

Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
Mezinárodní komise pro ochranu Labe



SEDIMENTMANAGEMENTKONZEPT DER IKSE

Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet
zur Erreichung überregionaler Handlungsziele



Diese Publikation wurde in der Ad-hoc-Expertengruppe „Sedimentmanagement“ der IKSE erarbeitet.

Peter Heininger, Bundesanstalt für Gewässerkunde (Leitung)

Tjark Hildebrandt, Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt, Außenstelle Ost
Petra Kasimir, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt
Axel Netzband, Hamburg Port Authority
Ina Quick, Bundesanstalt für Gewässerkunde
Sylvia Rohde, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Daniel Schwandt, Bundesanstalt für Gewässerkunde
René Schwartz, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt Hamburg
Stefan Vollmer, Bundesanstalt für Gewässerkunde

Bohumír Dušek, Ministerstvo životního prostředí ČR
Jarmila Halířová, Český hydrometeorologický ústav
Viktor Kliment, Ministerstvo životního prostředí ČR
Jakub Langhammer, Univerzita Karlova v Praze
Jiří Medek, Povodí Labe, státní podnik

Titelfoto:

Talsperre Les Království an der tschechischen oberen Elbe am 24. Mai 2007
Über den Grundablass abgeleitete, vom mitgeführten Sediment gefärbte Hochwasserwelle
Autor: J. Medek, Povodí Labe, státní podnik

Herausgeber:

Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE)
Postfach 1647/1648
39006 Magdeburg
Deutschland

Druck:

Harzdruckerei GmbH
Max-Planck-Straße 12/14
38855 Wernigerode
Deutschland

Auflage:

1000 Exemplare deutsch, 500 Exemplare tschechisch

SEDIMENTMANAGEMENTKONZEPT DER IKSE

**Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet
zur Erreichung überregionaler Handlungsziele**

**Abschlussbericht
Ad-hoc-Expertengruppe „Sedimentmanagement“**

Magdeburg, 2014

INHALTSVERZEICHNIS

Vorwort.....	7
1. Einleitung	9
2. Betrachtetes System.....	10
2.1 Bezugsmessstellen Qualität und Quantität.....	10
2.2 Relevante Nebenflüsse	10
2.3 Aspekt Hydromorphologie.....	10
3. Konzept zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für ein flussgebietsbezogenes Sedimentmanagement.....	13
3.1 Konzept und Unsicherheiten	13
3.2 Quantitative Indikatoren	14
3.3 Qualitative Indikatoren und deren abgestufte Anwendung.....	15
3.4 Hydromorphologische Indikatoren und deren abgestufte Anwendung.....	17
4. Quantitative Verhältnisse und Risikoanalyse für die Schifffahrt.....	19
4.1 Methodik, Datengrundlagen und Unsicherheiten	19
4.2 Quantitative Verhältnisse in der Binnenelbe	20
4.3 Quantitative Verhältnisse in der Tideelbe.....	21
4.4 Risikoanalyse Schifffahrt	23
5. Risikoanalyse aus hydromorphologischer Sicht.....	26
5.1 Methodik, Datengrundlagen und Unsicherheiten	26
5.2 Hydromorphologische Verhältnisse der Binnenelbe und der Mündungsbereiche ihrer Hauptnebenflüsse	28
5.3 Hydromorphologische Verhältnisse der Tideelbe	31
6. Risikoanalyse aus qualitativer Sicht	34
6.1 Methodik, Datengrundlagen und Unsicherheiten	34
6.2 Qualitative Verhältnisse im Flussgebiet	37
6.3 Auen und weitere Senken	44
6.4 Punktquellen.....	45
6.5 Sedimente und Altsedimente	47
6.6 Altlasten am Gewässer	49
6.7 Sonstige Quellen.....	52
6.8 Zusammenfassung der quellenbezogenen Risikoanalyse.....	52
7. Vorschläge für einen nachhaltigen Umgang mit Sedimenten und zur Baggergutunterbringung	54
7.1 Kriterien zur Auswahl und Priorisierung von Empfehlungen	54
7.2 Handlungsempfehlungen aus qualitativer Sicht.....	56
7.3 Handlungsempfehlungen aus Sicht der Hydromorphologie.....	61
7.4 Handlungsempfehlungen aus schifffahrtlicher Sicht.....	62

7.5	Prioritäten, Mehrfachnutzen und konkurrierende Ziele.....	64
7.6	Zukünftiges Baggergutmanagement.....	64
7.7	Managementoptionen für kohäsive, schadstoffbelastete Sedimente.....	67
7.8	Managementoptionen aus hydromorphologischer Sicht.....	69
8.	Eckpunkte für ein Monitoring zur Gewässerüberwachung und Erfolgskontrolle.....	69
8.1	Spezifische Anforderungen an ein Schwebstoff- und Sedimentmonitoring.....	70
8.2	Vorschläge zur Einbindung in das Gewässermonitoring.....	70
9.	Ausblick auf den weiteren Prozess.....	71
9.1	Verstetigung des Sedimentthemas.....	71
9.2	Kenntnisdefizite und Vorschläge zu deren Überwindung.....	72
Anlagen		
A1	Literaturverzeichnis.....	77
A2	Verwendete Methoden.....	87
A2-1	Betrachtetes System.....	88
A2-2	Datengrundlage zum Aspekt Quantität.....	91
A2-3	Auswahl der elberelevanten Schadstoffe und Klassifizierung der Schwebstoffe und Sedimente an den Bezugsmessstellen.....	95
A2-4	Hydromorphologische Risikoanalyse im Binnenbereich im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts.....	104
A2-5	Hydromorphologische Erfassung und Bewertung des Tideästuars im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts.....	110
A2-6	Risikoanalyse aus qualitativer Sicht.....	122
A2-7	Abschätzung der Mengen an Sedimenten und Altsedimenten in strömungsberuhigten Zonen und Abschätzung des Frachtpotenzials.....	124
A2-8	Remobilisierbarkeit von Sedimenten.....	133
A2-9	Abschätzung von Einträgen aus Punktquellen.....	141
A2-10	Bestandsaufnahme der für die Sedimentbeschaffenheit relevanten Altlasten am Gewässer.....	142
A2-11	Frachtermittlung und Darstellung der Frachten im Elbelängsschnitt.....	151
A2-12	Frachtbilanzierung.....	154
A3	Verzeichnis der Fachberichte.....	157
A4	Karten, Tabellen und Abbildungen	
A4	Karten.....	165
	K-A4-1: Mittlere Schwebstoffkonzentrationen im Elbegebiet (2003 – 2008).....	167
	K-A4-2: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung Sedimentdurchgängigkeit.....	168

	K-A4-3: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der mittleren Sohlhöhenänderung/ Sedimentbilanz (D)/Beeinflussung des Abflussregimes (CZ).....	169
	K-A4-4: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Breitenvarianz.....	170
	K-A4-5: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Tiefenvarianz	171
	K-A4-6: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Korngrößenverteilung des Sohls substrats	172
	K-A4-7: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Uferstruktur (D)/ der Uferstabilität (CZ)	173
	K-A4-8: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung des Verhältnisses von rezenter Aue/Marsch zu morphologischer Aue/Marsch	174
	K-A4-9.1 bis K-A4-9.28: „Schadstoff“ in Schwebstoffen – Klassifikation der Jahresmittelwerte	175 – 200
A4	Tabellen (nur digital*)	
	T-A4-1: Quantitative Kennwerte	
	T-A4-2: Frachten an den Bezugsmessstellen	
	T-A4-3: entfällt	
	T-A4-4: Schadstoffgehalte in Schwebstoffen/Sedimenten an den Bezugsmessstellen Elbe, Kat. 1 und Kat. 2a (29 relevante Schadstoffe)	
	T-A4-5: Schadstoffgehalte in Sedimenten an den Bezugsmessstellen Kat. 2b (29 relevante Schadstoffe)	
	T-A4-6: Stammdatenbeschreibung	
	T-A4-7: Reihung der Frachtrelationen F(Schmilka)/F(Schnackenburg)	
	T-A4-8: Ergebnisse der Frachtbilanzierung für ausgewählte Schadstoffe	
A4	Abbildungen (nur digital*)	
	B-A4-1: Beispiel einiger Bewertungsergebnisse mit Hilfe der Methoden des Moduls Valmorph für den Oberlauf der Binneneibe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze (Elbe-km 0) und Dresden (Elbe-km 50)	
	B-A4-2.1 – B-A4-2.29: „Schadstoff“-Fracht im Elbelängsschnitt	
	B-A4-3: Luftbilder von Elbeseitenstrukturen in der Talaue der tschechischen Elbe	
	a) Elbe – Altarm bei Přelouč,	
	b) Elbe – Buhnen oberhalb von Děčín,	
	c) Elbe – Leitwerk unterhalb von Roudnice na Labem,	
	d) Elbe – Seitenstrukturen unterhalb von Chvaletice	
	B-A4-4: Luftbilder von Elbeseitenstrukturen, für die erodierbare Feinsedimente in relevanten Mengen ermittelt wurden	
	a) Sassendorf (Bucht, km 568 – angeschlossen bei MQ)	
	b) Grippel (Altarm, km 497,8 – angeschlossen bei MQ)	
	c) Gerwisch (Altwasser, km 333,2 – angeschlossen bei 2MQ)	
	B-A4-5: Luftbilder der vier großen Saale-Staustufen Rothenburg, Alsleben, Wettin und Calbe (von oben). In Rothen- burg und Calbe sind zusätzlich die Messpunkte der Untersuchungen für dieses Konzept angegeben.	
A5	Bestandsaufnahme der verfügbaren Managementoptionen für Sedimente (Stand der Technik) – nur digital*	

* www.ikse-mkol.org

VORWORT


Sedimente erfüllen grundlegende Funktionen als Gewässerbett, aquatischer Lebensraum und in Stoffkreisläufen der Gewässer. Sie haben durch ihre Menge und Qualität eine Schlüsselfunktion für unverzichtbare Ökosystemleistungen einschließlich bedeutsamer Gewässernutzungen. Der Umgang mit Sedimenten berührt direkt oder mittelbar die Anforderungen von Gewässerschutz und Wasserwirtschaft, Verkehr, Energie, Landwirtschaft, Fischerei und Freizeitnutzung.

Die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) hat bereits in ihrem Ersten Aktionsprogramm (1991) eine gute Sedimentqualität zu einem ihrer zentralen Handlungsziele erklärt. Im Zuge der Ausarbeitung des ersten internationalen Bewirtschaftungsplans nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie und der laufenden Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie wurde deutlich, dass Defizite sowohl im Sedimenthaushalt als auch in der Sedimentqualität bedeutsame Hindernisse hin zum guten Gewässerzustand sind. Durch die Ausarbeitung des Sedimentmanagementkonzepts der IKSE wird eine Zielstellung des ersten Internationalen Bewirtschaftungsplans für die Flussgebietseinheit Elbe (2009) erfüllt und die Voraussetzung geschaffen, das Thema Sediment seiner Bedeutung entsprechend zu einem integralen Bestandteil der wasserwirtschaftlichen Planung und Praxis im Flussgebiet Elbe zu machen. Die Analysen

und Schlussfolgerungen sind insbesondere bedeutsam für die Verbesserung der Gewässerstruktur und bei der Reduktion der signifikanten stofflichen Belastungen.

Mit dem Sedimentmanagementkonzept Elbe wird national und international ein fachlicher Meilenstein gesetzt. Das Thema Sediment wird für ein großes internationales, intensiv bewirtschaftetes Flussgebiet unter der Maßgabe behandelt, Handlungsempfehlungen für die Zustandsverbesserung abzuleiten, die nicht nur die Gewässerqualität, sondern auch die Aspekte Feststoffhaushalt, Gewässerstruktur und Schifffahrt abdecken. Um das Thema in seiner ganzen Komplexität zu erfassen, war es erforderlich, einen integralen, risikobasierten Ansatz zu wählen. Ursache-Wirkungszusammenhänge werden darin konsequent aus der Flussgebietsperspektive behandelt. Quantitative, hydromorphologische und qualitative Aspekte fließen ebenso in ein einheitliches Konzept ein, wie umwelt- und nutzungsbezogene. In seiner Konsequenz ist das vorliegende Konzept umsetzungsorientiert.

An der Ausarbeitung des Sedimentmanagementkonzepts waren in mehrjähriger Arbeit deutsche und tschechische Experten und Expertinnen unterschiedlichster Fachrichtungen beteiligt. Ihnen allen gilt der herzliche Dank für die hervorragende Arbeit



Dr. Helge Wendenburg
Präsident der IKSE



Dr. Peter Heininger
Vorsitzender der Ad-hoc-Expertengruppe
„Sedimentmanagement“

1. EINLEITUNG

Der Ausbau von Flüssen wie der Elbe in den letzten Jahrhunderten hat nicht nur die Abflussverhältnisse, sondern auch den Sedimenthaushalt grundlegend verändert. Sedimenthaushalt und Hydromorphologie stehen in einem engen Zusammenhang und beeinflussen sich wechselseitig. Sedimentüberschüsse oder -defizite infolge eines gestörten Sedimenthaushalts haben gravierende Auswirkungen auf das Ökosystem, die Wasserwirtschaft, den Hochwasserschutz und die Schifffahrt. Industrie- und Bergbaualllasten sowie heutige diffuse und punktförmige Einträge wirken als Quellen für Sedimentkontaminationen. Aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften werden viele prioritäre und flussgebietspezifische Schadstoffe bevorzugt in Sedimenten gespeichert. Kontaminierte Sedimente aus strömungsberuhigten Zonen der Elbe und ihrer Nebenflüsse stellen bei erhöhten Abflüssen Quellen von Schadstoffemissionen dar, die bis in die Nordsee wirken. Diese Einträge sind u. a. dafür verantwortlich, dass in der Elbe der gute Zustand/das gute Potenzial nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL; EG 2000a) und in der Nordsee der gute Umweltzustand nach EG-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie (EG-MSRL; EG 2008a) derzeit verfehlt werden.

Vor diesem Hintergrund hat die Ad-hoc-Expertengruppe „Sedimentmanagement“ der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) auf Beschluss der Delegationen (22. Tagung 2009) ein Sedimentmanagementkonzept für die internationale Flussgebietseinheit Elbe ausgearbeitet.

In Kenntnis der Defizite des Sedimentstatus in weiten Teilen der Elbe umfasste das Mandat der Expertengruppe die Bearbeitung aller drei Hauptaspekte des Sedimentmanagements – Quantität, Hydromorphologie und Qualität. Als Instrument der internationalen Flussgebietsgemeinschaft behandelt das Konzept überregionale Fragestellungen des Sedimentmanagements.

Die Elbe ist ein großes, internationales Flussgebiet mit komplexen Nutzungsanforderungen. Sie ist geprägt durch

gravierende historische Belastungen bei gleichzeitiger hoher ökologischer Bedeutung weiter Teile. Voraussetzung für ein von allen Interessengruppen akzeptiertes Sedimentmanagement sind das Systemverständnis und die Kenntnis der für den Sedimentstatus und -haushalt maßgeblichen Prozesse in den Teilen des Flussgebietes, die im überregionalen Kontext relevant sind. Die Expertengruppe konnte sich diesbezüglich auf nationale und europäische Vorleistungen stützen, die z. T. unmittelbar am Beispiel der Elbe entwickelt wurden (SedNet 2004, 2006, 2010; Heise et al. 2005, 2008; Owens et al. 2008; HPA und WSV 2008; BfG 2008; WSD Ost 2009). Darüber hinaus wurden zwischen 2010 und 2013 im Rahmen dieses Sedimentmanagementkonzeptes grundlegende Fachbeiträge geleistet (**Anl. A3-1**).

Im Zuge der Ausarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes wurden unter jedem der drei Hauptaspekte eine Statusbeschreibung und -bewertung, eine Einschätzung des aus Statusdefiziten ableitbaren Risikos für relevante Handlungsziele und eine Analyse der Ursachen (Quellen) des Risikos vorgenommen. Schlussfolgernd werden Handlungsempfehlungen ausgesprochen. Dabei wird eine Priorisierung vorgenommen, die sich auf definierte Kriterien wie überregionale Bedeutung, Mehrfachnutzen und Machbarkeit stützt. Zielkonflikte werden benannt und die Machbarkeit wird anhand von praktizierten Beispielen untersetzt.

Das Sedimentmanagementkonzept soll zur Erreichung des guten chemischen/ökologischen Zustandes nach EG-WRRL und des guten Umweltzustandes nach EG-MSRL beitragen und stellt in diesem Sinne eine fachliche Grundlage für den zweiten Bewirtschaftungsplan und für die Erreichung der Umweltziele dar. Die Analysen und Schlussfolgerungen sind insbesondere bedeutsam für die Lösung folgender wichtiger Wasserbewirtschaftungsfragen:

- Verbesserung der Gewässerstruktur und Durchgängigkeit
- Reduktion der signifikanten stofflichen Belastungen aus Nähr- und Schadstoffen.

2. BETRACHTETES SYSTEM

Die IKSE gewährleistet eine methodisch und inhaltlich abgestimmte Bewirtschaftungsplanung für die internationale Flussgebietseinheit Elbe. Im Rahmen dieses Sedimentmanagementkonzeptes sind die überregional relevanten Aspekte der Sedimentqualität, des Sedimenthaushalts und des Sedimentmanagements zu behandeln, hingegen lokale oder regional begrenzte Aspekte nicht einzubeziehen. Unter diesen drei Maßgaben wurde das betrachtete System definiert. Es umfasst folgende Teile:

- die staugeregelte Binnenelbe zwischen Nĕmčice und Ústí nad Labem
- die frei fließende Binnenelbe von Ústí nad Labem bis zum Wehr Geesthacht
- die Tideelbe zwischen dem Wehr Geesthacht und der Mündung in die Nordsee
- relevante Nebenflüsse
- Bezugsmessstellen.

In **Abbildung 2-1** ist das betrachtete System in den Grenzen der internationalen Flussgebietseinheit dargestellt. Markiert sind darin auch die drei Hauptabschnitte der staugeregelten und der frei fließenden Binnen- sowie der Tideelbe. Im Rahmen der Zustandsbewertung der EG-WRRL werden Wasserkörper als Bezugsräume betrachtet. Diese Zuordnung erfolgt im Sedimentmanagementkonzept wegen seines überregionalen Ansatzes und aus methodischen Gründen nicht. Vielmehr werden je nach spezifischer Fragestellung unterschiedliche Bezugsräume gewählt (vgl. Kap. 2.1 – 2.3).

2.1 BEZUGSMESSSTELLEN QUALITÄT UND QUANTITÄT

Bezugsmessstellen dienen der Charakterisierung eines für das überregionale Sedimentmanagement relevanten Teileinzugsgebietes aus qualitativer und/oder quantitativer Sicht. Für sie liegen i. d. R. langjährige Datenreihen qualitätsgesicherter Monitoringprogramme vor (vgl. **Tab. T-A2-1-1 in Anl. A2-1**). Da die Beurteilung der in den folgenden Kapiteln abgehandelten Sachverhalte und die Ableitung von Handlungsempfehlungen in jedem Fall auf der besten verfügbaren Datengrundlage erfolgt, können Bezugsmessstellen unter den Aspekten Quantität und Qualität in ihrer räumlichen Lage voneinander abweichen (vgl. **Tab. T-A2-1-1 in Anl. A2-1**).

2.2 RELEVANTE NEBENFLÜSSE

Bei der Auswahl der relevanten Nebenflüsse werden zwei Kategorien unterschieden. Nebenflüsse der Kategorie 1 haben aufgrund ihrer quantitativen Charakteristika

(siehe auch Kap. 3.2) einen signifikanten Einfluss auf die Situation im Hauptstrom. Betrachtet werden der Flächenanteil am Einzugsgebiet (A), der Durchfluss (Q) und der Schwebstofftransport (Schwebstofffracht S_s). Wichtigstes Signifikanzkriterium ist ein mindestens 10%iger Anteil an der Schwebstofffracht (2003 – 2008) der jeweiligen Bezugsmessstelle unterhalb der Einmündung in die Elbe. Relevante Nebenflüsse dieser Kategorie sind die Orlice, die Jizera, die Moldau (Vltava), die Eger (Ohře), die Schwarze Elster, die Mulde, die Saale und die Havel. Die Schwarze Elster erfüllt streng genommen das 10-%-Kriterium nicht, mündet als bedeutsamer Nebenfluss jedoch in einen der quantitativ am stärksten defizitären Elbeabschnitte (Kap. 4.2) und wird deshalb trotzdem in diese Kategorie eingereiht.

Nebenflüsse der Kategorie 2 werden ausschließlich unter dem Qualitätsaspekt betrachtet. Sie beeinflussen für sich genommen den Wasser- und Feststoffhaushalt der Elbe nicht signifikant, leisten jedoch aufgrund ihrer Belastung mit mindestens einem relevanten Schadstoff (Kap. 3.3) einen signifikanten Beitrag zur überregionalen Schadstoffbilanz. Als quantitatives Kriterium für eine entsprechende Auswahl wurde ein mindestens 10%iger Anteil an der Gesamtfracht eines Schadstoffs an der jeweiligen Bezugsmessstelle festgelegt. Je nach Lage zum Hauptstrom handelt es sich um direkte Nebenflüsse der Elbe (Kategorie 2a) oder um Zuflüsse zu einem Nebenfluss der Kategorie 1 (Kategorie 2b). Zur Kategorie 2a gehören die Bílina und die Triebisch, auf die Kategorie 2b entfallen die Sázava, die Berounka, die Zwickauer und die Freiburger Mulde, das Spittelwasser, die Weiße Elster, die Schlenze, die Bode und die Spree. **Abbildung 2-2** veranschaulicht die quantitativen Verhältnisse und die mögliche Rolle kleiner Nebengewässer am Beispiel von Cadmium. **Tabelle T-A2-1-2 (Anl. A2-1)** sind die Fakten zur Auswahl der relevanten Nebenflüsse zu entnehmen.

2.3 ASPEKT HYDROMORPHOLOGIE

Die hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagements werden für die Elbe sowie im deutschen Teil zusätzlich für die Unterläufe der Nebenflüsse der Kategorie 1 bearbeitet. Im tschechischen Teil werden Pilotabschnitte mit einer mittleren Länge von 1 km (tschechische mittlere Elbe) bzw. von 0,5 km (tschechische obere Elbe) bewertet. Der gesamte deutsche Binnenbereich wurde in 5-km-Abschnitten betrachtet, bedarfsweise auch noch höher aufgelöst. Für die Tideelbe wurde auf der verfügbaren Daten- und Modellgrundlage ein anderer Ansatz gewählt.

Der Integrierte Bewirtschaftungsplan für das Elbeästuar (IBP 2012) sieht sieben Funktionsräume vor, die jeweils Elbeabschnitte von ca. 20 – 30 km Länge umfassen.

Sechs davon werden im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes betrachtet (*Anl. A2-5, Abb. B-A2-5-1*).

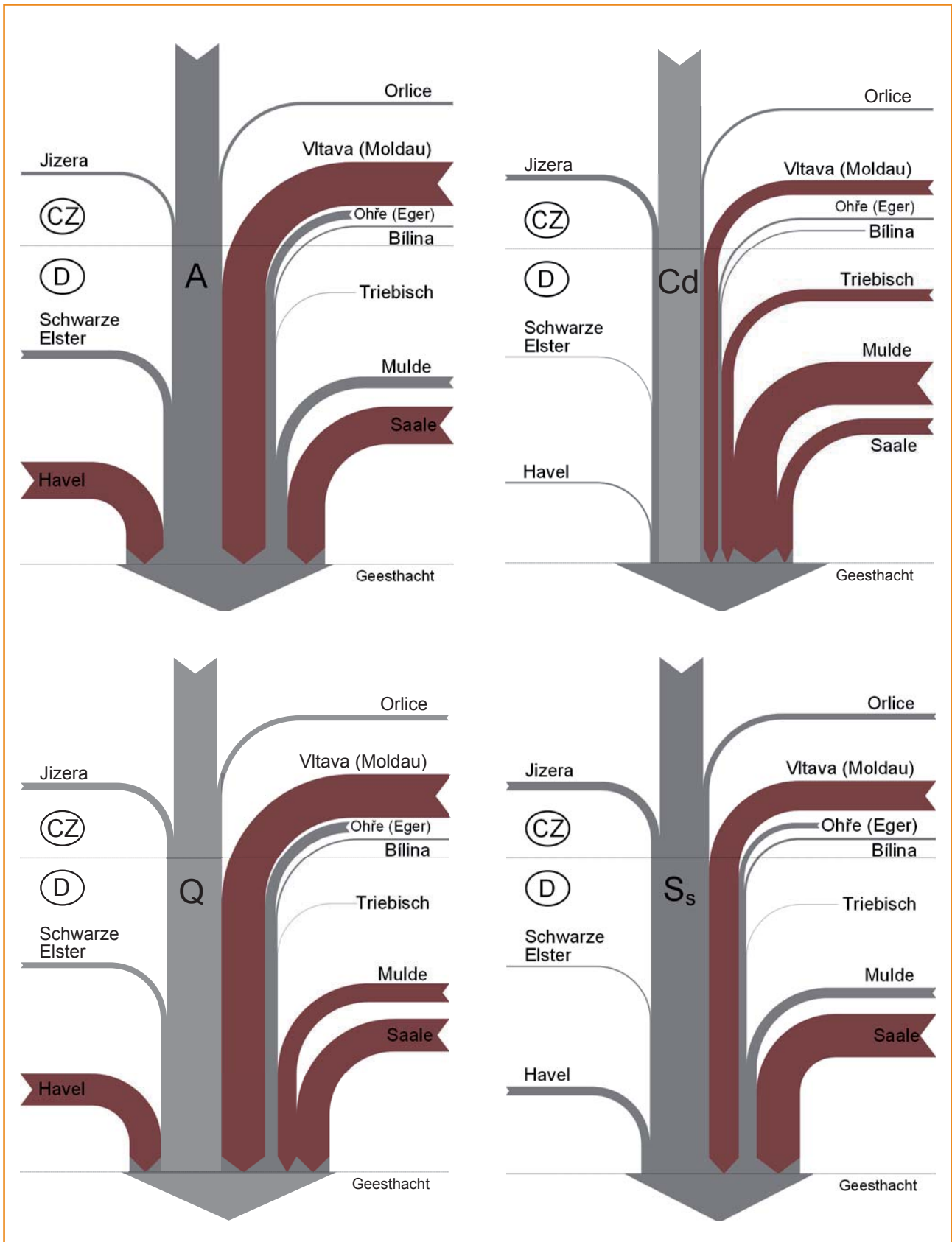


Abb. 2-2: Quantitative Verhältnisse (A, Q, S_s) und Rolle kleiner Nebengewässer unter dem Aspekt Qualität (Cd)

3. KONZEPT ZUR ABLEITUNG VON HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN FÜR EIN FLUSSGEBIETSBEZOGENES SEDIMENTMANAGEMENT

Sedimente sind Feststoffe, die vom Wasser transportiert und im Gewässer abgelagert werden. Sie sind ein essenzieller, integraler und dynamischer Bestandteil der Flussgebiete einschließlich der Übergangs- und Küstengewässer. Die IKSE hat bereits in ihrem ersten Aktionsprogramm eine gute Sedimentqualität zu einem der zentralen Handlungsziele erklärt (IKSE 1995). Im Zuge der Ausarbeitung des ersten Bewirtschaftungsplans für die Flussgebietseinheit Elbe wurde deutlich, dass Defizite sowohl im Sedimenthaushalt als auch in der Sedimentqualität bedeutende Hindernisse hin zum guten Gewässerzustand sind (IKSE 2009). Das Sedimentmanagementkonzept identifiziert die Risiken für die Erreichung zentraler Handlungsziele der IKSE, die vom unzureichenden Sedimentstatus ausgehen, wichtet sie in ihrer Bedeutung und leitet aus dieser Analyse Handlungsempfehlungen ab.

Das Streben, Schadstoffeinträge in die Gewässer zu minimieren, bildet seit Langem einen Schwerpunkt im europäischen Gewässerschutz. Um die Umweltziele der EG-WRRL zu erreichen, ist es erforderlich, den erkannten Defiziten entschieden entgegenzuwirken. Die diesbezüglichen Qualitätsanforderungen werden seit 2008 durch die EG-MSRL – deren Fokus auf der Erreichung des guten Umweltzustandes bis zum Jahr 2020 liegt – ergänzt. Damit wird der Anwendungsbereich für umweltrelevante Schadstoffe auf die gesamten Meeresgewässer einschließlich Sedimente und Meeresgrund ausgedehnt. Wegen der inhaltlichen und rechtlichen Überschneidungen zwischen EG-WRRL und EG-MSRL wird eine enge Verknüpfung zwischen den jeweiligen Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen angestrebt.

3.1 KONZEPT UND UNSICHERHEITEN

Sedimente erfüllen zentrale ökologische Funktionen als Gewässerbett, aquatischer Lebensraum und als zentrales Element in Stoffkreisläufen in Fluss und Aue/Marsch. Sie sind Basis unverzichtbarer Ökosystemleistungen. Ihre Menge und Qualität beeinflussen relevante Gewässernutzungen maßgeblich. Der Umgang mit Sedimenten ist folglich aus vielfacher Perspektive bedeutsam und berührt direkt oder mittelbar über Stoffkreisläufe die Anforderungen von Gewässerschutz und Wasserwirtschaft, Verkehr, Energie, Landwirtschaft, Fischerei oder Freizeitnutzung.

Ein mit Blick auf die Umweltziele, die Ökosystemleistungen oder die relevanten Nutzungen unzureichender **Sedimentstatus** hat zur Folge, dass Sedimente im Rahmen der Gewässerunterhaltung bewirtschaftet werden müssen. Im Zuge einer **Risikoanalyse** ist anhand geeigneter Indika-

toren herauszufinden, in welchem Ausmaß und aufgrund welcher Ursachen der erforderliche Status verfehlt wird. Aus fachlichen Gründen ist es sinnvoll, den Sedimentstatus unter **quantitativem, qualitativem und hydromorphologischem Aspekt** anhand jeweils spezifischer **Indikatoren** zu analysieren und zu bewerten. Da die natürlichen Funktionen des Sediments eine Einheit bilden, ist es jedoch letztlich erforderlich, die Bewirtschaftung auf ein übergreifendes Konzept aufzubauen, das alle drei Aspekte berücksichtigt und im erforderlichen Maße integriert.

Flussgebiete sind offene Systeme mit wechselwirkenden Teilsystemen. Größe und Topographie sowie die menschlichen Aktivitäten bestimmen die Quellen, Ausbreitungswege und Flüsse von Wasser, Sediment, Nähr- und Schadstoffen. Eingriffe in den Sedimenthaushalt und die Sedimentqualität und deren Folgen sind, sowohl im Hinblick auf die multiple Funktion als auch auf die Nutzung des Gewässers, häufig räumlich (Ober- vs. Unterlieger) und zeitlich (z. B. Altlasten) entkoppelt. Hinzu kommt, dass neben der Wasserwirtschaft weitere Nutzungsbereiche mit eigener Regelungskompetenz betroffen sind, mit denen ein Interessensabgleich (Zielkonflikte) stattfinden muss. Die für die Umsetzung der EG-WRRL geschaffenen gesellschaftlichen, politischen und institutionellen Abläufe und Instrumente bilden vor diesem komplexen Hintergrund den geeigneten Rahmen für eine **Priorisierung** der im Sedimentmanagementkonzept abgeleiteten **Handlungsempfehlungen**, insbesondere für deren Umsetzung im Kontext der Flussgebietbewirtschaftung. Das angestrebte Sedimentmanagement im Flussgebiet Elbe ist in dieser inhaltlichen Komplexität und räumlichen Ausdehnung bisher in keiner vergleichbaren Flussgebietseinheit konzipiert oder sogar in Angriff genommen worden. Umso wichtiger ist es, vorliegende Managementenerfahrungen auszuwerten und praktikable Managementoptionen zu kennen. In den *Kapiteln 7.7 und 7.8* wird darauf eingegangen, in **Anlage A5** wird darüber hinaus ein Katalog mit erprobten **Managementoptionen** vorgelegt.

Abbildung 3-1 veranschaulicht die Hauptschritte zur Entwicklung des Sedimentmanagementkonzeptes. Das Konzept wurde unter folgenden Prämissen aufgestellt:

- Es ist integral, d. h. es kombiniert räumliche, funktionale (Quantität, Hydromorphologie, Qualität) sowie umwelt- und nutzungsbezogene Sedimentaspekte in einem einheitlichen Konzept.
- Es ist flussgebietsbezogen, d. h. es berücksichtigt die Ursache-Wirkungszusammenhänge in der Flussgebietseinheit Elbe.

- Es ist risikobasiert, d. h. es stützt seine Schlussfolgerungen auf die Analyse der von einem unzureichenden Sedimentstatus ausgehenden Risiken für den Sedimenthaushalt, die ökologischen Funktionen, Ökosystemleistungen und sedimentabhängigen Nutzungen.
- Es ist umsetzungsorientiert, d. h. es wird zur Unterstützung der Umsetzung von EG-WRRL und EG-MSRL entwickelt, gibt Handlungsempfehlungen zur Verbesserung/Zielerreichung und untermauert deren Machbarkeit anhand der Sammlung erprobter Managementlösungen.

Die **Unsicherheiten** in der Ausarbeitung und Umsetzung des Sedimentmanagementkonzeptes haben drei wesentliche Ursachen.

- (1) Bestehende Kenntnis- und Beurteilungsdefizite. Datengrundlage und Prozessverständnis können zu keinem Zeitpunkt und in keinem Teilbereich erschöpfend sein. Auf entsprechende Defizite wird in den Kapiteln 3 bis 6 und auf notwendige Verbesserungen insbesondere in den Kapiteln 8 und 9 eingegangen.
- (2) Reaktion des Systems Elbe auf Extremsituationen. Auf Hochwasserphasen in weniger als 10 % der Zeit können mehr als 90 % der jährlichen Schwebstofffracht entfallen (Owens 2005). Die spezifischen Auswirkungen extremer Ereignisse wie im August 2002

oder Juni 2013 können aufgrund ihrer Seltenheit nur ansatzweise prognostiziert werden.

- (3) Betroffenheit angrenzender Regelungsbereiche.

Das Sedimentmanagement betrifft nicht nur die Wasserwirtschaft, sondern auch Bereiche wie Boden/Altlasten, Schifffahrt/Landwirtschaft/Industrie sowie Naturschutz. Handlungsziele für das Sedimentmanagement können nur im Abgleich damit entwickelt und erreicht werden.

3.2 QUANTITATIVE INDIKATOREN

Quantitative Indikatoren sind der Durchfluss (Q), die Schwebstoffkonzentration (C_s) und die Schwebstofffracht (S_s). Sie sind in der Binnenelbe ausschlaggebend für die Auswahl der relevanten Nebenflüsse der Kategorie 1 und stellen generell Basiskenngrößen im Zuge der Risikoanalyse unter den Aspekten Qualität (Abschätzung der Schadstofffracht), Hydromorphologie und Schifffahrt dar (Kap. 4 bis 6).

Die quantitativen Indikatoren werden im Binnenbereich an den **Bezugspegeln** (Q) bzw. an den **Bezugsmessstellen** **Quantität** (C_s , S_s) gemessen. Für die Ausarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes wurde die jeweils bestmögliche Abschätzung auf der Grundlage der verfügbaren

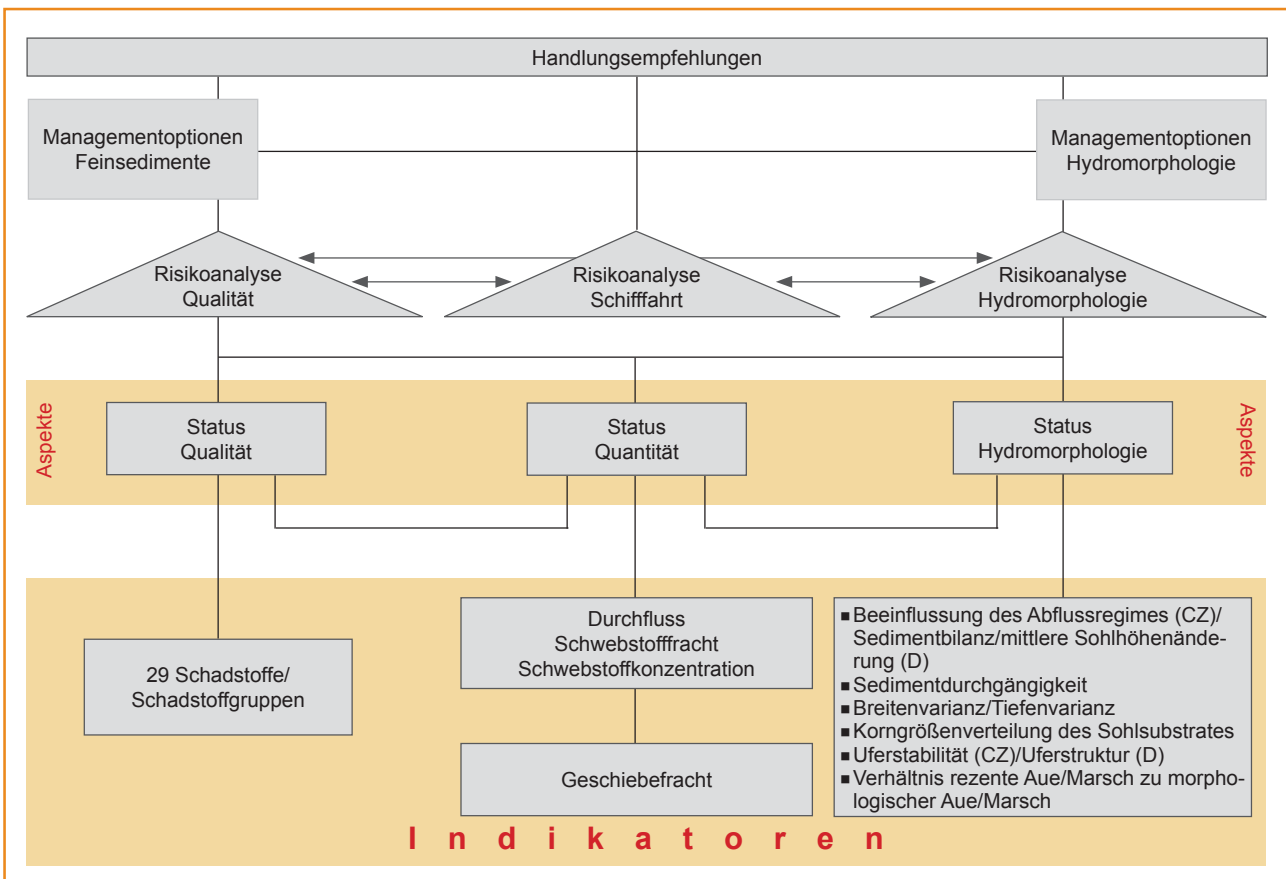


Abb. 3-1: Konzeptübersicht

Daten der IKSE und der nationalen Verwaltungen verwendet. Grundsätzlich wurden unter dem Aspekt Quantität die Jahre **2003 – 2008** (C_s , S_s) bzw. **1961 – 2005** (Q) als **Bezugszeiträume** festgelegt. **Tabelle T-A4-1 (Anl. A4)** enthält die entsprechend abgeleiteten Daten für die Bezugsmessstellen in Tschechien und Deutschland. Zur Frachtbilanzierung ausgewählter Schadstoffe war es erforderlich, den betrachteten Zeitraum bis 2011 zu erweitern. Entsprechend wurden hierfür auch quantitative Kenndaten bereitgestellt, die in die Frachtberechnungen eingeflossen sind (**Tab. T-A4-2 in Anl. 4**).

Auf der tschechischen Seite werden die quantitativen Kennwerte anhand der Pegeldaten sowie der Tageswerte der Messstellen des Schwebstoffhaushalts im Rahmen des hydrologischen Messnetzes des ČHMÚ ermittelt. Auf deutscher Seite basieren die quantitativen Kennwerte der Bundeswasserstraßen Elbe, Saale und Havel auf den Daten des Pegelmessnetzes bzw. auf den Tageswerten des Schwebstoffdauermessnetzes der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV). Diese Messungen werden, soweit verfügbar, durch Daten der Gewässerüberwachung der Länder gestützt. Im Falle der Landesgewässer wird die beim jeweiligen Betreiber der Bezugsmessstelle verfügbare beste Datengrundlage verwendet. Eine vollständige Übersicht über die Bezugspegel, die Bezugsmessstellen Quantität, die verantwortlichen Betreiber und die Daten führenden Stellen findet sich in **Tabelle T-A2-1-1, Anlage A2-1**. Die **Unsicherheiten** in den Aussagen bzgl. C_s und S_s werden von der Genauigkeit der angewendeten Messverfahren und der Repräsentativität der erhobenen Daten bestimmt. Einzelheiten dazu können **Anlage A2-2** entnommen werden.

In der **Tideelbe** haben die quantitativen Indikatoren eine andere Ausprägung als in der Binnenelbe. Die Gründe liegen in der tidebedingten periodischen Änderung der Strömungsrichtung sowie der Vermischung von stromauf transportierten marinen Schwebstoffen/Sedimenten mit den limnischen aus der Binnenelbe. Die Bezugsmessstelle Seemannshöft dient definitionsgemäß der Eintragsermittlung der Elbe in die Nordsee. Sie befindet sich zumindest zeitweilig im Einfluss der ästuarinen Trübungszone, was zu einer erhöhten Erfassung von Schwebstoffen/Sedimenten bei der Probenahme führt. Aufgrund des großen Breitenverhältnisses der Elbe wird eine Querprofilmischprobe ausgewertet. Die Verwendung der so erhobenen Daten führt zu einer Überschätzung der Schadstofffracht überwiegend partikulär gebundener Stoffe.

3.3 QUALITATIVE INDIKATOREN UND DEREN ABGESTUFTE ANWENDUNG

Die ausführliche Darstellung des Herangehens an die

Auswahl der qualitativen Indikatoren und an die Ableitung des Klassifizierungsansatzes erfolgt in **Anlage A2-3**. Qualitative Indikatoren sind die im Kontext des Sedimentmanagements relevanten Schadstoffe. Partikelgebundene Schadstoffe stellen ein potenzielles Umweltrisikodar. Das tatsächliche Ausmaß des Risikos wird durch die Höhe der Belastung (Schadstoffkonzentrationen), die Verfügbarkeit und Persistenz der Schadstoffe sowie durch die Sensitivität aller maßgeblichen Schutzgüter – chemischer und ökologischer Zustand der Gewässer, Integrität der aquatischen Lebensgemeinschaft, Bodenschutz, menschliche Gesundheit (**vgl. Anl. A2-3**) – bestimmt. Bestehende administrative Regelungen über maximal tolerierbare Schadstoffkonzentrationen tragen der Erreichung/Sicherung des jeweiligen Schutzziels Rechnung. Für einen Schadstoff können folglich unterschiedliche Anforderungen bzgl. des akzeptablen Belastungsniveaus bestehen. Zur stichhaltigen Beschreibung des qualitativen Gewässerzustandes bedarf es daher einer umfassenden Berücksichtigung der von partikulär gebundenen Schadstoffen ausgehenden Risiken für Mensch und Umwelt. Partikuläre Stoffströme aus dem Einzugsgebiet münden in die Elbe und erstrecken sich von ihrem Beginn letztlich bis zu deren Mündung in die Nordsee. Eine nationale Differenzierung der relevanten Schadstoffe ist deshalb nicht zielführend, sondern es wurde von vornherein eine die internationale Flussgebietseinheit charakterisierende Auswahl getroffen.

Die **Auswahl** der relevanten Schadstoffe fußt auf dem Ansatz des ersten Bewirtschaftungsplans (IKSE 2009). Angewendet wurde ein **zweistufiges Verfahren**. In Stufe 1 wurden alle potenziell relevanten Stoffe erfasst. Dazu erfolgte für alle maßgebenden **Schutzgüter** eine Prüfung auf Sensitivität hinsichtlich Sedimentkontamination. Bestehende deutsche und tschechische Regelungen (Gesetze, Verordnungen, Handlungsanweisungen) und internationale Übereinkommen (OSPAR) wurden im Hinblick auf solche Stoffe ausgewertet, bei denen die Einhaltung der Qualitätsnormen direkt oder indirekt von der Sedimentqualität abhängt. Diese Stoffe sind persistent, toxisch, bioakkumulierbar und adsorptiv. Quantitatives Kriterium ist ein hoher Verteilungskoeffizient Feststoff/Wasser ($\log K_{ow} > 3,5$). In Stufe 2 wurden aus diesem Kreis die Stoffe ausgewählt, die aufgrund ihres nachweislich erhöhten Vorkommens elberelevant sind. Die Auswahl erfolgte auf Grundlage der Daten an den Bezugsmessstellen der Elbe und der relevanten Nebenflüsse der Kategorie 1 (**vgl. Anl. A2-1**) des Zeitraums 2003 – 2008. In der Regel handelt es sich dabei um Stoffe, für die im ersten Bewirtschaftungsplan bereits Reduktionsanforderungen aufgestellt wurden. Im Ergebnis des zweistufigen Verfahrens wurden **29 Schadstoffe bzw. Schadstoff-**

gruppen als relevant im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes festgestellt. Sie sind in **Tabelle 3-1** aufgeführt.

Die **Klassifizierung der Schwebstoffe und Sedimente** stellt ein **Element der Zustandsbewertung** und damit der Risikoanalyse dar und darf nicht mit dieser gleichgesetzt werden (Kap. 6.1). Zur abgestuften Anwendung der Indikatoren im Zuge der Sedimentklassifizierung werden jeweils ein unterer und ein oberer Schwellenwert gebildet (**Tab. 3-1**). Daraus ergeben sich drei Klassen:

- Unterschreitung des unteren Schwellenwertes (grün)
- zwischen unterem und oberem Schwellenwert (gelb)
- Überschreitung des oberen Schwellenwertes (rot).

Der **untere Schwellenwert** wird durch Reihung der Qualitätsanforderungen an das Sediment über alle als gleichrangig betrachteten Schutzgüter hinweg gebildet und ist in dieser Reihe der niedrigste Wert („formal schärfste Anforderung“). Er stellt eine schadstoffspezifische, formale

Grenze dar, unterhalb derer nach gegenwärtigem Kenntnis- und Regelungsstand alle von einem guten Sedimentzustand abhängenden Bewirtschaftungsziele zeitlich uneingeschränkt und standortunabhängig erreicht werden können. Es handelt sich nicht um die Vorwegnahme eines konkreten Handlungsziels.

Der **obere Schwellenwert** wird grundsätzlich durch die im Rahmen der nationalen Umsetzungen der EG-WRRL (OGewV 2011, Anl. 5 bzw. Regierungsverordnung 23/2011 Sb. – Teil B, Tab. 2) gültigen UQN für Schadstoffe in Sedimenten definiert. Beide nationalen Regelungen werden im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes als gleichrangig angesehen. Sie ergänzen sich und weisen für keinen der Schadstoffe konkurrierende Festlegungen auf. Für eine Reihe von Schadstoffen wird in keiner der beiden Verordnungen eine UQN festgelegt. In diesen Fällen wurden in Auswertung der wissenschaftlichen Literatur (de Deckere et al. 2011; Evers et al. 1996) bzw. unter Heranziehung der strengsten Werte verfügba-

Tab. 3-1: Elberelevante Schadstoffe und Schwellenwerte zur Sedimentklassifizierung

Nr.	Stoff	Maßeinheit	Unterer Schwellenwert USW		Oberer Schwellenwert OSW	Quelle OSW
			1	Quecksilber (Hg)*	mg/kg	
2	Cadmium (Cd)*	mg/kg	0,22	0,22 – 2,3	2,3	23/2011 Sb.
3	Blei (Pb)*	mg/kg	25	25 – 53	53	23/2011 Sb.
4	Zink (Zn)	mg/kg	200	200 – 800	800	OGewV 2011
5	Kupfer (Cu)	mg/kg	14	14 – 160	160	OGewV 2011
6	Nickel ¹ (Ni)	mg/kg	-		3	23/2011 Sb.
7	Arsen (As)*	mg/kg	7,9	7,9 – 40	40	OGewV 2011
8	Chrom (Cr)	mg/kg	26	26 – 640	640	OGewV 2011
9	α-Hexachlorcyclohexan* (α-HCH)	µg/kg	0,5	0,5 – 1,5	1,5	GÜBAK 2009
10	β-Hexachlorcyclohexan ^{1*} (β-HCH)	µg/kg	-		5	RHmV 2009
11	γ-Hexachlorcyclohexan* (γ-HCH)	µg/kg	0,5	0,5 – 1,5	1,5	GÜBAK 2009
12	p,p'-DDT	µg/kg	1	1 – 3	3	GÜBAK 2009
13	p,p'-DDE	µg/kg	0,31	0,31 – 6,8	6,8	de Deckere et al. 2011
14	p,p'-DDD	µg/kg	0,06	0,06 – 3,2	3,2	de Deckere et al. 2011
15	PCB-28	µg/kg	0,04	0,04 – 20	20	OGewV 2011
16	PCB-52	µg/kg	0,1	0,1 – 20	20	OGewV 2011
17	PCB-101	µg/kg	0,54	0,54 – 20	20	OGewV 2011
18	PCB-118	µg/kg	0,43	0,43 – 20	20	OGewV 2011
19	PCB-138	µg/kg	1	1 – 20	20	OGewV 2011
20	PCB-153	µg/kg	1,5	1,5 – 20	20	OGewV 2011
21	PCB-180	µg/kg	0,44	0,44 – 20	20	OGewV 2011
22	Pentachlorbenzen* (PeCB)	µg/kg	1	1 – 400	400	23/2011 Sb.
23	Hexachlorbenzen* (HCB)	µg/kg	0,0004	0,0004 – 17	17	23/2011 Sb.
24	Benzo(a)pyren* (BaP)	mg/kg	0,01	0,01 – 0,6	0,6	de Deckere et al. 2011
25	Anthracen*	mg/kg	0,03	0,03 – 0,31	0,31	23/2011 Sb.
26	Fluoranth ¹	mg/kg	-		0,18	23/2011 Sb.
27	Σ 5 PAK ^{2*}	mg/kg	0,6	0,6 – 2,5	2,5	23/2011 Sb.
28	Tributylzinn-Kation ^{1*} (TBT)	µg/kg	-		0,02	23/2011 Sb.
29	Dioxine/Furane*	ng TEQ/kg	5	5 – 20	20	Evers et al. 1996

¹ OSW ist zugleich formal schärfste Anforderung, keine Klassifizierung möglich

² Summe aus Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylen und Indeo(1,2,3-cd)pyren

* Stoff der Regelungsebene „Menschliche Gesundheit“ (Anl. A2-3; Tab. T-A2-3-1b) und/oder prioritär gefährlicher Stoff (EG 2008b)

rer nationaler Regelungen (RHmV 2009; GÜBAK 2009) obere Schwellenwerte festgelegt.

Unsicherheiten in der Klassifizierung können sich aus den unterschiedlichen Normierungsansätzen ergeben, die in den jeweiligen Regelwerken verfolgt werden (vgl. Anl. A2-3).

3.4 HYDROMORPHOLOGISCHE INDIKATOREN UND DEREN ABGESTUFTE ANWENDUNG

Der Sedimenthaushalt und die Hydromorphologie eines Gewässers stehen in engem Zusammenhang und beeinflussen sich gegenseitig. Je naturnäher der Sedimenthaushalt ist, desto naturnäher kann sich i. d. R. auch der gewässertypspezifische Formenschatz eines Gewässers ausbilden. Schlechter ausgeprägte hydromorphologische Eigenschaften fungieren als „Zeiger“ eines gestörten Sedimenthaushalts. Umgekehrt üben die hydromorphologischen Gewässereigenschaften Einfluss auf die Ausprägung der vorherrschenden Sedimentverhältnisse aus (Quick 2012; Quick et al. 2013; Rosenzweig et al. 2012).

Die gewässertypspezifische Erfassung und Bewertung des Sedimenthaushalts als Teil des hydromorphologischen Zustandes und die darauf fußende Ableitung von Empfehlungen zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustandes im Elbestrom und in den relevanten Nebenflüssen erfolgt über festgelegte Kriterien – **hydromorphologische Indikator-Parameter**. Sie sind in **Tabelle 3-2** benannt und kurz erläutert, ausführlichere Beschreibungen finden sich in **Anlage A2-4**. Sie stehen stellvertretend für die hydromorphologischen und sedimentologischen Ausprägungen der untersuchten Gewässerstrecken und sind Ausdruck der vorherrschenden Morphodynamik und des morphologischen Entwicklungsvermögens dort. Sie bilden die Basis für die physikalischen Habitateigenschaften, die viele einheimische Arten benötigen (Jährling 2012; Hauer et al. 2013; Noack et al. 2012; Quick et al. 2012; Vollmer et al. 2012). Die Indikatoren sind sensitiv gegenüber anthropogenen Eingriffen in das Gewässersystem und entsprechenden Beeinflussungen des Sedimenthaushalts, dessen Auswirkungen sie direkt durch Veränderungen der gewässerstrukturellen Ausprägungen anzeigen.

Die Auswahl der Indikatoren zur Beurteilung des Sedimentstatus unter dem Aspekt Hydromorphologie (**Tab. 3-2**) erfolgte einheitlich unter Berücksichtigung der Vorgaben der EG-WRRL einschließlich der einschlägigen „Guidance Documents“ sowie der entsprechenden nationalen Verordnungen (254/2001 Sb.; 98/2011 Sb.; OGeWV 2011). Die Indikatoren werden auf der Grundlage der jeweiligen nationalen methodischen Ansätze angewendet und klassifiziert. Sie ermöglichen eine kompatible

Darstellung und Bewertung der hydromorphologischen Verhältnisse im gesamten Flussgebiet. Dies konnte für den grenzüberschreitenden Abschnitt zwischen Děčín und Dresden durch Anwendung beider Methoden gezeigt werden.

Von den gewählten sechs Indikatoren entsprechen vier den hydromorphologischen Parametern der Qualitätskomponentengruppen Durchgängigkeit für Sedimente und Morphologie für Flüsse nach EG-WRRL (EG 2000a). Im Kontext des Sedimentmanagements ist durch die Fokussierung auf den Sedimenthaushalt einerseits eine Einschränkung in der Bearbeitung des Oberbegriffes „Hydromorphologie“ gegeben. Andererseits wird mit den beiden Parametern „Sedimentbilanz“ sowie „Verhältnis rezente Aue/Marsch zu morphologischer Aue/Marsch“ eine notwendige Erweiterung vorgenommen. Ein gravierender Unterschied hinsichtlich der Indikator-Parameter auf deutscher und tschechischer Seite besteht in der Erfassung des Merkmals „Sedimentbilanz“. Maßgeblich dafür ist das unterschiedliche Abflussregime beiderseits der Grenze. Während die Binnemelbe auf deutscher Seite frei fließt, ist sie auf tschechischer Seite weithin staureguliert und die Dynamik der fluvialen Prozesse wird wesentlich durch die Abfolge der Stauhaltungen beeinflusst. Auf deutscher Seite kommt deshalb der Indikator „Sedimentbilanz/mittlere Sohlhöhenänderung“ zur Anwendung, auf tschechischer hingegen „Beeinflussung des Abflussregimes“.

Für die Bewertung der einzelnen Indikatoren im tschechischen und im deutschen Teil des Einzugsgebietes der Elbe wird ein fünfstufiges System genutzt. Im Rahmen dieses Systems entspricht – konform zur EG-Wasserrahmenrichtlinie – der Wert 1“ der besten und der Wert „5“ der schlechtesten Bewertungsstufe.

Die Bewertung der hydromorphologischen Verhältnisse im Kontext Sedimentmanagement basiert auf **tschechischer Seite** auf der Bewertungsmethodik HEM (Langhammer 2008). Bewertet werden hier Abschnitte variabler Länge. Sie sind so abgegrenzt, dass in ihnen Homogenität in Bezug auf den horizontalen Verlauf der Gewässertrasse, den Nutzungscharakter des ufernahen Bereichs und den Ausbaugrad gewährleistet ist. Die Bewertung erfolgt in Form einer Aufnahme und Kartierung im Gelände. Lediglich der Parameter „Verhältnis rezente zu morphologischer Aue“ wird ausschließlich anhand bereits vorliegender Kartengrundlagen bestimmt. Für die anderen Parameter werden vorliegende Karten- und Entfernungsgrundlagen ergänzend genutzt, z. B. zur Präzisierung der Bewertung. Die Vergabe der Punktwerte der Indikatoren erfolgt gemäß Methodik des hydromorphologischen Monitorings HEM, die für die Anwendung im

Tab. 3-2: Hydromorphologische Indikatoren für den Sedimentstatus

Indikator-Parameter	Definition	Abb.
Beeinflussung des Abflussregimes (CZ)	Der Indikator Beeinflussung des Abflussregimes ist ein komplexer Parameter, der das Gesamtmaß der anthropogenen Beeinflussung der natürlichen Strömungsdynamik im Gewässerbett widerspiegelt. Die künstliche Beeinflussung der natürlichen Dynamik des Abflussregimes wirkt sich ferner auf den Charakter der fluvialen Prozesse im Gewässerbett und in der Aue aus und hat so einen direkten Einfluss auf die Werte der anderen Indikator-Parameter.	5-3 K-A4-3
Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz (D)	Die Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz in einem definierten Zeitraum ist ein Maß für Sedimentations- bzw. Erosionsprozesse. Sie kennzeichnet anhand der Entwicklung des Sedimenthaushalts über die Zeit ein Gewässersystem als defizitär, überschüssig oder ausgeglichen und ist prägend für die Kopplung bzw. Entkopplung von Fluss und Aue.	5-3 K-A4-3
Sedimentdurchgängigkeit (CZ/D)	Die Sedimentdurchgängigkeit wird wesentlich von vorhandenen Querbauwerken bestimmt. Aus deren Barrierewirkung für den Sedimenttransport resultieren stromaufwärts Rückstau mit Sedimentakkumulation und stromabwärts Erosion der Gewässersohle. In der weiteren Folge treten modifizierte Sohlsubstratzusammensetzungen und veränderte Strukturverhältnisse sowohl ober- wie auch unterhalb eines Querbauwerkes auf.	5-2 K-A4-2
Breitenvarianz/Tiefenvarianz (CZ/D)	Die Breitenvarianz drückt das Verhältnis der größten zur kleinsten Gerinnebettbreite bei einem definierten Abfluss (z. B. bordvoll) aus. Sie zeigt Ausmaß und Häufigkeit des räumlichen Wechsels der Gewässerbettbreite und damit indirekt die Vielfältigkeit des Habitatangebotes an. Niedrige Werte der Breitenvarianz eines Gewässerbettes im Rahmen eines Abschnittes korrespondieren mit einem starken anthropogenen Ausbraugrad des Ufers, der die natürlichen fluvialen Dynamiken des Gewässerufers einschränkt. Variierende Gewässerbreiten begünstigen wegen der variierenden Fließgeschwindigkeiten die Substratdiversität. Die Tiefenvarianz eines Gewässers beschreibt Häufigkeit und Ausmaß des räumlichen Wechsels der Wassertiefen bei mittleren Abflüssen im Längsverlauf eines Flusses. Der Parameter widerspiegelt die natürliche Varianz der Sohlstruktur, die nach grundlegenden Konzepten der Flussdynamik an natürlichen Gewässern die Sequenz pool – run – riffle bildet. Er ist damit ein Maß für die hydraulisch wie auch sedimentologisch wirksame Differenziertheit eines Wasserkörpers sowie für die Breite des Biotopspektrums und die Anzahl an Mesohabitaten.	K-A4-4 K-A4-5
Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates (CZ/D)	Die Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates ist eine grundlegende Kenngröße des anstehenden Sedimentes mit wesentlichem Einfluss auf die Habitateignung für Flora und Fauna. Charakteristisch ist der mittlere Korngrößendurchmesser D_m . Bei defizitären Flusssystemen wie der Elbe mit vorherrschender Erosion findet tendenziell eine Vergrößerung statt, D_m nimmt über die Zeit zu. Aus der Sicht der Dynamik der fluvialen Prozesse widerspiegelt eine höhere Vielfalt der Substrattypen eine gegliederte Strömungsdynamik und eine mit ihr verbundene natürliche Dynamik der fluvial-morphologischen Prozesse.	K-A4-6
Uferstabilität (CZ)	Das Risiko eines intensiven Ausbaugrades des Ufers liegt vor allem in der gegenüber natürlicheren Verhältnissen eingeschränkten Ufererosion sowie in der Begrenzung des Vorkommens von Strukturen, die die natürliche Akkumulation im Gewässerbett unterstützen. Der intensive Ausbaugrad des Ufers ist so aus der Sicht der Risikoanalyse ein wichtiger Parameter, der das Regime und die Bilanz der Sedimente beeinflusst.	K-A4-7
Uferstruktur (D)	Die Uferstruktur repräsentiert den prozentualen Anteil eines Naturufers entlang eines Gewässers. Naturbelassene oder naturnahe Ufer können u. a. als Quelle und/oder Senke für den Sedimenthaushalt fungieren.	K-A4-7
Verhältnis rezente Aue/Marsch zu morphologischer Aue/Marsch (CZ/D)	Das Verhältnis der rezenten Aue/Marsch zur morphologischen Aue/Marsch beschreibt das Verhältnis der aktuell überschwemmbareren zur ursprünglich (holozänes Hochflutbett) überflutbaren Fläche. Der Indikator-Parameter hat eine starke Bedeutung unter dem Aspekt Kontinuität der Wasserströmung und der Sedimentbewegung im Bereich der Aue und ihres Anschlusses an die fluvialen Prozesse des Gewässers. Der negative Einfluss intensiver Eingriffe in den Bereich der Aue besteht vor allem in einer oft deutlichen Einschränkung ihrer Kapazität zur Reduzierung hoher Wasserstände und der Wechselwirkungen mit den fluvialen Prozessen im Gewässerbett.	K-A4-8

Kontext dieses Sedimentmanagementkonzeptes und auch zur Sicherung der bereits angesprochenen Kompatibilität mit dem deutschen Ansatz modifiziert wurde. Eine detaillierte Beschreibung erfolgt in **Anlage A2-4**.

Die **deutsche Binnenelbe** ist als natürliches Gewässer ausgewiesen. Hier erfolgt die abgestufte Anwendung der hydromorphologischen Indikatoren unter Nutzung eines 5-stufigen parameterspezifischen Klassifizierungssystems, angelehnt an die Bewertungsstufen nach EG-WRRL (EG 2000a) und OGewV (2011). Die fünfstufige Klassifizierung reicht von 1 „sehr gut“ über 2 „gut“,

3 „mäßig“, 4 „unbefriedigend“ bis 5 „schlecht“. Klasse 1 entspricht den typspezifischen Referenzbedingungen (EG 2000a, Anh. II 1.3). Im Kontext der hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagements wird der Referenz-Zustand u. a. mit Hilfe historischer Daten rekonstruiert (Quick et al. 2012; Rosenzweig et al. 2012). Die Referenzen differieren je nach Indikator. Sie sind (1) für die Binnenelbe in Rosenzweig et al. (2012) und (2) für die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel in BCE (2012) dokumentiert. Die Ableitung der weiteren Bewertungsstufen orientiert sich an dieser Referenz als Bezugsgröße und klassifiziert anthropogen bedingte Ab-

weichungen von ihr anhand struktureller Merkmale. Die Merkmalsausprägungen sind jeweils innerhalb gewisser Spannweiten variabel und mit adäquaten quantitativen Werten je nach betrachtetem Indikator unterlegt. Eine detaillierte Beschreibung erfolgt in **Anlage A2-4**.

In der **Tideelbe** erfolgt die abgestufte Anwendung der hydromorphologischen Indikatoren leitbildorientiert in vier Klassen durch Experteneinschätzung. Im Unterschied zur Binnenelbe ist die Klasse 1 im stark veränderten Wasserkörper Tideelbe nicht vorhanden. Die Klassifizierung reicht demzufolge von 2 „gut und besser (bedingt naturnah)“, über 3 „mäßig (überprägt)“ und 4 „unbefriedigend (stark überprägt)“ bis 5 „schlecht (naturfremd)“. Inhaltliche Grundlage bildet der „Integrierte Bewirtschaftungsplan für das Elbeästuar“ der Arbeitsgruppe Elbeästuar (IBP 2012). Gegenüber der Bewertung im Binnenbereich werden systematische Abweichungen erwartet, da die Daten für größere Abschnitte (20 – 30 km), die Funktionsräume, aggregiert werden (**vgl. Anl. A2-5**). Ein Grund hierfür liegt darin, dass wegen der Flussbreite im Ästuar bei kürzeren Abschnitten das Breiten- Längenverhältnis umgekehrt werden würde. In der hydromorphologischen Bewertung der

Funktionsräume werden jeweils vier Zonen unterschieden und bewertet, bei abweichender Einschätzung zwischen den Zonen gibt die ungünstigste den Ausschlag. Eine Aggregation der Teilergebnisse für die einzelnen Indikatoren erfolgt nicht. Als (1) Fahrrinne wird die "pelagische Zone" des Flusses angesehen. Grundlage bilden die topografischen Verhältnisse des 13,5 m NN Gewässerausbaus. Als (2) Flachwasserzone wird die "subhydrische Zone" angesehen, d. h. der Tiefenbereich zwischen mittlerem Tideniedrigwasser und mittlerem Tideniedrigwasser minus zwei Meter (MTnw bis MTnw – 2,0 m). Als (3) Wattbereich wird die "semi-aquatische Zone" angesehen, d. h. der Bereich zwischen mittlerem Tidehochwasser und mittlerem Tideniedrigwasser (MThw – MTnw). Als (4) Vorland wird die "semiterrestrische Zone" angesehen, d. h. der Höhenbereich zwischen mittlerem Tidehochwasser und der Geestkante bzw. dem Sturmflut-Hochwasserschutzdeich – mithin die rezente Marsch. Als (5) morphologische (reliktische) Marsch wird der Bereich bezeichnet, der sich innerhalb des Elbe-Urstromtales befindet und aus holozänen Flussablagerungen (Klei) gebildet wurde. **Anlage A2-5** gibt eine detaillierte Beschreibung.

4. QUANTITATIVE VERHÄLTNISSE UND RISIKOANALYSE FÜR DIE SCHIFFFAHRT

Die quantitativen Verhältnisse haben im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes Bedeutung sowohl für die Aspekte Hydromorphologie und Qualität (*Kap. 5 und 6*) als auch für die Schifffahrt. In diesem Kapitel werden die quantitativen Verhältnisse bzgl. des Schwebstoffhaushalts wiedergegeben, welche die Grundlage für die Bilanzierung der für das Elbegebiet relevanten sedimentgebundenen Schadstoffe bilden. Weiterhin werden methodische Eckpunkte der Sedimentbilanzierung generell und solche Punkte behandelt, die hervorgehobene Bedeutung für den Aspekt Schifffahrt bzw. Wassertiefenverhältnisse und damit zusammenhängende Verhältnisse der Gewässersole und unteren Fahrrinnenbegrenzung haben.

4.1 METHODIK, DATENGRUNDLAGEN UND UNSICHERHEITEN

Im Einzugsgebiet des **tschechischen Elbeabschnittes** stehen für die Bilanzierung der Sedimente und Feststoffe nur Daten aus dem Schwebstoffmonitoring zur Verfügung. Aus diesem Grunde werden ausschließlich Bilanzen für suspendierte Stoffe – **Schwebstoffe** – aufgestellt, und zwar auf der Grundlage der Daten aus der systematischen Beobachtung des Schwebstoffhaushalts in der Zuständigkeit des Tschechischen Hydrometeorologischen Institutes (ČHMÚ 2013). In den meisten Fällen stimmen

die Messstellen dieses Messnetzes mit den Pegelstandorten zur Erfassung der Abflüsse und auch mit den Messstellen zur Überwachung der Qualität der Schwebstoffe und der Sedimente überein. Der Schwebstofftransport, welcher die Grundlage für die weitere Bilanzierung der partikulären Stofffrachten bildet, wird täglich aus den Daten der mittleren Schwebstofftageskonzentrationen und der mittleren Tagesabflüsse berechnet.

