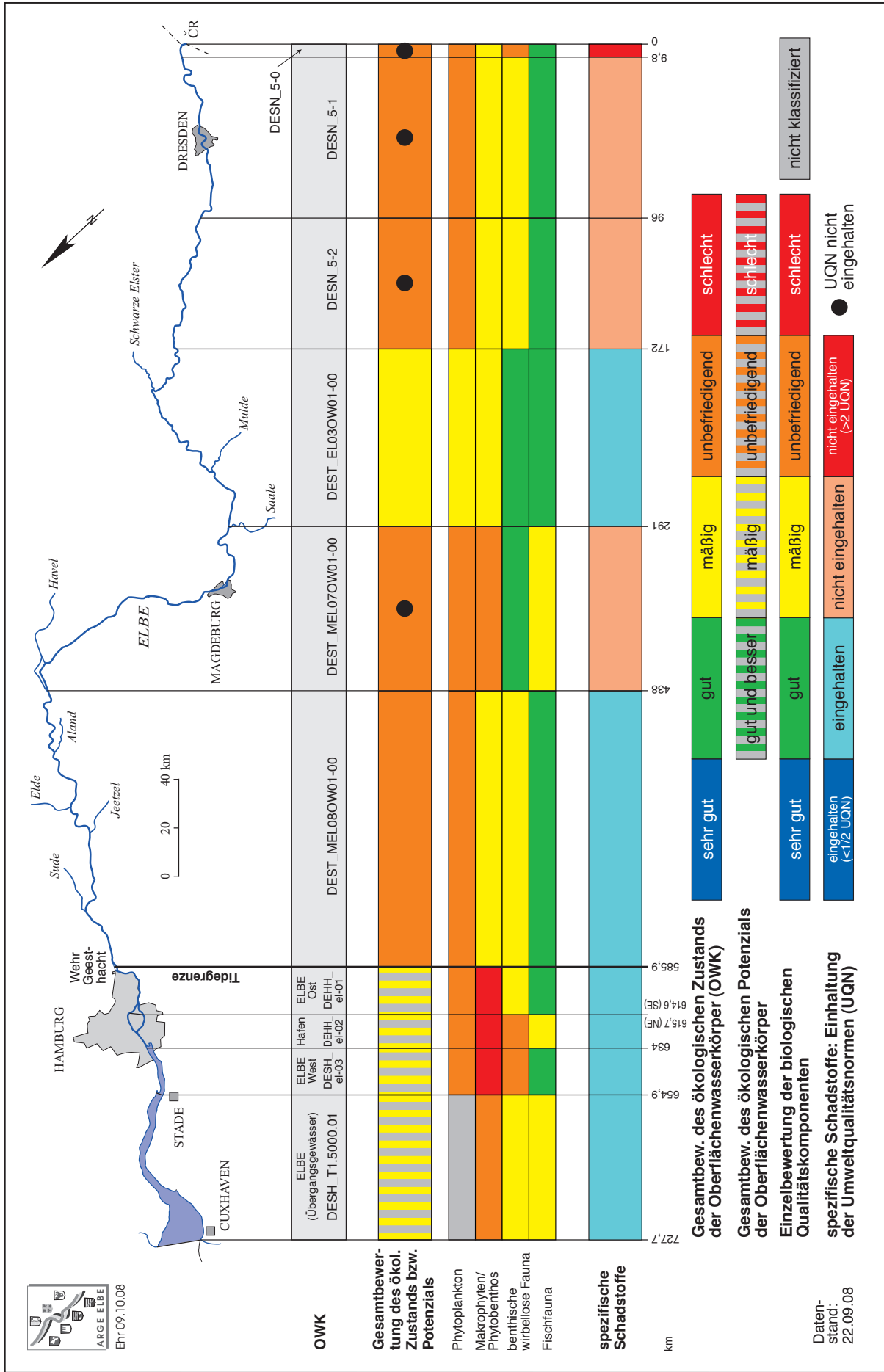


Abb. 2 Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials sowie der biologischen Qualitätskomponenten und der spezifischen Schadstoffe im Elbestrom nach EG-WRRL

Als Ergebnis der im Jahr 2007 durchgeführten „Überblicksweise Überwachung“ (Datenstand 22.09.2008) führt die Gesamtbewertung der OWKs im Bereich des Elbestromes zwischen deutsch/tschechischer Grenze und Wehr Geesthacht zu einem „unbefriedigenden ökologischen Zustand“ (**Abb. 2**; Ausnahme: OWK DEST_EL03OW01-00 – „mäßiger ökologischer Zustand“). Dieser ist auf das „unbefriedigende“ Teilergebnis zurückzuführen, welches das Phytoplankton aufgrund der hohen Nährstoffbelastung anzeigt. Eine Bewertung des Übergangsgewässers durch die Teilkomponente Phytoplankton ist nicht möglich, da die oben beschriebenen natürlichen Absterbeprozesse im Bereich der Brackwasserzone besonders diese Organismengruppe betreffen.

Auffällig ist das Ergebnis der Teilkomponente Makrophyten/Phytobenthos für die drei limnisch geprägten OWKs des Tideelbestromes. Aufgrund des großen Tidehubes und aufgrund der besonderen Nutzungsverhältnisse im Hamburger Hafenbereich sind die Besiedlungsmöglichkeiten für Wasserpflanzen stark eingeschränkt oder auch nicht mehr vorhanden. Das Bewertungsverfahren und die Experteneinschätzung führten daher zu einem „schlechten“ Zustand.

Die Ergebnisse für die benthische wirbellose Fauna schwanken im Längsprofil der Elbe zwischen „unbefriedigend“ und „gut“. Der „unbefriedigende Zustand“ in den OWKs „Hafen“ und „ELBE West“ ergibt sich im Wesentlichen

3.1.2 Hauptzuflüsse der Elbe

Im Rahmen des Internationalen Messprogramms Elbe (IKSE-Messprogramm) werden in sieben verschiedenen Hauptzuflüssen der Elbe die mündungsnahen OWKs überwacht, um deren Einfluss auf den Zustand des Elbestromes bzw. der Hauptnebenflüsse Saale und Havel abschätzen zu können. Im Einzelnen handelt es sich um die Schwarze Elster bei Gorsdorf, die Mulde bei Dessau, die Weiße Elster bei Halle-Ammendorf, die Unstrut bei Freyburg, die Saale bei Rosenberg, die Spree bei Sophienwerder und die Havel bei Toppel.

als Folge des Sedimentmanagements im Rahmen der Unterhaltungsmaßnahmen. Der „unbefriedigende Zustand“, der für den Grenzgewässerwasserkörper festgestellt wurde, mag sich durch Besonderheiten des tschechischen Bewertungsverfahrens und der verwendeten Untersuchungsmethodik ergeben haben.

Die Teilkomponente Fischfauna spiegelt im Gegensatz zu den anderen biologischen Teilkomponenten für die meisten limnischen OWKs des Elbestromes einen „guten Zustand“ wider. Ob der „mäßige Zustand“ im Übergangsgewässer real existiert oder nur verfahrensbedingte Ursachen hat, wird derzeit im Rahmen einer gesonderten Auftragsvergabe an ein Fachbüro untersucht. Beim OWK DEST_MEL07OW01-00 im Bereich der Mittleren Elbe bedarf es nach dem nächsten Daten-Upload einer farblichen Korrektur in der Abbildung. Eine Überprüfung hat ergeben, dass die Fischfauna den „guten Zustand“ widerspiegelt.

Bezogen auf die Gruppe der spezifischen Schadstoffe hat es in insgesamt vier OWKs Überschreitungen der stoffspezifischen Umweltqualitätsnormen gegeben. Im Grenzgewässerwasserkörper und in den beiden nachfolgenden des sächsischen Elbeabschnittes waren diesbezüglich die PCB-Kongenere 138, 153 und 180 – bezogen auf frische Sedimente – auffällig. Im OWK DEST_MEL07OW01-00 der Mittleren Elbe wurde eine einfache Überschreitung für Zink in frischen Sedimenten festgestellt.

Zustand der Schwarzen Elster bei Gorsdorf (DEST_SE04OW01-00)

Bedingt durch die Ergebnisse der drei biologischen Teilkomponenten Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos und Fischfauna ergab sich für die Schwarze Elster bei Gorsdorf als Gesamtergebnis ein „mäßiger ökologischer Zustand“ (**Abb. 3**). Die benthische wirbellose Fauna spiegelte einen „guten Zustand“ wider. Die Umweltqualitätsnormen (UQNs) der ebenfalls bei der Bewertung des ökologischen Zu-

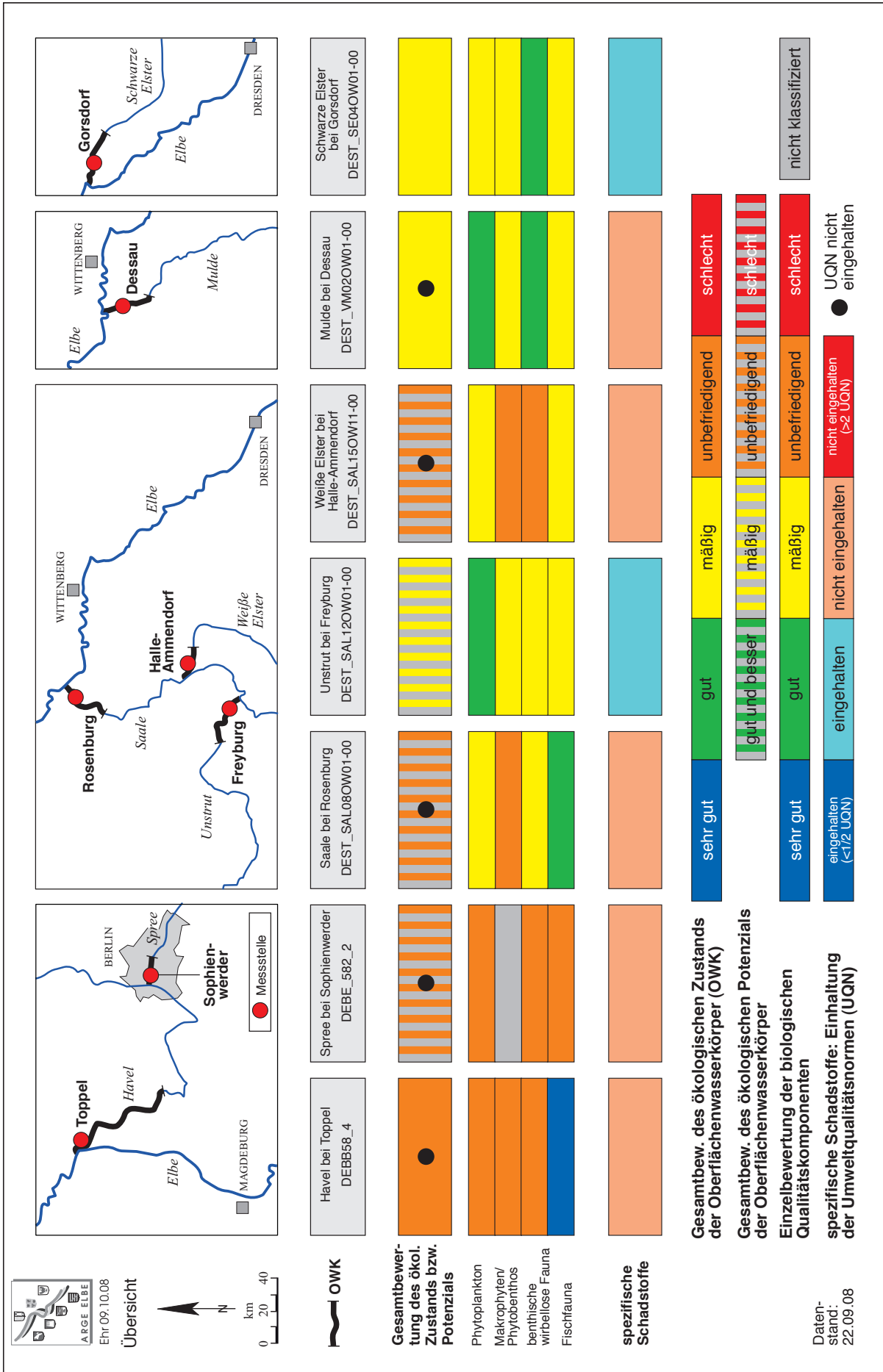


Abb. 3 Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials sowie der biologischen Qualitätskomponenten und der spezifischen Schadstoffe der Hauptzuflüsse der Elbe nach EG-WRRL

stands mit zu berücksichtigenden spezifischen Schadstoffe wurden eingehalten.

Zustand der Mulde bei Dessau (DEST_VM02 OW01-00)

Bedingt durch die Ergebnisse der beiden biologischen Teilkomponenten Makrophyten/Phytobenthos und Fischfauna ergab sich für die Mulde bei Dessau als Gesamtergebnis ein „mäßiger ökologischer Zustand“ (**Abb. 3**). Sowohl das Phytoplankton als auch die benthische wirbellose Fauna spiegeln einen „guten Zustand“ wider. Die UQNs der ebenfalls bei der Bewertung des ökologischen Zustands mit zu berücksichtigenden spezifischen Schadstoffe wurden für die Stoffe Zink, Arsen Dibutylzinn und Tetrabutylzinn in frischen Sedimenten nicht eingehalten. Sie überschritten teilweise die doppelte UQN (> 2 UQN). (Hier bedarf es nach dem nächsten Daten-Upload einer farblichen Korrektur in der Abbildung von hellrot nach dunkelrot.) Aus diesem Grunde wurde nach Vorgaben der WRRL das Gesamtergebnis mit einem schwarzen Punkt gekennzeichnet.

Zustand der Weißen Elster bei Halle-Ammendorf (DEST_SAL15OW11-00)

Im OWK der Weißen Elster bei Halle-Ammendorf spiegeln die beiden biologischen Komponenten Makrophyten/Phytobenthos sowie benthische wirbellose Fauna einen „unbefriedigenden Zustand“ wider (**Abb. 3**). Die Komponenten Phytoplankton und Fischfauna zeigten einen „mäßigen Zustand“ an. Im Zusammenhang mit der Ausweisung dieses OWK als ein erheblich veränderter OWK wurde als Gesamtbewertung ein „unbefriedigendes ökologisches Potenzial“ ermittelt. Zusätzlich war das Ergebnis mit einem schwarzen Punkt zu kennzeichnen, da die UQNs für Dichlorvos, PCB Nr. 101, 138, 153, Dibutylzinn sowie Zink aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe nicht eingehalten wurde. Dabei wurde für Dichlorvos und Dibutylzinn eine doppelte Überschreitung der zugehörigen UQNs festgestellt. (Hier bedarf es nach dem nächsten Daten-Upload einer farblichen Korrektur in der Abbildung von hellrot nach dunkelrot.)

Zustand der Unstrut bei Freyburg (DEST_SAL12OW01-00)

Im OWK der Unstrut bei Freyburg spiegeln die drei biologischen Komponenten Makrophyten/Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna sowie Fischfauna einen „mäßigen Zustand“ wider (**Abb. 3**). Für das Phytoplankton wurde ein „guter Zustand“ festgestellt. Im Zusammenhang mit der Ausweisung dieses OWKs als ein erheblich veränderter OWK wurde als Gesamtbewertung ein „mäßiges ökologisches Potenzial“ ermittelt. Überschreitungen von UQNs für Stoffe aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe traten nicht in Erscheinung.

Zustand der Saale bei Rosenberg (DEST_SAL08OW01-00)

Im OWK der Saale bei Rosenberg wurde für die biologische Komponente Makrophyten/Phytobenthos ein „unbefriedigender Zustand“ festgestellt (**Abb. 3**). Als schlechtestes Teilergebnis bestimmte diese Bewertung das Gesamtergebnis, in diesem Fall das „unbefriedigende ökologische Potenzial“. Die Saale wurde in diesem Abschnitt als ein erheblich verändertes Gewässer ausgewiesen. Für die Komponenten Phytoplankton und benthische wirbellose Fauna wurde jeweils der „mäßige“ und für die Fischfauna der „gute Zustand“ ermittelt. Zusätzlich war das Gesamtergebnis mit einem schwarzen Punkt zu kennzeichnen, da die UQN für Zink im frischen Sediment aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe nicht eingehalten wurde.

Zustand der Spree bei Sophienwerder (DEBE_582_2)

Im OWK der Spree bei Sophienwerder wurde für die biologischen Teilkomponenten Phytoplankton, benthische wirbellose Fauna und Fischfauna ein „unbefriedigender Zustand“ festgestellt (**Abb. 3**). Entsprechend der Ausweisung als stark veränderter Wasserkörper nach Artikel 4 der WRRL wird im Spreeabschnitt Sophienwerder das „gute ökologische Potenzial“ als Umwelt-/bewirtschaftungsziel angestrebt. Unter Beachtung der Hauptstressoren

einer Bundeswasserstraße (Wellenschlag, Uferverbau, Stauhaltung) und des Gewässertyps Typ 15_{groß} wurde das „gute Potenzial“ für die Komponenten Makrozoobenthos, Fische und Phytoplankton hergeleitet. Das „gute Potenzial“ wird noch nicht erreicht. Phytoplankton und Makrozoobenthos können einem „mäßigen Potenzial“ zugeordnet werden. Zusätzlich war das Ergebnis mit einem schwarzen Punkt zu kennzeichnen, da die UQN für Kupfer, Zink, PCB Nr. 52, 101, 138 und PCB Nr. 153 im Schwebstoff aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe nicht eingehalten wurde. Für Kupfer und PCB Nr. 138 wurde dabei die doppelte UQN überschritten. (Hier bedarf es nach dem nächsten Daten-Upload einer farblichen Korrektur in der Abbildung von hellrot nach dunkelrot.)

Zustand der Havel bei Toppel (DEBB58_4)

Im OWK der Havel bei Toppel wurde für die

biologischen Teilkomponenten Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos und benthische wirbellose Fauna ein „unbefriedigender Zustand“ ermittelt (**Abb. 3**). Diese gleichlautenden Teilergebnisse bestimmten das Gesamtergebnis, nämlich den „unbefriedigenden ökologischen Zustand“. Bemerkenswerterweise spiegelte die Fischfauna einen „sehr guten Zustand“ wider. Damit entspricht die Fischfauna der Havel in diesem Abschnitt der Referenzzönose. Das Gesamtergebnis des ökologischen Zustandes war mit einem schwarzen Punkt zu kennzeichnen, da für Triphenylzinn, für PCB Nr. 138 und PCB Nr. 153 sowie Zink in Schwebstoffen aus der Gruppe der spezifischen Schadstoffe eine Überschreitung der UQN im Analogieschluss zu dem darüber liegenden OWK ausgewiesen wurden. (Hier bedarf es nach dem nächsten Daten-Upload einer farblichen Korrektur in der Abbildung.)

3.2 Hydromorphologische Qualitätskomponenten

3.2.1 Abfluss und Abflussdynamik

Das Abflussregime der Elbe gehört zum Regen-Schnee-Typ. Ein Teil des Winterniederschlages fällt als Schnee, der in den Mittelgebirgen erst im Frühjahr abschmilzt. Die Schneeschmelze im März und April fällt häufig mit ergiebigen Regenfällen zusammen und führt dann zu ausgeprägten Hochwasserereignissen. In **Tab. 1** sind die Hauptwerte der langjährigen Zeitreihen der Pegel Dresden und Neu Darchau zusammengestellt. Die Elbe bei Dresden weist

dabei zwischen dem niedrigsten Abfluss (22,5 m³/s am 09.01.1954) und dem höchsten Abfluss (4 580 m³/s am 17.08.2002) eine sehr große Spanne auf. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit der Oberen und Mittleren Elbe beträgt zwischen 0,9 und 1,7 m/s.

Der Abfluss der Elbe war im Jahr 2007 insgesamt durchschnittlich (**Abb. 4**). Der Winter 2006/07 war recht milde mit wenigen ergiebigen Schneefällen im Einzugsgebiet. Es wurde deshalb von den Pegeldiensten auch keine nennenswerte Eisbildung auf der Elbe beobachtet. Auf ein entsprechend niedriges Frühjahrs-hochwasser folgte ein recht trockener Sommer ohne jedes Hochwasserereignis. Im Herbst flossen dann drei Hochwasserwellen ab. Im Dezember wurde das Abflussmaximum des Jahres 2007 beobachtet. In der **Tab. 1** können die Hauptwerte 2007 mit den langjährigen Hauptwerten verglichen werden.

In der Tideelbe, deren obere Grenze durch das Wehr Geesthacht festgelegt wird, nimmt der

Tab. 1 Abfluss der Elbe - Hauptwerte

Pegel		Dresden (1931 - 2005)	Neu Darchau (1926 - 2003)
Hauptwerte langjährig*			
NQ	[m ³ /s]	22,5	145
MNQ	[m ³ /s]	109	276
MQ	[m ³ /s]	325	713
MHQ	[m ³ /s]	1480	1930
HQ	[m ³ /s]	4580	3620
Hauptwerte 2007			
NQ	[m ³ /s]	106	293
MQ	[m ³ /s]	302	697
HQ	[m ³ /s]	1070	1820

* Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch - Elbegebiet

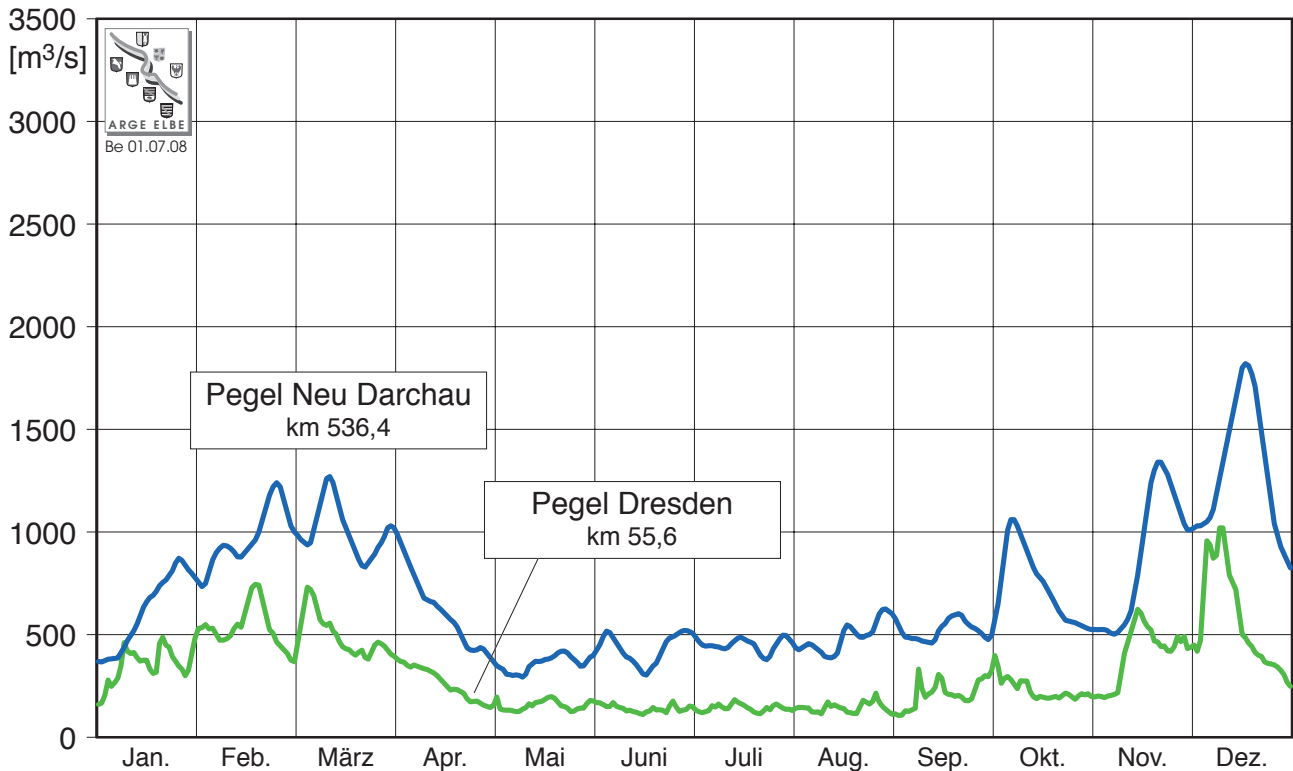


Abb. 4 Abfluss der Elbe (Tagesmittel) an den Pegeln Dresden und Neu Darchau - 2007

Einfluss des Oberwasserabflusses auf die Strömungsgeschwindigkeit und den Wasserstand in Richtung Mündung immer weiter ab. Die Dynamik wird zunehmend durch die Tide, die von der astronomischen Konstellation von Sonne, Erde und Mond und von Starkwindereignissen abhängt, geprägt. Die Strömungsgeschwindigkeiten variieren täglich im Mittel zwischen 0 und 1,8 m/s. Dabei wird die höchste Strömungsgeschwindigkeit in der Regel während des ersten Flutstromes kurz nach der Kenterung des Ebbestromes beobachtet. Im Bereich Cuxhaven werden dabei sogar Geschwindigkeiten von über 2,5 m/s gemessen. Der Einfluss extremer Binnenhochwasser auf die Strömung der Tideelbe nimmt ab Hamburg sehr stark ab. So war die Wirkung des Hochwassers im August 2002 oder im April 2006 nur an den Tidepegeln oberhalb von Hamburg nachweisbar. Für die Laufzeit der Wasserteilchen bzw. die Nettotransportgeschwindigkeit bleibt der Oberwasserabfluss allerdings auch in der Tideelbe die entscheidende Größe.

In der Unteren Elbe kommt es regelmäßig zu hohen Wasserständen durch Sturmfluten, die von starken Stürmen aus Richtung West bis Nord-West hervorgerufen werden. Die Sturm-

flutsaison mit sehr schweren Sturmfluten geht von November bis Februar. Leichte Sturmfluten können allerdings das ganze Jahr über auftreten.

Im Jahr 2007 ereigneten sich an der Unteren Elbe 13 Sturmfluten, davon 6 allein im Januar 2007 (**Abb. 5**). Eine derartige Häufung von Sturmfluten wurde zuletzt 1990 beobachtet. Eine sehr schwere Sturmflut trat am 9. November 2007 ein. Dabei wurde der Höchststand am Pegel Hamburg-St. Pauli mit 10,65 m PN (Pegelnull = NN-5,0 m) gemessen. Dieser lag damit nur knapp unter der Katastrophen-Sturmflut vom Februar 1962 (10,70 m PN). Zum Vergleich: das mittlere Tidehochwasser beträgt bei St. Pauli 7,09 m PN. Der absolut höchste Sturmflutwasserstand wurde am 3. Januar 1976 mit 11,45 m PN an diesem Pegel ermittelt. Die niedrigsten Ebbewasserstände treten bei Ostwind-Wetterlagen auf. Der niedrigste Wasserstand bei St. Pauli wurde am 18. Dezember 1997 mit 1,55 m PN gemessen. Es kamen hier somit Wasserstandsunterschiede von 9,9 m vor. Der mittlere Tidehub betrug in den letzten 5 Jahren 3,6 m.

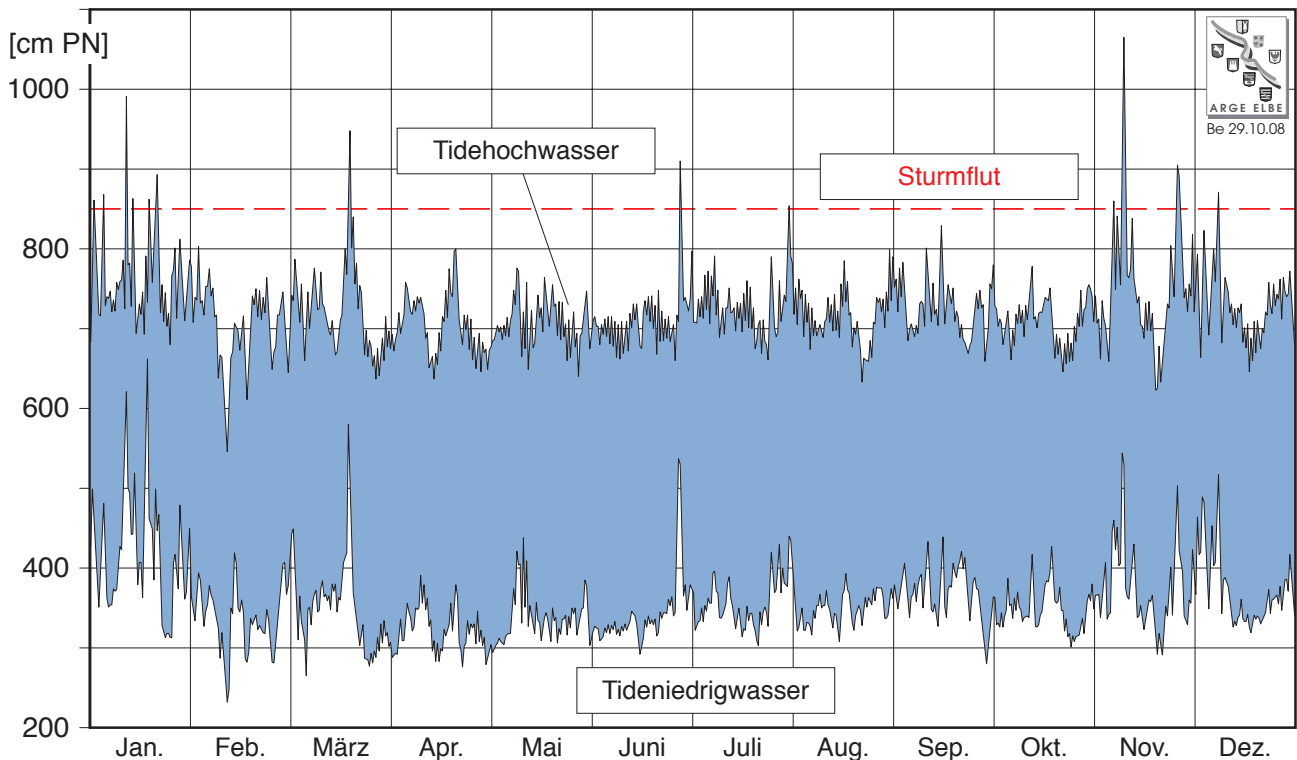


Abb. 5 Tide-Scheitelwasserstände der Elbe bei Hamburg-St. Pauli (Strom-km 623,1) - 2007

Die Abflüsse der großen Zuflüsse der Elbe sind in **Abb. 6** aufgetragen. Die Schwarze Elster, Mulde, Unstrut, Weiße Elster und Saale zeigten 2007 ein ähnliches Abflussverhalten. Die Flüsse reagierten auf die gleichen großräumigen Niederschlagsereignisse, allerdings unterschiedlich stark. Ganz anders war die Abflussdynamik der Spree. Es kam zu kurzfristigen starken Schwankungen des Abflusses. Im Laufe eines Tages variierte der Abfluss um bis zu $80 \text{ m}^3/\text{s}$ (5-Min-Werte, 16.06.2007). Derartig schnelle Änderungen werden sonst nur an deutlich kleineren Fließgewässern beobachtet. Der Pegel Sophienwerder liegt nur 600 m oberhalb der Mündung der Spree in die Havel. Der

Pegel kann durch Hochwasserereignisse der Havel beeinflusst werden. Die Havel zeigt ebenfalls eine eigene Abflussdynamik. Die Havel durchfließt in ihrem Verlauf viele große Seen, die eine Dämpfung der Dynamik bewirken. So zeigen die Hauptwerte der Havel die geringste relative Variationsbreite der sieben betrachteten Flüsse (**Tab. 2**). Der Pegel Havelberg-Stadt liegt kurz oberhalb der Mündung der Havel in die Elbe. Ein extremes Elbe-Hochwasser kann sich auf den Wasserstand und Abfluss der Havel in Havelberg auswirken. So floss die Havel hier im August 2002 kurzzeitig sogar stromauf.

