Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe

Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen im Zeitraum 1994 - 1999

2000

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE

Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen im Zeitraum 1994 - 1999

Ministerium für Landwirtschaft,
Umweltschutz und Raumordnung
des Landes Brandenburg
Heinrich-Mann-Allee 103
14473 Potsdam

Umweltbehörde Hamburg
Billstraße 84
20539 Hamburg

Ministerium für Bau, Landesentwicklung und
Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern
Schloßstraße 6 - 8
19053 Schwerin

Niedersächsisches Umweltministerium
Archivstraße 2
30169 Hannover

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

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

Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten
des Landes Schleswig-Holstein
Mercatorstraße 1 - 3
24106 Kiel

Bearbeitet:

Dr. Cornelia Fooken
Am Gonsenheimer Spieß 18
55122 Mainz

Dr. Burkhard Stachel
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

Aufgestellt:

Prof. Dr. Heinrich Reincke
Wassergütestelle Elbe
Neßdeich 120-121
21129 Hamburg

Oktober 2000

Papier: aus 100 % Altpapier, Umschlag aus 100 % Sekundärfaser

VORWORT

Der vorliegende Bericht enthält Ergebnisse zum Vorkommen polarer und unpolarer Stoffe in der Elbe und in ausgewählten Nebenflüssen, die in dem Zeitraum von 1994 bis 1999 analysiert worden sind. Er zeigt, dass für einzelne Stoffe noch Defizite im Hinblick auf die Reinigungsleistung industrieller und kommunaler Kläranlagen existieren. Wie ubiquitär vorhandene Schadstoffe über ein kleines und weitverzweigtes Fließsystem in die Elbe gelangen können, wird beispielhaft an der Stoffklasse der Chloralkylphosphate aufgezeigt. Diese finden hauptsächlich Verwendung als Flammschutzmittel und Weichmacher in Polyurethanen.

Ergebnisse einer Auswahl von 28 Stoffen aus der Richtlinie 76/464/EWG werden ebenfalls vorgestellt. Sie sind eine Entscheidungshilfe für die Planung zukünftiger Messkonzepte auf der Grundlage der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Mit dem Messprogramm der ARGE ELBE werden organische Schadstoffe routinemäßig erfasst und veröffentlicht. Dabei handelt es sich überwiegend um unpolare Stoffe wie die hinlänglich bekannten polychlorierten Biphenyle oder die schwerflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe mit insektizider Wirkung (z. B. DDT). Neuere Analysenergebnisse zeigen, dass diese Stoffgruppe nach wie vor relevant ist und auch in den kommenden Jahren nicht an Bedeutung verlieren wird.

Eine andere Stoffgruppe, die polaren und im allgemeinen gut wasserlöslichen Substanzen, werden im Rahmen von Sonderuntersuchungen in der wässrigen Phase bestimmt. Die in diesem Bericht hauptsächlich behandelten Stoffe stammen aus unterschiedlichen Quellen: industrielle und kommunale Abwässer, diffuse Einträge aus der Agrarwirtschaft und aus atmosphärischen Depositionen. In vielen Fällen sind sie biologisch schwer abbaubar und können Bedeutung erlangen, wenn Flusswasser als Uferfiltrat für die Trinkwasserherstellung genutzt wird. Wegen der aufwendigen und wirkungsvollen Aufbereitungstechnologie gelangen sie allerdings nur selten bis ins Trinkwasser.

Geschäftsleiter der Wassergütestelle Elbe

Prof. Dr. Heinrich Reincke

INHALTSVERZEICHNIS

1. Einleitung 1

2. Untersuchte Stoffe 2

3. Probengewinnung und Analytik 3

3.1 Probenahme 3

3.2 Messstellen 4

3.3 Analysenmethoden 5

4. Darstellung und Bewertung der Ergebnisse 8

4.1 Organische Schwefelverbindungen 8

4.1.1 AOS und IOS 8

4.1.2 Aromatische Sulfonate 13

4.1.3 Arylsulfone 22

4.1.4 2-Methylthiobenzothiazol 25

4.2 Phosphorsäureester 28

4.2.1 Chloralkylphosphate 28

4.2.2 Alkyl- und Arylphosphate 36

4.2.3 Trimethylthiophosphate 37

4.3 Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel 43

4.3.1 Diethyltoluamid 43

4.3.2 Glyphosat und AMPA 47

4.3.3 Desmetryn und Ethofumesat 50

4.3.4 Pentachloranisol 54

4.4 Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG und verwandte Stoffgruppen 55

4.4.1 28 Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG 55

4.4.2 Aliphatische Amine 59

4.4.3 Chlorcarbonsäuren 62

4.5 Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe 65

5. Zusammenfassung 74

6. Literatur 77

7. Anhang 84

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Zusammenstellung der analysierten Stoffe

Tab. 2: AOS und IOS in Oberflächenwasser, Mittelwerte (ARGE ELBE)

Tab. 3: AOS und IOS in Oberflächenwasser, 1996 (ARGE ELBE)

Tab. 4: AOS in Oberflächenwasser (Elbe bei Dresden-Hosterwitz)

Tab. 5: AOS und IOS in Oberflächenwasser, Mittelwerte (andere Gebiete)

Tab. 6: Analysierte aromatische Sulfonate in Oberflächenwasser, Positivbefunde und Negativbefunde in allen Untersuchungsjahren (1994, 1995, 1996, 1998) (ARGE ELBE)

Tab. 7: Summe der aromatischen Sulfonate und Naphthalin-1,3,6-trisulfonat in Oberflächenwasser, Mittelwerte (ARGE ELBE)

Tab. 8: Summe der aromatischen Sulfonate und Naphthalin-1,3,6-trisulfonat in Oberflächenwasser, 1996 (ARGE ELBE)

Tab. 9: Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasser, Maximalwerte der 16 Sulfonate mit Positivbefunden (ARGE ELBE)

Tab. 10: Summe der aromatischen Sulfonate in Oberflächenwasser (Elbe bei Dresden-Hosterwitz)

Tab. 11: Naphthalin-1,3,6-trisulfonat in Oberflächenwasser, 50-Perzentilwerte (Elbe und Mulde)

Tab. 12: Summe der aromatischen Sulfonate in Oberflächenwasser (andere Gebiete)

Tab. 13: Aromatische Sulfonate in Trinkwasser, Maximalwerte

Tab. 14: Arylsulfone in Oberflächenwasser, 1996 (ARGE ELBE)

Tab. 15: Diphenylsulfon in Oberflächenwasser, 1994 (Elbe und Nebenflüsse)

Tab. 16: 2-Methylthiobenzothiazol in Oberflächenwasser, 1996 (ARGE ELBE)

Tab. 17: 2-Methylthiobenzothiazol in Oberflächenwasser, 1994 (Elbe und Nebenflüsse)

Tab. 18: 2-Methylthiobenzothiazol in diversen Wasserproben (andere Gebiete)

Tab. 19: TCEP und TCPP in Oberflächenwasser (ARGE ELBE)

Tab. 20: TCEP und TCPP in schwebstoffbürtigem Sediment (Zweimonatsmischproben) (ARGE ELBE)

Tab. 21: TCEP und TCPP in Oberflächenwasser bzw. Abwasser, Einzelwerte, 1999 (Regierungsbezirk Leipzig und Halle)

Tab. 22: TCEP und TCPP in Sediment, Einzelwerte, 1999 (Regierungsbezirk Halle)

Tab. 23: TCEP und TCPP in Oberflächenwasser (andere Gebiete)

Tab. 24: O,O,O-Trimethylthiophosphat und O,O,S-Trimethyldithiophosphat in Oberflächenwasser, 1996 (ARGE ELBE)

Tab. 25: O,O,O-Trimethylthiophosphat und O,O,S-Trimethyldithiophosphat in Oberflächenwasser (Elbe bzw. Nordsee)

Tab. 26: Dimethoat in der Elbe und Mulde

Tab. 27: O,O,O-Trimethylthiophosphat und O,O,S-Trimethyldithiophosphat in der Elbe bei Hamburg-Seemannshöft

Tab. 28: DEET in Oberflächenwasser (ARGE ELBE)

Tab. 29: DEET in Oberflächenwasser (andere Gebiete)

Tab. 30: Glyphosat und AMPA in Oberflächenwasser, Konzentrationsbereich, 1998 (ARGE ELBE)

Tab. 31: Glyphosat und AMPA in Oberflächenwasser (andere Gebiete)

Tab. 32: Desmetryn in Oberflächenwasser, 1996 (ARGE ELBE)

Tab. 33: Ethofumesat in Oberflächenwasser, 1996 (ARGE ELBE)

Tab. 34: Ethofumesat in Oberflächenwasser (andere Gebiete)

Tab. 35: 28 Stoffe der EU-Richtlinie in Oberflächenwasser, 1998 sowie EU-Qualitätsziele (ARGE ELBE)

Tab. 36: Stoffe der EU-Richtlinie in Oberflächenwasser (Fälle mit Positivbefunden), 1998 (andere Gebiete)

Tab. 37: Aliphatische Amine in Oberflächenwasser, Konzentrationsbereich, 1995 (ARGE ELBE)

Tab. 38: Aliphatische Amine in Oberflächenwasser (Elbe und Mulde)

Tab. 39: Aliphatische Amine in Oberflächenwasser (andere Gebiete)

Tab. 40: Trichloressigsäure in Oberflächenwasser, 1995 (ARGE ELBE)

Tab. 41: Trichloressigsäure in Oberflächenwasser (Elbe)

Tab. 42: Mutagenität und Carcinogenität von PAK

Tab. 43: Summe der 23 PAK und TOC-Gehalt in schwebstoffbürtigem Sediment (Monatsmischproben), Januar 1996 (ARGE ELBE)

Tab. 44: Summe der 6 TVO-PAK in schwebstoffbürtigem Sediment (Elbe und Nebenflüsse)

Tab. 45: Summe der 6 TVO-PAK in Schwebstoff, 1997 (andere Gebiete)

Tab. 46: Ökotoxikologisch begründete Belastungsklassen für PAK im Gewässersediment

Tab. 47: Zusammenfassung der Ergebnisse

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1: Messstellen an der Elbe sowie den Elbenebenflüssen

Abb. 2: Probenahmeorte beim Sondermessprogramm in den Regierungsbezirken Leipzig und Halle, 1999

Abb. 3: Strukturformeln der beiden Trimethylthiophosphate sowie von Parathion-methyl und Dimethoat

Abb. 4: DEET-Konzentrationen im Jahresverlauf

Abb. 5: Messstellen der schwebstoffbürtigen Sedimente für das PAK-Längsprofil, Januar 1996

Abb. 6: Summe der 23 PAK in schwebstoffbürtigem Sediment (Längsprofil), Januar 1996

Abb. 7: Verteilungsmuster der 7 PAK-Hauptkomponenten an den einzelnen Messstellen, Januar 1996

TABELLENVERZEICHNIS ANHANG

Tab. A 1: Adsorbierbare bzw. Ionenpaar-extrahierbare Organische Schwefelverbindungen (AOS und IOS) in Oberflächenwasserproben, 1994/1995

Tab. A 2: Adsorbierbare bzw. Ionenpaar-extrahierbare Organische Schwefelverbindungen (AOS und IOS) in Oberflächenwasserproben, 1996

Tab. A 3: Adsorbierbare bzw. Ionenpaar-extrahierbare Organische Schwefelverbindungen (AOS und IOS) in Oberflächenwasserproben, 1998

Tab. B 1: Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1994/1995

Tab. B 2: Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1996

Tab. B 3: Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1998

Tab. C: Arylsulfone in Oberflächenwasserproben, 1996

Tab. D: 2-Methylthiobenzothiazol in Oberflächenwasserproben, 1996

Tab. E 1: Chloralkylphosphate in Oberflächenwasserproben, 1996

Tab. E 2: Chloralkylphosphate in Oberflächenwasserproben, 1998

Tab. E 3: Chloralkylphosphate in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben), 1998

Tab. E 4: Chloralkylphosphate in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben), 1999

Tab. E 5: Chloralkylphosphate in Oberflächenwasser- und Kläranlagenablaufproben, 1999 – Regierungsbezirk Leipzig und Halle –

Tab. E 6: Chloralkylphosphate in Sedimentproben, 1999 – Regierungsbezirk Halle –

Tab. F: Alkylphosphate in Oberflächenwasserproben, 1998

Tab. G: Arylphosphate in Oberflächenwasserproben, 1995

Tab. H 1: Trimethylthiophosphate in Oberflächenwasserproben, 1996

Tab. H 2: Trimethylthiophosphate in Oberflächenwasserproben, 1998

Tab. I 1: N,N-Diethyl-m-toluamid (DEET) in Oberflächenwasserproben, 1996

Tab. I 2: N,N-Diethyl-m-toluamid (DEET) in Oberflächenwasserproben, 1998

Tab. I 3: N,N-Diethyl-m-toluamid (DEET) in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben), 1998

Tab. I 4: N,N-Diethyl-m-toluamid (DEET) in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben), 1999

Tab. J: Glyphosat und Aminomethylphosphonsäure (AMPA) in Oberflächenwasserproben, 1998

Tab. K: Desmetryn und Ethofumesat in Oberflächenwasserproben, 1996

Tab. L: Pentachloranisol in Oberflächenwasserproben, 1996

Tab. M: 28 Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG in Oberflächenwasserproben, 1998

Tab. N: Aliphatische Amine in Oberflächenwasserproben, 1995

Tab. O: Chlorcarbonsäuren in Oberflächenwasserproben, 1995

Tab. P: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben), Januar 1996

1. Einleitung

In Oberflächengewässern kommt eine Vielzahl natürlicher und anthropogen eingetragener Substanzen vor. Die Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE) führt seit vielen Jahren ein umfangreiches Basismessprogramm durch, das u. a. Nährstoffe, den Sauerstoffgehalt, wichtige Schwermetalle und viele organische Stoffe umfasst. Dieses wird durch eine Reihe unterschiedlicher Sonderuntersuchungen auf Substanzen ergänzt, über deren Vorkommen sowie Bedeutung in Fließgewässern noch relativ wenig bekannt ist. Hierzu gehören beispielsweise die Bestimmungen von Arzneimittelrückständen, endokrin wirksamen Stoffen, Pflanzenschutzmitteln oder einer Vielzahl von Elementen (Multielementanalyse).

Der vorliegende Bericht beschäftigt sich mit einer Auswahl organischer Spurenverunreinigungen, die im Zeitraum 1994 - 1999 analysiert wurden. Organische Spurenstoffe treten oftmals in nur geringen Konzentrationen auf, besitzen jedoch häufig eine relativ hohe Toxizität; über ihre chronischen und subchronischen Wirkungen liegen oft nur ungenügende Informationen vor.

Im Anhang zu diesem Bericht sind die Ergebnisse der Sonderuntersuchungen auf bestimmte organische Verbindungen vollständig wiedergegeben. Ein Teil der Werte ist bereits zuvor in den jährlich erscheinenden Zahlentafeln „Wassergütedaten der Elbe“ [1] erschienen oder befindet sich auf der Homepage der ARGE ELBE [2], zum Teil werden die Werte hier erstmals veröffentlicht. Auf Basis der Ergebnisse lassen sich Aussagen zum Konzentrationsniveau und gegebenenfalls über Belastungsschwerpunkte der analysierten Substanzen treffen. Wesentliches Ziel des vorliegenden Berichts war es, die festgestellten Konzentrationen der einzelnen Messgrößen auch zu bewerten.

Die meisten Daten beziehen sich auf die Elbe; außerdem wurden in den drei Elbenebenflüssen Schwarze Elster, Mulde und Saale Proben genommen. Es wurden hauptsächlich Oberflächenwasserproben untersucht; daneben sind auch einige schwebstoffbürtige Sedimente und wenige Sedimentproben analysiert worden. In Kapitel 2 befindet sich eine Übersicht aller Stoffe bzw. Stoffgruppen dieses Berichts zusammen mit Angaben zur jeweiligen Matrix und zum Untersuchungsjahr.

Die Diskussion der Ergebnisse erfolgt für jede Messgröße einzeln. Nach einer kurzen Beschreibung der Stoffeigenschaften werden die in den Sonderuntersuchungen erhaltenen Analysendaten zusammengefasst wiedergegeben. Im Anschluss daran werden – wenn möglich – Vergleichswerte aus anderen Untersuchungen für diesen Stoff angeführt; dabei handelt es sich um Elbedaten weiterer Institutionen sowie um Daten anderer Bundesländer oder Länder. Abschließend wird eine Bewertung der Stoffkonzentrationen hinsichtlich einer Gefährdung der aquatischen Umwelt oder der Trinkwassergewinnung vorgenommen; bei dieser Abschätzung wird von vorliegenden Richtwerten oder direkt von aquatischen Toxizitätsdaten ausgegangen.

2. Untersuchte Stoffe

Die organischen Spurenverunreinigungen des vorliegenden Berichts lassen sich in fünf Untergruppen aufteilen:
- Organische Schwefelverbindungen
- Phosphorsäureester
- Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel
- Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG und verwandte Stoffgruppen
- Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe.

Tabelle 1 stellt eine Übersicht aller in diesem Bericht enthaltenen Messgrößen dar. Pro Stoff bzw. Stoffgruppe wird die jeweils untersuchte Matrix (Oberflächenwasser, schwebstoffbürtiges Sediment oder Sediment) und das zugrundeliegende Beprobungsjahr angegeben. Außerdem sind die Bezeichnungen der zugehörigen Tabellen im Anhang sowie die entsprechenden Kapitel des Berichts angeführt.

Die Analysen der einzelnen Stoffe wurden von folgenden Laboratorien durchgeführt:
- DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe
- Dr. Wiertz – Dipl.-Chem. Eggert – Dr. Jörissen GmbH, Hamburg
- Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie, Labor für Organische Mikroanalytik
- Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie, Labor Sülldorf, Hamburg
- TNO-Institut für Umwelt, Apeldoorn, Niederlande
- Institut für Wasserforschung, Dortmund.

Die Zuordnung der Stoffe zu den einzelnen Laboratorien ist dem Kapitel 3.3 zu entnehmen.

Tab. 1: Zusammenstellung der analysierten Stoffe

Messgröße	Matrix	Jahr	Tabelle	Kapitel
AOS und IOS	Oberfl.wasser	1994/95, 1996, 1998	A 1, A 2, A 3	4.1.1
Aromatische Sulfonate	Oberfl.wasser	1994/95, 1996, 1998	B 1, B 2, B 3	4.1.2
Arylsulfone	Oberfl.wasser	1996	C	4.1.3
2-Methylthiobenzothiazol	Oberfl.wasser	1996	D	4.1.4
Chloralkylphosphate	Oberfl.wasser	1996, 1998, 1999	E 1, E 2, E 5	4.2.1
	schwebst.bürtg. Sed.	1998, 1999	E 3, E 4	
	Sediment	1999	E 6	
Alkyl- und Arylphosphate	Oberfl.wasser	1998 und 1995	F und G	4.2.2
Trimethylthiophosphate	Oberfl.wasser	1996, 1998	H 1, H 2	4.2.3
Diethyltoluamid	Oberfl.wasser	1996, 1998	I 1, I 2	4.3.1
	schwebst.bürtg. Sed.	1998, 1999	I 3, I 4	
Glyphosat und AMPA	Oberfl.wasser	1998	J	4.3.2
Desmetryn und Ethofumesat	Oberfl.wasser	1996	K	4.3.3
Pentachloranisol	Oberfl.wasser	1996	L	4.3.4
28 Stoffe der RL 76/464/EWG	Oberfl.wasser	1998	M	4.4.1
Aliphatische Amine	Oberfl.wasser	1995	N	4.4.2
Chlorcarbonsäuren	Oberfl.wasser	1995	O	4.4.3
Polycycl. Arom. Kohlenwasserst.	schwebst.bürtg. Sed.	1996	P	4.5

3. Probengewinnung und Analytik

3.1 Probenahme

Oberflächenwasser

Bei den Wasserproben handelte es sich ausschließlich um Einzelproben. Diese wurden mittels eines Teflon-Wasserschöpfers mit eingespannter Zweiliterflasche in einer Tiefe von ca. 1 m genommen. Die Proben wurden bis zur Analyse im Kühlschrank gelagert.

In der Mehrzahl der Fälle erfolgte die Probenahme vom Messstations-Ponton aus; in Grauerort, Schnackenburg und Seemannshöft (hier nur 1996 und 1998) wurden die Wasserproben in der Strommitte vom Schiff aus entnommen.

An den Messstellen, die im tidebeeinflussten Gebiet liegen, muss die Probenahme aus Gründen der Vergleichbarkeit zum gleichen Tidezeitpunkt stattfinden. In Seemannshöft wurde sie 1,5 Stunden vor Tideniedrigwasser, in Grauerort 4 Stunden vor Tideniedrigwasser durchgeführt.

Schwebstoffbürtiges Sediment

Das schwebstoffbürtige Sediment wurde in sog. Sedimentationsbecken als Monatsmischprobe gewonnen. Das Oberflächenwasser fließt in die aus Acrylglas bestehenden Sedimentationsbecken ein und wird hier auf ca. 1 cm/s strömungsberuhigt, wodurch eine Sedimentation der Schwebstoffpartikel ermöglicht wird; der Abscheidegrad der Feststoffe liegt bei 20 - 30 %. Eine Abbildung eines Sedimentationsbeckens findet sich in [3].

Die schwebstoffbürtigen Sedimente wurden über vier Wochen gesammelt; einmal pro Monat wurden sie durch Rühren homogenisiert und in Glasflaschen abgefüllt. Bis zur Analyse wurden die Proben im Kühlschrank aufbewahrt.

Sediment

Die Sedimentproben wurden mit Hilfe eines Sedimentgreifers oberflächennah vom Ufer aus entnommen, gekühlt transportiert und im Kühlschrank bis zur Analyse aufgehoben.

Probenahmehäufigkeit

Die Oberflächenwasserproben stammten aus verschiedenen Monaten, wobei die Anzahl der Proben variierte: Es wurden je nach Fragestellung 2 oder 3 oder 7 Proben pro Jahr untersucht.

Bei den schwebstoffbürtigen Sedimenten wurden entweder die Monatsmischproben als solche analysiert (Kapitel 4.5) oder sie wurden zu 6 Zweimonatsmischproben pro Jahr zusammengefasst.

Zusätzlich gab es noch eine Sonderuntersuchung auf Chloralkylphosphate in den Regierungsbezirken Leipzig und Halle (siehe Kapitel 4.2.1); die dort dargestellten Wasser-, Kläranlagenablauf- und Sedimentergebnisse stammen aus einer einmaligen Beprobung.

3.2 Messstellen

In Abbildung 1 sind die Orte eingezeichnet, an denen die Wasserproben sowie die schwebstoffbürtigen Sedimentproben genommen wurden. Die meisten Messstellen liegen an der Elbe. Daneben wurden auch die drei wichtigen Elbenebenflüsse Schwarze Elster, Mulde sowie Saale jeweils kurz vor ihrer Mündung in die Elbe beprobt.

Wie die Probenahmehäufigkeit variierte auch die Anzahl der Messstellen zwischen den einzelnen Messserien: Sie lag bei 3 oder 7 oder 10 Messstellen pro Jahr.

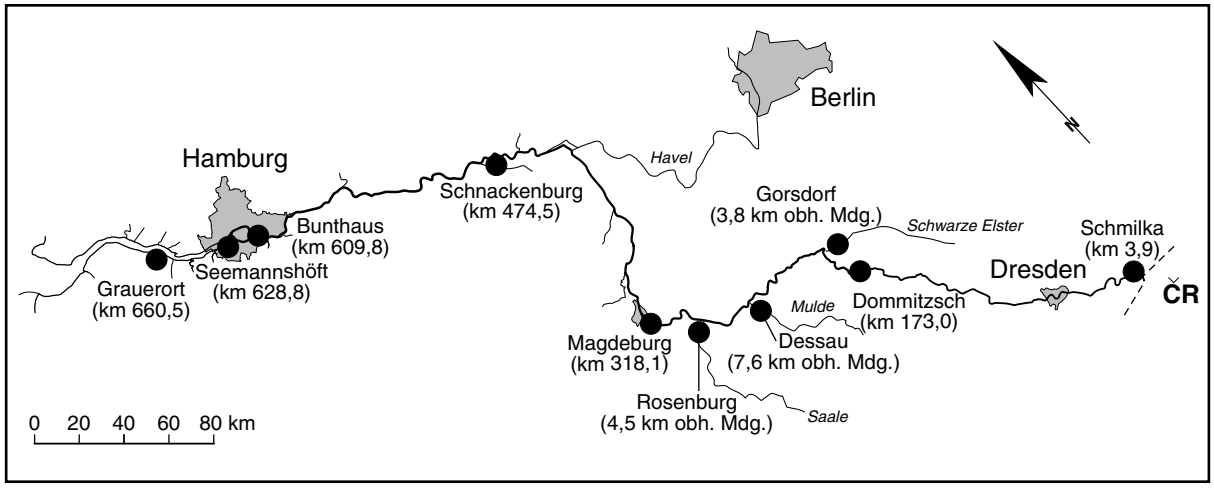

Abb. 1: Messstellen an der Elbe sowie den Elbenebenflüssen

Die in Abbildung 1 dargestellten Messstellen sind für fast alle Kapitel dieses Berichts gültig. Abweichende Probenahmeorte kommen lediglich in zwei Kapiteln vor, die deshalb eigene Karten enthalten: In Kapitel 4.2.1 wird die bereits erwähnte Sonderuntersuchung in den Regierungsbezirken Leipzig und Halle beschrieben und in Kapitel 4.5 ein PAK-Längsprofil in schwebstoffbürtigen Sedimenten entlang der Elbe.

3.3 Analysenmethoden

Die von den einzelnen Laboratorien verwendeten Analysenmethoden werden in diesem Kapitel zusammengefasst wiedergegeben, wobei sich die Beschreibung auf folgende wesentlichen Verfahrensschritte konzentriert:
- Trocknung (bei Feststoffproben)
- Extraktion der Probe
- gegebenenfalls Derivatisierung
- analytische Trennmethode incl. Detektortyp.

Wenn die Analysenmethode veröffentlicht vorliegt, wird auf die entsprechende Literatur verwiesen. Einzelheiten wie z. B. die Einstellung bestimmter pH-Werte, die genauen Proben- oder Reagienzien-Volumina oder die Durchführung eines Cleanups sind der Originalliteratur zu entnehmen. Ein Extraschritt zur Aufreinigung des Probenextrakts war insbesondere bei den aufgeführten Verfahren für schwebstoffbürtige Sedimente erforderlich. Bei den Wasserproben wurde überwiegend die unfiltrierte Gesamtprobe eingesetzt; einzelne Methoden (besonders die mit einer Festphasenextraktion) lassen jedoch eine Vorab-Filtrierung im Falle von getrübten Proben zu.

DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe

AOS (Wasser) 1994/95, 1996, 1998

Methodenbeschreibung in [4]
- Anreicherung an Aktivkohle
- Verbrennen der Aktivkohle und Auffangen der Reaktionsgase in Absorptionslösung
- Ionenchromatografie (Sulfat-Bestimmung)

IOS (Wasser) 1994/95, 1996, 1998

Methodenbeschreibung in [5]
- Offline-Ionenpaar-Extraktion (Festphasenanreicherung an RP C_{18}-Material nach Zugabe von Tetrabutylammoniumbromid, Elution mit Methanol)
- ICP/OES (Gesamt-Schwefel-Bestimmung)
- Subtraktion des durch Ionenchromatografie ermittelten Restgehalts an Sulfat-Schwefel

Aromatische Sulfonate (Wasser) 1994/95, 1996, 1998

Methodenbeschreibung in [6]
- Online-Ionenpaar-Extraktion (Festphasenanreicherung an RP C_{18}-Material nach Zugabe von Tetrabutylammoniumbromid, Elution durch HPLC)
- HPLC/DAD und HPLC/FLD

Aliphatische Amine (Wasser) 1995

Methodenbeschreibung in [7]
- Derivatisierung mit Benzolsulfonsäurechlorid
- Flüssig-Flüssig-Extraktion mit Dichlormethan
- GC/MS

Chlorcarbonsäuren (Wasser) 1995
Methodenbeschreibung in [8]
- Flüssig-Flüssig-Extraktion mit Methyl-tert.-butylether
- Derivatisierung mit Diazomethan
- GC/ECD und GC/MS

Glyphosat und AMPA (Wasser) 1998
Methodenbeschreibung in [9]
- Festphasenanreicherung an Kationenaustauscher, Elution mit Salzsäure
- zweistufige Nachsäulenderivatisierung mit Hypochlorit und o-Phthaldialdehyd
- HPLC/FLD

Phosphorsäureester, DEET (Wasser) 1998
Methodenbeschreibung in [10]
- Festphasenanreicherung an RP C_{18}-Material, Elution mit Aceton
- GC/MS

Labor Dr. Wiertz – Dipl.-Chem. Eggert – Dr. Jörissen GmbH, Hamburg

Phosphorsäureester, DEET (Schwebstoffbürtige Sedimente) 1998, 1999 sowie
Phosphorsäureester (Sediment) 1999
Methodenbeschreibung in [11]
- Gefriertrocknung der Probe
- Extraktion mit Toluol
- GC/MS

Phosphorsäureester (Wasser) 1999
- Flüssig-Flüssig-Extraktion mit n-Hexan/Toluol
- GC/MS

Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie, Labor für Organische Mikroanalytik

Phosphorsäureester, DEET, Desmetryn und Ethofumesat,
Arylsulfone, 2-Methylthiobenzothiazol, Pentachloranisol (Wasser) 1996
Methodenbeschreibung in [12]
- Flüssig-Flüssig-Extraktion mit n-Hexan und parallel mit Dichlormethan
- GC/MS

Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie, Labor Sülldorf, Hamburg

Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (Schwebstoffbürtige Sedimente) 1996
Methodenbeschreibung in [13]
- Probentrocknung (nach Zentrifugieren) in Clean Bench bei Raumtemperatur
- SFE (Supercritical Fluid Extraction) mit Kohlendioxid, Modifier Methanol
- GC/MS

TNO-Institut für Umwelt, Apeldoorn, Niederlande

28 Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG:
Stoff-Nr. 2, 72, 74 (Wasser) 1998
- Flüssig-Flüssig-Extraktion mit Dichlormethan
- Derivatisierung mit Pentafluorbenzoylchlorid
- GC/MS

Stoff-Nr. 22, 66 (Wasser) 1998
- Anreicherung durch Mikrodestillation
- GC/ECD

Stoff-Nr. 14, 16 (Wasser) 1998
- Flüssig-Flüssig-Extraktion mit Diethylether
- Derivatisierung mit Diazomethan (nur Stoff-Nr. 16)
- GC/ECD

Stoff-Nr. 36, 37, 57, 67, 68, 78, 87, 128 (Wasser) 1998
(nach der niederländischen Methode NEN 6407)
- Purge & Trap
- GC/MS

übrige 13 Stoffe (Wasser) 1998
(nach der EPA-Methode 8270)
- Flüssig-Flüssig-Extraktion mit Dichlormethan
- GC/MS

Institut für Wasserforschung, Dortmund

Triarylphosphate (Wasser) 1995
Methodenbeschreibung in [14]
- Flüssig-Flüssig-Extraktion mit n-Hexan
- GC/NPD und GC/MS

4. Darstellung und Bewertung der Ergebnisse

4.1 Organische Schwefelverbindungen

4.1.1 AOS und IOS

Die Summenmessgrößen AOS und/oder IOS wurden in den Jahren 1994, 1995, 1996 und 1998 in Oberflächenwasser bestimmt.

Stoffeigenschaften

Beim AOS werden die an Aktivkohle Adsorbierbaren Organischen Schwefelverbindungen angereichert und anschließend als Summe bestimmt. Auch wenn der AOS bereits Anfang der 80er Jahre entwickelt worden ist, stellt er doch bis heute eine relativ „heikle“ Messgröße dar. Beispielweise muss die benötigte schwefelarme Aktivkohle selber aufwendig hergestellt werden. Nach [15] ist die AOS-Bestimmung derzeit noch nicht ausgereift; die Aufnahme als DIN-Methode ist bislang nicht zustandegekommen.

Beim IOS, dem Ionenpaar-extrahierbaren Organischen Schwefel, werden die ionischen schwefelhaltigen Verbindungen durch Zugabe eines Ionenpaarbildners in Ionenpaare umgesetzt und als solche (gemeinsam mit unpolaren schwefelorganischen Substanzen) an Festphasen aufkonzentriert. Die Messgröße besteht seit Anfang der 90er Jahre.

In Kapitel 3.3 sind die Methoden zu AOS und IOS kurz beschrieben. Die AOS- bzw. IOS-Ergebnisse werden auf Schwefel umgerechnet, d. h. die Konzentrationsangaben erfolgen in der Einheit µg S / l. Sowohl der AOS als auch der IOS erfassen nur jeweils einen Ausschnitt der Gesamtheit schwefelorganischer Verbindungen; dabei sind die beiden Teilmengen nicht deckungsgleich. Die zwei Messgrößen besitzen i. a. die gleiche Größenordnung; da sich hinter ihnen nicht die gleiche Stoffpalette verbirgt, wird oftmals keine gute Korrelation zwischen AOS- und IOS-Werten erhalten. – An dieser Stelle soll außerdem auf den engen methodischen Zusammenhang zwischen der IOS-Bestimmung und der Bestimmung der aromatischen Sulfonate (siehe Kapitel 4.1.2) hingewiesen werden: Das Anreicherungsverfahren ist in beiden Fällen das gleiche; mit dem Extrakt wird dann entweder die Einzelstoffanalyse oder die Summenbestimmung durchgeführt.

Die schwefelorganischen Verbindungen in Gewässern sind sowohl geogener als auch anthropogener Herkunft. In [15] wurde der Versuch unternommen, die IOS-Werte des Elbewassers einzelnen Stoffgruppen zuzuordnen. Die natürlich vorkommenden schwefelhaltigen Humin- und Fulvinsäuren sowie die Ligninsulfonsäuren, die bei der Zellstoffherstellung entstehen, bilden einen großen Teil des IOS. Daneben stellen die aromatischen Sulfonsäuren und die als Tenside gebrauchten linearen Alkylbenzolsulfonate (LAS) weitere Bestandteile des IOS dar.

Der aerob leicht abbaubare Anteil des IOS bzw. AOS im Elbewasser wurde in Laborexperimenten ermittelt [15]: Er betrug für beide Messgrößen ungefähr 30 %. In Adsorptionsversuchen an Aktivkohle wurde der trinkwasserrelevante IOS-Anteil im Elbewasser bestimmt [16]; dieser lag bei ungefähr 50 %. Der Wert kann je nach Rohwasserqualität und Adsorptionsverfahren in den Wasserwerken variieren. – Aufgrund der Vielzahl der mit dem AOS

oder IOS erfassten Substanzen lassen sich aus den Ergebnissen keine Aussagen hinsichtlich Toxizität oder Ökotoxikologie ableiten.

Ergebnisse der Untersuchungen

Folgende Untersuchungen wurden in Proben der Elbe und der drei Nebenflussmündungen vorgenommen:

1994	IOS	3 Messstellen	je 3 Proben	(siehe Tabelle A 1)
1995	IOS und AOS	3 Messstellen	je 3 Proben	(siehe Tabelle A 1)
1996	IOS und AOS	7 Messstellen	je 6 Proben	(siehe Tabelle A 2)
1998	AOS und z.T. IOS	10 Messstellen	je 2 Proben	(siehe Tabelle A 3).

Die wesentlichen Ergebnisse sind im Folgenden zusammengefasst. Tabelle 2 zeigt die in den einzelnen Jahren erhaltenen Mittelwerte und Tabelle 3 die Minimal-, Mittel- und Maximalwerte im Jahr 1996.

Tab. 2: AOS und IOS in Oberflächenwasser, Mittelwerte [µg/l]
(ARGE ELBE)

Messstelle	**1994 (n = 3)**	**1995 (n = 3)**		**1996 (n = 6)**		**1998 (n = 2)**
	IOS	**AOS**	**IOS**	**AOS**	**IOS**	**AOS**
Schmilka	237	173	150	151	158	165
Dommitzsch	-	-	-	-	-	145
Gorsdorf (Schw. Elster)	-	-	-	-	-	150
Dessau (Mulde)	-	-	-	121	103	115
Rosenburg (Saale)	-	-	-	214	167	195
Magdeburg	-	-	-	166	139	165
Schnackenburg	210	163	120	167	135	145
Bunthaus	-	-	-	-	-	135
Seemannshöft	170	340	123	161	132	150
Grauerort	-	-	-	204	126	140

Tab. 3: AOS und IOS in Oberflächenwasser, 1996 [µg/l]
(ARGE ELBE)

Messstelle	**AOS**			**IOS**		
	Minimum	**Mittelwert**	**Maximum**	**Minimum**	**Mittelwert**	**Maximum**
Schmilka	120	151	180	69	158	220
Dessau (Mulde)	95	121	150	78	103	140
Rosenburg (Saale)	140	214	300	120	167	220
Magdeburg	130	166	200	120	139	160
Schnackenburg	140	167	190	99	135	140
Seemannshöft	140	161	180	110	132	140
Grauerort	160	204	350	110	126	140

Die Mittelwerte lagen an allen Messstellen i. d. R. bei 120 - 240 µg/l AOS bzw. IOS; in etwa der Hälfte der Fälle betrugen sie 150 - 170 µg/l. In Tabelle 3 ist zu erkennen, dass die Werte keine besonders großen zeitlichen Schwankungen aufwiesen; an den einzelnen Orten unterschieden sich Minimum und Maximum i. a. nur um den Faktor 1,3 bis 2. Dies steht in Einklang mit der Beobachtung in [15], dass die AOS- und IOS-Konzentrationen in der Elbe keinen periodischen Einflüssen unterliegen und dass kein signifikanter Zusammenhang zum Abfluss besteht.

In Hamburg wurden zwei „Ausreißerwerte" festgestellt: 1995 lag ein AOS-Wert in Seemannshöft bei 680 µg/l und 1996 ein AOS-Wert in Grauerort bei 350 µg/l. Gleichzeitig befanden sich die IOS-Werte dieser Proben im ganz normalen Bereich.

Das Verhältnis von AOS zu IOS ist relativ konstant: Der AOS fällt etwas höher als der IOS aus; von drei Ausnahmen abgesehen betrug der AOS/IOS-Quotient 1 bis 1,7. Dies entspricht in etwa der in der Literatur beschriebenen Relation, dass die IOS-Werte in Fließgewässern meist 10 - 20 % unter den entsprechenden AOS-Werten liegen [17].

Betrachtet man den organischen Schwefelgehalt entlang des Elbeverlaufs, ist vielfach kein ausgeprägter Trend zu erkennen. Die Mulde, ein ansonsten stark belasteter Nebenfluss, zeigte interessanterweise beim AOS bzw. IOS die niedrigsten Werte aller Messstellen. Die Saale wies die höchsten Konzentrationen mit organischen Schwefelverbindungen auf; insbesondere die AOS-Werte waren hier relativ hoch (AOS-Mittelwert in 1996 bzw. 1998: ca. 200 µg/l).

Da in allen auf AOS oder IOS untersuchten Proben auch die aromatischen Sulfonate als Einzelsubstanzen bestimmt worden sind (siehe nächstes Kapitel), war es möglich, den Anteil der Sulfonate am gesamten organischen Schwefel zu berechnen. Hierzu wurden die Werte der einzelnen Sulfonate auf Schwefelbasis umgerechnet, aufaddiert und anschließend mit den IOS-Werten der jeweiligen Proben ins Verhältnis gesetzt (für 1998 konnte dies nur mit den AOS-Werten geschehen). Im überwiegenden Teil der Fälle resultierte ein Anteil von 0,5 - 3 %, d. h. die *identifizierten* aromatischen Sulfonate machten 0,5 - 3 % des IOS-Gehalts aus. Es kamen aber auch einige Ausnahmen vor: In Schmilka gab es 1994/95 3 Proben, in denen der Sulfonat-Anteil bei 6 - 7 % lag. In allen Proben der Saale und in den beiden der Schwarzen Elster betrug der Sulfonat-Anteil lediglich 0,1 - 0,2 %; dies ging auf unterdurchschnittlich niedrige Sulfonatgehalte (und nicht auf überdurchschnittlich hohe IOS-Werte) zurück.

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Für die Elbe gibt es weitere AOS- und IOS-Angaben, die sich im o. g. Wertebereich bewegen. In [16] wurden Ergebnisse aus Monatsmischproben gemittelt, die im Herbst 1992 in der Elbe bei Schmilka, Dresden und Torgau analysiert wurden:

IOS-Mittelwert = 220 µg/l.