Die Augenblickswerte der Schwebstoffkonzentrationen und der Abflüsse an der staugeregelten Elbe weisen eine relativ hohe Variabilität auf, deren Ausmaß durch den Betrieb von Wehren, Schleusen und Wasserkraftwerken sowie die Schifffahrt beeinflusst wird. Nur in Zeiten außergewöhnlicher Abflusssituationen, wenn die Staufunktion der Wehre entfällt, folgt der Schwebstofftransport einem natürlichen Gang. Zugleich resuspendieren die in den Stauhaltungen der Wehre sedimentierten Schwebstoffe, wenn die Tafelwehre bei hohen Wasserständen geöffnet sind. Die Unsicherheiten der berechneten Schwebstofffrachten sind sowohl durch die Unsicherheiten der Labormessungen der Schwebstoffkonzentrationen als auch der ausgewerteten Abflüsse sowie hauptsächlich durch die Variabilität der Parameter in der Zeit (Repräsentativität der Schwebstofftageskonzentration aus einer Probe-

nahme) gegeben. Bei schnellen Veränderungen des Schwebstofftransportes im Laufe eines Tages können die ermittelten Frachten unter- oder überbewertet sein.

Grundlage für die **Sedimentbilanz** der **deutschen Binnenelbe** bilden die Geschiebe- und Schwebstoffmessungen der WSV. Mit Hilfe von Transport-Abfluss-Beziehungen werden Jahresfrachten berechnet (BfG 2013a). Neben den Transport- und Frachtermittlungen werden vergleichend auch die Volumenänderungen auf Basis von Sohlpeilungen, Baggerungen, Umlagerungen/Verbringungen und Zugaben sowie Quellen und Senken (Einträge aus Nebenflüssen, Sedimentation, Abrieb) zu einer Bilanzierung des Sedimenthaushalts und für Aussagen über die Entwicklung der Wasserspiegel-lagen im niedrigen bis mittleren Abflussbereich herangezogen. Die in diesem Konzept verwendeten Auswertungen und Schlussfolgerungen fußen auf einer breiten Datengrundlage. Es wird angestrebt, die Ergebnisse und die Zusammenschau möglichst auf mehrere voneinander unabhängige Datensätze zu stützen bzw. gegeneinander abzusichern. Die zu Grunde liegenden Einzelmessungen bzw. Auswertungen enthalten jedoch noch immer zahlreiche Unsicherheiten, welche ausführlich in BfG (2013a) diskutiert werden. Die Korrelation des Geschiebetransportes mit dem Abfluss ist theoretisch nicht zwingend eindeutig. Besser begründet wäre eine Korrelation mit der Schubspannung, welche jedoch nicht direkt gemessen werden kann. Unter den möglichen Korrelationen wurde die Potenzfunktion ausgewählt, da sich damit im Vergleich zu anderen Funktionen die höchsten Korrelationskoeffizienten ergeben. Die Regressionsanalyse reagiert jedoch besonders stark auf einzelne Werte im hohen Abflussbereich, in dem die Datendichte naturgemäß am geringsten ist.

Suspensionsfrachten sind ebenso wie **Geschiebefrachten** nicht direkt mit dem Abfluss korreliert. Dennoch ist es Stand der Wissenschaft, solche Korrelationen aufzustellen, z. B. als Potenzfunktionen. Eine Überprüfung der Berechnung von Frachten aus den abgeleiteten Transport-Abfluss-Beziehungen mit den gemessenen Frachten ergab jedoch, dass für hohe Abflüsse eine Unterschätzung der Suspensionsfracht vorherrscht. Die Größe der Unterschätzung kann derzeit nicht quantifiziert werden, da die Anzahl der Messungen bei hohen Abflüssen dafür zu gering ist. Der mögliche Fehlereinfluss auf die Sedimentbilanzierung aufgrund der Unsicherheiten in den Transport-Abfluss-Beziehungen für den Suspensions-transport wird als nicht unerheblich eingeschätzt. Ebenso wie für den Geschiebetransport sind **Transport-Abfluss-Beziehungen** der Suspensionsfracht nur für einen begrenzten Zeitraum gültig, in welchem die wesentlichen

Randbedingungen vergleichbar sind. Insbesondere die Verfügbarkeit von Sand hat einen hohen Einfluss auf den Betrag der Suspensionsfracht. Wird die verfügbare Sandmenge erhöht (beispielsweise durch Erosion sandhaltiger Schichten), kann die Suspensionsfracht unabhängig vom Abfluss ansteigen. Die Sediment-Bilanzierungsmethode, welche sich auf die Auswertung der Sohlhöhenentwicklung stützt, benötigt eine Reihe zusätzlicher Annahmen, wodurch sich die Anzahl möglicher Fehlereinflüsse erhöht. Im Resultat der Unsicherheitsanalyse kann dieser Methode dennoch die höhere Zuverlässigkeit zugesprochen werden, da in der Methodik der Feststofftransportmessungen eine größere Anzahl möglicher nicht unerheblicher Fehlerquellen identifiziert werden kann. Die tatsächlichen Frachten liegen wahrscheinlich zwischen den Bilanzierungen beider Methoden, da die Sohlhöhenentwicklung die Frachten tendenziell eher überschätzt, wohingegen die Feststofftransportbilanzierung insbesondere die Sandfracht tendenziell unterschätzt.

In der **Tideelbe** betreiben die Hamburg Port Authority (HPA) und die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) für unterschiedliche hydrologische und sedimentologische Fragestellungen Monitoringprogramme, die auch der Erfassung der quantitativen Verhältnisse dienen. Entlang der Tideelbe besteht u. a. ein weitgehend fertiggestelltes Messnetz von 18 Dauermessstationen. Die Messziele sind zwischen HPA und WSV abgestimmt. Neben dem Sedimenttransport und Sedimenthaushalt sind auch andere Fragestellungen (z. B. Beweissicherung zu Ausbauvorhaben, Verwendung der Messdaten für nautische Zwecke, Auswertungen zur Lage der Brackwasserzone) von Bedeutung. Die Daten der Messstationen sollen dazu dienen, die Entwicklung des Schwebstoffgehaltes (Entwicklung der Trübungszone, Auswirkungen von Ausbauvorhaben und Baggergutumlagerungsstrategien, Klimaänderung) und seiner (jahreszeitlichen) Variationen langfristig zu erfassen. Die Messungen sollen zu einem verbesserten Prozess- und Systemverständnis, insbesondere zu Sedimenttransportprozessen, beitragen und damit eine Optimierung des Sedimentmanagements in der Tideelbe ermöglichen.

4.2 QUANTITATIVE VERHÄLTNISSE IN DER BINNENELBE

Die quantitativen Verhältnisse des Schwebstoffhaushalts der Elbe werden mit den in *Kapitel 4.1* und *Anlage A2-2* beschriebenen Verfahren und Methoden ermittelt. Die Ergebnisse im Betrachtungszeitraum 2003 – 2008 stellen eine konsistente Datengrundlage für flussgebietsweite Abschätzungen dar. **Abbildung 4-1** veranschaulicht die Entwicklung der Schwebstoffjahresfracht im Elbeverlauf.

Die Schwebstoffjahresfrachten an den Bezugsmessstellen im **tschechischen Elbeabschnitt** dokumentieren im Bezugszeitraum die Variabilität der transportierten Schwebstoffmenge sowohl in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen (Zeit) als auch im Längsverlauf. Typischerweise tritt in den einzelnen Jahren des Betrachtungszeitraums ein Defizit der transportierten Materialmenge in einer Größenordnung von Tausenden bis Zehntausenden Tonnen an den Stationen am oberen staugeregelten Abschnitt der tschechischen mittleren Elbe (Němčice – Valy) auf, ggf. auch (in abflussschwachen Jahren) im Abschnitt Lysá n. L. – Obříství. Eine negative Differenz in den Frachten wurde ebenfalls im Elbeabschnitt unterhalb der Moldaumündung und von Děčín registriert. Es sedimentierten dort z. B. im Zeitraum von März bis Mai 2006 schätzungsweise 150.000 t suspendierter Stoffe. An der Messstelle Obříství werden im Mittel 100.000 t/a Schwebstoff aus der tschechischen mittleren Elbe transportiert. Eine ähnliche Schwebstoffmenge, etwa 90.000 t/a, trägt auch die Moldau (langfristig niedrige Schwebstoffkonzentrationen bei insgesamt höheren Abflüssen im Vergleich zu Obříství) in die Elbe ein. Relativ niedrig sind die Schwebstoffeinträge aus der Eger (16.000 t/a) und der Bílina (6.000 t/a). Anhand der Mittelwerte für den Zeitraum 2003 – 2008 lässt sich insgesamt im Längsschnitt des tschechischen Elbeabschnittes ein allmählicher Anstieg der Schwebstofffrachten ablesen. In Dolní Žleb erreicht die Schwebstoffjahresfracht auf Grundlage der Messergebnisse auf tschechischer Seite im Mittel mehr als 200.000 t. Auf Grundlage der Messergebnisse in Pirna auf deutscher Seite liegt der Eintrag aus der tschechischen in die **deutsche Elbestrecke** im Mittel bei 250.000 t/a. Unter Berücksichtigung der räumlichen Entfernung zwischen der deutschen und der tschechischen grenznahen Bezugsmessstelle und der inhärenten Messunsicherheiten ist dies eine sehr gute Übereinstimmung. Im Verlauf nimmt die Schwebstofffracht um durchschnittlich knapp 400.000 t/a zu, so dass mit rund 650.000 t pro Jahr als binnenseitiger Eintrag in die Tideelbe zu rechnen ist. Die Schwebstoffeinträge der Saale mit 130.000 t/a sowie der Mulde und Havel mit je etwa 30.000 t/a tragen in erheblichem Umfang zum Anstieg bei. Auf Teilstrecken finden sich Frachtrückgänge im Bereich von 10 %. Das liegt im Schwankungsbereich und lässt keine gesicherten Rückschlüsse auf Sedimentationen zu. In der Gesamtstrecke der deutschen Binneneelbe (~ 600 km) ist ein weitgehend stetiger Anstieg der Schwebstofffracht mit hoher Proportionalität zur Durchflusszunahme zu verzeichnen. Für die Schwebstoffkonzentration liegt in **Anlage 4** eine weitere Übersichtsdarstellung vor (**K-A4-1**).

Der frei fließende Binnenabschnitt der Elbe zwischen Ústí nad Labem, tschechischer Staatsgrenze und wei-

ter bis ca. Elbe-km 75 auf deutscher Seite weist eine stabile felsige Sohle auf. Untersuchungen zur **Sohlentwicklung der Binneneelbe** im folgenden deutschen Elbeabschnitt zeigen ab dem ausgehenden 19. Jahrhundert eine über das anfänglich gewünschte Maß hinausgehende Eintiefung der Sohle. Seit 1880/1900 hat sich die mittlere Sohlhöhe in regional unterschiedlicher Ausprägung um bis zu 2 m (bei Torgau, Elbe-km 155) eingetieft. Hieraus abgeleitete maximale jährliche Erosionsraten von 1,7 cm/Jahr wurden in lokalen Abschnitten deutlich überschritten, zwischenzeitlich jedoch auch durch stagnierende oder gegenläufige Entwicklungen abgelöst. Aus Peilungen der Gewässersohle und Geschiebetransportmessungen lassen sich für den deutschen Elbeabschnitt Erosionsraten unterschiedlicher Intensität ableiten. Im Mittel liegen sie im Bereich von 1,0 bis 1,25 cm/Jahr. Diese Eintiefungstendenz hält aus großskaliger, d. h. großräumiger und langfristiger Sicht an. Dies schließt nicht aus, dass auch längere Abschnitte eine nahezu stabile Sohlage aufweisen (Elbe-km 0 bis 75 und Elbe-km 370 bis 500). Der Schwerpunkt des Erosionsregimes hat sich in den zurückliegenden Jahrzehnten in die Bereiche unterstrom der Schwarzen Elster verschoben. Das **Sedimentdefizit** für die gesamte deutsche Binneneelbe liegt in der Größenordnung von 0,45 Mio. t/a. In Abschnitten der Erosionsstrecke zwischen Elbe-km 140 und 290 treten mittlere Erosionsgeschwindigkeiten von bis zu 2 cm/Jahr auf. Das Extremhochwasser 2002 (auch 2006) trug abschnittsweise als Einzelereignis erheblich zur Erosion und wesentlichen Umgestaltung der Sohle bei. Der Anteil des Wasserspiegelabsinks, der der Tiefenerosion zuzurechnen ist, führt in langen Erosionsstrecken kaum zu Änderungen der durchschnittlich vorhandenen Wassertiefe, da der Wasserspiegel in der Regel mit der Sohle absinkt.

4.3 QUANTITATIVE VERHÄLTNISS IN DER TIDEELBE

Feststoffeinträge in die Tideelbe erfolgen sowohl von oberstrom über das Wehr Geesthacht als auch flutbedingt aus der Nordsee. Die marinen Einträge können bisher nicht quantifiziert werden. Ein Indikator sind jedoch die Baggermengen (vgl. unten).

In der Nordsee erfolgen küstenparallel von Westen nach Norden in der Wassersäule erhebliche Feststofftransporte, die im Austausch mit den Watten und den Ästuaren stehen (Kappenberg und Fanger 2007). Das Elbeästuar und insbesondere der Mündungsbereich unterliegen ständigen natürlichen hydromorphologischen Veränderungen, bei denen erhebliche Sedimentmengen mobilisiert werden können. Im Bereich des Mündungstrichters beginnen nordöstlich der Fahrinne die weitläufigen,

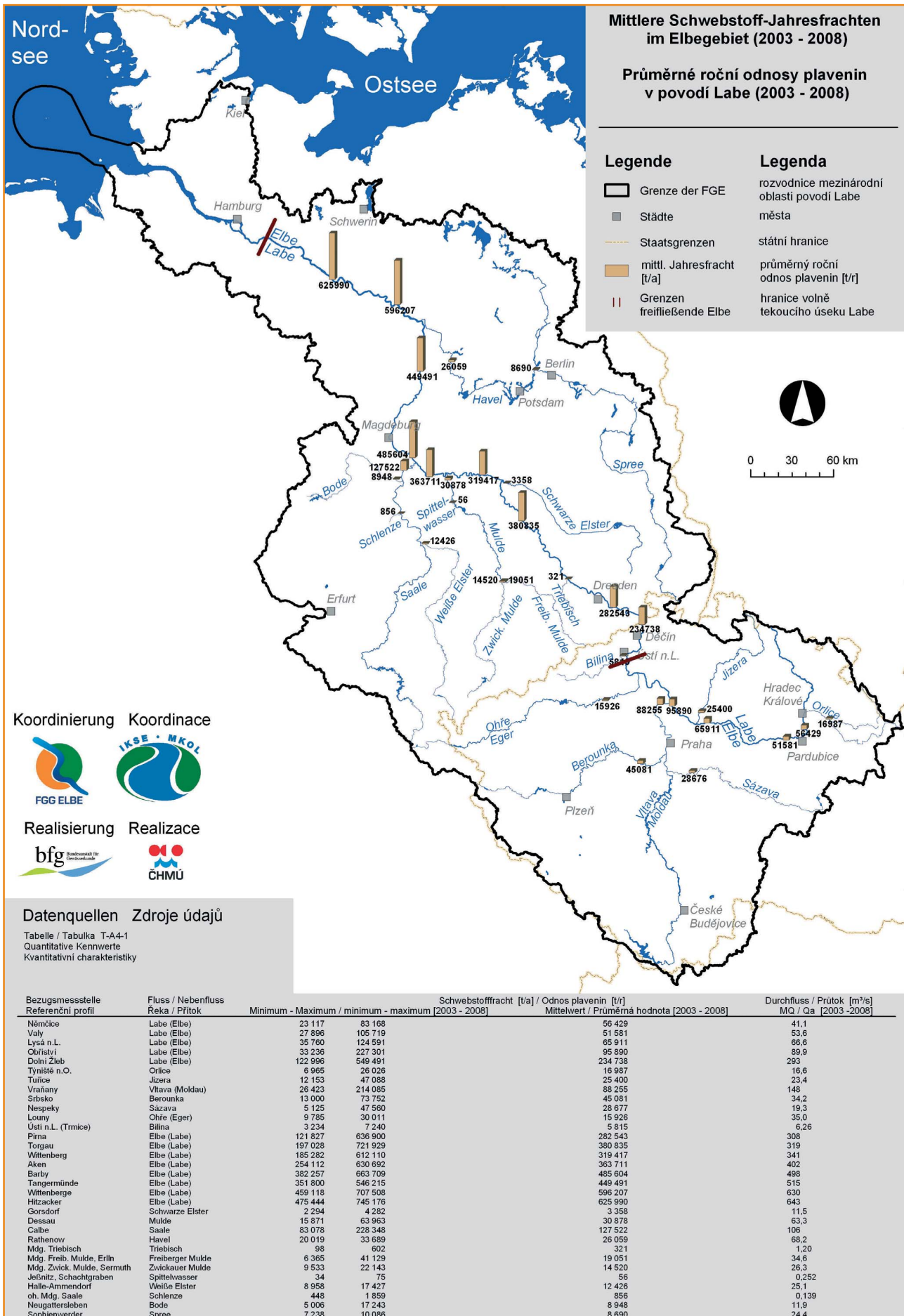


Abb. 4-1: Mittlere Schwebstoff-Jahresfrachten im Elbegebiet (2003 – 2008)

morphodynamisch sehr aktiven Wattflächen, auf denen feinere Sedimente vorübergehend oder auch dauerhaft in strömungs- und seegangsgeschützten Bereichen zur Ablagerung kommen können. Bei Sturmereignissen sind eine Resuspension von Feinmaterialablagerungen und der Eintrag dieses Materials in die Tideelbe möglich. Der Feinsandanteil, der in den Bereich der Watten verdriftet, unterliegt dort der großräumigen Morphodynamik.

Die Tideelbe ist durch Maßnahmen des Hochwasser- und Sturmflutschutzes wie auch des Verkehrswasserbaus schon seit Jahrhunderten anthropogen überformt. Folge für den Sedimenthaushalt ist u. a., dass rezente Marschen für das Absetzen der Feinsedimente aufgrund der Eindeichungen praktisch nicht mehr zur Verfügung stehen.

Die Einträge aus der Nordsee und aus dem Binnenland vermischen sich im Ästuar und bilden u. a. die sogenannte Trübungszone zwischen Elbe-km 650 bis 700 mit Schwebstoffkonzentrationen von bis zu 300 mg/l und mehr aus. In der Trübungszone sammeln sich über längere Zeiten enorme Schwebstoffmengen an. Das Inventar im Bereich des Trübungsmaximums beträgt ca. 80.000 – 100.000 t und entspricht damit ca. 15 % des jährlichen Eintrags aus dem Einzugsgebiet (Kappenberg und Fanger 2007). Der Feststofftransport wie auch die räumliche Verteilung der Feinmaterialmengen in der Tideelbe werden durch die Gezeiten bestimmt und in erheblichem Maß durch den Oberwasserabfluss beeinflusst. Die unterschiedlichen Korngrößenfraktionen (Ton, Schluff, Sand und Kies) weisen unterschiedliche Materialeigenschaften und Sinkgeschwindigkeiten auf und unterliegen verschiedenen Transportprozessen. Daher muss das Feststofftransportgeschehen differenziert betrachtet werden.

Der Mündungsbereich ist überwiegend geprägt durch gröberes Material, das durch regelmäßige Baggerungen aus der Fahrrinne entfernt wird. Während Sande überwiegend als Geschiebe an der Gewässersohle bewegt werden, erfolgen Feinmaterialtransporte überwiegend in Suspension in der Wassersäule. Der Feinsedimenttransport erfolgt residuell überwiegend stromauf. Ein anhaltend niedriges Oberwasser verstärkt die stromauf gerichteten tideinduzierten Transporte („Tidal Pumping“), die auch Feinmaterial aus der Brackwasserzone bis hinauf in den Hamburger Hafen befördern. Dies führt zu einer Verlagerung der Trübungszone stromauf und zu erhöhten Sedimentationsraten in den Baggerbereichen. Durch hohe Abflüsse dagegen wird die Trübungszone ggf. weit in Richtung Nordsee verschoben, mit der Folge erheblicher Feststoffausträge aus dem Ästuar in die Nordsee.

Feinsedimente lagern sich bevorzugt an den Bagger-schwerpunkten im Bereich Hamburg (Köhlbrand, Süderelbe, strömungsberuhigte Bereiche der Hafenbecken), stromab im Bereich Wedel/Juelssand, im Zufahrtsbereich zum Nord-Ostsee-Kanal (NOK) und im Baggerbereich Osteriff ab. Weiterhin kann seitlich der Fahrrinne, abschnittsweise in Seiten- und Flachwasserbereichen entlang des Flusslaufs sowie in einigen Nebenelben des Elbeästuars eine fortschreitende und andauernde Verlandungstendenz beobachtet werden. Diese Entwicklung findet sich nicht in allen Bereichen, so dass sich das morphodynamische Gesamtbild bereichsweise sehr unterschiedlich darstellt.

Der Stromauftransport mariner Feinsedimente hat in der Vergangenheit erheblich zugenommen. Als einen groben Richtwert berechnen Ackermann und Schubert (2007), dass im Baggerschwerpunkt vor Wedel der marine, aus der Deutschen Bucht stammende Anteil des Schwebstoffs oberwasserabhängig zwischen 50 % und 80 % beträgt. Stromauf des Hamburger Hafens an der Messstation Bunthaus (Elbe-km 610) beträgt der marine Anteil noch zwischen 10 % und 40 % (BfG 2008). Die komplexen quantitativen Verhältnisse der Tideelbe schlagen sich in hohen und wechselnden Baggermengen nieder. In den letzten Jahren wird im Bereich Hamburgs, bezogen auf Feinsediment, etwa das 2,5fache des mittleren binnenseitigen Frachteintrags in die Tideelbe von ca. 650.000 Tonnen TS gebaggert.

4.4 RISIKOANALYSE SCHIFFFAHRT

Die **Risikoanalyse aus schiffahrtlicher Sicht** besteht im Abgleich der im Fluss tatsächlich vorhandenen Verhältnisse mit den für die Schifffahrt erforderlichen, als Unterhaltungsziel festgelegten Wassertiefen und -breiten.

Der **tschechische Elbeabschnitt** ist von Přelouč (km 949,1) bis zur tschechisch-deutschen Staatsgrenze (km 726,6) eine bedeutsame, für die Schifffahrt genutzte Wasserstraße. Von Přelouč (km 949,1) bis zur Moldaumündung (km 837,165) gehört die Elbe zur Wasserstraßenkategorie IV und von dieser Mündung bis zur tschechisch-deutschen Staatsgrenze zur Kategorie V. Ein charakteristisches Merkmal der Wasserstraße im Abschnitt von Přelouč bis Ústí nad Labem ist die Staustufenkaskade (**Abb. 4-2**). Durch die Staustufen werden weitgehend stabile Wasserstände bzw. Fahrrinntiefen garantiert. Im Abschnitt der tschechischen unteren Elbe (Ústí nad Labem – Mělník) werden Mindesttauchtiefen von 2 bis 2,2 m (je nach hydrologischer Situation) und im Abschnitt der tschechischen mittleren Elbe (Mělník – Přelouč) von 2,1 m garantiert. Unterhaltungsziel ist die Aufrechterhaltung der garantierten Fahrrinne.

nenparameter insbesondere in Abschnitten mit erhöhtem Sedimentationsrisiko, also Bereichen verringerter Fließgeschwindigkeit, wie Stauhaltungen von Wehren oder Schleusenvorhöfen.

Im **Abschnitt von Ústí nad Labem bis zur tschechischen Staatsgrenze** handelt es sich um einen mit Buhnen ausgebauten Fluss, dessen Charakter dem deutschen Abschnitt Schöna – Dresden ähnelt. Unterhaltungsziel ist die Aufrechterhaltung der Fahrrinnenparameter, die als Differenz von Tauchtiefe und gesichertem Wasserstand am Pegel Ústí nad Labem gegeben sind. Ein die Schifffahrt in diesem Abschnitt beschränkender Faktor sind die starken Schwankungen des Wasserspiegels und der damit zusammenhängenden Fahrrinntiefen im Jahresverlauf. In Abhängigkeit von den aktuellen hydrologischen Bedingungen werden Fahrrinntiefen von weniger als einem bis 2,8 m erreicht. Problematisch ist insbesondere die Situation bei niedrigen Wasserständen, die zur Einstellung der Schifffahrt führen. Um die Ab-

flüsse zumindest wochenweise auszugleichen und den Wasserstand ggf. zu erhöhen, wird in begrenztem Maße der bewirtschaftete Stauraum der Stauhaltung Střekov genutzt (ca. 3 Mio. m³).

Die **deutsche Binnenelbe** ist eine Bundeswasserstraße, die dem allgemeinen Verkehr gewidmet ist. Zu diesem Zweck muss die Elbe in einem bestimmungsgemäßen Zustand unterhalten werden. Das aktuelle Unterhaltungsziel im Niedrigwasserbereich besteht in der Bereitstellung einer Fahrrinntiefe von 1,60 m über eine Fahrrinnenbreite von 50 m an durchschnittlich 345 Tagen im Jahr mit abschnittsbezogenen Einschränkungen (Schöna – Dresden 1,50 m Fahrrinntiefe, tlw. Breiteneinschränkungen). Das Regelungssystem soll bis zum Mittelwasser wirksam bleiben und vergleichbare Fahrrinnenverhältnisse ermöglichen. Bei darüber hinausgehenden Abflüssen wird keine weitere Regelungswirkung mehr angestrebt. Das bestehende Regelungssystem ist als passive Maßnahme des verkehrsbezogenen Sedimentmanagements

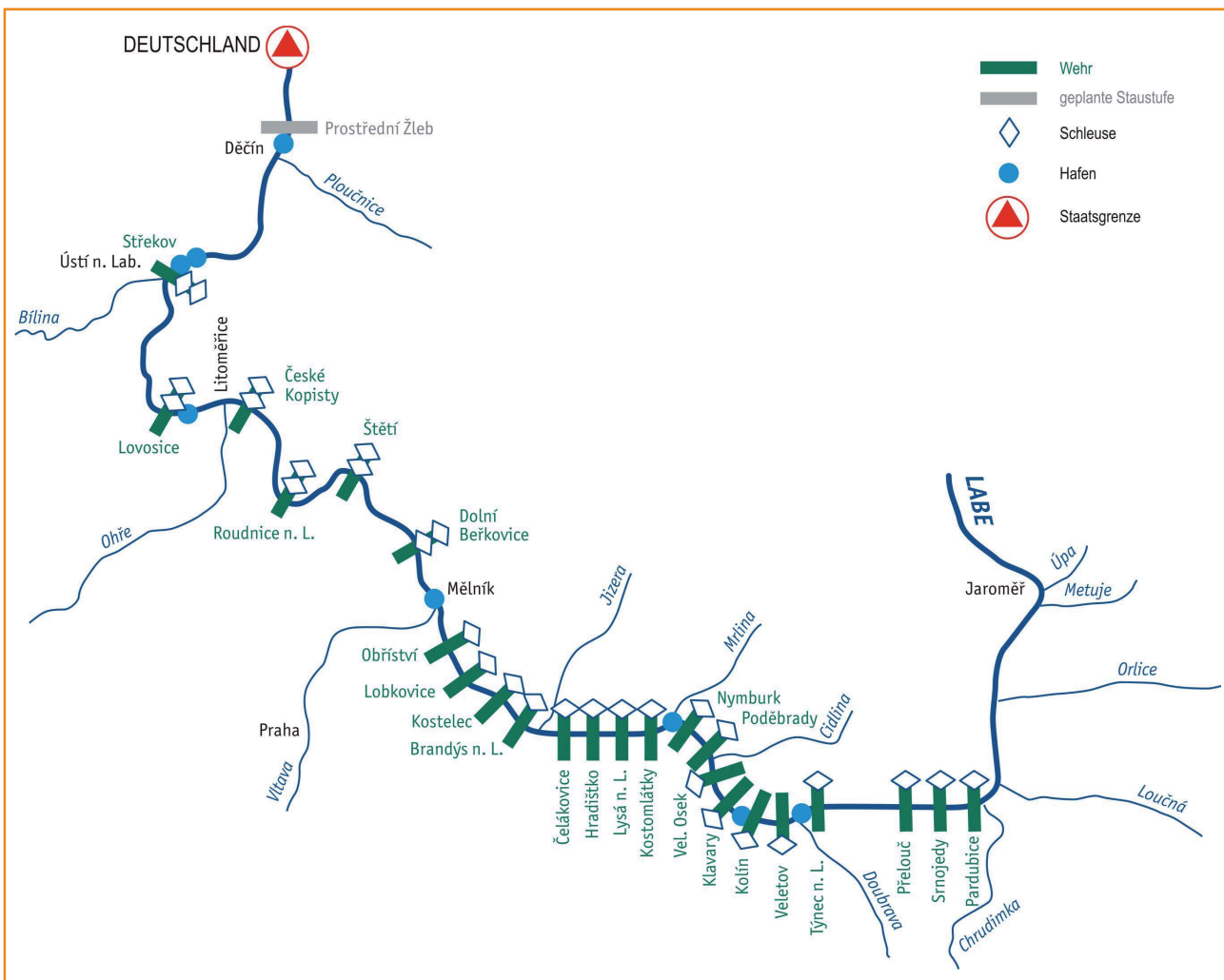


Abb. 4-2: Staugeregelter Abschnitt der tschechischen Elbe (Quelle: Povodí Labe, státní podnik)

zu unterhalten. Der Wasserspiegel soll gestützt und gleichzeitig eine stabile durchschnittliche Sohlenlage gewährleistet werden. Bei Bedarf kommt eine gezielte aktive Sediment- und Geschiebebewirtschaftung in einzelnen Streckenabschnitten hinzu. Nach starken, das Flussbett umbildenden Hochwassern kann dies über den gesamten Flusslauf erforderlich sein.

Aktuell bestehen im Kontext Sedimentmanagement folgende Risiken für die Einhaltung der geforderten verfügbaren Schifffahrtsverhältnisse der Binnenelbe:

- Beeinflussung der Stabilität wasserwirtschaftlicher Anlagen und der Funktion von Regelungsbauwerken infolge hochwasserbedingter, massiver Feststoffverfrachtungen. Nach dem Hochwasser werden die entstandenen Sedimentdepots beseitigt. Sie können jedoch nicht in der laufenden Unterhaltung der Wasserstraße zur Sicherung der definierten Fahrrinnenparameter verwendet werden.
- Absinken des Wasserspiegels und damit verbunden eine Verschlechterung der Schifffahrtsparameter der Wasserstraße im tschechischen staugeregelten Elbeabschnitt infolge unzureichender Baggeraktivitäten.
- Eine generell defizitäre Unterhaltung der Regelungsbauwerke und nicht angepasste Regelungsparameter. Beispielsweise sind die bestehenden Buhnen im deutschen Elbeabschnitt nicht auf das aktuelle Mittelwasserniveau angepasst, so dass die Bauwerke streckenweise ihre Regelungsfunktion nicht ausreichend oder über den Regelungsbereich hinaus erfüllen.
- Schifffahrtsbehindernde Ablagerungen im Fahrrinnenbereich der deutschen Binnenelbe. Einen Schwerpunktbereich mit hoher Priorität stellt der Abschnitt zwischen Elbe-km 508 und Elbe-km 521 dar. Durch die nicht zum Abschluss gelangte Niedrigwasserregulierung in diesem Abschnitt (sogenannte „Elbe-Reststrecke“) und die damit verbundene Querschnittsaufweitung im Gewässerbett, bilden sich in diesem Abschnitt immer wieder Fahrrinnenhindernisse durch wandernde Unterwassersandbänke aus. Sedimentablagerungen im Bereich der Fahrrinne schränken die verfügbaren Tiefen für die Schifffahrt ein. Gleichzeitig wechselt der Fahrwasserbereich mit den maximal verfügbaren Tiefen regelmäßig seine Lage im Strom. Eine dauerhafte Geschiebeumlagerung ist notwendig.
- Entlang großer Strecken an der Elbe hat die fortschreitende Sohleintiefung Auswirkungen auf die Fahrrinnenverhältnisse und die Bauwerkssicherheit des Regelungssystems, vgl. *Kapitel 4.2*.
- Vorrangig in strömungsberuhigten Bereichen der Wasserstraße, wie z. B. Schleusenvorhöfen oder in Schutz-, Sicherheits- und Betriebshäfen sind zur Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung der de-

finierten Fahrrinnenverhältnisse Feinsedimente zu baggern, die wegen ihrer Schadstoffbelastung nicht im Gewässer untergebracht werden können. Dies trifft beispielsweise für die staugeregelte Saale zu.

Die **Tideelbe** ist vom Hamburger Hafen Richtung Nordsee eine für die **Schifffahrt** ausgebaute **Seewasserstraße**. Zentrales Ziel aus Sicht der Seeschifffahrt ist die jederzeitige Sicherstellung der genehmigten und erforderlichen Wassertiefen. Diese Wassertiefen sind streckenweise unterschiedlich, das gilt insbesondere für Hafenbereiche. Die bei der Sicherung anfallende jährliche Baggermenge der Tideelbe liegt in der Größenordnung von 15 – 20 Mio. m³ und ist für vergleichbare Ästuar im Nordseebereich nicht ungewöhnlich. **Abbildung 4-3** gibt eine Übersicht über die wesentlichen Baggerbereiche zur Wassertiefenunterhaltung. Bezüglich der Mindertiefenbildung in Fahrrinnenbereichen und Hafenbecken kann zwischen flächigen Ablagerungen von Feinsedimenten und Seiteneintreibungen von vorrangig (Fein-) Sanden einerseits und lokalen Mindertiefen durch Riffel/Dünen aus Mittel- und Grobsand im Bereich der Fahrrinne andererseits unterschieden werden. Die Sicherung der Wassertiefen bedarf einer übergreifenden Strategie zum Umgang mit Sedimenten. In Anbetracht der gestiegenen Sedimentmengen im oberen Ästuarbereich haben die Hamburg Port Authority und die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes das Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe vorgelegt (HPA und WSV 2008). Aktuell bestehen im Kontext Sedimentmanagement folgende Risiken für die Einhaltung der erforderlichen Wassertiefen:

- Lokale sandige Mindertiefen stellen in einzelnen Fahrrinnenabschnitten im inneren Ästuar ein nautisches Problem dar (Entelmann und Gätje 2012).
- Seiteneintreibungen von Sanden sind vor allem für die Fahrrinnenunterhaltung im Außenelbebereich von Bedeutung.

Als besondere Herausforderung erweisen sich die seit ca. 2000 im Hamburger Bereich gestiegenen Feinsedimentmengen und deren Schadstoffbelastung. Um diesen zu begegnen, ist eine Umstellung der Verbringstrategie vorgesehen, mit der hydromorphologische, ökologische und wirtschaftliche Aspekte in ihrer gegenseitigen Wechselwirkung und Abwägung betrachtet werden. Dies erfordert neben gesellschaftlicher Akzeptanz eine baldige Minimierung der Schadstoffbelastung. Die dauerhafte aufwändige Landentsorgung belasteter Sedimente ist auch ökonomisch kaum vermittelbar und praktisch nicht steigerbar. Aufgrund der Ursachen der Schadstoffbelastung kann diese Aufgabe nur im Rahmen der gesamten Elbegemeinschaft angegangen werden.

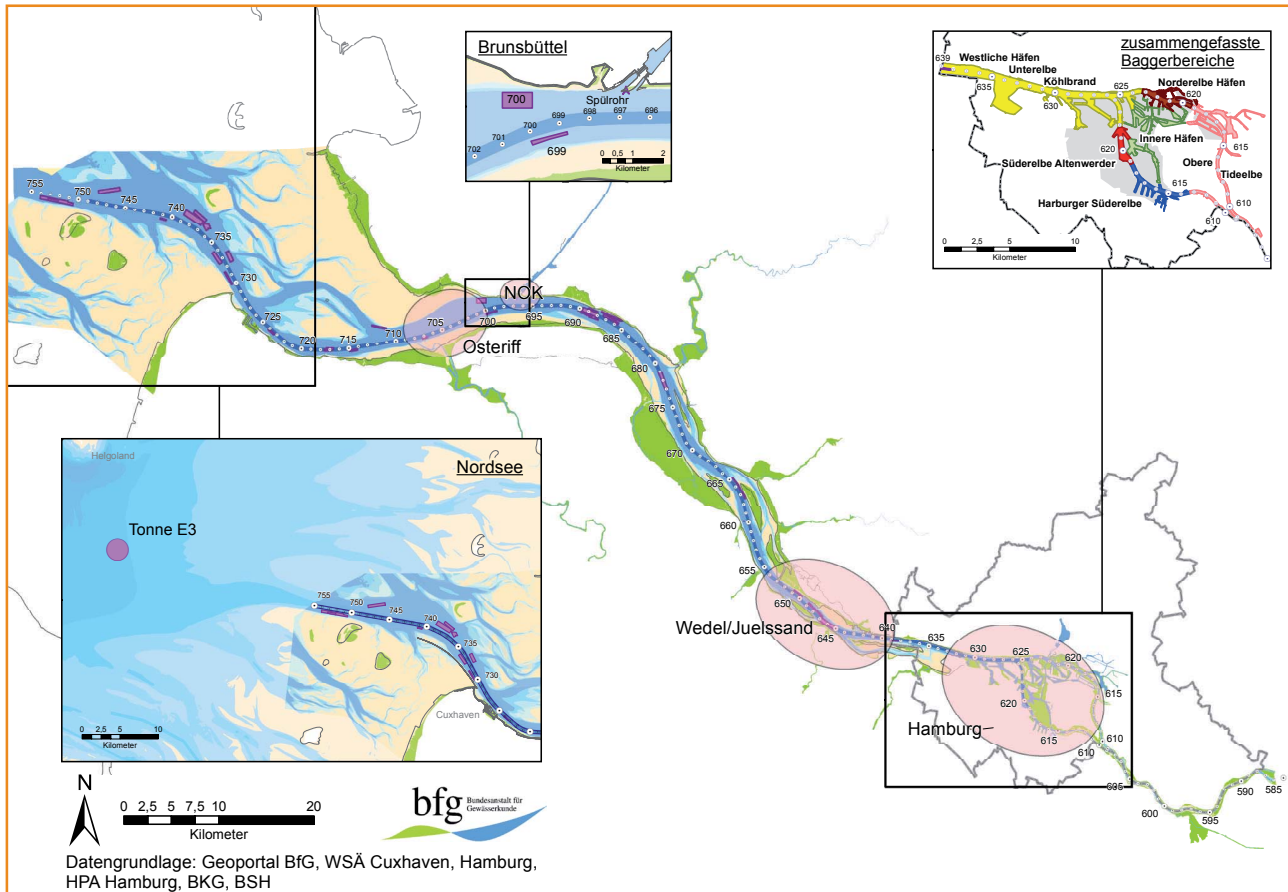


Abb. 4-3: Schwerpunkte der Baggerungen in der Tideelbe

5. RISIKOANALYSE AUS HYDROMORPHOLOGISCHER SICHT

Auf der **tschechischen Seite** wurden im Rahmen einer Pilotkartierung insgesamt fünf Gewässerabschnitte mit einer Gesamtlänge von 119 km untersucht. Die Bewertungsabschnitte wurden repräsentativ im Hinblick auf die Gewässergröße, die physisch-geografischen Bedingungen und den Charakter der Auennutzung sowie der anthropogenen Veränderungen des Gewässerbettes ausgewählt. Ein weiteres Auswahlkriterium war, dass die Passfähigkeit der Bewertung in Deutschland und Tschechien überprüft werden sollte. Die Kartierung und die Bewertung deckten deshalb auf tschechischer Seite folgende Gewässerabschnitte ab: I. Grenzabschnitt der Elbe zwischen Děčín und der Staatsgrenze zu Deutschland, II. die tschechische untere Elbe zwischen Lovosice und Roudnice nad Labem, III. die tschechische mittlere Elbe im Bereich zwischen Kolín und Nymburk, IV. die tschechische mittlere Elbe im Bereich zwischen Pardubice und Chvaletice und V. die tschechische obere Elbe im Abschnitt zwischen Jaroměř und dem Staudamm der Talsperre Les Království.

Auf **deutscher Seite** wurden im Binnenbereich die gesamten 586 Laufkilometer von der deutsch-tschechi-

schen Grenze (Elbe-km 0) bis zum Wehr Geesthacht (Elbe-km 586) untersucht. Die Mündungsbereiche der Nebenflüsse der Kategorie 1 wurden insgesamt auf einer Streckenlänge von ca. 95 Laufkilometern jeweils von der Mündung in die Elbe bis zum ersten Querbauwerk berücksichtigt. Damit umfasste die untersuchte Gewässerstrecke an der Schwarzen Elster 30 km bis Amsnesta, an der Mulde 8 km bis zum Stadtwehr bei Dessau, an der Saale 19,8 km bis zur ersten Stauanlage bei Calbe und an der Havel 37,5 km bis zur Schleuse Garz. Die Tideelbe wurde zwischen Geesthacht und Mündung in die Nordsee (Elbe-km 585,9 – 727,0) in sechs Funktionsräumen untersucht (*vgl. Anl. A2-5*).

5.1 METHODIK, DATENGRUNDLAGEN UND UNSICHERHEITEN

Die Indikatoren zur Erfassung und Bewertung des Sedimenthaushalts als Teil des hydromorphologischen Zustandes der Elbe und deren abgestufte Anwendung wurden in *Kapitel 3.4* beschrieben. Im Zuge der **hydromorphologischen Risikoanalyse** wird die Koppelung zwischen der Erfassung und Bewertung des Sedimenthaushalts und den abzuleitenden Handlungsemp-

fehlungen zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustandes erreicht. Jeder einzelne der Indikator-Parameter wird mittels eines fünfstufigen Klassifizierungssystems evaluiert und fließt jeweils einzeln in die Risikoanalyse ein. Es erfolgt keine Aggregation. Klasse 1 und 2 zeigen, dass bereits sehr gute bis gute hydromorphologische und sedimentologische Verhältnisse vorherrschen. Die Einstufung in die Klassen 3, 4 und 5 verweist auf die Bereiche, auf die sich Handlungsempfehlungen zur Verbesserung des Sedimenthaushalts und der hydromorphologischen Verhältnisse richten.

Von besonderer Bedeutung im Kontext Sedimentmanagement sind für die Ableitung von Handlungsempfehlungen die Indikator-Parameter **Sedimentdurchgängigkeit** und **Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz** (D) bzw. **Beeinflussung des Abflussregimes** (CZ). Diese Parameter besitzen für den Sedimenthaushalt eine besondere Zeiger- und damit Schlüsselfunktion. Durch die fehlende Sedimentdurchgängigkeit und das Sedimentdefizit werden auch die weiteren hydromorphologischen Indikator-Parameter negativ beeinflusst. Diese zentralen Indikator-Parameter gehen in einem **ersten Schritt** in die Ableitung von Handlungsempfehlungen ein. In einem **zweiten Schritt** wird für die weiteren hydromorphologischen Indikator-Parameter überprüft, welche Synergien es in Kombination mit Schritt 1 gibt und ob spezifische Empfehlungen ausgesprochen werden müssen. Die Erfassung und Bewertung der hydromorphologischen Indikator-Parameter erfolgt jeweils unter Verwendung der besten verfügbaren Datengrundlagen. Das in der gesamten Binneneibe angewendete Vorgehen bei der Risikoanalyse – Aspekt Hydromorphologie wird prinzipiell durch **Abbildung 5-1** veranschaulicht. Spezifika für den tschechischen und den deutschen Binnenabschnitt werden nachfolgend kurz umrissen. Mehr Details dazu finden sich in den **Anlagen A2-4** (Binneneibe) und **A2-5** (Tideelbe).

Im **tschechischen Teil der Elbe** wurde eine Geländekartierung ausgewählter hydromorphologischer Merkmale vorgenommen. Diese Kartierung wurde fallweise durch die Nutzung bereits verfügbarer Karten und ggf. weiterer Dokumentationen über Geländeabstände ergänzt oder präzisiert. Die Struktur der zu bewertenden Parameter ist mit der Methodik des hydromorphologischen Monitorings HEM kompatibel (Langhammer 2008) und ermöglicht so die Nutzung der Daten des hydromorphologischen Standardmonitorings. Die Bewertung erfolgt an unterschiedlich langen Abschnitten, die im Hinblick auf die Homogenität der hydromorphologischen Merkmale abgegrenzt wurden. So wurde die Unterscheidung und Identifizierung einerseits naturnaher und andererseits

kritischer (naturferner) Elemente ermöglicht. Für die Indikator-Parameter des hydromorphologischen Zustands von Ufer und Aue erfolgt die Bewertung der linken und rechten Gewässerseite separat. Der resultierende hydromorphologische Zustand wird immer durch den schlechteren Wert bestimmt. Die Ergebnisse werden mit Hilfe der Methodik HEM-S (Langhammer 2013) ausgewertet. Die Bewertung hat quantitativen Charakter. Für die einzelnen Indikator-Parameter sind Bewertungsschemata hinterlegt, die das Ergebnis der Klassifizierung des jeweiligen Parameters auf einer fünfstufigen Skala darstellen.

Im **deutschen Binnenbereich** wurde die modelltechnische Bearbeitung mit Hilfe des Moduls Valmorph des Integrierten Flussauenmodells INFORM¹ vorgenommen (BfG 2011a; BCE und Conterra 2010), das eine quantitative Erfassung und Bewertung der hydromorphologischen Parameter ermöglicht (*vgl. auch Anl. 2-4*). Die Bewertung erfolgt anhand von Berechnungsformeln je Parameter aus dem Modul Valmorph und anhand der hinterlegten parameterspezifischen Methoden. Für die Klassifizierung wurden je Parameter mittels Expertenausweisung quantitative Bewertungsklassenspannweiten und quantitative „Schwellenwerte“ als Grenzen zwischen den Klassen gebildet. Hierzu wurden umfangreiche Auswertungen der vorliegenden Daten zur Hydromorphologie der Binneneibe und der relevanten Nebengewässer der Kategorie 1 vorgenommen. Die Ergebnisse im deutschen Binnenbereich wurden je Indikator-Parameter einzeln für 5-km-Abschnitte aggregiert und pro Kartierabschnitt in Farbbändern dargestellt. Die Darstellung der Ergebnisse für mehrere Indikatoren in einer Zusammenschau erleichtert die Identifizierung besonders kritischer Bereiche (Rosenzweig et al. 2012). Eine Anschauung dafür liefert **Abbildung B-A4-1 in Anlage A4**. Bedarfsweise können für die Ableitung von Handlungsempfehlungen oder bei Unklarheiten auch die höher aufgelösten 1-km-Ergebnisse herangezogen werden. Die ausführliche Dokumentation der Methoden, verwendeten Daten und Bewertungsgrundsätze (Rosenzweig et al. 2012; Quick 2012; Quick et al. 2012; König et al. 2012; BCE 2012) gewährleistet die Nachvollziehbarkeit der Bewertungsergebnisse. Es wird für jeden Indikator jeweils die beste verfügbare Grundlage verwendet. Da die Zusammenführung verschiedener Quellen für einen Indikator-Parameter im Längskontinuum des Gewässers i. d. R. zu große Unsicherheiten und Fehlerquellen birgt, wurden nur solche Datengrundlagen verwendet, die sich auf die gesamte Binneneibe beziehen. Datenauswahl und Vorgehen stehen im Kontext der nationalen und internationalen rechtlichen (EG 2000a;

¹ INFORM = Integrated Floodplain Response Model (BCE und Conterra 2010; BfG 2011a)

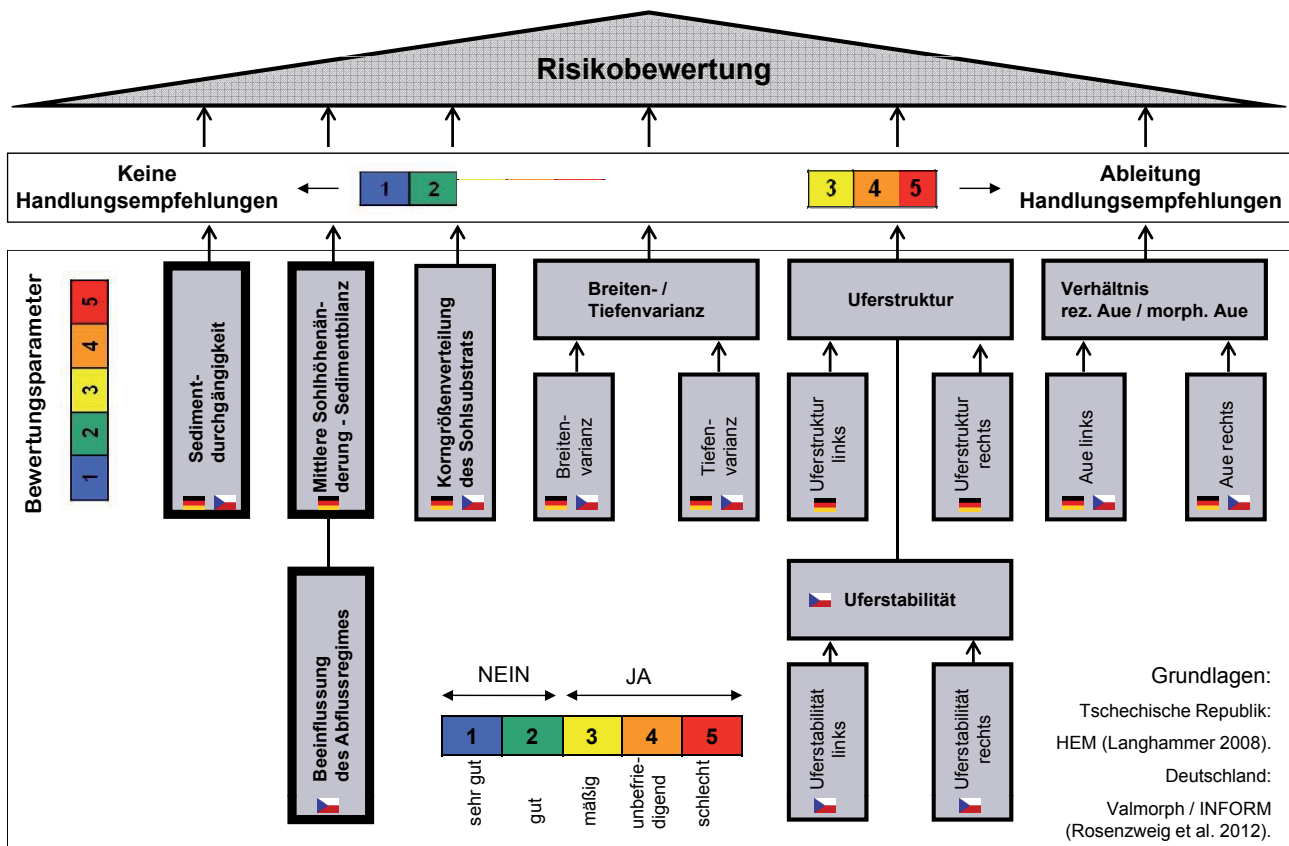


Abb. 5-1: Risikoanalyse im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe für den Aspekt Hydromorphologie Binnen

OGewV 2011; WHG 2010), normativen (DIN EN 14614 2005; DIN EN 15843 2010) und fachlichen Vorgaben (LAWA 1999 ff.; BfG 2001, 2011b; Vollmer et al. 2013). Die Repräsentativität der Aussage wird durch einen Vergleich über längere Zeiträume erhöht, Expertenwissen und -verifizierungen dienen der Plausibilisierung. Die Unsicherheit der Aussagen bzgl. der hydromorphologischen Indikatoren wird in Rosenzweig et al. (2012) für die Binnenelbe sowie in BCE (2012) für die Mündungsbereiche der Nebengewässer behandelt, vgl. auch Kapitel 5.2. Generell gilt, dass die Datenlage für die Unterläufe der Nebenflüsse schwächer ist als für die Elbe selbst. Zur Absicherung der angewendeten Methoden wurden Vorgehen und Ergebnisse auf nationalen und internationalen Fachveranstaltungen (z. B. König et al. 2012) und im LAWA-Expertenkreis Hydromorphologie (2011) vorgestellt. Hinsichtlich der Unsicherheiten in Bezug auf die Ergebnisse ist weiter zu beachten, dass diese auch von den untersuchten Gewässerabschnittslängen oder den gewählten Aggregationsstufen abhängig sind. Die Unsicherheit wird insgesamt als gering eingestuft.

Die **Tideelbe** ist als erheblich verändertes Gewässer (HMWB) ausgewiesen, für das angepasste Umweltziele gelten (= gutes ökologisches Potenzial). Die Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen

Zustandes der Tideelbe erfolgt im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes, wie in Kapitel 3.4 beschrieben, leitbildorientiert durch Experteneinschätzung. Die Indikator-Parameter werden qualitativ betrachtet. Als Beurteilungsgrundlage dient die Aufteilung der Tideelbe in Funktionsräume (vgl. auch Anl. A2-5) im Rahmen des Integrierten Bewirtschaftungsplans Elbeästuar (IBP 2012), der die Zielstellungen von NATURA 2000 (EG 2000b) und somit Vergleichszustände des Leitbildes als Basis für die Bewertungen beinhaltet. Gemäß EG-WRR (EG 2000a) und OGewV (2011) sind für HMWB reduzierte Umweltziele und daran ausgerichtete Bewertungsstufen vorgesehen.

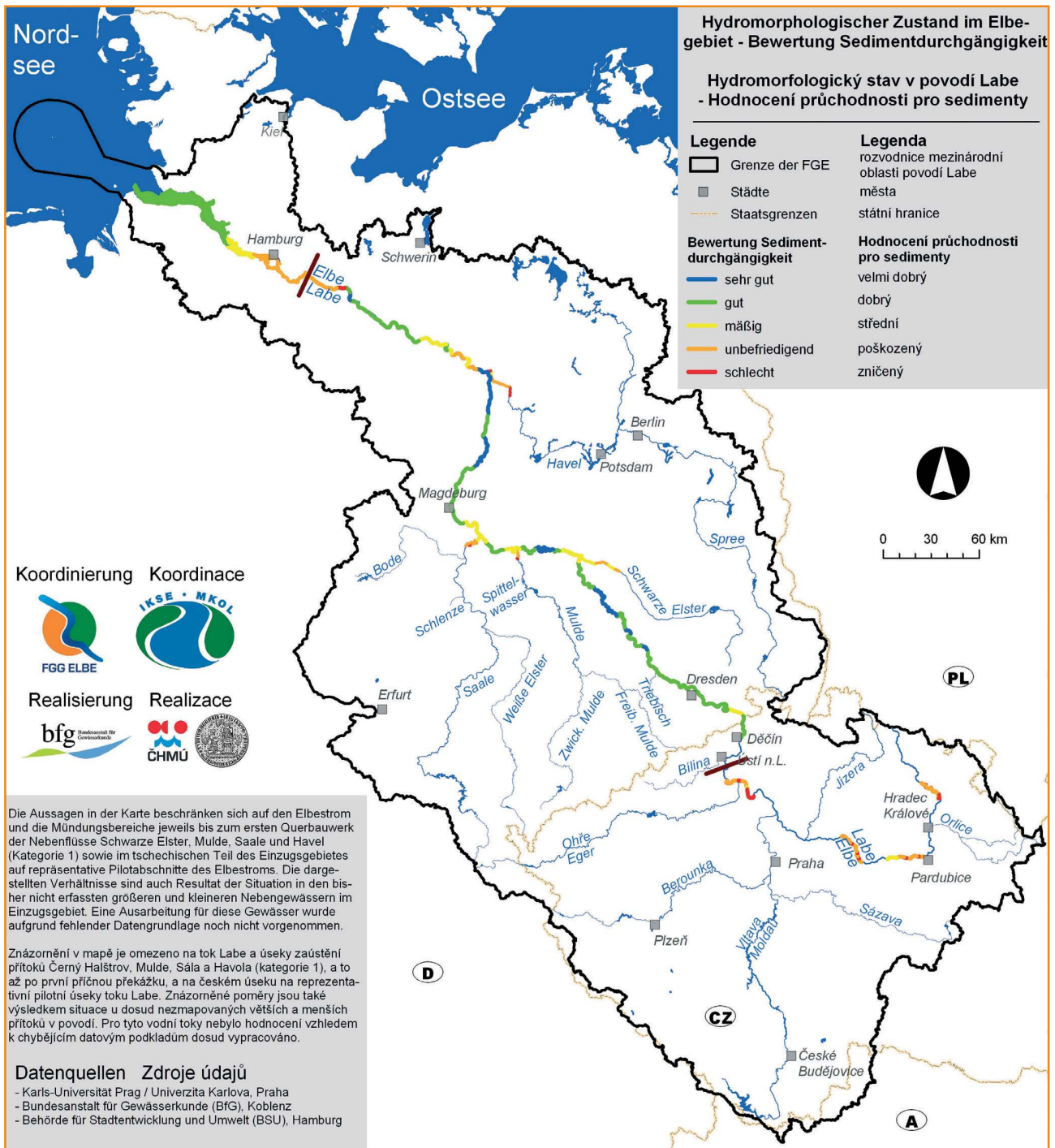
5.2 HYDROMORPHOLOGISCHE VERHÄLTNISS DER BINNENELBE UND DER MÜNDUNGSBEREICHE IHRER HAUPTNEBENFLÜSSE

Die Bewertungsergebnisse für die Schlüsselkriterien Sedimentdurchgängigkeit und Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz (D) bzw. Abflussbilanz (CZ) sind für die gesamte frei fließende Elbe, die weiteren Pilotstrecken der tschechischen Elbe sowie in Deutschland zusätzlich für die Mündungsbereiche der relevanten Nebengewässer der Kategorie 1 in den **Abbildungen 5.2 und 5.3** dargestellt. Die Evaluierungsergebnisse aller hydromorphologischen Indikator-Parameter finden sich als Kartendarstellungen in **Anlage A4 (K-A4-2 bis K-A4-9)**.

Die Pilotbewertung der hydromorphologischen Verhältnisse an ausgewählten Abschnitten des **tschechischen Teils der Elbe** zielte zum einen auf die Kalibrierung des Bewertungsansatzes und dessen Harmonisierung mit dem deutschen Vorgehen. Zum anderen verdeutlichen bereits diese Pilotergebnisse die besondere Rolle der Schlüsselfaktoren Abflussregime und Durchgängigkeit für den hydromorphologischen Zustand der Elbe und die Dynamik ihrer fluvialen Prozesse. Entscheidend für das Abflussregime und den Sedimenttransport ist die Kontinuität des Gewässers im Längsschnitt. Die hohe Anzahl an Wehren im tschechischen Mittellauf und die beträchtliche Reichweite ihrer Stauhaltungen ist ein Schlüsselfaktor der Dynamik der fluvialen Prozesse, dessen Einfluss sich in einer ungünstigen Bewertung in den einzelnen kartierten Abschnitten widerspiegelt. Im tschechischen Mittellauf, wo einzelne Wehre in dichter Folge aneinander anschließen, wird in den kartierten Abschnitten nur ein kleiner Teil der Gewässerlänge nicht unmittelbar durch die Reichweite der jeweils höher gelegenen Wehre beeinflusst. Ein zweiter Faktor, der das Bewertungsergebnis des hydromorphologischen Zustandes insbesondere in den Abschnitten am tschechischen Mittellauf beeinflusst, sind historische Veränderungen der Gewässertrasse, die sich in der Folge in intensiven Eingriffen in das Gewässerbett widerspiegeln. Die historische Begradigung des Gewässers und seine damit zusammenhängenden Veränderungen beeinträchtigen langfristig die hydromorphologische Qualität auch in den Abschnitten, in denen sich zum Beispiel wertvolle natürliche Biotop des Auenwalds befinden, und in denen die Voraussetzungen für eine natürliche Dynamik der fluvialen Prozesse und die Erhaltung des Wechselspiels zwischen Aue und Gewässerbett noch gegeben sind. Die Bewertungsergebnisse spiegeln auch den starken Druck auf die Nutzung der Aue als Raum wider, der dank der natürlichen Bedingungen seit jeher intensiv für die Landwirtschaft genutzt wird, intensiv besiedelt ist und in dem sich die Industrieproduktion konzentriert. Die rezente Aue ist aufgrund dieser Aktivitäten über ausgedehnte Abschnitte durch Deiche und die Körper von Verkehrswegen eingegrenzt. Damit sind die natürliche hydrologische Funktion der Aue und die Kontinuität der Austauschprozesse zwischen dem Einzugsgebiet, der Aue und dem Gewässer unterbrochen. Das natürliche Überschwemmungsgebiet der oft breiten und flachen Aue ermöglicht so weder in der Aue noch im ufernahen Bereich oder im Gewässerbett eine natürliche Dynamik der fluvial-morphologischen Prozesse. Ungeachtet dessen hat sich in einzelnen Abschnitten der tschechischen Elbe zumindest unter bestimmten Aspekten des hydromorphologischen Zustandes eine naturnahe Ausprägung erhalten. Dies gilt insbesondere für die Abschnitte, deren natürliche Gegebenheiten eine intensive Nutzung behindern, z. B.

solche ohne eine entwickelte Aue oder mit kompliziertem Relief. Beispiele bilden der Abschnitt des Flusses im tiefen Tal unterhalb von Děčín oder auch Abschnitte im submontanen oberen Teil der tschechischen Elbe.

In **Deutschland** wird der Sedimentrückhalt in den Einzugsgebieten insbesondere durch die schlechteren Evaluierungen der Mündungsbereiche der Nebengewässer deutlich, die sich streckenweise bis in die Elbe durchpausen. Dieses Bild ist nicht zuletzt eine Konsequenz der großen Zahl an Querbauwerken im Einzugsgebiet (z. B. 171 Talsperren und Speicher; IKSE 2005). Bei der Überblicksbetrachtung werden hinsichtlich der Mittleren Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz die bekannten kritischen Bereiche Erosionsstrecke (WSD Ost 2009; Gabriel et al. 2011) und Magdeburger Bereich erkennbar. Beide Schlüsselkriterien spiegeln zusammen das vorherrschende Sedimentdefizit wieder. Eintiefungsprozesse der Sohle sind darüber hinaus mit Wasserspiegellagenänderungen im Gewässer und i. d. R. auch des Grundwassers verbunden. Dies führt langfristig zu einer Entkopplung von Gewässer und Aue mit einem Rückgang an autotypischen Lebensräumen, Tier- und Pflanzenarten. Der morphologische Prozess der Eintiefung ist sehr bedeutend für die Mittlere Elbe. Die Mehrzahl der Indikatoren spiegelt vom Grundmuster ihrer Bewertung her die Bedeutung des Sedimentdefizits und der Entkopplung zwischen Fluss und Aue wider. Die Parametrisierung der Sedimentdurchgängigkeit (**Abb. 5-2**) weist anhand der Kartendarstellung die Auswirkung des Sedimentrückhaltes im Einzugsgebiet auf die Binnenelbe aus. Sowohl der Sedimentfluss in den relevanten Nebenflüssen und aus der tschechischen Elbe als auch in vielen kleineren Zuflüssen ist im Unterschied zur frei fließenden Binnenelbe durch Querstrukturen stark verbaut. Sedimente werden in erheblichem Maße zurückgehalten und gelangen nicht in die Elbe. Die resultierenden Defizite am Ausgang des tschechischen Elbeabschnitts und in den Streckenabschnitten der deutschen Elbe unterhalb der Nebenflussmündungen der Kategorie 1 werden in den Übersichtskarten deutlich. Die Rotfärbungen in der Karte Sedimentdurchgängigkeit (**Abb. 5-2**) in den Unterläufen der Nebenflüsse der Kategorie 1 in Deutschland und in der Elbe in Tschechien zeigen die Ursachen in den stauregulierten Bereichen auf. Der zweite prägende Wirkmechanismus bzgl. des gestörten Sedimenthaushalts der Binnenelbe liegt ursächlich in der Erhöhung des Sediment-Transportvermögens gegenüber einem ausgeglichenen hydromorphologischen (Referenz-) Zustand begründet. Die Kartendarstellung des Parameters Sedimentbilanz/Sohlhöhenänderung (**Abb. 5-3**) weist hier die Bereiche der Elbe aus, welche insbesondere infolge erhöhten Transportvermögens einer defizitären Sedimentbilanz bzw. Sohlhöhenentwick-



Wehrsystem in Přelouč nad Labem an der tschechischen Elbe - Regulation der natürlichen Dynamik des Sedimenttransports (Foto: Šmidová, 2012).
 Systém jezů na českém úseku Labe výrazně reguluje přirozenou dynamiku transportu sedimentů.
 Jez v Přelouči nad Labem (Foto: Šmidová, 2012).



Stadtwehr Dessau an der Mulde, Juni 2012 (Foto: Jährling, LHW).
 Jez ve městě Dessau na řece Mulde, červen 2012 (Foto: Jährling, LHW).

Abb. 5-2: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung Sedimentdurchgängigkeit

lung unterliegen. Das Sediment-Transportvermögen des Elbestroms, geprägt durch die Geometrie des Gewässerbettes mit seinen Laufverkürzungen und Bauwerken (Regelungssystem, Deiche usw.) und der entsprechenden Strömung, übertrifft die in den Streckenabschnitt eingetragene Sedimentfracht und den Widerstand der an der Stromsohle liegenden Sedimente gegen Abtransport. Der Fluss nimmt in diesen Strecken Sediment von der Sohle auf und die Flusssohle tieft sich langfristig ein. Der Prozess der Eintiefung und in der Folge der Entkopplung des Flusses von seiner Aue betrifft langfristig und großräumig die Mittlere Elbe im Bereich km 75 bis etwa 370 und ist prägend für eine Degradation des Gewässers aus hydromorphologischer Sicht mit entsprechender Betroffenheit von Flussbett, Ufer und Aue. Die aus dem Bereich der sogenannten Erosionsstrecke (km 140 – 290) nach unterstrom weiter fortschreitende Eintiefung betrifft in zunehmendem Maße die Bereiche unterstrom der Mündung der Schwarzen Elster bis in den Magdeburger Bereich (vgl. Kap. 4).

Die mit der Entkopplung zwischen Fluss und Aue einhergehende Degradation wirkt sich in den betroffenen langen Streckenbereichen neben der Sohlhöhenänderung des Flussbettes auch auf die Ufer und Auen aus und spiegelt sich in der Übersichtsdarstellung der hydromorphologischen Parameter wider (**Abb. 5-4**). In der Übersicht ist zu erkennen, dass sich die beiden bekannten langfristigen Eintiefungsstrecken in der Mittleren Elbe (Deutschland) auch auf die Gewässerstrukturparameter auswirken und insbesondere bzgl. Uferstruktur, Aue, Tiefen- und Breitenvarianz diese Belastungsschwerpunkte spiegeln (hellblaue Wirkkreise). Weiterhin ist die Auswirkung von Sedi-mentrückhaltung sowohl bzgl. der Nebenflüsse als auch der Querbauwerke in der Elbe selbst (Stauregulierung in Tschechien und Wehr Geesthacht mit Wirkung auf die Bewertungen sowohl ober- als auch unterhalb der Wehre) durch schwarze Wirkkreise kenntlich gemacht.