Tab. 2 Abfluss der großen Zuflüsse der Elbe - Hauptwerte

Pegel Zufluss	Löben Schwarze Elster	Bad Dübener Mulde	Laucha Unstrut	Oberthau Weiße Elster	Calbe-Griznehne Saale	Sophienwerder Spree	Havelberg-St. Havel
Hauptwerte langjährig*	(1974 - 2005)	(1961 - 2005)	(1946 - 2005)	(1973 - 2005)	(1932 - 2005)	(1981 - 1998)	(1981 - 1998)
NQ	[m^3/s] 1,76	5,40	4,60	5,12	11,5	1,21	11,5
MNQ	[m^3/s] 5,91	15,9	11,3	9,91	44,6	7,09	18,8
MQ	[m^3/s] 18,5	64,0	30,4	25,1	115	35,4	103
MHQ	[m^3/s] 68,9	485	108	132	389	111	221
HQ	[m^3/s] 115	1760	363	248	741	152	324
Hauptwerte 2007							
NQ	[m^3/s] 3,26	19,2	10,6	9,02	41,6	6,56	21,5
MQ	[m^3/s] 10,6	72,3	32,2	28,4	128	24,4	97,6
HQ	[m^3/s] 30,5	291	96,0	170	395	120	168

* Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch - Elbegebiet

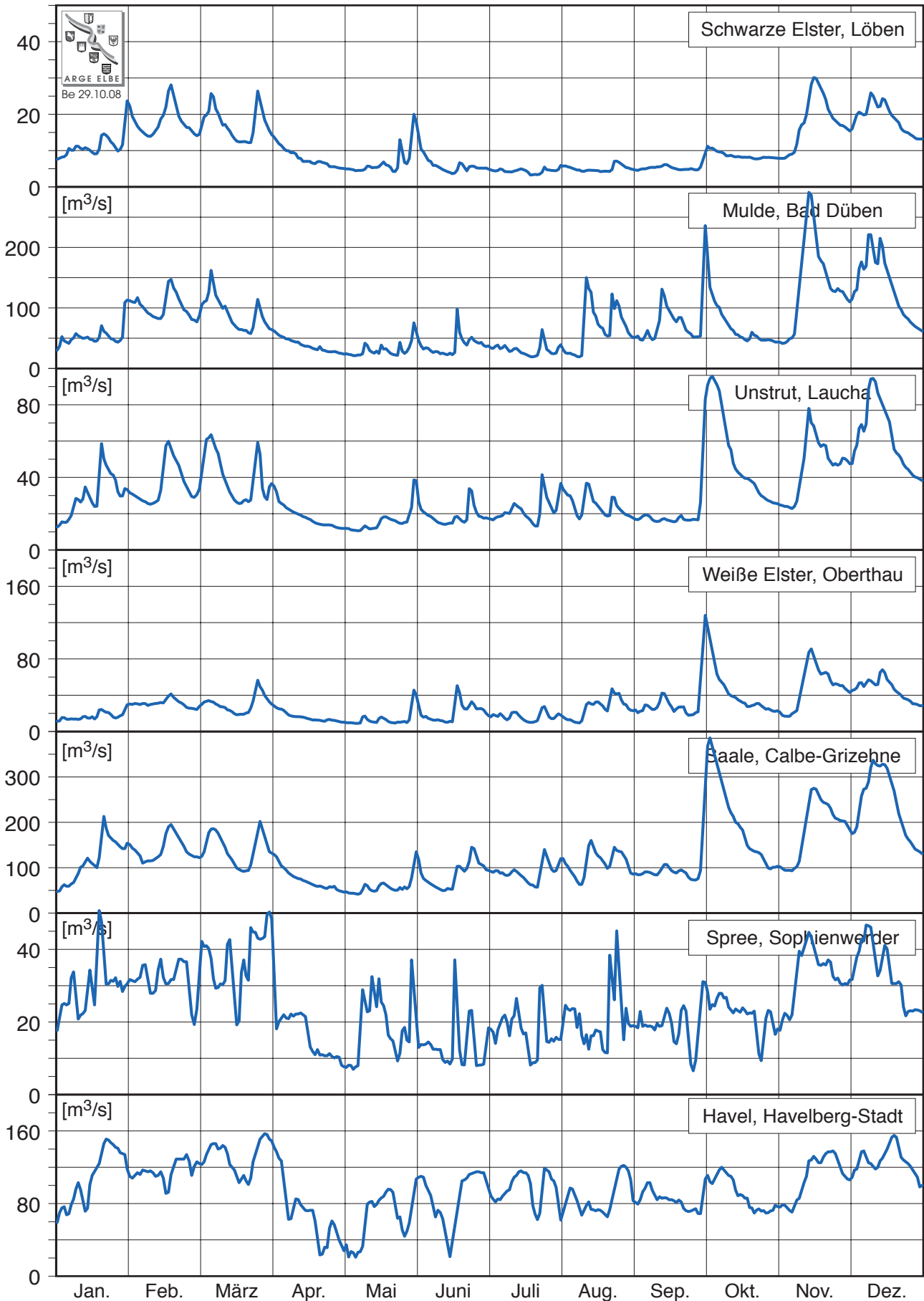


Abb. 6 Abfluss der großen Zuflüsse der Elbe (Tagesmittel) - 2007

3.2.2 Durchgängigkeit der Fließgewässer

Bedeutung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Zielerreichung nach WRRL

Die ökologische Durchgängigkeit sowohl stromauf als auch stromab eines Fließgewässersystems ist neben einer natürlichen Gewässermorphologie eine wesentliche Voraussetzung für eine standortgerechte Ausbildung der Fischbiozönose. Sind diese Bedingungen gestört, zum Beispiel durch Querbauwerke (**Abb. 7**) oder durch Abschnitte mit gravierenden Sauerstoffdefiziten (**Abb. 8**), verliert das Gewässer ein Stück seiner ökologischen Lebenskraft und damit einen Teil seiner Funktion im Naturhaushalt. Die Durchgängigkeit wirkt sich infolgedessen mittelbar auf die Erreichung des guten ökologischen Zustands aus. Die Qualitätskomponenten Fische und Rundmäuler sind außerdem geeignet, um in der Öffentlichkeit eine breite Akzeptanz und Unterstützung für das Bewirtschaftungsziel des guten ökologischen Zustands zu erreichen.

Die Durchgängigkeit kann über bestimmte Zielarten, den so genannten störungsempfindlichen

Arten, beschrieben werden (**Abb. 9**). Zu den hier definierten Zielarten gehören anadrome, im Süßwasser laichende Wanderarten wie der Lachs oder die Neunaugen, aber auch katadrome, im Meer laichende Wanderarten wie der Aal. Diese im Zuge ihrer Lebenszyklen lange Distanzen zurücklegenden Spezies werden als „überregional bedeutsame Zielarten“ definiert. Weitere, als „regional bedeutsame Zielarten“ klassifizierte Arten, sind potamodrome Vertreter, die innerhalb eines Flusssystems mehr oder weniger ausgedehnte Wanderungen unternehmen. Hierzu zählen z. B. Barbe, Rapfen und Quappe.

Handlungsziele zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit in den überregionalen Vorranggewässern

Im Zusammenhang mit dem Durchgängigkeitsaspekt wurden in einem ersten Schritt durch die Länder der Flussgebietsgemeinschaft Elbe so genannte überregional bedeutsame Gewässer für Fische und Rundmäuler im deut-



Abb. 7 Stadtwehr Dessau an der Mulde

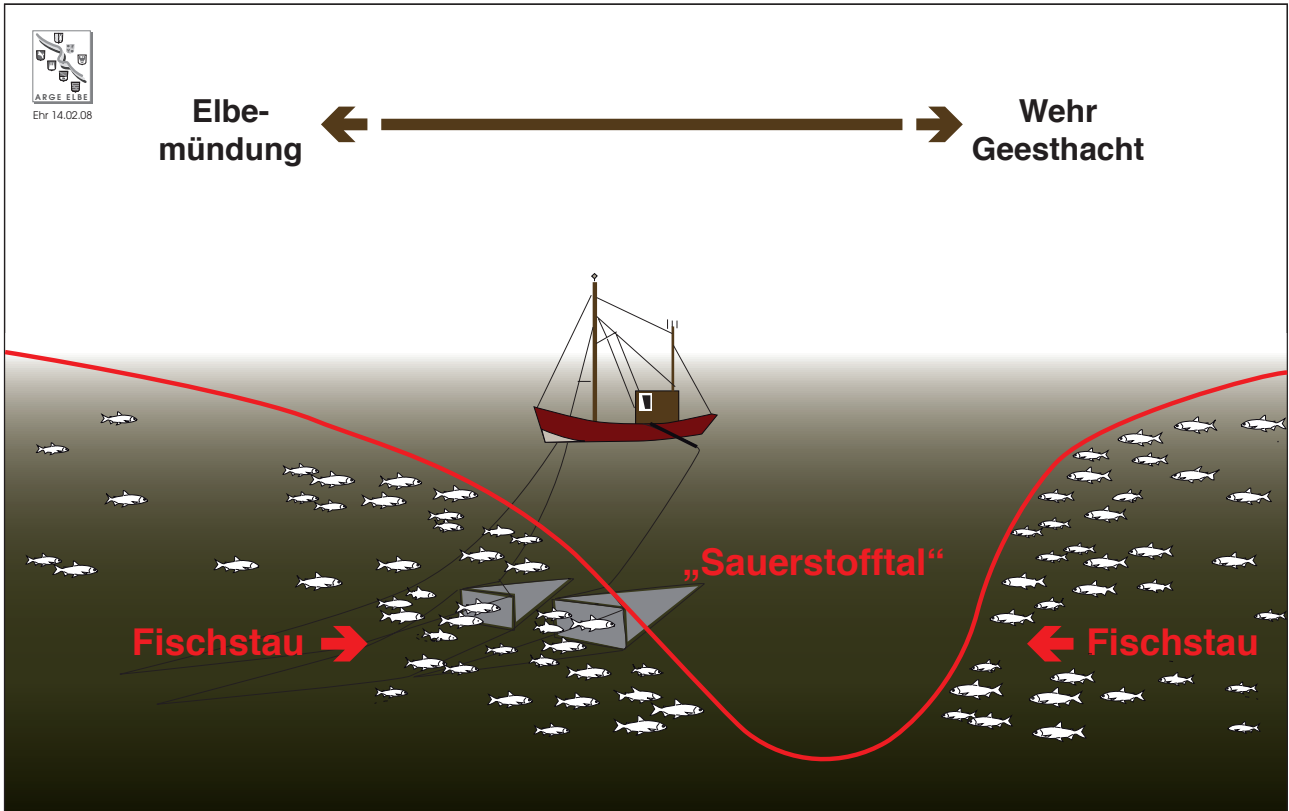


Abb. 8 Barrierewirkung des Sauerstofftals in der Tideelbe

**Wichtige Wasserbewirtschaftungsfrage
- Hydromorphologie / Durchgängigkeit -**

Störungsempfindliche Fischarten

- anadrome Arten, z. B. Meerneunauge / Lachs
- katadrome Arten, z. B. Aal
- potamodrome Arten, z. B. Barbe / Quappe
- FFH-Arten, z. B. Bitterling / Steinbeißer






Abb. 9 Störungsempfindliche Arten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

schen Teil der Flussgebietseinheit Elbe identifiziert. Für diese Fließgewässer werden aus fachlicher Sicht Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit, bezogen sowohl auf den Fischauf- als auch den Abstieg, als besonders wichtig erachtet. Sie sind quasi die Hauptwanderkorridore im Gewässernetz.

Die hier formulierten überregionalen Anforderungen zur Durchgängigkeit in den Hauptfließgewässern wie auch in ausgewählten Nebengewässern stellen die Grundlagen her, um Erfolg versprechende regionale Maßnahmenprogramme zur Durchgängigkeit in den Teileinzugsgebieten der Elbe durchführen zu können. Als „überregionale Vorranggewässer“ wurden Gewässer gewählt, die verschiedene Bundesländer queren und aus ökologischer Sicht vor allem für überregionale Zielarten als Wanderkorridore zwischen ihren verschiedenen Lebensräumen bzw. Habitaten von hoher Bedeutung sind. Zusätzlich wurden auch Gewässer benannt, die keine Landesgrenzen überschreiten, aber im Elbeeinzugsbereich spezifische ökologische Funktionen für die typische Fischfauna im Bereich der FGG Elbe übernehmen. Vor diesem Hintergrund wurden neben der Elbe eine ganze Reihe von Nebenflüssen als Vorranggewässer benannt, wobei einige, wie Havel, Mulde, Saale, Schwarze Elster, Spree und Unstrut, neben ökologischen Aspekten auch wegen ihrer Größe die „Überregionalität“ im eigentlichen Sinne repräsentieren.

Die aktuelle Situation hinsichtlich der Durchgängigkeit für Fische in den Vorranggewässern ist in einer Übersichtskarte grafisch dargestellt (**Abb. 10**). In ihr sind auch die relevanten Bundeswasserstraßen mit den nach Expertenmeinung nicht durchgängigen Querbauwerken aufgenommen. Die hier als „nicht“ oder „nur sehr eingeschränkt passierbar“ dargestellten Wanderhindernisse sind ausschließlich solche, die als signifikante Belastung im Sinne der Durchgängigkeit der Gewässer eingeschätzt wurden.

Die Darstellung der zur Zeit noch nicht erreichbaren Gewässerabschnitte in den Vorranggewässern veranschaulicht den enormen Handlungsbedarf, um den Weg für den „gu-

ten ökologischen Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potenzial“ im Einzugsgebiet der Elbe für die Qualitätskomponente Fischfauna zu bereiten. So können in den in die Elbe mündenden Vorranggewässern momentan nur knapp 10 % der Gewässerstrecken als signifikant durchgängig betrachtet werden. Zwischen den Vorranggewässern sind jedoch Unterschiede zu verzeichnen: Während einige kleinere Fließgewässer wie Stör oder Oste bereits weitestgehend durchgängig sind, weist z. B. die Havel/Spree für einen Großteil der Gewässerstrecke mit "stark eingeschränkter Durchgängigkeit", ähnlich wie die Mulde und die Saale, die deutlichsten Defizite auf. Der deutsche Teil der Elbe selbst ist im Prinzip als durchgängig einzustufen. Hier besteht aber noch Bedarf zur Verbesserung der aktuellen Kapazität der Fischwechsellmöglichkeit an der Tidegrenze beim Wehr Geesthacht.

Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit

Wegen des erheblichen baulichen Aufwandes wird es nicht möglich sein, bereits im ersten Bewirtschaftungsplan bis 2015 an allen signifikant beeinträchtigenden Querbauwerken der überregionalen Vorranggewässer die Durchgängigkeit nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik herzustellen. Aus diesem Grund ist es notwendig, auch innerhalb der Vorranggewässer eine Prioritätenliste zu erstellen, um zunächst solche Maßnahmen im ersten Bewirtschaftungsplan zu identifizieren, die den größten ökologischen Nutzen unter Berücksichtigung der Kosten erwarten lassen.

Einen Überblick über die veranschlagten Handlungsziele im Rahmen des ersten Bewirtschaftungsplans bzw. die aktuellen Positionen der Länder gibt die **Tab. 3**. Die weiteren Handlungsziele für die darauf folgenden Zeiträume der Bewirtschaftungsplanung werden zu einem späteren Zeitpunkt benannt.

Um ökologisch sinnvolle wie auch kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen zu entwickeln, sind die Planungen der Länder untereinander abzustimmen. Im Rahmen des weite-

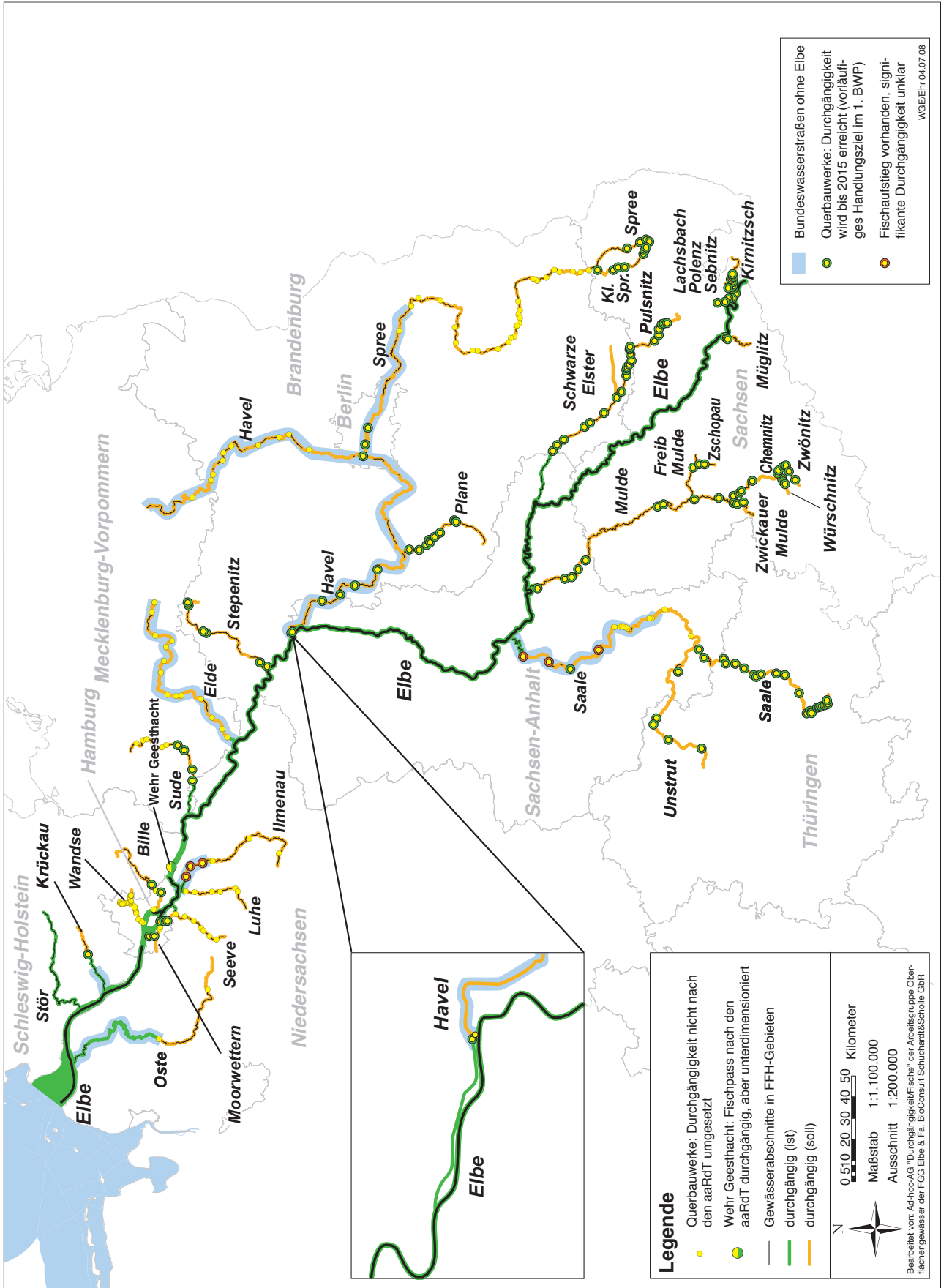


Abb. 10 Überblick über Handlungsziele bis 2015 bzgl. der Erreichung der Durchgängigkeit in den überregionalen Vorranggewässern der FGG Elbe

Tab. 3 Handlungsziele für den ersten Bewirtschaftungszeitraum in den überregionalen Vorranggewässern der FGG Elbe (Stand: 07.07.2008)

Bundesland	Handlungsziel
Bayern	-
Berlin	1 Querbauwerk in der Havel 2 Querbauwerke in der Spree
Brandenburg	6 Querbauwerke in der Schwarzen Elster 11 Querbauwerke in der Pulsnitz 9 Querbauwerke in der Plane 6 Querbauwerke in der Stepenitz <i>(weiterer Abstimmungsbedarf mit dem Bund besteht noch bei Havel und Spree)</i>
Hamburg	2 Querbauwerke in dem Fließgewässersystem Moorwettern 3 Querbauwerke im Seevekanal 1 Querbauwerk in Serrahn/Schleusengraben (Billesystem)
Mecklenburg-Vorpommern	3 Querbauwerke in der Sude <i>(1 weiteres, in Niedersachsen gelegenes Querbauwerk sollte zur Herstellung der Durchgängigkeit der Sude von Niedersachsen auch durchgängig gemacht werden.)</i>
Niedersachsen	Keine konkrete Benennung von Querbauwerken: Beginnend im 1. Bewirtschaftungszeitraum sollen die Oste, Seeve, Luhe und Ilmenau durchgängig gemacht werden.
Sachsen	2 Querbauwerke in der Mulde 1 Querbauwerk in der Freiburger Mulde 5 Querbauwerke in der Zwickauer Mulde 4 Querbauwerke in der Chemnitz 3 Querbauwerke in der Würschnitz 6 Querbauwerke in der Zwönitz 4 Querbauwerke in der Spree 7 Querbauwerke in der kleinen Spree 6 Querbauwerke in der Pulsnitz 7 Querbauwerke in der Kirnitzsch 2 Querbauwerke in der Müglitz 1 Querbauwerk im Lachsbach 3 Querbauwerke in der Polenz 1 Querbauwerk in der Sebnitz 2 Querbauwerke in der Zschopau
Sachsen-Anhalt	5 Querbauwerke in der Mulde 1 Querbauwerk in der Unstrut 2 Querbauwerke in der Saale
Schleswig-Holstein	1 Querbauwerk in der Krückau 1 Querbauwerk in der Bille
Thüringen	4 Querbauwerke in der Unstrut 19 Querbauwerke in der Saale
Bund (WSV)	3 Querbauwerke in der Havel 2 Querbauwerke in der Havel (Umsetzung zusammen mit BfN/NABU) 1 Querbauwerk in der Saale

ren Prozesses werden umfangreiche Abstimmungsprozesse mit dem Bund hinsichtlich der Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen, gerade in den Unterläufen ausgewiesener Vorranggewässer, erforderlich.

Da dem Wehr Geesthacht aufgrund seiner exponierten Lage im Unterlauf der Elbe eine Schlüsselfunktion für die Erreichbarkeit insbesondere der Langdistanzwanderarten in die Einzugsgebiete von Mittlerer und Oberer Elbe zukommt, besteht dort ein besonderer Handlungsbedarf (**Abb. 11**). Das Wehr Geesthacht verfügt bereits über eine Fischwechseleinrichtung am Südufer. Dennoch ist nach Experteneinschätzung wegen der Breite des Stromes im Bereich des Wehres und des großen anzuschließenden Einzugsgebietes eine weitere Fischwechseleinrichtung am Nordufer dringend erforderlich. Eventuell ergibt sich hier schon bald im Zuge einer Schadensbegrenzungsmaßnahme für einen Industriestandort

eine nachhaltige Verbesserung der Fischwechselmöglichkeiten.

Um eine nachhaltige Entwicklung der Qualitätskomponente Fischfauna insgesamt zu erreichen, werden zukünftig zwangsläufig ergänzende Maßnahmen in den Einzugsgebieten erforderlich werden. Hierzu gehören neben der Herstellung der Durchgängigkeit in den Nebengewässern vor allem auch die Entwicklung entsprechender Laich- und Aufwuchshabitate für die Wanderfische. Hierfür sind vor allem Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit und der Abflussverhältnisse erforderlich. Bei der Maßnahmenplanung für den ersten Bewirtschaftungszeitraum wird die Priorität auf solche Gewässer gelegt, in denen die Rahmenbedingungen bereits heute weitgehend geeignet sind, um die notwendigen ökologischen Funktionen für die Zielarten zu erfüllen.



Abb. 11 Wehr Geesthacht oberhalb von Hamburg

3.3 Chemische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

3.3.1 Wassertemperatur, Sauerstoffhaushalt, pH-Wert

Einen wichtigen Schwerpunkt bei der Überwachung der physikalisch-chemischen Messgrößen bildet das Messnetz der 12 automatischen Messstationen an der Elbe und an den großen Nebenflüssen Mulde und Saale.

Im Jahr 2007 gab es zwei größere Störungen bei dem Betrieb der Messstationen.

Die automatische Messstation Seemannshöft musste am 2. Juli 2007 außer Betrieb genommen werden, nachdem die Uferböschung am Messponton abgerutscht war. Bei Tideniedrigwasser hatte der Messponton dadurch Grundberührung. Der Ponton wurde deshalb zu einem nahen, etwas oberhalb gelegenen, Fähranleger verlegt und am 12. September wieder in Betrieb genommen.

Am 22. Dezember 2007 rammte der Containerfrachter „Perth“ den RoRo-Anleger in Cuxha-

ven. In dem Außenpfeiler des Anlegers befindet sich die Messstation Cuxhaven mit dem Sedimentationsbecken. Die Station wurde schwer beschädigt und kann nicht mehr betreten werden. Deshalb wird diese Einrichtung für längere Zeit ausfallen.

In **Abb. 12 bis 16** sind die Tagesmittelwerte der Wassertemperatur von 5 Stationen an der Elbe über die letzten 5 Jahre aufgetragen. Der Jahresgang der Wassertemperatur geht in der Regel über einen Bereich von 0 bis 25 °C. Die niedrigsten Wassertemperaturen werden in kalten Wintern in der Brackwasserregion gemessen, weil hier der hohe Salzgehalt ein Absinken der Wassertemperatur unter 0 °C zulässt. So wurde am 24. Januar 1985 bei Cuxhaven -0,6 °C gemessen. Die höchsten Wassertemperaturen wurden in den letzten Jahren zwischen Magdeburg und Hamburg-Bunthaus mit teilweise über 27 °C gemessen. Am 27. Juli 2006 wurde

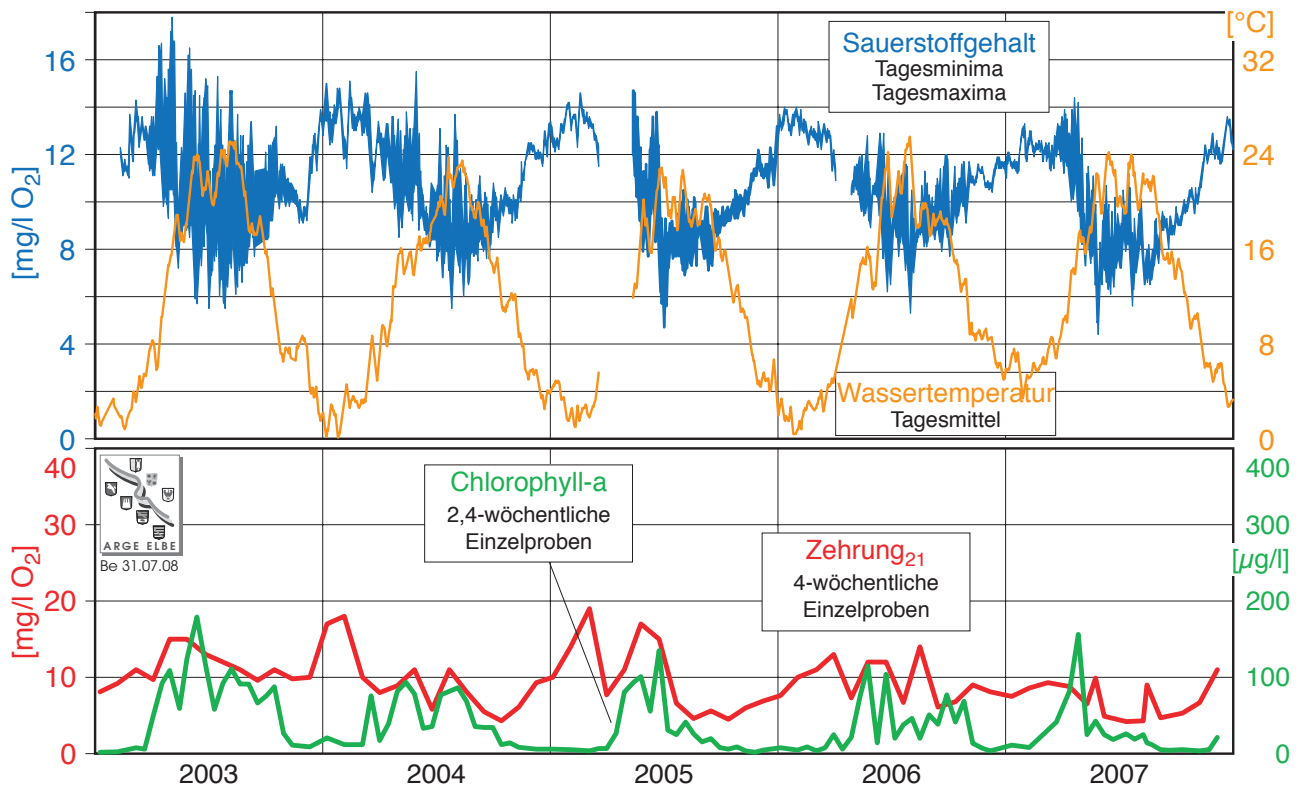


Abb. 12 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2003 - 2007 an der Messstation **Schmilka** (rechtes Ufer)

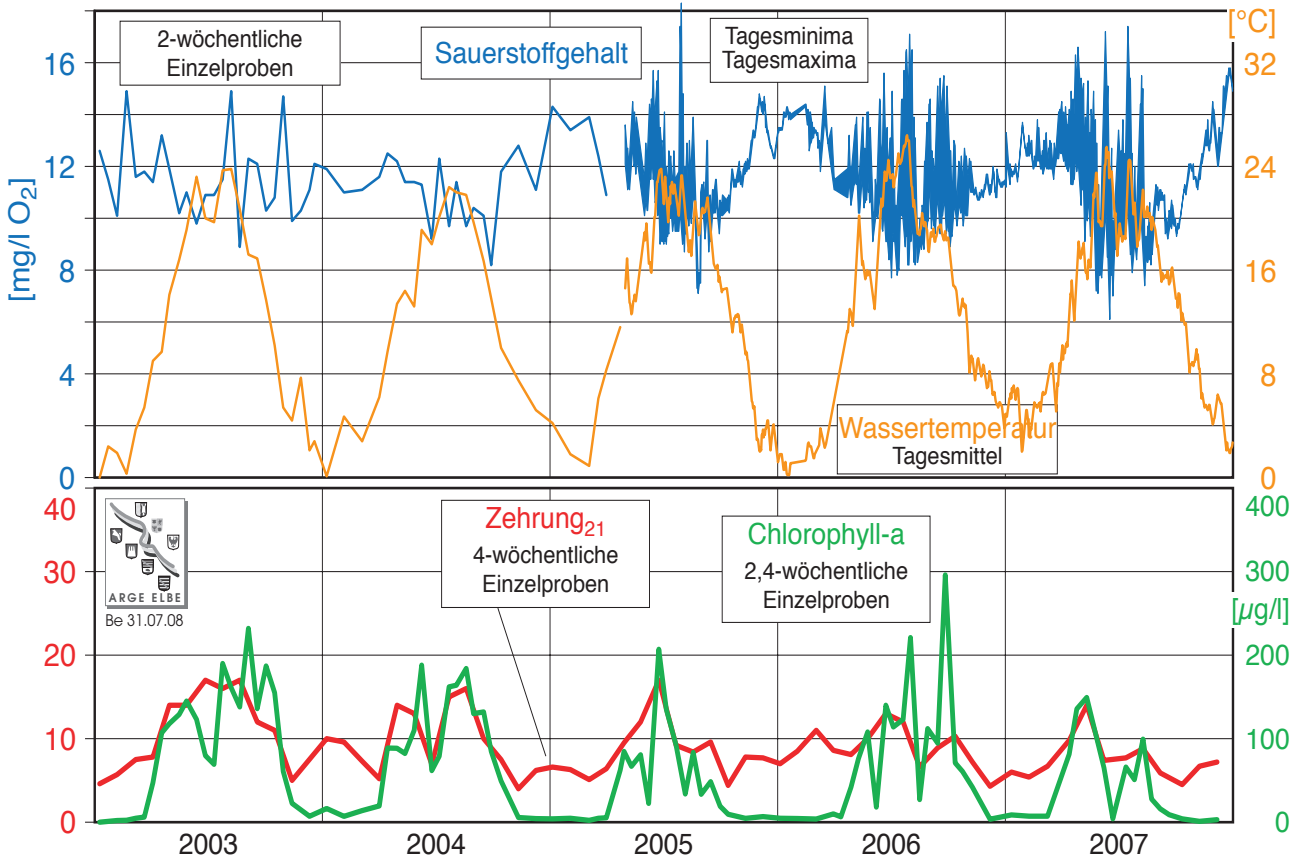


Abb. 13 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2003 - 2007 an der Messstation **Magdeburg** (linkes Ufer)