Im Zeitraum September 1995 bis September 1997 wurden in der Elbe bei Torgau folgende Werte erhalten [15]:

IOS-Mittelwert = 129 µg/l (n = 47), AOS-Mittelwert = 175 µg/l (n = 20).

AOS-Werte, die im Auftrag der Stadtwerke Dresden bestimmt wurden, sind in Tabelle 4 enthalten; dabei handelt es sich um rechtselbische Werte [18]. Eine Aussage zur zeitlichen Entwicklung sollte man aus diesen Werten wegen der kleinen Probenanzahl nicht ableiten, zumal die Proben Stichproben und keine Mischproben darstellen.

Tab. 4: AOS in Oberflächenwasser [µg/l]
(Elbe bei Dresden-Hosterwitz) [18]

Jahr	n	Minimum	Mittelwert	Maximum
1995	9	35	203	302
1996	12	187	276	464
1997	4	180	190	199
1998	5	125	170	207
1999	4	129	147	165

Für AOS und IOS liegen viele Vergleichsdaten aus anderen Gebieten vor; sie sind in Tabelle 5 zusammengestellt.

Tab. 5: AOS und IOS in Oberflächenwasser, Mittelwerte [µg/l]
(andere Gebiete)

Fluss	Ort	Jahr	n	Probe*	AOS	IOS	Lit.
Donau	Leipheim	1995/96	4	S	62	60	[17]
Donau	Passau	1995/96	4	S	49	50	[17]
Donau	Wien	1995/96	4	S	40	42	[17]
Rhein	Schaffhausen	1997	13	M	18	-	[19]
Rhein	Karlsruhe	1997	13	M	44	-	[19]
Rhein	Mainz	1997	26	M	72	-	[20]
Rhein	Düsseldorf	1997	13	M	78	-	[20]
Main	Bischofsheim	1997	52	M	135	-	[20]
Neckar	Stuttgart	1997	13	M	85	-	[19]
Kocher	Mündung	1997/98	3	S	70	60	[21]
Nidda	Mündung	1996 - 98	3	S	-	92	[22, 23]
Lahn	Limburg	1996 - 98	3	S	-	76	[22, 23]
Fulda	Hann. Münden	1996 - 98	3	S	-	50	[22, 23]
Werra	Witzenhausen	1996 - 98	3	S	-	39	[22, 23]
Schwarzbach	Mündung	1996 - 98	3	S	-	302	[22, 23]
Rodau	Mündung	1996 - 98	3	S	-	210	[22, 23]

* S: Stichprobe, M: Mischprobe

Die AOS-Mittelwerte in den verschiedenen Fließgewässern zeigen eine große Bandbreite:

- Die Donau war mit 40 - 60 µg/l relativ schwach belastet.

- Im Rhein nahmen die AOS-Werte im Längsprofil von 20 auf 80 µg/l zu.
- Neckar, Kocher und vier mittelgroße hessische Flüsse hatten Werte von 40 - 90 µg/l.
- Der Main hatte einen deutlich höheren AOS-Wert von 135 µg/l.
- Schwarzbach und Rodau fielen mit IOS-Werten von 200 - 300 µg/l vollkommen aus dem sonstigen Rahmen; hierzu ist aber anzumerken, dass diese beiden kleinen Gewässer bei mittlerem Niedrigwasserabfluss zu 100 % aus kommunalem Kläranlagenablauf bestehen.

Beim Vergleich der AOS-Werte von Rhein und Elbe sieht man die nach wie vor hohe Belastung der Elbe mit organischen Schwefelverbindungen. Das Konzentrationsniveau in der Elbe war ca. doppelt so hoch wie im Rhein bei Düsseldorf. Dieser Unterschied um etwa den Faktor 2 wurde auch in [16] für das Jahr 1992 festgestellt.

Bewertung der Ergebnisse

Im sog. IAWR-Rhein-Memorandum von 1995 hat die Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet Qualitätsanforderungen für eine Reihe von Wasserinhaltsstoffen, u. a. auch für den AOS, festgelegt [24]. Diese Qualitätsziele sind an den Erfordernissen der Trinkwasserversorgung ausgerichtet und sollen vom 90-Perzentilwert eingehalten werden. Der Zielwert für AOS beträgt hiernach 80 µg/l.

Vergleicht man die von der Elbe erhaltenen AOS-Werte mit diesem Rhein-Richtwert, ergeben sich durchgehend Überschreitungen: *Alle* AOS-Werte der ARGE ELBE lagen über dem Wert von 80 µg/l AOS und betrugen oftmals das Zweifache oder noch mehr des Richtwerts. (Zum Vergleich: 1998 wurde der Zielwert am Rhein erstmals auch zwischen Mainz und Düsseldorf eingehalten und dies sogar von den 90-Perzentilwerten [25]).

Aufgrund der hohen AOS-Belastung der Elbe ist weiterhin die Forderung nach einer wirksamen Verringerung des Eintrags organischer Schwefelverbindungen zu stellen, denn der biologisch resistente und schwer adsorbierbare Anteil des AOS bzw. IOS zählt zu den trinkwasserrelevanten Stoffgruppen [18].

4.1.2 Aromatische Sulfonate

Die aromatischen Sulfonate wurden – ebenso wie der AOS bzw. IOS – in den Jahren 1994, 1995, 1996 und 1998 in Oberflächenwasser untersucht. Der Substanzklasse gehören viele verschiedene Stoffe an; welche davon im Einzelnen analysiert wurden, ist Tabelle 6 zu entnehmen.

Verwendung und Stoffeigenschaften

Wie bereits im vorangehenden Kapitel erwähnt, sind die aromatischen Sulfonate eine wichtige Stoffgruppe der in Gewässern vorkommenden schwefelorganischen Verbindungen. Die hier betrachteten Sulfonate leiten sich im wesentlichen von vier Grundgerüsten ab; sie stellen sulfonierte Derivate von Benzol, Naphthalin, Anthrachinon und Stilben dar. Neben dem Gerüsttyp unterscheiden sich die Sulfonate hinsichtlich der Anzahl und Position der SO_3H-Gruppen; außerdem können noch weitere funktionelle Gruppen wie z. B. Amino-, Hydroxy- oder Nitrogruppen hinzukommen.

Die aromatischen Sulfonate werden in der chemischen Industrie in erheblichem Umfang hergestellt und weiterverarbeitet. Sie spielen in der industriellen organischen Chemie bereits seit etwa einem Jahrhundert eine wichtige Rolle. Ins Blickfeld der Umweltanalytik sind sie jedoch erst vor etwa zehn Jahren gerückt, als entsprechend empfindliche Analysenmethoden für ihre Bestimmung in der aquatischen Umwelt zur Verfügung standen. In anthropogen beeinflussten Fließgewässern sind sie ubiquitär anzutreffen.

Die Benzolsulfonate sind Zwischenprodukte bei der Herstellung von Farbstoffen, optischen Aufhellern, Weichmachern, Pharmaka und anderen Produkten. Die Naphthalinsulfonate sowie die Anthrachinonsulfonate werden als Ausgangs- und Zwischenprodukt bei der Farbstoff-Synthese gebraucht. Die Stilbensulfonate finden Anwendung als Vorstufe für fluoreszierende Weißmacher. Bei den beschriebenen Verwendungszwecken gelangen die Sulfonate vorwiegend im Rahmen des *Herstellungs*prozesses in die Gewässer. – Daneben gibt es auch aromatische Sulfonate, die hauptsächlich aus der *Anwendung* stammen [26]. Bei den sulfonierten Naphthalin-Formaldehyd-Kondensaten (SNFK) handelt es sich um technische Mischungen, die außer aus verschiedenen monomeren Naphthylsulfonaten zum größeren Teil aus oligomeren und polymeren Kondensaten bestehen. Diese sulfonierten Kondensate sind technisch wichtige Dispergiermittel, die insbesondere als Betonverflüssiger, synthetischer Gerbstoff oder als Hilfsstoff in der Textil- und Papierindustrie eingesetzt werden. Eine dieser SNFK-Verbindungen, das dimere Kondensationsprodukt 8,8´-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat, war auch Bestandteil des Untersuchungsprogramms der ARGE ELBE.

Die aromatischen Sulfonate sind sehr gut wasserlöslich und haben negative Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten [27]. Da sie starke Säuren darstellen, liegen sie als Anion gelöst vor. Aufgrund ihrer Eigenschaften ist keine nennenswerte Bioakkumulation oder Feststoffadsorption zu erwarten. – Die biologische Abbaubarkeit variiert innerhalb dieser Substanzklasse stark und hängt von der jeweiligen Sulfonatstruktur ab: Es gibt leicht abbaubare Verbindungen (u. a. Naphthalin-2-sulfonat) bis hin zu nicht abbaubaren Vertretern wie beispielsweise Naphthalin-1,5-disulfonat oder Naphthalin-1,3,6-trisulfonat [27].

Die Angaben zur Toxizität und Ökotoxizität von aromatischen Sulfonaten sind recht unvollständig (und manchmal auch widersprüchlich); dies hängt wahrscheinlich mit der Verwendung vieler Sulfonate als *Zwischen-* und nicht als Verbraucherprodukt zusammen [27]. Die bei Säugetieren erhaltenen LD_{50}-Werte liegen im g/kg-Bereich, d. h. die akute Giftigkeit ist als gering anzusehen. Es fehlen jedoch Daten zur chronischen Toxizität, da keine Langzeiteffekte untersucht worden sind. Tests an aquatischen Organismen wurden bislang nur für sehr wenige Sulfonate durchgeführt; dabei zeigten sich aquatoxische Effekte erst ab einer Sulfonatkonzentration von 0,1 g/l [27]. Unter den 5 Sulfonaten, die auf Gentoxizität getestet worden sind und die im Ames-Test negative Ergebnisse hatten, befindet sich u. a. auch Naphthalin-1,5-disulfonat [27].

Ergebnisse der Untersuchungen

Die aromatischen Sulfonate wurden in denselben Proben, in denen auch der AOS/IOS bestimmt wurde, analysiert. Bezüglich der Anzahl der Messstellen und Beprobungen pro Jahr wird deshalb auf die entsprechenden Angaben in Kapitel 4.1.1 oder auch auf Tabelle 7 verwiesen. Die vollständigen Ergebnis-Tabellen befinden sich im Anhang (siehe Tabelle B 1, B 2 und B 3). In Tabelle 6 sind alle analysierten Sulfonate zusammengestellt.

Tab. 6: Analysierte aromatische Sulfonate in Oberflächenwasser, Positivbefunde (+) und Negativbefunde (–) in allen Untersuchungsjahren (1994, 1995, 1996, 1998) (ARGE ELBE)

Aromatische Sulfonate	+	–	Aromatische Sulfonate	+	–
Naphthalinsulfonate			***Benzolsulfonate***		x
Naphthalin-1-sulfonat	x		Benzol-1,3-disulfonat		x
Naphthalin-2-sulfonat	x		4-Methylbenzolsulfonat		x
Naphthalin-1,3-disulfonat		x	3-Nitrobenzolsulfonat		x
Naphthalin-1,5-disulfonat	x		3-Chlor-4-methylbenzolsulfonat		x
Naphthalin-1,6-disulfonat	x		2-Amino-5-methylbenzolsulfonat		x
Naphthalin-1,7-disulfonat	x		5-Nitro-2-methylbenzolsulfonat		x
Naphthalin-2,6-disulfonat	x		2-Chlor-5-nitrobenzolsulfonat		x
Naphthalin-2,7-disulfonat	x		2-Amino-5-chlor-4-methylbenzolsulfonat		x
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	x				
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	x		***Anthrachinonsulfonate***		
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat*		x	Anthrachinon-2-sulfonat***		x
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulf.	x		Anthrachinon-1,5-disulfonat		x
1-Aminonaphthalin-4-sulfonat		x	Anthrachinon-1,8-disulfonat	x	
1-Aminonaphthalin-7-sulfonat		x	Anthrachinon-2,6-disulfonat		x
2-Aminonaphthalin-1-sulfonat		x	1-Amino-4-bromanthrachinon-2-sulfonat		x
2-Aminonaphthalin-6-sulfonat		x			
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	x		***Stilbensulfonate (und andere Sulfonate)***		
2-Aminonaphthalin-3,6-disulfonat**		x	cis-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat		x
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	x		trans-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat		x
1-Hydroxynaphthalin-4-sulfonat		x	cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	x	
2-Hydroxynaphthalin-6-sulfonat		x	trans-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat		x
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	x		2-Hydroxy-4,6-bis(4-sulfanilo)-1,3,5-triazin		x
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	x				
1-Amino-8-hydroxynaph.-2,4-disulf.		x	* nur in 2 Probenahmeserien 1996 vertreten		
1-Amino-8-hydroxynaph.-3,6-disulf.		x	** nur in 2 Proben bei und nach Schmilka 1998 vertreten		
2-Amino-5-hydroxynaph.-7-sulfonat		x	*** nur in 1 Probe bei Schmilka 1996 vertreten		

Über die Hälfte der insgesamt 44 analysierten aromatischen Sulfonate waren in keiner Elbeprobe nachzuweisen. Im wesentlichen wurden von 16 Substanzen Positivbefunde erhalten. Die Palette der untersuchten Verbindungen war in den einzelnen Messjahren weitgehend identisch; lediglich 1994 fehlten noch sechs und 1995 zwei der aufgeführten Stoffe in den Messreihen. (Anmerkung zur Tabelle B 2 im Anhang: Auch 1996 wurde das gleiche Stoffspektrum analysiert, auch wenn diese Tabelle *nur* die nachgewiesenen Sulfonate enthält.)

Da die Darstellung der Ergebnisse aller 16 aromatischen Sulfonate zu umfangreich wäre, wurde in den ersten beiden der folgenden drei Tabellen der Weg gewählt, einerseits die Konzentrationen der Sulfonatsummen und andererseits – quasi stellvertretend – die von Naphthalin-1,3,6-trisulfonat anzugeben, denn diese Substanz ist die dominierende Komponente in der Elbe [28] und gehört zudem zu den trinkwasserrelevanten Sulfonaten (siehe Abschnitt Bewertung der Ergebnisse). In Tabelle 7 sind die Mittelwerte aus allen Probenahmejahren, in Tabelle 8 die Minimal-, Mittel- und Maximalwerte aus dem Jahr 1996 zusammengefasst.

Tab. 7: Summe der aromatischen Sulfonate und Naphthalin-1,3,6-trisulfonat ($NTS_{1,3,6}$) in Oberflächenwasser, Mittelwerte [µg/l] (ARGE ELBE)

Messstelle	**1994 (n = 3)**		**1995 (n = 3)**		**1996 (n = 6)**		**1998 (n = 2)**	
	Summe	**$NTS_{1,3,6}$**	**Summe**	**$NTS_{1,3,6}$**	**Summe**	**$NTS_{1,3,6}$**	**Summe**	**$NTS_{1,3,6}$**
Schmilka	43,4	16,2	29,5	7,4	13,7	3,6	22,4	5,3
Dommitzsch	-	-	-	-	-	-	31,3	5,5
Gorsdorf (Schw. Elster)	-	-	-	-	-	-	0,4	0,1
Dessau (Mulde)	-	-	-	-	8,5	1,7	18,8	3,8
Rosenburg (Saale)	-	-	-	-	1,1	0,1	1,2	0,1
Magdeburg	-	-	-	-	8,6	2,8	13,2	3,6
Schnackenburg	29,5	13,6	6,2	1,6	9,3	3,5	13,1	3,2
Bunthaus	-	-	-	-	-	-	9,6	3,1
Seemannshöft	10,6	6,4	6,9	1,1	6,4	2,8	7,6	2,6
Grauerort	-	-	-	-	6,2	2,5	6,9	3,5

Tab. 8: Summe der aromatischen Sulfonate und Naphthalin-1,3,6-trisulfonat in Oberflächenwasser, 1996 [µg/l] (ARGE ELBE)

Messstelle	**Summe**			**Naphthalin-1,3,6-trisulfonat**		
	Minimum	**Mittelwert**	**Maximum**	**Minimum**	**Mittelwert**	**Maximum**
Schmilka	4,3	13,7	21,0	0,6	3,6	8,2
Dessau (Mulde)	4,9	8,5	15,8	1,0	1,7	2,5
Rosenburg (Saale)	0,7	1,1	1,7	< 0,02	0,1	0,3
Magdeburg	3,1	8,6	15,2	1,0	2,8	9,0
Schnackenburg	2,1	9,3	19,2	0,6	3,5	10,0
Seemannshöft	2,0	6,4	12,5	0,5	2,8	7,4
Grauerort	1,2	6,2	11,9	0,3	2,5	5,7

Tab. 9: Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasser, Maximalwerte der 16 Sulfonate mit Positivbefunden (ARGE ELBE)

	Schmilka (1994)	Schmilka (1995)	Schmilka (1996)	Schmilka (1998)	Dommitzsch (1998)	Gorsdf. (Schw. Elster) (1998)	Dessau (Mulde) (1996)	Dessau (Mulde) (1998)	Rosenbg. (Saale) (1996)	Rosenbg. (Saale) (1998)	Magdeburg (1996)	Magdeburg (1998)	Schnackenburg (1994)	Schnackenburg (1995)	Schnackenburg (1996)	Schnackenburg (1998)	Bunthaus (1998)	Seemannshöft (1994)	Seemannshöft (1995)	Seemannshöft (1996)	Seemannshöft (1998)	Grauerort (1996)	Grauerort (1998)
Naphthalin-1-sulfonat		1 - 10 µg/l	< 1 µg/l		< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l		< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l		< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l		< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	
Naphthalin-2-sulfonat	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l
Naphthalin-1,5-disulfonat	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l
Naphthalin-1,6-disulfonat	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l
Naphthalin-1,7-disulfonat		1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l		< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l		1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l
Naphthalin-2,6-disulfonat	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l			< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l
Naphthalin-2,7-disulfonat	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat		1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l		< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l		< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	> 10 µg/l	> 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	> 10 µg/l	1 - 10 µg/l	> 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l
8,8'-Methylenbis-2-naph.sulfonat			< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l			< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l			< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l
2-Aminonaph.-1,5-disulfonat	1 - 10 µg/l	> 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l		1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l
2-Aminonaph.-4,8-disulfonat	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l		1 - 10 µg/l	> 10 µg/l	< 1 µg/l		< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l
1-Hydroxynaph.-3,6-disulfonat	1 - 10 µg/l		1 - 10 µg/l										1 - 10 µg/l		< 1 µg/l								
2-Hydroxynaph.-3,6-disulfonat	> 10 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	> 10 µg/l		< 1 µg/l				1 - 10 µg/l		1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l				1 - 10 µg/l	< 1 µg/l		< 1 µg/l	
Anthrachinon-1,8-disulfonat	1 - 10 µg/l			1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l							1 - 10 µg/l	< 1 µg/l			1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l				1 - 10 µg/l		
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l						1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l		< 1 µg/l	1 - 10 µg/l	< 1 µg/l	

< BG

< 1 µg/l

1 - 10 µg/l

> 10 µg/l

Die Mittelwerte in Tabelle 7 zeigen sehr hohe 1994er Werte für Schmilka; von ihnen abgesehen lagen die mittleren Sulfonat-Summengehalte in der Elbe und Mulde bei 6 - 30 µg/l und die Naphthalin-1,3,6-trisulfonat-Gehalte bei 2 - 7 µg/l. In allen Beprobungsjahren ist das gleiche Konzentrationsprofil entlang der Elbe zu erkennen: In Schmilka wurden immer die höchsten Werte festgestellt, und im weiteren Flussverlauf nahmen die Sulfonatgehalte allmählich ab. Auch in der Mulde traten relativ hohe Sulfonatwerte auf; hingegen wiesen die Saale und die Schwarze Elster sehr niedrige Konzentrationen dieser Substanzklasse auf.

Aus Tabelle 8 ist die zeitliche Variationsbreite der Sulfonatwerte im Jahr 1996 zu ersehen. Beim Summengehalt unterschieden sich Minimum und Maximum um den Faktor 5 - 10; die Werte von Naphthalin-1,3,6-trisulfonat lagen innerhalb eines Jahres um mehr als das Zehnfache auseinander. Derartig hohe Konzentrationsschwankungen kamen auch bei manchen der übrigen analysierten Sulfonate vor. Der Wechsel zwischen Spitzenwerten und sehr niedrigen Werten deutet auf industrielle Emissionen hin und ist beispielsweise durch Batchproduktion bedingt.

In Tabelle 9 wird die Betrachtung auf alle 16 nachgewiesenen Sulfonate ausgedehnt. In ihr sind die Maximalwerte pro Messstelle und Jahr farbig dargestellt. Generell ist zu den Sulfonaten mit Positivbefunden zu sagen, dass die Messwerte zwischen Bruchteilen von µg/l und mehreren µg/l ausfielen (siehe Tabelle B 1 bis B 3). Teilweise lagen die Werte durchgehend oberhalb der Bestimmungsgrenze, teilweise sowohl über als auch unter ihr (BG bei den Naphthalinsulfonaten: 0,02 µg/l, BG bei den übrigen Sulfonaten: 0,2 - 0,5 µg/l).

In Tabelle 9 ist zu sehen, dass die *Naphthalin*sulfonate den Hauptbestandteil der Sulfonatbelastung stellen (14 von 16 Sulfonaten). Es gibt einzelne Sulfonate, deren Maximalwerte immer unter 1 µg/l betrugen (Naphthalin-1- und Naphthalin-2-sulfonat, Naphthalin-2,6-disulfonat oder 8,8´-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat). Daneben kamen viele Fälle mit Werten von 1 - 10 µg/l vor; einige Spitzenkonzentrationen über 10 µg/l traten bei Naphthalin-1,3,6-trisulfonat, 2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat und 2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat auf. 2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat, das in der Mulde über 10 µg/l aufwies, gehört zum Spektrum der Mulde-Sulfonate [28].

Der farbigen Tabelle ist zu entnehmen, dass die meisten hohen Werte an der Messstelle Schmilka festgestellt wurden; nicht erkennbar in dieser Darstellungsform ist die Konzentrationsabnahme im weiteren Verlauf der Elbe. Wiederum gut zu sehen ist das sehr niedrige Sulfonat-Konzentrationsniveau in Schwarzer Elster und Saale.

Die Haupteintragsquelle der aromatischen Sulfonate sind chemische Betriebe der tschechischen Republik, wie u. a. in [28] angegeben ist. Daneben spielen auch die Einleitungen in die Mulde eine Rolle. Weitere Sulfonat-Einleiter entlang der Elbe konnten nicht in Erfahrung gebracht werden. In Brunsbüttel befindet sich noch ein weiterer Sulfonat-relevanter Betrieb; da dieser stromabwärts von Grauerort liegt, wurde er in den vorliegenden Beprobungsreihen nicht erfasst.

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Für die Elbe liegen einige Vergleichswerte vor, die im Folgenden wiedergegeben werden. In Tabelle 10 sind Sulfonat-Summengehalte enthalten, die bei Dresden-Hosterwitz analysiert wurden [18]; ihnen lag eine ähnliche Sulfonat-Palette wie den o. g. Werten zugrunde.

Tab. 10: Summe der aromatischen Sulfonate in Oberflächenwasser [µg/l] (Elbe bei Dresden-Hosterwitz) [18]

Jahr	n	Mittelwert
1995	10	40,9
1996	12	29,5
1997	9	64,2
1998	5	67,2
1999	4	13,8

Die Mittelwerte der Sulfonatsummenkonzentrationen bei Dresden befanden sich zwischen 14 µg/l und 67 µg/l und damit im gleichen Bereich wie die ARGE ELBE-Werte bei Schmilka (1994 - 1998: 14 - 43 µg/l). Die großen Unterschiede der Ergebnisse in den einzelnen Jahren gehen auf die grundsätzlich stark variierenden Sulfonatgehalte zurück; außerdem basierten die Untersuchungen nur auf relativ wenigen Proben, die zudem Stichproben waren. (Den niedrigen 1999er Wert sollte man nicht als Sulfonat-Rückgang interpretieren.)

Tabelle 11 zeigt Konzentrationen von Naphthalin-1,3,6-trisulfonat, die über mehrere Jahre an der Elbe und der Mulde erhalten wurden [28].

Tab. 11: Naphthalin-1,3,6-trisulfonat in Oberflächenwasser, 50-Perzentilwerte [µg/l] (Elbe und Mulde) [28]

Messstelle	1994	1995	1996	1997	1998
Schmilka	11	4,5	4,2	17	11
Dresden	11	8,6	8,1	12	11
Torgau	16	5,8	4,5	13	9,4
Dessau (Mulde)	-	-	2,6	2,6	2,5
Wittenberge	5,2	2,4	2,8	5,0	3,6

Die 50-Perzentilwerte für Naphthalin-1,3,6-trisulfonat lagen an den vier Elbe-Messstellen i. d. R. bei 3 - 13 µg/l; daneben gab es zwei Spitzenwerte von 16 bzw. 17 µg/l (Torgau, 1994 bzw. Schmilka, 1997). Zwischen Schmilka und Wittenberge nahmen die Konzentrationen – von 3 Ausnahmen abgesehen – ab. An der Mulde betrugen die entsprechenden Werte 1996 bis 1998 jeweils 2,5 µg/l. Auch bei den Werten dieser Tabelle war eine weitgehende Übereinstimmung mit den ARGE ELBE-Ergebnissen feststellbar.

Ein Rückgang der Sulfonatkonzentrationen in der Elbe war während des Zeitraums 1994 bis 1998 bei den 50-Perzentilwerten der einzelnen Jahre nicht zu erkennen: Weder bei den Naphthalin-1,3,6-trisulfonat-Konzentrationen von Tabelle 11 noch bei den in [28] dargestellten

Naphthalinsulfonat-Summengehalten war eine Abnahme zu beobachten. Dabei ist hervorzuheben, dass diese Werte aus Monatsmischproben gewonnen wurden. Lediglich die *Maximal*-werte der Naphthalinsulfonate wiesen eine absinkende Tendenz auf [28].

Abschließend sollen noch einige Ergebnisse von Untersuchungen aromatischer Sulfonate in der Elbe aus [29] vorgestellt werden. Im Spätsommer 1996 wurde eine Stoßbelastung in der Bilina und ihrem Mündungsbereich in die Elbe mit folgenden Werten registriert: 62 µg/l Naphthalin-2-sulfonat, 178 µg/l Naphthalin-1,5-disulfonat sowie 944 µg/l an 2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat! In Dresden ließen sich außerdem für einzelne aromatische Sulfonate unterschiedliche Konzentrationsverläufe erkennen: Es gab Verbindungen mit relativ konstanten Werten, was auf permanent-diffuse Eintragsquellen hinweist (Naphthalin-1,5- und Naphthalin-2,7-disulfonat). Daneben kamen Sulfonate mit zeitlich periodischen Konzentrationen vor, die auf einen Chargenbetrieb hindeuten; hierzu zählen Naphthalin-1,3,6-trisulfonat, 2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat sowie 2-Hydoxynaphthalin-3,6-disulfonat. Außerdem traten noch Substanzen wie Naphthalin-2-sulfonat auf, die über das Elbe*quer*profil variierende Konzentrationen zeigten.

Aus anderen Gebieten gibt es eine Reihe von Sulfonat-Vergleichsdaten. In Tabelle 12 sind Mittelwerte von Sulfonatgehalten anderer Fließgewässer zusammengestellt. Auch hier werden die aromatischen Sulfonate wieder als Summenwert angegeben, um eine Gesamtaussage über ihre Konzentration treffen zu können, ohne auf die Vielzahl an Einzelwerten eingehen zu müssen. Fast alle Werte in Tabelle 12 wurden mit Stichproben erhalten.

Tab. 12: Summe der aromatischen Sulfonate in Oberflächenwasser [µg/l] (andere Gebiete)

Fluss	Ort	Jahr	n	Mittelwert	Lit.
Donau	Regensburg	1995/96	4	0,3	[17]
Donau	Wien	1995/96	4	0,1	[17]
Rhein	Karlsruhe	1997	14	2,4	[19]
Rhein	Düsseldorf	1997	13	4,6	[20]
Main	Bischofsheim	1995 - 98	4	2,5	[22, 23]
Kocher	Mündung	1997/98	3	1,8	[21]
Nidda	Mündung	1995 - 98	4	2,6	[22, 23]
Lahn	Limburg	1995 - 98	4	1,1	[22, 23]
Fulda	Hann. Münden	1995 - 98	4	0,8	[22, 23]
Werra	Witzenhausen	1995 - 98	4	0,2	[22, 23]
Schwarzbach	Mündung	1995 - 98	4	4,2	[22, 23]
Rodau	Mündung	1995 - 98	4	5,6	[22, 23]

Bevor auf die quantitativen Ergebnisse eingegangen wird, soll vorab das Sulfonatspektrum der einzelnen Flüsse beschrieben werden: Insgesamt wurden weitgehend dieselben Hauptkomponenten wie in der Elbe gefunden. In Rhein, Main, Kocher und den sechs hessischen Flüssen waren 12 der 16 in Tabelle 9 für die Elbe genannten Sulfonate enthalten (neun Naph-

thalin-mono/di/tri-sulfonate, 8,8´-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat sowie die beiden 2-Aminonaphthalin-disulfonate). Im Rhein kam außerdem noch das cis-4,4´-Dinitrostilben-2,2´-disulfonat vor. Hingegen traten die beiden Hydroxynaphthalin-disulfonate und das Anthrachinon-1,8-disulfonat *nur* in der Elbe auf. – Einige Benzolsulfonate, die in diesem Kapitel ansonsten keine Rolle spielen, wurden im Main und in der Rodau angetroffen. Das Sulfonatmuster in der Donau fällt insofern aus dem Rahmen, als es aus lediglich vier Naphthalindisulfonaten bestand.

Bei den Mittelwerten der Sulfonat-Summenkonzentrationen sind deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Fließgewässern erkennbar:

- Die Donau und die Werra hatten mit ca. 0,2 µg/l die niedrigsten Werte.
- Ebenfalls recht niedrig lagen die Konzentrationen in der Lahn und der Fulda (ca. 1 µg/l).
- Konzentrationen von etwa 2 µg/l zeigten Nidda, Kocher, Main und der Rhein bei Karlsruhe.
- Die höchsten Werte in Tabelle 12 besaßen der Rhein bei Düsseldorf sowie die kleinen hessischen Gewässer Schwarzbach und Rodau mit 4 - 5 µg/l. Letztere führen einen sehr großen Anteil an kommunalem Kläranlagenabwasser mit sich.

Die Elbe wies Sulfonat-*Summen*werte auf, die höher als alle in Tabelle 12 angeführten Konzentrationen waren (ARGE ELBE-Ergebnisse: 6 - 30 µg/l). Auch an den Konzentrationswerten der *Einzel*substanzen wird das hohe Belastungsniveau der Elbe mit aromatischen Sulfonaten sichtbar: Im Rhein, an dem sich ebenfalls Sulfonat herstellende Betriebe befinden, lagen die Konzentrationen der einzelnen Verbindungen i. d. R. unterhalb von 1 µg/l, wohingegen in der Elbe häufig Maximalwerte von mehreren µg/l gefunden wurden. Dieser Unterschied zwischen Elbe und Rhein ist auf entsprechende Einleitungen in die Elbe sowie die geringere Wasserführung der Elbe zurückzuführen.

Bewertung der Ergebnisse

Für die aromatischen Sulfonate existieren keine Zielvorgaben oder andere Richtwerte. Wie bereits im Abschnitt zu den Stoffeigenschaften ausgeführt wurde, sind die Angaben zur (Öko)-Toxizität recht lückenhaft. Da die Sulfonate nicht ausreichend charakterisiert sind, kann eine Bewertung anhand ihrer toxischen Eigenschaften nicht vorgenommen werden.

Im Zusammenhang mit der Trinkwasserversorgung ist diese Stoffklasse als problematisch zu bezeichnen: Aufgrund ihrer Persistenz ist ein Teil der Sulfonate wasserwerksgängig; da die Substanzen außerdem sehr polar sind, ist teilweise ein Durchbruch bis ins Trinkwasser möglich. Insbesondere zwei Verbindungen gelten als trinkwasserrelevant: Naphthalin-1,5-disulfonat und Naphthalin-1,3,6-trisulfonat [27, 29]. Laut [27] ist ein Multibarrieren-Ansatz zur Entfernung von Sulfonaten im µg/l-Bereich notwendig; es wird eine Kombination von Ozon-Oxidation und Aktivkohle-Adsorption empfohlen. In Trinkwässern verschiedener Regionen (z. B. an Rhein und Donau) konnten Spuren mancher Sulfonate nachgewiesen werden [27]. Einige Beispiele aus Versorgungsgebieten an der Elbe sind in Tabelle 13 zu sehen.

Tab. 13: Aromatische Sulfonate in Trinkwasser, Maximalwerte [µg/l]

Ort	Jahr	Naphthalin-1,5-disulfonat	Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	Lit.
Dresden	1995 - 98	2,4	9,2	[18]
Sachsen	1996/97	0,3 - 1,5	0,6 - 2	[29]

Nach derzeitigem Kenntnisstand ist zwar eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch die gefundenen Sulfonatkonzentrationen weitgehend auszuschließen [26]. Dennoch ist eine Reduktion der hohen Sulfonatbelastung der Elbe dringend anzustreben; diese Forderung wird u. a. auch von der Arbeitsgemeinschaft der Wasser- und Entwässerungsbetriebe Elbe/ Labe (AWEL) erhoben [18].

4.1.3 Arylsulfone

Arylsulfone wurden im Jahr 1996 in Wasserproben untersucht. Dabei wurden folgende Substanzen bestimmt: Diphenylsulfon, Bis(4-tolyl)sulfon sowie Bis(2-tolyl)sulfon.

Verwendung und Stoffeigenschaften

Diphenylsulfon wird heutzutage hauptsächlich als Additiv in der Polymerindustrie verwendet. Eine Reihe von Arbeiten – vorzugsweise aus der Patentliteratur – beschreibt den Einsatz der Substanz als Modifier, Stabilisator etc. in verschiedenen Polymeren. Gelegentlich wird in der Literatur der Gebrauch als Akarizid und Ovizid angeführt; in Deutschland ist dieser jedoch nicht üblich, denn die Substanz lässt sich weder in der Liste der zugelassenen Pestizide noch in einem einschlägigen PBSM-Nachschlagewerk [30] auffinden. Daneben ist die Verbindung ein bekanntes Nebenprodukt bei der industriellen Synthese von Benzolsulfonsäure; sie kann auch bei der Phenolherstellung mit entstehen [31].

Diphenylsulfon ist laut [31] in der Umwelt weit verbreitet; es wurde in mehreren amerikanischen und europäischen Gewässern nachgewiesen. Beide oben erwähnten Eintragsmöglichkeiten (Polymeradditiv sowie industrielles Nebenprodukt) können die weite Verbreitung grundsätzlich erklären. Der Stoff ist nicht in der europäischen Altstoff-Datenbank IUCLID geführt, was darauf schließen lässt, dass er zu weniger als 100 t pro Jahr in der EU produziert wird. Daher spielt die gezielte Produktion für den Einsatz in Kunststoffen vermutlich nur eine untergeordnete Rolle im Zusammenhang mit den in der Elbe vorgefundenen Werten.

Der experimentelle Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient von Diphenylsulfon beträgt log K_{OW} = 2,4; der berechnete von Bis(4-tolyl)sulfon hat einen Wert von 3,7 [32]. Die Substanz ist (zumindest in der warmen Jahreszeit) gut biologisch abbaubar [31].

Trotz des verbreiteten Vorkommens von Diphenylsulfon gibt es nur wenig umweltrelevante Daten [31]. Für Daphnien wurde ein minimaler EC_{50}-Wert von 50 mg/l aus einem Struktur-Wirkungs-Beziehungsmodell abgeleitet [33]. Im Test mit Leuchtbakterien ist ein EC_{50}-Wert von 15 mg/l ermittelt worden [34]. In Mutagenitätstests zeigten sich keine mutagenen Effekte [31].

An einigen Stellen (z. B. in einem Chemikalienkatalog) findet sich für Diphenylsulfon der Hinweis auf die Wassergefährdungsklasse 2 (wassergefährdend). Dabei handelt es sich um eine (frühere) Selbsteinstufung seitens des Herstellers, die dem Umweltbundesamt jedoch nicht gemeldet worden ist, denn die Substanz ist in der offiziellen WGK-Liste nicht enthalten.

Bis(4-tolyl)sulfon wird in einer Arbeit als Träger für Polymeradditive genannt. Das ortho-substituierte Tolylsulfon (Bis(2-tolyl)sulfon) besitzt keine (!) CAS-Nummer, weshalb über diese Verbindung keinerlei Informationen vorliegen. Es ist aber zu vermuten, dass sie gemeinsam mit Bis(4-tolyl)sulfon in einem Isomerengemisch auftritt. – Bei umfangreichen Nachforschungen, die neben Datenbank-Recherchen auch eine Anfrage beim Umweltbundesamt umfasste, konnten keine weiteren Angaben zum Umweltverhalten und zur aquatischen Toxizität der Arylsulfone in Erfahrung gebracht werden.

Ergebnisse der Untersuchungen

Es wurden je 6 Proben von 5 Elbe-Messstellen sowie von der Saale- und Muldemündung auf Arylsulfone untersucht (siehe Tabelle C). Die Ergebnisse sind in Tabelle 14 zusammengefasst.

Tab. 14: Arylsulfone in Oberflächenwasser, 1996 [ng/l]
(ARGE ELBE)

Messstelle	Diphenylsulfon			Bis(4-tolyl)sulfon			Bis(2-tolyl)sulfon		
	Minimum	Mittelwert	Maximum	Minimum	Mittelwert	Maximum	Minimum	Mittelwert	Maximum
Schmilka	40	70	120	15	40	90	10	34	90
Dessau (Mulde)	11	13	17	< 5	8	13	< 5	5	11
Rosenbg.(Saale)	8	12	20	8	11	16	< 5	8	16
Magdeburg	22	33	65	10	18	30	< 5	14	28
Schnackenburg	20	30	40	8	19	40	< 5	16	43
Seemannshöft	22	41	95	10	18	26	< 5	17	26
Grauerort	21	51	160	7	16	25	< 5	15	23

Die Konzentrationen aller drei Arylsulfone lagen in den meisten Fällen im zweistelligen ng/l-Bereich. Die Mittelwerte von Diphenylsulfon betrugen 12 - 70 ng/l und die der beiden Tolylsulfone 5 - 40 ng/l. Minimum und Maximum lagen an den einzelnen Messstellen ungefähr um den Faktor 2 - 7 voneinander entfernt. Ortho- und para-Tolylsulfon wiesen sehr ähnliche Werte auf; verglichen mit ihnen waren die Diphenylsulfon-Werte etwa doppelt so hoch.

Der Konzentrationsverlauf entlang der Elbe ergab für alle drei Stoffe folgendes Bild: In Schmilka waren die Arylsulfon-Konzentrationen am höchsten. Die Saale und die Mulde hatten die geringsten Konzentrationswerte. Von Magdeburg bis Grauerort blieben die Werte weitgehend konstant und betrugen etwa die Hälfte verglichen mit Schmilka.

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Für die Elbe liegen aus zwei Untersuchungen Diphenylsulfon-Werte vor, die aus Jahren vor 1996 stammen.

1992/93 wurden je 20 Proben in der Elbe bei Zollenspieker und bei Seemannshöft genommen. Die Diphenylsulfon-Konzentrationen fielen an beiden Orten nahezu gleich aus [35]:

Minimum = 30 ng/l, Median = 65 ng/l, Maximum = 190 ng/l.

In einer anderen Arbeit wurden im Februar 1994 Einzelproben der Elbe sowie zweier Nebenflüsse auf diese Substanz untersucht [36]. Die Ergebnisse sind in Tabelle 15 wiedergegeben.

Tab. 15: Diphenylsulfon in Oberflächenwasser, 1994 [ng/l] (Elbe und Nebenflüsse) [36]

Messstelle	Konzentration
Schmilka	180
Zehren	200
Gorsdorf (Schwarze Elster)	< 10
Dessau (Mulde)	120
Magdeburg	110
Zollenspieker	60
Grauerort	60
Cuxhaven	70

Die Gegenüberstellung dieser Werte mit den ARGE ELBE-Ergebnissen weist auf einen gewissen zeitlichen Rückgang der Konzentrationen hin, wenngleich die Werte wegen ihrer unterschiedlichen Probenbasis (n = 20 bzw. 1 und n = 6) nicht ohne weiteres vergleichbar sind. Der Medianwert in Hamburg von 1992/93 sowie die 1994er Einzelmesswerte von Schmilka, Magdeburg und Hamburg lagen alle über dem 1996er Diphenylsulfon-Mittelwert an den entsprechenden Orten. Eine deutliche Abnahme des Diphenylsulfon-Gehalts ist in der Muldemündung zu sehen: 1994 wurden hier noch 120 ng/l gefunden, wohingegen der Maximalwert im Jahr 1996 nur noch 17 ng/l betrug. In der Schwarzen Elster war (bei einmaliger Beprobung) kein Diphenylsulfon nachweisbar.