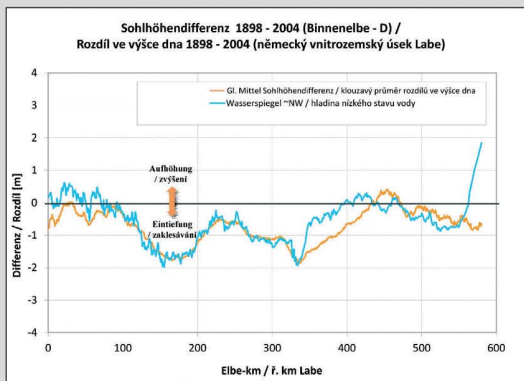
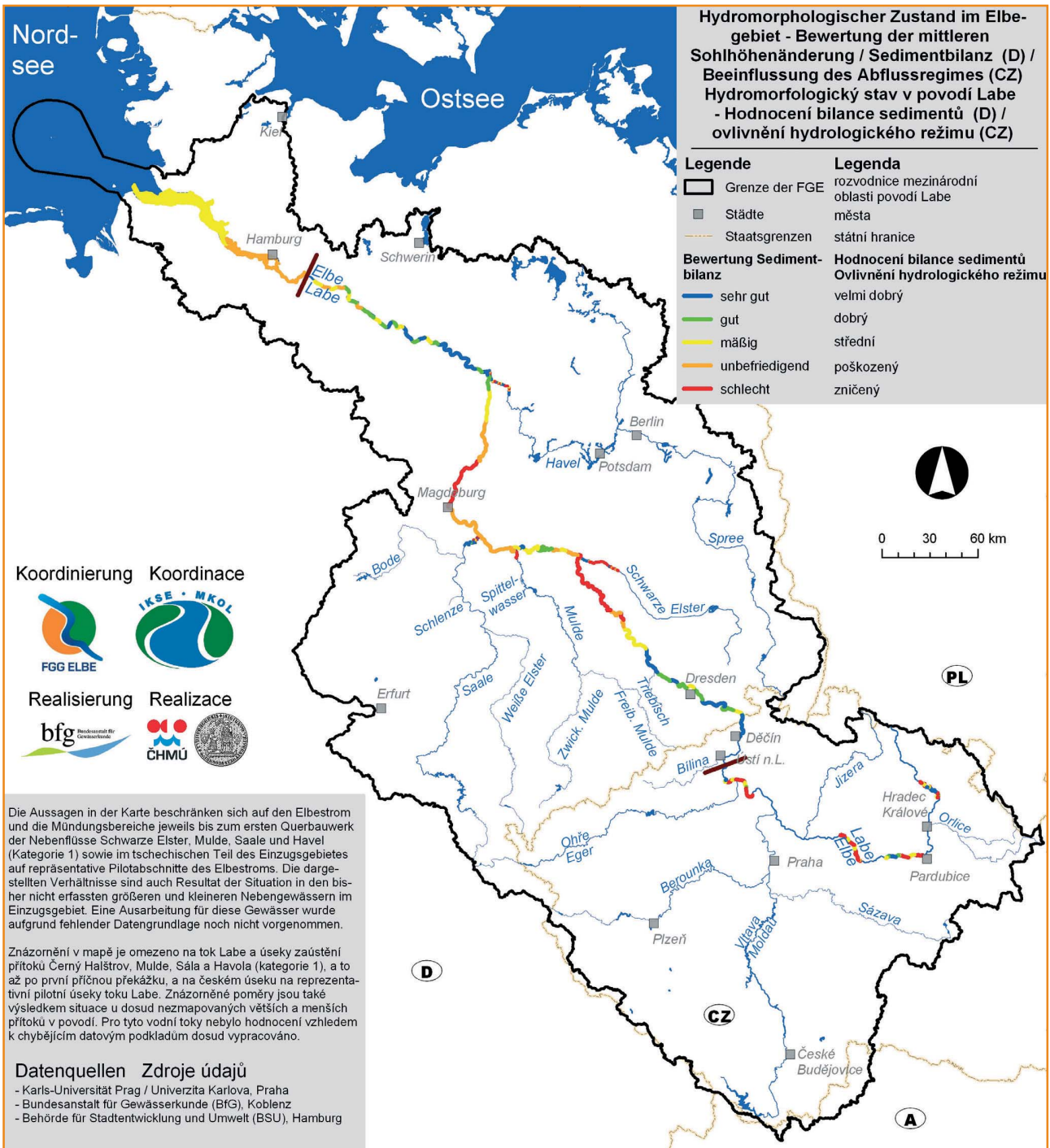
Als Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlagen sind z. B. variable Abflussverhältnisse zum Aufnahmezeitpunkt oder Maßstabsaspekte anzuführen. Entscheidend sind auch das Alter und die Qualität der herangezogenen Daten. Beispielsweise kann bei der Mittleren Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz aufgrund des für die gesamte deutsche Binnenelbe vorliegenden, qualitativ hochwertigen Elbstromwerkes (1898) ein 106 Jahre langer Zeitraum betrachtet werden (Quick et al. 2012). In Sachsen erfolgte der Mittelwasserausbau mittels Längsbauwerken jedoch vor 1898 (Rommel 2000; Faulhaber 2013). Die vor 1898 erfolgte Tiefenerosion ist folglich nicht in die 106-jährige Sedimentbilanz des oberstromigen Bereichs eingeflossen. Gekoppelt mit einer größe-

ren Gewässersohle dort sind die Verhältnisse seit 1898 weitgehend stabil und zeichnen sich daher durch häufiger sehr gute und gute Bewertungen aus (**Abb. 5-4**). Während die Flussbetteintiefung in der Strecke von der deutsch-tschechischen Grenze bis zum Beginn der Erosionsstrecke nach der Phase der initialen Eintiefung im vorletzten Jahrhundert zur Ruhe gekommen ist, dauert in der unterstrom anschließenden Strecke die Erosion an. Diese bis heute fortwirkende Eintiefung wird durch den Indikator-Parameter Sedimentbilanz/Sohlhöhenänderung erfasst und bewertet. Es bestehen auch Unsicherheiten bezüglich der angewendeten Methoden, wie beispielsweise erforderliche vereinfachende Annahmen zur Ermittlung der Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates im Referenz-Zustand, da hierzu keine historischen Daten in erforderlicher Detailtiefe existieren.

Bei der gemeinsamen Bewertung des frei fließenden Abschnittes der Binnenelbe im deutsch-tschechischen Grenzbereich sind Unsicherheiten zu berücksichtigen, die sich vor allem aus dem Fehlen einheitlicher Datengrundlagen ergeben, was sich im Weiteren auch in den unterschiedlichen Prinzipien der Bewertung widerspiegelt. Die tschechische Seite geht von einer Kartierung im Gelände aus, während die Bewertung auf deutscher Seite sich auf Kartengrundlagen stützt. Die durch den Einsatz unterschiedlicher Methodiken entstandene Unsicherheit der Bewertung wurde jedoch durch die Interkalibrierung der Bepunktungs- und Bewertungsmechanismen weitgehend eliminiert. Dies ist auch an der grenzüberschreitenden Bewertung der frei fließenden Elbe in **Abbildung 5-4** ablesbar.

5.3 HYDROMORPHOLOGISCHE VERHÄLTNISSE DER TIDEELBE

Das Elbe-Ästuar stellt ein hochdynamisches hydromorphologisches System dar. Es unterliegt ständigen großräumigen natürlichen Veränderungen. Hafenbetrieb und Hochwasserschutz bewirkten in der Vergangenheit und bewirken auch heute zahlreiche Eingriffe in das System. Neben strombauweisen Maßnahmen im Zusammenhang mit den Fahrrinnenanpassungen sind auch Sturmflutsicherungsmaßnahmen, das Abtrennen von Nebenelben sowie der Verlust von Flachwasserbereichen durch Abgrabungen und Zuschüttungen und der Verlust von schadlos überflutbaren Außendeichbereichen von besonderer ökologischer Bedeutung. Diese Maßnahmen sind ohne Aufgabe der jeweiligen Nutzungen bzw. des Schutzniveaus nicht rückgängig zu machen. Gemäß EG-WRRL wird die Tideelbe in vier Oberflächenwasserkörper (Elbe-Ost, Elbe-Hafen, Elbe-West und Elbe-Übergangsgewässer) unterteilt, die insbesondere wegen hydromorphologischer Veränderungen als „erheblich verändert mit mäßigem Entwicklungspotenzial“ eingestuft wurden.



Mittlere Sohlhöhenänderungen und Niedrigwasserspiegelentwicklungen der deutschen Binnenelbe zwischen 1898 und 2004 [in m] (Quelle: Quick et al. 2012; Vollmer et al. 2013)
Průměrné změny v nadmořské výšce dna a vývoj hladiny nízkých vodních stavů na německém vnitrozemském úseku Labe v letech 1898 - 2004 [m] (zdroj: Quick et al. 2012; Vollmer et al. 2013)



Abb. 5-3: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der mittleren Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz (D)/Beeinflussung des Abflussregimes (CZ)

225-200	Abflussregime	Uferstabilität li.	Uferstabilität r.	Breitenvarianz	Tiefenvarianz	Aue links	Aue rechts	Sohlsubstrat	Sedimentdurchgängigkeit	Sedimentdurchg. Nebenflüsse
15-0										
Elbe-km	Sedimentbilanz	Uferstruktur li.	Uferstruktur r.	Breitenvarianz	Tiefenvarianz	Aue links	Aue rechts	Sohlsubstrat	Sedimentdurchgängigkeit	Sedimentdurchg. Nebenflüsse
0-5										
5-10										
10-15										
15-20										
20-25										
25-30										
30-35										
35-40										
40-45										
45-50										
50-55										
55-60										
60-65										
65-70										
70-75										
75-80										
80-85										
85-90										
90-95										
95-100										
100-105										
105-110										
110-115										
115-120										
120-125										
125-130										
130-135										
135-140										
140-145										
145-150										
150-155										
155-160										
160-165										
165-170										
170-175										
175-180										
180-185										
185-190										
190-195										
195-200										
200-205										
205-210										
210-215										
215-220										
220-225										
225-230										
230-235										
235-240										
240-245										
245-250										
250-255										
255-260										
260-265										
265-270										
270-275										
275-280										
280-285										
285-290										
290-295										
295-300										
300-305										
305-310										
310-315										
315-320										
320-325										
325-330										
330-335										
335-340										
340-345										
345-350										
350-355										
355-360										
360-365										
365-370										
370-375										
375-380										
380-385										
385-390										
390-395										
395-400										
400-405										
405-410										
410-415										
415-420										
420-425										
425-430										
430-435										
435-440										
440-445										
445-450										
450-455										
455-460										
460-465										
465-470										
470-475										
475-480										
480-485										
485-490										
490-495										
495-500										
500-505										
505-510										
510-515										
515-520										
520-525										
525-530										
530-535										
535-540										
540-545										
545-550										
550-555										
555-560										
560-565										
565-570										
570-575										
575-580										
580-585										

Abb. 5-4: Übersicht der Bewertungsergebnisse der hydromorphologischen Indikator-Parameter für die freifließende Binnemelbe

Die hydromorphologischen Verhältnisse der Tideelbe sind zusammenfassend in den Übersichtskarten (**Abb. 5-2 und 5-3 bzw. K-A4-2 bis K-A4-8**) beschrieben. Die vollständigen Bewertungsergebnisse für die einzelnen Funktionsräume (**vgl. Anl. A2-5**) sind in FGG Elbe (2014) enthalten. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass in den Funktionsräumen 1 bis 3 Klasse 2 praktisch nicht vorkommt, die Klassen 3 und 4 dominieren. In den Funktionsräumen 4 bis 6 werden abschnittsweise auch Bewertungen der Stufe 2 erreicht. Ursachen für das Gesamtbild sind:

- Die tiefgreifenden hydromorphologischen Veränderungen des Ästuars wie die Vertiefung der Fahrrinne und der großflächige Verlust des Überflutungsraums betreffen die gesamte Unterelbe. In den letzten 100 Jahren ist der Tidehub in Hamburg um etwa 1,4 m angestiegen. Flussabschnitte östlich von Hamburg, in denen natürlicherweise keine nennenswerte Tide vorkam, weisen inzwischen einen Tidehub von über 2 m auf.
- Der Sedimenthaushalt der Unterelbe ist stark gestört (**Kap. 4.3**). Nebenarme und sonstige Seitenräume mit Flachwasserzonen gehen auch aufgrund zunehmender Verschlickung zurück, während marine Sedimente von der Strömung in steigenden Mengen stromaufwärts transportiert werden („Tidal Pumping“).
- In den betrachteten Funktionsräumen sind die Flachwassergebiete und Vorländer abschnittsweise stark zurückgegangen. Als Folge der ufernahen Deichführung und der Festlegung der Uferlinie steht vielerorts nicht ausreichend Raum zur Verfügung, um mehr Dynamik zuzulassen (IBP 2012).
- Die Fahrrinne ist künstlich für die durchgehende Seeschifffahrt erzeugt und ist entsprechend zu unterhalten. Der Ausbau des Hamburger Hafens hat zu einer erheblichen Überformung des Stromspaltungsgebietes geführt. Die Wassertiefen sind hier unterschiedlich in Abhängigkeit von den jeweiligen lokalen

Anforderungen. Große Flächen des ursprünglichen Ästuars sind heute dem direkten Hochwassereinfluss entzogen und haben ihre Funktion als Überschwemmungsgebiete verloren. Die Vorländer, die in einer naturnahen Landschaft ein Vielfaches der Wattflächen ausmachen würden, sind nur noch etwa halb so groß wie die Watten (IBP 2012). Der Anteil der Flachwasserbereiche ist im Verhältnis zu den Tiefwasserzonen stark zurückgegangen. Der Verlust der Vorländer und der Flachwasserzonen betrifft alle sechs Funktionsräume.

- Die Funktionsräume stellen sich als überwiegend stark überprägt durch Leitdämme, Deckwerke und Deiche dar. Aufgrund der starken Belastung durch wind- und schiffahrtserzeugte Wellen sind die Ufer der Tideelbe insbesondere in den Bereichen, wo keine Watten vorgelagert sind, überwiegend stark befestigt. An anderen Stellen nimmt die Ufererosion zu und erfordert höhere Aufwendungen für die Deichsicherheit.
- Im Ästuar vermischen sich oberstromige Sedimente mit Feststoffen aus Richtung Küste und Nordsee. Infolge der Tide kommt es zu (korngrößenabhängigen) Transporten in beiden Richtungen. Zwischen Fluss/Ästuar und Wattenmeer/Nordsee kann keine klare Trennlinie gezogen werden; hier kommt es ebenfalls zu einem Austausch in beiden Richtungen.
- Von Geesthacht bis Cuxhaven gibt es starke Unterschiede in der Gewässerbite. Zwischen Geesthacht und Hamburg beträgt die Gesamtbreite des Deichzwischenraums ca. 500 bis 700 m. Stromabwärts von Hamburg weitet sich der Abstand zwischen den Deichen auf 2,0 km und mehr auf. Ab Brunsbüttel (ca. Strom-km 700) verläuft eine typische trichterförmige Ästuar-mündung, die auf der Höhe der Oste ca. 6,5 km breit ist. Bei der Mündung der Elbe in die Nordsee bei Cuxhaven beträgt die Breite ca. 17 km.

6. RISIKOANALYSE AUS QUALITATIVER SICHT

Die Risikoanalyse aus qualitativer Sicht wurde für die Abschnitte der staugeregelten und frei fließenden Binnenelbe, der Tideelbe sowie für die relevanten Nebenflüsse der Kategorien 1 und 2 durchgeführt. Sie geht aus von der Übersicht über die Schwebstoffqualität im Flussgebiet und der quantitativen Einordnung von Stoffströmen. Partikuläre Stoffströme aus dem Einzugsgebiet münden direkt oder indirekt über die Nebenflüsse in die Elbe und folgen deren Lauf letztlich bis zur Mündung in die Nordsee. Am Beginn ist deshalb eine konsequente Flussgebietsperspektive (Systembetrachtung) erforderlich, die im Weiteren insbesondere im Zuge der Quellenanalyse

in die Sicht auf dessen Teile und damit in eine nationale Differenzierung übergeht. Am Ende steht erneut die Sicht auf das internationale Flussgebiet.

6.1 METHODIK, DATENGRUNDLAGEN UND UNSICHERHEITEN

Gegenstand der Risikoanalyse aus qualitativer Sicht sind die im Kontext Sedimentmanagement identifizierten relevanten Schutzgüter (**Kap. 3.3 und Anl. A2-3**). Die Analyse erfolgt schadstoffbezogen, d. h. grundsätzlich für **jeden** der 29 im Kontext Sedimentmanagement relevanten Schadstoffe (**Tab. 3-1**). Sie ist in **Anlage A2-6** aus-

führlicher erläutert und wird in zwei Stufen durchgeführt:

1. Evaluierung auf Flussgebietsebene zur Identifizierung der Herkunftsbereiche partikulär gebundener Schadstoffe – Priorisierung der Schadstoffströme nach Teileinzugsgebieten
2. Quellenbezogene Analyse innerhalb der in Stufe 1 identifizierten Herkunftsbereiche.

Stufe 1 wird in drei Teilschritten absolviert und beginnt mit der jährlichen **Klassifizierung** (2003 – 2011) der schwebstoffbürtigen Sedimente an den Bezugsmessstellen der Elbe und der Nebenflüsse der Kategorie 1. Die abgestufte Bewertung der qualitativen Indikatoren wurde in *Kapitel 3.3* beschrieben. Im Ergebnis liegt für jeden Schadstoff eine großräumige Übersicht vor, die auch Rückschlüsse auf die zeitliche Entwicklung zwischen 2003 und 2011 zulässt. Zur Abschätzung der überregionalen Relevanz und Priorisierung der Schadstoffströme ist diese qualitative Sicht unbedingt erforderlich, reicht allein aber nicht aus. Es folgen deshalb eine Betrachtung der **Schadstofffrachten** (F_j) im Längsverlauf der Elbe einschließlich einer Abschätzung der **Frachtanteile** aus den Teileinzugsgebieten an der Gesamtfracht der Binnemelbe ($\% F_{FGE}$) sowie eine überregionale, immissionsbezogene **Frachtbilanzierung**. Eine Bilanzierung der Frachten ist aufgrund der verfügbaren Daten und Kenntnisse nur für die Binnemelbe zwischen Obříství (CZ) und Schnackenburg (D) und für eine eingeschränkte Stoffauswahl möglich. Die Methodik der Frachtberechnungen ist in **Anlage A2-11**, die der überregionalen Frachtbilanzierung in **Anlage A2-12** dokumentiert. Für die Abschätzung der Frachtanteile und die immissionsbezogene Frachtbilanzierung haben die Bezugsmessstellen Qualität (Obříství, Hřensko/Schmilka und Schnackenburg jeweils in Verbindung mit den dazugehörigen Bezugsmessstellen Quantität; *vgl. Anl. A2-1*) besondere Bedeutung. Obříství markiert den Beginn der tschechischen und der gesamten, Hřensko/Schmilka das Ende der tschechischen und den Beginn der deutschen und Schnackenburg das Ende der deutschen Bilanzierungsstrecke. In Schnackenburg endet zugleich die Bilanzierungsstrecke (Binnemelbe) der gesamten Flussgebietseinheit (F_{FGE}). In die Frachtbilanz gehen die gemessenen Frachten in Obříství, Hřensko/Schmilka und Schnackenburg und an den Bezugsmessstellen der Nebenflüsse der Kategorie 1 und 2a sowie die Frachten aus direkten Punktquellen der Elbe ein (Immissionsbetrachtung).

Für die Tideelbe ist eine geschlossene Frachtbilanz Richtung Nordsee aus methodischen Gründen noch nicht möglich (*vgl. Kap. 3.2 und 4.3*). Teilströme, wie die Baggergutentnahme oder punktförmige Einträge, lassen sich hingegen durchaus quantifizieren. Die Bezugsmessstelle Seemannshöft stellt durch Konvention (IKSE; FGG Elbe)

und auch im Hinblick auf die Oberflächenwasserkörpereinteilung der EG-WRRL das Bilanzprofil der limnischen Elbe zum Übergangsgewässer bzw. der Nordsee dar.

Stufe 2 beinhaltet die schadstoffspezifische, **quellenbezogene Risikoanalyse** innerhalb der in Stufe 1 als relevant erkannten Teileinzugsgebiete. Betrachtet werden im Kontext dieses Sedimentmanagementkonzeptes folgende Quellentypen:

- Punktquellen (Abwasser und punktförmige Einträge des Altbergbaus).
- Sedimente/Altsedimente. Sedimente sind keine Quelle für Schadstoffe im herkömmlichen Sinn. Sie haben jedoch das Potenzial Stoffe zu speichern, je nach Gewässersituation und hydrologischem Verlauf dauerhaft oder intermediär. Hier wird die durch hydrologische Ereignisse ausgelöste Quellenfunktion der Sedimente für stromab gelegene Flussabschnitte betrachtet.
- Altlasten und Altlastenverdachtsflächen am Gewässer.
- Sonstige Quellen (z. B. urbane Systeme).

Das methodische Vorgehen zur Abschätzung der Relevanz der Quellen ist in den **Anlagen A2-6 bis A2-10** sowie in den jeweiligen Fachberichten (**Anl. 3-1**) beschrieben. **Tabelle 6-1** gibt eine Übersicht. In **Abbildung 6-1** wird das Vorgehen zur Risikoanalyse aus qualitativer Sicht in seinem Zusammenhang gezeigt.

Es werden drei Kriterien zur Abschätzung der Relevanz einer Quelle herangezogen, von denen jedes erfüllt sein muss:

1. Mindestkonzentration.
Die Konzentration mindestens eines relevanten Schadstoffs überschreitet eine im Kontext des jeweiligen Quellentyps definierte Schwellenkonzentration. Im Falle der Sedimente muss der Jahresdurchschnitt der Konzentration eines relevanten Schadstoffs in mindestens einem Jahr des Zeitraums 2003 – 2008 den oberen Schwellenwert überschreiten.
2. Mindestmenge.
Die Relevanzprüfung erfolgt als ja/nein-Entscheidung im Zuge einer Experteneinschätzung.
3. Mobilisierbarkeit.
Die Relevanzprüfung erfolgt als ja/nein-Entscheidung im Zuge einer Experteneinschätzung.

Im Hinblick auf die **Mindestmenge** gilt das Prüfkriterium Fracht/Frachtpotenzial $> 10 \% F_{\text{Bezugsmessstelle}}$. Zur Prüfung wird entweder eine Emissionsfracht (Punktquellen) oder ein Frachtpotenzial (Sedimente/Altsedimente; sonstige Quellen) ermittelt. Als Frachtpotenzial wird die Gesamtmenge eines Schadstoffs (in kg oder t) pro Quelle bezeichnet. Im Falle der Sedimente/Altsedimente kann es

sinnvoll sein, zur Ermittlung des Frachtpotenzials räumliche Einheiten zu bilden, z. B. Bühnenfelder oder Gruppen von Seitenstrukturen in definierten Streckenabschnitten.

Die **Mobilisierbarkeit** wird auf der Grundlage von Pilotmessungen der Erosionsschubspannung und weiterer, die Kohäsivität bestimmender Parameter im Freiland und Labor sowie der Abschätzung der hochwasserinduzierten Remobilisierung anhand von Monitoringdaten (Sedimente/Altsedimente) oder anhand von Mobilisierungsszenarien und Dokumentationen (Altlasten) beurteilt.

Für den Quellentyp „Altlasten am Gewässer“ gelten eine Reihe Besonderheiten. Altlasten unterliegen in Tschechien und Deutschland einer eingeführten, gesetzlich geregelten Beurteilung, die zu befolgen bzw. an die anzuknüpfen ist. Das genaue Vorgehen ist in **Anlage A2-10** beschrieben. In **Tschechien** sind die oben benannten Relevanzkriterien impliziter Bestandteil eines umfassenden Systems der Risikobewertung von kontaminierten Standorten einschließlich Altlastenstandorten (SEKM = Systém evidence kontaminovaných míst – System zur Erfassung kontaminierter Standorte). Im Ergebnis der Prüfung innerhalb dieses Systems wird eine Kategorisierung in kontaminierte (A), potenziell kontaminierte (P)

oder nicht kontaminierte (N) Standorte vorgenommen, für die unterschiedliche Handlungsszenarien gelten. Für den **deutschen Teil der Elbe** wurde eine Methodik aufgestellt, nach der die drei o. g. Kriterien den Prüfschritt 1 bilden. Daran schließen sich zwei weitere an: Prüfschritt 2 – Ermittlung des aktuellen Zustandes der als relevant erkannten Verdachtsflächen und Prüfschritt 3 – Weiterführende Altlastenbearbeitung.

Datengrundlage der qualitativen und Frachtbetrachtungen in Stufe 1 bilden die an den Bezugsmessstellen Qualität und Quantität (**Anl. A2-1**) gemessenen und dokumentierten Werte. Ausgewertet wurden grundsätzlich Daten des Zeitraums 2003 – 2011. Das Jahr 2005 wird als mittleres Abflussjahr mit einer mittleren Schwebstoffführung verschiedentlich als Bezugsjahr verwendet. Zusammenfassende Datenübersichten sind in **Anlage A4 (Tab. T-A4-2, T-A4-4 und T-A4-5)** enthalten. Für Schwermetalle und Arsen wurden zur Frachtberechnung grundsätzlich Daten der unfiltrierten Gesamtwasserproben und für organische Schadstoffe wegen der schlechteren Nachweismöglichkeit im Wasser Daten von Feststoffproben (Schwebstoffe oder schwebstoffbürtiges/frisches Sediment) verwendet. Die zur Frachtberechnung verwendete Methode variierte je nach bester verfügbarer Datengrundlage. Für die

Tab. 6-1: Grundlagen der quellenbezogenen Risikoanalyse

Quellentyp	Daten- oder Informationsgrundlage	Anlage Methodik	Fachberichte im Rahmen des Sedimentmanagementkonzepts (Anlage A3-1)
Punktquelle	CZ: Informationssystem zur Freisetzung und Verbringung ausgewählter Schadstoffe – IRZ; Informationssystem WASSER der Tschechischen Republik D: PRTR-Register; weitere Quellen durch Experteneinschätzung	A2-9	Greif, A. (2013) PLEJADES (2012) PLEJADES (2013) UFZ (2013)
Sediment/ Altsediment	CZ: Informationssystem Gewässergüte der Tschechischen Republik – IS ARROW und Fachberichte (Spalte rechts und Anlage A3-1) D: Fachberichte (Spalte rechts und Anlage A3-1)	A2-7 A2-8	Claus et al. in BfG (2013b) Ferenčík et al. (2013) G.E.O.S (2013) Heise (2013) Hillebrand et al. in BfG (2013b) IFUA GmbH (2013) Junge (2013) Krüger et al. (2013) Tauf GmbH (2012) Uni Stuttgart (2013) Projekt SedBiLa – Abschlussbericht (2014) Projekt SedLa – Abschlussbericht (2014)
Altlast am Gewässer	CZ: Nationales Datenbank-System zur Erfassung kontaminierter Orte (SEKM). Bearbeitung von Altlasten im Rahmen der Tschechischen Umweltinspektion (ČiŽP) und Sanierungsbeispiele an konkreten Standorten entlang der Elbe. D: Altlasteninformationssysteme der Länder Bodeninformationssysteme der Länder Archive der Landesbergämter. Die Einschätzungen zur Relevanz von Altlasten für das Sedimentmanagement stützen sich auf eine Vielzahl standortbezogener altlastenfachlicher Untersuchungsberichte bei den zuständigen Fachstellen der Länder.	A2-10	Tauf GmbH (2012, 2013) FGG Elbe (2014)
Sonstiges	D: MoRE (Fuchs et al. 2010; MoRE 2013)	-	-

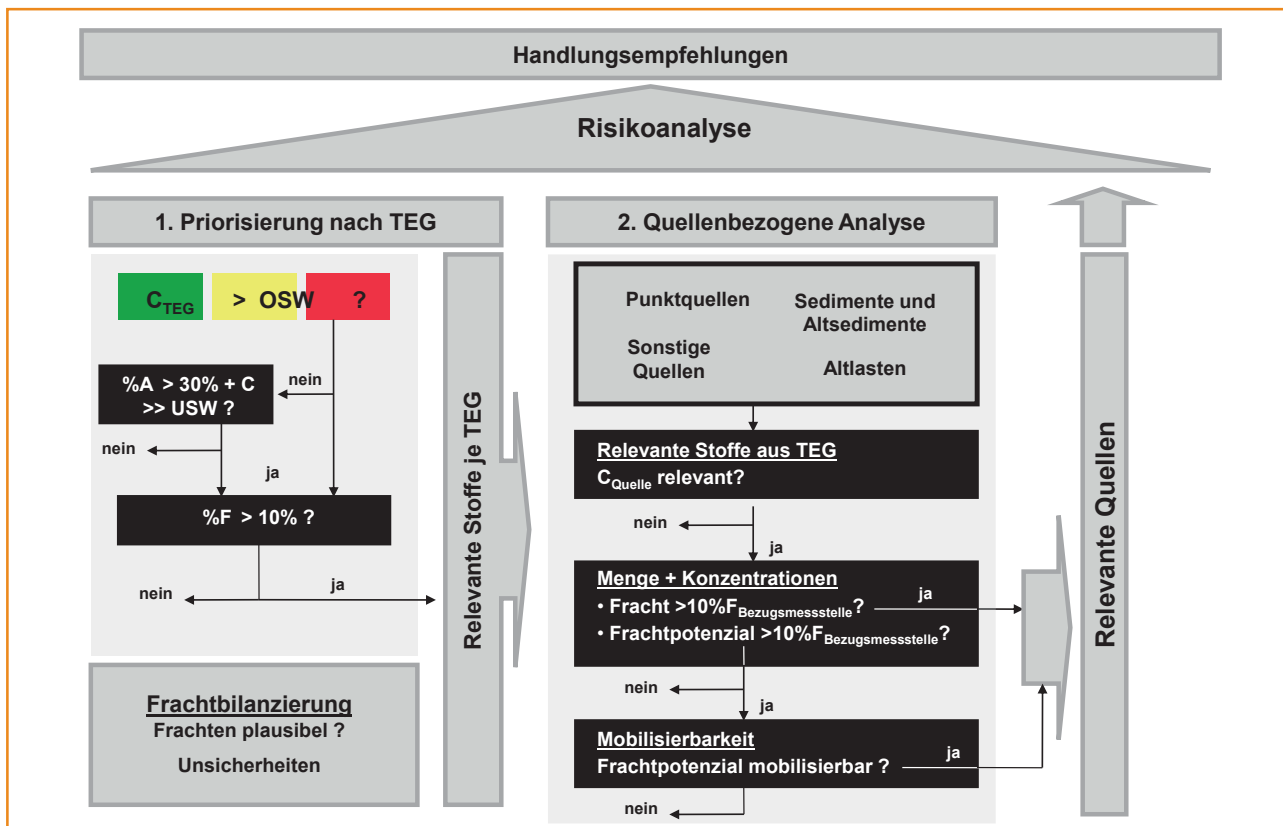


Abb. 6-1: Risikoanalyse aus qualitativer Sicht

Frachtlängsschnitte und die Frachtbilanzierung wurden durchgängig die Methoden 1.1a (Schwermetalle und Arsen) bzw. 2.1.1b (organische Schadstoffe) verwendet. Die zur quellenbezogenen Risikoanalyse von Stufe 2 verwendeten Daten sind bei den jeweils zuständigen Daten führenden Stellen (**Anl. A2-1**) und in den einzelnen Fachberichten (**Anl. A3-1**) dokumentiert. Um eine spätere Zusammenführung der erhobenen Daten bruchlos zu ermöglichen, wurden für alle Teilabschnitte und -projekte ein verbindlicher Mindestumfang zur Beschreibung der Datensätze, Messorte und Messdaten festgelegt (**Anl. 4, T-A4-6**).

Unsicherheiten in den Aussagen werden in den einzelnen Fachbeiträgen (**Anl. 3**) sowie in den Methodenbeschreibungen (**Anl. 2**) benannt. Sie ergeben sich grundsätzlich:

- aus dem in Teilen unzureichenden Datenumfang. Das betrifft insbesondere die Nebenflüsse der Kategorie 2, die nicht im Fokus der regulären Gewässerüberwachung stehen sowie die Quellen Altsedimente und Altlasten, die bisher nicht unter den für das Sedimentmanagement im Flussgebiet maßgeblichen Aspekten Frachtpotenzial und Mobilität adressiert wurden.
- aus der Variabilität und Komplexität des Systems Elbe, vgl. auch Kapitel 6.2 und 3.1.
- weil bestehende Monitoringprogramme spezifische Fragestellungen des Sedimentmanagements nicht

berücksichtigen, was sich z. B. darin niederschlägt, dass nicht für alle relevanten Schadstoffe sinnvolle Frachtbilanzen aufgestellt werden können.

- aus der Beschränkung auf große Quellen, siehe z. B. Kapitel 6.2, Bilanzierung.

6.2 QUALITATIVE VERHÄLTNISSSE IM FLUSSGEBIET

Die Beschreibung der qualitativen Verhältnisse im Flussgebiet ist gleichbedeutend mit Stufe 1 der Risikobewertung. Aus Flussgebietssicht haben drei Bezugsmessstellen eine Schlüsselstellung – Hřensko/Schmilka, wo der tschechische Anteil an der Schadstoffbelastung bilanziert wird, Schnackenburg, das für die binnenseitige Bilanz des gesamten Flussgebietes steht und auch den diesbezüglichen deutschen Beitrag beinhaltet, sowie Seemannshöft als Bilanzpunkt für den Übergang in die Nordsee. Aus deutscher Sicht eines Unterliegers bildet Hřensko/Schmilka einen Herkunftsbereich ab, der in der Bilanz wie die Bezugsmessstelle eines relevanten Nebenflusses der Kategorie 1 zu behandeln ist.

Das Ergebnis der **Klassifizierung** der schwebstoffbürigen Sedimente an den Bezugsmessstellen der Elbe und der relevanten Nebenflüsse der Kategorie 1 sowie die **Frachtverläufe 2005** im Elbelängsverlauf sind beispielhaft für Cadmium (Cd) und Hexachlorbenzen (HCB) in den **Abbildungen 6-2, 6-3 und 6-4** dargestellt. Alle

Kartendarstellungen zur Klassifizierung und die zu Grunde liegenden Daten einschließlich statistischer Kenngrößen finden sich in **Anlage A4 (Karten K-A4-9.1 bis K-A4-9.29)**. **Tabelle 6-2** enthält in Spalte 4 die vollständige Aufzählung der Schadstoffe, die den oberen Schwellenwert (OSW) überschreiten. Es wird deutlich, dass die OSW für viele relevante Schadstoffe in Hřensko/Schmilka und in Schnackenburg überschritten werden. Dies trifft für die Mehrzahl der Stoffe auch an den Bezugsmessstellen für Moldau, Mulde und Saale zu. Für die anderen Nebenflüsse der Kategorie 1 sind weniger Überschreitungen dokumentiert. Mit den Frachtlängsschnitten (**Abb. 6-4** für Cd und HCB, alle Schadstoffe **in Anl. 4, B-A4-2.1 bis B-A4-2.29**) werden Hauptherkunftsbereiche veranschaulicht. So steigt die HCB-Fracht an der Bezugsmessstelle Děčín sprunghaft an, für Cd erfolgt durch die Mulde ein starker Impuls. Mit den Frachtdaten lassen sich diese Einflüsse als Anteile an der Fracht in Schnackenburg quantifizieren ($\% F_{FGE}$). Unter der Maßgabe, dass dieser Anteil im betrachteten Zeitraum 2003 – 2011 mindestens einmal 10 % überschreitet, ergibt sich die Stoffauswahl in Spalte 5 von **Tabelle 6-2**. Dies sind die für das jeweilige Teileinzugsgebiet im Zuge der Risikoanalyse weiter zu betrachtenden Schadstoffe. Im Falle von Hřensko/Schmilka werden alle Stoffe genannt, deren Frachtanteile $\% F_{FGE}$ 10 % deutlich überschreiten. Fett hervorgehoben sind die Stoffe, für die sich sowohl aus dem Frachtvergleich Hřensko/Schmilka zu Schnackenburg ($\% F_{CZ}/\% F_D$) als auch aus dem Frachtvergleich $\% F_D/(\% F_{Mulde} + \% F_{Saale})$, jeweils auf Basis des Mittelwertes 2003 – 2011 ein mindestens 60 % Anteil des tschechischen bzw. deutschen Teileinzugsgebietes (TEG) ergibt. Für Tschechien sind das Cr, HCB, p,p’DDT, die PCBs, die Σ 5 PAK und Pentachlorbenzen, für Deutschland Cd, Hg, Zn, die HCHs und die Dioxine/Furane.

An der Bezugsmessstelle **Seemannshöft** werden für 11 der 29 relevanten Stoffe Überschreitungen der OSW (**Tab. 6-2**) registriert. Die Überschreitungen sind in hohem Maße Folge der Stoffeinträge aus dem Binnenbereich. Im Streckenabschnitt zwischen Schnackenburg und Seemannshöft erfolgen weitere Einträge, darunter im niedersächsischen Abschnitt Cd, PAK und TBT. Hamburg ist die dominierende Quellregion für TBT. Die überwiegend geringeren Schadstoffgehalte in Seemannshöft gegenüber Schnackenburg sind Folge

- (1) von Sedimentationsprozessen in Stillwasserbereichen der Elbe sowie der angrenzenden rezenten Aue auf der Zwischenstrecke zwischen beiden Bezugsmessstellen,
- (2) der Vermischung von höher belasteten Sedimenten limnischer Herkunft mit Sedimenten mariner Herkunft sowie
- (3) der Entnahme und kontrollierten Landunterbringung

erhöht belasteter Sedimente im Bereich des Hamburger Hafens.

Die Stoffe, die aufgrund der verfügbaren Daten einer **Bilanzierung** zugänglich waren, werden nachfolgend näher betrachtet. Die aus dieser Analyse ableitbaren Aussagen insbesondere hinsichtlich der Variabilität des Systems lassen sich grundsätzlich auch auf die anderen der im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes relevanten Stoffe übertragen. Schnackenburg hat einen Anteil von ca. 82 % an der gesamten Einzugsgebietsfläche der Elbe, der tschechische Anteil am Einzugsgebiet bis Schnackenburg beträgt 41 % (**vgl. Tab. 6-2**). Auf die Tideelbe entfallen ca. 10 % der Fläche des Einzugsgebietes. Die Frachten an der Bezugsmessstelle Schnackenburg variieren im Zeitraum 2003 – 2011 um den Faktor 1,5 – 2,6 je nach Schadstoff. Die größte Variabilität weisen Cd und As auf. Die Relation der Frachten in Hřensko/Schmilka ($F_{Schmilka}$) und Schnackenburg ($F_{Schnackenburg} = F_{FGE}$) beträgt zwischen zehn und mehreren hundert Prozent. Die höchsten Relationen werden im abflussstärksten Jahr 2006 (Ausnahme Ni, 2004) verzeichnet und betreffen besonders Ni und Pb, der tschechische Frachtanteil an F_{FGE} ist dann besonders groß. Die geringsten Relationen treten im abflussschwächsten Jahr 2008 (Ausnahme Cd, 2005) auf und sind besonders ausgeprägt für Cd und Zn, der Anteil von $F_{Schmilka}$ an F_{FGE} ist besonders klein. Im mittleren Abflussjahr 2005 werden im Vergleich zur Relation der Gebietsanteile mit ca. 90 % besonders für Cu und As sehr hohe Werte verzeichnet. Reiht man die Relationen für die sechs betrachteten Elemente im Zeitraum 2003 – 2011 nach ihrer Größe, so zeigt sich für As ein ab- und für Pb ein zunehmender Trend (**vgl. Tab. T-A4-7**), d. h. die relative Bedeutung der tschechischen Einträge bzgl. F_{FGE} nimmt für As ab und für Pb zu. Aus Eintragsicht (CZ: Elbe bis Moldau, Moldau, Eger, Břilina, Abwasser direkt in die Elbe; D: Triebisch, Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel, Abwasser direkt in die Elbe) ergibt sich, dass die Einträge in die Bilanzierungsstrecke im Zeitraum 2003 – 2011 um die Faktoren 1,5 bis 3,0 ($\text{Eintrag}_{\max}/\text{Eintrag}_{\min}$) variieren. Die Reihung anhand des max/min-Verhältnisses lautet Pb>As>Cu>Cd>Zn>Ni. Die geringsten Einträge konzentrieren sich auf die Jahre 2008 – 2009 (Ausnahme Cd – 2007), die höchsten auf 2005 – 2006 (Ausnahmen Cd – 2003 und Zn – 2011). Die tschechischen Anteile an den Gesamteinträgen in die Bilanzierungsstrecke sind für Ni und As (> 50 % in 2005) am höchsten und für Zn und Cd am geringsten (< 30 % in 2005). Die Variabilität der tschechischen Anteile im Zeitraum 2003 – 2011 ist für Cd mit ca. 10 % bis ca. 50 % des Gesamteintrags am größten und für Zn (15 – 30 %) und Cu (40 – 55 %) am geringsten. Ein zeitlicher Trend ist dabei nicht ableitbar. In **Spalte 6 der Tabelle 6-2** sind die Hauptergebnisse aus Eintrags-

Tab. 6-2: Qualitative Verhältnisse im Einzugsgebiet¹

Teileinzugsgebiet (TEG) Bezugsmessstelle	% A _E	% A _B ²	Auswahl Relevante Schadstoffe Kriterium OSW	Auswahl Relevante Schadstoffe Kriterium 10 % F _{FGE} ³	Relevantes TEG (Emissionen) ⁴
1	2	3	4	5	6
Elbe bis Moldau Obříství	9	11	Hg, Cd, Pb, Ni, HCHs, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCB-52, -101, -138, -153, -180, HCB, BaP, Fluoranthen, Σ 5 PAK, TBT	Hg, Cd, Pb, Cu, Ni, As, Cr , β-HCH, γ-HCH, p,p'DDT , p,p'DDE, PCBs , HCB , BaP, Anthracen, Fluoranthen, Σ 5 PAK	Cd, Pb, Cu, Ni, As
Moldau Zelčín	19	22	Hg, Pb, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCB-101, -138, -153, -180, BaP, Anthracen, Fluoranthen, Σ 5 PAK, TBT	Hg, Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, As, Cr , p,p'DDT , p,p'DDE, PCBs , HCB , BaP, Anthracen, Fluoranthen, Σ 5 PAK	Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, As
Eger Terezín	4	4,5	Hg, Pb, Ni, As, HCHs, DDX, PCB-28, -138, -153, PeCB, HCB, Fluoranthen	Ni, As	Ni, As
Bílina Ústí nad Labem	0,7	0,9	Hg, Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, As, HCH, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCB-28, -101, -138, -153, -180, PeCB, HCB, Fluoranthen, TBT	As	As
Abwasser CZ ⁵	n. a.	n. a.			n. a.
Tschechien Hřensko/Schmilka	35	41	Hg, Pb, Zn, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCBs, HCB, Benzo(a)pyren, Anthracen, Fluoranthen, Σ 5 PAK, TBT	Hg, Zn, Cu, Ni, As, Cr , p,p'DDT , p,p'DDD, p,p'DDE, PCBs , PeCB , HCB , Benzo(a)pyren, Anthracen, Fluoranthen, Σ 5 PAK , TBT	Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, As
Triebisch	0,1	0,1	Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, As	Cd, Zn	Cd, Zn
Schwarze Elster Gorsdorf	4	4,5	Hg, Cd, Pb, Zn, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, HCHs, Fluoranthen	–	–
Mulde Dessau	5	6	Hg, Cd, Pb, Zn, Ni, As, HCHs, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, HCB, Fluoranthen, TBT, Dioxine/Furane	Cd , As, Pb, Zn , Ni, HCHs , p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, HCB, TBT, Dioxine/Furane	Cd, Pb, Zn, Ni, As
Saale Groß Rosenberg	16	20	Hg, Cd, Pb, Zn, Ni, HCHs, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, HCB, Benzo(a)pyren, Anthracen, Fluoranthen, Σ 5 PAK, TBT, Dioxine/Furane	Hg , Cd , Pb, Zn , Ni, HCHs , p,p'DDE, p,p'DDT, Benzo(a)pyren, Anthracen, Fluoranthen, Σ 5 PAK, TBT, Dioxine/Furane	Cd, Pb, Zn, Ni
Havel Toppel	16	19	Hg, Pb, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen, TBT	–	–
Binnenelbe Schnackenburg	82,4	100	Hg, Cd, Pb, Zn, Ni, As, HCHs, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, HCB, Fluoranthen, TBT, Dioxine/Furane	n. a.	n. a.
Rest Binnenelbe ⁶	7,6	–	nicht gesondert betrachtet		
Abwasser Binnenelbe D	n. a.	–		n. a.	
Tideelbe Seemannshöft	10	–	Hg, Cd, Pb, Ni, α-HCH, p,p'DDT, p,p'DDD, HCB, Fluoranthen, Σ 5 PAK, TBT	n. a.	n. a.

1 Bezugszeitraum 2003 – 2011. Fett gedruckte Stoffe: % F_{FGE} ≥ 60% in D oder CZ

2 Bilanzierungsabschnitt Binnenelbe bis Schnackenburg

3 F_{FGE}: Fracht an der Bezugsmessstelle Schnackenburg; alle Frachten Metalle und Arsen nach Methode 1.1a, für organische Schadstoffe nach Methode 2.1.1b (vgl. Anlage A2-11)

4 Nur für Cd, Pb, Zn, Cu, Ni und As möglich; Bezugsjahr 2005

5 Nur direkte Abwassereinträge in die Elbe; Einträge in die Nebenflüsse sind dort mit erfasst (in Tschechien ab der Moldaumündung)

6 Nicht bilanzierter Abschnitt Binnenelbe zwischen Schnackenburg und Geesthacht

n. a. – nicht anwendbar

sicht für die Schadstoffe zusammengefasst, für die eine Bilanzierung möglich war.

Aus der Frachtbilanzierung lassen sich Rückschlüsse auf die **Retention** (überwiegend Sedimentation) bzw. **Mobilisierung** (überwiegend Erosion) von partikulär gebundenen Schadstoffen ziehen. Es gelten:

$$(1) \Delta F (t/a) = F_{\text{Ende}} - \sum F_{\text{Zuflüsse/Abwasser}}$$

$$(2) \Delta F (\% \text{ FGE}) = (F_{\text{Ende}} - \sum F_{\text{Zuflüsse/Abwasser}}) / F_{\text{FGE}}$$

Bei $\Delta F > 0$ findet im Bilanzierungsabschnitt überwiegend Mobilisierung, bei $\Delta F < 0$ überwiegend Retention statt. Wegen der bestehenden Unsicherheiten in der Systembetrachtung ist es sinnvoll, einen indifferenten Bereich von $\pm 10\%$ zu definieren. **Tabelle 6-3** zeigt $\Delta F (\% \text{ FGE})$ im oberen Teil für Tschechien im Bilanzierungsabschnitt zwischen Obříství und Hřensko/Schmilka sowie im unteren Teil für Deutschland im Bilanzierungsabschnitt zwischen Hřensko/Schmilka und Schnackenburg jeweils für das mittlere Abflussjahr 2005 sowie die Maximal- und Minimalwerte im Zeitraum 2003 – 2011 unter Angabe des Jahres, in dem sie auftraten. Im **tschechischen Bilanzierungsabschnitt** wurde 2003 (abflussschwaches Jahr) bei Cd und Pb eine leichte Retention ausgewiesen, bei den anderen bewertbaren Metallen liegt das Ergebnis im Unsicherheitsbereich. Eine Mobilisierung zeigte sich deutlich in den abflussstarken Jahren 2006 und 2010. Sie lag im Bereich von 18 bis 60 % und betrug für Ni im Jahr 2004 sogar extreme 260 % bezogen auf ΔF_{cz} . Im

deutschen Bilanzierungsabschnitt ergibt sich eine starke Retention, z. T. von mehreren hundert Prozent, fast ausschließlich im Hochwasserjahr 2006 sowohl für die Schadstoffe als auch für den Schwebstoff. Die auf das Bilanzgebiet bezogene Mobilisierung ist in ihrer stärksten Ausprägung stoffabhängig in verschiedenen Jahren zu beobachten. Sie erreicht im Maximum zwischen 15 und 50 %. Die detaillierte Frachtbilanzierung ist der **Anlage 4 (Tab. T-A4-8)** zu entnehmen.

Im Ergebnis der Risikoanalyse Stufe 1 ist festzuhalten:

- Im tschechischen Teileinzugsgebiet werden die oberen Schwellenwerte bei mehr als 50 % der relevanten Stoffe bereits in der tschechischen mittleren Elbe überschritten. In einem ähnlichen Stoffspektrum überschreiten die schwebstoffbürtigen Sedimente an der Moldau den oberen Schwellenwert. Am Nebenfluss Břilina wurde in den zentrifugierten Schwebstoffen die höchste Anzahl an Stoffen mit einer Überschreitung ermittelt (23 von den 29 relevanten Stoffen).
- Sowohl an der Bezugsmessstelle Obříství vor Einmündung der Moldau als auch an der für die Moldau in Zelčín wird für die meisten Metalle, As und die organischen Stoffe ein relevanter Frachtanteil ausgewiesen. Bis auf Cu ist der Anteil der Stoffeinträge bei den meisten Metallen aus überregionaler Sicht in der Moldau höher (20 bis 30 % F_{FGE}). Für die Moldau wurden 2006 die höchsten Einträge registriert.

Tab. 6-3: Ergebnisse der Frachtbilanzierung für Tschechien und für Deutschland jeweils in Prozent im Zeitraum 2003 – 2011 (Frachtberechnung nach Methode 1.1a)

		Schwebstoff	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	As
Tschechische Republik	Maximum							
	Jahr	2006	2010	2010	2006	2006	2004	2010
	ΔF^1 [%]	25	28	61	30	54	260	18
	2005							
	ΔF [%]	13	- ²	- ²	- ²	30	- ²	- ²
	Minimum							
	Jahr	2007	2003	2003	2005	2003	2005	2003
	ΔF^1 [%]	21	-18	-11	- ²	- ²	- ²	- ²
Deutschland	Maximum							
	Jahr	2004	2004	2003	2007	2008	2008	2008
	ΔF^1 [%]	45	50	25	15	15	15	40
	2005							
	ΔF [%]	20	50	- ²	-55	-85	- ²	-55
	Minimum							
	Jahr	2006	2006/9	2006	2006	2006	2004	2006
	ΔF^1 [%]	-25	-55	-250	-75	-150	-285	-115

1 $\Delta F > 0\%$ - Mobilisierung (Erosion), $\Delta F < 0\%$ - Retention (Sedimentation)

2 im Unsicherheitsbereich von $\pm 10\%$

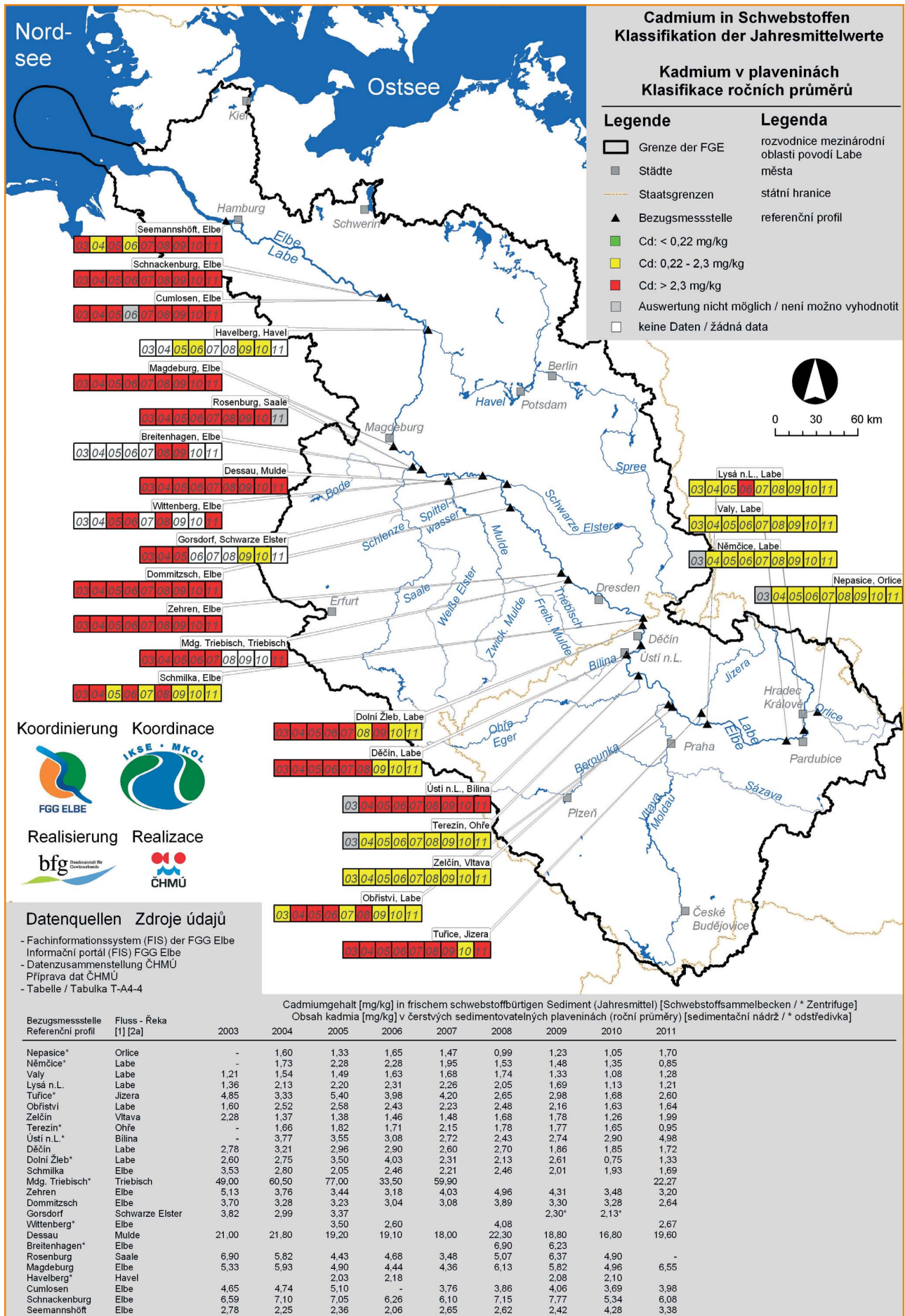


Abb. 6-2: Cadmium (Cd) in Schwebstoffen – Klassifikation der Jahresmittelwerte

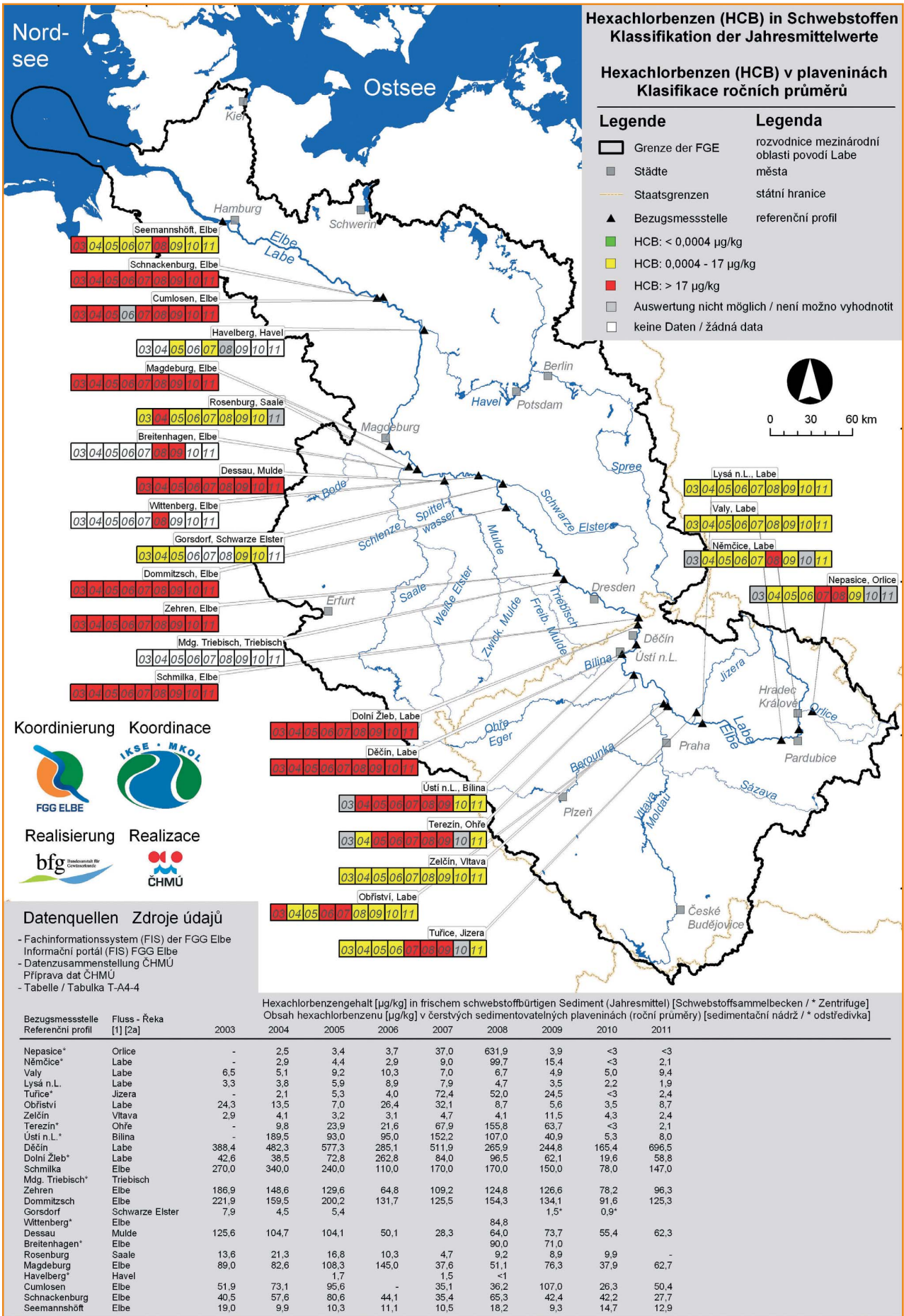


Abb. 6-3: Hexachlorbenzenen (HCB) in Schwebstoffen – Klassifikation der Jahresmittelwerte

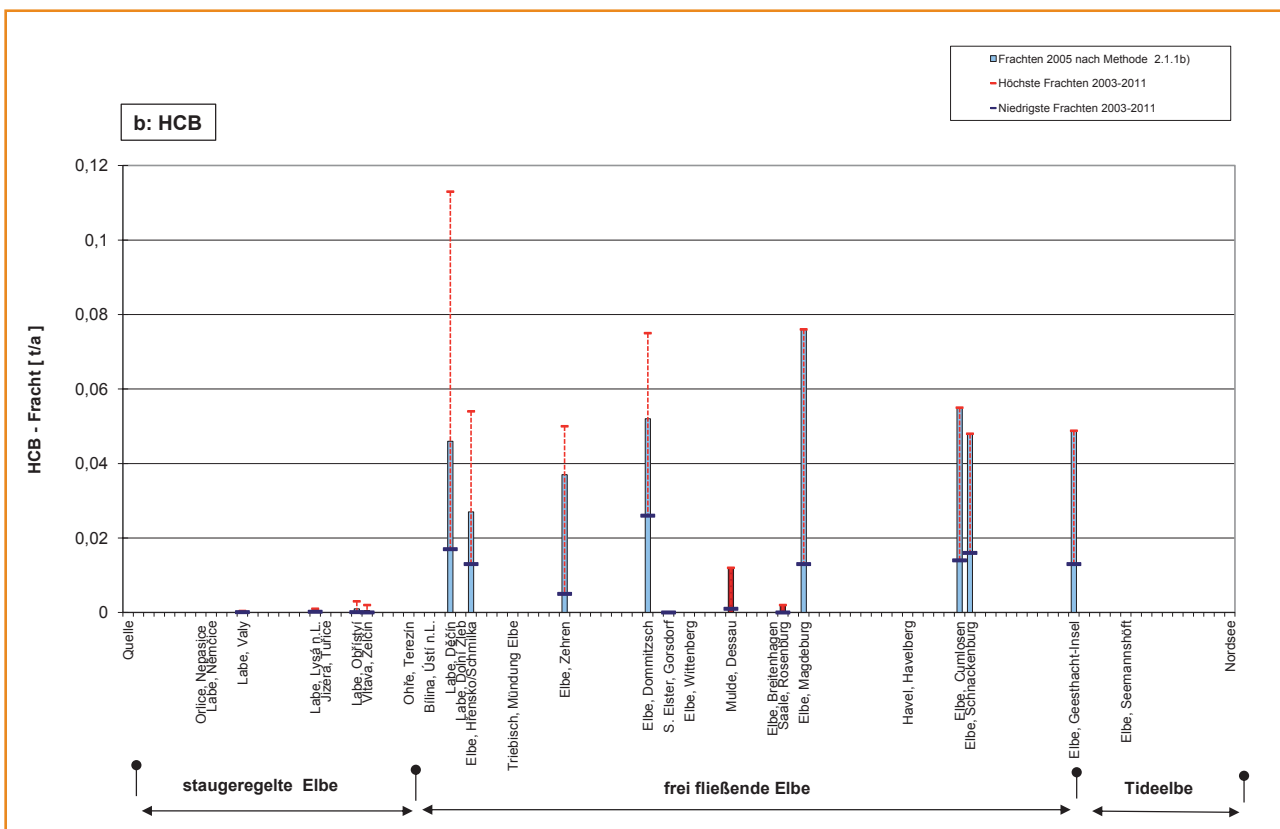
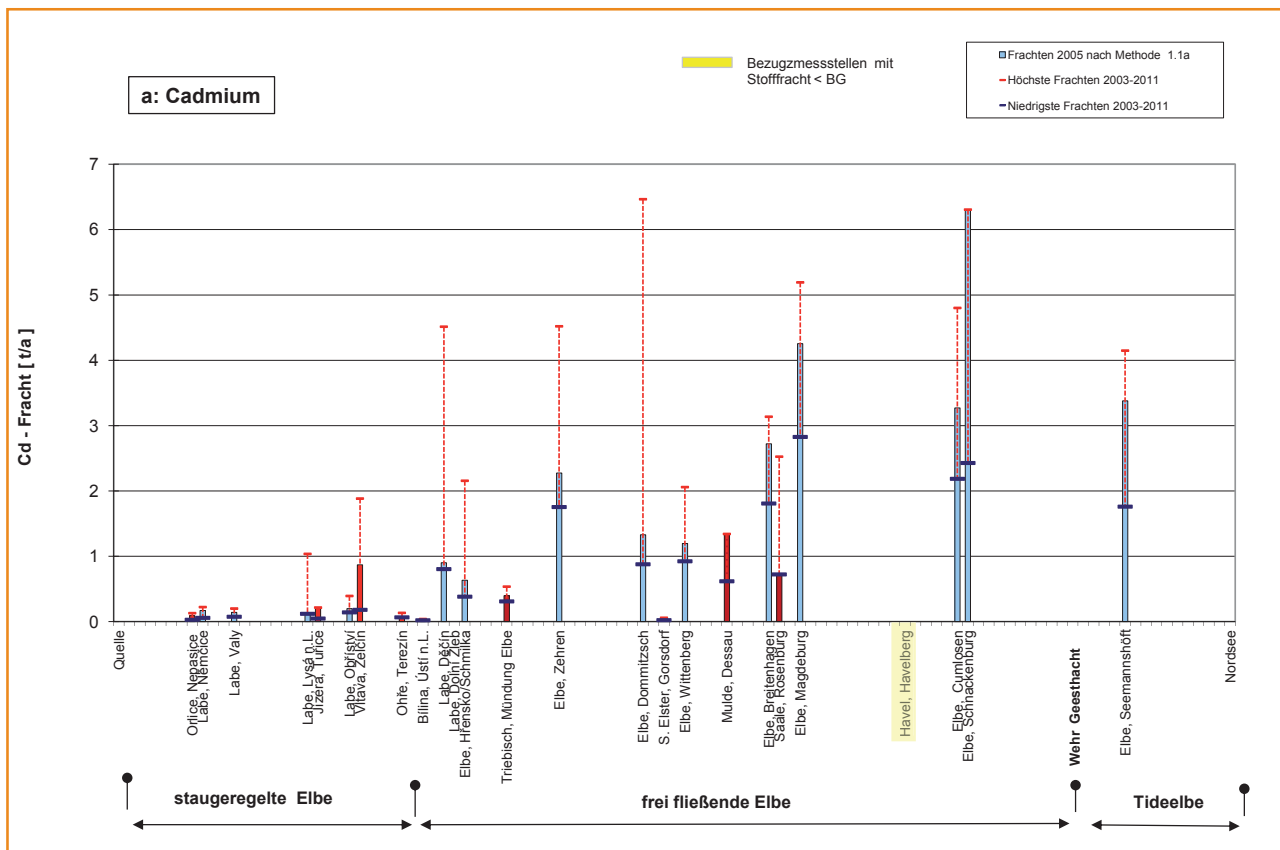


Abb. 6-4: Frachten im Elbelängsschnitt (a – Cd; b – HCB)

- Die Eger weist aus überregionaler Sicht nur vereinzelt einen relevanten Anteil an Schadstoffen auf, und zwar bei den Einträgen von Ni (2008) und As (2004). Die Břilina ist aktuell nur für As (2004) eine relevante Eintragsquelle. In Anbetracht der langjährigen hohen Belastung der Schwebstoffe und Sedimente der Břilina mit relevanten Stoffen und des Vorkommens von Altlasten ist es notwendig, eine weitergehende Risikoanalyse (Stufe 2) durchzuführen.
- Bereits an der Bezugsmessstelle Hřensko/Schmilka wird für die Mehrzahl der Schadstoffe ein relevanter Frachtanteil erreicht. Tschechien stellt aus deutscher Perspektive eines Unterliegers für diese Schadstoffe einen wichtigen, für einige sogar den entscheidenden Herkunftsbereich dar.
- Im deutschen Teileinzugsgebiet bilden Mulde und Saale die bekannten Haupteintragspfade für eine ganze Anzahl relevanter Schadstoffe. Eine weitere Befassung im Zuge der Risikoanalyse, Stufe 2, ist erforderlich. Darüber hinaus ist auch die Triebisch als Nebenfluss der Kategorie 2 für Stufe 2 relevant.
- Aus überregionaler Sicht besteht kein Erfordernis einer quellenbezogenen Risikoanalyse (Stufe 2) in der Jizera, Orlice, Schwarzen Elster und der Havel (und damit auch der Spree).

In den folgenden Kapiteln werden die Kernaussagen im Hinblick auf die einzelnen Quellentypen jeweils kurz zusammengefasst. Informations- und Datengrundlagen der Analyse sowie detaillierte Darstellungen sind in den Fachberichten (**Tab. 6-1**) und bei den zuständigen Behörden (**Anl. A2-1**) dokumentiert. In Kapitel 6.8 erfolgt eine auf die Hauptstreckenabschnitte der Elbe bezogene Einordnung der Quellen.

6.3 AUEN UND WEITERE SENKEN

Rezente Auen spielen im Stofftransportgeschehen eines Flusses eine bedeutsame Rolle. Dies macht sich vor allem bei Hochwasserereignissen bemerkbar, wenn das Flusswasser über die Ufer tritt und Schwebstoffe in die Auen transportiert. Die Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit im Vorland führt dazu, dass erhebliche Anteile an Schwebstoffen aussinken und zurückgehalten werden. Auen sind aus dieser Perspektive ein Raum des Sedimentmanagements. Für dieses Sedimentmanagementkonzept wurden detaillierte Betrachtungen und eigene Untersuchungen im deutschen Teileinzugsgebiet durchgeführt (Krüger et al. 2013). Daraus lassen sich folgende Rückschlüsse ziehen:

- Die Sedimentretention ist dort am größten, wo die Auen frühzeitig überflutet werden bzw. wo das Überflutungswasser frühzeitig über Altarme in die Auen gelangen kann. Sedimenteinträge nehmen mit größer

werdendem Abstand vom Ufer ab. Größere Abflüsse führen zu stärkeren Einträgen in die Auen, was insbesondere vor dem Hintergrund der stärkeren Sedimentmobilisierung plausibel ist. Erwartungsgemäß sind die Sedimenteinträge in weitläufigeren Auen stärker als bei schmalen Durchflussbreiten.

