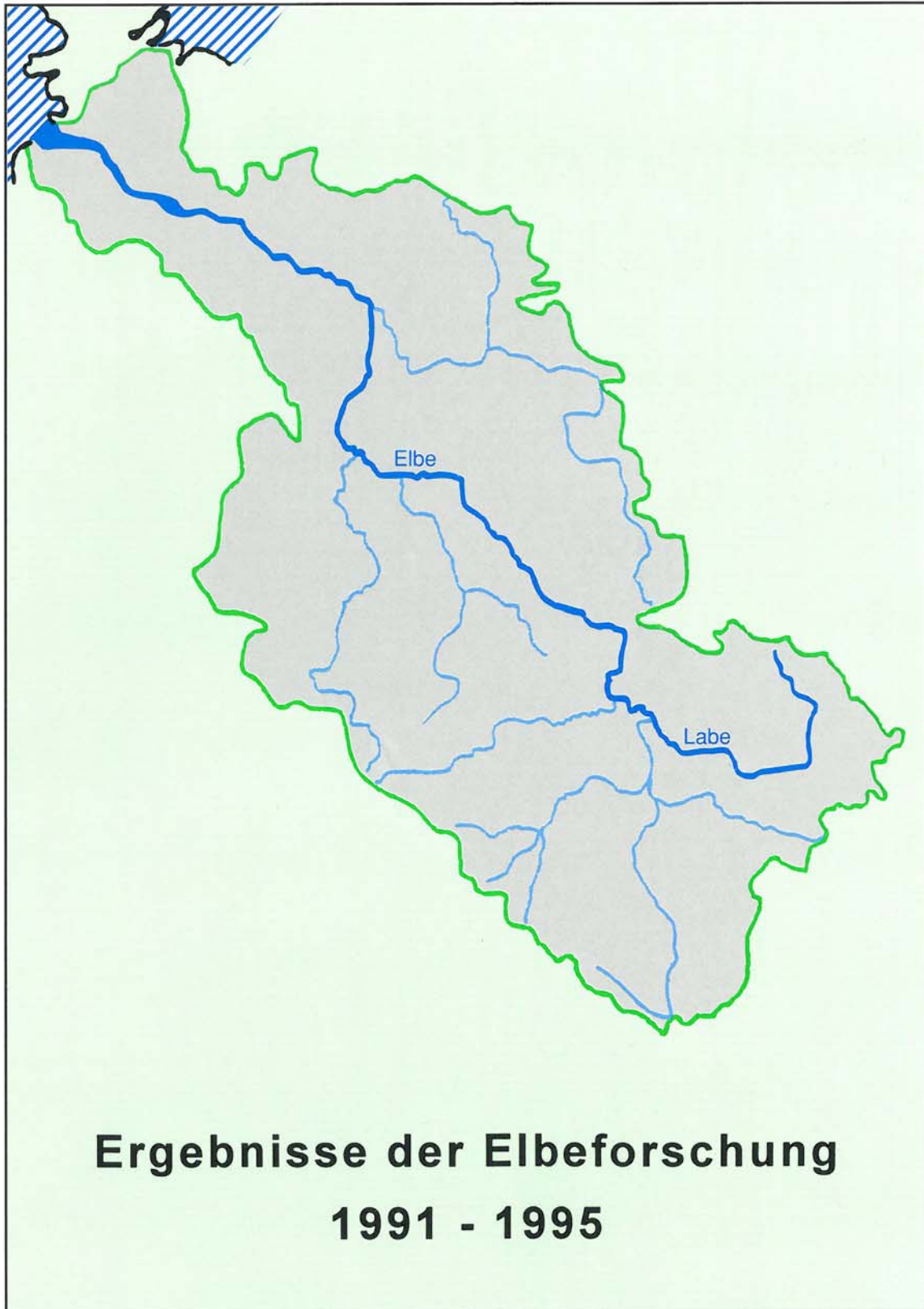




Internationale Kommission zum Schutz der Elbe

Mezinárodní komise pro ochranu Labe



**Ergebnisse der Elbeforschung
1991 - 1995**

Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
Mezinárodní komise pro ochranu Labe

Ergebnisse der Elbeforschung

1991 - 1995

Der Patient Elbe - Anamnese, Diagnose, Therapie

Internationale Kommission
zum Schutz der Elbe
Sekretariat
PF 1647/1648 (PLZ 39006)
Fürstenwallstr. 20
39104 Magdeburg

Magdeburg

Februar 1997

Herausgeber: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
Postfach 1647/1648
D-39006 Magdeburg

Druck: Druckhaus Laun & Grzyb
Friedensstraße 56
D-39326 Wolmirstedt



Ergebnisse der Elbeforschung

1991 - 1995

Der Patient Elbe - Anamnese, Diagnose, Therapie

Redaktion:

Dr. Rüdiger Furrer	Institut für Umwelt-Geochemie der Universität Heidelberg
Dipl.-Ing. Peter Hemberle	Forschungszentrum Karlsruhe, Projektträger Was- sertechnologie Karlsruhe
Dipl.-Ing. Marie Kalinová	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM Praha (Forschungsinstitut für Wasserwirtschaft TGM Prag)
Dipl.-Chem. Anne-K. Meyer	GKSS-Forschungszentrum Geesthacht
Dr. Volker Mohaupt	Umweltbundesamt Berlin
Dr. Ladislav Novak	Sekretariat der IKSE Magdeburg
Dr. Peter Pfeiffer	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung Dresden
Dipl.-Ing. Jan Škoda	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM Praha
Dipl.-Ing. Naděžda Štybnarová	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM Praha
Prof. Dr. Rolf-Dieter Wilken	ESWE-Institut für Wasserforschung Wiesbaden

Die Arbeitsgruppe "Elbeforschung" dankt vielen weiteren deutschen und tschechischen Wissenschaftlern, die nur im Literaturverzeichnis aufgeführt werden konnten, für Ihre Beiträge sowie Frau Zuzana Vilímcová für die Übersetzung.

Vorwort

Zum Erreichen der in der Vereinbarung über die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) formulierten Ziele sind die national und international an der Elbe und ihren Nebenflüssen durchgeführten Forschungsarbeiten ein essentieller Beitrag. Sie werden von der IKSE-Arbeitsgruppe F (Elbeforschung) koordiniert. Die Arbeitsgruppe hat die Aufgabe, den notwendigen Forschungsbedarf zu erarbeiten, eine fachliche Bewertung und Begleitung der relevanten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben vorzunehmen sowie Empfehlungen für die Umsetzung der Ergebnisse gegenüber der Kommission oder anderen Arbeitsgruppen auszusprechen und damit wichtige Impulse für zukünftige Schutzmaßnahmen bzw. eine effektivere Überwachung der Gewässergüte zu geben.

Der Schutz unserer Gewässer ist ein unverzichtbarer Beitrag zur Daseinsvorsorge und zur ökologischen und ökonomischen Zukunftssicherung unserer Gesellschaft. Das gilt auch für das Flußsystem der Elbe, das in der Bundesrepublik Deutschland und in der Tschechischen Republik die Landschaft, die Siedlungs- und Wirtschaftsstrukturen, vor allem aber die Wasserwirtschaft in weiten Teilen prägt. Für eine dauerhaft-umweltgerechte, d.h. nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe ist es daher notwendig, für jede Art der wasserwirtschaftlichen Nutzung umwelt-, sozial- und wirtschaftsverträgliche Konzepte zu erarbeiten und dabei stets zugleich ökologische und ökonomische Aspekte zu berücksichtigen.

Grundlage für alle Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte ist eine Bestandsaufnahme der Schadstoffbelastung hinsichtlich Art und Konzentration sowie der Lokalisierung von Schadstoffablagerungen und ihrer Eintragsquellen. Daher ist es bei auf die Zukunft gerichteten Forschungsarbeiten nur konsequent und logisch, mit einer Analyse der Belastungssituation flächendeckend zu beginnen und eine erste Bewertung der Ergebnisse vorzunehmen, um daraus Empfehlungen und Schlußfolgerungen für die wasserwirtschaftliche Praxis abzuleiten.

Der vorliegende Bericht ist ein erster Versuch. Er beinhaltet in konzentrierter Form die Ergebnisse aus fünf Jahren Elbeforschung. Die Forschungsprojekte wurden von vielen Forschungsstellen in beiden Ländern, staatlichen wie auch privaten, Hochschulinstitutionen, wasserwirtschaftlichen Bundes- und Landesdienststellen durchgeführt. Die Arbeiten wurden von verschiedenen Ministerien und Förderinstitutionen in beiden Ländern finanziell und ideell unterstützt. Allen beteiligten Wissenschaftlern und Technikern sowie den Förderern sei an dieser Stelle für ihr großes und uneigennütziges Engagement sehr herzlich gedankt. Es dient einer guten Sache - dem Schutz der Elbe und einer nachhaltigen Entwicklung ihres Einzugsgebietes!

Die Arbeitsgruppe F hofft, daß dieser Bericht den für wasserwirtschaftliche Maßnahmen an der Elbe verantwortlichen Stellen bei den anstehenden Entscheidungen eine Hilfe sein kann. Für kritische Hinweise und konstruktive Anregungen aus dem fachkundigen Leserkreis ist die Arbeitsgruppe dankbar.



Dipl.-Ing. Vladimír Novotný
Präsident der IKSE



Dr. Kurt Hohendorf
Vorsitzender der Arbeitsgruppe
"Elbeforschung" (F) der IKSE

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	9
2	WARUM ELBEFORSCHUNG? - DIE ARBEITSGRUPPE "ELBEFORSCHUNG" DER IKSE	11
3	WIE KRANK WAR DIE ELBE VOR 1990?	14
4	WIE KRANK IST DIE ELBE HEUTE NOCH? - DIE ENTWICKLUNG DER BELASTUNG INFOLGE DER VERÄNDERUNGEN NACH 1990	16
4.1	Schadstoffe im Wasser und Schwebstoff	16
4.1.1	Überblick.....	16
4.1.2	Untersuchungen von Schadstoffen im Wasser in der Tschechischen Republik.....	19
4.1.3	Untersuchungen von Pestiziden in der Wasserphase	21
4.1.4	Non-target Screening organischer Wasserinhaltsstoffe	24
4.2	Sedimente: Schadstoffspeicher und -quelle	27
4.2.1	Bedeutung der Sedimente für die Beurteilung eines Gewässersystems.....	28
4.2.2	Belastung der Elbesedimente mit Schwermetallen.....	30
4.2.3	Bewertung der Schwermetallbelastung der Sedimente.....	33
4.2.4	Ausgewählte organische Sedimentbelastungen.....	36
4.2.5	Umgang mit kontaminierten Elbe- und Elbenebenflußsedimenten.....	42
4.3	Gewässer als Reaktionsräume: Umsetzung / Speicherung / Transport der Schadstoffe im Gewässer Elbe	42
4.3.1	Schadstofftransport bei Hochwasser	43
4.3.2	Verteilung und Mobilität organischer Schadstoffe in den Elbeauen.....	44
4.3.3	Einfluß der Binnenschifffahrt auf die Wasserbeschaffenheit und den Schwebstofftransport	45
4.3.4	Nährstoffabbau und -fracht.....	46
4.4	Schadstoffmuster in der Elbe	47
4.4.1	Elementmuster in Schwebstoffen	47
4.4.2	Muster organischer Substanzen	49
4.5	Biologische Untersuchungen (Bestand, Schadstoffbelastung und Schadstoffeffekte)	51
4.5.1	Bestandsaufnahme und Schadstoffbelastung.....	51
4.5.2	Schadstoffeffekte.....	54
4.6	Ökomorphologie der Elbe	56
4.7	Beitrag zur Qualitätssicherheit der Trinkwasserversorgung	57
5	WOHER STAMMT DIE ELBEBELASTUNG? - BEITRAG DER ELBEFORSCHUNG ZUR IDENTIFIZIERUNG DER SCHADSTOFFQUELLEN	61
5.1	Elbenebenflüsse	61
5.2	Diffuse Gewässerbelastungen	66
6	AUSGEWÄHLTE ERGEBNISSE UND IHR BEITRAG FÜR DIE ARBEIT DER IKSE UND DIE PRAXIS	71
6.1	Stand der Untersuchungen und Trends der Belastungen	71
6.2	Übernahme von Forschungsergebnissen in das Meßprogramm der IKSE.....	74
6.3	Bewertung von Schadstoffbelastungen	75
6.4	Konzeption des Gewässerschutzes in der tschechischen Elbe	78
6.5	Beitrag der Elbeforschung zur Aufstellung des langfristigen Aktionsprogramms.....	79
7	ZUKÜNFTIGER FORSCHUNGSBEDARF	81
8	ZUSAMMENFASSUNG - WAS HAT DIE ELBEFORSCHUNG GEBRACHT?	85
9	LITERATUR	88

1 Einleitung

Die Elbe als einer der größten Ströme Mitteleuropas bestimmt in weiten Teilen der Tschechischen Republik und Deutschlands die Landschaftsstruktur. Das Elbeeinzugsgebiet ist ein Lebensraum für eine typische und außerordentlich reichhaltige Flora und Fauna, die auf weitgehend intakte Flußökosysteme angewiesen sind.

Mit einer Länge von 1.091,5 km von der Quelle im Riesengebirge bis zur Mündung in die Nordsee und einem Gesamteinzugsgebiet von 148.268 km² bietet die Elbe ca. 25 Mio. Einwohnern einen Arbeits- und Lebensraum. Sie ist außerdem für beide Staaten ein bedeutender Binnenschiffahrtsweg.

Die Elbe hat immer noch eine hohe Schadstoffbelastung, die in den 30er Jahren begann und in den 80er Jahren ihren Höhepunkt erreichte.

Erst die politischen Veränderungen im Jahre 1989 ermöglichten die Zusammenarbeit der Staaten im Elbeeinzugsgebiet. Am 8. Oktober 1990 unterzeichneten die Regierungen der Bundesrepublik Deutschland, der Tschechischen und Slowakischen Föderativen Republik sowie die Europäische Gemeinschaft in Magdeburg die "Vereinbarung über die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe" (IKSE). Mit dieser Vereinbarung werden im Elbeeinzugsgebiet vorrangig folgende Ziele verfolgt:

- Nutzungen, vor allem die Gewinnung von Trinkwasser aus Uferfiltrat und die landwirtschaftliche Verwendung des Wassers und der Sedimente zu ermöglichen,
- ein möglichst naturnahes Ökosystem mit einer gesunden Artenvielfalt zu erreichen,
- die Belastung der Nordsee aus dem Elbeeinzugsgebiet nachhaltig zu verringern.

Um diese Ziele zu erreichen, muß:

- der Zustand der Elbe und ihrer Nebenflüsse in physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht in den Komponenten Wasser, Schwebstoffe, Sediment und aquatische Lebensgemeinschaften verbessert sowie
- der ökologische Wert der Gewässer und Auen im Einzugsgebiet der Elbe einschließlich ihrer natürlichen Retentionsfähigkeit erhöht werden.

Auf der Basis einer anfänglichen Bestandsaufnahme wurde das "Erste Aktionsprogramm (Sofortprogramm) zur Reduzierung der Schadstofffrachten in der Elbe und ihrem Einzugsgebiet" als erster Teil eines langfristigen Aktionsprogramms für den Zeitraum 1992 - 1995 erarbeitet. Am 12. Dezember 1995 wurde das von der IKSE ausgearbeitete neue "Aktionsprogramm Elbe" für den Zeitraum 1996 - 2010 durch die zuständigen Minister der Vertragsparteien bestätigt.

Der hier vorgelegte Bericht stellt in komprimierter Form die Ergebnisse der Elbeforschung zwischen 1991 und 1995 vor.

2 Warum Elbeforschung? - Die Arbeitsgruppe "Elbeforschung" der IKSE

Zu den Hauptaufgaben der Arbeitsgruppe "Elbeforschung" (F) gehört nach dem von der IKSE erteilten Mandat:

- die Formulierung des Forschungsbedarfs zur Verbesserung des gesamten ökologischen Zustands der Elbe und ihrer Zuflüsse gemäß den von der IKSE festgesetzten Prioritäten und Zielen,
- die Beurteilung der Entwürfe neuer Forschungs- und Entwicklungsprojekte,
- die Koordinierung der Elbeforschung, um die Aktivitäten transparent und überschaubar zu gestalten,
- die Auswertung der Ergebnisse abgeschlossener Forschungsvorhaben,
- das Ausarbeiten von Empfehlungen zum Umsetzen der Forschungsergebnisse in die Praxis sowie
- das Unterstützen des Informationsaustauschs zwischen den Forschungsinstitutionen und das Weiterleiten an die anderen Arbeitsgruppen der IKSE.

Die IKSE verfügt mit dieser Arbeitsgruppe somit über ein zweckmäßiges Werkzeug, um die nationalen Aktivitäten international zu verknüpfen und an internationalen Maßstäben und Zielen auszurichten.

Im Rahmen der Arbeit der Arbeitsgruppe F wurden zahlreiche bilaterale deutsch-tschechische Forschungsprojekte initiiert, bei denen Forschungsinstitutionen beider Staaten gemeinsam einzelne Problemfelder bearbeiten.

Insgesamt wurden in den vergangenen fünf Jahren durch die Arbeitsgruppe F die Finanzierung und Durchführung von 76 Projekten auf deutscher Seite in Höhe von 51 Mio. DM und 37 Projekten auf tschechischer Seite mit einem Finanzvolumen von 109 Mio. Kč angeregt.

Gewässerschutz ist ein unverzichtbarer Beitrag zur Daseinsvorsorge und zur ökologischen und ökonomischen Zukunftssicherung unserer Gesellschaft. Forschung im Bereich des Gewässerschutzes hat stets die generelle Zielsetzung, Wege aufzuzeigen, die für alles Leben unverzichtbare Ressource Wasser qualitativ und quantitativ in einen Zustand zu bringen und wichtiger noch, langfristig zu erhalten, so daß die Nutzung jetzt und für zukünftige Generationen gesichert ist.

Warum aber gerade Elbeforschung?

Jedes Gewässersystem hat seine Besonderheiten, und so gesehen könnte man gute Gründe für ein umfassendes Gewässerforschungsprogramm bei vielen Flüssen finden. Die immer noch bestehende übermäßige Belastung der Elbe und ihrer Nebenflüsse mit bestimmten Schadstoffen, die vielfältigen geographischen, geologischen und strukturellen Verhältnisse im Einzugsgebiet und ganz besonders die einhergehenden Veränderungen prädestinieren gerade dieses Gewässersystem als Modell für die Untersuchung von weitgehenden ökosystemaren Zusammenhängen. Es geht bei der Elbe aber nicht nur um den reparierenden Umwelt- bzw. Gewässerschutz. Die durch die politischen Umbrüche ausgelösten wirtschaftlichen Umwälzungen ermöglichen auch ein zielgerichtetes Neustrukturieren, um ein solches Fluß- und Einzugsgebiet wirkungsvoll, umweltverträglich und dauerhaft zu nutzen und zu bewirtschaften.

Die Forschung kann hierbei auf wissenschaftlicher Basis die Prognoseinstrumente schaffen, die Maßnahmen und politische Entscheidungen erst ermöglichen. Hierunter ist auch das Entwickeln neuer bzw. das Anpassen bestehender Technologien und Verfahren an spezielle Probleme im Einzugsgebiet der Elbe zu verstehen. Auch hier weist dieses Flußsystem mehr Problembereiche als vergleichbare europäische Flüsse auf.

Der desolate Zustand der Elbe war bereits vor 1989 allgemein bekannt. Die Verschlechterung der Wasserbeschaffenheit wurde vor allem nach 1970 sichtbar, als man beim Gewässerschutz wegen wachsender wirtschaftlicher Schwierigkeiten praktisch resigniert hatte. Die Informationen über den Zustand der Umwelt und somit auch der Wasserbeschaffenheit wurden in der DDR und der ČSSR aus politischen Gründen geheimgehalten.

Erst die Wende in den politischen und wirtschaftlichen Strukturen 1989/90 hatten eine neue Herangehensweise an die Lösung von Umweltproblemen und damit auch neue Konzepte des Gewässerschutzes ermöglicht. Dabei zeigte sich, daß radikale Maßnahmen zur Verbesserung der Wassergüte unerlässlich waren, und zwar sowohl in der Tschechischen Republik als auch in Deutschland.

Konsequenterweise erfolgte die Behandlung des "kranken Patienten" neben der Einleitung der notwendigen Sofortmaßnahmen im IKSE-Sofortprogramm mit einer ausführlichen Anamnese, d. h. mit der Bestandsaufnahme der Belastung. Dazu wurden sowohl auf der deutschen als auch auf der tschechischen Seite umfangreiche Meß- und Forschungsprogramme initiiert. Neben der Ermittlung und Beurteilung der sich laufend ändernden Wasserqualität bilden die Sedimente einen Schwerpunkt der Untersuchungen. Ältere Ablagerungen geben Auskunft über früher eingeleitete Schadstoffe, während frisch abgelagerte Sedimente Aussagen zu den sich abzeichnenden Entwicklungstrends ermöglichen.

Das tschechische Umweltministerium begann gleich nach seiner Einrichtung im September 1990 ein nationales Projekt Elbe zu realisieren. Die Aufnahme der Arbeiten am Projekt Elbe stimmten deshalb sachlich sowie zeitlich mit dem Beginn der Zusammenarbeit im Rahmen der IKSE überein. Die Ziele des Projektes Elbe waren:

- das Erfassen des gegenwärtigen Standes der Wasser-, Sediment- und Biotabeschaffenheit und darauf aufbauend
- die Ableitung eines Gewässerschutzkonzeptes für das Elbeeinzugsgebiet.

Erfaßt wurden vor allem prioritäre Stoffe (Schwermetalle und spezifische organische Stoffe) und Nährstoffe (Phosphor und Stickstoff). Weitere Parameter, wie CSB und BSB, sowie die Untersuchung der Radioaktivität ergänzten das Meßprogramm.

Das Projekt wurde für die Jahre 1991 - 1994 angelegt und auf drei Themenschwerpunkte orientiert: auf die Quellen der Belastung (Punkt- sowie Flächenquellen), auf den Belastungszustand der Oberflächengewässer, Sedimente und Biozönosen sowie auf Maßnahmen zur Verbesserung bzw. Sanierung des Ökosystems.

Wie umfangreich das Projekt ist, bezeugt die Tatsache, daß rund 50 Fachinstitute unter der Leitung des Forschungsinstituts für Wasserwirtschaft (VÚV) TGM Prag daran beteiligt waren. Das Projekt Elbe ermöglichte die bisher detaillierteste Untersuchung in der Tschechischen Republik, die in den letzten 20 Jahren im Rahmen des Gewässerschutzes durchgeführt wurde.

Auf deutscher Seite wurde im Jahr 1990 vom Bundesministerium für Forschung und Technologie (heute BMBF) das Leitprojekt "Elbe 2000" definiert. Es beinhaltet den Beitrag von Forschung und Entwicklung zur Sanierung der Elbe. Innerhalb des Leitprojektes wird das Flußsystem umfassend untersucht, um damit bis zum Jahr 2000 die

Grundlagen für ein ökologisch ausgeglichenes, sinnvoll und naturverträglich zu nutzendes Gewässersystem zu schaffen. Dazu war es notwendig, das gesamte Gewässersystem hinsichtlich der Wasserqualität zu untersuchen und zu charakterisieren, die Grundlagen für ein sinnvolles und ausgeglichenes Überwachungssystem zu schaffen sowie darauf aufbauend Sanierungsschwerpunkte aufzuzeigen bzw. Sanierungsmaßnahmen einzuleiten. Weitere Forschungsschwerpunkte waren die Entwicklung neuer Technologien zur Gewinnung von Trink-, Brauch- und Beregnungswasser sowie die Weiterentwicklung der Analytik, um die Wassergefährdung schnell und sicher aufzeigen zu können.

Im folgenden werden die Ergebnisse aus den ersten fünf Jahren intensiver deutsch-tschechischer Gewässerforschung zusammengefaßt.

3 Wie krank war die Elbe vor 1990?

Im Einzugsgebiet der Elbe mit einer Fläche von 148.268 km² (davon ČR 34 % und Deutschland 65 %) und einer Länge von der Quelle im Riesengebirge bis zur Mündung in die Nordsee von 1.091,5 km (davon ČR 364,5 km und Deutschland 727,0 km) leben ca. 25 Mio. Menschen (davon ČR ca. 6 Mio. und Deutschland 19 Mio.). Die Elbe zählt zu den am stärksten verunreinigten Flüssen Europas. Sie gilt als fischreicher Strom; eine durchgängige Berufsfischerei ist wegen der Schadstoffbelastung aber nicht möglich.

Die Schwerpunkte der Gewässerbelastung lagen tschechischerseits unterhalb der Städte Hradec Králové, Pardubice, Kolín, Štětí, Ústí n. L. und auf deutscher Seite in den Ballungsräumen um Dresden und Magdeburg. Weitere Belastungsstöße wurden der Elbe insbesondere über die Zuflüsse Moldau (Vltava), Bílina, Schwarze Elster, Vereinigte Mulde und Saale zugeführt.

Die kommunale Abwasserbehandlung in der Tschechischen Republik und in den neuen Bundesländern erfolgte nur unzureichend, vorwiegend in mechanischen oder mechanisch-biologischen Abwasserbehandlungsanlagen, deren Reinigungsleistung im Regelfall nicht die allgemein anerkannten technischen Mindestanforderungen erfüllte. So war z. B. die Kläranlage Dresden-Kaditz seit Januar 1987 wegen einer Funktionsstörung außer Betrieb. Eine Eliminierung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor erfolgte nur in Einzelfällen.

Durch die Einleitung weitgehend unbehandelter Abwässer, insbesondere aus den Industriezweigen Zellstoff und Papier, Chemie und Pharmazie sowie Metallverarbeitung, wurden der Elbe biochemisch schwer abbaubare organische Verbindungen und Schwermetalle in toxischen Größenordnungen zugeführt. Aus industriellen Tierhaltungen und über diffuse Quellen von übermäßig gedüngten landwirtschaftlichen Flächen wurde die Nährstoffbelastung entscheidend erhöht.

Die Schwerpunkte der Gewässerbelastung durch relevante Schadstoffe waren im Prinzip bekannt, konnten jedoch wegen mangelnder analytischer Hochleistungsmeßtechnik im Spurenbereich in den behördlichen Meßprogrammen nicht durchgängig in der Wasserphase quantifiziert werden. Erfassungen der Schadstoffgehalte in Schwebstoffen, in den Sedimenten oder in Biota wurden nur sporadisch durchgeführt [GUHR ET AL., 1993].

Forschungsergebnisse zur Erfassung von Schadstoffgehalten waren nur in Einzelfällen aus Fachveröffentlichungen zugänglich, da diese gewöhnlich Geheimhaltungsvorschriften unterlagen.

Eine Zusammenarbeit zwischen den Fachbehörden oder wissenschaftlichen Einrichtungen der damaligen Elbeanliegerstaaten erfolgte wegen der herrschenden politischen Verhältnisse nur in unzureichendem Umfang. Die bilaterale Kooperation zwischen der damaligen DDR und der damaligen ČSSR beschränkte sich auf das Grenzprofil in Schmilka/Hřensko auf der Grundlage eines Grenzgewässerabkommens zur gemeinsamen Überwachung der Wasserbeschaffenheit. Vielfältige Initiativen der Bundesrepublik Deutschland gegenüber der DDR und der ČSSR zur Zusammenarbeit, auch im Zusammenhang mit dem Schutz der Nordsee, wurden nicht realisiert.

Innerhalb der ehemaligen BRD haben die Elbeanliegerländer Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein bereits seit 1977 zur Zusammenarbeit bei der Durchführung von wasserwirtschaftlichen Aufgaben an der Elbe die "Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe" (ARGE ELBE) und die Wassergütestelle Elbe gebildet.

Die an der Meßstation Schnackenburg (Strom-km 474,5) durch die ARGE ELBE ermittelten Jahresfrachten (s. Tabelle 1) dokumentieren anschaulich die Belastung aus dem ostdeutschen und dem tschechischen Einzugsgebiet.

Tabelle 1: Jahresfrachten der Elbe 1989, ermittelt aus Wochenmischproben an der Meßstation Schnackenburg [JAHRESTAFELN DER ARGE ELBE]

	Meßgröße	Fracht		Meßgröße	Fracht
Mittlerer Abfluß	(m ³ /s)	520	Zink	(t/a)	2.400
BSB ₂₁	(t/a)	430.000	Chrom	(t/a)	190
CSB	(t/a)	760.000	Nickel	(t/a)	200
Ammonium-N (filtr.)	(t/a)	32.000	Arsen	(t/a)	52
Nitrat-N (filtr.)	(t/a)	75.000	AOX	(t/a)	1.600
Ges.-N (filtr.)	(t/a)	140.000	Trichlormethan	(kg/a)	13.000
Ges.-P	(t/a)	9.100	Trichlorethen	(kg/a)	7.300
Quecksilber	(t/a)	12	Tetrachlorethen	(kg/a)	8.300
Cadmium	(t/a)	6,4	Hexachlorbenzen	(kg/a)	150
Blei	(t/a)	110	Pentachlorphenol	(kg/a)	1.800
Kupfer	(t/a)	240			

Die Elbe war im Jahre 1989 annähernd so stark verunreinigt wie der Rhein zur Zeit seiner stärksten Belastung Anfang der siebziger Jahre. Einen Vergleich der Gewässergüte von Rhein (bei Bimmen/Lobith) und Elbe (bei Schnackenburg) zeigt Tabelle 2.

Tabelle 2: Vergleich der Gewässergüte des Rheins bei Bimmen/Lobith (Mittelwerte) und der Elbe bei Schnackenburg (Mediane) des Jahres 1989 [aus IKSE, 1995]

	Meßgröße	Rhein Bimmen/Lobith	Elbe Schnackenburg
Mittlerer Abfluß	(m ³ /s)	1.820	520
BSB ₅ ¹⁾ BSB ₂₁ ²⁾	(mg/l)	3,1 ¹⁾	10 ²⁾
CSB	(mg/l)	19	51
Ammonium-N (filtr.)	(mg/l)	0,31	2,4
Nitrat-N (filtr.)	(mg/l)	4,1	3,9
Ges.-N	(mg/l)	---	8,5
Ges.-Phosphor	(mg/l)	0,3	0,66
Quecksilber	(µg/l)	0,06	0,75
Cadmium	(µg/l)	0,11	0,43
Blei	(µg/l)	3,6	6,4
Kupfer	(µg/l)	7,2	15,3
Zink	(µg/l)	32	149
Chrom	(µg/l)	5,2	14,1
Nickel	(µg/l)	5,6	13,8
Arsen	(µg/l)	1,0	3,1
AOX	(µg/l)	40	100
Trichlormethan	(µg/l)	0,4	0,76
Trichlorethen	(µg/l)	---	0,39
Tetrachlorethen	(µg/l)	---	0,36
Hexachlorbenzen	(µg/l)	---	0,01
Pentachlorphenol	(µg/l)	---	0,11

4 Wie krank ist die Elbe heute noch? - Die Entwicklung der Belastung infolge der Veränderungen nach 1990

4.1 Schadstoffe im Wasser und Schwebstoff

Schadstoffe werden in Abhängigkeit von der Stoffart und den herrschenden Umweltbedingungen gelöst und an Feststoffe gebunden transportiert.

4.1.1 Überblick

Jedes Fließgewässer transportiert unterschiedliche Mengen von Partikeln (Schwebstoffen), die durch Turbulenzen in der Schwebelage gehalten werden und so das Wasser trüb erscheinen lassen. Die Zusammensetzung der Schwebstoffe ist sehr komplex wie Abbildung 1, eine mikroskopische Aufnahme, zeigt.

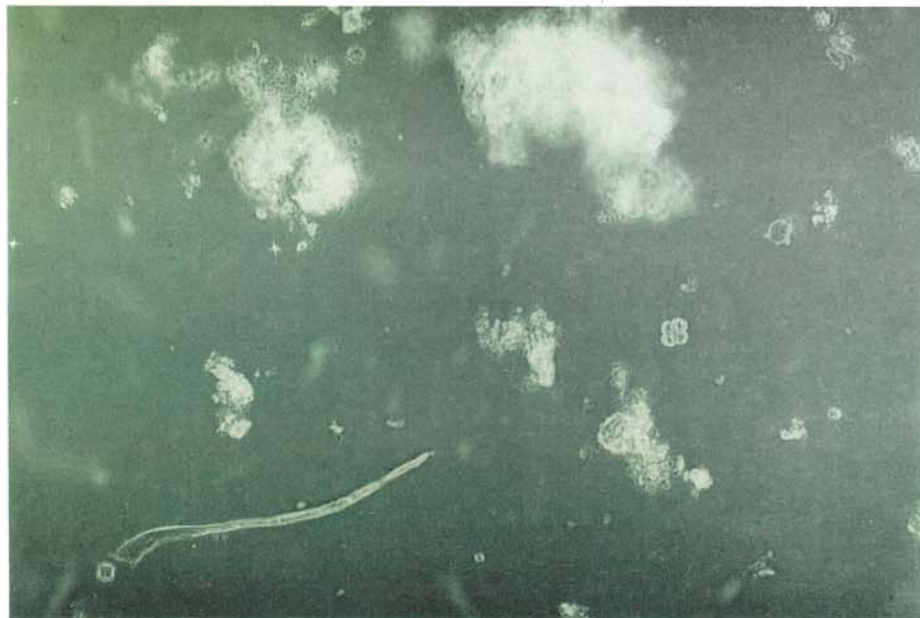


Abbildung 1: Mikroskopaufnahmen von Elbeschwebstoff. Zu erkennen sind unterschiedliche Partikel von Tonmineralien, Pflanzenresten, Kieselalgen und Bakterien Schleim [WILKEN ET AL., 1991a]

Die Partikel bestehen aus Tonmineralien der Bodenabschwemmung, aus Bakterien, die Abwasserinhaltsstoffe abbauen, aus abgestorbenen Kleinstlebewesen oder Huminstoffen, die aus dem Abbau von Pflanzenresten entstehen. Bakterien agglomerieren einzelne Partikel zu größeren Flocken. Auf diesen können wiederum durch Bakterien oder durch elektrische Ladungen Überzüge aufwachsen, die eine andere Oberfläche besitzen als die mineralischen Partikel selbst. Wegen dieser unterschiedlichen Oberflächen ist auch das Bindungsvermögen der Partikel unterschiedlich.

Bestimmt man die Verteilung von Schwermetallen zwischen Schwebstoff- und Wasserphase, so zeigt sich, daß mit wenigen Ausnahmen die Schadstoffe überwiegend am Schwebstoff adsorbiert oder gebunden vorliegen (Abbildung 2).

Die Bindung von Schadstoffen an Schwebstoff ist aber keine Naturkonstante. Sie hängt von Parametern ab, die sich im Flußverlauf ändern können. Der Sauerstoffgehalt, die Temperatur, der pH-Wert, die mikrobielle Besiedlung und andere Faktoren beeinflussen diese Verteilung, die deshalb für einige Schadstoffe stark schwanken kann.

Die Kenntnis der Verteilung von Schadstoffen zwischen Wasser und Schwebstoff hat aber eine große Bedeutung für die Meßprogramme der Behörden, die dazu übergegangen sind, Schwebstoffe und Wasser getrennt zu messen, da die Menge an Schwebstoff häufig auch die Schadstoffmenge bestimmt.

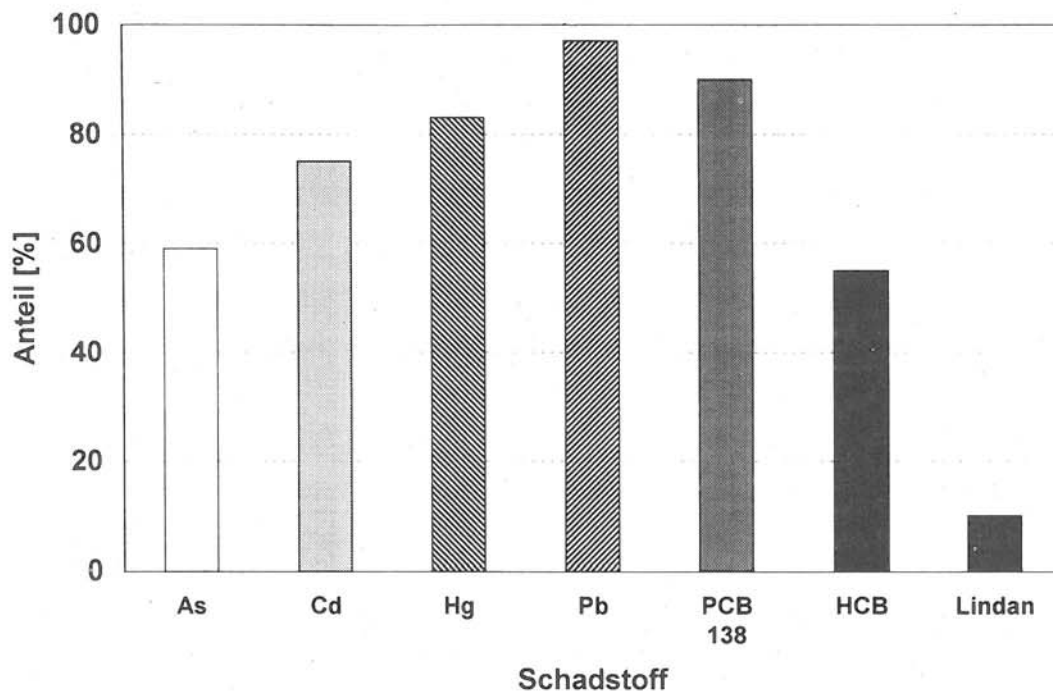


Abbildung 2: Schwebstoffgebundener Anteil von Schadstoffen im Elbeästuar (Brunsbüttel) im April 1986 [Daten: GKSS Geesthacht]

Zur Ermittlung der Stoffverteilung, der Schwebstoffkonzentrationen und der damit verbundenen Schadstoffkonzentrationen im gesamten Verlauf der Elbe wurden Hubschrauberproben durchgeföhrt, die in Kombination mit den Dauermeßstationen eine optimale Erkundung des Flusses für Forschungszwecke erlaubten. In enger Absprache mit den Überwachungsbehörden wurden die Probenahmestellen der Elbe festgelegt. Dabei wurden bekannte Einleiter, charakteristische Elbeabschnitte sowie die Mündungen der wichtigsten Nebenflüsse berücksichtigt. Die Idee der Probenahmetechnik mit dem Helikopter wurde von der Wassergütestelle Elbe übernommen. Die Probenahmen wurden im Oktober 1993, im Mai und September 1994, im September 1995 sowie im April 1996 durchgeföhrt, um unterschiedliche biologische (jahreszeitliche) und hydrologische (Wasserabflüsse) Bedingungen in die Untersuchungen einzubeziehen.

Insgesamt wurden 60 Elemente bestimmt und somit auch Stoffe erfaßt, die in routinemäßigen Überwachungen nicht berücksichtigt werden. Nur acht der 60 hier untersuchten Elemente werden derzeit routinemäßig überwacht. Auffällig sind z. B. Elemente wie Silber, Wolfram und Uran [PRANGE ET AL., 1995b].

Der prozentuale partikuläre Anteil an der Gesamtkonzentration ist für die Elemente Arsen und Zink beispielhaft in Abbildung 3 dargestellt. Es sind die Ergebnisse der Zeiträume Oktober 1993 (Abfluß: Pegel Neu Darchau 366 m³/s) und Mai 1994 (Pegel Neu Darchau 1.062 m³/s) eingetragen.

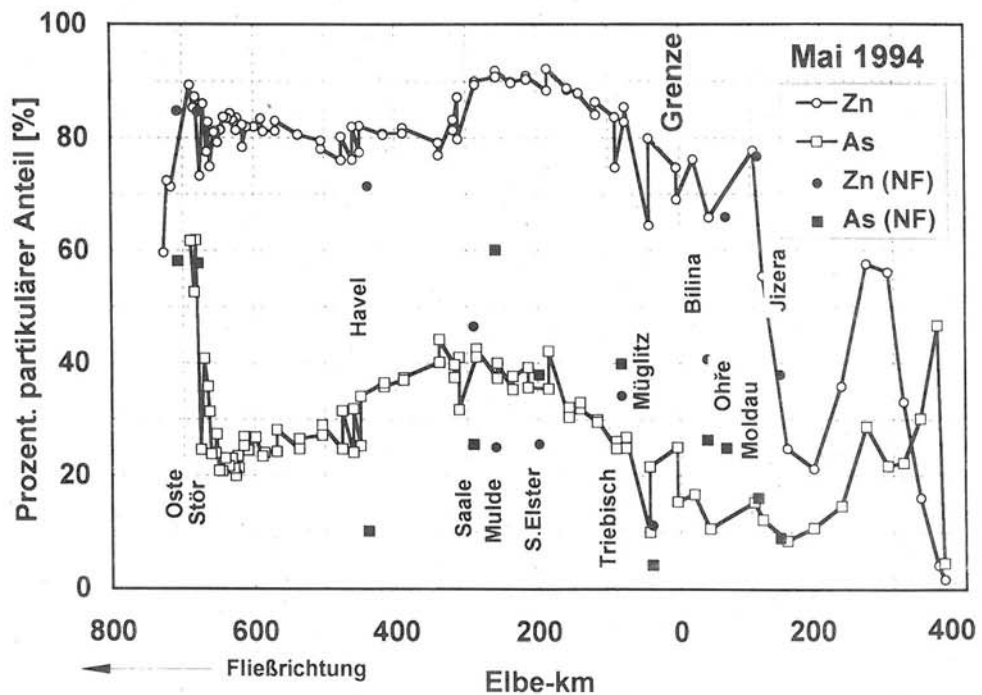
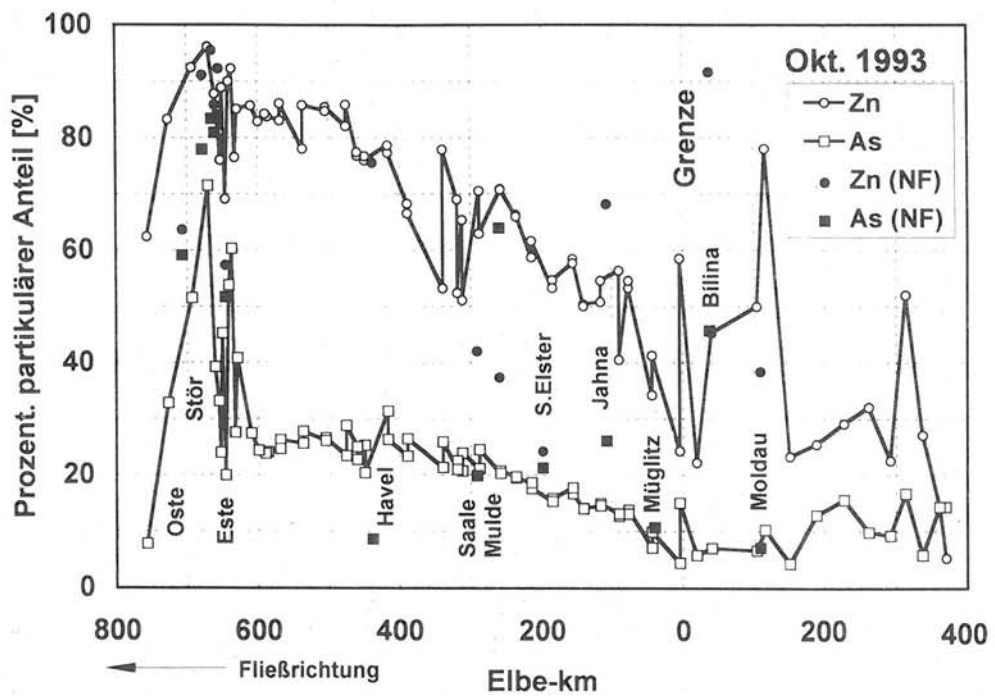


Abbildung 3: Prozentualer Anteil von schwebstoffgebundenem Zn und As in der Elbe bei zwei unterschiedlichen Abflußsituationen; Pegel Neu Darchau: Okt. 1993 366 m³/s und Mai 1994 1.062 m³/s; (NF) - Nebenflüsse [PRANGE ET AL., 1995b]

Arsen liegt überwiegend gelöst vor, wobei jedoch die Trübungszone im äußeren Mündungsbereich der Elbe wegen ihres reichen Schwebstoffangebots einen deutlich erhöhten partikulären Anteil aufweist. Außerdem wird deutlich, daß die Nebenflüsse mit Ausnahme der Havel Arsen eher partikulär in die Elbe bringen. Zink ist dagegen vorwiegend an die Schwebstoffe gebunden, außer in der oberen tschechischen Elbe. Über die Nebenflüsse gelangt das Zink eher in gelöster Form in die Elbe.