Vergleichsdaten aus anderen Gebieten gibt es kaum; lediglich für den Rhein sind wenige Angaben vorhanden. In 3 von 7 Proben aus dem niederländischen Rhein-Delta wurde Diphenylsulfon 1989 nachgewiesen [33]:

Konzentrationsbereich = 23 - 35 ng/l.

Im Rhein bei Köln ist die Substanz im Messprogramm enthalten; sie war 1995 bis 1998 in keiner Probe nachweisbar [25]:

Konzentration < 100 ng/l.

Bewertung der Ergebnisse

Aufgrund der lückenhaften Datenlage zur aquatischen Toxizität der Arylsulfone kann eine Bewertung der in den Gewässern gefundenen Konzentrationen nicht erfolgen. Es kann lediglich für Diphenylsulfon festgehalten werden, dass die von der Elbe erhaltenen Werte für Leuchtbakterien und den Wasserfloh unkritisch sind.

4.1.4 2-Methylthiobenzothiazol

Diese Substanz wurde 1996 in Oberflächenwasserproben untersucht.

Verwendung und Stoffeigenschaften

Eine besonders wichtige Verbindung unter den Benzothiazolderivaten, die in ganz unterschiedlichen technischen Gebieten eingesetzt werden, ist das 2-Mercaptobenzothiazol (MBT). MBT (sowie sein Quasi-Dimeres 2,2´-Dithiobisbenzothiazol) haben große Bedeutung als Vulkanisationsbeschleuniger in der Gummiindustrie. Daneben wird MBT u. a. als Korrosionsschutzmittel oder zur Herstellung von 2-Thiocyanomethylthiobenzothiazol (TCMBT) gebraucht [37]. Letzteres ist ein viel verwendetes Fungizid insbesondere in der Lederindustrie.

Das in diesem Kapitel interessierende 2-Methylthiobenzothiazol besitzt kein eigenes Anwendungsgebiet, sondern wird offensichtlich als Transformationsprodukt gebildet, wofür nach [38] hauptsächlich zwei Möglichkeiten in Betracht kommen. Zum einen können ubiquitär vorkommende Methyltransferasen das MBT zu seiner methylierten Form, also zum 2-Methylthiobenzothiazol umformen. In [39] findet sich dies bestätigt, denn in einem Gerberei-Abwasser wurde TCMBT über MBT zu 2-Methylthiobenzothiazol abgebaut. Zum anderen kann die Substanz bei der Kautschukherstellung entstehen und durch Reifenabrieb in die Umwelt gelangen. Experimentell bewiesen wurde dies in [40]: In allen wässrigen Eluaten von Reifenabriebproben fand man in erheblichem Maße 2-Methylthiobenzothiazol; in Bodenproben in unmittelbarer Straßennähe wurden Gehalte dieses Stoffs bis zu 9,15 *mg*/kg TS festgestellt. Aus den Ergebnissen wurde für Deutschland eine jährliche Freisetzung von 18,3 t 2-Methylthiobenzothiazol durch Reifenabrieb errechnet.

Der Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient von 2-Methylthiobenzothiazol wurde mit log K_{OW} = 3,1 ermittelt [38]; aus dem Wert ist auf eine Neigung zur Bio- und Geoakkumulation zu schließen. Es wurden Biokonzentrationsfaktoren von log BCF = 1,2 - 2,6 bestimmt; in Elutionsversuchen auf Bodensäulen wurde eine weitgehende Adsorption beobachtet [38]. Die Substanz ist schwer abbaubar in der aeroben biologischen Abwasserbehandlung [39].

Zur aquatischen Toxizität liegen kaum Angaben vor. In zwei Arbeiten, die beide 1995 erschienen sind, wurde die Hemmung der Lumineszenz von Leuchtbakterien durch unterschiedliche Benzothiazole untersucht. Die beschriebenen Ergebnisse weichen leider gerade bei 2-Methylthiobenzothiazol um ca. eine Zehnerpotenz voneinander ab. So beträgt der EC_{50}-Wert in [39] 2 mg/l, wohingegen er in [38] mit 160 µg/l angegeben wird. Im gleichen Test wurde außerdem ein EC_{10}-Wert von 1,8 µg/l erhalten [38].

Ergebnisse der Untersuchungen

Die Substanz wurde in je 6 Proben untersucht, die an 5 Elbe-Messstellen sowie an der Mulde- bzw. Saalemündung genommen waren (siehe Tabelle D). Die zusammengefassten Ergebnisse sind in Tabelle 16 enthalten.

Tab. 16: 2-Methylthiobenzothiazol in Oberflächenwasser, 1996 [ng/l] (ARGE ELBE)

Messstelle	Minimum	Mittelwert	Maximum
Schmilka	15	22	31
Dessau (Mulde)	50	144	380
Rosenburg (Saale)	21	43	57
Magdeburg	23	39	60
Schnackenburg	18	30	50
Seemannshöft	20	39	52
Grauerort	19	33	55

2-Methylthiobenzothiazol konnte in allen Proben nachgewiesen werden; dabei lagen die Mittelwerte – außer denen der Mulde – bei 22 - 43 ng/l. Die Messwerte variierten pro Ort (außer in Dessau) lediglich um den Faktor 2 - 3 innerhalb des Jahres. Die insgesamt sehr geringe Konzentrationsspanne (von 15 - 60 ng/l) deutet auf die ubiquitäre Verteilung des analysierten Stoffs hin. Es war kein ausgeprägter Konzentrationstrend zwischen der tschechischen Grenze und Grauerort erkennbar; in Schmilka waren die Konzentrationen etwas niedriger als an den übrigen Messstellen. Die Mulde wies eine wesentlich höhere 2-Methylthiobenzothiazol-Konzentration auf: Der Mittelwert betrug mit 144 ng/l das Mehrfache der in der Elbe gefundenen Werte. Offensichtlich erfolgt ein lokaler Eintrag in die Mulde.

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

In der Elbe und zwei Nebenflüssen wurden im Februar 1994 Wasserproben auf 2-Methylthiobenzothiazol untersucht [36]. Die dabei erhaltenen Ergebnisse zeigt Tabelle 17.

Tab. 17: 2-Methylthiobenzothiazol in Oberflächenwasser, 1994 [ng/l] (Elbe und Nebenflüsse) [36]

Messstelle	Konzentration
Schmilka	10
Zehren	17
Gorsdorf (Schwarze Elster)	7
Dessau (Mulde)	44
Magdeburg	14
Zollenspieker	14
Grauerort	< 5
Cuxhaven	< 5

Die Konzentrationen lagen in dieser Arbeit unter den o. g. ARGE ELBE-Werten; da es sich nur um eine einmalige Beprobung handelte, wird der Unterschied nicht weiter diskutiert. Interessant ist jedoch, dass auch innerhalb der 1994er Untersuchung die Mulde wieder den höchsten Konzentrationswert zeigte.

Für 2-Methylthiobenzothiazol liegen eine Reihe Vergleichswerte aus anderen Gebieten vor, die außer aus Oberflächengewässern auch aus Straßen- oder Kläranlagenabläufen stammen. Sie sind in Tabelle 18 zusammengestellt.

Tab. 18: 2-Methylthiobenzothiazol in diversen Wasserproben (andere Gebiete)

Region	Proben	Jahr	Konzentrationsbereich	Lit.
Rhein-Delta	7 Fließgewässer	1989	27 - 71 ng/l	[33]
Hessen	15 Fließgewässer	1997/98	i.d.R. < 100 ng/l, max. 140 - 200 ng/l	[23]
Hessen	9 Kläranlagenabläufe	1997/98	i.d.R. 0,2 - 0,8 µg/l, max. 3 - 8 µg/l	[23]
Deutschland	5 Autobahnablaufproben	ca. 1996	2,7 - 7,9 µg/l	[40]
Bremen	10 Fließgewässer (u. Seen)	ca. 1994	< 200 ng/l	[38]
Bremen	2 Gräben (stehend)	ca. 1994	0,9 bzw. 5,6 µg/l	[38]
Bremen	1 Straßenkanal	ca. 1994	59 µg/l	[38]
Bremen	1 Deponiesickerwasser	ca. 1994	96 µg/l	[38]

Die Werte in Tabelle 18 lassen sich folgendermaßen gruppieren:

- Die 2-Methylthiobenzothiazol-Konzentration in Fließgewässern lag – wie auch bei den ARGE ELBE-Ergebnissen – im 2-3stelligen ng/l-Bereich. Anzumerken ist, dass die hessischen Flüsse mit Positivbefunden hauptsächlich die Gewässer mit hohem Schmutzwasseranteil aufgrund kommunaler Kläranlagenabläufe darstellen.
- Im einstelligen µg/l-Bereich befanden sich die Werte von Kläranlagenabläufen, vom Straßenablauf einer vielbefahrenen Autobahn und von zwei Bremer Gräben in Straßen- bzw. Autobahnnähe.
- Gehalte im zweistelligen µg/l-Bereich wiesen die Bremer Straßenkanalproben bzw. Deponiesickerwasserproben auf; erstere wurde direkt aus einem städtischen Reinigungswagen entnommen.

Bewertung der Ergebnisse

Auf Basis der recht mangelhaften Datenlage zur aquatischen Toxizität von 2-Methylthiobenzothiazol ist derzeit eine ökotoxikologische Bewertung nicht möglich. Für Leuchtbakterien lässt sich jedoch folgende Aussage treffen: Setzt man den niedrigsten der o. g. Effektwerte – also den EC_{10}-Wert von 1,8 µg/l – in Relation zu den üblicherweise in Flüssen gefundenen Konzentrationen im 2-3stelligen ng/l-Bereich, erkennt man sofort, dass kein ausreichender Sicherheitsabstand gegeben ist. Vergleicht man ihn mit den Konzentrationen, die in Kläranlagen- oder Straßenabläufen erhalten werden, ist gar kein Abstand mehr vorhanden. Mit anderen Worten: Die in der aquatischen Umwelt vorliegenden 2-Methylthiobenzothiazol-Konzentrationen bewegen sich nur wenig unter und teilweise sogar auf einem Niveau, bei dem biologische Effekte beobachtbar sind.

4.2 Phosphorsäureester

4.2.1 Chloralkylphosphate

Die Chloralkylphosphate wurden 1996 und 1998 in Oberflächenwasser untersucht; außerdem wurden sie 1998/1999 in schwebstoffbürtigen Sedimenten bestimmt. Daneben gab es Ende 1999 ein Sondermessprogramm in den Regierungsbezirken Leipzig und Halle, in dem einige ausgewählte Wasser-, Abwasser- und Sedimentproben auf diese Stoffe hin analysiert wurden. In allen Untersuchungen wurden Tris(2-chlorethyl)phosphat und Tris(2-chlorisopropyl)phosphat bestimmt. (Bei den 1998er Oberflächenwasser-Untersuchungen wurde zusätzlich noch Tris(dichlorpropyl)phosphat analysiert; da die Substanz durchgehend Negativbefunde ergab, wird sie in diesem Kapitel nicht weiter behandelt.)

Verwendung und Stoffeigenschaften

In Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP) sind drei Ethyl- bzw. in Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP) drei Isopropylgruppen, die das Chloratom jeweils endständig tragen, über Sauerstoff an das Phosphoratom gebunden. Einige Anmerkungen zur Nomenklatur und genauen Zusammensetzung des TCPP sollen hier vorab erfolgen: In der Literatur findet man die Substanz auch teilweise unter der Bezeichnung Tris(chlorpropyl)phosphat, d. h. ohne die Silbe „iso“. Tatsächlich handelt es sich bei diesem Stoff um ein Gemisch mehrerer Isomere [41]: Das technische Produkt besteht im Wesentlichen aus ca. 75 % Tris(1-chlor-2-propyl)phosphat, was der oben beschriebenen Form entspricht, und aus 20 - 30 % Bis(1-chlor-2-propyl)-2-chlorpropylphosphat (= zwei iso- und ein n-propyl-Rest). Genau diese beiden Isomere sind es auch, die in Elbewasserproben identifiziert worden sind [12].

TCEP dient als Weichmacher und Flammschutzmittel; es wird hauptsächlich in Polyurethan-Schaumstoffen verwendet, aber auch in Klebstoffen und anderen Beschichtungsmitteln [42]. TCPP besitzt das gleiche Anwendungsgebiet. Für TCEP gab es in Deutschland zwei Hersteller, die Firmen Hoechst und Bayer [42]; beide haben Mitte der 90er Jahre die Produktion eingestellt bzw. auf TCPP umgestellt [23]. TCPP wird von mehreren Firmen produziert. Insgesamt ist damit zu rechnen, dass TCPP zunehmend Verwendung als TCEP-Ersatzstoff findet. Die beiden Substanzen werden hauptsächlich über diffuse Quellen eingetragen; sie werden regelmäßig im Abwasser kommunaler Kläranlagen gefunden.

Der Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient beträgt für TCEP log K_{OW} =1,5 - 1,8 [43] und für TCPP 2,6 bzw. 3,3 [44]. Demnach ist keine hohe Bioakkumulation zu erwarten. Zur Adsorptionsneigung an Gewässerschwebstoff ließen sich keine Angaben in der Literatur finden; deshalb wird hier eine eigene Abschätzung anhand der ARGE ELBE-Ergebnisse, die für die Wasser- *und* Feststoffphase (schwebstoffbürtige Sedimente) vorliegen, vorgenommen. Aus den Analysenergebnissen wurden folgende Schwebstoff-Wasser-Verteilungskoeffizienten abgeleitet: für TCEP 200 - 400 und für TCPP 1000 - 2400 l/kg. Dies entspricht einer Feststoffadsorption von nur wenigen %, wobei diese bei TCEP offensichtlich schwächer ausgeprägt ist. – Beide Substanzen sind biologisch nicht leicht abbaubar [43, 44].

Die aquatische Toxizität wurde bei Fischen, Daphnien und Algen bestimmt; die niedrigsten

NOEC-Werte lagen für TCEP sowie TCPP bei 2 - 10 mg/l [43, 44]. TCEP ist in die Wassergefährdungsklasse 2 (wassergefährdend) eingestuft. TCPP war bis vor einigen Jahren in der gleichen WGK und gehört heute der WGK 1 (schwach wassergefährdend) an; beide Male handelte es sich bei TCPP um Selbsteinstufungen seitens des Herstellers.

TCEP zeigt chronisch toxische Eigenschaften. Die Ergebnisse der Gentoxizitätstests in [43] weisen teilweise positive Resultate auf, und auch nach [45] steht die Substanz im Verdacht, mutagen zu wirken. Daneben gibt es Hinweise auf Carcinogenität: TCEP ist in den Technischen Regeln für Gefahrstoffe (TRGS 905) mit K2 bewertet, hingegen nach der Gefahrstoffverordnung (nur) mit K3 [46]. Bei Kategorie 2 bestehen hinreichende Anhaltspunkte zu der begründeten Annahme, dass ein Stoff krebserzeugend beim Menschen ist, und bei Kategorie 3 ist – bei unzureichender Informationsbasis – Anlass zur Besorgnis gegeben.

Ergebnisse der Untersuchungen

Zunächst werden die Ergebnisse der Oberflächenwasser-Untersuchungen dargestellt. 1996 wurden an 7 Messstellen je 6 Proben über das Jahr verteilt genommen und 1998 an 10 Messstellen im Februar sowie Juli (siehe Tabelle E 1 und E 2). Die Ergebnisse sind in Tabelle 19 zusammengefasst.

Tab. 19: TCEP und TCPP in Oberflächenwasser [ng/l]
(ARGE ELBE)

Messstelle	**TCEP**				**TCPP**			
	1996 (n = 6)			**1998 (n = 2)**	**1996 (n = 6)**			**1998 (n = 2)**
	Minimum	**Mittelwert**	**Maximum**	**Konz.bereich**	**Minimum**	**Mittelwert**	**Maximum**	**Konz.bereich**
Schmilka	<10	52	75	25 -100	20	72	160	<25
Dommitzsch	-	-	-	28 - 99	-	-	-	<25 - 27
Gorsdf. (Schw. Elster)	-	-	-	30 - 52	-	-	-	33 -720
Dessau (Mulde)	<10	79	150	45 - 57	160	284	450	71 - 79
Rosenburg (Saale)	50	112	220	<25 - 98	130	305	780	<25 -140
Magdeburg	20	67	150	45 - 89	90	217	520	<25 - 80
Schnackenburg	12	60	120	<25	120	197	310	<25 - 77
Bunthaus	-	-	-	26 - 43	-	-	-	<25 - 88
Seemannshöft	15	62	130	<25 - 54	70	207	370	29 - 61
Grauerort	23	66	120	<25 - 44	75	169	260	<25 - 68

1996 lagen die Mittelwerte von TCEP und TCPP bei 50 - 300 ng/l; beide Stoffe waren fast in jeder Probe nachzuweisen. Die Konzentrationen variierten i. d. R. an den einzelnen Messstellen um den Faktor 3 bis 8 innerhalb des Jahres. Die Werte von TCPP waren ca. dreifach höher als die von TCEP. Entlang der Elbe ergab sich folgender Konzentrationsverlauf: Die TCEP-Konzentration war mit durchschnittlich 60 ng/l von der tschechischen Grenze bis Hamburg gleichbleibend; Mulde und Saale hatten etwas höhere TCEP-Werte. Die TCPP-Konzentration bei Schmilka betrug im Mittel 70 ng/l; Mulde und Saale zeigten höhere Mittelwerte von etwa 300 ng/l, d. h. diese beiden Nebenflüsse tragen TCPP in die Elbe ein. Ab Magdeburg bis Grauerort hatte die Elbe TCPP-Mittelwerte von ca. 200 ng/l.

1998 wurden für TCEP ähnliche Messergebnisse wie in 1996 erhalten, aber die TCPP-Werte fielen deutlich niedriger aus. Letzteres erscheint nicht plausibel, zumal auch Untersuchungsergebnisse anderer Labors eher das 1996er TCPP-Niveau bestätigen. Die einzige Erklärung für diese Inplausibilität ist darin zu sehen, dass 1996 und 1998 zwei verschiedene Labors mit unterschiedlichen Aufarbeitungs- und Auswerteverfahren für die Analysen zuständig waren. Bei den 1998er Untersuchungen wurde auch die Schwarze Elster beprobt und ein hoher TCPP-Wert von 720 ng/l gefunden; in [12] wurde in diesem Nebenfluss ebenfalls TCPP als Verunreinigung festgestellt.

Als nächstes sollen die Chloralkylphosphat-Gehalte beschrieben werden, die in den schwebstoffbürtigen Sedimenten ermittelt wurden. 1998 und 1999 wurden an 10 bzw. 11 Messstellen je 6 Zweimonatsmischproben analysiert (siehe Tabelle E 3 und E 4). Die Ergebnisse sind in Tabelle 20 zusammengestellt.

Tab. 20: TCEP und TCPP in schwebstoffbürtigem Sediment (Zweimonatsmischproben) [µg/kg TM] (ARGE ELBE)

TCEP	**1998**			**1999**		
Messstelle	**Minimum**	**Mittelwert**	**Maximum**	**Minimum**	**Mittelwert**	**Maximum**
Schmilka	1	16	30	<0,5	6	15
Dommitzsch	<0,5	20	65	2	14	36
Gorsdf. (Schw. Elster)	13	30	61	1	19	63
Bad Düben (Mulde)	-	-	-	6	17	28
Dessau (Mulde)	8	28	75	2	10	25
Rosenburg (Saale)	14	65	100	<0,5	11	28
Magdeburg	13	27	66	6	15	33
Schnackenburg	5	14	25	2	6	11
Bunthaus	5	14	36	1	4	9
Seemannshöft	<0,5	5	11	<0,5	2	5
Grauerort	<0,5	4	6	1	2	4
TCPP						
Schmilka	92	172	220	110	235	420
Dommitzsch	160	297	400	150	300	540
Gorsdf. (Schw. Elster)	140	312	420	22	319	480
Bad Düben (Mulde)	-	-	-	230	390	690
Dessau (Mulde)	290	527	1.100	160	292	510
Rosenburg (Saale)	340	500	690	2	290	500
Magdeburg	350	432	520	280	408	690
Schnackenburg	89	212	340	27	158	250
Bunthaus	28	186	280	10	127	230
Seemannshöft	15	72	210	19	33	45
Grauerort	10	25	48	5	17	31

In den schwebstoffbürtigen Sedimenten lagen die Mittelwerte i. a. bei 2 - 30 µg/kg TM für TCEP und bei 20 - 500 µg/kg TM für TCPP. Die Variationsbreite zwischen minimalen und maximalen Werten betrug bei TCEP vielfach den Faktor 5 - 10 und bei TCPP 2 - 4; daneben

traten in einigen Fällen auch höhere Spannbreiten auf (z. B. bei TCEP in den Messstellen Schmilka und Dommitzsch). – Das Verhältnis von TCEP zu TCPP war in der Feststoffphase 1:10 bis 1:30 und wich damit stark von dem Verhältnis in der Wasserphase ab, das bei etwa 1:3 lag. Diese Differenz spiegelt das unterschiedliche Anreicherungsverhalten in Feststoffen wieder (siehe oben, Abschnitt Verwendung und Stoffeigenschaften).

(Anmerkung zum 1998er TCPP-Minimumwert von 2 µg/kg TM in der Saale, der unwahrscheinlich erscheint: Die zugehörige Feststoffprobe wies keinen auffälligen TOC-Wert auf, und auch eine Nachfrage beim Labor erbrachte keinen Hinweis auf eine Störung während der Analyse.)

Auch hier sollen die Konzentrationen im Elbeverlauf betrachtet werden: Die TCEP-Mittelwerte lagen zwischen Schmilka und Bunthaus in den schwebstoffbürtigen Sedimenten recht einheitlich bei ca. 10 - 30 µg/kg TM; von den drei Nebenflüssen wies nur die Saale 1998 erhöhte TCEP-Werte auf. Die mittleren TCPP-Feststoff-Gehalte betrugen 200 µg/kg TM bei Schmilka, stiegen bis Magdeburg auf 400 µg/kg TM an und gingen bis Bunthaus auf etwa 150 µg/kg TM zurück. In den Nebenflüssen kamen nur 1998 erhöhte TCPP-Gehalte in der Mulde sowie der Saale vor. – An den letzten beiden Messstellen (Seemannshöft und Grauerort) nahmen die Chloralkylphosphat-Gehalte im Feststoff sprunghaft ab. Dies ist sehr wahrscheinlich auf die ab der Tidegrenze niedrigeren TOC-Gehalte in den schwebstoffbürtigen Sedimenten zurückzuführen: Die TOC-Werte liegen in der Elbe zwischen Schmilka und Bunthaus bei 6 - 8 %, jedoch an den Messstellen Seemannshöft und Grauerort nur bei 3 % (Jahresmittelwerte aus [1]).

Als letztes soll auf die Ergebnisse des Sonderuntersuchungsprogramms in den Regierungsbezirken Leipzig und Halle eingegangen werden (siehe Tabelle E 5 und E 6). Dieses erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Staatlichen Umweltfachamt Leipzig und dem Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Die Probenahme fand Anfang Dezember 1999 statt. Es wurden 7 kleinere Oberflächengewässer, 3 kommunale Kläranlagenabläufe und 2 Abwasserkanäle des BUNA-Geländes beprobt; außerdem wurden noch 4 Sedimentproben genommen. (Die Sediment- und die BUNA-Proben stammten aus dem Regierungsbezirk Halle, alle übrigen Proben aus dem von Leipzig.) Die Probenahmeorte sind in Abbildung 2 eingezeichnet, und die Analysenergebnisse sind den Tabellen 21 und 22 zu entnehmen.

Die Oberflächengewässer in dieser Region zeigten sehr unterschiedliche Chloralkylphosphat-Belastungen. Dass TCEP hier nirgends nachweisbar war, lag an der höher liegenden Bestimmungsgrenze von 50 ng/l. TCPP trat in zwei Proben (Faule Pfütze und Mulde) mit „normalen“ Werten von 100 bzw. 200 ng/l auf; in der Neuen Gösel wurde ein Spitzenwert mit 31 µg/l festgestellt. In den übrigen vier Proben lagen die TCPP-Konzentrationen bei 900 - 2400 ng/l und damit deutlich über den o. g. Maximalwerten in Mulde und Saale.

Die zwei besonders hohen Befunde, die TCPP-Werte in der Neuen Gösel sowie im Lober, gehen auf vor den Messstellen liegende kommunale Kläranlagen (KA) zurück. Das Abwasser beider Anlagen (KA MUEG: 74 µg/l TCPP, KA Delitzsch: 7 µg/l TCPP) war in der Vergangenheit durch Indirekteinleiter stark mit TCPP belastet; Näheres hierzu findet sich im Ab-

schnitt Bewertung der Ergebnisse. Das Abwasser der KA Leipzig enthielt 0,6 µg/l TCEP und 1,3 µg/l TCPP. Für den (leicht erhöhten) TCPP-Wert von 8 µg/l im BUNA-Fabrikabwasserkanal konnte trotz diverser Nachfragen in der Region keine Erklärung gefunden werden.

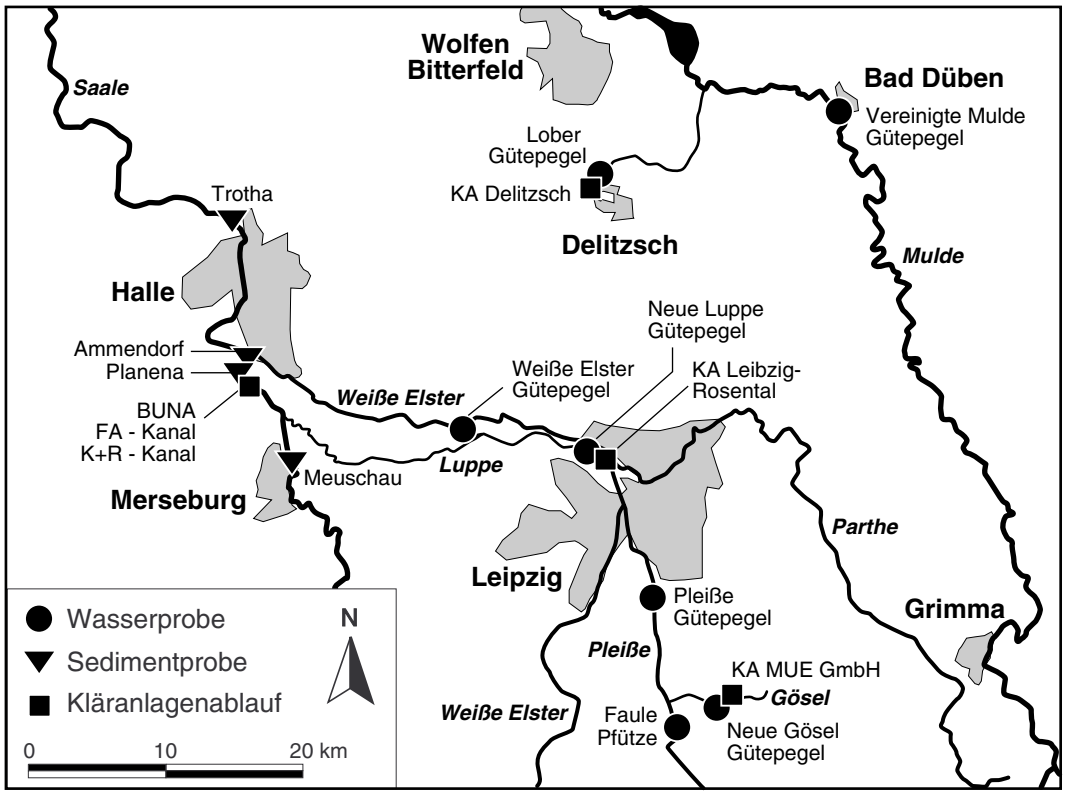

Abb. 2: Probenahmeorte beim Sondermessprogramm in den Regierungsbezirken Leipzig und Halle, 1999

Tab. 21: TCEP und TCPP in Oberflächenwasser bzw. Abwasser, Einzelwerte, 1999 [ng/l] (Regierungsbezirk Leipzig und Halle)

Gewässer oder *Kläranlagenabwasser*	**TCEP**	**TCPP**
Saale-Einzugsgebiet		
Faule Pfütze, uh. Klärteiche Gaulis	< 50	200
Kläranlage MUE GmbH	*70*	*74.000*
Neue Gösel, Gütepegel	< 50	31.000
Pleiße, Gütepegel	< 50	1.800
Kläranlage Leipzig-Rosental	*600*	*1.300*
Neue Luppe, Gütepegel	< 50	900
Weiße Elster, Gütepegel	< 50	1.300
Fabrikabwasser-Kanal, BUNA	*< 50*	*8.100*
Kühl- und Regenwasser-Kanal 2, BUNA	*< 50*	*200*
Mulde-Einzugsgebiet		
Kläranlage Delitzsch	*70*	*7.300*
Lober, Gütepegel	< 50	2.400
Mulde, Gütepegel	< 50	100

Tab. 22: TCEP und TCPP in Sediment, Einzelwerte, 1999 [µg/kg TM] (Regierungsbezirk Halle)

Fluss, Ort	TCEP	TCPP
Saale, Meuschau	12	160
Saale, Planena	2	20
Weiße Elster, Ammendorf	10	38
Saale, Trotha	24	350

Abschließend noch zu den vier Sedimentproben bei Halle: Die Gehalte (TCEP: 2 - 24 µg/kg TM, TCPP: 20 - 350 µg/kg TM) lagen genau im gleichen Bereich wie die o. g. Werte für die schwebstoffbürtigen Sedimente der Elbe. Die Sedimentwerte der Saale bei Planena waren besonders niedrig, was insofern interessant ist, als sich diese Messstelle kurz *nach* dem BUNA-Gelände befindet.

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Aus der Elbe können Vergleichswerte aus zwei Untersuchungen angegeben werden, die sich auf die Wasserphase beziehen. 1992/93 wurden je 20 Proben in Zollenspieker und Seemannshöft analysiert und an beiden Messstellen ähnliche TCEP-Werte erhalten [35]:

Konzentrationsbereich = 130 - 900 ng/l, Median = 400 ng/l.

An der Elbe-Messstelle Boizenburg wurden 1996 12 Proben auf Chloralkylphosphate untersucht und folgende Werte ermittelt [47]:

TCEP- Konzentrationsbereich = 20 - 50 ng/l,
TCPP- Konzentrationsbereich = 90 - 280 ng/l.

Die Ergebnisse von Boizenburg entsprachen den 1996er Schnackenburg-Werten recht genau. Hingegen fielen die Hamburger TCEP-Werte von 1992/93 wesentlich höher als die 1996er Seemannshöft-Werte (Mittelwert: 62 ng/l) aus.

Vergleichswerte für Oberflächenwasser aus anderen Gebieten sind in Tabelle 23 zu sehen.

Tab. 23: TCEP und TCPP in Oberflächenwasser [ng/l]
(andere Gebiete)

Fließgewässer	Jahr	n	Wert	TCEP	TCPP	Lit.
Rheindelta, 7 Messstellen (Niederl.)	1989	1	Konz.bereich	48 - 172	-	[33]
Rhein (NRW)	1995	-	Maximum	310 - 640	-	[48]
Rhein bei Köln	1996	103	50-Perz.; Max.	100; 920	190; 790	[49]
Rhein bei Köln	1997	90	50-Perz.; Max.	<100; 2.100	50; 160	[20]
Rhein bei Köln	1998	104	50-Perz.; Max.	<100; 760	80; 240	[25]
Wupper, Erft, Sieg, Emscher, Lippe	1995	-	Maximum	460 - 1.200	-	[48]
Main bei Bischofsheim	1995	26	Konz.bereich	180 - 1.300	-	[50]
Neckar, Mosel, Lahn, Ruhr	1995	1	Konz.bereich	40 - 80	-	[50]
15 Fließgewässer (Hessen)	1997/98	2	Konz.bereich	<100 - 1.100	<100 - 700	[23]
13 Fließgewässer (Me.-Vorp.)	1996	12	Konz.bereich	<10 - 320	20 - 3.670	[47]

Auf die Konzentrationen in den einzelnen Gewässern soll nicht detailliert eingegangen werden, denn die Wertebasis unterscheidet sich von Fall zu Fall zu sehr. Generell lässt sich festhalten, dass die TCEP- und TCPP-Maximalwerte meistens im dreistelligen ng/l-Bereich lagen und somit den ARGE ELBE-Ergebnissen ähnlich waren. Einige der höheren Werte über 1 µg/l lassen sich erklären, z. B. mit hohen Kläranlagen-Abwasseranteilen, Indirekteinleitern oder Herstellern (an Rhein und Main).

Vergleichsdaten für Chloralkylphosphate in Schwebstoff können nicht angeführt werden, da diese gut wasserlöslichen Substanzen i. a. nur in der Wasserphase bestimmt werden. – Für kommunales Kläranlagen-Abwasser liegen Angaben aus [23] vor; 1997 und 1998 wurden je 9 große Kläranlagen beprobt und folgende Konzentrationen gefunden:

TCEP-Konzentrationsbereich = 0,4 - 1 µg/l,
TCPP-Konzentrationsbereich = 0,2 - 1,5 µg/l.

Die o. g. Werte der Kläranlage Leipzig (TCEP: 0,6 µg/l, TCPP: 1,3 µg/l) lagen somit im für Abwasser üblichen Bereich.

Abschließend werden noch Vergleichswerte für Sediment aus [11] angegeben. 1996 wurden an 10 niedersächsischen Fluss-Messstellen (u. a. an der Leine, Oker, Elbe) Proben genommen und folgende Chloralkylphosphat-Gehalte im Sediment festgestellt:

TCEP-Konzentrationsbereich = 5 - 15 µg/kg TM,
TCPP-Konzentrationsbereich = 6 - 164 µg/kg TM.

Auch hier kann man von guter Übereinstimmung der Sediment-Vergleichswerte mit den ARGE ELBE-Ergebnissen im schwebstoffbürtigen Sediment sprechen.

Bewertung der Ergebnisse

Die folgenden Ausführungen beziehen sich ausschließlich auf die Wasserphase. Für Chloralkylphosphate gibt es keine (offiziellen) Zielvorgaben. Vom Umweltbundesamt liegt jedoch eine „Vorläufige Einschätzung zur Aquatoxizität von Alkylphosphaten“ vor; in dieser Stellungnahme wird ein Grenzwert von 1 µg/l an chlorierten Alkylphosphaten in Gewässern empfohlen [51]. *Alle* ARGE ELBE-Ergebnisse für TCEP und TCPP lagen in der Elbe und den drei Nebenflussmündungen unter diesem Empfehlungswert.

Schlechter war die Situation in den beprobten kleineren Fließgewässern der Regierungsbezirke Leipzig und Halle, was neben entsprechenden Einleitungen wahrscheinlich außerdem auf die geringere Wasserführung der ausgewählten Gewässer zurückzuführen ist. Hier befanden sich die TCPP-Konzentrationen häufig im Bereich des Orientierungswerts und insbesondere in der Neuen Gösel erheblich darüber. An dieser Stelle soll etwas ausführlicher auf die spezielle Problematik in der Neuen Gösel eingegangen werden.

In der Vergangenheit war das Abwasser der MUEG-Kläranlage, das in die Neue Gösel eingeleitet wird, sehr stark mit TCPP belastet gewesen; es konnten Werte im mehrstelligen µg/l-Bereich festgestellt werden. In der Zwischenzeit, also nach Dezember 1999, hat sich die Situation verbessert und kann – gemessen an den o. g. Richtwerten – als befriedigend bezeich-

net werden: Durch Einführung von Aktivkohle-Adsorption für Teilströme innerhalb der dortigen Kläranlage werden die Chloralkylphosphate nun weitgehend zurückgehalten [52]. Diese Entwicklung ist vor dem Hintergrund einer wasserrechtlichen Entscheidung des Regierungspräsidiums Leipzig zu sehen, die in 2000 ergangen ist. In der Anordnung wurde auf der Grundlage des Besorgniswerts von 1 µg/l in Oberflächengewässern, der für diesen Vorgang in der o. g. Stellungnahme vom Umweltbundesamt abgeleitet worden ist, ein Überwachungswert von 2 µg/l für chlorierte Alkylphosphorsäureester festgesetzt (der Überwachungswert stellt einen Emissionswert dar, der sich auf die KA-Abwassereinleitung in die Gösel bezieht). Anzumerken ist noch, dass der Bescheid durch die höhere Wasserbehörde (RP Leipzig) vorläufig ausgesetzt wurde. Nach eindeutiger Definition der zu regelnden Stoffe und unter Berücksichtigung der Ergebnisse eines laufenden Untersuchungsprogramms zur Eliminierung dieser Stoffgruppe aus hochbelasteten Industrieabwässern soll der Bescheid wieder rechtskräftig werden [52].

Auch die Substanzklasse der Chloralkylphosphate ist unter dem Gesichtspunkt der Trinkwassergewinnung weiterhin zu beobachten. Aufgrund der schlechten Abbaubarkeit und der relativ hohen Polarität erweist sich TCEP als wasserwerksgängig; es konnte bereits im Uferfiltrat nachgewiesen werden [50]. Allerdings wird es mit Hilfe von Aktivkohlefiltration weitgehend vom Trinkwasser ferngehalten.

4.2.2 Alkyl- und Arylphosphate

Die Alkylphosphate wurden 1998 in Oberflächenwasser bestimmt. In dieser Stoffgruppe wurden folgende Substanzen untersucht: Triethylphosphat, Tributylphosphat, Tris(2-ethylhexyl)-phosphat sowie Tris(2-butoxyethyl)phosphat.

Die Arylphosphate wurden 1995 in Wasserproben analysiert. Es wurden 17 sich in den Phenylresten unterscheidende Triarylphosphate untersucht. Diese enthielten entweder die unsubstituierte Phenylgruppe oder den methylierten Phenylrest („Kresyl“) oder den Isopropylphenylrest. Einige der Substanzen besaßen drei identische Reste; die übrigen Vertreter waren gemischt substituiert. Welche Substanzen im Einzelnen analysiert wurden, ist Tabelle G zu entnehmen.

Da bei den Alkyl- bzw. Arylphosphaten nur wenige bzw. gar keine Positivbefunde erhalten wurden, wird hier nur relativ kurz auf die entsprechenden Stoffe eingegangen.

Verwendung und Stoffeigenschaften

Ebenso wie die Chloralkylphosphate werden auch die in diesem Kapitel vorkommenden Alkylphosphate hauptsächlich als Weichmacher und Flammschutzmittel für Kunststoffe verwendet. Lediglich Tributylphosphat hat ein davon abweichendes Einsatzgebiet: Es wird in Hydraulikflüssigkeiten, als Entschäumer für Beton und als Textilhilfsmittel benutzt [53]. Alle vier o. g. Alkylphosphate sind in Wassergefährdungsklassen (WGK) eingeordnet: Triethylphosphat gehört zur WGK 1 (schwach wassergefährdend), die übrigen drei Stoffe zur WGK 2 (wassergefährdend).

Die Arylphosphate finden aufgrund ihrer Nichtbrennbarkeit überwiegend Anwendung als Hydraulikflüssigkeiten, als Kühlflüssigkeit für Transformatoren und Kondensatoren sowie als Weichmacher in Kunststoffen [14]. Einige der hier untersuchten Triarylphosphate (z. B. Triphenyl- und Trikresylphosphat) sind in die WGK 2 eingestuft.

Ergebnisse der Untersuchungen

Bei den Alkylphosphat-Untersuchungen wurden 7 Elbe-Messstellen sowie die Mündungen der drei Nebenflüsse Schwarze Elster, Mulde und Saale beprobt; eine Probenahme fand im Winter und eine im Sommer statt (siehe Tabelle F). Die Konzentrationen der 4 untersuchten Stoffe lagen in der Regel unterhalb der Bestimmungsgrenze von 25 ng/l (bzw. 50 ng/l im Fall von Tris(2-ethylhexyl)phosphat). Es gab einige vereinzelte Positivbefunde: einen Tris(2-butoxyethyl)phosphat-Wert von 62 ng/l (in Bunthaus) sowie je drei Tributylphosphat- bzw. Triethylphosphat-Werte von 30 - 40 ng/l (in Schnackenburg, Bunthaus und Seemannshöft bzw. in Dommitzsch, Dessau und Schnackenburg).