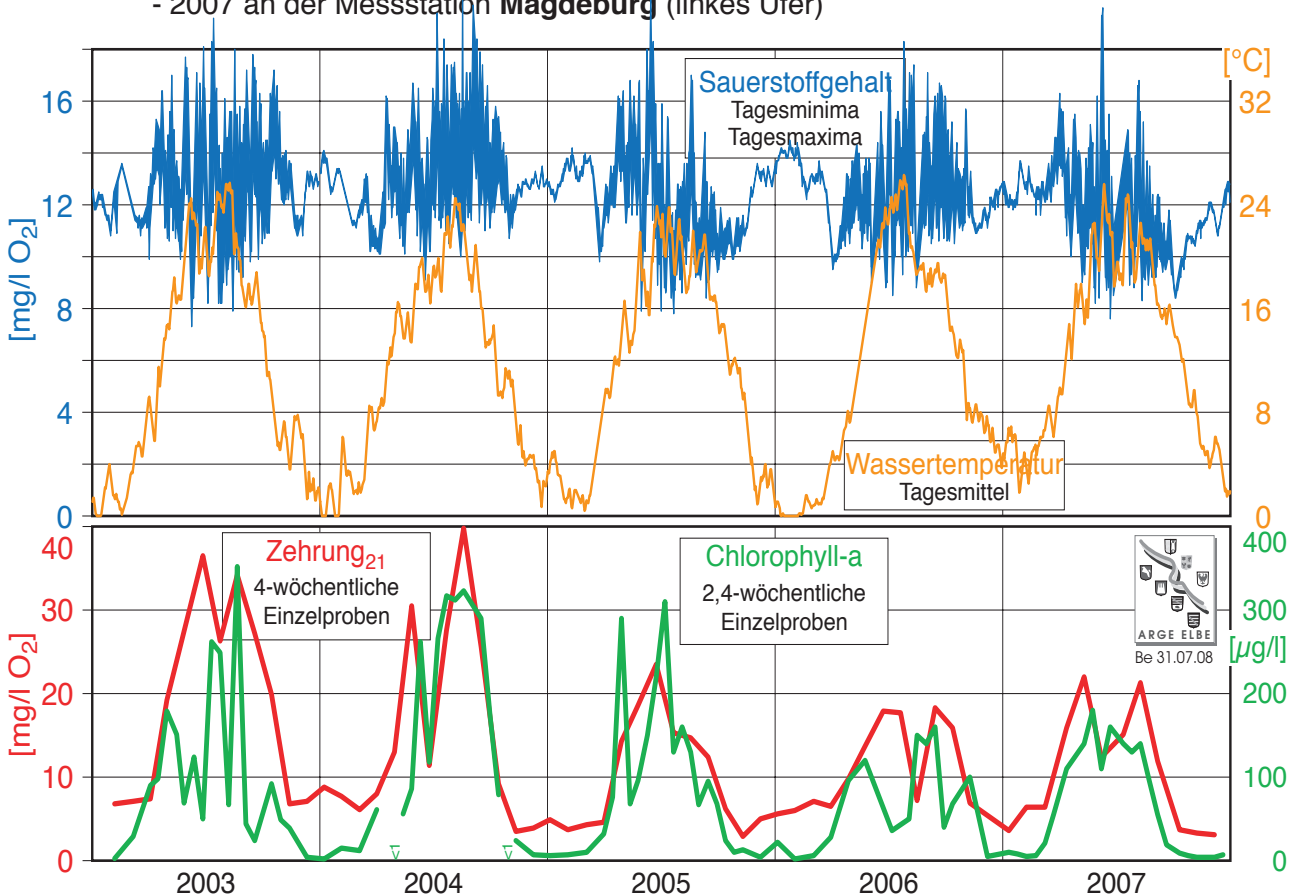


Abb.14 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2003 - 2007 an der Messstation **Schnackenburg**

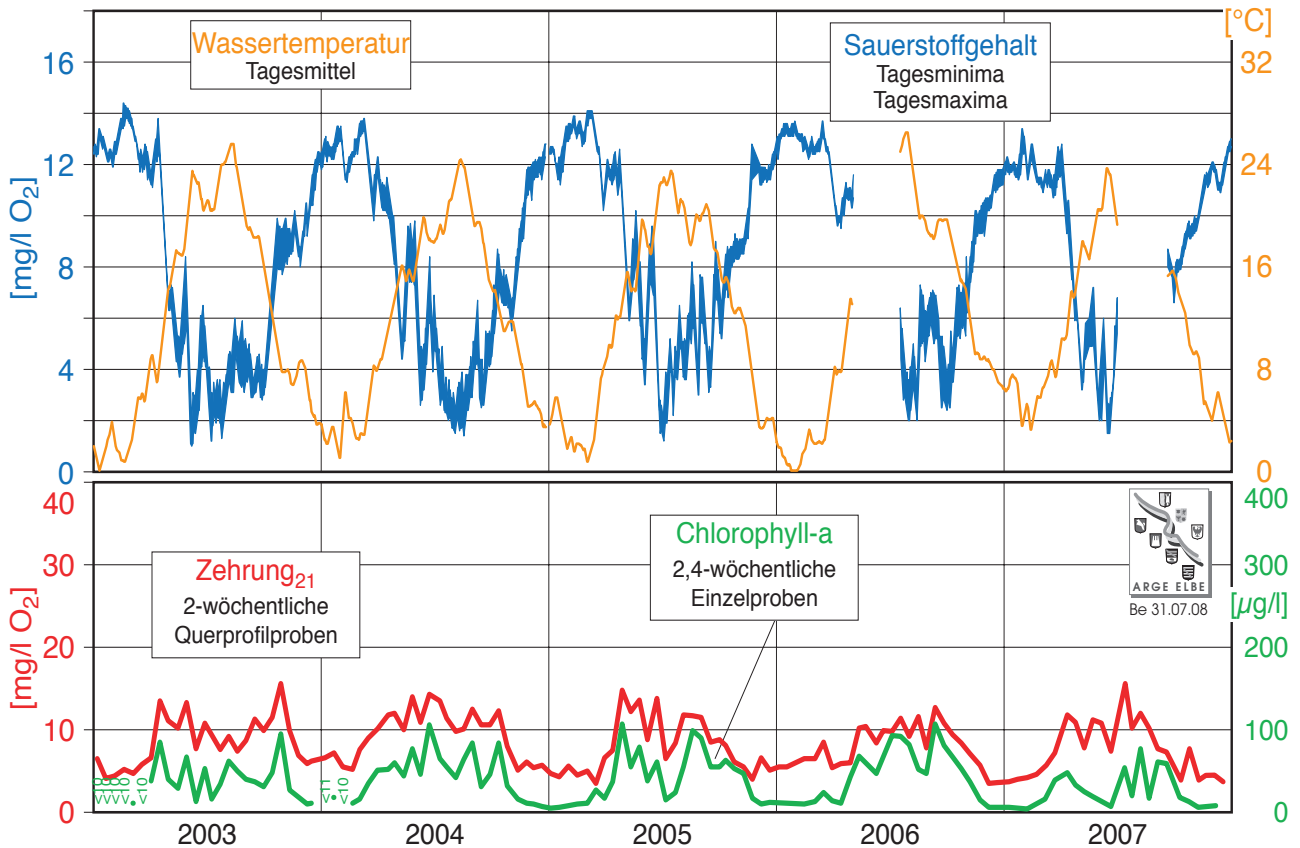


Abb. 15 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2003 - 2007 an der Messstation **Seemannshöft**

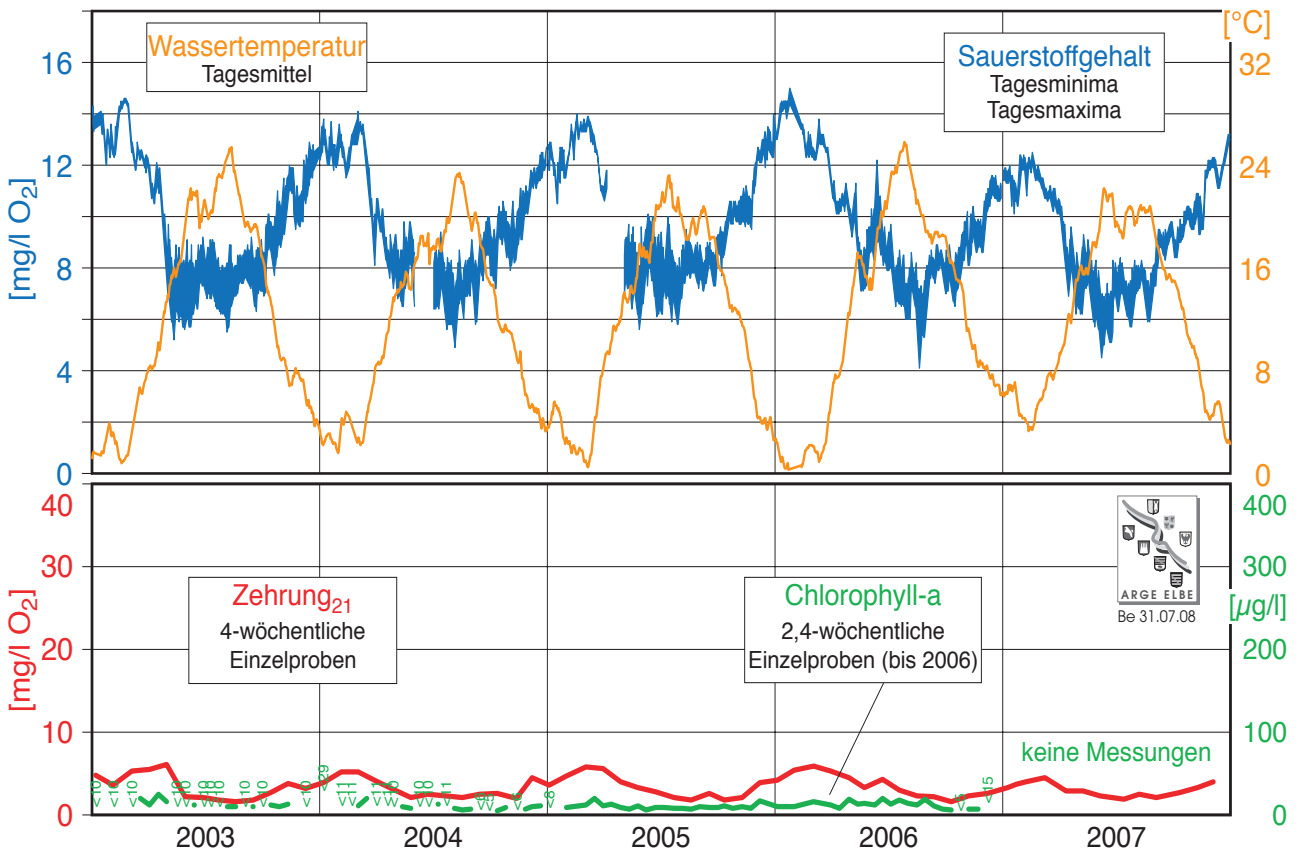


Abb.16 Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte, Zehrung₂₁ und Chlorophyll-a-Gehalte der Elbe 2003 - 2007 an der Messstation **Grauerort**

bei Bunthaus der Höchstwert mit 28,0 °C ermittelt. In den zurückliegenden Jahrzehnten lagen die Wassertemperaturmaxima bei:

1980er	02.07.1988	26,6 °C	Bunthaus
1990er	09.07.1995	28,3 °C	Magdeburg

Die automatischen Messstationen liegen nicht im unmittelbaren Einflussbereich von größeren Kühlwassereinleitungen z. B. von Kraftwerken.

In **Abb. 12 bis 16** sind die täglichen Minima und Maxima der Sauerstoffgehalte von 5 automatischen Messstationen an der Elbe aufgetragen. Die blaue Fläche zwischen den Extremwerten zeigt den Tagesgang der Sauerstoffwerte. Dieser Tagesgang war in den Sommern an der Mittleren Elbe sehr deutlich ausgeprägt. Hier produzierten die vielen Algen im Rhythmus des Tageslichts erhebliche Sauerstoffmengen. Die mittlere Differenz zwischen dem Maximum und Minimum der Sauerstoffgehalte der Sommermonate Juni, Juli und August betrug 2007 an den Messstationen:

Mittl. Tagesgang	mg/l O ₂
Schmilka, Elbe	1,7
Zehren, Elbe	2,6
Dommitzsch, Elbe	2,9
Magdeburg, Elbe	3,2
Cumlosen, Elbe	2,9
Schnackenburg, Elbe	3,4
Bunthaus, Elbe	2,2
Seemannshöft, Elbe*	(1,4)
Blankenese, Elbe	1,5
Grauerort, Elbe	1,3
Dessau, Mulde	2,7
Rosenburg, Saale	0,5

* nur Juni 2007

Von Schmilka bis Schnackenburg stiegen die mittleren Algenzellzahlen im Sommer stetig an und damit verbunden die biogene Sauerstoffproduktion. Die Chlorophyll-a-Werte in den **Abb. 11 bis 13** zeigen diese Zunahme. Bei Hamburg nahmen die Algenkonzentrationen wegen des hier schlechteren Lichtklimas wieder deutlich ab (**Abb. 14**). Dieser Rückgang setzte sich in der Brackwasserzone fort (**Abb. 16**). Die Chlorophyllmessungen und die Phytoplankton-Erhebungen wurden 2007 im Bereich der

Brackwasserzone (unterhalb der Schwingemündung) eingestellt. Im Tidegebiet der Elbe wurde der Tagesgang des Sauerstoffgehaltes, der durch den Tag-Nacht-Zyklus hervorgerufen wird, von der Tidebewegung überlagert. Bei einem Tideweg von rund 20 km während einer Tide wurde immer wieder Wasser mit unterschiedlichem Sauerstoffgehalt an der jeweiligen Messstation vorbeitransportiert.

In dem Unterlauf der Mulde konnte ein ähnlich deutlicher Tagesgang der Sauerstoffwerte wie in der Mittleren Elbe beobachtet werden. Im Unterlauf der Saale hingegen wurde 2007 nur ein Sommer-Tagesgang der Sauerstoffgehalte von 0,5 mg/l O₂ ermittelt. Im Sommer 2006 betrug dieser Wert noch 2,3 mg/l O₂. Zudem wurden im Juli und August 2007 Chlorophyll-a-Werte von nur 1-4 µg/l gemessen. Auch im Herbst und Winter 2007 blieben die Chlorophyll-a-Gehalte auf diesem niedrigen Niveau. Im Vorjahr lagen die Werte noch deutlich höher. Es gibt noch keine schlüssige Erklärung für diese Veränderung. Die Messungen im Jahr 2008 werden zeigen, ob diese niedrigen Werte an der Saalemündung von Dauer sind.

Die hohen Algenkonzentrationen führten zeitweilig zu sehr hohen Sauerstoffsättigungsindex-Werten von über 200 % und durch den Stoffwechsel der Algen zu hohen pH-Werten. Die maximalen Werte betragen 2007:

Maximum 2007	mg/l O ₂	pH
Schmilka, Elbe	14,4	9,4
Zehren, Elbe	16,2	9,5
Dommitzsch, Elbe	16,1	9,5
Magdeburg, Elbe	17,2	9,3
Cumlosen, Elbe	16,5	9,2
Schnackenburg, Elbe	19,6	9,2
Bunthaus, Elbe	14,5	9,1
Seemannshöft, Elbe*	(13,4)	(8,7)
Blankenese, Elbe	13,5	9,0
Grauerort, Elbe	13,2	8,2
Dessau, Mulde	16,2	9,6
Rosenburg, Saale	16,9	8,6

* Ausfall der Station im Sommer

In Sachsen traten die Sauerstoff-Maxima im Frühjahr auf, in der Mittleren Elbe hingegen eher im Sommer.

Da ein erheblichen Teil der sauerstoffzehrenden Substanzen aus der Biomasse gespeist wird, gibt es eine gute Korrelation zwischen den Algenmengen und den Zehrung₂₁-Werten. Diesen Zusammenhang sieht man besonders gut in **Abb. 14** an dem Verlauf der Kurven für Chlorophyll-a und Zehrung₂₁. Der Abbau der sauerstoffzehrenden Substanzen geschah allerdings nur zu einem kleineren Teil in der Mittleren Elbe, weil hier die kurzen Verweilzeiten zum Abbau nicht ausreichten. Die Substanzen wurden in 2-5 Tagen in den Hamburger Bereich transportiert, wo der größere Teil des Abbaus stattfand (**Abb. 15**). Im seeschifftiefen Abschnitt der Elbe unterhalb Hamburgs verringerte sich der Sauerstoff-Eintrag so deutlich, dass hier ab Mai 2007 bei steigenden Wassertemperaturen die Sauerstoffgehalte deutlich absanken:

Minimum 2007	mg/l O ₂
Bunthaus, Elbe	2,4
Seemannshöft, Elbe*	(1,5)
Blankenese, Elbe	1,5
Grauerort, Elbe	4,5

* Ausfall der Station im Sommer

Es wurde im Jahr 2007 jedoch kein Fischsterben in der Tideelbe beobachtet. Allerdings meldete ein Elbefischer Anfang Juni 2007, dass er tote Fische in seinem Netz gehabt hätte.

Unterhalb der Lühemündung war im Sommer der größte Teil der sauerstoffzehrenden Substanzen abgebaut. Obwohl der Sauerstoffeintrag in diesem Bereich ähnlich niedrig war wie im Hamburger Bereich, überwog er doch den Sauerstoffverbrauch und die Sauerstoffgehalte stiegen seewärts wieder an. An der Messstation Grauerort wurden 2007 entsprechend niedrige Zehrung₂₁-Werte von 2 bis 5 mg/l O₂ gemessen.

In den Monaten Januar und Februar 2007 wurden an allen Messstationen etwas niedrigere Sauerstoffgehalte gemessen als im Winter 2006. Der Grund waren die deutlich höheren Wassertemperaturen Anfang 2007 im Vergleich zu 2006. In 2007 fielen die Wassertemperaturen kaum unter 2 °C, teilweise lagen diese bei 4 °C. Im kalten Januar/Februar 2006 hingegen sanken die Wassertemperaturen auf 0 °C. Dieser

Unterschied in den Sauerstoff-Gehalten zeigt, dass die Sauerstoffzehrung durch den Abbau von Kohlenstoffverbindungen auch bei niedrigen Temperaturen einen messbaren Effekt haben kann. Sehr augenfällig wird das, wenn unter einer geschlossenen Eisdecke bei erheblich verringertem Sauerstoffeintrag die Sauerstoffwerte unter 3 mg/l O₂ sinken, wie es im Februar 1954, Januar 1970 oder Januar 1985 an der Mittleren Elbe geschah.

Abb. 17 gibt einen Überblick über den Sauerstoffhaushalt entlang der Elbe von Quelle bis zur Mündung im Mai 2007. Zur Beschreibung der räumlichen Verteilung von Stoff-Konzentrationen werden jedes Jahr 6 Hubschrauber-Längsprofil-Beprobungen in der Tideelbe durchgeführt. Im Mai und August wird diese Längsprofil-Probennahme jeweils bis zur Elbe-Quelle in Tschechien ausgeweitet.

Abb. 17 zeigt die Ganglinien der Sauerstoff-, Zehrung₂₁- und Chlorophyll-a-Gehalte in der Elbe vom 22. bis 24. Mai 2007. Außerdem sind die Messwerte aus den Mündungsbereichen der beprobten Nebenflüsse dargestellt. Die Abbildung zeigt den Aufbau der Biomasse entlang des Stromes von der Oberen Elbe bis zur Tideelbe und den anschließenden Abbau der Kleinlebewesen unterhalb Hamburgs, wie es schon weiter oben beschrieben wurde. Gut zu erkennen ist die resultierende Auswirkung der biochemischen Stoffumsätze auf den Sauerstoffgehalt der Elbe. Die meisten Nebenflüsse beeinflussten die betrachteten Konzentrationen in der Elbe nur geringfügig. Nur die abflussreiche Moldau und die Havel hatten einen gut erkennbaren Effekt.

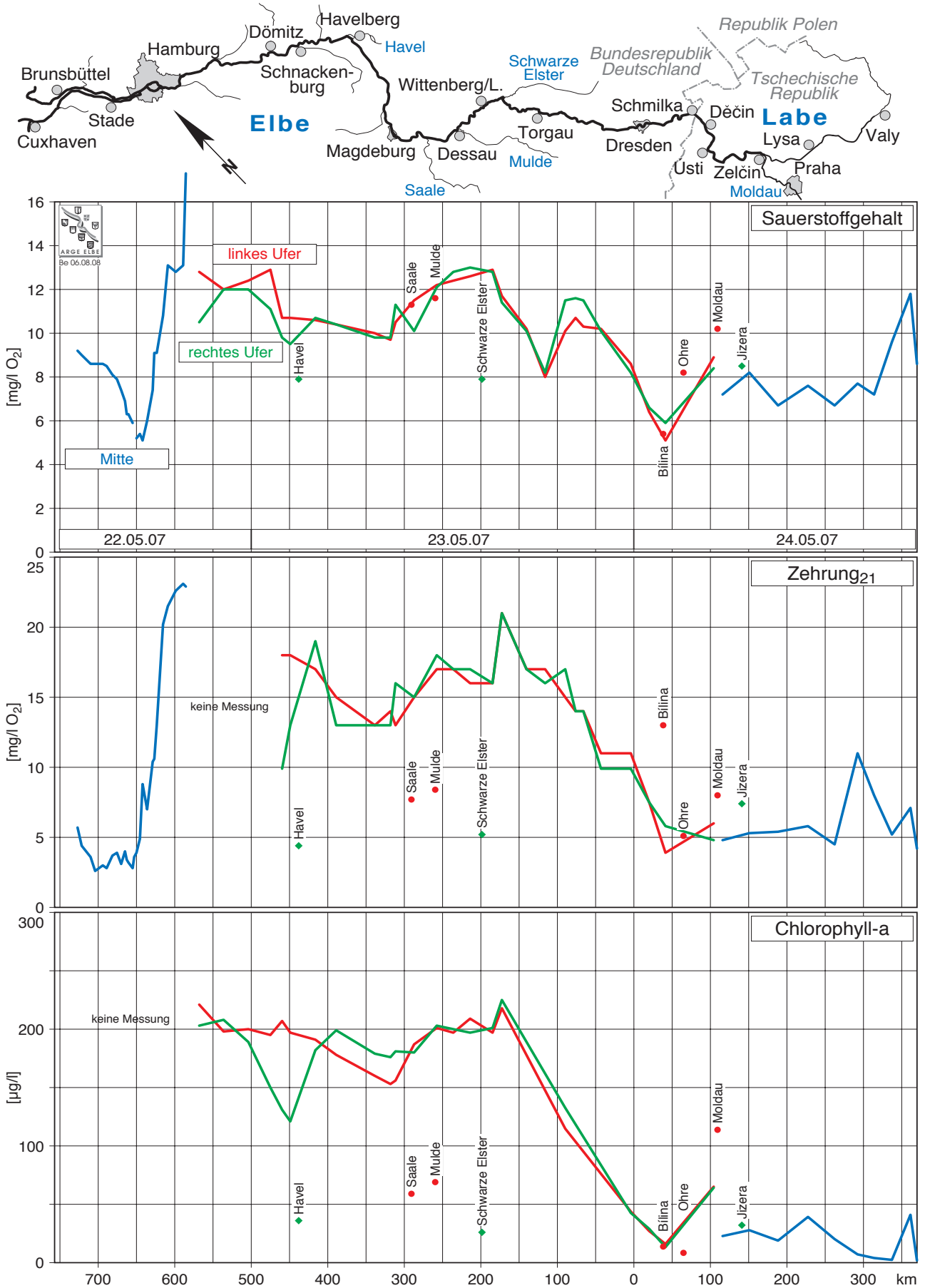


Abb. 17 Sauerstoff-, Zehrung₂₁- und Chlorophyll-a-Längsprofil der Elbe am 22.-24. Mai 2007

3.3.2 Nährstoffe

Die Pflanzen-Nährstoffgehalte steuern die Entwicklung des pflanzlichen Lebens (Primärproduktion) in den Gewässern und darauf aufbauend auch die des tierischen Lebens. Die Nährstoffe sind deshalb eine wichtige Einflussgröße für die biologischen Qualitätskomponenten. Hohe Nährstoffkonzentrationen können während der Vegetationsperiode zu einer Massenentwicklung des Phytoplanktons führen. Die Hauptursache für die mäßige oder unbefriedigende Bewertung der Qualitätskomponente „Phytoplankton“ (Kap. 3.1.1; **Abb. 2 und Abb. 3**) der verschiedenen Wasserkörper ist der zu große Nährstoffeintrag in die Gewässer.

In den **Abb. 18 bis 22** sind die Ammonium-, Nitrat-, Gesamt-Stickstoff-, o-Phosphat- und Gesamt-Phosphor-Gehalte von Schmilka bis Grauerort aufgetragen.

Die Stickstoffparameter zeigten über die dargestellten 5 Jahren einen abnehmenden Trend. Am deutlichsten wurde dieser bei den Ammoniumwerten. Die Ammonium-Winterwerte 2007 lagen an den meisten Messstellen deutlich unter denen der Vorjahre. Diese Winterwerte gaben annähernd die eintragsbedingte Belastung der Elbe mit Ammonium wieder, weil bei den niedrigen Wassertemperaturen nahezu keine Nitrifikation im Gewässer stattfand.

Auffällig war ein hoher Gesamt-Phosphorwert (**Abb. 22**) von 0,66 mg/l P, der am 5. Dezember 2007 am rechten Ufer in Schmilka gemessen wurde. Dieser hohe Wert wurde durch eine zweite Messung am linken Ufer in Schmilka vom gleichen Tag mit 0,72 mg/l P bestätigt. Auch die beiden Messungen bei Zehren mit Werten um 0,3 mg/l P waren etwas erhöht. Weiter stromab wurde diese Konzentrationserhöhung nicht mehr erfasst. Die hochwasserbedingt hohen Gesamt-P-Werte im März 2006 hingegen konnten damals bis Schnackenburg verfolgt werden. Da die o-Phosphatwerte im Dezember 2007 keine Auffälligkeiten zeigten, muß es sich um andere Phosphorverbindungen, wie organisch gebundener Phosphor, gehandelt haben.

Weil die Nährstoff-Belastung als wichtige Bewirtschaftungsfrage erkannt wurde, hat die Arbeitsgruppe „Nährstoffe“ in der LAWA (Expertengruppe Meer) 2007 für die Bilanzierungsstelle Hamburg-Seemannshöft, wo der Haupteintrag der Elbe in die Nordsee ermittelt wird, einen Zielwert für Gesamt-Stickstoff von 2,2 mg/l N und für Gesamt-Phosphor von 0,12 mg/l P erarbeitet. Die Zielwerte orientieren sich an den Bedingungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes in den angrenzenden Küstengewässern und erfordern eine deutliche Reduktion der Nährstoff-Einträge im gesamten Elbe-Einzugsgebiet. Der Zielwert wird an dem jeweiligen Jahresmittelwert (Seemannshöft) gemessen, der im Jahr 2007 für Gesamt-Stickstoff 3,3 mg/l N und für Gesamt-Phosphor 0,18 mg/l P betrug (**Abb. 20, 22**). Ein wichtiger Teil des Maßnahmenprogrammes, dass in den nächsten Jahren durchgeführt wird, dient der Erreichung dieser Nährstoff-Zielwerte.

Die Nährstoff-Gehalte führten in der Mittleren Elbe im Sommer 2007, ähnlich wie in den Vorjahren seit 1990, zu einem deutlichen Eutrophierungseffekt, erkennbar an hohen Chlorophylla-Gehalten (**Abb. 13 und 14**) und hohen pH-Werten. An den automatischen Messstationen wurden zeitweilig pH-Werte über 9 gemessen. In der Unteren Elbe trat dieser Effekt wegen des schlechteren Lichtklimas nur deutlich gedämpft auf.