- Während die Auen unterstromig von Magdeburg bereits bei niedrigen Hochwassern (2fach MQ) zu großen Anteilen überschwemmt werden, bleiben die Auen oberstromig der Saalemündung (im Bereich der Erosionsstrecke) weitestgehend trocken. Im Falle von durchschnittlichen Hochwassern dagegen werden alle rezente (d. h. außendeichs gelegenen) Auen im Norddeutschen Tiefland größtenteils überflutet. Insbesondere die Auen oberstromig der Saalemündung können demzufolge ihr sehr großes Retentionspotenzial erst bei abflussstarken Hochwassern nutzen.
- Bezogen auf die Schwebstofffrachten in Hitzacker (**Tab. T-A4-1**) beträgt der Sedimentrückhalt in den Auen bei niedrigen Hochwassern ca. 6,5 %, bei mittleren Hochwassern ca. 24 % und bei extremen Hochwassern bis zu 27 %.
- Die überschlägig kalkulierte Sedimentretention auf der Basis der fließzeitgerechten Differenzbildung zwischen Frachten an unterschiedlichen Messpunkten entlang der Elbe zwischen 2003 und 2008 (BfG 2013c) ergab, dass bei niedrigen Hochwassern zwischen 25.000 t bis 75.000 t (Median: 52.000 t) zurückgehalten werden, bei mittleren Hochwassern sind es zwischen 85.000 und 155.000 t (Median: 120.000 t), im Extremhochwasser 2006 waren es knapp 500.000 t.
- Die Bedeutung der rezente Auen beim Schadstoffrückhalt lässt sich – auch in ihrer Abstufung – anhand der repräsentativen Hochwasserereignisse von 2004, 2005 und 2006 zeigen. Als Beispiel dient Hg. 2004 (2fach MQ) wurden in den gesamten Elbauen 0,08 t, 2005 (MHQ) 0,23 t und 2006 (Extremabfluss) 0,34 t zurückgehalten. Die Sedimentretention betrug zwischen 8 und 57 % der jeweiligen Quecksilber-Jahresfracht in Schnackenburg.

Neben den Auen stellen natürliche und künstliche Flussseen, Talsperren und Hafenbecken Sediment- und damit ggf. auch Schadstoffsinken dar. **Tabelle 6-4** zeigt die unter dem Qualitätsaspekt wichtigsten Beispiele. Für das Sedimentmanagementkonzept wurde bisher die Funktion des Muldestausees näher betrachtet (Junge 2013). Für die überwiegend partikulär gebunden verfrachteten Metalle Pb, Cr, Cd und Cu liegt der Rückhalt bezogen auf die Zulaufkraft der Mulde unter normalen Abflussbedingungen zwischen 87 und 71 %, bei den Schadstoffen mit höheren gelösten Anteilen (Zn, As, Ni,) zwischen 50 und 39 %.

Tab. 6-4: Überregional bedeutsame, dauerhafte Schadstoffsenken

	Teileinzugsgebiet	Überregionale Bedeutung
Talsperre Les Království	Tschechische obere Elbe	Talsperre mit beträchtlicher Menge an abgelagerten Altsedimenten, die mit Schwermetallen und weiteren Risikostoffen belastet sind
Talsperrenkaskade	Moldau	Das System großer Talsperren an der Moldau ist ein großer Rückhalteraum für Sedimentablagerungen. Das niedrige Remobilisierungsvermögen und die relativ günstige Sedimentqualität in den Stauseen hingegen verringern das Risiko bedeutenderer Schadstofftransporte nach unterstrom.
Auen	Mittelelbe	Bedeutende Sedimentretention bei Hochwasser, vgl. Kapitel 6.3
Muldestausee	Mulde	Rückhalt von ca. 90 % der Schwebstofffracht und ca. 40-90 % der Schwermetallfracht der Vereinigten Mulde
Talsperre Eibenstock	Mulde (Oberlauf der Zwickauer Mulde)	Flächenmäßig größte Talsperre in Sachsen, verfügt über eine Vorsperre im Zulauf und vier Vorbecken, nachgewiesenes, jedoch noch nicht exakt quantifizierbares Rückhaltepotential für Einträge aus dem geogen geprägten Einzugsgebiet für Schwermetalle und insbesondere für Arsen
Bleiloch-Talsperre	Saale	Mit einem Stauvolumen von 215 Mio. m ³ größte Talsperre Deutschlands, ist erste Staustufe der aus 5 Talsperren bestehenden Saalekaskade (Gesamtstauvolumen ca. 410 Mio. m ³) in Thüringen, nachgewiesenes, jedoch bisher nicht exakt quantifiziertes Rückhaltepotential für partikuläre Schadstoffe aus dem Einzugsgebiet
Talsperre Pirk	Saale (Obere Weiße Elster)	Talsperre mit Vorsperre und drei Vorbecken, nachgewiesenes, jedoch noch nicht exakt quantifizierbares Rückhaltepotential insbesondere für Zink
Elsterbecken	Saale (Untere Weiße Elster)	Nachgewiesenes, jedoch noch nicht exakt quantifizierbares Rückhaltepotential
Havelseen	Havel (Untere Havel)	Rückhalt partikelgebundener Schadstoffe u. a. aus dem urbanen Ballungsgebiet Berlin-Potsdam (nicht quantifiziert), Verminderung des Beitrags des Spree/Havel-Systems zur Belastung der Elbe
Hafen Hamburg	Tideelbe	Jährliche Entnahme und Landentsorgung von bis zu 1 Mio. m ³ schadstoffbelasteter Feinsedimente (frische und Altsedimente)

6.4 PUNKTQUELLEN

Als Punktquellen werden im Kontext dieses Sedimentmanagementkonzeptes kommunale und industrielle Abwassereinleitungen sowie punktförmige Einträge des Altbergbaus bezeichnet. Aufgrund der Datenlage konnte in beiden Ländern nur für die Schwermetalle und Arsen eine Quantifizierung vorgenommen werden. **Abbildung 6-5** zeigt beispielhaft die Frachtanteile aus Punktquellen an der Gesamtfracht (2008) an den Bezugsmessstellen Zelčín bzw. Groß Rosenberg in den Teileinzugsgebieten von Moldau und Saale.

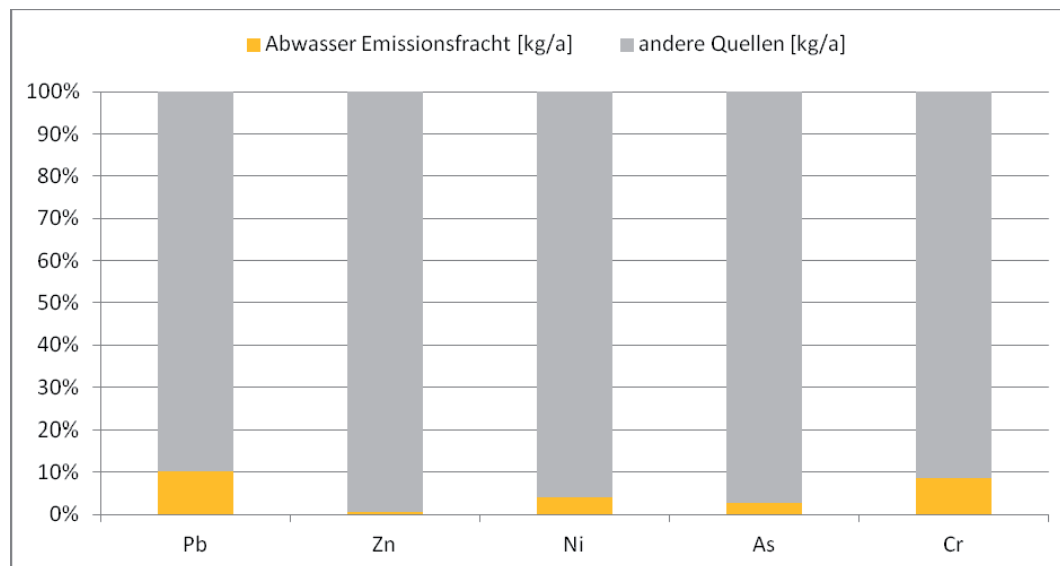
Zusammenfassend ergeben sich für den **tschechischen** Teil folgende Schlussfolgerungen:

- Im Jahr 2011 wurden durch die zwölf im PRTR-Register erfassten relevanten Industriestandorte und kommunalen Kläranlagen prozentuale Anteile an der Jahresfracht an der Bezugsmessstelle Hřensko/Schmilka in Höhe von 4,9 % für Hg, 4,0 % für Zn und 2,1 % für Cu eingeleitet. Für die weiteren Schwermetalle und Arsen lagen die Frachtanteile unter 2 %. **Abbildung 6-6a** zeigt ein Beispiel einer bestehenden Abwassereinleitung im Raum Pardubice.
- Relevante Einleitungen aus dem Altbergbau mit direktem Einfluss auf die Elbe sind derzeit nicht bekannt.

Auf **deutscher** Seite ist zusammenfassend festzustellen:

- Bedeutende Punktquellen für Schwermetalle und Arsen liegen auf deutscher Seite im Saale- und/oder Muldegebiet. Punktquellen direkt in die deutsche Binnenelbe können vernachlässigt werden. Für die Tideelbe werden über die vier PRTR-Betriebe inkl. des Klärwerksverbands Köhlbrandhöft/Dradenau Cd, Hg, Pb, Ni, Zn, Cu und PAK (vgl. auch Kap. 6.7) in einem nennenswerten Umfang eingetragen. Die Einträge führen jedoch zu keiner relevanten zusätzlichen Belastung in Relation zum binnenseitigen Eintrag (BSU 2013).
- Kommunale und industrielle Abwassereinleitungen tragen insgesamt nur in geringerem Maße zur Gesamtbelastung der Sedimente der Elbe durch die in diesem Konzept betrachteten Stoffe bei. Dies kann sich in Bezug auf neuartige, ggf. zukünftig einzubeziehende Schadstoffe durchaus anders verhalten.
- Die höchsten punktuellen Frachtbeiträge stammen für Cd, Pb, Zn und Ni aus dem Saale- und für As aus dem Muldegebiet. Ausschlaggebend für Cd, Pb, Zn und As sind Gruben- bzw. Stollenwässer aus dem Alt- bzw. Sanierungsbergbau. Anteile von mehr als 10 % der Gesamtfracht (Bezugsjahr 2008) treten in der Mulde

a: Moldau



b: Saale

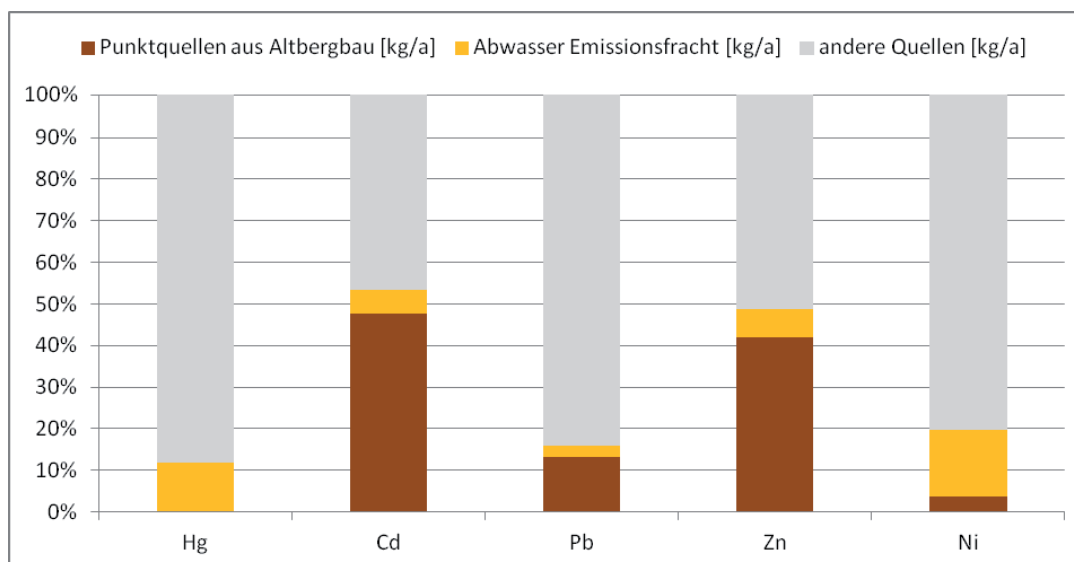


Abb. 6-5: Frachtanteile aus Punktquellen; a – Moldau, b – Saale (Bezugsjahr 2008; Frachtmethode 1.1.a WMP)

für (Cd>Zn>As) und in der Saale für (Cd>Zn>Pb) auf. Die punktförmigen Einträge an Ni im Saalegebiet sind in erster Linie Abwassereinleitungen. Sie liegen in der Größenordnung von 10 – 20 % Frachtanteil.

- Relevante Punktquelle der Triebisch ist der Rothschnöberger Stolln, der jährlich ca. 0,3 t/a Cd und 70 t/a Zn aus dem Freiburger Raum emittiert (**Abb. 6-6b**).
- Im Oberlauf der Mulde wirkt mit Stollenwässern aus dem Altbergbau eine Vielzahl größerer und kleinerer Punktquellen. Für die Freiburger Mulde bildet der Freiburger Raum mit dem Königlich Verträglichke Gesellschaft Stolln und dem Hauptstolln Umbruch den Schwerpunkt. Für die Zwickauer Mulde sind insbesondere Stollen im Nebenschluss, wie der Marcus Semmler Stolln, für Arsen von Bedeutung.

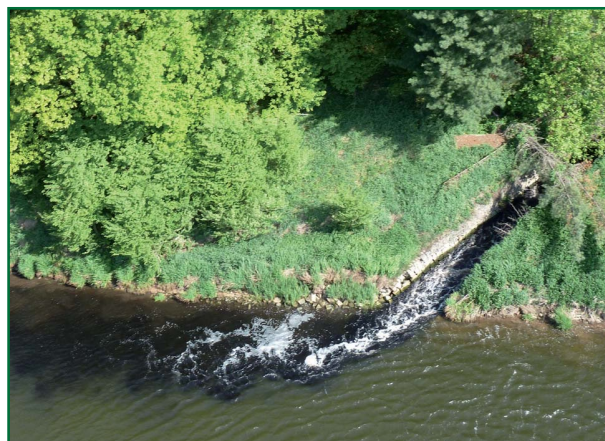


Abb. 6-6a: Abwassereinleitung aus der chemischen Industrie in die Elbe unterhalb von Pardubice (J. Medek, Povodí Labe, státní podnik)



Abb. 6-6b: Einlauf des Rothschönberger Stollns in die Triebisch (S. Rohde, SMUL)

- Relevante Punktquelle im Saalegebiet ist der Schlüsselstollen, durch den in abflussreichen Jahren (2010, 2011) bis zu 160 t/a Schwermetalle, davon zu ca. 95 % Zn sowie zu je 1,5 – 2 % Pb und Cu emittiert werden und über die Schlenze die Saale erreichen.
- Für die elberelevanten organischen Schadstoffe konnte keine Quantifizierung der Punkteinträge vorgenommen werden. Es wird eingeschätzt, dass es mit der Ausnahme TBT keine aktiven, überregional belastungsrelevanten Punktquellen gibt. Emissionsabschätzungen auf deutscher Seite für PAK (MoRE 2013) besagen, dass industrielle Kläranlagen praktisch nicht und kommunale zu weniger als 5 % an der Gesamtemission im Elbegebiet beteiligt sind. Es ist davon auszugehen, dass auf der tschechischen Seite vergleichbare Verhältnisse herrschen.

6.5 SEDIMENTE UND ALTSEDIMENTE

Aus dem Kontext des Sedimentmanagements ergibt sich, dass der Quellentyp Sediment immer durch alle für den jeweiligen Herkunftsbereich relevanten Schadstoffe charakterisiert wird. Es gelten die Angaben in **Tabellen 6-2**. Mengenermittlungen erfolgten zunächst immer als Volumen (**Anl. A2-7**), wegen der besseren Vergleichbarkeit mit Frachten werden Massen unter Annahme einer Bodenfeuchtdichte von 1,3 t/m³ angegeben. Ausgehend von praktischen und Systemüberlegungen wurde der Quellentyp Sediment folgenden Strukturen bzw. Gewässerabschnitten zugeordnet:

- **Querbauwerke im tschechischen Teileinzugsgebiet**
Am Oberlauf der Elbe befinden sich zwei Talsperren (Labská und Les Království), die einen Teil der Sedimente aus den Berglagen des Riesengebirges und seines Vorlands zurückhalten. Ein charakteristisches Merkmal des tschechischen Teils der Elbe von Jaroměř bis Ústí nad Labem sind die Querbauwerke. Sie bilden die einzelnen Stau-

stufen der geregelten Wasserstraße bzw. werden für die Energiegewinnung genutzt. Die Stauhaltungen der Wehre sind Rückhalteräume für Sedimente. Eine Remobilisierung erfolgt insbesondere bei hohen Abflüssen, wenn die Wehre geöffnet werden. Einen ähnlichen Charakter hat an ihrem schiffbaren Unterlauf die Moldau als größter tschechischer Nebenfluss der Elbe. Der Ober- und der Mittellauf der Moldau sind durch ein System großer Talsperren und Stauseen beeinflusst. Die „Moldaukaskade“ bildet einen großen, potenziellen Rückhalteraum für Sedimente. Deren Remobilisierungsvermögen ist bei den üblichen Abflüssen gering. Unter dem Aspekt des Sedimentmanagements haben die Querbauwerke an den weiteren Nebenflüssen (Eger, Bílina, Jizera) eine relativ geringe Bedeutung. Bedeutende Querbauwerke liegen im Oberlauf der Gewässer (z. B. die Talsperre Nechanice an der Eger) und haben relativ geringen Einfluss auf das partikuläre Schadstoffregime und den Sedimenttransport der Elbe. Eine systematische Analyse des Einflusses der Querbauwerke in Elbe und Moldau, eine Quantifizierung der querbauwerksbedingten Sediment- und Schadstoffablagerungen sowie die Abschätzung des damit verbundenen Risikopotenzials (vgl. Kap. 6.1) wurden noch nicht vorgenommen.

■ Bühnenfelder und Leitwerke

– Im tschechischen Elbeabschnitt kommen Bühnenfelder nur im freifließenden Abschnitt zwischen Ústí nad Labem und der Staatsgrenze sowie vereinzelt in Abschnitten der geregelten Elbe vor. Bedeutsam für das Sedimentmanagement sind dagegen die Bereiche hinter den Leitwerken (**Abb. 6-7a**). Sie bilden einen potenziellen Raum für die Ablagerung von Gewässersedimenten mit dem Risiko der Remobilisierung bei höheren Wasserständen und Abflüssen. In diesen Bereichen befindliche kontaminierte Altsedimente bilden ein relevantes Risikopotenzial für stromab gelegene Elbeabschnitte. Die



Abb. 6-7a: Leitwerke an der tschechischen unteren Elbe bei Nebočady (J. Medek, Povodí Labe, státní podnik)

umfassende Analyse des Einflusses dieser Bauwerke auf das partikuläre Schadstoffregime und die Bewertung des mit ihnen verbundenen Risikopotenzials für stromab gelegene Abschnitte steht noch aus. Im Rahmen des Pilotprojekts SedBiLa wurde jedoch der Abschnitt zwischen Bílinamündung und tschechisch-deutscher Grenze im Hinblick auf die Belastung mit Altsedimenten und deren Remobilisierungspotenzial untersucht. In diesen Untersuchungen wurden an repräsentativen Standorten signifikante Schadstoffmengen (DDTs, HCB, PAKs, Schwermetalle) mit hohem Remobilisierungsrisiko nachgewiesen, die eine potenzielle Gefährdung für stromab gelegene Bereiche darstellen.

– Die Binneneibe in Deutschland weist mehr als 6.600 Bühnenfelder auf, die für den Feinsedimenttransport als Zwischenspeicher bzw. Senke eine zentrale Rolle spielen. Aus einer repräsentativen Bestandsaufnahme (Hillebrand et al. in BfG 2013b), gestützt auf regionale, geometrische, morphologische, hydrologisch-hydraulische und wasserbauliche Kriterien, ließ sich eine Klassifikation der Bühnenfelder hinsichtlich ihrer Feinsedimentmengen herleiten. Die Gesamtmasse wird auf 1,3 Mio. t geschätzt. Untersuchungen zur Mobilisierbarkeit wurden exemplarisch in sechs Bühnenfeldern vorgenommen. Diese Stichprobe ist zu gering, um die Ergebnisse auf sämtliche Bühnenfelder zu übertragen. Bei einer starken horizontalen und vertikalen Heterogenität der untersuchten Felder wurden jedoch viele mobilisierbare Bereiche identifiziert. Dies zusammen mit Beobachtungen über hochwasserbedingte Mobilisierung in der Vergangenheit (Baborowski et al. 2004, Schwartz 2006; **Anl. A2-8**) lässt auf eine in großen Teilen bestehende Mobilisierbarkeit und damit Relevanz der Frachtpotenziale der Bühnenfelder schließen. Mehr als 80 % der als schlammhaltig charakterisierten Bühnenfelder liegen unterhalb von km 350. Dies macht die Bildung räumlicher Einheiten möglich, wie die **Abbildung 6-7b** veranschaulicht.

■ Elbe-Seitenstrukturen

– In der Talaue der tschechischen Elbe befinden sich zahlreiche natürliche und technische Seitenstrukturen, wie Altarme und Altwässer bzw. Häfen (siehe z. B. **Abb. B-A4-3 in Anl. A4**). Eine systematische Erfassung von Größe, Lage und Anschlusssituation wurde noch nicht vorgenommen. Die Entstehung und der Charakter dieser Strukturen wird einerseits durch die natürliche historische Entwicklung des Flusses bestimmt, andererseits hängen sie mit den bedeutenden Gewässerbegradigungen bei der Regulierung des Flusses bzw. bei der Errichtung der

geregelten Wasserstraße zusammen. Eine Reihe dieser Altarme enthält Altsedimente, die eine potenzielle Schadstoffquelle mit dem Risiko der Remobilisierung bei Hochwasserereignissen sein können (z. B. die Umgebung der Industriegebiete bei Pardubice, Kolín oder Neratovice). Die systematische Analyse des Einflusses dieser Seitenstrukturen auf das partikuläre Schadstoffregime und des mit ihnen verbundenen Risikopotenzials für stromab gelegene Abschnitte steht noch aus. Im Rahmen des Pilotprojekts SedLa wird an zwei Standorten (unterhalb von Pardubice bzw. unterhalb von Neratovice) das Risiko der Schadstoffbelastung aus industriellen Einleitungen untersucht. Der Schwerpunkt der Untersuchungen liegt in der Quantifizierung der bereits nachgewiesenen elberelevanten Schadstoffe (Schwermetalle, DDX, PCBs, PAKs) und deren Remobilisierungspotenzial.

– In der Talaue der deutschen Elbe liegen mehr als 1.000 Seitenstrukturen, d. h. Häfen, Altarme und Buchten sowie Altwässer. Die 62 erfassten Häfen werden aus schiffahrtlichen Gründen unterhalten, sind nur bei sehr hohen Abflüssen durchströmt und haben mit ca. 4,5 km² nur einen relativ geringen Flächenanteil. Insgesamt nehmen die Seitenstrukturen eine Fläche von ca. 50 km² ein, davon entfallen 61 % auf solche mit einer Länge von mehr als 500 m. Siebzehn exemplarisch untersuchte Seitenstrukturen (Elbe-km 83,2 – 589), die sich in ihrer Lage und Entfernung zum Fluss sowie der Anschlusssituation unterscheiden, lassen vorläufig folgende Schlussfolgerungen zu (Heise 2013): Eine Spanne von 0,3 – 1,5 m Feinsedimentablagerungen ist eine realistische Annahme. Damit ergibt sich ein Gesamtfrachtpotenzial von ca. 20 – 100 Mio. t. Tendenziell ist ein erhöhtes Mobilisierungsrisiko von solchen Seitenstrukturen zu erwarten, die bei mindestens MHQ überströmt und bei MNQ oder MQ an die Elbe angeschlossen sind (Buchten, Altarme, evtl. Häfen). Der entsprechende Flächenanteil beträgt



Abb. 6-7b: Beispiel einer regionalen Häufung von Bühnenfeldern, für die relevante Feinsedimentgehalte modelliert wurden (Quelle: BfG)

ca. 20 %. Sie konzentrieren sich zu mehr als 80 % auf den Elbeabschnitt ab km 300. Das Frachtpotenzial ist relevant. **Abbildung B-A4-4** zeigt für den Elbeabschnitt km 333,2 – 568 je ein Beispiel für ein Altwasser, einen Altarm und eine Bucht mit einem relevanten Frachtpotenzial.

■ Unterlauf der Mulde einschließlich Schachtgraben/Spittelwasser

In der Mulde unterhalb des Stausees gibt es keine nennenswerten Feinsedimentdepots. Im Rahmen der ausgeführten Sedimentuntersuchungen im Projekt „Fracht-reduzierung Spittelwasser“ (LAF 2013) wurden nur im mittleren/oberen Spittelwasser Feinsedimentablagerungen in geringem Umfang angetroffen und untersucht. Die in Altuntersuchungen im Unterlauf des Spittelwassers beschriebenen Sedimentdepots waren nicht mehr lokalisierbar. Ein relevantes Frachtpotenzial für unterliegende Gewässer ist nicht gegeben.

■ Hauptgewässer Saale

In der frei fließenden Saale, den Abschnitten zwischen den Staustufen und in den Wehrsaalen kommen feinkörnige Sedimente nicht nennenswert vor. Relevante Mengen an kohäsiven, schadstoffbelasteten Sedimenten finden sich in den Staustufen, von denen Rischmühle, Rothenburg (unterhalb Weiße Elster, Schlenze) und Calbe (unterhalb Bode) stellvertretend untersucht wurden (Claus et al. in BfG 2013b). Die oberen Schwellenwerte der für die Saale insgesamt relevanten Schadstoffe werden durchgängig überschritten. Je nach Lage zu den relevanten Nebenflüssen der Kategorie 2b variiert die Höhe der Schadstoffbelastung jedoch deutlich. Es wird eingeschätzt, dass in den 12 Staustufen der Bundeswasserstraße Saale vor dem Hochwasser 2013 ca. 140.000 t Feinsediment gespeichert waren. Auf die großen Staustufen Rothenburg, Alsleben, Wettin und Calbe entfallen 80 % der Sedimentationsfläche (*vgl. Abb. B-A4-5 in Anl. 4*). Dieses Feinsediment wird als potenziell mobil angesehen. Die Frachtpotenziale sind relevant. Gegenüber 2012 hatte sich die Menge um ca. 19.000 t erhöht, in diesem Zeitraum fand keine Entnahme statt. Die Menge entspricht etwa 15 % der Gesamtfracht der Saale in die Elbe. Unterhalb der mobilen Auflage lagern ggf. bis in eine Tiefe von 1,70 m stark konsolidierte Altsedimente, die als nicht mobilisierbar eingestuft werden.

■ Seitenstrukturen Saale und Nebenflüsse der Kategorie 2b der Saale

Systematische Untersuchungen zeigen, dass in den Seitenstrukturen des schiffbaren Teils der Saale ca. 190.000 t feinkörniger Sedimente lagern, von denen ca. 75 % als mobilisierbar eingestuft werden (GEOS 2013; Universität Stuttgart 2013). Das mit den Seitenstrukturen verbunde-

ne Frachtpotenzial ist somit relevant. In den Sedimenten ist das Spektrum der elberelevanten Schadstoffe nahezu vollständig abgebildet (**Tab. 6-2**). Belastungsschwerpunkte bilden aufgrund ihres hohen Anteils an der Gesamtmenge die Mühlgräben Wettin, Peißnitz und Holleben und der Altarm Calbe/Tippelskirchen. Von den Nebenflüssen der Kategorie 2b liegen Ergebnisse zu Schlenze und Bode vor. Die Schlenze weist mit ca. 1.500 t keine relevanten Sedimentdepots auf. In der Bode wurden ca. 37.500 t festgestellt (z. B. Wehr Staßfurt, **Abb. B-A4-6**). Davon sind ca. 75 % mobilisierbar. Das Frachtpotenzial der unteren Bode ist insbesondere wegen der hohen Dioxin-/Furanbelastung relevant. Für die Weiße Elster besteht anhand der Klassifizierungsergebnisse Aufklärungsbedarf. Quantitative Angaben sind aber bisher nur in Teilbereichen verfügbar, die noch keine Bewertung zulassen.

■ Tideelbe

Viele Seitenräume der Tideelbe stellen eine dauerhafte Senke für Feinsedimente bis in eine Tiefe von 4 m dar (Schubert und Hummel 2008). Die hier lagernden Frachtpotenziale überschreiten je nach Schadstoff die jährlichen Frachten aus dem Binnenbereich um das 10- bis mehr als 100fache. Das Frachtpotenzial ist jedoch nicht relevant, da die stark konsolidierten Altsedimente von einer natürlichen Mobilisierung ausgeschlossen sind. Dies betrifft auch die Bereiche des Hamburger Hafens, die infolge struktureller Veränderungen nicht mehr regelmäßig unterhalten oder aus dem Hafenbetrieb entlassen wurden. Das Frachtpotenzial oberflächennaher, rezenter und potenziell mobilisierbarer Ablagerungen in den Seitenstrukturen wird in Relation zu den in der Tideelbe insgesamt bewegten Frachten ebenfalls als nicht relevant eingeschätzt.

6.6 ALTLASTEN AM GEWÄSSER

Ein erheblicher Teil der Schadstoffe, die vor 1990 und teilweise bis in die Gegenwart im Wasser und den Sedimenten des Elbesystems angetroffen werden, wurde auf Flächen, die heute als kontaminierte Standorte, Altstandorte, Altablagerungen/Altdeponien oder Altbergbau bezeichnet werden, freigesetzt und in die Gewässer eingetragen. Auf vielen dieser Flächen (nachfolgend einheitlich Altlasten am Gewässer) blieben nach der Stilllegung schadstoffkontaminierte Böden, Abfallablagerungen und kontaminiertes Grundwasser zurück. Bei Vorhandensein einer hinreichend großen und mobilisierbaren Schadstoffmenge können diese Flächen noch immer eine potenzielle Schadstoffquelle für die Oberflächengewässer und damit auch deren Sedimente darstellen.

Wichtigste Informationsquelle über Altlasten am Gewäs-

ser **auf tschechischer Seite** ist die Datenbank SEKM, die durch das Ministerium für Umwelt der Tschechischen Republik eingerichtet wurde (*vgl. auch Anl. A2-10*). Für das Sedimentmanagementkonzept wurde eine Auswertung im Elbeabschnitt Pardubice – Hřensko vorgenommen. Ein potenzielles Risiko für die Sedimentqualität in signifikanten, an den Bezugsmessstellen nachweisbaren Frachtbeiträgen war nach Experteneinschätzung für insgesamt sechs Großstandorte zu prüfen. Es handelt sich um die Standorte Synthesia, a. s., Pardubice, PARAMO, a. s., Pardubice, Lučební závody Draslovka, a. s., Kolín, SPOLANA, a. s., Neratovice, SPOLCHEMIE, a. s., Ústí nad Labem und KOVOŠROT GROUP CZ, a. s., Standort Děčín. Die vier erstgenannten Standorte sind der tschechischen mittleren Elbe und die beiden letztgenannten der tschechischen unteren Elbe zuzuordnen.

Die wichtigsten Aussagen über den Status der mit Blick auf das Sedimentmanagement relevanten tschechischen Großstandorte lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- **Synthesia, a. s., Pardubice:** Das Gelände mit einer Fläche von 12 km² befindet sich am rechten Elbeufer zwischen dem Bach Brozanský potok und dem Graben Černská strouha. Bisher wurden im Rahmen der Sanierung der produktionsbedingten Deponien mehr als 170.000 Tonnen Abfall beseitigt. Auch wenn bisher nicht mit der aktiven Sanierung der gesättigten Gesteinszone begonnen worden ist, lässt sich anhand der Ergebnisse der Gewässerüberwachung der Elbe von 12/2012 nachweisen, dass aktuell keine Belastungen mehr in die Oberflächengewässer eindringen. In der Vergangenheit wurden als sedimentrelevante Schadstoffe As und Hg in die Elbe eingetragen.
 - **PARAMO, a. s., Pardubice:** Das Gebiet des Hauptwerks mit produktionsbedingten Altlasten befindet sich am westlichen Rand der Stadt Pardubice am linken Elbeufer. Im Hauptwerk wird seit 1992 ein hydraulischer Grundwasserschutz betrieben, der die Ausbreitung der Kontamination verhindert. Dadurch verringerte sich ihre flächenmäßige und räumliche Ausdehnung. Eine spezifische Bedeutung dieses Standortes im Kontext Sedimentmanagement lässt sich nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht ableiten.
 - **Lučební závody Draslovka, a. s., Kolín:** Das Gelände befindet sich östlich der Bahnstation Kolín auf dem linken Elbeufer. Durch einen Langzeitpumptest wurde die hydraulische Kommunikation und Migration von Schadstoffen zwischen dem Teil auf dem linken Ufer (Lučební závody Draslovka, a. s.) und dem Teil auf dem rechten Ufer (Entnahmegebiet Tři Dvory – wichtigste Trinkwasserquelle für Kolín, ca. 30.000 Einwohner) der Elbaue nachgewiesen. In den Jahren 2011 und 2012 wurden die Belastungsschwerpunkte im Bereich der
- ehemaligen Produktionshallen für Cyanide, Rhodanide und des Produktionsgebäudes für Acetoncyanhydrin abgebaggert und eine unterirdische Dichtungswand gebaut. Diese Wand verhindert in Kombination mit dem Abpumpen des schadstoffbelasteten Grundwassers die Ausbreitung der historischen Kontamination via Grundwasser über das Gelände hinaus und bildet gleichzeitig für die Zukunft einen Schutz gegen die Ausbreitung eventueller unfallbedingter Freisetzungen über das Grundwasser. Von den sedimentrelevanten Schadstoffen spielen an diesem Standort die polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) eine Rolle.
- **SPOLANA, a. s., Neratovice:** Das Gelände befindet sich nördlich von Neratovice zu beiden Ufern der Elbe. Die Deponie „Desaté číslo“ liegt etwa 2,5 km nordwestlich von Neratovice. Abgeschlossen wurde die Sanierung der alten Deponie für chemischen Abfall (STO) in der Gemarkung Tišice auf dem rechten Elbeufer. Am 31.12.2008 wurde die Sanierung der mit Dioxinen und weiteren chlororganischen Schadstoffen (z. B. HCH, HCB, DDT) kontaminierten Objekte aus der vormaligen Pflanzenschutzmittelproduktion abgeschlossen. Die Sanierung der Produktionsstätte für Natronlauge und Chlor mit Amalgamelektrolyse wurde am Standort zum 31.12.2013 beendet. Errichtet wurde dazu ein Ecocontainment, das durch eine unterirdische, im undurchlässigen Untergrund verankerte Dichtungswand begrenzt wird. Vorbereitet wird die Durchführung der Grundwassersanierung im Bereich der Petrochemie, für den Grundwasserbereich im südlichen Teil des Geländes wird eine Machbarkeitsstudie erarbeitet. Im Kontext Sedimentmanagement relevante Schadstoffe des Standortes sind Chlorpestizide, Chlorbenzene und Hg.
 - **SPOLCHEMIE, a. s., Ústí nad Labem:** Das Gelände der Fa. Spolchemie befindet sich im Zentrum von Ústí nad Labem auf einer Fläche von ca. 52 ha. Von der Grenze des Firmengeländes sind der Fluss Bílina ca. 100 m und die Elbe ca. 1 km entfernt. Der Untergrund ist durch eine kombinierte Verschmutzung der ungesättigten und der gesättigten Gesteinszone charakterisiert. Wegen der komplexen Kontaminationssituation wird zur Beseitigung der Altlasten zweigleisig verfahren, jeweils gesondert für die kontaminierten Böden und baulichen Anlagen und für das kontaminierte Grundwasser. Die Sanierungsarbeiten wurden und werden auf der Grundlage separater Projektdurchführungsdokumentationen für die einzelnen Standorte der ungesättigten Gesteinszone und ausgewiesene Schadstoffwolken der gesättigten Gesteinszone durchgeführt. Im Kontext Sedimentmanagement relevant sind Chlorpestizide, PAK, Metalle (vor allem Hg sowie auch Pb, Zn, Cu, As).

- **KOVOŠROT GROUP CZ, a. s., Standort Děčín:** Das Bearbeitungsgebiet mit einer Gesamtfläche von ca. 6,4 ha befindet sich am südlichen Rand der Stadt Děčín. Der Standort liegt am linken Elbufer und wird südöstlich und südlich durch die Elbe begrenzt. Die Hauptkontaminanten sind Erdölprodukte (extrahierbare nichtpolare Stoffe, ggf. C₁₀ – C₄₀ bzw. Mineralölkohlenwasserstoffe, vor allem Hydraulik-, Schmier- und Motorenöle). Am Standort in Děčín läuft als Abwehr- und Sanierungsmaßnahme die Grundwasserentnahme. Daran anschließen wird sich die Sanierung der gesättigten Gesteinszone bis zur Beseitigung der Phase der Erdölprodukte vom Grundwasserspiegel. Eine spezifische Bedeutung dieses Standortes im Kontext Sedimentmanagement lässt sich nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht ableiten.

Auf deutscher Seite wurde die im Zuge des Sedimentmanagementkonzeptes entwickelte Methodik zur systematischen Prüfung der Relevanz von gewässernahen Altlasten (**Anl. A2-10**) soweit anhand der Datenlage möglich angewendet. Die Rechercheergebnisse liegen in den Fachstellen der deutschen Bundesländer vor.

Die wesentlichen Schlussfolgerungen der mit Blick auf das Sedimentmanagement relevanten Altlasten am Gewässer **im deutschen Teileinzugsgebiet** lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Im gewässerrelevanten Korridor der deutschen Elbe, der Saale (ab Bad Dürrenberg), von Vereinigter, Zwickauer und Freiburger Mulde, Havel, Weißer Elster, Bode, Schlenze, Schwarzer Elster und Triebisch befinden sich ca. 2.500 Altlasten- und Altlastenverdachtsflächen.
- Der Pfad „Sedimente in Oberflächengewässern“ wurde im Rahmen der Altlastenerkundung bisher nur im Ausnahmefall explizit betrachtet, so dass die angestrebte standort- und parametergenauen Angaben von Frachtpotenzialen für die 29 sedimentrelevanten Schadstoffe nicht flächendeckend zu gewinnen waren. Die auf den Flächen vorhandenen Schadstoffarten und -mengen wurden deshalb mittels Expertenwissen orientierend eingeschätzt bzw. konnten nicht angegeben werden. Im Einzelfall ist eine Klärung erforderlich, vgl. Kapitel 7.
- Eine Mobilisierbarkeit sedimentrelevanter Schadstoffe (Pfade: Erosion, Elution, Altsedimente) in signifikanten, an den Bezugsmessstellen nachweisbaren Frachtbeiträgen wird nach Experteneinschätzung der jeweils zuständigen Länder lediglich für wenige Großprojekte prognostiziert (mit einer Ausnahme Ökologische Großprojekte – ÖGP; vgl. FGG Elbe 2014). Ansonsten ist nach Einschätzung der Länder nicht davon

auszugehen, dass die auf ihren Gebieten vorhandenen Altlasten am Gewässer einen relevanten Frachtbeitrag für das Sedimentmanagement im Elbesystem liefern.

- Von den Nicht-Großprojekt-Flächen ausgehende Schadstoffemissionen (mit Abwässern, Sickerwässern oder über das Grundwasser) können im Einzelfall zur quellennahen Beeinträchtigung der Sedimentqualität führen. Ob dieser Aspekt für das Sedimentmanagement von Bedeutung ist und sich aus der Gesamtbeurteilung eine überregional bedeutsame Summationswirkung ergibt, kann z. T. nicht beurteilt werden.
- Für nach gegenwärtigem Bearbeitungsstand ca. 40 Altstandorte/Alttablagerungen (ohne Großprojekte) soll mit einer detaillierteren Prüfung (Prüfschritt 2) festgestellt werden, ob ein Schadstofftransport in das Oberflächengewässer stattfindet und quellennahe Schadstoffdepots im Gewässer vorliegen oder ggf. entstehen können (FGG Elbe 2014).
- Gewässernahe Großstandorte (mit einer Ausnahme ökologische Großprojekte, ÖGP) nehmen mit ihrer herausgehobenen Altlastenrelevanz eine Sonderstellung in der Altlastenbearbeitung und für das Sedimentmanagement ein. Bei den hier interessierenden Großprojekten handelt es sich um ehemalige große Chemie- oder Bergbaustandorte mit komplexer Schadstoffbelastung. Diese Standorte wurden in den zurückliegenden Jahren umfassend untersucht und sind z. T. bereits saniert. Zu den für das Sedimentmanagement bedeutsamen Standorten wurden von den Ländern Informationen zum Sach- und Bearbeitungsstand übergeben. Eine detaillierte Übersicht, z. T. in Form von Steckbriefen, ist im Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe (FGG Elbe 2014) enthalten.
- Nach gegenwärtigem Kenntnisstand kann (1) am Altstandort Fahlberg-List Magdeburg eine relevante Sedimentbeeinträchtigung nicht ausgeschlossen werden, da von erosionsgefährdeten Flächen und unbefestigten Uferabschnitten ein direkter Eintrag von HCH in die Elbe möglich ist, (2) das ÖGP Magdeburg-Rothensee als nicht relevant für das Sedimentmanagement eingestuft werden, (3) für den Standort des ÖGP Buna Schkopau nicht ausgeschlossen werden, dass erodierbare Hg-belastete Altsedimente aus dem Nebenfluss Laucha in relevanter Menge in die Saale eingetragen werden, (4) das ÖGP Bitterfeld-Wolfen als nicht relevant für das Sedimentmanagement eingestuft werden (LAF 2013), (5) das Areal des Großprojekts Berlin im Ergebnis umfangreicher Boden- und Altsedimentsanierungen und einer stattfindenden Grundwassersanierung als für das Sedimentmanagement nicht relevant betrachtet werden, (6) für den Wismut Uranerzbergbau Komplex Crossen und (7) Komplex

Schlema zusammengefasst werden, dass auch nach Abschluss umfangreicher Sanierungsmaßnahmen (Hauptschadstoffe U, As) eine fortdauernde Sickerwasser- und Porenwasserbehandlung bzw. eine Grubenwasserreinigung notwendig sind, für die Teilflächen (8) „Hütte Freiberg“, (9) Hütte Halsbrücke“ und (10) „Hütte Muldenhütten“ des ÖGP Saxonia (Hauptschadstoffe Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr, As) festgestellt werden, dass die geplanten Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen abgeschlossen sind, während (11) auf der Teilfläche „Davidschacht“ die Sanierung der Spülhalden noch aussteht. Ziel der Sanierungsmaßnahmen des ÖGP Saxonia ist die Reduzierung des Schadstoffaustrages in die Freiburger Mulde und, über den Rothschnberger Stolln, die Triebisch.

6.7 SONSTIGE QUELLEN

Für weitere Quellen erfolgte eine erste, vorläufige Einschätzung ihrer potenziellen Sedimentrelevanz auf der Grundlage der Eintragsbilanzierung (2006 – 2008) von ausgewählten Schadstoffen in die deutsche Binnenelbe (Fuchs et al. 2010; MoRE 2013). Im Rahmen dieser Bilanzierung werden über die Punktquellen (kommunale und industrielle Kläranlagen, Altbergbau) hinaus die Pfade atmosphärische Deposition, Erosion, Grundwasser, Oberflächenabfluss, Drainagen und urbane Systeme bilanziert. Ergebnisse liegen für Cd, Cu, Ni, Zn, Cr, Hg, Pb und PAK vor. Bei den nicht bilanzierten, im Kontext des Sedimentmanagements elberelevanten Schadstoffen kann mit Ausnahme von As davon ausgegangen werden, dass rezente Einträge über diese Pfade nicht in relevanten Mengen erfolgen bzw. dass sie durch „Altlasten am Gewässer“ mit den Pfaden Elution, Erosion erfasst werden. Für die PAK entfällt in der Bilanzierung der Pfad Altbergbau, zusätzlich geht hier „Sportbootverkehr/

Tab. 6-5: Relevanz weiterer Emissionspfade im Elbegebiet (Quelle: MoRE 2013)

Stoff	Sonstige Pfade ²
Cadmium ¹	8E, 9G, 10D
Kupfer	39U , 12E, 12G
Nickel	43G , 18E, 18D
Zink	29U , 6E, 4D
Chrom	56E , 16D
Quecksilber ¹	33D , 16E, 16G, 14U
Blei ¹	47E , 23U
PAK ¹ (auch: Benzo(a)pyren; Anthracen)	39U , 18B, 16O, 13A

- 1 Stoff der Regelungsebene „Menschliche Gesundheit“ (Anlage A2-3; Tab. T-A2-3-1b) und/oder prioritär gefährlicher Stoff (EG 2008b); vgl. Tabelle 3-1
 2 A – Atmosphärische Deposition, B – Sportbootverkehr/Stahlwasserbau, D – Drainage, E – Erosion, G – Grundwasser, O – Oberflächenabfluss, U – Urbane Systeme; es werden jeweils die prozentualen Anteile und Pfade in abnehmender Bedeutung genannt, die den Anteil Punktquellen auf ca. 90 % ergänzen; besonders dominante Anteile (>20 %) sind fett markiert

Stahlwasserbau“ als Pfad ein. In der **Tabelle 6-5** sind die wesentlichen Aussagen über Nicht-Punktquellen zusammengefasst. Dem Pfad „Urbane Flächen“ kommt danach eine Sonderrolle zu. Er zeichnet für ca. 40 % der PAK-, 40 % der Kupfer-, 30 % der Zink-, 20 % der Blei- und 15 % der Quecksilbereinträge verantwortlich. Dieses Ergebnis ist auch vor dem Hintergrund aktueller Untersuchungen, z. B. für das Wesergebiet (Fuchs et al. 2013), plausibel. Im Einzugsgebiet der Weser stammen aus der Landwirtschaft 90 % der Feinsedimenteinträge (Erosion, Drainagen), ca. 10 % aus dem urbanen Raum. Betrachtet man den partikulären Zinkeintrag, so kehrt sich das Verhältnis wegen der hohen Belastung im urbanen Raum nahezu um, ca. 80 % stammen von dort. Feinsedimenteinträge aus dem urbanen Raum sind als Quelle sicher nicht zu vernachlässigen. In erster grober Näherung kann angenommen werden, dass die urbanen Verhältnisse im tschechischen Teileinzugsgebiet vergleichbar sind, detaillierte Studien existieren jedoch nicht.

6.8 ZUSAMMENFASSUNG DER QUELLENBEZOGENEN RISIKOANALYSE

Die Auswertung der quellenbezogenen Risikoanalyse in den relevanten Teileinzugsgebieten (TEG) ist in **Tabelle 6-6** zusammengefasst. Die Angaben dort bilden den Ausgangspunkt für Handlungsempfehlungen in **Kapitel 7.2** und eine Grundlage zu deren Priorisierung. Dazu wurden die Schadstoffe den TEG und den Quellentypen Punktquellen (Abwasser, Punkt-Altbergbau), Sedimente/Altsedimente, Altlasten am Gewässer und Urbane Flächen zugeordnet (vgl. Kap. 6.1). Ausgangspunkt sind die in den Schwebstoffen der Bezugsmessstellen in Konzentrationen von C > OSW nachgewiesenen Schadstoffe. Ein Fragezeichen vor den potenziell relevanten Schadstoffen (C > OSW) zeigt an, dass noch keine Abschätzung des Frachtpotenzials vorgenommen wurde. Dies trifft z. B. auf die altlasten- und altsedimentbezogenen Schadstoffangaben der Weißen Elster zu, wo im Kontext dieses Konzeptes zunächst nur der Unterlauf betrachtet wurde. In der Triebisch, dem Muldeunterlauf und der Schlenze wurden keine relevanten Feinsedimentdepots und damit Frachtpotenziale relevanter Schadstoffe nachgewiesen. Sie scheiden demzufolge für diesen Quellentyp aus. Jeweils in Klammern gesetzt wurden Schadstoffe, für die wegen des nachrangigen Frachtbeitrages (<10 % der jeweiligen Bezugsmessstelle) aus dem jeweiligen TEG eine quellenbezogene Analyse nicht durchgeführt werden muss. Das betrifft Cd, HCH und Dioxine/Furane im gesamten tschechischen bzw. Cr, PCB und HCB im gesamten deutschen Teil der Elbe und ist ansonsten TEG-spezifisch. Bei der Umsetzung von Handlungsempfehlungen bzgl. des Quellentyps Sedimente werden auch diese Schadstoffe aus dem Gewässersystem entfernt, insofern ist auch die Information über sie relevant.

Tab. 6-6: Quellenbezogene Risikoanalyse – Zusammenfassung

Teileinzugsgebiet	Quellentyp				
	Abwasser	Punkt-Altbergbau	Altlast	Urbane Flächen	Sediment
Tschechische mittlere Elbe	Hg, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni	–	Hg, As, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, Fluoranthen	??	Hg, Pb, HCB, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen, PCBs, (Cd, HCH)
Tschechische untere Elbe	Hg, Pb, As, Cu, Zn, Ni	–	Hg, Pb, As, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, Cu, Zn, Fluoranthen, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, (α -HCH, β -HCH, γ -HCH)	??	Hg, Pb, As, HCB, Cu, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCB-101, -180, Fluoranthen, (Cd)
Obere Moldau	Hg, Zn, (Cd)	–	–	??	Sedimentdepots überregional nicht relevant
Untere Moldau	Hg, Pb, Cd, As, Zn, Ni	–	? : Hg, Pb, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCB-138, -153, -180, Fluoranthen	??	Hg, Pb, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCB-138, -153, -180, Fluoranthen, (Cd)
Berounka	Hg, Pb, Cd, As, Cr, Ni	–	? : Hg, Pb, As, HCB, Ni, Zn, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCB-138, -153, Fluoranthen	??	Hg, Pb, As, HCB, Ni, Zn, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCB-138, -153, Fluoranthen, (Cd, γ -HCH)
Bílina	–	–	As	??	As, (Hg, Pb, Cd, HCB, Benzo(a)pyren, Σ 5 PAK, Cu, Ni, Zn, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCB-101, -180, Fluoranthen)
Eger	–	–	? : As, Ni	??	As, Ni, (Hg, Pb, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCB-101, -180, Fluoranthen)
Triebisch	–	Cd, Zn	–	–	relevante Feinsedimentdepots nicht nachweisbar
Zwickauer Mulde	–	As, Ni	Ni ? : α -HCH, γ -HCH, TBT, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE	Pb, Benzo(a)pyren, Anthracen, Cu, Zn	Cd, Pb, As, α -HCH, γ -HCH, Benzo(a)pyren, Anthracen, TBT, Zn, Cu, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, (Hg, Fluoranthen)
Freiberger Mulde	–	Cd, Pb, As, Zn, Cu	Cd, Pb, As, Zn, Cu ? : α -HCH, γ -HCH, TBT, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE	Pb, Cu, Zn	Cd, Pb, As, α -HCH, γ -HCH, TBT, Zn, Cu, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE
Unterlauf Mulde mit Spittelwasser	–	–	α -HCH, β -HCH, γ -HCH, Dioxine/Furane ? : TBT, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE	–	relevante Feinsedimentdepots nicht nachweisbar
Weißer Elster ohne Sachsen-Anhalt	–	–	? : Cd, Pb, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, TBT, Zn, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen	Pb, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, Zn, Fluoranthen	? : Hg, Cd, Pb, As, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, TBT, Zn, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen
Schlenze mit Schlüsselstollen	–	Cd, Pb, Zn, Cu	–	–	relevante Feinsedimentdepots nicht nachweisbar
Bode	–	–	? : Dioxine/Furane	Pb, Fluoranthen	Pb, Dioxine/Furane, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen, (Hg, HCB, Ni)
Saale	Ni	–	Hg	Pb, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, Zn, Fluoranthen	Hg, Cd, Pb, α -HCH, β -HCH, γ -HCH, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, TBT, Dioxine/Furane, Zn, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen, (HCB)
Binnenelbe bis Schnackenburg ohne Mulde/Saale und Schnackenburg bis Geesthacht	–	–	α -HCH, β -HCH, γ -HCH	Pb, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, Zn, Fluoranthen	Hg, Cd, Pb, As, α -HCH, β -HCH, γ -HCH, PeCB, HCB, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, TBT, Dioxine/Furane, Zn, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCBs, Fluoranthen
Tideelbe	Cd, Hg, Ni, (Pb)	–	As, Cu, Zn	–	TBT, (Hg, Cd, HCB, Dioxine/Furane, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE)

– kein relevanter Beitrag

? Klärung in TEG noch nicht abgeschlossen/noch erforderlich

?? bisher nicht Untersuchungsgegenstand

Stoffe in Klammern: Frachtbeitrag aus dem jeweiligen Teileinzugsgebiet ist < 10 %, deshalb ist keine quellenbezogene Analyse erforderlich

Rot: Stoff der Regelungsebene „Menschliche Gesundheit“ (Anlage A2-3; Tab. T-A2-3-1b) und/oder prioritär gefährlicher Stoff (EG 2008b); vgl. Tabelle 3-1

Für eine nachgewiesene Sedimentkontamination in relevanter Größenordnung ($C > OSW$, $\% F > 10 \%$) muss eine äußere Quelle bestehen oder bestanden haben. Gut einschätzen lässt sich auf dem gegenwärtigen Kenntnisstand die Situation bzgl. der Punktquellen. Die Felder in den Spalten „Abwasser“ und „Punkt-Altbergbau“ in **Tabelle 6-6** weisen die Stoffe aus, für die im jeweiligen TEG Punktquellen in relevanter Größenordnung nachgewiesen werden konnten. In Bezug auf das in Frage kommende Stoffspektrum lässt sich für das deutsche TEG auch der Pfad „urbane Flächen“ eingrenzen. Hier werden die Stoffe aus dem grundsätzlich in Frage kommenden Spektrum (Cu, Zn, Pb, PAK) genannt, für die im betreffenden TEG Sedimente als Quelle in Frage kommen. Für das tschechische TEG fehlt eine Abschätzung sonstiger

Quelle, darunter „urbane Flächen“, noch. Größere Unsicherheit besteht im Hinblick auf den Quellentyp „Altlasten“. Dort sind zuerst die Stoffe genannt, für die im Kontext der in **Kapitel 6.6** angesprochenen großen Standorte Erkenntnisse über die Gewässerrelevanz bestehen. Für das tschechische TEG liegen bisher erst die Abschätzungen an der mittleren und unteren Elbe vor, nicht jedoch für die Nebenflüsse. Auch im deutschen TEG ist die Bestandsaufnahme noch nicht abgeschlossen (**Kap. 6.6**). Damit kann die Frage noch nicht abschließend beantwortet werden, welche Altlasten am Gewässer als Quelle für Sedimentschadstoffe in Frage kommen. In der Spalte Altlast ist unter der Rubrik „?“ jeweils das nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht sicher auszuschließende Stoffspektrum aufgeführt (vgl. auch FG Elbe 2014).

7. VORSCHLÄGE FÜR EINEN NACHHALTIGEN UMGANG MIT SEDIMENTEN UND ZUR BAGGERGUTUNTERBRINGUNG

Die Ableitung und Priorisierung von Handlungsempfehlungen folgt nach der Struktur des Sedimentmanagementkonzeptes als abschließender Schritt auf die vorausgehende Schrittfolge von Bestandsaufnahme, Klassifizierung und Bewertung. Im Ergebnis der Analyse in den **Kapiteln 4 – 6** werden Handlungsempfehlungen entwickelt. Die jeweiligen Kriterien ihrer Auswahl und Priorisierung werden in **Kapitel 7.1** dargelegt. In den **Kapiteln 7.2 – 7.4** werden die aspektspezifischen Perspektiven angelegt. Ein für alle Aspekte gemeinsames Kriterium ist die Wirkung einer Handlungsempfehlung aus der eigenen Perspektive auf die jeweils anderen beiden. Diese Zusammenschau wird in **Kapitel 7.5** vorgenommen.

Risikomanagement ist der planvolle Umgang mit Risiken. Baggergutmanagement ist in besonderer Weise mit dem Thema Sediment verbunden. Deshalb werden Grundsätze für ein zukünftiges Baggergutmanagement vorgeschlagen (**Kap. 7.6**). Abschließend werden Managementoptionen sowohl für Feinsedimente und damit vor allem aus Qualitätssicht als auch aus hydromorphologischer Sicht vorgestellt (**Kap. 7.7 und 7.8**).

7.1 KRITERIEN ZUR AUSWAHL UND PRIORISIERUNG VON EMPFEHLUNGEN

Im Zuge der Priorisierung werden sowohl allgemeine, für alle Aspekte zutreffende als auch aspektspezifische Kriterien angewendet. Aus den aspektspezifischen und allgemeinen Kriterien zusammen ergibt sich die sektorale, auf den Teilaspekt Qualität, Hydromorphologie oder Schifffahrt bezogene Bedeutung, vgl. **Kapitel 7.2 – 7.4**. Der alle drei Aspekte übergreifende Rang stellt eine zusätzliche Beurteilung anhand des allgemeinen Kriteriums 3 dar. Die allgemeinen Kriterien 1 – 4 wirken aufwertend, die

Kriterien 5 – 7 tendenziell abwertend für die Relevanz einer Maßnahme.

(1) Allgemeine Kriterien

1. Die Lösung eines Problems an der Quelle bzw. die Beseitigung der Ursache ist zu bevorzugen.
2. Besteht die ursächliche Quelle nicht mehr, sollte die Lösung möglichst quellnah erfolgen („Die Treppe von oben reinigen“).
3. Resonanzwirkung 1: Empfehlung wirkt sich positiv auf einen der beiden anderen Aspekte oder auf beide aus.
4. Resonanzwirkung 2: Einmalige Investition bewirkt dauerhaft geringere Folgekosten.
5. Schwierigkeitsgrad/Aufwand der Realisierung.
6. Sicherheit/Unsicherheit in der Abschätzbarkeit der Erfolgsaussichten, z. B. infolge Variabilität des Systems.
7. Das Ausschlusskriterium „Fehlen verhältnismäßiger Lösungsmöglichkeiten“ wird nur im Ausnahmefall bei sehr gut gesichertem/begründetem Kenntnisstand angewandt.

Der Aspekt der technischen und wirtschaftlichen Machbarkeit ist generell bei der Aufstellung der Maßnahmenprogramme für den 2. Bewirtschaftungsplan zu prüfen.

(2) Aspekt Qualität

In den Aspekt Qualität gehen der Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit ein (**Kap. 3, Anl. 2-3**). Es wird eine Differenzierung der elberelevanten Schadstoffe in zwei Gruppen vorgenommen. Gruppe 1 enthält alle Stoffe, die zum Schutz der menschlichen Gesundheit explizit geregelt sind, sowie die prioritär gefährlichen Stoffe, Gruppe 2 alle anderen (**vgl. Tab. 3-1**). Zur Gruppe 1 gehören mit Arsen, Cadmium, Quecksilber, Blei, α -, β -,

γ -Hexachlorcyclohexan, Hexachlorbenzen, Pentachlorbenzen, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK, Tributylzinn und Dioxine/Furane 14 der 29 relevanten Stoffe/Stoffgruppen. Unter Beachtung dieser Einteilung kommen folgende Kriterien zur Auswahl und Priorisierung von Handlungsempfehlungen zur Anwendung:

1. Quantitative Bedeutung eines Quellentyps in einer relevanten Herkunftsregion (**Tab. 6-6**). Dazu wurde im deutschen Teil des Elbegebietes über die Angaben in **Tabelle 6-6** hinaus für jeden Stoff/jede Stoffgruppe anhand der Kriterien Fracht bzw. Frachtpotenzial plus Mobilisierbarkeit eine Reihung innerhalb der einzelnen Quellentypen vorgenommen. Das Ergebnis ist im Detail dem Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe (FGG Elbe 2014) zu entnehmen. Auf tschechischer Seite wurde eine vorläufige Experteneinschätzung zu Grunde gelegt. Je weiter vorn in der Reihung eine Quelle bzw. ein Quellentyp eingereiht ist, desto dringlicher die Empfehlung.
2. Zahl der pro Quelle relevanten Schadstoffe der Gruppe 1. Je mehr Stoffe dieser Art eine Quelle aufweist, desto dringlicher die Handlungsempfehlung.
3. Zahl der pro Quelle relevanten Schadstoffe, je mehr Schadstoffe eine Quelle aufweist, desto dringlicher die Handlungsempfehlung.
4. In einem vierten Schritt erfolgt die Anwendung der allgemeinen Kriterien 1 – 7.

(3) Aspekt Hydromorphologie

Das integrale Sedimentmanagement setzt bei den Ursachen an. Analog zur qualitativen Sicht, die den Weg verfolgt, Belastungsquellen auszuschalten, um die fort-dauernde teure Behandlung von Symptomen zu beenden, zielt auch der Ansatz zur Verbesserung der hydromorphologischen Situation in der Binneneibe auf die Ursachen der Beeinträchtigungen. Im komplexen System hydromorphologischer Wechselwirkungen gilt es, die prägenden ursächlichen Wirkmechanismen anhand des Befundes (Bewertung des Ist-Zustandes) zu identifizieren und entsprechend Handlungsempfehlungen auf diese Wirkmechanismen auszurichten und zu priorisieren. Im Fokus der Betrachtung stehen zuerst nicht symptomatische Folgen (Defizite in Gewässerstruktur, Diversität), sondern der gestörte Sedimenthaushalt der Elbe. Das Hauptaugenmerk wird auf die natürliche Dynamik der fluvialen Prozesse und die sie störenden anthropogenen Eingriffe gelegt. Veränderungen in den Schlüsselindikatoren und Veränderungen, welche die fluvialen Prozesse in einem breiteren Maßstab beeinflussen, haben eine höhere Priorität. Insofern haben die beiden Indikator-Parameter Sedimentdurchgängigkeit und Sedimentbilanz/Sohlhöhenänderung bzw. Änderung der Abflussverhältnisse eine hervorgehobene Bedeutung (vgl. Kap. 5). Prioritär

auf tschechischer und deutscher Seite sind solche Verfahren, die das Erreichen positiver Veränderungen bei diesen Parametern ermöglichen, Synergieeffekte im Hinblick auf den hydromorphologischen Zustand bei weiteren Parametern haben und die Dynamik der fluvialen Prozesse großräumig und langfristig positiv beeinflussen.

Es kommen folgende Kriterien zur Auswahl und Priorisierung von Handlungsempfehlungen zur Anwendung:

1. Positive Beeinflussung eines oder beider Schlüsselindikatoren (Sedimentdurchgängigkeit und Sedimentbilanz/mittlere Sohlhöhenänderung bzw. Abflussverhältnisse).
2. Positive Beeinflussung in ihrer hydromorphologischen Ausprägung darüber hinaus weiterer Indikator-Parameter.
3. Wirkpotenzial für lange Flussstrecken (überregionale Bedeutung, Flussgebietsskala).
4. Ausrichtung auf die Bereiche, welche die Einstufung in die Klassen 3, 4 und 5 aufweisen.
5. In einem fünften Schritt erfolgt die Anwendung der allgemeinen Kriterien 1 – 7.

(4) Aspekt Schifffahrt

Zentrales Beurteilungskriterium für die Wirksamkeit von Maßnahmen für die Schifffahrt in der **frei fließenden** Binneneibe und ihren frei fließenden schiffbaren Nebenflüssen ist die Aufrechterhaltung bzw. die Wiederherstellung des jeweiligen Unterhaltungsziels (Kap. 4.4). Maßnahmen zum Aspekt Quantität haben eine vorrangige Bedeutung. Davon ausgehend, dass ein vollumfänglich funktionierendes Regelungssystem in der Lage ist, einen gleichmäßigen Sedimenttransport zu gewährleisten und gleichzeitig den Schifffahrtsweg in einem bestimmungsgemäßen Zustand zu erhalten, gelten nachfolgende Prioritäten für ein schifffahrtsbezogenes Sedimentmanagement:

1. Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung des Regelungssystems
2. Optimierung der Regelungsbauwerke (alternative Bauformen)
3. Anpassung der Regelungsparameter (Bauwerkssollhöhen, Bezugswasserstände)
4. Geschiebemanagement im Fluss (Verbringung/Umlagerung oder Zugabe)
5. Entnahme (Baggerung).

Darüber hinaus sind für den **staugeregelten** Abschnitt der Elbe und die staugeregelten Abschnitte der schiffbaren Nebenflüsse folgende Punkte bedeutsam:

6. Stabilisierung des Sohlenlängsschnitts im geregelten Abschnitt
7. Stabilisierung der wasserwirtschaftlichen Anlagen (Wehre, Schleusen).

Für den Bereich der **Tideelbe** ist aus schiffahrtlicher Sicht im Flussgebietskontext primär der Aspekt Qualität bedeutsam. Zusätzlich zu den allgemeinen Kriterien gilt hier:

1. Quellenbezogene Sanierungen sind vordringlich für solche Stoffe erforderlich, bei denen die Überschreitung der einschlägigen Baggergut-Richtwerte am höchsten ist, d. h. in der Regel eine Überschreitung der GÜBAK-Werte (2009). Aufgrund der Vermischung limnischer mit marinen bzw. ästuarinen Schwebstoffen/Sedimenten in der Tideelbe gilt dies insbesondere für Schwebstoffe aus dem Bereich der Mittelbe am Wehr Geesthacht (Eintragsbelastung). Hervorzuheben sind solche Stoffe, bei denen diese Überschreitung am höchsten ist bzw. für die bei Monitoringuntersuchungen Auswirkungen insbesondere auf Biota festgestellt wurden (Stoffrelevanz).
2. Bei quellenbezogenen Sanierungen im Sinne des Flussgebietsmanagements kommt es primär darauf an, möglichst große Frachten festzulegen, um eine weitere Vermischung/Verteilung im Flussverlauf zu vermeiden. Daraus ergibt sich das Ranking 2 (Maßnahmerelevanz).
3. Können mit einer Maßnahme mehrere relevante Stoffe erfasst werden, ergibt sich eine Resonanzwirkung, die als dritter Gesichtspunkt bei der Priorisierung herangezogen wird.

7.2 HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN AUS QUALITATIVER SICHT

Aus qualitativer Sicht sind auf Grundlage der Analyse in Kapitel 6 Handlungsempfehlungen grundsätzlich in den Bereichen (1) Reduzierung/Sanierung von Punktquellen, (2) Reduzierung/Sanierung von Altlasten, (3) Beseitigung von mobilisierbaren Altsedimentdepots, Feinsedimentmanagement im Gewässer in Verbindung mit der Optimierung von Unterhaltungsstrategien für unterschiedliche Nutzungen, (4) Reduzierung des schadstoffbelasteten Feinsedimenteintrages aus weiteren Quellen sowie (5) Nutzung und Management von Stoffsinken möglich.