Andere Elemente, wie z. B. Quecksilber, Aluminium und Blei, sind fast über das gesamte Längsprofil mit Ausnahme des Quellbereiches nahezu 100%ig an die partikuläre Phase gebunden. Die Elemente Antimon, Uran und Nickel sind dagegen vorwiegend in der gelösten Phase zu finden. Cadmium ist im Bereich der tschechischen Elbe eher gelöst nachgewiesen worden, elbeabwärts geht es zu etwa 70 % an die partikuläre Phase, wobei die Nebenflüsse Cadmium eher in gelöster Form einbringen.

Die Einstellung des Gleichgewichtes zwischen gelöster und partikulärer Phase kann bis zu mehreren Tagen andauern. Deshalb kann über die Möglichkeit nachgedacht werden, Einleiter an der Änderung des Verhältnisses gelöst/ungelöst unterhalb der Einleitungsstellen zu erkennen.

Die größten Variationen sind derzeit auf tschechischem Gebiet zu beobachten. Hier ist vor allem zu klären, welchen Einfluß neben den industriellen und kommunalen Einleitern die Staustufen und Wehre haben.

Schwebstoffe werden in stromberuhigten Zonen zwischengelagert. Dies sind z. B. Buhnenfelder, Hafenbecken, Wasserflächen in gelegentlich überfluteten Altarmen oder Bereiche vor Stauhaltungen.

Im Mündungsbereich der Elbe ergibt sich infolge von Strömungsumkehr und -stillstand bei Ebbe und Flut eine weitere Komplikation. Die Dynamik des Schwebstoffs ist aufgrund von Sedimentation und Resuspension bzw. Erosion (bei festliegendem Sediment) teilweise von der Bewegung des Wassers entkoppelt.

Das GKSS-Forschungszentrum hat zur Prüfung des Transportes von Schwebstoffen in der Tide-Elbe u. a. auch ein Bilanzierungskonzept (BILEX) [MICHAELIS ET AL., 1988] verfolgt, das diese Problematik berücksichtigt. Zeitliche Variabilität und räumliche Heterogenität beherrschen das Geschehen in der Tide-Elbe, so daß Stofffrachten als Differenzen zwischen den Mengen, die bei Flut aufwärts und bei Ebbe wieder abwärts transportiert werden, ermittelt werden müssen. Die Differenz zwischen diesen großen Zahlen ist verhältnismäßig klein und deshalb nicht einfach zu bestimmen.

Aussagen über den Eintrag in die Nordsee können im Ergebnis von Messungen dicht unterhalb des Hamburger Hafens, wie sie derzeit in Monitoringprogrammen von Behörden durchgeführt werden, gemacht werden, wenn keine zu hohen Ansprüche an die Genauigkeit gestellt werden. Dieses Verfahren versagt jedoch für die Ermittlung von episodischen Einträgen wie beispielsweise bei Sturmfluten oder langen Trockenperioden; hier sind Querschnittsmessungen nach dem BILEX-Konzept besser geeignet. Diese stoßen aber im Bereich der Trübungszone und weiter stromabwärts auf die Grenzen des meßtechnisch Machbaren.

4.1.2 Untersuchungen von Schadstoffen im Wasser in der Tschechischen Republik

In der Tschechischen Republik erfolgt die routinemäßige Kontrolle der Gewässergüte in einem dichten Meßnetz mit einer Häufigkeit von 12 Messungen pro Jahr. Die Konzentrationen von organischen Schadstoffen und Schwermetallen sind in der Tschechischen Republik erstmals ab Ende der 80er Jahre bestimmt worden (z. B. lokale Untersuchungen und Forschungsstudien des Forschungsinstitut für Wasserwirtschaft TGM Prag, Untersuchung von Schwermetallen in Mischproben 1986 - 1988, Untersuchung flüchtiger organischer Stoffe im Einzugsgebiet der Elbe seit 1987 usw.). Mit der systematischen Bestimmung der organischen Schadstoffe und der Schwermetalle wurde 1991 begonnen. Ergänzende Untersuchungen erfolgten in den Jahren 1991 - 1993 auch im Rahmen des Projekts Elbe I. Die wichtigsten Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Bei Nĕmĕčice (oberhalb von Pardubice) liegt noch keine nennenswerte Belastung vor. Unterhalb von Pardubice ist eine Belastung mit AOX, 1,2-Dichlorethan, Dichlorbenzen und Arsen nachweisbar. Die Konzentrationen chlorierter Verbindungen wie z. B. 1,2-Dichlorethan und polychlorierten Biphenylen (PCB) steigen bis Obříství weiter an.

Tabelle 3: Wasserbeschaffenheit im tschechischen Elbeabschnitt zwischen 1991 - 1993 (Mediane n = 36/37; Projekt Elbe I) [KALINOVÁ, 1994]

Meßstelle	AOX	1,2-	Dichlor- benzen	HCB	Lindan (γ -HCH)	PCB (Delor) ¹⁾	Hg ²⁾	Zn	As
		Dichlor- ethan							
$\mu\text{g/l}$									
Nĕmĕčice	13	< 0,5	< 0,03	< 0,003	< 0,01	< 0,005	0,01	30	5,9
Valy	37	17,4	6,2	< 0,003	< 0,01	0,010	0,08	30	15,1
Veletov	38	9,8	3,1	< 0,003	< 0,01	0,005	0,09	30	14,6
Nymburk	43	15,1	2,6	< 0,003	< 0,01	0,005	0,06	30	14,8
Lysá n. L.	36	16,4	2,1	< 0,003	< 0,01	< 0,005	0,06	20	12,7
Obříství	37	31,3	1,0	< 0,003	0,01	0,014	0,12	55	10,5
Libĕchov	27	8,8	0,4	< 0,003	< 0,01	< 0,005	0,07	40	6,5
Litomĕřice	65	4,9	0,2	< 0,003	< 0,01	< 0,005	0,05	30	6,9
Vaňov	56	3,1	0,1	0,003	< 0,01	< 0,005	0,05	30	7,2
Dĕčín	70	5,1	0,2	0,010	< 0,01	0,009	0,15	40	8,2
Loubí	66	2,9	0,1	0,008	< 0,01	0,012	0,13	36	6,3
Hřensko	77	3,8	0,9	0,010	< 0,01	0,009	---	39	7,0

¹⁾ In der Tschechischen Republik angewandte chemische Standards

²⁾ Daten der routinemäßigen Untersuchungen

Durch die vergleichsweise unbelastete Moldau nehmen die Konzentrationen in der Elbe wieder ab, was am Meßpunkt Libĕchov sichtbar wird. Flußabwärts heben die Belastungen aus Štĕtí die AOX-Konzentrationen markant an, und schließlich verursacht die Bílina eine weitere deutliche Erhöhung bei AOX, Hexachlorbenzen (HCB), PCB und Hg. Die Lindankonzentrationen sind im gesamten tschechischen Elbeabschnitt dagegen niedrig.

Tabelle 4: Wasserbeschaffenheit im tschechischen Elbeabschnitt im 2. Halbjahr 1995 (Mediane n = 6; Projekt Elbe II) [KALINOVÁ, 1996]

Meßstelle	AOX	1,2-	Dichlor- benzen	HCB	Lindan (γ -HCH)	PCB (Delor) ¹⁾	Hg	Zn	As
		Dichlor- ethan							
$\mu\text{g/l}$									
Verdek	10	0,11	0,23	0,0004	0,0012	0,0054	< 0,1	11	2,9
Nĕmĕčice	14	< 0,10	0,27	0,0004	0,0024	0,0065	0,1	24	3,6
Valy	27	0,28	1,94	0,0039	0,0032	0,0367	< 0,1	16	11,1
Lysá n. L.	33	0,51	1,48	0,0031	0,0041	0,0251	< 0,1	13	6,3
Obříství	42	3,72	1,09	0,0027	0,0064	0,0185	0,2	29	5,5
Dĕčín	51	0,93	0,28	0,0137	0,0069	0,0162	< 0,1	30	4,9
Hřensko	42	0,70	0,31	0,0091	0,0038	0,0265	< 0,1	28	4,6

¹⁾ In der Tschechischen Republik angewandte chemische Standards

Gleichzeitig wurden die organischen Schadstoffe auch in den Nebenflüssen untersucht. Ferner wurden die organischen Schadstoffe bei industriellen Gewässerverunreinigungen im Bereich des gesamten Einzugsgebiets der Elbe bestimmt, was dazu beitrug, Einleitungen aufzufinden und zu quantifizieren. Darüber hinaus dienten diese Daten zu Modellrechnungen für das Verhalten des AOX im Längsprofil und zur Ermittlung der Gewässergüte im Zusammenhang mit den Zielvorgaben für Immissionen.

Im zweiten Halbjahr 1995 wurde ein zweiter Untersuchungszyklus angefügt, um die Kenntnisse über die Gewässergüte in bezug auf das Ökosystem und die Schwebstoffe zu erweitern. An der Elbe wurden nur noch sieben Meßstellen beprobt. Die Meßstelle Verdek unterhalb des Staubeckens Les Království diente als unbelasteter Bezugspunkt. Die vorläufigen Ergebnisse sind in Tabelle 4 aufgeführt.

Im Laufe des Jahres 1994 wurden die gemeinsame Kläranlage für die Stadt Pardubice und einen Teil der Abwässer des Industriebetriebes Synthesia, a. s. in Betrieb genommen sowie weitere Maßnahmen an bedeutenden Belastungsquellen des tschechischen Elbeabschnitts durchgeführt. Die vorläufigen Ergebnisse zeigen eine beträchtliche Belastungsreduzierung in der Elbe, insbesondere bei 1,2-Dichlorethan und Dichlorbenzen.

Die ersten Ergebnisse der Schwebstoffuntersuchungen deuten auf einen beträchtlichen Anstieg des Quecksilbergehaltes im Längsprofil hin. Die durchschnittliche Quecksilberkonzentration in den Schwebstoffen betrug im 2. Halbjahr 1995 bei Hřensko 8,1 mg/kg.

Für die tschechische Elbe kann festgehalten werden, daß sich die Konzentrationen einiger organischer Schadstoffe im Untersuchungszeitraum verringert haben, andere dagegen, insbesondere die AOX- und PCB-Konzentrationen, sind weiterhin hoch.

4.1.3 Untersuchungen von Pestiziden in der Wasserphase

In Deutschland und der Tschechischen Republik sind mehr als 300 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe für die landwirtschaftliche Anwendung zugelassen. Welche Mengen der einzelnen Pestizide im Elbeeinzugsgebiet eingesetzt werden und inwieweit diese auf direktem oder indirektem Wege in das Gewässer gelangen, ist i. d. R. nicht bekannt. Aufgrund ihrer aquatischen Toxizität (z. B. Phosphorsäureester-Insektizide) und der möglichen Gefährdung der Trinkwassergewinnung durch Uferfiltration spielen diese Verbindungen eine wichtige Rolle bei der Beurteilung der Gewässergüte im Elbeeinzugsgebiet. Im folgenden soll der Trend der Belastung mit Stickstoff-/Phosphorpestiziden (N/P-Pestiziden) seit 1990 dargestellt werden.

Die Beprobungen waren so konzipiert, daß sowohl zeitliche Trends als auch Haupteintragspfade erfaßt werden:

- monatliche Mischproben in Schmilka (Elbe-km 4,1; Grenze zur ČR) und Wittenberge (Elbe-km 455) beginnend im April 1994,
- zweiwöchentliche Beprobung in Hohnstorf (Elbe-km 569) beginnend im Juli 1990)
- Elbelängsprofile beginnend im Juli 1990.

Für die Untersuchungen wurden mehr als sechzig Einzelverbindungen ausgesucht, für die analytische Verfahren entwickelt und optimiert wurden [GANDRAß ET AL., 1995]. Berücksichtigt wurden insbesondere auch DDR-spezifische Wirkstoffe.

In Abbildung 4 ist der Trend wichtiger elbetypischer Pestizide zwischen 1990 und 1995 an der Meßstelle Hohnstorf oberhalb Hamburgs aufgetragen. Die extrem hohen Konzentrationen der Phosphorsäureester-Insektizide Dimethoat und Parathion-methyl und der Triazin-Herbizide Atrazin und Simazin zu Beginn der Meßreihe führten zu der Vermutung, daß hierfür industrielle Punktquellen verantwortlich sind. Seit 1991 zeigen Atrazin und Simazin deutliche saisonale Verteilungen, die vermutlich auf diffuse Quellen (Landwirtschaft) zurückzuführen sind. Insgesamt gingen die Konzentrationen im Untersuchungszeitraum drastisch zurück.

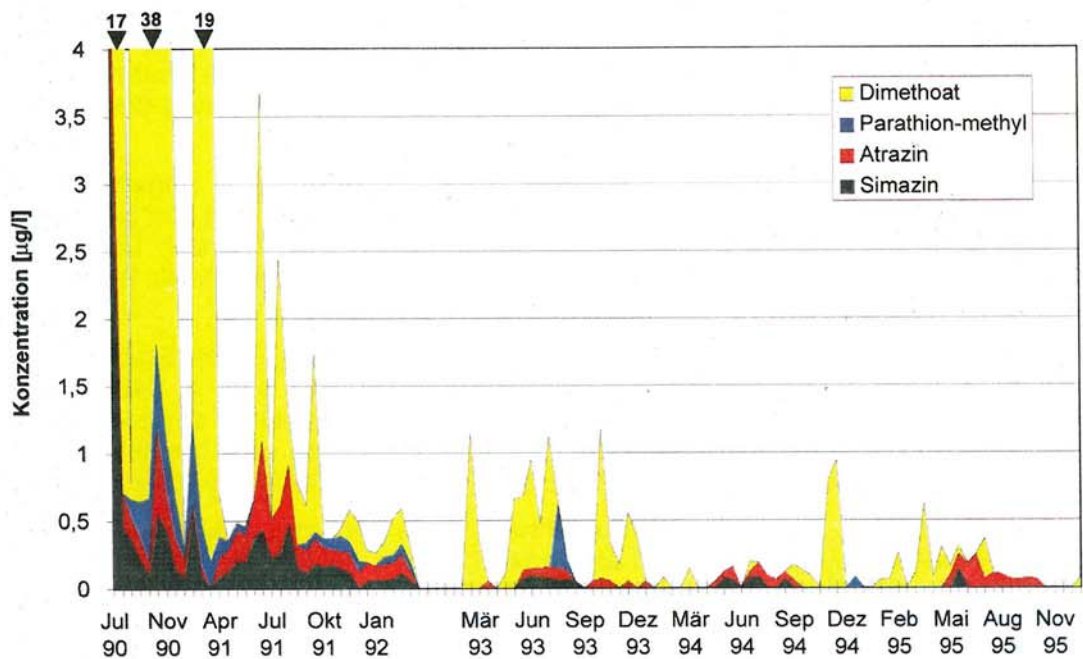


Abbildung 4: N/P-Pestizide bei Hohnstorf (Strom-km 569) im Zeitraum 1990 bis 1995 [GANDRAß ET AL., 1995]

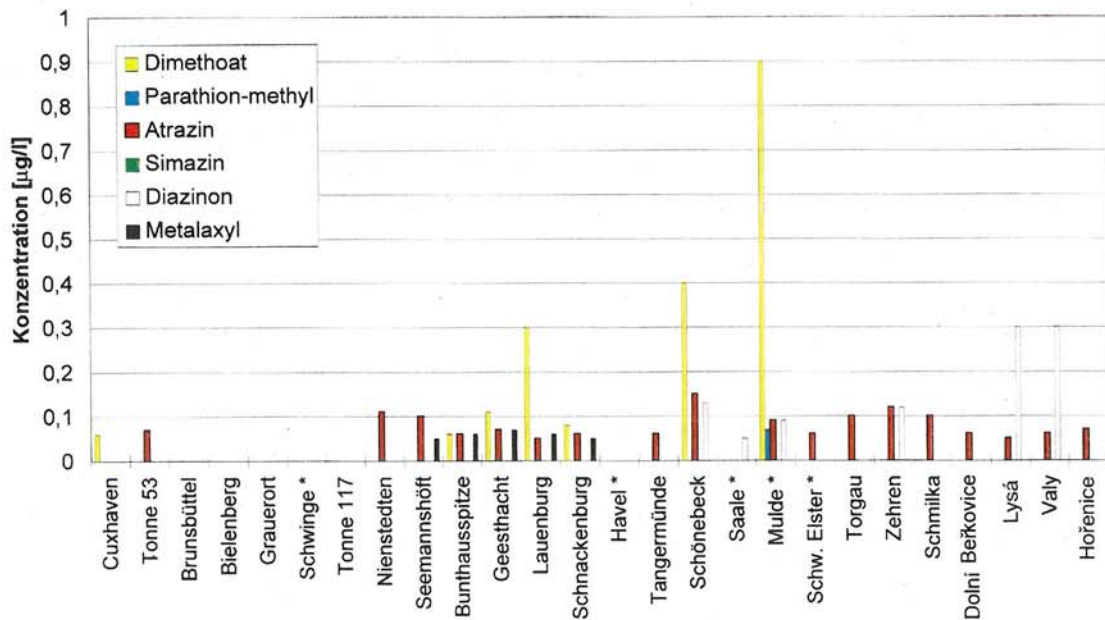


Abbildung 5: N/P-Pestizide im Elbelängsprofil Mai 1994 [GANDRAß ET AL., 1995]
* Nebenflüsse

Ab 1990 wurden hohe Konzentrationen in der Mulde vor der Einmündung in die Elbe festgestellt. Die höchsten Konzentrationen wurden im Juli 1990 für Dimethoat (200 µg/l),

Parathion-methyl (92 µg/l) und Simazin (70 µg/l) gemessen. Es ist anzunehmen, daß hierfür Abwassereinleitungen aus der Pestizidproduktion verantwortlich waren. Das hier angesiedelte Chemiekombinat Bitterfeld war eine Produktionsstätte für die genannten Verbindungen.

Abbildung 5 zeigt ein Längsprofil vom Mai 1994. Die gefundenen Pestizid-Konzentrationen resultieren wahrscheinlich aus landwirtschaftlichen Einträgen. Dies ist vergleichbar mit Situationen an anderen europäischen Flüssen wie dem Rhein während der Vegetationsperiode in den letzten Jahren. Das Insektizid Diazinon wurde bereits im tschechischen Teil der Elbe in Konzentrationen oberhalb des Trinkwassergrenzwertes von 0,1 µg/l festgestellt. Neben den erwähnten Wirkstoffen ist in Abbildung 5 ebenfalls das Auftreten des Fungizids Metalaxyl unterhalb von Schnackenburg ersichtlich. Obwohl die Produktion im ehemaligen Chemiekombinat Bitterfeld teilweise beendet wurde, sind weiterhin hohe Konzentrationen von Dimethoat in der Mulde zu beobachten. Möglicherweise finden durch Abwässer oder Aufräumarbeiten auf dem Produktionsgelände immer noch Einträge von Dimethoat in die Mulde statt.

Tabelle 5: Positivbefunde eines Screenings auf N/P-Pestizide in der Elbe im Zeitraum 1994 bis 1995 [Daten: GKSS Geesthacht]

Verbindung	BG (µg/l)	max. Konz. (µg/l)	Proben- zahl > BG	ZV (µg/l)	ZV überschritten	TRW überschritten
Alachlor	0,05	0,07	1			
Atrazin	0,05	0,38	42	0,1	x	x
Chloridazon	0,05	0,06	1			
Desethylatrazin	0,05	0,14	5			x
Desisopropylatrazin	0,05	0,06	1			
Diazinon	0,05	0,10	1	0,0009	x	
Dichlorvos	0,05	0,10	8	0,0007	x	
Dimethoat	0,05	0,94	28			x
Diuron	0,05	0,14	9	0,001	x	x
Epoxiconazol	0,05	0,10	8			
Isoproturon	0,05	0,08	2	0,32		
Metalaxyl	0,05	0,12	11			x
Metazachlor	0,05	0,23	8			x
Metribuzin	0,05	0,11	2	1		x
Parathion-methyl	0,05	0,08	1	0,01	x	
Pendimethalin	0,05	0,07	2			
Propham	0,05	0,09	15			
Propyzamid	0,25	0,34	1			x
Sebuthylazin	0,05	0,13	9			x
Simazin	0,05	0,13	7	0,06	x	x
Trifluralin	0,05	0,15	3	0,002	x	x

BG: analytische Bestimmungsgrenze

ZV: Zielvorgabe für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften (der IKSR, Niederlande und Kanada)

TRW: Grenzwert der europäischen Trinkwasser-Richtlinie (jeweils 0,1 µg/l)

In Tabelle 5 sind die kumulierten Daten (Positivbefunde) der untersuchten N/P-Pestizide zwischen 1994 und 1995 bei Schmilka, Wittenberge und Hohnstorf aufgelistet. Zur

Bewertung sind die Maximalkonzentrationen und die Häufigkeiten der Positivbefunde den Zielvorgaben für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften aus der IKS, den Niederlanden und Kanada (Überwachungswert meistens 90-Perzentil) sowie dem Trinkwassergrenzwert gegenübergestellt. Insgesamt ist der Trinkwassergrenzwert bei elf N/P-Pestiziden überschritten. Zu bedenken ist hierbei, daß der Trinkwassergrenzwert pragmatisch festgelegt ist. Ihm liegen keine ökotoxikologischen Bewertungen der Einzelstoffe zugrunde. Im Hinblick auf die Zielvorgaben liegt eine geringere Zahl von Überschreitungen vor. Als prioritäre Stoffe hinsichtlich des Schutzguts aquatische Lebensgemeinschaften ist sicherlich eine Reihe von Phosphorsäureester-Insektiziden einzustufen. Hierzu zählen Diazinon, Dichlorvos und Parathion-methyl, wahrscheinlich auch Dimethoat, für das keine Zielvorgabe verfügbar ist. Des Weiteren zählen hierzu die Herbizide Atrazin (Triazin), Diuron (Phenylharnstoff), Simazin (Triazin) und Trifluralin (Anilinderivat). Besonders problematisch sind Stoffe, deren Zielvorgaben z. T. um mehr als eine Größenordnung unterhalb der heute erreichbaren analytischen Bestimmungsgrenzen liegen. Hierfür sind entsprechend empfindlichere Nachweismethoden zu entwickeln, um die Einhaltung der Zielvorgaben überprüfen zu können.

Die Belastung der Elbe mit N/P-Pestiziden hat seit 1990 drastisch abgenommen. Während ursprünglich die Situation in der Mittleren und Unteren Elbe durch hohe Einträge aus Punktquellen (Pflanzenschutzmittelproduktion) geprägt war, finden sich heute typische saisonale Konzentrationsverteilungen unterhalb von 1 µg/l je Einzelverbindung. Im Gegensatz zu unpolaren, überwiegend an Schwebstoffen gebundenen Xenobiotica wie etwa DDT, Hexachlorbenzen oder den polychlorierten Biphenylen liegen die polaren N/P-Pestizide überwiegend gelöst vor [KNAUTH ET AL., 1993]. Die angeführten N/P-Pestizide werden kaum in Sedimenten angereichert. Sie stellen somit kein langfristiges Problem dar, sobald die Punktquellen abgestellt sind und diffuse Einträge sich verringern.

Die Beurteilung der Gewässergüte und die Erarbeitung von Zielvorgaben orientiert sich an den zu berücksichtigenden Schutzgütern. Das Schutzgut Fischerei kann i. d. R. unberücksichtigt bleiben, da für die hier betrachteten Substanzen im Gegensatz zu beispielsweise unpolaren schwerflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen (SCKW) keine nennenswerte Bioakkumulation vorliegt. Der für das Schutzgut Trinkwasser heranzuziehende Grenzwert wurde für elf Pestizide überschritten, maximal um den Faktor 3,8. Am kritischsten fällt die Bewertung im Hinblick auf aquatische Lebensgemeinschaften aus. Für einige Pestizide wurden die der internationalen Literatur entnommenen Zielvorgaben um mehrere Größenordnungen überschritten. Es stellt sich die Frage, ob die angeführten Zielvorgaben ohne Anwendungseinschränkungen bzw. -verbote für einzelne Wirkstoffe erreichbar wären.

4.1.4 Non-target Screening organischer Wasserinhaltsstoffe

In der Elbe sowie in den Nebenflüssen Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel wurde ein Screening-Programm organischer Inhaltsstoffe durchgeführt [FRANKE ET AL., 1995a, 1995b]. Im Vordergrund standen dabei die Identifizierung eines breiten Spektrums organischer Substanzen einschließlich neuer, potentieller Schadstoffe sowie die Quantifizierung ausgewählter Verbindungen. Insgesamt wurden 36 Probenahmestellen im gesamten Einzugsgebiet zwischen 1992 und 1995 mindestens fünffach beprobt.

Das Elbewasser wurde bei Ústí n. L. extrem mit tetrachlorierten Bis-(propyl)ethern (Halothern) aus der großtechnischen Epichlorhydrin-Synthese belastet (Tabelle 6). Bei Schmilka lagen Frachten von 190 kg/d (1992), 455 kg/d (1993) und 395 kg/d (1994) vor [HILDEBRANDT, 1995]. Die daher festgestellten Konzentrationsänderungen waren im wesentlichen auf die unterschiedliche Wasserführung und nicht auf stark verringerte Einleitungen zurückzuführen. Im zeitlichen Mittel ergibt sich eine Fracht von ca. 340 kg/d. Niedriger chlorierte Bis(propyl)ether, die aus der Propylenoxidchemie stammen, traten in

geringeren Konzentrationen erst nach dem Saalezufluß auf. Die Isomerenverhältnisse tetrachlorierter Bis-(propyl)ether (Abbildung 6) bleiben über die Fließstrecke der Elbe nicht konstant.

Tabelle 6: Konzentrationen chlorierter Bis(propyl)ether (BPE) in der Elbe (angegeben sind die Spannweiten der im Mai 1992, im Mai 1993 und im Februar 1994 ermittelten Werte) [Daten: Universität Hamburg, Institut für organische Chemie]

Flußbereich	Σ Cl ₂ -BPE	Σ Cl ₃ -BPE	1,3,1',3'-BPE	2,3,2',3'-BPE	1,3,2',3'-BPE	Σ Cl ₄ -BPE
	$\mu\text{g/l}$					
Staatsgrenze	n.n. ²⁾	n.n.	0,68-2,7	2,8-12,5	3,7-14,2	7,2-29,4
Dresden bis Schwarze Elster	n.n.	n.n.	0,73-2,9	1,5-12,2	2,7-14,8	4,8-29,9
Raum Magdeburg ¹⁾	n.n.-0,3	<0,01	0,28-0,38	0,64-1,4	1,7-1,8	2,2-3,5
Haveleinmündung bis Hamburg	0,06-0,25	<0,01-0,08	0,13-1,0	0,5-2,1	0,6-4,2	1,2-7,2

¹⁾ keine Beprobung im Mai 1993, als die höchsten Werte auftraten

²⁾ Bestimmungsgrenzen 0,1 - 10 ng/l

Ein näherer Vergleich der Isomerenverhältnisse tetrachlorierter Bis-(propyl)ether soll in Kapitel 4.4 vorgenommen werden. Bisher deuten Mustervergleiche chlorierter Bis-(propyl)ether aus der Nordsee, biologisch behandeltem Prozeßabwasser und der Elbe darauf hin, daß biologische Prozesse die Ursache der beobachteten Musterveränderung darstellen [HILDEBRANT, 1995; MEYER, 1996].

Die gleichmäßig hohe Belastung mit Haloethern setzte sich 1995 nicht fort. Infolge technologischer Veränderungen der Epichlorhydrin-Produktion in Ústí n. L. wurden im Februar stark schwankende und im September 1995 niedrige Tetrachlorbis(propyl)etherkonzentrationen gemessen [MEYER, 1996]. Die Summe der tetrachlorierten Ether betrug im September nur noch etwa 40 - 60 ng/l, also weniger als 5 % der im Zeitraum 1992 - 1994 gemessenen Werte. Aktuelle Messungen aus dem Sondermeßprogramm der ARGE ELBE ergaben im Februar 1996 zwischen Magdeburg und der Mündung in die Nordsee wieder höhere Konzentrationen der tetrachlorierten Ether zwischen 0,5 und 1 $\mu\text{g/l}$.

Die durch Screening-Untersuchungen in der Elbe als herausragende Kontaminanten erkannten und infolgedessen quantifizierten Haloether sind ein eindrucksvolles Beispiel, wie Nontarget-Screening an einer relativ kleinen Probenzahl zur Entdeckung wichtiger neuer Belastungen und deren Quellen führen kann.

Neben Haloethern traten weitere durch Screening-Untersuchungen identifizierte und zur Charakterisierung der Belastung wichtige industrielle organische Substanzen in der Elbe auf, die unbekannt waren und zur Zeit durch keine überwachende routinemäßige Analytik erfaßt wurden. Bereits im oberen Elbeabschnitt traten regelmäßig Phenylharnstoffe, der optische Aufheller Coumarin, die synthetischen Moschus-Duftstoffe Galaxolit und Tonalit sowie Diarylsulfone auf. Das Diazepin Medazepam, ein Arzneimittel, erschien unterhalb Dresdens. Chloralkylphosphate gelangten durch die Schwarze Elster sowie die Mulde in die Elbe. Unter der Vielzahl der durch die Mulde eingetragenen Chlor-, Amino- und Nitroaromaten waren stark diskontinuierlich emittierte Cyanoethylaniline sowie Benzanilide zeitweise herausragend vertreten. Über die Saale gelangten erstmals di- und trichlorierte Bis-(propyl)ether sowie aus der Weißen Elster Oligoformale und Oxa-

thiamacrocyclen, die dort Hauptkomponenten der Belastung darstellten, in die Elbe. Diese Substanzen konnten bis in die Tideelbe, teilweise bis Cuxhaven verfolgt werden [FRANKE ET AL., 1995b].

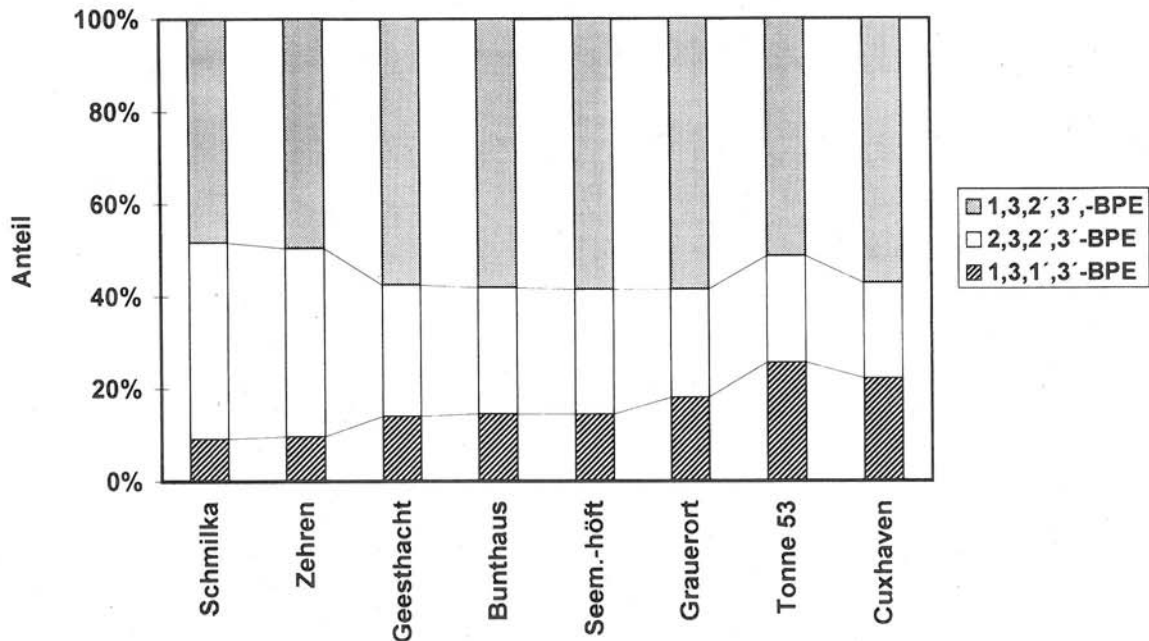


Abbildung 6: Isomerenverhältnisse tetrachlorierter Bis-(propyl)ether an ausgewählten Probenahmestellen im Mai 1993 [Daten: Universität Hamburg]

Tabelle 7 zeigt die Ergebnisse quantitativer Bestimmungen ausgewählter, teilweise erst durch Nontarget-Screening entdeckter Schadstoffe. Ab Schmilka traten Chlor-, Amino- und Nitrobenzene, Harnstoffderivate, 2-Thiomethylbenzothiazol und Diphenylsulfon in der Elbe auf. Bis zur Einmündung der Mulde nahmen ihre Konzentrationen stark ab; die Schwarze Elster leistete keinen nennenswerten Beitrag zur Belastung. Die Mulde zeigte mit insgesamt ca. 13 µg/l extreme Gehalte von Chlornitrobenzenen und führte darüber hinaus Chlorbenzene, Hexachlorcyclohexan- (HCH-) Isomere, Diphenylsulfon, 2-Thiomethylbenzothiazol, Prometrin und besonders Parathion-methyl mit sich. Unterhalb des Muldezufusses blieben Chlornitrobenzene, Parathion-methyl, Prometrin und Diphenylsulfon in der Elbe nachweisbar, während HCH- und Chlorbenzenkonzentrationen infolge der Bindung an das Sediment schnell abnahmen.

Das Screening auf unbekannte organische Substanzen zeigt, daß ein differenziertes Bild der Gewässerbelastung im Hinblick auf gebietstypische Einflüsse durch industrielle und andere Emissionen gewonnen werden kann. Detaillierte quantitative Untersuchungen sollten auf den Ergebnissen des Screenings aufbauen, wobei "neue" und bekannte Schadstoffe schließlich zur Grundlage von Bewertungen gemacht werden können.

Tabelle 7: Konzentrationen gelöster Substanzen in der Elbe, der Schwarzen Elster und der Mulde. Beprobung Februar 1994 [Daten: Universität Hamburg, Institut für organische Chemie]

	Schmilka Elbe	Zehren Elbe	Gorsdorf S. Elster	Dessau Mulde	Magdeburg Elbe	Cuxhaven Elbe
ng/l						
Halogenalkanphenate						
Hexachlorethan	< 5	< 5	< 5	129	12	< 5
Chloraromaten						
1,4-Dichlorbenzen	35	< 10	< 10	20	< 10	< 10
1,3-Dichlorbenzen	40	15	< 10	125	30	< 10
1,2-Dichlorbenzen	160	65	< 10	195	45	< 10
1,3,5-Trichlorbenzen	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
1,2,4-Trichlorbenzen	100	40	< 5	30	13	< 5
1,2,3-Trichlorbenzen	13	5	< 5	7	< 5	< 5
Hexachlorbenzen	16	14	< 2	4	7	4
Nitro- und Aminobenzole						
3-Chlornitrobenzen	< 10	< 10	< 10	450	40	< 10
2-Chlornitrobenzen	725	280	< 10	9.050	800	180
4-Chlornitrobenzen	160	90	< 10	3.700	290	90
2,4-Dichloranilin	8	14	< 5	< 5	< 5	< 5
2,4,6-Trichloranilin	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
2,6-Dichlor-4-nitroanilin	< 5	< 5	< 5	46	< 5	< 5
2-Nitro-4-methylanilin	< 5	256	< 5	< 5	67	32
N-Cyanoethyl-N-ethylanilin	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Pestizide						
α -HCH	< 2	< 2	< 2	17	2	4
β -HCH	< 2	< 2	< 2	14	4	< 2
γ -HCH	< 2	13	4	10	6	6
δ -HCH	< 2	< 2	< 2	6	< 2	< 2
Prometrin	< 20	110	< 20	210	110	100
Methylparathion	< 10	< 10	< 10	640	20	20
Harnstoffderivate						
N,N'-Diethyl-N,N'-diphenylharnstoff	67	92	< 5	< 5	43	36
N-Isobutyl-N'-ethyl-N,N'-Diphenylharnstoff	16	9	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzthiazole						
Thiomethylbenzthiazol	10	17	7	44	14	< 5
Sulfone						
Diphenylsulfon	180	200	< 10	120	110	70

4.2 Sedimente: Schadstoffspeicher und -quelle

Historisch betrachtet hat die moderne Gewässerüberwachung mit der Analytik der gelösten Stoffe ihren Anfang genommen. Inzwischen gehören Wasser- und Schwebstoffuntersuchungen von häufig mehr als 30 Parametern zur Routine der meisten Monitoring-Programme. Im Bestreben, zu einer möglichst ganzheitlichen Bewertung eines Gewässersystems zu gelangen, fanden Sedimentuntersuchungen seit über 15 Jahren zunehmendes Interesse, ohne jedoch bei Monitoring-Programmen in größerem Umfang berücksichtigt zu werden.

Ziel der Sedimentuntersuchungen ist:

- eine Bestandsaufnahme der Schadstoffbelastung der Sedimente durchzuführen,
- das über die Sedimente zu erwartende Gefährdungspotential zu ermitteln,
- Grundlagen für spätere Behördenmeßprogramme bzw. deren Erweiterung zu legen,
- Sanierungsmaßnahmen vorzuschlagen und
- die Grundlagen für die Überprüfung der tatsächlichen Wirkung von Sanierungsmaßnahmen zu schaffen.

Hierzu wurden zunächst Kartierungen der bisher als prioritär erkannten Schwermetalle (Quecksilber, Cadmium, Zink, Blei, Chrom, Kupfer, Nickel) sowie des Halbmetalls Arsen durchgeführt. Die übrigen Elemente werden nur an ausgewählten Proben bzw. bei begründetem Verdacht einer Anreicherung (z. B. Uranbergbau) quasi durch ein Screening miterfaßt.

Von den zahlreichen organischen Schadstoffen, die sich in Sedimenten stark anreichern, werden hier beispielhaft die Gruppen der schwerflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe und der metallorganischen Verbindungen vorgestellt. Es werden Möglichkeiten der Charakterisierung durch Stoffmuster diskutiert und zum Beispiel das Bewertungssystem der deutschen Flußgebietsgemeinschaft ARGE ELBE (s. Kapitel 6.3) für die Einzelstoffe HCB und PBC-138 angewandt.

Um darüber hinaus der Vielzahl organischer Substanzen aus industriellen, kommunalen und landwirtschaftlichen Quellen, unter denen chlorierte Kohlenwasserstoffe lediglich eine stark beachtete Gruppe darstellen, Rechnung zu tragen, werden ausgewählte Ergebnisse organischer Screening-Untersuchungen dargestellt.

4.2.1 Bedeutung der Sedimente für die Beurteilung eines Gewässersystems

Sedimente als Schadstoffsenken

Sedimente bilden eine der wichtigsten Senken für in Gewässer eingeleitete Schadstoffe. Weit mehr als die Hälfte aller in ein Gewässer eingeleiteten Schwermetalle wird durch Bindung an Schwebstoffe aus der Wasserphase entfernt und so zumindest vorübergehend im Sediment festgelegt. Ohne diesen Prozeß der Sedimentation wäre die Wasserphase weit höher belastet, als sie es tatsächlich ist. Auch die Ästuarbereiche der Meere würden fortlaufend stärker kontaminiert werden.

Abbildung 7 verdeutlicht am Beispiel der Schwermetalle Cadmium und Quecksilber die hohe Anreicherung von Schadstoffen in den Sedimenten gegenüber der Wasserphase. Quecksilber ist an den ausgewählten Meßpunkten (Schmilka und Schnackenburg an der Elbe und Mannheim am Rhein) im Sediment mehr als 1.000fach angereichert, Cadmium sogar über 10.000fach. Mit vergleichbaren Anreicherungsfaktoren ist bei den meisten Schwermetallen und unpolaren organischen Schadstoffen zu rechnen.