Innerhalb der Arylphosphat-Bestimmungen wurden 3 Elbe-Proben, die aus je 3 Probenahmen stammten, untersucht (siehe Tabelle G). Die Konzentrationswerte von allen bestimmten Substanzen lagen durchgehend unterhalb der Bestimmungsgrenze von 16 ng/l.

4.2.3 Trimethylthiophosphate

Trimethylthiophosphate wurden 1996 und 1998 in Oberflächenwasser untersucht. Dabei wurden die zwei Substanzen O,O,O-Trimethylthiophosphat und O,O,S-Trimethyldithiophosphat bestimmt.

Verwendung und Stoffeigenschaften

Die Strukturformeln von O,O,O-Trimethylthiophosphat (O,O,O-TMTP) und O,O,S-Trimethyldithiophosphat (O,O,S-TMDTP) sind in Abbildung 3 zu sehen. Diese Stoffe haben eine ähnliche Struktur wie die im vorangehenden Kapitel beschriebenen Trialkylphosphate (lediglich ein bzw. zwei O-Atome sind durch S-Atome ersetzt), aber sie kommen in einem ganz anderen Zusammenhang vor. Sie stehen in Beziehung mit der Chemie von Organophosphat-Insektiziden und deren Produktion. Die chemische Verwandtschaft beispielsweise mit Parathion-methyl oder Dimethoat geht aus Abbildung 3 deutlich hervor.

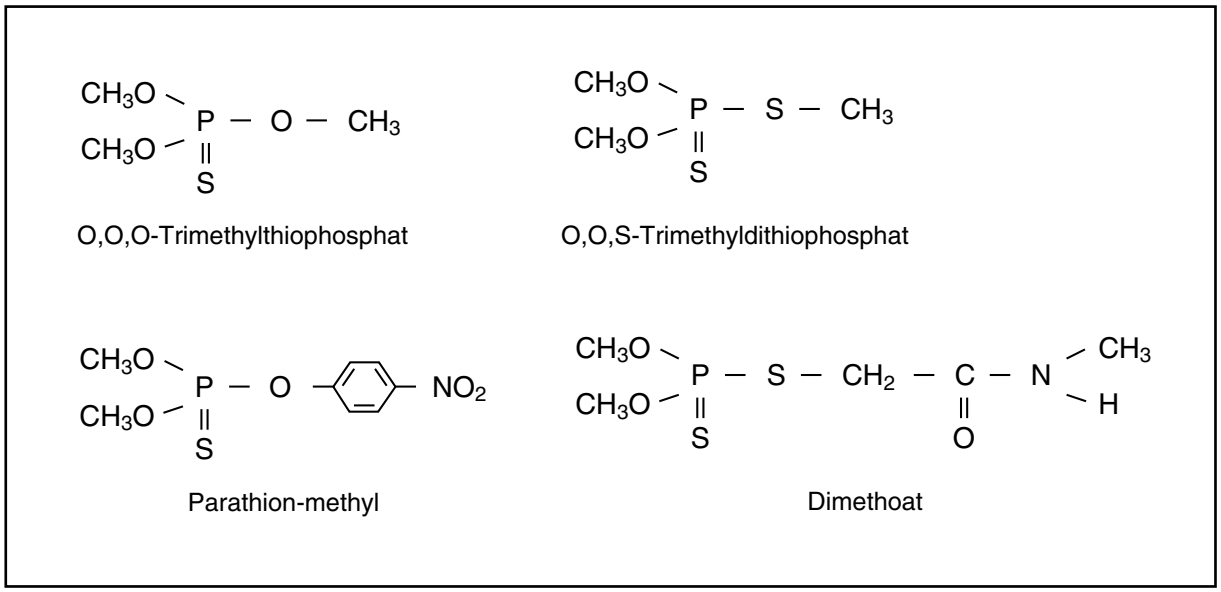

Abb. 3: Strukturformeln der beiden Trimethylthiophosphate sowie von Parathion-methyl und Dimethoat

Beide Substanzen, O,O,O-TMTP und O,O,S-TMDTP, werden als Verunreinigung oder Metabolit von diversen P-Insektiziden beschrieben, u. a. auch von Parathion-methyl und Dimethoat; in Malathion wurde beispielsweise 0,45 % O,O,O-TMTP oder in Phosmethylan 0,7 % O,O,S-TMDTP gefunden [54]. Außerdem sind beide Stoffe bekannte Nebenprodukte der O,O-Dimethyldithiophosphorsäure, die als Ausgangsmaterial für Pestizide dient [54].

Parathion-methyl und Dimethoat wurden früher an der Mulde in Bitterfeld-Wolfen hergestellt. Während der Produktion und teilweise auch noch danach (durch Altlasten auf dem Gelände) gelangten große Mengen dieser Pestizide in die Mulde und anschließend in die Elbe. Die Produktionsstilllegung erfolgte für Parathion-methyl im Jahr 1992 und für Dimethoat 1997. Um eine Vorstellung von dem Ausmaß der Pestizidfreisetzung in früheren Jahren zu bekommen,

seien folgende, 1990 erhaltene Messwerte an der Mulde-Mündung genannt: Dort wurden im Mai 65 µg/l Parathion-methyl sowie 45 µg/l Dimethoat festgestellt [55] bzw. im Juli 92 µg/l Parathion-methyl sowie 200 µg/l Dimethoat [56]! Auf den Rückgang der Konzentrationen dieser Pestizide in den 90er Jahren wird im Abschnitt Bewertung der Ergebnisse eingegangen.

O,O,O-TMTP bzw. O,O,S-TMDTP besitzen (berechnete) Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten von log K_{OW} = 1,2 bzw. 1,8 [32] und dürften daher keine nennenswerte Neigung zur Bioakkumulation haben. Trotz umfangreicher Recherchen (incl. Anfrage beim Umweltbundesamt) konnten keine Angaben zu Umweltverhalten oder Aquatoxizität ausfindig gemacht werden; lediglich akute Toxizitätsdaten für Ratte und Maus liegen vor.

Folgendes soll jedoch noch angemerkt werden: Thiophosphat-Insektizide wirken allgemein als Acetylcholinesterase-Inhibitoren. Malathion beispielsweise weist eine relativ geringe akute Toxizität gegenüber *Säugetieren* auf, weil es von einem (in Säugetieren vorhandenen) Enzym abgebaut werden kann, so dass seine oxidative Aktivierung zum eigentlichen Wirkstoff weniger stattfindet. O,O,O-TMTP und O,O,S-TMDTP hingegen üben den Acetylcholinesterase inhibierenden Effekt *direkt* aus, und außerdem hemmen sie das Malathion abbauende Enzym. Die Folge ist, dass bereits geringe Mengen dieser beiden Verunreinigungen die akute Giftigkeit von Malathion bei Säugetieren signifikant erhöhen [54]. Inwieweit dieser toxizitätsverstärkende Effekt auch bei anderen Organismen wie z. B. Fischen auftritt, ist nicht bekannt.

Ergebnisse der Untersuchungen

Die Trimethylthiophosphate wurden 1996 in je 6 Proben analysiert, die an 7 Messstellen genommen waren (siehe Tabelle H 1). 1998 wurden 10 Messstellen je zweimal beprobt (siehe Tabelle H 2). Die Ergebnisse aus dem Jahr 1996 sind in Tabelle 24 wiedergegeben.

Tab. 24: O,O,O-Trimethylthiophosphat und O,O,S-Trimethyldithiophosphat in Oberflächenwasser, 1996 [ng/l] (ARGE ELBE)

Messstelle	**O,O,O-Trimethylthiophosphat**			**O,O,S-Trimethyldithiophosphat**	
	Häufigkeit < 5 ng/l	**Konz.bereich**	**Mittelwert**	**Häufigkeit < 5 ng/l**	**Konz.bereich**
Schmilka	6 x	<5 - <5	<5	6 x	<5 - <5
Dessau (Mulde)	0 x	20 - 1.200	430	0 x	14 - 75
Rosenbg. (Saale)	4 x	<5 - 16	*	6 x	<5 - <5
Magdeburg	1 x	<5 - 110	40	5 x	<5 - 10
Schnackenburg	1 x	<5 - 55	27	4 x	<5 - 11
Seemannshöft	1 x	<5 - 20	10	6 x	<5 - <5
Grauerort	3 x	<5 - 30	11	6 x	<5 - <5

* keine Angabe, da 4x von 6x < BG

Die beiden untersuchten Substanzen wurden 1996 nur in einem Teil der Proben nachgewiesen, wobei O,O,S-TMDTP seltener nachweisbar war. Die Positivbefunde lagen (außer in der Mulde) im zweistelligen ng/l-Bereich. In der Mulde wurden die mit Abstand höchsten Werte gefunden: 1996 betrug hier der Mittelwert von O,O,O-TMTP 430 ng/l und der von O,O,S-

TMDTP 34 ng/l. Die Konzentration von O,O,O-TMTP variierte um zwei Größenordnungen zwischen den einzelnen Muldeproben, während die O,O,S-TMDTP-Werte niedriger und gleichmäßiger ausfielen.

Der Einfluss der Mulde auf den Konzentrationsverlauf der Trimethylthiophosphate in der Elbe ist sehr gut erkennbar. In Schmilka waren die Stoffe noch nicht nachzuweisen; auch in der Saale traten sie kaum auf. Nach der Mündung der mit diesen Stoffen belasteten Mulde waren sie ab Magdeburg in der Elbe festzustellen; ihre Konzentrationen nahmen über Schnackenburg bis Hamburg allmählich wieder ab. Das jeweilige Belastungsniveau der Mulde konnte im weiteren Elbeverlauf recht gut verfolgt werden. Wurden in der Mulde 400 - 1200 ng/l O,O,O-TMTP erhalten, lagen die Werte bei Magdeburg und Schnackenburg etwa bei 30 bis 100 ng/l; waren die O,O,O-TMTP-Gehalte der Mulde bei 90 bzw. 20 ng/l, kamen in der Elbe bei Magdeburg und Schnackenburg Werte von 10 ng/l bzw. <5 ng/l vor (siehe Tabelle H 1).

Die Ergebnisse der Untersuchungen im Jahr 1998 werden im Folgenden beschrieben. Die im Februar und Juli genommenen Proben stammten von 7 Elbe-Messstellen sowie den Mündungen der Schwarzen Elster, Mulde und Saale. In *allen* Proben lagen die Konzentrationen beider Trimethylthiophosphate unter 25 ng/l. Die Bestimmungsgrenze von 25 ng/l war 1998 höher als die von 5 ng/l in 1996, weshalb die Zunahme der Negativbefunde möglicherweise auf diesen Unterschied zurückgeht. Die Tatsache, dass auch in der Mulde nur noch Werte unter 25 ng/l erhalten wurden, lässt jedoch auf einen Belastungsrückgang schließen.

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Für die Elbe gibt es aus mehreren Jahren Vergleichswerte der Trimethylthiophosphate. 1992/93 wurden je 20 Elbeproben von den Messstellen Zollenspieker und Seemannshöft untersucht. In Zollenspieker wurden folgende, etwas höher als in Seemannshöft ausfallende Werte gefunden [35]:

- O,O,O-TMTP - Konzentrationsbereich = < 10 - 805 ng/l, Median = 114 ng/l,
- O,O,S-TMDTP - Konzentrationsbereich = < 10 - 884 ng/l, Median = 71 ng/l.

In der gleichen Arbeit wurde u. a. auch Dimethoat bestimmt. Die Konzentrationen der beiden Trimethylthiophosphate zeigten Ähnlichkeit sowohl untereinander als auch zu den Dimethoat-Werten. Alle drei Stoffe variierten in ihren Konzentrationen um ca. zwei Zehnerpotenzen. Insgesamt ließ sich ein enger Zusammenhang zwischen den Konzentrationen der drei Substanzen beobachten; in den einzelnen Proben traten hohe oder niedrige Befunde fast immer gleichzeitig auf, was den engen Zusammenhang zwischen der Dimethoat-Produktion und dem Vorkommen der Trimethylthiophosphate besonders deutlich vor Augen führt.

In [54] wurden O,O,O-TMTP und O,O,S-TMDTP 1991 und 1993 an vielen Stellen innerhalb der Deutschen Bucht bestimmt sowie außerdem in einigen Elbeproben von 1995. Die Ergebnisse sind in Tabelle 25 dargestellt. Die Bestimmungsgrenze lag in dieser Arbeit mit 1 pg/l extrem niedrig und wesentlich tiefer als in allen übrigen hier angeführten Untersuchungen.

Tab. 25: O,O,O-Trimethylthiophosphat und O,O,S-Trimethyldithiophosphat in Oberflächenwasser [ng/l] (Elbe bzw. Nordsee) [54]

Gewässer	Jahr	Konzentrationsbereich	
		O,O,O-TMTP	O,O,S-TMDTP
Elbe bei Coswig (= vor der Mulde)	August 1995	0,27	0,16
Elbe bei Barby (= nach der Mulde)	August 1995	3	4
Elbe bei Hamburg	August 1995	1,3	2
Elbe bei Hamburg	März 1995	13	4
Nordsee, Dt. Bucht (16 Probenorte)	1991	0,1 - 1,4	0,1 - 9,4
Nordsee, Dt. Bucht (31 Probenorte)	1993	0,001 - 0,47	0,002 - 1

Die in der Elbe festgestellten Werte waren mit 0,2 - 13 ng/l recht niedrig. Auch hier war der Einfluss der Mulde sichtbar, denn nach ihrer Mündung stiegen die Trimethylthiophosphat-Werte in der Elbe an.

In der Nordsee wurden die höchsten Werte in der Nähe des Elbe-Ästuars gefunden und eine Abnahme der Konzentrationen in nördlicher und westlicher Richtung. Diese Verteilung ist typisch für Stoffe, die durch die Elbe in die Deutsche Bucht eingetragen werden. Im Jahr 1993 wurden signifikant niedrigere Trimethylthiophosphat-Konzentrationen als in 1991 festgestellt.

1997 wurde die Elbe in Hamburg nochmals auf O,O,O-TMTP und O,O,S-TMDTP untersucht; je 7 Proben wurden von Juni bis Dezember in Zollenspieker und Seemannshöft genommen. Dabei wurden folgende, für beide Substanzen und beide Messstellen nahezu gleiche Werte erhalten [57]:

Konzentration (i. d. R.) < 25 ng/l, Maximum (3 Proben) = 29 - 54 ng/l.

Die zeitliche Entwicklung der Trimethylthiophosphat-Konzentrationen in der Elbe wird im Rahmen der Bewertung der Ergebnisse diskutiert.

Aus <u>anderen Gebieten</u> liegen kaum Vergleichsdaten vor. 1989 wurde in 2 von 7 Proben des niederländischen Rhein-Deltas (u. a. im Rhein bei Lobith) Trimethylthiophosphat nachgewiesen, das nicht näher spezifiziert war, aber vermutlich O,O,O-TMTP darstellte [33]:

Konzentrationsbereich = 11 - 36 ng/l.

In der Wupper konnte man in früheren Jahren O,O,O-Trimethylthiophosphat finden, das vom Kläranlagenablauf der Firma Bayer stammte und mit deren Produktion von Phosphorsäureester-Insektiziden zusammenhing. 1990 wurden bei Wuppertal die folgenden, recht hohen O,O,O-TMTP-Konzentrationen festgestellt [58]:

Konzentrationsbereich = 1 - 24 µg/l.

Diese O,O,O-TMTP-Konzentrationen waren durchaus den Maximalwerten von ca. 1 µg/l vergleichbar, die 1992/93 in Hamburg bzw. 1996 in der Muldemündung zu verzeichnen waren. – Mitte 1990 erfolgte bei Bayer eine Verfahrensumstellung im Herstellungsprozess, woraufhin die Werte in der Wupper stark abnahmen. 1991 kamen noch einige O,O,O-TMTP-Werte von 1 - 3 µg/l vor, und ab 1992 lagen sie unter 0,1 µg/l.

Bewertung der Ergebnisse

Eine Bewertung der in der Elbe ermittelten Trimethylthiophosphat-Konzentrationen kann nicht erfolgen, denn es liegen weder Richtwerte noch Aquatoxizitätsdaten vor, anhand derer eine Abschätzung vorgenommen werden kann. In diesem Abschnitt soll aber noch die zeitliche Entwicklung der Belastung der Elbe durch die Trimethylthiophosphate sowie die Phosphor-Insektizide beschrieben werden.

Parathion-methyl und Dimethoat waren *die* Hauptproblemstoffe unter den Pestiziden in der Elbe. Daher hat die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) für diese beiden Pestizide Zielvorgaben verabschiedet (0,01 µg/l, Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften). – In Tabelle 26 sind die Dimethoat-Konzentrationen (als Maximalwert pro Messjahr) für den Zeitraum 1990 bis 1998 angegeben. Für die Mulde lagen erst ab 1994 Datenreihen vor; deshalb wurden für die Jahre davor ersatzweise die Werte der Elbe-Messstelle Schnackenburg herangezogen, die etwa 200 km nach der Muldemündung stromabwärts liegt. Man sieht in der Tabelle sofort, dass anfangs noch extreme Spitzenwerte auftraten; man bedenke, dass die 1990/91er Werte von 20 µg/l in Schnackenburg gemessen wurden, also in der Mulde noch wesentlich höher gewesen sein müssen! Ab 1992 sanken die Maximalwerte stark ab, nur 1995 kam noch einmal eine Stoßbelastung mit 110 µg/l in der Mulde vor.

Tab. 26: Dimethoat in der Elbe und Mulde [µg/l]
[59,1]

Elbe, Schnackenburg			Mulde, Dessau		
Jahr	**n**	**Maximum**	**Jahr**	**n**	**Maximum**
1990	13	20	1994	13	0,16
1991	18	17	1995	13	110
1992	26	0,5	1996	13	0,29
1993	13	4,5	1997	13	0,47
			1998	13	0,25

Parathion-methyl wies im gleichen Zeitraum ebenfalls erhöhte Konzentrationen auf, die aber nicht so hoch wie die von Dimethoat waren. Folgende Maximalwerte wurden erhalten:

- in der Elbe bei Schnackenburg (1990 - 1993) 0,1 - 2,2 µg/l [59],
- in der Mulde bei Dessau (1993) 4,5 µg/l [60],
- in der Mulde bei Dessau (1994 - 1998) < 0,1 µg/l [1].

Einer Zusammenstellung über direkt eingeleitete Stoffmengen durch elberelevante Industriebetriebe können u. a. auch Angaben zu den beiden hier betrachteten Pestiziden entnommen werden [61]. 1994 wurden noch je 0,5 t/a (!) Parathion-methyl und Dimethoat eingeleitet; im Jahr 1999 sind die Mengen auf 0,001 t/a für Parathion-methyl bzw. 0,002 t/a für Dimethoat zurückgegangen. – Sowohl die für die Elbe erhaltenen Konzentrationswerte als auch die genannten Emissionswerte zeigen deutlich, dass sich die Belastungssituation, wie sie noch Anfang der 90er Jahre durch diese Insektizide gegeben war, in der Zwischenzeit weitgehend entspannt hat. Da die Trimethylthiophosphate eine „Begleiterscheinung“ dieser Pestizide darstellen, lässt sich die Aussage auch auf sie übertragen.

Abschließend sind die Trimethylthiophosphat-Konzentrationen, die in verschiedenen Untersuchungen für die Elbe ermittelt wurden, chronologisch in Tabelle 27 zusammengestellt.

Tab. 27: O,O,O-Trimethylthiophosphat und O,O,S-Trimethyldithiophosphat in der Elbe bei Hamburg-Seemannshöft [ng/l]

Jahr	**n**	**Konzentrationsbereich**		**Lit.**
		O,O,O-TMTP	**O,O,S-TMDTP**	
1992/93	20	< 10 - 593	< 10 - 743	[35]
1995	2	1,3 - 13	2 - 4	[54]
1996	6	<5 - 20	< 5	ARGE ELBE
1997	7	< 25	< 25	[57]
1998	2	< 25	< 25	ARGE ELBE

Für Hamburg liegen fast lückenlos Messdaten in aufeinander folgenden Jahren vor. Auch wenn durch die in den letzten beiden Untersuchungsjahren höher liegende Bestimmungsgrenze die Aussagekraft etwas eingeschränkt ist, geht doch ganz eindeutig aus der Tabelle hervor, dass 1992/93 teilweise fast µg/l-Werte an O,O,O-TMTP und O,O,S-TMDTP in Hamburg zu verzeichnen waren, aber ab 1995 nur noch Werte von 1 - 20 ng/l bzw. < 25 ng/l. Weitere beobachtbare Konzentrationsrückgänge (zwischen 1991 und 1993 in der Nordsee sowie zwischen 1996 und 1998 in der Mulde) sind bereits erwähnt worden.

4.3 Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel

4.3.1 Diethyltoluamid

Diethyltoluamid wurde 1996 sowie 1998 in Oberflächenwasser untersucht und außerdem 1998/99 in schwebstoffbürtigen Sedimenten.

Verwendung und Stoffeigenschaften

Die genaue Bezeichnung dieser Verbindung lautet N,N-Diethyl-m-toluamid und ihre übliche Abkürzung DEET. Bei dieser Substanz handelt es sich nicht um ein Pestizid im eigentlichen Sinn, sondern um ein Repellent. Unter Repellents versteht man Mittel, die auf Schädlinge und Lästlinge abwehrend oder vertreibend wirken. Mit Hilfe von Insektenabwehrstoffen werden Ektoparasiten von der Haut ferngehalten. Die dermale Anwendung von DEET dient der Vertreibung von Stechmücken, Fliegen, Zecken und anderem Ungeziefer.

Aufgrund seiner günstigen Eigenschaften ist DEET ein weltweit benutztes Repellent. In dem bekannten Insektenabwehrmittel Autan® von Bayer war DEET über 40 Jahre hinweg als Wirkstoff enthalten; Autan ist die in Europa meistverkaufte Repellentmarke [62]. Inzwischen wurde von Bayer ein neuer Wirkstoff entwickelt, der heute für Autan verwendet wird. Seit 1999 setzt Bayer kein DEET mehr im Autan ein. – Der Eintrag von DEET in die Oberflächengewässer erfolgt hauptsächlich über die Abläufe kommunaler Kläranlagen [49].

Der experimentell ermittelte Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient von DEET beträgt log K_{OW} = 2,2 [32]. Die mikrobielle Abbaubarkeit wurde in Schüttelversuchen mit dem System Wasser/Boden-Wasser geprüft [49]; hierbei zeigte sich DEET zwar als prinzipiell abbaubar, aber der Abbau fand nur langsam statt.

Für DEET konnten trotz intensiver Recherche nur sehr wenige Daten zur aquatischen Toxizität in Erfahrung gebracht werden. Die LC_{50}-Werte für einige Fischarten und eine Krebsart liegen oberhalb von 100 mg/l [63], d. h. DEET ist nicht als besonders aquatoxisch anzusehen.

Ergebnisse der Untersuchungen

Die 1998/99 durchgeführten Untersuchungen von schwebstoffbürtigem Sediment ergaben durchgehend Negativbefunde: In *allen* Zweimonatsmischproben von 10 Messstellen lagen die DEET-Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg TM (siehe Tabelle I 3 und I 4). Die Substanz besitzt demnach keine nennenswerte Neigung zur Adsorption an Feststoffpartikel, denn in der wässrigen Phase wurden durchaus Befunde erhalten.

Die Ergebnisse der Oberflächenwasser-Untersuchungen der Jahre 1996 und 1998 sind in Tabelle 28 und in Abbildung 4 dargestellt. 1996 wurden 7 Messstellen je sechsmal beprobt und 1998 10 Messstellen je zweimal (siehe Tabelle I 1 und I 2).

Tab. 28: DEET in Oberflächenwasser [ng/l]
(ARGE ELBE)

Messstelle	**1996 (n = 6)**			**1998 (n = 2)**
	Minimum	**Mittelwert**	**Maximum**	**Konzentrationsbereich**
Schmilka	14	46	80	11 - 27
Dommitzsch	-	-	-	<10 - 15
Gorsdorf (Schw. Elster)	-	-	-	<10 - 23
Dessau (Mulde)	8	27	55	13 - 30
Rosenburg (Saale)	17	48	120	19 - 35
Magdeburg	7	36	85	18 - 41
Schnackenburg	8	38	80	<10 - 57
Bunthaus	-	-	-	<10 - 35
Seemannshöft	10	34	60	19 - 28
Grauerort	9	33	58	<10

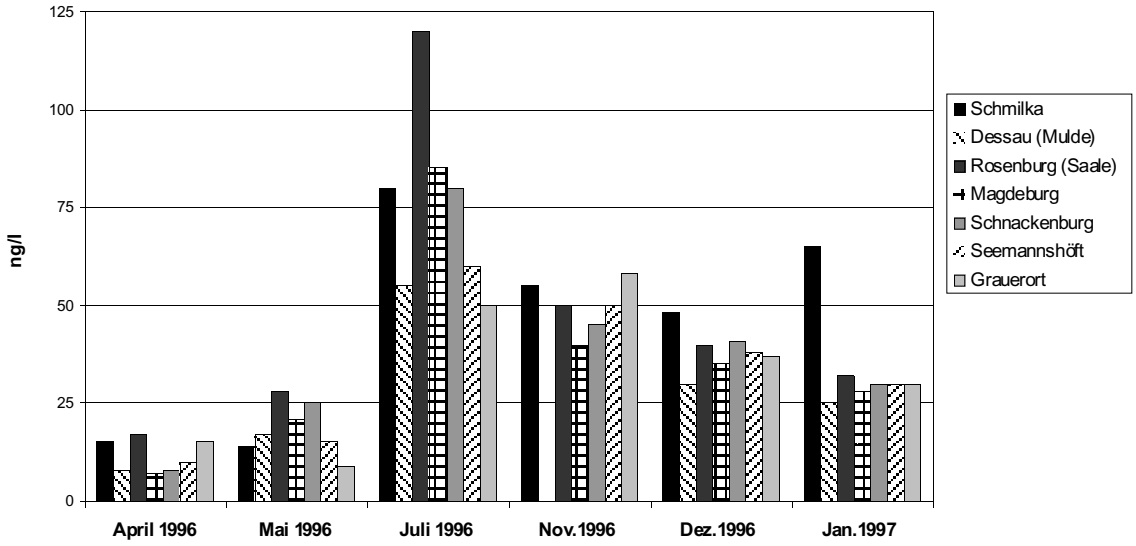

Abb. 4: DEET-Konzentrationen im Jahresverlauf

Die DEET-Konzentrationen des Oberflächenwassers lagen 1996 und 1998 überwiegend im zweistelligen ng/l-Bereich. Dass DEET 1998 im Gegensatz zu 1996 in einigen Proben Negativbefunde aufwies, ist schätzungsweise auf die unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen zurückzuführen (1996: 5 ng/l, 1998: 10 ng/l).

Die Konzentrationen variierten stark zwischen den einzelnen Probenahmezeitpunkten und waren zudem jahreszeitabhängig, wie in Abbildung 4 gut zu sehen ist: Sie stiegen vom Frühjahr 1996 (10 - 25 ng/l) bis zum Juli an, in dem 50 - 80 ng/l (Saale: 120 ng/l) festgestellt wurden und nahmen im Herbst und Winter auf Werte von 30 - 50 ng/l ab. Auch 1998 wurden im Sommer die höheren DEET-Werte erhalten; in den Juliproben waren die DEET-Konzentra-

tionen i.a. etwa doppelt so hoch wie in den Februarproben. Die Juli-Messwerte von 1998 lagen unter den entsprechenden Werten von 1996 (siehe Tabelle I 1 und I 2); dieser Tatsache sollte man aber in Anbetracht der insgesamt geringen Probenanzahl kein besonderes Gewicht beimessen.

Die DEET-Konzentrationen fielen an den einzelnen Messstellen relativ ähnlich aus, d. h. es ließ sich weder ein Konzentrationstrend im Flussverlauf erkennen noch erwiesen sich bestimmte Messstellen als besonders belastet.

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Aus anderen Gebieten liegen einige DEET-Vergleichswerte vor. In 5 von 7 Proben aus dem niederländischen Rhein-Delta wurde DEET 1989 nachgewiesen [33]:

Konzentrationsbereich = 21 - 46 ng/l.

Ebenfalls aus den Niederlanden stammen die folgenden Ergebnisse für das Jahr 1999, bei denen – zehn Jahre später – ähnliche Werte resultierten. An 7 Messstellen (u. a. Rhein und Maas) wurden im Frühjahr und Sommer je 3 Proben genommen [64]:

Konzentrationsbereich (April) = 11 - 39 ng/l,
Konzentrationsbereich (Juni) = 12 - 78 ng/l,
Konzentrationsbereich (August) = 30 - 200 ng/l.

In hessischen Fließgewässern gefundene Werte sind in Tabelle 29 zu sehen.

Tab. 29: DEET in Oberflächenwasser [ng/l] (andere Gebiete) [49]

Fluss	Ort	Jahr	Monate	Probe*	Konzentrationsbereich
Rhein	Wiesbaden	1992 - 96	Sommer u. Herbst	S	30 - 80
Main	Bischofsheim	1994 - 96	April-November	M	30 - 160
Nidda	Nied	1993 - 96	April-Juli	M	i. d. R. 100, Maxima = 500

* S: Stichprobe, M: Mischprobe

Die Nidda-Zeitreihe kann noch um die Jahre 1997 bis 1999 ergänzt werden [65]. Der Konzentrationsbereich ist auch nach 1996 gleich geblieben; Spitzenwerte um 500 ng/l traten nur noch 1997 auf. Dass die DEET-Werte in der Nidda insgesamt etwas höher ausfielen, liegt an ihrer geringeren Wasserführung verglichen mit den übrigen hier angeführten Flüssen.

Auch kommunale Abwasserproben wurden in [49] untersucht: In 23 Kläranlagenabläufen wurden DEET-Konzentrationen zwischen 100 ng/l bis zu über 1 µg/l gefunden; der Medianwert betrug 220 ng/l und lag damit deutlich über dem Konzentrationsniveau vieler Fließgewässer.

Auch außerhalb der Hauptanwendungszeit wurde das Auftreten von DEET beobachtet. So wurde DEET beispielsweise in der Nidda im November 1995 in allen Drei-Tages-Mischproben mit 40 - 70 ng/l nachgewiesen [49]. Auch bei den ARGE ELBE-Ergebnissen fielen

vergleichsweise hohe Konzentrationen in Herbst- und Winterproben auf (siehe Abbildung 4). Diese Beobachtung kann bislang noch nicht erklärt werden.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass die DEET-Konzentrationen in der Elbe und den drei untersuchten Nebenflüssen ebenso wie in den Niederlanden und in Hessen weitgehend zweistellige ng/l-Werte hatten.

Bewertung der Ergebnisse

Für DEET gibt es keine Zielvorgaben oder Richtwerte. Da es aus den eingangs beschriebenen Gründen nicht zu den Insektiziden gehört, kann es auch nicht anhand von Vorgabewerten für Pestizide bewertet werden.

Unter dem Gesichtspunkt der Aquatoxizität sind die auftretenden DEET-Konzentrationen als unbedenklich anzusehen. Die Bioakkumulationstendenz ist nicht besonders groß. Aufgrund seiner nicht leichten Abbaubarkeit ist DEET ständig und verbreitet in Fließgewässern nachzuweisen; deshalb sollte das Vorkommen der Substanz weiter verfolgt werden. – In einigen zur Trinkwassergewinnung genutzten Brunnen konnte DEET detektiert werden; es kann jedoch mit Hilfe der Aktivkohlefiltration vom Trinkwasser ferngehalten werden [49].

Da der Wirkstoff DEET heutzutage nicht mehr im Autan enthalten ist, ist eine Abnahme der DEET-Konzentrationen zu erwarten. Die tatsächliche Entwicklung bleibt jedoch abzuwarten, denn zum einen wird DEET auch noch von anderen Anbietern (in Deutschland wie auch weltweit) eingesetzt, zum anderen hat auch in anderen Fällen ein Anwendungsverzicht oft nicht sofort zum Verschwinden des entsprechenden Stoffs aus der Umwelt geführt.

4.3.2 Glyphosat und AMPA

Diese beiden Verbindungen wurden 1998 in Oberflächenwasser bestimmt.

Verwendung und Stoffeigenschaften

Glyphosat (N-Phosphonomethylglycin) ist ein Aminophosphorsäure-Pestizid; bei seinem Abbau entsteht AMPA (Aminomethylphosphonsäure) als Hauptmetabolit.

Glyphosat ist ein systemisch wirkendes, nicht selektives Herbizid; das Totalherbizid wird in großem Umfang zur Unkrautbekämpfung in der Pflanzenproduktion und zur Vegetationskontrolle auf Verkehrsflächen eingesetzt. Letztere spielt insbesondere im Bereich von Bahn-Gleisanlagen eine große Rolle, zumal 1997 die Diuron-Anwendung für diesen Einsatzzweck untersagt worden ist. In der Rangfolge der am häufigsten eingesetzten Pestizide belegte Glyphosat Mitte der 90er Jahre den dritten Platz [66]; die bundesweit abgegebene Menge betrug 1995 ca. 2000 t [67]. Das Mittel zeichnet sich durch ein besonders günstiges Wirkungs- und (öko)toxikologisches Profil aus [67].

Glyphosat zeigt sehr starke Sorption im Boden: Es besitzt hohe Boden-Wasser-Verteilungskoeffizienten und geringe Mobilität [68]; in [69] wird ein K_{OC}-Wert von 24.000 l/kg angegeben. Zu seiner Aquatoxizität liegen umfangreiche Testergebnisse vor [66]; die niedrigsten NOEC-Werte befinden sich bei mehreren Organismusarten für Glyphosat (und auch für AMPA) im Zehntel mg/l-Bereich. – Glyphosat muss zu den endokrin wirksamen Substanzen gerechnet werden, da es Spermieneigenschaften folgendermaßen beeinflussen kann: Es hemmt die Spermienbeweglichkeit von Kaninchen- und Humansperma, und bei Kaninchen wurde außerdem eine Abnahme der Spermienkonzentration sowie eine veränderte Zusammensetzung festgestellt [70].

Für AMPA gibt es – neben der Bildung aus Glyphosat – noch einen weiteren Eintragsweg in Oberflächengewässer. Es entsteht als Abbauprodukt von stickstoffhaltigen organischen Phosphonaten (Aminopolyphosphonaten), die überwiegend in Waschmitteln und Kühlwasserkreisläufen Anwendung finden, und gelangt über Abwassereinleitungen in die Gewässer [71]. Es ist davon auszugehen, dass in vielen Fließgewässern der größere Teil des AMPA auf den Phosphonatabbau zurückzuführen ist [71, 72]. Die Tatsache, dass häufig in kleineren Flüssen höhere AMPA-Konzentrationen angetroffen werden, bestätigt diese Vermutung [20].

Ergebnisse der Untersuchungen

Glyphosat und AMPA wurden an 7 Elbe-Messstellen sowie an 3 Nebenflussmündungen untersucht; die Proben wurden im Februar und im Juli genommen (siehe Tabelle J). Die Ergebnisse sind in Tabelle 30 zu sehen. – Glyphosat war im Winter viermal und im Sommer siebenmal mit Werten von 0,05 - 0,09 µg/l nachweisbar. AMPA hingegen war praktisch immer nachzuweisen: Die Konzentrationen lagen bei 0,2 - 0,4 µg/l (im Februar) bzw. bei ca. 0,6 - 1 µg/l (im Juli). In der Schwarzen Elster wurden die niedrigsten Werte beobachtet (< 0,05 µg/l bzw. 0,26 µg/l). Für beide Substanzen war kein ausgeprägter Konzentrationstrend im Flussverlauf

sichtbar. Die AMPA-Konzentrationen waren in *allen* Sommerproben 2-3fach höher als in den entsprechenden Winterproben. Höhere AMPA-Werte im Sommer wurden auch in anderen Flüssen beobachtet [71].

Tab. 30: Glyphosat und AMPA in Oberflächenwasser, Konzentrationsbereich, 1998 [µg/l] (ARGE ELBE)

Messstelle	Glyphosat	AMPA
Schmilka	< 0,05 - 0,07	0,39 - 0,80
Dommitzsch	< 0,05 - 0,07	0,41 - 0,83
Gorsdorf (Schw. Elster)	< 0,05	< 0,05 - 0,26
Dessau (Mulde)	< 0,05 - 0,06	0,19 - 0,68
Rosenburg (Saale)	< 0,05 - 0,09	0,41 - 1,20
Magdeburg	< 0,05 - 0,05	0,40 - 0,96
Schnackenburg	0,06 - 0,08	0,34 - 0,69
Bunthaus	< 0,05 - 0,05	0,37 - 0,64
Seemannshöft	0,05 - 0,07	0,31 - 0,62
Grauerort	< 0,05 - 0,06	0,31 - 0,60

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Von der Elbe liegen Vergleichswerte aus dem Raum Dresden vor, die ähnlich wie die o. g. Werte ausfielen. In Dresden-Hosterwitz wurden 1997/98 folgende Minimal- und Maximalkonzentrationen in der Elbe gefunden [18]:

Glyphosat-Konzentrationsbereich = < 0,05 - 0,12 µg/l,
AMPA-Konzentrationsbereich = 0,3 - 0,6 µg/l.

Glyphosat und AMPA können aufgrund ihrer hohen Polarität und Wasserlöslichkeit nicht mit gängigen Analyseverfahren bestimmt werden; ihre spurenanalytische Bestimmung erfordert einen vergleichsweise hohen Aufwand. Deshalb werden diese Stoffe auch heute eher selten untersucht und stellen keine Standardmessgröße dar [68, 69]. Bis vor kurzem gab es nur sehr wenige Messdaten über Glyphosat und AMPA in Gewässern; erst in der zweiten Hälfte der 90er Jahre sind mehrere Arbeiten dazu erschienen. In Tabelle 31 sind Ergebnisse über das Vorkommen der beiden Substanzen in Fließgewässern anderer Gebiete zusammengestellt.

Tab. 31: Glyphosat und AMPA in Oberflächenwasser [µg/l] (andere Gebiete)

Fluss	Ort	Jahr	n	Glyphosat		AMPA		Lit.
				Mittelwert	Maximum	Mittelwert	Maximum	
Neckar	7 Messstellen	1996 - 98	15 -17	0,08 - 0,11	0,23	0,69 - 0,87	1,73	[71]
Rhein	6 Messstellen	1996 - 98	5 - 26	< 0,05	0,07	0,09 - 0,59	0,77	[71]
Main	Bischofsheim	1997	8	0,07	0,08	0,78	0,98	[71]
Donau	Leipheim	1997	9	< 0,05	0,05	0,16	0,22	[71]
Ruhr	6 Messstellen	1996	140	< 0,05	1,40	0,73	1,30	[72]

Eine Arbeit aus Schleswig-Holstein soll ebenfalls vorgestellt werden; 1997 wurden dort 39 Proben aus 6 Fließgewässern auf diese beiden Verbindungen untersucht [67]:

- Glyphosat - 31 x: < 0,05 µg/l, Konzentrationsbereich (8 Proben) = 0,05 - 0,15 µg/l,
- AMPA - Konz.bereich (i. d. R.) = 0,05 - 0,6 µg/l, Maximum (3 Proben) = 1 - 2 µg/l.

Die Ergebnisse von Tabelle 31 ergeben folgendes Bild:

- Die Mittelwerte für Glyphosat lagen zwischen < 0,05 µg/l und 0,1 µg/l; die ARGE ELBE-Werte fielen in den gleichen Bereich.
- Im Neckar und Main traten höhere Glyphosat-Konzentrationen als in den übrigen Flüssen auf; das Verhältnis zwischen Glyphosat und AMPA betrug etwa 1:10.
- Die AMPA-Mittelwerte lagen bei 0,1 - 0,8 µg/l; die ARGE ELBE-Werte zeigten vergleichbare Werte.
- Die AMPA-Konzentrationen waren in den einzelnen Flüssen unterschiedlich. Der Main, der Neckar und die Ruhr hatten Mittelwerte von ca. 0,7 µg/l, wohingegen die Donau im Mittel nur 0,2 µg/l aufwies. Im Rhein war eindeutig ein Konzentrationsanstieg im Längsverlauf zu verzeichnen: Die Mittelwerte nahmen von 0,1 µg/l bei Basel auf 0,6 µg/l bei Köln bzw. 0,4 µg/l bei Düsseldorf zu [71]. Auch diese Beobachtung ist wiederum ein Hinweis auf den AMPA-Eintrag über Abwassereinleitungen.