In **Tabelle 7-1** werden die auf dem gegenwärtigen Kenntnisstand ableitbaren Handlungsempfehlungen in Bezug auf die Quellen anhand der Kriterien oben dargestellt. Die gezielte Nutzung von Senken wurde nicht in die Tabelle aufgenommen, da die Kriterien nicht direkt anwendbar sind. Sie werden jedoch im Weiteren mit diskutiert. Jeweils im Anschluss an die kurze Beschreibung zu den einzelnen Quellentypen wird eine zusammenfassende Bewertung vorgenommen.

(1) Punktquellen

Der Eintrag aus kommunalen und industriellen Einleitungen, die im tschechischen PRTR-Register verzeichnet

sind, beträgt für alle Schwermetalle und Arsen weniger als 5 % an der Gesamtfracht bezogen auf die Bilanzierungsmessstelle Hřensko/Schmilka für das Jahr 2011. Handlungsempfehlungen beziehen sich auf einzelne Einleiter. Auf deutscher Seite sind im Kontext dieses Sedimentmanagementkonzeptes hinsichtlich kommunaler und industrieller Abwassereinleitungen keine Handlungsempfehlungen erforderlich.

Als Folge des Altbergbaus bestehen auf deutscher Seite wirksame relevante Punktquellen in den Teileinzugsgebieten der Triebisch, Mulde (Zwickauer und Freiburger Raum) und Saale (Schlüsselstollen). Die vollständige Ausschaltung der als relevant identifizierten großen Quellen des Altbergbaus (z. B. Schlüsselstollen, PLEJADES 2013) ist aus komplexen Gründen (Kosten, Umwelt, Bergsicherheit) nicht möglich. Durch laufende und neue Maßnahmen der Risikominimierung, wie ggf. auch die Schließung kleinerer Quellen, werden jedoch Beiträge zur Reduktion der Sedimentbelastung mit Cd, Pb und As (Schadstoffgruppe 1) sowie Zn, Cu und Ni (Schadstoffgruppe 2) erbracht. Der Wirkpfad „Sedimente im Oberflächengewässer“ ist in die Erfolgskontrolle der Risikominimierung einzubeziehen. Aus Flussgebietssicht haben alle Standorte eine sehr hohe Bedeutung. Es ist bestenfalls eine Abstufung zwischen Freiburger Mulde, Triebisch und Schlüsselstollen auf der einen (höhere Bedeutung) und Zwickauer Mulde auf der anderen Seite sinnvoll.

(2) Altlasten

Auf tschechischer Seite handelt es sich entlang der Elbe zwischen Pardubice und Děčín um die bekannten Großstandorte der chemischen und metallverarbeitenden Industrie, für die bereits umfangreiche Sanierungsmaßnahmen abgeschlossen wurden, noch andauern bzw. geplant sind (vgl. Kap. 6.6). Diese Maßnahmen sollten weitergeführt und ggf. mit Blick auf den Wirkpfad „Sedimente im Oberflächengewässer“ in ihrer Effizienz erhöht werden. Für die potenziell relevanten Standorte entlang der Nebenflüsse wurde noch keine Auswertung vorgenommen.

Bei den bekannten, überregional bedeutsamen Altlasten auf deutscher Seite handelt es sich um ehemalige Großstandorte des Bergbaus oder der chemischen Industrie. Etwa 40 potenziell relevante Altlasten am Gewässer konnten noch nicht abschließend beurteilt werden. Für sie ist der in der deutschen Bewertungsmethodik vorgesehene Prüfschritt 2 vorzunehmen.

Wie im Falle der Punktquellen des Altbergbaus werden auch für die großen bergbaubedingten Altlastenstandorte in Deutschland bereits langjährig Sanierungsmaßnah-

men ausgeführt. Von den Standorten gehen Sedimentbelastungen an Cd, Pb und As (Gruppe 1) und Cu, Ni und Zn (Gruppe 2) aus. Die Möglichkeit einer vollständigen Ausschaltung dieser Quellen zeichnet sich aus gegenwärtiger Sicht nicht ab, die konsequente Prüfung der Wirksamkeit dieser Quellen für den Pfad „Sedimente im Oberflächengewässer“ steht aber noch aus (**vgl. Kap. 6.6**). Die laufenden Maßnahmen zur Risikominimierung sollten fortgeführt und ggf. mit Blick auf den Wirkpfad „Sedimente im Oberflächengewässer“ in ihrer Effizienz erhöht werden. Aus Flussgebietssicht ist die Bedeutung hoch, jedoch geringer als die der korrespondierenden wirksamen Punktquellen. Eine Differenzierung in ihrer Bedeutung für das Sedimentmanagement ist zwischen den Großstandorten nicht sinnvoll.

Auch für die ehemaligen Großstandorte der Chemieindustrie in Deutschland werden bereits langjährig Maßnahmen zur Sanierung und Risikominimierung durchgeführt. Diese Maßnahmen sollten weitergeführt und ggf. mit Blick auf den Wirkpfad „Sedimente im Oberflächengewässer“ in ihrer Effizienz erhöht werden. Die Standorte verursachen aktuell nachweislich hohe Sedimentbelastungen an Hg, α -, β -, γ -HCH, Dioxinen/Furanen (alle Gruppe 1). Die Erfolgsaussichten zur Ausschaltung der Quellen sind unterschiedlich, **vgl. Tab. 7-1**. Aus Flussgebietssicht haben alle Standorte eine sehr hohe Bedeutung, eine Abstufung ist nicht sinnvoll.

(3) Altsedimentdepots und Feinsedimentmanagement

Altsedimentdepots der Elbe (Querbauwerke, Leitwerke, Bühnenfelder, Seitenstrukturen) spielen für alle relevanten Schadstoffe eine bedeutsame Rolle.

In den Seitenstrukturen der Elbe unterhalb von Pardubice bzw. unterhalb von Neratovice konnten Standorte mit einer erhöhten Belastung mit elberelevanten Schadstoffen (Schwermetalle, DDX, PCB, PAKs) in Kombination mit einem erhöhten Remobilisierungsrisiko nachgewiesen werden. Für den Abschnitt zwischen der Břilinamündung und der tschechisch-deutschen Grenze sowie den Unterlauf der Břilina gilt dies analog für die Schadstoffe DDX, HCB, PAKs und Schwermetalle. Insgesamt stellt dies eine potenzielle Gefährdung für stromab gelegene Bereiche dar.

Altsedimentdepots der Saale (Vorhäfen der Staustufen, Seitenstrukturen) weisen nahezu das gesamte relevante Schadstoffspektrum auf. Altsedimentdepots der Bode (Unterlauf) sind insbesondere im Hinblick auf Cd, Pb, die PAKs und Dioxine/Furane relevant. Eine sinnvolle Handlungsempfehlung kann lauten, die bestehende intermediäre Senkenfunktion zu nutzen, um die Ausbreitung schadstoffbelasteter Feinsedimente stromab zu reduzie-

ren. Dazu ist zu prüfen, inwieweit die Möglichkeit besteht die Depots regelmäßig zu räumen. Die Vorteile und Risiken für andere Nutzungen oder Funktionen sind dabei abzuwägen. In diese Prüfung sind bestehende Managementansätze einzubeziehen.

In der Saale einschließlich ihrer Seitenstrukturen und relevanten Nebengewässer ist zu prüfen, ob der Feinsedimenteintrag in die Elbe durch eine Sanierung der aufgezeigten Depots und deren zyklische Beräumung (ggf. zusätzlich zu den aus schiffahrtlicher Sicht schon durchgeführten Maßnahmen) wirksam verringert werden kann. Ferner ist zu prüfen, ob durch technische Maßnahmen und/oder ein geändertes Betriebsregime, z. B. im Schleusenbetrieb, der Feinsedimentrückhalt insbesondere bei erhöhten Abflüssen verstärkt werden kann. Den Maßnahmen im Hauptgewässer der Saale sollten Maßnahmen in deren relevanten Nebenflüssen der Kategorie 2b vorgelegt werden.

Gezielte Sedimententnahmen zur Reduzierung des Schadstoffreservoirs in den Elbebühnenfeldern (Sanierung) und in den Seitenstrukturen wären vorwiegend unterstrom der Zuflüsse von Mulde und Saale durchzuführen. Zum einen werden hohe Belastungen aus diesen Flüssen eingetragen. Zum anderen liegt mengenmäßig der Hauptteil der Ablagerungen im Bereich etwa unterstrom von km 360 (Bühnenfelder) bzw. km 300 (Seitenstrukturen) vor. Eine Sanierung von bekannten Hotspots und/oder von Gruppen von feinsedimenthaltigen Bühnenfeldern in räumlicher Nähe ist zu prüfen. Aus Beobachtungen und Modellbetrachtungen wurden charakteristische Eigenschaften von Bühnenfeldern abgeleitet, die auf ein verstärktes Vorkommen von Feinsedimentablagerungen schließen lassen. Dieses Ergebnis kann im Vorfeld von Maßnahmen zur Auswahl der zu beräumenden Bühnenfelder genutzt werden.

In Bezug auf das Feinsedimentmanagement in der Tideelbe wird vor dem Hintergrund des Meeresschutzes sowie der EG-MSRL aus qualitativer Sicht eine gezielte Verbringung von schadstoffbelastetem Feinmaterial in den Außenelbebereich (oder wie zuletzt praktiziert in den Bereich der Nordsee – Tonne E3) kritisch gesehen. Zu prüfen ist insbesondere eine maßnahmenbedingte beschleunigte Verbringung von Schadstoffen in den Elbmündungsbereich bzw. die Nordsee. Die Weiterentwicklung von Sedimentmanagementstrategien zur Feinmaterialbewirtschaftung erfordert daher umfangreiche Voruntersuchungen und Prüfungen auch in Bezug auf ökologisch verträgliche Verbringungsbereiche sowie ggf. eine Begleitung mit Monitoring-Programmen.

(4) Weitere Quellen

Stellvertretend wurde bisher auf der Grundlage der Eintragsbilanzierung ausgewählter Schadstoffe im deutschen Elbegebiet der urbane Raum als Quelle von belasteten Feinsedimenten in die Überlegungen einbezogen. Für das tschechische Teileinzugsgebiet liegt eine derartige Bilanzierung noch nicht vor. Der urbane Raum ist für die Schadstoffe Blei, Zink, Kupfer und PAK relevant. Grundsätzlich ergibt sich das Ausmaß des potenziellen Effekts auf die Schadstoffbelastung des Feinsediments aus der Größe des TEG und dem Anteil urbaner Flächen daran. Die Lösungsmöglichkeiten und die Erfolgsaussichten müssen in Pilotvorhaben untersucht werden.

Die Pfade Bodenerosion (Pb, weitere Schwermetalle), Grundwasser (Ni, weitere Metalle), Drainagen (Hg) sowie Sportbootverkehr/Stahlwasserbau (PAK) könnten von Bedeutung sein, auch hier sind Pilotstudien in Deutschland und Tschechien erforderlich.

(5) Nutzung von Senken

Auen, Talsperren/Speicher und Flusseen (*Kap. 6.3*) wirken als Senken und tragen somit zum Schadstoffrückhalt im Einzugsgebiet bei. Das wurde auf deutscher Seite für die Auen der Mittel- und Unterelbe und den Muldestausee exemplarisch analysiert. Auf tschechischer Seite hat im Zuge der Erarbeitung dieses Sedimentmanagementkonzeptes keine Analyse stattgefunden.

Die Sedimentretention in den Auen ist dort am größten, wo das Überflutungswasser frühzeitig über Altarme in die Aue fließen kann. Aus Schadstoffsicht am wirkungsvollsten erscheinen Überflutungsflächen beim Eintritt der Elbe in das Norddeutsche Tiefland, wo bereits großräumige Auen vorhanden sind, sowie unterstromig der Mulde und zwischen Saalemündung und Havelberg jeweils linkselbisch. Als Beispiel für einen derartigen Standort in Tschechien kann das Gebiet unterhalb der Einmündung der Moldau in die Elbe bis nach Lovosice genannt werden.

Der Muldestausee hat eine zentrale Funktion für den Schadstoffrückhalt aus dem oberen Muldegebiet, die weiter stabilisiert und effektiviert werden kann. Durch wechselnde Seespiegel sollte ein möglichst weit verzweigter, wechselnder Verlauf des Muldestroms im Hauptbecken befördert werden, der der Remobilisierung von Sedimenten entgegenwirkt. Eine vergleichbare Rolle spielt die Talsperre Nechanice in Bezug auf den Schadstoffrückhalt aus dem oberen Einzugsgebiet der Eger. Dort zurückgehaltene Sedimente sind schwer mobilisierbar, die Schadstoffbelastung der Elbe wird verringert.

Als Schlussfolgerung in Bezug auf die Senken ergibt

sich, dass deren Funktion überall dort beibehalten und wenn erforderlich und möglich gestärkt werden sollte, wo ihr Nutzen im Sinne einer verringerten Schadstoffbelastung der Unterlieger die negativen Konsequenzen einer Schadstoffakkumulation vor Ort klar überwiegt und nicht einschlägige Schutzbestimmungen entgegenstehen. Vorteile und Risiken für andere Nutzungen oder Funktionen sind abzuwägen. So dürfen notwendige Maßnahmen im Hochwasserfall nicht behindert, sondern sollten möglichst gestärkt werden. Für die neu geschaffenen Retentionsflächen können sich schadstoffbedingt Nutzungseinschränkungen ergeben. Hier sollten nach Möglichkeit Auenwälder begründet werden, die zudem ein wirksames Mittel zur Erhöhung der Rauigkeit und damit zur Förderung der Sedimentretention wären. Gleichzeitig wird hierdurch eine Hochwasserwelle effektiv verlangsamt, mithin ein Instrument des vorsorgenden Hochwasserschutzes geschaffen. Für die neu geschaffenen Retentionsflächen können sich schadstoffbedingt Nutzungseinschränkungen ergeben. Hier sollten nach Möglichkeit Auenwälder begründet werden, die zudem ein wirksames Mittel zur Erhöhung der Rauigkeit und damit zur Förderung der Sedimentretention wären. Gleichzeitig wird hierdurch eine Hochwasserwelle effektiv verlangsamt, mithin ein Instrument des vorsorgenden Hochwasserschutzes geschaffen. Für die Erfordernis einer Räumung der Senken, z. B. um Stauraum wieder herzustellen oder um die Gewässerqualität zu verbessern, sind rechtzeitig Verbringungswege für die kontaminierten Sedimente darzustellen.

Als Gesamtfazit unter dem Aspekt Qualität ist festzuhalten, dass grundlegende, im eigentlichen Sinne quellenbezogene Lösungen in einigen Fällen möglich oder noch zu klären sind, in anderen jedoch nach Einschätzung der zuständigen Behörden keine verhältnismäßigen Lösungen darstellbar sind (*vgl. Tab. 7-1*). Die Prüfung der potenziell relevanten Altlasten ist noch nicht abgeschlossen (*Kap. 6.6* und *FGG Elbe 2014*). Die Risikominimierung im Rahmen laufender Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen von Großstandorten sollte konsequent weiter betrieben werden. Durch die Erweiterung der Kenntnisse zur Wirkung der Quellen über den Pfad „Oberflächengewässer/Sediment“ sind Fortschritte in der Minimierung der Risiken auch in dieser Richtung denkbar. Darüber hinaus sollte die Kenntnislage weiterer potenziell relevanter Altlasten und altlastverdächtiger Flächen durch die Ausführung entsprechender Prüfschritte verbessert werden. Bei den Altlasten am Gewässer empfiehlt es sich, im Rahmen der Gefährdungsabschätzung und Sanierung auch den Pfad „Sedimente im Oberflächengewässer“ angemessen zu berücksichtigen. Weiterhin sollte in den Fällen, bei denen die Belastung nicht mehr auf nennenswerte äußere Einträge zurückzuführen ist, der Fokus im Wesentlichen auf die Beseitigung innerer Quellen (Sedimente, Altsedimente) gerichtet werden. Welche Relevanz innere Quellen im Vergleich zu rezenteren äußeren Einträgen haben, ist abschließend noch nicht bewertbar, sie wird jedoch als erheblich eingeschätzt. Bei einzelnen Schadstoffen (z. B. PAK) werden im Schwerpunkt auch Regelungsbereiche jenseits der Wasserwirtschaft angesprochen.

Tab. 7-1: Handlungsempfehlungen unter dem Aspekt Qualität*

Maßnahmen-Bereich	Land	Quelle	Gewässer	Stoffe 1**	Stoffe 2***	Quelle (ja/nein)	Quellnah (ja/nein)	Resonanz 2 (ja/nein)	Schwierigkeit (sehr groß, groß, mittel)	Erfolgsaussicht (sehr hoch, hoch, mittel)	Verhältnismäßige Lösung (ja/nein)	Bemerkung/Erläuterung
Sanierung/Reduzierung Punktquellen	CZ	Synthesia, a. s.	Elbe	Pb	Cu, Zn	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien
		Kläranlage Pardubice	Elbe	Hg	Cr, Cu, Ni, Zn	nein	ja	nein	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien in den Produktionsstätten, aus denen das Abwasser der zentralen Gemeinschaftskläranlage zugeführt wird
		Kraftwerk Chvaletice	Elbe	-	Cu, Ni	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien
		Metallhütten Čelákovice	Elbe	-	Cu, Zn	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien
		Spolana, a. s.	Elbe	Hg	Cu, Zn	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien
		Kraftwerk Mělník	Elbe	As, Pb	-	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien
		Glazura, s. r. o.	Elbe	Pb	-	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien
		INFRASPOL, s. r. o.	Elbe	Pb	Ni	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien
		Lovochemie, a. s.	Elbe	Pb	Zn	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien
		Měď Povrly, a. s.	Elbe	-	Cu	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien
	Mondi Štětí, a. s.	Elbe	Pb	Cu, Ni, Zn	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien	
	Kläranlage Neštémice	Elbe	Hg	-	nein	ja	nein	sehr groß	??	??	Einführung weiterer wirksamer Maßnahmen in der Produktion – Nutzung innovativer Technologien in den Produktionsstätten, aus denen das Abwasser der zentralen Gemeinschaftskläranlage zugeführt wird	
	D	Altbergbaustollen Raum Freiberg	Mulde	Cd, As, Pb	Zn, Cu	ja	-	ja	sehr groß	mittel	nein	Risikominimierung durch laufende Maßnahmen
		Altbergbaustollen Zwickauer Mulde	Mulde	As	Ni	ja	-	ja	sehr groß	mittel	nein	Risikominimierung durch laufende Maßnahmen
Schlüsselstollen		Saale	Pb, Cd	Cu, Ni	ja	-	nein	sehr groß	mittel	nein	Risikominimierung durch laufende Maßnahmen	
Rothschönberger Stollen		Triebisch	Cd	Zn	ja	-	ja	sehr groß	mittel	nein	Risikominimierung durch laufende Maßnahmen	

* Für den deutschen Teil des Einzugsgebietes vgl. auch FGG Elbe (2014)

** Stoffe der Regelungsebene „Menschliche Gesundheit“ (Anlage A2-3; Tab. T-A2-3-1b) und/oder prioritär gefährlicher Stoff (EG 2008 b); vgl. Tabelle 3-1

*** Weitere elberelevante Stoffe, vgl. Tabelle 3-1

?? Einschätzung noch nicht abgeschlossen

Tab. 7-1: Handlungsempfehlungen unter dem Aspekt Qualität* (Fortsetzung)

Maßnahmen-Bereich	Land	Quelle	Gewässer	Stoffe 1**	Stoffe 2***	Quelle (ja/nein)	Quellnah (ja/nein)	Resonanz 2 (ja/nein)	Schwierigkeit (sehr groß, groß, mittel)	Erfolgsaussicht (sehr hoch, hoch, mittel)	Verhältnismäßige Lösung (ja/nein)	Bemerkung/Erläuterung
Sanierung/Reduzierung Altlasten	CZ	Synthesia, a. s.	Elbe	As, Hg	-	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Beseitigung durch Sanierungsmaßnahme
		Lučební závody Draslavka, a. s. Kolín	Elbe	Σ 5 PAK	-	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Beseitigung durch Sanierungsmaßnahme
		Spolana, a. s.	Elbe	Hg	-	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Beseitigung durch Sanierungsmaßnahme
		SPOLCHEMIE, a. s.	Elbe	Σ 5 PAK, Pb, As, Hg	Zn, Cu	ja	-	ja	sehr groß	??	??	Beseitigung durch Sanierungsmaßnahme
	D	Altstandorte, Halden Freiburger Raum	Mulde	Cd, Pb, As	Cu, Zn	ja	-	ja	sehr groß	mittel	nein	Risikominimierung durch laufende Maßnahmen
		Altstandorte, Halden Zwickauer Mulde	Mulde	-	Ni	ja	-	ja	sehr groß	mittel	nein	Risikominimierung durch laufende Maßnahmen
		ÖGP Bitterfeld-Wolfen	Mulde	α-, β-, γ-HCH, Dioxine/Furane	??	ja	-	nein	sehr groß	mittel	nein	vgl. Ergebnisse „Fracht-reduzierung Spittelwasser“ (LAF 2013)
		ÖGP Buna	Saale	Hg	-	ja	-	ja	sehr groß	hoch	ja	hohe Erfolgsaussicht bzgl. Umverlegung Laucha; Vorbereitung PFV
		Fahlberg List	Elbe	α-, β-, γ-HCH	-	ja	-	ja	groß	??	??	Vorbereitende Untersuchungen laufen
	Beseitigung Altsedimentdepots	CZ	Leitwerke im Abschnitt Bílina – Grenze	Elbe	As, Hg, Pb, HCB, PCBs, Σ 5 PAK	Cu, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen	nein	ja	ja	mittel	??	??
Seitenstrukturen der tschechischen mittleren Elbe			Elbe	Pb, Hg, Anthracen, Benzo(a)pyren, HCB, Σ 5 PAK	Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, PCBs, Fluoranthen	nein	ja	ja	mittel	??	??	Auswertung der Ergebnisse von SedLa
D		Zwickauer und Freiburger Mulde	Mulde	As, α-, γ-HCH, Cd, Pb, TBT	p,p'DDT, Zn, Cu, Ni	nein	ja	nein	mittel	??	??	Klärung Erfolgsaussichten und Lösungsmöglichkeiten im Zuge der weiteren Bewirtschaftungsplanung
		Seitenstrukturen	Saale	Hg, Cd, Pb, α-, β-, γ-HCH, TBT, Benzo(a)pyren, Anthracen, Dioxine/Furane, Σ 5 PAK	Zn, Cu, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen	nein	ja	nein	mittel	??	??	Klärung Erfolgsaussichten und Lösungsmöglichkeiten im Zuge der weiteren Bewirtschaftungsplanung
		Staufufen	Saale	Hg, Cd, Pb, α-, β-, γ-HCH, TBT, Benzo(a)pyren, Anthracen, Dioxine/Furane, Σ 5 PAK	Zn, Cu, Ni, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen	nein	ja	nein	mittel	??	??	Klärung Erfolgsaussichten und Lösungsmöglichkeiten im Zuge der weiteren Bewirtschaftungsplanung
		Sedimentationszonen	Bode, Unterlauf	Dioxine/Furane, Pb	Fluoranthen	nein	ja	nein	mittel	??	??	Laufende Untersuchungen Bode
		Seitenstrukturen	Elbe, unterhalb km 300	Hg, Cd, Pb, As, α-, β-, γ-HCH, HCB, Benzo(a)pyren, Dioxine/Furane, Pentachlorbenzen, Σ 5 PAK, TBT, Anthracen	Zn, Cu, Ni, Cr, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen	nein	nein	nein	mittel	hoch	??	Klärung Erfolgsaussichten und Lösungsmöglichkeiten im Zuge der weiteren Bewirtschaftungsplanung; hohe Erfolgsaussicht bezieht sich auf einmalige Räumung
Buhnenfelder	Elbe, unterhalb km 300	Hg, Cd, Pb, As, α-, β-, γ-HCH, HCB, Benzo(a)pyren, Dioxine/Furane, Pentachlorbenzen, Σ 5 PAK, TBT, Anthracen	Zn, Cu, Ni, Cr, p,p'DDT, p,p'DDD, p,p'DDE, Fluoranthen	nein	nein	nein	mittel	??	??	Klärung Erfolgsaussichten und Lösungsmöglichkeiten im Zuge der weiteren Bewirtschaftungsplanung; hohe Erfolgsaussicht bezieht sich auf einmalige Räumung		

* Für den deutschen Teil des Einzugsgebietes vgl. auch FGG Elbe (2014)

** Stoffe der Regelungsebene „Menschliche Gesundheit“ (Anlage A2-3; Tab. T-A2-3-1b) und/oder prioritär gefährlicher Stoff (EG 2008 b); vgl. Tabelle 3-1

*** Weitere elberelevante Stoffe, vgl. Tabelle 3-1

?? Einschätzung noch nicht abgeschlossen

Tab. 7-1: Handlungsempfehlungen unter dem Aspekt Qualität* (Fortsetzung)

Maßnahmen-Bereich	Land	Quelle	Gewässer	Stoffe 1**	Stoffe 2***	Quelle (ja/nein)	Quellnah (ja/nein)	Resonanz 2 (ja/nein)	Schwierigkeit (sehr groß, groß, mittel)	Erfolgsaussicht (sehr hoch, hoch, mittel)	Verhältnismäßige Lösung (ja/nein)	Bemerkung/Erläuterung
Feinsedimentmanagement	CZ	-										
	D	Vorhäfen Rothenburg, Aisleben, Wettin, Calbe Mühlgräben Wettin, Peißnitz, Holleben; Altarm Calbe/Tippelskirchen	Saale	Hg, Cd, Pb, α -, β -, γ -HCH, TBT, Benzo(a)pyren, Anthracen, Dioxine/Furane, Σ 5 PAK	Zn, Cu, Ni, p,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE, Fluoranthen	nein	ja	ja	mittel	??	??	Klärung Erfolgsaussichten und Lösungsmöglichkeiten im Zuge der weiteren Bewirtschaftungsplanung; Resonanzwirkung bezieht sich auf Situation in der Elbe
		Sedimentationszonen	Bode, Unterlauf	Pb, Dioxine/Furane	Fluoranthen	nein	ja	ja	mittel	??	??	Klärung Erfolgsaussichten und Lösungsmöglichkeiten im Zuge weiterer Untersuchungen. Resonanzwirkung bezieht sich auf Situation in der Elbe
Reduzierung weiterer Quellen	CZ	-										
	D	Urbane Flächen	Mulde Saale Weiße Elster Bode Elbe	Pb, Benzo(a)pyren, Anthracen, Σ 5 PAK	Cu, Zn, Fluoranthen	nein	ja	ja	groß	??	??	Verbesserung des Feinsedimentrückhalts durch technische und organisatorische Maßnahmen; Resonanzwirkung bezieht sich auf das Gewässer

* Für den deutschen Teil des Einzugsgebietes vgl. auch FGG Elbe (2014)

** Stoffe der Regelungsebene „Menschliche Gesundheit“ (Anlage A2-3; Tab. T-A2-3-1b) und/oder prioritär gefährlicher Stoff (EG 2008 b); vgl. Tabelle 3-1

*** Weitere elberelevante Stoffe, vgl. Tabelle 3-1

?? Einschätzung noch nicht abgeschlossen

Neben den Anstrengungen zur Sanierung, Reduzierung und Kontrolle der verbliebenen Quellen richtet sich der Fokus zwangsläufig auf Empfehlungen zur Sanierung von Altsedimentdepots mit erhöhtem Mobilisierungsrisiko und auf die Feinsedimentbewirtschaftung im Fluss, wenn Schaden von den Abschnitten unterstrom und der Meeresumwelt abgewendet werden soll. Dabei sollte unbedingt das Kriterium der Nähe zur (historischen) Quelle greifen, auch mit **Blick auf die internationale Flussgebietseinheit**. Ein wirksames Mittel kann auch die gezielte Stärkung dauerhafter Senkenfunktionen sein, sofern dem keine schwerwiegenden anderweitigen Nutzungs- oder Funktionseinschränkungen gegenüberstehen.

(6) Junihochwasser 2013

Das Junihochwasser 2013 bietet die Möglichkeit, im Zuge der Auswertung spezifischer Messprogramme (z. B. FGG Elbe 2014b) und von zeitnahen Hochwasserfolgeuntersuchungen Aussagen insbesondere zu den oben angesprochenen Punkten (2), (3) und (5) zu validieren und ggf. eine Präzisierung vorzunehmen.

7.3 HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN AUS SICHT DER HYDROMORPHOLOGIE

Eine grundlegende Voraussetzung von Handlungsempfehlungen für das Sedimentmanagement unter dem Aspekt Hydromorphologie für den **tschechischen Elbeab-**

schnitt ist die vollständige Kartierung und Auswertung des aktuellen und historischen Zustandes der Hydromorphologie des Elbestroms und seiner Aue. Dies wird es ermöglichen, die Mechanismen und Ursachen der Veränderungen des hydromorphologischen Zustandes zu ermitteln und die relevanten Handlungsempfehlungen abzuleiten.

Die vorläufige Analyse auf der Grundlage der Pilotkartierung **ausgewählter tschechischer Elbeabschnitte (vgl. Kap. 2.3 und Abb. 5-2, 5-3)** weist auf folgende Ursachen für den unbefriedigenden Zustand der Elbe aus hydromorphologischer Sicht hin: (1) intensive Veränderungen des Längsschnittes und der Gewässertrasse, die zu einer Störung des natürlichen Abflussregimes und der natürlichen fluvialen Dynamik führten, (2) historische Veränderungen der Gewässertrasse und der Aue, die sich in einer eingeschränkten Durchgängigkeit der Aue für Sedimente zeigen sowie (3) der Einschränkung der natürlichen Entwicklung der Uferstrukturen des Gewässers und der Transportfunktion des Elbestroms, die sich in Eingriffen in das Gewässerbett und das Abflussregime zeigt. Zukünftige Handlungsempfehlungen werden in Übereinstimmung mit diesem Konzept von einer komplexen Sichtweise und einem hierarchischen Prinzip ausgehen müssen, indem sie sich vorrangig auf jene Ursachen und grundlegenden Wirkmechanismen beziehen, die eine Schlüsselfunktion

in Bezug auf negative Veränderungen des hydromorphologischen Zustandes haben (Schlüsselfunktion von Sedimentdurchgängigkeit und Abflussregime). Für die Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der Handlungsempfehlungen wird es wichtig sein, den komplexen Charakter der fluvialen Prozesse im System des Einzugsgebietes zu erhalten. Ein grundlegendes Kriterium für die Formulierung von Handlungsempfehlungen wird ihre Umsetzbarkeit sein. Dazu ist eine enge Verbindung mit den sonstigen Aktivitäten und der Nutzung des Gewässers und des Einzugsgebietes erforderlich.

Für die **deutsche Binnenelbe** ergeben sich aus hydro-morphologischer Sicht prägende Ursachen des unbefriedigenden Zustandes (1) aus der reduzierten Sedimentzufuhr im Ergebnis des Sedimentrückhalts im gesamten Einzugsgebiet infolge Landnutzung, Talsperren, Stau-stufen, Querverbau und flussbaulicher Befestigung der Ufer und (2) aus dem erhöhten Transportvermögen des Elbestroms als Konsequenz der flussbaulichen Einwirkung (Regelungskonzept, Laufverkürzung) sowie des Deichbaus. Im Sinne eines ganzheitlichen Ansatzes zum Sediment- und Gewässermanagement im Flussgebiet müssen Handlungsempfehlungen an diesen Ursachen und den sie prägenden Wirkmechanismen ansetzen. Das „Sohlstabilisierungskonzept von Mühlberg bis zur Saalemündung“ (WSD Ost 2009; Gabriel et al. 2011) für die Erosionsstrecke zwischen Elbe-km 120 und Elbe-km 290 wurde unter dieser Voraussetzung aufgestellt.

In die Priorisierung von Handlungsempfehlungen sind Aspekte der Nachhaltigkeit und Machbarkeit einzubeziehen. Unter Maßgabe der Wirksamkeit auf Flussgebietskala sowie der Finanzierbarkeit, Raumverfügbarkeit und Umsetzungsdauer werden in **Tabelle 7-2** deshalb beispielhaft solche Handlungsempfehlungen genannt, die streckenübergreifende Konzepte und Wirksamkeit beinhalten und die auf die beiden prägenden Wirkmechanismen bzw. Ursachen des gestörten Sedimenthaushalts ausgerichtet sind. Im Längsverlauf der Binnenelbe ist eine wirksame Reduktion des Transportvermögens und umfassende Erhöhung der Zufuhr an klastischen Sedimenten erforderlich, um u. a. die nachteiligen Wirkungen von Sohl- und begleitendem Wasserspiegelverfall abzustellen. Es sind flussgebietsübergreifende Ansätze zum Ausgleich des Sedimentdefizits und zur wirksamen Verhinderung der weiteren gravierenden Sohleintiefung zu verfolgen, welche auch die Erhöhung der Sedimentzufuhr aus dem Einzugsgebiet einschließen.

In der **Tideelbe** sollen hydromorphologisch wirksame strombauliche Maßnahmen primär Einfluss auf die Tidecharakteristik nehmen mit dem Ziel der Verringerung des

„Tidal Pumping“ und damit des Stromauftransportes von Feinsedimenten im Ästuar. Zu solchen Maßnahmen gehören gemäß Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe (HPA und WSV 2008) die Schaffung von Flutraum und die Umgestaltung von Nebeneiben. Bezüglich der dort aufgezählten potenziellen Maßnahmen sollten weitere Konkretisierungsschritte erfolgen. Vordringlich sind Kosten-Nutzen-Abschätzungen vorzunehmen und Synergieeffekte gemeinsam mit anderen Akteuren (u. a. Naturschutz, Klimaanpassung, Küstenschutz) weiterzuentwickeln. Grundsätzlich sollten entsprechende Maßnahmen auf die Funktionsräume 1 bis 3 konzentriert werden (*vgl. Anl. A2-5*), da Untersuchungen der BAW gezeigt haben, dass sich eine Vergrößerung des Flutraumes umso stärker auf die Tidewasserstände in Hamburg auswirkt, je näher dieser neu geschaffene Flutraum bei Hamburg liegt (HPA und WSV 2008; Klöpper 2010). Denkbar ist, dass Strombaumaßnahmen so umgesetzt werden, dass sie gleichzeitig naturschutzfachliche Wirkung zeigen und damit das ökologische Potenzial im inneren Ästuar verbessern. Als beispielhaftes Pilotprojekt wird im Funktionsraum 1 derzeit die Maßnahme „Spandländer Busch/Kreetsand“ (Elbe-km 618) realisiert, in deren Rahmen ein rund 30 ha großer tidebeeinflusster Flachwasserbereich hergestellt wird.

7.4 HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN AUS SCHIFFFAHRTLICHER SICHT

Ein Sedimentmanagementkonzept ist aus schiffahrtlicher Sicht notwendig, um durch gezielte steuernde Maßnahmen und Eingriffe in den Sedimenthaushalt die Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung der definierten schiffahrtlichen Verhältnisse sicherzustellen. Zugleich soll ein geregelter Sedimentdurchtransport nach unterstrom gewährleistet werden.

In der **Binnenelbe** geschieht das durch passive Steuerungsinstrumente wie ein Regelungssystem und durch aktive Maßnahmen wie Geschiebemanagement oder Bewirtschaftung Fahrrinntiefen beeinträchtigender Sedimentablagerungen. Die Handlungsoptionen für die Binnenelbe werden durch **Abbildung 7-1** verdeutlicht. Handlungsempfehlungen beziehen sich sowohl auf die passiven als auch auf die aktiven Maßnahmen.

In staugeregelten Gewässern wie der tschechischen mittleren Elbe, der unteren Moldau oder der Saale hat die langfristige Überwachung und Stabilisierung des Sohlenlängsschnitts Priorität. Dazu sind regelmäßige Messungen und ein kontinuierliches Sedimentmanagement erforderlich.

In frei fließenden Gewässern ist das Regelungssystem

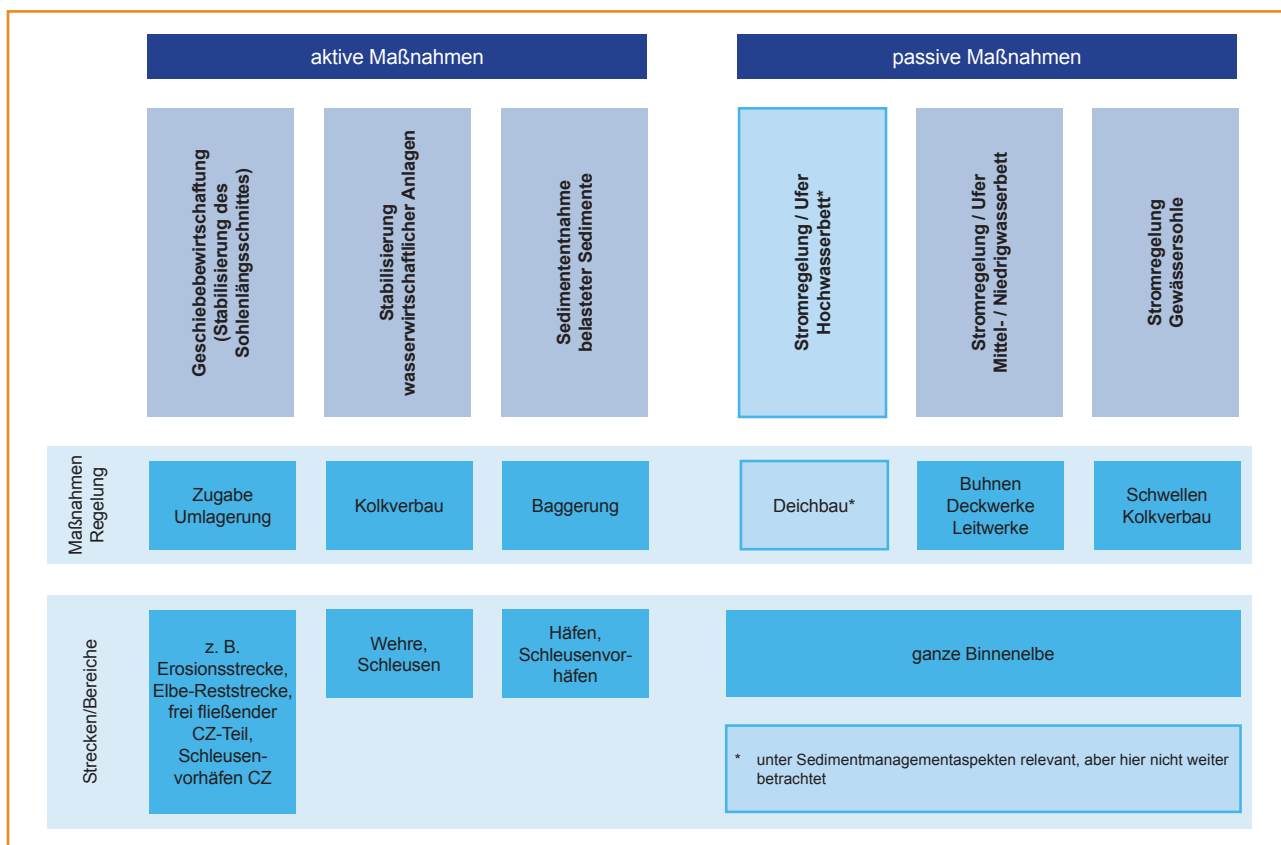


Abb. 7-1: Sedimentmanagementoptionen in der Binnenelbe aus schiffahrtlicher Sicht

hinsichtlich seiner Regelungsparameter anzupassen, um wieder einen weitestgehend geregelten Sedimenttransport zu gewährleisten. Im Rahmen der Anpassung sind alternative Buhnenbauformen zu prüfen, die neben dem notwendigen Regelungseffekt für den Verkehrsweg nach Möglichkeit auch eine höhere Dynamik in die Buhnenfeldbereiche bringen (Habersack et al. 2012; WSD Ost 2009; IKSE 2013). Bei der Umsetzung sind auch Möglichkeiten einer geänderten Buhnenanbindung an das Ufer zu prüfen. Die Streichlinienbreiten sind hinsichtlich ihrer funktionalen Wirkung in Bezug auf die Schifffahrtsverhältnisse bei niedrigen und mittleren Abflussverhältnissen (Kap. 4.4) und den Sedimenttransport zu überprüfen und gegebenenfalls anzupassen. Eine Querschnittsaufweitung für Abflüsse im Mittelwasserbereich bei gleichzeitiger Querschnittsanpassung im niedrigen Abflussbereich kann einerseits zu einer Entlastung der Sohl Schubspannung im bettbildenden Bereich führen und andererseits zu einer Vergleichmäßigung des Sedimenttransportes beitragen. In diesem Zusammenhang sind auch die Abstände zwischen den Buhnen zu überprüfen. Eine gezielte Sediment- und Geschiebebewirtschaftung ist dort geboten, wo schifffahrtsbehindernde Ablagerungen im definierten Fahrrinnenbereich, z. B. nach Hochwasserereignissen oder infolge eines eingeschränkt funktionsfähigen Regulationssystems, bestehen. Hier erfolgt die Verbringung oder Umlagerung von Ge-

schiebe innerhalb des Systems. Das kann temporär und streckenabwechselnd über den gesamten Abschnitt der deutschen Binnenelbe erfolgen. Eine Reduzierung des Unterhaltungsaufwandes für die Geschiebeverbringung oder -umlagerung durch eine Optimierung des Regulationssystems ist grundsätzlich anzustreben. Bei über weite Strecken bestehendem Geschiebedefizit ist die dauerhafte Zugabe von Geschiebeersatzmaterial oder alternativ eine Grobkornanreicherung notwendig (WSD Ost 2009; Gabriel et al. 2011) – auch, um der weiteren Eintiefung der Gewässersohle wirksam zu begegnen.

Das Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die **Tideelbe** (HPA und WSV 2008) benennt Maßnahmen zur Bewirtschaftung des Sedimenthaushalts, zur Verringerung der Sedimentbelastung und Strombaumaßnahmen. **Abbildung 7-2** gibt einen Überblick. Strombaumaßnahmen wirken primär hydromorphologisch, auf sie wird in **Kapitel 7.3** eingegangen. Feine und grobe Sedimentfraktionen unterliegen unterschiedlichen Transportprozessen. Frische Feinsedimente sind noch immer mit anorganischen und organischen Schadstoffen belastet. Deshalb ist zwischen Maßnahmen zur Bewirtschaftung von Sandfraktionen und solchen zur Feinmaterialbewirtschaftung zu differenzieren. Bezüglich des sandigen Sedimentinventars sollte die laufende Strategie im Hinblick auf die Fahrrinnenunterhaltung beibehalten werden. Nach

derzeitigem Wissensstand ist es sinnvoll, Feinsedimente aus dem inneren Bereich des Ästuars so umzulagern oder zu verbringen, dass insbesondere die Funktionsräume 2, 3 und 4 entlastet werden. Zukünftige Unterhaltungsstrategien sollen zu einer möglichst ausgeglichenen Feinmaterialbilanz für das innere Ästuar beitragen. Es wird eine flexible und adaptive Strategie angestrebt, die nach Möglichkeit einen gezielten Austrag von Feinsedimentmengen aus der Tideelbe in Richtung Nordsee sicherstellt. Damit sollen ein weitestgehend ausgeglichener Feinsedimenthaushalt und eine weitere Reduzierung der Effekte der Kreislaufbaggerei erreicht werden.

Zur Erreichung einer Baggergutqualität, bei der Handlungsoptionen nicht auf Grund der Schadstoffbelastung eingeschränkt werden, sollten Sanierungsmaßnahmen quellenbezogen bzw. quellnah erfolgen, vgl. *Kapitel 7.2*. Insbesondere in der Tideelbe entstehen durch die Landentsorgung großer Baggergutmengen immense Kosten (Netzband 2012). Für das aktuelle Baggergutmanagement der Tideelbe bestehen die größten Probleme bzgl. der Schadstoffe DDX-Verbindungen und HCB sowie Cadmium, Quecksilber und TBT.

7.5 PRIORITÄTEN, MEHRFACHNUTZEN UND KONKURRIERENDE ZIELE

In *Tabelle 7-2* sind exemplarische Handlungsoptionen aus qualitativer, hydromorphologischer und schifffahrtlicher Sicht zusammengestellt und in ihrer prinzipiellen

Wechselwirkung beschrieben. Es wird eine Einschätzung des Potenzials jeweils aus den beiden anderen Perspektiven vorgenommen. Damit sind die entscheidenden Argumente für die Aspekte übergreifende Einschätzung in der Spalte „Übergreifende Einschätzung“ genannt. Empfehlungen mit positiver Wirkung für die beiden anderen Aspekte haben eine sehr hohe und mit positiver und neutraler Wirkung auf je einen der beiden anderen Aspekte eine hohe Synergie. Sie werden als neutral eingestuft, wenn ihre Umsetzung ohne gravierende Auswirkungen auf die beiden anderen Aspekte wäre. Andernfalls werden die erforderlichen Prüfungen und möglichen Konflikte benannt.

7.6 ZUKÜNFTIGES BAGGERGUTMANAGEMENT

Gewässer sind hochkomplexe Systeme, die ständigen Veränderungen unterliegen. Das Verständnis der zu Grunde liegenden Prozesse und Wirkfaktoren ist unerlässlich, wenn mit Sedimenten umgegangen wird. Die Entscheidung über den Verbleib von gebaggerten Sedimenten hat auf Grundlage umfassender Untersuchungen zu erfolgen, mit denen die Konsequenzen des Handelns abgeschätzt werden. Wesentliche Faktoren für den Umgang mit Baggergut sind dessen Schadstoffbelastungen und die vorherrschenden Bedingungen am Verbringungsort.

Im tschechischen Teil der Elbe ist der Umgang mit Baggergut derzeit durch folgende Verordnungen geregelt:

- Gesetz 185/2001 der Gesetzessammlung über Abfall
- Verordnung 294/2005 der Gesetzessammlung über

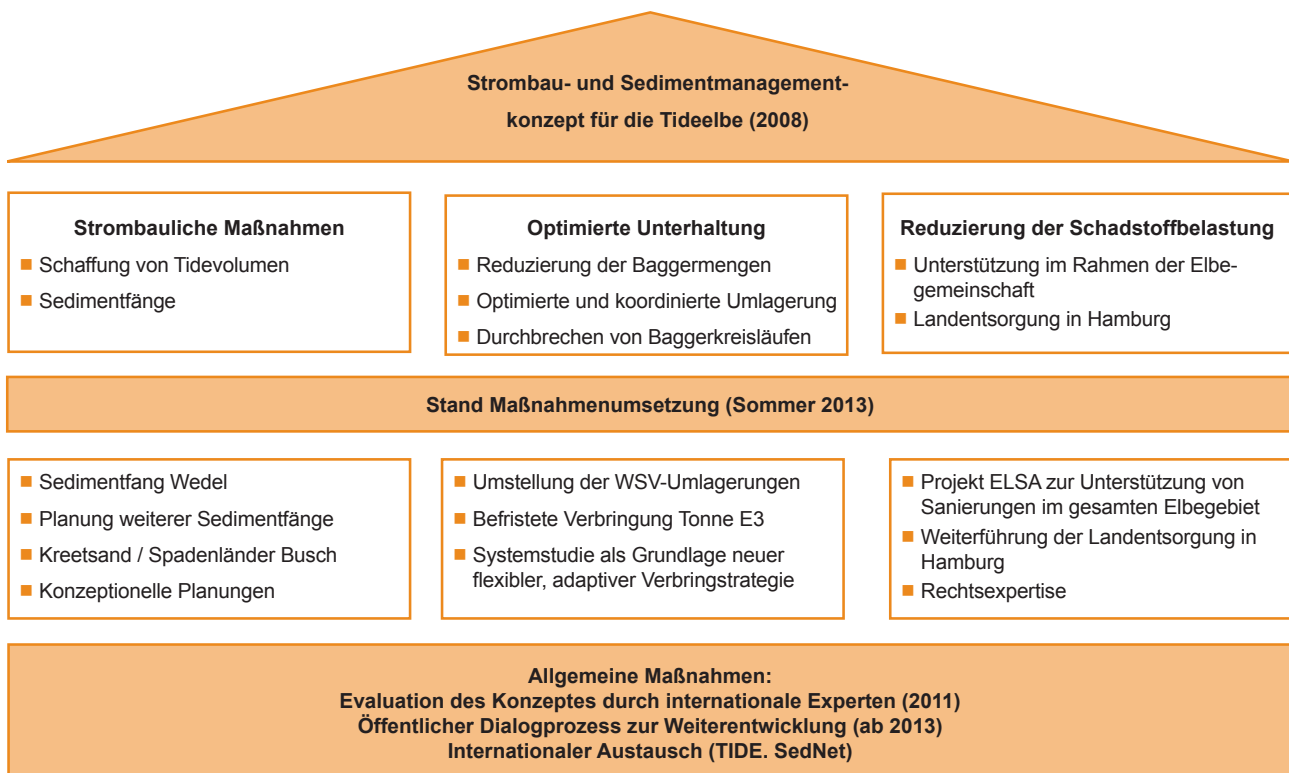


Abb. 7-2: Sedimentmanagementoptionen aus schifffahrtlicher Sicht in der Tideelbe (HPA und WSV 2008)

Bedingungen zur Lagerung des Abfalls auf Deponien sowie ungesicherten Flächen

- Verordnung 257/2009 der Gesetzessammlung über die Verwendung von Sedimenten auf landwirtschaftlich genutzten Böden.

Im deutschen Teil der Elbe gelten folgende Regelungen für den Umgang mit Baggergut:

- Gemeinsame Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern (GÜBAK 2009). Mit der GÜBAK werden auch die für die Elbe relevanten, zum Schutz der Meeresumwelt verabschiedeten internationalen Regelungen zum Umgang mit Baggergut (London-Übereinkommen 1977, 1996; OSPAR 1992) national umgesetzt.
- Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV 2000). Der Elbe-km 683 (Freiburger Hafentriel) stellt die Grenze zwischen HABAB und GÜBAK dar.

- Umgang mit schadstoffbelastetem Baggergut an der Elbe – Zustand und Empfehlungen (ARGE Elbe 1996). Dieser Bericht ist im Bereich Hamburg formelle Grundlage des Einvernehmens zwischen BSU und HPA.

Mit der EG-WRRL und der EG-MSRL wurde der Rahmen auch für das Baggergutmanagement grundsätzlich neu abgesteckt. In zukünftige Regelungen sollte die wechselseitige Abhängigkeit von Sediment- und Baggergutmanagement eingehen. Im Rahmen des integralen Sedimentmanagements als Teil der Flussgebietsbewirtschaftung sollen in diesem Sinne Maßnahmen ergriffen werden, die den Sedimenthaushalt und -status nach Menge und Qualität stabilisieren und verbessern und infolgedessen auch die hydromorphologischen Verhältnisse. Dies ist die entscheidende Voraussetzung für ein effizientes, umweltverträgliches Baggergutmanagement. Ein als Teil des integralen Sedimentmanagements verstandenes Baggergutmanagement kann seinerseits zur Erreichung

Tab. 7-2: Aspekte übergreifende Matrix der Handlungsempfehlungen

Empfehlung und Reaktion			Übergreifende Einschätzung (hohe Synergie, Synergie, neutral, konkurrierend)
Qualität (Q)	Hydromorphologie (H)	Schifffahrt (S)	
Q 1: Reduzierung von industriellen und kommunalen Punktquellen in Tschechien	Neutral: keine messbaren Auswirkungen auf die Sedimentbilanz	Positiv: Baggergutbelastung geht zurück	Synergie
Q 2: Risikominimierung Altbergbaustollen in Deutschland	siehe Q 1	siehe Q 1	Synergie
Q 3: Risikominimierung Altstandorte (Großprojekte) in Tschechien und Deutschland	siehe Q 1	siehe Q 1	Synergie
Q 4: Beräumung und Feinsedimentmanagement: natürliche Seitenstrukturen (Altarme, Altwässer) staugeregelter Abschnitte	Neutral: Feinsedimentrückhalt im Einzugsgebiet wird zwar erhöht, die Auswirkungen auf die Gesamtbilanz sind aber eher gering, da Kies-Sand-Fraktion weniger betroffen	bzgl. Unterlieger siehe Q 1; direkt: Seitenstrukturen werden schiffahrtlich nicht genutzt	Synergie Prüfung auf Konkurrenz bzgl. Schifffahrt
Q 5: Beräumung und Feinsedimentmanagement: Seitenstrukturen der Elbe frei fließender Abschnitte	neutral, siehe Q 4; ggf. positiv, u. a. wegen Entlastung der Gewässersohle insbesondere bei höheren Abflüssen sowie Freiräumung der Gewässer-/Auenstrukturen (Unterstützung Verbesserung Gewässerstruktur)	siehe Q 1, erfasst Einträge aus dem gesamtem Oberstrombereich	Hohe Synergie
Q 6: Beräumung und Feinsedimentmanagement: Stau-stufen/Vorhäfen	siehe Q 4	zu schiffahrtlichen Zwecken bereits bestehende Praxis, wenn darüber hinausgehend Prüfung der Auswirkungen auf das schiffahrtliche Unterhaltungs- und Betriebsregime erforderlich; bzgl. Unterlieger siehe Q 1	Synergie Prüfung auf Konkurrenz bzgl. Schifffahrt
Q 6: Beräumung und Feinsedimentmanagement: technische Strukturen (Buhnen, Leitwerke)	überregional: siehe Q 4; lokal: beräumte Bühnenfelder/technische Strukturen haben z. T. starke Wirkung als Senke für Geschiebe, welches dem Fluss entzogen wird und fehlt	siehe Q 1	Synergie Prüfung auf lokale Konkurrenz bzgl. Hydromorphologie
Q 7: Verbesserung des Feinsedimentrückhalts von urbanen Flächen	siehe Q 1	siehe Q 1	Synergie
Q 8: Effektivierung der Feinsedimentretention in überregional bedeutsamen, dauerhaften Senken	siehe Q 4	siehe Q 1	Synergie
Q 9: Erhöhung der Feinsedimentretention in den Auen	tendenziell negativ, Rückhalt betrifft nicht nur Feinsediment, deshalb könnte Defizit stromab erhöht werden. Aussage über Gesamtbilanz schwierig.	Siehe Q 1	Prüfung auf überwiegende Konsequenz, keine Einschätzung möglich

Tab. 7-2: Aspekte übergreifende Matrix der Handlungsempfehlungen (Fortsetzung)

Empfehlung und Reaktion			Übergreifende Einschätzung (hohe Synergie, Synergie, neutral, konkurrierend)
Qualität (Q)	Hydromorphologie (H)	Schifffahrt (S)	
Zugabe: neutral, da unbelastetes Grobsubstrat. Industriesubstrate ausgeschlossen Umlagerung/Reaktivierung: neutral/ Konkurrenz in Abhängigkeit vom Belastungsgrad	H 1: Geschiebezugabe (Erhöhung Sedimentzufuhr durch echte Zugabe Sohlsieblinie und Geschiebeumlagerung/-reaktivierung (z. B. aus der Aue, vgl. H 7))	Maßnahme steuerbar (Ort, Zeit, Menge) somit positive Wirkung bzgl. Vermeidung Sohl-Unstetigkeiten/Schifffahrtshindernisse	Prüfung auf Konkurrenz bzgl. Qualität und auf Synergie bzgl. Schifffahrt
zumindest übergangsweise muss mit erhöhter Feinsedimentzufuhr infolge Mobilisierung von Altsedimentdepots gerechnet werden; Risiko ist bewertbar und kann durch Sanierung vor Durchführung von H 2 minimiert werden	H 2: Verbesserung Sedimentdurchgängigkeit an Querbauwerken und an Nebengewässern (Erhöhung der Sedimentzufuhr nach unterstrom)	Maßnahme steuerbar (Ort, Zeit, Menge) somit neutral	Prüfung auf Konkurrenz bzgl. Qualität
zumindest übergangsweise muss mit erodierbarem, schadstoffbelastetem Material gerechnet werden; Risiko schwer kalkulierbar	H 3: Erhöhung Sedimentdynamik der Elbe und der Nebengewässer; Erhöhung der Sedimentzufuhr (Reaktivierung der Mündungsunterläufe von Nebengewässern und deren Zuflüssen, Entseiegelung von Ufern, z. B. durch Entfernen von Ufersicherung, Wiederanbindung von Altarmen und Nebenrinnen)	Maßnahme ist nur über die Flächenausdehnung der Entseiegelung gesteuert, sonst abflussabhängig; Stützung des Sedimenthaushalts ist positiv, Gefahr von Untiefenbildungen bei ungesteuertem Sedimenteintrag	Prüfung auf Konkurrenz bzgl. Qualität und Prüfung auf Synergie/Konkurrenz bzgl. Schifffahrt
neutral	H 4: Reduzierung von Sediment-Senken	neutral	neutral
neutral, es sind insb. Kies-Sand-Fractionen berührt von eher überschaubarer Änderung der Morphodynamik/des Transports	H 5: Reduktion des Transportvermögens durch innovative Änderungen und Anpassungen der Regelungsbauewerke/des Regelungssystems	Neutral, wenn die Änderung sich auf den erhöht erosionswirksamen Abflussbereich beschränkt und ggf. sogar Potenzial für den Abflussbereich Niedrig- bis Mittelwasser, verfallene Wasserstände aus dem stark eingetieften Flussbett zumindest tendenziell „zurückzuholen“. Ansonsten Risiko für die Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs (Abgleich mit S 1)	neutral ggf. Prüfung auf Konkurrenz bzgl. Schifffahrt
neutral, Feinsediment nicht betroffen (Industriesubstrate ausschließen)	H 6: Vergrößerung des Sohlsubstrates (Sohlpanzerung, Grobkornanreicherung per Zugabe zur Sohlstabilisierung/Reduzierung Tiefenerosion)	siehe H 1, jedoch Risiko fester in die Fahrinne "wachsender" Schichten, wenn umliegende Erosion fortschreitet	neutral; Prüfung auf Synergie/Konkurrenz bzgl. Schifffahrt
zumindest übergangsweise muss mit erodierbarem, schadstoffbelastetem Material gerechnet werden; Risiko schwer kalkulierbar – generell werden jedoch unbelastete größere Sedimente anstehen, feinere belastete würden nicht eingebracht werden	H 7: Abgrabung der Vorländer zur Tieferlegung der Auen – Annäherung Fluss-Aue (in Kombination mit H 1 und H 8) sowie ggf. mit Rückbau der Deichlinie	Neutral, ggf. positiv, da durch frühere Ausuferungen eine Reduzierung der Sohlbelastung / Eintiefung und somit geringerer Unterhaltungsaufwand	neutral; Prüfung auf Konkurrenz bzgl. Qualität
neutral	H 8: Sohlaufhöhung/-anhebung (Annäherung Fluss-Aue), streckenübergreifend kombiniert mit H7 – Verwendung unbelasteter Auen-sedimente)	Erhöhtes Risiko für Aufrechterhaltung der Wassertiefenverhältnisse	neutral; Prüfung auf Konkurrenz bzgl. Schifffahrt
neutral, siehe H 5 positiv, wenn mit Sanierung verschlammter Bühnenfelder kombiniert wird	Synergie/neutral, vgl. H 5	S 1: Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung des Regelungssystems der frei fließenden Binnenelbe incl. Optimierung der Streichlinienführung unter Berücksichtigung der Erosionsminderung (z. B. Anpassung der Mittelwasserbauwerke an das aktuelle Mittelwasserniveau oder Bauwerksmodifikation hinsichtlich einer angepassten Regelungswirkung im Mittelwasser- und optimierten Regelungswirkung im Niedrigwasserbereich	Prüfung auf Synergie/Neutralität bzgl. Hydromorphologie; Prüfung auf Synergie mit Qualität
neutral, betrifft Grobsubstrate	neutral	S 2: Minimierung der notwendigen Geschiebeumlagerung in der frei fließenden Binnenelbe	neutral
beschleunigter seewärtiger Transport	Auswirkungen auf die Sand-Kies-Fraktion sind kaum gegeben Verringerung der Verlandung von Seitenbereichen etc.	S 3: Optimierung der Feinsedimentbewirtschaftung in der Tideelbe	Synergie mit Hydromorphologie; Prüfung auf Folgen für Qualität
neutral	neutral (positiv z. B. Schaffung von Gewässer-/Auenstrukturen, negativ z. B. Abtrag von Wattflächen)	S 4: strombauliche Maßnahmen in der Tideelbe entwickeln (u. a. zur Verringerung der Baggermengen)	tendenziell Synergie bzgl. Hydromorphologie und Qualität, Langfristprogramm

der Ziele des Sedimentmanagements maßgeblich beitragen. Es kann die Ausprägung der Hydromorphologie wesentlich mitbestimmen. Eine entsprechende Ausrichtung des Baggergutmanagements unter Beachtung auch hydromorphologischer Belange sollte daher zukünftig zu den Grundsätzen zählen, um insbesondere auch die Lösung der wichtigen Wasserbewirtschaftungsfrage „Verbesserung der Gewässerstruktur und Durchgängigkeit“ zu unterstützen (**Kap. 1**).

Aufgrund der Besonderheiten der Elbe haben darüber hinaus aus Qualitätssicht für ein an den Zielen des Gewässer- und Meeresschutzes orientiertes und wirtschaftliches Baggergutmanagement folgende Grundsätze einen besonderen Stellenwert:

Gezielte Sanierung im Interesse eines besseren Qualitätszustandes

- An erster Stelle soll die Sanierung der direkten Ursachen der Schadstoffbelastung stehen, d. h. die Beseitigung der eigentlichen Schadstoffquelle. Dies ist der einzige Weg, um mit den Unterhaltungsmaßnahmen entstehende Probleme der Schadstoffbelastung von Baggergut dauerhaft zu lösen.
- Nachfolgend sind vordringlich die am höchsten belasteten Sedimente möglichst quellenah festzulegen oder als Baggergut zu beseitigen, wenn sie durch Remobilisierung zu einem überörtlichen Risiko werden und damit stromab zu einer Sekundärverschmutzung beitragen können.

Nutzung und Optimierung der bestehenden Managementpraxis im Interesse der Ziele des integralen Sedimentmanagements in der Elbe

Bei Ausbau- bzw. Unterhaltungsmaßnahmen steht in der Regel der verkehrliche oder wasserbauliche Zweck im Vordergrund (Hauptaspekt Quantität). Nach wie vor stellt an der Elbe jedoch bei feinkörnigen Sedimenten die Schadstoffbelastung den wesentlichen begrenzenden Faktor für den Umgang mit Baggergut in Bezug auf die Umlagerung/Verbringung innerhalb des Gewässersystems dar. Im Bereich der Binneneelbe fallen bei Unterhaltungsmaßnahmen vergleichsweise geringe Mengen feinkörniger Sedimente mit höheren Schadstoffbelastungen an. Im Bereich der Tideelbe ist dies umgekehrt. Küstennah überwiegt wiederum der quantitative Aspekt den qualitativen. Im Interesse der Gesamtziele im Flussgebiet werden folgende Vorschläge unterbreitet:

- **Im Bereich der Binneneelbe** jährliche Bilanzierung der in einzelnen Baggermaßnahmen anfallenden Mengen schadstoffbelasteter Feinsedimente und ihrer Schadstofffrachten mit dem Ziel der strikten Einhaltung eines definierten Frachtlimits (z. B. 10 % der

Jahresfracht an der jeweiligen Bezugsmessstelle). Droht diese Fracht zur Einhaltung der verkehrlichen Ziele überschritten zu werden, so ist eine andere Option als die Verbringung (Umlagerung/Einbringung) zu ergreifen.

- **In der Tideelbe** wird die aus Schifffahrtssicht erforderliche Sedimentverbringung massiv durch die Schadstoffbelastung erschwert. Eine Gesamtentnahme der anfallenden Mengen schadstoffbelasteten Baggerguts ist praktisch nicht möglich. Deshalb ist eine Übergangsregelung in enger Verknüpfung mit quellenbezogenen Sanierungsmaßnahmen im Elbeinzugsgebiet erforderlich. Zukünftig könnte als Referenz für die Zielerreichung des Elbe-Sedimentmanagements die aktuelle Schwebstoffqualität an der Bezugsmessstelle für den Übergang Binnen-Tideelbe herangezogen werden. Auf Flussgebietsebene (IKSE; nationale Gremien) müsste dann eine regelmäßige Überprüfung der Schadstoffbelastung im Hinblick auf notwendige Verbesserungen und damit verbunden weiter erforderliche Sanierungsmaßnahmen im gesamten Elbeinzugsgebiet erfolgen.

7.7 MANAGEMENTOPTIONEN FÜR KOHÄSIVE, SCHADSTOFFBELASTETE SEDIMENTE

Für den Umgang mit Sedimenten steht ein breites Spektrum erprobter Verfahren zur Verfügung, deren Auswahl im Einzelfall sich primär aus der Veranlassung ergibt. Bei Unterhaltungsmaßnahmen steht die Wiederherstellung eines für eine Nutzung erforderlichen Gewässerzustandes durch Entfernung abgelagerter Sedimente im Vordergrund. Prägend ist in der Regel die Sedimentquantität, der Qualitätsaspekt kann hinzukommen und für die zu wählende Managementoption mitentscheidend sein. Ziel von Sanierungsmaßnahmen ist die Reduzierung des von der Schadstoffbelastung der Sedimente ausgehenden Risikos. Sofern in einem Gewässer schadstoffbelastete Sedimente vorliegen, handelt es sich grundsätzlich um Fein- und nur im seltenen Ausnahmefall um Grobsedimente. Der Maßnahmenkatalog „Bestandsaufnahme der verfügbaren Managementoptionen für Sedimente“ (**Anl. A5**) gibt einen Überblick über Managementoptionen unter besonderer Berücksichtigung des Umgangs mit schadstoffbelasteten, kohäsiven Sedimenten. Es werden Verfahren dargestellt, deren erfolgreiche Anwendung bereits früher, wenn möglich im Elbegebiet, erfolgte. Die Angaben zu Verfahrenskosten können nur als grobe Indikation dienen. Eine wesentliche Rolle spielt die Größe der Anlage bzw. der Umfang der Maßnahme, mit deren Größe die spezifischen Kosten in der Regel sinken. Allgemein lässt sich sagen, dass die Umlagerung im Gewässer nur wenige Euro pro Kubikmeter kostet, für die subaquatische Unterbringung Kosten von 10 – 20 Euro pro Kubikmeter oder mehr bedacht werden sollten und die Verfahren

der Landentsorgung in der Regel mehr als 50 Euro pro Kubikmeter erfordern. Es werden keine juristischen Betrachtungen zur Umsetzbarkeit oder Zulassung der Maßnahmen angestellt. Im konkreten Fall ist eine Prüfung der Anwendung erforderlich. Die Auflistung ist nicht abschließend. **Abbildung 7-3** zeigt die Umgangsmöglichkeiten für Sedimente in Form einer Verfahrenskette.

Der Katalog ist nach folgenden acht Kategorien sortiert:
 1. Umgang mit Schwebstoffen. Ziel ist die Beeinflussung

von Sedimenttransportvorgängen durch Verstärkung oder Verminderung der Sedimentation

2. Umlagerung/Verbringung von Sedimenten. Die Sedimente werden im Zuge der Unterhaltung an eine andere Stelle im Gewässer verbracht; dies ist primär ein Verfahren des Mengenmanagements.
3. In-situ-Maßnahmen. Die Sedimente verbleiben an Ort und Stelle im Gewässer, die Sicherung des Risikopotenzials infolge Schadstoffbelastung steht im Vordergrund.