Sedimente als Senken organischer Wasserinhaltsstoffe enthalten immer biogenes organisches Material. Dessen Zusammensetzung resultiert nicht nur aus den Beiträgen der von Landpflanzen eingetragenen sowie der von Algen und sedimentären Mikroorganismen gebildeten Substanzen, sondern auch durch Emissionen aus kommunalen Kläranlagen und aus der Landwirtschaft (Gülldüngung). Neben diesen rezenten Produkten treten fossile Kohlenwasserstoffe auf, die infolge der Nutzung von Mineralöl und anderen geogenen Kohlenstoffquellen freigesetzt werden. Chemische Syntheseprodukte bil-

den schließlich eine große Gruppe anthropogener Substanzen, die laufend in Gewässer und aquatische Sedimente eingetragen werden.

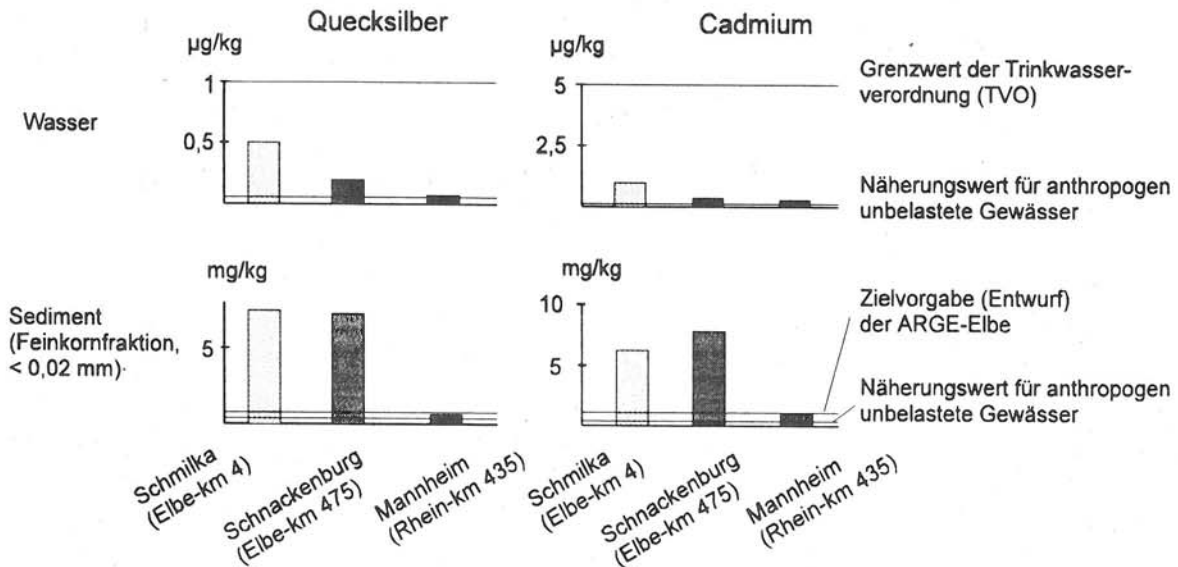


Abbildung 7: Vergleich der Cadmium- und Quecksilberbelastung des Sediments und des Wassers an den Meßpunkten Schmilka, Schnackenburg (Elbe) und Mannheim (Rhein). [Meßdaten Wasser: ARGE ELBE; IKS; Sediment: Inst. f. Umwelt-Geochemie, Heidelberg (1993/1994)]

Die Bindungsfähigkeit organischer Substanzen an das Sediment ist differenziert zu betrachten. So wird eine Reihe der polaren P/N-Pestizide im wesentlichen nur reversibel fixiert. Dies gilt verbreitet für hydrophile (d. h. gut wasserlösliche) Substanzen, wie Polyether, Polyhydroxymethylphenole, saure Phenole, Aminopolycarbonsäuren, Sulfonsäuren und weitere polare Substanzen, die sich dementsprechend überwiegend in der Wasserphase aufhalten. Teilweise werden derartige Stoffe durch chemische Prozesse irreversibel im Sediment festgelegt und sind dann in ihrer ursprünglichen Form nicht wieder freisetzbar.

Sedimente als Schadstoffquellen

Die Bindung von Schwermetallen an das Sediment ist keinesfalls irreversibel. Unterschiedliche Prozesse können dazu führen, daß diese remobilisiert und damit erneut zu potentiellen Quellen der Belastung werden. Hierbei muß zwischen der "Resuspendierung", dem Aufwirbeln bereits am Gewässergrund abgelagerten Materials, z. B. bei Baggerarbeiten oder durch die Schifffahrt, und dem "in Lösung gehen", einer chemisch-biologischen Mobilisierung, unterschieden werden.

Die Bindung lipophiler (d. h. fettlöslicher) organischer Substanzen ist eher physikalischer und damit reversibler Natur. Sie erfolgt häufig durch hochmolekulare organische Komponenten im Sediment, deren Anteil näherungsweise dem Glühverlust entspricht.

Sedimente als Indikatoren der Belastung

Die Praxis der Gewässerüberwachung hat gezeigt, daß die reine Wasseranalytik nur dann ein klares Bild über Ausmaß und Herkunft von Belastungen liefern kann, wenn Messungen kontinuierlich oder zumindest in kurzen Abständen erfolgen. Diese Bedin-

gungen sind in der Praxis oft nicht erfüllbar. Aufgrund von kurzfristigen Einleitungen sowie der Änderung der Wasserführung ändern sich die Schadstoffkonzentrationen im Wasser in kürzester Zeit oft um mehr als eine Zehnerpotenz. Eine nur gelegentlich durchgeführte Beprobung läßt daher keine eindeutige Aussage über die tatsächliche durchschnittliche Gewässerbelastung zu. Hingegen zeigen Sedimentablagerungen die mittlere Belastung über einen längeren Zeitraum.

Aufgrund der substanzabhängigen großen Unterschiede der Bindungsstärke und Bindungsmechanismen organischer Substanzen sind Sedimente in erster Linie Indikatoren für Belastungen mit lipophilen Schadstoffen. Bei polaren (hydrophilen) Substanzen kann auf eine Überwachung der Wasserphase gewöhnlich nicht verzichtet werden, da sie im Sediment kaum aufzufinden sind.

Sedimente als Wegweiser zu punktförmigen Einleitungsquellen

Eine neuere Anwendung der Sedimentuntersuchungen ist das Auffinden von punktförmigen Schadstoffeintritten. Lokale, über eine gewisse Zeit andauernde Einleitungen lassen sich als Maxima der Konzentration im Längsprofil erkennen. Auch die Einmündungen von Nebenflüssen können als punktförmige Einleitungen aufgefaßt werden. Zum Lokalisieren unerlaubter Schwermetalleintritten wird sich das Gedächtnis der Elbesedimente erst dann nutzen lassen, wenn das allgemeine Belastungsniveau deutlich geringer geworden ist. Derzeit überlagern sich noch stromabwärts transportierte, hoch kontaminierte Altablagerungen und Einleitungen.

Bei einzelnen organischen Schadstoffen, die als Abfallstoffe oder Nebenprodukte eines spezifischen Industrieprodukts anfallen, kann das Gedächtnis der Sedimente bereits heute zum Auffinden von Einleitern genutzt werden. Dies wird am Beispiel des Hexachlorbenzens und einer organischen Zinnverbindung demonstriert.

Im anaeroben Milieu des Sediments können Biotransformationen organischer Substanzen stattfinden, die zu Metaboliten führen, deren Auftreten auf Belastungspfade verweist. Das Pestizid DDT wird beispielsweise in der Umgebung von Emissionsquellen in der Region Bitterfeld als Hauptkomponente neben seinen anaeroben Metaboliten (hauptsächlich DDD) im Sediment der Mulde gefunden. In älteren Sedimenten des Berliner Seengebiets, des Hamburger Hafens und der dortigen Schlickspülfelder, wo keine akuten direkten Emissionen einwirken, liegt DDT praktisch vollständig in Form seiner Metabolite vor [FRANKE, 1990; SCHWARZBAUER, 1993]. Demnach kann aus dem Verhältnis von DDT zu seinen Metaboliten auf aktuell stattfindende Emissionen, d. h. auf naheliegende Punktquellen bzw. ältere Kontaminationen geschlossen werden.

4.2.2 Belastung der Elbesedimente mit Schwermetallen

Die hier präsentierten Sedimentuntersuchungen sind das Ergebnis von 1992 und 1994 durchgeführten Beprobungen der Elbe vom Riesengebirge bis zur Nordsee. Jeweils 70 Sedimentproben wurden aus der Elbe selbst (34 rechts- und 36 linkselbisch) sowie elf Proben aus den Mündungsbereichen der größeren Nebenflüsse entnommen. Elf Probenahmestellen lagen auf tschechischem Gebiet. Die Auswahl der Probenahmestellen erfolgte in Absprache mit anderen an der Elbe arbeitenden Forschungseinrichtungen bzw. Behörden. Zur Diskussion der Bewertungssysteme wird auf Kap. 6.3 verwiesen.

1994 wie 1992 traten die höchsten Schwermetallanreicherungen bei den Elementen Cadmium, Quecksilber, Blei und Zink auf (s. Abbildung 8). Die Konzentrationen dieser Elemente sind auch 1994 noch bis zu 32mal höher als die anthropogen unbelasteten Sedimente (Tongesteinstandard, s. Kap. 6.3). Die Schwermetallbelastung wird anhand von feinkörnigen Sedimenten ermittelt (vereinbarungsgemäß in der Korngrößenfraktion

< 20 µm), da nur diese in größerem Umfang Schwermetalle speichern. Außerdem ist der Elementgehalt unterschiedlicher Proben nur durch die Untersuchung gleicher Korngrößenfraktionen miteinander vergleichbar.

Die Obere Elbe (Quelle bis Burg Hirschstein, Elbe-km 96 auf deutschem Gebiet)

Tschechischer Elbeabschnitt: Bereits nach Verlassen des Riesengebirges konnten bei den Elementen Blei, Kupfer, Zink und Cadmium Anreicherungen um den Faktor 4 gegenüber der geogenen Hintergrundbelastung festgestellt werden. Die übrigen untersuchten Elemente sind in den feinkörnigen Sedimenten nicht bzw. nur geringfügig angereichert. An der Staatsgrenze erreichen Blei und Zink die I_{geo} -Klasse 3, Cadmium und Quecksilber die Klasse 5 (zum Geoakkumulationsindex I_{geo} s. Kap. 6.3). Im Falle des Quecksilbers kann dies eindeutig auf die Einspülung extrem belasteter Bilina-Sedimente zurückgeführt werden. 1994 wie 1992 lag hier der Anreicherungsfaktor bei Quecksilber über 100! Beide Werte waren die höchsten im Elbeeinzugsgebiet gemessenen Quecksilber-Konzentrationen.

Eine weitere Hauptquelle der tschechischen Elbebelastung ist der Industriestandort Pardubice. Die Sedimente von 1994 weisen bereits deutlich auf eine Verringerung der Einträge hin, was durch die Fertigstellung einer Kläranlage im Rahmen des IKSE-Sofortprogramms zu erklären ist.

1994 lag die Belastung der Moldau bei sämtlichen Schwermetallen unterhalb des in der Elbe vorliegenden Niveaus. Von einem nennenswerten Verdünnungseinfluß kann aber nicht gesprochen werden. Gegenüber den Resultaten von 1992 scheint sich auch hier der Erfolg des IKSE-Sofortprogramms (z. B. die Erweiterung der Kläranlage Prag) anzudeuten.

Deutscher Elbeabschnitt: Hier sind insbesondere die kleinen Nebenflüsse Müglitz, die vor Dresden in die Elbe mündet, und Triebisch, die in Meißen einmündet, zu nennen. Obwohl deren Abflussspenden gering sind, tragen sie erheblich zur Belastung der Elbe bei, da die Schadstoffkonzentrationen teilweise um ein Vielfaches erhöht sind. Die Müglitz-Sedimente sind stark Cadmium- und Blei- sowie mäßig Arsen-belastet, außerdem war der organische Kohlenstoffgehalt mit 17 % der höchste gemessene Wert überhaupt. Durch die Triebisch werden infolge der Stollenwässer des Erzgebirges übermäßig mit Cadmium und Zink belastete Sedimente (jeweils I_{geo} -Klasse 6) eingespült. Dennoch tritt in diesem Elbeabschnitt gegenüber 1992 eine Verringerung der Schwermetallbelastung auf, was auch hier als Resultat des Sofortprogramms verstanden wird.

Die Mittlere Elbe (Burg Hirschstein bis Geesthacht)

Hinsichtlich der Schwermetallbelastung kann dieser Flußabschnitt in den Bereich unterhalb und oberhalb von Magdeburg untergliedert werden. Unmittelbar unterhalb von Burg Hirschstein werden bei sämtlichen Schwermetallen die niedrigsten Konzentrationen überhaupt gemessen (ausgenommen natürlich die von der Nordsee beeinflussten Sedimente der Tide-Elbe). Durch die Zuflüsse der Schwarzen Elster, der Mulde und der Saale steigen alle Schwermetallkonzentrationen wieder an.

Ab Magdeburg erreicht die Elbe ihr höchstes Belastungsniveau und verbleibt auf diesem bis Geesthacht, d. h. es liegt im Mittel I_{geo} -Klasse 5 für Cadmium, Klasse 4 für Quecksilber und Zink und Klasse 3 für Blei vor. Lediglich die Einmündung der Havel bringt in bezug auf Quecksilber kurzfristig eine Verbesserung. Es bleibt 1992 wie auch 1994 auffällig, daß die höchsten Belastungen der Elbe flußabwärts von Magdeburg auftraten, obwohl alle wichtigeren, teilweise bereits historischen Einleitungen flußaufwärts liegen.

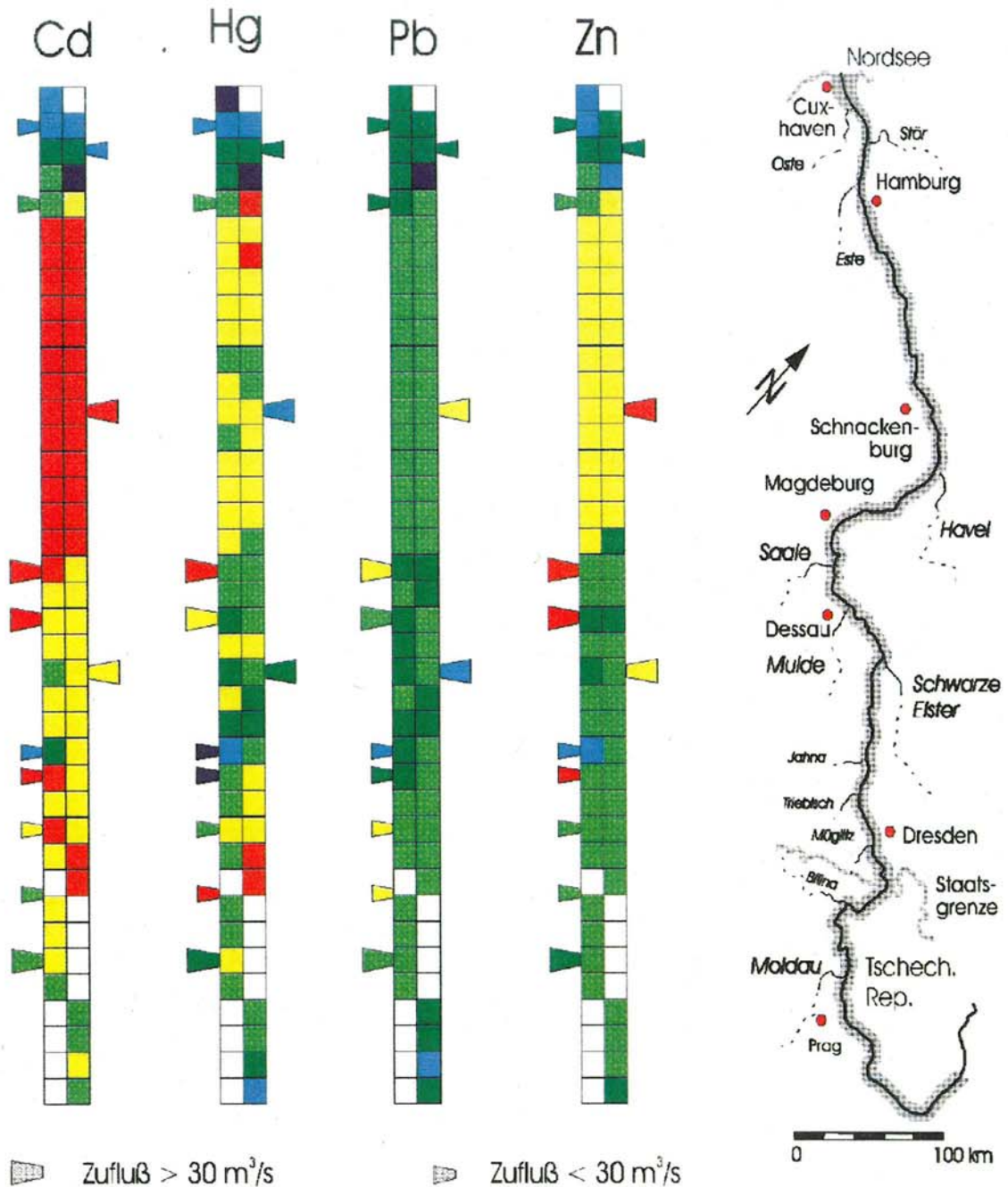


Abbildung 8: Quecksilber, Cadmium, Blei und Zink in den Sedimenten der Elbe (Kornfraktion < 20 µm); Beprobung: Oktober 1994 [Daten: Inst. f. Umwelt-Geochemie, Heidelberg]

Die Untere Elbe (Wehr Geesthacht bis zur Einmündung in die Nordsee)

Unmittelbar unterhalb von Hamburg fallen sämtliche Schwermetallkonzentrationen stark ab, teilweise wird sogar das Background-Niveau erreicht. Dies ist darauf zurückzuführen, daß der Hamburger Hafen, aus dem jährlich über 2 Mio. Tonnen Schlick gebaggert werden, als Sedimentationsfalle wirkt. Außerdem wird von der Nordsee her gering belastetes, marines Schwebgut stromaufwärts transportiert, das sich mit dem hochbelasteten fluvialen Sediment vermischt. Dieser seit längerem bekannte "Verdünnungseffekt" wird durch die Beprobungskampagnen von 1992 und 1994 erneut bestätigt [MÜLLER, 1975].

Ein erweitertes Elementspektrum ist von PRANGE ET AL. [1995b] im Oktober 1992 untersucht worden. Es ist insbesondere das Silber zu erwähnen, das auf der gesamten Fließstrecke über 32fach angereichert ist (I_{geo} -Klasse 6!). Selen, Antimon, Wolfram und Zinn liegen in den I_{geo} -Klassen 2 und 3 vor. Die Schwermetalle Thallium, Molybdän, Tantal und Uran spielen in den Sedimenten nur eine untergeordnete Rolle.

4.2.3 Bewertung der Schwermetallbelastung der Sedimente

Die hier präsentierten Ergebnisse spiegeln den Ist-Zustand der Gewässerbelastung drei bzw. fünf Jahre nach den politischen Veränderungen wieder. Die vielfach erwartete schnelle Verbesserung, die der Stilllegung besonders umweltbelastender Betriebe, z. B. der Produktion von Chlor und Natronlauge nach dem Amalgamverfahren, folgen sollte, trat jedoch nicht ein. Nach wie vor ist die Elbe einer der am stärksten belasteten Wasserläufe Europas. Hierbei zeigt sich erneut, daß Sedimente aufgrund ihrer Schadstoffspeicherkapazität das Langzeitgedächtnis eines Gewässers sind. Schnell und kurzfristig durchführbare Maßnahmen wie die Stilllegung von Betrieben, aber auch das von der IKSE koordinierte Sofortprogramm zur Verminderung industrieller und kommunaler Abwassereinleitungen für den Zeitraum 1992 bis 1995 können sich erst mit einer gewissen Verzögerung in der Verbesserung der Sedimentqualität und damit des gesamten Ökosystems Elbe bemerkbar machen. Gerade bei Gewässersedimenten, deren "Selbstreinigung" darin besteht, durch Hochwasserereignisse flußabwärts transportiert zu werden bzw. Schadstoffe wieder an die Wasserphase abzugeben, kann sich dieser Prozeß über viele Jahre hinziehen.

Um die Belastung einer ersten Bewertung unterziehen zu können, werden in Tabelle 8 für die untersuchten Schwermetalle und Arsen die Mediane, die maximalen und die minimalen aufgetretenen Konzentrationen den in Deutschland in der Erprobung befindlichen Zielvorgaben der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (Überwachungswert: 50-Perzentil) gegenübergestellt. Bis zur Erarbeitung von elbespezifischen Zielvorgaben durch die IKSE kann derzeit nicht ausgeschlossen werden, daß die Zielvorgaben der LAWA aufgrund der zu erwartenden Ergebnisse bei der Ermittlung der regionalspezifischen geogenen Hintergrundwerte (BMBF-Verbundvorhaben "Geogener Background") auch in Zukunft nicht erfüllt werden können. Die Zahlenwerte der in Tabelle 8 aufgeführten Zielvorgaben und die mittleren Konzentrationen des Tongesteinstandards liegen häufig recht nahe beisammen; bei Kupfer beispielsweise liegt die Zielvorgabe gerade um 33 % über der Hintergrundbelastung. Möglicherweise können daher zumindest in Teilbereichen des Elbeeinzugsgebietes, z. B. bedingt durch Buntmetallagerstätten im Erzgebirge, diese Zielvorgaben auch bei Vermeidung jeglicher anthropogener Belastung nicht eingehalten werden.

Die Problematik allgemeingültiger Background-Daten ändert jedoch nichts an der Tatsache, daß die Toxizität eines Schadstoffes unabhängig von seiner lokalen geogenen Konzentration einer gesonderten Betrachtung zu unterziehen ist. Betrachtet man die Differenz zwischen gegenwärtiger Belastung und Zielvorgaben, so lassen sich die Schwermetalle hinsichtlich ihres Toxizitätspotentials in zwei Gruppen einteilen. Zur ersteren gehören Quecksilber, Cadmium und Zink. Selbst die mittleren Konzentrationen dieser

Elemente sind 5-6fach höher als die Zielvorgaben. Nicht an einer einzigen Meßstelle wurden 1992 und 1994 die Zielvorgaben erreicht. Bei allen künftigen Schwermetalluntersuchungen ist diesen drei Elementen die größte Aufmerksamkeit zu schenken. In der zweiten Gruppe liegen die Zielvorgaben ungefähr bei der Hälfte der mittleren Konzentrationen (Kupfer, Blei) oder werden sogar annähernd erreicht (Nickel, Chrom).

Tabelle 8: Gegenüberstellung der in den Sedimenten der Elbe 1994 (ohne Tideelbe, Fraktion < 20 µm) gemessenen Schwermetallkonzentrationen mit den in Erbrobung befindlichen Zielvorgaben der Ländergemeinschaft Wasser (LAWA) (Überwachungswert Median) für Schutzgüter Aquatische Lebensgemeinschaften sowie Schwebstoff und Sedimente [SCHUDOMA, 1994] [Daten: Institut für Umwelt-Geochemie, Heidelberg]

	Hg	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni	As
	mg/kg							
Median	5,0	7,4	150	1.080	120	140	57	36
Maximum	25	13	220	2.200	250	240	86	77
Minimum	0,9	1,5	48	280	47	45	31	15
Zielvorgabe	0,8(A)	1,2(A)	100(A)	200(A,S)	100(S)	60(S)	50(S)	(40,M)

A - Aquatische Lebensgemeinschaft S - Schwebstoff und Sedimente M - Zielvorgabe aus der IKSR

Um das dargestellte toxische Potential der Sedimente weiter bewerten zu können, müssen die folgenden Fragen beantwortet werden:

1. In welchem Ausmaß trägt das Schwermetalldepot der Sedimente derzeit zu den Wasser- und Schwebstofffrachten bei?
2. Wie mächtig sind die Ablagerungen an den bekannten Belastungsschwerpunkten?
3. Aus den Antworten hierauf resultiert schließlich die wichtigste Frage, ob zusätzlich zu den derzeitigen Sanierungskonzepten (Stilllegung/Modernisierung von Industriestandorten bei gleichzeitigem Ausbau der Abwasserreinigung) weitere Sanierungsmaßnahmen ergriffen werden müssen bzw. sinnvoll sind.

Die Resuspendierung und Weiterverfrachtung von bereits abgelagertem Material ist insbesondere bei Hochwasserereignissen von Bedeutung bzw. kann je nach Umfang der in den Sedimenten akkumulierten Schadstoffmengen sogar dominierend sein. Dieser Effekt wurde durch SPOTT ET AL. [1994] in Magdeburg und WILKEN ET AL. [1994a] in Geesthacht anhand der Hochwasserereignisse zu Beginn des Jahres 1994 untersucht. Bereits die Tatsache, daß mit Beginn einer Hochwasserwelle deutlich erhöhte Schadstoffkonzentrationen auftreten, muß als Folge der Resuspendierung von "Altlasten" angesehen werden; gäbe es diese nicht, so müßten die Schadstoffkonzentrationen bei Hochwasserereignissen absinken und im Idealfall gegen den Wert der geogenen Hintergrundbelastung streben, der sich dann aus dem erhöhten Gesteinsabrieb und dem erhöhten Eintrag von Erosionsmaterial bei gleichbleibenden Einleitungen ergibt. Beide Autoren interpretierten die drei aufeinanderfolgenden Hochwasserereignisse dahingehend, daß nur das erste (Dez. 1993/Jan. 1994) Sedimente in größerem Umfang resuspendierte. Bei den nachfolgenden Hochwassern (März und April 1994) gingen WILKEN ET AL. [1994a] davon aus, daß keine leicht resuspendierbaren Depots mehr vorhanden waren; in Magdeburg [SPOTT ET AL., 1994] wurden die erneuten Belastungsspitzen mit Hochwassern in Mulde und Saale, also dem Eintrag von resuspendiertem Material aus den Nebenflüssen, korreliert. Ob nun die Hochwasserereignisse zu Beginn

des Jahres 1994 tatsächlich einen Großteil der Sedimentdepots resuspendiert haben, kann nicht mit Sicherheit nachgewiesen werden. Die hier präsentierten Sedimentuntersuchungen vom Oktober 1994 zeigen zwar einen deutlichen Rückgang der Belastung (s. auch Kap. 6.1 "Trends"), die Hypothese, daß keine weiteren hoch belasteten und zugleich mobilisierbaren Sedimente mehr vorhanden sind, kann jedoch nicht bestätigt werden. Klarheit hierüber können nur Untersuchungen zukünftiger Hochwasserereignisse liefern.

Eine Bilanzierung für das Element Quecksilber [REINCKE, 1993] ergibt Belastungen durch Direkteinleitungen von $< 4 \text{ t/a}$. Aus den von der ARGE ELBE an den Meßstationen Magdeburg und Schnackenburg ermittelten Daten können für den gleichen Zeitraum die Jahresfrachten zu $5 - 6 \text{ t/a}$ abgeschätzt werden. Auch wenn die Verlässlichkeit solcher Abschätzungen problematisch ist, so deuten die Größenordnungen doch an, daß immer noch ein bedeutender Frachtanteil mit Direkteinleitungen erklärt werden kann. Die Schadstoffdepots der Sedimente können folglich nicht die entscheidende Quelle der Belastung sein. Im Jahresdurchschnitt sollte daher der Einfluß der Sedimente auf die Frachten nicht überschätzt werden.

Die Frage, wo hoch belastete Sedimente tatsächlich in größeren und resuspendierbaren Depots vorliegen, ist gegenwärtig nur schwer zu beantworten. Ein von NESTMANN [1994] erstelltes Kornverteilungsband zwischen Dresden und Geesthacht zeigt, daß nur zwischen dem Zufluß der Schwarzen Elster und Geesthacht größere Mengen feinkörniger Ablagerungen auftreten. Nur diese sind bekanntlich in der Lage, in größerem Umfang Schadstoffe zu binden. In Verbindung mit der hier vorgestellten Belastungskartierung bedeutet dies, daß ein Großteil der an Feststoffe fixierten Schwermetalle zwischen Magdeburg und Geesthacht zur Ablagerung kam. Ein Vergleich mit der Besiedlungs- und Industriedichte im Elbeeinzugsgebiet zeigt, daß ein Großteil der eingeleiteten Schadstoffe in der Elbe inzwischen verfrachtet wurde.

In der Tschechischen Republik sind solche Depots weniger zu erwarten, da in der für die Schifffahrt ausgebauten tschechischen Elbe kaum mit größeren Mengen feinkörniger Ablagerungen gerechnet werden kann. So war es mitunter schwierig, überhaupt geeignetes Probenmaterial zu finden. Auch die Schwebstoffuntersuchungen der ARGE ELBE an der Meßstation Schmilka zeigen keine auf die Hochwasserereignisse von 1994 zurückzuführenden erhöhten Konzentrationen.

Die Belastung des Sedimentkompartiments muß geringer werden, um eine Verbesserung des gesamten Ökosystems Elbe zu erreichen. Auch wenn die Auswirkungen des IKSE-Sofortprogramms und die natürliche "Selbstreinigung" des Sedimentkörpers voraussichtlich erst in einigen Jahren beobachtet werden können, muß die Frage nach weiteren notwendigen "Sofortmaßnahmen" möglichst schnell beantwortet werden.

Rasche Sanierungserfolge werden bei einem Gewässer erzielt werden, solange noch punktuelle Einleitungsquellen vorhanden sind, die nacheinander beseitigt werden können. Noch sind eindeutig punktuelle Einleitungen für den Belastungszustand der Elbe bestimmend.

Die für die Elbe selbst gegebenen Empfehlungen können jedoch nicht ohne weiteres auf die Nebenflüsse übertragen werden. Die hier vorliegenden Ergebnisse weisen die kleinen Nebenflüsse Bílina (Tschechische Republik), Müglitz, Triebisch (Sachsen) als die bedeutendsten Quellen der Schwermetallbelastung aus; die Sedimente weisen teilweise Schwermetallkonzentrationen auf, die um Größenordnungen über denen der Elbe liegen. Sanierungsmaßnahmen, u. U. auch ein Ausbaggern, könnten hier mit Sicherheit am wirkungsvollsten greifen.

4.2.4 Ausgewählte organische Sedimentbelastungen

Schwerflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe

Zur Stoffklasse der schwerflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe zählen z. B. die polychlorierten Biphenyle, die u. a. als Hydrauliköle eingesetzt wurden, die Insektizide DDT und Lindan (γ -Hexachlorcyclohexan $\{\gamma$ -HCH}) sowie Beiprodukte der chlorchemischen Industrie wie Hexachlorbenzen und Octachlorstyren (OCS). Aufgrund ihrer schlechten Wasserlöslichkeit werden diese Verbindungen überwiegend schwebstoffgebunden transportiert [STURM ET AL., 1988; KNAUTH ET AL., 1993] und in den Sedimenten festgelegt.

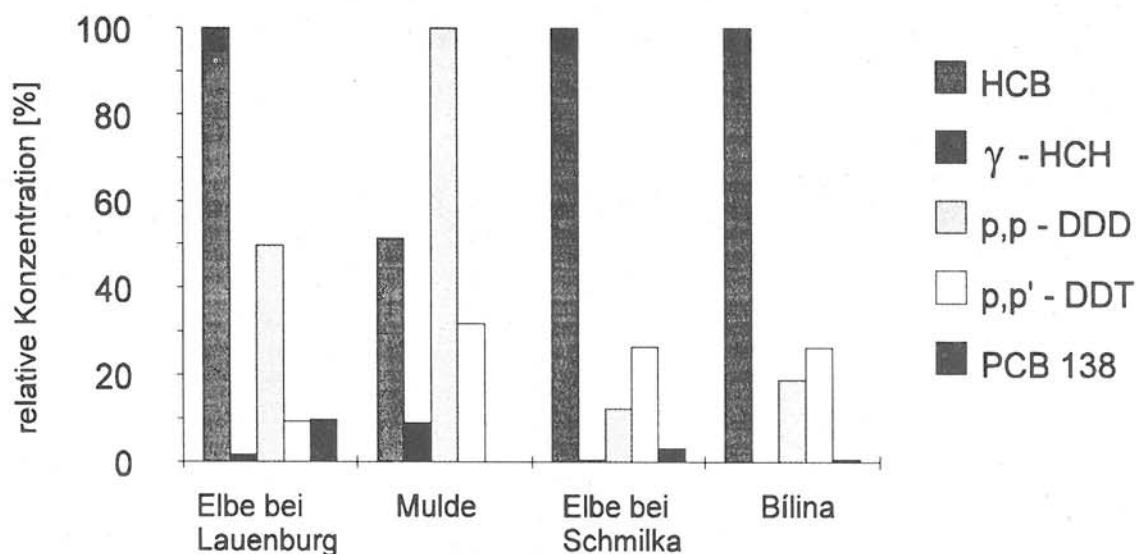


Abbildung 9: Stoffmuster ausgewählter Schadstoffe zur Charakterisierung der Sedimentbelastung mit schwerflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen. Probenahme: 1992 (Elbe) 1994 (Nebenflüsse) [Daten: Gandraß, GKSS]

Die Sedimente einzelner Flußabschnitte sind durch Stoffmuster charakterisiert, d. h. die Konzentrationsverhältnisse der Schadstoffe variieren in diesen Gewässerabschnitten nur geringfügig. In Abbildung 9 ist für vier Probenahmeorte eine Auswahl von fünf Verbindungen dargestellt, wobei die Konzentrationen für jeden Ort auf die Verbindung mit der höchsten Konzentration normiert wurden.

Das Stoffspektrum der Bílina wird durch HCB dominiert, während HCH-Isomere und PCB eine untergeordnete Rolle spielen. In der Elbe bei Schmilka, 73 km unterhalb der Bílina, findet sich deren Stoffmuster nahezu unverändert wieder. Es ist also davon auszugehen, daß keine weiteren relevanten Einleiter auf dieser Fließstrecke übersehen wurden. Außerdem kann auch die Belastung der Elbe vor dem Zufluß der Bílina zumindest im Hinblick auf HCB und DDT/DDD nur eine untergeordnete Rolle spielen, da ansonsten an der tschechisch-deutschen Grenze die Überlagerung zweier Muster zu erwarten wäre.

Die Sedimentbelastung der unteren Mulde ist geprägt durch hohe Gehalte an DDT und seinen Metaboliten sowie vergleichsweise hohe Gehalte an HCH. In der Mittleren und Unteren Elbe findet man den Hauptmetaboliten p,p'-DDD in höheren Konzentrationen als das ursprünglich eingesetzte Insektizid p,p'-DDT, das seit 1972 als Fraß- und Kontaktinsektizid in Deutschland verboten ist. Im Gegensatz dazu überwiegt in den Stoffmustern der Bílina und in der Elbe bei Schmilka p,p'-DDT.

In Abbildung 10 ist die Belastung des gesamten Einzugsgebietes mit HCB und PCB 138 dargestellt.

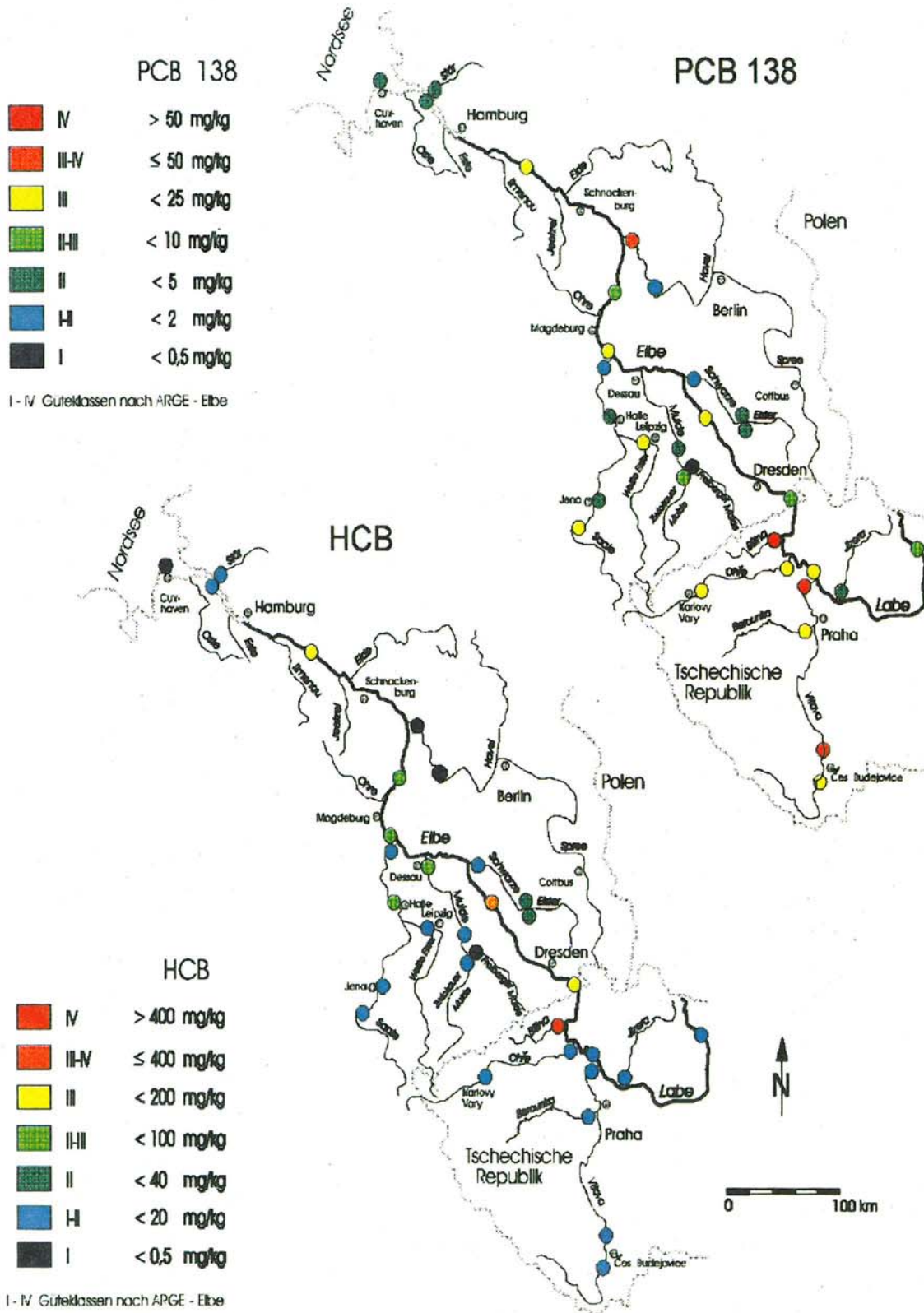


Abbildung 10: PCB 138 und HCB (Kornfraktion < 2 mm) im Einzugsgebiet der Elbe. Güteklassen nach ARGE ELBE. Beprobung Elbe: Okt. 1992, Nebenflüsse: Aug./Sept. 1994. [Daten: Gandraß, GKSS]

Die Farbgebung entspricht den Güteklassen nach ARGE ELBE. Für Hexachlorbenzen bildet die untere Bílina den wichtigsten Belastungsschwerpunkt. Es wurden HCB-Gehalte von 13,7 mg/kg (Oktober 1992) und 7,9 mg/kg (September 1994) ermittelt bei einer Zielvorgabe der LAWA von nur 40 µg/kg. Die Elbe oberhalb der Bílina-Einmündung sowie die weiteren tschechischen Nebenflüsse weisen nur geringe Belastungen auf. Unterhalb des Zuflusses der Bílina verbleibt die Belastung der Elbe bis Geesthacht auf einem hohen Niveau; die angestrebte Zielvorgabe (Güteklasse II) wird nicht mehr erreicht. Erhöhte HCB-Konzentrationen (jeweils Klasse II-III) liegen ferner in der unteren Mulde und unteren Saale vor.

Die Belastung der Sedimente mit polychlorierten Biphenylen ist am Beispiel des Kongeners PCB 138 ebenfalls in Abbildung 10 dargestellt. Belastungsschwerpunkte bilden die Moldau (Vltava) und die untere Bílina. Auch in der Eger (Ohře), der Zwickauer Mulde, der oberen Saale, der Weißen Elster sowie der Mittleren Elbe liegen die Konzentrationen oberhalb der angestrebten Güteklasse II.

Bewertung der SCKW-Belastung

Einzelne Flußabschnitte sind durch charakteristische SCKW-Muster geprägt. Für die Einzelstoffe ergeben sich unterschiedliche regionale Belastungsschwerpunkte. In vielen Nebenflüssen wie auch in der Elbe wird die Güteklasse II der ARGE ELBE nicht erreicht. Die Sedimente bilden für die schlecht wasserlöslichen SCKW noch immer das "Gedächtnis" des Flusses, obwohl deren Produktion bzw. Verwendung verboten oder zumindest stark eingeschränkt wurde. Es bleibt abzuwarten, inwieweit durch Verlagerung der Sedimente in zukünftigen Hochwasserereignissen eine "Selbstreinigung" stattfinden wird. Remobilisierung im Sinne von "in Lösung gehen" ist wegen der schlechten Wasserlöslichkeit nicht zu erwarten. Die SCKW stellen daher auch kein Problem für die Trinkwasserversorgung dar, wohl aber für die Schutzgüter "aquatische Lebensgemeinschaften" und "Fischerei", da diese Stoffe, wie praktisch alle unpolaren Stoffe, hohe Bioakkumulationsraten aufweisen. Eine Abnahme der schwebstoffgebundenen Jahresfrachten für einige der genannten Verbindungen im Zeitraum 1989 - 1993 an der Meßstelle Schnackenburg (ARGE ELBE) deutet darauf hin. Ein besonderes Problem stellen die abgesetzten Sedimente in den Staustufen sowie hoch belastete Böden in Deichvorländern der Elbe [WITTER, 1996] dar.

Metallorganische Verbindungen

Methylquecksilber:

Organische Quecksilberverbindungen zeigen eine ca. 6fach höhere Toxizität als anorganische. Die höchsten Bioakkumulationsraten ($> 10^5$) werden im aquatischen Bereich gefunden. Gerade in Fischen liegt der Hauptanteil (80 - 90 %) des Quecksilbers als Methylquecksilber vor. Diese Verbindung erlangte bereits zwischen 1953 - 1960 durch die Vergiftungsfälle in der Minamata-Bucht in Japan traurige Berühmtheit.