Bewertung der Ergebnisse

In der Trinkwasserverordnung ist für Pestizide (einschließlich ihrer toxischen Hauptabbauprodukte) ein Grenzwert von 0,1 µg/l je Einzelsubstanz festgelegt. Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat daher für das Schutzgut Trinkwasserversorgung eine Zielvorgabe von 0,1 µg/l pro Wirkstoff beschlossen, die für Oberflächenwasser gültig ist, aus dem Trinkwasser gewonnen wird [60]. – Die von der ARGE ELBE erhaltenen Glyphosat-Werte lagen alle unter diesem Vorgabewert. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung gilt *nicht* für AMPA, da dieses als toxikologisch unbedenklich eingestuft wird und zudem aus anderen Quellen stammen kann [67, 72].

Im Zusammenhang mit der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat müssen die beiden Stoffe – insbesondere AMPA, das in relativ hohen Konzentrationen im Oberflächenwasser vorkommt – weiterhin beobachtet werden. AMPA konnte bei ufernahen Brunnen bereits im Rohwasser nachgewiesen werden [73]. Wegen seiner Polarität ist es aus dem Rohwasser mit Aktivkohle nur partiell entfernbar; bei der anschließenden Chlorung zur Desinfektion wird es jedoch eliminiert [73]. – Abschließend bleibt anzumerken, dass es bislang noch wenig Untersuchungen zum Verhalten dieser Verbindungen bei der Trinkwasseraufbereitung gibt.

4.3.3 Desmetryn und Ethofumesat

Diese beiden Stoffe wurden 1996 in Oberflächenwasser bestimmt. Sie werden im Folgenden getrennt beschrieben; ihre Bewertung im letzten Abschnitt erfolgt gemeinsam.

Desmetryn

Verwendung und Stoffeigenschaften

Desmetryn ist ein selektives Herbizid, das zur Substanzklasse der Triazine gehört. Es besitzt seit 1988 keine Zulassung mehr; in der ehemaligen DDR war es zugelassen und durfte dort noch bis 1992 verwendet werden.

Die Substanz hat einen Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient von log K_{OW} = 2,4 [32]. In aquatischen Toxizitätstests wurden für Fische LC_{50}- und für Daphnien EC_{50}-Werte im zweistelligen mg/l-Bereich ermittelt [63].

Ergebnisse der Untersuchungen

An 7 Messstellen wurden Proben auf Desmetryn untersucht; die Probenahmen fanden im April, Mai, Juli, November, Dezember sowie Januar statt (siehe Tabelle K). Die Ergebnisse sind in Tabelle 32 gezeigt.

Tab. 32: Desmetryn in Oberflächenwasser, 1996 [ng/l]
(ARGE ELBE)

Messstelle	Häufigkeit von < 5 ng/l	Konzentrationsbereich *
Schmilka	5 x	20
Dessau (Mulde)	2 x	9 - 15
Rosenburg (Saale)	4 x	15
Magdeburg	4 x	7 - 14
Schnackenburg	5 x	9
Seemannshöft	3 x	5 - 12
Grauerort	4 x	8

* Konz. = Konzentrationsbereich der Positivbefunde

Desmetryn war in der Mehrzahl der Proben nicht oberhalb der Bestimmungsgrenze von 5 ng/l nachzuweisen. Die Positivbefunde lagen im Bereich von 5 - 20 ng/l und traten hauptsächlich (in 11 von 14 Fällen) im April und Mai auf. Hinsichtlich des Konzentrationsverlaufs in der Elbe oder lokaler Maxima waren keine Besonderheiten feststellbar.

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Für die Elbe gibt es Vergleichsdaten aus dem Raum Dresden und Hamburg, die ähnlich nie-

drig wie die o. g. Werte ausfielen. In Dresden-Hosterwitz wurden in den Jahren 1995 bis 1998 52 Elbeproben untersucht [18]:

Konzentration < 10 ng/l.

An den Hamburger Messstellen Zollenspieker und Seemannshöft wurden 1992/93 je 20 Proben genommen und folgende, an beiden Orten nahezu gleiche Desmetryn-Gehalte gefunden [35]:

5 x: < 2 ng/l, Konzentrationsbereich (15 Proben) = 2 - 20 ng/l, Median = 3 ng/l.

Aus anderen Gebieten liegen ebenfalls Untersuchungen vor, in denen Desmetryn häufig nicht vorgefunden wurde. Im Rhein wurde die Substanz 1995 in Basel, Karlsruhe, Mainz und Düsseldorf bestimmt; den Messungen lagen 16 - 19 Proben aus dem Zeitraum April bis Juli zugrunde [50, 74]:

Konzentration < 30 ng/l.

Eine bundesweite Übersicht ist in [69] enthalten: Desmetryn wurde 1990 bis 1995 an 30 Messstellen untersucht. An 5 Stellen konnte es nachgewiesen werden, jedoch nicht mit Werten oberhalb von 0,1 µg/l.

Ethofumesat

Verwendung und Stoffeigenschaften

Ethofumesat ist ebenfalls ein selektives Herbizid; es wird vorzugsweise im Zuckerrübenanbau eingesetzt. Das Mittel belegte Mitte der 90er Jahre den 13. Platz in einer Rangfolgenliste der am häufigsten eingesetzten Pestizidwirkstoffe [66]; die Verkaufsmenge in der deutschen Landwirtschaft lag 1993/94 bei 100 - 200 t [69].

Der Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient von Ethofumesat beträgt log K_{OW} = 2,7 [32]. Für die aquatoxischen Eigenschaften des Wirkstoffs liegen umfangreiche Testergebnisse vor [66]; für Fische, Daphnien sowie Grünalgen wurden minimale NOEC-Werte im Bereich von 0,2 bis 2 mg/l beobachtet.

Ergebnisse der Untersuchungen

Die Proben wurden an den gleichen Messstellen und zu denselben 6 Zeitpunkten wie oben bei Desmetryn beschrieben genommen (siehe Tabelle K). Die Ergebnisse sind in Tabelle 33 zu sehen. – Auch die Ethofumesat-Konzentrationen lagen in über der Hälfte aller Proben unter der Bestimmungsgrenze von 5 ng/l. Die Positivbefunde wiesen Werte von 6 - 110 ng/l auf. Eine jahreszeitliche Abhängigkeit ließ sich – wie häufig bei Pestiziden – gut erkennen: Im April kam der Stoff nur an manchen Messstellen vor, im Mai und im Juli an allen und im November, Dezember sowie Januar an keiner von ihnen. Die Ethofumesat-Konzentrationen waren in den Maiproben am höchsten (50 - 110 ng/l). Konzentrationsverläufe oder -maxima an bestimmten Orten ließen sich nicht beobachten.

Tab. 33: Ethofumesat in Oberflächenwasser, 1996 [ng/l]
(ARGE ELBE)

Messstelle	Häufigkeit von < 5 ng/l	Konzentrationsbereich *
Schmilka	4 x	16 - 55
Dessau (Mulde)	2 x	15 - 50
Rosenburg (Saale)	4 x	40 - 75
Magdeburg	4 x	45 - 70
Schnackenburg	3 x	6 - 80
Seemannshöft	3 x	10 - 65
Grauerort	3 x	10 - 110

* Konz. = Konzentrationsbereich der Positivbefunde

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Verglichen mit vielen anderen Pestiziden gehört Ethofumesat zu den bislang eher selten untersuchten Wirkstoffen. So kommt es beispielsweise nicht in dem schon öfter zitierten Bericht [18] vor, der für viele Messgrößen Analysenergebnisse der Elbe bei Dresden enthält und der auch eine umfangreiche Pestizidliste aufweist. In dem kürzlich erschienenen Bericht über Pestizideinträge in deutsche Oberflächengewässer [69] wird erwähnt, dass u. a. für Ethofumesat keine dichte Belegung mit Messstellen besteht.

Für die Elbe werden hier nur Werte von 5 Elbeproben bei Boizenburg wiedergegeben, die zwischen Juli und Oktober 1997 genommen worden sind [75]:

Konzentrationsbereich = 3 - 17 ng/l.

Vergleichswerte für Ethofumesat aus anderen Gebieten sind in Tabelle 34 zusammengestellt.

Tab. 34: Ethofumesat in Oberflächenwasser [ng/l]
(andere Gebiete)

Fließgewässer	Jahr	Monate	n	Häufigkeit von < BG	Konz.bereich*	Lit.
Rhein, Basel bis Düsseldorf	1995	April-Juli	16-19	alle: < 100		[50, 74]
Main und Nebenflüsse (Bayern)	1995-98	über 300 Proben		alle bis auf 14x: < 30	30 - 240	[76]
Donaueinzugsgebiet (Bayern)	1995-98				30 - 2.600	[76]
7 Fließgewässer (Niederlande)	1999	April-Aug.	3	(keine Angabe)	3 - 170	[64]
Rhein u. 5 Nebenflüsse (NRW)	1999	ganzjährig	9-12	alle bis auf 2x: < 25	>25 - 180	[77]
17 Fließgewässer (Me.-Vorp.)	1997	Juli-Okt.	1- 4	7x: < 1	2 - 88	[75]
Pomm. Bucht u. Stettiner Haff	1997	Juli-Okt.	5 u. 16	2x: < 1	1 - 14	[75]
Selz bei Ingelheim (Rh.-Pfalz)	1998	ganzjährig	23 **	7x: < 50	50 - 1010***	[78]

* Konz. = Konzentrationsbereich der Positivbefunde
** 14-Tages-Mischproben
*** Median = 80 ng/l

Die Ethofumesat-Ergebnisse in Tabelle 34 lassen sich aus mehreren Gründen schlecht untereinander vergleichen, hauptsächlich wegen sich stark unterscheidender Bestimmungsgrenzen und Probenahmestrategien. Einige Anmerkungen sollen hier dennoch erfolgen:

- Die Negativbefunde am Rhein sollte man in Zusammenhang mit der relativ hohen Bestimmungsgrenze von 100 ng/l sehen.
- In Bayern und Nordrhein-Westfalen konnte Ethofumesat nur selten nachgewiesen werden (bei einer Bestimmungsgrenze von 25 - 30 ng/l).
- Der hohe Anteil an Positivbefunden in Mecklenburg-Vorpommern geht auf die sehr niedrige Bestimmungsgrenze von 1 ng/l zurück.
- In der rheinland-pfälzischen Selz wurde Ethofumesat häufig über der Bestimmungsgrenze von 50 ng/l angetroffen. Die Selz ist ein kleineres Fließgewässer mit einem landwirtschaftlich genutzten und sehr niederschlagsarmen Einzugsgebiet [78].
- Die auftretenden Konzentrationen bewegten sich häufig im zweistelligen ng/l-Bereich, was den in der Elbe und den beiden Nebenflüssen erhaltenen Werten entspricht; jedoch kamen in Einzelfällen auch µg/l-Spitzenwerte vor.

Bewertung der Ergebnisse

Für Pestizide existieren Zielvorgaben von der LAWA, die im vorangehenden Kapitel 4.3.2 bereits beschrieben wurden. Sie sehen 0,1 µg/l für Oberflächenwasser vor und beziehen sich auf das Schutzgut Trinkwasserversorgung. – Die ARGE ELBE-Ergebnisse von Desmetryn unterschritten diesen Wert deutlich, während die Ethofumesat-Konzentrationen näher an der Vorgabe lagen und der Maximalwert von 110 ng/l sogar darüber.

Abschließend noch eine kurze Bemerkung zum Vorkommen nicht zugelassener Pestizide, zu denen – wie eingangs erwähnt – auch Desmetryn gehört. Es ist nichts Ungewöhnliches, in Oberflächengewässern Wirkstoffe nachweisen zu können, die seit Jahren keine Zulassung mehr besitzen. Eine bundesweite Zusammenstellung zu diesem Aspekt findet sich u. a. in [69]. Sehr bekannte Beispiele in diesem Zusammenhang sind Atrazin und Simazin, die ebenso wie Desmetryn zu den Triazin-Herbiziden zählen.

4.3.4 Pentachloranisol

Pentachloranisol wurde 1996 in Oberflächenwasser untersucht. Da es in sämtlichen Proben keine Positivbefunde gab, wird die Substanz hier nur kurz vorgestellt.

Verwendung

Bei Pentachloranisol, dem Methylether von Pentachlorphenol (PCP), handelt es sich um einen Metaboliten dieses früher viel verwendeten Fungizids und Bakterizids, das ubiquitär verbreitet ist. Neben dem Einsatz als Holzschutzmittel diente PCP auch als Textil- und Lederkonservierungsmittel sowie Desinfektionsmittel. Durch die 1989 verabschiedete PCP-Verordnung sind Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung von PCP untersagt. Seitdem sind die PCP-Konzentrationen in deutschen Oberflächengewässern spürbar zurückgegangen: Zwischen 1989 und 1995 nahmen die Durchschnittswerte von 0,15 µg/l auf 0,04 - 0,06 µg/l ab [79].

Ergebnisse der Untersuchungen

Die Pentachloranisol-Konzentrationen lagen in allen Proben unterhalb von 1 ng/l; zu 6 verschiedenen Zeitpunkten sind 5 Elbe-Messstellen sowie die Mulde- und Saalemündung untersucht worden (siehe Tabelle L).

4.4 Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG und verwandte Stoffgruppen

4.4.1 28 Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG

1998 wurden 28 Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG in Oberflächenwasser untersucht. Die einzelnen analysierten Verbindungen sind Tabelle 35 zu entnehmen.

Verwendung und Stoffeigenschaften

Auch gegen Deutschland ist Klage vor dem europäischen Gerichtshof wegen mangelnder Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG erhoben worden. Vor diesem Hintergrund hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1998 u. a. die einmalige Durchführung eines Screening-Programms für die in Deutschland bisher nicht analysierten 28 Stoffe der EU-Richtlinie an einigen ausgewählten Messstellen beschlossen. Daraufhin wurden die 28 Stoffe in das Sonderuntersuchungsprogramm der ARGE ELBE aufgenommen.

Im Folgenden werden die Eigenschaften der 8 Verbindungen, deren Messergebnisse über der Nachweisgrenze lagen, kurz beschrieben.

Benzylidenchlorid (α,α-Dichlortoluol, oftmals auch als Benzalchlorid bezeichnet) wird als Ausgangsprodukt für chemische Synthesen benutzt. Die Substanz ist mutagen und gehört zu den Stoffen mit begründetem Verdacht auf ein carcinogenes Risiko [80]. Sie ist in die Wassergefährdungsklasse 3 (stark wassergefährdend) eingeordnet.

Chloralhydrat (CCl_3-$CH(OH)_2$) ist chemisch verwandt mit Trichloressigsäure, die Gegenstand von Kapitel 4.4.3 ist. Pharmazeutisch wirkt es als Schlafmittel und Sedativum. Außerdem stellt es einen Pestizidwirkstoff dar, der in der ehemaligen DDR hergestellt worden ist [30]; das Herbizid war nur dort (und nie in Westdeutschland) zugelassen. Auch diese Substanz ist in der Wassergefährdungsklasse 3 geführt.

Chloressigsäure wird in großem Umfang produziert und wird hauptsächlich zur Herstellung von Carboxymethylcellulose, Pflanzenschutzmitteln und Thioglykolsäure gebraucht [81]. Es ist in die Wassergefährdungsklasse 2 (wassergefährdend) eingestuft.

4-Chlor-3-methylphenol findet u. a. Verwendung in Desinfektionsmitteln im klinischen Bereich, in Konservierungsmitteln für die Lederindustrie und in Textilhilfsstoffen [82]. Es ist der Wassergefährdungsklasse 2 zugeordnet.

1-Chlornaphthalin dient als Lösemittel für spezielle Zwecke, z. B. für Öle, Fette [83]. Auch diese Substanz gehört zur Wassergefährdungsklasse 2.

Die Chlornaphthaline stellen eine Gruppe von 75 verschieden substituierten Verbindungen dar; die kommerziellen Produkte sind Mischungen aus mehreren Kongeneren. Sie wurden seit Anfang dieses Jahrhunderts hergestellt und waren in Europa bis 1981 auf dem Markt [84]. Verglichen mit den polychlorierten Benzolen oder polychlorierten Biphenylen (PCB) wurde diese Gruppe schwerflüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe in der Fachliteratur viel weniger berücksichtigt. Aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften weisen die Chlornaphthaline ähnliche Einsatzgebiete wie die PCB auf. Auch toxikologisch bestehen Parallelen zu

den PCB, da sie ähnliche Schäden wie diese hervorrufen; einigen Kongeneren wurden ähnliche TCDD-Toxizitätsäquivalenzfaktoren wie den coplanaren PCB zugewiesen [84].

Isopropylbenzol (häufig auch als Cumol bezeichnet) wird zur Herstellung von Phenol verwendet; cumolhaltige Produkte werden zur Octanzahl-Verbesserung in Vergaserkraftstoffen eingesetzt [83]. Cumol gehört der Wassergefährdungsklasse 1 (schwach wassergefährdend) an.

Omethoat ist ein Phosphorsäure-Pestizid mit sehr naher chemischer Verwandtschaft zum Dimethoat, dessen Strukturformel in Kapitel 4.2.3 abgebildet ist. Es besitzt fast den gleichen Aufbau wie Dimethoat, nur ist am Phosphor ein Sauerstoffatom (anstelle eines Schwefelatoms) doppelt gebunden. Omethoat wirkt als Insektizid und Akarizid [30]; seine Zulassung ist Ende 1998 ausgelaufen. Außerdem entsteht es bei der Wirkstoffaktivierung von Dimethoat; hierbei wird Dimethoat zu Omethoat umgewandelt [30]. Es ist der Wassergefährdungsklasse 3 zugeordnet.

Ergebnisse der Untersuchungen

Die Untersuchungen wurden an 3 Elbe-Messstellen durchgeführt; es fand je eine Probenahme im Sommer und eine im Winter statt (siehe Tabelle M). Die Ergebnisse sind in Tabelle 35 zusammengefasst. Es wurde darauf verzichtet, die Werte nach Messstellen getrennt wiederzugeben, da keine Konzentrationstrends zwischen Schmilka, Schnackenburg und Seemannshöft erkennbar waren. Zu den einzelnen Substanzen sind die Nummern angegeben, unter der sie in der EU-Richtlinie geführt werden. Auf die letzte Tabellenspalte wird erst im Abschnitt Bewertung der Ergebnisse eingegangen.

Tab. 35: 28 Stoffe der EU-Richtlinie in Oberflächenwasser, 1998 [µg/l] sowie EU-Qualitätsziele (ARGE ELBE)

Stoff	**(Nr. in EG-Liste)**	**Konzentrationsbereich**	**EU-Qualitätsziel**
2-Amino-4-chlorphenol	(2)	< 1	10
Benzidin	(8)	< 0,1	0,1
Benzylchlorid	(9)	< 0,01 - 0,01	10
Benzylidenchlorid	(10)	0,12 - 0,29	10
Chloralhydrat	(14)	0,04 - 0,33	10
Chloressigsäure	(16)	10 - 44	10
2-Chlorethanol	(22)	< 50	10
4-Chlor-3-methylphenol	(24)	0,04 - 0,09	10
1-Chlornaphthalin	(25)	0,09 - 0,13	1
Chlornaphthaline *	(26)	0,10 - 0,15	0,01
2-Chlor-1,3-butadien	(36)	< 0,01	10
3-Chlorpropen	(37)	< 0,01	10
Cyanurchlorid	(44)	< 0,1	0,1
Demeton	(47)	< 0,1	0,1
Dichlorbenzidin	(56)	< 0,2	10

* = 1-Chlornaphthalin + 2-Chlornaphthalin

Tab. 35 (Forts.): 28 Stoffe der EU-Richtlinie in Oberflächenwasser, 1998 [µg/l] sowie EU-Qualitätsziele (ARGE ELBE)

Stoff	(Nr. in EG-Liste)	Konzentrationsbereich	EU-Qualitätsziel
Dichlordiisopropylether	(57)	< 0,01	10
1,3-Dichlor-2-propanol	(66)	< 50	10
1,3-Dichlorpropen	(67)	< 0,002 - 0,003	10
2,3-Dichlorpropen	(68)	< 0,002 - 0,002	1
Diethylamin	(72)	< 2	10
Dimethylamin	(74)	< 0,2	10
Epichlorhydrin	(78)	< 0,1	10
Isopropylbenzol	(87)	0,01 - 0,04	10
Methamidophos	(93)	< 0,01	0,1
Omethoat	(97)	0,02 - 0,09	0,1
Oxydemeton-methyl	(98)	< 0,1	0,1
Phoxim	(103)	< 0,2	0,1
Vinylchlorid	(128)	< 0,01	2

In der Mehrzahl der Fälle lagen die Konzentrationen der zu bestimmenden Stoffe unter (oder nahe) der Nachweisgrenze. 8 Substanzen wurden in allen Elbeproben vorgefunden (dies sind die in Tabelle 35 unterstrichenen Stoffe). Sie zeigten folgende Maximalkonzentrationen:

- 4-Chlor-3-methylphenol, 1-Chlornaphthalin, Chlornaphthaline (genauer: die Summe aus 1-Chlornaphthalin und 2-Chlornaphthalin), Isopropylbenzol und Omethoat bis zu ca. 0,1 µg/l,
- Benzylidenchlorid und Chloralhydrat bis zu 0,3 µg/l,
- Chloressigsäure bis zu 40 µg/l.

Die hohen Chloressigsäure-Werte erscheinen jedoch aus folgendem Grund unplausibel: Die Verbindung wird in Flusswasser mikrobiologisch schnell abgebaut mit Halbwertszeiten von wenigen Stunden bei Tageslicht [85]. Außerdem konnte die Substanz in Elbeproben bei Torgau 1995 bis 1997 nie nachgewiesen werden (bei einer Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l) [85]. Da die in Tabelle 35 genannten Ergebnisse in GC/ECD-Messungen (und nicht auf Basis von GC/MS) erhalten wurden, ist es durchaus denkbar, dass die Befunde Artefakte darstellen.

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Von einigen Messstellen aus anderen Gebieten liegen Vergleichswerte vor [86]. Auch hier dominierten die Fälle, in denen die untersuchten 28 Stoffe nicht nachgewiesen werden konnten. Die wenigen erhaltenen Positivbefunde, die sich im µg/l-Bereich (0,1 - 1,4 µg/l) bewegten, sind in Tabelle 36 zu sehen. Interessant sind die voneinander abweichenden Stoffspektren der Flüsse: Bis auf Isopropylbenzol wurden in der Elbe und den 4 Flüssen der Tabelle (an hessischen und nordrhein-westfälischen Messstellen) unterschiedliche Substanzen festgestellt. Allerdings muss hier angemerkt werden, dass in der Elbe im Rahmen anderer Untersuchungen auch Dimethylamin gefunden wurde (siehe Kapitel 4.4.2).

Tab. 36: Stoffe der EU-Richtlinie in Oberflächenwasser (Fälle mit Positivbefunden), 1998 [µg/l] (andere Gebiete) [86]

Fluss	Ort	Stoff	(Nr. in EG-Liste)	n	Minimum	Mittelwert	Maximum
Main	Bischofsheim	Dimethylamin	(74)	11	< 0,1	< 0,1	0,14
Lippe	Wesel	Dichlordiisopropylether	(57)	8	< 0,1	0,30	1,40
		1,3-Dichlorpropen	(67)	8	< 0,1	< 0,1	0,10
		Isopropylbenzol	(87)	8	< 0,1	< 0,1	0,15
Rhein	Kleve-Bimmen	Dichlordiisopropylether	(57)	7	< 0,1	0,10	0,50
		Dimethylamin	(74)	7	< 0,1	0,13	0,23
Ruhr	Duisburg	Diethylamin	(72)	5	<0,15	<0,15	0,17
		Dimethylamin	(74)	5	0,13	0,26	0,41

Bewertung der Ergebnisse

Für die Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG hat das Umweltbundesamt sog. Qualitätsziele abgeleitet, die als Entwurf vorliegen; sie sind in Tabelle 35 aufgeführt. Sie beruhen i. d. R. auf Abschätzungen zur aquatischen Ökotoxizität, und teilweise beziehen sie sich auch auf das Schutzgut Trinkwasserversorgung.

Der Vergleich der in Elbeproben erhaltenen Konzentrationswerte mit den EU-Qualitätszielen ergibt folgendes Bild:

- Unter den 20 nicht nachgewiesenen Stoffen befinden sich 7 Fälle, bei denen die Nachweisgrenze über dem Qualitätsziel lag oder mit ihm zusammenfiel; hier ist demzufolge keine Aussage bezüglich der Einhaltung der Zielwerte möglich. In den übrigen 13 Fällen wurden die Vorgaben eingehalten.
- Von den 8 Substanzen mit Positivbefunden unterschritten 5 die Vorgabewerte deutlich.
- Bei Omethoat lag lediglich die maximale Konzentration im Bereich des Zielwerts.
- Die Chloressigsäure-Konzentrationen befanden sich mit 10 - 44 µg/l alle über dem Zielwert von 10 µg/l; allerdings ist es wahrscheinlich, dass die Werte in der Elbe in Wirklichkeit sehr viel niedriger sind (siehe oben).
- Bei den Chlornaphthalinen, die auf den ersten Blick eine ca. zehnfache Überschreitung des Qualitätsziels aufwiesen, ist der Vergleich mit dem Zielwert unzulässig: Dieser bezieht sich auf die technische Mischung, wohingegen die vorliegenden Ergebnisse die Summe der beiden Monochlornaphthaline darstellen, die normalerweise kaum Bestandteil des Gemischs sind.

4.4.2 Aliphatische Amine

Im vorangehenden Kapitel über 28 Stoffe der EU-Richtlinie wurden u. a. auch Dimethyl- und Diethylamin aufgeführt. In diesem Kapitel sollen weitere Amine vorgestellt werden.

1995 wurden aliphatische Amine in Oberflächenwasser untersucht. Dabei sind folgende 9 Stoffe analysiert worden: Methylamin, Dimethylamin, Morpholin sowie Ethylamin, Diethylamin, Propylamin, Butylamin, Pyrrolidin und Piperidin. In diesem Kapitel wird hauptsächlich auf die drei erstgenannten Amine eingegangen, da lediglich von diesen Positivbefunde vorlagen.

Verwendung und Stoffeigenschaften

Aliphatische Amine sind wichtige Zwischenprodukte in der chemischen und pharmazeutischen Industrie; sie werden teilweise in erheblichem Maßstab hergestellt. Daneben gelangen sie auch auf natürlichem Weg durch den Abbau organischer stickstoffhaltiger Verbindungen in die Gewässer.

Die in diesem Kapitel betrachteten Amine Methylamin, Dimethylamin und Morpholin (ein gesättigter Heterocyclus) gehören der Wassergefährdungsklasse 2 (wassergefährdend) an. – Sekundäre Amine sind grundsätzlich toxikologisch relevant, da sie bereits im Spurenbereich mit Nitrit zu den stark carcinogenen Nitrosaminen reagieren können.

Ergebnisse der Untersuchungen

Es wurden je 3 Proben an insgesamt 3 Elbe-Messstellen auf aliphatische Amine untersucht (siehe Tabelle N). Die Konzentrationen der nachgewiesenen Amine sind in Tabelle 37 wiedergegeben. Die Konzentrationswerte der übrigen sechs bestimmten Amine lagen in allen Proben unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l.

Tab. 37: Aliphatische Amine in Oberflächenwasser, Konzentrationsbereich, 1995 [µg/l] (ARGE ELBE)

Messstelle	Methylamin	Dimethylamin	Morpholin
Schmilka	0,1 - 0,4	0,1 - 1,6	< 0,1 - 0,6
Schnackenburg	0,1 - 0,6	< 0,1 - 2,1	< 0,1 - < 0,1
Seemannshöft	0,2 - 0,4	1,2 - 2,1	<0,1 - 0,1

Methylamin und Dimethylamin waren praktisch immer und Morpholin in der Hälfte der Proben nachweisbar. Dabei wurden Amingehalte von 0,1 - 2 µg/l erhalten. Wegen des insgesamt geringen Probenumfangs erfolgt hier weder eine Betrachtung zur Verteilung der Amine untereinander noch zum Längsprofil in der Elbe.

In Kapitel 4.4.1 sind ebenfalls Ergebnisse für Dimethylamin angegeben: 1998 lagen die Werte dieses Stoffs in 6 Proben an den gleichen Messstellen unter 0,2 µg/l. Dieser Unterschied sollte

nicht überinterpretiert werden, denn es handelte sich in beiden Jahren um nur wenige Stichproben, die zudem mit voneinander abweichenden Methoden von zwei verschiedenen Laboratorien analysiert worden sind.

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Von der Elbe und Mulde liegen weitere Werte für aliphatische Amine in Fließgewässern vor, die Tabelle 38 zu entnehmen sind. Die Angaben aus [87] für den Zeitraum 1994 bis 1996 basieren auf monatlichen Stichproben. Neben den drei angeführten Aminen spielten in der Elbe u. a. auch noch Piperidin und Cyclohexylamin eine Rolle. Die in der Tabelle genannten Amin-Konzentrationen der Elbe hatten die gleiche Größenordnung wie die ARGE ELBE-Ergebnisse, wenngleich auch manche der Maximalwerte unterschiedlich ausfielen.

Tab. 38: Aliphatische Amine in Oberflächenwasser [µg/l]
(Elbe und Mulde)

Fluss	Ort	Jahr	Wert	Methylamin	Dimethylamin	Morpholin	Lit.
Elbe	Schmilka	1994-96	Max.	< 0,15	0,13	1,20	[87]
Elbe	Wittenberge	1994-96	Max.	0,17	0,14	0,46	[87]
Mulde	Dessau	1994-96	Max.	< 0,15	0,11	2,30	[87]
Elbe	Dresden-Hosterwitz	1997/98	Min. - Max.	0,1 - 0,2	< 0,07 - 0,13	0,5 - 2,5	[18]

Auch aus anderen Gebieten gibt es Vergleichsdaten für aliphatische Amine. Angaben zu Methylamin, Dimethylamin und Morpholin sind in Tabelle 39 wiedergegeben (weitere Vergleichswerte zu Dimethylamin finden sich auch noch in Kapitel 4.4.1). Allgemein lässt sich festhalten, dass die drei Amine fast überall nachzuweisen waren, wobei sich die Konzentrationen auch hier wiederum im unteren µg/l-Bereich bewegten.

Tab. 39: Aliphatische Amine in Oberflächenwasser [µg/l]
(andere Gebiete)

Fluss	Ort	Jahr	n	Wert	Methylamin	Dimethylamin	Morpholin	Lit.
Rhein	Mainz	1997	12	90-Perz.	0,63	0,59	0,78	[20]
Rhein	Düsseldorf	1997	12	90-Perz.	0,45	0,30	0,41	[20]
Main	Frankfurt	1996	12	Max.	1,60	<0,1	0,93	[88]
Neckar	Heilbronn	1996	12	Max.	1,40	<0,1	1,70	[88]
Neiße	Görlitz	1996	12	Max.	0,34	0,13	0,21	[88]

Bewertung der Ergebnisse

Im vorangegangenen Kapitel 4.4.1 sind für Dimethyl- sowie Diethylamin jeweils 10 µg/l als EU-Qualitätsziel angegeben. Die ARGE ELBE-Messergebnisse (Dimethylamin: bis 2 µg/l,

Diethylamin: < 0,1 µg/l) lagen unter dieser Vorgabe. Abgesehen von diesen beiden EU-Zielwerten gibt es für die aliphatischen Amine keine Zielvorgaben, Richtwerte o. ä. für Oberflächenwasser oder Trinkwasser.

In vielen Oberflächengewässern tritt eine Reihe von Aminen häufig und in vergleichsweise höheren Konzentrationen auf. Aufgrund ihrer schlechten mikrobiellen Abbaubarkeit zählt ein Teil der Amine zu den wasserwerksrelevanten Stoffen. In Modellversuchen konnte eine weitgehende Eliminierung dieser Stoffe während der Trinkwasseraufbereitung festgestellt werden [88]. Einige Einschränkungen müssen jedoch gemacht werden. Beispielsweise kann sich Methylamin als Desinfektionsnebenprodukt bilden [18]. Auch andere Amine können bei einzelnen Aufbereitungsschritten aus der Huminstoffmatrix des Rohwassers in Spuren entstehen. – Es gibt bislang noch relativ wenig Ergebnisse zum Vorkommen von Aminen in Oberflächen- und Trinkwasser, da die hierzu notwendige Spurenanalytik erst seit wenigen Jahren zur Verfügung steht.

4.4.3 Chlorcarbonsäuren

Im Kapitel 4.4.1 über 28 Stoffe der EU-Richtlinie kam u. a. auch die Chloressigsäure vor. In diesem Kapitel sollen nun Untersuchungen weiterer Chlorcarbonsäuren dargestellt werden.

1995 wurden Chlorcarbonsäuren in Oberflächenwasserproben analysiert. Dabei wurden die drei Substanzen Trichloressigsäure, Dichloressigsäure und Dalapon bestimmt. Im Folgenden wird hauptsächlich die Trichloressigsäure diskutiert, da nur bei dieser Positivbefunde erhalten worden sind.

Verwendung und Stoffeigenschaften

Dichloressigsäure besitzt – im Gegensatz zur Mono- und Trichloressigsäure – nur geringe wirtschaftliche Bedeutung; sie wird u. a. als Zwischenprodukt für organische Synthesen oder auch in der Medizin verwendet. Dalapon (2,2-Dichlorpropionsäure) ist ein Herbizid, das in Deutschland nicht mehr zugelassen ist. – Beide Substanzen sind der Wassergefährdungsklasse 1 (schwach wassergefährdend) zugeordnet.

Trichloressigsäure (häufig mit TCA abgekürzt) ist in der aquatischen Umwelt weit verbreitet und gelangt auf mehreren Wegen in die Oberflächengewässer. In der Vergangenheit wurde sie als Herbizidwirkstoff eingesetzt, dessen Zulassung jedoch seit 1989 ausgelaufen ist [89]. TCA hat einige industrielle Anwendungen (z. B. Oberflächenbehandlung von Metallen, Lösungsmittel in der Polymerindustrie oder Fixiermittel in der Textilbranche). Außerdem kann TCA bei der Reaktion von Chlor mit organischen Substanzen gebildet werden [90, 91]. Die kommunalen und industriellen Abwassereinleitungen stellen Hauptquellen für TCA im Oberflächenwasser dar; eine besondere Rolle spielen dabei u. a. chemische Reinigungen, Papierfabriken oder auch Hallen- und Freibäder [91]. Des Weiteren kommt TCA im Niederschlag vor, denn es ist ein photochemisch gebildeter, sekundärer Luftschadstoff. Die Gehalte im Regenwasser können bis zu einigen µg/l betragen; in Deutschland wurden 1993/94 mittlere Konzentrationen von 0,2 µg/l im Freiland sowie 0,7 µg/l im Fichtenbestand ermittelt [92].

Die minimal beobachtbaren toxischen Konzentrationen für aquatische Organismen (EC- und LC-Werte für Bakterien, Karpfen und Grünalgen) liegen im einstelligen mg/l-Bereich [89]. Als besonders empfindlicher Testorganismus zeigten sich Libellen, an deren Larven die Auswirkung auf die Atmung untersucht wurde [93]. Der Sauerstoffverbrauch stieg deutlich in TCA-Gegenwart an, wobei diese Änderung bereits bei 10 - 100 µg/l TCA und einmaliger vierstündiger Exposition auftrat. – TCA gehört der Wassergefährdungsklasse 2 (wassergefährdend) an.

Auch gegenüber Pflanzen erwies sich TCA als relativ toxisch; so waren bei einstelligen mg/kg TCA-Gehalten in Boden z. B. eine Verringerung der Ausbeute an Pflanzenmaterial bei Weizen auf 10 % oder an Nadelholzsämlingen Entwicklungsstörungen feststellbar [89]. In Tierversuchen mit Mäusen hatte TCA teilweise carcinogene Wirkung; bei Ratten führte TCA zu Fetotoxizität und Missbildungen [89].

Ergebnisse der Untersuchungen

Die Chlorcarbonsäure-Untersuchungen wurden in je 3 Proben an 3 Elbe-Messstellen durchgeführt (siehe Tabelle O). – Trichloressigsäure ließ sich i. d. R. immer nachweisen mit Werten von 0,1 - 3 µg/l. Dabei wurden die höchsten Konzentrationen an der Messstelle Schmilka erhalten. Die Konzentrationen der beiden anderen analysierten Stoffe (Dichloressigsäure und Dalapon) lagen durchgehend unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l.

Tab. 40: Trichloressigsäure in Oberflächenwasser, 1995 [µg/l] (ARGE ELBE)

Messstelle	Konzentrationsbereich
Schmilka	1,1 - 3,3
Schnackenburg	0,1 - 1,6
Seemannshöft	< 0,1 - 0,5

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

In der Elbe sind einige TCA-Untersuchungen durchgeführt worden, deren Ergebnisse ähnlich wie die o. g. Werte ausfielen.

In Dresden-Hosterwitz wurden im Zeitraum 1995 bis 1998 folgende TCA-Konzentrationen in 30 Elbewasserproben festgestellt [18]:

Jahresmittelwerte = 1,4 - 3,8 µg/l, Maximum = 6 µg/l.

In der Elbe bei Torgau wurden 1995 bis 1997 8 Proben auf TCA analysiert; die aufgetretenen Konzentrationsspitzen waren dabei nicht zuordnungsfähig [85]:

Konzentrationsbereich (i. d. R.) = < 0,1 - 2,7 µg/l, Maximum (1 Probe) = 18 µg/l.

In Tabelle 41 sind TCA-Konzentrationen von 6 Elbe-Messstellen zusammengestellt, die auf Monatsmischproben im Zeitraum 1994 bis 1996 basieren. TCA war in fast allen Proben nachweisbar (bei einer Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l). Die Maximalwerte lagen i. a. bei 2 - 6 µg/l. Die mittleren TCA-Werte zeigten auf der Fließstrecke zwischen Schmilka und Wittenberge eine deutliche Abnahme. Auch in [90] wurden 1994 zwischen Torgau und Wittenberge niedrigere TCA-Konzentrationen als bei Schmilka und Dresden beobachtet.

Tab. 41: Trichloressigsäure in Oberflächenwasser [µg/l] (Elbe) [94]

Messstelle	Jahr	Mittelwert	Messstelle	Jahr	Mittelwert
Schmilka	1994	1,9	Barby	1994	0,9
	1995	4,3		1995	1,1
	1996	2,5	Magdeburg	1994	1,9
Dresden	1994	1,4		1995	1,0
	1995	2,2	Wittenberge	1994	0,6
Torgau	1994	1,5		1995	0,7
	1995	2,1		1996	0,5

Bewertung der Ergebnisse

Es erfolgt hier *keine* Bewertung der TCA-Werte anhand der Zielvorgaben für Pestizide in Oberflächengewässer, denn TCA wird heutzutage nicht mehr als Herbizid eingetragen, sondern gelangt auf den eingangs beschriebenen Wegen ins Oberflächenwasser.

Beim Vergleich der minimalen aquatischen Wirkkonzentrationen mit den in der Elbe auftretenden TCA-Gehalten ergibt sich vielfach ein Abstand von mehreren Zehnerpotenzen. Dieser ist jedoch für Libellen nicht gegeben, denn der o. g. physiologische Effekt wurde bereits ab 10 µg/l beobachtet, also einem TCA-Wert, wie er durchaus teilweise in der Elbe festgestellt werden konnte.

Abschließend soll die (bislang noch unerwähnte) TCA-Problematik von Trinkwasser diskutiert werden. Während der Uferfiltration wird TCA durch mikrobiellen Abbau weitgehend eliminiert [85]. Dennoch zählt TCA zu den trinkwasserrelevanten Stoffen, die gelegentlich im Trinkwasser nachweisbar sind [85]. Ursache dafür ist die Sicherheitschlorung von Trinkwasser, bei der als Desinfektionsnebenprodukte neben den bekannten Trihalogenmethanen auch Halogenessigsäuren, darunter auch TCA, entstehen. In 40 zwischen 1995 und 1998 untersuchten Reinwasserproben in Dresden lag die maximale TCA-Konzentration bei 2,2 µg/l [18]. – Eine Bewertung der TCA-Konzentrationen in Trinkwasser ist derzeit nicht möglich. Der PBSM-Grenzwert der Trinkwasserverordnung scheidet aus den oben bereits genannten Gründen aus, und für TCA als Desinfektionsnebenprodukt bestehen in Deutschland keine Regelungen.