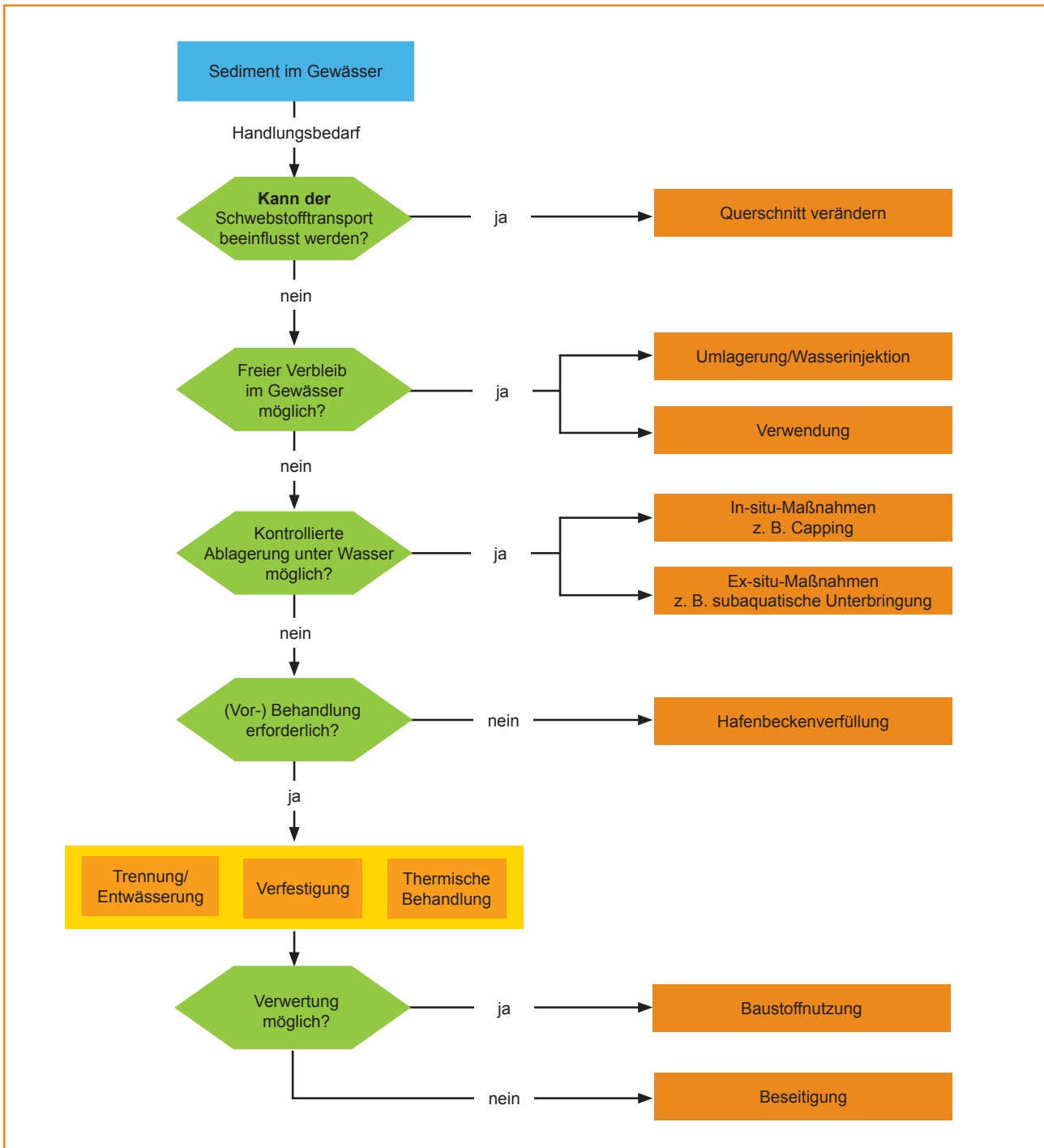


Abb. 7-3: Umgangsmöglichkeiten für Sedimente in Form einer Verfahrenskette

4. Ex-situ-Ablagerung unter Wasser. Die Sedimente werden aufgrund des Risikopotenzials an anderer Stelle unter Wasser sicher abgelagert.
5. (Vor-)Behandlung. Die Eigenschaften der dem Gewässer entnommenen Sedimente werden verändert, um sie für eine Verwertung oder Deponierung geeignet zu machen.
6. Verwertung nach Behandlung. Die (behandelten) Sedimente werden an Land verwertet, indem sie z. B. als Substitut anstelle anderer Materialien eingesetzt werden.
7. Beseitigung. Die Sedimente werden dauerhaft aus dem Stoffkreislauf ausgeschleust.
8. Talsperren und Staustufen. Der Umgang mit Feststoffen aus Talsperren und Staustufen kann für das Flussgebiets-Sedimentmanagement von Bedeutung sein.

Eine klare Abgrenzung der Verfahren ist nicht in jedem Fall möglich oder sinnvoll. Im Kontext des übergreifenden Sedimentmanagements für das Flussgebiet Elbe steht im Hinblick auf die Feinsedimente das von deren Schadstoffbelastung ausgehende überregionale Risiko im Vordergrund. Unter dieser Maßgabe kommen nicht alle der aufgeführten Verfahren infrage. Bei einigen der Beispiele ergibt sich der Umgang mit schadstoffbelasteten Sedimenten aus der Nutzung. So ist das Absetzen von Feststoffen in Stauhaltungen in der Regel ungewollte „Nebenwirkung“. Generell ist festzustellen, dass auch die Verfahren mit dem Ziel einer Reduzierung der von schadstoffbelasteten Sedimenten ausgehenden Risiken selbst Umweltbelastungen aufweisen. Zu nennen sind insbesondere Flächenbedarf, Energieeinsatz oder Anwendung von chemischen Hilfsprodukten.

7.8 MANAGEMENTOPTIONEN AUS HYDROMORPHOLOGISCHER SICHT

Im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes wurde eine Systematik zur Erfassung und Darstellung von Ma-

nagementoptionen zum Sedimenthaushalt unter dem Aspekt Quantität/Hydromorphologie insbesondere für nicht-kohäsive Sedimente erarbeitet (Grobsedimente – Steine/Schotter, Kies, Sand). Die Systematik schließt Feinsedimente (Ton, Schluff) nicht aus. Die Maßnahmenoptionen sind folgenden Kategorien zugeordnet:

1. Maßnahmen im Gewässer (z. B. Geschiebe-/Sedimentbewirtschaftung oder ökologisch orientierte Gewässerbettaufweitung)
2. Maßnahmen am Ufer (z. B. Abtrag oder Schlitzung von Uferrehnen)
3. Maßnahmen in der Aue (z. B. Gewässerentschlammung)
4. Maßnahmen an Bauwerken (z. B. Modifizierung von Buhnen)

Sämtliche Maßnahmenvorschläge gelten grundsätzlich für den Elbestrom und die Nebengewässer. Die Elbe und ihre Nebenläufe im Bereich des Zusammenflusses fungieren als Hauptvorfluter des Elbeeinzugsgebietes und spiegeln daher neben den Auswirkungen direkter Eingriffe in Fluss, Ufer und Aue auch die Einflüsse einwirkender Faktoren aus dem gesamten System auf die hydromorphologische Ausprägung wider. Zur Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse und Schaffung eines ausgeglichenen Sedimenthaushalts in der Binnenebene und den Unterläufen der relevanten Nebengewässer sind Maßnahmenumsetzungen gerade auch im Einzugsgebiet essenziell.

Auf deutscher Seite wurden potenzielle Handlungsoptionen und bereits realisierte Maßnahmenbeispiele zur Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse und zur Unterstützung eines ausgeglichenen Sedimenthaushalts durch eine nationale Expertengruppe in einer Materialsammlung zusammengefasst und stehen als Arbeitsmaterial für den weiteren Prozess zur Verfügung.

8. ECKPUNKTE FÜR EIN MONITORING ZUR GEWÄSSERÜBERWACHUNG UND ERFOLGSKONTROLLE

Für die Überwachung der Elbe und ihrer Nebenflüsse bzgl. des chemischen und ökologischen Zustandes sind in Tschechien das Umwelt- und das Landwirtschaftsministerium der Tschechischen Republik zuständig. Parameterumfang und Untersuchungshäufigkeit entsprechen dem Rahmenmonitoringprogramm nach EG-WRRL. Die Monitoringprogramme werden jährlich unter der Federführung der beiden Ministerien aktualisiert. Die Programme zum Monitoring der Feststoffphase legt das Tschechische Hydrometeorologische Institut (ČHMÚ) fest. Die

fachliche Absicherung erfolgt im Zusammenwirken mit den Bewirtschaftern der Einzugsgebiete. Das ČHMÚ betreibt auch das Netz zur Untersuchung des Schwebstoffhaushalts im gesamtstaatlichen Maßstab. Das Sedimentmonitoring ist fester Bestandteil der Überwachungsprogramme der Wasserwirtschaftsbetriebe.

In Deutschland sind die Bundesländer für die Gewässerüberwachung zuständig. Maßgebend sind die Vorgaben der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011).

Zur umfassenden Beschreibung des Elbeinzugsgebietes und für die Erfolgskontrolle von Maßnahmen werden diese Überwachungsprogramme der Länder auf der Grundlage des Strategiepapiers der FGG Elbe (2013) koordiniert. Für die Bundeswasserstraßen im Binnenbereich der Elbe unterhält die WSV ein Schwebstoffdauer-messnetz, das von der BfG fachtechnisch betreut wird (*vgl. Anl. A2-2*). In der Tideelbe betreiben HPA und die WSV Messprogramme, in deren Rahmen auch Daten für sedimentologische Fragestellungen erhoben werden. Die BfG führt im Rahmen des Sediment- und Bodenkatasters der WSV (SedKat-WSV 2013) in der gesamten Elbe ein qualitatives Sedimentmonitoring durch (Heininger et al. 2003; Claus et al. 2010; Schubert et al. 2009).

8.1 SPEZIFISCHE ANFORDERUNGEN AN EIN SCHWEBSTOFF- UND SEDIMENTMONITORING

Ein Schwebstoff- und Sedimentmonitoring ist einerseits auf die mit dem Sedimentmanagementkonzept verbundenen besonderen Zielsetzungen ausgerichtet und dient andererseits für das in der Feststoffphase relevante Stoffspektrum den allgemeinen Zielen des Monitorings im Flussgebiet Elbe. Es kann, wie jedes Monitoring, folgende Zwecke verfolgen (FGG Elbe 2010):

1. Bewertung des Gewässerzustandes, z. B. durch Vergleich mit UQN sowie mit den Vorgaben der Sedimentklassifizierung. Hierfür sind regelmäßige Schwebstoffprobenahmen, die die aktuelle Gewässersituation widerspiegeln, sowohl aus quantitativer als auch aus qualitativer Sicht erforderlich.
2. Trendermittlung. Hierfür sind langjährige Datenreihen der in diesem Konzept aufgezeigten Indikatoren (Quantität, Qualität) bzw. eine periodische Erfassung und Bewertung des Status anhand der hydromorphologischen Indikatoren bezogen auf den definierten Referenzzustand erforderlich. Aus Qualitätssicht sind grundsätzlich sowohl Schwebstoffe als auch Sedimente zur Trendüberprüfung geeignet.
3. Ermittlung von Frachten zur Bilanzierung. Hierfür sind möglichst hoch aufgelöste Geschiebedaten (Quantität) sowie Schwebstoffdaten (Quantität, Qualität) erforderlich.
4. Sonstige Fragestellungen, wie Ermittlungsmonitoring (z. B. zur quellenbezogenen Risikoanalyse im Rahmen dieses Konzeptes), ereignisbezogenes Monitoring (z. B. in hydrologischen Extremsituationen), Effektmonitoring (z. B. zur Abschätzung von längerfristigen Auswirkungen von Havarien auf die aquatische Lebensgemeinschaft) oder Verfolgung flussgebietspezifischer Belastungen mit Spurenstoffen in Gewässern. Hierfür können je nach spezifischer Fragestellung entweder Sedimente oder Schwebstoffe besser geeignet sein.

Zur Trendermittlung und Frachtbilanzierung ist eine möglichst hohe Auflösung der erhobenen quantitativen, qualitativen und hydromorphologischen Daten erforderlich. Hochwasserereignisse haben, bezogen auf ihre zeitliche Dauer, einen überproportional hohen Anteil am Stofftransport (Schwebstofffracht und Schadstofffracht). Deshalb gilt diese Maxime insbesondere für extreme Gewässersituationen mit ihren sprunghaften Veränderungen. Die Erfassung von Frachten während Extremereignissen durch entsprechend engmaschige Messungen ist von zentraler Bedeutung für das Verständnis derartiger Ereignisse.

Die Wechselwirkung von Fluss, Aue und Seitenstrukturen spielt eine prägende Rolle, gerade für Feststoffe und die daran gebundenen Schadstoffe und besonders in Extremsituationen.

Die spezifischen methodischen Anforderungen an das quantitative Geschiebe- und Schwebstoffmonitoring sind in ČHMÚ (2010, 2013) bzw. BfG (2013c) beschrieben (*vgl. auch Anl. A2-2*). Sedimente und Schwebstoffe stellen auch aus Qualitätssicht spezifische methodische Anforderungen an die Probenahme und Analytik. In Deutschland hat die FGG Elbe (2010) dazu Empfehlungen verabschiedet. In Tschechien richtet sich die Methodik der Probenahmen nach ČSN-EN-Normen und internen Dokumenten (ČHMÚ 2011) sowie den Empfehlungen des EU-Guidance Dokuments Nr. 25 EC (2010). Die Analytik richtet sich nach den akkreditierten Standardverfahren, die in der Regel auf gültigen analytischen Normen basieren (ČSN, EN, ISO).

8.2 VORSCHLÄGE ZUR EINBINDUNG IN DAS GEWÄSSERMONITORING

Die Arbeit am Sedimentmanagementkonzept hat gezeigt, dass an der Verbesserung der Datengrundlagen in verschiedenen Richtungen gearbeitet werden muss. Dabei sollten erstens konsequent der im Rahmen dieses Konzeptes gewählte Systemansatz (*Kap. 2, Anl. A2-1*) sowie zweitens die in *Kapitel 8.1* formulierten Anforderungen zu Grunde gelegt werden. Bedarf im Hinblick auf ein reguläres Monitoring ergibt sich insbesondere in folgenden Bereichen, spezifische Gesichtspunkte darüber hinaus werden auch in *Kapitel 9.2* angesprochen:

- Trendverlauf. Die im Kontext des Sedimentmanagements relevanten Schadstoffe sind an den Bezugsmessstellen in die einschlägigen nationalen und internationalen Messprogramme aufzunehmen und während des 2. Bewirtschaftungszeitraumes jährlich zu untersuchen.
- Frachtbilanzierung von Schadstoffen. Das Monitoringprogramm nach EG-WRRL muss für die Ermittlung von Frachten erweitert werden. Dies gilt insbesondere

re für Schwebstoffuntersuchungen am Übergang der Binnen- zur Tideelbe sowie an belastungsrelevanten Nebenflüssen. Es bedarf langfristiger und häufigerer Gewässerbeobachtungen, um die Bandbreite des Systems abzubilden. Entscheidende, auch kleinere Gewässer (z. B. Kategorie 2a, 2b) müssen hinsichtlich der relevanten Parameter jährlich mit mindestens 4 – 12 Untersuchungen im Messprogramm verbleiben. Die Wochenmischproben müssen zukünftig verstärkt auf elberelevante Schadstoffe untersucht werden. Schadstoffe, für die in der wässrigen Phase keine Daten oberhalb der Bestimmungsgrenze ermittelt werden können, sollten auch weiterhin für Frachtberechnungen in der Matrix „Schwebstoff“ gemessen werden.

- Hochwasser werden durch jährliche Messprogramme nicht gut erfasst. Auf deutscher Seite wurde das Sondermessprogramm Extremereignisse (FGG Elbe 2012) während des Juni-Hochwassers 2013 zum ersten Mal angewendet. Auf tschechischer Seite führen die Wasserwirtschaftsbetriebe ereignisbezogene Messprogramme durch, die auch Feststoffuntersuchungen einschließen. Die Expertengruppe empfiehlt, die hochwasserbezogenen Messprogramme flussgebietsweit abzustimmen.
- Der Transport von Sedimenten und ihre Remobilisierung sind weiter regelmäßig zu untersuchen. Dazu sind auch Daten zum Schwebstofftransport in den nicht schiffbaren und relevanten kleinen Nebengewässern erforderlich.
- Zusätzlich zu einer Überwachung gemäß den Vorga-

ben der EG-WRRL für die Qualitätskomponentengruppen Durchgängigkeit für Sedimente und Morphologie, durch die auch die Mehrzahl der hydromorphologischen Indikatoren des Sedimentmanagementkonzepts abgedeckt werden, sollten auch für die Indikatoren Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz bzw. Abflussregime und Verhältnis rezente/historische Aue ein Monitoring aufgenommen werden (*vgl. Tab. 3-2 und Anlage A2-4*).

- Um die Verhältnisse eines breiten Gewässers adäquat abzubilden, sollen die Ergebnisse der Messstellen Hřensko/Schmilka, rechts und links sowie Cumlosen und Schnackenburg zukünftig gemittelt werden.
- Die terminliche Abstimmung zur Probennahme sollte auf die Entleerung der Sedimentationsbecken ausgedehnt werden.
- Abstimmung mit anderen Programmen. Die sediment- und schwebstoffbezogenen Messprogramme in unterschiedlicher Zuständigkeit (Länder und Bund in Deutschland, unterschiedliche Monitoringprogramme für die Feststoffphase in Tschechien) sollten aufeinander abgestimmt und der Datenaustausch gewährleistet sein. Für die Übergangsbereiche (CZ – D; Binnen – Tide) sind Bilanzierungsvergleiche zu führen.
- Die Auswahl der für das Sedimentmanagement relevanten Stoffe und Stoffgruppen ist einmal im Bewirtschaftungszeitraum zu überprüfen und ggf. sind weitere Stoffe in das Gewässermonitoring aufzunehmen. Dabei sind die Novellierungen einschlägiger Verordnungen und Richtlinien zu berücksichtigen.

9. AUSBLICK AUF DEN WEITEREN PROZESS

Im Zuge der Bearbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes hat sich die Bedeutung des Themas Sediment für wesentliche Ziele der IKSE bestätigt. In diesem Kapitel werden Vorschläge zum weiteren Umgang mit dem Thema unterbreitet.

9.1 VERSTETIGUNG DES SEDIMENTTHEMAS

Mit der Aufstellung des Sedimentmanagementkonzeptes wurde eine Zielstellung des ersten Bewirtschaftungsplans der IKSE (2009) erfüllt und die Voraussetzung geschaffen, das Thema Sediment seiner Bedeutung entsprechend zu einem integralen Bestandteil der wasserwirtschaftlichen Planung und Praxis im Flussgebiet Elbe zu machen. Um dieses Ziel zu erreichen:

- sollte im 2. Bewirtschaftungszyklus (2015 – 2021) gemäß EG-WRRL auf der Grundlage dieses Konzeptes das Thema Sedimentmanagement umfassend im

Zusammenhang mit der Zielerreichung „guter ökologischer/chemischer Zustand“ behandelt werden.

- sollten die Anforderungen, Grundlagen und Kriterien der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie umfassend behandelt und einbezogen werden.
- sollten die verantwortlichen Akteure auf tschechischer und deutscher Seite auf der Grundlage dieses Konzeptes konkrete Maßnahmen für den kommenden Bewirtschaftungsplan ableiten und in die Maßnahmenprogramme aufnehmen.
- sollte dieses Konzept den Ansätzen anderer Flussgebiete national und international gegenübergestellt werden.
- sollte dem Umweltmedien und Regelungsbereiche übergreifenden Aspekt verstärkte Aufmerksamkeit gewidmet werden (integratives Sedimentmanagementkonzept). Dieses Anliegen schließt die Nachfüh-

rung rechtlicher Festlegungen (z. B. Erfassung und Bewertung des Schadstoffstatus in der jeweils umweltrelevanten Matrix – Wasser, Sediment, Biota) ein und sollte jeweils auf nationaler Ebene in die zuständigen Gremien transportiert werden.

- sollte eine flussgebietsweite Regelung für den Umgang mit Baggergut getroffen werden, die die Unterbringung/Umlagerung hochbelasteter Feinsedimente, die nachteilige Veränderungen der Gewässereigenschaften erwarten lassen oder den Verschlechterungsverboten und Verbesserungsgeboten einschlägiger umweltrechtlicher Bestimmungen entgegenstehen, ausschließt.
- sollten die Vorschläge zum Monitoring umgesetzt werden (Kap. 8.2).
- sollten die relevanten Kenntnislücken geschlossen werden (Kap. 9.2).
- sollten die im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes erhobenen Daten soweit möglich in die auf nationaler Ebene bestehenden Datenbanken und Fachinformationssysteme eingearbeitet werden.
- sollte die Ad-hoc-Expertengruppe Sedimentmanagement der IKSE ihre Facharbeit in der bestehenden Konstellation in geeigneter Weise fortsetzen.

9.2 KENNTNISDEFIZITE UND VORSCHLÄGE ZU DEREN ÜBERWINDUNG

Mit der Ausarbeitung eines Sedimentmanagementkonzeptes dieser Komplexität für ein großes Flussgebiet wie die Elbe wird national und international ein Meilenstein gesetzt. Im Zuge der Erarbeitung dieses Sedimentmanagementkonzeptes mussten sich die Bearbeiter jeweils auch mit den bestehenden Unsicherheiten auseinandersetzen. Entsprechende Ausführungen finden sich in den einzelnen Kapiteln. Die Unsicherheiten resultieren aus Kenntnisdefiziten und betreffen sowohl Systemzusammenhänge, Systemeigenschaften und die sie prägenden Prozesse als auch technisch-methodische Fragen im Detail. Auf letztere wird hier nicht eingegangen. Sie sind entweder in den einzelnen methodischen Anlagen (**Anl. 2**), in den Fachberichten der **Anlage 3** oder in der internationalen Fachliteratur (z. B. Barceló und Petrović 2007) adressiert. Hier werden die Defizite der ersten Gruppe angesprochen.

Die wesentlichen Kenntnisdefizite betreffen folgende Bereiche:

- Datengrundlagen zur Systembeschreibung unter allen drei Aspekten (Qualität, Quantität, Hydromorphologie)
- Beschreibung der Systemzusammenhänge
- Systembezogene Beurteilung der Wirksamkeit von Maßnahmen
- Sedimentmanagement vs. weitere Nutzungen und Regelungsbereiche.

Datengrundlagen

Im Binnenbereich gilt grundsätzlich, dass die Datengrundlagen mit der Größe des Gewässers besser werden. Mit dem Managementkonzept wurde eine Systematik entwickelt (Kap. 2, 3), auf deren Grundlage der Datenbestand, ausgehend von überregionalen Fragestellungen, systematisch und schrittweise nach Bedarf erweitert werden kann. Die Verbesserung der Datengrundlagen sollte im Zuge des angepassten Monitorings sowohl unter Normal- als auch unter Extrembedingungen erfolgen (vgl. Kap. 8). Nach umgesetzten Maßnahmen sollten Monitoringprogramme durchgeführt sowie die Messprogramme der unterschiedlichen Akteure aufeinander abgestimmt werden.

In Tschechien lassen sich die Datengrundlagen so zusammenfassen: Unter dem Aspekt Qualität liegen für die Elbe und die Nebenflüsse der Kategorie 1 repräsentative Datengrundlagen vor. Dies trifft nicht in gleichem Maße auf die kleineren Nebengewässer zu. Die quantitativen Verhältnisse in der Elbe und in ihren Nebenflüssen werden anhand der Standardmessungen des staatlichen hydrologischen Dienstes des ČHMÚ in einem ausreichenden Umfang beschrieben. Für die Bearbeitung der hydromorphologischen Parameter besteht ein andauernder Mangel an systematischen Datengrundlagen zur Bewertung der Elbe und ihrer Nebenflüsse. Für die Elbe liegen Unterlagen für fünf ausgewählte charakteristische Flussabschnitte in einer Gesamtlänge von 120 km einschließlich des Grenzabschnitts vor. Zur Gesamtbetrachtung des hydromorphologischen Zustands bezüglich des Sedimenttransportes ist eine Bewertung im gesamten Gewässerkontinuum erforderlich. Die hydromorphologischen Datengrundlagen für die Elbe und ihre relevante Nebenflüsse sind dementsprechend zu ergänzen.

In Deutschland stellt sich die Datenlage im Einzelnen folgendermaßen dar: Während für die Elbe und die Nebenflüsse der Kategorie 1 unter dem Aspekt Qualität in der Regel langjährige, umfangreiche Datensätze vorliegen, trifft dies auf die kleineren Gewässer zum überwiegenden Teil nicht zu. Im Hinblick auf die quantitativen Verhältnisse ist die Situation in den schiffbaren Gewässern gut beschreibbar, während die Datengrundlagen bereits bei den anderen Nebenflüssen der Kategorie 1 und erst recht bei kleineren Gewässern deutlich schlechter sind. Für die Bearbeitung der hydromorphologischen Parameter ist die Datenlage in den Nebengewässern generell dürftig, zur Elbe dagegen i. d. R. sehr gut.

Hochwassersituationen haben für den Sedimenttransport einen besonderen Stellenwert, gerade sie werden aber in ihrer Dynamik durch reguläre Messprogramme, die auf den Normalfall zugeschnitten sein müssen, nicht gut

erfasst. Zum besseren Verständnis der Hochwasserprozesse sollten gezielte Messungen beispielhaft auch bei kleineren Hochwassern unterschiedlicher Intensität, saisonaler und regionaler Ausprägung durchgeführt werden, z. B. nach den Vorgaben des Sondermessprogramms Extremereignisse der FGG Elbe.

Systemzusammenhänge

Mit dem Sedimentmanagementkonzept wurden auf einer konsistenten systematischen Grundlage auch bestehende Defizite in der Systemkenntnis aus überregionaler Sicht herausgearbeitet. Die Kenntnis der Systemzusammenhänge sollte im weiteren Arbeitsprozess, durch Sondermessprogramme und Pilotvorhaben sowie durch angewandte Forschungsvorhaben weiterentwickelt werden. Die herausgearbeiteten Defizite betreffen alle drei Hauptaspekte und sowohl das System insgesamt als auch Teile davon:

- **Modelle.** Zum besseren Verständnis des Sedimenttransportes ist eine bessere mathematische Beschreibung der Transport-Abfluss-Beziehungen, insbesondere für hohe Abflüsse erforderlich. Die Modellierung des partikulären Schadstofftransportes muss daran anknüpfen und ist bisher nur bruchstückhaft umgesetzt.
- **Teileinzugsgebiete.** Aus qualitativer Sicht ist auf tschechischer Seite vorrangig die Detailanalyse der Nebenflüsse der Kategorie 1 zu vervollständigen. Auf deutscher Seite steht vorrangig eine zusammenhängende Einschätzung der Situation in der Weißen Elster aus. Die Prüfung der Relevanz ggf. weiterer Nebenflüsse der Kategorie 2b sollte erfolgen, um Unsicherheiten zu reduzieren. Aus quantitativer Sicht sind in erster Linie die nicht schiffbaren Nebenflüsse der Kategorie 1 und dann schrittweise weitere Nebenflüsse entsprechend ihrer Bedeutung für die Sedimentbilanz der Elbe zu beschreiben. Unter dem Aspekt Hydromorphologie hat auf deutscher Seite die Analyse der Nebenflüsse der Kategorie 1 sowie in der Folge weiterer, für den Sedimenthaushalt bedeutsamer Nebenflüsse auf der entwickelten methodischen Grundlage Vorrang. In Tschechien ist die mit den Pilotstrecken begonnene Analyse und Bewertung systematisch auszubauen und für die Elbe und ihre relevanten Nebenflüsse zu komplettieren.
- **Quellen und Senken.** Aus qualitativer Sicht hat auf tschechischer Seite die Risikobewertung der Sediment- und Altsedimentdepots der Elbe und Moldau Vorrang. Eine systematische Analyse des Einflusses der Querbauwerke und Leitwerke in tschechischer Elbe und Moldau, eine Quantifizierung der bauwerksbedingten Sediment- und Schadstoffablagerungen sowie die Abschätzung des damit verbundenen

Risikopotenzials (vgl. Kap. 6.1) wurden noch nicht vorgenommen. In der Talaue der tschechischen Elbe befinden sich zahlreiche natürliche und technische Seitenstrukturen, wie Altarme und Altwässer bzw. Häfen. Eine systematische Erfassung von Größe, Lage und Anschlusssituation wurde noch nicht vorgenommen. In einem ersten Schritt sind die Vorhaben SedBiLa bzw. SedLa abzuschließen. Weiterhin sind die potenziell sedimentrelevanten Altlastenstandorte der Elbenebenflüsse der Kategorien 1 und 2 auf tschechischer Seite zu prüfen. Auf deutscher Seite sind die ca. 40 potenziell sedimentrelevanten Altlastenverdachtsfälle (vgl. FGG Elbe 2014) zunächst einer detaillierten Prüfung (Schritt 2) und entsprechend der Ergebnisse einer weiteren Bearbeitung zuzuführen. Zum besseren Verständnis des Quellentyps „Sedimente/Altsedimente“ sind generell die Mengenabschätzungen und die Aussagen zur Remobilisierbarkeit weiter zu stützen. Die Rolle weiterer Quellen muss im gesamten Einzugsgebiet besser untersucht werden. Als erster Schritt ist eine Bilanzierung der Feinsedimenteinträge (und der damit verbundenen Frachten) aus dem urbanen Raum wünschenswert. Die Frachtbeiträge aus Stollen müssen auf eine besser gesicherte Aussage zu den abgeführten Wassermengen gestellt werden. Im Hinblick auf den Sediment- und Schadstoffrückhalt in den Auen und Vorländern sind systematische Untersuchungen auf tschechischer Seite erforderlich. Auf deutscher Seite sollten Studien an repräsentativen Messpunkten der oberen Elbe, beim Eintritt in ihren mittleren Abschnitt, zwischen Mulde und Saale sowie unterstromig der Saale bis Havelberg und generell an repräsentativen Wald- und Sukzessionsstandorten in Angriff genommen werden. Für die Nebenflüsse der Kategorie 1 fehlen belastbare Aussagen zum Sedimentrückhalt in den Auen generell. Die Rolle großer Gewässer als Schadstoffsenken ist zu analysieren. Innerhalb der Tideelbe ist die Senkenfunktion der Nebenelben zu erfassen und im Hinblick auf ihre Bedeutung für die Schadstoffbilanz zu bewerten (vgl. Kap. 6.5). In Flussoberläufen sowie für kleine Fließgewässer der Mittelgebirgsregionen stellen Feinsedimenteinträge aus der Fläche ein Haupthindernis für den guten Zustand dar. Dieser Prozess der Gewässerverschlammung muss untersucht werden. Im Ergebnis sind Handlungsempfehlungen zur Risikominimierung abzuleiten.

- **Bilanzen.** Jede nicht erfasste Quelle fehlt in der Bilanz. Das Sedimentmanagementkonzept zielt ab auf die Beurteilung von „großen“ Quellen (überregionale Wirkung). Aus der Gesamtbetrachtung kann sich jedoch eine überregional bedeutsame Summationswirkung von Quellen unterhalb der gewählten Signifikanz

schwelen ergeben. Im Zuge einer Plausibilisierung der Bilanzen (Quantität und Qualität) sollte deshalb repräsentativ abgeschätzt werden, welche Anteile an der Gesamtbilanz kleine Quellen in der Summe beitragen. Aus quantitativer und qualitativer Sicht ist es erforderlich, Sedimenteinträge aus der Fläche (Uferabbrüche, Erosionen) in den TEG von Mulde und Saale in der Bilanz zu berücksichtigen. Die Rekonstruktion des Sedimenthaushalts für den Referenzzustand wird die Ableitung und Beurteilung der Wirksamkeit von Managementansätzen unterstützen.

- **Auswirkungen des Juni-Hochwassers 2013.** Zur Abschätzung der Folgen des Hochwassers sollten jeweils in nationaler Verantwortung Sonderprogramme durchgeführt werden.

Wirksamkeit von Maßnahmen

Bedingt durch die natürliche Variabilität des Sedimentations-/Remobilisierungssystems für den Bilanzierungsraum der Binnenebe wird eine Erfolgskontrolle für die partikulär gebundenen Schadstoffe nur am jahresübergreifenden Trendverlauf innerhalb der insbesondere in *Kapitel 6.2* aufgezeigten Schwankungsbreiten festzulegen sein und nicht so sehr von abgeleiteten Frachtreduzierungen auf der Basis von Bezugsjahren oder längjährigen Mittelwerten. Der Betrachtungszeitraum 2003 bis 2011 enthält sowohl Jahre mit hohen als auch niedrigen Abflüssen und Schwebstofftransporten und ist damit als Basis für eine Einschätzung der jährweisen Veränderung innerhalb der Schwankungsbereiche zu Grunde zu legen.

Die Schwerpunkte der Handlungsempfehlungen bzgl. Qualität liegen (1) auf der Beseitigung rezenter äußerer Eintragsquellen und der Verbesserung der Datenlage in Bezug auf Verdachtsflächen und (2) auf der Sanierung von Altsedimentdepots und der Bewirtschaftung von temporären Senken für Feinsedimente möglichst nah an der (historischen) Quelle. Werden Maßnahmen der Kategorie 2 umgesetzt, sollten deren Wirksamkeit anhand eines gezielten Monitorings zum Status dieser Depots nach Beräumung kontrolliert sowie rezente äußere Quellen entweder bereits geschlossen sein oder schnellstmöglich geschlossen werden.

Aus quantitativer und hydromorphologischer Sicht erfolgt in den Handlungsempfehlungen eine Fokussierung auf die Verbesserung der Sedimentdurchgängigkeit und der Sedimentbilanz bzw. des Abflussregimes. Die Wirksamkeit entsprechender Maßnahmen im Hinblick auch auf die anderen Indikatoren wird sich kurz-, mittel- und langfristig einstellen. Die Erfolgsaussichten lokal verorteter Einzelmaßnahmen z. B. zur Verbesserung der Habitatstruktur sind in jedem Fall auch im Abgleich mit den Schlüsselpa-

rametern (Sedimentdurchgängigkeit und Sedimentbilanz bzw. Abflussregime) und im Kontext streckenübergreifender Konzepte und möglicher Maßnahmenkombinationen zu prüfen. Hinsichtlich einer räumlichen Zuordnung der Handlungsempfehlungen für Laufstrecken mit ähnlichen Defiziten sollte eine systematische Analyse der Auswirkungen und Wechselwirkungen untereinander erfolgen.

Andere Nutzungen und Regelungsbereiche

Unter den vom Sedimentmanagement betroffenen und das Sedimentmanagement beeinflussenden Nutzungen hat die Schifffahrt eine herausgehobene Rolle und wurde deshalb im Rahmen dieses Konzeptes auch explizit behandelt. Andere Formen der Gewässernutzung und -gestaltung, wie der Hochwasserschutz, die Bewirtschaftung der Auen und landwirtschaftlicher Flächen generell (Feinsedimenteintrag, Gewässerverschlammung) sind durch das Thema Sediment ebenfalls berührt. Die Wechselwirkungen wurden hier nur partiell berücksichtigt, z. B. durch die Einbeziehung der Regelungsebenen menschliche Gesundheit und Bodenschutz bei der Ableitung von Schwellenwerten für Schadstoffe (Landwirtschaft) oder als Randbedingung für die Aspekte Quantität und Hydromorphologie (Hochwasserschutz). Eine systematische Analyse aus der Perspektive anderer Nutzungsformen bzw. Stressoren des Sedimentstatus steht noch aus.

Mit den Nutzungsformen bzw. Stressoren ist zugleich die Frage nach anderen relevanten Regelungsbereichen als der Wasserwirtschaft aufgeworfen. Es sind grundsätzliche Überlegungen zur Einbeziehung anderer Regelungsbereiche in die Lösung der aufgezeigten Probleme (Umweltmedien übergreifender Ansatz) erforderlich. Das Erfordernis besteht unter jedem der drei Hauptaspekte und betrifft die Altlastenthematik oder den Bodenschutz ebenso wie den Hochwasser- oder Naturschutz. Es sollte eine systematische Analyse der Wechselwirkung mit anderen Regelungsbereichen erfolgen.

A1 LITERATURVERZEICHNIS



- 254/2001 Sb.: Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon)
- 23/2011 Sb.: Nařízení vlády ze dne 22. prosince 2010, kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb.
- 98/2011 Sb.: Vyhláška č. 98/2011 Sb., o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod
- Aberle, J. (2008): Measurement techniques for the estimation of cohesive sediment erosion. In: P. Rowinski (ed.): Hydraulic Methods for Catastrophes: Floods, Droughts, Environmental Disasters. Publ. Inst. Geophys. Pol. Acad. Sc., E-10 (406), 5 – 20
- Aberle, J., Nikora, V., Walters, R. (2004): Effects of bed material properties on cohesive sediment erosion. *Marine Geology*, 207, 83 – 93
- Aberle, J., Nikora, V., Walters, R. (2006): Data interpretation for in situ measurements of cohesive sediment erosion. *J. Hydraul. Eng.*, 132(6), 581 – 588
- Ackermann, F., Schubert, B. (2007): Trace metals as indicators for the dynamics of (suspended) particulate matter in the tidal reach of the River Elbe. In: U. Förstner und B. Westrich (ed.): *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- Amos, C. L., Mosher, D. C. (1985): Erosion and deposition of fine-grained sediments from the Bay of Fundy. *Sedimentology*, 32, 815 – 832
- ARGE Elbe (1996): Umgang mit schadstoffbelastetem Baggergut an der Elbe – Zustand und Empfehlungen. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe
- Baborowski, M. (2013): Schwermetallkonzentrationen der Elbe in Magdeburg bei Extremereignissen. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): *Wissen was war ... – Rückblick auf hydrologische Extremereignisse. Kolloquium 16./17.10.2012 in Koblenz – Veranstaltungen 1/2013, Koblenz, Februar 2013*, S. 77 – 86
- Baborowski, M., Büttner, O., Morgenstern, P., Krüger, F., Lobe, I., Rupp, H., v. Tümpling, W. (2007): Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial-lawn traps in a floodplain of the River Elbe. *Environmental Pollution*, 148, 770 – 778
- Baborowski, M., v. Tümpling, W., Friese, K. (2004): Behaviour of suspended particulate matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the River Elbe (Germany) at Magdeburg monitoring station. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (2), 135 – 150
- Bale, A. J., Stephens, J. A., Harris, C. B. (2007): Critical erosion profiles in macro-tidal estuary sediments: Implications for the stability of intertidal mud and the slope of mud banks. *Continental Shelf Research*, 27, 2303 – 2312
- Barceló, D., Petrović, M. (2007): *Sustainable Management of Sediment Resources. Volume 1. Sediment Quality and Impact Assessment of Pollutants*. Elsevier B.V.
- BCE (2012): Nebenflüsse Elbe – Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Parameter von relevanten Nebengewässern der Elbe. Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- BCE und ConTerra GmbH (2010): *Integriertes Flussauenmodell INFORM (Version 3). Handbuch*. Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- BfG (2001): *Strukturgüte-Kartierverfahren für Wasserstraßen*. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Januar 2001
- BfG (2008): *WSV-Sedimentmanagement Tideelbe – Strategien und Potenziale – eine Systemstudie. Ökologische Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut. Untersuchungen im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Cuxhaven*. BfG-1584. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- BfG (2011a): *Ökologische Modellierungen für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das integrierte Flussauenmodell INFORM in seiner neuesten Fassung (Version 3). Bericht BfG-1667*. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

- BfG (2011b): Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen – Anlage 4 des Leitfadens zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen des BMVBS (2007). Bericht BfG-1559. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- BfG (2012): Bühnenfeldklassifizierung unter Verwendung des Bühnenkatasters der WSV und abgeleiteter GIS-Daten. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- BfG (2013a): Neuausrichtung des WSV-Messstellennetzes Schwebstoffmonitoring. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz [in Vorbereitung]
- BfG (2013b): Fachbeiträge der BfG zum Sedimentmanagementkonzept Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz 2014
- BfG (2013c): Sedimenttransport und Flussbettentwicklung der Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz [in Vorbereitung]
- BfG (2013d): Auswertung von Luftbildaufnahmen der Elbe zur Ermittlung von Bühnenfeldparametern. ELSA-Projekt im Auftrag der BSU Hamburg. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- BfN (2009): Auenzustandsbericht. Flussauen in Deutschland. Berlin, Bonn
- BSU (2013): Stoffeintrag in die Tideelbe. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Amt für Umweltschutz (unveröffentlichtes Dokument der Arbeitsgemeinschaft Schadstoffe, Hamburg)
- ČHMÚ (2010): Metodický pokyn NH 14/2010. Pozorování režimu plavenin. Český hydrometeorologický ústav, 2010. Internes Dokument
- ČHMÚ (2012): Metodický pokyn NH 2012/02. Odběr vzorků pevných matric a pasivní vzorkování pro chemické analýzy. Český hydrometeorologický ústav, 2012. Internes Dokument
- ČHMÚ (2013): Rámcový program monitoringu. Český hydrometeorologický ústav (http://www.mzp.cz/cz/ramcovy_program_monitoringu)
- Claus, E., Hillebrand, G., Möhlenkamp, C., Becker, B., Heining, P. (2013): Die Staustufen der Saale. In: BfG 2013b. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- Claus, E., Pelzer, J. Heining, P. (2010): Trendmonitoring von Schadstoffen in Sedimenten und Schwebstoffen der Binnenelbe. Mitt Umweltchem Ökotox 16(4), S. 100 – 102
- de Deckere, E., de Cooman, W., Leloup, V., Meire, P., Schmitt, C., von der Ohe, P. (2011): Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Journal of Soils and Sediments 11, 504 – 517
- DIN EN 14614 (2005): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung hydromorphologischer Eigenschaften von Fließgewässern (M 40)
- DIN EN 15843 (2010): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung von Veränderungen der hydromorphologischen Eigenschaften von Fließgewässern (M 43)
- EG (2000a): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABl. L 327/1 vom 22. Dezember 2000)
- EG (2000b): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen
- EG (2008a): Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) (ABl. L 164/19 vom 25. Juni 2008)
- EG (2008b): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (ABl. L 348/84 vom 24. Dezember 2008)

- Entelmann, I., Gätje, B. (2012): Sedimentmanagement in der Tideelbe – Optimierung von Umlagerungsstrategien. In: Die Elbe und ihre Sedimente – Tagungsband. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012. Hamburg, S. 63 – 66
- Evers, E. H. G., Laane, R. W. P. M., Groenefeld, G. J. J. (1996): Levels, temporal trends and risks of dioxins and related compounds in the Dutch aquatic environment. *Organohalogen Compounds*. 28, 117 – 122
- Faulhaber, P. (2013): Niedrigwasserereignisse an der Elbe und ihre Bedeutung für den Ausbau des Flusses. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Wissen was war ... – Rückblick auf hydrologische Extremereignisse. Kolloquium 16./17.10.2012 in Koblenz – Veranstaltungen 1/2013, Koblenz, Februar 2013, S. 60 – 68
- Ferenčík M., Schovánková J. (2013): Výskyt polárních kontaminantů (pesticidů a farmak) v sedimentovatelných plaveninách v povodí Labe, In: Sborník konference Sedimenty vodných tokov a nádrží, SVS ZSVTS Bratislava.
- FGG Elbe (2009): Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebiets-einheit Elbe. Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Magdeburg (<http://www.fgg-elbe.de/interaktiver-bericht.133/berichte-nach-art-13.html>)
- FGG Elbe (2010): Empfehlungen für Schwebstoffuntersuchungen an Überblicksmessstellen im Einzugsgebiet. Flussgebiets-gemeinschaft Elbe, Magdeburg (<http://www.fgg-elbe.de/hintergrundinformationen.html>)
- FGG Elbe (2011): Koordiniertes Elbemessprogramm (KEMP) 2012. Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Magdeburg
- FGG Elbe (2012): Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe. Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Magde-burg
- FGG Elbe (2013): Strategiepapier der FGG Elbe zur Koordinierung der Überwachung an ausgewählten Überblicksmessstellen für Oberflächenwasserkörper des deutschen Elbestroms und bedeutender Nebenflüsse. Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Magdeburg
- FGG Elbe (2014): Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Magdeburg
- Frey, M. (2005): Analyse der potenziellen faunistischen Habitate in Bühnenfeldern der Elbe in Abhängigkeit von deren Gestalt, Lage und Verlandungsgrad. Diplomarbeit an der Fachhochschule Bingen, Fachbereich 1, Studiengang Umweltschutz
- Fuchs, S., Kiemle, L., Kittlaus, S. (2013): Modeling of fine solids at the river basin scale. Preliminary results for the Weser river basin. Karlsruher Flussgebietstage 2013. International conference on solids in river basins. 20. – 21. Juni. Karlsruhe. 115 – 117
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Götz, T. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Texte 45/2010. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau
- Fuhrmann, P. (2013): Umweltqualitätsnormen: one-out-all-out-Ansatz bedeutet „rot“ für alle Gewässer. *Korrespondenz Was-serwirtschaft*, Nr. 2, 2013, S. 65
- Gabriel, T., Kühne, E., Faulhaber, P., Promny, M., Horchler, P. (2011): Sohlenstabilisierung und Erosionseindämmung am Bei-spiel der Elbe. *WasserWirtschaft* (Heft 6), S. 27 – 32
- G.E.O.S (2013): Bestandsaufnahme belasteter Altsedimente in relevanten Gewässern Sachsen-Anhalts. Erstellt im Auftrag des LHW Sachsen-Anhalt
- Gerbersdorf, S. U., Jancke, T., Westrich, B. (2005): Physico-chemical and biological sediment properties determining erosion resistance of contaminated riverine sediments: Temporal and vertical pattern at the Lauffen reservoir/River Neckar, Ger-many. *Limnologia*, 35, 132 – 144
- Greif, A. (2013): Studie zur Charakterisierung der Schadstoffeinträge aus den Erzbergbaurevieren der Mulde in die Elbe. TU Bergakademie Freiberg. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg. Downloadbar unter: <http://www.elsa-elbe.de/dokumente.html>
- GÜBAK (2009): Gemeinsame Übergangsbestimmungen zwischen der Bundesrepublik Deutschland sowie den Bundeslän-dern Bremen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern.
- HABAB-WSV (2000): Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Binnenland (HABAB-WSV); 2. überarbeitete Fassung. Bericht BfG-1251. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

- Habersack, H., Liedermann, M., Tritthart, M., Hauer, C., Klösch, M., Klasz, G., Hengl, M. (2012): Maßnahmen für einen modernen Flussbau betreffend Sohlstabilisierung und Flussrückbau – Granulometrische Sohlverbesserung, Bühnenoptimierung, Uferückbau und Gewässervernetzung. *Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft* (64), Wien, S. 571 – 581
- Hackl, R. (2008): Glasgerinne – Grundlagenversuche über die Funktionsweise von Bühnen. Diplomarbeit am Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Graz
- Hauer, C., Unfer, G., Habersack, H., Pulg, U., Schnell, J. (2013): Bedeutung von Flussmorphologie und Sedimenttransport in Bezug auf die Qualität und Nachhaltigkeit von Kieslaichplätzen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, Nr. 4, 2013, S.189 – 197
- Heininger, P., Pelzer, J., Claus, E., Pfitzner, S. (2003): Results of long-term sediment quality studies on the River Elbe. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 31 (4 – 5), 356 – 367
- Heininger, P., Schild, R., de Beer, K., Planas, C., Roose, P., Sortkjaer, O. (2002): International Pilot Study for the determination of Riverine Inputs of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) to the Maritime Area on the basis of a harmonised methodology. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Dessau-Roßlau. Downloadbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de>
- Heise, S. (2013): Durchführung einer Sondierungsuntersuchung zum Risiko durch eine Schadstoffremobilisierung aus Seitenstrukturen der Elbe. HAW-Hamburg, TuTech Innovation GmbH. Hamburg. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg. Downloadbar unter: <http://www.elsa-elbe.de/dokumente.html>
- Heise, S., Claus, E., Heininger, P., Krämer, T., Krüger, F., Schwartz, R., Förstner, U. (2005): Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeinzugsgebiet – Ursachen und Trends. Im Auftrag der Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg, Hamburg
- Heise, S., Krüger, F., Baborowski, M., Stachel, B., Götz, R., Förstner, U. (2008): Bewertung der Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg. Hamburg
- Hillebrand, G., Schwandt, D., Claus, E. (2013): Die Bühnenfelder der Elbe. In: BfG 2013b. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- HPA und BSU (2012): Handlungskonzept Umlagerung von Baggergut aus dem Hamburger Hafen in der Stromelbe. Hamburg Port Authority und Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg
- HPA und WSV (2008): Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe. Hamburg Port Authority und Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, Hamburg
- IBP (2012): Integrierter Bewirtschaftungsplan für das Elbeästuar. Arbeitsgruppe Elbeästuar (<http://www.natura2000-unterelbe.de/plan-Der-Gesamtplan.php>)
- IFUA GmbH (2013): Bestimmung der Sedimentmächtigkeiten in der Mulde. Erstellt im Auftrag des LAF Sachsen-Anhalt
- IKSE (1995): Aktionsprogramm Elbe. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg
- IKSE (2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg
- IKSE (2009): Internationaler Bewirtschaftungsplan für die Flussgebietseinheit Elbe nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg (<http://www.ikse-mkol.org/index.php?id=567&L=YtUqKSit>)
- IKSE (2012): Internationales Messprogramm Elbe 2012. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg (<http://www.ikse-mkol.org/index.php?id=199&L=1%2527>)
- IKSE (2013): Unterhaltung schiffahrtlich genutzter Oberflächengewässer im Einzugsgebiet der Elbe im Hinblick auf die Verbesserung des ökologischen Zustands/Potentials. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg
- IWS (2013a): Erosionsmessung Elbe-Bühnenfelder, Technischer Bericht Nr. 04/2013 des Instituts für Wasser- und Umweltsystemmodellierung (IWS) der Universität Stuttgart im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz

- IWS (2013b): Ermittlung des Remobilisierungspotentials belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts, Technischer Bericht Nr. 05/2013 des Instituts für Wasser- und Umweltsystemmodellierung (IWS) der Universität Stuttgart im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Halle
- Jährling, K.-H. (2012): Die Bedeutung des Feststoffhaushaltes für die Gewässerstruktur und Morphodynamik der Elbe – Grundlagen, Maßnahmen, Kompromisse. In: Die Elbe und ihre Sedimente – Tagungsband. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012. Hamburg, S. 41 – 46
- Janský, B., Šobr, M. a kol. (2003): Jezera České republiky. Katedra fyzické geografie a geoekologie, PřF UK, Praha, 216 s.
- Junge, F. (2013): Zwischenbericht zum Projekt „Schadstoffsенke Muldestausee – Aktuelles Potenzial und jüngste Entwicklung seit 2002“. Büro Erdwissen. Taucha. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg. Downloadbar unter: <http://www.elsa-elbe.de/dokumente.html>
- Kamphuis, J. W., Hall, K. R. (1983): Cohesive Material Erosion by Unidirectional Current. *Journal of Hydraulic Engineering*, 109(1), 49 – 61
- Kappenberg, J., Fanger, H.-U. (2007): Sedimenttransportgeschehen in der tidebeeinflussten Elbe, der Deutschen Bucht und in der Nordsee, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, GKSS 2007/20
- Kappenberg, J., Schymura, G., Kühn, H., Fanger, H.-U. (1996): Spring-neap variations of suspended sediment concentration and transport in the turbidity maximum of the Elbe estuary. In: H. Kausch, W. Michaelis (eds.): *Suspended Particulate Matter in Rivers and Estuaries*. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 47, 323
- Klöpper, M. (2010): Untersuchungen zur Wirkung von Flutraumvergrößerungen im Rahmen des Tideelbe-Konzeptes – Ein Werkstattbericht zur Untersuchung unterschiedlicher Maßnahmen im Hamburger Raum und ihre Wirkung auf die Tide-dynamik. Vortragsunterlagen zum BAW-Kolloquium „Das Systemverhalten der Ästuare“, Hamburg-Rissen 07.10.2010 (http://vzb.baw.de/publikationen.php?file=kolloquien/0/07-10-2010_Kloepper.pdf)
- König, F., Quick, I., Vollmer, S. (2012): Defining quantitative morphological changes in large rivers for a sustainable and effective sedimentmanagement applied to the River Elbe, Germany. *Proceedings Tenth International Conference of Hydro-science and Engineering*, November 2012, Orlando, U. S. A.
- Krone, R. B. (1999): Effects of Bed Structure on Erosion of Cohesive Sediments. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125(12), 1297 – 1301
- Krüger, F., Scholz, M., Baborowski, M. (2013): Sedimentrückhalt in den Elbauen. Fa. ELANA. Arendsee. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg. Downloadbar unter: <http://www.elsa-elbe.de/dokumente.html>
- Langhammer, J. (2008): HEM – Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. PřF UK, Praha, 47 s.
- Langhammer, J. (2013): Analýza rizik hydromorfologie. Hydromorfologické aspekty managementu sedimentů české části Labe. PřF UK, Praha, 16 s.
- Langhammer, J. (2013): HEM-S Metodika hodnocení hydromorfologického stavu toku ve vazbě na nakládání se sedimenty. PřF UK, Praha, 14 s.
- Langhammer, J. (2013): Mapování a hodnocení hydromorfologického stavu vybraných úseků toku Labe ve vazbě na nakládání se sedimenty. PřF UK, Praha, 70 s.
- LANUV NRW (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. LANUV-Arbeitsblatt 18. Recklinghausen
- Lau, Y. L., Droppo, I. G. (2000): Influence of antecedent conditions on critical shear stress of bed sediments. *Water Research*, 34(2), 663 – 667
- LAWA (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren. Roth
- LAWA (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Empfehlung Oberirdische Gewässer. Schwerin
- LAWA (2002): Empfehlung Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer. o. O.

- LAWA (2011): Überarbeitung der Verfahrensbeschreibung der Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine bis mittelgroße Fließgewässer. Endbericht. Auftraggeber: LANUV NRW. Düsseldorf, Essen, Velbert
- LHW (2012): Typisierung potamaler Altgewässer in Sachsen-Anhalt – Endbericht. Auftraggeber: Landesamt für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Gewässerkundlicher Landesdienst, Sachgebiet Ökologie. Auftragnehmer: Umweltbüro Essen
- Lick, W., Lick, J., Jin, L., Gailani, J. (2007): Approximate equations for sediment erosion rates. In: J. P. Y. Maa, L. P. Sanford, D. H. Schoellhamer (eds.) *Estuarine and Coastal Fine Sediment Dynamics: Proceedings of INTERCOH 2003 held at the Virginia Institute of Marine Science, U. S. A., during October 1 – 4, 2003, Proceedings in Marine Science, volume 8*, 109 – 127
- LUA NRW (2001): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer. Merkblatt Nr. 26. Essen
- MoRE (2013): Aktuelle Auswertung gemäß: Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Texte 45/2010. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- Mostafa, T. S., Imran, J., Chaudhry, M. H. (2008): Erosion resistance of cohesive soils. *Journal of Hydraulic Research*, 46(6), 777 – 787
- Naumann, S., Schriever, S., Möhling, M., Hansen, O., Schmidt, A., Götz, E. (2003): Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe. Abschlussbericht, Band 1, BfG-1382. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- Netzband, A. (2012): Sedimentmanagement für den Hamburger Hafen. In: Die Elbe und ihre Sedimente – Tagungsband. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012. Hamburg, S. 110 – 113
- Noack, M.; Roberts, M., Vollmer, S. (2012): Numerische Modellierung von abiotischen Randbedingungen zur Unterstützung in ökologischen Bewertungen. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): *Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen*. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz. – Veranstaltungen 6/2012, Koblenz, Juli 2012, S. 19 – 36
- OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juli 2011. Bundesgesetzblatt Nr. 37, S. 1429. Bonn
- OSPAR Commission (2009): Background Document on CEMP Assessment Criteria for OSPAR 2010
- Owens, P. N. (2005): Conceptual models and budgets for sediment management at the river basin scale. *J. Soils and Sediments* 5, 201 – 212
- Owens, P. N., Sloob, A. F. L., Liska, I., Brils, J. (2008): Towards sustainable sediment management at the river basin scale. In: P. N. Owens (ed.): *Sustainable management of sediment resources: Sediment management at the river basin scale*. 217 – 260
- PLEJADES (2012): 4011 GVV: Frachtreduzierung Schlüsselstollen, Bericht zum Arbeitspaket A: Ermittlung der Auswirkungen des Schlüsselstollens auf den partikelgebundenen Schadstofftransport in der Saale/Elbe. Magdeburg. Erstellt im Auftrag des LAF Sachsen-Anhalt
- PLEJADES (2013): 4011 GVV: Frachtreduzierung Schlüsselstollen, Bericht zum Arbeitspaket B: Bewertung von technisch realisierbaren und verhältnismäßigen Maßnahmen. Magdeburg. Erstellt im Auftrag des LAF Sachsen-Anhalt
- Prohaska, S. (2009): Development and Application of a 1D Multi-Strip Fine Sediment Transport Model for Regulated Rivers. In: *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart*, Heft 181
- Quick, I. (2011): Kriterien zur Erfassung und Beurteilung des Sedimenthaushaltes als Teil des hydromorphologischen Gewässerzustandes. 13. WRRL-Forum des BUND – Ökologische Durchgängigkeit. Themenschwerpunkt: Geschiebehaushalt / Sedimentmanagement. 21.05.2011, Fulda. Downloadbar unter: http://www.bund.net/themen_und_projekte/wasser/wasserrahmenrichtlinie
- Quick, I. (2012): Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects. In: Die Elbe und ihre Sedimente – Tagungsband. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012. Hamburg, S. 167 – 168
- Quick, I., Cron, N., Schriever, S., König, F., Vollmer, S. (2013): Die Bedeutung der Sedimente für die Ausprägung der Hydromorphologie großer Fließgewässer als unterstützende Komponente für die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie. In: *Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Erweiterte Zusammenfassungen 2012 (Koblenz)*. Hamburg, Berlin, S. 370 – 375

- Quick, I., König, F., Svenson, C., Cron, N., Schriever, S., Vollmer, S. (2012): Hydromorphologische Bewertung und Praxisprojekte mit Schnittstelle zur Gewässerökologie. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Hydro-ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz – Veranstaltungen 6/2012, Koblenz, Juli 2012, S. 43 – 62
- RHmV (2009): Rückstands-Höchstmengeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. Oktober 1999 (BGBl. I S. 2082; 2002 I S. 1004), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. Oktober 2009 (BGBl. I S. 3230)
- Rommel, J. (2000): Laufentwicklung der deutschen Elbe bis Geesthacht seit ca. 1600. Auftraggeber: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (<http://elise.bafg.de/?3167>)
- Rommel, J. (2010): Aspekte der Ufer- und Vorlandhöhenänderung entlang der freifließenden deutschen Elbe – Ufernahe Sedimentation und Maßnahmenbeeinflussung seit 1850/1960 an 5 Musterstrecken zwischen Elbe-km 196 und 586. Bericht zur Untersuchung im Auftrag der Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe
- Rosenzweig, S., Quick, I., Cron, N., König, F., Schriever, S., Vollmer, S., Svenson, C., Grätz, D. (2012): Hydromorphologische Komponenten im Flussauenmodell INFORM – Entwicklung und Anwendung der morphologischen Systemkomponente MORPHO und des Bewertungsmoduls Valmorph zur quantitativen Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Veränderungen in Fluss und Aue. Bericht BfG-1657. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- Schubert, B., Hummel, D. (2008): Sedimentation areas of the Elbe estuary as secondary sources of contamination. In: Tagungsband. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008. Magdeburg, S. 137 – 139
- Schubert, B., Pies, C., Heil, C. (2009): Schadstoffmonitoring von Schwebstoffen und Sedimenten in Ästuaren. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Aspekte des Schadstoffmonitorings an Schwebstoffen und Sedimenten in der aquatischen Umwelt. 18. Chemisches Kolloquium am 16./17. Juni 2009 in Koblenz – Veranstaltungen 7/2009, Koblenz, Oktober 2009, S. 68 – 75
- Schwandt, D., Hübner, G. (2009): Hydrologische Extreme im Wandel der Jahrhunderte – Auswahl und Dokumentation für die Informationsplattform Undine. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 26.09, Hennef, S. 19 – 24
- Schwartz, R. (2006): Geochemical characterisation and erosion stability of fine-grained groyne field sediments of the Middle Elbe River. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34, 223 – 233
- Schwartz, R., Kozerski, H.-P. (2003): Die Bedeutung von Buhnenfeldern für die Retentionsleistung der Elbe. Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder 2003, S. 460 – 465
- SedBiLa: Bedeutung der Bílina als historische und aktuelle Schadstoffquelle für das Sedimentmanagement im Einzugsgebiet der Elbe. Povodí Labe, s. p., Hradec Králové. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt. Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg (http://elsa-elbe.de/assets/download/fachstudien/Fachstudie_Sedbila_zprava_CZ.pdf)
- SedKat WSV (2013): SedKat WSV-Service, Sediment- und Bodenkataster der WSV, Benutzerhandbuch (<http://sedkat.bafg.de/>)
- SedLa (in Vorbereitung): Bedeutung der Altsedimente der Elbe/Labe und ihrer Seitenstrukturen im Abschnitt von Pardubice bis zur Moldaunmündung. Karls-Universität Prag. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt. Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg
- SedNet (2004): Contaminated Sediments in European River Basins. Abschlussbericht des European Sediment Research Network. Editors: Salomons, W., Brils, J.
- SedNet (2006): Sediment Management – an essential element of river basin management plans. Report of the SedNet Round Table Discussion. Venice, 22 – 23 November
- SedNet (2010): Integration of Sediment in River Basin Management. Report on the 2nd SedNet Round Table Discussion, Hamburg, 6 – 7 October 2009; Utrecht, NL
- Tauw GmbH (2012): Frachtreduktion Spittelwasser – Bewertung der Sedimentmächtigkeitsuntersuchungen September 2012. Erstellt im Auftrag des LAF Sachsen-Anhalt
- Tauw GmbH (2013): Endbericht zum Projekt Frachtreduzierung Spittelwasser. Erstellt im Auftrag des LAF Sachsen-Anhalt
- Tolhurst, T. J., Black, K. S., Paterson, D. M., Mitchener, H. J., Termaat, G. R., Shayler, S. A. (2000): A comparison and measurement standardisation of four in situ devices for determining the erosion shear stress of intertidal sediments. *Continental Shelf Research*, 20(10 – 11), 1397 – 1418

- UFZ (2013): Umsetzung Sedimentmanagementkonzept. Schwermetalleinträge Schlüsselstellen in die Saale. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung GmbH. Erstellt im Auftrag des LHW Sachsen-Anhalt
- Uni Stuttgart (2013): Remobilisierungspotenzial belasteter Altsedimente in relevanten Gewässern Sachsen-Anhalts. Erstellt im Auftrag des LHW Sachsen-Anhalt
- van Ledden, M., van Kesteren, W. G. M., Winterwerp, J. C. (2004): A conceptual framework for the erosion behaviour of sand-mud mixtures. *Continental Shelf Research*, 24, 1 – 11
- Vollmer, S., Quick, I., König, F. (2013): Hydromorphologische Entwicklung der Binnemelbe. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): *Geomorphologische Prozesse unserer Flussgebiete*. 15. Gewässermorphologisches Kolloquium am 13./14. November 2012 in Koblenz – Veranstaltungen 3/2013, Koblenz, April 2013, S. 75 – 87
- Vollmer, S., Quick, I., Moser, H. (2012): Sedimenthaushalt und Managementaspekte der Binnenwasserstraße Elbe. In: *Die Elbe und ihre Sedimente – Tagungsband*. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012. Hamburg, S. 34 – 37
- Weise, J. (2011): Baggergutverbringung Elbe – Saale. Informationsveranstaltung im Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt, Magdeburg, 05.05.2011
- Whitehouse, R., Soulsby, R. L., Roberts, W. (2000): *Dynamics of estuarine muds: A manual for practical applications*. Telford, London
- Wiberg, P. L., Law, B. A., Wheatcroft, R. A., Milligan, T. G., Hill, P. S. (2013): Seasonal variations in erodibility and sediment transport potential in a mesotidal channel-flat complex, Willapa Bay, WA, *Continental Shelf Research* (<http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2012.07.021>)
- Widdows, J., Brinsley, M. D., Pope, N. D., Staff, F. J., Bolam, S. G., Somerfield, P. J. (2006): Changes in biota and sediment erodability following the placement of fine dredged material on upper intertidal shores of estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 319, 27 – 41
- Wirtz, C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Bühnenfeldern der unteren Mittel-elbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung. Dissertation FU Berlin
- WHG (2010): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 08. April 2013 (BGBl. I S. 734) geändert worden ist
- WSD Ost (2009): Sohlstabilisierungskonzept für die Elbe von Mühlberg bis zur Saalemündung. Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost Magdeburg, Wasser und Schifffahrtsamt Dresden, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Bundesanstalt für Wasserbau Karlsruhe, (http://www.wsdost.wsv.de/betrieb_unterhaltung/pdf/Sohlstabilisierung_textteil_.pdf)

A2 VERWENDETE METHODEN



A2 VERWENDETE METHODEN

A2-1	Betrachtetes System	88
A2-2	Datengrundlage zum Aspekt Quantität.....	91
A2-3	Auswahl der elberelevanten Schadstoffe und Klassifizierung der Schwebstoffe und Sedimente an den Bezugsmessstellen	95
A2-4	Hydromorphologische Risikoanalyse im Binnenbereich im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts	104
A2-5	Hydromorphologische Erfassung und Bewertung des Tideästuars im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts	110
A2-6	Risikoanalyse aus qualitativer Sicht	122
A2-7	Abschätzung der Mengen an Sedimenten und Altsedimenten in strömungsberuhigten Zonen und Abschätzung des Frachtpotenzials	124
A2-8	Remobilisierbarkeit von Sedimenten	133
A2-9	Abschätzung von Einträgen aus Punktquellen.....	141
A2-10	Bestandsaufnahme der für die Sedimentbeschaffenheit relevanten Altlasten am Gewässer.....	142
A2-11	Frachtermittlung und Darstellung der Frachten im Elbelängsschnitt	151
A2-12	Frachtbilanzierung	154

Für die Ausarbeitung des Sedimentmanagementkonzepts war das zu betrachtende System in seinen relevanten Bestandteilen zu definieren. Dies hatte unter jedem der drei Hauptaspekte nach Maßgabe der zum Ziel gesetzten überregionalen Ursachen- bzw. quellenbezogenen Risikoanalyse zur Priorisierung von Defiziten und zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die künftige Maßnahmenplanung zu erfolgen. Bestandteile des Systems sind:

- (1) Der Elbestrom. Der Elbestrom wird im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts der IKSE in die stauge-regelte Binnenelbe bis zum Wehr Střekov in Ústí n. L., die frei fließende Binnenelbe ab dem Wehr Střekov bis zum Wehr Geesthacht (CZ-km 767,7 – D-km 585,9) und die Tideelbe zwischen dem Wehr Geesthacht und der Mündung in die Nordsee (km 585,9 – km 727,7) unterteilt. In die Risikoanalyse wird die Wechselwirkung von Fluss und Aue/Vorland als ein Faktor einbezogen.
- (2) Nebenflüsse. Relevant sind solche Nebenflüsse, die unter mindestens einem der drei Hauptaspekte – Qualität, Quantität, Hydromorphologie – überregionale Wirkung haben.
- (3) Bezugsmessstellen. Bezugsmessstellen dienen der Charakterisierung eines für das überregionale Sedimentmanagement relevanten Teileinzugsgebiets aus qualitativer und/oder quantitativer Sicht.

Festlegung der Bezugsmessstellen

Tabelle T-A2-1-1 umfasst alle relevanten Informationen über die im Rahmen des Sedimentmanagementkonzepts verwendeten Bezugsmessstellen. Die Bezugsmessstellen unter den Aspekten Qualität und Quantität stellen die Orte dar, an denen die Charakterisierung eines für das überregionale Sedimentmanagement relevanten Teileinzugsgebiets auf der jeweils besten Datengrundlage möglich ist. Die verwendeten Daten können im Einzelnen den **Tabellen T-A4-1** und **T-A4-2** in Anlage 4 entnommen bzw. bei den Daten führenden Stellen angefordert werden.