WILKEN UND HINTELMANN [1991b] fanden 1991 hohe Methylquecksilberkonzentrationen zwischen 0,8 und 111 µg/kg, die nach einer Probenahme 1992 [HINTELMANN UND WILKEN, 1994] und FALTER UND SCHÖLER [1995] mit Werten zwischen 0,5 und 120 µg/kg (Abbildung 11) bestätigt wurden. Letztere fanden eine Durchschnittskonzentration von 23 µg/kg, aus 80 Meßwerten ermittelt in der Kornfraktion < 1 mm. Die Maximalkonzentration trat im Mündungsbereich der Bílina auf, wo auch mit 130 mg/kg die höchsten Gesamtquecksilberkonzentrationen (Fraktion < 20 µm) gefunden wurden.

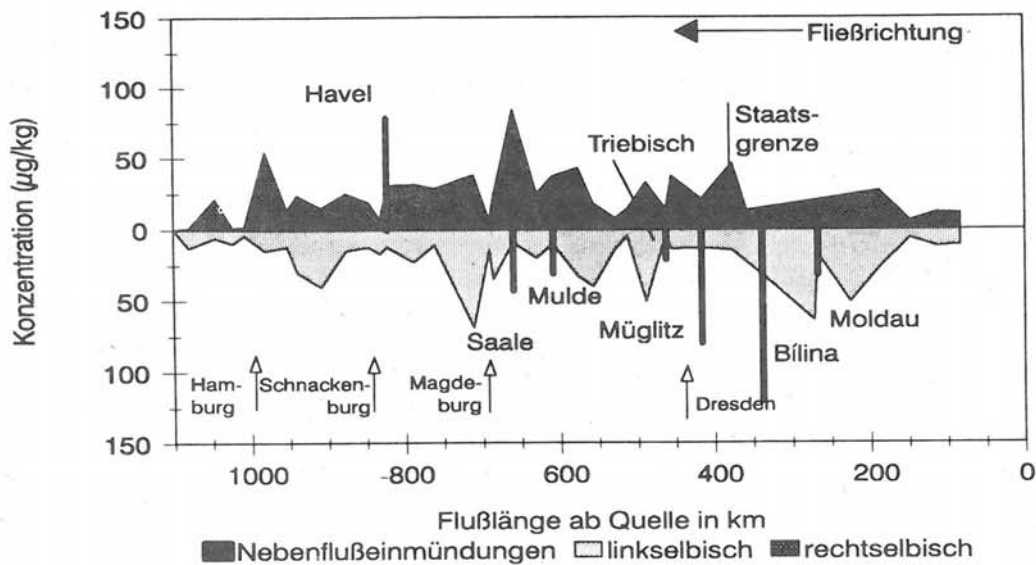


Abbildung 11: Methylquecksilber in den Sedimenten der Elbe/Nebenflüsse. (Beprobung Okt. 1992, Kornfraktion < 1mm) [Daten: Schöler/ Falter, Inst. f. Umwelt-Geochemie, Heidelberg]

Zinnorganische Verbindungen:

Während elementares Zinn und seine anorganischen Verbindungen als mindertoxisch gelten (Verwendung von Zinnbechern und -tellern), gehört Tributylzinn zu den giftigsten Verbindungen, die bewußt in die Umwelt gebracht werden [WILKEN ET AL., 1994b]. Das von PRANGE ET AL. [1995a] (s. Abbildung 12) ermittelte Längsprofil zeigt, daß fast an allen Probenahmepunkten Mono-, Di- und Tributylzinnspesies auftreten.

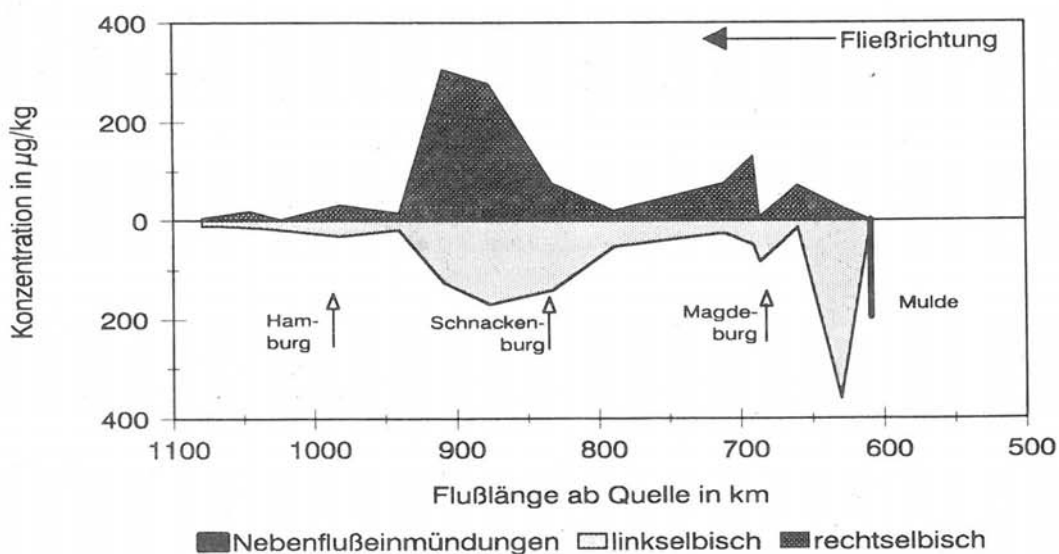


Abbildung 12: Tetrabutylzinn in den Sedimenten der Elbe (Gesamtprobe, 1993/1994) [Daten: PRANGE ET AL., 1995a]

Die Tributylzinnkonzentrationen liegen zwischen 5 und 35 µg/kg, ermittelt in den Gesamtproben. Diese Substanzen sind Bestandteile der Antifoulinganstriche für Schiffsrümpfe und Dockanlagen. Die hochtoxische Verbindung Tetrabutylzinn ist ausschließlich ein Zwischenprodukt der Synthese der Mono-, Di-, und Tributylzinnverbindungen. Das Auftreten von Tetrabutylzinn in den Sedimenten ist geradezu ein Lehrbuchbeispiel für das Auffinden einer Emissionsquelle. Die Verbindung kann stromaufwärts bis zur Einmündung der Mulde nachgewiesen werden, danach nicht mehr. Die Beprobung der Mulde selbst zeigt, daß als Verursacher ein Chemiebetrieb der Industrieregion Bitterfeld angenommen werden muß.

Ausgewählte Ergebnisse organischer Screening-Untersuchungen an der Tideelbe und im Hamburger Hafen

Die Sedimente von Zollenspieker (oberhalb Hamburgs) bis zur Außenelbe repräsentieren sowohl schlickreiche Gebiete im Hafen als auch Wattflächen, Bereiche in der Fahrrinne und Tiefwasser der Außenelbe, die sehr sandig sein können. Die Ergebnisse des Screenings lassen bereits eine Charakterisierung der Sedimentbelastung mit organischen Stoffen zu, ohne näher auf einzelne Substanzklassen einzugehen. Zwei generelle Tendenzen werden deutlich: Die wenigsten Substanzen wurden in extrem sandreichen Proben aus der Fahrrinne und dem Tiefwasser gefunden. Schon bei geringem Schluff- und Tonanteil nimmt der Gehalt organischer Verbindungen erkennbar zu. Dies ist nach den Ausführungen über die Adsorption organischer Substanzen auch zu erwarten. Parallel dazu wird die Häufigkeit positiver Substanznachweise unterhalb Hamburgs geringer, was auf den oben erwähnten "Verdünnungseffekt" hinweist.

Insgesamt wurden in den Elbesedimenten über 300 Substanzen (ohne Isomere zu zählen) identifiziert, darunter aus überwiegend anthropogenen Quellen 15 Alkylbenzene, 19 Phenylalkane, 67 PAK, 21 heterocyclische Polyaromaten (13 davon chloriert), 12 chlorierte Benzene, 12 chlorierte Triphenylmethane, 4 chlorierte Diphenylether/thioether, 14 Metabolite der DDT-Gruppe, HCH, PCB, Alkylsulfonsäurephenyl/cresylester, die Pestizide Fenson und Chlofenson sowie 9 Haloether (7 chlorierte Bis(propyl)ether und 2 Isomeregruppen chlorierter Propylhexylether).

Die infolge hoher Adsorptionsneigung sedimenttypischen Schadstoffgruppen der polycyclischen Aromaten und polychlorierten Biphenyle wurden im Hamburger Hafensediment bestimmt. Die PAK-Konzentrationen liegen hier mit einem relativ kleinen Schwankungsbereich zwischen 5 und 30 mg/kg. Alkylierte PAK (c-PAK), die in der Regel nicht erfaßt werden, liegen in der gleichen Größenordnung vor. Die PCB-Gehalte bewegen sich mit 0,1 - 3 mg/kg auf einem ca. eine Zehnerpotenz niedrigeren Niveau und unterliegen stärkeren örtlichen Schwankungen. Dies trifft ebenfalls für die Belastung des Hafensediments mit Butylzinnverbindungen zu, die mit ca. 0,3 - 10 mg/kg erhebliche Werte erreicht. Die Substanzen der HCH- und DDT-Gruppe treten mit niedrigeren Gehalten (Summe HCH: 0,01 - 0,25 mg/kg, Summe DDT-Gruppe: 0,03 - 0,7 mg/kg) als PCB im Hafensediment auf. Charakteristisch für das Hamburger Sediment ist die Abwesenheit von DDT, es werden ausschließlich die Metabolite beobachtet.

Die quantitativen Untersuchungen von Sedimenten aus der Tideelbe erstreckten sich auf eine Auswahl von Sedimentinhaltsstoffen, die im Rahmen der Screening-Analysen identifiziert wurden. Dabei handelt es sich häufig um erstmals in Elbesedimenten quantifizierte Substanzen (tetrachlorierte Bis(propyl)ether, Alkylsulfonsäurephenyl/cresylester, chlorierte Triphenylmethane, die Mehrzahl der Komponenten der DDT-Gruppe, halogenierte Naphthaline), aber auch um häufiger bereits in der Vergangenheit untersuchte Substanzen (DDT, DDD und DDE aus der DDT-Gruppe). Die Ergebnisse sind in Tabelle 9 summarisch zusammengefaßt.

Tabelle 9: Gehalte organischer Schadstoffe ($\mu\text{g}/\text{kg}$) in Elbesedimenten, n.b. = nicht bestimmt [Daten: FRANKE, Universität Hamburg, Institut für organische Chemie]

Elbe-km	598	643	653	656	673	692	700	710	726	741
Typ	Watt	Fahr- rinne	Fahr- rinne	Tiefen- wasser	Fahr- rinne	Tiefen- wasser	Watt	Tiefen- wasser	Fahr- rinne	Watt
$\mu\text{g}/\text{kg}$										
C ₁₃ -C ₁₈ -Sulfon- säure-Phenylester	6.100	1.400	710	170	90	180	70	15	20	50
C ₁₂ -C ₁₇ -Sulfon- säure-Cresylester	1.200	380	320	40	25	40	25	< 10	< 10	< 10
Tetrachlor- propylether	35	10	65	90	60	10	5	< 1	< 1	< 1
Chlornaphthaline	70	10	10	2	5	5	< 1	< 1	< 1	< 1
Chlordi/triphenyl- methane	5	5	1	n.b.	n.b.	< 1	n.b.	< 1	n.b.	n.b.
DDT-Gruppe	45	35	5	5	20	20	5	< 1	< 1	< 1
davon DDT	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %

Insgesamt folgen auch die quantitativen Resultate den bei den Screening-Ergebnissen beobachteten Tendenzen: Die ausschließlich sandigen Sedimente sind im wesentlichen unbelastet und die Kontaminationen nehmen flußabwärts ab. Besonders hervorzuheben sind die hohe Alkylsulfonsäureesterkonzentration oberhalb Hamburgs, die dann stetig bis in die Außenelbe abnimmt, sowie der Verlauf der Haloetherkonzentrationen mit einem Maximum zwischen Elbe-km 653 und 673, der die Emissionen eines Einleiters bei Stade anzeigt. Polychlorierte Triphenylmethane, die nach derzeitigen Kenntnissen im wesentlichen über Muldesedimente eingespült werden, erreichen unterhalb Hamburgs höchstens 1 % der in der unteren Mulde aufgetretenen Maximalkonzentration.

Schwefelorganische Verbindungen

Schwefelorganische Verbindungen sind in fast allen Sedimenten anzutreffen. Ihr Vorkommen ist durch chemische und biologische Vorgänge im Sediment, durch Abwasserteileinleitungen der kohle- und erdölverarbeitenden Industrie, der PVC-Herstellung, der Papier- und Textilindustrie sowie der Kommunen und der Verbrennung fossiler Energieträger zu erklären. Von besonderem Interesse sind aufgrund ihres erwiesenen Schadstoffcharakters die schwefelhaltigen polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (SPAK), die außerdem als typische anthropogene Verschmutzungsindikatoren betrachtet werden.

Zum Nachweis der bisher wenig untersuchten Stoffklasse wurden vorhandene Analyseverfahren weiterentwickelt [HEININGER UND CLAUS, 1995a]. Die Ergebnisse zeigen, daß SPAK in Elbesedimenten in signifikanten Mengen auftreten. Typische summarische Gesamtgehalte liegen zwischen 1 und 10 mg/kg. Daneben treten Belastungsspitzen bis 80 mg/kg auf. Die Belastungsmuster können je nach Standort unterschiedlich sein und typische Besonderheiten aufweisen. Dies gilt sowohl für das Verteilungsmuster der SPAK selbst als auch für das Auftreten schwefelorganischer Verbindungen weiterer Stoffklassen, wie der Benzthiazole, Diphenylsulfide [HEININGER UND CLAUS, 1995b] oder der oben erwähnten Alkylsulfonsäurephenylester. Innerhalb einzelner Flußabschnitte lassen sich Konzentrationsgradienten nachweisen, die Eintragspfade markieren. Der

Vergleich jüngerer und älterer Ablagerungen zeigt, daß die Belastung mit schwefelorganischen Verbindungen ein aktuelles Problem darstellt. Die toxikologische Wirkung ist noch sehr wenig untersucht. Erste Veröffentlichungen weisen auf ähnliche Toxizitäten wie bei den analogen PAK hin.

4.2.5 Umgang mit kontaminierten Elbe- und Elbenebenflußsedimenten

Die Elbe hat durch die Stilllegung von Industriebetrieben und das erfolgreich umgesetzte Sofortprogramm der IKSE eine deutliche Verringerung ihrer Schadstofffracht erfahren. Nach wie vor lagern aber in der Elbe, vor allem am Uferstrand, in den Stauhaltungen und auf dem Deichvorland erhebliche Mengen an kontaminiertem Material.

In Hamburg werden die Sedimente im Hafen gebaggert oder gegebenenfalls auch umgelagert. Rund 600.000 t/a ausgebaggertes Hafenschlick werden in Hamburg in Sand (wenig belastet) und Feinanteil (hoch belastet) aufgetrennt.

Auch in den Stauhaltungen, z. B. der Saale, müssen Sedimente zur Unterhaltung der Wasserstraße gebaggert werden. Es herrscht bei den bekannten erhöhten Schadstoffkonzentrationen in diesen Sedimenten häufig Unsicherheit darüber, ob diese an Land gelagert oder mit hohem Aufwand auf Sondermülldeponien gebracht werden müssen. Die im Interesse der Schifffahrt aus der Saale gebaggerten Sedimente werden auf einer Sondermülldeponie gelagert.

Auch in der internationalen Diskussion ist diese Frage noch nicht geklärt. Häufig ist eine einfache Mobilisierung von Schadstoffen nicht denkbar, wie beispielsweise im Deichvorland, das durch Hochflutsedimente noch immer hoch belastet ist. Auch die Sedimente in den verlandeten Bühnenfeldern fallen unter diese Kategorie. Hier ist es sicher sinnvoll, die Sedimente nicht anzurühren. Am Beispiel des Quecksilbers, das zu den Problemelementen der Elbe gehört, kann abgeschätzt werden, daß sich die Deichvorländer durch das Abdampfen des Quecksilbers in die Atmosphäre selbst reinigen werden [WALLSCHLÄGER, 1996]. Eine Entsorgung dieser Ablagerungen mit dem Ziel, das zu verhindern, ist nicht denkbar. Es ist nicht anzunehmen, daß größere Quecksilbermengen durch Auswaschprozesse wieder in den Fluß oder in das Grundwasser gelangen. Dazu sind die Bindungen des Quecksilbers an die Bodeninhaltsstoffe zu fest.

Aus diesem Grund stellt sich die Frage nach dem Umgang mit hochkontaminierten Sedimenten oder Böden nur dort, wo eine Entnahme unbedingt erforderlich ist. Die Auftrennung in unkontaminierten Sand und relativ hoch kontaminiertes feines Material, wie es in Hamburg bereits praktiziert wird, verringert die zu deponierenden Mengen erheblich.

4.3 Gewässer als Reaktionsräume: Umsetzung / Speicherung / Transport der Schadstoffe im Gewässer Elbe

Aus der Sicht der Schadstoffe ist das Gewässersystem als "Reaktionsraum" zu betrachten, in dem verschiedene, z. T. gegenläufige Prozesse ablaufen. Ein wesentlicher Vorgang ist der Transport der Schadstoffe in der Wasserphase, der hauptsächlich von den hydrologischen Verhältnissen abhängig ist. Des Weiteren können die Schadstoffe an Sedimente gebunden und dort über einen gewissen Zeitraum angereichert und gespeichert werden. Aus diesen können die Schadstoffe durch mechanische und physikalisch-chemische Prozesse (Aufwirbelung bzw. Änderung des pH-Wertes und der Redoxverhältnisse) wieder in die Wasserphase gelangen. Ferner können chemische Reaktionen der Schadstoffe im Wasserkörper zur Gefährdung der Ökosysteme mit den darin lebenden Organismen führen.

Ähnlichen, aber stärker biologisch geprägten Umsetzungen unterliegen die Nährstoffe. Beim Stickstoff sind neben gelösten (Nitrat, Ammonium) und partikulären (Algen, Bakterien) Komponenten auch die ständigen Umsetzungen mit dem atmosphärischen Stickstoff zu beachten. Das Nährstoffelement Phosphor liegt (ähnlich wie die Schwermetalle) größtenteils an Schwebstoffe oder Sedimente gebunden vor.

4.3.1 Schadstofftransport bei Hochwasser

Der Abfluß der Elbe hat ein typisches Regen/Schnee-Muster mit hohen Wasserabflüssen im Frühling und geringen im Sommer. Typische Werte liegen bei Pegel Neu Darchau über 2.000 m³/s im Winter und bei 500 m³/s im Sommer. Diese Unterschiede mit einem Faktor von etwa 4 und die biologische Aktivität (Algenbildung) führen zu einem unterschiedlichen Schwebstoff- und damit auch Sedimenttransport über das Jahr.

Das Aufklären des Schwebstoffverhaltens und das Abschätzen des Schadstoffinventars waren der Beweggrund, um die Jahreswende 1993/94 bei einem sich ankündigenden Hochwasser gezielte Untersuchungen bei Magdeburg, Geesthacht und im Ästuarbereich durchzuführen. Während dieses Zeitraums wurden täglich die Schwermetallgehalte von Schwebstoffproben untersucht [WILKEN ET AL., 1994a; SPOTT, 1994]. Zwischen Dezember 1993 und April 1994 fanden insgesamt drei Hochwasserereignisse nach über fünf abflußarmen Jahren statt. Im Januar, im März und im April 1994 wurden am Pegel Neu Darchau jeweils Abflüsse über 2.000 m³/s registriert.

Abbildung 13 zeigt den zeitlichen Verlauf der Schwebstoffmengen und deren Schwermetallgehalte während des ersten Hochwasserereignisses. Die Gehalte sind wegen der Übersichtlichkeit auf den Mittelwert 1 normiert.

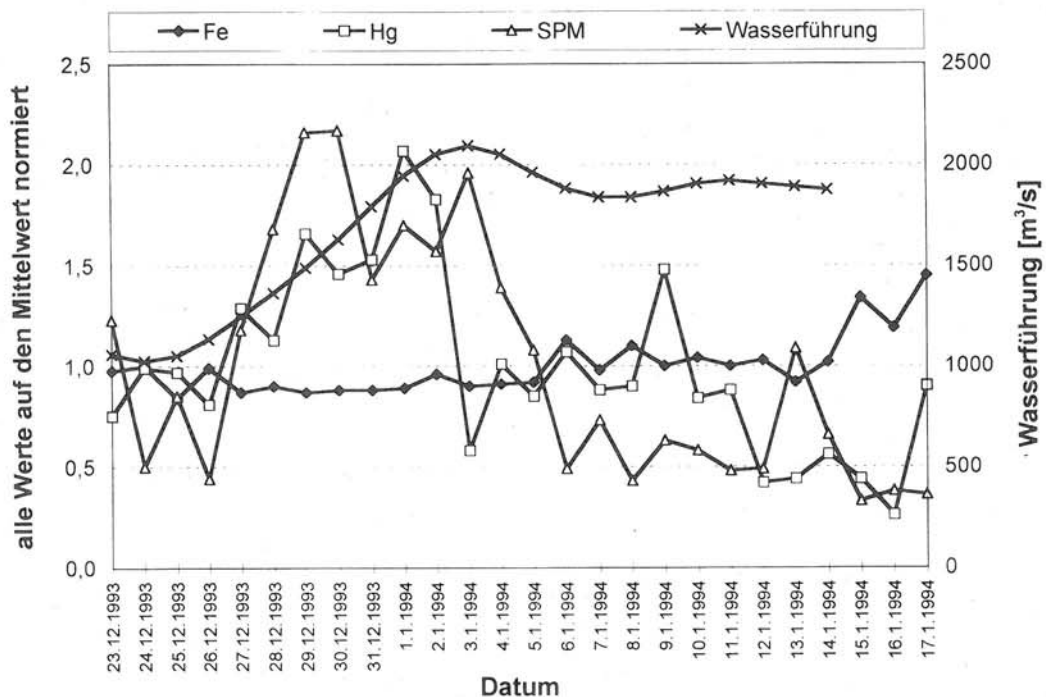


Abbildung 13: Verlauf von Schwebstoffmenge, -belastung und Abfluß im Zeitraum vom 23.12.1993 bis zum 17.01.1994 am Wehr Geesthacht, normiert auf den Mittelwert 1 [WILKEN ET AL., 1994a]

Die Elemente Eisen, Cadmium, Chrom, Arsen, Kupfer, Mangan, Nickel und Blei verhalten sich ähnlich und werden daher zusammengefaßt. Quecksilber zeigt einen besonderen Konzentrationsverlauf.

Zu Beginn des Hochwassers sind die Schwebstoffe gering belastet. Nach dem ersten Hochwasserscheitel wird eine Erhöhung der Schwermetallkonzentrationen gemessen, die nach Rückgang des Hochwassers noch weiter ansteigt. Dies kann dahingehend interpretiert werden, daß zuerst neue, relativ unbelastete Sedimentschichten weiterverfrachtet werden. Danach wird das darunter liegende höher belastete Sediment resuspendiert. Alternativ könnten auch Ferntransporte höher belasteter Sedimente eine Rolle spielen. Insgesamt wurde während dieses Hochwassers eine enorme Schwermetallmenge innerhalb eines relativ kurzen Zeitraums flußabwärts transportiert (Tabelle 10).

Tabelle 10: Frachten während des Hochwasserereignisses vom 23.12.1993 bis 17.1.1994 [WILKEN ET AL., 1994a]

Element	transportierte Menge in t	Element	transportierte Menge in t
Eisen	5.600	Kupfer	26
Schwefel	1.800	Blei	23
Titan	300	Nickel	10
Zink	230	Arsen	9
Mangan	200	Cadmium	1,7
Chrom	34	Quecksilber	1
Wasser	3,8 Mrd	Schwebstoff	100.000

Aus diesen Untersuchungen lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen:

1. Die Hochwasserereignisse haben einen entscheidenden Einfluß auf den Schadstofftransport in der Elbe. Während dieser drei Hochwasserwellen wurde mehr als ein Viertel der Quecksilberjahresfracht von 1992 [REINCKE, 1993] transportiert.
2. Die Konzentrations- und Mengenangaben für Schwebstoff sowie Quecksilber zeigen, daß die erste Hochwasserwelle die größte Bedeutung hatte.
3. In Magdeburg wurden größere Schwebstofffrachten als in Geesthacht ermittelt. Die Differenz betrug bei der ersten Hochwasserwelle etwa 20.000 t (ca. 20 %). Ursache für diesen Unterschied ist vermutlich die Sedimentation des Schwebstoffs auf der weiteren Fließstrecke, insbesondere auf den Überflutungsflächen.

4.3.2 Verteilung und Mobilität organischer Schadstoffe in den Elbeauen

Die Ufer der Elbe sind gesäumt von weiten Überflutungsflächen, den Auen. Diese einzigartigen Flulandschaften sind als besonders artenreiche Standorte ökologisch bedeutsam. Bei Hochwasserereignissen werden sie überflutet, wodurch die typische Struktur der Auen gebildet wird. Gleichzeitig werden dort große Mengen an Schwebstoffen abgelagert, die bei der Bodenbildung mitwirken. Eine Remobilisierung dieser Ablagerungen ist im Gegensatz zu Ablagerungen in den Buhnenfeldern kaum mehr möglich. Die Elbesedimente sind über Jahrzehnte mit den unterschiedlichsten Schadstoffen belastet worden. Die Geschichte dieser Kontaminationen ist in den Auen ablesbar - auch sie sind das Gedächtnis des Flusses für die Umweltsnden der Vergangenheit.

In ausgewählten Auen der Mittleren und Unteren Elbe wurden Bodenprofile bis zu 1 m Tiefe auf ein breites Spektrum prioritärer organischer Schadstoffe untersucht [WITTER, 1995]. Die ermittelten Verbindungen gehören zu den Stoffklassen der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe und den schwerflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen. Die Untersuchungsgebiete waren der Asseler Sand bei Stade, Europas einziger weitgehend naturbelassener Tideauenwald, das Heuckenlock bei Hamburg sowie die Pevestorfer Elbeaue im Landkreis Lüchow-Dannenberg nahe Gorleben.

Abbildung 14 zeigt beispielhaft die Tiefenprofile ausgewählter organischer Verbindungen der Pevestorfer Elbeaue. Es treten substanzabhängige Verteilungen mit Maximalkonzentrationen zwischen 30 und 70 cm Tiefe auf. Schätzungen der Sedimentationsrate für dieses Gebiet belaufen sich auf ca. 0,5 cm pro Jahr, so daß der Beginn der industriellen Revolution mit einer Tiefe von ca. 60 cm zusammenfällt. Obwohl DDT und HCH (Lindan) erst seit den 40er Jahren produziert werden, findet man die DDT-Metabolite, aber auch DDT selbst in hohen Konzentrationen bis in 60 cm Tiefe. Die HCH-Isomere (Lindan) zeigen zwischen 20 und 50 cm Tiefe erhöhte Werte. Die Verbindung mit dem tiefsten Konzentrationsmaximum ist das Insektizid Heptachlor. Es wurde etwa zur gleichen Zeit wie Lindan und DDT entwickelt und bis in die 80er Jahre angewandt. Die PAK-Belastung (repräsentiert durch das Fluoranthen) des Pevestorfer Profils verteilt sich in einer breiten Kurve über das gesamte Profil mit einem Maximum in 40 - 50 cm Tiefe. Wenn obige Zeitdatierung richtig ist, so muß eine Verlagerung dieser Stoffe angenommen werden. Andernfalls wären die Konzentrationsmaxima dieser Verbindungen in einer Tiefe von ca. 20 - 30 cm zu erwarten. Es muß folglich damit gerechnet werden, daß die in Auen abgelagerten Schadstoffe in das Grundwasser bzw. wieder in die Elbe gelangen können. Um diese Hypothese zu verifizieren, muß das Verhalten organischer Schadstoffe nach dem Eintrag in die Elbeauen untersucht werden.

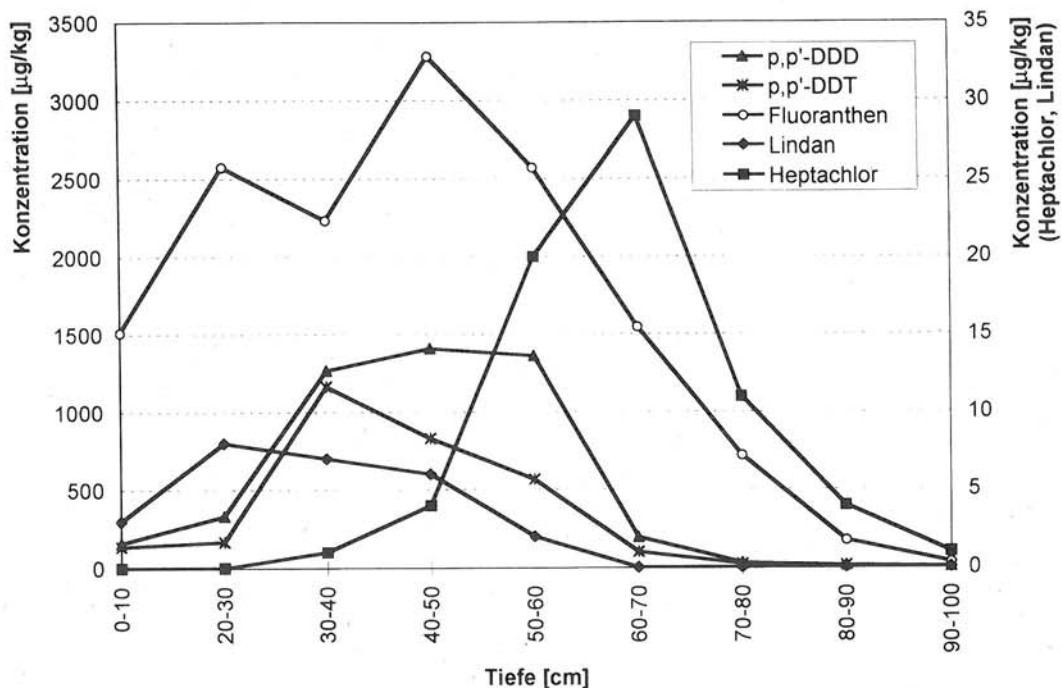


Abbildung 14: Tiefenprofile organischer Schadstoffe in der Elbeaue bei Pevestorf [WITTER, 1995]

4.3.3 Einfluß der Binnenschifffahrt auf die Wasserbeschaffenheit und den Schwebstofftransport

Im Rahmen des Projektes Elbe I wurden im kanalisiertem Teil der tschechischen Elbe Untersuchungen zum Einfluß der Binnenschifffahrt auf die Wasserbeschaffenheit durchgeführt. Diese Studien haben nachgewiesen, daß der Schiffsbetrieb die natürliche Energie des Wasserkreislaufs, die nach dem Ausbau der Staustufen verloren ging, ersetzen und damit die Selbstreinigungsfähigkeiten verbessern kann. Die durch die Schiffs-

schrauben und die Wellenbewegung dem Wasser in der kleinen Staustufe oberhalb der Stadt Mělnik zugeführte Energie ist bis zu 75mal größer als der natürliche Energieeintrag. Es wurde der maximale Durchmesser des Flußbettmaterials, das durch die Bewegung eines 1.000-T-Schiffes aufgewirbelt wird, bestimmt. Im ganzen Querprofil sind es Teilchen mit einem Durchmesser von 2 mm, in Reichweite der Schiffsschrauben von 7 mm. Daraus ergibt sich, daß solche Schwebstoffe in der Fahrrinne nicht sedimentieren können. Sie setzen sich jedoch hinter Quer- und Parallelbuhnen sowie in Ausbuchtungen ab. Die Sedimentation vor Wehren ist nur im Fall von Tafel- oder Segmentwehren während Perioden kleiner Durchflüsse von Bedeutung. Vor modernen Sektorwehren werden keine Sedimente gefunden. Kleine oder mittlere Hochwasser können also keine größeren Sedimentmengen resuspendieren, so daß sich die Wasserbeschaffenheit nicht verschlechtert. Bei größeren Hochwassern werden jedoch die außerhalb der Fahrinnen abgelagerten Sedimente aufgewirbelt, und die Wasserbeschaffenheit verschlechtert sich temporär. Für die Untersuchungen zur Mobilisierbarkeit müssen jedoch die kohäsiven Eigenschaften dieser Elbesedimente in Betracht gezogen werden, denn die zur Aufwirbelung benötigte Kraft wächst mit der Ablagerungszeit.

4.3.4 Nährstoffabbau und -fracht

Aus den Untersuchungen über die diffusen Nährstoffeinträge (s. Kap. 5.2) können die folgenden Bilanzen aufgestellt werden. Die Nährstofffrachten sind teilweise deutlich niedriger als die Summe der diffusen und punktförmigen Einleitungen (Tabelle 11). Dies gilt insbesondere für Flachlandflüsse. Die Differenzen zwischen den Einträgen und Frachten zeigen den Umfang der Abbau- und Rückhalteprozesse an (bei Stickstoff: Nitrifikation, Denitrifikation und Sedimentation, bei Phosphor: Sedimentation). Diese Prozesse verlaufen im Flachland mit langsamer fließenden Flüssen und Seen naturgemäß schneller als im Mittel- oder Hochgebirge.

Tabelle 11: Nährstoffeinträge und Frachten an der Elbe, Saale und Havel [Daten: BEHRENDT, IGB Berlin]

	Einträge		Frachten		Abbau und Rückhalt (%)
	Gesamt (kt/a)	Anteil (%) Punktquellen	Gesamt (kt/a)	Anteil (%) Punktquellen	
Phosphor					
Elbe (1985 - 89)	33	61	12	65	64
Elbe (1991/92)	20	55	4,4	55	78
Saale (1989/90)	7,7	69	2,7	51	65
Havel (1989/90)	5,0	67	1,1	77	78
Stickstoff					
Elbe (1985 - 89)	380	37	186	37	51
Elbe (1991 - 92)	270	43	102	30	62
Saale (1989 - 90)	92	51	36	56	61
Havel (1989 - 90)	46	57	10	48	78

Meßstellen: Elbe (Schnackenburg), Saale (Groß Rosenberg), Havel (Toppel)

Die Retentions- und Abbauprozesse sind um so stärker, je kleiner die Abflußspende, d. h. je höher die Aufenthaltszeit des Wassers ist [BEHRENDT, 1996]. In gleicher Weise verhalten sich auch Seen [VOLLENWEIDER, 1975].

4.4 Schadstoffmuster in der Elbe

4.4.1 Elementmuster in Schwebstoffen

Es wurden erstmalig 60 Elemente bestimmt und somit Stoffe erfaßt, die in der Routineüberwachung nicht berücksichtigt werden. Die Ergebnisse der Untersuchungen von Elementen und Elementspecies im Längsschnitt ermöglichen erstmalig einen zusammenhängenden Überblick über den Belastungszustand in den verschiedenen Kompartimenten des gesamten Stroms. Bei einer statistischen Auswertung gelingt es, diese Elemente in Gruppen einzuteilen, die für die Bewertung der Belastung und die Auswahl künftiger Sanierungsschwerpunkte wichtig sind.

Tabelle 12 gibt die im Schwebstoff untersuchten Elemente an und teilt sie nach den Ähnlichkeiten ihres Auftretens im Längsprofil in geogen und anthropogen zu beschreibende Elemente ein. Die geogen zu beschreibenden Elemente werden noch einmal in drei Gruppen unterteilt.

Tabelle 12: Elementmuster im Schwebstofflängsschnitt (Oktober 1993) [Daten: GKSS, in behördlichen Meßprogrammen erfaßte Elemente sind fettgedruckt]

	geogene, kaum beeinflusste Elemente	Al, Cs, Fe, Ga, Hf, K, Li, Nb, Rb, Sc, Ta, Th, Ti, V, Zr
geogen zu beschreibende Elemente	stark maritim beeinflusste Elemente	B, Ca, Mg, Na, Sr
	Lanthanoide und Actinoide	Ce, Dy, Er, Eu, Gd, Ho, La, Lu, Nd, Pr, Sm, Tb, Tm, Y, Yb, U
anthropogen beeinflusste Elemente		Ag, As , Au, Ba, Cd , Co, Cr , Cu , Hg , Mn , Ni , Mo, P, Pb , Sb, S, Se, Sn, W, Zn

Zur "geogenen Gruppe" gehören Elemente, die weder geogen noch anthropogen nennenswert beeinflusst werden. Zur "maritimen Gruppe" gehören die Elemente, die charakteristisch für die Nordsee sind und deshalb im Mündungsbereich erhöhte Konzentrationen aufweisen. Zur dritten Gruppe gehören seltene, u. U. auch anthropogen beeinflusste Elemente (Gruppe der Lanthanoide und Actinoide). Sie werden beispielsweise in der Oberen Elbe bei Pardubice eingeleitet. Sie stammen aus den für die Herstellung von Phosphatdüngern von der Halbinsel Kola importierten Rohstoffen. Die vierte Gruppe besteht aus Elementen, deren Konzentrationen durch anthropogene Tätigkeiten teilweise erheblich erhöht wurden.

Abbildung 15 zeigt die Längsprofile ausgewählter Vertreter der eben genannten Elementgruppen. Für die "geogenen Elemente" ist Scandium aufgeführt, das keinerlei Korrelationen zu den bekannten Belastungsschwerpunkten aufweist; für die "maritimen Elemente" Magnesium mit den höchsten Konzentrationen im Bereich der Elbemündung, als Beispiel der "Lanthanoiden und Actinoiden" dient Lanthan mit erhöhten Konzentrationen im Oberlauf und im Mündungsbereich. Aufgrund der unterschiedlichen Belastungsschwerpunkte zeigt die Gruppe der "anthropogen beeinflussten Elemente" unterschiedliche Muster. Dargestellt sind Blei (Maximum in der Tschechischen Republik), Quecksilber (Maximum an der tschechisch-deutschen Grenze) und Zink (Maximum bei Schnackenburg).

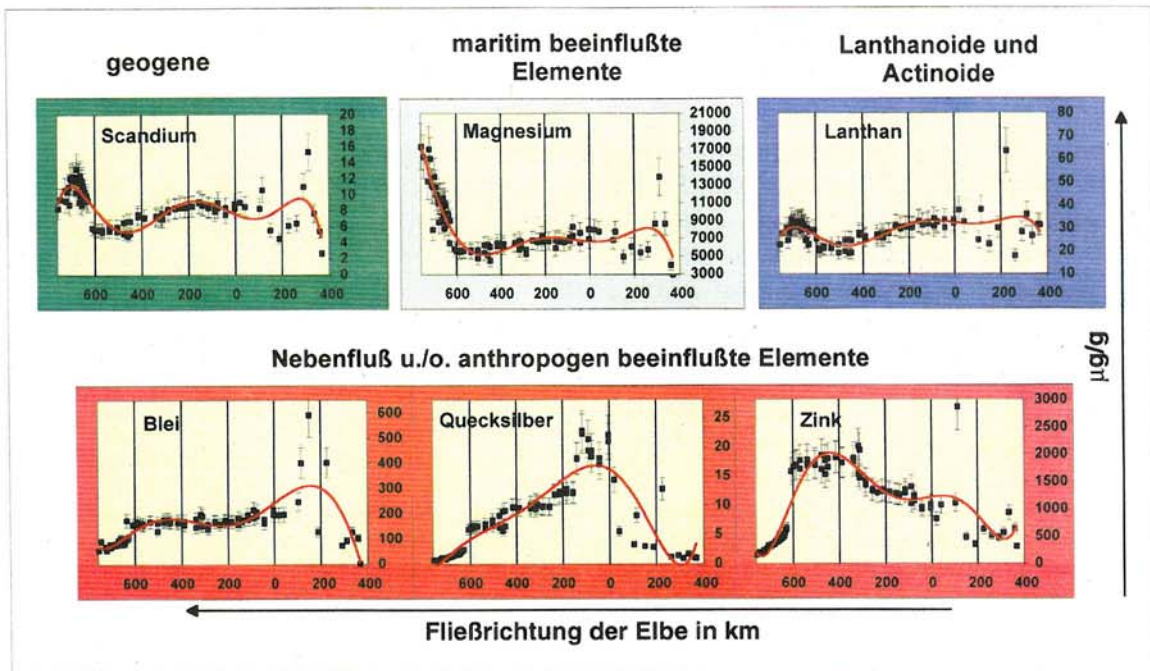


Abbildung 15: Konzentrationen von Elementgruppen im Elbelängsprofil [Daten: Prange, GKSS]

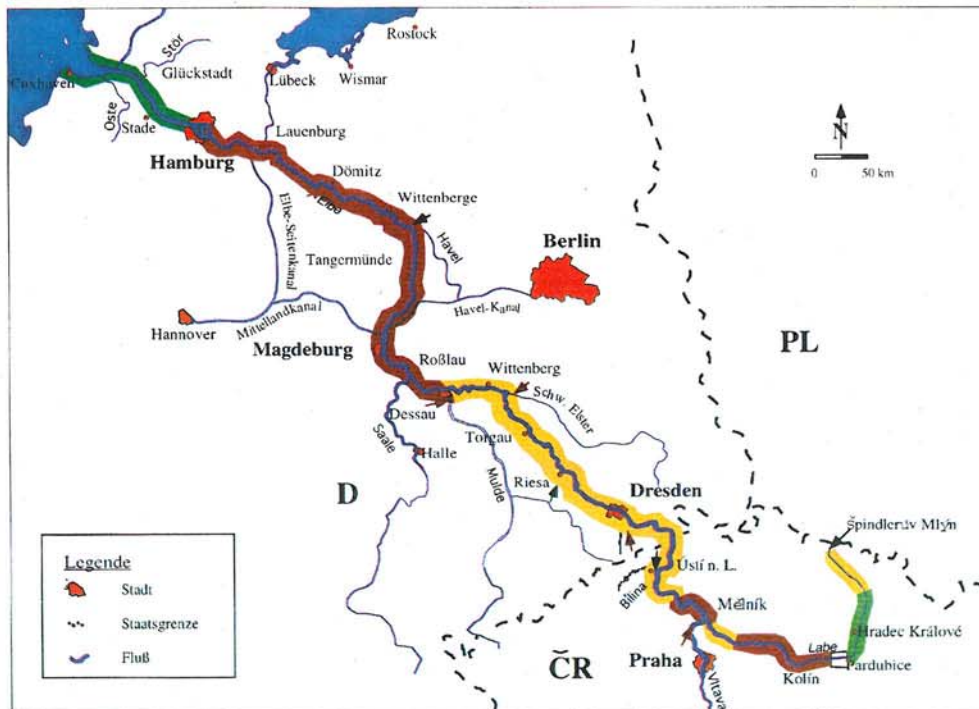


Abbildung 16: Ergebnisse der Clusteranalyse von Schwebstoffen, Hubschrauberbefliegung 1993 [Daten: PRANGE, GKSS]

Mit Hilfe der Clusteranalyse werden im Längsschnitt der Elbe vier Bereiche mit charakteristischen Elementmustern identifiziert. Während die Elementmuster der tschechischen Elbe noch häufigen Änderungen unterliegen, läßt sich die deutsche Elbe in drei, im wesentlichen homogene Abschnitte einteilen, in den Abschnitt von der Staatsgrenze bis zur Einmündung der Mulde, unterhalb der Mulde bis ins Stadtgebiet von Hamburg und die Tideelbe unterhalb Hamburgs (s. Abbildung 16).