4.5 Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe

Im Januar 1996 wurden polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in schwebstoffbürtigem Sediment bestimmt. Dabei wurden 23 verschiedene PAK analysiert, die in Tabelle 42 aufgelistet sind.

Stoffeigenschaften

Die PAK unterscheiden sich hinsichtlich der Anzahl der kondensierten Aromaten; die PAK in Tabelle 42 weisen zwei- bis sechsfach kondensierte Ringsysteme auf. Die ersten sechs aufgeführten PAK sind die in der Trinkwasserverordnung genannten Vertreter; die ersten 16 PAK entsprechen der EPA-Liste, die die am häufigsten in der Umwelt vorkommenden PAK enthält.

Tab. 42: Mutagenität und Carcinogenität von PAK

PAK	TVO-PAK	EPA-PAK	mutagen [45]	carcinogen (Mensch)* [46]	carcinogen (Tier) [95]
Fluoranthen	x	x	x		
Benzo[a]pyren	x	x	x	K2	x
Indeno[1,2,3-cd]pyren	x	x	x		x
Benzo[ghi]perylen	x	x	x		
Benzo[b]fluoranthen	x	x	x		x
Benzo[k]fluoranthen**	x	x	x	K2	x
Naphthalin		x	x		
Acenaphthylen		x	x		
Acenaphthen		x	x		
Fluoren		x	x		
Phenanthren		x	x		
Anthracen		x	x		x
Pyren		x	x		
Benz[a]anthracen		x	x	K2	x
Chrysen		x	x	K2	x
Dibenz[a,h]anthracen**		x	x	K2	x
Benzo[e]pyren			x	K2	
Dibenz[a,c]anthracen					x
Perylen					
Coronen					
Triphenylen					
1-Methylnaphthalin					
2-Methylnaphthalin			x		
2,6-Dimethylnaphthalin					
1-Methylphenanthren					
Dibenzothiophen					

* §4a Gefahrstoffverordnung; K2 = begründete Annahme der Carcinogenität für den Menschen

** nicht in der Untersuchung vom Januar 1996 enthalten

Wie auch in der Tabelle gekennzeichnet, sind zwei Verbindungen der TVO- bzw. EPA-Liste nicht analysiert, der Vollständigkeit halber aber dennoch mit in die Übersicht aufgenommen worden.

Die PAK entstehen vorwiegend bei Verbrennungsvorgängen aller Art: Sie werden bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe in Heizungen, Kraftwerken und Kraftfahrzeugmotoren gebildet und gelangen durch trockene sowie nasse Deposition in die Gewässer. Daneben gibt es auch noch lokale Einträge z. B. durch die Erdöl-/Kohleindustrie. Die PAK werden laufend in relativ großen Mengen freigesetzt und sind in der Umwelt ubiquitär verteilt.

Die PAK zeigen eine ausgeprägte Lipophilie; sie besitzen Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (log K_{OW}-Werte) von 3,4 bis 7,2 , die mit steigender Ringzahl zunehmen [96]. Die PAK haben i. a. eine starke Adsorptionstendenz an Feststoffe, wobei auch diese wiederum abhängig von der Größe des Ringsystems ist. In verschiedenen Elbeproben wurde der schwebstoffgebundene Anteil der einzelnen PAK bestimmt: In Blankenese lag er bei 20 % (für Naphthalin) und bei bis zu 80 - 85 % für die vier- bis sechsfach anellierten Aromaten [13]. In Proben vom Wehr Geesthacht wurde der partikulär gebundene Anteil zu 50 - 90 % ermittelt [96].

Die Schädlichkeit einzelner PAK beruht hauptsächlich auf ihren carcinogenen Eigenschaften u. a. gegenüber aquatischen Organismen [97]. Aus Tabelle 42 geht hervor, dass viele der PAK mutagen und/oder carcinogen sind. Einige Erläuterungen zur Tabelle sollen hier noch erfolgen. Die Mutagenitätstests wurden mit Bakterien (überwiegend Amestests), Pilzen, Drosophila oder Säugetiersystemen durchgeführt [45]. Bei der Klassifizierung der carcinogenen Stoffe nach der Gefahrstoffverordnung enthält die Kategorie 2 (K2) solche Stoffe, die als krebserzeugend für den Menschen angesehen werden sollten, da hinreichende Anhaltspunkte zu dieser begründeten Annahme bestehen. (Im Gegensatz dazu wirken die K1-Stoffe beim Menschen bekanntermaßen krebserzeugend; bei K3 ist Anlass zur Besorgnis gegeben, liegen aber nicht genügend Informationen für eine hinreichende Beurteilung vor.) In den Technischen Regeln für Gefahrstoffe (TRGS 905) sind ebenfalls carcinogene Stoffe aufgeführt [46]; in ihnen ist Naphthalin mit K3 angegeben.

Ergebnisse der Untersuchungen

Die PAK wurden in den Monatsmischproben der schwebstoffbürtigen Sedimente vom Januar 1996 analysiert (siehe Tabelle P). Abbildung 5 enthält die Messstellen, in denen die schwebstoffbürtigen Sedimente gesammelt wurden. Die Ergebnisse von der Messstelle Schnackenburg wurden nicht in den Bericht aufgenommen, da es sich bei dieser Probe um einen gänzlich untypischen Schwebstoff handelte. Wegen Eisgangs waren Probleme bei der Probenahme aufgetreten, so dass die Probe großenteils aus sandigem Material bestand und einen extrem kleinen TOC-Wert aufwies. Da es jedoch auch von Cumlosen, das nahe bei Schnackenburg liegt, eine Feststoffprobe gab, ist dieser Flussabschnitt dennoch abgedeckt.

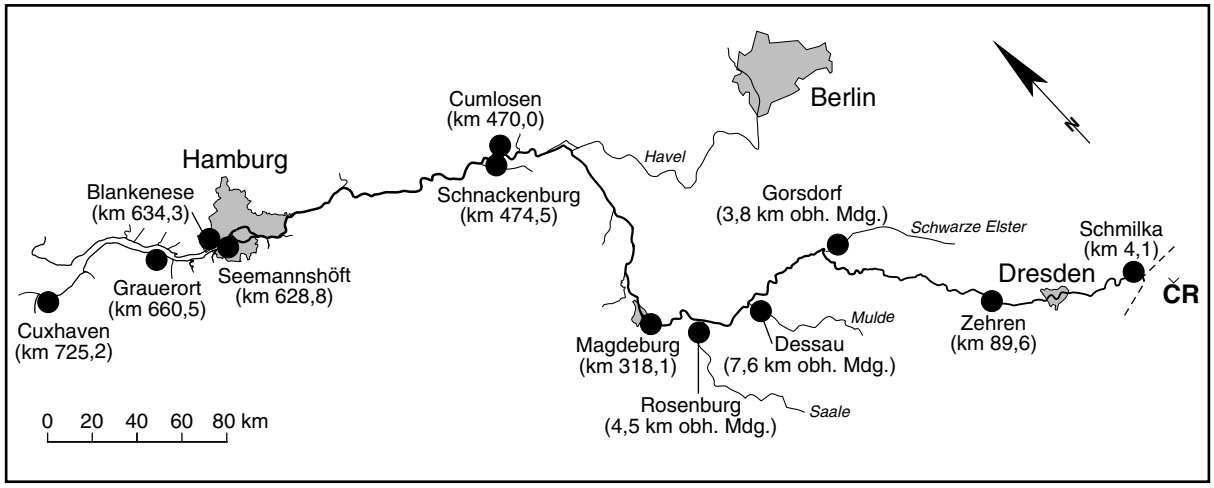

Abb. 5: Messstellen der schwebstoffbürtigen Sedimente für das PAK-Längsprofil, Januar 1996

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Abbildung 6 sowie Tabelle 43 dargestellt. Für den auf die Trockenmasse bezogenen Summengehalt der 23 PAK ergibt sich folgendes Bild im Flussverlauf: In der Elbe wurden zwischen Schmilka und Cumlosen ungefähr gleichbleibende Werte erhalten; die schwebstoffbürtigen Sedimente enthielten ca. 12.000 - 13.000 µg PAK/kg TM. Die drei Nebenflüsse wiesen höhere PAK-Werte als die Elbe auf, wobei in der Mulde sowie der Saale die höchsten Konzentrationen im Feststoff mit jeweils 19.000 µg/kg TM festgestellt wurden. Ab der Tidegrenze (Geesthacht) nahmen die PAK-Gehalte im Feststoff der Elbe sprunghaft ab; in den drei Hamburger Messstellen lagen sie bei 4.500 - 2.300 µg/kg TM. Bei der Messstelle Cuxhaven traten nur noch geringe PAK-Werte im Feststoff auf (160 µg/kg TM).

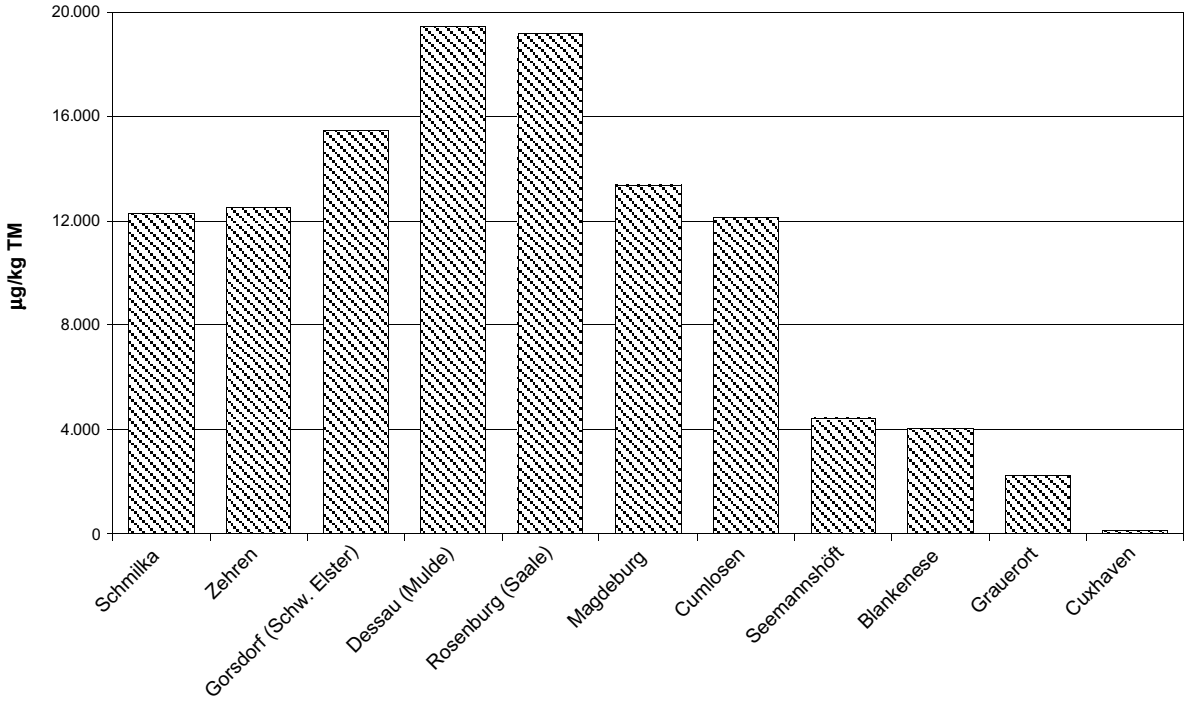

Abb. 6: Summe der 23 PAK in schwebstoffbürtigem Sediment (Längsprofil), Januar 1996

Tab. 43: Summe der 23 PAK und TOC-Gehalt in schwebstoffbürtigem Sediment (Monatsmischproben), Januar 1996 (ARGE ELBE)

Messstelle	***TOC***	**Summe der 23 PAK**	
	[Gew.-%]	**[µg/kg TM]**	**[µg/kg TOC]**
Schmilka	*7,5*	12.300	163.200
Zehren	*6,8*	12.500	184.100
Gorsdorf (Schwarze Elster)	*12,9*	15.500	119.700
Dessau (Mulde)	*7,9*	19.400	246.600
Rosenburg (Saale)	*7,9*	19.200	241.500
Magdeburg	*6,9*	13.400	192.200
Cumlosen	*6,3*	12.100	191.800
Seemannshöft	*2,3*	4.450	190.400
Blankenese	*2,3*	4.050	175.200
Grauerort	*2,2*	2.260	104.500
Cuxhaven	*0,2*	160	101.000

Häufig besteht zwischen den PAK- und den TOC-Werten im Feststoff kein Zusammenhang, wie in der Literatur häufiger (z. B. in [13]) beschrieben wird. Bei den Januar-Ergebnissen dieses Berichts war er jedoch deutlich zu erkennen. Betrachtet man nur die Elbeproben, lässt sich Folgendes beobachten (gerundete Angaben aus Tabelle 43): Von Schmilka bis Cumlosen lag der TOC bei 6 - 7 % und der PAK-Summengehalt bei 12.500 µg/kg TM im Feststoff; in den Proben von Seemannshöft und Blankenese sanken *beide* Werte auf ein Drittel dieser Werte, und zwischen Grauerort und Cuxhaven nahmen sie beide nochmals um etwa das Zehnfache ab.

Verantwortlich für die ab Hamburg kleineren TOC-Werte des schwebstoffbürtigen Sediments ist der Meerwassereinfluss: Durch den hinzukommenden Sand sinkt der organische Anteil im Gesamtschwebstoff. In Cuxhaven ist der Meerwasseranteil sehr groß, und dementsprechend niedrig fallen dort die TOC-Werte aus.

Abschließend werden noch die Summengehalte der 23 PAK in schwebstoffbürtigen Sedimenten beschrieben, die auf den TOC bezogen sind (siehe Tabelle 43). Die µg/kg TOC-Werte verliefen bis zur Tidegrenze weitgehend parallel zu den µg/kg TM-Werten und zeigten ab dort nicht einen solchen drastischen Abfall wie letztere: In Seemannshöft und Blankenese hatten sie noch das gleiche Niveau wie vor der Tidegrenze, und in Grauerort und Cuxhaven nahmen sie um etwa die Hälfte ab.

Nach der Diskussion der PAK-Summengehalte soll nun die *Zusammensetzung* der PAK näher betrachtet werden. Hierzu wurde in jeder Feststoffprobe eine Rangliste erstellt, d. h. die einzelnen PAK wurden nach ihren Konzentrationen sortiert. Die 7 PAK, die die Hauptkomponenten darstellten, wurden auf 100 % gesetzt; ihre Verteilung ist in Abbildung 7 gezeigt. In ihr ist sofort zu erkennen, dass es ein „normales“ PAK-Muster gibt und dass dieses an einigen Messstellen stark verschoben ist, was auf lokale Einträge schließen lässt. Die üblicherweise im Elbefeststoff am meisten vertretenen PAK sind Fluoranthen, Pyren, Phenanthren, Chrysen/Triphenylen, Benzo[a]pyren, Benz[a]anthracen und Benzo[b]fluoranthen.

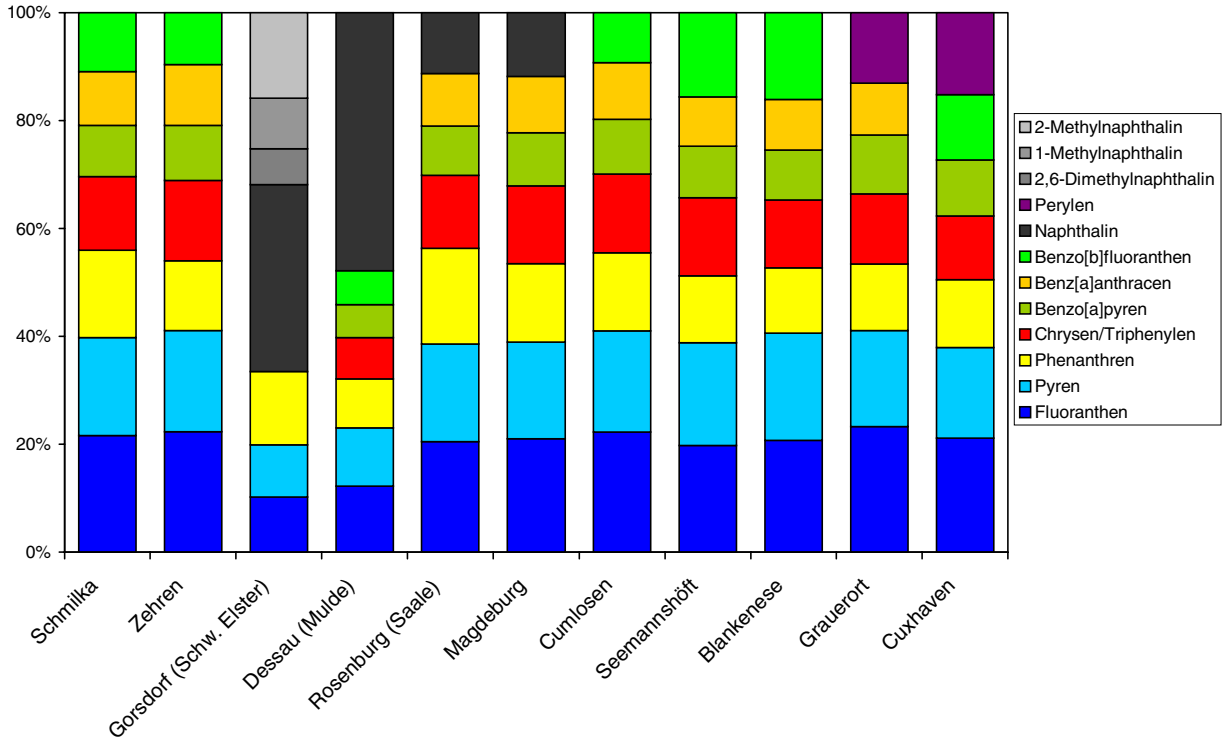

Abb. 7: Verteilungsmuster der 7 PAK-Hauptkomponenten an den einzelnen Messstellen, Januar 1996

Sehr starke Abweichungen vom üblichen PAK-Muster wurden in zwei Elbenebenflüssen erhalten. In der Schwarzen Elster waren Naphthalin und drei seiner Methylderivate erheblich vertreten, und in der Mulde kam ebenfalls sehr viel Naphthalin vor. An den Messstellen Grauerort und Cuxhaven trat Perylen vermehrt auf. Was den Ursprung dieser speziellen PAK-Kontaminationen betrifft, können bislang nur Vermutungen geäußert werden. Die Naphthalin-Gehalte in der Mulde stammen möglicherweise aus Altlasten des ehemaligen Chemiekombinats in Bitterfeld; dort wurde Naphthalin früher in großem Umfang in mehreren Produktionsbereichen verarbeitet. Für die in der Schwarzen Elster beobachtbaren PAK könnte Lauchhammer die mögliche Quelle darstellen; dort befand sich die zweitgrößte Kokerei der DDR, die nach der Wende geschlossen wurde (danach wurden dort umfangreiche Bodensanierungsmaßnahmen durchgeführt). Dafür spricht auch das Vorkommen der methylierten Naphthaline, da im Zusammenhang mit Mineralölen auftretende PAK – im Gegensatz zu den pyrolytisch gebildeten PAK – vornehmlich alkylierte Aromaten aufweisen [13].

Vergleichsdaten aus anderen Untersuchungen

Von der Elbe und drei Nebenflüssen liegen relativ viele PAK-Untersuchungsergebnisse in schwebstoffbürtigem Sediment vor, die in den ARGE ELBE-Zahlentafeln [1] veröffentlicht sind. Von diesem Abschnitt an werden nicht mehr die 23 PAK, sondern hauptsächlich die 6 PAK der Trinkwasserverordnung (TVO) diskutiert, da die spätere Bewertung auch auf dieser Basis erfolgt.

An dieser Stelle sei vorsichtshalber darauf hingewiesen, dass die PAK-*Absolut*werte der Ja-

nuar 1996-Untersuchung *nicht* mit den Werten in den Zahlentafeln vergleichbar sind, denn erstere liegen systematisch höher (durchschnittlich doppelt so hoch). Die große Differenz kommt durch die spezielle verwendete Extraktionsmethode (supercritical fluid extraction, SFE) zustande. Auf den Bericht [13], in dem schwebstoffbürtige Sedimente der Mulde in Dessau und der Elbe bei Blankenese 1994/95 auf 23 PAK untersucht wurden, sei hier nur verwiesen; auch dort wurden die Proben überkritisch extrahiert.

In Tabelle 44 sind die Summengehalte der 6 TVO-PAK für die Jahre 1994, 1996 und 1998 zusammengestellt, die in Monatsmischproben der schwebstoffbürtigen Sedimente erhalten wurden.

Tab. 44: Summe der 6 TVO-PAK in schwebstoffbürtigem Sediment [µg/kg TM] (Elbe und Nebenflüsse) [1]

Messstelle	**1994**	**1996**			**1998**
	Mittelwert	**Minimum**	**Mittelwert**	**Maximum**	**Mittelwert**
Schmilka	6.990	1.910	4.270	7.150	5.190
Zehren	-	-	-	-	4.730
Gorsdorf (Schw. Elster)	-	-	-	-	2.710
Dessau (Mulde)	-	1.860	5.460	11.400	4.370
Rosenburg (Saale)	-	-	-	-	3.930
Magdeburg	8.790	2.240	4.570	9.380	3.900
Cumlosen	-	-	-	-	2.480
Schnackenburg	7.110	49	2.960	4.860	2.880
Seemannshöft	4.040	700	2.490	5.390	1.360
Grauerort	-	440	1.330	2.610	830
Cuxhaven	-	-	-	-	94

Die PAK-Gehalte variierten über einen sehr weiten Bereich; je nach Jahr und Messstelle wurden Jahresmittelwerte von ca. 1.000 - 8.800 µg/kg TM im Feststoff erhalten. Auch *innerhalb* eines Jahres traten hohe Schwankungen auf; die Minimal- und Maximalwerte unterschieden sich 1996 um das 4-6fache. *Zwischen* den einzelnen Jahren sind ebenfalls Differenzen festzustellen; insbesondere von 1994 nach 1996 ist ein deutlicher Rückgang der PAK-Werte zu verzeichnen. Im Jahr 1994 waren die September-Proben extrem belastet: In Schmilka, Schnackenburg und Magdeburg lag der TVO-PAK-Gehalt bei ca. 30.000 µg/kg TM! Ohne Berücksichtigung dieser Proben fielen die Jahresmittelwerte um 2.500 µg/kg TM tiefer, aber teilweise immer noch über den 1996er Werten aus.

Der Konzentrationsverlauf entlang der Elbe wird anhand der 1998er PAK-Mittelwerte beschrieben, da hier Ergebnisse im schwebstoffbürtigen Sediment von 11 Messstellen vorhanden sind. Im Feststoff der Elbe betrugen die Summengehalte der 6 TVO-PAK ab der tschechischen Grenze zunächst 5.000 µg/kg TM, nahmen dann bis Magdeburg auf ca. 4.000 µg/kg TM und bis Schnackenburg auf ca. 3.000 µg/kg TM ab. Bei Seemannshöft sanken sie um die Hälfte und bei Cuxhaven nochmals um eine ganze Größenordnung. – In den drei Nebenflüssen Schwarze Elster, Mulde sowie Saale lagen die PAK-Gehalte im Feststoff *unter* denen der El-

be in diesem Flussabschnitt. Dies steht im Gegensatz zu den Ergebnissen der Untersuchungen vom Januar 1996, bei denen in diesen Nebenflüssen *höhere* Werte als in der Elbe gefunden worden sind (siehe Abbildung 6). Weitere PAK-Feststoff-Werte für die Nebenflüsse im Jahr 1996 liegen nur für die Mulde vor; auch der Jahresmittelwert in der Mulde war höher als der entsprechende PAK-Wert der Elbe bei Schmilka (siehe Tabelle 44).

Da das PAK-Verteilungsmuster (Abbildung 7) nur auf den Feststoffproben *eines* Monats beruhte, wurde in den ARGE ELBE-Zahlentafeln [1] überprüft, ob sich die in der Mulde und Schwarzen Elster gefundenen Auffälligkeiten bestätigen ließen. In der Mulde befand sich Naphthalin 1996 bis 1998 auch in der Mehrzahl der Monatsmischproben unter den ersten 7 PAK-Hauptkomponenten. Die Naphthalinbelastung in der Probe vom Januar 1996 war jedoch untypisch hoch; sie betrug ca. das Dreifache des 1994/95er Mittelwerts, der in [13] berichtet wurde (und gleichfalls mittels SFE erhalten worden ist). Für die Schwarze Elster sind erst ab 1998 PAK-Werte im Feststoff verfügbar, die zudem die methylierten Naphthaline nicht enthalten. Dennoch ist zu erkennen, dass die PAK-Belastung dieses Flusses von dem üblichen PAK-Muster sehr abwich: In 11 von 12 Monatsmischproben hatte Naphthalin den 1,5- bis 2,5fachen Fluoranthen-Wert; normalerweise beträgt das Naphthalin/Fluoranthen-Verhältnis nur etwa 0,2 - 0,3. Demzufolge muss es in beiden Nebenflüssen lokale Quellen für Naphthalin geben.

Abschließend sollen einige Vergleichsdaten aus anderen Gebieten angeführt werden. In Tabelle 45 sind Jahresmittelwerte von PAK-Gehalten im Schwebstoff zu sehen, die 1997 in Fließgewässern anderer Bundesländer erhalten wurden.

Tab. 45: Summe der 6 TVO-PAK in Schwebstoff, 1997 [µg/kg TM] (andere Gebiete) [86]

Fluss	Ort	n	Mittelwert
Donau	Ulm	12	1.470
Neckar	Mannheim	12	1.670
Rhein	Mainz	13	1.530
Rhein	Kleve-Bimmen	9	3.970
Main	Bischofsheim	13	2.680
Mosel	Koblenz	12	4.780
Saar	Kanzem	13	5.110

Die mittleren Gehalte der 6 TVO-PAK im Schwebstoff fielen in den einzelnen Flüssen recht unterschiedlich aus:

- Die Donau, der Neckar und der Rhein bei Mainz waren mit ca. 1.500 µg PAK/kg TM relativ niedrig belastet.
- Im Main und im Rhein an der holländischen Grenze traten PAK-Gehalte von etwa 3.000 bis 4.000 µg/kg TM im Schwebstoff auf.
- Die höchsten PAK-Werte in der Tabelle wiesen Mosel und Saar mit ca. 5.000 µg/kg TM im Schwebstoff auf.

- Zum Vergleich seien hier nochmals die 1998er Mittelwerte der Elbe genannt: Die PAK-Gehalte in den schwebstoffbürtigen Sedimenten lagen zwischen der tschechischen Grenze und der Tidegrenze bei 3.000 - 5.000 µg/kg TM und damit im oberen Bereich der in Tabelle 45 enthaltenen PAK-Werte.

Bewertung der Ergebnisse

Für PAK gibt es von der Internationen Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR) einige Zielvorgaben für Oberflächenwasser, und für Trinkwasser ist in der Trinkwasserverordnung ein Grenzwert für die Summe von 6 PAK vorgesehen. Für Gewässerschwebstoff hingegen existieren keine offiziellen Zielvorgaben. Von der ARGE ELBE wurde ein Zielwert vorgeschlagen, der noch nicht gültig ist. Dieser beträgt 500 µg/kg TM für die Summe der 6 TVO-PAK in schwebstoffbürtigen Sedimenten.

Vergleicht man diesen Richtwert mit den PAK-Werten, die 1998 in der Elbe sowie den drei beprobten Nebenflüssen erhalten wurden, stellt man eine durchschnittliche Überschreitung um das Sechs- bis Zehnfache fest. Lediglich in der Elbe nach der Tidegrenze, ab der eine „Verdünnung“ der Feststoffe durch Sand stattfindet, kamen die PAK-Gehalte ungefähr in die Größenordnung der Vorgabe. Die PAK-Belastung in der Elbe liegt demnach weit über den (noch vorläufigen) Zielvorstellungen.

In einem Gewässergütebericht vom Land Bremen [98] wurde eine ökotoxikologische Bewertung von Schadstoffgehalten im Sediment von Oberflächengewässern vorgenommen. Die für PAK abgeleiteten Belastungsklassen sind in Tabelle 46 wiedergegeben.

Tab. 46: Ökotoxikologisch begründete Belastungsklassen für PAK im Gewässersediment [98]

PAK	**Ökotoxikologische Schadwirkungen im Gewässer**		
	nicht zu erwarten	**möglich**	**zu erwarten**
	Klasse 1	***Klasse 2***	***Klasse 3***
	Sedimentgehalt [µg/kg TM]		
Benzo[a]pyren	< 180	180 - 1.800	> 1.800
Fluoranthen	< 250	250 - 2.500	> 2.500

Die drei Belastungsklassen ergeben sich aus Schutzgutbetrachtungen für die aquatische Lebensgemeinschaft und die Fischerei. Bei Einhaltung von den Werten der Klasse 1, den sog. Orientierungswerten, sind keine ökotoxikologischen Schadwirkungen zu erwarten. Bei Sedimenten mit Schadstoffgehalten der Klasse 2 sind solche Wirkungen dagegen bereits möglich. Bei Sedimenten mit Werten der Klasse 3 ist das Auftreten von Schadwirkungen wahrscheinlich.

Wendet man diese Klassifizierung von PAK-Gehalten in Sedimenten auf die schwebstoffbürtigen Sedimente der Elbe an, kommt man zu folgendem Ergebnis: In der Elbe zwischen Schmilka und der Tidegrenze sowie in den drei untersuchten Elbenebenflüssen lagen die

mittleren Fluoranthen-Schwebstoff-Gehalte 1998 mit 1.000 - 1.700 µg/kg TM im Bereich der Belastungsklasse 2. Die Benzo[a]pyren-Werte (300 - 650 µg/kg TM) befanden sich ebenfalls innerhalb der Klasse 2. Das bedeutet, dass von diesen schwebstoffbürtigen Sedimenten ökotoxikologische Gefährdungen ausgehen können. Ab der Tidegrenze (ab Seemannshöft) wurden PAK-Werte im Feststoff erhalten, die ungefähr die Größenordnung der Orientierungswerte aufwiesen.

5. Zusammenfassung

In Tabelle 47 sind die wesentlichen Aussagen und Ergebnisse dieses Berichts abschließend zusammengestellt. In ihr sind für alle 15 Messgrößen Angaben zu Verwendung bzw. Eintrag der jeweiligen Stoffe oder Stoffgruppen gemacht, die gefundenen Konzentrationsbereiche und lokalen Auffälligkeiten angeführt und die Bewertungen wiedergegeben. Zur Tabellenspalte Konzentrationsbereich soll Folgendes angemerkt werden: Die genannten Werte beziehen sich sowohl auf die Elbe als auch die drei untersuchten Nebenflüsse Schwarze Elster, Mulde und Saale. Wenn möglich, basieren die Konzentrationsangaben auf den *Mittel*werten (MW); in der unteren Tabellenhälfte sind *Einzel*wert-Spannbreiten angegeben, da die Konzentrationen teilweise unter der Bestimmungsgrenze lagen oder auch weil das Datenkollektiv keine Mittelwertbildung zuließ. In zwei Fällen (bei 2-Methylthiobenzothiazol sowie den Trimethylthiophosphaten) wurde der gefundene Maximalbefund *nicht* mit in den Konzentrationsbereich einbezogen, sondern separat unter der maximalen Konzentration aufgeführt, da er deutlich höher als alle anderen Werte ausfiel.

Das Vorgehen und die Ergebnisse bei der Bewertung der Daten sollen an dieser Stelle näher dargestellt werden. Prinzipiell wurde jede Messgröße unter zwei Gesichtspunkten betrachtet:

a) Vergleich mit Zielvorgaben (bzw. vergleichbaren Richtwerten) oder Aquatoxizitätsdaten. Dabei wurden vorzugsweise vorhandene Zielwerte herangezogen; in den übrigen Fällen wurden – sofern verfügbar – Aquatoxizitätsdaten verwendet.

b) Verhalten bei der Trinkwassergewinnung (Wasserwerksrelevanz, d. h. möglicher Durchbruch der Stoffe ins Rohwasser oder Trinkwassergängigkeit, d. h. mögliches Auftreten im Trinkwasser).

Hinsichtlich der Trinkwasser- und Gewässerrelevanz der untersuchten Stoffe bzw. Stoffgruppen lassen sich die folgenden Aussagen treffen (die Alkyl- und Arylphosphate sowie Pentachloranisol werden nicht weiter bewertet, da sie keine Positivbefunde aufwiesen).

a_1) Für 7 Stoffe lagen Zielwerte verschiedener Institutionen vor, die die Bezeichnung Zielvorgabe, Qualitätsziel o. ä. tragen (siehe Tabellenspalte Bewertung). Alle weiteren Angaben zu den Richtwerten (Herkunft, Schutzgut, offizieller oder vorläufiger Charakter und Höhe des Zielwerts) sind den einzelnen Kapiteln zu entnehmen.
In fünf Fällen wurde die weitgehende Einhaltung der Zielwerte beobachtet und in zwei Fällen (AOS und PAK) eine Überschreitung der Richtwerte um das Mehrfache.

a_2) Von den übrigen 6 Stoffen konnten drei auf Basis von Aquatoxizitätsdaten bewertet werden; in zwei Fällen (2-Methylthiobenzothiazol und Trichloressigsäure) können bei den vorliegenden Konzentrationen Schäden im aquatischen Bereich nicht ausgeschlossen werden. Bei verbleibenden drei Stoffen konnte aufgrund fehlender oder lückenhafter Datenlage keine ökotoxikologische Bewertung vorgenommen werden.

b) Von den 13 Stoffen spielen sieben eine (mögliche) Rolle im Zusammenhang mit der Trinkwassergewinnung.
Als wasserwerksrelevant gelten TCEP, DEET, AMPA und teilweise die Amine.
Trinkwassergängig ist ein Teil des AOS/IOS, ein Teil der aromatischen Sulfonate sowie Trichloressigsäure.

Tab. 47: Zusammenfassung der Ergebnisse

Messgröße	Kapitel	Verwendung/Eintrag	Konz.bereich *	Max. Konzentration	Bewertung
AOS und IOS	4.1.1	Geogene und anthropogene Quellen; LAS, aromat. Sulfonate u.a. S-Organika	120 - 240 µg/l (MW)	Saale	Überschreitung der Qualitätsziele; trinkwassergängig (teilweise)
Aromatische Sulfonate	4.1.2	Zwischenprodukt in chem. Industrie; sulfon. Kondensate als Dispergiermittel	6 - 30 µg/l (MW) (Summe der Sulfonate)	Elbe bei Schmilka	Lückenhafte Aquatox.-Datenlage; trinkwassergängig (teilweise)
Arylsulfone	4.1.3	Additiv in Polymerindustrie; Nebenprodukt bei Benzolsulfonsäure-Synthese	5 - 70 ng/l (MW)	Elbe bei Schmilka	Unzureichende Aquatoxizitäts-Datenlage
2-Methylthiobenzothiazol	4.1.4	Umwandlungsprodukt von Vulkanisationsbeschleunigern in Autoreifen	22 - 43 ng/l (MW)	Mulde: 144 ng/l (MW)	Ungenügender Abstand zur aquatischen Effektkonzentration
Chloralkylphosphate	4.2.1	Weichmacher und Flammschutzmittel in Kunststoffen	TCEP: 52 - 112 ng/l (MW); TCPP: 72 - 305 ng/l (MW)	Mulde und Saale	Einhaltung des Besorgniswerts; wasserwerksrelevant
Alkyl- bzw. Arylphosphate	4.2.2	Weichmacher und Flammschutzmittel in Kunststoffen bzw. Hydraulikflüssigkeit u.a.	< 25 ng/l bzw. < 16 ng/l	-	(keine, da < BG)
Trimethylthiophosphate	4.2.3	Beiprodukt in Phosphorsäureester-Insektiziden	< 5 - 40 ng/l (MW, 1996)	Mulde: 430 ng/l (MW)	Fehlende Aquatoxizitätsdaten; Belastungsrückgang in 90er Jahren
Diethyltoluamid	4.3.1	Insekten-Abwehrmittel (Repellent)	27 - 48 ng/l (MW)	-	Aquatoxisch unbedenklich; wasserwerksrelevant
Glyphosat und AMPA	4.3.2	Gly.: Totalherbizid von großer Bedeutung; AMPA: Glyphosat-Metabolit	Gly.: < 0,05 - 0,09 µg/l; AMPA: 0,2 - 1,2 µg/l	-	Gly.: Einhaltung der Zielvorgabe; AMPA: wasserwerksrelevant
Desmetryn und Ethofumesat	4.3.3	Desmetryn: Herbizid (ohne Zulassung); Ethofumesat: wichtiges Herbizid	Desm.: < 5 - 20 ng/l; Ethof.: < 5 - 110 ng/l	-	Desmetryn und Ethofumesat: Einhaltung der Zielvorgabe
Pentachloranisol	4.3.4	PCP-Metabolit	< 1 ng/l	-	(keine, da < BG)
28 Stoffe der EU-Richtline	4.4.1	Gefährliche Stoffe nach der Richtlinie 76/464/EWG	Mehrzahl: < BG; 8 Stoffe: bis zu 0,3 µg/l	-	Weitgehende Einhaltung der Qualitätsziele
Aliphatische Amine	4.4.2	Zwischenprodukt in chem. Industrie; Abbauprodukt von organischem Material	< 0,1 - 2,1 µg/l	-	Einhaltung der Qualitätsziele; wasserwerksrelevant (teilweise)
Chlorcarbonsäuren (TCA)	4.4.3	Ehem. Herbizid; industr. Anwendungen; Luftschadstoff; Reaktionsprodukt mit Chlor	0,1 - 3,3 µg/l	Elbe bei Schmilka	Zu geringer Abstand zur aquat. Effektkonz.; trinkwassergängig
Polycycl. Arom. Kohlenwasserst.	4.5	Nebenprodukt bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe	12.000 - 19.000 µg/kg TM (Summe von 23 PAK)	Schw. Elster und Mulde (Naphthalin)	Überschreitung von Schwebstoff- und Sediment-Richtwerten

* Angabe der Mittelwerte (MW) *oder* der Einzelmesswerte; Angabe der „typischen“ Konzentrationsspanne, d. h. *ohne* vereinzelte höhere/tiefere Werte und die als max. Konzentration genannten Werte

Die unterstrichenen Stoffe stellen die Fälle dar, in denen eine Reduktion des Belastungsniveaus zu wünschen ist und Handlungsbedarf besteht. Insbesondere beim AOS sowie den aromatischen Sulfonaten ist eine Verringerung ihres Eintrags zu fordern, da die Elbe wesentlich stärker mit diesen schwefelhaltigen Verbindungen belastet ist als viele andere Flüsse und weil sie Probleme bei der Trinkwassergewinnung bereiten. Bei den PAK ist ein Konzentrationsrückgang ebenfalls wünschenswert, dürfte aber noch schwieriger realisierbar sein aufgrund der ubiquitären Entstehung und Verbreitung dieser Substanzklasse.

Danksagung

Allen Personen, deren Auskünfte und zur Verfügung gestellte Untersuchungsergebnisse in diesen Bericht eingegangen sind, sei an dieser Stelle herzlich gedankt. Bei den Mitarbeitern der Wassergütestelle Elbe bedanken wir uns für ihre Mithilfe bei der Erstellung des Berichts; der Dank geht an Frau U. Ehrhorn, Herrn J. Löffler, Herrn S. Wolff und Herrn M. Bergemann. Weiterer Dank gilt Frau R. Gihr (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden) für die Bereitstellung von Unterlagen sowie Herrn Dr. F. Th. Lange (DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe) für viele fachliche Informationen.

6. Literatur

[1] ARGE ELBE: Wassergütedaten der Elbe, Zahlentafel 1994, Hamburg 1996
ARGE ELBE: Wassergütedaten der Elbe, Zahlentafel 1995, Hamburg 1997
ARGE ELBE: Wassergütedaten der Elbe, Zahlentafel 1996, Hamburg 1998
ARGE ELBE: Wassergütedaten der Elbe, Zahlentafel 1997, Hamburg 1999
ARGE ELBE: Wassergütedaten der Elbe, Zahlentafel 1998, Hamburg 1999
ARGE ELBE: Wassergütedaten der Elbe, Zahlentafel 1999, Hamburg (in Vorbereitg.)