An der Messstation Schnackenburg (Strom-km 474,5) wurden 2007 die folgenden Nährstoffjahresfrachten für die Elbe ermittelt:

Ammonium	1 400 t/a N
Nitrat	74 000 t/a N
Gesamt-N	87 000 t/a N
o-Phosphat	1 300 t/a P
Gesamt-P	3 400 t/a P

Die Ammonium-Fracht 2007 ist die niedrigste Jahresfracht, die seit 1978 an der Bilanzierungsstelle Schnackenburg ermittelt wurde. Bei dem Gesamt-Stickstoff hingegen waren die Jahresfrachten 1991 mit 81 000 t/a N und 2004 mit

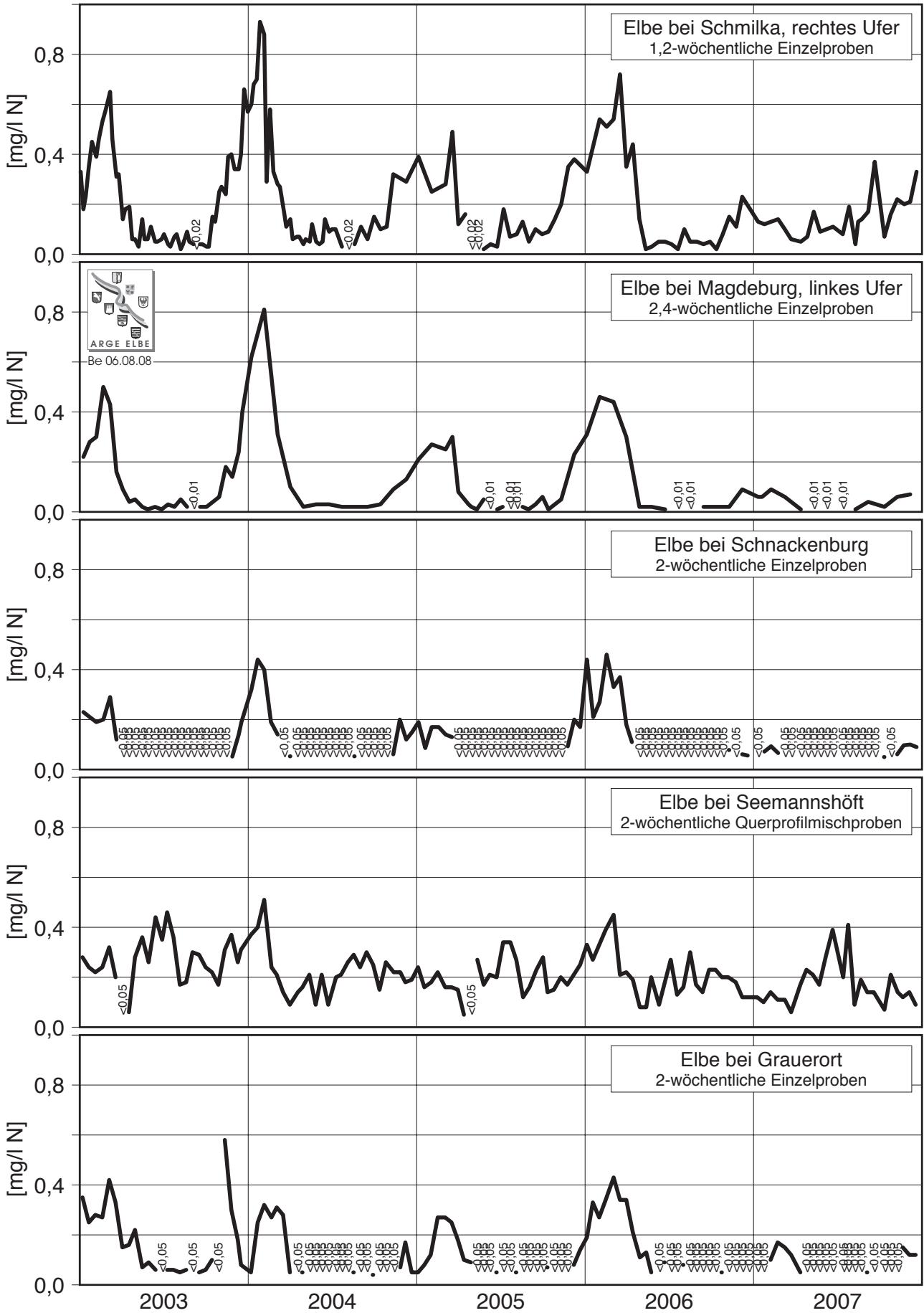


Abb. 18 Ammoniumgehalte der Elbe - 2003 - 2007

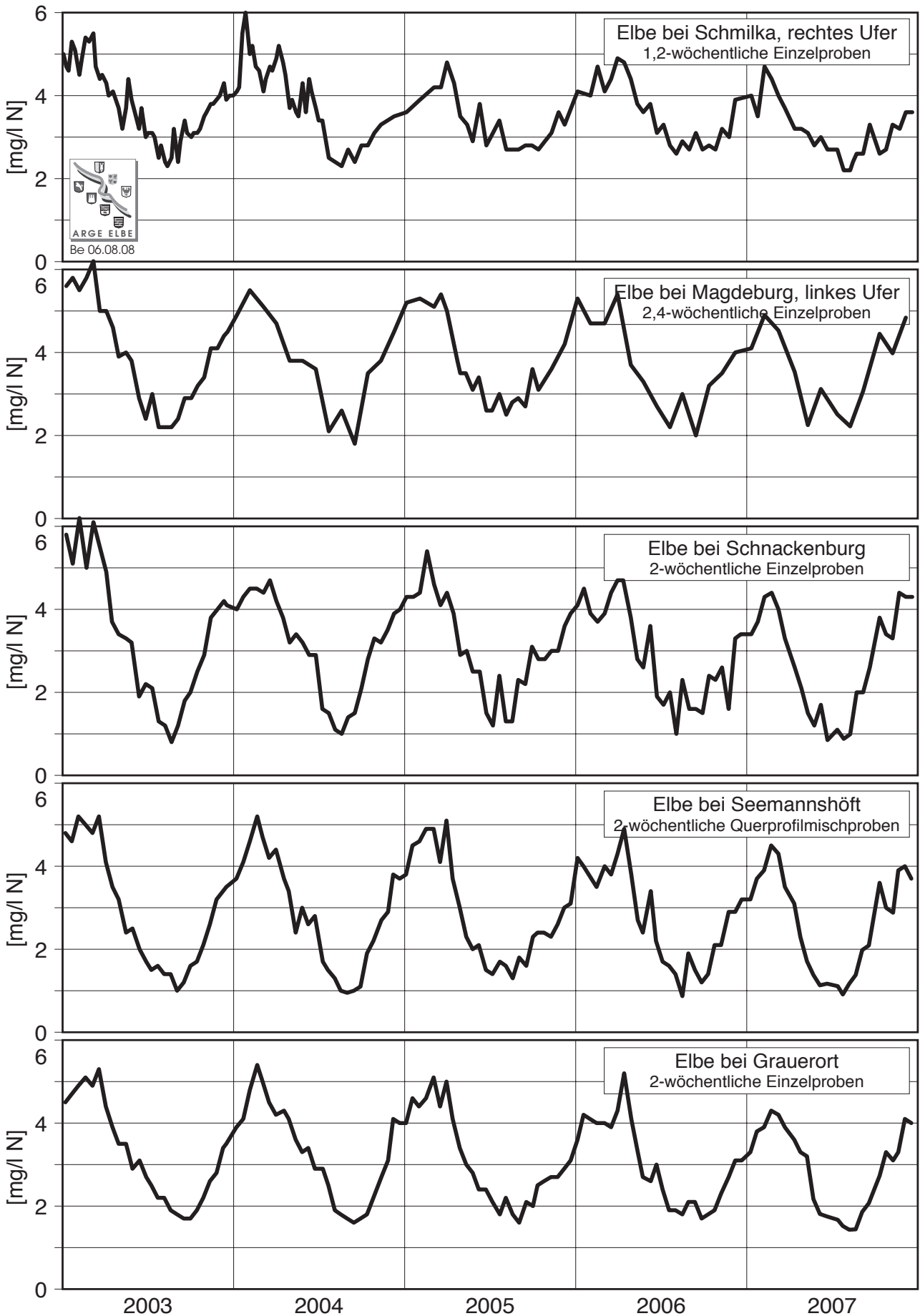


Abb. 19 Nitratgehalte der Elbe - 2003 - 2007

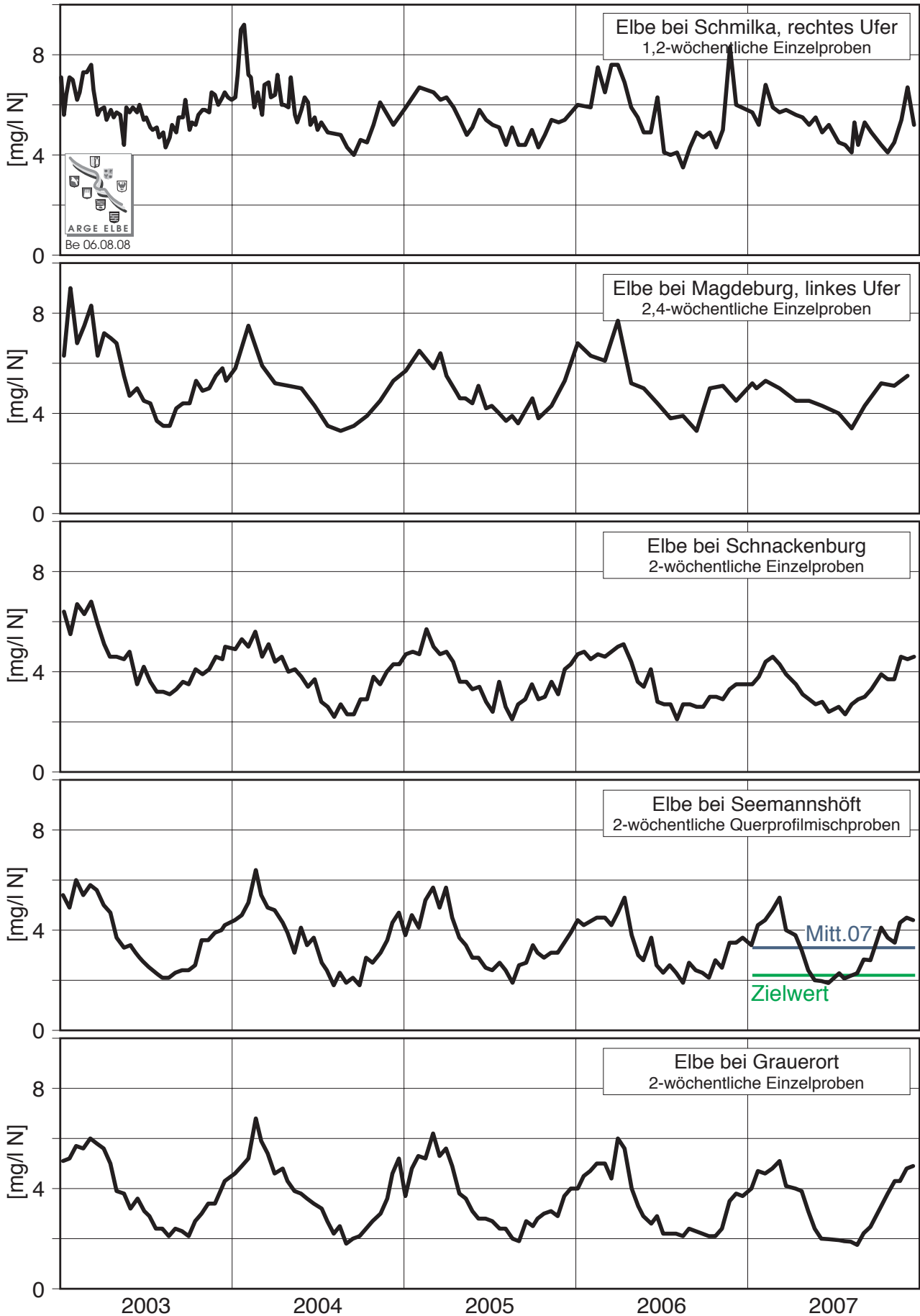


Abb. 20 Gesamt-Stickstoffgehalte der Elbe - 2003 - 2007

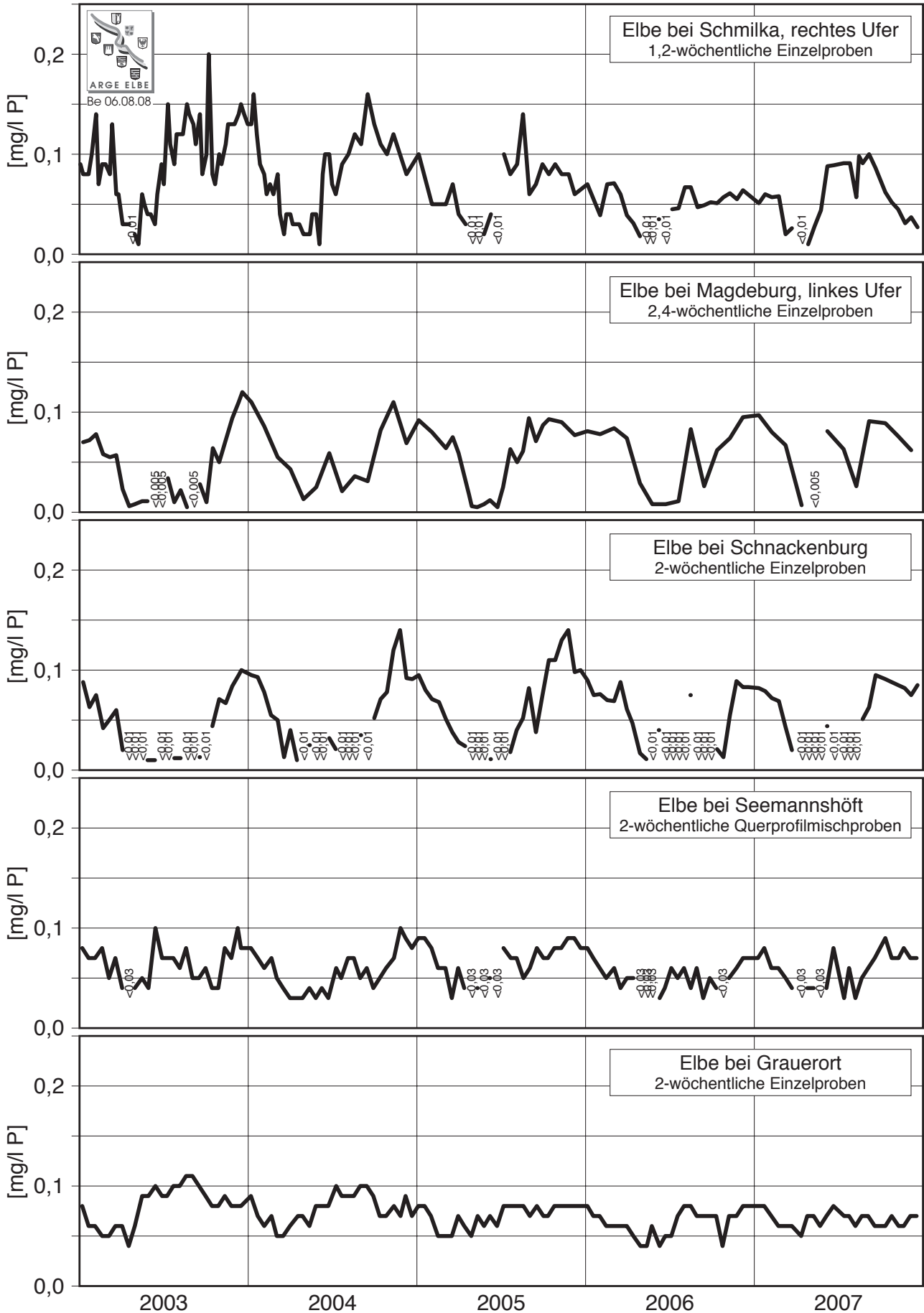


Abb. 21 o-Phosphatgehalte der Elbe - 2003 - 2007

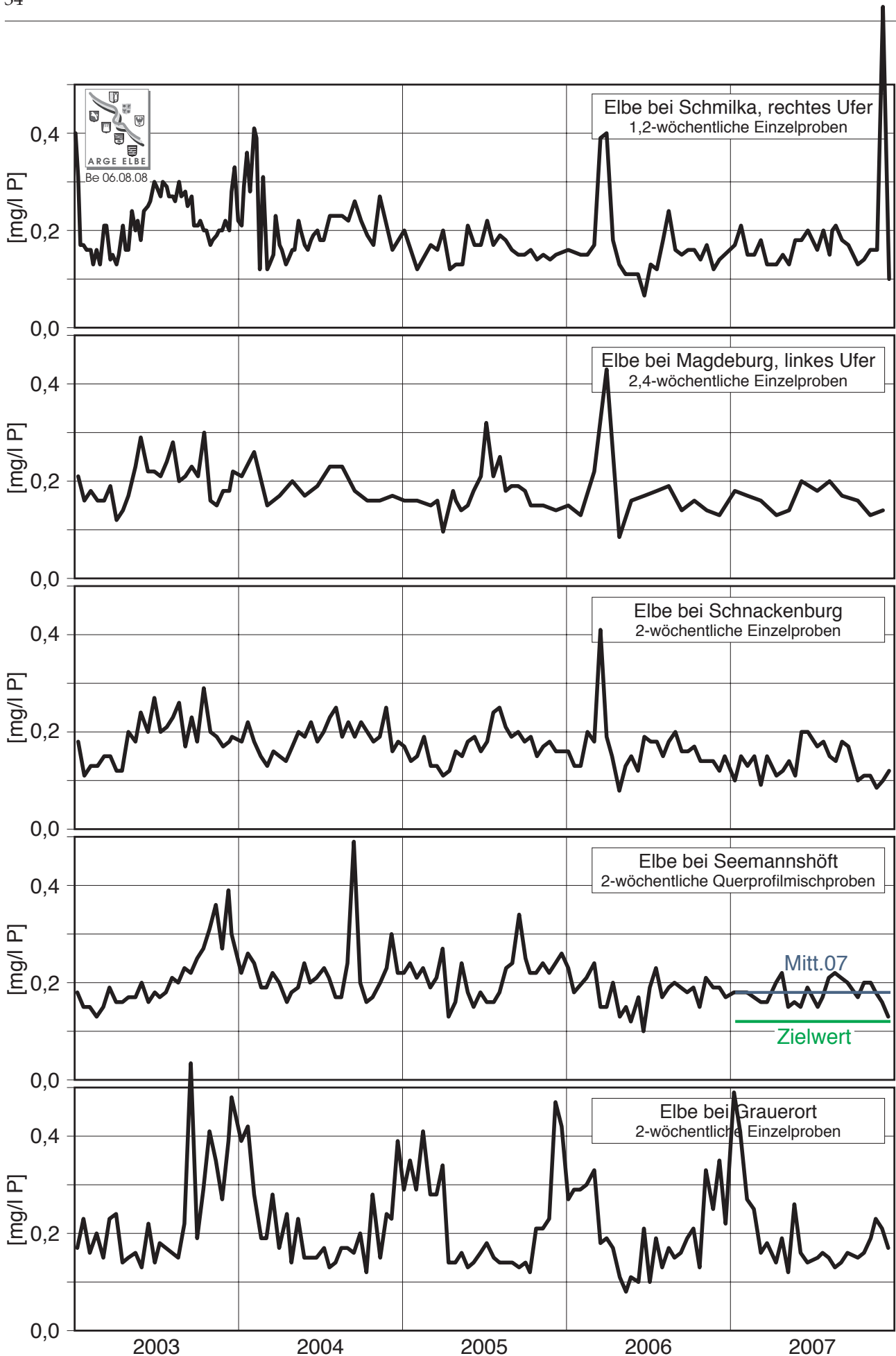


Abb. 22 Gesamt-Phosphorgehalte der Elbe - 2003 - 2007

75 000 t/a N noch niedriger. Die Phosphor-Frachten waren ähnlich hoch wie in den Vorjahren.

Der Eintrag von Nährstoffen aus den Hauptzuflüssen in die Elbe entsprach in etwa ihrem Flächenanteil am Gesamteinzugsgebiet. Es gab keine auffällig hohen Einträge. Die Havel lieferte im Vergleich zu den anderen Nebenflüssen wiederum einen recht niedrigen Eintrag, weil in ihren Seenketten große Nährstoffmengen zurückgehalten werden. In 2007 betrug der mittlere Nitrat-Gehalt der Havel bei Toppel nur 0,73 mg/l N.

Eine Übersicht der Nährstoff-Gehalte entlang der Elbe von der Quelle bis Mündung gibt **Abb. 23**. Vom 22. bis zum 24. Mai 2007 wurde an insgesamt 108 Stellen Proben genommen und untersucht.

Es fallen Ammonium-Spitzenwerte bei Klásterska Lhota, Strehla, Schnackenburg und Hamburg auf. Nur für den Hamburger Bereich kann eine Erklärung für den hohen Ammonium-Wert gegeben werden. Er wurde durch die Einleitung des Hamburger Klärwerks Köhlbrandhöft/Dradenau, dass das Abwasser von rund 2,7 Mio. Einwohnern (EW)* reinigt, hervorge-

rufen. Bei einem durchschnittlichen Reinigungsgrad von 96 % für Ammonium und 99 % für BSB₅ wurden noch messbare Mengen in die Elbe geleitet. 2007 betrug diese Mengen 235 t/a NH₄-N* und 725 t/a BSB₅*.

Die Längsprofile des Nitrats und Phosphats zeigten unterhalb der Quelle einen zügigen Anstieg der Konzentrationen. Ab etwa Podebrady bis Hamburg fielen die Gehalte wieder stetig ab, weil die Nährstoffe in die Biomasse eingebaut wurden. Diese Primärproduktion wurde schon anhand der Chlorophyll-a-Werte in **Abb. 12 bis 14** beschrieben. Unterhalb Hamburgs wurden die Nährstoffe wieder freigesetzt, weil hier ein erheblicher Teil der Biomasse wegen des verschlechterten Lichtklimas und weiter stromab wegen des steigenden Salzgehaltes abstarb und abgebaut wurde. Im Anschluss überwog der Einfluss des Nordseewassers und die Konzentrationen sanken erneut.

Die Moldau als größter Nebenfluss der Elbe beeinflusste die drei Nährstoff-Messgrößen Ammonium, Nitrat und o-Phosphat in der Elbe unterhalb ihrer Mündung. Die Saale und die Havel hingegen hatten nur auf die Nitrat-Werte der Elbe einen nachweisbaren Einfluss.

* HamburgWasser, Abwasser in Zahlen 2007

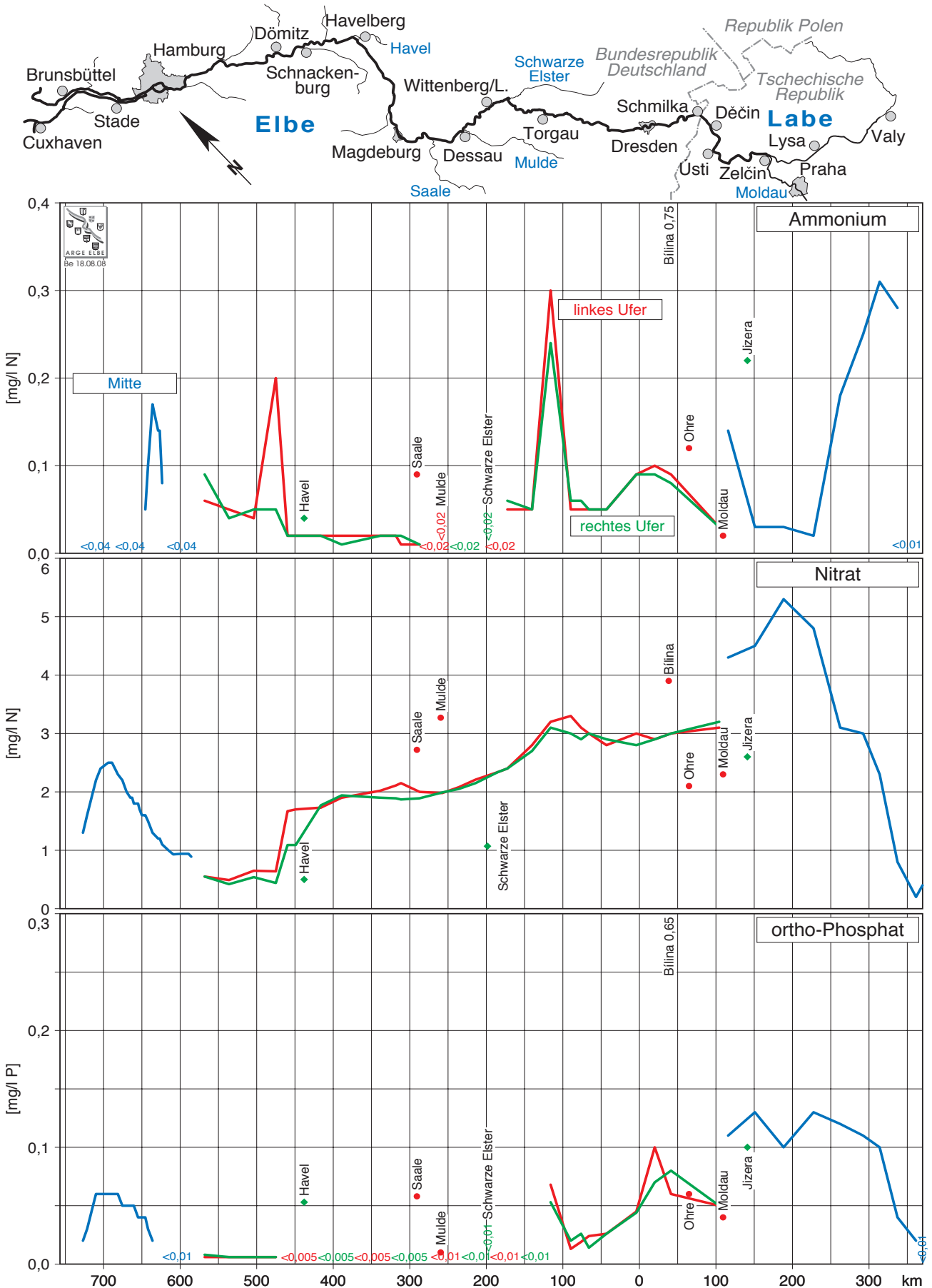


Abb. 23 Ammonium-, Nitrat- und o-Phosphat-Längsprofil der Elbe am 22.-24. Mai 2007

3.3.3 Entwicklung der spezifischen Schadstoffe

Im Anhang in **Tab. A1** sind die spezifischen Schadstoffe für Bewertung des ökologischen Zustandes mit den derzeit gültigen Umweltqualitätsnormen (UQN) aufgeführt.

Aus der Gruppe der Schwermetalle sind in **Abb. 24 bis 27** die Gehalte von Kupfer, Zink, Chrom und von dem Metalloid Arsen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten aufgetragen. Das Probenmaterial wurde in den Sedimentationsbecken (DIN 38402-A24) der automatischen Messstationen entlang der Elbe gesammelt. Die Balkenbreite gibt den Sammelzeitraum wider, der in der Regel ein Monat betrug. Die UQN wurde, wie schon in **Abb. 2** und **3**, farblich dargestellt. Wenn der Jahresmittelwert der Messwerte den UQN-Wert überschritt, dann hatte der spezifische Schadstoff die Umweltqualitätsnorm nicht eingehalten und die Balken ragen entsprechend in den roten Bereich. Der Nah-Bereich der Umwelt-Qualitätsnorm von 50 % x UQN bis 200 % x UQN wurde heller dargestellt.

Bei Kupfer (**Abb. 24**) und Chrom (**Abb. 26**) lagen die Jahresmittelwerte an allen betrachteten Messstellen so niedrig, dass die UQN eingehalten wurde (blau).

Die Zink- und Arsenwerte in den frischen Sedimenten sind in **Abb. 25 und 27** zeigten teilweise eine Überschreitung der UQN. Die Zinkwerte hatten einen leicht fallenden Trend. An den meisten Stellen der Mittleren Elbe und an der Mulde- und Saalemündung wurde der UQN-Wert von 800 mg/kg Zn im Jahr 2007 überschritten. Die Jahresmittelwerte betragen 2007 :

	mg/kg Zn
Elbe, Schmilka	510
Elbe, Zehren	730
Elbe, Domnitzsch	600
Mulde, Dessau	1 610
Saale, Rosenberg	937
Elbe, Magdeburg	875
Elbe, Cumlosen	720
Elbe, Schnackenburg	1 100
Elbe, Bunthaus	780

Elbe, Seemannshöft	450
Elbe, Grauerort	370
Elbe, Cuxhaven	220

An der Bilanzierungs-Messstation Schnackenburg wurde in 2007 eine Zink-Jahresfracht von 790 t/a berechnet. Das ist etwa ein Drittel der Zinkfracht, die für 1986 mit 2 400 t/a ermittelt wurde.

Die Arsen-Werte in **Abb. 27** zeigten einen Belastungsschwerpunkt an der Muldemündung. Auch wenn die Arsen-Gehalte im Feststoff der Mulde deutlich abgenommen haben, wurde der UQN-Wert von 40 mg/kg in 2007 hier noch um knapp das Vierfache überschritten. Eine geringe UQN-Wertüberschreitung wurde 2007 bei Schnackenburg beobachtet. In der Saale hingegen lagen die Arsen-Werte wie in den Vorjahren sehr niedrig. Die Arsen-Jahresmittelwerte lauteten 2007:

	mg/kg As
Elbe, Schmilka	30
Elbe, Zehren	33
Elbe, Domnitzsch	34
Mulde, Dessau	146
Saale, Rosenberg	12
Elbe, Magdeburg	24
Elbe, Cumlosen	29
Elbe, Schnackenburg	41
Elbe, Bunthaus	25
Elbe, Seemannshöft	22
Elbe, Grauerort	31
Elbe, Cuxhaven	29

Die Arsen-Bilanzierung bei Schnackenburg ergab für 2007 eine Fracht von 65 t/a. Im Vergleichsjahr 1986 wurden hier 110 t/a berechnet.

Aus der Gruppe der Polychlorierten Biphenyle (PCB), zu der 209 verschiedenen Kongenere gehören, gibt es für PCB Nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 und 180 eine UQN. Diese beträgt für jedes genannte Kongener 20 µg/kg im Feststoff (Schwebstoff, Sediment). Ersatzweise kann auch eine UQN von 0,5 ng/l in der Wasserphase verwendet werden. Eine Überwachung in der

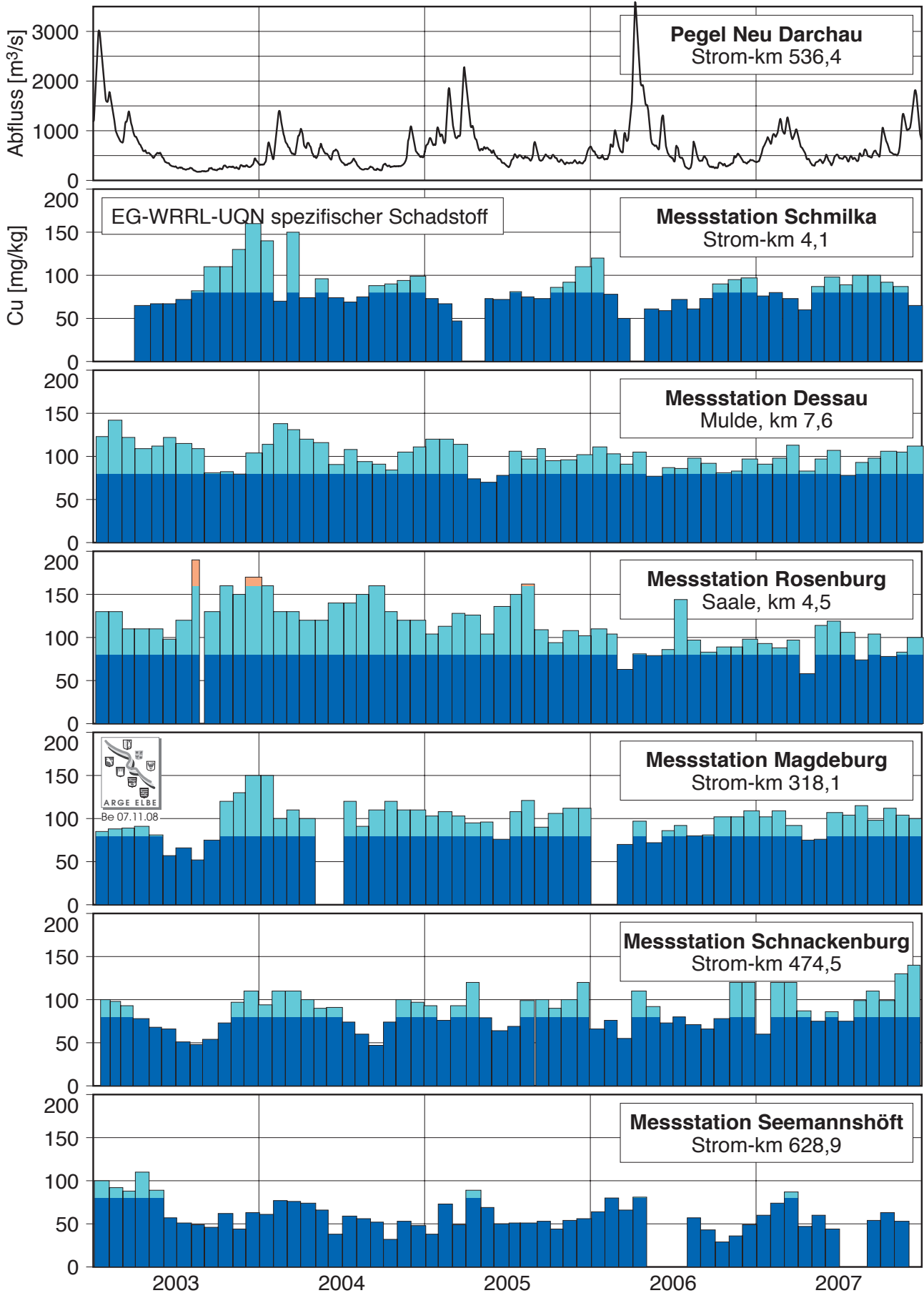


Abb. 24 Kupfer in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten ($<20 \mu\text{m}$) der Elbe - 2003 - 2007

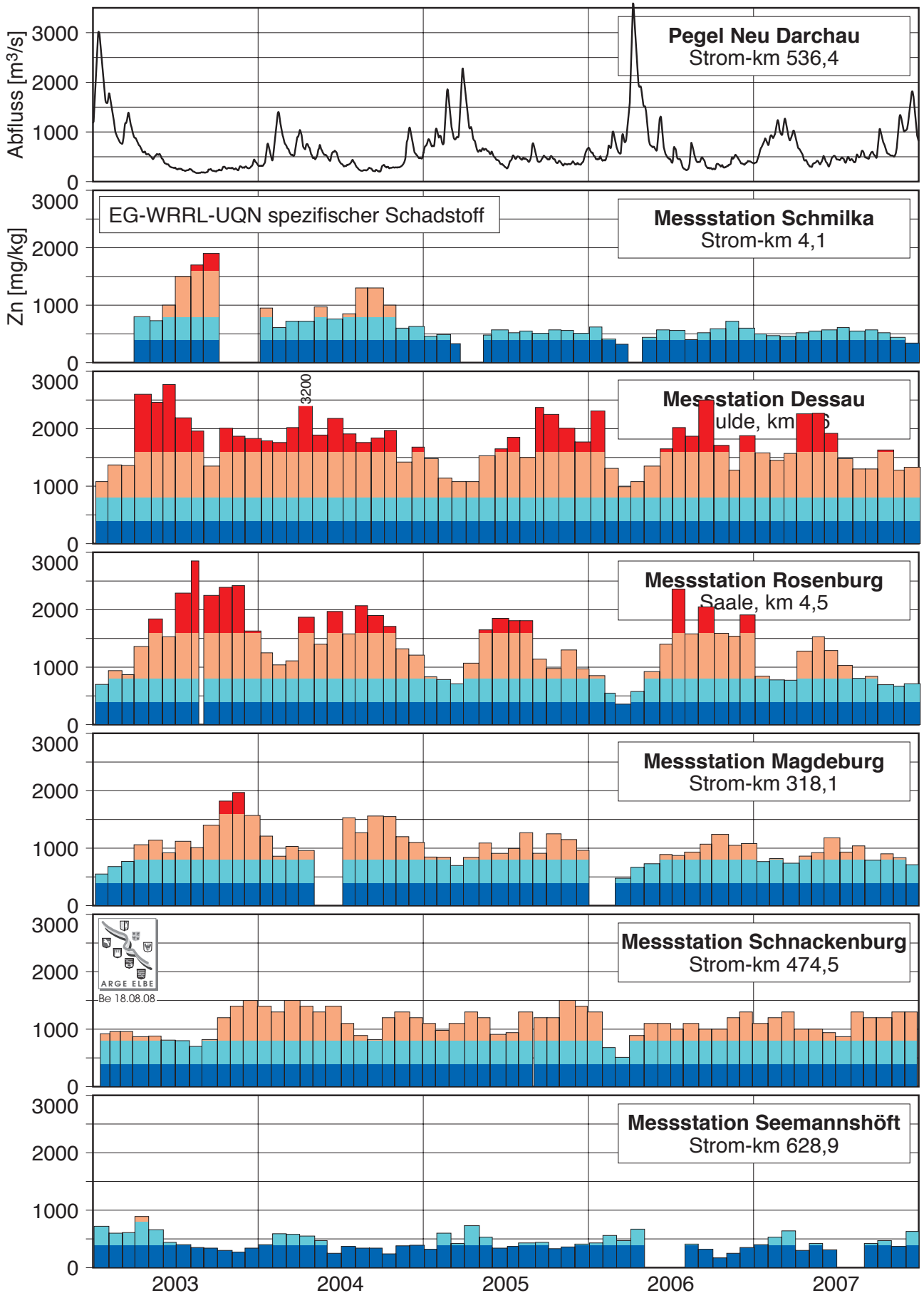


Abb. 25 Zink in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten ($<20 \mu m$) der Elbe - 2003 - 2007