Aufgrund dieser Ergebnisse ist zu überlegen, ob das Untersuchungsprogramm eingeschränkt werden kann, denn theoretisch lassen sich in einem homogenen Abschnitt mit der Messung weniger Parameter an wenigen Stellen bereits charakteristische Aussagen machen.

4.4.2 Muster organischer Substanzen

(SCKW-Muster s. unter Kap. 4.2.4)

Allgemeine Kohlenwasserstoff- und Steroidmuster

Ölkontaminationen aus einer Vielzahl von Quellen belasten die Gewässersedimente, aber auch die Wasserphase. Biogeochemische Prozesse haben zur Ausprägung charakteristischer Muster von Alkanen, Steroiden und PAK geführt, wobei die nachgewiesenen Kohlenwasserstoffe nicht allein anthropogenen Ursprungs sind, sondern auch zu einem gewissen Grad durch biologische Prozesse gebildet werden. Die ermittelten Kohlenwasserstoffmuster geben Aufschluß über die Eintragsquellen.

Alkanmuster in der Elbe: Ubiquitär verbreitete Alkane spiegeln anhand der beobachteten Kettenlängenverteilungen die Relation des Eintrags geogenen und biogenen Materials wider. Das Verteilungsmuster unverzweigter Alkane aus rezenten Organismen zeichnet sich durch eine starke Bevorzugung der Komponenten mit ungerader Anzahl von Kohlenstoffatomen aus. Geogenes organisches Material, wie es in Mineralölen und anderen fossilen Brennstoffen vorliegt, weist demgegenüber eine ausgeglichene Kettenlängenverteilung der n-Alkane auf. Die untersuchten Kohlenwasserstoffe können daher überwiegend als Ölkontaminationen bezeichnet werden.

Steroidmuster in der Elbe: In erster Linie eignen sich Cholestanol, Cholestanon, Coprostanol und Coprostanon zur Abschätzung der Beeinflussung des Gewässers und des Sediments durch Fäkalieneinleitungen. Die Relation der Anteile der 5α H-Steroide Cholestanol und Cholestanon zu denen der 5β H-Steroide Coprostanol und Coprostanon kann als ein Maß für die Belastung mit Fäkalien herangezogen werden [FRANKE, 1990].

Untersuchungen dieser Steroide in einer Reihe von Hafensedimenten haben ergeben, daß im Mittel ca. 2/3 der Cholesterolderivatkonzentrationen durch Fäkalieneinleitungen verursacht werden, während "natürliche" biotische Quellen lediglich zu ca. 1/3 beteiligt sind.

PAK-Muster in der Elbe: PAK können prinzipiell durch diagenetische Prozesse *in situ* gebildet werden, die wichtigste Ursache für ihr Auftreten sind jedoch Ölkontaminationen sowie erhebliche industrielle und urbane Emissionen petrogener und pyrogener Kohlenwasserstoffe. Als Kennzeichen petrogener PAK-Muster dienen alkylierte Aromaten, die die entsprechenden aromatischen Grundkörper begleiten, während sie in pyrogenen Polyaromatengemischen lediglich in untergeordneten Konzentrationen vorliegen. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, auch die alkylierten PAK (c-PAK) in Untersuchungen einzubeziehen, wenn quellenspezifische Erkenntnisse gewonnen werden sollen.

An Hamburger Hafensedimenten [FRANKE ET AL., 1995] sowie Havel- und Spreesedimenten [FRANCKE ET AL., 1994] durchgeführte Bestimmungen zeigen Beiträge von ca. 50 % c-PAK zur PAK-Gesamtbelastung, was auf überwiegend durch Ölkontaminationen verursachte PAK-Kontaminationen an diesen Punkten hinweist.

Indikativ für den Eintrag polycyclischer Aromaten aus Abgasen von Feuerungsanlagen und Verbrennungsmotoren sind höhere Anteile von Fluoranthren und Pyren, wobei das Fluoranthren/Pyren-Verhältnis 2 bis 4 beträgt. Im Elbesystem gehören Fluoranthren und Pyren mit großer Regelmäßigkeit zu den Hauptkomponenten der Polyaromatenfraktion. Die genannte Relation der Konzentrationen beider Substanzen wird ebenfalls meist eingehalten, so daß sich der diffuse Eintrag polycyclischer Aromaten aus Verbrennungsprozessen deutlich ausprägt.

Spezielle Muster organischer Schadstoffe

Muster von Alkylsulfonsäurephenyl/cresylestern in Sedimenten [Franke, unveröff.]: Alkylsulfonsäurephenyl/cresylester wurden in der ehemaligen DDR offensichtlich in großen Mengen als technische Weichmacher verwendet. Das in der Elbe gefundene Homologenmuster weist lineare Alkylketten mit 12 bis 18 Kohlenstoffatomen auf. Für jede Kettenlänge gibt es verschiedene Isomerengruppen, die sich durch unterschiedliche Positionen der Sulfonsäureestergruppe in der Kohlenstoffkette unterscheiden.

Die gefundenen Substanzmuster sind spezifisch für das in der ehemaligen DDR angewandte Produktionsverfahren. Westliche Hersteller produzieren vergleichbare Weichmacher, die sich jedoch in der Kettenlängen- und Isomerenverteilung unterscheiden. Die gemessenen Konzentrationen im Unterlauf der Mulde weisen Bitterfeld-Wolfen als wichtigsten Direkteinleiter aus. Die eher gleichmäßige Verteilung in der übrigen Mulde und in den Berliner Seen dürfte diffusem Eintrag aus der vielfältigen Verwendung der Alkylsulfonsäureester zuzurechnen sein. In der Tideelbe (vgl. Kap. 4.2.5) nehmen die Gehalte bei gleichbleibendem Muster kontinuierlich ab.

Haloethermuster im Wasser und Sediment der Elbe [Franke, 1995a; HILDEBRANDT, 1995]: Das Haloethermuster setzt sich aus drei im Chlorgehalt unterschiedlichen Gruppen, den Dichlor-, Trichlor- und Tetrachlorbis(propyl)ethern, zusammen. Das Längsprofil zeigt, daß Dichlor- und Trichlorbis(propyl)ether erst mit dem Saalezufluß in die Elbe gelangen. Die damit einhergehende Veränderung des Chlorgehalts ("chlorination pattern") der Bis(propyl)ether kann auf zwei industrielle Prozesse, bei denen Haloether entstehen und deren Emissionen sich in der Elbe unterhalb der Saaleeinemündung überlagern, zurückgeführt werden.

Bei der Hydroxychlorierung des Propens, einem Schritt in der großtechnisch bedeutendsten Synthese von Propylenoxid, bilden sich Dichlorbis(propyl)ether als wesentliche Nebenprodukte gemeinsam mit geringeren Anteilen von Trichlor-bis(propyl)ethern.

Tetrachlorbis(propyl)ether, die bereits in Ústí n. L. in großer Menge in die Elbe gelangen, fallen nicht bei der Propylenoxidherstellung an, sondern stammen ebenfalls aus der Chlorhydrinchemie und sind unerwünschte, mengenmäßig bedeutende Nebenprodukte der technischen Epichlorhydrinsynthese. Das Isomerenmuster dieser Chlorgehaltsgruppe zeigt interessante Veränderungen entlang der Elbe (s. Abbildung 6).

Zusammenfassend lassen sich aus dieser Musterbetrachtung einige Schlußfolgerungen ableiten:

- Längsprofile der Chlorgehalte von Haloethern spiegeln den Eintrag aus industrieller Propylenoxid- und Epichlorhydrinchemie separat wider.
- Im Gewässer finden nach einer größeren Fließstrecke Veränderungen des ursprünglichen Isomerenmusters tetrachlorierter Bis(propyl)ether statt. Da keine weiteren Einleiter lokalisierbar sind, die das Isomerenmuster beeinflussen könnten, sind möglicherweise isomerelektive biologische Abbauvorgänge, isomerelektive Bindungen an das Sediment oder andere Isomerenmuster vergangener Einleitungen die Ursachen der Musterveränderung.

4.5 Biologische Untersuchungen (Bestand, Schadstoffbelastung und Schadstoffeffekte)

4.5.1 Bestandsaufnahme und Schadstoffbelastung

Der Bestand bodenbewohnender Organismen (Zoobenthos) bildet die Grundlage der bisher in Deutschland und vielen anderen Ländern angewandten biologischen Wassergütebewertung in Fließgewässern. Aus dem Artenbestand werden Zeigerarten ausgewählt, die die Belastung des Sauerstoffhaushaltes mit organischen Substanzen anzeigen (Saprobien-system). So werden die Gewässergütekarten erarbeitet, die in Deutschland seit 1975 in 5jährigem Rhythmus erscheinen. Neben den hierfür erforderlichen Bestandsuntersuchungen wurden von den Bundesländern und der Wassergütestelle Elbe aber auch Untersuchungen des Fischbestandes, der Schadstoffbelastung und von Schadstoffeffekten an Fischen und Dreikantmuscheln (*Dreissena*) durchgeführt.

Auf dem Gebiet der Tschechischen Republik wurde mit einer Untersuchung der Eutrophierung begonnen, die mit Messungen in Deutschland verbunden war. Der Schwerpunkt war die Erfassung der Entwicklung des Phytoplanktons entlang der Elbe. Diese Arbeiten dienten der Vorbereitung des gemeinsamen deutsch-tschechischen Projektes "Die Auswirkungen der Nährstoffe auf die Gewässerbeschaffenheit der Stromelbe unter sich verändernden Belastungsbedingungen". Die Ergebnisse zeigen, daß die Algenbiomasse schon im oberen Drittel der Elbe beträchtlich ist und daß die Konzentrationen von Chlorophyll-a im Frühling im Mittellauf der Elbe sogar das in eutrophen, stehenden Gewässern übliche Niveau überschreiten. Die Ergebnisse [DESORTOVÁ ET AL., 1995] haben große Aufmerksamkeit in der Fachöffentlichkeit gefunden und zeigen den Bedarf weiterer Untersuchungen zur Auswirkung der Eutrophierung auf das Elbe-Ökosystem (Abbildung 17).

Die Veränderungen des Makrozoenbestandes im deutschen Elbeabschnitt nach 1989 wurden von mehreren Autoren erfaßt und mit älteren Erhebungen aus der Literatur verglichen [PETERMEIER ET AL., 1994; DREYER, 1994; MÄDLER, 1994; SCHÖLL ET AL., 1995]. Von Schöll wurden insgesamt 218 Arten nachgewiesen, davon 46 Würmer (*Oligochaeta*) und 45 Zuckmücken (*Chironomidae*) (Abbildung 18). Die vorgefundenen Lebensgemeinschaften spiegeln den Belastungsgrad der Elbe wider. Dominierend waren vor allem die Wasserasseln (*Asellus aquaticus*), Wenigborster (*Oligochaeta*), Zuckmücken sowie Egel (*Hirudinea*).

Elf der nachgewiesenen Arten stehen auf der "Roten Liste" gefährdeter Arten in Deutschland. Von der als stark gefährdet aufgeführten Malermuschel (*Unio pictorum*) wurden einzelne Exemplare oberhalb Dresdens nachgewiesen. Seit 1927 wurde erstmals wieder die für sandige Flüsse charakteristische Asiatische Keiljungfer (*Gomphus flavipes*) unterhalb der Havelmündung vorgefunden. Zehn Arten stammten nicht aus der Elbe (sog. Neozoen).

Die zeitliche Entwicklung zeigt bereits eine deutliche Erholung der Lebensgemeinschaften. Insbesondere das massenhafte Auftreten einiger Köcherfliegenarten (z. B. *Hydropsyche contubernalis*), die lokale Nachweise von Großmuscheln (*Unio pictorum*, *Anadonta anatina*), Libellenlarven (*G. flavipes*) und Eintagsfliegen (*Heptagenia flava*, *H. sulphurea*) zeigen, daß sich die Elbe am Anfang einer Regenerierungsphase befindet, die bzgl. des Makrozoobenthos mit dem Beginn der Rheinsanierung Mitte bis Ende der 70er Jahre vergleichbar ist.

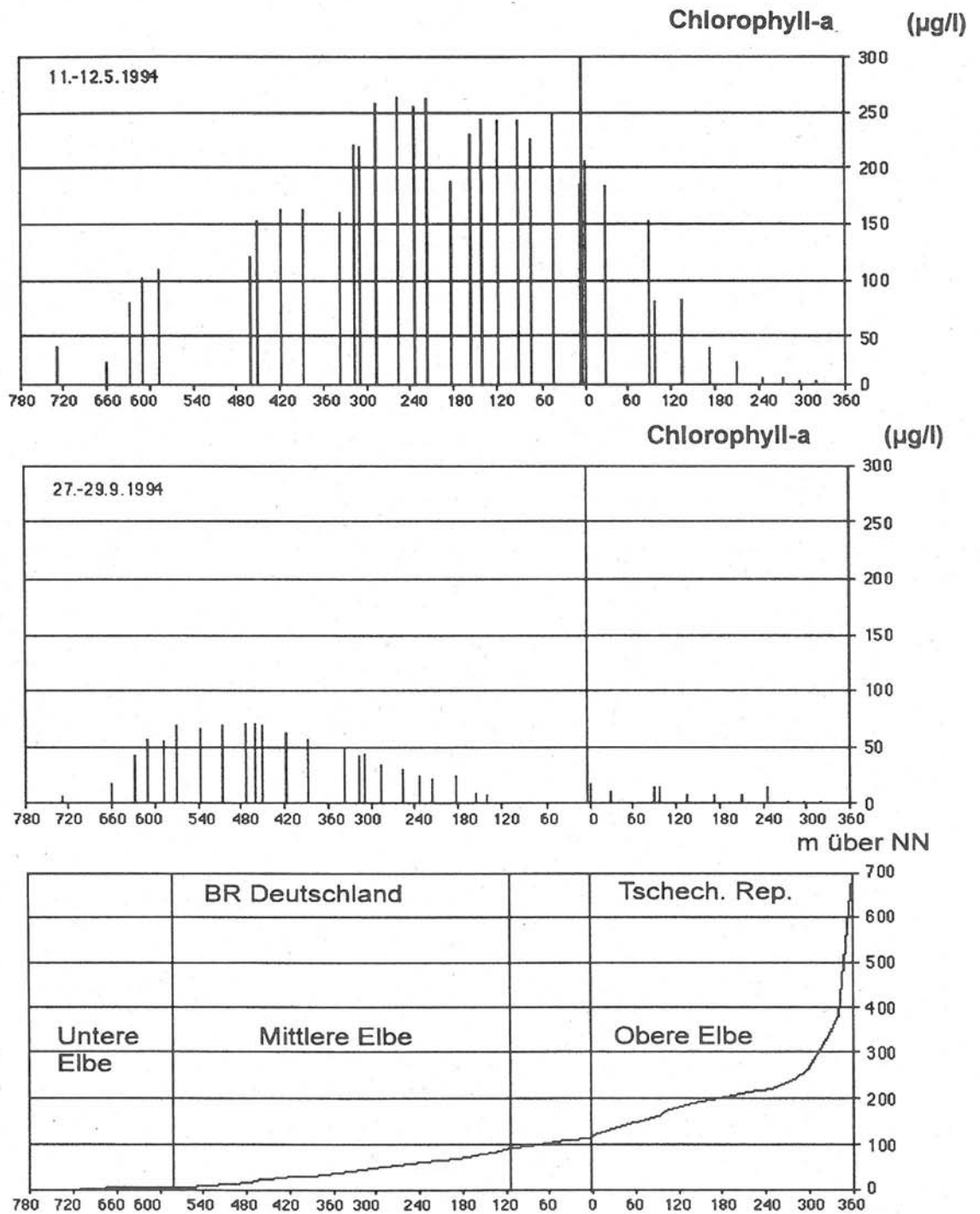


Abbildung 17: Konzentration von Chlorophyll-a im Längsprofil der Elbe, 2 Beprobungen im Jahre 1994

Im Längsprofil sind lokale Unterschiede durch Gewässerbelastungen, aber keine biozönotische Gliederung erkennbar. Die höchste Artenzahl liegt im Elbsandsteingebirge, die niedrigste in der Zone wechselnder Salzgehalte unterhalb von Hamburg vor. Auffällig und ungeklärt ist die verminderte Artenzahl und Individuendichte einiger Gruppen unterhalb von Magdeburg. Im Querprofil ist die Artenzahl in den verlagerungsstabilen Schüttsteinen des Ufers am größten und in der Stromsohle am niedrigsten.

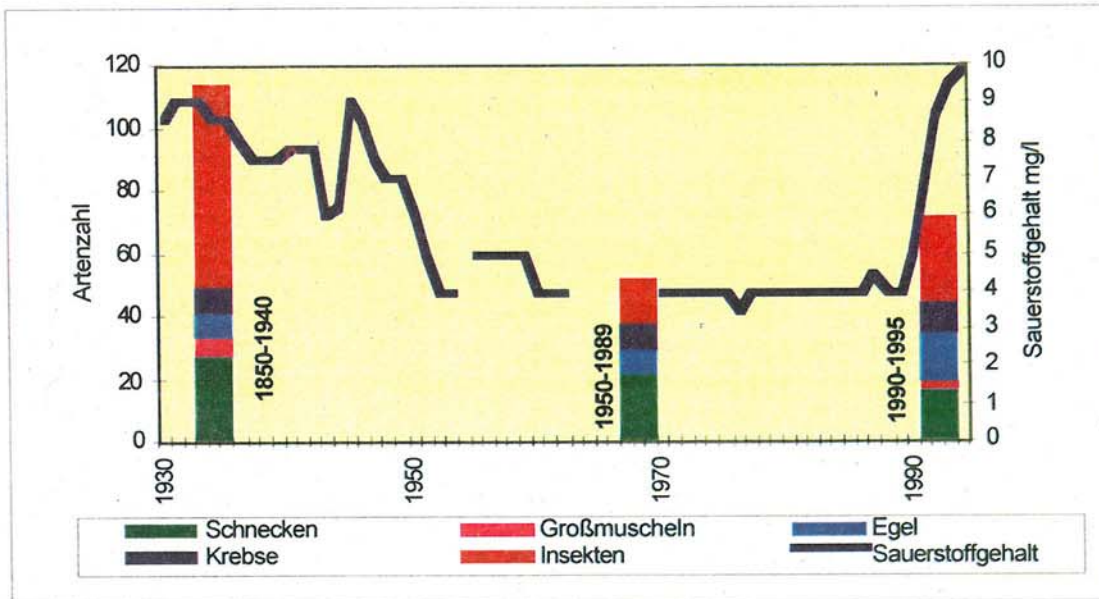


Abbildung 18: Anzahl an Makrozoobenthosarten in der Elbe und mittlerer Sauerstoffgehalt bei Magdeburg [nach SCHÖLL ET AL., 1995]

Die Erfolge von Sanierungsmaßnahmen zeigen sich durch die Rückkehr insbesondere von elbetypischen Arten, z. B. der Molluska, Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera und Odonata. Von SCHÖLL ET AL. [1995] liegt eine Artenliste vor. Die Rückkehr jeder einzelnen Art aus dieser Liste kann als ein positives Zeichen der Elbesanierung gewertet werden.

Ein Schwerpunkt des tschechischen Elbe-Projektes war das Ausarbeiten eines Konzepts für ein zukünftiges Biomonitoring. Die Ziele waren einerseits, die bisherigen Informationen zusammenzufassen, und andererseits, die aktuelle Zusammensetzung der Biozöosen sowie das Kontaminationsniveau der Biomasse von ausgewählten Gliedern der Nahrungskette zu erfassen.

In den Jahren 1992 - 93 wurden die Ichthyofauna, das Makrozoobenthos, die Makrophyta, die Aufwüchse (vierwöchige Produktion) und das Phytoplankton untersucht. An der tschechischen Elbe wurden 6 Probenahmestellen in der Nähe der internationalen Meßstellen festgelegt. Mit Ausnahme von Ichthyofauna und Makroflora wurde früher kein systematisches und ausreichendes Biomonitoring durchgeführt. Die Kontamination der Organismen mit Schadstoffen ist sogar erstmalig ermittelt worden. So wurde eine Basis für die Beobachtung von Änderungen des Zoobenthos geschaffen. Die regelmäßige Wiederholung dieser Messungen im Abstand von 3 Jahren soll eine Bewertung der im Rahmen des IKSE-Aktionsprogramms durchgeführten Maßnahmen ermöglichen. Außerdem wurde das Monitoring einiger biologischer Parameter in die Routineuntersuchungen aufgenommen.

Eine Auswahl der Ergebnisse zeigt Tabelle 13. In der Zusammensetzung der Ichthyofauna kam es im Verlauf von 100 Jahren zu bedeutenden Änderungen, da wegen der Staustufen sechs Wanderfischarten verschwunden sind. Andererseits sind drei Arten neu erschienen, so daß in der tschechischen Elbe 33 Fischarten vorkommen. Im Vergleich zu früher hat die Zahl von Raubfischen abgenommen, die Anzahl karpfenartiger Fische hat sich dagegen verdoppelt. Die Schadstoffgehalte der Fischmuskulatur überschreiten die Lebensmittelgrenzwerte für Quecksilber und PCB an den Stellen mit ungünstigen sensorischen Qualitäten (S für sensorische Qualität in Tabelle 13).

Tabelle 13: Ausgewählte Charakteristika der Kontamination der Biomasse und der Besiedlung im Elbe-Ökosystem [PUNČOCHÁŘ, 1994a, b]

Probenahmestelle (Elbe-km)	313,5	252,7	227,0	152,2	117,3	1,6
Quecksilbergehalte						
	mg/kg					
Abramis brama	-	0,2	0,1	0,4	0,4	0,3
Asellus aquaticus	0,4	-	-	1,4	2,6	2,3
Herpobdella octoculata	0,8	0,7	1,5	-	1,5	2,5
Chironomidae	-	0,8	2,5	1,0	1,5	1,7
submerse Pflanzen	0,07	0,2	1,0	-	-	-
Uferpflanzen	0,03	0,02	0,1	0,02	0,04	0,02
Aufwüchse	+	0,9	3,3	2,4	8,1	12
Charakteristik der Besiedlung						
S* - Abramis brama	-	55	21	19	20	30
S - Raubfische	-	40	16	27	18	36
Saprobienindex ¹⁾	2,0	2,3	2,2	2,5	2,5	2,3
Index der Diversität ²⁾	4,6	5,9	4,7	2,7	4,3	4,5
Score der Mannigfaltigkeit ³⁾	42	57	35	20	28	34
Index der Malformationen	-	+	0,36	0,36	0,20	0,35
S* - sensorische Qualität: je niedriger der Wert, desto ungünstiger die Qualität + unter der Bestimmungsgrenze						
1) nach PANTLE-BUCK [1955]						
2) nach MARGALEF [1958]						
3) nach ARMITAGE ET AL. [1983]						

Höchste Kontaminationen wiesen die Larven der Zuckmücken und die Schnecke *Radix auricularia* auf. Als Hauptursache gilt u. a. eine hohe Kontamination der Aufwüchse (d. h. der Hauptnahrung dieser Organismen). Erstmals wurden in der Tschechischen Republik die Malformen der Stockmückenlarven (*Glyptotendipes chironomus*) quantifiziert, die auf 20 - 36 % der Elbeabschnitte unterhalb der ersten großen Punktquellen (ab dem Flußkilometer 300) vorkommen. Die größte Akkumulation von Schwermetallen wurde in submersen Pflanzen (*Ceratophyllum*, *Callitriche*, *Myriophyllum*) festgestellt, niedrigere Belastungen dagegen bei den in der Uferregion wurzelnden Pflanzen (*Phalaris arundinacea*). Die Änderung der Kontamination wurde entsprechend den bekannten Verunreinigungsquellen beobachtet. Die Ergebnisse werden ausführlich bei DESORTOVÁ ET AL. [1995], LOCHOVSKÝ UND PUNČOCHÁŘ [1995] sowie PUNČOCHÁŘ [1994a und b] diskutiert. Ältere Untersuchungen auf deutscher Seite wurden von GUHR ET AL. [1993] zusammengestellt.

4.5.2 Schadstoffeffekte

In einer Pilotstudie wurden auf deutscher Seite die Kenntnisse über Schadstoffeffekte in der Elbe zusammengefaßt (MÖLLER ET AL., 1993). Auf Organismen- und Populations-ebene wird das größte Indikatorpotential derzeit beim Makrozoobenthos und bei den Fischen gesehen. Das Makrozoobenthos eignet sich besonders für regionale und zeitliche Bestandsaufnahmen, da es rasch auf Umwelteinflüsse reagiert und leicht beprobbar ist. Die Fischfauna ist in der Elbe trotz der hohen Schadstoffbelastung relativ zahlreich geblieben. Die strukturelle Vielfalt der Ufer dürfte hier bestandserhaltend gewirkt haben. Fischkrankheiten (Skelettdeformationen, Infektionen, Tumore) und Fischsterben haben häufig stattgefunden, aber Zusammenhänge zur Schadstoffbelastung waren in den meisten Fällen nicht belegbar. Die fischfressenden Seeschwalben waren unter elf Vogelarten am höchsten kontaminiert. Die Quecksilbergehalte ihrer Eier gehörten weltweit zu den höchsten. Deutlichere Zusammenhänge als auf Organismenebene bestehen zwi-

schen Schadstoffgehalten und Degenerationen innerer Organe (z. B. zwischen PCB-Anreicherung und degenerativen Leberprozessen). Daher können Testverfahren, wie die Untersuchung der Lysosomenstabilität bei gehälterten Mollusken (Dreikantmuschel) und Fischen (Brassen), zur Aufdeckung von Schadstoffeffekten empfohlen werden. Die ARGE ELBE hat solche Untersuchungen bereits in ihr Programm aufgenommen.

Enzymatische Testverfahren, die in der Wasseranalytik bereits routinemäßig eingesetzt werden [OBST, HOLZAPFEL-PSCHORN, 1988], sollten auch geeignet sein, einen Beitrag zu einer möglichst umfassenden Bewertung eines Gewässersediments zu leisten. Durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde wird untersucht, ob :

- der Grad einer Ökosystemstörung von Sedimenten auch auf der Grundlage von Enzymaktivitäten nachweisbar ist,
- die in der Wasseranalytik bewährten Enzymaktivitätstests auch zur Bestimmung von Stoffwechselaktivitäten in Sedimenten und deren Porenwasseranteilen angewendet werden können,
- die Verwendung von Porenwässern bei den Untersuchungen von Stoffumsetzungsprozessen eine geeignete Alternative zum Einsatz von Gesamtsediment darstellt.

Die Untersuchungen wurden in vier Referenzgebieten für einen integrierten Bewertungsansatz von Sedimenten durchgeführt, die sich hinsichtlich ihrer anthropogenen Belastung deutlich unterscheiden [HEININGER ET AL., 1994].

Die Auswahl der eingesetzten Enzymaktivitätstests *in vivo* repräsentiert Enzymaktivitäten aus den drei Stoffwechselebenen der heterotrophen (sedimentbürtigen) Mikroorganismen. Zusätzlich wurde eine Vielzahl weiterer Parameter, u. a. auch die DNA-Gehalte als biomasseanaloge Größe und die TOC-Gehalte, die Aussagen zum potentiellen Substratangebot der Enzyme bzw. der Mikroorganismen zulassen, erfaßt.

Im Ergebnis konnte gezeigt werden, daß Enzymaktivitätstests *in vivo* nach methodischer Anpassung zum Nachweis von Aktivitäten in Porenwässern und Sedimenten geeignet sind. Gerade bei Porenwässern unterschiedlicher Herkunft sind deutliche Unterschiede der Aktivitäten ablesbar, die eine Bewertung des Probenmaterials ermöglichen [HEININGER, TIPPMMANN, 1995a].

Der Vergleich der Enzymaktivitäten mit den biomasseanalogen Parametern läßt Aussagen zur Fitneß der Mikroorganismen zu. Die Normierung der Aktivitäten (spezifische Enzymaktivitäten) verdeutlicht den unterschiedlichen Charakter der Referenzgebiete, wobei die geringsten spezifischen Aktivitäten in den stark belasteten Gebieten auftreten. In Relation zu dem dort sehr hohen potentiellen Substratangebot vermuteten HEININGER und TIPPMMANN [1995b] eine Hemmung der Enzymaktivitäten. Durch weitere Untersuchungen (Ermittlung von Dosis-Wirkungsbeziehungen) konnten sie diese Hypothese bestätigen und Enzymhemmungen quantifizieren.

Enzymaktivitätstests leisten folglich einen wesentlichen Beitrag zur Bewertung des Sedimentzustandes. Sie sollten deshalb Bestandteil einer aus ökologischer Sicht umfassenden Sedimentbewertung werden [HEININGER, TIPPMMANN, 1995c].

Biologisches Effektmonitoring

Am Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft der Universität Hamburg wird seit 1992 im Rahmen eines DFG-Projekts an einem biologischen Effektmonitoring unter Verwendung von Fischen (Brassen u. a.) und Dreikantmuscheln gearbeitet. Die Analyse der aktivierten Enzyme kann wichtige Hinweise auf Belastungsschwerpunkte geben. Die Aktivierung eines Enzymsystems durch organische Schadstoffe kann unter Umständen durch verstärkende oder gegenläufige Wirkungen bestimmter Schwermetalle oder orga-

nischer Schadstoffe beeinträchtigt werden. Die Aufklärung dieser Zusammenhänge war ein Schwerpunkt des Vorhabens.

Die Aktivitäten des Enzyms Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD-Aktivitäten) in der Leber von männlichen Brassen waren bei Dresden um das Dreifache und bei Štětí sogar um das Zehnfache höher als die der Kontrollfische des Belauer Sees [JEDAMSKI-GRYMLAS ET AL., 1995]. Als Ursache dieser Enzymaktivitätserhöhungen ist das Zellulosewerk in Štětí zu vermuten. Dies stimmt mit skandinavischen Ergebnissen überein, die ebenfalls in der Nähe von Zellstoffwerken auf erhöhte EROD-Aktivitäten in Fischen hinweisen. Die in den folgenden Jahren bei Štětí durchgeführten Messungen ergaben deutlich niedrigere Aktivitäten, was auf erste Sanierungserfolge in diesem Elbeabschnitt hinweist. Der Anstieg der Aktivität bei Dresden könnte eine Folge der Entsorgung von inzwischen stillgelegten Industriebetrieben sowie des Zellulosewerks bei Pirna sein, worauf die ebenfalls sehr hohen PCB-Konzentrationen an der Meßstelle Dresden hinweisen.

Diese ersten Ergebnisse zeigen, daß ein biologisches Effektmonitoring mittels Enzymen des Entgiftungsstoffwechsels eine Möglichkeit ist, Belastungssituationen der Elbe bzw. der darin lebenden Fische zu erkennen.

4.6 Ökomorphologie der Elbe

Durch Empfehlungen der IKSE-Arbeitsgruppen "Elbeforschung" (F) und "Ökologie" (O) erfolgte auf der deutschen Seite die Bildung einer Ad-hoc-Unterarbeitsgruppe "Ökomorphologie Elbe". Diese hatte den Auftrag, einen Vorschlag für ein Forschungsprogramm zur Erfassung des ökomorphologischen Ist-Zustands der Elbe und ihrer wichtigsten Nebenflüsse zu erstellen. Die Ergebnisse sollen als Grundlage eines vollzugsgerechten Schutz- und Entwicklungsplans dienen.

Das Forschungsprogramm umfaßt folgende Schwerpunkte:

- A Beurteilungsraster/Bewertungen (1 Verbundprojekt aus 10 Teilen zu den abiotischen Umweltfaktoren in der Elbe und ihren Auen und 3 weitere Biota betreffende Projekte)
- B Projekte zum Fluß (2 Projekte)
- C Projekte zur Uferregion und den Auen (3 Projekte)
- D Projekte zu den Nebenflüssen (5 Projekte)
- E Schutzziel der Elbe (2 Projekte)

1992 akzeptierte die IKSE-Vollversammlung dieses Programm, das infolge der starken Kürzung von Fördermitteln bisher nur teilweise realisiert wurde. Im Bereich ökomorphologischer und ökologischer Untersuchungen wurden u. a. folgende Projekte bearbeitet:

- Arbeiten zur Literaturlauswertung (Abschlußbericht liegt vor),
- faunistische Untersuchungen der Elbesohle (siehe Kap. 4.5),
- ökologische Voruntersuchungen (Abschlußbericht in Bearbeitung; dieses Projekt ist daher besonders wichtig, da es nach bisherigen Kenntnissen wesentlich zur Qualifizierung der ökologischen Elbeforschung beitragen kann),
- Untersuchungen zur "Ökomorphologischen Kartierung der Mulde",
- Untersuchungen zur ökologischen Sanierung von Teilbereichen der Flußlandschaft Elbe (WWF-Aueninstitut),

- Arbeiten zur Hydrologie (Abfluß- und Grundwasserregime) und zur Renaturierung geschädigter Grünlandvegetation im Überschwemmungsbereich,
- Sanierung und Bewirtschaftung von Nebenflüssen (Stör, Ilm),
- Renaturierung von Auen im Großraum Leipzig-Halle.

Von deutscher Seite wurde außerdem vorgeschlagen, die gesamte Mittlere Elbe (Pretzsch-Lauenburg) zu einem Biosphärenreservat "Flußlandschaft Elbe" zu erklären. Dieser Vorschlag wird unterstützt und soll der UNESCO zur Realisierung empfohlen werden.

Die deutsche Unterarbeitsgruppe hat mit der Arbeitsgruppe O zusammengearbeitet, die in der Vorbereitungsphase für die Forschungsvorhaben eine Bestandsaufnahme des Ökosystems Elbe durchgeführt und die Ergebnisse in folgenden drei Publikationen der IKSE veröffentlicht hat:

- Ökologische Sofortmaßnahmen zum Schutz und zur Verbesserung der Biotopstrukturen der Elbe
- Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferandregionen der Elbe
- Die Elbe - Erhaltenswertes Kleinod in Europa.

Die zur Erreichung dieser Resultate erforderlichen Forschungsarbeiten erfolgten in der Tschechischen Republik im Rahmen des nationalen Projektes Elbe, in der Bundesrepublik Deutschland auf der Grundlage von Beiträgen von Mitarbeitern aus den Ministerien und Institutionen der einzelnen Bundesländer. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden von der IKSE aufgegriffen und bildeten die Grundlage für die Vorschläge zum ökologischen Teil des "Aktionsprogramms Elbe" für den Zeitraum bis zum Jahr 2010.

Auch die jüngste Publikation der Arbeitsgruppe O "Die Fischfauna der Elbe" enthält Untersuchungsergebnisse zur Artenzusammensetzung des Fischbestands und einen historischen Vergleich. Sie zeigen die Notwendigkeit wissenschaftlicher Arbeiten zur Überprüfung und Verbesserung der Funktion von Fischaufstiegshilfen entlang der Elbe als Bedingung für die Gewährleistung der Migration von Fischen und anderen Lebewesen.

Das zukünftige Forschungsprogramm wurde unter Mitwirkung der Mitglieder der deutschen Unterarbeitsgruppe "Ökomorphologie Elbe" in den BMBF-Förderschwerpunkt "Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)" eingebunden, der am 03.08.1995 im Bundesanzeiger veröffentlicht wurde und derzeit umgesetzt wird.

4.7 Beitrag zur Qualitätssicherheit der Trinkwasserversorgung

Die Elbe und viele ihrer Nebenflüsse, insbesondere die Saale und das Havel/Spree-System, werden streckenweise stark zur Trinkwasseraufbereitung nach Uferfiltration genutzt. Während in den alten Bundesländern nur ca. 6 % der Trinkwasseraufbereitung nach Uferfiltration aus Fließgewässern erfolgt, liegt dieser Anteil in den neuen Bundesländern bei über 14 %. Zwischen Pirna und Magdeburg ist der Anteil von Uferfiltrat besonders hoch. Es gibt hierzu keine wirtschaftlich vertretbaren Alternativen. So ist die Versorgung der Stadt Dresden sowie die des Großraums Halle/Leipzig über die Fernwasserversorgung aus der Elbe bei Torgau jeweils zu über 40 % vom Elbeuferfiltrat abhängig. Aufgrund der noch nicht abgeschlossenen Umstrukturierung der Wasserwirtschaft in den neuen Bundesländern liegen noch keine gesicherten statistischen Daten vor. Schätzungen gehen davon aus, daß der Anteil an Oberflächenwasser (einschließlich Uferfiltrat und angereichertem Grundwasser) bei über 40 % von ca. 1 Mrd. m³/a Trinkwasser aus den öffentlichen Versorgungsanlagen beträgt.

Im tschechischen Elbeinzugsgebiet sind 86 % der Einwohner an die öffentliche Trinkwasserversorgung angeschlossen. Es werden insgesamt ca. 609 Mio. m³/a Trinkwasser bereitgestellt. Die privaten Haushalte verbrauchen ungefähr 40 %. Der Rest entfällt auf die Industrie, die Landwirtschaft, aber auch auf Verluste im Rohrnetz. Ungefähr 56 % des Trinkwassers (ca. 341 Mio. m³/a) werden direkt aus Oberflächenwasser aufbereitet. Hierfür stehen 27 Stauhaltungen und weitere ca. 100 Direktentnahmestellen zur Verfügung. Die größte Stauhaltung liefert ca. 5 m³/s für Prag; die größte direkt entnommene Wassermenge beträgt 1 m³/s, ebenfalls für Prag. Die übrigen 44 % (ca. 268 Mio. m³/s) des Trinkwasserbedarfs werden dem Grundwasser entnommen. Da hiervon 13 % teilweise Uferfiltrat ist, werden im Elbeinzugsgebiet insgesamt 62 % (bezogen auf die gesamte Fläche der Tschechischen Republik 40 %) der Trinkwasserversorgung entweder direkt oder indirekt nicht nur durch die Wasserqualität der Elbe, sondern hauptsächlich ihrer Nebenflüsse beeinflusst.

Der größere Teil dieser zu Trinkwasser aufbereiteten Wassermengen wird allerdings in der Industrie als Kühlwasser und zur Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen genutzt. Wegen der immer noch hohen Belastung sind zum Teil sehr aufwendige Aufbereitungsmaßnahmen notwendig, bevor das Wasser an den Verbraucher/Nutzer abgegeben werden kann.

Die Sicherheit der Trinkwasserversorgung aus Uferfiltrat kann nur dann erreicht werden, wenn die Gewässerqualität entscheidend verbessert wird und parallel dazu technologische Ansätze weiterverfolgt werden, die eine Aufbereitung mit ökonomisch vertretbarem Aufwand ermöglichen. Aus Sicherheitsgründen wird eine Aufbereitung von Uferfiltrat immer notwendig sein. Forschungsschwerpunkte waren die chemischen, biologischen und physikalischen Vorgänge im Untergrund einschließlich der Mischung mit Grundwasser sowie die Anpassung bekannter Aufbereitungsverfahren an die spezielle Situation im Elbeinzugsgebiet. Hieraus resultierten die neuen Konzeptionen für Wasserwerke in Dresden, Coswig, Halle und Magdeburg.

Rahmenbedingungen der Trinkwasseraufbereitung: Zu Zeiten großer Belastung enthielt die Elbe hohe Konzentrationen an sauerstoffzehrenden Substanzen. Eine durch flußnahe Rohwasserförderung zwangsweise Infiltration des Elbewassers in den Untergrund führte zur Ausbildung anaerober Uferpassagen, was die mikrobiologischen Umsetzungsprozesse in ihrer Reinigungsleistung stark einschränkte. Für die Rohwasserqualität waren erhöhte Konzentrationen an chlororganischen und schwefelorganischen Substanzen sowie erhebliche geruchliche und geschmackliche Beeinträchtigungen kennzeichnend. Zahlreiche hygienisch bedenkliche Störstoffe wie Pestizide oder Haloforme sowie aufbereitungstechnisch nur schwer eliminierbare synthetische organische Komplexbildner gelangten ins Rohwasser [GUDERITZ, SCHMIDT, BRAUCH, 1993]. Die hohe organische Belastung des Rohwassers führte nach ungenügender Aufbereitung zur Bildung erheblicher Mengen an Trihalogenmethanen infolge einer erforderlichen massiven Desinfektion mit Chlor.

Erste ganzheitliche Betrachtungen zur Situation der Trinkwasserversorgung konnten nach einer verfahrenstechnisch orientierten Charakterisierung des Elbewassers unter Verwendung des sog. "Sontheimer-Testfilters" [SONTHEIMER, GIMBEL, MANN, 1988] vorgenommen werden. Unabhängig von der absoluten Notwendigkeit zur Reduzierung der Abwassereinleitungen konnte anhand von Modellrechnungen gezeigt werden, daß ein wesentlicher Teil der organischen Belastung diffus eingetragen wird. Sie ist größtenteils natürlichen Ursprungs und damit durch Sanierungsmaßnahmen nur begrenzt beeinflussbar [MÜLLER, WRICKE, SONTHEIMER, 1993]. Die organischen Wasserinhaltsstoffe natürlicher Herkunft passieren eine Uferpassage und stören die Aufbereitung, da sie in Konkurrenz zu den wesentlich niedriger konzentrierten Schadstoffen treten und die Aufbereitungsanlagen unter Erzeugung hoher Betriebskosten unnötig belasten [GIMBEL, KÖHLER, HAGMEYER, 1994].