[2] Internet: http://www.arge-elbe.de

[3] Stachel, B.; Elsholz, O.; Reincke, H.: Investigation on Sample Pretreatment for the Determination of Selected Metals and Organochlorine Compounds in Suspended Particulate Matter of the River Elbe. Fres. J. Anal. Chem. **353** (1995) 21-27

[4] Schnitzler, M.: Ionenchromatographie organischer Gruppenparameter in Wässern. Gemeinsame Bestimmung des adsorbierbaren organisch gebundenen Chlors, Broms und Schwefels. GIT Suppl. 4, Juli 1985, 32-37

[5] Schullerer, S.; Koschenz, G.; Brauch, H.-J.; Frimmel, F. H.: Ein neuer Parameter zur summarischen Bestimmung organischer Schwefelverbindungen nach Ionenpaar-Extraktion: IOS (Ionenpaar-extrahierbare organische Schwefelverbindungen). Vom Wasser **78** (1992) 229-243

[6] Lange, F. Th.; Wenz, M.; Brauch, H.-J.: Trace-level determination of aromatic sulfonates in water by on-line ion-pair extraction/ion-pair chromatography and their behaviour in the aquatic environment. J. High Resol. Chromatogr. **18** (1995) 243-252

[7] Sacher, F.; Lenz, S.; Brauch, H.-J.: Analysis of primary and secondary aliphatic amines in waste water and surface water by gas chromatography-mass spectrometry after derivatization with 2,4-dinitrofluorobenzene or benzenesulfonyl chloride. J. Chromatogr. A **764** (1997) 85-93

[8] Bestimmung von Dalapon, Trichloressigsäure und ausgewählten weiteren Halogenessigsäuren mittels Gaschromatographie (GC-ECD und/oder GC-MS) nach Flüssig-Flüssig-Extraktion und Derivatisierung (F 25). In: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Arbeitspapier zum Normentwurf, Oktober 1999

[9] Bestimmung von Glyphosat und Aminomethylphosphonsäure (AMPA) in Wasser durch Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC)/Nachsäulenderivatisierung und Fluoreszenzdetektion (F 22). In: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Gelbdruck

[10] Lindner, K.; Knepper, T. P.; Karrenbrock, F.; Rörden, O.; Brauch, H.-J.; Lange, F. Th.; Sacher, F.: Erfassung und Identifizierung von trinkwassergängigen Einzelsubstanzen in Abwässern und im Rhein. ARW/VCI-Forschungsvorhaben, Abschlußbericht. IAWR, Rheinthemen 1, 1996

[11] Lach, G.; Steffen, D.: Orientierende Untersuchungen von Gewässersedimenten auf Nitro-/Polymoschusverbindungen und die Flammschutzmittel TCEP und TCPP. Oberirdische Gewässer 3/97, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim 1997

[12] Franke, S.; Hildebrandt, S.; Schwarzbauer, J.; Link, M.; Francke, W.: Organic compounds as contaminants of the Elbe River and its tributaries. Part II: GC/MS screening for contaminants of the Elbe water. Fres. J. Anal. Chem. **353** (1995) 39-49

[13] Heemken, O.; Stachel, B.: Zeitliche und örtliche Variabilität von organischen Stoffen in schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe bei Hamburg-Blankenese und der Mulde bei Dessau. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Hamburg 1996

[14] Lenhart, W.: Vorkommen und Verhalten von Kresylphosphaten in Oberflächen- und Grundwasser. Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund, Abschlußbericht Mai 1995

[15] Grischek, T.; Neitzel, P.; Walther, W.; Nestler, W.: Stoffumsatz schwefelorganischer Verbindungen bei der Uferfiltration an der Elbe – die Gruppenparameter AOS und IOS als Bewertungskriterien. Vom Wasser **91** (1998) 257-273

[16] Müller, U.; Wricke, B.; Sontheimer, H.: Wasserwerks- und trinkwasserrelevante Substanzen in der Elbe. Vom Wasser **81** (1993) 371-386

[17] Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Donaueinzugsgebiet (IAWD): Jahresbericht 1995/1996, Wien 1997

[18] Bunnemann, W.; Kauba, M.: Rohwasserqualitätssituation der Elbe und die Bedeutung für die Trinkwasseraufbereitung in den Wasserwerken Hosterwitz und Tolkewitz, Schwerpunkt: Zeitraum 01.01.1998 - 31.12.1998, Zusammenfassung des Zeitraums 1991 - 1998. Stadtwerke Dresden GmbH (DREWAG), Hauptabteilung Wasser, Qualitätssicherung/Labor, Bearbeitungsstand: 30.07.1999. In: Arbeitsergebnisse des Wissenschaftlich-technischen Beirates 1998/1999, Arbeitsgemeinschaft der Wasser- und Entwässerungswerke Elbe/Labe (AWEL). Ergänzt aus: Datenzusammenstellung zur Qualität des Elbewassers an den Querschnitten Dresden-Hosterwitz und Dresden-Laubegast, Zeitraum 01.01.1995 - 31.12.1999, Bearbeitungsstand: 04.02.2000

[19] Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR): Jahresbericht 1997, 29. Bericht, St. Gallen 1998

[20] Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.V.(ARW): Jahresbericht 1997, 54. Bericht, Köln 1998

[21] Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR): Jahresbericht 1998, 30. Bericht, St. Gallen 1999

[22] Fooken, C.; Gihr, R.; Häckl, M.; Seel, P.: Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe. Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen, 1991 - 1996. Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt; Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft Nr. 233, Wiesbaden 1997

[23] Fooken, C.; Gihr, R.; Seel, P.: Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe. Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen, 1991 - 1998. Ergänzender Bericht zu 1997 - 1998 (Bericht der Hessischen Landesanstalt für Umwelt für die hessischen Wasserbehörden), Wiesbaden 2000

[24] Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.V.(ARW): Jahresbericht 1994, 51. Bericht, Köln 1995

[25] Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.V.(ARW): Jahresbericht 1998, 55. Bericht, Köln 1999

[26] Lange, F. Th.; Redin, C.; Brauch, H.-J.; Eberle, S. H.: Auftreten aromatischer Sulfonate in Industrieabwasser, Flußwasser, Uferfiltrat und in der Trinkwasseraufbereitung. Vom Wasser **90** (1998) 121-134

[27] Lange, F. Th.; Furrer, R.; Brauch, H.-J.: Polar Aromatic Sulfonates and their Relevance to Waterworks. Association of River Waterworks – RIWA (Hrsg.), Amsterdam 2000

[28] Fichtner, S.: Die Wasserbeschaffenheit der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse im Jahr 1998 unter dem Gesichtspunkt der Trinkwasseraufbereitung. DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) Karlsruhe, Außenstelle Dresden, Dresden 1999. In: Arbeitsergebnisse des Wissenschaftlich-technischen Beirates 1998/1999, Arbeitsgemeinschaft der Wasser- und Entwässerungswerke Elbe/Labe (AWEL)

[29] Neitzel, P. L.; Abel, A.; Grischek, T.; Nestler, W.; Walther, W.: Verhalten von Arylsulfonaten bei der Uferfiltration und unter Laborbedingungen. Vom Wasser **90** (1998) 245-271

[30] Perkow, W.; Ploss, H.: Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. 3. Auflage, Parey Berlin 1999

[31] Wick, L. Y.; Gschwend, P. M.: Source and Chemodynamic Behavior of Diphenyl Sulfone and ortho- and para-Hydroxybiphenyl in a Small Lake Receiving Discharges from an Adjacent Superfund Site. Environ. Sci. Technol. **32** (1998) 1319-1328

[32] Internet: http://esc.syrres.com/interkow/kowdemo.htm

[33] Hendriks, A. J.; Maas-Diepeveen, J. L.; Noordsij, A.; van der Gaag, M. A.: Monitoring response of XAD-concentrated water in the Rhine Delta: A major part of the toxic compounds remains unidentified. Water Res. **28** (1994) 581-598

[34] Kaiser, K. L. E.; Palabrica, V. S.; Ribo, J. M.: QSAR of acute toxicity of mono-substituted benzene derivatives to Photobacterium phosphoreum. In: Kaiser, K. L. E. (ed), QSAR in Environmental Toxicology – II, Reidel 1987

[35] Götz, R.; Bauer, O. H.; Friesel, P.; Roch, K.: Organic trace compounds in the water of the River Elbe near Hamburg, Part II. Chemosphere **36** (1998) 2103-2118

[36] Franke, S.; Hildebrandt, S.; Schwarzbauer, J.; Link, M.; Francke, W.: Identifizierung und quantitative Bestimmung organischer Substanzen in Wasser und Sedimenten der Elbe und der Mulde. In: Abstracts und Folien der Vorträge vom Workshop „Belastung der Elbe und ihrer Nebenflüsse mit organischen Schadstoffen“, GKSS-Forschungszentrum, Geesthacht 1995

[37] Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe: 2-Mercaptobenzothiazol, BUA-Stoffbericht 74, VCH Weinheim 1991

[38] Schmegel, C.: Struktur-Wirkungsuntersuchungen in der prospektiven Analyse von Umweltgefährdungen am Beispiel der Substanzklasse der Benzothiazole. Dissertation, Universität Bremen, 1995

[39] Reemtsma, T.; Fiehn, O.; Kalnowski, G.; Jekel, M.: Microbial Transformations and Biological Effects of Fungizide-Derived Benzothiazoles Determined in Industrial Wastewater. Environ. Sci. Technol. **29** (1995) 478-485

[40] Institut für Umweltforschung (INFU): Exemplarische Erfassung der Umweltexposition ausgewählter Kautschukderivate bei der bestimmungsgemäßen Verwendung in Reifen und deren Entsorgung. Endbericht zum Forschungsvorhaben 206 02 081, Universität Dortmund, 1997 (erschienen als UBA-Forschungsbericht 98-003)

[41] Stevens, G. C.; Mann, A. H.: Annexes to the report for the Department of Trade and Industry. University of Surrey, Polymer Research Centre Report, 1999

[42] Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe: Tris(2-chlorethyl)-phosphat, BUA-Stoffbericht 20, VCH Weinheim 1988

[43] IUCLID Datensatz (International Uniform Chemical Information Database) zu tris(2-chloroethyl)phosphate, Stand Oktober 1995

[44] IUCLID Datensatz (International Uniform Chemical Information Database) zu tris(2-chloro-1-methylethyl)phosphate, Stand Oktober 1995

[45] van Genderen, J.; Mons, M. N.; van Leerdam, J. A.: Inventory and toxicological evaluation of organic micropollutants. Association of River Waterworks – RIWA (Hrsg.), Amsterdam 2000

[46] Kühn, R.; Birett, K.: Merkblätter Gefährliche Arbeitsblätter, ecomed Landsberg, 117. Erg.Lfg. 5/99 und 118. Erg.Lfg. 6/99

[47] Daten des Landesamts für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow 2000

[48] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Rheingütebericht ´95, Essen 1997

[49] Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.V.(ARW): Jahresbericht 1996, 53. Bericht, Köln 1997

[50] Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.V.(ARW): Jahresbericht 1995, 52. Bericht, Köln 1996

[51] Schreiben des Umweltbundesamts an das Staatliche Umweltamt Leipzig vom 4. 9. 1998 (Az.: II 1.3 – 97 123/2): Vorläufige Einschätzung zur Aquatoxizität von chlorierten Alkylphosphaten

[52] Socher, M. (Staatliches Umweltfachamt Leipzig): persönliche Mitteilung, 2000

[53] Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe: Tributylphosphat/Dibutylphosphat, BUA-Stoffbericht 108, Hirzel Stuttgart 1993

[54] Gatermann, R.; Bester, K.; Franke, S.; Hühnerfuss, H.: The distribution of O,O,O-trimethylthiophosphate and O,O,S-trimethyldithiophosphate in the North Sea. Chemosphere **32** (1996) 1907-1918

[55] Götz, R.: Wirkstoffe von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) in der Elbe, in Nebengewässern der Elbe und in Kleingewässern des Elbeeinzugsgebietes. Hamburger Umweltberichte 34/91, Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.), Hamburg 1991

[56] Gandraß, J.; Bormann, G.; Wilken, R.-D.: N-/P-pesticides in the Czech and German part of the river Elbe – Analytical methods and trends of pollution. Fres. J. Anal. Chem. **353** (1995) 70-74

[57] Daten der Umweltbehörde Hamburg, 2000

[58] Daten des Staatlichen Umweltamts Düsseldorf, 2000

[59] LAWA-AK „Qualitative Hydrologie der Fließgewässer“: Wasserbeschaffenheit ausgewählter Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland – Datensammlung – Pestizide. Umweltbundesamt Texte 14/96, Berlin 1996

[60] LAWA-AK „Qualitative Hydrologie der Fließgewässer“: Wasserbeschaffenheit in ausgewählten Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland – Datensammlung Pestizide. Umweltbundesamt Texte 56/98, Berlin 1998

[61] Simon, M. (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe): persönliche Mitteilung, Magdeburg, 2000

[62] Internet: http://www.autan.de/de/marke.html

[63] Internet: http://www.epa.gov/ecotox

[64] Steketee, P.; Freriks, I.; Schrap, M.; Faasen, R.: Honderden bestrijdingsmiddelen. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, RIZA rapport 2000.020, Lelystad 2000

[65] Daten der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden 1999

[66] Daten des Umweltbundesamts, Berlin 2000

[67] Rexilius, L.: Bestimmung von Glyphosat und Aminomethylphosphonsäure (AMPA) in Wasser – Methodik und erste Ergebnisse aus Schleswig-Holstein. Vom Wasser **92** (1999) 257-274

[68] Skark, C.; Zullei-Seibert, N.; Schöttler, U.; Schlett, C.: The occurrence of glyphosate in surface water. Intern. J. Environ. Anal. Chem. **70** (1998) 93-104

[69] Bach, M.; Huber, A.; Frede, H.-G.; Mohaupt, V.; Zullei-Seibert, N.: Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. Umweltbundesamt Berichte 3/00. Erich Schmidt Berlin 2000

[70] Umweltstiftung WWF-Deutschland (Hrsg.): Hormonell und reproduktionstoxisch wirksame Pestizide – wissenschaftliche Bewertung und Handlungsbedarf, Frankfurt 1998

[71] Landrieux, T.; Fien, R.; Lange, F. Th.; Brauch, H.-J.: Bestimmung von Glyphosat und Aminomethylphosphonsäure in deutschen Fließgewässern. Vom Wasser **92** (1999) 297-306

[72] Reupert, R.; Schlett, C.: Glyphosat in der Ruhr – Analytik und Ergebnisse. gwf Wasser Abwasser **138** (1997) 559-563

[73] Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.V.(ARW): Jahresbericht 1999, 56. Bericht, Köln 2000

[74] Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR): Jahresbericht 1995, 27. Bericht, St. Gallen 1996

[75] Daten des Landeshygieneinstituts Mecklenburg-Vorpommern, Außenstelle Schwerin, 2000

[76] Daten des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft, München 2000

[77] Daten des Landesumweltamts Nordrhein-Westfalen, Essen 2000

[78] Daten des Landesamts für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz 2000

[79] Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage des Abgeordneten Dr. Jürgen Rochlitz und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN „Gesundheitsgefährdung durch Umweltchemikalien mit hormonellen Wirkungen“, 19. 12. 1995

[80] Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe: Benzalchlorid, BUA-Stoffberichte 71-73 (Kurzberichte), VCH Weinheim 1991

[81] Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe: Monochloressigsäure/Natriummonochloracetat, BUA-Stoffbericht 127, Hirzel Stuttgart 1994

[82] Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe: 4-Chlor-3-methylphenol, BUA-Stoffbericht 135, Hirzel Stuttgart 1994

[83] Falbe, J.; Regitz, M. (Hrsg.): Römpp Chemie Lexikon, 9. Auflage, Thieme Stuttgart 1995

[84] Borwitzky, H.; Bendig, H.; Schmidt, K. G.: Polychlorierte Naphthaline. Verbesserte GC/MS-Analytik in Reststoffen. Z. Umweltchem. Ökotox. **9** (1997) 127-130

[85] Neitzel, P. L.; Grischek, T.; Nestler, W.: Verhalten von Chloressigsäuren in der aquatischen Umwelt und speziell bei der Uferfiltration der Elbe. Vom Wasser **92** (1999) 275-295

[86] Umweltbundesamt: ÖKOBASE Umweltatlas Version 2.0 (CD). Clemens Hölter GmbH (Hrsg.), März 2000

[87] Pietsch, J.; Schmidt, W.; Sacher, F.; Brauch, H.-J.; Worch, E.: Flüssigchromatographische Bestimmung von polaren organischen Stickstoffverbindungen und deren Verhalten im Prozeß der Trinkwasseraufbereitung. Vom Wasser **88** (1997) 119-135

[88] Pietsch, J.; Brauch, H.-J.; Worch, E.: Verhalten polarer organischer Stickstoffverbindungen im Prozeß der Trinkwasseraufbereitung. gwf Wasser Abwasser **140** (1999) 51-57

[89] Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe: Trichloressigsäure/Natriumtrichloracetat, BUA-Stoffbericht 167, Hirzel Stuttgart 1996

[90] Pietsch, J.; Schmidt, W.; Sacher, F.; Fichtner, S.; Brauch, H.-J.: Pesticides and other organic micro pollutants in the river Elbe. Fres. J. Anal. Chem. **353** (1995) 75-82

[91] Müller, S. R.; Zweifel, H.-R.; Kinnison, D. J.; Jacobsen, J. A.; Meier, M. A.; Ulrich, M. M.; Schwarzenbach, R. P.: Occurrence, sources and fate of trichloroacetic acid in Swiss waters. Environ. Toxicol. Chem. **15** (1996) 1470-1478

[92] Fillibeck, J.; Raffius, B.; Schleyer, R.; Hammer, J.: Trichloressigsäure (TCA) im Regenwasser – Ergebnisse und Vergleich zweier analytischer Verfahren. Vom Wasser **84** (1995) 181-195

[93] Correa, M.; Calabrese, E. J.; Coler, R. A.: Effects of Trichloroacetic Acid, a New Contaminant Found from Chlorinating Water with Organic Material, on Dragonfly Nymphs. Bull. Environ. Contam. Toxicol. **34** (1985) 271-274

[94] Gandraß, J. und Mitarbeiter: Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit ökosystemrelevanten Organika. Band I: Schwerflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in Sedimenten und Pestizide in der Wasserphase. GKSS-Forschungszentrum, Institut für Physikalische und Chemische Analytik, Geesthacht April 1998

[95] Götz, R.: Bericht über die Untersuchung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAHs) in hamburgischen Gewässern. Hamburger Umweltberichte 42/93, Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.), Hamburg 1993

[96] Heemken, O.; Theobald, N.; Stachel, B.: Verteilung von organischen Kontaminanten zwischen wäßriger und partikulärer Phase in der Elbe und der Deutschen Bucht. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Hamburg 1998

[97] Breitung, V.; Lageveen-Wenker, A.; Bergmann, H.: Verteilungsmuster polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in aquatischen Schwebstoffen und Sedimenten. Vom Wasser **83** (1994) 397-406

[98] Rieß, M. H.; Wefers, H.: Ökotoxikologische Bewertung der Schadstoffgehalte bremischer Gewässersedimente. In: Meier, H.; Weigel, H.-P., Gewässergütebericht des Landes Bremen 1995, Freie Handestadt Bremen (Hrsg.), Bremen 1995

7. Anhang

Tabelle A 1:
Adsorbierbare bzw. Ionenpaar-extrahierbare Organische Schwefelverbindungen (AOS und IOS) in Oberflächenwasserproben, 1994/1995 (DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	**Schmilka**					
Probenahmedatum		05.10.1994	01.11.1994	29.11.1994	24.10.1995	28.11.1995	02.01.1996
AOS	*10*	-	-	-	200	170	150
IOS	*5*	260	230	220	190	140	120
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		30.09.1994	02.11.1994	01.12.1994	25.10.1995	29.11.1995	08.01.1996
AOS	*10*	-	-	-	160	170	160
IOS	*5*	180	190	260	130	110	120
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		30.09.1994	01.11.1994	28.11.1994	25.10.1995	30.11.1995	04.01.1996
AOS	*10*	-	-	-	200	680	140
IOS	*5*	180	170	160	120	130	120

Tabelle A 2:
Adsorbierbare bzw. Ionenpaar-extrahierbare Organische Schwefelverbindungen (AOS und IOS) in Oberflächenwasserproben, 1996 (DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		01.04.	29.05.	30.07.	30.09.	02.12.	06.01.1997
AOS	*5*	140	148	120	160	180	160
IOS	*5*	220	128	69	140	140	160
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	01.10.	03.12.	07.01.1997
AOS	*5*	150	95	110	120	150	98
IOS	*5*	140	80	78	88	100	93
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	01.10.	03.12.	07.01.1997
AOS	*5*	140	225	210	300	210	200
IOS	*5*	120	183	160	220	160	160
		Magdeburg					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	01.10.	03.12.	07.01.1997
AOS	*5*	130	147	150	190	200	180
IOS	*5*	150	124	120	160	140	140
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		03.04.	31.05.	01.08.	01.10.	04.12.	10.01.1997
AOS	*5*	140	150	160	180	180	190
IOS	*5*	140	124	99	140	130	140
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		29.03.	03.06.	30.07.	24.09.	29.11.	09.01.1997
AOS	*5*	180	155	160	140	170	160
IOS	*5*	140	129	110	130	140	140
		Grauerort					
Probenahmedatum		04.04.	03.06.	02.08.	04.10.	05.12.	09.01.1997
AOS	*5*	160	185	350	170	190	170
IOS	*5*	140	126	120	110	130	130

Tabelle A 3:
Adsorbierbare bzw. Ionenpaar-extrahierbare Organische Schwefelverbindungen (AOS und IOS) in Oberflächenwasserproben, 1998
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka	Dommitzsch	Gorsdorf (Schwarze Elster)	Dessau (Mulde)	Rosenburg (Saale)	Magdeburg	Schnackenburg	Bunthaus	Seemannshöft	Grauerort
Probenahmedatum		03.02.	02.02.	02.02.	04.02.	04.02.	04.02.	05.02.	30.01.	30.01.	06.02.
AOS	*10*	200	170	200	130	220	190	140	130	150	130
IOS	*5*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Probenahmedatum		28.07.	27.07.	28.07.	29.07.	29.07.	29.07.	30.07.	31.07.	31.07.	31.07.
AOS	*10*	130	120	99	100	170	140	150	140	150	150
IOS	*5*	140	-	-	110	130	140	130	140	130	130

Tabelle B 1:
Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1994/1995
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka					
Probenahmedatum		05.10.1994	01.11.1994	29.11.1994	24.10.1995	28.11.1995	02.01.1996
Benzolsulfonate							
Benzol-1,3-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
4-Methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
3-Nitrobenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
3-Chlor-4-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Amino-5-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
5-Nitro-2-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Chlor-5-nitrobenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Amino-5-chlor-4-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Naphthalinsulfonate							
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	1,2	0,91	< 0,02
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	0,73	0,04	0,42	0,04	< 0,02	0,05
Naphthalin-1,3-disulfonat	*0,02*	-	-	-	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	2,94	2,41	4,1	1,7	1,9	0,11
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	0,66	0,18	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,27
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	-	-	-	3,1	5,5	0,56
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	0,07	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,02
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	0,03	< 0,02	8,4	2,0	4,6	0,17
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	-	-	-	6,8	2,2	< 0,02
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	13,8	11,9	23,0	18,0	3,6	0,68
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	-	-	-	< 0,02	< 0,02	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	-	-	-	-	-	-
1-Aminonaphthalin-4-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Aminonaphthalin-7-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-6-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	5,0	2,0	4,1	12,0	6,2	0,62
2-Aminonaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	-	-	-	-	-	-
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	0,84	1,3	0,57	0,49	0,18	0,09
1-Hydroxynaphthalin-4-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Hydroxynaphthalin-6-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	6,4	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	21,0	0,74	11,0	< 0,02
1-Amino-8-hydroxynaphthalin-2,4-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Amino-8-hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Amino-5-hydroxynaphthalin-7-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate							
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-1,5-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-1,8-disulfonat	*0,20*	< 0,20	3,0	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-2,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
1-Amino-4-bromanthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate							
cis-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
trans-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	3,7	6,7	6,9	3,7	< 0,50	< 0,50
trans-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
2-Hydroxy-4,6-bis(4-sulfanilo)-1,3,5-triazin	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50

Tabelle B 1 (Fortsetzung):
Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1994/1995
[µg/l]

	Best.grenze	Schnackenburg					
Probenahmedatum		30.09.1994	02.11.1994	01.12.1994	25.10.1995	29.11.1995	08.01.1996
Benzolsulfonate							
Benzol-1,3-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
4-Methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
3-Nitrobenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
3-Chlor-4-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Amino-5-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
5-Nitro-2-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Chlor-5-nitrobenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Amino-5-chlor-4-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Naphthalinsulfonate							
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,35	0,11	< 0,02
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	0,05	< 0,02	0,1	< 0,02	< 0,02	0,12
Naphthalin-1,3-disulfonat	*0,02*	-	-	-	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	1,3	3,1	4,1	0,77	0,54	0,16
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	0,6	0,23	0,96	0,07	< 0,02	0,38
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	-	-	-	0,28	0,72	0,48
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	0,1	0,02	0,1	< 0,02	< 0,02	0,03
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	0,12	< 0,02	4,9	0,02	0,49	0,18
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	-	-	-	0,81	0,74	0,3
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	10,1	15,7	15,0	2,3	2,0	0,59
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	-	-	-	< 0,02	< 0,02	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	-	-	-	-	-	-
1-Aminonaphthalin-4-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Aminonaphthalin-7-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-6-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,26	0,79	2,9	3,0	0,05	0,45
2-Aminonaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	-	-	-	-	-	-
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	1,4	4,4	2,2	0,26	1,1	0,19
1-Hydroxynaphthalin-4-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Hydroxynaphthalin-6-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	2,5	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	9,4	< 0,02	1,2	< 0,02
1-Amino-8-hydroxynaphthalin-2,4-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Amino-8-hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Amino-5-hydroxynaphthalin-7-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate							
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-1,5-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-1,8-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	0,81	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-2,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
1-Amino-4-bromanthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate							
cis-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
trans-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	2,1	5,3	0,78	< 0,50	< 0,50
trans-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
2-Hydroxy-4,6-bis(4-sulfanilo)-1,3,5-triazin	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50

Tabelle B 1 (Fortsetzung):
Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1994/1995
[µg/l]

	Best.grenze	Seemannshöft					
Probenahmedatum		30.09.1994	01.11.1994	28.11.1994	25.10.1995	30.11.1995	04.01.1996
Benzolsulfonate							
Benzol-1,3-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
4-Methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
3-Nitrobenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
3-Chlor-4-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Amino-5-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
5-Nitro-2-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Chlor-5-nitrobenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Amino-5-chlor-4-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Naphthalinsulfonate							
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,11	0,14	< 0,02
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	0,04	0,03	0,07	< 0,02	< 0,02	0,08
Naphthalin-1,3-disulfonat	*0,02*	-	-	-	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	1,04	2,3	1,7	0,57	0,5	0,53
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	0,41	0,32	0,34	0,08	< 0,02	0,95
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	-	-	-	0,47	0,7	2,1
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	0,03	0,04	0,05	< 0,02	< 0,02	0,07
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	0,19	< 0,02	< 0,02	0,08	1,2	0,73
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	-	-	-	0,41	0,25	< 0,02
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	5,4	6,5	7,4	0,94	0,86	1,4
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	-	-	-	< 0,02	< 0,02	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	-	-	-	-	-	-
1-Aminonaphthalin-4-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Aminonaphthalin-7-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-6-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,1	0,23	0,52	0,58	2,8	1,8
2-Aminonaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	-	-	-	-	-	-
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	0,86	1,8	1,6	0,41	0,06	0,19
1-Hydroxynaphthalin-4-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Hydroxynaphthalin-6-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	2,8	< 0,02
1-Amino-8-hydroxynaphthalin-2,4-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Amino-8-hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Amino-5-hydroxynaphthalin-7-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate							
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-1,5-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-1,8-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-2,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
1-Amino-4-bromanthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate							
cis-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
trans-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	0,86	< 0,50	< 0,50	< 0,50
trans-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
2-Hydroxy-4,6-bis(4-sulfanilo)-1,3,5-triazin	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50

Tabelle B 2:
Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1996
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka					
Probenahmedatum		01.04.	29.05.	30.07.	30.09.	02.12.	06.01.1997
Naphthalinsulfonate							
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	0,07	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	0,14	< 0,02	0,28	< 0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,74	3,5	0,33	1,4	0,23	0,51
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	0,31	0,04	0,34	0,14	0,69	3,2
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	5,8	0,53	0,92	< 0,02	0,63	3,3
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	0,03	< 0,02	0,08	0,35
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	3,6	< 0,02	0,25	< 0,02	0,29	2,1
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	0,19	2,7	0,14	0,43	0,51	0,29
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	1,7	8,2	0,61	5,7	3,0	2,3
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,93	0,31	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	-	-	-	0,11	0,08	0,08
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	1,3	1,8	0,14	0,87	1,7	0,06
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	0,17	0,58	0,03	0,08	0,1	0,09
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	1,7
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	5,3	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate							
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	1,1
Andere Sulfonate							
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	1,9	1,3	1,3	< 0,50	2,7	2,6
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	01.10.	03.12.	07.01.1997
Naphthalinsulfonate							
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	0,16	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,06
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	0,46	< 0,02	0,16	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	1,1	0,44	0,81	0,77	1,2	0,91
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	1,1	0,37	0,33	0,63	0,99	0,64
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	0,89	0,41	0,44	0,48	0,71	0,52
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	0,18	< 0,02	0,05	0,08	0,1	0,08
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	0,62	0,19	0,22	0,31	0,53	0,37
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	1,8	1,1	1,4	0,84	1,8	1,2
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	2,3	1,0	1,8	1,1	2,5	1,7
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,12	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	-	-	-	0,07	0,08	0,06
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	1,5	0,23	0,48	0,43	0,67	< 0,02
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	5,1	1,2	1,8	1,0	1,5	1,3
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	0,56	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate							
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate							
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50

Tabelle B 2 (Fortsetzung):
Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1996
[µg/l]

	Best.grenze	Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	01.10.	03.12.	07.01.1997
Naphthalinsulfonate							
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	0,07	< 0,02	0,05	< 0,02	0,05	0,03
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,1	0,18	0,17	0,29	0,17	0,15
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	0,24	0,15	0,23	0,32	0,13	0,09
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	0,54	0,19	0,3	0,24	0,23	0,08
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	< 0,02
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	0,35	0,07	0,22	0,11	0,11	0,02
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	0,08	0,04	< 0,02	0,02
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	0,11	0,19	0,25	0,06	0,05
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	-	-	-	0,34	0,24	0,16
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,05	0,04	0,05
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	< 0,02	0,02	< 0,02	0,04	0,03	< 0,02
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate							
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate							
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
		Magdeburg					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	01.10.	03.12.	07.01.1997
Naphthalinsulfonate							
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	0,04	< 0,02	< 0,02	0,05
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	0,03	< 0,02	0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,73	0,88	0,45	1,1	0,3	0,28
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	0,37	0,08	0,16	0,27	0,28	1,7
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	3,5	0,23	0,56	0,39	0,37	1,3
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	0,04	0,02	0,02	0,03	0,03	0,19
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	2,3	< 0,02	0,15	< 0,02	0,15	0,66
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	0,42	0,79	0,43	2,1	0,44	0,25
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	1,8	2,4	0,98	9,0	1,5	1,0
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,51	0,13	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	-	-	-	0,19	0,15	0,1
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,66	0,32	0,07	0,58	2,4	< 0,02
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	0,71	0,15	0,19	0,82	0,85	0,16
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	3,4	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate							
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate							
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	1,2	< 0,50	< 0,50	< 0,50	0,89	< 0,50

Tabelle B 2 (Fortsetzung):
Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1996
[µg/l]

	Best.grenze	Schnackenburg					
Probenahmedatum		03.04.	31.05.	01.08.	01.10.	04.12.	10.01.1997
Naphthalinsulfonate							
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	0,09	< 0,02	0,05	< 0,02	< 0,02	0,17
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	0,16	< 0,02	0,05	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,98	0,62	0,36	1,6	0,41	0,4
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	0,73	0,09	0,13	0,18	0,29	1,9
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	2,1	0,27	0,45	0,49	0,35	1,4
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	0,11	0,04	0,03	0,03	0,04	0,26
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	1,3	< 0,02	0,1	0,03	0,12	0,67
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	1,2	0,87	0,23	2,7	0,57	0,3
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	4,1	3,2	0,57	10,0	2,1	1,2
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,6	0,19	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	-	-	-	0,13	0,1	0,11
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,41	0,49	0,03	0,48	1,3	< 0,02
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	0,56	0,27	0,12	3,0	0,71	0,15
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	0,12
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	3,0	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate							
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate							
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	0,59	< 0,50	< 0,50	< 0,50	0,69	< 0,50
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		29.03.	03.06.	30.07.	24.09.	29.11.	09.01.1997
Naphthalinsulfonate							
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	0,04	< 0,02	< 0,02	0,06
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	0,1	< 0,02	0,02	< 0,02	< 0,02	0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,84	0,64	0,37	1,1	0,45	0,33
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	0,6	0,11	0,22	0,21	0,43	1,1
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	1,2	0,32	0,38	0,41	0,37	0,87
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	0,07	0,06	0,04	0,02	0,05	0,15
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	0,53	0,04	0,08	0,05	0,1	0,41
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	0,83	0,75	0,16	1,7	0,46	0,27
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	3,0	2,5	0,54	7,4	2,0	1,1
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,52	0,14	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	-	-	-	0,12	0,1	0,08
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,4	0,1	0,03	0,22	0,18	< 0,02
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	0,94	0,31	0,12	0,76	0,45	0,24
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	0,21	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate							
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate							
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	0,58	< 0,50	< 0,50	< 0,50	0,58	< 0,50

Tabelle B 2 (Fortsetzung):
Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1996
[µg/l]

	Best.grenze	Grauerort					
Probenahmedatum		04.04.	03.06.	02.08.	04.10.	05.12.	09.01.1997
Naphthalinsulfonate							
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,03
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	0,14	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,85	0,51	0,11	0,95	0,33	0,3
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	1,0	0,13	0,14	0,19	0,37	0,82
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	2,3	0,33	0,35	0,25	0,35	0,74
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	0,13	0,04	0,02	0,02	0,04	0,1
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	1,3	0,02	0,04	0,09	0,11	0,27
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	0,96	0,57	0,14	1,3	0,4	0,43
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	3,8	1,9	0,3	5,7	1,9	1,6
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,43	0,14	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	-	-	-	0,11	0,09	0,1
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	0,28	0,06	< 0,02	0,19	0,22	< 0,02
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	0,78	0,22	0,07	0,62	0,45	0,18
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	0,36	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate							
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate							
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	0,55	0,89

Tabelle B 3:
Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1998
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka	Dommitzsch	Gorsdorf (Schwarze Elster)	Dessau (Mulde)	Rosenburg (Saale)	Magdeburg	Schnackenburg	Bunthaus	Seemannshöft	Grauerort
Probenahmedatum		03.02.	02.02.	02.02.	04.02.	04.02.	04.02.	05.02.	30.01.	30.01.	06.02.
Benzolsulfonate											
Benzol-1,3-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
4-Methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
3-Nitrobenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
3-Chlor-4-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Amino-5-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
5-Nitro-2-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Chlor-5-nitrobenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Amino-5-chlor-4-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Naphthalinsulfonate											
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	0,02	0,04	0,07	0,07	0,06	0,05	0,02	< 0,02
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	0,02	0,02	0,02	0,02	0,05	0,12	0,09	0,03	0,03	0,09
Naphthalin-1,3-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	1,9	4,0	0,08	3,2	0,35	1,9	1,8	1,2	0,81	1,1
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	0,03	0,10	0,07	0,31	0,27	0,10	0,06	0,05	0,09	0,05
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	3,0	5,0	0,09	1,0	0,18	0,93	0,81	0,53	0,46	0,09
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	0,02	0,07	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	1,8	3,3	0,06	0,60	0,11	0,21	0,10	0,13	0,04	0,03
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	2,6	3,5	0,03	3,8	0,04	2,1	1,7	1,5	1,3	0,95
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	8,9	8,9	0,13	4,5	0,08	5,5	4,6	4,5	3,7	2,5
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	0,12	0,10	0,02	0,06	0,10	0,13	0,09	0,07	0,07	< 0,02
1-Aminonaphthalin-4-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Aminonaphthalin-7-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-6-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	0,03	1,4	< 0,02	1,1	1,2	1,2	0,84	0,46
2-Aminonaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	0,81	1,2	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	0,58	0,86	< 0,02	11	< 0,02	1,3	1,1	0,90	0,87	0,85
1-Hydroxynaphthalin-4-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Hydroxynaphthalin-6-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	3,5	13	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Amino-8-hydroxynaphthalin-2,4-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Amino-8-hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Amino-5-hydroxynaphthalin-7-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate											
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-1,5-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-1,8-disulfonat	*0,20*	5,2	5,0	< 0,20	< 0,20	< 0,20	1,5	3,2	2,2	1,8	< 0,20
Anthrachinon-2,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
1-Amino-4-bromanthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate											
cis-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
trans-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	2,1	2,4	< 0,50	< 0,50	< 0,50	1,2	1,0	2,2	1,4	< 0,50
trans-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
2-Hydroxy-4,6-bis(4-sulfanilo)-1,3,5-triazin	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50

Tabelle B 3 (Fortsetzung):
Aromatische Sulfonate in Oberflächenwasserproben, 1998
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka	Dommitzsch	Gorsdorf (Schwarze Elster)	Dessau (Mulde)	Rosenburg (Saale)	Magdeburg	Schnackenburg	Bunthaus	Seemannshöft	Grauerort
Probenahmedatum		28.07.	27.07.	28.07.	29.07.	29.07.	29.07.	30.07.	31.07.	31.07.	31.07.
Benzolsulfonate											
Benzol-1,3-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
4-Methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
3-Nitrobenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
3-Chlor-4-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Amino-5-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
5-Nitro-2-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Chlor-5-nitrobenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Amino-5-chlor-4-methylbenzolsulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Naphthalinsulfonate											
Naphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	0,06	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,04	0,08	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-2-sulfonat	*0,02*	< 0,02	0,03	0,02	0,09	0,02	0,03	0,03	0,04	0,03	< 0,02
Naphthalin-1,3-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	1,8	2,4	0,04	1,8	0,15	1,0	1,1	0,99	0,70	0,77
Naphthalin-1,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	0,03	0,08	0,53	0,24	< 0,02	0,15	0,33	0,27	0,17
Naphthalin-1,7-disulfonat	*0,02*	0,23	0,29	0,04	0,67	0,31	0,30	0,40	0,38	0,29	0,12
Naphthalin-2,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,09	< 0,02	< 0,02	0,03	0,04	0,03	< 0,02
Naphthalin-2,7-disulfonat	*0,02*	0,03	< 0,02	0,03	0,48	0,10	< 0,02	0,03	0,10	0,12	0,11
Naphthalin-1,3,5-trisulfonat	*0,02*	0,22	0,27	< 0,02	2,0	0,04	0,38	0,34	0,43	0,47	1,5
Naphthalin-1,3,6-trisulfonat	*0,02*	1,6	2,0	0,07	3,0	0,16	1,6	1,7	1,7	1,5	4,4
Naphthalin-1,3,7-trisulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,22	< 0,02	0,19
8,8'-Methylenbis-2-naphthalinsulfonat	*0,02*	0,13	0,15	0,02	0,06	0,08	0,12	0,09	0,09	0,07	0,08
1-Aminonaphthalin-4-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Aminonaphthalin-7-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-1-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-6-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-1,5-disulfonat	*0,02*	1,5	0,66	< 0,02	0,90	< 0,02	0,16	0,08	0,08	0,04	0,04
2-Aminonaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Aminonaphthalin-4,8-disulfonat	*0,02*	0,15	0,13	< 0,02	1,9	< 0,02	0,16	0,14	0,23	0,24	0,28
1-Hydroxynaphthalin-4-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Hydroxynaphthalin-6-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
2-Hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Amino-8-hydroxynaphthalin-2,4-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1-Amino-8-hydroxynaphthalin-3,6-disulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
2-Amino-5-hydroxynaphthalin-7-sulfonat	*0,02*	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Anthrachinonsulfonate											
Anthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-1,5-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-1,8-disulfonat	*0,20*	4,4	6,2	< 0,20	< 0,20	< 0,20	4,2	4,1	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Anthrachinon-2,6-disulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
1-Amino-4-bromanthrachinon-2-sulfonat	*0,20*	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Andere Sulfonate											
cis-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
trans-4,4'-Diaminostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
cis-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	4,2	3,0	< 0,50	< 0,50	< 0,50	2,3	2,1	< 0,50	< 0,50	< 0,50
trans-4,4'-Dinitrostilben-2,2'-disulfonat	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
2-Hydroxy-4,6-bis(4-sulfanilo)-1,3,5-triazin	*0,50*	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50