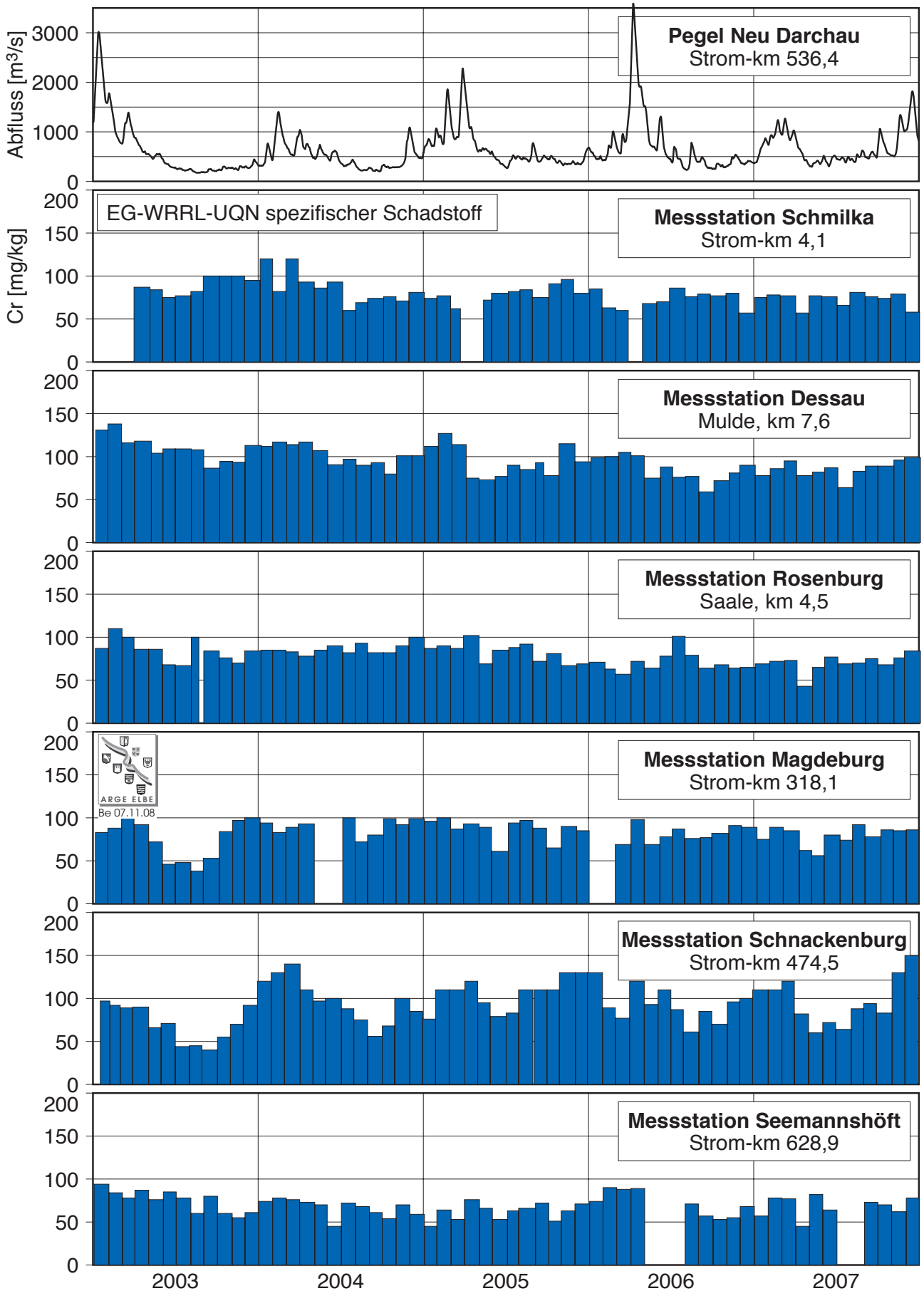


Abb. 26 Chrom in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten ($<20 \mu m$) der Elbe - 2003 - 2007

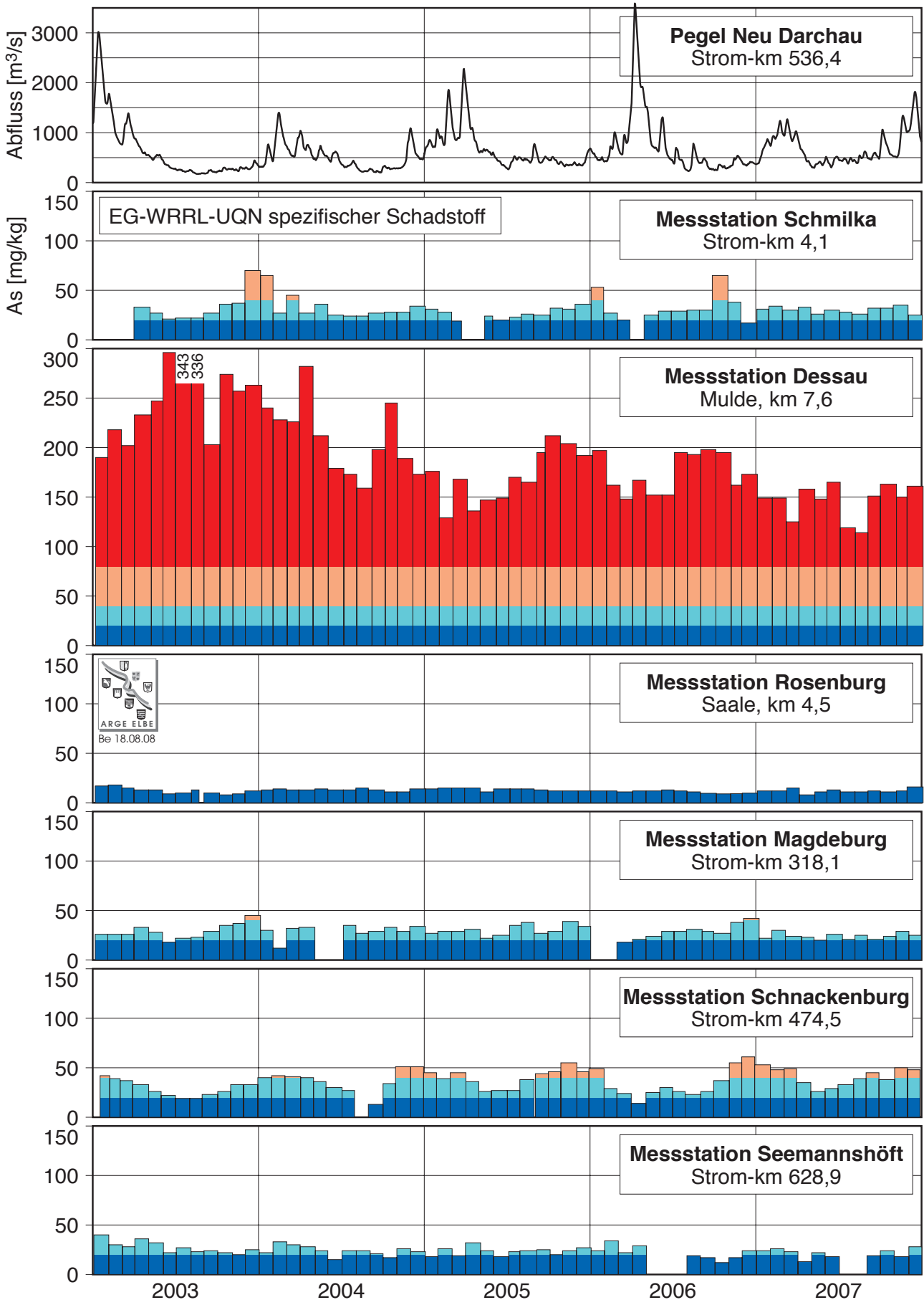


Abb. 27 Arsen in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<20 µm) der Elbe - 2003 - 2007

Wasserphase setzt allerdings eine sehr niedrige Bestimmungsgrenze der Messmethode voraus. Besonders die höher chlorierten PCBs sind sehr persistent. Es galt deshalb seit 1978 eine Anwendungs-Einschränkung. Seit 1989 ist die Anwendung von PCBs in der Bundesrepublik Deutschland generell verboten. Als ein Beispiel ist in **Abb. 28** PCB Nr. 153 in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten aufgetragen. PCB Nr.153 weist in der Regel neben PCB Nr. 138 die höchsten Konzentrationen der gemessenen Kongenere auf. Farblich markiert ist der UQN-Wert von 20 µg/kg. Zusätzlich ist der halbe und der doppelte UQN-Wert dargestellt. Die höchsten PCB-Nr.153-Gehalte wurden 2007 bei Schmilka gemessen. Der Jahresmittelwert betrug 62 µg/kg. Damit wurde der UQN-Wert deutlich überschritten. Das gilt auch für PCB Nr. 138 und PCB Nr. 180. Weiter stromab bei fallenden Konzentrationen wurde der UQN-Wert für PCB Nr. 153 auch noch bei Zehren und Domnitzsch überschritten. Von Magdeburg bis Cuxhaven kam es 2007 zu keiner weiteren UQN-Wert-Überschreitung. In der Mulde und Saale wurden niedrige PCB-Werte gemessen.

Im Wasser waren die PCB-Gehalte häufig unter der niedrigen Bestimmungsgrenze von 0,2-0,4 ng/l. An der Bilanzierungsstelle Schnackenburg wurden für die einzelnen gemessenen Kongenere eine Jahresfracht von jeweils kleiner 4 kg/a ermittelt. Im Vergleichsjahr 1986 wurde für PCB Nr. 153 noch eine Jahresfracht von 60 kg/a berechnet.

Mit dem Summenparameter AOX werden alle organischen Chlor-, Jod- und Bromverbindungen (ohne die Fluorverbindungen) erfasst. Die AOX-Werte in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (**Abb. 29**) geben eine Übersicht über die Sedimentbelastung der Elbe, Mulde und Saale mit halogenierten Kohlenwasserstoffen. Die Unterschiede der AOX-Belastung zwischen den einzelnen Messtationen sind deutlich geringer bei den vorher beschriebenen Einzelstoffen. Auch variieren die Werte über das Jahr gesehen weniger. An der Saale-

mündung wurden 2007 wie in den Vorjahren die höchsten Konzentrationen gemessen. Der abnehmende Trend führte allerdings fast zu einer Angleichung an die Elbewerte. Die ersten Messungen an der Saalemündung ergaben 1994 noch Spitzenwerte bis zu 760 mg/kg Cl .

Organozinnverbindungen haben ein hohes gewässerökologisches Schädigungspotenzial. Einerseits sind etliche Verbindungen sehr toxisch, andererseits haben einige Verbindungen eine hormonähnliche Wirkung, die die Fortpflanzung von Tieren in den Gewässern stören kann. Chronische Effekte treten schon bei Konzentrationen von wenigen Nanogramm pro Liter auf. Die Organozinnverbindungen gelangten zum einen über das Abwasser von Produktionsanlagen in die Gewässer. Ein erheblicher Eintrag geschah auch im Zusammenhang mit der Anwendung von Tributylzinn in Anti-Fouling-Farben für den Unterwasseranstrich von Schiffen. Diese TBT-haltigen Schiffsfarben sind seit 2003 international verboten. Organozinnverbindungen wurden zudem als Stabilisatoren in PVC-Materialien und in der Ausrüstung von Kleidungsstoffen verwendet.

Die Gehalte von Dibutylzinn, Tributylzinn* und Tetrabutylzinn in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten sind in **Abb. 30 bis 32** dargestellt. Für Di- und Tetrabutylzinn (**Abb. 30 und 32**) wurden zusätzlich die UQN-Werte von 100 bzw. 40 µg/kg Kation farblich markiert.

Die Werte von Dibutyl- und Tetrabutylzinn zeigten einen Belastungsschwerpunkt an der Muldemündung, der von einer Altlast der Chemieindustrie im Raum Bitterfeld/Wolfen herrührt. Die zeit- und kostenintensive Sanierung wird noch etliche Jahre in Anspruch nehmen. Die Werte wiesen einen deutlichen Rückgang der Konzentrationen im frischen Sediment auf. Im Vergleich zu der ursprünglichen Belastung im Unterlauf der Mulde waren in den letzten Jahren erhebliche Erfolge zu verzeichnen. Bei ersten Messungen 1994 wurden hier Spitzengehalte von 10 000 µg/kg Dibutylzinn-

* Nach geltendem Recht gibt es für Tributylzinn noch keine Umweltqualitätsnorm (vgl. Abb. 31). Diese Verbindung ist also nicht in der Liste der spezifischen Schadstoffe zur Bewertung des ökologischen Zustandes bzw. in der Liste der Schadstoffe zur Bewertung des chemischen Zustandes aufgeführt. Die Ausführungen an dieser Stelle ergänzen jedoch die Aussagen zu Dibutylzinn und zu Tetrabutylzinn, die in der Liste der spezifischen Schadstoffe genannt sind.

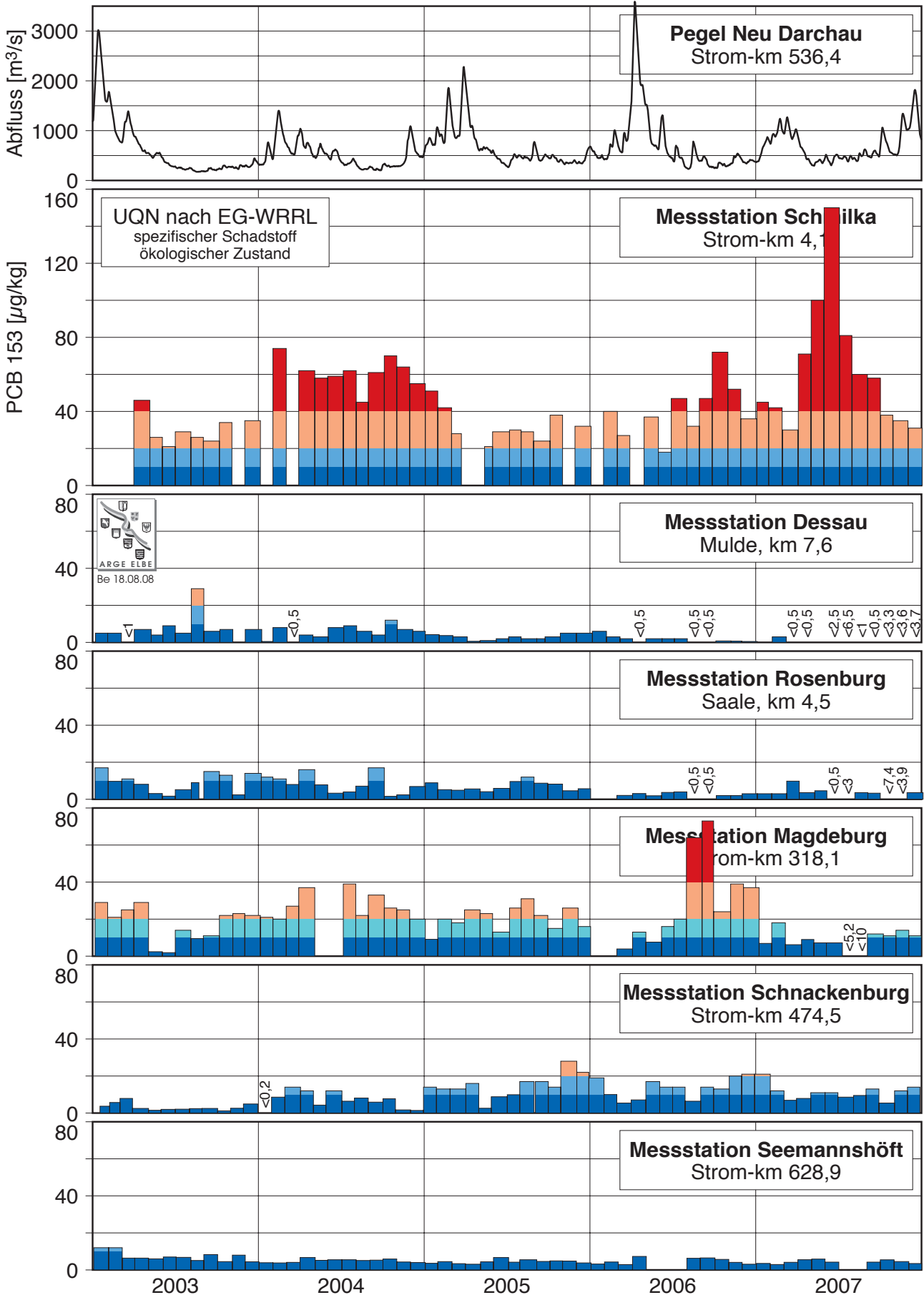


Abb. 28 PCB Nr. 153 in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2003 - 2007

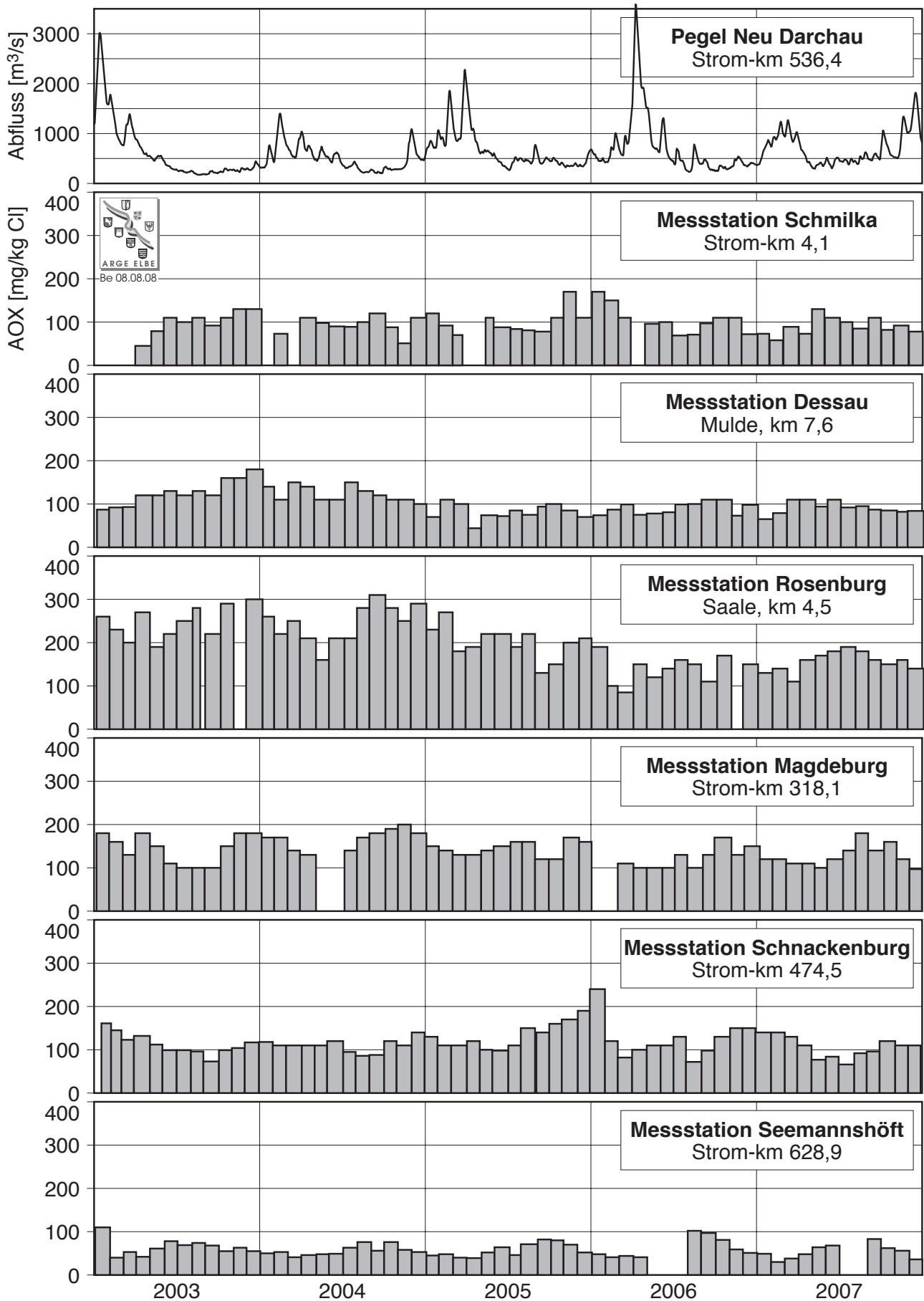


Abb. 29 AOX in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2003 - 2007

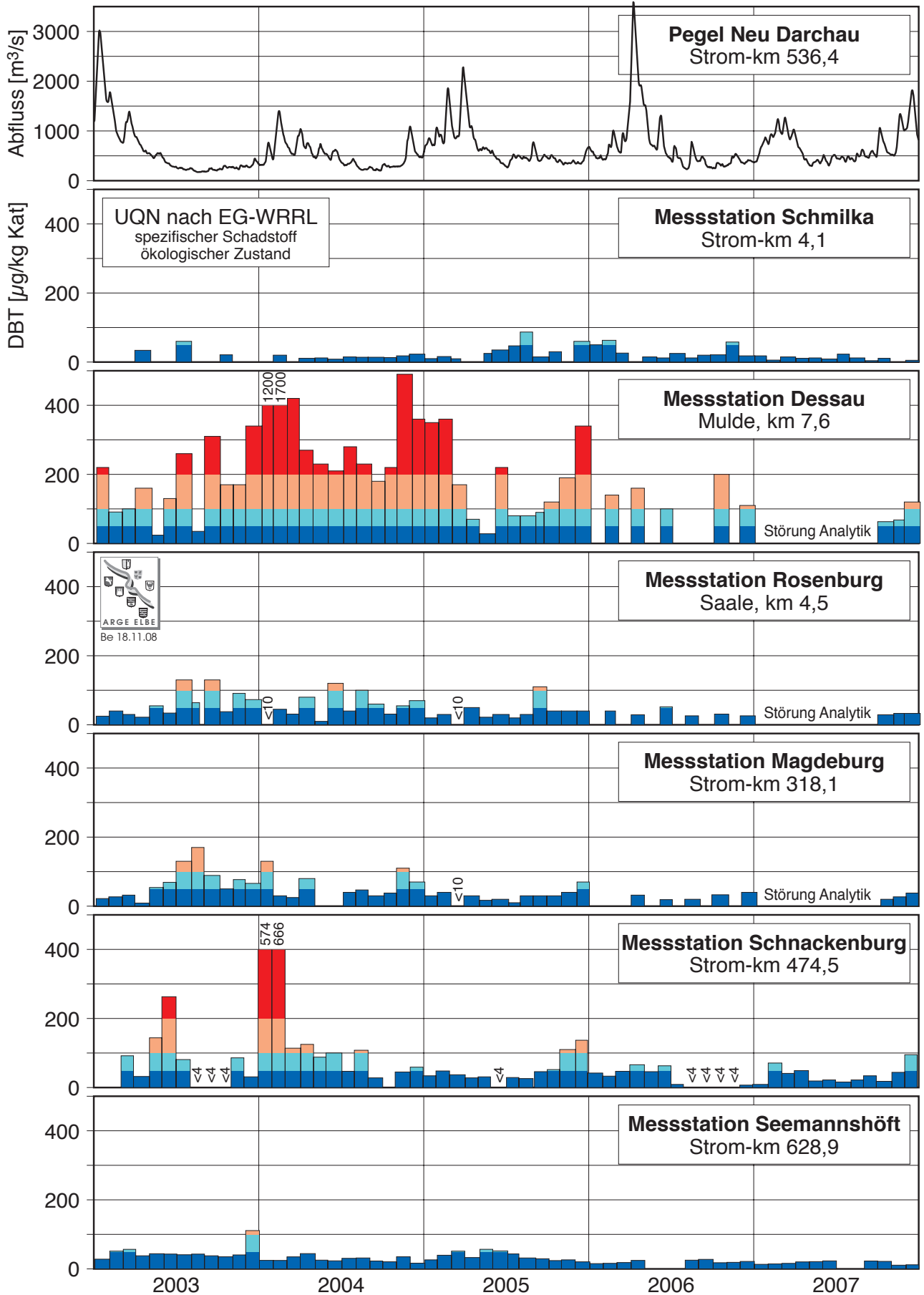


Abb. 30 Dibutylzinn in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2003 - 2007

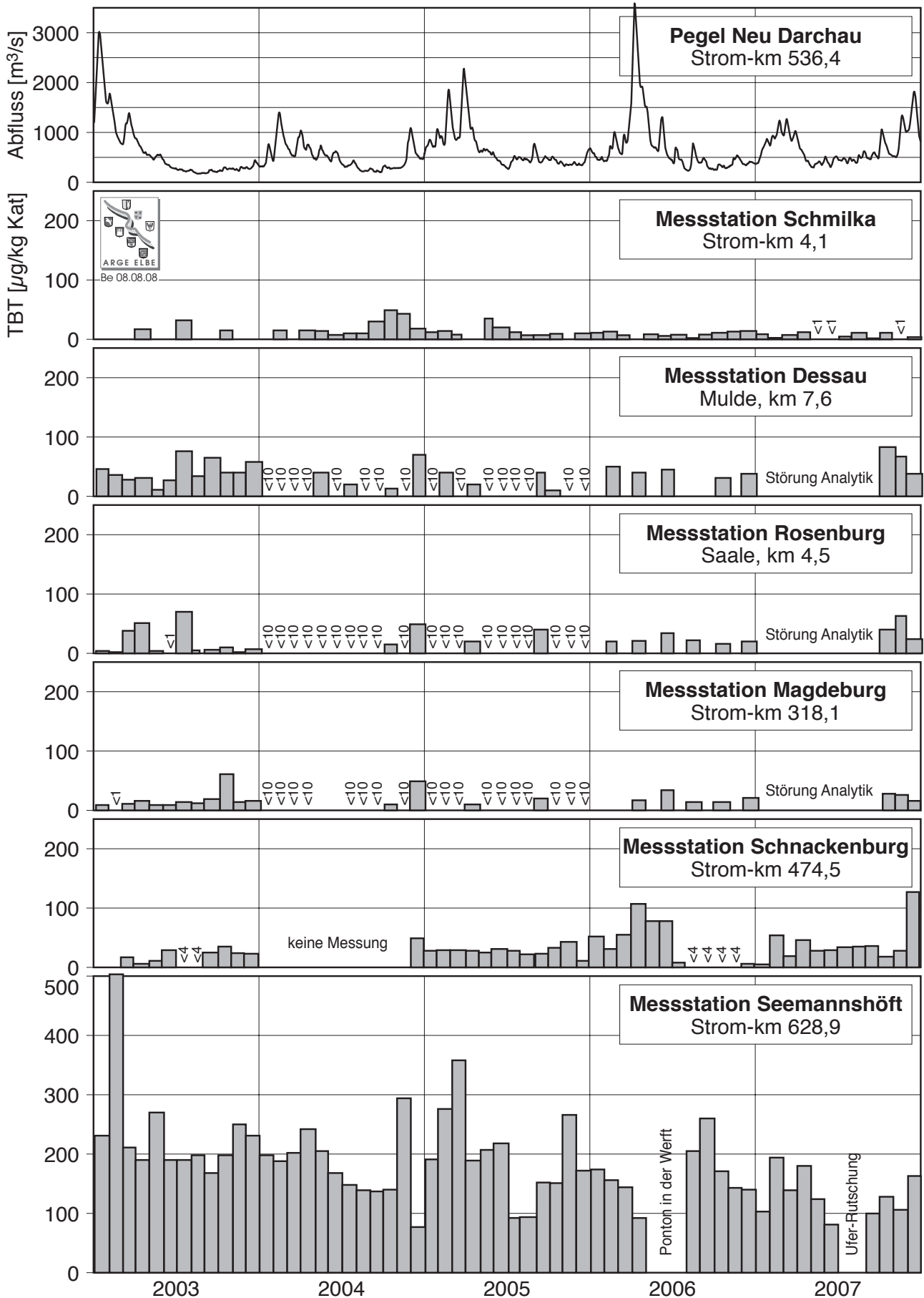


Abb. 31 Tributylzinn in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2003 - 2007

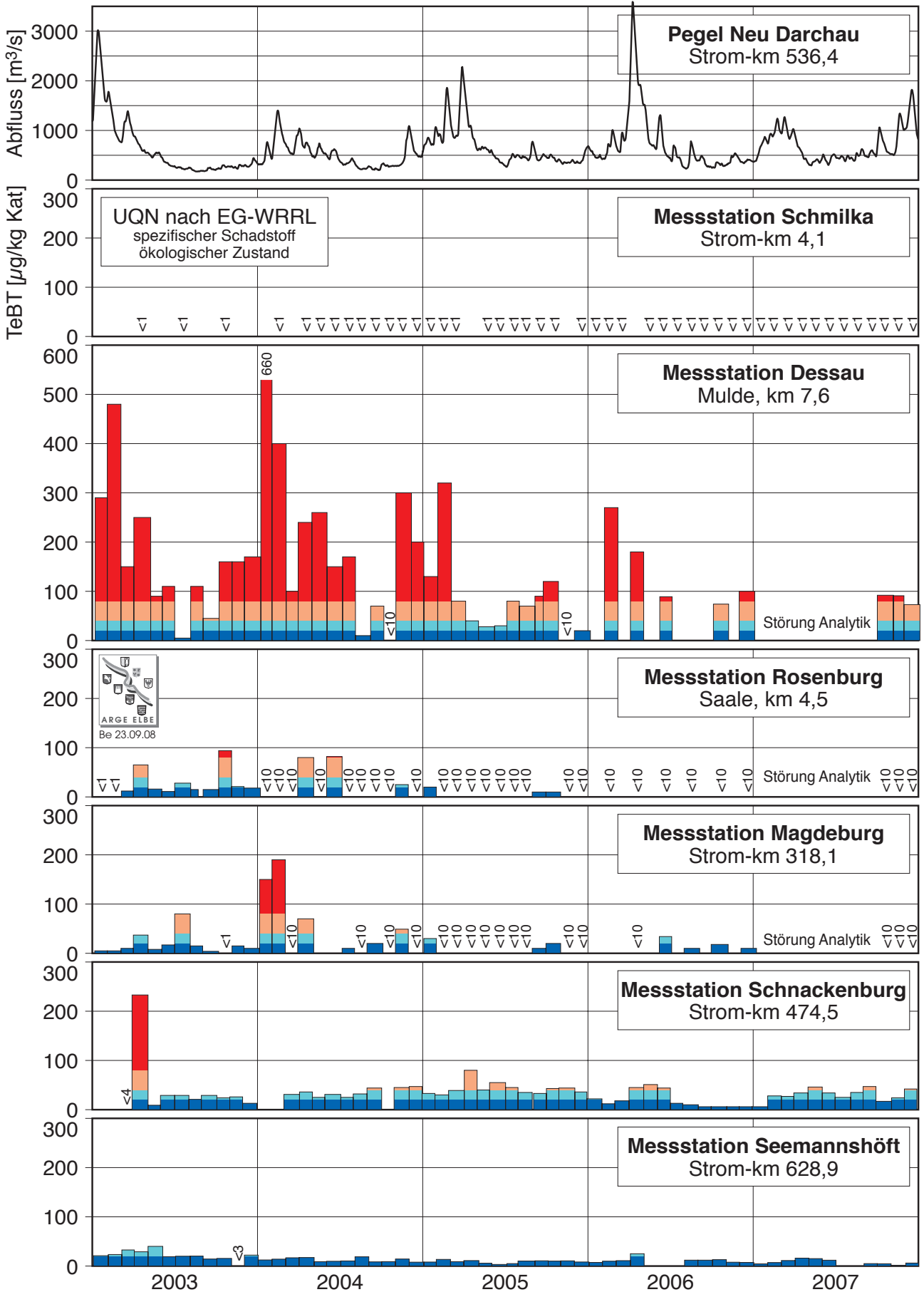


Abb. 32 Tetrabutylzinn in frischen schwebstoffbürt. Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2003 - 2007

Kation und 150 000 µg/kg Tetrabutylzinn-Kation gemessen.