Reinigungsmechanismen bei der Uferfiltration: Aufgrund der Vorbelastung mit abbaubaren und sauerstoffzehrenden Stoffen aus dem tschechischen Einzugsgebiet ist im oberen Elbetal ein anaerobes Milieu in der Bodenpassage vorherrschend. Selbstreinigungsprozesse bewirken eine starke Reduktion sauerstoffzehrender Wasserinhaltsstoffe flußabwärts bis Magdeburg, so daß dort ein überwiegend aerobes Milieu vorherrscht. Der aerobe Stoffwechsel ist energetisch günstiger und folglich schneller und vollständiger.

Eine nachhaltige Belastung des Uferfiltrates durch die Regeneration der aus früheren Zeiten bereits vorbelasteten Bodenmatrix findet nicht in dem befürchteten Ausmaß statt. Insbesondere bei den chlororganischen und schwefelorganischen Verbindungen führen die Erfolge im Gewässerschutz zu einer unmittelbaren Verbesserung der Uferfiltratqualität. Diese Stoffe liegen meist partikulär gebunden vor, so daß sie bereits bei der Infiltration in die Bodenmatrix sicher zurückgehalten werden. Gelöste und abbaubare Anteile dieser Stoffgruppen werden bereits nach kurzen Fließstrecken eliminiert. Die verbleibenden gelösten und mikrobiologisch resistenten Anteile haben nur eine geringe Neigung zur Sorption an die Bodenmatrix, so daß es in Zeiten hoher Belastung summa summarum nicht zu maßgeblichen Anreicherungsvorgängen kam. Nachweislich angereichert haben sich an der Bodenmatrix höhermolekulare organische Stoffe natürlichen Ursprungs mit aromatischen und chromophoren Verbindungen. Diese organischen Depots beeinträchtigen die Uferfiltratqualität nachhaltig direkt durch Elutionsvorgänge und indirekt dadurch, daß sie mikrobiologischen Abbauprozessen unterliegen und somit in wäßriger Phase am Sauerstoffgehalt zehren und teilweise eine Denitrifikation induzieren.

Kurzzeitige Stoßbelastungen stellen ebenso wie am Rhein keine Gefährdung der Trinkwasserversorgung dar, da je nach Mächtigkeit des durchströmten Aquifers Transport- und Mischungsvorgänge die Schadstoffkonzentration soweit verdünnen, daß keine Gefahr für die Aufbereitung ausgeht. Eine erhebliche Beeinträchtigung der Rohwasserqualität geht jedoch von länger anhaltenden Belastungen aus, wie sie die erhöhten Pestizidkonzentrationen in den Sommermonaten darstellen. Zur sicheren Entfernung dieser Stoffe müssen entsprechende Kapazitäten bei der Trinkwasseraufbereitung vorhanden sein.

Aufbereitung von Elbeuferfiltrat: In Deutschland liegen die Hauptanforderungen in der Entfernung von Eisen und Mangan, der Einhaltung bakteriologischer Parameter, der wirksamen Reduzierung organischer Wasserinhaltsstoffe, insbesondere chlor- und schwefelorganischer Stoffe, sowie der sicheren Rückhaltung von Schadstoffen im Spurenbereich. Konventionelle Aufbereitungsverfahren müssen zumindest über Oxidations- und wirksame Filtrationsstufen sowie nachgeschaltete Aktivkohleadsorber zur sicheren Spurenstoffentfernung verfügen. Je nach Belastung des Rohwassers mit pathogenen Mikroorganismen und der Wiederverkeimungsneigung des aufbereiteten Wassers müssen vor- und nachgeschaltete Desinfektionsstufen vorgesehen werden. Die hohe organische Belastung des Rohwassers erfordert zusätzliche Aufbereitungsstufen zur Entlastung der Aktivkohleadsorber [WRICKE, BORNMANN, BUNNEMANN, BERNHARDT, 1994; GIMBEL, KAATZ, KÖHLER, 1992].

Die Belastung mit sauerstoffzehrenden Stoffen ist durch den weiteren Bau von Kläranlagen zu reduzieren, damit sich günstige Verhältnisse bei der Uferfiltration einstellen. Gleichzeitig ist neben dem punktuellen auch der diffuse Nährstoffeintrag zu reduzieren, so daß auch die biogene Produktion organischer Wasserinhaltsstoffe vermindert wird.

Schwermetalle sind überwiegend partikulär gebunden und werden bereits bei der Infiltration mechanisch abgetrennt. Stabile aerobe Verhältnisse und die Vermeidung des

vermehrten Eintrages von Komplexbildnern sind notwendig, um eine Migration der Schwermetalle in den Untergrund zu verhindern.

Schwerflüchtige chlorierte Verbindungen werden ebenfalls bei der Infiltration durch Sorption weitgehend zurückgehalten. Flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe sind teilweise nur schwer bzw. nicht abbaubar und können bei erhöhten Konzentrationen bis zur Rohwasserfassung durchbrechen. Elbetypische Pestizide werden nur geringfügig in der Bodenpassage eliminiert und sind insbesondere im Hinblick auf die bis zum Jahr 2000 formulierte Zielsetzung der Verwendung des Uferfiltrates zur Trinkwasserversorgung nach nur "einfachen" Aufbereitungsverfahren auf Maximalkonzentrationen $< 0,1 \mu\text{g/l}$ zu reduzieren.

Synthetische organische Komplexbildner können die Immobilisierung von Schwermetallen verhindern und gelangen teilweise (EDTA, DTPA) aufgrund ihrer Persistenz und ihrer Wassergängigkeit bis ins Trinkwasser. Organische Chlorverbindungen und organische Schwefelverbindungen, von denen die gelösten und nicht abbaubaren Konzentrationsanteile nach Infiltration nur geringfügig entlang der Fließstrecke eliminiert werden, müssen ebenfalls im Hinblick auf eine einfachere Aufbereitung weiter reduziert werden.

In der Tschechischen Republik wird das Rohwasser hinsichtlich der Aufbereitung in vier Kategorien eingeteilt: Kategorie A bezeichnet ein Rohwasser, das keiner weiteren Aufbereitung (ausgenommen mechanische Filtration bzw. Desinfektion) bedarf. Hierunter fallen im Elbeeinzugsgebiet nur 8 % der Entnahmestellen. Ca. 12 % der Quellen müssen in die Kategorie D eingestuft werden, d. h. das Wasser ist zur Trinkwasseraufbereitung ungeeignet. Die übrigen Quellen werden in die Kategorien B und C eingeteilt, d. h. das Rohwasser bedarf einer einfachen bzw. aufwendigeren Aufbereitung.

Das Rohwasser dieser nahezu 300 Quellen wird nach unterschiedlichen Verfahren aufbereitet. Die Zahlen in Klammern geben das zukünftige Ausbauziel an:

- | | | |
|--|------|--------|
| • Sand- bzw. Marmorfiltration | 3 % | (0 %) |
| • einstufige Aufbereitung durch Klärung | 37 % | (10 %) |
| • einstufige Aufbereitung mit Ozonisierung | 14 % | (10 %) |
| • zweistufige Aufbereitung durch Klärung | 42 % | (55 %) |
| • zwei-, eventuell dreistufige Aufbereitung mit Ozonisierung | 4 % | (25 %) |

Die Beschaffenheit des Trinkwassers soll den Grenzwerten der tschechischen Trinkwassernorm 75 7111 entsprechen. Nach einer 1991 durchgeführten Erhebung entsprechen 61 % des Trinkwassers allen (physikalischen, chemischen, biologischen und bakteriologischen) Grenzwerten; die biologischen und bakteriologischen Grenzwerte wurden zu 91 % erfüllt.

Die Nichterfüllung wird sowohl der unzureichenden Rohwasserqualität als auch der unzureichenden Aufbereitung zugeschrieben. Durch Verbesserung der Gewässergüte und durch Ausbau der Trinkwasseraufbereitung (s. o.) soll die Einhaltung der Anforderungen an die Trinkwasserqualität zukünftig sichergestellt werden.

5 Woher stammt die Elbebelastung? - Beitrag der Elbeforschung zur Identifizierung der Schadstoffquellen

Die Inventarisierung der Belastungsquellen im Elbeeinzugsgebiet ist von der Arbeitsgruppe "Aktionsprogramme" der IKSE durchgeführt worden. Der aktuelle Stand wurde in dem IKSE-Bericht "Bestandsaufnahme von bedeutenden punktuellen, kommunalen und industriellen Einleitungen von prioritären Stoffen im Einzugsgebiet der Elbe - 1995" veröffentlicht. Die Elbeforschung hat zur Aufklärung der Belastungsquellen insbesondere durch Analysen der Sedimentbeschaffenheit in den Nebenflüssen und durch Aufklären der diffusen Belastungen aus dem landwirtschaftlichen Bereich beigetragen.

5.1 Elbenebenflüsse

Die tschechischen Elbenebenflüsse

Die tschechischen Elbenebenflüsse wurden zwischen 1991 und 1993 untersucht. Ziel der Untersuchungen war die Ergänzung der routinemäßigen Meßprogramme bzgl. organischer Schadstoffe und Schwermetalle. Tabelle 14 zeigt die wichtigsten Ergebnisse dieser an unfiltrierten Wasserproben durchgeführten Untersuchungen [KALINOVÁ, 1994].

Tabelle 14: Wasserbeschaffenheit in den Mündungsbereichen der Nebenflüsse der Elbe (1991 - 1993, Mediane für n = 36/37; Projekt Elbe I)

Meßstelle	AOX	1,2-Dichlor-ethan	Dichlorbenzene	Hexachlorbenzen	Lindan (γ-HCH)	PCB	Hg*	Zn	As
	µg/l								
Jizera (N.Vestec)	10,3	<0,5	<0,03	<0,003	<0,01	<0,005	0,01	14,5	1,55
Vltava (Podolí)	12,3	<0,5	<0,03	<0,003	<0,01	<0,005	<0,10	14,5	3,60
Vltava (Zelčín)	17,5	<0,5	<0,03	<0,003	<0,01	<0,005	<0,10	25,0	3,45
Ohře (Terezín)	13,6	<0,5	<0,03	<0,003	<0,01	<0,005	<0,20	18,5	6,85
Bílina (Ústí n. L.)	515	42	1,31	0,200	0,02	0,036	11,5	110	18

* Angaben übernommen aus den routinemäßigen Monitoringprogrammen (teilweise unterschiedliche Bestimmungsgrenzen bei verschiedenen Labors)

Die Jizera (Iser) wird im Mündungsbereich für die Trinkwasseraufbereitung von Prag genutzt; es gelten dort strengere Gewässerschutzbestimmungen. Der Fluß kann hinsichtlich organischer Schadstoffe und Metalle als unbelastet bezeichnet werden.

Die Moldau weist im Vergleich zur Elbe eine geringe Belastung mit organischen Schadstoffen und Schwermetallen auf, sie ist jedoch ein bedeutender Nebenfluß der Elbe, und die aus der Moldau in die Elbe eingebrachte Fracht an organischen Schadstoffen und Metallen kann infolge der hohen Wasserführung beträchtlich sein. Die Belastung der Moldau im Mündungsbereich wird vor allem durch die Abwässer aus der Prager Zentralkläranlage hervorgerufen. Die Meßstelle Podolí zeigt die Belastung der Moldau oberhalb der Abwassereinleitung von Prag.

Die Ohře (Eger) ist ein sauberer Nebenfluß mit nur geringen Belastungen an organischen Schadstoffen und Schwermetallen.

Die durch die Bílina eingetragenen Mengen an organischen Schadstoffen und Quecksilber sind hoch. So liefert beispielsweise die Bílina eine AOX-Fracht von 3,7 g/s, während die der viel abflußreicheren Moldau "nur" 1,8 g/s beträgt.

Im Projekt Elbe II wurden die Untersuchungen auf die Moldau als wichtigsten Nebenfluß der Elbe beschränkt. Erste Ergebnisse dieses 1995 begonnenen Projektes [KALINOVÁ, 1996] zeigen, daß im Vergleich zu den Ergebnissen des Projektes Elbe I keine bedeutenden Veränderungen des Gehalts an organischen Schadstoffen bzw. Schwermetallen eingetreten sind. Da sich einige Konzentrationen in der Wasserphase im Bereich der Nachweisgrenzen befinden, werden im Projekt Elbe II zusätzlich Schwebstoffe untersucht, um die bisherigen Ergebnisse weiter zu präzisieren.

Signifikante Erhöhungen der Schwermetallkonzentrationen in den Schwebstoffen konnten zwischen den Meßstellen Podolí (oberhalb von Prag) und Zelčín (unterhalb von Prag) mit Ausnahme von Quecksilber nicht festgestellt werden. Die mittleren Quecksilberkonzentrationen in Schwebstoffen stiegen von 1,4 mg/kg auf 4,2 mg/kg an.

Schlußfolgerungen:

- Die Konzentrationen an organischen Schadstoffen und Schwermetallen in den tschechischen Nebenflüssen sind außer in der Bílina auf niedrigem Niveau. Teilweise liegen sie unterhalb der entsprechenden Nachweisgrenzen.
- Die Moldau als abflußreichster tschechischer Nebenfluß der Elbe trägt, auch wenn ihre Belastung geringer als die der Elbe ist, beträchtlich zu deren Schadstofffracht bei. Deshalb sind Sanierungsmaßnahmen nicht auf die Bílina zu beschränken.

Die deutschen Elbenebenflüsse

Die Bestandsaufnahme der Belastung in den Elbenebenflüssen erfolgte in zwei Phasen. In der ersten (Juni 1991 - Dezember 1994) wurden das System der Mulden einschließlich des Muldestausees und die Weiße Elster bearbeitet. Die zweite Phase mit Havel, Spree, Schwarzer Elster und Saale einschließlich der Saalealsperren begann im Oktober 1992 und befindet sich derzeit in der Abschlußphase.

Zu Beginn dieser Verbundvorhaben lag über die Schadstoffbelastung der Elbe bereits einiges Datenmaterial vor, während es über die Nebenflüsse praktisch keine gesicherten Kenntnisse gab. Aus der Charakteristik der Einzugsgebiete konnte jedoch geschlossen werden, daß ein Großteil der Elbebelastung aus den Nebenflüssen stammte. Das Hauptaugenmerk bei der Bearbeitung der Nebenflüsse lag auf den Sedimenten und insbesondere deren Schwermetallbelastung. Es ist naheliegend, daß eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität in der Elbe nur erfolgen kann, wenn die Nebenflüsse in Sanierungsmaßnahmen einbezogen werden. Sanierungsmaßnahmen wiederum können nur sinnvoll eingeleitet werden, wenn die Belastung und die Eintragungspfade sowie die Gefahr der Remobilisierung aus den Sedimenten bekannt sind.

Eine ausführliche Beschreibung der bisherigen Ergebnisse ist von der Projektträgerschaft Wassertechnologie und Schlammbehandlung des deutschen BMBF 1995 publiziert worden [PTWT, 1994].

Tabelle 15 gibt einen Überblick über die Schwermetallbelastung der Sedimente wichtiger Nebenflüsse in Deutschland. Da die Belastung der Elbe im Vordergrund steht, sind dabei nur die Probenahmestellen in Mündungsnähe zur Mittelwertbildung berücksichtigt. Als "mündungsnah" wurden diejenigen Bereiche ausgewählt, in denen das Belastungsniveau annähernd homogen ist. Bei der Mulde (Datenmaterial der Bergakademie Freiberg und der Universität Hamburg) ist dies der Bereich nach dem Zusammenfluß der Freiburger und der Zwickauer Mulde. Die Saale (Datenmaterial Universität Jena) wurde

nach dem Zufluß der Weißen Elster berücksichtigt, die Havel (Datenmaterial Freie Universität Berlin) ab Potsdam. Bei der nur mäßig schwermetalbelasteten Schwarzen Elster (Datenmaterial Universitäten Heidelberg und Dresden) sind alle Probenahmestellen berücksichtigt.

Für das Einzugsgebiet von Mulde und Saale stehen inzwischen Wiederholungsmessungen zur Verfügung, so daß erste vorsichtige Trendabschätzungen möglich sind, die in Kap. 6.1 diskutiert werden. Auf eine Besonderheit sei hier jedoch hingewiesen. Während die Schwermetalbelastung der Sedimente der Elbe, der Mulde und der Weißen Elster abnimmt, werden in der Saale weiterhin ansteigende Konzentrationen gemessen. Dies ist vor dem Hintergrund von Produktionsstillegungen bzw. -einschränkungen, dem Ausbau der Abwasserreinigung und der Hochwasserereignisse zu Beginn des Jahres 1994, die sich ebenfalls auf die Sedimentqualität verbessernd auswirken sollten, zu sehen. Außerdem sind im gleichen Zeitraum die Belastungen der Weißen Elster, dem bedeutendsten Nebenfluß der Saale, zurückgegangen. Eine Erklärung für diese unerwartete Situation steht bisher aus.

Tabelle 15: Mittlere Schwermetalbelastung der Sedimente in den Nebenflüssen Havel (Freie Universität Berlin), Schwarze Elster (Universität Heidelberg), Mulde (Universität Freiberg und Hamburg) und Saale (Universität Jena). Die Farbgebung erfolgt nach der Einteilung in die jeweilige I_{geo}-Klasse (s. Abb. 8)

		Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni	Hg	As
		mg/kg							
Havel, ab Potsdam (n = 32)									
Mittel	93/94	10	110	220	400	3.600	50	0,9	23
Min		2,2	50	90	160	1.100	20	< 0,1	13
Max		23	320	430	2.100	11.800	90	7,3	40
Schwarze Elster (n = 59)									
Mittel	1993	2,4	120	65	120	640	80	1,6	34
Min		0,4	9	17	23	120	25	< 0,1	10
Max		15	540	120	360	3.000	380	25	86
Saale, nach Zufluß der Weißen Elster (n = 7)									
Mittel	1993	1,7	110	200	140	910	77	21	15
Min		0,9	69	115	170	125	58	13	11
Max		2,7	130	310	200	1.780	120	31	18
Mittel	1995	8,0	190	230	210	1.620	95	17	22
Min		4,7	110	160	160	1.080	82	6,7	19
Max		12	280	330	270	2.310	110	37	28
Vereinigte Mulde (n = 28)									
Mittel	1992	46	200	280	410	2.300	110	4,9	260
Min		15	130	150	160	1.530	68	0,4	120
Max		72	930	340	720	5.490	190	350	810
Mittel	1994	36	130	190	340	1.830	84	2,9	200
Min		19	88	120	190	980	57	0,2	64
Max		170	230	260	640	9.320	150	31	560

Ordnet man die Nebenflüsse nach dem Grad der Belastung, so ergibt sich das folgende Bild der Schwermetallherkunft :

Cadmium:	Mulde, Havel, Saale (u. Weiße Elster)
Quecksilber:	Saale, Mulde
Blei:	Havel (u. Spree), Mulde
Zink:	Havel (u. Spree), Mulde, Saale (u. Weiße Elster)
Arsen:	Mulde
Kupfer:	Havel (u. Spree)

Bei den Elementen Chrom und Nickel liegen nur mäßige bzw. geringe mittlere Belastungen vor.

Es sei aber darauf hingewiesen, daß der Grad der Sedimentbelastung, hier an der Feinkornfraktion ($< 20 \mu\text{m}$) ermittelt, nicht direkt proportional zum Schwermetalleintrag des betreffenden Nebenflusses gesetzt werden darf. Hierzu müßte die absolute Größe der Schadstoffdeposits bekannt sein, eine in der Praxis nur schwer zu bestimmende Größe. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, daß die Sedimente bei Hochwasserereignissen einen bedeutenden Beitrag zu den Schwermetallfrachten leisten.

Zur Uranbelastung der Nebenflüsse

Uranbelastungen treten im wesentlichen im östlichen Saaleeinzugsgebiet, d. h. im Teileinzugsgebiet der Weißen Elster (Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig) und im westlichen Muldeeeinzugsgebiet (Universitäten Freiberg und Hamburg) auf (s. Abbildung 19).

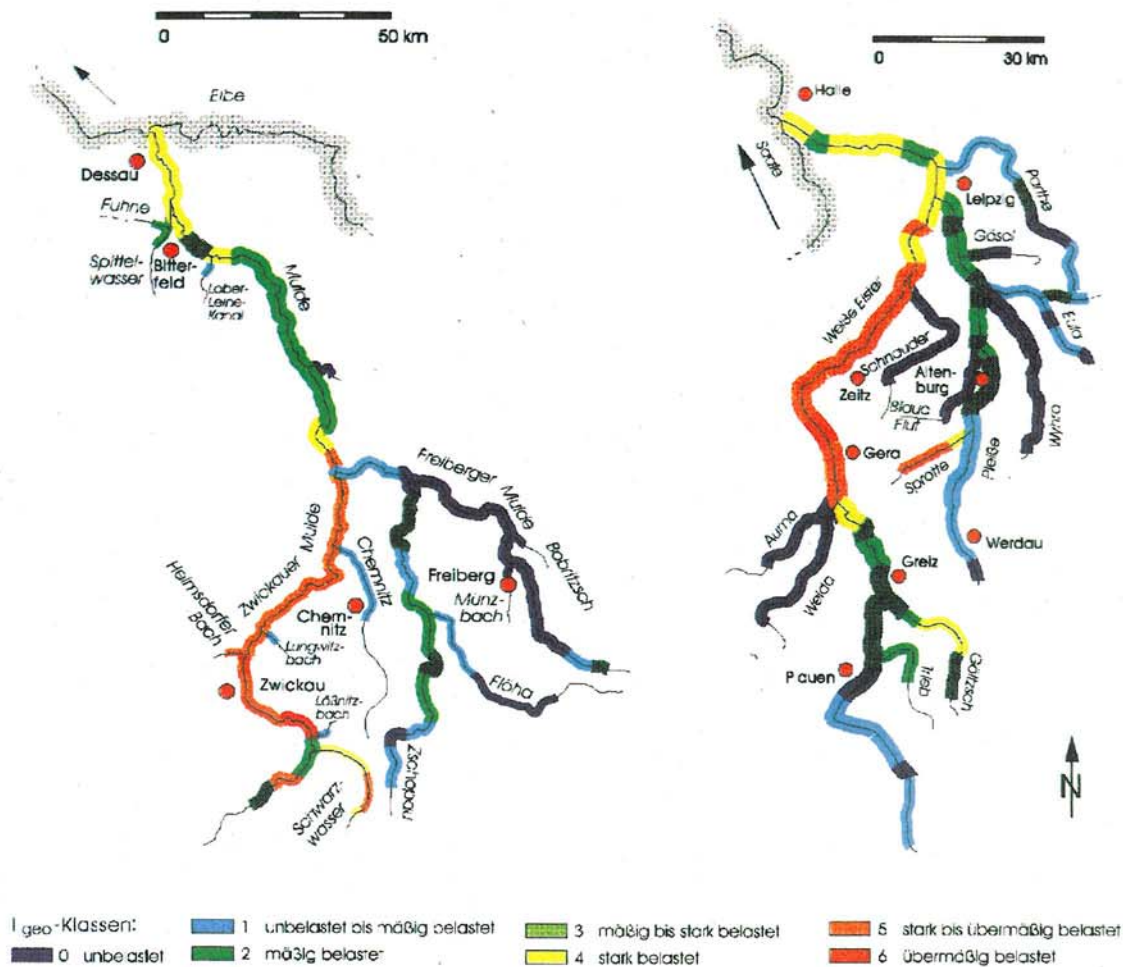


Abbildung 19: Uranbelastung der Sedimente (Fraktion $< 20 \mu\text{m}$) der Weißen Elster [Datenmaterial der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig] und der Mulde [Datenmaterial: Bergakademie Freiberg und Universität Hamburg], Beprobung 1992

Es liegen hier mit großer Sicherheit bereits erhöhte geogene Grundlasten vor, die jedoch durch den Bergbau und die Uranverarbeitung anthropogen deutlich überprägt sind. Die Anreicherungen überschreiten im Bereich der Stadt Gera (Wismut AG, Weiße Elster) und Zwickau (Zwickauer Mulde) das 30fache der weltweit üblichen geogenen Hintergrundbelastung.

Interessant ist nun, inwieweit die Uranbelastungen sich auf die Beschaffenheit der Elbe auswirken. Die Uranbelastung der Elbe wurde vom Forschungszentrum Geesthacht untersucht. Nur an einer einzigen Probenahmestelle, linkselbisch nach dem Zufluß der Mulde (Breitenhagen), konnte eine signifikante Erhöhung der Urankonzentrationen in den Sedimenten (I_{geo} -Klasse 3) nachgewiesen werden. An allen übrigen Probenahmestellen sind keine signifikanten Anreicherungen festgestellt worden. Es treten wechselweise die unteren I_{geo} -Klassen 0 und 1 auf. Nach Bilanzierungen am Ein- und Auslauf des Muldestausees wird Uran jedoch nur zu ca. 50 % schwebstoffgebunden transportiert, d. h. für die Hälfte der in Mulde und Weißer Elster transportierten Uranfracht bilden die Sedimente keine Senke.

Der Muldestausee als Flußkläranlage:

Die Mulde durchfließt ca. 6 km nordöstlich von Bitterfeld den Stausee Muldenstein. Er ist im Zuge der Muldeverlegung im Jahr 1975 durch die Flutung der ehemaligen Tagebaurestlöcher Pouch und Friedersdorf angelegt worden und faßt ein Wasservolumen von 118 Mio m³. Da ein Großteil der von der Mulde eingetragenen Schwebstofffrachten (bis zu 90 %) im See abgelagert wird, bildet dieser eine große Sedimentationsfalle, in der seit 1975 beträchtliche Schadstoffmengen abgelagert wurden (Abbildung 20).

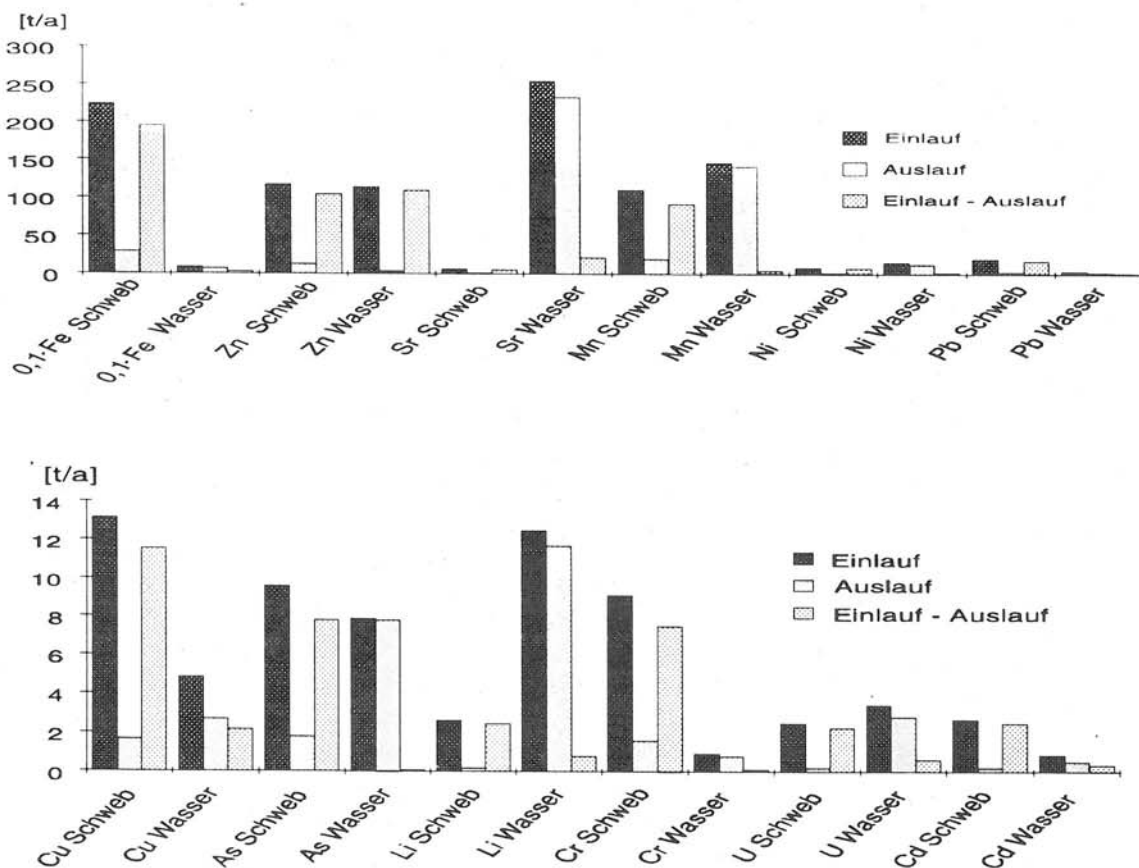


Abbildung 20: Fracht und Ablagerung ausgewählter Elemente im Muldestausee in der gelösten und partikulären Phase [Daten: Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, 1992]

Das Gefährdungspotential der Sedimente dieses Stausees bildete folglich einen Schwerpunkt der Nebenfluß-Projekte und wurde durch die Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig sowie durch die Universitäten Heidelberg und Hannover untersucht.

Im Muldestausee werden zwischen 10 und 90 % der eingetragenen Metallfrachten (s. Abbildung 20) deponiert. Besonders günstig ist die Rückhaltung von besonders umweltrelevanten Schwermetallen wie Zink (93 %), Cadmium (80 %), Blei (79 %), Chrom (76 %) und Kupfer (76 %).

Die Ausfällung der Schwermetalle ist erwünscht, um die Belastung der Mulde und der Elbe zu reduzieren. Auf der anderen Seite entsteht eine Schadstoffdeponie stark schwermetallhaltiger Schlämme, die um etwa 200 t/a Zink, 20 t/a Blei und ca. 10 t/a an Kupfer, Nickel, Arsen und Chrom wächst. Unter den derzeit im See herrschenden Bedingungen sind die Schwermetalle sicher in den Sedimenten gebunden. Ein Ausbaggern erscheint daher gegenwärtig weder ökologisch bzw. toxikologisch prioritär noch ökonomisch verantwortbar.

Untersuchungen zur Remobilisierung von Schwermetallen in den Elbenebenflüssen

In natürlichen Gewässern können kontaminierte Sedimente durch Resuspensionsvorgänge (Aufwirbelung durch turbulente Strömung, Baggerarbeiten usw.) in intensiven Kontakt mit der Wasserphase gelangen. Hierbei kann es zu einer erheblichen Freisetzung von Schadstoffen kommen. Hierin liegt die ökotoxikologische Relevanz der Schwermetalle, da sie so in die Nahrungskette gelangen. In den von der Universität Karlsruhe durchgeführten Arbeiten wird die Freisetzung von Schwermetallen unter oxidierenden Bedingungen untersucht. Bisher wurden Sedimente aus der Talsperre Bleiloch (Saalekaskade), der Saale bei Jena, der Havel kurz vor der Einmündung in die Elbe, der Spree bei Lübben und der Schwarzen Elster bei Schwarzheide bearbeitet.

Die wesentliche Aussage ist, daß oxidierende Bedingungen nicht ausreichen, um größere Schwermetallmengen aus ursprünglich anaeroben Sedimenten zu mobilisieren, was z. B. zur Überschreitung von Trinkwassergrenzwerten führen könnte. Erst wenn mit der Oxidation eine Verringerung des pH-Wertes verbunden ist, erfolgt eine starke Freisetzung der Metalle Cadmium, Nickel, Kupfer und Mangan. Diese Gefahr besteht in der Schwarzen Elster, der Bleilochtalsperre und der Mulde. Die Elemente Blei und Chrom sind auch dann praktisch nicht mobilisierbar.

5.2 Diffuse Gewässerbelastungen

Abschätzungen über Herkunft und Größe der Stoffeinträge in Gewässer sind erforderlich, um Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit planen und ihre Wirksamkeit ungefähr prognostizieren zu können. Bei fortschreitender Abwasserreinigung verschiebt sich das Interesse zunehmend auf die diffusen Quellen, d. h. im Bereich der Landwirtschaft auf die Bodenerosion und die Auswaschung mit dem Sickerwasser, in den Städten auf die Einleitung unbehandelter Abwässer bei Starkniederschlägen, auf Abwässer von Streusiedlungen und viele "in der Landschaft verteilte" Anwendungen von gewässerschädigenden Stoffen. Die Einschätzung dieser Quellen und das Erarbeiten wirksamer Maßnahmen werden insbesondere dann wichtig, wenn bereits bekannt ist, daß sie signifikant zur Belastung beitragen oder wenn sich trotz verbesserter Abwasserbehandlung die Gewässerbeschaffenheit nicht erwartungsgemäß verbessert.

Für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor konnten inzwischen recht verlässliche Angaben über die Größenordnung der diffusen Einträge erarbeitet werden [BEHRENDT UND NESMÉRÁK, 1995]. Bei den diffusen Schwermetalleinträgen wurde in der Tschechischen

Republik zusätzlich der atmosphärische Eintrag ermittelt. Ausgehend von den Vorgaben des „Aktionsprogramms Elbe“ sollte ein zukünftiger Schwerpunkt auf der Ermittlung von verlässlichen Schätzungen der diffusen Schwermetall- und Pestizideinträge liegen.

Diffuse Nährstoffeinträge

Die diffusen Stickstoffeinträge im gesamten Einzugsgebiet der Elbe betragen etwa 178.000 tN/a. Da die punktuellen Einträge sich insgesamt nur noch auf ca. 110.000 tN/a belaufen, beträgt der Anteil der diffusen Quellen an der Gesamtbelastung ca. 62 %. Für Phosphor werden die diffusen Einträge auf 8.300 tP/a geschätzt. Der Anteil an der Gesamtbelastung beträgt ungefähr 37 % von insgesamt etwa 22.300 tP/a.

Die Aufteilung der diffusen Nährstoffeinträge auf die einzelnen Eintragspfade ist aus Abbildung 22 ersichtlich. Beim Stickstoff wird in beiden Staaten die Auswaschung über das Grundwasser und Drainagen als wichtigster Eintragspfad eingeschätzt. Beim Phosphor sind dagegen die oberflächlichen Pfade wesentlich. Dabei werden in der Tschechischen Republik die bisher nicht identifizierten Direkteinträge aus urbanen und landwirtschaftlichen Gebieten wesentlich höher eingeschätzt als auf deutscher Seite, wo die an natürliche Abfließpfade gekoppelten Einträge höher bewertet werden. Die Ursache für diese Diskrepanz liegt vermutlich im methodischen Herangehen. Während die deutschen Abschätzungen sich auf langjährige Mittelwerte der hydrologischen Komponenten stützen, wurden die tschechischen Ergebnisse in dem relativ trockenen Zeitraum 1991 - 93 gewonnen.

In früheren Studien über die diffusen Nährstoffbelastungen der Gewässer waren die größten Wissenslücken bei den Prozessen der Erosion, der Stoffumsetzungen im Grundwasser unterhalb der durchwurzelten Bodenzone und den Umsetzungen in den Gewässern selbst aufgetreten. Hierzu wurde im deutschen Flachland eine Studie WERNER UND WODSAK [1994] durchgeführt; DAMAŠKA [1994] untersuchte die Erosion von tschechischen Ackerböden und HEJZLAR ET AL. [1995] die diffusen Phosphorquellen im Einzugsgebiet der Moldau.

Die Produkte der erosiven Abschwemmung (mineralische und organische Bodenpartikel) beinhalten verhältnismäßig große Phosphormengen, die aus industriellen Düngemitteln stammen. In den letzten 30 Jahren erhöhte sich der Gesamtphosphorgehalt der tschechischen Ackerböden durchschnittlich um 70 %. Dabei stieg der Gehalt an mobilen Phosphorformen sogar um 190 bis 210 % an. Ähnliche Steigerungen werden auch in Deutschland beobachtet, wo 60 % der Böden ausreichend oder übermäßig mit Phosphor versorgt sind. Etwa zwei Drittel der Gesamtfläche landwirtschaftlicher Böden im tschechischen Elbegebiet müssen als erosionsgefährdet angesehen werden. Der potentielle spezifische Bodenabtrag beträgt durchschnittlich 670 kg/(ha/a).

Unter Berücksichtigung der Erosionsgefährdung und der ermittelten Phosphorgehalte der landwirtschaftlichen Böden wurde für die Teileinzugsgebiete Obere Elbe, Orlice, Výrovka, Jizera, Želivka, Ploučnice und Kamenice ein erhöhtes Risiko des Phosphor-eintrags aus Flächenquellen ermittelt (Abbildung 22). Mit geringerem Risiko ist in den Gebieten der Chrudimka, Maše, Lužnice, Nežárka und Otava zu rechnen. Die Phosphorfrachten der Ohře und der Bilina werden hauptsächlich durch kommunale und industrielle Punktquellen bestimmt.

Sowohl die Einträge durch Erosion als auch den Grundwasserpfad sind im deutschen Lockergesteinsgebiet (Flachland) wesentlich geringer und räumlich differenzierter als im Festgesteinsgebiet (Mittelgebirge). Die Bodenerosion beträgt im Lockergesteinsgebiet im Mittel 500 kg/(ha/a) mit 0,7 kg/(ha/a) Phosphor [DEUMLICH ET AL., 1995]. Hiervon gelangen nach Sedimentation in kleinen Gewässern nur etwa 0,1 kg/(ha/a) P in die größeren Flüsse. Im Festgesteinsgebiet ist die Erosion im Mittel etwa doppelt so hoch. Die

erosionsgefährdetsten Flachlandgebiete liegen am Rand der Mittelgebirge und im mecklenburgischen Hügelland.

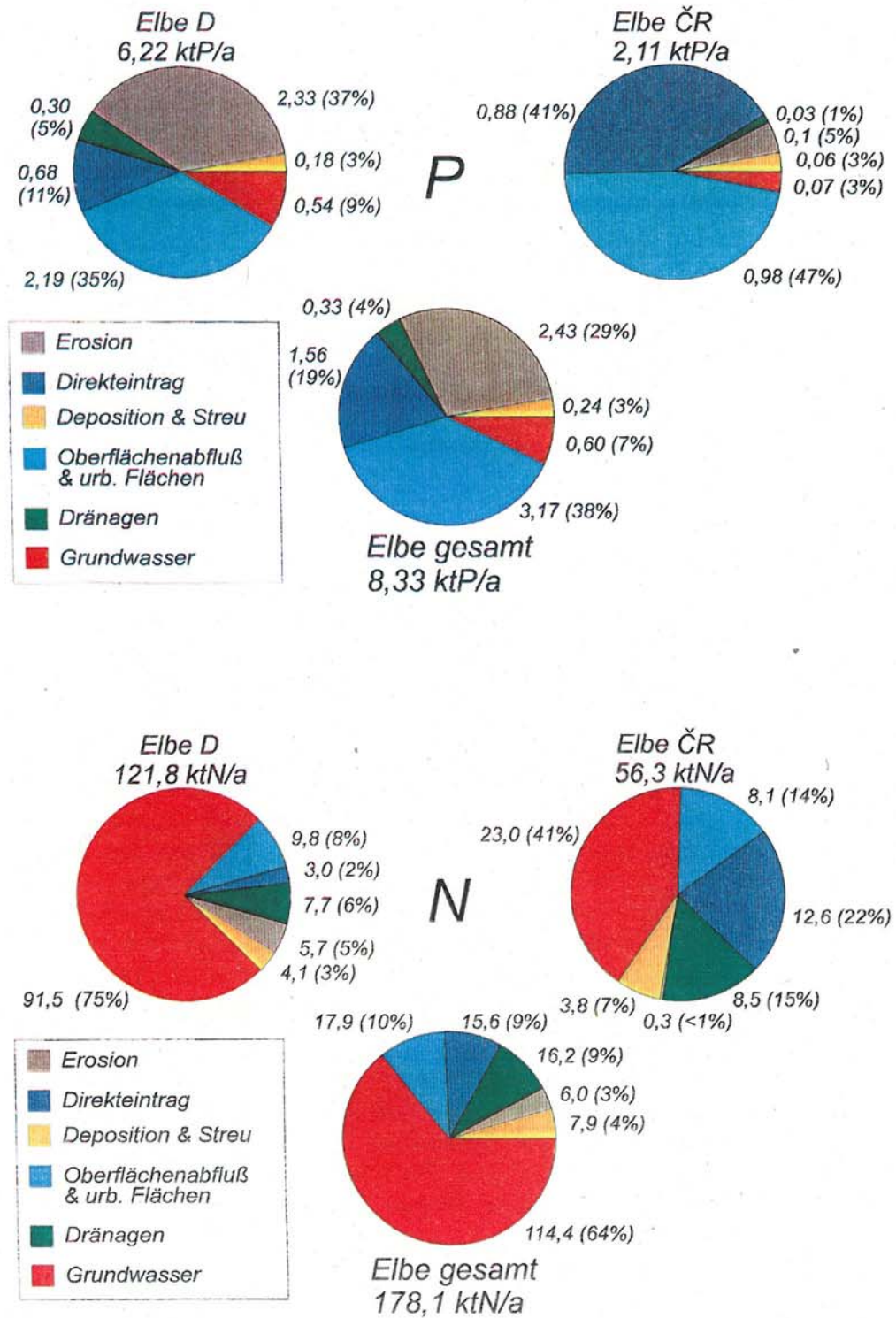


Abbildung 21: Diffuse Nährstoffbelastungen im Elbeinzugsgebiet im Zeitraum 1991 - 1993 [Daten: BEHRENDT UND NESMĚRÁK, 1995]

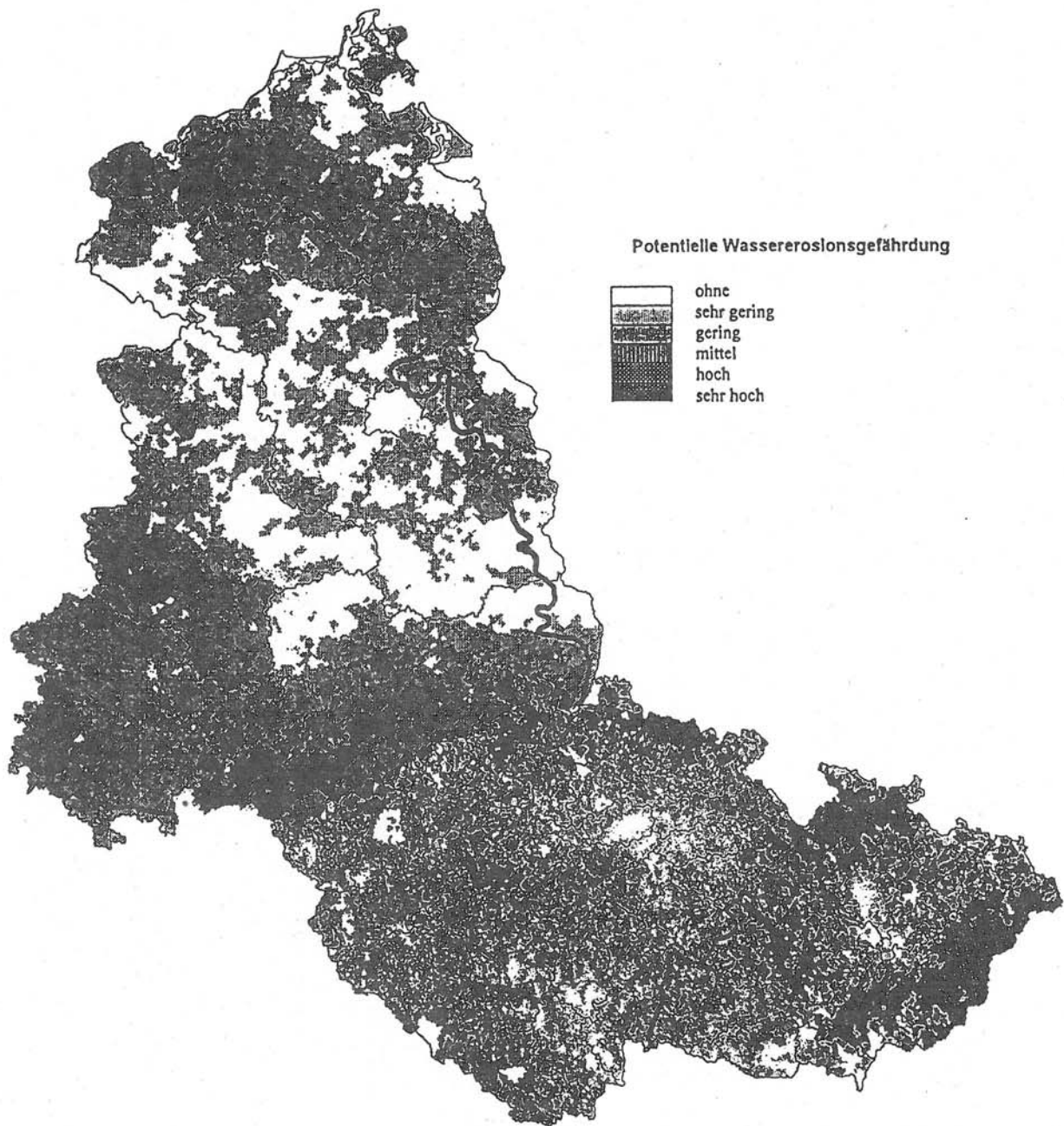


Abbildung 22 : Wassererosionsgefährdung in der Tschechischen Republik und der ehemaligen DDR (Grenze des Elbeeinzugsgebietes eingetragen) [Daten: Institut für Bodenlandschaftsforschung Müncheberg; VÚMOP Prag; DEUMLICH UND THIÈRE, 1996; JANEČEK, 1995]

Diese Regionen weisen nahezu die gleichen landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse von etwa 100 kg/(ha/a) auf. Auf dem Weg über das Grundwasser fließen Lockergesteinsgebieten aber nur ca. 11 kg/(ha/a) Stickstoff (bezogen auf die landwirtschaftliche

Nutzfläche) zu. Im Festgesteinsgebiet sind es dagegen ca. 40 kg/(ha/a). Das zeigt, daß in den bis zu 50 m mächtigen Grundwasserleitern des Lockergesteins und auf dem Weg dorthin Stickstoff nach Denitrifikation entgast oder aufgrund langer Aufenthaltszeiten von 2 bis ca. 50 Jahren erst viel später die Gewässer erreicht. Die höchsten Auswaschungen sind in den stark landwirtschaftlich genutzten Flußauen, insbesondere an der Mittleren Elbe, zu erwarten. Derzeit dürften nur etwa 20 bis 25 % der Fläche des Lockergesteinsbereiches zu erhöhten Stickstofffrachten aufgrund der Einträge der letzten 30 Jahre beitragen [DANNOWSKI ET AL., 1995].