Im tschechischen Teil des Einzugsgebiets der Elbe werden die Bezugsmessstellen der *Qualität* durch ausgewählte Messstationen der Programme für das staatliche Monitoring der Gewässergüte unter der Federführung des Tschechischen Hydrometeorologischen Instituts (ČHMÚ – komplexes Monitoring und überblicksweise Überwachung nach den Vorgaben der WRRL) sowie der Bewirtschafter (der Wasserwirtschaftsbetriebe Povodí) der Einzugsgebiete (operative Überwachung der Einzugsgebiete der Elbe, Moldau, Eger) repräsentiert.

Die Untersuchungsstellen der genannten Betreiber sind in vielen Fällen identisch, sie ergänzen sich gegenseitig durch den Typ der zu überwachenden Matrizes. Das Monitoring des ČHMÚ ist auf die Güteuntersuchung der Feststoffphase – der Schwebstoffe und Sedimente – ausgerichtet, die operative Überwachung der Bewirtschafter der Einzugsgebiete umfasst Untersuchungen im Wasser, in den Sedimenten und schwebstoffbürtigen Sedimenten.

Die Bezugsmessstellen der *Quantität* werden ausschließlich durch Messstellen des staatlichen hydrologischen Netzes mit täglicher Auswertung des Durchflusses und der Schwebstoffkonzentrationen vertreten und vom ČHMÚ betrieben. In den meisten Fällen handelt es sich gleichzeitig um die Messstellen für das Monitoring der Gewässergüte.

Insgesamt sind 13 Bezugsmessstellen mit verifizierten Datengrundlagen aus dem staatlichen Monitoringnetz festgelegt worden, die sowohl die hydrologischen Verhältnisse als auch den Belastungsgrad in Bezug auf Quellen in den Teilabschnitten der Elbe und an den Abschlussprofilen der Nebenflüsse charakterisieren.

Bei den deutschen Bezugsmessstellen unter dem Aspekt *Qualität* handelt es sich um Messstellen der Länder, für die in der Regel langjährige Datenreihen qualitätsgesicherter Monitoringprogramme vorliegen (**Tab. T-A2-1-1**).

Bei den Bezugsmessstellen unter dem Aspekt *Quantität* handelt es sich um Messstellen des Bundes oder der Länder (**Tab. T-A2-1-1**). Sofern verfügbar, wurden unter dem Aspekt *Quantität* die Messstellen des Gewässerkundesollkonzepts der WSV ausgewählt. Das betrifft durchgängig den Elbestrom sowie die relevanten Nebenflüsse Saale und Havel (Bundeswasserstraßen). Ausschlaggebend dafür waren folgende Gründe:

- (1) Die zeitliche Auflösung der Messungen gemäß Sollkonzept der WSV ist deutlich besser, als die Auflösung der an den Bezugsmessstellen Qualität durchgeführten Messungen der Parameter Durchfluss und Schwebstoffkonzentration (abfiltrierbare Stoffe). 250 Bestimmungen der Schwebstoffkonzentration pro Jahr an den WSV-Messstellen (*Quantität*) stehen nur ca. 10 Bestimmungen pro Jahr an räumlich vergleichbaren Qualitätsmessstellen gegenüber.
- (2) Die räumliche Dichte und damit Auflösung der WSV-Messstellen ist deutlich größer. Das WSV-Messnetz weist Bezugsmessstellen in ausreichender räumlicher Auflösung im Elbeverlauf insbesondere jeweils auch ober- und unterstrom der Einmündungen aller

relevanten Nebenflüsse der Kategorie 1 auf, so dass eine Frachtbilanzierung entlang des Elbe-Flusslaufes möglich ist. Mit den Daten aus dem Qualitätsmessnetz wäre eine Bilanzierung in vergleichbarer Qualität nicht möglich.

- (3) Eine systembezogene Zusammenschau der in den beiden unterschiedlichen Messnetzen ermittelten Schwebstofffrachten im Elbelängsverlauf würde zu signifikanten, methodisch bedingten Widersprüchen in der Bilanz im Flussverlauf führen (Naumann et al. 2003, BfG 2013a).
- (4) Die Kombination aus den jeweils bestmöglichen Abschätzungen unter Qualitäts- und Quantitätsaspekten ermöglicht auch die bestmögliche Abschätzung der Schadstofffrachten.

Auswahl der relevanten Nebenflüsse

Die Bestimmung der im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts relevanten Nebenflüsse erfolgte in zwei Schritten:

- (1) Bei Nebenflüssen der Kategorie 1 wird auf Grund ihrer quantitativen Charakteristika (Durchfluss, Schwebstofffracht) grundsätzlich ein signifikanter Einfluss auf die Situation im Hauptstrom unter allen drei Hauptaspekten angenommen. Signifikanzkriterium ist ein mindestens 10%iger Anteil an der mittleren Schwebstofffracht der jeweiligen Bezugsmessstelle unterhalb der Einmündung in die Elbe. Relevante Nebenflüsse der Kategorie 1 sind im tschechischen Teil des Einzugsgebiets der Elbe die Orlice, die Jizera, die Moldau und die Eger, in seinem deutschen Teil die Schwarze

Elster, die Mulde, die Saale und die Havel. Die quantitativen Kennzahlen auf Grundlage der Daten der Jahre 2003 – 2008 sind **Tabelle T-A4-1** zu entnehmen.

- (2) Nebenflüsse der Kategorie 2 beeinflussen für sich genommen den Wasser- und Feststoffhaushalt der Elbe nicht signifikant. Sie leisten jedoch auf Grund ihrer Belastung mit mindestens einem relevanten Schadstoff (vgl. Anl. A2-3.) einen signifikanten Beitrag zur überregionalen Schadstoffbilanz. Als quantitatives Kriterium für eine entsprechende Auswahl wurde ein mindestens 10%iger Anteil an der Gesamtfracht eines Schadstoffes an der jeweiligen Bezugsmessstelle (**vgl. Tab. T-A2-1-2**) festgelegt. Das Signifikanzkriterium muss im Zeitraum 2003 – 2008 mindestens einmal erfüllt sein. Die zu Grunde liegenden Daten können **Tabelle T-A4-2** entnommen werden.
- (3) Nebenflüsse der Kategorie 2a münden direkt in die Elbe. Im tschechischen Teil des Einzugsgebiets der Elbe ist die Bílina ein Nebenfluss der Kategorie 2a, im deutschen Teil die Triebisch. **Tabelle T-A2-1-2** gibt eine Übersicht über die Ergebnisse der Signifikanzprüfung für die Bílina und die Triebisch.
- (4) Nebenflüsse der Kategorie 2b münden in einen Nebenfluss der Kategorie 1. Im tschechischen Teil des Einzugsgebiets der Elbe sind das die Berounka und die Sázava, in seinem deutschen Teil die Zwickauer und die Freiburger Mulde, das Spittelwasser (Teileinzugsgebiet Mulde), die Weiße Elster, die Schlenze, die Bode (Teileinzugsgebiet Saale) sowie die Spree (Teileinzugsgebiet Havel). **Tabelle T-A2-1-2** gibt eine Übersicht über die Ergebnisse der Signifikanzprüfung für die Nebenflüsse der Kategorie 2b.

Tab. T-A2-1-1: Relevante Gewässer und Bezugsmessstellen

Kategorie	Gewässer	Aspekt	Bezugsmessstelle	Messprogramm	Betreiber	Datenführende Stelle	Pegel
N1	Orlice	Qualität	Nepasice	ČHMÚ, Povodí Labe, s. p.		ČHMÚ – IS ARROW	Týniště n. O.
		Quantität	Týniště n. Orlicí	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
E	Elbe	Qualität	Němčice	ČHMÚ, Povodí Labe, s. p.		ČHMÚ – IS ARROW	Němčice
		Quantität	Němčice	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
E	Elbe	Qualität	Valy	IKSE, ČHMÚ, Povodí Labe, s. p.	Povodí Labe, s. p.	ČHMÚ – IS ARROW	Přelouč
		Quantität	Valy	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
E	Elbe	Qualität	Lysá n. L.	IKSE, ČHMÚ, Povodí Labe, s. p.	Povodí Labe, s. p.	ČHMÚ – IS ARROW	Nymburk
		Quantität	Lysá n. L.	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
N1	Jizera	Qualität	Tuřice (Předměřice)	ČHMÚ, Povodí Labe, s. p.		ČHMÚ – IS ARROW	Tuřice
		Quantität	Tuřice	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
E	Elbe	Qualität	Obříství	IKSE, ČHMÚ, Povodí Labe, s. p.	Povodí Labe, s. p.	ČHMÚ – IS ARROW	Kostelec n. L.
		Quantität	Obříství	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
N2b	Sázava	Qualität	Nespeky	ČHMÚ, Povodí Vltavy, s. p.		ČHMÚ – IS ARROW	Nespeky
		Quantität	Nespeky	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
N2b	Berounka	Qualität	Srbsko, Lahovice	ČHMÚ, Povodí Vltavy, s. p.		ČHMÚ – IS ARROW	Beroun
		Quantität	Srbsko	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
N1	Moldau	Qualität	Zelčín	IKSE, ČHMÚ, Povodí Vltavy, s. p.	Povodí Vltavy, s. p.	ČHMÚ – IS ARROW	Vraňany
		Quantität	Vraňany	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	

Kategorien: E = Elbe, N1 = Nebenflüsse der Kategorie 1, N2a = Nebenflüsse der Kategorie 2a, N2b = Nebenflüsse der Kategorie 2b, *Quantität = hochaufgelöste Schwebstoffmessungen

Tab. T-A2-1-1: Relevante Gewässer und Bezugsmessstellen (Fortsetzung)

Kategorie	Gewässer	Aspekt	Bezugsmessstelle	Messprogramm	Betreiber	Datenführende Stelle	Pegel
N1	Eger	Qualität	Terezín	IKSE, ČHMÚ, Povodí Ohře, s. p.		ČHMÚ – IS ARROW	Louny
		Quantität	Louny	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
N2a	Bílina	Qualität	Ústí n. L.	ČHMÚ, Povodí Ohře, s. p.		ČHMÚ – IS ARROW	Trmice
		Quantität	Trmice	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
E	Elbe	Qualität	Děčín	IKSE, Povodí Labe, s. p.	Povodí Labe, s. p.	ČHMÚ – IS ARROW	Děčín
		Quantität	Děčín	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
E	Elbe	Qualität	Dolní Žleb	ČHMÚ		ČHMÚ – IS ARROW	Děčín
		Quantität	Dolní Žleb	ČHMÚ	ČHMÚ	ČHMÚ	
E	Elbe	Qualität	Hřensko/Schmilka	Überblicksmessstelle, IKSE, FGG Elbe	BfUL	LfULG	Schöna
		Quantität	Pirna	WSV			
N2a	Triebsch	Qualität	Mündung (in die Elbe)	Operative Landesmessstelle	BfUL	LfULG	Garsebach
		Quantität	keine				
E	Elbe	Qualität	Zehren	Überblicksmessstelle, FGG Elbe	BfUL	LfULG	Dresden
		Quantität	Torgau	WSV			
E	Elbe	Qualität	Dommitzsch	Überblicksmessstelle, FGG Elbe	BfUL	LfULG	Torgau
		Quantität	Torgau	WSV			
N1	Schwarze Elster	Qualität	Gorsdorf	IKSE, FGG Elbe	LHW	LHW	Gorsdorf (Löben)
		Quantität	Gorsdorf	LHW	LHW	LHW	Gorsdorf (Löben)
E	Elbe	Qualität	Wittenberg	FGG Elbe	LHW	LHW	Wittenberg
		Quantität	Wittenberg	WSV			Wittenberg
N2b	Freiberger Mulde	Qualität	Mündung ErlIn	Überblicksmessstelle	BfUL	LfULG	ErlIn
		Quantität	keine				
N2b	Zwickauer Mulde	Qualität	Mündung Sermuth	Überblicksmessstelle	BfUL	LfULG	Großsermuth bis 2006 Colditz ab 2007
		Quantität	keine				
N2b	Spittelwasser	Qualität	Schachtgraben	LHW	LHW	LHW	
		Quantität	Schachtgraben				
N1	Mulde	Qualität	Dessau	IKSE, FGG Elbe	LHW	LHW	Bad Dübén
		Quantität	Dessau	LHW	LHW	LHW	
E	Elbe	Qualität	Breitenhagen				
		Quantität	Barby	WSV			
N2b	Weiße Elster	Qualität	Halle-Ammendorf	IKSE, FGG Elbe	LHW	LHW	Oberthau
		Quantität	Oberthau	LHW	LHW	LHW	
N2b	Schlenze	Qualität	oh Mdg. Saale	LHW	LHW	LHW	Friedeburg
		Quantität	Friedeburg	LHW	LHW	LHW	
N2b	Bode	Qualität	Neugattersleben	FGG Elbe	LHW	LHW	Neugattersleben (Staßfurt)
		Quantität	Neugattersleben	LHW	LHW	LHW	Neugattersleben (Staßfurt)
N1	Saale	Qualität	Rosenburg	IKSE, FGG Elbe	LHW	LHW	Calbe-Grizehne
		Quantität	Calbe	WSV			
E	Elbe	Qualität	Magdeburg	IKSE, FGG Elbe	LHW	LHW	Barby
		Quantität	Barby	WSV			
N2b	Spree	Qualität	Sophienwerder	Überblicksmessstelle, IKSE, FGG Elbe	SenStadtUm, Berlin	SenStadtUm, Berlin	Sophienwerder
		Quantität	Sophienwerder		SenStadtUm, Berlin	SenStadtUm, Berlin	Sophienwerder
N1	Havel	Qualität	Havelberg (Toppel)	IKSE, FGG Elbe	LHW	LHW	Rathenow
		Quantität	Rathenow	WSV			
E	Elbe	Qualität	Cumlosen	FGG Elbe	LUGV	LUGV	Wittenberge
		Quantität	Wittenberge	WSV			
E	Elbe	Qualität	Schnackenburg	IKSE, FGG Elbe	NLWKN	NLWKN	Wittenberge
		Quantität	Hitzacker	WSV			
E	Elbe	Qualität	Seemannshöft	IKSE, FGG Elbe	HU	BSU/HU	Neu Darchau
		Quantität	keine				Neu Darchau

Kategorien: E = Elbe, N1 = Nebenflüsse der Kategorie 1, N2a = Nebenflüsse der Kategorie 2a, N2b = Nebenflüsse der Kategorie 2b, *Quantität = hochaufgelöste Schwebstoffmessungen

Tab. T-A2-1-2: Ergebnisse der Relevanzprüfung der Nebenflüsse der Kategorie 2

Nebenfluss	Bezugsmessstelle	Relevanter Schadstoff	Jahre i. d. Frachtanteil >10 %
Blina	Děčín (bei organischen Stoffen im Schwebstoff Dolní Žleb)	As	2003 – 2005, 2007 – 2008
		DDX	2003 – 2005
		PCB	2003, 2008
		PeCB	2007
		HCB	2004
Sázava	Zelčín	As	2003 – 2008
		Pb	2003 – 2008
		Ni	2003 – 2008
Berounka	Zelčín	As	2003 – 2008
		Cd	2003 – 2008
		Pb	2003 – 2008
		Ni	2003 – 2008
Triebisch	Zehren	Cd	2008
Freiberger Mulde	Dessau	As	2003 – 2008
		Cd	2003 – 2008
Zwickauer Mulde	Dessau	As	2003 – 2008
		Cd	2003 – 2008
		Zn	2003 – 2008
Spittelwasser	Dessau	α-HCH	2003 – 2008
		β-HCH	2003 – 2008
		γ-HCH	2003 – 2008
		TBT	2003 – 2008
		Dioxine/Furane	2003 – 2008
Weiße Elster	Rosenburg	DDX	2003 – 2008
		PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153, -180	2003 – 2008
		TBT	2003 – 2008
		Σ 5 PAK	2003 – 2008
Schlenze	Rosenburg	Cd	2003 – 2008
		Zn	2003 – 2008
		Pb	2003 – 2008
		Cu	2003 – 2008
Bode	Rosenburg	α-HCH	2003 – 2008
		β-HCH	2003 – 2008
		γ-HCH	2003 – 2008
		TBT	2003 – 2008
		Dioxine/Furane	2003 – 2008
		PCB-52, -101	2003 – 2008
Spree	Toppel	Σ 5 PAK	2003 – 2008
		Cu	2003 – 2008
		Zn	2003 – 2008

A2-2 DATENGRUNDLAGE ZUM ASPEKT QUANTITÄT

Quantitative Indikatoren sind der Durchfluss (Q), die Schwebstoffkonzentration (C_s) und die Schwebstofffracht (S_s). Sie sind ausschlaggebend für die Auswahl der relevanten Nebenflüsse der Kategorie 1 und stellen Hilfsgrößen im Zuge der Risikoanalyse unter den Aspekten Qualität, Hydromorphologie und Schifffahrt dar. Die im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts abgeleiteten Kennwerte der quantitativen Indikatoren wurden jeweils auf der Grundlage der verfügbaren Daten der IKSE bzw. der nationalen Verwaltungen bestmöglich abgeschätzt. Grundsätzlich wurden die Jahre 2003 – 2008 (C_s , S_s) bzw. 1961 – 2005 (Q) als Bezugszeiträume festgelegt. **Tabelle T-A4-1** enthält die entsprechend abgeleiteten Daten für die Bezugsmessstellen in Tschechien und Deutschland. Zur Frachtbilanzierung ausgewählter Schadstoffe war es erforderlich, den betrachteten Zeitraum bis 2011 zu erweitern. Entsprechend wurden hierfür auch quantitative Kenndaten bereitgestellt, die in die Frachtberechnungen eingeflossen sind (**Tab. T-A4-2**).

Datengrundlage in Tschechien

Das quantitative Monitoring der Oberflächengewässer in Tschechien wird langjährig durch den hydrologischen Dienst des Tschechischen Hydrometeorologischen Instituts (ČHMÚ) gewährleistet. Zu dessen hydrologischem Überwachungsauftrag gehört auch die systematische Beobachtung des Schwebstoffhaushalts, mit der sich das Institut seit 1985 als einzige Fachbehörde in Tschechien befasst.

Um Veränderungen beim Schwebstofftransport möglichst genau erfassen zu können, werden die Schwebstoffkonzentrationen täglich erfasst und ausgewertet. Die Wasserproben für die Bestimmung der Schwebstoffkonzentrationen werden an den Pegeln von freiwilligen Beobachtern genommen. Die Entnahmen erfolgen integral mit einem manuellen Probennahmegerät in einer zuvor bestimmten Senkrechten auf der Grundlage einer Gesamtprofilmessung. Derzeitig sind in ausgewählten



Abb. B-A2-2-1a: Probenahme- und Untersuchungsmethoden: manuelle Probenahme, automatischer Probenehmer ISCO, Druckfiltration (von links) – Fotos: J. Haliřová, ČHMÚ

Messstationen automatische Schwebstoff-Probenehmer – Samplers ISCO 6712 – in Betrieb. Die entnommenen 1-Liter-Proben werden in den Pegelstationen in PET-Flaschen gelagert und einmal im Monat in die akkreditierten Labore der Abteilung Gewässergüte des ČHMÚ gebracht, wo die Schwebstoffkonzentrationen gravimetrisch mittels Druckfiltration nach der Norm ČSN EN 872 in mg/l bestimmt werden (**Abb. B-A-2-2-1a**).

An den meisten Bezugsmessstellen basieren die für die Berechnung der quantitativen Kennwerte und der Stofffrachten genutzten Daten auf täglich gemessenen Angaben. Eventuell fehlende Tageswerte der Schwebstoffkonzentrationen wurden durch Expertenschätzung anhand der Niederschlags-Abfluss-Verhältnisse ergänzt. Falls an einigen Bezugsmessstellen keine Daten der Tages-schwebstoffkonzentrationen verfügbar waren (Zeitraum 2008 – 2011 im Zusammenhang mit der Einführung der neuen automatischen Probennahmetechnik als Ersatz für die manuelle Probennahme), wurden die Werte aus der Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe in den monatlich für das Monitoring der Bewirtschafter der Einzugsgebiete genommenen Wasserproben genutzt. Es handelt sich um die Messstationen Tereřín an der Eger und Ústí n. L. an der Břilina.

Für die Berechnung der Schwebstofffrachten werden die Durchflüsse von denselben Messstationen verwendet, ggf. die Durchflüsse vom nächstgelegenen Pegel unter Nutzung eines Umrechnungskoeffizienten. Quelle für sämtliche verwendete Daten der quantitativen Indikatoren ist die hydrologische Datenbank Hydrofond des ČHMÚ, in der die verifizierten Messdaten der Wasserstände, der ermittelten Durchflüsse sowie die Werte der Tagesschwebstoffkonzentrationen gesammelt werden.

Datengrundlage in Deutschland

In Deutschland wird von der Wasser- und Schifffahrts-

verwaltung des Bundes (WSV) ein dichtes Pegelnetz betrieben. Insgesamt gibt es in der WSV 170 Pegel mit Durchflussermittlung. Davon liegen 13 Pegel an der Elbe. Den gemessenen Wasserständen werden über W-Q-Beziehungen (Abflusstafeln) Durchflüsse zugeordnet.

Daten zu Schwebstoffgehalten werden im Elbegebiet grundlegend seitens des Bundes und der Länder erhoben. Im Falle der Bundeswasserstraßen basieren die Kennwerte in **Tabelle T-A4-1** auf den Daten des Pegelmessnetzes bzw. auf den Tageswerten des Schwebstoffdauer-messnetzes der WSV (zur Begründung vgl. **Kapitel 2** und **Anlage A2-1**). Diese Messungen werden, soweit verfügbar, durch Daten aus Messprogrammen der Länder gestützt. Im Falle der Landesgewässer wird die beim jeweiligen Betreiber der Bezugsmessstelle verfügbare beste Datengrundlage verwendet. Eine vollständige Übersicht über die Pegel, die Bezugsmessstellen Quantität, die verantwortlichen Betreiber und die Daten führenden Stellen findet sich in **Anlage A2-1**.

Die Schwebstofffracht ist sehr dynamisch, d. h. sie weist eine hohe zeitliche Variabilität in Abhängigkeit von Abfluss- und Niederschlagsereignissen auf. Diese hohe zeitliche Variabilität wird in Deutschland nur im Rahmen des bundesweiten Schwebstoffdauer-messnetzes der WSV erfasst. Die Erfassung der abfiltrierbaren Stoffe im Rahmen der Gewässerüberwachung (Koordiniertes Elbemessprogramm der FGG Elbe - KEMP) hat keine vergleichbare zeitliche Auflösung. Die beste verfügbare Datengrundlage im Kontext der Erstellung des Sedimentmanagementkonzepts Elbe basiert deshalb maßgeblich auf den Tageswerten des Schwebstoffdauer-messnetzes der WSV (BfG 2014a) und wird, soweit verfügbar, durch Daten seitens der Bundesländer gestützt, z. B. durch den Abgleich mit den Ganglinien kontinuierlicher Trübungsmessungen im Rahmen des KEMP.



Abb. B-A2-2-1b: Probennahmeverfahren. Probenahmeimer (5 l), Abfüllen der Probe in ein Plastikgefäß (Sonderproben) und der genormte Keramikfilter für die Filtration vor Ort (von links) – Fotos: I. Quick, BfG

Das WSV-Schwebstoffmessstellennetz an den Bundeswasserstraßen im Binnenbereich wird von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) langjährig fachtechnisch betreut. An den Messstellen wird durch werktägliche Entnahme einer Schöpfprobe an der Wasseroberfläche der Gewässer (Einpunktmessung) durch die örtlichen Stellen der WSV die Schwebstoffkonzentration bestimmt, aus der anschließend der Schwebstofftransport berechnet werden kann. An einem durch die BfG vordefinierten Punkt des Gewässerquerschnittes findet eine Entnahme mit einem 5 l Schöpfgefäß statt. Beim Durchgang einer Hochwasserwelle sollen möglichst 2 bis 3 Proben täglich genommen werden. Jede Schöpfprobe wird direkt an der Messstelle mit einem zuvor an der BfG registrierten und gewogenen Filter mit Hilfe eines Keramiktrichters filtriert (**Abb. B-A2-2-1b**). Die Filtertüten werden getrocknet und zusammen mit dem Messprotokoll monatlich an das Sedimentlabor der BfG zurückgesandt. Im Sedimentlabor der BfG werden die Filtertüten klimatisiert und nach Erreichen der Gewichtskonstanz wird durch Bestimmung der Gewichts-differenz zwischen „vollem“ und „leerem“ Filter unter Berücksichtigung des Probenvolumens die Schwebstoffkonzentration in mg/l bestimmt (gravimetrische Filtration). Die Messdaten werden als Tageswert der Schwebstoffkonzentration und der Schwebstofffracht sowie des Abflusses festgehalten.

Sofern für die Ermittlung der quantitativen Kennwerte C_s bzw. S_s keine zeitlich hochaufgelösten Messwerte des WSV-Schwebstoffmessnetzes verfügbar waren, wurden Messwerte der „Abfiltrierbaren Stoffe“ der Ländermessprogramme verwendet. Diese werden nach DIN 38409 H2-2 bzw. H2-3 bestimmt. Ein Aliquot einer Schöpfprobe wird über einen Papier- oder Glasfaserfilter mittels Druck- oder Vakuumfiltration filtriert und die Schwebstoffkonzentration aus dem Trockenmassegewicht bezogen auf das Probenvolumen berechnet. Die methodische Verfahrensweise entspricht damit dem bei der WSV bzw. der BfG angewandten Verfahren.

Die Messfrequenz variiert je nach Jahr und Bezugs-messstelle. In der Regel wird einmal pro Monat beprobt. Aufgrund der deutlich geringeren zeitlichen Auflösung ist im Vergleich zu den Daten des WSV-Schwebstoffmessnetzes von einem höheren Fehlerpotenzial auszugehen.

Für die Abschätzung der Schwebstofffrachten wurden die Durchflusswerte des nächstgelegenen Pegels berücksichtigt.

Grundlage der Abflusstafeln bilden die durchgeführten Abflussmessungen. Aus ihnen werden die Abflusstafeln erzeugt und mit ihnen dann immer wieder auf ihre weitere Anwendbarkeit untersucht. Die Genauigkeit der Messungen trägt damit entscheidend zur Genauigkeit der ermittelten Abflüsse bei. Hinsichtlich der Sensitivität von Abflussmessungen ist zu unterscheiden zwischen der Genauigkeit der Wasserstandserfassung während einer Messung und der Durchflussmessung selbst. Bei der Abschätzung der Genauigkeit von Abflussmessungen muss, analog zu den Wasserstandsablesungen, zwischen den Abflussmessungen bei Niedrig-, Mittel- und Hochwasserständen unterschieden werden. Die Genauigkeit der Abflussmessungen hängt sehr stark von den örtlichen Verhältnissen an dem jeweiligen Pegel ab, allgemeingültige Aussagen für alle Pegel sind nicht möglich. Tendenziell ist zu erwarten, dass die Abflussmessungen bei mittleren Verhältnissen besser erfassbar sind als bei extrem hohen Abflüssen. Bei sehr hohen Abflüssen sind die Abflussverhältnisse nicht immer klar definiert, die Turbulenzen nehmen zu und das Vorland wird überströmt. Ergänzend ändert sich der Abfluss während der Messung in einer Hochwasserwelle aufgrund der hydrologischen Geschehnisse. Gemäß den Erfahrungen einiger Pegelbetreiber unterliegen Abflussmessungen bei Niedrigwasser einer Unsicherheit von $\pm 5\%$. Für Mittelwasserstände nimmt das Streumaß auf rund $\pm 3\%$ ab und steigt bei Abflussmessungen während Hochwasserereignissen auf ± 5 bis $\pm 10\%$. Im Falle extremer Ereignisse

können die Unschärfen auch zwischen ± 10 bis ± 20 % ansteigen. Im Rahmen der Durchflussmessungen werden unterschiedliche Verfahren eingesetzt. Im Bereich der großen Profile kommen in den letzten Jahren bevorzugt ADCP-Messungen zum Einsatz (Steinrücke et al. 2010).

Unsicherheiten in der Aussage bzgl. CS, SS bestehen hinsichtlich der Genauigkeit der angewendeten Messverfahren und der Repräsentativität der Daten. Das Ergebnis ist abhängig von der Lage der Einpunktentnahmestelle und seiner Repräsentativität für den gesamten Gewässerquerschnitt, der ausreichend genauen Messung bei Niedrig- und Hochwasserereignissen, der Ausführung der Probenahme in der Praxis und der Art des Filtrierverfahrens. Die Vernachlässigung von horizontalen Konzentrationsgradienten beispielsweise unterhalb von Zuflüssen kann, je nach Lage des Entnahmepunktes, zur Über- oder Unterschätzung der ermittelten Schwebstoffkonzentration und somit auch zur Über- und Unterschätzung der Schwebstofffrachten führen. Die Vernachlässigung des vertikalen Konzentrationsgradienten zur Flusssohle hin führt bei der Entnahme von Oberflächenproben zur Unterschätzung der ermittelten Schwebstofffracht.

Die Unsicherheiten der Messung mit Trübungssonden sind stark abhängig davon, ob eine begleitende Kalibrierung der optischen Signale und entsprechend sinnvolle Umrechnung in Schwebstoffkonzentrationen erfolgt. Trübung ist ein optisch subjektiver Eindruck. Er entsteht durch die Absorption und Streuung von Licht an ungelösten Feststoffen im Wasser. In Abhängigkeit der

Partikelanzahl, -form, -größe und der Zusammensetzung der Partikel verändert sich der Trübungsgrad. Ein standardmäßiger messtechnischer Ansatz zur Bestimmung der Trübung sind optische Sonden, die das Streulicht im 90° -Winkel messen (ISO 7027/DIN EN 27027). Da Trübung keine fest definierte Größe ist, müssen die optischen Sonden mit Vergleichsstandards kalibriert werden. **Abbildung B-A2-2-2** zeigt den Einfluss der mittleren Korngröße auf den Trübungsgrad bei konstanter Schwebstoffkonzentration.

Das Beispiel demonstriert, wie stark die Trübungswerte von Partikeleigenschaften beeinflusst sein können. Da in Fließgewässern die Zusammensetzung der Schwebstoffe (Partikelgröße, -form, Mineralogie etc.) natürlicherweise starken Schwankungen unterliegt, ist offensichtlich, dass weder eine Kalibrierung der Sonden vorab noch eine ereignisunabhängige Kalibrierung möglich ist. Die Trübungsmessungen im Elbegebiet wurden bisher unkalibriert verwendet. Im Rahmen der Erstellung des Sedimentmanagementkonzepts Elbe konnte die BfG einen Abgleich mit gemessenen Schwebstoffkonzentrationen (Daten des WSV-Schwebstoffmonitoring) vornehmen. Der Einsatz von Sonden bringt auch andere Einschränkungen mit sich. Sie werden häufig von Algen bewachsen, daher werden die optischen Sonden mit einer automatischen Wischerreinigung ausgestattet, in ein Rohr eingebaut oder mit einem umweltfreundlichen Antifouling-Anstrich versehen. Ein Algenbewuchs ist in Abhängigkeit der Randbedingungen des Gewässers nicht vollständig zu vermeiden.

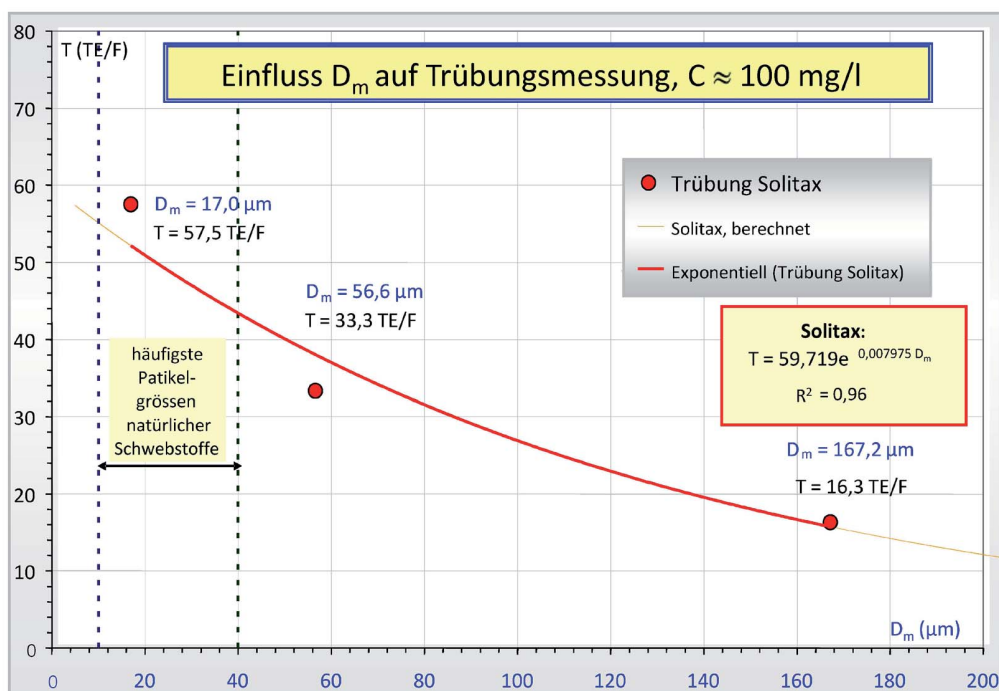


Abb. B-A2-2-2: Einfluss der mittleren Korngröße (D_m) auf die Trübungsmessung (BfG 2013a)

Partikelgebundene Schadstoffe stellen aufgrund ihrer Akkumulierbarkeit, Persistenz und ökotoxikologischen Wirkung ein hohes Umweltrisiko dar. Für eine sinnvolle Beschreibung des chemischen Zustandes der Fließgewässersysteme mit ihren Auen und Marschen sowie der Übergangs-, Küsten- und Meeresregion bedarf es daher – insbesondere im Hinblick auf eine ganzheitliche Bewertung der Schadstoffsituation – einer umfassenden Berücksichtigung der Feststoffphase. Wird ausschließlich die wässrige Phase betrachtet, so bleibt der Stoffanteil, der sich in der partikulären Phase befindet, unberücksichtigt. Zur ganzheitlichen Bewertung der Qualität der Gewässer und zur Erreichung ihres guten Zustands ist es daher notwendig, neben den Qualitätsnormen für die Wasserphase auch Qualitätsziele für Sedimente und Schwebstoffe zu etablieren. Aufgrund der flussgebiets-typischen Zusammensetzung des Schadstoffinventars, sollte dies auf Einzugsgebietsebene vollzogen werden. Das tatsächliche Ausmaß des Risikos wird durch die Höhe der Belastung (Schadstoffkonzentrationen), die Verfügbarkeit der Schadstoffe sowie durch die Sensitivität des Schutzgutes bestimmt. Bestehende Regelungen über maximal tolerierbare Schadstoffkonzentrationen

tragen dem jeweils aus der Perspektive des Schutzziels Rechnung. Für ein- und denselben Schadstoff können folglich unterschiedlich strenge Anforderungen bestehen.

Schutzgüter

Für eine stichhaltige Beschreibung des qualitativen Gewässerzustandes bedarf es einer umfassenden Berücksichtigung der von partikulär gebundenen Schadstoffen ausgehenden Risiken. Die Auswahl der 29 elberelevanten Schadstoffe (**Tab. T-A2-3-1a**) erfolgte in Übereinstimmung mit dem Ansatz des ersten Bewirtschaftungsplans (IKSE 2009), der den guten Zustand der aquatischen und der von ihnen abhängigen Landökosysteme, die menschliche Gesundheit und die nachhaltige Sedimentbewirtschaftung berücksichtigt. Im Einzelnen wurden folgende Schutzgüter betrachtet:

- Chemischer und ökologischer Zustand der Gewässer
- Integrität der aquatischen Lebensgemeinschaft in marinen und Küstengewässern
- Integrität der aquatischen Lebensgemeinschaft in Süßgewässern
- Bodenschutz (Aue/Marsch)
- Menschliche Gesundheit

Tab. T-A2-3-1a: Relevante Schadstoffe für das Sedimentmanagement im Einzugsgebiet der Elbe

Nr.	Stoff	Maßeinheit	OGewV*	23/2011 Sb.**
1	Quecksilber (Hg)	mg/kg		Teil B, Tab. 2
2	Cadmium (Cd)	mg/kg		Teil B, Tab. 2
3	Blei (Pb)	mg/kg		Teil B, Tab. 2
4	Zink (Zn)	mg/kg	Anlage 5	
5	Kupfer (Cu)	mg/kg	Anlage 5	
6	Nickel (Ni)	mg/kg		Teil B, Tab. 2
7	Arsen (As)	mg/kg	Anlage 5	
8	Chrom (Cr)	mg/kg	Anlage 5	
9	α-Hexachlorcyclohexan (α-HCH)	µg/kg		
10	β-Hexachlorcyclohexan (β-HCH)	µg/kg		
11	γ-Hexachlorcyclohexan (γ-HCH)	µg/kg		Teil B, Tab. 2
12	p,p'-DDT	µg/kg		
13	p,p'-DDE	µg/kg		
14	p,p'-DDD	µg/kg		
15	PCB-28	µg/kg	Anlage 5	
16	PCB-52	µg/kg	Anlage 5	
17	PCB-101	µg/kg	Anlage 5	
18	PCB-118	µg/kg	Anlage 5	
19	PCB-138	µg/kg	Anlage 5	
20	PCB-153	µg/kg	Anlage 5	
21	PCB-180	µg/kg	Anlage 5	
22	Pentachlorbenzen (PeCB)	µg/kg		Teil B, Tab. 2
23	Hexachlorbenzen (HCB)	µg/kg		Teil B, Tab. 2
24	Benzo(a)pyren (BaP)	mg/kg		
25	Anthracen	mg/kg		Teil B, Tab. 2
26	Fluoranthen	mg/kg		Teil B, Tab. 2
27	Σ 5 PAK	mg/kg		Teil B, Tab. 2
28	Tributylzinn-Kation (TBT)	µg/kg		Teil B, Tab. 2
29	Dioxine/Furane	ng TEQ/kg		

* Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429): Anlage 5 zu § 2 Nummer 6, § 5 Absatz 4 Satz 2 und 3, § 9 Absatz 2 Satz 1

** Regierungsverordnung vom 22. Dezember 2010 zur Änderung der Regierungsverordnung 61/2003 Sb. über Parameter und Werte der zulässigen Belastung von Oberflächengewässern und Abwasser, Grundlagen der Genehmigung von Abwassereinfleitungen in Oberflächengewässer und in die Kanalisationen sowie über empfindliche Gebiete, in der Fassung der Regierungsverordnung 229/2007 Sb., Tabelle 2 des Teil B, S. 255

Auswahl der Stoffe

Angewendet wurde ein zweistufiges Verfahren, dessen erster Schritt in der Erfassung aller potenziell relevanten Stoffe besteht. Dazu wurden nationale Regelungen (Gesetze, Verordnungen, Handlungsanweisungen), deutsch-tschechische Vereinbarungen (IKSE) und internationale Übereinkommen (OSPAR) im Hinblick auf solche Stoffe ausgewertet, bei denen die Einhaltung der Qualitätsnormen von der Sedimentqualität direkt oder indirekt abhängt. Diese Stoffe sind persistent, toxisch, bioakkumulierbar und adsorptiv. Quantitatives Kriterium ist ein hoher Verteilungskoeffizient Feststoff/Wasser ($\log K_{ow} > 3,5$). Eine vollständige Übersicht der herangezogenen nationalen und internationalen Rechtsgrundlagen, Regelungen und Übereinkommen findet sich in **Tabelle T-A2-3-1b**. In einem zweiten Schritt wurden aus diesem Kreis die Stoffe ausgewählt, die auf Grund ihres nachweislich erhöhten Vorkommens elberelevant sind. Dazu wurde auf der Basis der verfügbaren Daten der Jahre 2003 – 2008 der Bezugsmessstellen des internationalen Elbegebietes eine detaillierte Einschätzung der Schadstoffsituation vorgenommen. In der Regel handelt es sich um Stoffe, für die im ersten Bewirtschaftungsplan bereits Reduktionsanforderungen aufgestellt wurden. In der **Tabelle T-A2-3-2** ist die gemeinsame deutsch-tschechische Auswahl der Stoffe im Ergebnis dieser zweistufigen Auswertung aufgeführt.

Klassifizierung

Aus dem Herangehen im Hinblick auf die Schutzgüter und Regelungsebenen leiten sich die generellen Maßgaben zur Ableitung des Klassifizierungsansatzes ab. Einbezogen wurden (**vgl. Tab. T-A2-3-1b**):

1. der geltende Regelungsstand: Umweltqualitätsnormen der EG-WRRL und deren nationale Umsetzungen in Deutschland und der Tschechischen Republik (OGewV 2011; 23/2011 Sb.), international vereinbarte Zielstellungen zum Schutz des Nordostatlantik (OSPAR) und in deren Folge die Gemeinsamen Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in Küstengewässern (GÜBAK 2009), Vorsorgewerte zur Sicher- und Wiederherstellung der Bodenfunktion (BBodSchV) und Normen zum Schutz der menschlichen Gesundheit (EU Normen über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung, über Speisefischbelastungen),
2. der Stand der wissenschaftlichen Diskussion zum Thema „Qualitätsstandards für Sedimente“ die Zielvorgaben für Sedimente nach dem Stand des Wissens (de Deckere et al. 2011, MacDonald et al. 2000),
3. umfangreiche statistische Auswertungen der vorliegenden Daten zur Schadstoffbelastung der Sedimente der Elbe.

Tab. T-A2-3-1b: Übersicht der nationalen und internationalen Rechtsgrundlagen für elberelevante Schadstoffe

Nr.	Stoff	Maßeinheit	Formal schärfste Anforderung	Formale Anforderung	Schutzgut/Ebene	Regelungsebene		
						International	CZ	D
1	Hg	mg/kg		0,47	a.		23/2011 Sb. ¹	
			0,15	0,15	b.	OSPAR ₂₀₁₀ ERL ²		
				0,23	c.	de Deckere (C1) ³		
				0,1-1,0	d.			BBodSchV _(Vorsorgewert Sand, Schluff/Lehm, Ton) ⁴
				0,5	e.	EU Norm über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung ⁵ , EU Norm über Speisefischbelastungen ⁵ (abgeleitete Werte nach Heise et al. 2008 ¹³)		SHmV ⁶
2	Cd	mg/kg		2,3	a.		23/2011 Sb. ¹	
				1,2	b.	OSPAR ₂₀₁₀ ERL ²		
				0,93	c.	de Deckere (C1) ³		
				0,4-1,5	d.			BBodSchV _(Vorsorgewert Sand, Schluff/Lehm, Ton) ⁴
			0,22	0,22	e.	EU Norm über Speisefischbelastungen ⁵ (abgeleiteter Wert nach Heise et al. 2008 ¹³)		
3	Pb	mg/kg		53	a.		23/2011 Sb. ¹	
				47	b.	OSPAR ₂₀₁₀ ERL ²		
			25	25	c.	de Deckere (C1) ³		
				40-100	d.			BBodSchV _(Vorsorgewert Sand, Schluff/Lehm, Ton) ⁴
				60	e.	EU Norm über Speisefischbelastungen ⁵ (abgeleiteter Wert nach Heise et al. 2008 ¹³)		

Tab. T-A2-3-1b: Übersicht der nationalen und internationalen Rechtsgrundlagen für elbirelevante Schadstoffe (Fortsetzung)

Nr.	Stoff	Maßeinheit	Formal schärfste Anforderung	Formale Anforderung	Schutzgut/Ebene	Regelungsebene		
						International	CZ	D
4	Zn	mg/kg		800	a.			OGewV ⁷
				300	b.			GÜBAK (R1) ⁸
				146	c.	de Deckere (C1) ³		
			200	200	d.			BBodSchV ⁴ (Vorsorgewert Sand, Schluff/Lehm, Ton)
					e.			
5	Cu	mg/kg		160	a.			OGewV ⁷
				30	b.			GÜBAK (R1) ⁸
			14	14	c.	de Deckere (C1) ³		
				40-60	d.			BBodSchV ⁴ (Vorsorgewert Schluff/Lehm, Ton)
					e.			
6	Ni	mg/kg	3	3	a.		23/2011 Sb. ¹	
				70	b.			GÜBAK (R1) ⁸
				11	c.	de Deckere (C1) ³		
				15-70	d.			BBodSchV ⁴ (Vorsorgewert Sand, Schluff/Lehm, Ton)
					e.			
7	As	mg/kg		40	a.			OGewV ⁷
				40	b.			GÜBAK (R1) ⁸
			7,9	7,9	c.	de Deckere (C1) ³		
					d.			
				10	e.	EU Norm über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung ⁵ (abgeleiteter Wert nach Heise et al. 2008 ¹³)		
8	Cr	mg/kg		640	a.			OGewV ⁷
				120	b.			GÜBAK (R1) ⁹
			26	26	c.	de Deckere (C1) ³		
				30-100	d.			BBodSchV ⁴ (Vorsorgewert Sand, Schluff/Lehm, Ton)
					e.			
9	α-HCH	µg/kg			a.			
			0,5	0,5	b.			GÜBAK (R1) ⁸
					c.			
					d.			
				100	e.	EU Norm über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung ⁵ (abgeleiteter Wert nach Heise et al. 2008 ¹³)		
	12				RHmV ⁹			
10	β-HCH	µg/kg			a.		-	
					b.			
					c.			
					d.			
				50	e.	EU Norm über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung ⁵ (abgeleiteter Wert nach Heise et al. 2008 ¹³)		
	5				RHmV ⁹			
11	γ-HCH	µg/kg		10	a.		23/2011 Sb. ¹	
			0,5	0,5	b.			GÜBAK (R1) ⁸
					c.			
					d.			
				1000	e.	EU Norm über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung (abgeleiteter Wert nach Heise et al. 2008) ⁵		
	75				RHmV ⁹			

Tab. T-A2-3-1b: Übersicht der nationalen und internationalen Rechtsgrundlagen für elbrelevante Schadstoffe (Fortsetzung)

Nr.	Stoff	Maßeinheit	Formal schärfste Anforderung	Formale Anforderung	Schutzgut/Ebene	Regelungsebene		
						International	CZ	D
12	p,p'-DDT	µg/kg	1	1	a.			
					b.			GÜBAK (R1) ⁸
					c.	MacDonald ³		
					d.			
					e.			
13	p,p'-DDE	µg/kg	0,31	0,31	a.			
					b.			GÜBAK (R1) ⁸
					c.	de Deckere (C1) ³		
					d.			
					e.			
14	p,p'-DDD	µg/kg	0,06	0,06	a.			
					b.			GÜBAK (R1) ⁸
					c.	de Deckere (C1) ³		
					d.			
					e.			
15	PCB-28	µg/kg	0,04	0,04	a.			OGewV ⁷
					b.	OSPAR ₂₀₁₀ EAC ²		
					c.	de Deckere (C1) ³		
					d.			
					e.			SHmV ⁶
16	PCB-52	µg/kg	0,1	0,1	a.			OGewV ⁷
					b.	OSPAR ₂₀₁₀ EAC ²		
					c.	de Deckere (C1) ³		
					d.			
					e.			SHmV ⁶
17	PCB-101	µg/kg	0,54	0,54	a.			OGewV ⁷
					b.	OSPAR ₂₀₁₀ EAC ²		
					c.	de Deckere (C1) ³		
					d.			
					e.			SHmV ⁶
18	PCB-118	µg/kg	0,43	0,43	a.			OGewV ⁷
					b.	OSPAR ₂₀₁₀ EAC ²		
					c.	de Deckere (C1) ³		
					d.			
					e.			
19	PCB-138	µg/kg	1	1	a.			OGewV ⁷
					b.	OSPAR ₂₀₁₀ EAC ²		
					c.	de Deckere (C1) ³		
					d.			
					e.			SHmV ⁶
20	PCB-153	µg/kg	1,5	1,5	a.			OGewV ⁷
					b.	OSPAR ₂₀₁₀ EAC ²		
					c.	de Deckere (C1) ³		
					d.			
					e.			SHmV ⁶
21	PCB-180	µg/kg	0,44	0,44	a.			OGewV ⁷
					b.	OSPAR ₂₀₁₀ EAC ²		
					c.	de Deckere (C1) ³		
					d.			
					e.			SHmV ⁶

Tab. T-A2-3-1b: Übersicht der nationalen und internationalen Rechtsgrundlagen für elbrelevante Schadstoffe (Fortsetzung)

Nr.	Stoff	Maßeinheit	Formal schärfste Anforderung	Formale Anforderung	Schutzgut/Ebene	Regelungsebene			
						International	CZ	D	
22	PeCB	µg/kg		400	a.		23/2011 Sb. ¹		
			1	1	b.			GÜBAK (R1) ⁸	
					c.				
					d.				
					e.				
23	HCB	µg/kg		17	a.		23/2011 Sb. ¹		
				1,8	b.			GÜBAK (R1) ⁸	
			0,0004	0,0004	c.	de Deckere (C1) ³			
				50	e.	EU Norm über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung ⁵ (abgeleiteter Wert nach Heise et al. 2008 ¹³)			
				12,5				RHmV ⁹	
24	Benzo(a)pyren (BaP)	mg/kg		0,43	b.	OSPAR ₂₀₁₀ ERL ²			
				0,14	c.	de Deckere (C1) ³			
					d.				
			0,01	0,01	e.	EU Norm über Speisefischbelastungen ⁵ (abgeleiteter Wert nach Heise et al. 2008 ¹³)			
25	Anthracen	mg/kg		0,31	a.		23/2011 Sb. ¹		
				0,78	b.	OSPAR ₂₀₁₀ EAC ²			
			0,03	0,03	c.	de Deckere (C1) ³			
					d.				
					e.				
26	Fluoranthen	mg/kg	0,18	0,18	a.		23/2011 Sb. ¹		
				0,25	b.	OSPAR ₂₀₁₀ EAC ²			
				0,25	c.	de Deckere (C1) ³			
					d.				
					e.				
27	Σ 5 PAK	mg/kg		2,5	a.		23/2011 Sb. ¹		
			0,6	0,6	b.			GÜBAK (R1) ⁸	
				0,62	c.	de Deckere (C1) ³			
					d.				
					e.				
28	TBT	µg/kg	0,02	0,02	a.		23/2011 Sb. ¹		
				20	b.			GÜBAK (R1) ⁸	
					c.				
					d.				
					e.				
29	Dioxine/ Furane	ng TEQ/kg			a.				
					b.				
					c.				
				20	d.	„Safe sediment value“ ¹⁰			
			5	5	e.	2. Bericht der Bund Länder-AG Dioxine [1993] ¹¹			

Rechtlicher bzw. fachlicher Bezug zur Festlegung der Schwellenwerte

- 1 Regierungsverordnung vom 22. Dezember 2010 zur Änderung der Regierungsverordnung 61/2003 Sb. über Parameter und Werte der zulässigen Belastung von Oberflächengewässern und Abwasser, Grundlagen der Genehmigung von Abwassereinleitungen in Oberflächengewässer und in die Kanalisationen sowie über empfindliche Gebiete, in der Fassung der Regierungsverordnung 229/2007 Sb.
- 2 OSPAR2010 ERL/2010 EAC: OSPAR Commission (2009): Background Document on CEMP Assessment Criteria for OSPAR 2010. London
- 3 de Deckere E, De Cooman W, Leloup V, Meire P, Schmitt C, von der Ohe P (2011): Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Journal of Soils and Sediments 11, 504-517

MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger TA (2000): Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 39, 20-31

- 4 Bundes-Bodenschutzgesetz und Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchG / BBodSchV)
 - Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), das zuletzt durch Artikel 5 Absatz 30 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist
 - Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt geändert durch Artikel 16 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585)
- 5 Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 7. Mai 2002 über unerwünschte Stoffe in der Tierernährung in der Fassung der Bekanntmachung vom 30.05.2002 (ABl. L 140, S. 10). Hierbei handelt es sich um eine Ableitung des Wertes nach Heise et al. 2008.

Richtlinie 2004/24/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 zur Änderung der Richtlinie 2001/83/EG zur Schaffung eines Gemeinschaftskodexes für Humanarzneimittel hinsichtlich traditioneller pflanzlicher Arzneimittel in der Fassung der Bekanntmachung vom 30. April 2004 (ABl. L 136/85)

Verordnung (EG) Nr. 208/2005 der Kommission vom 4. Februar 2005 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 466/2001 im Hinblick auf polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Fassung der Bekanntmachung vom 8. Februar 2005 (ABl. L 34/3)

Verordnungen 221/2002/EG, 242/2004/EG, 208/2005/EG und 199/2006 der Kommission zur Veränderung der Verordnung (EG) Nr. 466/2001 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Fischen, Muscheln und Krebstieren in der Fassung der Bekanntmachung vom 7. Februar 2002 (ABl. L 37/4). Hierbei handelt es sich um eine Ableitung des Wertes nach Heise et al. 2008.
- 6 Schadstoff-Höchstmengenverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Juli 2007 (BGBl. I S. 1473), zuletzt geändert durch die Verordnung vom 18. Juli 2007 (BGBl. I S. 1471) Hierbei handelt es sich um eine Ableitung des Wertes nach Heise et al. 2008.
- 7 Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juli 2011
- 8 Gemeinsame Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern (GÜBAK), BUND UND KÜSTENLÄNDER (2009): Gemeinsame Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut in den Küstengewässern. O.O. Nach Absprache in der 3. Sitzung der Ad-hoc-AG SSeM der FGG-Elbe am 14.10.2010 wird der Richtwert (RW) 1 der gemeinsamen Übergangsbestimmungen herangezogen. Abgeleitet von GÜBAK RW1 PAK $\Sigma 16 = 1,8 \text{ mg/kg}$.
- 9 Rückstands-Höchstmengenverordnung (RHmV)

Rückstands-Höchstmengenverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. Oktober 1999 (BGBl. I S. 2082; 2002 I S. 1004), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. Oktober 2009 (BGBl. I S. 3230). Hierbei handelt es sich um eine Ableitung des Wertes nach Heise et al. 2008.
- 10 Evers, E.H.G., Laane, R.W.P.M., Groenefeld, G.J.J. (1996): Levels, temporal trends and risks of dioxins and related compounds in the Dutch aquatic environment. Organohalogen Compounds. 28, 117 – 122
- 11 2. Bericht der Bund Länder-Arbeitsgruppe Dioxine [1993]. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Bonn.
- 12 IKSE (2009): Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Hrsg.): Internationaler Bewirtschaftungsplan für die Flussgebietseinheit Elbe nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG. Magdeburg (<http://www.ikse-mkol.org/index.php?id=567&L=YtUqKSit>)
- 13 Heise S., Krüger F., Baborowski M., Stachel B., Götz R., Förstner U. (2008): Bewertung der Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg. 349 Seiten. Hamburg. Anlage 3. Detailinformationen zur Ableitung der Sedimentqualitätsrichtwerte.

Es werden drei Klassen gebildet (*vgl. Tab. T-A2-3-2*):

- Unterschreitung eines unteren Schwellenwertes (grün)
- zwischen einem unteren und einem oberen Schwellenwert (gelb)
- Überschreitung eines oberen Schwellenwertes (rot)

Der untere Schwellenwert wird für jeden relevanten Schadstoff durch die „formal schärfste Anforderung“ gebildet. Die „formal schärfste Anforderung“ ist jeweils der kleinste Gehalt in der Reihung der Qualitätsanforderungen an das Sediment über alle als gleichrangig betrachteten Schutz- und Nutzungsansprüche hinweg („Schutzgüter“ s. o.). Dieser Wert stellt eine schadstoffspezifische, formale Grenze dar, unterhalb derer nach gegenwärtigem Kenntnis- und Regelungsstand alle von einem guten Sedimentzustand abhängenden Bewirtschaftungsziele zeitlich uneingeschränkt und standortunabhängig erreicht werden können. Dies bedeutet jedoch nicht, dass die „formal schärfsten Anforderungen“ in allen Oberflächenwasserkörpern der Elbe unmittelbar einzuhalten sind oder gar Maßnahmen erzwingen. Zum einen sind geogen bedingt erhöhte Hintergrundgehalte bei der Aus- und Bewertung zu berücksichtigen. Zum anderen gelten nicht alle Handlungsziele überall, Meeresschutzziele z. B. per Defini-

tion für den Übergangs-, Küsten- und Meeresbereich. Es kann jedoch z. B. im Interesse des gemeinschaftlichen Meeresschutzanliegens erforderlich sein, bereits weit im Oberliegerbereich zu den Meeresschutzzielen hinführende Schadstoffreduzierungsmaßnahmen zu ergreifen. Deren Wirksamkeit ist dann an den marinen Schutzzielen zu messen. Es handelt sich bei den „formal schärfsten Anforderungen“ nicht um die Vorwegnahme eines konkreten Handlungsziels.

Der obere Schwellenwert wird grundsätzlich durch die im Rahmen der nationalen Umsetzungen der EG-WRRL (OGewV 2011 – Anlage 5 bzw. 23/2011 Sb. – Teil B. Tab.2) gültigen UQN für Schadstoffe in Sedimenten definiert. Beide nationalen Regelungen werden im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts als inhaltlich gleichrangig angesehen. Bezüglich der ausgewiesenen elberelevanten, dominant partikelassoziierten anorganischen und organischen Schadstoffe ergänzen sich die beiden Verordnungen in hohem Maße, aber auch in der Summe aus deutscher Oberflächengewässerverordnung und tschechischer Verordnung 23/2011 Sb. vom 22. Dezember 2010 werden nicht alle elberelevanten Schadstoffe geregelt. Für die nicht durch UQN geregelten Schadstoffe gelten in dieser Abstufung nachfolgende Ableitungskriterien:

Tab. T-A2-3-2: Elberelevante Schadstoffe und Schwellenwerte zur Sedimentklassifizierung

Nr.	Stoff	Maßeinheit	Unterer Schwellenwert USW		Oberer Schwellenwert OSW	Quelle OSW
1	Quecksilber (Hg)*	mg/kg	0,15	0,15 – 0,47	0,47	23/2011 Sb.
2	Cadmium (Cd)*	mg/kg	0,22	0,22 – 2,3	2,3	23/2011 Sb.
3	Blei (Pb)*	mg/kg	25	25 – 53	53	23/2011 Sb.
4	Zink (Zn)	mg/kg	200	200 – 800	800	OGewV 2011
5	Kupfer (Cu)	mg/kg	14	14 – 160	160	OGewV 2011
6	Nickel ¹ (Ni)	mg/kg	-		3	23/2011 Sb.
7	Arsen (As)*	mg/kg	7,9	7,9 – 40	40	OGewV 2011
8	Chrom (Cr)	mg/kg	26	26 – 640	640	OGewV 2011
9	α-Hexachlorcyclohexan* (α-HCH)	µg/kg	0,5	0,5 – 1,5	1,5	GÜBAK 2009
10	β-Hexachlorcyclohexan ^{1*} (β-HCH)	µg/kg	-		5	RHmV 2009
11	γ-Hexachlorcyclohexan* (γ-HCH)	µg/kg	0,5	0,5 – 1,5	1,5	GÜBAK 2009
12	p,p´DDT	µg/kg	1	1 – 3	3	GÜBAK 2009
13	p,p´DDE	µg/kg	0,31	0,31 – 6,8	6,8	de Deckere et al. 2011
14	p,p´DDD	µg/kg	0,06	0,06 – 3,2	3,2	de Deckere et al. 2011
15	PCB-28	µg/kg	0,04	0,04 – 20	20	OGewV 2011
16	PCB-52	µg/kg	0,1	0,1 – 20	20	OGewV 2011
17	PCB-101	µg/kg	0,54	0,54 – 20	20	OGewV 2011
18	PCB-118	µg/kg	0,43	0,43 – 20	20	OGewV 2011
19	PCB-138	µg/kg	1	1 – 20	20	OGewV 2011
20	PCB-153	µg/kg	1,5	1,5 – 20	20	OGewV 2011
21	PCB-180	µg/kg	0,44	0,44 – 20	20	OGewV 2011
22	Pentachlorbenzen* (PeCB)	µg/kg	1	1 – 400	400	23/2011 Sb.
23	Hexachlorbenzen* (HCB)	µg/kg	0,0004	0,0004 – 17	17	23/2011 Sb.
24	Benzo(a)pyren* (BaP)	mg/kg	0,01	0,01 – 0,6	0,6	de Deckere et al. 2011
25	Anthracen*	mg/kg	0,03	0,03 – 0,31	0,31	23/2011 Sb.
26	Fluoranthen ¹	mg/kg	-		0,18	23/2011 Sb.
27	Σ 5 PAK*	mg/kg	0,6	0,6 – 2,5	2,5	23/2011 Sb.
28	Tributylzinn-Kation ¹ (TBT)	µg/kg	-		0,02	23/2011 Sb.
29	Dioxine/Furane*	ng TEQ/kg	5	5 – 20	20	Evers et al. 1996

¹ OSW ist zugleich formal schärfste Anforderung, keine Klassifizierung möglich

* Stoff der Regelungsebene „Menschliche Gesundheit“ (Anlage A2-3; Tab. T-A2-3-1b) und/oder prioritär gefährlicher Stoff (EG 2008b)

- Der „obere Schwellenwert“ für Schadstoffe, für die zurzeit keine direkt verbindlichen gesetzlichen Regelungen bestehen, wird der Consensus 2-Wert „Probable Effect Level“ (concentrations above this level will certainly result in toxic effects) nach de Deckere et al. (2011). Hierbei handelt es sich um einen ökotoxikologisch abgeleiteten Wert zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft.
- Wird ein entsprechender Stoff auch bei de Deckere et al. (2011) nicht geregelt, so wird auf die strengsten Werte verfügbarer nationaler Regelungen (RHmV 2009; GÜBAK 2009) zurückgegriffen. Eine Überschreitung des GÜBAK-Richtwertes 2 besagt, dass das zu bewertende Material im Vergleich zu rezenten Sedimenten des Küstenbereiches als deutlich höher belastet gilt.
- Für die Dioxine und Furane wird der „Safe-Sediment-Value“ herangezogen.

Anwendung des Klassifizierungsansatzes und Aussagekraft

Die Klassifizierung der Schwebstoffe und Sedimente stellt ein Element der Zustandsbewertung und damit der Risikoanalyse dar und darf nicht mit dieser gleichgesetzt werden. Die Überschreitung des oberen Schwellenwertes impliziert das Erfordernis einer quellenbezogenen Risikoanalyse gemäß **Anlage A2-6**. Die Klassifizierung gilt im Rahmen des nationalen und internationalen Sedimentmanagementkonzepts im Elbeinzugsgebiet und dient dessen Zielen. Sie wird an den Bezugsmessstellen der Elbe und der relevanten Nebenflüsse angewendet. Die Einstufung an einer Bezugsmessstelle soll anhand der einzelnen Jahresmittelwerte erfolgen. Die Klassifizierung schafft einen Überblick über die Schadstoffbelastung und macht räumliche und zeitliche Veränderung in der Sedimentqualität nachvollziehbar. **Abbildung B-A2-3-1** macht das am Beispiel von Cd deutlich.

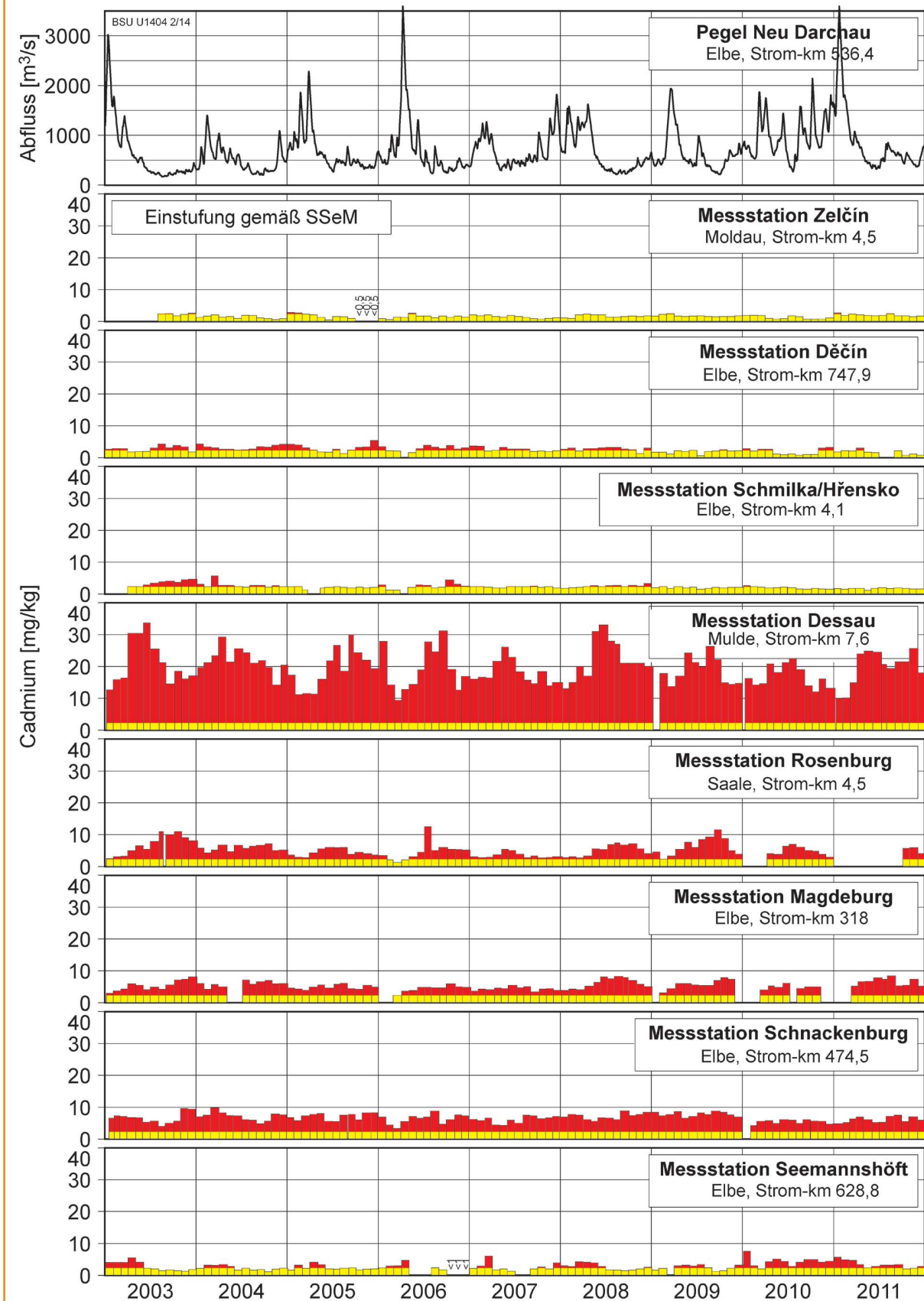


Abb. B-A2-3-1: Cadmiumgehalte im Elbe-Längsprofil (Klassifizierung gemäß Sedimentmanagementkonzept der IKSE)

Die Klassifizierung wird anhand der verfügbaren normativen Vorgaben vorgenommen. Für deren Ableitung wurde in Bezug auf die Sedimentfraktion, auf die sich die Norm bezieht, nicht einheitlich verfahren. Die daraus resultierende Unsicherheit ist jedoch vertretbar, da der Klassifizierungsansatz auf Feinsedimente Anwendung findet. Die **Tabelle T-A2-3-3** zeigt die 29 relevanten Schadstoffe für das Sedimentmanagement im Einzugsgebiet der Elbe. Ihnen zugeordnet werden die jeweiligen unteren und oberen Schwellenwerte gemäß dem Schadstoff/Sedimentmanagementkonzept der IKSE. Ebenfalls aufgelistet, ist die geltende Regelungsebene, die den jeweiligen unteren oder oberen Schwellenwert definiert. Die Spalten „Schwermetalle“ und „Organika“ beschreiben die in den Regelungen entsprechend genannten Normierungen der Korngrößen in den Fraktionen < 2 mm, < 20 µm und < 63 µm.