Einen zweiten Belastungsschwerpunkt zeigte die Tributylzinn-Messung (**Abb. 31**) unterhalb des Hamburger Hafens an der Messstation Seemannshöft an. Die Hauptquelle dieser Belastung stammte aus Hamburger Werftbetrieben. In den Schwimmdocks wurde die TBT-haltige Anti-Fouling-Farbe von den Unterwasserschiffen abgestrahlt. Ein kleinerer Teil dieser Farbpartikel wurde in die Elbe gespült.

Dank verbesserter Rückhaltemaßnahmen auf den Werften konnte in den letzten Jahren eine langsame Abnahme der Sedimentbelastung mit TBT beobachtet werden. Der höchste Wert der Messreihe bei Seemannshöft, die 1993 beginnt, wurde 1998 mit 1 600 µg/kg TBT-Kation gemessen. Das seit 2003 gültige internationale Anwendungsverbot von Tributylzinn in Anti-Fouling-Farben dürfte sich in den nächsten Jahren zunehmend auswirken, weil immer seltener Schiffe von TBT-haltigen Farbanstrichen befreit werden müssen.

4. Beschreibung des chemischen Zustandes

4.1 Der Elbestrom von der deutsch/tschechischen Grenze bei Schmilka bis zur Seegrenze bei Cuxhaven

In die Gesamtbewertung des chemischen Zustandes des Elbestromes fließen die Ergebnisse von vier Schadstoffgruppierungen (Schwermetalle, Pestizide, Industriechemikalien, andere Schadstoffe) und des Nitrats ein (**Abb. 33**). Für jeden Stoff innerhalb der einzelnen Schadstoffgruppierungen und für das Nitrat gilt eine konzentrationsbezogene Umweltqualitätsnorm (UQN). Je nachdem, ob diese UQN eingehalten oder nicht eingehalten wurde, wird in der Gesamtbewertung für den einzelnen OWK ein „guter“ (Farbe blau) oder „nicht guter Zustand“ (Farbe rot) ausgewiesen.

Ähnlich wie bei den biologischen Qualitätskomponenten führt schon die Überschreitung eines einzelnen Stoffes zur Festlegung des „nicht guten chemischen Zustandes“ des OWKs, für den diese Überschreitung festgestellt wurde (worst-case-Ansatz).

Für die zukünftige Messstrategie im Rahmen der Überwachung wurde es als hilfreich erachtet, die Grundsatzaussage „guter chemischer Zustand“ oder „nicht guter chemischer Zustand“ weiter zu differenzieren. Aus diesem Grunde wurde in der farblichen Darstellung der Untersuchungsergebnisse noch eine Unterscheidungsmöglichkeit eingearbeitet, die die Aussage zulässt, ob der einzelne Schadstoff von seiner Konzentration her unter der Hälfte der UQN ($<1/2$ UQN) liegt oder die UQN um das

Doppelte (>2 UQN) überschreitet.

Im Längsprofil des deutschen Elbeabschnittes wurden für insgesamt 5 OWKs Überschreitungen von UQNs festgestellt, die alle in der Schadstoffgruppierung „andere Schadstoffe“ auftraten (**Abb. 33**). Diese Überschreitungen führten dazu, dass für die betroffenen OWKs der „nicht gute chemische Zustand“ ausgewiesen werden musste.

Im Grenzgewässerwasserkörper (DESN_5-0) bei Schmilka führte – bezogen auf den Jahresmittelwert – p,p'-DDT zu einer doppelten Überschreitung der zugehörigen UQN. Im nachfolgenden sächsischen OKW DESN_5-1 wurde im Jahr 2006 für Fluoranthene die UQN nicht eingehalten. Gleiches gilt für den OWK DEST_EL03OW01-00 in Sachsen-Anhalt. Zusätzlich war hier Benzo(a)pyren im Jahr 2006 auffällig.

Im nachfolgenden OWK DEST_MEL07OW01-00 wurden keine UQNs aus der Gruppe der „anderen Schadstoffe“ überschritten. Hier bedarf es im Rahmen des nächsten Daten-Uploads einer farblichen Korrektur in der Abbildung.

Im Bereich des Übergangsgewässers wurde aufgrund von Benzo(a)pyren der „gute chemische Zustand“ verfehlt.

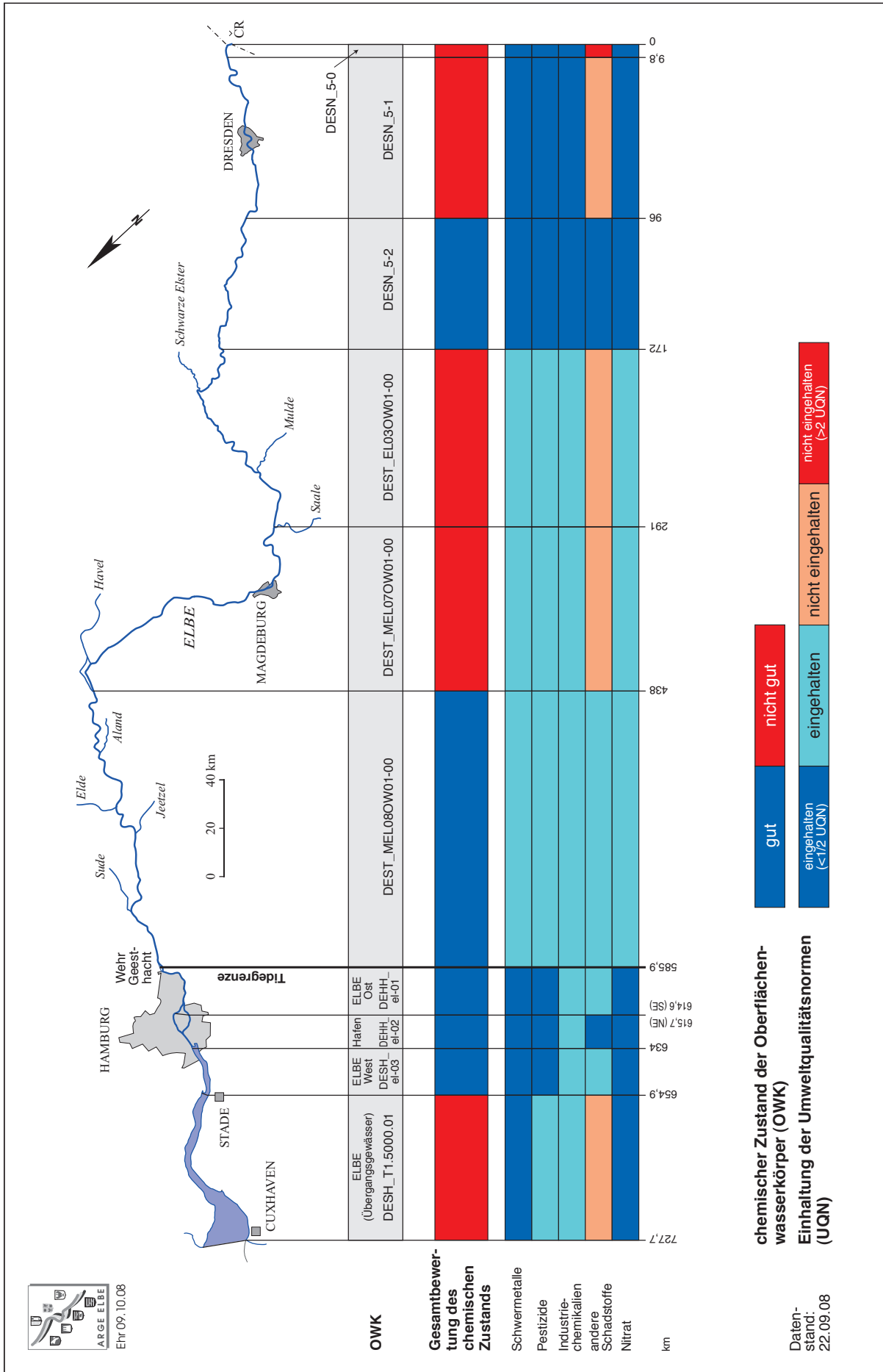


Abb. 33 Bewertung des chemischen Zustands und die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für Schadstoffgruppen im Elbestrom nach EG-WRRL

4.2 Hauptzuflüsse der Elbe

Schwarze Elster bei Gorsdorf (DEST_SE04 OW01-00)

Hinsichtlich des chemischen Zustandes zeigten die Schadstoffgruppierungen keine Überschreitungen der UQNs (**Abb. 34**). Folglich war das Gesamtergebnis für den chemischen Zustand des OWKs Schwarze Elster bei Gorsdorf mit „gut“ auszuweisen.

Mulde bei Dessau (DEST_VM02OW01-00)

Hinsichtlich des chemischen Zustandes wurde eine Überschreitung der UQN bei der Schadstoffgruppierung „Pestizide“ festgestellt (**Abb. 34**). Diese wurde durch HCH_{gesamt} im Jahreszeitraum 2005/2006 hervorgerufen. Folglich führte die Gesamtbewertung des OWKs „Mulde bei Dessau“ (DEST_VM02OW01-00) zu einem „nicht guten chemischen Zustand.“

Weißer Elster bei Halle-Ammendorf (DEST_SAL15OW11-00)

Bei den für die chemische Zustandsbewertung zu berücksichtigenden Schadstoffgruppierungen wurden keine Überschreitungen von UQNs festgestellt (**Abb. 34**). Folglich führte die Gesamtbewertung des OWKs „Weißer Elster bei Halle-Ammendorf“ (DEST_SAL15OW11-00) zu einem „guten chemischen Zustand“.

Unstrut bei Freyburg (DEST_SAL12OW01-00)

Hinsichtlich des chemischen Zustandes wurden keine Überschreitungen von UQNs innerhalb der verschiedenen Schadstoffgruppierungen festgestellt (**Abb. 34**). Aus diesem Grunde lautet das Gesamtergebnis für die Bewer-

tung der Unstrut bei Freyburg (DEST_SAL12 OW01-00) „guter chemischer Zustand“.

Saale bei Rosenberg (DEST_SAL08OW01-00)

Für die Stoffe der verschiedenen Gruppierungen, die für die Beschreibung des chemischen Zustandes zu berücksichtigen sind, wurden keine Überschreitungen von UQNs festgestellt (**Abb. 34**). Aus diesem Grunde lautet das Gesamtergebnis für die Bewertung der Saale bei Rosenberg (DEST_SAL08OW01-00) „guter chemischer Zustand“.

Spree bei Sophienwerder (DEBE_582_2)

Hinsichtlich des chemischen Zustandes wurde eine einfache Überschreitung der UQN für Fluoranthen aus der Gruppe der „anderen Schadstoffe“ ermittelt (**Abb. 34**). Aus diesem Grunde lautet das Gesamtergebnis für die Bewertung der Spree bei Sophienwerder (DEBE_582_2) „nicht guter chemischer Zustand“.

Havel bei Toppel (DEBB58_4)

Der chemische Zustand der Havel bei Toppel (DEBB58_4) wurden als „nicht gut“ ausgewiesen (**Abb. 34**). Diese Bewertung orientiert sich bereits an dem Entwurf der in Kürze zu erwartenden Tochterrichtlinie „Prioritäre Stoffe“. Danach wären jeweils Überschreitungen der UQNs bei den Bromierten Diphenylethern und bei Tributylzinn relevant. Bromierte Diphenylether (BDE) sind der Gruppe der „Industriechemikalien“ und Tributylzinn (TBT) der Gruppe der „anderen Schadstoffe“ zuzuordnen.

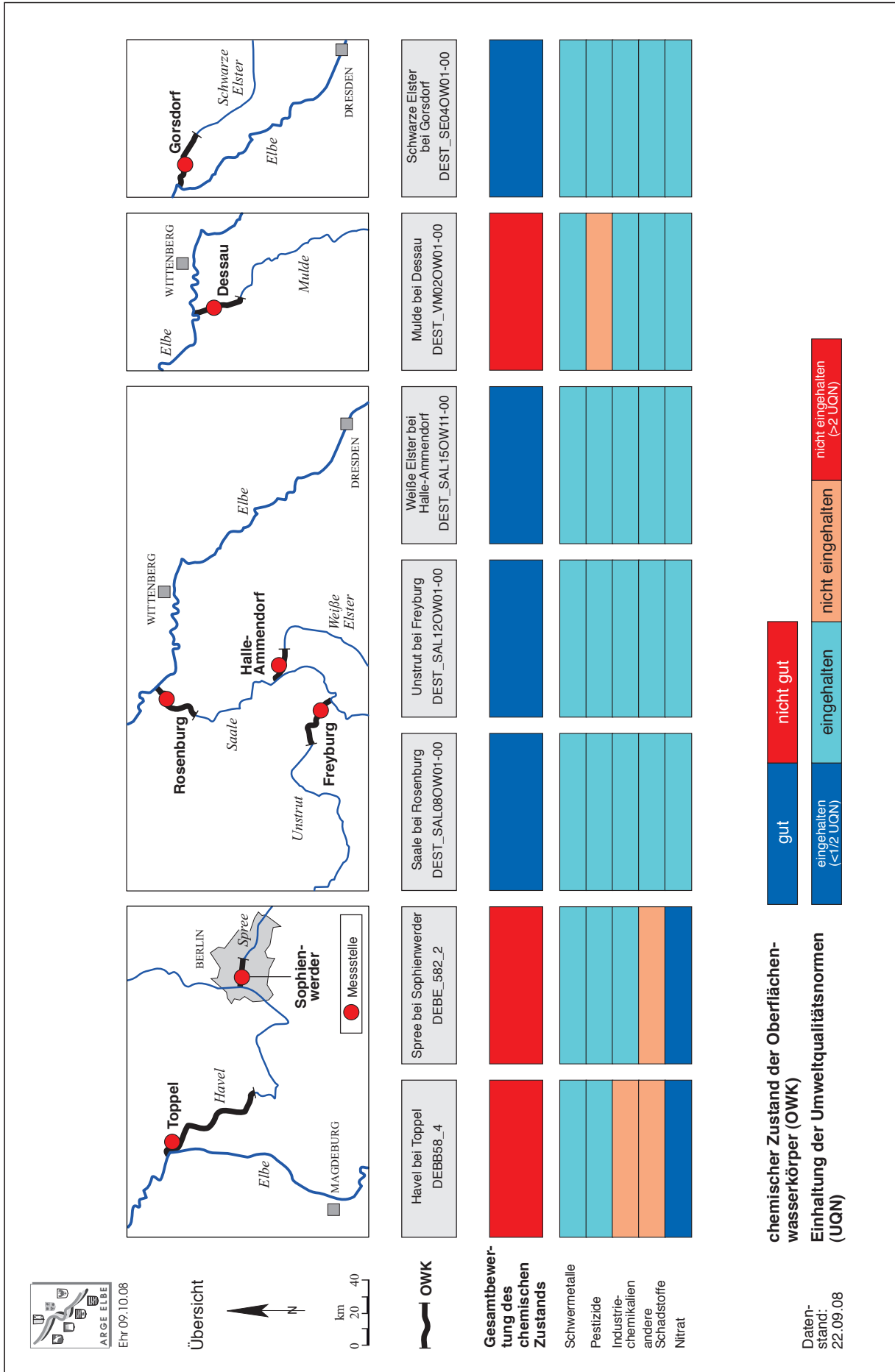


Abb. 34 Bewertung des chemischen Zustands und die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für Schadstoffgruppen in den Hauptzuflüssen der Elbe nach EG-WRRL

4.3 Entwicklung der Schadstoffgruppen

4.3.1 Schwermetalle

Die Messungen der Schwermetalle Quecksilber und Cadmium an Wasserproben von den Messstellen der Elbe und den großen Zuflüssen ergaben 2007 keine Überschreitung der UQN:

Quecksilber 1 µg/l (0,5 µg/l im Übergangsgewässer)
Cadmium 1 µg/l

Die Quecksilber-Konzentrationen im Wasser lagen sehr häufig unter der Bestimmungsgrenze von 0,005 bis 0,05 µg/l. Die Bestimmungsgrenze der Cadmium-Messungen von 0,05 bis 0,10 µg/l wurde ebenfalls oft unterschritten. Insgesamt wurden etwas höhere Cadmium- als Quecksilber-Werte beobachtet. Die höchsten Cadmium-Gehalte wurden an der Muldemündung gemessen. Hier betrug das Maximum 2007 0,38 µg/l.

Da es in der Vergangenheit in Teilen des Elbeeinzugsgebietes hohe Belastungen mit Quecksilber und Cadmium gab, werden die Überwachungs-Messungen dieser Metalle an frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten fortgesetzt. Diese Zeitreihen sind für Trendbetrachtungen besonders geeignet.

4.3.2 Pestizide

Für die Summe der Hexachlorcyclohexan-Isomere gilt eine UQN von 0,05 µg/l in der Wasserphase. Überwacht werden die Isomere α -, β -, γ - und teilweise δ -HCH. ϵ -HCH kann vernachlässigt werden, weil in der Vergangenheit im Elbegebiet nur sehr geringe Gehalte dieses Isomers beobachtet wurden. Nur an der Muldemündung wurde die UQN für HCH_{Gesamt} 2006 überschritten, sonst lagen die HCH-Jahresmittel darunter. Die HCH-Belastung des Unterlaufes der Mulde ist auf eine Altlast zurückzuführen, deren teure Sanierung noch einige Zeit in Anspruch nehmen wird. Die Überwachungs-Messungen im Wasser und in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten ergaben fallende HCH-Gehalte an der Muldemündung und 2007 wurde die UQN für HCH nicht mehr überschritten.

Die Jahresmittelwerte 2007 der Quecksilbergehalte (**Abb. 35**) in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimente lagen an den sächsischen Messstationen unter 1 mg/kg und zwischen Magdeburg und Hamburg-Bunthaus um 2 mg/kg. Unterhalb des Hamburger Hafens ergaben sich 2007 Jahresmittel um 1 mg/kg. An der Saalemündung zeigte sich in den letzten Jahren ein deutlich abnehmender Trend. 2007 wurde an der Mulde- und Saalemündung ein Mittelwert von 1,8 und 2,2 mg/kg berechnet. 2003 betrug der Mittelwert an der Saalemündung noch 6,6 mg/kg.

2007 wurde an der Messstation Schnackenburg eine Quecksilber-Jahresfracht von 1,2 t/a ermittelt. 1986, bei einem ähnlichen Jahresabfluss, wurde mit 22 t/a Hg die 18fache Menge bilanziert.

Die Cadmium-Konzentrationen (**Abb. 36**) in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten von der Muldemündung waren wie in den Vorjahren deutlich höher als in der Elbe und Saale. Es ist allerdings in der Mulde ein leicht fallender Trend zu erkennen.

Die HCH-Isomere β -HCH und γ -HCH im frischen schwebstoffbürtigen Sediment sind in **Abb. 37 und 38** aufgetragen. Besonders das β -HCH zeigte eine deutliche Abhängigkeit vom Oberwasserabfluss. In 2007 wurde an allen Messstationen niedrigere Werte als 2006 gemessen. Die Jahresfrachten bei Schnackenburg betragen:

	2007	1986
	kg/a	kg/a
α -HCH	18	230
β -HCH	17	56
γ -HCH	7,2	670

Die für 2007 berechneten Frachten sind die niedrigsten Werte seit 1981. Damals wurde bei Schnackenburg mit den HCH-Messungen begonnen.

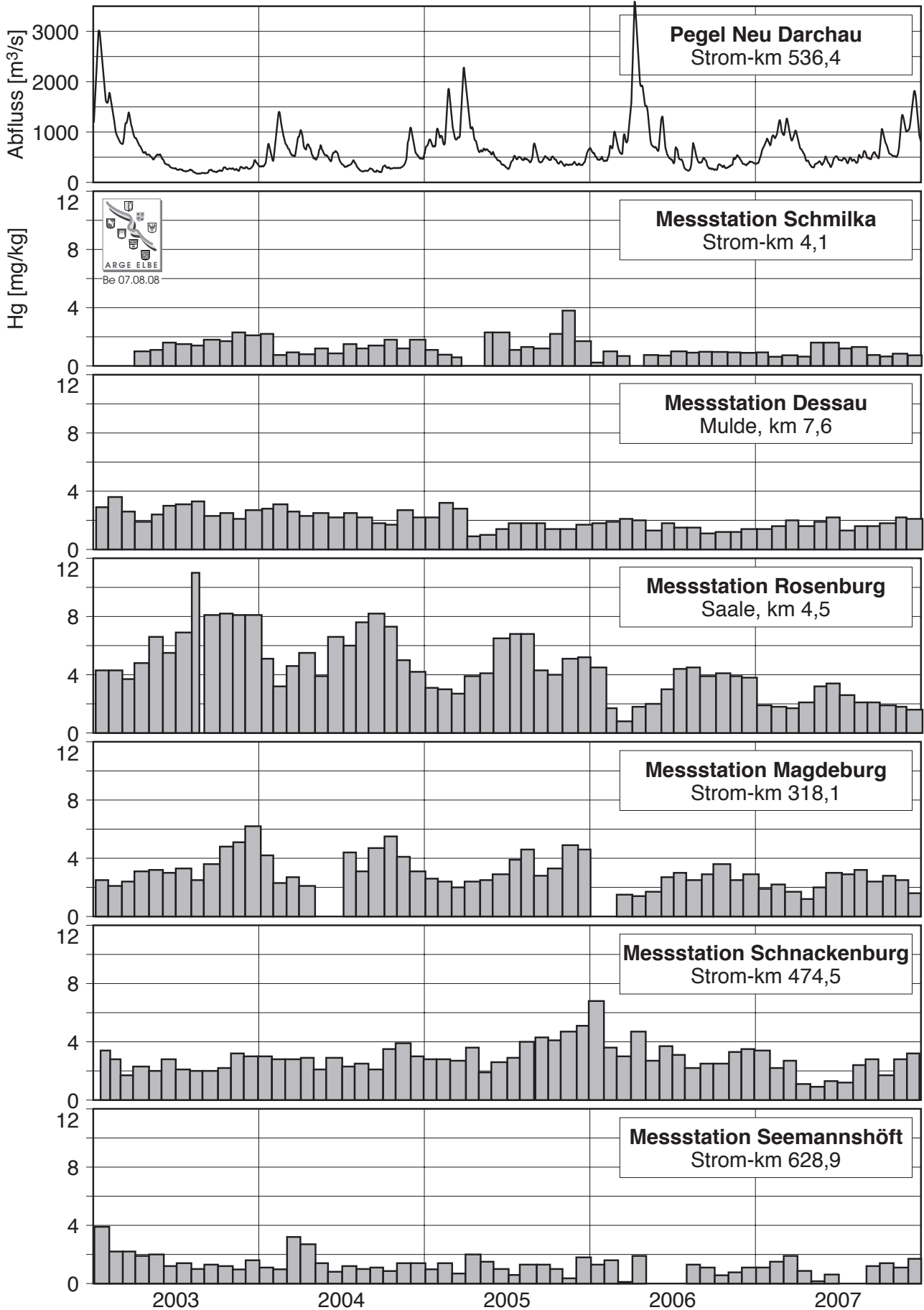


Abb. 35 Quecksilber in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten ($<20 \mu m$) der Elbe - 2003 - 2007

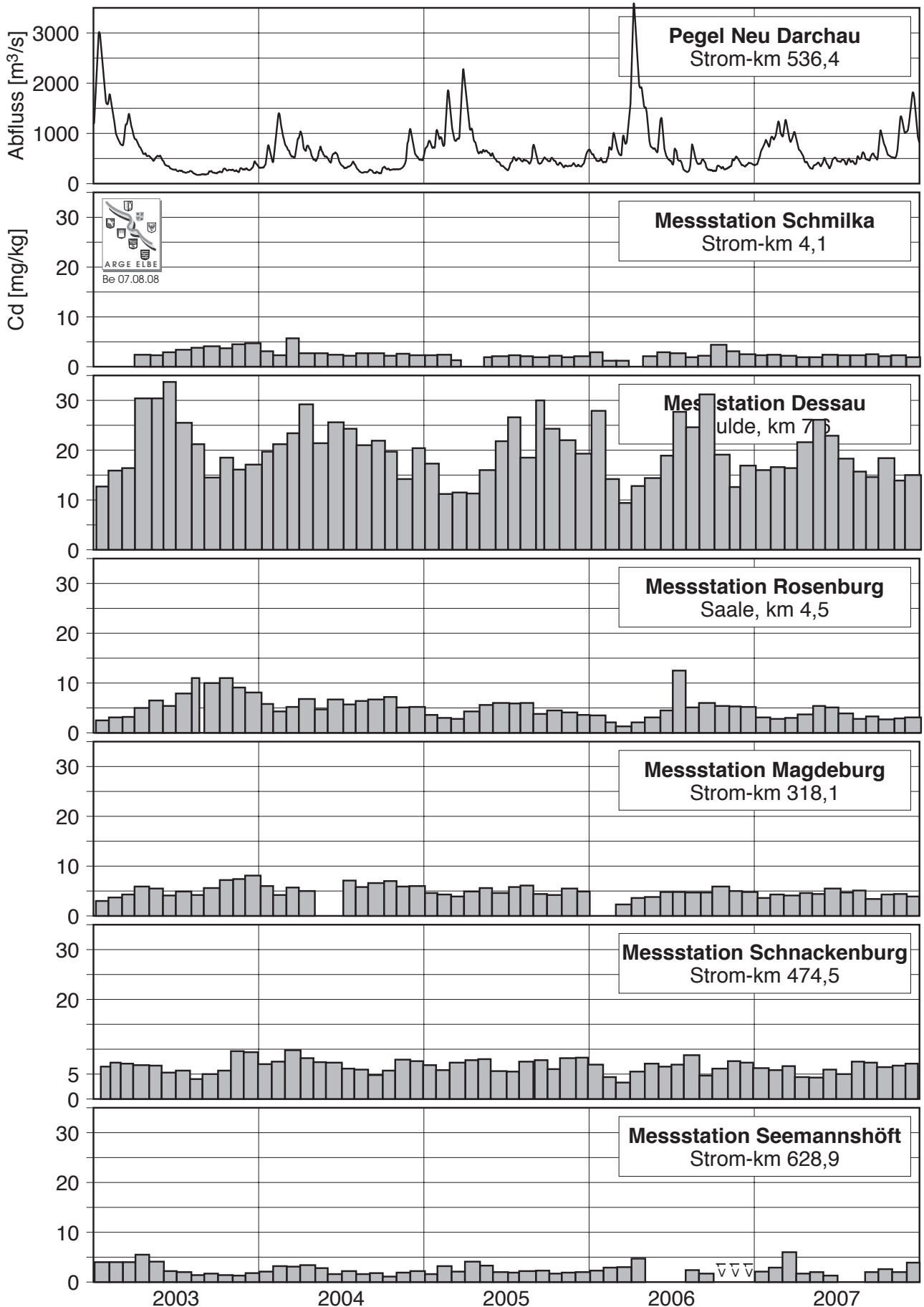


Abb. 36 Cadmium in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten ($<20 \mu\text{m}$) der Elbe - 2003 - 2007

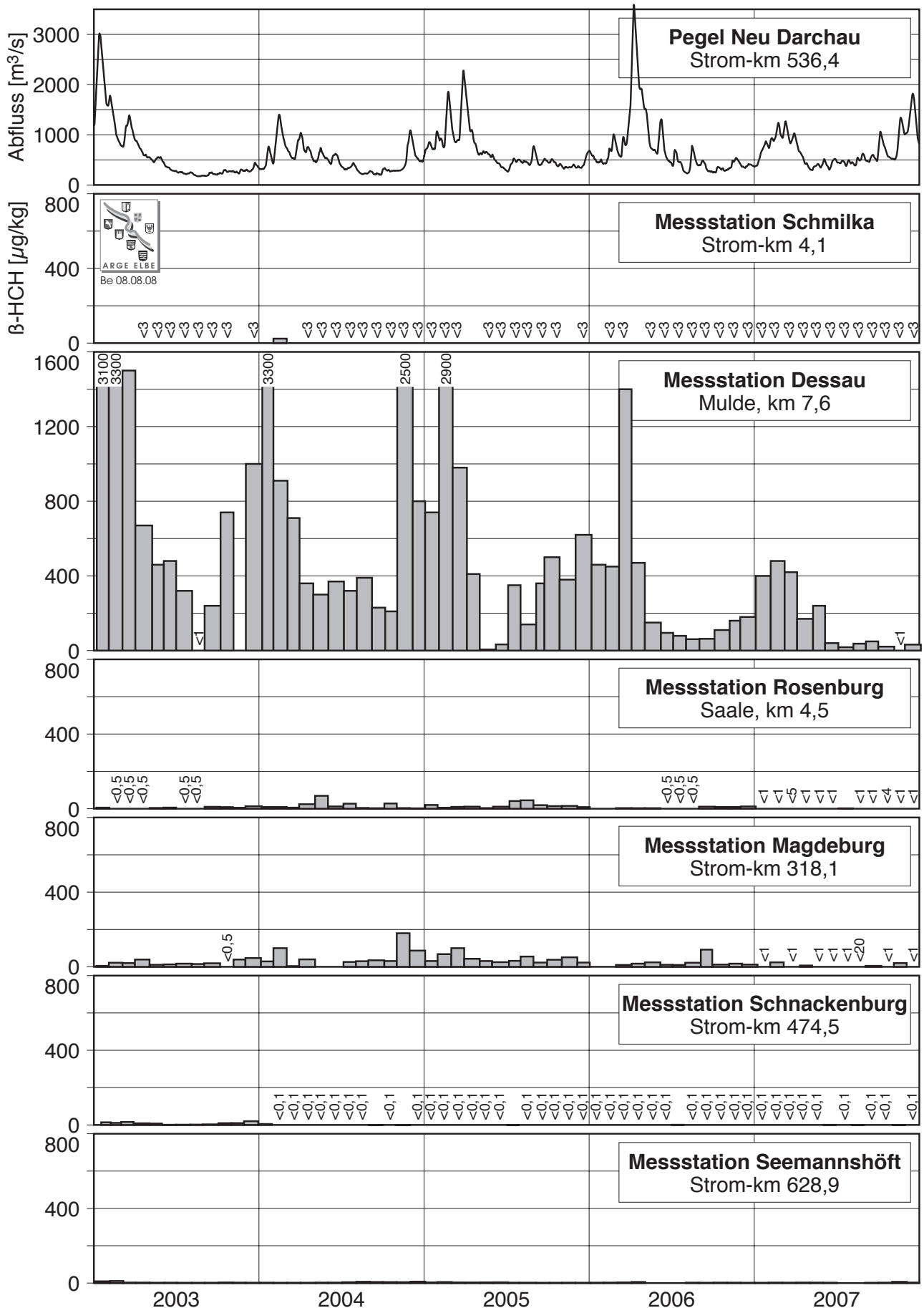


Abb. 37 β -HCH in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2003 - 2007

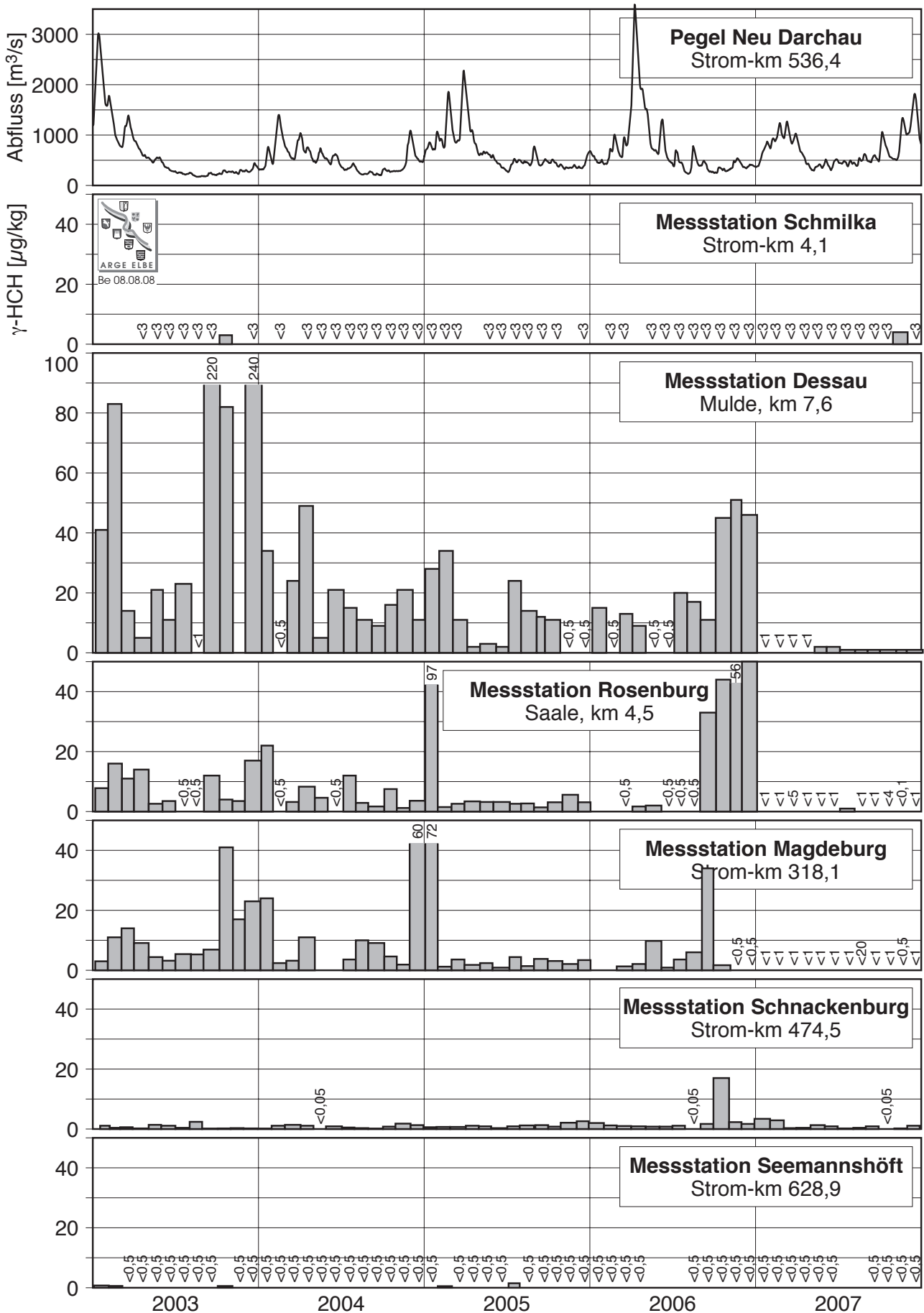


Abb. 38 γ -HCH in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2003 - 2007

4.3.3 Industrielle Schadstoffe

Im Anhang in der **Tab. A2** sind die Industriellen Schadstoffe aufgeführt. Die Messungen dieser Stoffe in der Elbe und den großen Zuflüssen ergab 2007 keine Überschreitung der UQN. Die Lösemittel (leichtflüchtige CKW) hatten in der Vergangenheit nennenswerte Konzentrationen aufgewiesen. Die höchsten Gehalte wurden zuletzt bei Trichlormethan (Chloroform) im Grenzgewässer-OWK bei Schmilka gemessen (**Abb. 39**). Hier ist in den letzten Jahren ein abnehmender Trend zu erkennen. Bei Schnackenburg wurde Trichlormethan seit 1981 in der Elbe gemessen. Seit 1984 wurde der UQN von 12 µg/l hier unterschritten. Der höchste Einzelwert an diesem Ort wurde mit 86 µg/l im Februar 1983 bestimmt. Auch die Jahresfrachtwerte der Lösemittel, die 2007 und im Ver-

gleichsjahr 1986 bei Schnackenburg ermittelt wurden, wiesen auf einen deutlichen Rückgang der Einleitungen hin.