Tabelle C:
Arylsulfone in Oberflächenwasserproben, 1996
(Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie, Labor für Organische Mikroanalytik)
[µg/l]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		01.04.	29.05.	30.07.	06.11.	02.12.	06.01.1997
Diphenylsulfon	*0,005*	0,12	0,065	0,065	0,04	0,075	0,055
Bis(4-tolyl)sulfon	*0,005*	0,015	0,016	0,03	0,056	0,09	0,035
Bis(2-tolyl)sulfon	*0,005*	0,01	0,015	0,01	0,058	0,09	0,02
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	-	03.12.	07.01.1997
Diphenylsulfon	*0,005*	0,013	0,011	0,017	-	0,011	0,012
Bis(4-tolyl)sulfon	*0,005*	0,009	0,013	<0,005	-	0,006	0,008
Bis(2-tolyl)sulfon	*0,005*	0,008	0,011	<0,005	-	<0,005	<0,005
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
Diphenylsulfon	*0,005*	0,008	0,008	0,02	0,013	0,011	0,01
Bis(4-tolyl)sulfon	*0,005*	0,012	0,016	0,01	0,012	0,009	0,008
Bis(2-tolyl)sulfon	*0,005*	0,01	0,016	0,006	0,01	<0,005	<0,005
		Magdeburg					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
Diphenylsulfon	*0,005*	0,065	0,027	0,04	0,022	0,023	0,023
Bis(4-tolyl)sulfon	*0,005*	0,011	0,02	0,01	0,013	0,03	0,021
Bis(2-tolyl)sulfon	*0,005*	0,011	0,016	<0,005	0,012	0,028	0,012
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		03.04.	31.05.	01.08.	06.11.	04.12.	10.01.1997
Diphenylsulfon	*0,005*	0,04	0,025	0,03	0,02	0,032	0,03
Bis(4-tolyl)sulfon	*0,005*	0,012	0,008	0,01	0,013	0,04	0,03
Bis(2-tolyl)sulfon	*0,005*	0,011	0,011	<0,005	0,016	0,043	0,015
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		29.03.	03.06.	30.07.	04.11.	29.11.	09.01.1997
Diphenylsulfon	*0,005*	0,032	0,022	0,035	0,033	0,095	0,03
Bis(4-tolyl)sulfon	*0,005*	0,026	0,013	0,01	0,015	0,022	0,023
Bis(2-tolyl)sulfon	*0,005*	0,02	0,016	<0,005	0,015	0,026	0,02
		Grauerort					
Probenahmedatum		04.04.	03.06.	02.08.	04.11.	05.12.	09.01.1997
Diphenylsulfon	*0,005*	0,038	0,021	0,03	0,03	0,16	0,025
Bis(4-tolyl)sulfon	*0,005*	0,024	0,009	0,007	0,013	0,02	0,025
Bis(2-tolyl)sulfon	*0,005*	0,014	0,01	<0,005	0,02	0,023	0,023

Tabelle D:
2-Methylthiobenzothiazol in Oberflächenwasserproben, 1996
(Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie, Labor für Organische Mikroanalytik)
[µg/l]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		01.04.	29.05.	30.07.	06.11.	02.12.	06.01.1997
2-Methylthiobenzothiazol	*0,001*	0,02	0,015	0,015	0,023	0,031	0,027
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	-	03.12.	07.01.1997
2-Methylthiobenzothiazol	*0,001*	0,38	0,13	0,05	-	0,072	0,09
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
2-Methylthiobenzothiazol	*0,001*	0,03	0,021	0,045	0,052	0,057	0,053
		Magdeburg					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
2-Methylthiobenzothiazol	*0,001*	0,06	0,026	0,023	0,033	0,039	0,055
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		03.04.	31.05.	01.08.	06.11.	04.12.	10.01.1997
2-Methylthiobenzothiazol	*0,001*	0,05	0,018	0,02	0,024	0,031	0,038
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		29.03.	03.06.	30.07.	04.11.	29.11.	09.01.1997
2-Methylthiobenzothiazol	*0,001*	0,05	0,02	0,028	0,038	0,043	0,052
		Grauerort					
Probenahmedatum		04.04.	03.06.	02.08.	04.11.	05.12.	09.01.1997
2-Methylthiobenzothiazol	*0,001*	0,055	0,019	0,028	0,029	0,033	0,032

Tabelle E 1:
Chloralkylphosphate in Oberflächenwasserproben, 1996
(Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie, Labor für Organische Mikroanalytik)
[µg/l]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		01.04.	29.05.	30.07.	06.11.	02.12.	06.01.1997
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,01*	<0,01	0,02	0,07	0,054	0,04	0,075
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,01*	0,02	0,07	0,16	0,06	0,06	0,06
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	-	03.12.	07.01.1997
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,01*	<0,01	0,05	0,15	-	0,055	0,06
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,01*	0,24	0,29	0,28	-	0,45	0,16
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,01*	0,05	0,14	0,22	0,12	0,068	0,075
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,01*	0,13	0,21	0,78	0,28	0,22	0,21
		Magdeburg					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,01*	0,02	0,06	0,15	0,075	0,045	0,05
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,01*	0,09	0,15	0,52	0,17	0,19	0,18
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		03.04.	31.05.	01.08.	06.11.	04.12.	10.01.1997
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,01*	0,02	0,012	0,12	0,11	0,049	0,05
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,01*	0,12	0,15	0,31	0,25	0,18	0,17
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		29.03.	03.06.	30.07.	04.11.	29.11.	09.01.1997
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,01*	0,015	0,028	0,13	0,086	0,046	0,065
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,01*	0,07	0,15	0,37	0,27	0,16	0,22
		Grauerort					
Probenahmedatum		04.04.	03.06.	02.08.	04.11.	05.12.	09.01.1997
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,01*	0,023	0,027	0,12	0,11	0,052	0,063
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,01*	0,14	0,15	0,075	0,26	0,15	0,24

Tabelle E 2:
Chloralkylphosphate in Oberflächenwasserproben, 1998
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka	Dommitzsch	Gorsdorf (Schwarze Elster)	Dessau (Mulde)	Rosenburg (Saale)	Magdeburg	Schnackenburg	Bunthaus	Seemannshöft	Grauerort
Probenahmedatum		03.02.	02.02.	02.02.	04.02.	04.02.	04.02.	05.02.	30.01.	30.01.	06.02.
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,025*	0,025	0,028	0,030	0,057	0,098	0,045	< 0,025	0,043	0,054	< 0,025
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	0,033	0,071	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	0,029	< 0,025
Tris(dichlorpropyl)phosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Probenahmedatum		28.07.	27.07.	28.07.	29.07.	29.07.	29.07.	30.07.	31.07.	31.07.	31.07.
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,025*	0,100	0,099	0,052	0,045	< 0,025	0,089	< 0,025	0,026	< 0,025	0,044
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,025*	< 0,025	0,027	0,720	0,079	0,140	0,080	0,077	0,088	0,061	0,068
Tris(dichlorpropyl)phosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025

Tabelle E 3:
Chloralkylphosphate in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben), 1998
(Labor Dr. Wiertz - Dipl.Chem. Eggert - Dr. Jörissen GmbH, Hamburg)
[µg/kg TM]

	Best.grenze	**Schmilka**					
Probenahmedatum		05.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.99
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	17	18	23	6,4	1,0	30
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	190	190	180	160	92	220
		Dommitzsch					
Probenahmedatum		01.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.99
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	65	15	13	4,4	<0,5	22
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	310	350	400	200	160	360
		Gorsdorf (Schwarze Elster)					
Probenahmedatum		05.01.-03.03.	03.03.-05.05.	05.05.-30.06.	30.06.-01.09.	01.09.-03.11.	03.11.-04.01.99
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	45	16	16	29	13	61
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	350	280	310	370	420	140
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		05.01.-03.03.	03.03.-05.05.	05.05.-30.06.	30.06.-01.09.	01.09.-03.11.	03.11.-04.01.99
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	75	18	7,5	18	9,6	39
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	1100	530	290	380	560	300
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		05.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-28.06.	07.07.-31.08.	31.08.-03.11.	03.11.-04.01.99
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	100	35	20	16	14	23
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	690	670	350	340	470	480
		Magdeburg					
Probenahmedatum		05.01.-02.03.	02.03.-05.05.	05.05.-30.06.	30.06.-31.08.	31.08.-03.11.	03.11.-04.01.99
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	66	22	13	13	17	28
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	520	450	440	350	440	390

Tabelle E 3 (Fortsetzung):
Chloralkylphosphate in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben), 1998
[µg/kg TM]

	Best.grenze						
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		07.01.-03.03.	03.03.-06.05.	05.05.-01.07.	01.07.-01.09.	01.09.-03.11.	03.11.-04.01.99
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	25	20	6,7	19	4,7	7,7
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	340	320	160	210	150	89
		Bunthaus					
Probenahmedatum		06.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-30.06.	30.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-30.11.
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	36	17	4,9	12	9,8	5,4
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	270	280	130	170	240	28
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		06.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-30.06.	30.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.99
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	7,6	2,4	4,4	3,2	<0,5	11
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	34	8,9	41	15	58	210
		Grauerort					
Probenahmedatum		08.01.-05.03.	05.03.-07.05.	07.05.-02.07.	02.07.-03.09.	03.09.-05.11.	05.11.-06.01.99
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	2,1	6,4	3,6	3,8	<0,5	5,9
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	13	48	16	10	15	46

Tabelle E 4:
Chloralkylphosphate in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben), 1999
(Labor Dr. Wiertz - Dipl.Chem. Eggert - Dr. Jörissen GmbH, Hamburg)
[µg/kg TM]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		04.01.-01.03.	-	03.05.-28.06.	28.06.-30.08.	30.08.-01.11.	01.11.-03.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	5,6	-	3,4	6,7	< 0,5	15
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	160	-	110	250	29	420
		Dommitzsch					
Probenahmedatum		04.01.-01.03.	01.03.-03.05.	03.05.-28.06.	28.06.-30.08.	30.08.-01.11.	01.11.-04.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	6,2	36	12	1,5	16	11
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	170	150	360	290	350	540
		Gorsdorf (Schwarze Elster)					
Probenahmedatum		04.01.-02.03.	02.03.-03.05.	03.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	6,1	20	9,4	17	0,7	63
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	380	280	330	420	22	480
		Bad Düben (Mulde)					
Probenahmedatum		-	01.03.-03.05.	-	28.06.-30.08.	30.08.-01.11.	01.11.-04.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	-	7,3	-	28	5,9	26
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	-	280	-	360	230	690
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		04.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	4,2	8,3	2,2	5,3	14	25
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	370	220	270	200	160	510
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		04.01.-01.03.	01.03.-04.05.	04.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	1,3	11	28	14	< 0,5	11
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	170	300	340	430	2	500

Tabelle E 4 (Fortsetzung):
Chloralkylphosphate in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben), 1999
[µg/kg TM]

	Best.grenze						
		Magdeburg					
Probenahmedatum		04.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-28.06.	28.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	7,0	6,3	15	16	9,6	33
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	240	280	420	310	340	690
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		04.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	4,1	1,9	7,6	4,6	4,6	11
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	170	27	220	190	92	250
		Bunthaus					
Probenahmedatum		-	18.02.-03.05.	03.05.-28.06.	28.06.-31.08.	31.08.-09.11.	09.11.-03.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	-	8,7	4,5	5,5	1,4	2,1
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	-	230	220	160	9,9	49
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		04.01.-01.03.	01.03.-03.05.	03.05.-28.06.	28.06.-31.08.	31.08.-09.11.	09.11.-03.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	2,8	5,2	1,2	0,7	< 0,5	3,2
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	29	45	37	32,7	3,1	19
		Grauerort					
Probenahmedatum		06.01.-04.03.	04.03.-06.05.	06.05.-01.07.	01.07.-02.09.	02.09.-01.11.	01.11.-07.01.00
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	1,3	3,5	1,9	1	0,5	1,4
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	26	31	17	21,3	4,9	10

Tabelle E 5:
Chloralkylphosphate in Oberflächenwasser- und Kläranlagenablaufproben, 1999
- Regierungsbezirk Leipzig und Halle -
(Labor Dr. Wiertz - Dipl.Chem. Eggert - Dr. Jörissen GmbH, Hamburg)
[µg/l]

Saale-Einzugsgebiet	***Best.grenze***	**BUNA FA-Kanal**	**BUNA K+R-Kanal 2**	**(Faule Pfütze)**	**Kläranlage MUE GmbH**	**Gütepegel (Neue Gösel)**	**Gütepegel (Pleiße)**	**Kläranlage Leipzig-Rosental**	**Gütepegel (Neue Luppe)**	**Gütepegel (Weiße Elster)**
Probenahmedatum		29.11.	29.11.	1.12.	1.12.	1.12.	1.12.	1.12.	1.12.	1.12.
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,05*	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,07	< 0,05	< 0,05	0,6	< 0,05	< 0,05
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,05*	8,1	0,17	0,23	73,5	31	1,8	1,3	0,94	1,3

Mulde-Einzugsgebiet		**Kläranlage Delitzsch**	**Gütepegel (Lober)**	**Gütepegel (Mulde)**
Probenahmedatum		1.12.	1.12.	1.12.
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,05*	0,07	< 0,05	< 0,05
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,05*	7,3	2,4	0,13

Tabelle E 6:
Chloralkylphosphate in Sedimentproben, 1999
- Regierungsbezirk Halle -
(Labor Dr. Wiertz - Dipl.Chem. Eggert - Dr. Jörissen GmbH, Hamburg)
[µg/kg TM]

Saale-Einzugsgebiet	***Best.grenze***	**Meuschau (Saale)**	**Planena (Saale)**	**Ammendorf (Weiße Elster)**	**Trotha (Saale)**
Probenahmedatum		1.12.	1.12.	1.12.	1.12.
Tris(2-chlorethyl)phosphat	*0,5*	12	2	10	24
Tris(2-chlorisopropyl)phosphat	*0,5*	160	20	38	350

Tabelle F:
Alkylphosphate in Oberflächenwasserproben, 1998
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka	Dommitzsch	Gorsdorf (Schwarze Elster)	Dessau (Mulde)	Rosenburg (Saale)	Magdeburg	Schnackenburg	Bunthaus	Seemannshöft	Grauerort
Probenahmedatum		03.02.	02.02.	02.02.	04.02.	04.02.	04.02.	05.02.	30.01.	30.01.	06.02.
Triethylphosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Tri(n-butyl)phosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	0,040	0,030	0,039	< 0,025
Tris(2-ethylhexyl)phosphat	*0,050*	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050
Tris(2-butoxyethyl)phosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Probenahmedatum		28.07.	27.07.	28.07.	29.07.	29.07.	29.07.	30.07.	31.07.	31.07.	31.07.
Triethylphosphat	*0,025*	< 0,025	0,038	< 0,025	0,029	< 0,025	< 0,025	0,040	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Tri(n-butyl)phosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Tris(2-ethylhexyl)phosphat	*0,050*	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050
Tris(2-butoxyethyl)phosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	0,062	< 0,025	< 0,025

Tabelle G:
Arylphosphate in Oberflächenwasserproben, 1995
(Institut für Wasserforschung, Dortmund)
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka			Schnackenburg			Seemannshöft		
Probenahmedatum		24.10.	28.11.	02.01.1996	25.10.	28.11.	08.01.1996	25.10.	30.11.	04.01.1996
Triphenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
o-Kresyl-diphenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
p-Kresyl-diphenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
Di-o-kresyl-phenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
Di-p-kresyl-phenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
o-Kresyl-p-kresyl-phenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
Tri-o-kresylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
Tri-p-kresylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
o-Kresyl-di-p-kresylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
Di-o-kresyl-p-kresylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
2-Isopropylphenyl-diphenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
4-Isopropylphenyl-diphenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
Di-(2-isopropylphenyl)-phenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
Di-(4-isopropylphenyl)-phenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
2-Isopropylphenyl-4-isopropylphenyl-phenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
2,4-Diisopropylphenyl-2-isopropylphenyl-phenylphosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016
Tri-(2-isopropylphenyl)phosphat	*0,016*	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016	< 0,016

Tabelle H 1:
Trimethylthiophosphate in Oberflächenwasserproben, 1996
(Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie, Labor für Organische Mikroanalytik)
[µg/l]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		01.04.	29.05.	30.07.	06.11.	02.12.	06.01.1997
O,O,O-Trimethylthiophosphat	*0,005*	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
O,O,S-Trimethyldithiophosphat	*0,005*	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	-	03.12.	07.01.1997
O,O,O-Trimethylthiophosphat	*0,005*	1,2	0,09	0,02	-	0,48	0,36
O,O,S-Trimethyldithiophosphat	*0,005*	0,014	0,015	0,075	-	0,04	0,025
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
O,O,O-Trimethylthiophosphat	*0,005*	0,015	0,016	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
O,O,S-Trimethyldithiophosphat	*0,005*	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
		Magdeburg					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
O,O,O-Trimethylthiophosphat	*0,005*	0,11	0,009	<0,005	0,015	0,035	0,07
O,O,S-Trimethyldithiophosphat	*0,005*	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,01
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		03.04.	31.05.	01.08.	06.11.	04.12.	10.01.1997
O,O,O-Trimethylthiophosphat	*0,005*	0,055	0,012	<0,005	0,005	0,03	0,055
O,O,S-Trimethyldithiophosphat	*0,005*	0,011	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,01
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		29.03.	03.06.	30.07.	04.11.	29.11.	09.01.1997
O,O,O-Trimethylthiophosphat	*0,005*	0,01	0,01	<0,005	0,013	0,006	0,02
O,O,S-Trimethyldithiophosphat	*0,005*	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
		Grauerort					
Probenahmedatum		04.04.	03.06.	02.08.	04.11.	05.12.	09.01.1997
O,O,O-Trimethylthiophosphat	*0,005*	<0,005	0,01	<0,005	0,02	<0,005	0,03
O,O,S-Trimethyldithiophosphat	*0,005*	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005

Tabelle H 2:
Trimethylthiophosphate in Oberflächenwasserproben, 1998
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka	Dommitzsch	Gorsdorf (Schwarze Elster)	Dessau (Mulde)	Rosenburg (Saale)	Magdeburg	Schnackenburg	Bunthaus	Seemannshöft	Grauerort
Probenahmedatum		03.02.	02.02.	02.02.	04.02.	04.02.	04.02.	05.02.	30.01.	30.01.	06.02.
O,O,O-Trimethylthiophosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
O,O,S-Trimethyldithiophosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Probenahmedatum		28.07.	27.07.	28.07.	29.07.	29.07.	29.07.	30.07.	31.07.	31.07.	31.07.
O,O,O-Trimethylthiophosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
O,O,S-Trimethyldithiophosphat	*0,025*	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025

Tabelle I 1:
N,N-Diethyl-m-toluamid (DEET) in Oberflächenwasserproben, 1996
(Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie, Labor für Organische Mikroanalytik)
[µg/l]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		01.04.	29.05.	30.07.	06.11.	02.12.	06.01.1997
DEET	*0,005*	0,015	0,014	0,08	0,055	0,048	0,065
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	-	03.12.	07.01.1997
DEET	*0,005*	0,008	0,017	0,055	-	0,03	0,025
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
DEET	*0,005*	0,017	0,028	0,12	0,05	0,04	0,032
		Magdeburg					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
DEET	*0,005*	0,007	0,021	0,085	0,04	0,035	0,028
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		03.04.	31.05.	01.08.	06.11.	04.12.	10.01.1997
DEET	*0,005*	0,008	0,025	0,08	0,045	0,041	0,03
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		29.03.	03.06.	30.07.	04.11.	29.11.	09.01.1997
DEET	*0,005*	0,01	0,015	0,06	0,05	0,038	0,03
		Grauerort					
Probenahmedatum		04.04.	03.06.	02.08.	04.11.	05.12.	09.01.1997
DEET	*0,005*	0,015	0,009	0,05	0,058	0,037	0,03

Tabelle I 2:
N,N-Diethyl-m-toluamid (DEET) in Oberflächenwasserproben, 1998
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka	Dommitzsch	Gorsdorf (Schwarze Elster)	Dessau (Mulde)	Rosenburg (Saale)	Magdeburg	Schnackenburg	Bunthaus	Seemannshöft	Grauerort
Probenahmedatum		03.02.	02.02.	02.02.	04.02.	04.02.	04.02.	05.02.	30.01.	30.01.	06.02.
DEET	*0,010*	0,011	0,015	< 0,010	0,013	0,019	0,018	< 0,010	< 0,010	0,019	< 0,010
Probenahmedatum		28.07.	27.07.	28.07.	29.07.	29.07.	29.07.	30.07.	31.07.	31.07.	31.07.
DEET	*0,010*	0,027	< 0,010	0,023	0,030	0,035	0,041	0,057	0,035	0,028	< 0,010

Tabelle I 3:
N,N-Diethyl-m-toluamid (DEET) in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben), 1998
(Labor Dr. Wiertz - Dipl.Chem. Eggert - Dr. Jörissen GmbH, Hamburg)
[µg/kg TM]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		05.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.99
DEET	*0,5*	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
		Dommitzsch					
Probenahmedatum		01.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.99
DEET	*0,5*	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
		Gorsdorf (Schwarze Elster)					
Probenahmedatum		05.01.-03.03.	03.03.-05.05.	05.05.-30.06.	30.06.-01.09.	01.09.-03.11.	03.11.-04.01.99
DEET	*0,5*	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		05.01.-03.03.	03.03.-05.05.	05.05.-30.06.	30.06.-01.09.	01.09.-03.11.	03.11.-04.01.99
DEET	*0,5*	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		05.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-28.06.	07.07.-31.08.	31.08.-03.11.	03.11.-04.01.99
DEET	*0,5*	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
		Magdeburg					
Probenahmedatum		05.01.-02.03.	02.03.-05.05.	05.05.-30.06.	30.06.-31.08.	31.08.-03.11.	03.11.-04.01.99
DEET	*0,5*	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		07.01.-03.03.	03.03.-06.05.	05.05.-01.07.	01.07.-01.09.	01.09.-03.11.	03.11.-04.01.99
DEET	*0,5*	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
		Bunthaus					
Probenahmedatum		06.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-30.06.	30.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-30.11.
DEET	*0,5*	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		06.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-30.06.	30.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.99
DEET	*0,5*	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
		Grauerort					
Probenahmedatum		08.01.-05.03.	05.03.-07.05.	07.05.-02.07.	02.07.-03.09.	03.09.-05.11.	05.11.-06.01.99
DEET	*0,5*	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

Tabelle I 4:
N,N-Diethyl-m-toluamid (DEET) in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Zweimonatsmischproben), 1999
(Labor Dr. Wiertz - Dipl.Chem. Eggert - Dr. Jörissen GmbH, Hamburg)
[µg/kg TM]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		04.01.-01.03.	-	03.05.-28.06.	28.06.-30.08.	30.08.-01.11.	01.11.-03.01.00
DEET	*0,5*	< 0,5	-	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
		Dommitzsch					
Probenahmedatum		04.01.-01.03.	01.03.-03.05.	03.05.-28.06.	28.06.-30.08.	30.08.-01.11.	01.11.-04.01.00
DEET	*0,5*	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
		Gorsdorf (Schwarze Elster)					
Probenahmedatum		04.01.-02.03.	02.03.-03.05.	03.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.00
DEET	*0,5*	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
		Bad Düben (Mulde)					
Probenahmedatum		-	01.03.-03.05.	-	28.06.-30.08.	30.08.-01.11.	01.11.-04.01.00
DEET	*0,5*	-	< 0,5	-	< 0,5	< 0,5	< 0,5
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		04.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.00
DEET	*0,5*	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		04.01.-01.03.	01.03.-04.05.	04.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.00
DEET	*0,5*	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
		Magdeburg					
Probenahmedatum		04.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-28.06.	28.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.00
DEET	*0,5*	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		04.01.-02.03.	02.03.-04.05.	04.05.-29.06.	29.06.-31.08.	31.08.-02.11.	02.11.-04.01.00
DEET	*0,5*	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
		Bunthaus					
Probenahmedatum		-	18.02.-03.05.	03.05.-28.06.	28.06.-31.08.	31.08.-09.11.	09.11.-03.01.00
DEET	*0,5*	-	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		04.01.-01.03.	01.03.-03.05.	03.05.-28.06.	28.06.-31.08.	31.08.-09.11.	09.11.-03.01.00
DEET	*0,5*	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
		Grauerort					
Probenahmedatum		06.01.-04.03.	04.03.-06.05.	06.05.-01.07.	01.07.-02.09.	02.09.-01.11.	01.11.-07.01.00
DEET	*0,5*	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5

Tabelle J:
Glyphosat und Aminomethylphosphonsäure (AMPA) in Oberflächenwasserproben, 1998
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	Schmilka	Dommitzsch	Gorsdorf (Schwarze Elster)	Dessau (Mulde)	Rosenburg (Saale)	Magdeburg	Schnackenburg	Bunthaus	Seemannshöft	Grauerort
Probenahmedatum		03.02.	02.02.	02.02.	04.02.	04.02.	04.02.	05.02.	30.01.	30.01.	06.02.
Glyphosat	*0,05*	0,07	0,07	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,06	< 0,05	0,05	< 0,05
AMPA	*0,05*	0,39	0,41	< 0,05	0,19	0,41	0,40	0,34	0,37	0,31	0,31
Probenahmedatum		28.07.	27.07.	28.07.	29.07.	29.07.	29.07.	30.07.	31.07.	31.07.	31.07.
Glyphosat	*0,05*	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,06	0,09	0,05	0,08	0,05	0,07	0,06
AMPA	*0,05*	0,80	0,83	0,26	0,68	1,2	0,96	0,69	0,64	0,62	0,60

Tabelle K:
Desmetryn und Ethofumesat in Oberflächenwasserproben, 1996
(Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie, Labor für Organische Mikroanalytik)
[µg/l]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		01.04.	29.05.	30.07.	06.11.	02.12.	06.01.1997
Desmetryn	*0,005*	<0,005	<0,005	0,02	<0,005	<0,005	<0,005
Ethofumesat	*0,005*	<0,005	0,055	0,016	<0,005	<0,005	<0,005
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	-	03.12.	07.01.1997
Desmetryn	*0,005*	0,009	0,014	<0,005	-	<0,005	0,015
Ethofumesat	*0,005*	0,018	0,05	0,015	-	<0,005	<0,005
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
Desmetryn	*0,005*	0,015	0,015	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Ethofumesat	*0,005*	<0,005	0,075	0,04	<0,005	<0,005	<0,005
		Magdeburg					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
Desmetryn	*0,005*	0,007	0,014	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Ethofumesat	*0,005*	<0,005	0,07	0,045	<0,005	<0,005	<0,005
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		03.04.	31.05.	01.08.	06.11.	04.12.	10.01.1997
Desmetryn	*0,005*	0,009	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Ethofumesat	*0,005*	0,006	0,08	0,022	<0,005	<0,005	<0,005
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		29.03.	03.06.	30.07.	04.11.	29.11.	09.01.1997
Desmetryn	*0,005*	0,005	0,012	<0,005	0,008	<0,005	<0,005
Ethofumesat	*0,005*	<0,005	0,065	0,033	0,01	<0,005	<0,005
		Grauerort					
Probenahmedatum		04.04.	03.06.	02.08.	04.11.	05.12.	09.01.1997
Desmetryn	*0,005*	0,008	0,008	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Ethofumesat	*0,005*	0,01	0,11	0,025	<0,005	<0,005	<0,005

Tabelle L:
Pentachloranisol in Oberflächenwasserproben, 1996
(Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie, Labor für Organische Mikroanalytik)
[µg/l]

	Best.grenze						
		Schmilka					
Probenahmedatum		01.04.	29.05.	30.07.	06.11.	02.12.	06.01.1997
Pentachloranisol	*0,001*	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		Dessau (Mulde)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	-	03.12.	07.01.1997
Pentachloranisol	*0,001*	<0,001	<0,001	<0,001	-	<0,001	<0,001
		Rosenburg (Saale)					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
Pentachloranisol	*0,001*	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		Magdeburg					
Probenahmedatum		02.04.	30.05.	31.07.	06.11.	03.12.	07.01.1997
Pentachloranisol	*0,001*	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		Schnackenburg					
Probenahmedatum		03.04.	31.05.	01.08.	06.11.	04.12.	10.01.1997
Pentachloranisol	*0,001*	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		Seemannshöft					
Probenahmedatum		29.03.	03.06.	30.07.	04.11.	29.11.	09.01.1997
Pentachloranisol	*0,001*	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
		Grauerort					
Probenahmedatum		04.04.	03.06.	02.08.	04.11.	05.12.	09.01.1997
Pentachloranisol	*0,001*	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Tabelle M:
28 Stoffe der Richtlinie 76/464/EWG in Oberflächenwasserproben, 1998
(TNO-Institut für Umwelt, Apeldoorn, Niederlande)
[µg/l]

	Nr. in EG-Liste	*Nachweisgrenze*	Schmilka		Schnackenburg		Seemannshöft	
Probenahmedatum			28.07.	01.12.	30.07.	03.12.	31.07.	30.11.
2-Amino-4-chlorphenol	2	*1*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Benzidin	8	*0,1*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Benzylchlorid	9	*0,01*	0,01	0,01	0,01	n. n.	0,01	0,01
Benzylidenchlorid	10	*0,01*	0,14	0,29	0,28	0,18	0,12	0,14
Chloralhydrat	14	*0,02*	0,33	0,07	0,08	0,05	0,16	0,04
Chloressigsäure	16	*0,7*	44	11	26	12	17	10
2-Chlorethanol	22	*50*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
4-Chlor-3-methylphenol	24	*0,01*	0,05	0,05	0,06	0,09	0,04	0,08
1-Chlornaphthalin	25	*0,01*	0,11	0,12	0,12	0,12	0,09	0,13
Chlornaphthaline	26	*0,01*	0,12	0,13	0,13	0,13	0,1	0,15
2-Chlor-1,3-butadien	36	*0,01*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
3-Chlorpropen	37	*0,01*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Cyanurchlorid	44	*0,1*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Demeton	47	*0,1*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Dichlorbenzidin	56	*0,2*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Dichlordiisopropylether	57	*0,01*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
1,3-Dichlor-2-propanol	66	*50*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
1,3-Dichlorpropen	67	*0,002*	0,003	0,002	0,003	n. n.	n. n.	n. n.
2,3-Dichlorpropen	68	*0,002*	n. n.	0,002	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Diethylamin	72	*2*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Dimethylamin	74	*0,2*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Epichlorhydrin	78	*0,1*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Isopropylbenzol	87	*0,002*	0,04	0,02	0,04	0,02	0,03	0,01
Methamidophos	93	*0,01*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Omethoat	97	*0,01*	0,04	0,04	0,02	0,05	0,04	0,09
Oxydemeton-methyl	98	*0,1*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Phoxim	103	*0,2*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
Vinylchlorid	128	*0,01*	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.

n.n.: nicht nachweisbar

Tabelle N:
Aliphatische Amine in Oberflächenwasserproben, 1995
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	**Schmilka**			**Schnackenburg**			**Seemannshöft**		
Probenahmedatum		24.10.	28.11.	02.01.1996	25.10.	29.11.	08.01.1996	25.10.	30.11.	04.01.1996
Methylamin	*0,10*	0,38	0,16	0,11	0,56	0,13	0,28	0,36	0,17	0,21
Dimethylamin	*0,10*	1,6	0,14	0,24	2,1	< 0,10	1,4	1,2	1,3	2,1
Ethylamin	*0,10*	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Diethylamin	*0,10*	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
n-Propylamin	*0,10*	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
n-Butylamin	*0,10*	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Pyrrolidin	*0,10*	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Piperidin	*0,10*	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Morpholin	*0,10*	0,32	0,6	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	0,11	0,13

Tabelle O:
Chlorcarbonsäuren in Oberflächenwasserproben, 1995
(DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe)
[µg/l]

	Best.grenze	**Schmilka**			**Schnackenburg**			**Seemannshöft**		
Probenahmedatum		24.10.	28.11.	02.01.1996	25.10.	29.11.	08.01.1996	25.10.	30.11.	04.01.1996
Trichloressigsäure	*0,10*	3,3	2,7	1,1	0,1	0,4	1,6	< 0,10	0,5	0,4
Dichloressigsäure	*0,10*	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Dalapon	*0,10*	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10

Tabelle P:
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben), Januar 1996 (Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie, Labor Sülldorf, Hamburg)

[µg/kg TM]	*Best.grenze*	Schmilka	Zehren	Gorsdorf (Schwarze Elster)	Dessau (Mulde)	Rosenburg (Saale)
TOC (Gew.-%)		*7,5*	*6,8*	*12,9*	*7,9*	*7,9*
Naphthalin	*0,5*	440	400	4.140	6.950	1.310
2-Methylnaphthalin	*0,5*	170	140	1.890	500	830
1-Methylnaphthalin	*0,5*	100	77	1.120	320	460
2,6-Dimethylnaphthalin	*0,5*	110	76	790	200	560
Acenaphthylen	*0,5*	68	56	190	78	130
Acenaphthen	*0,5*	83	82	110	52	180
Fluoren	*0,5*	130	120	580	130	480
Dibenzothiophen	*0,5*	57	55	170	99	230
Phenanthren	*0,5*	1.350	1.110	1.620	1.320	2.060
1-Methylphenanthren	*0,5*	110	120	180	130	240
Anthracen	*0,5*	200	270	230	170	380
Fluoranthen	*0,5*	1.800	1.910	1.220	1.780	2.380
Pyren	*0,5*	1.510	1.600	1.160	1.560	2.110
Benz[a]anthracen	*0,5*	830	960	310	820	1.130
Chrysen/Triphenylen	*0,5*	1.140	1.270	490	1.120	1.570
Benzo[b]fluoranthen	*0,5*	910	820	250	910	980
Benzo[e]pyren	*0,5*	620	660	230	700	780
Benzo[a]pyren	*0,5*	790	880	230	890	1.060
Perylen	*0,5*	290	290	130	270	340
Indeno[1,2,3-cd]pyren	*0,5*	490	550	140	490	680
Dibenz[a,c]anthracen	*0,5*	170	180	49	130	220
Benzo[ghi]perylen	*0,5*	630	670	180	550	810
Coronen	*0,5*	290	190	80	260	260
Summe (gerundet)		12.300	12.500	15.500	19.400	19.200

[µg/kg TOC]	Schmilka	Zehren	Gorsdorf (Schwarze Elster)	Dessau (Mulde)	Rosenburg (Saale)
Naphthalin	5.840	5.920	32.100	88.300	16.500
2-Methylnaphthalin	2.250	2.000	14.600	6.400	10.400
1-Methylnaphthalin	1.330	1.140	8.620	4.010	5.760
2,6-Dimethylnaphthalin	1.440	1.120	6.080	2.580	7.100
Acenaphthylen	910	830	1.430	980	1.690
Acenaphthen	1.100	1.210	850	660	2.200
Fluoren	1.780	1.800	4.490	1.620	6.080
Dibenzothiophen	750	810	1.350	1.260	2.900
Phenanthren	18.000	16.300	12.500	16.800	26.000
1-Methylphenanthren	1.430	1.720	1.410	1.670	3.000
Anthracen	2.600	3.990	1.810	2.160	4.830
Fluoranthen	24.000	28.200	9.400	22.600	30.000
Pyren	20.000	23.600	8.990	19.800	26.500
Benz[a]anthracen	11.000	14.100	2.390	10.400	14.300
Chrysen/Triphenylen	15.200	18.700	3.770	14.300	19.800
Benzo[b]fluoranthen	12.100	12.200	1.940	11.500	12.300
Benzo[e]pyren	8.230	9.660	1.810	8.910	9.850
Benzo[a]pyren	10.500	13.000	1.760	11.300	13.400
Perylen	3.850	4.340	970	3.430	4.300
Indeno[1,2,3-cd]pyren	6.520	8.150	1.050	6.270	8.570
Dibenz[a,c]anthracen	2.220	2.700	380	1.680	2.730
Benzo[ghi]perylen	8.340	9.870	1.390	6.950	10.200
Coronen	3.850	2.820	620	3.290	3.300
Summe (gerundet)	163.200	184.100	119.700	246.600	241.500

Tabelle P (Fortsetzung):
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe in schwebstoffbürtigen Sedimenten (Monatsmischproben), Januar 1996

[µg/kg TM]	Magdeburg	Cumlosen	Seemannshöft	Blankenese	Grauerort	Cuxhaven
TOC (Gew.-%)	*6,9*	*6,3*	*2,3*	*2,3*	*2,2*	*0,2*
Naphthalin	970	650	160	130	70	4,2
2-Methylnaphthalin	380	310	100	81	46	2,8
1-Methylnaphthalin	220	180	59	44	25	1,5
2,6-Dimethylnaphthalin	230	200	100	74	36	2,4
Acenaphthylen	87	77	24	19	11	0,5
Acenaphthen	120	76	31	27	15	0,9
Fluoren	210	190	72	57	35	2,7
Dibenzothiophen	99	89	30	27	16	0,4
Phenanthren	1.200	1.110	350	310	180	12,8
1-Methylphenanthren	130	120	37	33	20	1,5
Anthracen	390	250	99	64	38	2,4
Fluoranthen	1.730	1.710	560	530	340	21,5
Pyren	1.480	1.440	540	510	260	17,0
Benz[a]anthracen	860	810	260	240	140	8,5
Chrysen/Triphenylen	1.190	1.120	410	320	190	11,9
Benzo[b]fluoranthen	710	710	440	410	97	12,2
Benzo[e]pyren	610	590	140	140	120	9,5
Benzo[a]pyren	820	780	270	240	160	10,5
Perylen	280	260	170	190	190	15,4
Indeno[1,2,3-cd]pyren	550	500	170	160	100	9,6
Dibenz[a,c]anthracen	180	160	59	54	35	2,4
Benzo[ghi]perylen	690	600	170	170	94	7,0
Coronen	210	190	190	210	45	3,8
Summe (gerundet)	13.400	12.100	4.450	4.050	2.260	160

[µg/kg TOC]	Magdeburg	Cumlosen	Seemannshöft	Blankenese	Grauerort	Cuxhaven
Naphthalin	14.000	10.300	6.850	5.760	3.260	2.640
2-Methylnaphthalin	5.500	4.860	4.440	3.500	2.110	1.760
1-Methylnaphthalin	3.190	2.780	2.540	1.920	1.150	940
2,6-Dimethylnaphthalin	3.290	3.220	4.270	3.210	1.650	1.520
Acenaphthylen	1.260	1.220	1.020	840	510	290
Acenaphthen	1.730	1.200	1.310	1.190	680	560
Fluoren	3.050	2.960	3.060	2.460	1.630	1.690
Dibenzothiophen	1.430	1.410	1.260	1.150	740	270
Phenanthren	17.300	17.500	14.900	13.500	8.210	8.010
1-Methylphenanthren	1.810	1.840	1.590	1.420	910	910
Anthracen	5.620	4.030	4.240	2.770	1.750	1.490
Fluoranthen	25.000	27.200	24.100	22.800	15.900	13.400
Pyren	21.400	22.900	23.200	22.100	12.200	10.600
Benz[a]anthracen	12.400	12.800	11.100	10.200	6.470	5.300
Chrysen/Triphenylen	17.100	17.700	17.300	13.800	8.750	7.460
Benzo[b]fluoranthen	10.200	11.200	19.000	17.800	4.500	7.650
Benzo[e]pyren	8.710	9.300	6.170	6.180	5.580	5.960
Benzo[a]pyren	11.800	12.400	11.300	10.500	7.220	6.590
Perylen	4.080	4.050	7.190	8.220	8.590	9.630
Indeno[1,2,3-cd]pyren	7.940	7.860	7.460	7.100	4.640	6 010
Dibenz[a,c]anthracen	2.510	2.510	2.520	2.350	1.630	1.500
Benzo[ghi]perylen	9.860	9.520	7.370	7.380	4.350	4.410
Coronen	3.090	3.010	8.190	9.140	2.110	2.390
Summe (gerundet)	192.200	191.800	190.400	175.200	104.500	101.000