Vergleicht man die ermittelten diffusen Einträge mit Frachten, so zeigt sich, daß sowohl im tschechischen als auch im deutschen Einzugsgebiet nur relativ geringe Anteile (20 bis 40 %) bei den Frachtermittlungen wiedergefunden werden [BEHRENDT, 1996; MOHAUPT, BEHRENDT UND FELDWISCH, 1996]. Die Frachten sind sogar deutlich kleiner als sich aus den bekannten Punktquellen berechnen läßt. Während man beim Stickstoff von echten Verlusten in die Atmosphäre ausgehen kann, müssen die entsprechenden Phosphormengen im gesamten Flußsystem, seinen Seen und Speichern oder auf den Überschwemmungsflächen abgelagert worden sein (s. Kap. 4.3.4).

Diffuse Schwermetalleinträge

Schwermetalle gelangen zwar hauptsächlich durch industrielle Abwässer in die Gewässer, aber auch aus den landwirtschaftlichen Böden, wo sie allmählich aufkonzentriert werden. Sie stammen aus den Agrochemikalien (z. B. ist Cadmium Begleitstoff von Phosphordüngern) sowie aus der trockenen und nassen atmosphärischen Deposition. Untersuchungen zur Schwermetallbelastung tschechischer Böden [DAMAŠKA, 1993] haben eindeutig nachgewiesen, daß Auenböden die höchsten Gehalte aufweisen. Die Gehalte der übrigen Böden lagen nicht signifikant über den jeweiligen Hintergrundwerten (Ausnahme: industriell beeinflusste Standorte) und können also keine Quelle ökologisch bedeutsamer Belastungen der Gewässer und ihrer Sedimente sein. Auch das systematische Schwermetallmonitoring landwirtschaftlicher Böden im gesamten tschechischen Elbeeinzugsgebiet hat keine wesentlichen regionalen Unterschiede ergeben [Zentrales Überwachungs- und Prüfinstitut für Landwirtschaft Prag (ÚKZÚZ Praha); 1991 - 1993, Elution mit 2-molarer HNO₃]. Bedingt durch etwas erhöhte Gehalte und die Erosionsgefährdung der Böden ergeben sich potentiell erhöhte Eintragsrisiken für Cadmium im westlichen und nordwestlichen tschechischen Elbeeinzugsgebiet, für Blei im westlichen und nordöstlichen, für Quecksilber vor allem im nördlichen und für Chrom im südwestlichen. Für diese Unterschiede dürfte neben der anthropogenen Beeinflussung vor allem der unterschiedliche Chemismus der bodenbildenden Gesteine verantwortlich sein

Atmosphärische Deposition von Nährstoffen und Schwermetallen

Die atmosphärische Deposition der Nährstoffe und Schwermetalle für die ČR wurde nach der sogenannten Bulk-Methode untersucht [ŠKODA, 1994]. Die Stickstoffdeposition (als Summe von NO₃-N und NH₄-N) schwankt zwischen ca. 15 und 25 kg/(ha/a). Die Phosphordeposition liegt zwischen 0,3 und 0,6 kg/(ha/a), und für die Schwermetalle wurden folgende Ablagerungsraten ermittelt: Cadmium 3 - 6 g/(ha/a), Blei 100 - 300 g/(ha/a) und Chrom 3 - 40 g/(ha/a). Diese Orientierungswerte stimmen mit Daten der Nachbarländer gut überein. Die Nährstoffdepositionen im deutschen Elbeeinzugsgebiet liegen ebenfalls in den o. g. Größenordnungen [WERNER UND WODSAK, 1994].

6 Ausgewählte Ergebnisse und ihr Beitrag für die Arbeit der IKSE und die Praxis

6.1 Stand der Untersuchungen und Trends der Belastungen

Die Trendermittlung dient dazu, die Auswirkungen der wirtschaftlichen und abwasser-technischen Maßnahmen zu erfassen und zu bewerten. Sie kann anhand von Konzentrationen oder Frachten vorgenommen werden. Voraussetzung für die Trendermittlung sind die vernünftige Auswahl der Probenahmepunkte, die ausreichende Probenanzahl zur statistischen Absicherung und nicht zuletzt eine ausreichend präzise Analytik. Über weitere Details der Trendermittlung (Berücksichtigung der hydrologischen Verhältnisse, Temperaturen etc.) wird z. B. von HELLMANN [1986] oder SPOTT [1994] berichtet.

Ergänzend zu den Trendaussagen in den Jahresberichten der ARGE ELBE soll hier vorrangig über die Veränderungen der Sedimentbelastungen berichtet werden. In Abbildung 23 sind die mittleren Schwermetallkonzentrationen in den Sedimenten der deutschen und tschechischen Elbe von 1992 und 1994 miteinander verglichen.

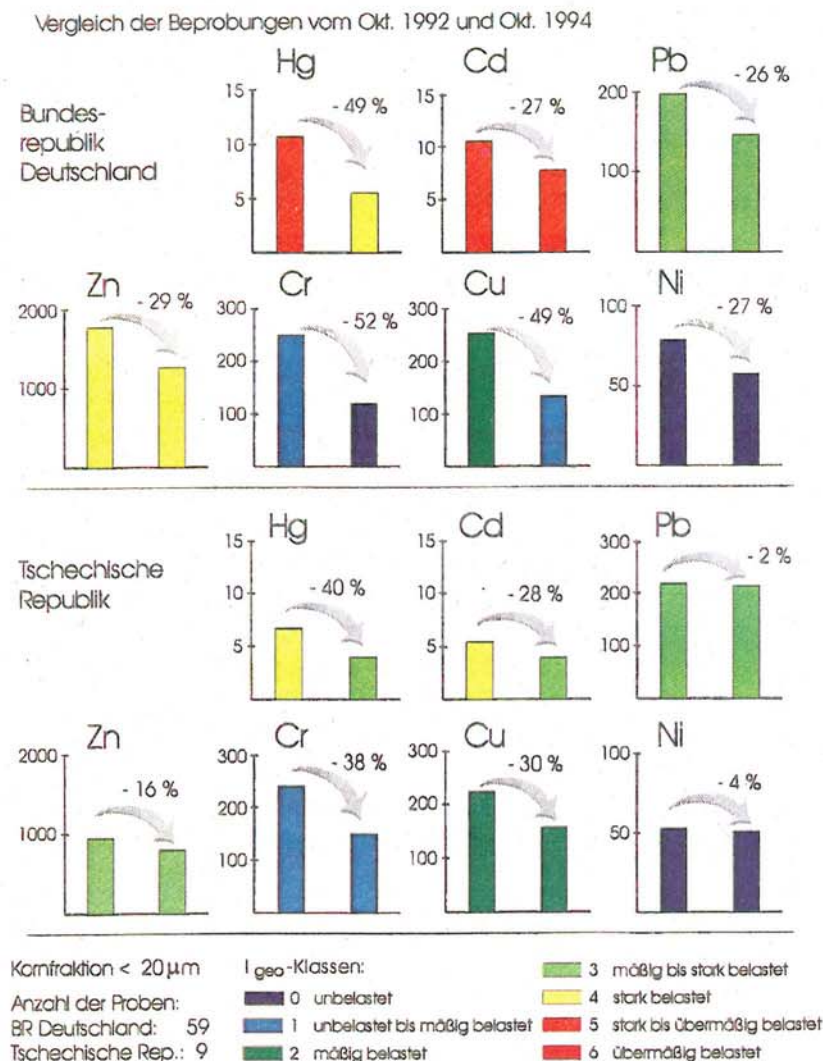


Abbildung 23: Mittlere Schwermetallkonzentrationen in den Sedimenten der Elbe - Ein Vergleich der Beprobungen von 1992 und 1994 [Daten: Institut für Umwelt-Geochemie, Heidelberg]

Im deutschen Elbeabschnitt wurden 50 Proben, im tschechischen 9 berücksichtigt. Die Tideelbe unterhalb Hamburgs ist wegen des Einflusses mariner Sedimente nicht berücksichtigt. In diesem Elbeabschnitt mischen sich die fluviatilen (hoch belasteten) und marinen (geringer belasteten) Sedimente, so daß die Qualitätsänderung der fluviatilen Sedimente nicht mehr direkt beobachtet werden kann.

Nach Abbildung 23 trat innerhalb von zwei Jahren eine deutliche Verringerung der Schwermetallbelastung ein. Bei den untersuchten Metallen liegt sie zwischen 25 und 50 % bezogen auf den deutschen Elbeabschnitt. In der Tschechischen Republik ist derselbe, jedoch etwas schwächer ausgeprägte Trend zu beobachten. Die Belastung geht dort um maximal 40 % (Quecksilber) zurück; bei Blei ist der Rückgang bereits nicht mehr signifikant. Die 1992 und 1994 vorgefundenen Situationen lassen sich wie folgt zusammenfassen.

Situation 1992:

- Die Gewässersedimente zeigen den Ist-Zustand ca. drei Jahre nach der "Wende".
- Zahlreiche Betriebe der ehemaligen DDR wurden bereits stillgelegt.
- Das IKSE-Sofortprogramm vom Dez. 1991 befindet sich in der Anlaufphase.
- Die Beprobung fand nach vier Jahren ausgeprägter Niedrigwasserabflüsse statt.
- Die vielfach erwartete schnelle Belastungsverringerung trat nicht ein.

Situation 1994:

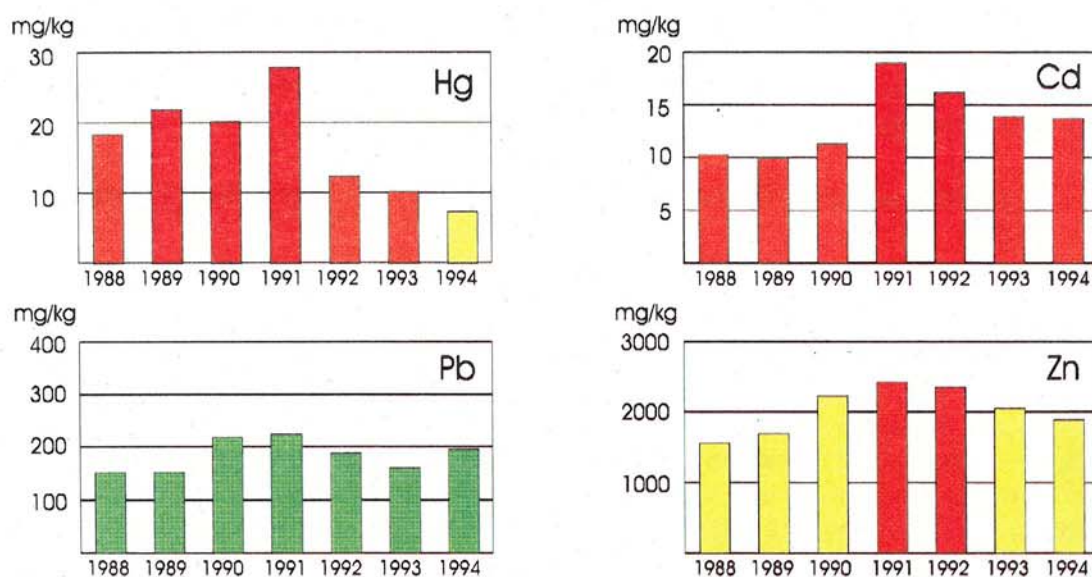
- Die Schwermetallbelastungen sind weiterhin auf hohem Niveau, jedoch signifikant niedriger als 1992.
- Das IKSE-Sofortprogramm ist im kommunalen Bereich zu zwei Dritteln abgeschlossen; die für industrielle Direktionen beschlossenen Maßnahmen sind eingeleitet bzw. bereits durchgeführt worden.
- Die Beprobung fand nach der ersten ausgeprägten Hochwassersituation seit über fünf Jahren statt.

Die Ergebnisse der Beprobungen von 1992 und 1994 werden überlagert von der außergewöhnlichen hydrologischen Situation. 1992, nach vier Jahren ausgeprägter Niedrigwasserabflüsse, mußte davon ausgegangen werden, daß die Akkumulation von Schadstoffen im Sedimentkörper höher als zu erwarten war. Die Weiterverfrachtung durch Resuspendierung, die einzige Selbstreinigungsmöglichkeit der Sedimente in bezug auf Schwermetalle, konnte durch das Ausbleiben von Hochwasserereignissen nur in begrenztem Umfang stattfinden. Zwei Jahre später, zu Beginn des Jahres 1994, traten drei ausgeprägte Hochwassersituationen mit Abflußspitzen von mehr als 2.000 m³/s (Pegel Neu Darchau) auf. Hierdurch ist das Gleichgewicht von Schwermetalleinleitung, Ablagerung am Gewässergrund und Weiterverfrachtung dahingehend gestört worden, daß im Vergleich zu den Vorjahren mehr Schadstoffe weiterverfrachtet als sedimentiert und nachgeliefert wurden.

Diese Überlegungen zeigen, daß die vermeintliche Verringerung der Sedimentbelastungen 1994 u. U. nicht ausschließlich auf die eingeleiteten Sanierungsmaßnahmen zurückzuführen sind, sondern auch eine Folge der besonderen Abflußsituation sein können.

Längerfristige Schwermetalluntersuchungen an Sedimenten (frisches, schwebstoffbürtiges Sediment) wurden durch die ARGE ELBE an der Meßstation Schnackenburg durchgeführt. In der Abbildung 24 sind daher zum Vergleich die Jahresmittelwerte aus Sedimentfallen seit 1988 aufgeführt. Es lassen sich folgende Schlüsse ziehen: Sowohl anhand der Sedimentfallen in Schnackenburg wie auch anhand der mittleren Belastung im gesamten deutschen Elbeabschnitt ergab sich ein deutlicher Rückgang der Schwer-

metallbelastung, wobei die Belastung der frischen schwebstoffbürtigen Sedimente bei Schnackenburg ungefähr dem Mittelwert der Sedimentbelastung im gesamten deutschen Elbeabschnitt entspricht. Der längere Beobachtungszeitraum in Schnackenburg bestätigt auch obige Vermutung, daß die Verringerung der Schwermetallbelastung langsamer abläuft, als der Vergleich 1992/94 andeutet. Ein wirklich drastischer Konzentrationsrückgang ergab sich nur bei Quecksilber. Bei Blei wurden 1994 sogar wieder ansteigende Werte ermittelt und bei Cadmium ist seit 1991, dem Jahr, in dem bei allen Schwermetallen der Höchststand der Belastung erreicht war, zwar ein Rückgang zu verzeichnen, wobei aber die Jahresmittelwerte deutlich über dem Niveau vor der Wende liegen.



Klassifizierung der Schwermetallbelastung von Sedimenten (Fraktion < 0,02 mm) nach dem Index der Geoakkumulation



Abbildung 24: Mittlere Schwermetallkonzentrationen in "frischen schwebstoffbürtigem Sediment" Meßstation Schnackenburg (Elbe-km 474,5), [Quelle: ZAHLENTAFELN DER ARGE ELBE]

Offen bleibt die Frage, ob aufgrund der bisher festgestellten Trends Prognosen für die zukünftige Entwicklung des Belastungspotentials gemacht werden dürfen und ob es möglich ist, die LAWA-Zielvorgaben für Schwermetalle in absehbarer Zeit einhalten zu können.

Hierzu ist ein Vergleich mit der Entwicklung am Rhein sehr aufschlußreich. Die Rheinsedimente waren zu Beginn der 70er Jahre ähnlich belastet wie die der Elbe [BANAT ET AL., 1971]. Danach nahmen die Belastungen kontinuierlich ab. Aber auch 1990 wurden an mindestens einer Meßstation die Zielvorgaben für Quecksilber, Cadmium, Kupfer und Zink (sowie für mehrere organische Schadstoffe) noch nicht erreicht.

Die Erholung der Elbe könnte wegen der Stilllegung ganzer Industriebereiche und des gleichzeitig forcierten Ausbaus der Abwasserbehandlung schneller erfolgen. Ob die LAWA-Zielvorgaben für alle Schwermetalle erreichbar sein werden, soll durch das Verbundvorhaben "Geogener Background im Elbeeinzugsgebiet" geklärt werden. Dies erscheint zumindest fraglich, da im Erzgebirge hohe natürliche Gehalte bzw. erhöhte Gehalte aus dem Erzbergbau seit dem frühen Mittelalter vorliegen.

Zur Darstellung von Trends aus Wasseranalysen hat SPOTT [1994] interessante Vorschläge erarbeitet. Trendaussagen aus den Daten weniger Jahre können durch unterschiedliche Abflüsse völlig verdeckt werden. Das wird umgangen, wenn man nur die zu mittleren Abflüssen gehörenden Konzentrationsangaben bei der Trendermittlung berücksichtigt. Dadurch wird z. B. der Rückgang der Phosphorkonzentration nach 1990 infolge der Einführung phosphatfreier Waschmittel und verbesserter Phosphateliminierung in den Kläranlagen deutlich. Wegen der Hochwasser 1994 wäre dieser Trend bei Berücksichtigung aller Meßdaten schlecht bzw. überhaupt nicht erkennbar.

Bei Wasserinhaltsstoffen, deren Konzentrationen an biologische Prozesse gekoppelt sind (z. B. Sauerstoff, Ammonium, Nitrat), wird vorgeschlagen, zur Trendberechnung nur Werte eines bestimmten Abfluß- und Temperaturbereiches zuzulassen. So wird beispielsweise die Verbesserung der Sauerstoffsituation am deutlichsten, wenn man nur die kritischen Perioden im unteren Mittelwasserbereich bei Wassertemperaturen über 18 °C berücksichtigt.

6.2 Übernahme von Forschungsergebnissen in das Meßprogramm der IKSE

Zwischen 1991 und 1995 wurde durch die IKSE ein umfangreiches Meßprogramm mit dem Schwerpunkt Wasseranalytik konzipiert (s. Gewässergüteberichte u. Zahlentafeln der IKSE). Hierzu sind entlang der Elbe insgesamt 17 Wassergütemeßstationen (12 in D, 5 in der ČR) installiert worden. Einige Parameter der Gewässergüte, wie z. B. der pH-Wert, der Sauerstoffgehalt und das Redoxpotential, werden mit Hilfe fest installierter Sonden kontinuierlich gemessen. Schwermetallkonzentrationen oder Gehalte organischer Schadstoffe werden in Tages-, Wochen- oder Monatsmischproben außerhalb der Stationen in entsprechend ausgerüsteten Laboratorien bestimmt. In ausgewählten Meßstationen werden neben Wasserproben auch schwebstoffbürtige Sedimente untersucht und ein biologisches Monitoring mit Hilfe von Dreikantmuscheln durchgeführt. Die Messungen werden computergesteuert überwacht und die Ergebnisse per Datenfernübertragung in das Informationssystem der IKSE "INES" übertragen, wo sie langfristig gespeichert werden.

Die Lage der Dauermeßstationen wurde in internationaler Zusammenarbeit unter Berücksichtigung von Einleitern und einmündenden Nebenflüssen ausgewählt, um eine möglichst umfassende Überwachung des Gewässers zu gewährleisten, eventuelle Störfälle rasch zu erkennen und gegebenenfalls schnell Gegenmaßnahmen einleiten zu können. Aus logistischen Gründen, wie Bereitstellung von Stromanschlüssen oder verkehrstechnisch günstige Erreichbarkeit, mußten bei der Auswahl der Standorte mitunter Kompromisse eingegangen werden. Außerdem sind die Stationen in der Regel am Ufer installiert, so daß die Probenahmen nur an einer Uferseite erfolgen. Die Elbe weist jedoch erhebliche Inhomogenitäten auf, was bei der Interpretation der Meßergebnisse berücksichtigt werden muß.

Mit Hilfe von Meßstellen können Sanierungserfolge oberhalb liegender Einleitungen dokumentiert und die Belastungen der Nebenflüsse sowie deren Auswirkungen auf den Hauptstrom erfaßt werden. Sie eignen sich aber auch zur Frachtermittlung, um abflußbedingte Auswirkungen auf die Gewässergüte zu erkennen.

Nach gegenwärtigem Kenntnisstand ist die Anzahl der Meßstationen grundsätzlich ausreichend, während die Probenahmestrategie bzgl. der Entnahme von Stichproben, Wochenmischproben, schwebstoffbürtigen Sedimenten und Alarmproben noch zu optimieren ist. Bislang ist die Störfallindikation und die damit gekoppelte Alarmprobenahme noch nicht ausgereift. Hierzu müssen auch die Biotestverfahren weiterentwickelt werden.

Ein zukunftsorientiertes Monitoringkonzept beinhaltet die Untersuchung weiterer Komponenten des Elbeökosystems zur umfassenden Bewertung des ökologischen Zustandes. Die Untersuchung der Stoffe muß künftig gezielt in den Komponenten des Ökosystems erfolgen, in denen ihre Konzentrationen relevant sind und die größte Aussagekraft besitzen. Biologische Parameter sollten ergänzt werden.

Ergebnisse der Elbeforschung werden regelmäßig durch die Arbeitsgruppe M der IKSE bei der Weiterentwicklung der Monitoringstrategien genutzt. So können z. B. Längsprofile von Wasser- und Schwebstoffproben (s. Kap. 4.1 und 4.4) zur weitergehenden Bewertung der Standorte und Anzahl von Gewässergütemeßstationen sowie der zu überwachenden Parameter genutzt werden.

Neu identifizierte Schadstoffe werden mit dem Ziel der umfassenden Beurteilung des ökologischen Gewässerzustandes in die Monitoringprogramme aufgenommen. Das betrifft zum Beispiel die durch Screeninguntersuchungen in großen Mengen gefundenen Haloether sowie die elbespezifischen Pestizide (s. Kap. 4.1.3 und 4.1.4). Zu diesem Zweck wird derzeit die Routineanalytik solcher Verbindungen im Rahmen eines Sondermeßprogramms getestet.

6.3 Bewertung von Schadstoffbelastungen

Die in der Elbe gemessenen Schadstoffkonzentrationen sind für sich genommen wenig aussagefähig. Wichtige Fragen, z. B. nach den Nutzungsmöglichkeiten des Gewässers oder den Auswirkungen der Belastung auf die Ökosysteme, können erst beantwortet werden, wenn die ermittelten Schadstoffkonzentrationen hierzu in Bezug gesetzt werden. Im einfachsten Fall kann mit ggf. vorhandenen national festgelegten Grenzwerten verglichen werden. Diese können für bestimmte Nutzungen festgelegt sein.

Der Index der Geoakkumulation und die daraus abgeleiteten I_{geo} -Klassen

Zur Beurteilung der Sedimentqualität wurde von MÜLLER [1979] der Geoakkumulationsindex (I_{geo}) vorgeschlagen. Er ist ein Maß für den Belastungsgrad eines Sediments oder Bodens mit Schwermetallen. Als Bezugsbasis dient der geochemische Backgroundwert für Tongesteine nach TUREKIAN und WEDEPOHL [1961]. Der Geoakkumulationsindex berechnet sich wie folgt:

$$I_{geo} = \ln(C_n / 1,5 B_n)$$

C_n = gemessene Konzentration des Elements n in der Fraktion < 20 µm des Sediments

B_n = geochemischer Background des Elements n in Tongesteinen

Um natürliche Schwankungen der geogenen Hintergrundbelastung auszugleichen und bereits geringe anthropogene Belastungen einzubeziehen, wird die jeweilige Backgroundkonzentration mit dem Faktor 1,5 multipliziert. Man erhält so die obere Grenze der untersten Klasse 0 ("praktisch unbelastet"). Die Verdopplung dieses Wertes liefert die Obergrenze der nächsthöheren Klasse und jede weitere Verdopplung führt zur Obergrenze einer jeweils höheren Klasse. Der I_{geo} -Index ist ein siebenstufiges Klassifizierungssystem von Klasse 0 ("praktisch unbelastet") bis Klasse 6 ("übermäßig belastet"), die nach oben offen ist. Die höchste Stufe stellt somit eine mehr als 32fache Anhebung des Hintergrundwertes dar. Tabelle 16 zeigt die Klassenobergrenzen für sieben als prioritär erkannte Schwermetalle sowie Arsen.

Eine umfassende Bewertung der Gewässerbelastung ist mit Hilfe des I_{geo} -Indexes jedoch nicht möglich, da kein Bezug zur biologischen Wirkung hergestellt wird. Trotzdem ist der I_{geo} -Index das für Schwermetalle am weitesten verbreitete Klassifizierungssystem. Die bisherige Elbeforschung zeigte, daß die globalen geochemischen Backgroundwerte

für die Berechnung der I_{geo} -Klassen im Einzugsgebiet der Elbe nicht uneingeschränkt anwendbar sind.

Tabelle 16: Klassifizierung der Schwermetall- und Arsenbelastung [nach MÜLLER 1979]

I_{geo} -Klasse	Klassenobergrenzen in mg/kg							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
0 praktisch unbelastet	<19,5	<0,45	<135	<68	<0,6	<102	<30	<143
1 unbel. bis mäßig bel.	<39	<0,9	<270	<135	<1,2	<204	<60	<285
2 mäßig belastet	<78	<1,8	<540	<270	<2,4	<408	<120	<570
3 mäßig bis stark bel.	<156	<3,6	<1.080	<540	<4,8	<816	<240	<1.140
4 stark belastet	<312	<7,2	<2.160	<1.080	<9,6	<1.632	<480	<2.280
5 stark bis übermäßig bel.	<624	<14,4	<4.320	<2.160	<19,2	<3.264	<960	<4.560
6 übermäßig belastet	>624	>14,4	>4.320	>4.320	>19,2	>3.264	>960	>4.560

Bewertungssysteme auf toxikologischer Grundlage

In jüngster Zeit werden Bewertungssysteme entwickelt, die die Klasseneinteilung auf der Basis von Zielvorgaben für einzelne Schutzgüter bzw. Nutzungsarten vornehmen. Innerhalb der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) werden z. Zt. Zielvorgaben auf der Grundlage toxikologischer Ergebnisse ermittelt und erprobt. Sie sind Orientierungswerte, die eingehalten werden sollten, um die Nutzung und den Naturhaushalt eines Gewässers langfristig zu sichern. Die LAWA berücksichtigt fünf unterschiedliche Schutzgüter bzw. Nutzungen: Aquatische Lebensgemeinschaften, Berufs- und Sportfischerei, Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen, Schwebstoffe und Sedimente sowie Trinkwasserversorgung. Überwachungswert ist in der Regel das 90-Perzentil, bei Schwermetallen das 50-Perzentil.

Ein solches Bewertungssystem wird von der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE) für Schwermetalle, Arsen und organische Schadstoffe angewandt. Es wurde gemeinsam vom Umweltbundesamt und der Wassergütestelle Elbe entwickelt. Das siebenstufige System umfaßt vier Haupt- und drei Nebenklassen und lehnt sich darin an die in Deutschland übliche Gewässergütebewertung an.

Die Tabellen 17 und 18 zeigen die Klasseneinteilung dieses Bewertungssystems. Klasse I wird durch die für das Gewässer typischen, geogenen Hintergrundkonzentrationen bestimmt. Die Zielvorgaben der LAWA bilden die Obergrenze der Klasse II, und die oberste Klasse IV wird erreicht, wenn die Schadstoffkonzentrationen in Schwebstoffen und Sedimenten so hoch sind, daß in diesem Milieu lebende Fische nicht mehr vermarktet werden dürfen.

Im Gegensatz zum Index der Geoakkumulation kann in diesem Fall von einer wirkungsbezogenen Bewertung gesprochen werden, denn aus der Klassenzuordnung der Schadstoffkonzentrationen kann auf die toxikologische Wirkung geschlossen werden. Es sollte daher für die Darstellung von Gewässerbelastungen bevorzugt werden. Nachteilig ist, daß dieses Bewertungssystem bisher nur für die Elbe angewandt wird.

Von der LAWA wird ein ähnlicher Ansatz zur chemischen Gewässergüteklassifizierung von Oberflächengewässern verfolgt. Die Schadstoffbelastung wird analog zur biologischen Gewässergütekarte in ein siebenstufiges System mit vier Haupt- und drei Nebenklassen eingeteilt. Klasse I ergibt sich aus den natürlichen Hintergrundwerten; die Obergrenze von Klasse II aus den jeweiligen Zielvorgaben, die weiteren Klassen aus einer Verdopplung der jeweiligen Obergrenze.

Tabelle 17: Bewertungssystem für Schwebstoffe und Sedimente [nach ARGE/UBA]:
Klasseneinteilung für Schwermetalle und Arsen

Klasse	Klassenobergrenzen in mg/kg							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
I geog. Hintergrund	5	0,2-0,4	60-80	20-30	0,2-0,4	30	25-30	90-110
I-II sehr geringe Belast.	<10	<0,5	<90	<40	<0,5	<40	<50	<150
II geringe Belastung	<20	<1,2	<100	<100	<0,8	<50	<100	<200
II-III mäßige Belastung	<40	<5	<150	<150	<5	<150	<150	<500
III erhöhte Belastung	<70	<10	<250	<250	<10	<250	<250	<100
III-IV hohe Belastung	<100	<25	<500	<500	<25	<500	<500	<2.000
IV sehr hohe Belastung	>100	>25	>500	>500	>25	>500	>500	>2.000

Zur Erweiterung der chemischen Klassifizierung bestehen konkrete Ansätze, mehrere biologische und ökologische Wirkungen zu klassifizieren, um so zu einer integrierten Bewertung zu kommen. Eine zentrale Rolle spielen dabei die Begriffe Leitbild und Entwicklungsziel.

- Ein Leitbild beschreibt den potentiell natürlichen, anthropogen unbeeinflussten Zustand eines Gewässers. Es ist das maximal mögliche Sanierungsziel, wenn es keine sozioökonomischen Beschränkungen gäbe.
- Das Entwicklungsziel ist das realistische Sanierungsziel, d. h. der unter den gegebenen sozioökonomischen Bedingungen realisierbare Zustand eines Gewässers.

In die Bewertung sollten dabei Sauerstoffhaushalt, Nährstoffbelastung und Eutrophierung, Schadstoffbelastung und Akkumulation im Sediment, Schwebstoff und Biota, Mineralstoffbelastung, biologischer Zustand, Gewässerstruktur, Hydrologie (Abflußgang, Strömungsverhältnisse, Hochwasserdynamik) und Morphologie (Gerinneprofil und -verlauf) und ggf. weitere Parameter einbezogen werden. Für die Entwicklung des Gesamtbildes werden die einzelnen Aspekte getrennt klassifiziert und dann gewichtet für die Gesamtauswertung herangezogen.

Tabelle 18: Bewertungssystem für Schwebstoffe und Sedimente [nach ARGE/UBA]
Klasseneinteilung für ausgewählte organische Schadstoffe

Klasse	Klassenobergrenzen in µg/kg					
	HCH-Isomere	DDT, DDD, DDE	PCB-Kongen.	HCB	AOX	Sn-Organyle
I geog. Hintergrund	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
I-II sehr geringe Belast.	<5	<20	<2	<20	<20	<10
II geringe Belastung	<10	<40	<5	<40	<50	<25
II-III mäßige Belastung	<20	<100	<10	<100	<100	<75
III erhöhte Belastung	<50	<200	<25	<200	<250	<150
III-IV hohe Belastung	<100	<400	<50	<400	<500	<250
IV sehr hohe Belastung	>100	>400	>50	>400	>500	>250

In der Elbeforschung spielen die Möglichkeiten der Schadstoffbewertung eine große Rolle. Durch die Wahl eines geeigneten Bewertungsverfahrens können die Forschungsergebnisse in übersichtlicher Form und allgemein verständlich dargestellt werden. So auf-

bereitete Daten können als Hilfsmittel für die Entscheidungsfindung auf politischer Ebene dienen. Belastungsschwerpunkte können deutlich gemacht und so Prioritäten bei ihrer Beseitigung festgelegt werden. Eine besondere Herausforderung liegt daher künftig in der Aufgabe, die Belastung durch viele Schadstoffe zu bewerten und optisch leicht erfassbar grafisch darzustellen. Integrierte Bewertungsansätze müssen weiterentwickelt werden. Weiterhin ist erforderlich, die Wirkung verschiedener, insbesondere elbespezifischer Schadstoffe, wie der Pflanzenschutzmittel Dimethoat und Parathion-methyl sowie der Haloether, zu untersuchen und aus den Ergebnissen Zielvorgaben abzuleiten.

6.4 Konzeption des Gewässerschutzes in der tschechischen Elbe

Basierend auf den Ergebnissen von 1991 - 1994 wurde als wichtiges Ergebnis der Elbeforschung für das tschechische Einzugsgebiet mit dem Ziel, die Wasserqualität innerhalb festgelegter Zeiträume drastisch zu verbessern, ein Gewässerschutzkonzept erarbeitet [NESMĚRÁK, 1994].

Dieses Gewässerschutzkonzept umfaßt folgende Schritte:

- weitergehende Analyse des gegenwärtigen Belastungszustandes,
- Zielfestlegung,
- Ausarbeiten eines Maßnahmenkatalogs einschließlich der Kostenbestimmung,
- Auswahl von Prioritäten bei den vorgeschlagenen Maßnahmen und
- Erarbeiten notwendiger legislativer Regelungen.

In der Regierungsverordnung Nr. 171/92 der Gesetzsammlung sind sowohl die Emissionsgrenzwerte für Abwässer als auch die Immissionsgrenzwerte für die Gewässer definiert. Ausgangspunkt für die Entwicklung eines Gewässerschutzkonzepts war die Frage, ob durch die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte in den Abwässern die festgelegten Immissionsgrenzwerte erreicht werden können.

Voraussetzung und Ziel des Gewässerschutzkonzeptes ist die Reduzierung der Belastung aus Flächen- und diffusen Quellen (Anmerkung: im deutschen Sprachgebrauch ist hierfür nur der Begriff diffuse Quellen üblich) bis zum Jahr 2015 um 30 % und damit die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte der Regierungsverordnung der Tschechischen Republik Nr. 171/92 der Gesetzsammlung. Nur wenn die dort festgelegten Emissionsgrenzwerte einschließlich noch aufzunehmender Wassergüteparameter nicht überschritten werden, können die Immissionsgrenzwerte dieser Vorschrift eingehalten werden.

Zum Erreichen dieser Ziele besteht folgender Zeitplan. Bis zum Jahr 2000 ist der Ausbau der kommunalen und industriellen Kläranlagen, die den Emissionsstandards der Regierungsverordnung der Tschechischen Republik Nr. 171/92 der Gesetzsammlung bzw. der EG-Richtlinie 91/271/EEC für prioritäre Belastungsquellen entsprechen sollen, vorrangig. Maßnahmen zur Reduzierung der Schwermetall- und AOX-Konzentrationen in Abwässern der Tschechischen Republik sind praktisch nur bei sechs industriellen Einleitern zu treffen. Mittelfristig (bis zum Jahr 2005) werden die Anforderungen in den entsprechenden Verordnungen so erweitert, daß auch die Reinigung von kommunalen und industriellen Abwässern weiterer bedeutender Punktquellen gefordert wird. Bis dahin sollen auch Maßnahmen in anderen Bereichen des Gewässerschutzes, z. B. zur Reduzierung von Einträgen aus Flächen- und diffusen Belastungsquellen, zur Gewässerüberwachung und Revitalisierung von Gewässerabschnitten, eingeleitet werden. Bis zum Jahr 2015 (langfristige Ziele) wird eine Erweiterung der Abwasserreinigung auch für

kleinere Belastungsquellen vorgeschlagen. Im Zusammenhang damit sollen auch die Anforderungen der EG-Richtlinien in nationale Gesetze umgesetzt werden.

Außerdem wurde im Rahmen der Gewässerschutzkonzeption der Entwurf einer Regelung für administrative, gesetzgeberische und ökonomische Maßnahmen ausgearbeitet.

Die weiteren Arbeiten am Projekt Elbe (1995 - 1998) sind auf den Ausbau eines umfassenden Überwachungssystems für die Gewässergüte ausgelegt. Hierzu sind die Dokumentation der langfristigen Entwicklung der Gewässergüte und weiterer Komponenten des Ökosystems im Zusammenhang mit der allmählichen Reduzierung der Belastungsquellen und die Auswertung der Beziehung zwischen Kosten und Nutzen für die Reduzierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet fortzusetzen.

Zur Lösung der angeführten Probleme besteht in folgenden Bereichen weiterer Forschungsbedarf:

- Einfluß der diffusen und Flächenquellen auf Oberflächen- und Grundwässer,
- Problematik der Sedimente und Schwebstoffe,
- Einfluß der Belastung auf ausgesuchte Komponenten des Ökosystems,
- kostenbezogene Auswertung der Effekte von Reduzierungsmaßnahmen,
- Entwicklung von Modellen für die Prognostizierung der Gewässergüte,
- Entwicklung der Klassifizierungs- und Auswertungssysteme,
- Weiterentwicklung von analytischen Methoden.

6.5 Beitrag der Elbeforschung zur Aufstellung des langfristigen Aktionsprogramms

Bis zum Jahr 2000 soll mit dem "Aktionsprogramm Elbe" der IKSE erreicht werden, daß

- das Uferfiltrat des Elbewassers mit einfachen Aufbereitungsverfahren zur Trinkwasserversorgung verwendet werden kann,
- die Qualität des Elbewassers die Berufsfischerei ermöglicht,
- das Elbewasser für die landwirtschaftliche Bewässerung genutzt werden kann.

Bis zum Jahr 2010 soll erreicht werden:

- daß die feinen Sedimente wieder landwirtschaftlich verwertet werden können und
- daß die aquatischen Lebensgemeinschaften möglichst einer naturnahen Artenvielfalt entsprechen.

Diese Beiträge unterstützen gleichzeitig das Ziel, die Nordseebelastung zu verringern.

Durch die bisherigen Forschungsergebnisse konnten eine Palette elbespezifischer prioritärer Schadstoffe erkannt, Analysenverfahren und Meßstrategien zur Praxisreife entwickelt sowie diffuse Einträge und Punktquellen identifiziert und quantifiziert werden.

Unter den Schwermetallen zeigen Quecksilber, Cadmium, Blei und Zink die höchsten Anreicherungen. Für die Zinnorganika und die prioritären Insektizide Parathion-methyl und Dimethoat konnten Quellen im Raum Bitterfeld aufgefunden werden. Die trinkwasserrelevanten Haloether stammen, wie auch partikulär an Schwebstoffe gebundene chlorierte Kohlenwasserstoffe (z. B. HCB, PCB-138) sowie Quecksilber, verstärkt aus dem Raum Ústí n. L. Solche Ergebnisse führten zur Aufnahme derartiger Schadstoffe in

die Meßprogramme der IKSE und anderer verantwortlicher Institutionen, unterstützten das Aufstellen der Einleiterinventare der IKSE und das Ausarbeiten von Sanierungsmaßnahmen.