	1986	2007
	[kg/a]	[kg/a]
Trichlormethan	24 000	120
Tetrachlormethan	6 800	19
Trichlorethen	31 000	58
Tetrachlorethen	22 000	120

Die Messungen von Benzol, Naphthalin und Anthracen in der Wasserphase in der Elbe und den Hauptzuflüssen zeigten keine auffälligen Befunde.

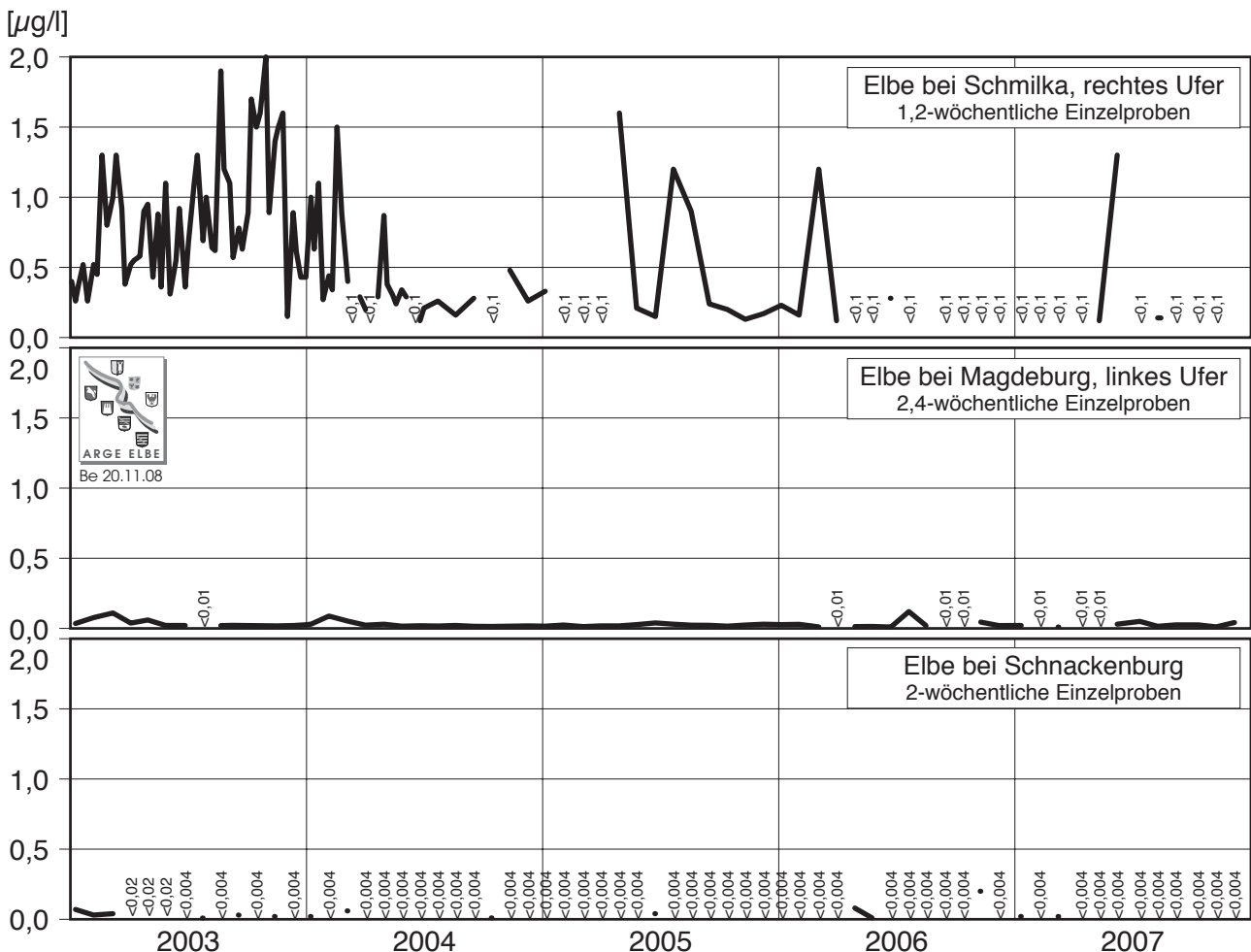


Abb. 39 Trichlormethan (Chloroform) in Wasserproben der Elbe - 2003 - 2007

4.3.4 Andere Schadstoffe

Die Vertreter dieser Stoffgruppe sind im Anhang in der **Tab. A2** zusammengestellt. Für den größeren Teil der Stoffe gab es in der Elbe und den großen Zuflüssen 2007 keine Überschreitung der UQN.

Die Hexachlorbutadien-Messwerte im Wasser der betrachteten 17 Wasserkörper lagen 2007 durchweg unter der Bestimmungsgrenze von 0,00006 bis 0,01 µg/l und damit immer unter der UQN von 0,1 µg/l.

Ebenso bei den drei Trichlorbenzolen, die in der Summe bewertet werden, wurde der UQN-Wert von 0,4 µg/l überall unterschritten, weil die Gehalte unter der Bestimmungsgrenze von 0,0003 bis 0,020 µg/l waren.

Auch die Hexachlorbenzolwerte in der Wasserphase unterschritten 2007 in der Elbe und den großen Zuflüssen die UQN von 0,03 µg/l. Trotzdem sollte eine weitere Reduktion der HCB-Einträge erreicht werden, da sich HCB in Sedimenten und besonders im Körperfett von Fischen stark anreichert (Anreicherungsfaktor Fett/Wasser ca. 100 000). Bei den fettreichen Aalen wird der Lebensmittelgrenzwert für HCB teilweise noch immer überschritten. In **Abb. 40** sind die HCB-Gehalte in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten an einigen Messstationen aufgetragen. Es ist ein Belastungsschwerpunkt im Grenzgewässer-OWK bei Schmilka zu erkennen. Die HCB-Jahresfracht für 2007 bei Schnackenburg ergab mit 9,2 kg/a den niedrigsten Wert seit dem Messbeginn 1981.

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. Einzelne p,p'-DDT-Gehalte, die im Vergleich zu der in Sachsen gültigen UQN von 0,01 µg/l recht hoch waren, führten 2007 hier zu einer Überschreitung dieses Grenz-

wertes. Die meisten DDT-Messwerte lauteten jedoch wie in den anderen Wasserkörpern <0,005 µg/l. Betrachtet man das im Sediment angereicherte DDT (**Abb. 41**), so ist ein Belastungsschwerpunkt im Grenzgewässer-OWK erkennbar, der sich auch auf die weiter unterhalb gelegenen Wasserkörper auswirkt. Die Bewertung „kein guter Zustand“ ist somit plausibel. In der Mulde zeigte sich ein deutlich abnehmender Trend, insbesondere bei dem hier nicht aufgetragenen p,p'-DDD.

Die Insektizide Aldrin, Dieldrin, Endrin und Isodrin werden als Summenwert mit einer UQN von 0,01 µg/l bewertet. An allen Stellen, an denen 2007 Messungen durchgeführt wurden, lagen die Gehalte unter der Bestimmungsgrenze von 0,00007 bis 0,005 µg/l. Die UQN wurde somit eingehalten. Seit 2004 gilt ein weltweites Verbot der Herstellung, des Verkaufs und der Anwendung der Drine.

Zu den „Anderen Schadstoffen“ zählen auch sechs Polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) von den 16 der EPA-Liste*, die regelmäßig in der Elbe überwacht werden. Bei vier PAK kam es an keiner Stelle zu einer Überschreitung der UQN. Die Fluoranthengehalte im Wasser hingegen überschritten 2006 in der Elbe bei Wittenberg/Lutherstadt die UQN von 0,025 µg/l (**Abb. 42**). Grund war ein hoher Wert von 0,14 µg/l Ende März 2006. In 2007 kam es zu einer Fluoranthen-Überschreitung an der Spreemündung bei Sophienwerder. Bei Wittenberg/Lutherstadt gab es 2006 auch eine Überschreitung beim Benzo(a)pyren (**Abb. 43**). Es wurde ebenfalls ein hoher Wert (0,064 µg/l) in der gleichen Probe von Ende März gemessen. Der Befund des Benzo(a)pyren in der Elbe bei Brunsbüttelkoog 2007, der zu der Einstufung des Wasserkörpers „Übergangsgewässers“ in „kein guter chemischer Zustand“ führte, konnte an der zweiten Überblicks-Messstelle Grauerort in diesem OWK nicht bestätigt werden.

* Environmental Protection Agency (USA): Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Dibenz(ah)anthracen, Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Pyren, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Chrysen, Benzo(ghi)perylen

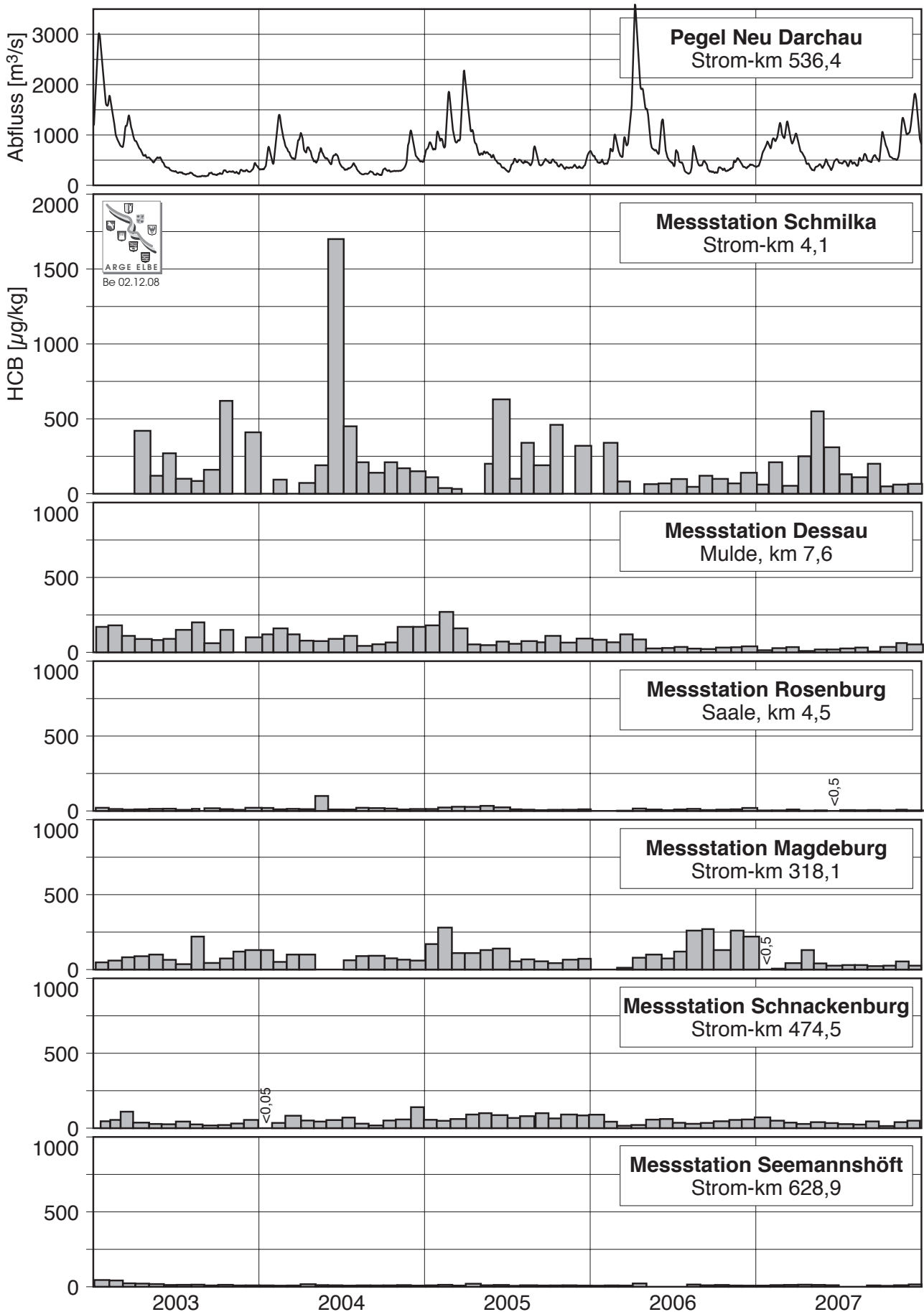


Abb. 40 HCB in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2003 - 2007

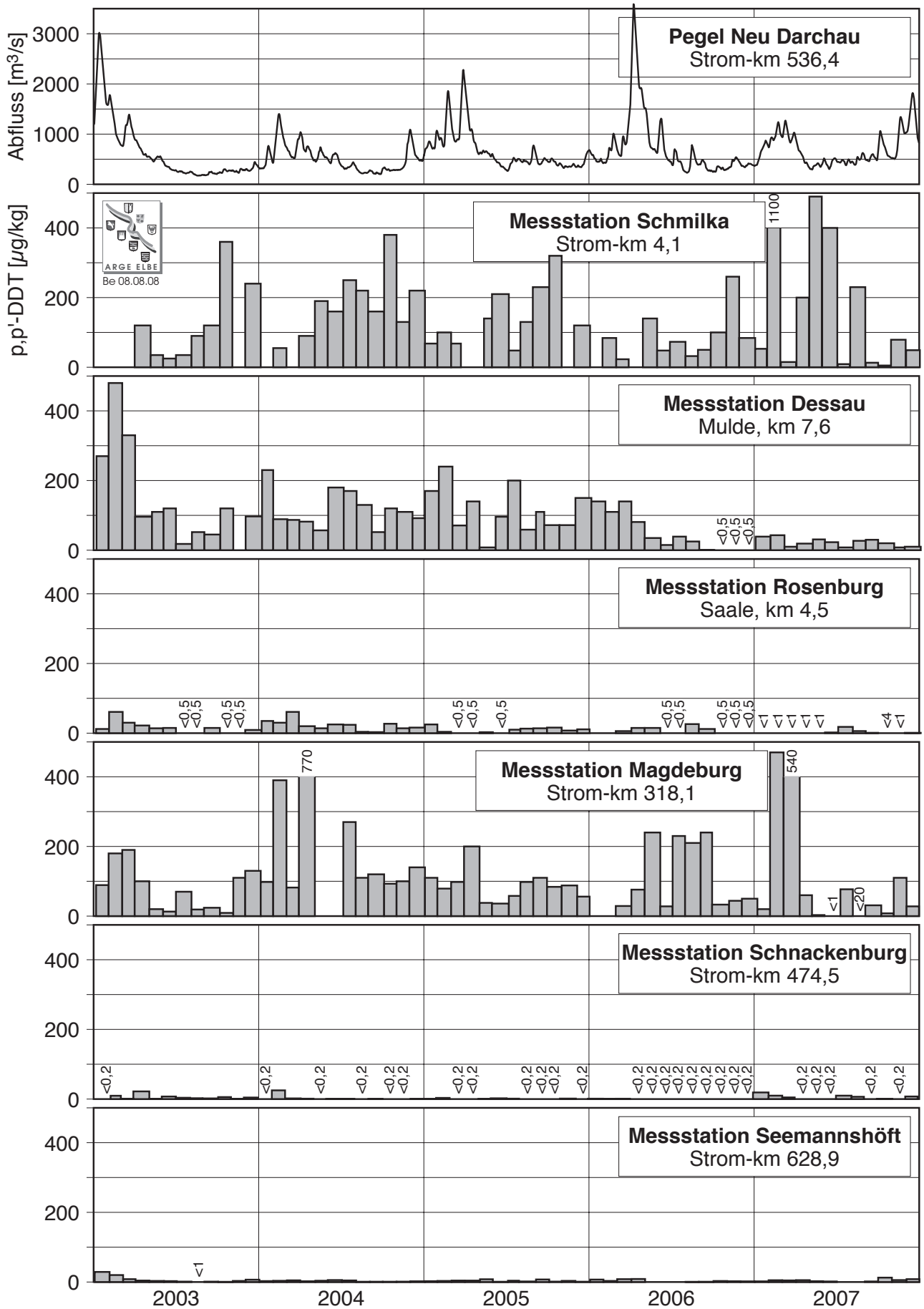


Abb. 41 p,p'-DDT in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2003 - 2007

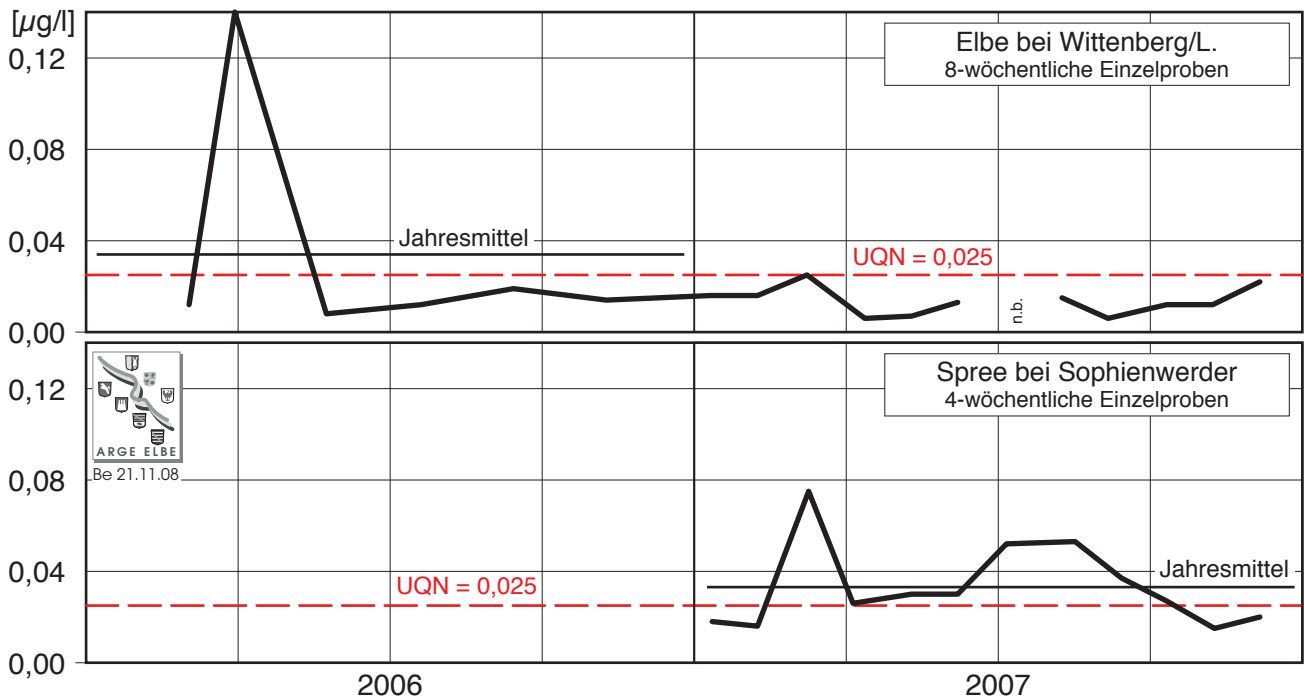


Abb. 42 Fluoranthen in der Wasserphase der Elbe und Spree - 2006 - 2007

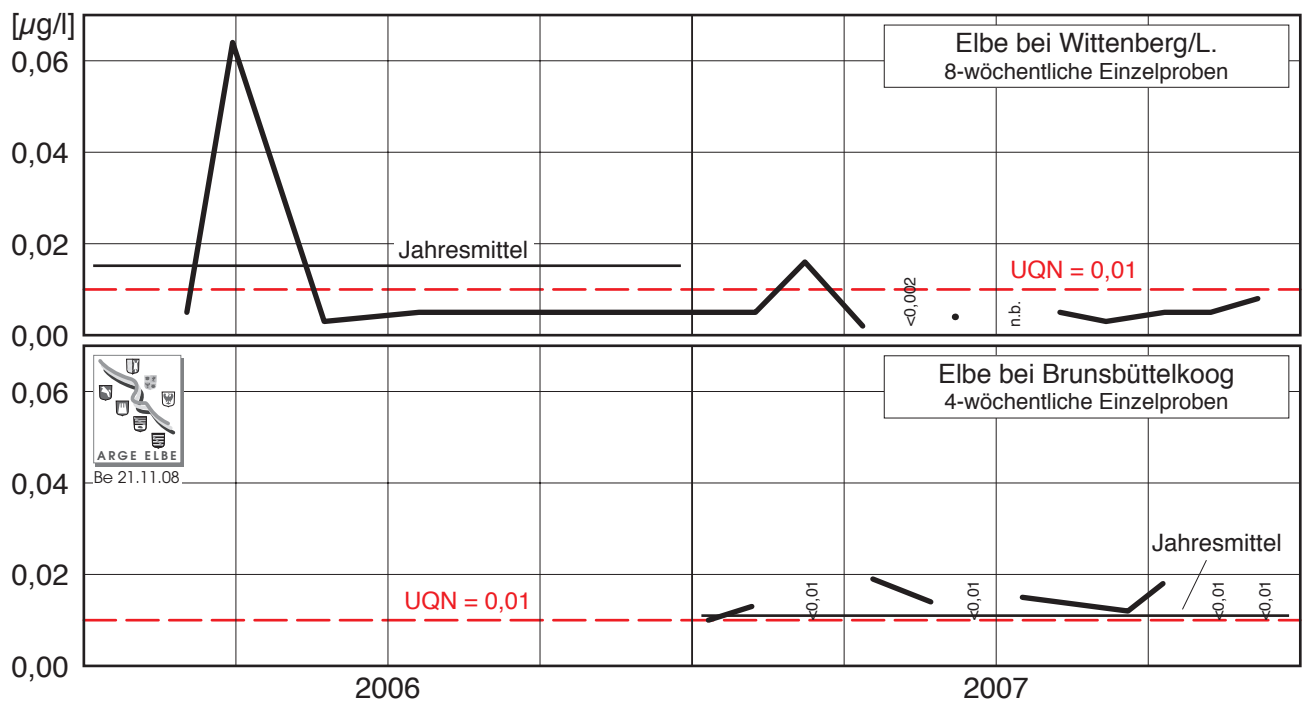


Abb. 43 Benzo(a)pyren in der Wasserphase der Elbe - 2006 - 2007

4.3.5 Nitrat

Für Nitrat gilt ein UQN-Wert von 50 mg/l NO_3 , dass entspricht $11,3 \text{ mg/l N}$. Dieser UQN-Wert wurde für die Trinkwassernutzung von Fließgewässern festgelegt und ist deshalb aus gewässerökologischer Sicht für die Elbe und im Anschluss auch für die Nordsee diskussions-

würdig (Kap. 3.3.2; **Abb. 19**). Da der höchste in den letzten 50 Jahren gemessene Nitratwert in der Elbe $10,2 \text{ mg/l N}$ (Mai 1977 bei Tangermünde) betrug, wurde der UQN-Wert für Nitrat in den letzten Jahrzehnten in der Elbe immer ausnahmslos unterschritten.

5. Sonderkapitel

5.1 Dioxine in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten

Seit 2004 wird in Sachsen-Anhalt der Summenwert der polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane an den frischen, schwebstoffbürtigen Sedimenten bestimmt (**Abb. 44**). Das Kürzel I-TEQ in der Einheit steht für internationale Toxizitätsäquivalente. Es werden verschiedene polychlorierte Dibenzodioxin- und Dibenzofuran-Kongenere einzeln gemessen, anschließend auf die Toxizität des sehr giftigen 2,3,7,8-TCDD umgerechnet und dann addiert. Die Analytik ist recht aufwendig, weil sehr niedrige Konzentrationen im Nanogramm-Bereich gemessen werden müssen. Der Messwertstreibereich ist entsprechend groß.

Die Vertreter dieser Stoffgruppe entstehen bei der Herstellung von chlororganischen Chemikalien und bei der unvollständigen Verbrennung von organischen Substanzen in der Gegenwart von Chlor. Das findet z. B. in Müllverbrennungsanlagen, bei der Metallproduktion

oder in häuslichen Kaminen statt, kann aber auch im sehr geringen Maße bei einem Wald- oder Moorbrand geschehen. Der Haupt-Eintrag in die Gewässer geschieht diffus und gerichtet aus Altlasten.

Nachdem 1976 durch den Chemie-Unfall in Seveso (Italien) die hohe Giftigkeit von Dioxinen in das öffentliche Bewusstsein rückte, wurde in den folgenden Jahren die weite Verbreitung dieser Stoffgruppe in der Umwelt nachgewiesen. Durch technische Massnahmen, z. B. an Müllverbrennungsanlagen (Verbrennungstemperatur, Filter) und an Produktionsanlagen der Chlorchemie, konnten in den 1980er Jahren die Emissionen verringert werden. In den 1990er Jahren wurde dann ein Rückgang der Belastung in der Umwelt festgestellt.

Dioxine und Furane sind sehr gut fettlöslich und reichern sich deshalb im Körperfett von

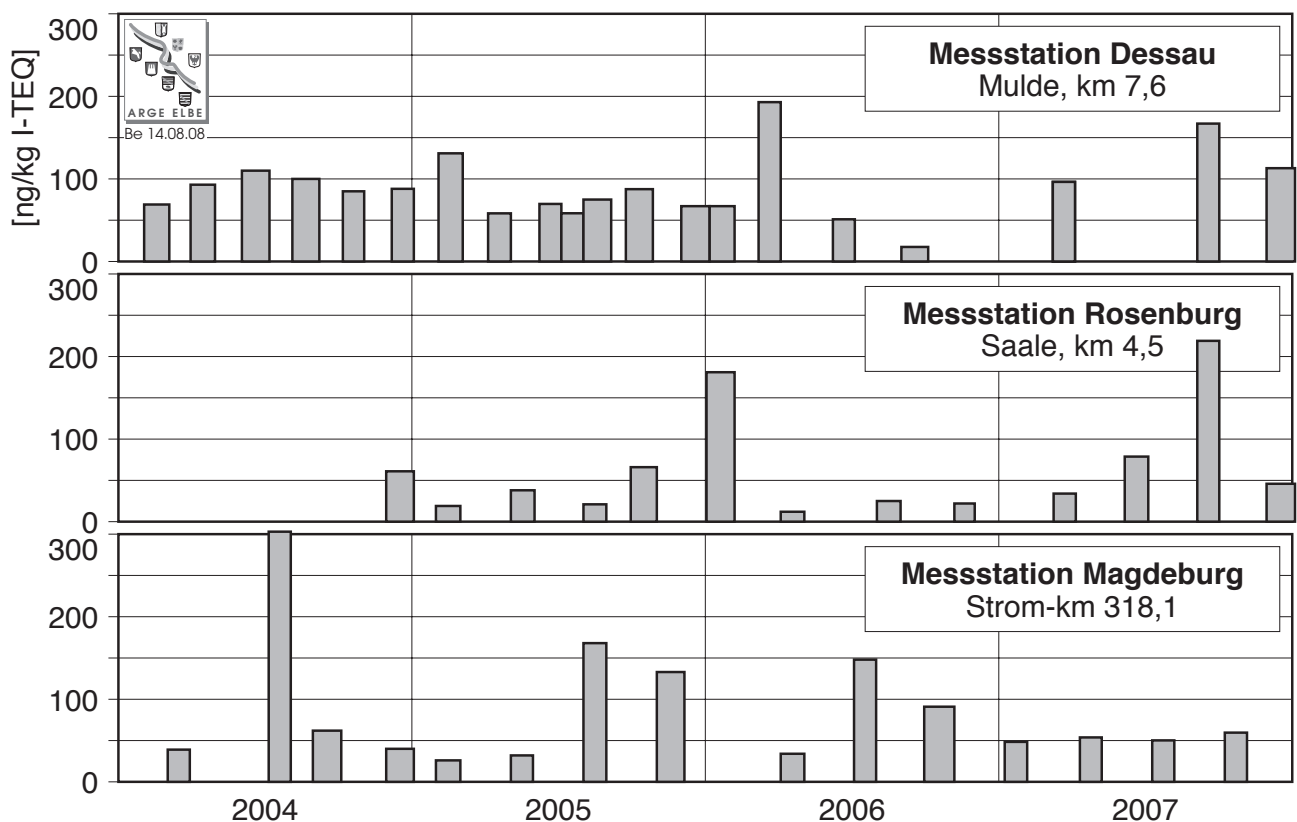


Abb. 44 Summe der polychlorierten Dibenzodioxin- und Dibenzofuran-Kongenere in frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (<2 mm) der Elbe - 2004 - 2007

Fischen stark an. Das betrifft u. a. die Aale, die einen besonders hohen Fettanteil in der Muskulatur von bis zu 35 % aufweisen. Die Länder Sachsen-Anhalt, Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen haben in den Jahren 2003 bis 2007 Dioxin-Messungen an verschiedenen Fischen aus der Elbe durchgeführt. Dabei wurde der Lebensmittelgrenzwert von 8 ng/kg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ im Frischgewicht teilweise überschritten. Die häufigsten

lebensmittelrechtlichen Beanstandungen wurde bei den Aalen beobachtet.