Die Belastung der Sedimente mit Schwermetallen und Chlororganika wurde in gemeinsamen tschechisch-deutschen Untersuchungen in einem dichten Meßstellennetz untersucht, das zum Auffinden regionaler Belastungsschwerpunkte führte. Die Abnahme der Schwermetallbelastung nach der Wende konnte insbesondere nach den Hochwasserereignissen zu Beginn des Jahres 1994 nachgewiesen werden.

Der Anteil der diffusen und flächenförmigen Belastungen durch Nährstoffe, ausgewählte Schwermetalle und Organika an der Gesamtbelastung kann inzwischen wesentlich sicherer eingeschätzt werden. Für die Nährstoffe können sowohl in der Tschechischen Republik als auch in Deutschland nahezu komplette Stoffbilanzen erstellt werden. Die ermittelten Schadstoffverteilungsmuster erbrachten darüber hinaus konkrete Hinweise über Schadstoffeinträge aus dem Altbergbau, Altstandorten, Altlasten und Deponien. In Deutschland wurde von land- und wasserwirtschaftlichen Fachverbänden ein Positionspapier zur notwendigen politischen Initiative "Landwirtschaft und Gewässerschutz" erarbeitet.

In der Forschung entwickelte und vereinheitlichte Analysenverfahren konnten in die behördlichen Meßprogramme übernommen werden. So wurden z. B. nach Vergleichsanalysen die Korngrößenklasse $< 20 \mu\text{m}$ für die Schadstoffbelastung der Sedimente als relevant ausgewählt. Die Analysenverfahren für Haloether befinden sich zur Zeit in der Erprobungsphase zur Übertragung an die Behörden. Mit den Helikopter-Längsschnitten der Wasser- und Schwebstoffbelastung konnten die Erkenntnisse aus dem IKSE-Meßprogramm ergänzt werden. So wurden z. B. durch die Untersuchungen von 60 Elementen vier Abschnitte mit regional sehr ähnlichen Elementmustern herausgefunden: der tschechische Elbeabschnitt, der Abschnitt zwischen der tschechisch-deutschen Grenze und der Muldemündung, von der Muldemündung bis Hamburg und die Tideelbe.

Zur Bewertung der Schadstoffbelastung wurden unterschiedliche Klassifizierungsverfahren auch unter Berücksichtigung von in Deutschland in der Erprobung befindlichen Zielvorgaben vergleichend angewandt. Zukünftig werden diese Systeme zu einer integrierten Gewässerbewertung mit chemischen, physikalischen, biologischen und morphologischen Bestandteilen erweitert werden müssen, eine Zielstellung, die im langfristigen Aktionsprogramm enthalten ist.

Besonders schützenswerte Aspekte der Elbe sind ihre vielen naturnahen ökomorphologischen Strukturen. Diese wurden von der Arbeitsgruppe "Schutz und Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferrandregionen" in der „Ökologischen Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferrandregionen der Elbe“ erfaßt. Der diesbezügliche Forschungsbedarf wurde von einer deutschen Ad-hoc-Unterarbeitsgruppe erarbeitet. Hier werden Schwerpunkte zukünftiger Forschungsarbeiten gesehen, die auf deutscher Seite innerhalb des BMBF-Forschungsprojektes „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“ bearbeitet werden sollen.

7 Zukünftiger Forschungsbedarf

Die vorangegangenen Kapitel haben gezeigt, was in fünf Jahren Elbeforschung geleistet wurde. Aus den gewonnenen Erkenntnissen sind auch die Wissensdefizite abzuleiten, die zum Erreichen des Zieles, eines möglichst naturnahen Zustands verbunden mit der für die Menschen notwendigen Nutzung der Wasserressourcen, notwendigerweise noch zu bearbeiten sind und damit prioritäre Forschungsthemen darstellen.

Obwohl die stoffliche Belastung der Elbe weitgehend aufgeklärt wurde, gibt es noch Wissensdefizite hinsichtlich der Bestandsaufnahme, der Überwachung und der Bewertung der Schadstoffbelastungen. Weitgehend offene Fragen sind z. B.:

- Die Stofftransporte, Umsetzungen, Ablagerungen und Speicherungen von Schadstoffen sowie die Einschätzung der Selbstreinigungskraft der Gewässer sind wenig erforscht. Mit Systemanalysen der Stoffströme, der Abbau- und Rückhalteprozesse müssen z. B. die Nährstoffabbau- und -speicherungsvorgänge in den Flüssen erklärt werden, die zu den deutlich gewordenen Differenzen zwischen Einträgen und Frachten führen.
- Die Betrachtungen über diffuse Stoffeinträge von Nährstoffen müssen systematisch auf Wasserschadstoffe wie Schwermetalle und Pestizide ausgedehnt werden.
- Die Bewertung verschiedener Schadstoffe im Hinblick auf Nutzungen des Wassers und ökotoxikologische Wirkungen steht noch am Anfang und kann nach den bisherigen Ergebnissen nicht endgültig vorgenommen werden.
- Die Methoden zur Überwachung der Gewässer sind weiterentwicklungsbedürftig. Das betrifft z. B. die chemische Analytik, wo die Nachweisgrenzen zu senken sind, da heute viele Schadstoffe noch nicht in den Gewässerkompartimenten ausreichend bestimmt werden können, in denen sie entsprechend ihren Verteilungskoeffizienten vorliegen.

Nachdem die Belastung der Elbe und die Quellen der Schadstoffeinträge weitgehend bekannt sind, muß zukünftig die interdisziplinäre ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe unter Berücksichtigung der technischen Machbarkeit Schwerpunkt werden. Völlig unzureichend sind die bisherigen Kenntnisse über die Bioprozesse der ökosystemaren Zusammenhänge und die für einen ökologisch befriedigenden Erhaltungszustand notwendigen Maßnahmen und Strategien. Wie im Bereich der stofflichen Belastung sind auch hier die Elbe und ihre Hauptnebenflüsse geradezu als Modellsystem prädestiniert, Erkenntnisse zu gewinnen, die auf andere große Flußsysteme übertragbar sind.

Im Rahmen der tschechisch-deutschen Zusammenarbeit sollten in Abstimmung zwischen den Arbeitsgruppen "Ökologie" und "Elbeforschung" der IKSE zunächst allgemeine Bewertungsverfahren für die morphologischen Strukturen und ökologischen Funktionen auf der Grundlage der bisherigen Erfahrungen, ökologischer Leitbilder als maximal mögliche Sanierungsziele und Entwicklungsziele als unter den heutigen sozioökonomischen Bedingungen realisierbare Sanierungsziele erarbeitet werden. Dabei sind das Fließgewässer, die Wasserwechselzone und die Flußtalaue immer als Einheit zu betrachten. Die ökologischen Leitbilder und Entwicklungsziele sollten konkret für unterschiedlich beeinflusste Elbenebenflüsse, wie z. B. die Bílina (ČR), und ausgewählte Elbestrecken in beiden Ländern abgeleitet werden.

Beispielhaft für weitere prioritäre Forschungsthemen sind zu nennen:

- Auswirkungen vergangener und geplanter wasserbaulicher Eingriffe auf das Erosions- und Sedimentationsregime der Elbe, die damit verbundenen Änderungen der Wasserstände im Fluß und im Grundwasser sowie die Auswirkungen auf Flora und Fauna der Flußauen;
- eine durchgehende Makrozoobenthosuntersuchung der Elbesohle bis zur Staustufe Střekov in Ústí n. L.;
- Wiedergewinnung natürlicher Überflutungsflächen durch Deichrückverlegungen im Rahmen eines ökologischen Hochwasserschutzes und Ermittlung der damit verbundenen hydrologischen, hydraulischen und ökologischen Auswirkungen;
- Studien zur Vertiefung der Kenntnisse über Auen, wie z. B. zur Auenwald-Renaturierung, zur Verbreitung und zu Auswirkungen des Japanischen Knöterichs, der zunehmend Auengebiete überwuchert, und zur Auswahl und Züchtung von Nutzpflanzen mit geringen Anforderungen an die Bodenbearbeitung und besserer Anpassung an die Bedingungen der Flußtalauen;
- Analyse und Bewertung der Folgen von Kiesabbau in den Auen;
- Landbewirtschaftung im Überflutungsbereich unter Berücksichtigung der Reduzierung diffuser Stoffeinträge;
- Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf die ökologischen und sozioökonomischen Verhältnisse im Elbegebiet, auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Gewässer, auf die diffusen Nährstoffeinträge und das Nährstoffabbau- und -speicherungsvermögen der Landschaft einschließlich des Einflusses auf die Revitalisierung;
- Untersuchung und Bewertung der Auswirkungen von anthropogenen Beeinflussungen auf die Charakteristika der Hoch- und Niedrigwasserabflüsse der Elbe und ihrer Nebenflüsse;
- Erfassung, Bewertung und Festlegung der notwendigen und ausreichenden Stoffreduktion zur Erreichung eines anzustrebenden ökologischen Zustands.

Ein weiteres, in den meisten Fällen noch ungelöstes Problem ist die Entwicklung von intelligenten und wirtschaftlich tragbaren Lösungen, Konzepten und Technologien zur dauerhaften, ökologisch-ökonomischen Sanierung geschädigter Bereiche im Elbeinzugsgebiet.

Problemfelder mit Einflüssen auf das Wasserregime der Elbe und ihrer Nebenflüsse sind z. B.:

- Die Probleme bei der Flutung und Renaturierung der Tagebaurestlöcher im Einzugsgebiet der Elbe sowie die Entwicklung der Wassergüte und dazu einzusetzender Technologien sind noch weitgehend ungelöst.
- Die im Erzgebirge in den letzten Jahren aufgelassenen Gruben stellen ein spezifisches Problem im Elbeinzugsgebiet dar. Die nicht mehr entwässerten Stollen werden überlaufen und z. T. mit Schwermetallen hochbelastete Wässer in die regionalen Flüsse und damit in die Elbe abgeben. Hier sind Rückhaltetechnologien zu entwickeln, die ohne großen technologischen Aufwand die Verfrachtung dieser Schadstoffe verhindern.

- Die bei der Erzverarbeitung angelegten Halden, Absatzbecken, Schleimteiche usw. stellen oft noch relevante Punktquellen für den jeweiligen Vorfluter dar. Eine wirtschaftlich tragbare Sanierung zur dauerhaften Verminderung des Schadstoffeintrages aus diesen Quellen bedarf in vielen Fällen neuer konzeptioneller und technologischer Ansätze.
- Weiterhin fehlen im gesamten Oberflächengewässerbereich noch wirkungsvolle Konzepte, Strategien und technische Maßnahmen zur Verminderung des Schadstoffeintrages aus diffusen Quellen.

Die Behandlung und Verwertung belasteter Fluß- und Hafensedimente ist ebenfalls noch nicht annähernd befriedigend gelöst und stellt ein ernsthaftes Problem auch in anderen Flußgebieten dar.

In Abbildung 25 sind symbolisch die zukünftigen prioritären Forschungsaktivitäten im Elbeeinzugsgebiet dargestellt.

Schwerpunkte:

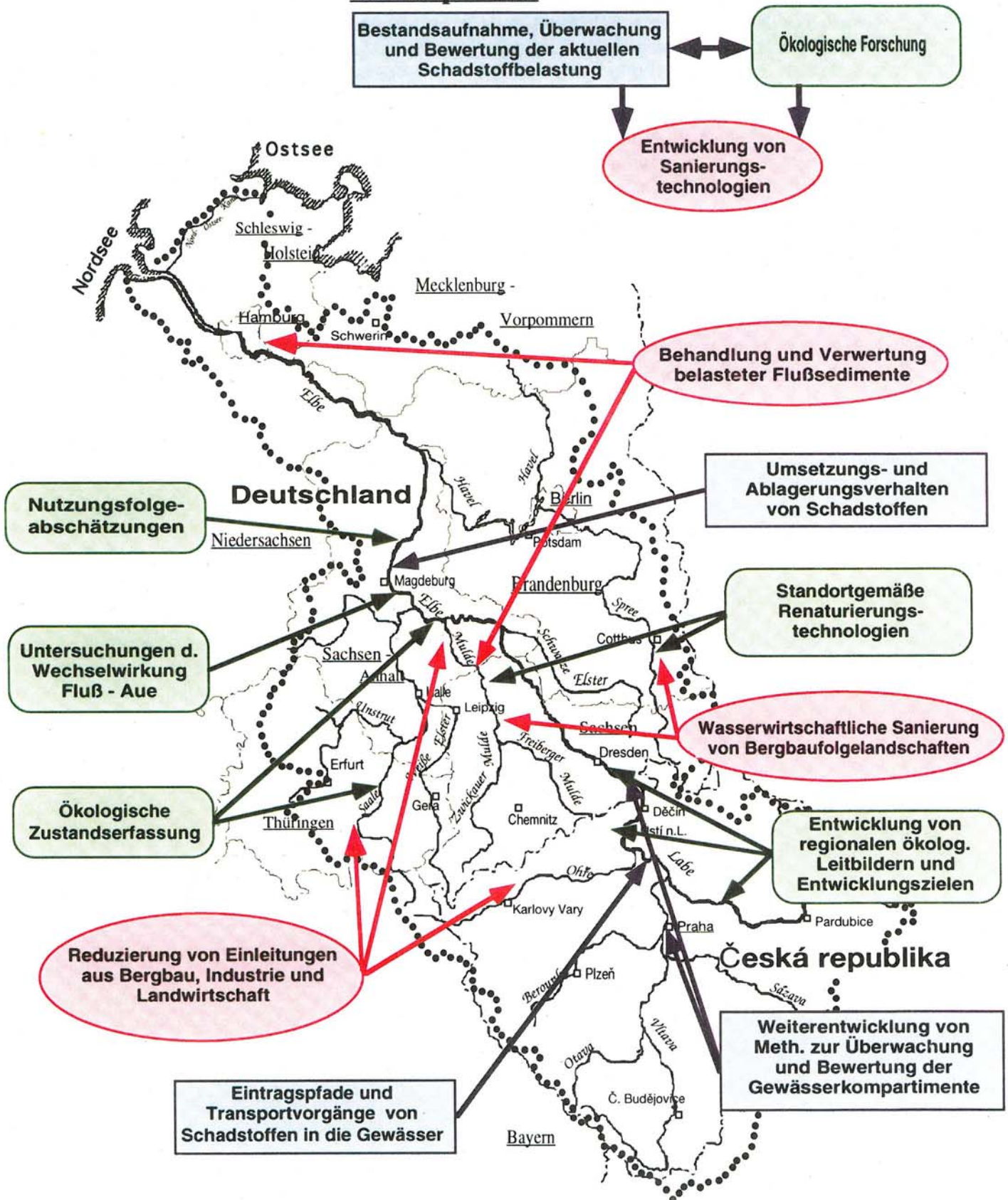


Abbildung 25: Symbolische Darstellung zukünftiger prioritärer Forschungsschwerpunkte im Einzugsgebiet der Elbe.

8 Zusammenfassung - Was hat die Elbeforschung gebracht?

Mit dem vorliegenden Bericht wird eine Zusammenfassung der 1991 bis 1995 innerhalb der IKSE koordinierten Elbeforschung in gedrängter Form der interessierten Öffentlichkeit zur Kenntnis gegeben. Schwerpunkte waren z. B. die nahezu flächendeckende Erfassung der Schwermetallbelastung in den Sedimenten, die Anpassung der Analyseverfahren an das Schadstoffspektrum tschechischer und ostdeutscher Einleitungen und die Untersuchung von Stoffgruppen, die in Monitoringprogrammen der Behörden bisher nicht berücksichtigt werden. Bereits 1990 wurde damit begonnen, in allen Laboratorien, die sich mit der Untersuchung der Wasserbeschaffenheit in der Elbe befassen, einheitliche Analyseverfahren und -techniken zu etablieren. So wurde z. B. überall dazu übergegangen, die Schwermetallkonzentrationen der Sedimente in der Korngrößenfraktion $< 20 \mu\text{m}$ zu bestimmen, und ein Qualitätssicherungsprogramm initiiert [WILKEN ET AL., 1994c].

Auf tschechischem Gebiet wurden die Untersuchungen in den Verbundprojekten Elbe I und Elbe II zusammengefaßt. Die deutschen Beiträge wurden vor allem im Leitprojekt Elbe 2000 des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie gefördert. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, die Deutsche Forschungsgemeinschaft und die Arbeitsgemeinschaft der Großforschungseinrichtungen waren mit ergänzenden Vorhaben beteiligt.

Schadstoffe im Wasser und Schwebstoff

Die AOX- und PCB-Konzentrationen in der Wasserphase sind bereits auf tschechischem Gebiet als auffällig einzustufen. Wie auch in anderen Flüssen liegt der größere Teil der Schwermetalle (insbesondere Zink, Blei, Quecksilber) in der Elbe überwiegend partikulär vor. Einige Elemente aber, wie Arsen, Nickel, Uran, werden hauptsächlich in gelöster Form transportiert (Kap. 4.1).

Die stickstoff- und phosphorhaltigen Pestizide liegen überwiegend gelöst vor. Zwischen 1987 und 1991 wurden extrem hohe Konzentrationen insbesondere von Dimethoat und Parathion-methyl festgestellt, die aus der Pestizidproduktion des Chemiekomplexes in Bitterfeld stammten. Die derzeit gefundenen Konzentrationen sind deutlich jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen, so daß auch Einträge aus der Landwirtschaft eine wichtige Quelle sein dürften. Derzeit übersteigen die Konzentrationen von 11 Verbindungen in der Elbe den Trinkwassergrenzwert für Pestizide von $0,1 \mu\text{g/l}$. Da sie während der Bodenpassage kaum zurückgehalten werden, reichen heute einfache Aufbereitungsmethoden - eine Zielstellung der IKSE für das Jahr 2000 - nicht aus.

Durch Screeninguntersuchungen wurde eine Reihe von Stoffen identifiziert, die bis dahin im Elbesystem noch nicht bekannt waren. Als Beispiele seien Phenylharnstoffe, Coumarin, synthetische Moschusduftstoffe, Chloralkylphosphate, Chlor-, Amino- und Nitroaromaten genannt. Als herausragende Kontaminanten wurden die Haloether identifiziert. Sie gelangen durch industrielle Emittenten bei Ústí n. L. und in geringerem Umfang durch die Saale in die Elbe und sind bis in die Nordsee nachweisbar. In einem Sondermeßprogramm wird derzeit überprüft, ob sie in das IKSE-Meßprogramm übernommen werden können. Für die Zukunft gilt es, das toxikologische Potential dieser Verbindungen zu bestimmen und Zielvorgaben abzuleiten.

Schadstoffe in den Sedimenten

Bereits 1992 wurde festgestellt, daß der vielfach erwartete schnelle Rückgang der Schwermetallbelastungen nach der Schließung stark umweltbelastender Betriebe noch nicht eingetreten war (Kap. 4.2). Zwischen der Muldemündung und Hamburg wurden die

höchsten Belastungen gefunden. Bedenkt man, daß in diesem Bereich die größten Sedimentablagerungen mit gleichzeitig hohen Feinkomanteilen ($< 20 \mu\text{m}$) stattfinden, liegt die Vermutung nahe, daß hier die größten Schwermetalldepots der Elbe zu finden sind. Die Elementmuster der Nebenflüsse unterscheiden sich deutlich von denen der Elbe und wurden in keinem Fall in den Elbesedimenten selbst wiedergefunden.

Ein Vergleich der Sedimentdaten von 1992 und 1994 zeigt eine deutliche Reduzierung der mittleren Schwermetallbelastung. Mitverantwortlich für diesen teilweise drastischen Belastungsrückgang (auf deutschem Gebiet: Quecksilber -49 %, Cadmium -27 %, Kupfer -49 %; auf tschechischem Gebiet: Quecksilber -40 %, Cadmium -28 %, Kupfer -30 %) waren nach fünf Jahren Trockenheit die ersten Hochwasser Anfang 1994 (Kap. 6.1). Die von der ARGE ELBE untersuchten frischen schwebstoffbürtigen Sedimente zeigen bei Quecksilber ebenso drastische Konzentrationsrückgänge. Bei Cadmium und Zink waren die Rückgänge allerdings weniger stark ausgeprägt.

Unter den Schwermetallen sind Quecksilber, Cadmium und Zink aus toxikologischer Sicht die herausragenden Kontaminanten. Ihre mittleren Konzentrationen liegen um das 5 - 6fache über den in Erprobung befindlichen Zielvorgaben der LAWA, die an keiner einzigen Meßstelle eingehalten wurden. Für die Elemente Blei und Kupfer waren die mittleren Konzentrationen doppelt so hoch wie die Zielvorgaben, während sie bei Nickel und Chrom annähernd erfüllt waren. Hinsichtlich der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat stellen die Schwermetalle keine Gefahr dar, weil sie unter aeroben Verhältnissen in der Bodenpassage überwiegend zurückgehalten werden.

Quecksilberquellen auf tschechischem Gebiet sind hauptsächlich Industriebetriebe bei Pardubice und Ústí n. L. Auf deutschem Gebiet waren Industriebetriebe, die in Mulde und Saale entwässerten, Hauptverursacher der Quecksilbereinträge. Cadmium- und Zinkquellen befinden sich hauptsächlich an der Triebisch und der Mulde, in die auch die Einleitungen des ehemaligen Bergbaus gelangen, während mit Blei kontaminierte Sedimente hauptsächlich aus Havel und Mulde eingespült werden. Die Belastungsschwerpunkte und Quellen quecksilber- und zinnorganischer Verbindungen, die eine bedeutend höhere Toxizität als die anorganischen Verbindungen aufweisen, konnten ebenfalls identifiziert werden. So wird z. B. Tetrabutylzinn, ein Zwischenprodukt für die Herstellung von Antifoulinganstrichen für Schiffsrümpfe, ausschließlich durch einen Chemiebetrieb bei Bitterfeld eingeleitet.

Die schwerflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe reichern sich aufgrund ihrer schlechten Wasserlöslichkeit ebenfalls im Sediment an. Einzelne SCKW zeigen regionale Belastungsschwerpunkte. Obwohl einige Verbindungen (wie z. B. DDT) seit Jahren verboten sind, werden sie in den Sedimenten noch immer nachgewiesen. Dies zeigt, daß die Sedimente das "Gedächtnis" der Gewässer darstellen und daß die Selbstreinigung des Sedimentkörpers noch lange andauern wird. Ein besonderes Problem stellen in diesem Zusammenhang die Überflutungsflächen dar, auf denen die kontaminierten Sedimente während der Hochwasserereignisse abgelagert werden und die dadurch Schadstoffe anreichern (Kap. 4.3.2).

Nährstoffbelastung und deren Bilanzierung

Der Anteil der diffusen Einträge an der Gesamtlast beträgt für Stickstoff 62 % und für Phosphor 37 % (Kap. 5.2). Ihr Anteil dürfte nach den eingeleiteten Maßnahmen an den Punktquellen noch zunehmen. Während für die Stickstoffbelastung der Pfad über das Grundwasser ausschlaggebend ist, hat für die Phosphoreinträge die Erosion die größte Bedeutung. Etwa die Hälfte der landwirtschaftlichen Böden im Elbeeinzugsgebiet ist erosionsgefährdet. Die Abbau- und Sedimentationsprozesse sorgen dafür, daß über 50 % der Nährstoffeinträge in die Elbe nicht die Nordsee erreichen. Diese Prozesse und

die diffusen Quellen von Schwermetallen sowie Pestiziden müssen Fragestellungen künftiger Untersuchungen sein.

Biologische Untersuchungen

Stellvertretend für viele biologische Untersuchungen werden Bestandsaufnahmen der Artenvielfalt vor allem des Zoobenthos, Ermittlungen der Schadstoffkontaminationen, eine Zusammenfassung der Schadstoffeffekte und Anwendungen von enzymatischen Tests vorgestellt (Kap. 4.5). Das größte Indikatorpotential auf Organismen- und Populationsebene wird nach wie vor beim Makrozoobenthos gesehen. Die Zusammenhänge zwischen der Schadstoffbelastung und Störungen enzymatischer Prozesse bzw. Degenerationen innerer Organe sind besser nachweisbar als äußerlich sichtbare Erkrankungen. Daher wurden spezielle Untersuchungen zur Enzymaktivität in Organismen und Sedimenten für die Monitoringprogramme empfohlen. Die Erfolge von Sanierungsmaßnahmen können am Wiederauftreten von Arten dokumentiert werden.

9 Literatur

- ARGE ELBE (1983): Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Chlorierte Kohlenwasserstoffe, Daten der Elbe 1980-1982. Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARMITAGE, P. D.; GUNN, R. J. M.; FURSE, M. T.; WRIGHT, J. F.; MOOS, D. (1993): The performance of a new biological water quality score system based on macro-invertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17, 333-347.
- BANAT, K.; FÖRSTNER, U.; MÜLLER, G. (1971): *Naturwissenschaften* 59, 525.
- BEHRENDT, H. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads - A comparison for different river basins in Central Europe. *Water, Science & Technology* (in press).
- BEHRENDT, H.; NESMĚRÁK, I. (1996): Belastung des Elbesystems aus flächenhaften und diffusen Quellen. In: INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (Hrsg.): Symposium "5 Jahre IKSE", Prag, den 19.10.1995, Magdeburg, 89-99.
- BUA (1988): BERATERGEMEINSCHAFT FÜR UMWELTRELEVANTE ALTSTOFFE (BUA) D. GES. DT. CHEMIKER (Hrsg.): Umweltrelevante Alte Stoffe II. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- DAMAŠKA, J. (1993): Projekt Labe - Plošné a difuzní zdroje znečištění - závěrečná zpráva. VÚV TGM, Praha.
- DAMAŠKA, J. (1994): Projekt Labe - Plošné a difuzní zdroje znečištění - syntetická zpráva. VÚV TGM, Praha.
- DANNOWSKI, R. ET AL. (1995): Estimating water courses diffuse nutrient load from groundwater discharge within the north-east German loose rock portions of the Elbe and Baltic Sea watersheds. - Proceedings Second International Conference on Diffuse Pollution. Brno & Prague, August 1995, 626-627.
- DESORTOVÁ, B.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P. (1995): Chlorophyll-a Concentrations along the River Elbe. - *Arch. Hydrobiol.* (Proc. Symp. on Large Rivers, Krems)
- DEUMLICH, D. ET AL. (1995): Estimation of nitrogen and phosphorus input caused by water and wind erosion in the loose rock region in the north eastern part of Germany. - Proceedings Second International Conference on Diffuse Pollution. Brno & Prague, August 1995, 628-629.
- DEUMLICH, D.; THIÈRE, J. (1996): Einschätzung der potentiellen Wassererosionsgefährdung für Gemeinden und Regionen der neuen Bundesländer. - *Arch. Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde*, im Druck.
- DREYER, U. (1994): Regeneration der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft in der Mittel-elbe. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 290-300.
- FALTER, R. UND SCHÖLER, H. F. (1995): Determination of mercury species in natural waters at picogram level with on-line RP C18 preconcentration and HPLC-UV-PCO-CVAAS. *Fres. J. Anal. Chem.*, 353, 34-38.

- FRANCKE, W.; FRANKE, S.; HILDEBRANDT, S.; LINK, M.; SCHWARZBAUER, J. (1994): Spurenanalytik organischer Substanzen zur Charakterisierung der Belastung und Festlegung sanierungs-relevanter Leitparameter. In: FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE GMBH - PTWT (Hrsg.): Die Belastung der Elbe, Teil I - Elbenebenflüsse. 136-160.
- FRANKE, S. (1990): Gaschromatographische und massenspektrometrische Analyse organischer Substanzen in Elb-, Spülfeld- und Grundwasser. Dissertation, Hamburg.
- FRANKE, S.; HILDEBRANDT, S.; SCHWARZBAUER, J.; LINK, M.; FRANCKE, W. (1995): Identifizierung und quantitative Bestimmung organischer Substanzen in Wasser und Sedimenten der Elbe und der Mulde. In: Belastung der Elbe und ihrer Nebenflüsse mit organischen Schadstoffen, Workshop-abstracts, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH.
- FRANKE, S.; HILDEBRANDT, S.; FRANCKE, W.; REINCKE, H. (1995a): The Occurrence of Chlorinated Bis(propyl)ethers in the Elbe River and Tributaries. *Naturwissenschaften*, 82, 80-82.
- FRANKE, S.; HILDEBRANDT, S.; SCHWARZBAUER, J.; LINK, M.; FRANCKE, W. (1995b): 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, 39-49.
- GANDRAß, J.; BORMANN, G.; WILKEN, R.-D. (1995): N/P-pesticides in the Czech and German part of the river Elbe - Analytical methods and trends of pollution. *Fres. J. Anal. Chem.*, 353, 70-74.
- GIMBEL, R.; KAATZ, K.-H.; KÖHLER, J. (1992): Entfernung organischer Störstoffe aus Elbeuferfiltrat durch Einsatz pulverförmiger Aktivkohle in eine bestehende Anlage zur Trinkwasseraufbereitung. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 109, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn.
- GIMBEL, R.; KÖHLER, J.; HAGMEYER, G. (1994): Uferfiltratproblematik im Einzugsgebiet der Elbe. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Nr. 110, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn.
- GUDERITZ, T.; SCHMIDT, W.; BRAUCH, H.-J. (1993): Die organische Belastung der oberen Elbe vor dem Hintergrund der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat. *Vom Wasser*, 81, 315-326.
- GUHR, H., BÜTTNER, O., DREYER, U.; KREBS, D., SPOTT, D., SUHR, U., WEBER, E. (1993): Zusammenstellung, Auswertung und Bewertung des vorhandenen Datenmaterials über die stoffliche Belastung der Gewässergüte der Mittel- und Unterelbe nach einheitlichen gemeinsamen Kriterien (Vorstudie) - Band I. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, GKSS 93/E/18.
- HEININGER, P.; PELZER, J.; TIPPMANN, P.; CLAUS, E. (1994): Schadstoffe in Sedimenten und Schwebstoffen der Elbe. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 121-124.
- HEININGER, P.; CLAUS, E. (1995a): Determination of organic sulphur compounds in sediments of river Elbe using gas chromatography with flame photometric detection. *Fres. J. Anal. Chem.*, 353, 88-92.
- HEININGER, P.; CLAUS, E. (1995b): Schwefelorganische Verbindungen in Sedimenten. Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Berlin (BfG-0931)

- HEININGER, P.; TIPPMANN, P. (1995a): Enzymaktivitäten in Poren- und Oberflächenwässern unterschiedlich belasteter Elbeabschnitte. *Vom Wasser*, 85, 139-146.
- HEININGER, P.; TIPPMANN, P. (1995b): Determination of enzymatic activities for the characterization of sediments. *Toxicol. Env. Chem.* Vol. 52, 25-33.
- HEININGER, P.; TIPPMANN, P. (1995c): Anwendung enzymatischer Tests *in vivo* zur Sedimentbeurteilung. Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Berlin (BfG-0932)
- HELLMANN, H. (1986): *Wasser-Abwasser-Forschung* 19, 85-90.
- HEJZLAR, J. ET AL. (1995): Sources and transport of phosphorus in the Vltava river watershed (Czech Republic). - Proceedings Second International Conference on Diffuse Pollution, Brno & Prague, August, 479-484.
- HILDEBRANDT, S. (1995): Organische Wasserinhaltsstoffe des Elbesystems - Non-Target Screening und Spurenanalytik, Dissertation, Hamburg.
- HINTELMANN, H.; WILKEN, R.-D. (1994): Methylquecksilberverbindungen - Belastungspunkte im Längsschnitt der Elbe. *Vom Wasser*, 82, 163-173.
- IKSE (1995): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Magdeburg.
- JANEČEK, M. (1995): The Potential Risk of Water and Wind Erosion on the Soils of the Czech Republic. - *Sci. Agricult. Bohemica*, 26 (2), 105-118.
- JANTZEN, E.; PRANGE, A. (1995): Organometallic species of the elements tin, mercury and lead in sediments of the longitudinal profile of the River Elbe. *Fres. J. Anal. Chem.*, 353, 28-33 ff.
- JEDAMSKI-GRYMLAS, J.; KAMMANN, U.; TEMPELMANN, A.; KARBE, L.; SIEBERS, D. (1995): Biochemical responses and environmental contaminants in bream caught in the river Elbe. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 31, 49-56.
- KALINOVÁ, M. (1994): Projekt Labe - Jakost vody v tocích - základní okruh profilů - třetí 1991-93. VÚV TGM, Praha.
- KALINOVÁ, M. (1996): Projekt Labe - Jakost vody a dalších složek vodního prostředí - Tabulky a grafy hodnocení jakosti vody a plavenin v 9 základních profilech za 2. pololetí 1995. VÚV TGM, Praha.
- KNAUTH, H.-D.; GANDRAß, J.; STURM, R. (1993): Vorkommen und Verhalten organischer und anorganischer Mikroverunreinigungen in der Mittleren und Unteren Elbe. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- LOCHOVSKÝ, P.; PUNČOCHÁŘ, P. (1995): Heavy metals in sediments and biomass of the river Elbe in the Czech Republic. In: *Proc. Int. Conf. Heavy metals in the Environment*, Hamburg, 336-339.
- MÄDLER, K. (1994): Manifestation von Bestandsänderungen des Zoobenthos im sächsischen Teilabschnitt der Elbe bis Herbst 1993. *Berichte Zentr. Meeres- u. Klimaforsch. Hamburg Reihe E Nr. 7*, 3-10.
- MARGALEF, R. (1958): Information theory in Ecology. *General Systematics* 3, 36-71.
- MEYER, C. (1996): Gaschromatographische und massenspektrometrische Untersuchung chiraler Wasserinhaltsstoffe der Elbe. Diplomarbeit, Hamburg.
- MICHAELIS, W.; FANGER, H. U.; MÜLLER, A. (Hrsg.) (1988): Die BILEXexperimente (BILEX 84 - BILEX 85) auf der oberen Tideelbe. *GKSS-Bericht*, Nr. 88/E 22.

- MOHAUPT, V.; BEHRENDT, H.; FELDWISCH, N. (1996): Die aktuelle Nährstoffbelastung der Gewässer in Deutschland und der Stand der Belastungsvermeidung in den Kommunen und der Landwirtschaft. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Berlin, September 1995.
- MÖLLER, H.; OLDAG, S.; SPRENGEL, B.; PETERS, G.; WATERMANN, B. (1993): Pilotstudie zur Erfassung des Wissensstandes über biologische Schadstoffeffekte in der Elbe. - UBA-Texte, 50/1993.
- MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - Veränderungen seit 1971. Umschau 79, 778-783.
- MÜLLER, G.; FÖRSTNER, U. (1975): *Envir. Geol.* 1, 33.
- MÜLLER, U.; WRICKE, B.; SONTHEIMER, H. (1993): Wasserwerks- und trinkwasserrelevante Substanzen in der Elbe. *Vom Wasser*, 8, 371-386.
- NESMĚRÁK, I. (1994): Projekt Labe - Koncepce ochrany vod v povodí Labe. VÚV TGM, Praha.
- NESTMANN, F. (1994): Auswirkung der geplanten wasserbaulichen Maßnahmen in der Elbe auf die Sohlenerosion. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 221-238.
- OBST, U.; HOLZAPFEL-PSCHORN, A. (1988): Enzymatische Tests in der Wasseranalytik, Oldenburg-Verlag Berlin.
- PANTLE, R.; BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *GWF* 96, 604.
- PETERMEIER, A.; SCHÖLL, F.; TITTIZER, T. (1994): Die aquatische Lebensgemeinschaft der Elbe - einst und jetzt. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 260-266.
- PETERMEIER, A.; SCHÖLL, F.; TITTIZER, T. (1996): Die ökologische und biologische Entwicklung der deutschen Elbe. *Lauterbornia*, 24.
- PRANGE, A.; JANTZEN, E. (1995a): Determination of Organometallic Species by Gas Chromatography Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*; 10, 105 ff.
- PRANGE, A.; TÜMLING, W. V.; NIEDERGESÄSS, R.; JANTZEN, E. (1995b): Elementverteilungsmuster der Elbe von der Quelle bis zur Mündung. *WWt* 7, 22-33.
- PTWT UND FZK (1994): FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE GMBH UND DER PROJEKTTRÄGERSCHAFT WASSERTECHNOLOGIE UND SCHLAMMBEHANDLUNG (PTWT) IM AUFTRAG DES BMBF (Hrsg.): Die Belastung der Elbe, Teil 1 - Nebenflüsse. Karlsruhe.
- PUNČOCHÁŘ, P. (1994a): Elementary biomonitoring and observation of biomass contamination in the Elbe River. Elbe Project - summary of results from 1991-1993. Publ. VÚV TGM, Prague, 28-30.

- PUNČOCHÁŘ, P. (1994b): Charakteristik der Struktur und Biomasse der Gesellschaften von Organismen im Längsprofil der Elbe auf dem Gebiet der Tschechischen Republik. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 281-289.
- REINCKE, H. (1993): Die Elbe - Entwicklung der Wasserbeschaffenheit. WWt 7, 24-29.
- SCHÖLL, F.; BEHRING, E.; WANITSCHKE, M. (1995): Faunistische Bestandsaufnahme an der Elbsohle zur ökologischen Zustandsbeschreibung der Elbe und Konzeption von Sanierungsmaßnahmen. UBA-Texte, 64/1995.
- SCHWARZBAUER, J. (1993): Gaschromatographische und massenspektrometrische Untersuchungen organischer Substanzen in Sedimenten des Hamburger Hafens und des Seengebietes Berlin. Diplomarbeit, Hamburg.
- ŠKODA, J. (1994): Projekt Labe - Jakost srážkových vod na stanicích VÚV TGM, Praha.
- SONTHEIMER, H.; GIMBEL, R.; MANN, T. (1988): DVGW-Schriftenreihe Wasser, Bd. 60.
- SPOTT, D. (1994): Schwebstoff- und Schwermetallbelastung der Elbe bei Hochwasser - Untersuchungen am linken Ufer von Magdeburg im Zeitraum Dezember 1993 bis Mai 1994. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 499-502.
- STURM, R.; GANDRAß, J. (1988): Verhalten von schwerflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen an Schwebstoffen des Elbe-Ästuars. Vom Wasser, 70: 265-280.
- TUREKIAN, K. & WEDEPOHL, K. (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Bull. Geol. Soc. Am., 72: 175-192.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1975): Input-output-models: With special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schz. Z. Hydrol. Vol. 31, 1, 53-84.
- WALLSCHLÄGER, D. (1996): Speziesanalytische Untersuchungen zur Abschätzung des Remobilisierungspotentials von Quecksilber in kontaminierten Elbeauen. Dissertationsschrift an der Universität Bremen im Fachbereich 02 Biologie/Chemie in Zusammenarbeit mit dem GKSS-Forschungszentrum.
- WERNER, W.; WODSAK, H.-P. (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR (mit Beiträgen von DANNOWSKI ET AL., DEUMLICH ET AL. und BEHRENDT). Agrarspektrum, Verlagsunion Agrar, Frankfurt/M., Bd. 22.
- WILKEN, R.-D.; CHRISTIANSEN, H.; FANGER, H.-U.; GREISER, N.; HAAR, S.; PULS, W.; REINCKE, H.; SPOTT, D.; VOLLMER, M. (1991a): Fakten und Hypothesen zum Schwebstoff- und Schadstofftransport in der Elbe. Vom Wasser, 76, 167-189.
- WILKEN, R.-D.; HINTELMANN, H. (1991b): Mercury and Methylmercury in Sediments and Suspended Particles from the River Elbe, North Germany. Water, Air and Soil Pollution, 56, 427-437.

- WILKEN, R.-D.; FANGER, H. U.; GUHR, H. (1994): Ergebnisse der Hochwassermessungen 1993/94. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 125-135.
- WILKEN, R.-D.; KUBALLA, J.; JANTZEN, E. (1994): Organotins: their analysis and assessment in the Elbe river system, Northern Germany. *Fres. J. Anal. Chem.*, 350, 77-84.
- WILKEN, R.-D.; SEIDEL, D.; FALLER, J. (1994): Laborvergleichsuntersuchungen zur Absicherung der Qualität analytischer Daten im Elbeforschungsprojekt. Forschungsbericht des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Nr. 102 05 319.
- WITTER, B. (1995): Untersuchungen organischer Schadstoffe in Auen der Mittleren und Unteren Elbe unter Anwendung der Supercritical Fluid Extraction. Dissertation, GKSS 95/E/66.
- WRICKE, B.; BORNMANN, K.; BUNNEMANN, W.; BERNHARDT, H. (1994): Ergebnisse der Untersuchungen zur Flockung im sauren pH-Bereich im Rahmen der Aufbereitung von Elbeuferfiltrat. *gwf Wasser/Abwasser*, 135, Nr. 8, 454-464.

Arbeitsgruppe "Elbeforschung" der IKSE

I. Mitglieder:

Dr. Kurt Hohendorf	Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie Bonn Vorsitzender der Arbeitsgruppe
Dipl.-Ing. Václav Dvořák	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM Praha (Forschungsinstitut für Wasserwirtschaft TGM Prag)
Dr. Volker Mohaupt	Umweltbundesamt Berlin Sprecher der deutschen Delegation
Dr. Alexandra Orliková	Ministerstvo životního prostředí ČR Praha (Umweltministerium der Tschechischer Republik Prag) Sprecherin der tschechischen Delegation
Dr. Rudolf Cejnar	Ministerstvo životního prostředí ČR Praha (Vertreter für Frau Dr. Alexandra Orliková)
Prof. Dr. Heinrich Reincke	Wassergütestelle Elbe Hamburg
Dr. Sylvia Sterger	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Dienststelle Berlin

II. Fachliche Berater:

Dipl.-Ing. Peter Hemberle	Projekträger Wassertechnologie Karlsruhe
Dr. Fritz Kohmann	Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz
Dr. Peter Pfeiffer	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung Dresden
Prof. Dr. Rolf-Dieter Wilken (bis zum 24.06.1996)	ESWE-Institut für Wasserforschung Wiesbaden
Dr. Andreas Prange (ab 24.06.1996)	GKSS-Forschungszentrum Geesthacht

Mitarbeit des Sekretariats der IKSE:

Dr. Peter Lischke
Dr. Ladislav Novak