Inzwischen werden zusammen mit den polychlorierten Dibenzodioxin- und Dibenzofuran-Kongeneren auch einige hochchlorierte PCBs überwacht, die eine ähnliche Toxizität aufweisen wie die Dioxine und Furane. Man spricht deshalb auch von den dioxinähnlichen PCBs.

5.2 Chlorierte Ether im Wasser

Die Belastung der Elbe mit Chlorierten Ethern (Haloethern) wird seit 1992 überwacht. Nach einem Rückgang der Gehalte der Chlorierten Ether, der auf technische Änderungen bei dem Haupt-Emittenten in Tschechien zurückzuführen war, wurde im Sommer 2005 wieder ein deutlicher Anstieg der Werte besonders in Sachsen beobachtet (**Abb. 45**). Über die „Internationale Kommission zum Schutz der Elbe“ (IKSE) wurde die wieder zunehmende Belastung mit Chlorierten Ethern an die tschechischen Behörden berichtet, mit der Bitte, geeignete Maßnahmen zur Reduktion der Einträge zu ergreifen. Die durchgeführten Maßnahmen waren:

- die Reinigung von zwei Kläranlagen,
- die Änderung von Produktionsabläufen.

Als Stichtag für die Maßnahmen wurde von tschechischer Seite der 31. August 2006 angegeben. Bei den nachfolgenden Messungen konnte in Sachsen eine deutliche Abnahme der Gehalte der Chlorierten Ether im Elbewasser festgestellt werden. Die Messungen im Jahr 2007 bestätigten, dass die eingeleiteten Maßnahmen erfolgreich waren und zu deutlich niedrigeren Konzentrationen bei den überwachten Chlorierten Ethern führten.

Auf der Basis der Wochenmischproben bei Schmilka und Dommitzsch wurden für 2005 bis 2007 die Jahresfrachten abgeschätzt (**Tab. 4**). Vergleicht man die Jahresfrachten 2005 bei Schmilka mit denen von 2007, so stellt man einen Rückgang der transportierten Mengen von

über 95 % fest. Die Frachtwerte 2005 und 2006 zeigten eine deutliche Abnahme auf der Strecke von Schmilka bis Dommitzsch, die hauptsächlich durch eine Ausgasung der flüchtigen Stoffe aus dem Wasser zu erklären ist. Bis zu 40 % der Chlorierten Ether wurden auf einer Strecke von rd. 170 km an die Atmosphäre abgegeben. 2007 war diese Abnahme auf dem Weg bis Dommitzsch nicht zu beobachten. Vermutlich lag das an den deutlich niedrigeren Gehalten. Die noch vorhandenen Tetrachlorether konnten wohl fast vollständig von organischem Material absorbiert werden, wodurch der Dampfdruck sank.

Ende 2005/Anfang 2006 traten bei Grauerort erhöhte Chlorierte-Ether-Werte auf (**Abb. 46**). Der höchste Wert wurde bei dem 1,3-Dichlor-

Tab. 4 Abschätzung der Chlorierte-Ether-Jahresfrachten der Elbe, berechnet auf der Basis von Wochenmischproben - 2005 - 2007

Bis[1,3-dichlor-2-propylether [t/a]			
	2005	2006	2007
Elbe bei Schmilka	2,3	1,3	0,16
Elbe bei Dommitzsch	1,9	1,1	0,16
Bis[2,3-dichlor-1-propylether [t/a]			
	2005	2006	2007
Elbe bei Schmilka	4,4	3,3	0,24
Elbe bei Dommitzsch	3,0	2,1	0,23
1,3-Dichlor-2-propyl-2,3-dichlor-1-propylether [t/a]			
	2005	2006	2007
Elbe bei Schmilka	6,5	4,1	0,47
Elbe bei Dommitzsch	5,4	3,1	0,47

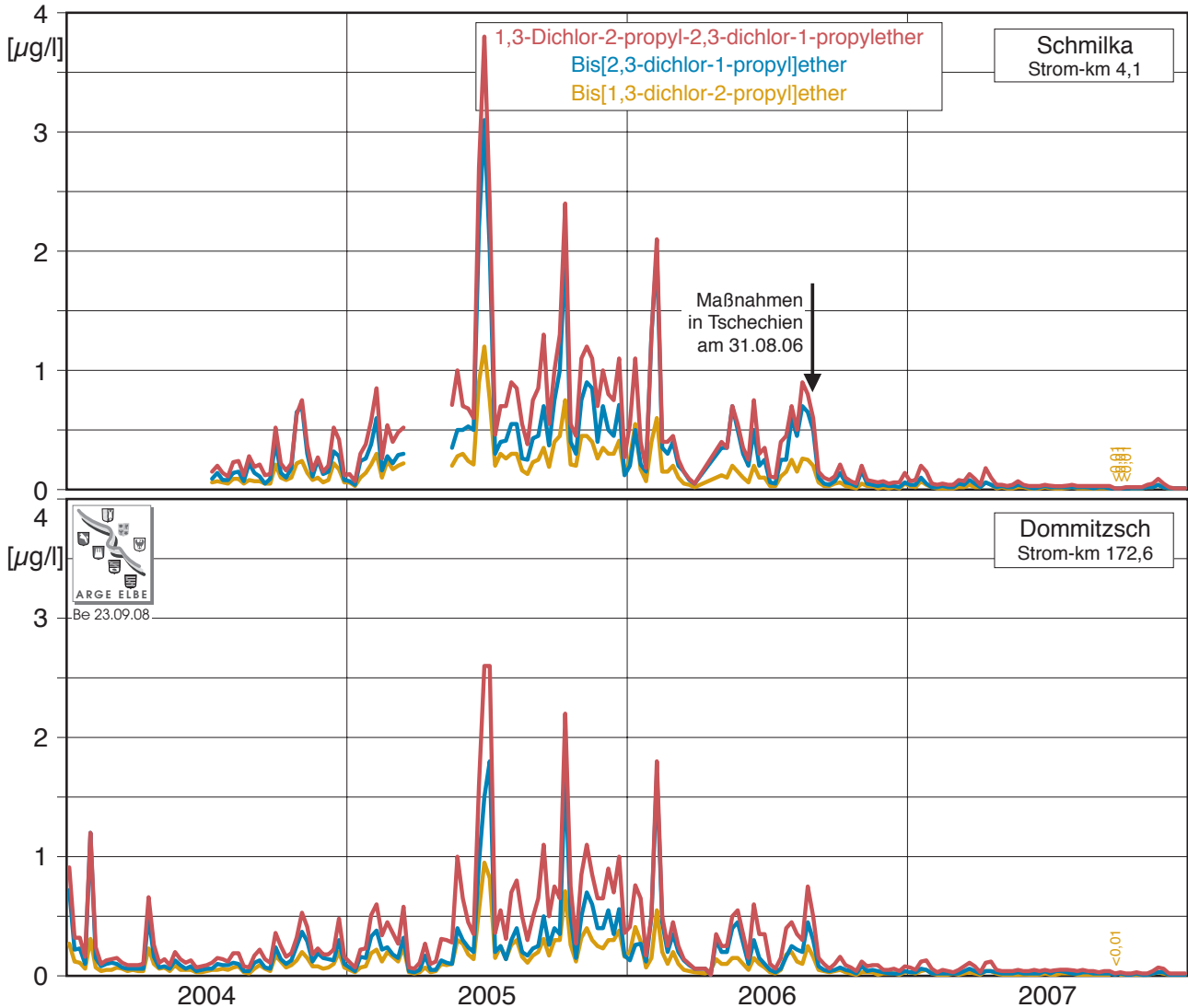


Abb. 45 Chlorierte Ether in Wochenmischproben der Elbe in Sachsen - 2004 - 2007

2-propyl-2,3-dichlor-1-propylether im Januar 2006 mit $1,4 \mu\text{g}/\text{l}$ beobachtet. Es gab zwischen den Messungen an der Messstelle Seemannshöft und Grauerort keine analytischen Unterschiede, weil alle Elbe-Proben aus Hamburg und Niedersachsen von dem selben Labor untersucht wurden. Eine Rückfrage der Arbeitsgruppe Oberflächengewässer der FGG Elbe bei einem Chemieunternehmen in Stade ergab,

dass hier zum Jahreswechsel 2005/2006 eine Prozessoptimierung mit dem Ziel einer Energieeinsparung durchgeführt worden war. Da bei diesem Prozess als unerwünschte Nebenprodukte chlorierte Ether entstanden, war wohl ein Teil dieser Stoffe über die Kläranlage in die Elbe gelangt. Die Prozessänderungen wurden sofort, nachdem dieser Zusammenhang erkannt worden war, zurückgenommen.

5.3 Vergleich der Jahresfrachten der Elbe 1986 und 2007

In Tab. 5 sind die Jahresfrachten der Elbe für 4 Messstellen entlang der Elbe aufgeführt. Als Vergleichsjahr zu 2007 wurde 1986 ausgewählt, weil 1986 annähernd der gleiche mittlere Abfluss auftrat. Am Pegel Neu Darchau betrug der Jahresmittelwert 1986 $715 \text{ m}^3/\text{s}$ und 2007

$697 \text{ m}^3/\text{s}$. Es sind nur die Messgrößen aufgeführt, die in beiden Jahren gemessen wurden. In die Frachtenberechnung wurden alle vorliegenden Messwerte einbezogen. So wurden an den Stellen Schmilka und Magdeburg wegen der Fahnen von Nebenflüssen Proben an bei-

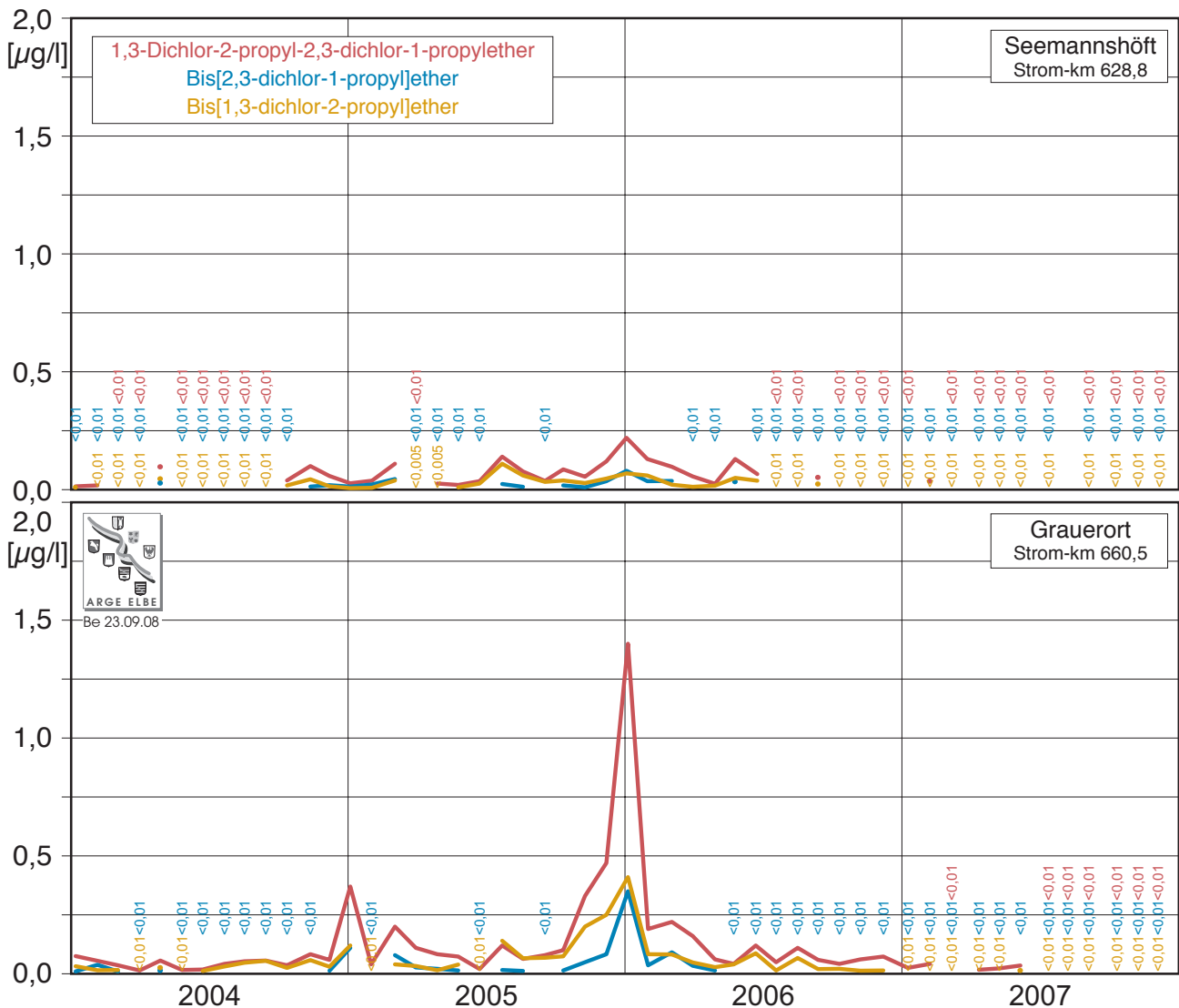


Abb. 46 Chlorierte Ether in Einzelproben der Elbe in Hamburg und Niedersachsen - 2004 - 2007

den Ufern untersucht und für die Frachtemittlung verwendet. Die Frachten bei Schmilka können sich deshalb von den Angaben der IKSE unterscheiden. Die prozentuale Veränderung des Jahres 2007 gegenüber 1986 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 Analysenmethoden zum Teil deutlich geändert haben. Diese Auflistung dient also nur einer groben Orientierung.

Der überwiegende Teil der Messgrößen zeigte einen deutlichen Rückgang der Mengen gegenüber 1986. Besonders groß war die Abnahme bei den leichtflüchtigen Chlorkohlenwasser-

stoffen, den chlorierten Benzenen und Ammonium.

Ein erheblicher Anteil der hohen Schwebstofffracht (Abfiltrierbare Stoffe) bei Seemannshöft wurde nicht weiter stromab transportiert, sondern im Kreislauf bewegt. Von Hamburg bis Glückstadt dominierte häufig der Flutstrom den Sedimenttransport, weil die maximale Flutstromgeschwindigkeit, die kurz nach der Kenterung des Ebbestroms auftritt, größer als die maximale Ebbestromgeschwindigkeit ist. Dadurch wurde Sediment stromauf in die Hafenbecken transportiert. Dieser Effekt, der auch als „tidal pumping“ bezeichnet wird, hatte sich nach der letzten Fahrrinnenvertiefung 1999 verstärkt.

Tab. 5a Jahresfrachten der Elbe - Vergleich der Jahre 1986 und 2007

Schmilka	1986	2007	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	800 000	200 000	-75
Ammonium (t/a N)	12 000	1 300	-89
Nitrat (t/a N)	54000	31 000	-43
ortho-Phosphat (t/a P)	1 500	430	-71
Gesamt-Phosphor (t/a P)	2 200	2 300	5
Chlorid (t/a Cl ⁻)	530 000	240 000	-55
Sulfat (t/a SO ₄ ²⁻)	1 200 000	530 000	-56
Calcium (t/a)	590 000	390 000	-34
Magnesium (t/a)	140 000	78 000	-44
Cadmium (kg/a)	23 000	1 500	-93
Blei (kg/a)	250 000	49 000	-80
Kupfer (kg/a)	120 000	72 000	-40
Zink (kg/a)	980 000	340 000	-65
Chrom (kg/a)	110 000	36 000	-67
Nickel (kg/a)	120 000	35 000	-71
Mangan (kg/a)	990 000	2 000 000	102
Magdeburg	1986	2007	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe (t/a)	880 000	340 000	-61
Ammonium (t/a N)	51 000	650	-99
Nitrat (t/a N)	81 000	61 000	-25
ortho-Phosphat (t/a P)	3 500	950	-73
Gesamt-Phosphor (t/a P)	11 000	2 500	-77
DOC (t/a C)	250 000	67 000	-73
Chlorid (t/a Cl ⁻)	3 800 000	1 900 000	-50
Sulfat (t/a SO ₄ ²⁻)	3 100 000	1 700 000	-45
Calcium (t/a)	1 700 000	1 200 000	-29
Magnesium (t/a)	390 000	200 000	-49
Natrium (t/a)	2 000 000	900 000	-55
Kalium (t/a)	230 000	100 000	-57
Cadmium (kg/a)	36 000	2 100	-94
Blei (kg/a)	350 000	44 000	-87
Kupfer (kg/a)	320 000	65 000	-80
Zink (kg/a)	4 400 000	610 000	-86
Chrom (kg/a)	240 000	<16 000	< -93
Nickel (kg/a)	310 000	55 000	-82

Änderung [%]

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

Tab. 5b Jahresfrachten der Elbe - Vergleich der Jahre 1986 und 2007

Schnackenburg		1986	2007	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe	(t/a)	650 000	380 000	-42
Zehrung ₇	(t/a O ₂)	260 000	99 000	-62
Zehrung ₁₄	(t/a O ₂)	470 000	150 000	-68
Zehrung ₂₁	(t/a O ₂)	560 000	180 000	-68
CSB	(t/a O ₂)	1 000 000	590 000	-41
Ammonium	(t/a N)	49 000	1 400	-97
Nitrat	(t/a N)	94 000	74 000	-21
Gesamt-Stickstoff	(t/a N)	190 000	87 000	-54
ortho-Phosphat	(t/a P)	3 500	1 300	-66
Gesamt-Phosphor	(t/a P)	10 000	3 400	-63
TOC	(t/a C)	350 000	200 000	-43
Chlorid	(t/a Cl ⁻)	4 400 000	2 600 000	-41
Quecksilber	(kg/a)	22 000	1 200	-95
Cadmium	(kg/a)	13 000	2 600	-80
Blei	(kg/a)	120 000	56 000	-53
Zink	(kg/a)	2 400 000	790 000	-67
Kupfer	(kg/a)	370 000	100 000	-73
Chrom	(kg/a)	260 000	27 000	-90
Nickel	(kg/a)	270 000	64 000	-76
Eisen	(kg/a)	30 000 000	9 300 000	-69
Arsen	(kg/a)	110 000	65 000	-41
Trichlormethan	(kg/a)	24 000	120	-99,5
Tetrachlormethan	(kg/a)	6 800	19	-99,7
Trichlorethen	(kg/a)	31 000	58	-99,8
Tetrachlorethen	(kg/a)	22 000	120	-99,5
α-HCH	(kg/a)	220	18	-92
β-HCH	(kg/a)	51	17	-67
γ-HCH	(kg/a)	650	7,2	-99
1,2,3-Trichlorbenzen	(kg/a)	660	< 6,3	< -99
1,2,4-Trichlorbenzen	(kg/a)	600	< 13	< -98
1,3,5-Trichlorbenzen	(kg/a)	360	< 11	< -97
1,2,3,4-Tetrachlorbenzen	(kg/a)	200	< 4,2	< -98
Hexachlorbenzen	(kg/a)	120	9,2	-92
Seemannshöft		1986	2007	Änderung [%]
Abfiltrierbare Stoffe	(t/a)	550 000	850 000	55
Zehrung ₇	(t/a O ₂)	210 000	93 000	-56
Zehrung ₁₄	(t/a O ₂)	290 000	130 000	-55
Zehrung ₂₁	(t/a O ₂)	350 000	160 000	-54
Ammonium	(t/a N)	50 000	3 400	-93
Nitrat	(t/a N)	110 000	73 000	-34
Gesamt-Stickstoff	(t/a N)	170 000	89 000	-48
ortho-Phosphat	(t/a P)	4 600	1 400	-70
Gesamt-Phosphor	(t/a P)	9 500	4 100	-57
TOC	(t/a C)	290 000	210 000	-28
DOC	(t/a C)	240 000	150 000	-38
Chlorid	(t/a Cl ⁻)	4 100 000	2 500 000	-39
Sulfat	(t/a SO ₄ ²⁻)	4 000 000	2 500 000	-38

Tab. A1a Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustandes

EG-Nr.	spezifische Schadstoffe	QN WRRL	Einheit
	Schwermetalle		
L.II	Kupfer	160	mg/kg
L.II	Chrom	640	mg/kg
L.II	Zink	800	mg/kg
4	Arsen	40	mg/kg
	Halogenierte Aliphate		
58	1,1-Dichlorethan	10	µg/l
119	1,1,1-Trichlorethan	10	µg/l
120	1,1,2-Trichlorethan	10	µg/l
110	1,1,2,2-Tetrachlorethan	10	µg/l
86	Hexachlorethan	10	µg/l
128	Vinylchlorid (Chlorethylen)	2	µg/l
60	1,1-Dichlorethen (Vinylidenchlorid)	10	µg/l
61	1,2-Dichlorethen	10	µg/l
65	1,2-Dichlorpropan	10	µg/l
66	1,3-Dichlorpropan-2-ol	10	µg/l
67	1,3-Dichlorpropen	10	µg/l
68	2,3-Dichlorpropen	10	µg/l
37	3-Chlorpropen (Allylchlorid)	10	µg/l
36	Chloropren (2-Chlor-1,3-butadien)	10	µg/l
22	2-Chlorethanol	10	µg/l
16	Chloressigsäure	10	µg/l
48	1,2-Dibromethan	2	µg/l
123	1,1,2-Trichlortrifluorethan	10	µg/l
	Aromaten		
112	Toluol	10	µg/l
79	Ethylbenzol	10	µg/l
(129)	1,2-Dimethylbenzol (o-Xylol)	10	µg/l
(129)	1,3-Dimethylbenzol (m-Xylol)	10	µg/l
(129)	1,4-Dimethylbenzol (p-Xylol)	10	µg/l
L.II	Nitrobenzol	0,1	µg/l
87	Isopropylbenzol (Cumal)	10	µg/l
11	Biphenyl	1	µg/l
8	Benzidin (4,4'-Diaminobiphenyl)	0,1	µg/l
	Chlorierte Aromaten		
20	Chlorbenzol	1	µg/l
53	1,2-Dichlorbenzol	10	µg/l
54	1,3-Dichlorbenzol	10	µg/l
55	1,4-Dichlorbenzol	10	µg/l
109	1,2,4,5-Tetrachlorbenzol	1	µg/l
33	2-Chlorphenol	10	µg/l
34	3-Chlorphenol	10	µg/l
35	4-Chlorphenol	10	µg/l
64	2,4-Dichlorphenol	10	µg/l
(122)	2,4,5-Trichlorphenol	1	µg/l
(122)	2,4,6-Trichlorphenol	1	µg/l
(122)	2,3,4-Trichlorphenol	1	µg/l
(122)	2,3,5-Trichlorphenol	1	µg/l
(122)	2,3,6-Trichlorphenol	1	µg/l
(122)	3,4,5-Trichlorphenol	1	µg/l
24	4-Chlor-3-Methylphenol	10	µg/l
2	2-Amino-4-Chlorphenol	10	µg/l

Tab. A1b Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustandes

EG-Nr.	spezifische Schadstoffe	QN WRRL	Einheit
38	2-Chlortoluol	1	$\mu\text{g/l}$
39	3-Chlortoluol	10	$\mu\text{g/l}$
40	4-Chlortoluol	1	$\mu\text{g/l}$
9	Benzylchlorid (a-Chlortoluol, Cl in Methylgr.)	10	$\mu\text{g/l}$
10	Benzylidenchlorid (a,a-Dichlortoluol)	10	$\mu\text{g/l}$
17	2-Chloranilin	3	$\mu\text{g/l}$
18	3-Chloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
19	4-Chloranilin	0,05	$\mu\text{g/l}$
(52)	2,4/2,5-Dichloranilin	2	$\mu\text{g/l}$
(52)	2,3-Dichloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
(52)	2,4-Dichloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
(52)	2,5-Dichloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
(52)	2,6-Dichloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
(52)	3,4-Dichloranilin	0,5	$\mu\text{g/l}$
(52)	3,5-Dichloranilin	1	$\mu\text{g/l}$
41	2-Chlor-p-toluidin	10	$\mu\text{g/l}$
(42)	3-Chlor-o-Toluidin	10	$\mu\text{g/l}$
(42)	3-Chlor-p-Toluidin	10	$\mu\text{g/l}$
(42)	5-Chlor-o-Toluidin	10	$\mu\text{g/l}$
25	1-Chlornaphthalin	1	$\mu\text{g/l}$
26	Chlornaphthaline (techn.Mischung)	0,01	$\mu\text{g/l}$
	Chlorbiphenyle		
(101)	PCB Nr. 28	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 52	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 101	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 118	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 138	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 153	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
(101)	PCB Nr. 180	20 ¹	$\mu\text{g/kg}$
56	Dichlorbenzidine (Dichlor-4,4'-Diaminobiphenyl)	10	$\mu\text{g/l}$
	Chlorierte Nitroverbindungen		
28	1-Chlor-2-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
29	1-Chlor-3-nitrobenzol	1	$\mu\text{g/l}$
30	1-Chlor-4-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
(63)	1,2-Dichlor-3-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
(63)	1,2-Dichlor-4-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
(63)	1,3-Dichlor-4-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
(63)	1,4-Dichlor-2-nitrobenzol	10	$\mu\text{g/l}$
31	4-Chlor-2-nitrotoluol	10	$\mu\text{g/l}$
-32	2-Chlor-4-nitrotoluol	1	$\mu\text{g/l}$
-32	2-Chlor-6-nitrotoluol	1	$\mu\text{g/l}$
-32	3-Chlor-4-nitrotoluol	1	$\mu\text{g/l}$
-32	4-Chlor-3-nitrotoluol	1	$\mu\text{g/l}$
-32	5-Chlor-2-nitrotoluol	1	$\mu\text{g/l}$
27	4-Chlor-2-nitroanilin	3	$\mu\text{g/l}$
21	1-Chlor-2,4-dinitrobenzol	5	$\mu\text{g/l}$
	PBSM		
(82)	Heptachlor	0,1	$\mu\text{g/l}$
(82)	Heptachlorepoxid	0,1	$\mu\text{g/l}$
45	2,4-D	0,1	$\mu\text{g/l}$
107	2,4,5-T	0,1	$\mu\text{g/l}$
73	Dimethoat	0,1	$\mu\text{g/l}$

¹ ersatzweise für die Wasserphase 0,0005 $\mu\text{g/l}$

Tab. A1c Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des ökologischen Zustandes

EG-Nr.	spezifische Schadstoffe	QN WRRL	Einheit
97	Omethoat	0,1	µg/l
(100)	Parathion-Methyl	0,02	µg/l
(100)	Parathion-Ethyl	0,005	µg/l
L.II	Terbutylazin	0,5	µg/l
44	Cyanurchlorid (2,4,6-Trichlor-1,3,5-triazin)	0,1	µg/l
L.II	Ametryn	0,5	µg/l
L.II	Prometryn	0,5	µg/l
L.II	Hexazinon	0,07	µg/l
L.II	Metolachlor	0,2	µg/l
L.II	Metazachlor	0,4	µg/l
88	Linuron	0,1	µg/l
95	Monolinuron	0,1	µg/l
L.II	Chlortoluron	0,4	µg/l
L.II	Methabenzthiazuron	2	µg/l
69	Dichlorprop	0,1	µg/l
91	Mecoprop	0,1	µg/l
90	MCPA	0,1	µg/l
89	Malathion	0,02	µg/l
81	Fenthion	0,004	µg/l
80	Fenitrothion	0,009	µg/l
94	Mevinphos	0,0002	µg/l
93	Methamidophos	0,1	µg/l
L.II	Etrimphos	0,004	µg/l
113	Triazophos	0,03	µg/l
43	Coumaphos	0,07	µg/l
6	Azinphos-methyl	0,01	µg/l
5	Azinphos-ethyl	0,01	µg/l
(47)	Demeton (Summe von Demeton-o und -s)	0,1	µg/l
(47)	Demeton-o	0,1	µg/l
(47)	Demeton-s	0,1	µg/l
(47)	Demeton-s-methyl	0,1	µg/l
(47)	Demeton-s-methyl-sulphon	0,1	µg/l
98	Oxydemeton-methyl	0,1	µg/l
14	Chloralhydrat	10	µg/l
15	Chlordan (cis und trans)	0,003	µg/l
70	Dichlorvos	0,0006	µg/l
72	Diethylamin	10	µg/l
74	Dimethylamin	10	µg/l
75	Disulfoton	0,004	µg/l
78	Epichlorhydrin	10	µg/l
L.II	Bromacil	0,6	µg/l
132	Bentazon	0,1	µg/l
105	Pyrazon (Chloridazon)	0,1	µg/l
103	Phoxim	0,008	µg/l
104	Propanil	0,1	µg/l
116	Trichlorfon	0,002	µg/l
	Organozinn-Verbindungen		
49-51	Dibutylzinn-Kation ¹	100	µg/kg
108	Tetrabutylzinn-Kation ²	40	µg/kg
125-127	Triphenylzinn-Kation ³	20	µg/kg
	Sonstiges		
57	Dichlordiisopropylether	10	µg/l
114	Tributylphosphat (Phosphorsäuretributylester)	10	µg/l
L.II	Cyanid	0,01	mg/l

¹ ersatzweise für die Wasserphase 0,01 µg/l; ² ersatzweise für die Wasserphase 0,001 µg/l
³ ersatzweise für die Wasserphase 0,0005 µg/l

Tab. A2 Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des chemischen Zustandes

EG-Nr.	Stoff	QN WRRL	Einheit
	Schwermetalle (MAP 4)		
92	Quecksilber	1/0,5°)/0,3*)	µg/l
12	Cadmium	1/0,5*)	µg/l
	Pestizide (MAP 5)		
85	Hexachlorcyclohexan (Summe aller Isomere)	0,05/0,02*)	µg/l
	Industrielle Schadstoffe (MAP 6)		
62	Dichlormethan	10	µg/l
23	Trichlormethan (Chloroform)	12	µg/l
13	Tetrachlormethan (Tetrachlorkohlenstoff)	12	µg/l
121	Trichlorethen (Trichlorethylen)	10	µg/l
111	Tetrachlorethen (Perchlorethylen)	10	µg/l
59	1,2-Dichlorethan	10	µg/l
7	Benzol	10	µg/l
96	Naphthalin	1	µg/l
3	Anthracen	0,01	µg/l
	Andere Schadstoffe (MAP 7)		
84	Hexachlorbutadien	0,1	µg/l
(117) (117) (117),118	1,2,3-Trichlorbenzol } 1,3,5-Trichlorbenzol } 1,2,4-Trichlorbenzol } Summe	0,4	µg/l
83	Hexachlorbenzol	0,03	µg/l
102	Pentachlorphenol	2	µg/l
46	4,4-DDT	10+)	µg/l
1 71 77 130	Aldrin } Dieldrin } Endrin } Isodrin } Summe	0,01/0,005*)	µg/l µg/l µg/l µg/l
(99)	Fluoranthren	0,025	µg/l
(99)	Benzo(b)fluoranthren	0,025	µg/l
(99)	Benzo(k)fluoranthren	0,025	µg/l
(99)	Benzo(a)pyren	0,01	µg/l
(99)	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,025	µg/l
(99)	Benzo(ghi)perylen	0,025	µg/l
	Nährstoffe		
	Nitrat	50	mg/l NO ₃

°) in Übergangsgewässern

*) in Küstengewässern

+) SächsWRRLVO vom 7. Dezember 2004 0,01 µg/l