Formal schärfste Anforderung

Die Werte für die „formal schärfste Anforderung“ im Rahmen des Sedimentmanagementkonzepts wurden erfasst, indem die jeweils „strengste“ Anforderung unter Berücksichtigung aller relevanter Nutzungsansprüche (direkte und indirekte Verfahren) herangezogen wurde. Die Ermittlung von Werten der "formal schärfsten Anforderung" heißt nicht, dass diese Werte in allen Oberflächenwasserkörpern der Elbe unmittelbar einzuhalten sind. Im Binnenbereich sind jedoch solche Schadstoffreduzierungsmaßnahmen zu treffen, die die Erreichung der marinen Schutzziele sichern können. Geogenbedingt erhöhte Hintergrundgehalte sind bei der Aus- und Bewertung zu berücksichtigen. Es handelt sich daher nicht um die Vorwegnahme eines konkreten Handlungsziels.

Tab. T-A2-3-3: Kornfraktionen der normativen Vorgaben für elbirelevante Schadstoffe

Nr.	Stoff	Maßeinheit	Oberer Schwellenwert	Regelungsebene	Schwermetalle	Organika
1	Quecksilber (Hg)	mg/kg	0,47	23/2011 Sb.	<20 µm	
2	Cadmium (Cd)	mg/kg	2,3	23/2011 Sb.	<20 µm	
3	Blei (Pb)	mg/kg	53	23/2011 Sb.	<20 µm	
4	Zink (Zn)	mg/kg	800	OGewV	<63 µm	
5	Kupfer (Cu)	mg/kg	160	OGewV	<63 µm	
6	Nickel (Ni)	mg/kg	3	23/2011 Sb.	<20 µm	
7	Arsen (As)	mg/kg	40	OGewV	<63 µm	
8	Chrom (Cr)	mg/kg	640	OGewV	<63 µm	
9	α-Hexachlorcyclohexan (α-HCH)	µg/kg	1,5	GÜBAK		<63 µm
10	β-Hexachlorcyclohexan (β-HCH)	µg/kg	5	RHmV		<2 mm*
11	γ-Hexachlorcyclohexan (γ-HCH)	µg/kg	1,5	GÜBAK		<63 µm
12	p,p' DDT	µg/kg	3	GÜBAK		<63 µm
13	p,p' DDE	µg/kg	6,8	de Deckere		<2 mm**
14	p,p' DDD	µg/kg	3,2	de Deckere		<2 mm**
15	PCB-28	µg/kg	20	OGewV		<63 µm
16	PCB-52	µg/kg	20	OGewV		<63 µm
17	PCB-101	µg/kg	20	OGewV		<63 µm
18	PCB-118	µg/kg	20	OGewV		<63 µm
19	PCB-138	µg/kg	20	OGewV		<63 µm
20	PCB-153	µg/kg	20	OGewV		<63 µm
21	PCB-180	µg/kg	20	OGewV		<63 µm
22	Pentachlorbenzen (PeCB)	µg/kg	400	23/2011 Sb.		<2 mm
23	Hexachlorbenzen (HCB)	µg/kg	17	23/2011 Sb.		<2 mm
24	Benzo(a)pyren (BaP)	mg/kg	0,6	de Deckere		<2 mm**
25	Anthracen	mg/kg	0,31	23/2011 Sb.		<2 mm
26	Fluoranthen	mg/kg	0,18	23/2011 Sb.		<2 mm
27	Σ 5 PAK	mg/kg	2,5	23/2011 Sb.		<2 mm
28	Tributylzinn-Kation (TBT)	µg/kg	0,02	23/2011 Sb.		<2 mm
29	Dioxine/Furane*	ng TEQ/kg	20	Safe Sed Value		<2 mm

* abgeleitet nach Heise et al. (2008)

Gesamt** (Normierungen unter Material und Methoden und in den Tabellen von de Deckere et al. (2011) nicht erwähnt)

Undefiniert*** = Die EAC-Werte nach OSPAR orientieren sich an schllickigen Sedimenten, haben aber bewusst keine definierte Normierung (es werden wahlweise TOC-Normierungen und auch regressive Verfahren erwähnt, die aber nicht ohne weiteres vom Anwender umgesetzt werden können und sollen).

Gesamt n Kö**** Gesamtgehalte, in drei Klassen, aufgeteilt nach Körnungen

Tab. T-A2-3-3: Kornfraktionen der normativen Vorgaben für elbirelevante Schadstoffe (Fortsetzung)

Nr.	Stoff	Maßeinheit	Unterer Schwellenwert	Regelungsebene	Schwermetalle	Organika
1	Quecksilber (Hg)	mg/kg	0,15	OSPAR EAC	Undefiniert***	
2	Cadmium (Cd)	mg/kg	0,22	EU-Norm Fisch	<2 mm	
3	Blei (Pb)	mg/kg	25	de Deckere	<2 mm**	
4	Zink (Zn)	mg/kg	60-200	BBodSchV	Gesamt n K ^o ****	
5	Kupfer (Cu)	mg/kg	14	de Deckere	<2 mm**	
6	Nickel (Ni)	mg/kg	3	23/2011 Sb.	<20 µm	
7	Arsen (As)	mg/kg	7,9	de Deckere	<2 mm**	
8	Chrom (Cr)	mg/kg	26	de Deckere	<2 mm**	
9	α-Hexachlorcyclohexan (α-HCH)	µg/kg	0,5	GÜBAK		<63 µm
10	β-Hexachlorcyclohexan (β-HCH)	µg/kg	5	RHmV		<2 mm*
11	γ-Hexachlorcyclohexan (γ-HCH)	µg/kg	0,5	GÜBAK		<63 µm
12	p,p'DDT	µg/kg	1	GÜBAK		<63 µm
13	p,p'DDE	µg/kg	0,31	de Deckere		<2 mm**
14	p,p'DDD	µg/kg	0,06	de Deckere		<2 mm**
15	PCB-28	µg/kg	0,04	de Deckere		<2 mm**
16	PCB-52	µg/kg	0,1	de Deckere		<2 mm**
17	PCB-101	µg/kg	0,54	de Deckere		<2 mm**
18	PCB-118	µg/kg	0,43	de Deckere		<2 mm**
19	PCB-138	µg/kg	1	de Deckere		<2 mm**
20	PCB-153	µg/kg	1,5	de Deckere		<2 mm**
21	PCB-180	µg/kg	0,44	de Deckere		<2 mm**
22	Pentachlorbenzen (PeCB)	µg/kg	1	GÜBAK		<63 µm
23	Hexachlorbenzen (HCB)	µg/kg	0,0004	de Deckere		<2 mm**
24	Benzo(a)pyren (BaP)	mg/kg	0,01	EU-Norm Fisch		<2 mm
25	Anthracen	mg/kg	0,03	de Deckere		<2 mm**
26	Fluoranthen	mg/kg	0,18	23/2011 Sb.		<2 mm
27	Σ 5 PAK	mg/kg	0,6	GÜBAK		<63 µm
28	Tributylzinn-Kation (TBT)	µg/kg	0,02	23/2011 Sb.		<2 mm
29	Dioxine/Furane	ng TEQ/kg	5	2. Bericht der BLAG Dioxine 1993		<2 mm

* abgeleitet nach Heise et al. (2008)

Gesamt** (Normierungen unter Material und Methoden und in den Tabellen von de Deckere et al. (2011) nicht erwähnt)

Undefiniert*** = Die EAC-Werte nach OSPAR orientieren sich an schlackigen Sedimenten, haben aber bewusst keine definierte Normierung (es werden wahlweise TOC-Normierungen und auch regressive Verfahren erwähnt, die aber nicht ohne weiteres vom Anwender umgesetzt werden können und sollen).

Gesamt n K^o**** Gesamtgehalte, in drei Klassen, aufgeteilt nach Körnungen

A2-4 HYDROMORPHOLOGISCHE RISIKOANALYSE IM BINNENBEREICH IM KONTEXT DES SEDIMENTMANAGEMENTKONZEPTS

Einleitung

In der internationalen Flussgebietseinheit Elbe unterteilt sich der deutsche und tschechische Binnenbereich in einen staugeregelten und einen frei fließenden Abschnitt. Die in Tschechien verwendete Elbekilometrierung beginnt an der Elbemündung in die Nordsee (km 0) und endet an der Quelle (km 1095,3). In Deutschland wird von der deutsch-tschechischen Grenze in entgegengesetzter Richtung bis zur Mündung bei Cuxhaven (km 0 bis km 727,7) kilometriert. Der deutsche Kilometer 0 entspricht damit dem tschechischen Kilometer 730,0. Entlang des tschechischen Elbeverlaufes bestehen 24 Stauanlagen, die sich bis nach Ústí nad Labem erstrecken. Unterhalb von Ústí nad Labem beginnt die frei fließende Binnenelbestrecke bis zum Wehr Geesthacht als Grenze des Binnenelbeabschnittes.

Die Erfassung und Bewertung des Sedimenthaushaltes als Teil des hydromorphologischen Zustandes der Elbe sowie der Unterläufe ihrer relevanten Nebenflüsse zur Beschreibung des Sedimenthaushaltes und der Hydromorphologie und zur Ableitung von Handlungsempfehlungen erfolgen anhand folgender Indikator-Parameter:

- Breitenvarianz/Tiefenvarianz,
- Sedimentdurchgängigkeit,
- Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates,
- Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz (D) bzw. Beeinflussung des Abflussregimes (CZ),
- Uferstruktur (D) bzw. Uferstabilität (CZ),
- Aue (Verhältnis der rezenten zur morphologischen Aue).

Diese hydromorphologischen Indikator-Parameter gelten als Zeiger für die vorherrschenden Sedimentverhältnisse und beeinflussen zugleich die Ausprägung des Sedimenthaushaltes (Quick et al. 2012). Die Indikatoren stehen stellvertretend für Habitateigenschaften, die viele einheimische Arten benötigen (z. B. Hauer et al. 2013; Noack et al. 2012, Jährling 2012; Quick et al. 2012; Quick 2012; Vollmer et al. 2012). Die Indikatoren sind darüber hinaus sensitiv gegenüber anthropogenen Eingriffen in das Gewässersystem und gegenüber entsprechenden Beeinflussungen des Sedimenthaushaltes, dessen Auswirkungen sie direkt durch Veränderungen der gewässerstrukturellen Ausprägungen anzeigen. Der Sedimenthaushalt und die Hydromorphologie eines Gewässers stehen in engem Zusammenhang und beeinflussen sich gegenseitig.

Hydromorphologische Risikoanalyse

Mit Hilfe der „hydromorphologischen Risikoanalyse“ wird die Kopplung zwischen (a) den Zielen Erfassung und Bewertung des Sedimenthaushaltes als Teil des hydromorphologischen Zustandes und (b) den abzuleitenden Handlungsempfehlungen zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustandes erreicht. Gemäß den erzielten Bewertungsergebnissen wird zunächst beurteilt, ob eine Ableitung von Handlungsempfehlungen erforderlich

ist. Das abgestufte Bewertungsergebnis in einer von fünf Klassen zeigt das Nichterfordernis bzw. Erfordernis von Handlungsempfehlungen an. Klasse 1 und 2 bedeuten, dass keine Vorschläge zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustands im Elbestrom oder den relevanten Nebenflüssen notwendig sind, da sehr gute bis gute hydromorphologische Verhältnisse sowie ein entsprechend sehr guter bis guter Sedimenthaushalt vorherrschen. Es besteht kein Risiko, die Ziele des hydromorphologischen und sedimentologischen Zustands im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts nicht zu erreichen. Die Klassen 3, 4 und 5 bedeuten schlechtere hydromorphologische Verhältnisse und somit einen schlechteren Sedimenthaushalt. Es müssen Handlungsempfehlungen zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustands im Elbestrom oder den relevanten Nebenflüssen aufgestellt werden, um das Risiko der Zielverfehlung der Erreichung eines ausgeglichenen Sedimenthaushaltes und verbesserter hydromorphologischer Verhältnisse zu verhindern.

Jeder der hydromorphologischen Indikator-Parameter wird mittels des fünfstufigen Klassifizierungssystems evaluiert und fließt einzeln in die hydromorphologische Risikoanalyse im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe für den Aspekt Hydromorphologie Binnen ein, siehe **Abbildung B-A2-4-1**.

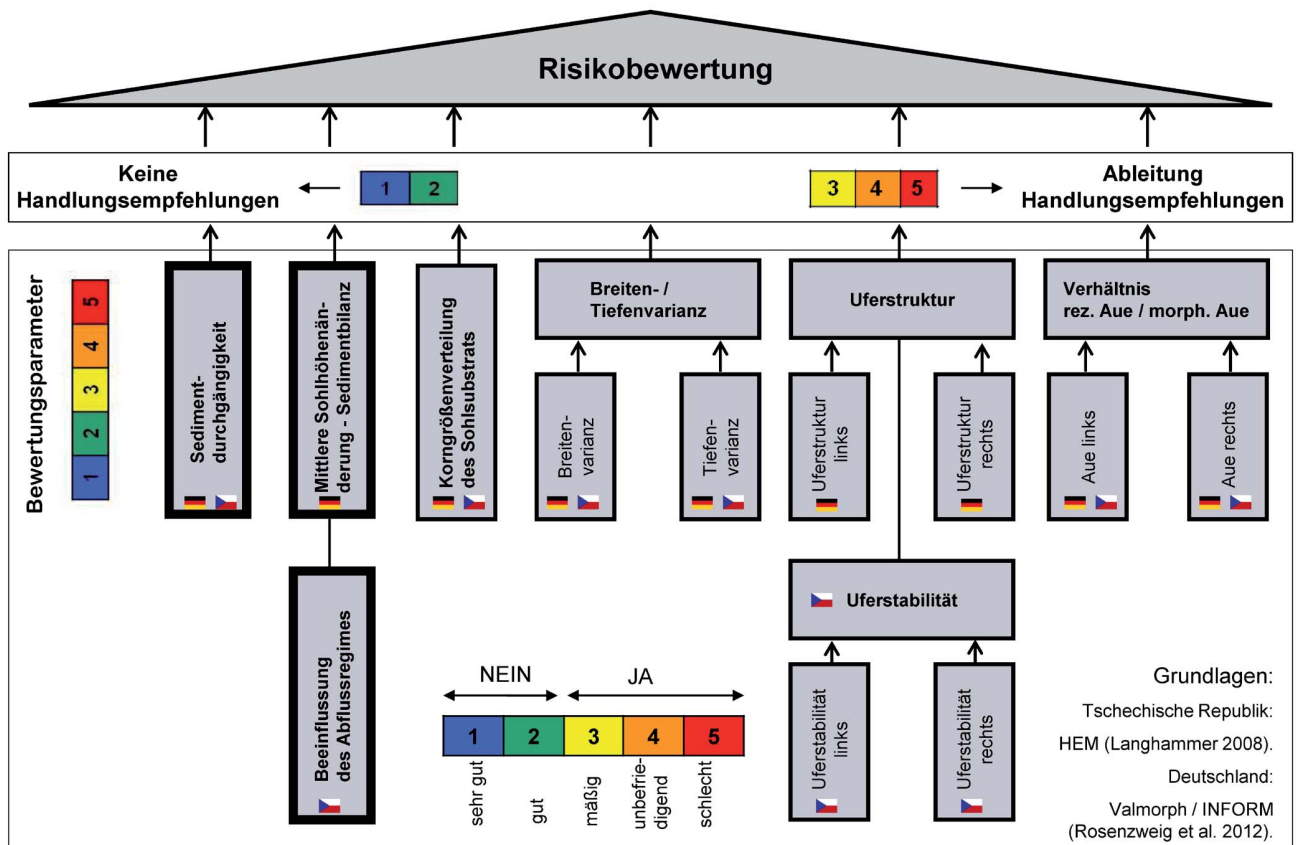


Abb. B-A2-4-1: Risikoanalyse im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts für die Elbe für den Aspekt Hydromorphologie Binnen

Die **fünfstufige Klassifizierung von 1 „sehr gut“ über 2 „gut“, 3 „mäßig“, 4 „unbefriedigend“ bis 5 „schlecht“** der jeweiligen hydromorphologischen Indikator-Parameter erfolgt angelehnt an die Bewertungsstufen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000a). Die Methoden (Rosenzweig et al. 2012 für den deutschen und Langhammer 2007, 2008, 2013 für den tschechischen Binnenelbeabschnitt) erfolgen ebenfalls angelehnt an die Vorgaben gemäß EG-WRRL hinsichtlich der typspezifischen Referenzbedingungen (EG 2000a, Anh. II 1.3). D. h., dass die typspezifischen Referenzbedingungen für die zu betrachtenden Parameter der untersuchten Gewässer herangezogen werden. Klasse 1 entspricht den typspezifischen Referenzbedingungen, die Ableitung der weiteren Bewertungsstufen orientiert sich an diesem Bewertungsmaßstab als Bezugsgröße und klassifiziert anthropogen bedingte Abweichungen von dieser Referenz anhand struktureller Merkmale. Neben der Berücksichtigung der Vorgaben der EG-WRRL werden einschlägige Guidance Documents der EU, nationale Verordnungen und jeweils national vorhandene methodische Ansätze und Modelle herangezogen. Mit Hilfe der detaillierten gewässertypspezifischen und gewässerlaufabschnittsbezogenen Erfassung und Evaluation können Defizite aufgezeigt werden, die wiederum zur Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse und zur Schaffung eines ausgeglichenen Sedimenthaushaltes führen können. Die Merkmalsausprägungen der betrachteten Parameter sind jeweils innerhalb gewisser Spannweiten variabel. Diese Spannweiten werden mit adäquaten quantitativen Werten unterlegt, denen Bewertungsklassen zugeordnet werden. Jeder einzelne der Indikator-Parameter wird mittels des fünfstufigen Klassifizierungssystems evaluiert und fließt jeweils einzeln in die Risikoanalyse ein, es erfolgt keine Aggregation der Bewertungsergebnisse. Bei Aggregationen der Bewertungsergebnisse würden sowohl gute als auch schlechte Bewertungsergebnisse i. d. R. weggemittelt werden. Auch weitere Ansätze wurden in der Expertengruppe thematisiert und als nicht geeignet angesehen wie z. B. der Ansatz „one-out-all-out“, da in diesem Fall häufig durch das schlechteste Ergebnis sämtliche Bewertungen mit der Klasse 5 erfolgen würden und den auch sehr guten bis guten sowie Klasse 3 und 4 entsprechenden Differenzierungen nicht gerecht werden würden (vgl. auch z. B. Fuhrmann 2013).

Die Parameter Breitenvarianz/Tiefenvarianz, Uferstruktur bzw. Uferstabilität und Aue teilen sich jeweils in zwei Einzel-Parameter auf, die ebenfalls jeweils einzeln in die Ableitung der Handlungsempfehlungen eingehen. Begründet ist diese **Zweigliederung** bei der Breitenvarianz/Tiefenvarianz aufgrund der Bedeutung sowohl der Brei-

tenvarianz als auch der Tiefenvarianz. Die **Breitenvarianz** als repräsentativer Parameter für das Querprofil/den Gerinnegrundriss drückt das Verhältnis der größten zur kleinsten Gerinnebettbreite aus und ist somit ein Maß für das Ausmaß sowie die Häufigkeit des räumlichen Wechsels der Gewässerbettbreite (LUA NRW 2001; LAWA 2000, 2002) und damit indirekt für die Vielfaltigkeit des Habitatangebotes. Die **Tiefenvarianz** als repräsentativer Parameter für das Längsprofil eines Gewässers beschreibt die Häufigkeit und das Ausmaß des räumlichen Wechsels der Wassertiefen im Längsverlauf eines Flusses. Die Tiefenvarianz ist ein Maß für die Breite des Biotopspektrums und die Anzahl an Mesohabitaten wie z. B. Pool und Riffle (LAWA 2000) und ist daher ebenfalls als indirekter Indikator-Parameter für die Breite des Habitatangebotes sowie des potentiellen Artenspektrums geeignet (Quick et al. 2012). Aus den genannten Gründen sowie insbesondere aufgrund ihrer Zeigerfunktion für die vorherrschenden Sedimentverhältnisse und damit der hydromorphologischen Ausprägung finden diese beiden Ergebnisse separat Eingang in die weiteren Betrachtungen zur Risikoanalyse. Bei den beiden hydromorphologischen Indikator-Parametern **Uferstruktur bzw. -stabilität und Aue** erfolgt eine Untergliederung in die jeweilige linke und rechte Gewässerseite. Da beide Indikator-Parameter je nach Ufer- und Auenseite divers bis hin zu vollständig konträr ausgebildet sein können, ist die differenzierte Darstellung beider Ufer- und Auenseiten unverzichtbar. Daher gehen auch diese getrennt nach Flussseiten erfolgten Bewertungen der beiden Parameter an der deutschen Binnenelbe in die Aufstellung möglicher Handlungsvorschläge ein. An der tschechischen Binnenelbe erfolgt die Bewertung für die linke und rechte Seite der Ufer und Auen ebenfalls separat, der resultierende hydromorphologische Zustand wird hier jedoch durch den weniger günstigen Wert bestimmt (Langhammer 2013).

Für die Ableitung von Handlungsempfehlungen besitzen die Indikator-Parameter Sedimentdurchgängigkeit und Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz (D) bzw. Beeinflussung des Abflussregimes (CZ) eine Schlüsselfunktion (vgl. auch Kap. 3.4 und 5.2). Durch die fehlende Sedimentdurchgängigkeit und das Sedimentdefizit werden auch die weiteren hydromorphologischen Indikator-Parameter negativ beeinflusst. Der Mittleren Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz kommt u. a. aufgrund der Relevanz hinsichtlich der Entkopplung zwischen Flussbett und Aue eine besondere Bedeutung zu. Der Indikator „Beeinflussung des Abflussregimes“ zeigt z. B. den anthropogen modifizierten Abflusscharakter. Aus diesem Grunde sollen diese beiden zentralen Indikator-Parameter in einem **ersten Schritt** in die Ableitung von Hand-

lungsempfehlungen bei Bewertung mit den Klassen 3, 4 und 5 eingehen (daher Fettumrandung in Abb. B-A2-4-1). In einem **zweiten Schritt** folgen dann auch die weiteren hydromorphologischen Indikator-Parameter: Für sie wird in einem weiteren Zug überprüft, ob es in Kombination mit den beiden erst genannten des ersten Schrittes bei der Aufstellung und auch der ggf. späteren Umsetzung von möglichen Maßnahmen Synergien gibt.

Als Beispiel für eine solche synergetische Ableitung einer Handlungsempfehlung ist eine Kombination der hydromorphologischen Indikator-Parameter Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz und Breitenvarianz exemplarisch zu nennen. Im Ist-Zustand wird der bordvolle Abfluss zur Herleitung der Breitenvarianz herangezogen. Hier ermöglichen Maßnahmen im Sinne der Gewässerbettaufweitung (z. B. durch Uferaufweitungen, Flutrinnenanbindungen oder -schaffungen, Altarmbindungen) eine Verbesserung der heutigen Breitenvarianz-Bewertungen synergetisch mit Verbesserungen für die Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz: Eine Gewässerbettaufweitung in diesem Sinne würde auch zu reduzierten Strömungsangriffen auf die Sohle und damit verringerter Sohlerosion führen sowie zeitgleich die Sedimentzufuhr in das Gewässer durch angebundene, aufgeweitete Bereiche erhöhen können. Diese mögliche positive Wirkung auf die Sedimentbilanz kann als Beispiel für eine kombinierte Vorgehensweise bei der Ableitung von Handlungsempfehlungen fungieren (Nutzung von Synergien durch Schritt I und II). Jeder einzelne Indikator-Parameter wird für die Ableitung von Handlungsempfehlungen unter der Prämisse von Schritt I und II betrachtet. Die Bewertungen der 5-km-Abschnitte (s. u.) in Deutschland bzw. der homogenen Abschnitte in der Tschechischen Republik gehen in die Entscheidung ein, ob Handlungsempfehlungen für den Abschnitt aufgestellt werden (ab Klasse 3). Für die Konkretisierung der Handlungsempfehlungen ist im deutschen Binnenelbbereich darüber hinaus eine detailliertere 1-km-Bewertung verfügbar. Dieser hier genannte exemplarische Handlungsvorschlag aus Sicht der hydromorphologischen und sedimentologischen Aspekte würde dann in die Risikobewertung eingehen. Die hydromorphologische Risikoanalyse stellt jedoch nur einen Baustein der Gesamtrisikobewertung des Sedimentmanagementplans für die Elbe und ihre Nebengewässer dar. In der nächst höheren Ebene ist der Abgleich mit der „Risikoanalyse Schadstoffe“ sowie der „Risikoanalyse Schifffahrt“ notwendig (**vgl. Abbildung B-A2-4-1 und B-A2-4-2**).

Sämtliche nach EG-WRRL (2000) und OGewV (2011) erforderlichen hydromorphologischen Parameter der Qualitätskomponentengruppen Durchgängigkeit für Sedimen-

te und Morphologie mit den notwendigen Erfassungen und Bewertungen der für den Binnenbereich relevanten Einzel-Parameter für „Flüsse“ Tiefen- und Breitenvarianz, Struktur und Substrat des Gewässerbodens sowie Struktur der Uferzone sowie Abfluss und Abflussdynamik sind Bestandteil dieser Methodik. Ergänzend wurden vor dem Hintergrund der Erreichung eines ausgeglichenen Sedimenthaushaltes und verbesserter hydromorphologischer Verhältnisse die beiden wichtigen hydromorphologischen Parameter zur Mittleren Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz sowie zur Aue einbezogen (**vgl. Abb. B-A2-4-1**). Beide Parameter besitzen einen direkten Querbezug zum Wasserhaushalt, da sie wesentlich durch die Abfluss- und Wasserstandsdynamik sowie die Verbindung zu den Grundwasserkörpern geprägt werden. Die Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz ist ein Maß für mögliche Auflandungs-/Sedimentationsprozesse bzw. Eintiefungs-/Erosionsprozesse in einem definierten Zeitraum. Dabei werden langfristige und räumlich ausgedehnte Sohlhöhenänderungen für den Zeitraum von 1898 bis 2004 betrachtet und keine im Rahmen der natürlichen Morphodynamik stattfindenden lokalen und temporären Sohlhöhenänderungen. Sedimentations- und Erosionsprozesse stehen in direkter Wechselwirkung mit dem Abflussverhalten (Reibung, Fließgeschwindigkeit etc.) eines Gewässers und können zu Problemen mit der Fahrwassertiefe für Schiffe (Querbezug zur Säule Quantität/Schifffahrt), Schäden an der baulichen Infrastruktur im und am Gewässer als auch zu ökologischen Beeinträchtigungen führen. Eintiefungsprozesse der Sohle sind mit Wasserspiegellagenänderungen im Gewässer und i. d. R. auch des Grundwassers verbunden. Dies führt langfristig zu einer Entkopplung von Gewässer und Aue mit einem Rückgang an auentypischen Lebensräumen, Tier- und Pflanzenarten. Der morphologische Prozess der Eintiefung ist sehr bedeutend für die Mittlere Elbe. Die Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz liefert daher entscheidende Aussagen zum Sedimenthaushalt mit Erosions- und Akkumulationsbereichen sowie ggf. zu bereits vorherrschenden ausgeglichenen Verhältnissen und spiegelt die Entwicklungen des Sedimenthaushaltes über die Zeit im Sinne eines durch Sedimentdefizit, -überschuss oder -gleichgewicht gekennzeichneten Gewässersystems wider. Die Aue, die durch das Verhältnis der rezenten und somit heute noch überflutbaren Aue zur morphologischen und damit ehemaligen, hinter den Winterdeichen liegenden Aue wesentliche Aussagen zu dem noch verfügbaren aquatisch-terrestrischen und terrestrischen Überflutungsbereich mit sich bringt, fungiert sowohl als Sedimentsenke als auch als -quelle. Daher liefert auch die Aue als einer der ausgewählten hydromorphologischen Indikator-Parameter vor dem Hintergrund der Unterstützung und Erreichung eines ausge-

glichenen Sedimenthaushaltes an der Elbe wesentliche Aussagen zu dem Areal, das Beeinflussungen auf den Sedimenthaushalt ausüben kann oder konnte. Diese Beeinflussungen können z. B. durch Sedimentationen im Auenbereich und/oder umgekehrt durch Sedimentausträge aus den Auen in das Gewässer bestehen. Die Auenflächenreduktionen können u. U. einen fehlenden Beitrag zum Sedimenthaushalt und somit eine weitere Förderung des Sedimentdefizits mitbedingen (s. z. B. BfN 2009; LHW 2012). Fehlende Überflutungsflächen können darüber hinaus zu einer Verstärkung des Angriffs auf die Sohle führen. Auch die verringerte Ausuferungshäufigkeit aufgrund des vertieften Gewässerbettes besitzt einen Einfluss auf die Sedimenterosionen und -akkumulationen in den Auenbereichen. In den verbliebenen, meist schmalen rezenten Auenarealen findet häufiger eine Sedimentakkumulation statt, die in Form von z. B. Uferreihen oder kontinuierlichen Aufhöhungen der Aue die Entkopplung zwischen Gewässer und Aue lokal noch verstärken kann. Dieses „Auseinanderwachsen“ von Flussbett und Aue kann die Verbindung zu den Seitenbereichen und die Ausuferungshäufigkeit noch weiter einschränken und bedingt infolgedessen eine weitere Verschärfung des Strömungsangriffs auf die Gewässersohle.

Für die tschechische Binnemelbe wurde der relevante hydromorphologische Indikator-Parameter Beeinflussung des Abflussregimes (Abflussbilanz) ausgewiesen. Der entscheidende Faktor, der das Abflussregime und den Sedimenttransport beeinflusst, ist die Kontinuität des Gewässers im Längsschnitt. Die hohe Anzahl an Wehren am tschechischen Mittellauf und die beträchtliche Reichweite ihrer Stauhaltungen sind einer der Schlüsselfaktoren, die die natürliche Dynamik der fluvialen Prozesse beeinflussen und sich in einer ungünstigen Bewertung in den einzelnen kartierten Abschnitten widerspiegeln. Am tschechischen Mittellauf, wo einzelne Wehre aneinander anschließen, wird in den kartierten Abschnitten nur ein kleiner Teil der Gewässerslänge nicht unmittelbar durch die Reichweite der hohen Wehre beeinflusst. Ein zweiter Faktor, der das Bewertungsergebnis des hydromorphologischen Zustandes insbesondere in den Abschnitten am tschechischen Mittellauf beeinflusst, sind historische Veränderungen der Gewässertrasse, v. a. die historische Begradigung des Gewässers und die damit zusammenhängenden Veränderungen (s. Kap. 5.2).

Die Erfassung und Bewertung der ausgewählten exemplarischen hydromorphologischen Indikator-Parameter Breitenvarianz/Tiefenvarianz, Sedimentdurchgängigkeit, Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates, Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz bzw. Beeinflussung des Abflussregimes, Uferstruktur bzw. Uferstabilität und

Aue (Verhältnis der rezenten zur morphologischen Aue) erfolgt jeweils unter Verwendung der besten verfügbaren Datengrundlagen auf der deutschen Seite und bis auf den Parameter Aue insbesondere mittels Geländekartierungen auf der tschechischen Seite (s. Kap. 3.4 und 5.2). Die Bearbeitung erfolgt für die deutsche Binnemelbe mit Hilfe des Moduls Valmorph des Integrierten Flussauenmodells INFORM (Integrated Floodplain Response Model) der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), das eine quantitative Erfassung und Bewertung der hydromorphologischen Parameter ermöglicht (Quick 2011; Rosenzweig et al. 2012). Die Bewertung erfolgt anhand von Berechnungsformeln je Parameter aus dem Modul Valmorph und anhand der hinterlegten parameterspezifischen Methoden (Rosenzweig et al. 2012; vgl. **Abb. B-A2-4-1**). Die Bearbeitung erfolgt für die tschechische Binnemelbe mit Hilfe der HEM-Methodik (Hydroecological Monitoring) nach Langhammer (2008). Die Methodik dient der Überwachung der hydromorphologischen Merkmale von Fließgewässern und ist über die Datenbank ARROW verfügbar (Langhammer 2007, 2008, 2013). Auf der tschechischen Seite wurden im Rahmen einer Pilotkartierung insgesamt fünf Gewässerabschnitte untersucht (s. Kap. 5). Die Bewertungsabschnitte wurden repräsentativ im Hinblick auf die Gewässergröße, die physisch-geografischen Bedingungen und den Charakter der Auennutzung sowie der anthropogenen Veränderungen des Gewässerbettes ausgewählt.

Für die Klassifizierung wurden quantitative Bewertungsklassenspannweiten und klare quantitative „Schwellenwerte“, die die Grenzen zwischen den Klassen bilden, je Parameter gebildet. Diese parameterspezifische Vorgehensweise basiert zum einen auf der individuellen Ausprägung der jeweils einzelnen hydromorphologischen Indikator-Parameter (Kriterien), die eine Einzelbetrachtung notwendig machen, sowie zum anderen auf den jeweils relevanten, unterschiedlich vorliegenden, verwendeten Datengrundlagen je nach Betrachtungsmerkmal für die jeweiligen Referenz-Zustände. In Deutschland wurden hierzu umfangreiche Auswertungen der vorliegenden Daten zur Hydromorphologie der Binnemelbe und der als relevant ausgewiesenen Nebengewässer der Kategorie 1 vorgenommen (BCE 2012). In Tschechien wurden Geländekartierungen zur Erfassung der Ist-Zustände durchgeführt, die durch weitere Datengrundlagen unterstützt werden. Der Parameter zur Aue wird ausschließlich über Kartengrundlagen ermittelt. Zudem erfolgte die Ausweisung der Bewertungsklassengrenzen in Anlehnung an nationale und internationale wissenschaftliche Vorgaben zur Ermittlung und Bewertung der hydromorphologischen Verhältnisse (z. B. DIN EN 14614; DIN EN 15843; BfG 2001, 2011; LAWA 2000, 2002, 2011; LANUV NRW

2012). Abschließend erfolgte eine parameterweise Plausibilisierung der Ergebnisse durch die Expertengruppe (vgl. **Abb. B-A2-4-2**).

Die Ergebnisse werden in **Deutschland** je Indikator-Parameter einzeln für 5-km-Abschnitte aggregiert, bedarfsweise können für die Ableitung von Handlungsempfehlungen oder bei Unklarheiten für den deutschen Binnenelbebereich auch die höher aufgelösten 1-km-Ergebnisse herangezogen werden. In der **Tschechischen Republik** werden Abschnitte mit variabler Länge bewertet. Diese sind so abgegrenzt, dass der jeweilige Abschnitt in Bezug auf die Parameter a) horizontaler Verlauf der Gewässertrasse, b) Nutzungscharakter des ufernahen Bereichs und c) Charakter des Ausbaugrades des Gewässerbettes homogen ist (homogene Abschnitte). Die Einzelparameter-Bewertungen werden beibehalten, um möglichst detaillierte Aussagen zu vorherrschenden Defiziten hinsichtlich des Sedimenthaushaltes durch die hydromorphologischen Zeiger-Indikatoren vornehmen zu können und um für nötige Handlungsableitungen und -vorschläge verwendet werden zu können. Die 5-km-Abschnitte in Deutschland wurden durch die Expertengruppe „Hydromorphologie“ festgelegt und durch die entsprechenden Gremien bestätigt, da mit Hilfe der 5-km-Abschnitte die jeweiligen Ergebnisse für die 586 Laufkilometer noch übersichtlich dargestellt werden können. Die 5-km-Abschnitte entsprechen jedoch nicht den jeweiligen Wasserkörpern, das Gleiche gilt für die homogenen Abschnitte der tschechischen Binnenelbe.

Die hydromorphologische Risikoanalyse erfolgt für jeden der hydromorphologischen Indikator-Parameter auf der Grundlage der jeweils festgelegten Methoden sowie der best verfügbaren Datengrundlagen. **Abbildung B-A2-4-1** verdeutlicht, dass die Indikator-Parameter in zwei Schritten in ihrer Bewertung und Bedeutung zu behandeln sind (zentral Sedimentdurchgängigkeit und Mittlere Sohlhöhenänderung – Sedimentbilanz (D) respektive Beeinflussung des Abflussregimes (CZ), begleitend die weiteren hydromorphologischen Indikator-Parameter, s. o.). Dies dient der Orientierung, wie die Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Erreichung der Ziele des Sedimentmanagementplans erfolgen sollte: Prioritär sind die Bewertungen der beiden Schlüsselindikatoren mit den Klassen 3, 4 und 5 heranzuziehen. Diese werden synergetisch mit den Bewertungen der anderen Indikator-Parameter mit den Bewertungsklassen 3, 4 und 5 betrachtet. Die Endergebnisse aus den Bewertungen nach der Bestandsaufnahme gehen in die hydromorphologische Risikoanalyse ein (vgl. **Abb. B-A2-4-1 und B-A2-4-2**).

Für die **Klassen 1 und 2** besteht kein Erfordernis, Hand-

lungsempfehlungen zur Verbesserung des Sedimenthaushaltes und der hydromorphologischen Verhältnisse aufzustellen, da die entsprechend bewerteten Indikator-Parameter bereits dem Referenz-Zustand entsprechen. Handlungsempfehlungen werden ab Klasse 3 aufgestellt. Für alle drei **Klassen 3, 4 und 5** besteht ein gleichrangiges Erfordernis, mögliche Handlungsempfehlungen zu erstellen. Alle drei Klassifizierungen entsprechen nicht den gewässertypspezifischen Rahmenbedingungen hinsichtlich der hydromorphologischen und sedimentologischen Situation. Die Klasse 3 ist zwar weniger schlecht als die Klassen 4 und 5, stellt aber auch bereits eine Abweichung von der Referenz und damit eine Degradation dar. Es gilt zu beachten, dass je näher die Abweichungen von der Referenz an der Klasse 2 sind, desto größer sind auch die Verbesserungsmöglichkeiten hinsichtlich der Erreichung der Klasse 2. Ergänzend kommt hinzu, dass durch vergleichsweise wenig Einsatz eine merkliche und ausreichende Verbesserung induziert werden kann. Neben der Ergreifung von Maßnahmen ab Klasse 3, die damit folglich nicht weniger wichtig ist als die beiden schlechteren Klassen, sind bei Erzielung der Klassen 4 und 5 auf der anderen Seite die hydromorphologischen Indikator-Parameter unbefriedigend und schlecht ausgebildet, so dass auch hier mit Handlungsempfehlungen angesetzt werden muss, um bessere hydromorphologische Verhältnisse zu erhalten und einen ausgeglichenen Sedimenthaushalt zu fördern und zu erlangen. Dies gilt insbesondere für die Sohlerosionsbereiche der Elbe und ihrer Nebengewässer.

Schlussendlich gilt es daher, für die Klassen 3, 4 und 5 Handlungsempfehlungen zu erarbeiten. Entsprechende Wirkmechanismen sollten greifen, um hier Verbesserungen des sedimentologischen/hydromorphologischen Zustands zu erzielen, ohne dass die Klassen 3, 4 und 5 eine Reihenfolge der Priorisierung vorgeben. Entscheidend ist die zu erwartende Wirkung auf den Sedimenthaushalt und die hydromorphologische Ausprägung, und diese ergibt sich bereits ab Klasse 3, wenn diese auf Klasse 2 aufgewertet wird. Der Übergang zwischen Klasse 2 und 3 und somit die Grenze zwischen der referenztypischen oder referenznahen Ausprägung und Variabilität (Klasse 1 und Klasse 2) oder der Ausprägung außerhalb der gewässertypspezifischen oder -nahen Ausprägung und Variabilität stellt somit einen je nach Indikator-Parameter gewässertypspezifischen quantitativen Schwellenwert dar, ab dem somit Handlungsempfehlungen induziert werden (ja/nein-Entscheidung). Dennoch müssen alle fünf Klassifizierungsstufen je Indikator-Parameter beibehalten werden und werden nicht durch die ja/nein-Entscheidung für Handlungsvorschläge obsolet, da sie die differenzierte Bewertung pro Indikator-Parameter beschreiben und da-

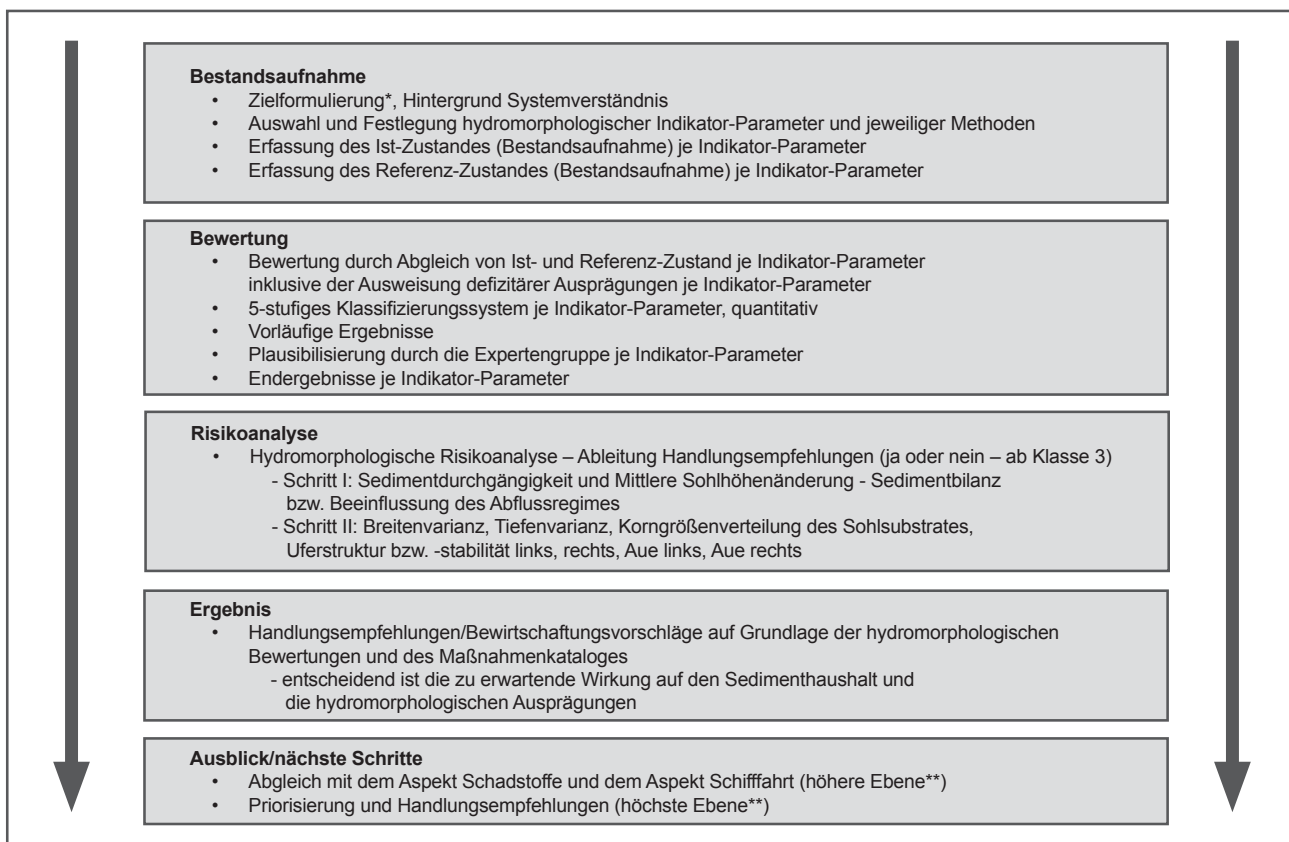
durch auch der Umfang an Handlungsempfehlungen zur Verbesserung vorgegeben wird. Nur so kann auch evaluiert werden, in welchem Bewertungsstadium der betrachtete Parameter sich nach der Realisierung von Maßnahmen befindet und wie viele Maßnahmen darüber hinaus u. U. noch notwendig sind, um zu Klasse 2 zu gelangen. Aus diesen genannten Gründen wird auch eine Mittelung der Ergebnisse ausgeschlossen (vgl. oben). Die Wirkungen der Handlungsempfehlungen sind auf die defizitären Bereiche auszurichten (Kap. 7).

Neben dem Sedimentdefizit und der mangelnden Sedimentdurchgängigkeit durch Querbauwerke, Talsperren, Flächenversiegelungen etc. sind weitere anthropogene Ursachen hinsichtlich der vorherrschenden hydromorphologischen Verhältnisse als „Zeiger“ des Sedimenthaushaltes anzuführen wie z. B. Landnutzung, Eindeichung, Gewässerausbau (z. B. inklusive Begradigung/Laufverkürzung, Uferverbau) und -unterhaltung. Generell gilt es, eine Erhöhung der Sedimenteinträge und eine Erhöhung der Strukturvielfalt durch eine Verbesserung der Sedimentdurchgängigkeit und eine Verbesserung des in der deutschen und tschechischen Binneneibe vorherrschenden Sedimentdefizits zu unterstützen und

herbeizuführen. Dies ist möglich z. B. durch vermehrte Geschiebezugaben, eine erhöhte Sedimentzufuhr aus den Nebengewässern, durch Erhöhung der Sedimenteinträge aus Ufer- und Auenbereichen, Verbesserung der Sedimentdurchgängigkeit an Querbauwerken etc. und eine entsprechende Kombination dieser verschiedenen Möglichkeiten. Dabei ist jeweils eine Überprüfung auf die Auswirkungen hinsichtlich der Aspekte Qualität und Schifffahrt erforderlich (vgl. Tab. 7-2).

Zusammenfassung

Abbildung B-A2-4-2 fasst abschließend die generelle Vorgehensweise bei der Bearbeitung der hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagements zusammen und verdeutlicht die Einordnung und Bedeutung der hydromorphologischen Risikoanalyse und ihrer Ergebnisse. Die hydromorphologische Risikoanalyse bildet das zentrale Bindeglied zwischen der Bestandsaufnahme und den Bewertungen der hydromorphologischen Indikator-Parameter und den daraus abzuleitenden Handlungsempfehlungen (s. Abb. B-A2-4-2). Sie stellt darüber hinaus ein Element für die Gesamtrisikoaanalyse des Sedimentmanagementplans für die Elbe mit den drei Aspekten Qualität, Quantität und Hydromorphologie zur Verfügung.



* Definition des Referenz- bzw. Zielsystems, d. h. welche Vergleichszustände gilt es heranzuziehen (unterschiedliche Zielformulierungen bei „natürlichen“ und als „erheblich verändert“ ausgewiesenen Gewässern)

** vgl. Abbildung B-A2-4-1 „Risikoanalyse im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts“ für die Elbe und ihre Nebengewässer mit allen drei Säulen und verschiedenen Ebenen

Quellen: Expertengruppe Hydromorphologie Binnen / hydromorphologische Aspekte des Sedimentmanagements deutsche Binneneibe (2012) und Ad-hoc-Expertengruppe „Sedimentmanagement“ der IKSE, Aspekt Hydromorphologie (2013); Quick (2012); Rosenzweig et al. (2012); BfG (2011); Langhammer (2008, 2013).

Abb. B-A2-4-2: Vorgehensweise bei der Bearbeitung der hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagements

Wesentliche Erkenntnisse zum Prozess- und Systemverständnis im Elbe-Ästuar sind im Strombau- und Sedimentmanagementkonzept von WSV und HPA¹, dem Tideelbekonzept² sowie in den Systemstudien I (BfG 2008)³ und II (BfG 2014, in Vorbereitung) festgehalten. Die Verschneidung der schiffahrtlichen Belange mit denen des Naturschutzes sowie weiterer Nutzer ist über den Integrierten Bewirtschaftungsplan Elbeästuar – IBP⁴ erfolgt. Die wesentlichen Erkenntnisse dieser Ausarbeitungen finden im Rahmen der Unterhaltung schiffahrtlich genutzter Oberflächengewässer im Einzugsgebiet der Elbe im Hinblick auf die Verbesserung des ökologischen Zustands/Potenzials Beachtung. Alles zusammen stellt die fachliche Grundlage für die nachfolgende Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustandes der Tideelbe im Sinne des Sedimentmanagementkonzepts dar.

Als erheblich veränderter Gewässerkörper (HMWB) ist die Tideelbe signifikant belastet, neben der stofflichen Belastung auch hydromorphologisch durch die Vertiefung für die Seeschifffahrt sowie durch Hochwasserschutzbauwerke. Die Tideelbe verfügt aber auch über einige sehr bedeutende Biotope. Sie wird hier in sechs Funktionsräume unterteilt – jeweils mit Fahrrinne, Flachwasserzone, Wattbereich und Vorland. Der Funktionsraum 1 erstreckt

sich von der oberen Grenze des Tideeinflusses am Wehr Geesthacht bis zum Hamburger Hafen und entspricht dem Elbabschnitt, der als obere Tideelbe bezeichnet wird. Er erstreckt sich von Elbe-km 585,9 – 615,3 bzw. 614,5. Der Funktionsraum 2 erstreckt sich vom Beginn der seeschifftiefen Abschnitte der Norderelbe und der Süderelbe bis zum Mühlenberger Loch. Er erstreckt sich von Elbe-km 615,3 bzw. 614,5 – 633,0. Der Funktionsraum 3 erstreckt sich über eine Stromstrecke von ca. 17 km vom Mühlenberger Loch bis zur Nordspitze von Lühesand. Er erstreckt sich von Elbe-km 633,0 – 650,0. Der Funktionsraum 4 erstreckt sich über eine ca. 32 km lange Stromstrecke von der Nordspitze Lühesands (ca. Elbe-km 650) bis zur Linie Kernkraftwerk Brokdorf – Freiburg (Elbe-km 682). Er erstreckt sich von Elbe-km 650,0 – 682,0. Der Funktionsraum 5 erstreckt sich über eine Stromstrecke von ca. 18 km (Nordufer) bzw. ca. 21 km (Südufer) von der Linie Kernkraftwerk Brokdorf – Freiburg (Elbe-km 682) bis zur Linie Zweidorf (Elbe-km 700) – Oste-Sperrwerk (Elbe-km 703). Er erstreckt sich von Elbe-km 682,0 – 703,0. Der Funktionsraum 6 erstreckt sich in Schleswig-Holstein über eine Stromlänge von ca. 27 km ab Zweidorf (Elbe-km 700) bis zur Linie Friedrichskoogspitze – Kugelbake in Cuxhaven (Elbe-km 727). Er erstreckt sich von Elbe-km 700,0 – 727,0 (vgl. **Abb. B-A2-5-1**).



Abb. B-A2-5-1: Lage und Ausdehnung der Funktionsräume 1 – 6 (Quelle: verändert nach IBP 2012, S. 85)

1 <http://www.portal-tideelbe.de/Projekte/StromundSediTideelbe/index.html>

2 <http://www.tideelbe.de/>

3 http://www.bafg.de/cdn_007/nn_230350/U1/DE/03_Arbeitsbereiche/03_Projekte/04_Sedimente/sedimente_kuestenbereich_node.html?_nnn=true

4 <http://www.natura2000-unterelbe.de/index.php>
http://www.natura2000-unterelbe.de/media/ibp_endfassung/A-Gesamtraum-Schirm-2011.pdf

Funktionsraum 1

Der Funktionsraum 1 (vgl. Abb. B-A2-5-2) erstreckt sich von der oberen Grenze des Tideeinflusses am Wehr Geesthacht bis zum Hamburger Hafen und entspricht dem Elbabschnitt, der als obere Tideelbe bezeichnet wird. Er umfasst Flächen der Hamburger Bezirke Bergedorf, Harburg und Hamburg Mitte sowie des Landkreises Harburg (Niedersachsen) und des Kreises Herzogtum Lauenburg (Schleswig-Holstein). Der Funktionsraum wird stärker als die übrigen Funktionsräume vom Oberwasserabfluss geprägt. Die obere Tideelbe führt ganzjährig Süßwasser. Durch die Errichtung der Staustufe in Geesthacht (Fertigstellung 1960) wurde die biologische Durchgängigkeit zwischen Unter- und Mittel-elbe gravierend eingeschränkt. Der Abschnitt von Geesthacht bis zur heute abgeschnittenen Abspaltung der Dove-Elbe (Elbe-km 592 auf der Höhe von Drage) gehört morphogenetisch zur Mittel-elbe und war bis vor ca. 100 Jahren so gut wie tidefrei. Heute beträgt der Tidehub bei Geesthacht 2,2 m. Kein anderer Abschnitt der Unterelbe hat infolge des Tidehubanstiegs in so kurzer Zeit eine derart drastische Veränderung seiner ökologischen Eigenschaften erfahren.

Stromabwärts von Drage beginnt das ursprüngliche Binnendelta der Unterelbe, das sich bis zum Mühlenberger Loch erstreckt(e) (Funktionsraum 3). Heute spaltet sich die Elbe erst 17 km stromabwärts bei Bunthaus auf. Die

früheren zahlreichen Arme des Deltas sind kanalartig zur Norder- und Süderelbe zusammengeführt worden. Der Tidehub erreicht mit 3,9 m bei Bunthaus sein Maximum in der Tideelbe. In den letzten 50 Jahren ist er hier um ca. 1,0 m gestiegen. Die Strombreite schwankt zwischen 200 m und 300 m. Die Uferlinie ist zum größten Teil befestigt und durch Buhnen gegliedert. Die Flusswatten sind überwiegend schmal. Über längere Abschnitte verlaufen die Uferdeiche in Scharlage. Das Vorland ist selten breiter als 300 m und in erster Linie mit Röhrichten, Uferstaudenfluren und Auenwäldern bestanden (z. B. Heuckenlock, Vorland bei Laßrönne). Größere Grünlandgebiete kommen nur im Altengammer Vorland vor. Die übrigen Grünländer unter Tide- bzw. Hochwassereinfluss sind als schmale Streifen ausgebildet. Die Deiche werden mit Schafen beweidet. Mit Ausnahme der Borghorster Elbwiesen enthält der Funktionsraum keine terrestrischen Flächen außerhalb des Tideeinflusses.

Die binnendeichs gelegenen Bracks (z. B. Kiebitzbrack, Hamburg) und die Dünenlandschaft der Besenhorster Sandberge (Schleswig-Holstein) gehören nicht zum Funktionsraum. Die Ilmenau (mit der Luhe) und die Seeve sind die wichtigsten Elbnebenflüsse im Funktionsraum 1. An der Mündung der Ilmenau steht ein Sturmflutsperrwerk, die Seeve ist durch ein Siel von der Elbe abgeschnitten.



Abb. B-A2-5-2: Darstellung des Funktionsraumes 1 (Quelle: IBP 2012, S. 89)

Die obere Tideelbe wird von der Binnenschifffahrt genutzt. Die Schleuse bei Geesthacht verbindet den tidebeeinflussten Unterlauf mit der tidefreien Mittel- und Oberelbe. Eine Vertiefung für Zwecke der Seeschifffahrt hat in diesem Bereich nicht stattgefunden. Der Abfluss wird durch Buhnen auf das Fahrwasser gelenkt.

Unterhaltungsbaggerungen finden nur punktuell und in geringem Umfang statt. Im Unterschied zu den übrigen Funktionsräumen nehmen Wasserzonen tiefer als 10 m weniger als 1 % des Wasserbereichs ein. Während zwi-

schen Geesthacht und Bunthaus die Sauerstoffversorgung ganzjährig ausreichend ist, treten in der Norderelbe und in der Süderelbe Phasen mit Sauerstoffmangel auf. Dieses Phänomen ist auf die bei Flut stromaufwärts gerichtete Verlagerung von sauerstoffarmem Wasser aus dem Hamburger Hafen (Funktionsraum 2) zurückzuführen. Aufgrund der Großstadtnähe besitzt der Funktionsraum 1 für die Erholungsnutzung eine hohe Bedeutung.

Die Tabelle **T-A2-5-1** beschreibt ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 1.

Tab. T-A2-5-1: Ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 1 (Quelle: IBP 2012, S. 90)

Länge	Elbe-km 585,9 (Wehr Geesthacht) bis Elbe-km 615,3 (Norderelbe, Grenze des FFH-Gebiets „Hamburger Unterelbe“) bzw. Elbe-km 614,5 (Süderelbe, Grenze des FFH-Gebiets „Hamburger Unterelbe“)
Gesamtfläche	1.748 ha (mit FFH-Erweiterung Georgswerder und Kreetsand: zusätzlich 32 ha)
Strombreite	200 m bis 300 m
Verteilung der Landschaftszonen	<ul style="list-style-type: none"> • Eingedeichte Gebiete: 206 ha (11,8 %) • Vorland: 534 ha (30,5 %) • Watten und Wasserflächen: 1.018 ha (57,7 %)
Tidehub	2,2 m beim Wehr Geesthacht, 3,9 m bei Bunthaus
Chloridgehalt	unter 0,5 ‰ bzw. ca. 160 mg Cl/l im langjährigen Mittel (= Süßwasser)
WRRL	Koordinierungsraum Tideelbe: Wasserkörper Elbe-Ost Typ 20 Wasserkörper als erheblich verändert (HMWB) eingestuft

Funktionsraum 2

Der Funktionsraum 2 (vgl. Abb. B-A2-5-3) erstreckt sich vom Beginn der seeschiffstiefen Abschnitte der Norder-

elbe und der Süderelbe bis zum Mühlenberger Loch. Er umfasst die Norderelbe und die Süderelbe sowie ab



Abb. B-A2-5-3: Darstellung des Funktionsraumes 2 (Quelle: IBP 2012, S. 109)

Seemannshöft die sog. „Stromelbe“. Die Beschaffenheit der Elbe im Funktionsraum 2 ist das Ergebnis des Ausbaus des Hamburger Stromspaltungsgebiets zu einem Hafen von europaweiter Bedeutung und der Entstehung einer Millionenstadt. Der heutige Zustand geht auf einen Jahrhunderte langen Prozess zurück, bei dem die zahlreichen Arme des verzweigten Binnendeltas schrittweise vom Strom abgetrennt wurden. Parallel wurde die Unterelbe in mehreren Schritten vertieft, um immer größeren Schiffen den Zugang zum Hafen zu ermöglichen. Auch die Hochwasserschutzmaßnahmen, die nach der Sturmflutkatastrophe von 1962 umgesetzt wurden, haben die Elblandchaft in Hamburg dauerhaft verändert und die Kanalisierung des Stroms auf die Norder- und Süderelbe maßgeblich beeinflusst. Den Erfordernissen der Hafennutzung sowie des Erosions- und Hochwasserschutzes entsprechend sind die Ufer der Norder- und der Süderelbe sowie das Südufer der Stromelbe nahezu vollständig

mit Deckwerken oder mit senkrechten Uferverbauungen (Spundwände, Mauern) versehen.

Das Nordufer der Stromelbe ist von Othmarschen bis Mühlenberg ebenfalls auf weiten Strecken künstlich befestigt. Hier dominiert jedoch die Erholungsnutzung. Die Deckwerke sind teilweise überwachsen. Die wenigen sandigen Uferabschnitte werden als Strand genutzt. Einige Bereiche der Hafen- und Stadtlandschaft sind auch für den Naturschutz von Bedeutung. Neben kurzlebigen Standorten (sog. „Hafenbrachen“), die für Arten der Frühstadien der Besiedlung von offenen Böden sehr wichtig sein können, stehen einige Bereiche unter Naturschutz (NSG Westerweiden, NSG Finkenwerder Süderelbe, NSG Flottbektal).

Die **Tabelle T-A2-5-2** beschreibt ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 2.

Tab. T-A2-5-2: Ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 2 (Quelle: IBP 2012, S. 110)

Länge	Elbe-km 615,3 (Norderelbe) bzw. 614,5 (Süderelbe) bis Elbe-km 633 (Mühlenberger Loch)
Gesamtfläche	ca. 990 ha
Strombreite	Norder- und Süderelbe: 150 m bis 200 m, Stromelbe: 700 m
Uferbeschaffenheit	naturferne oder morphologisch stark veränderte Ufer > 98 %
Tiefe	mindestens Seeschiffstiefe: 15,30 m unter KN (= MTnw)
Tidehub	mittlerer Tidehub am Pegel Sankt Pauli 3,6 m
Chloridgehalt	unter 0,5 ‰ bzw. ca. 160 mg Cl/l im langjährigen Mittel (= Süßwasser)
WRRL	Koordinierungsraum Tideelbe: Wasserkörper Elbe-Hafen Wasserkörper als erheblich verändert (HMWB) eingestuft

Funktionsraum 3

Der Funktionsraum 3 (vgl. **Abb. B-A2-5-4**) erstreckt sich über eine Stromstrecke von ca. 17 km vom Mühlenberger Loch bis zur Nordspitze von Lühesand. Prägende Elemente der Stromlandschaft sind ausgedehnte Watten und lang gezogene Inseln (Hanskalbsand, Neßsand, Lühesand) und Nebelnelben (Hahnöfer Nebelnelbe, Lühesander Nebelnelbe). Die verbliebenen Vorländer sind sehr schmal. Landseitig der Hauptdeichlinie umfasst der Funktionsraum die als Natura 2000-Gebiete gemeldeten Teile der Wedeler Marsch und der Haseldorfer Marsch (Schleswig-Holstein) sowie die Borsteler Binnenelbe und das Große Brack (Niedersachsen). Aufgrund ihrer Wechselbeziehungen mit der Natura 2000-Kulisse werden die Hamburger Naturschutzgebiete Westerweiden und Finkenwerder Süderelbe (Westabschnitt der Alten Süderelbe) in den IBP einbezogen. Der Funktionsraum umfasst Flächen der Hamburger Bezirke Altona und Hamburg sowie der Landkreise Stade (Niedersachsen) und Pinneberg (Schleswig-Holstein).

Von Ost nach West lassen sich folgende Landschaftselemente unterscheiden:

- Die Strom-Elbe wird von ihrer Funktion als Schifffahrtsstraße geprägt. Die seeschifftiefe Fahrinne wird intensiv unterhalten. Das Nordufer ist auf Hamburger Gebiet und bis Wedel aufgrund seiner starken Überprägung nicht Bestandteil der Natura 2000-Kulisse, die in diesem Bereich nur die Wasserflächen umfasst.
- Das Mühlenberger Loch wurde in den Jahren 1940 – 1941 als Landebahn für Wasserflugzeuge abgegraben. Seit der Abdämmung der Alten Süderelbe bleibt eine Durchströmung aus, was die Sedimentation fördert. In der künstlichen Seitenbucht dominieren heute ausgedehnte Watten. Trotz seiner Teilverfüllung zur Erweiterung der Airbus-Werke im Jahr 2001 ist das Mühlenberger Loch immer noch ein bedeutender Rastplatz für Wasservögel. Bei Flut können Fische in der flachen Bucht dem Sauerstoffmangel im Hauptstrom temporär entkommen.

- Die knapp 8 km lange Inselkette Schweinsand, Neßsand und Hanskalbsand ist durch Aufspülung in der Mitte des Stroms als Strömungsleitwerk entstanden. Das sandige Material, das bei der Abgrabung des Mühlenberger Lochs in den 1940er Jahren anfiel, wurde auf vorhandene Schlick- und Sandbänke deponiert. Mit Ausnahme weniger Anhöhen werden die sandigen Inseln bei stärkeren Fluten vollständig überflutet. Sie sind mit Weidenauenwäldern und trockenen Gras- und Staudenfluren bewachsen. Das stromzugewandte Nordufer ist als weitgehend vegetationsfreier Sandstrand ausgebildet. Die Watten sind überwiegend sandig.
- Die Hahnöfer Nebeneibe weist ein vielfältiges Strömungsmuster und einen hohen Anteil an Flachwasserzonen auf. Ihre Ufer werden von ausgedehnten Misch- und Schlickwatten gesäumt, die im Winterhalbjahr von rastenden Enten aufgesucht werden. Die Hahnöfer Nebeneibe besitzt für die Fischfauna und insbesondere für die Finte eine herausragende Bedeutung als Laich-, Aufwuchs- und Rückzugsgebiet. Seit der Eindeichung des Hahnöfersands sind die Borsteler Binneneibe und das Große Brack von der Tide abgeschnitten. Die im Zeitraum 2002 – 2005 als Kohärenzmaßnahme für die Teilverfüllung des Mühlenberger Lochs hergestellten Watten des Hahnöfersands beherbergen die größten Bestände des Schierlings-Wasserfenchels auf niedersächsischem Gebiet und westlich Hamburgs.
- Die kurzen tidebeeinflussten Unterläufe der Wedeler Au und der Lühe gehören zum Funktionsraum 3. Die Sturmflutsperrwerke an den Mündungen lassen die normalen Tiden passieren. Während die Wedeler Au eine weitgehend naturnahe Morphologie und Uferöffnungen behalten hat, sind die Ufer der Lühe durchgehend befestigt.
- Westlich der Wedeler Au schließt sich das Fährmannsander Watt an, das seit der Teilverfüllung des Mühlenberger Lochs das größte Süßwasserwatt Europas ist. Das bis zu 1 km breite Wattgebiet wird von vier Bühnen geschützt, die weit in den Strom hinein ragen. Nach Westen hin werden die Wattflächen schmaler und schrumpfen bis zum Hetlinger Hafen auf einen schmalen Sandstrand zurück. Im Deichvorland finden sich Grünlandflächen und kleine Auenwälder. Den größten Anteil nehmen breite Teichsimen-Röhrliche ein. Die Schlickwattflächen bieten Gastvögeln eine reichhaltige Nahrungsgrundlage. Die Sandwatten besitzen als Nahrungsquelle eine untergeordnete Bedeutung und werden in erster Linie von Möwen als Ruheplatz genutzt.
- Die Spülsandinsel Lühesand und die Lühesander Nebeneibe tragen zur Strukturvielfalt der Untereibe bei. Der Komplex aus Insel und Nebeneibe erreicht jedoch nicht die Ausdehnung und den naturnahen Charakter des Abschnitts Neßsand/Hanskalbsand/Hahnöfer Nebeneibe. An der Südspitze von Lühesand liegt die sog. Pionierinsel, die eine national bedeutsame



Abb. B-A2-5-4: Darstellung des Funktionsraumes 3 (Quelle: IBP 2012, S. 123)

me Brutkolonie von Sturm- und Schwarzkopfmöwen beherbergt.

- Die Wedeler und die Haseldorfer Marsch sind seit dem Jahr 1976 eingedeicht. In der Wedeler Marsch reicht der Tideeinfluss über die Hetlinger Binnenelbe und den Bullenfluss in abgeschwächter Form bis Hetlingen. Die Haseldorfer Marsch wurde hingegen vollständig vom Tideeinfluss abgekoppelt. Die Grünlandflächen hinter dem Deich sind durch eine zwischenzeitliche intensivere Nutzung häufig relativ

artenarm. In den als Naturschutzgebiet ausgewiesenen Teilen der Haseldorfer Marsch wurden größere Flächen der Sukzession überlassen. Die größten Attraktionen der Wedeler Marsch sind die Schachblumenwiesen, die im Frühling zahlreiche Gäste ins Gebiet locken, und die Vogelbeobachtungsmöglichkeiten an der Fährmannssander Kleientnahmestelle.

Die Tabelle T-A2-5-3 beschreibt ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 3.

Tab. T-A2-5-3: Ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 3 (Quelle: IBP 2012, S. 125)

Länge	Elbe-km 633 (Mühlenberger Loch) bis Elbe-km 650 (Nordspitze von Lühesand)
Gesamtfläche	5.207 ha
Strombreite	Mühlenberger Loch bis Wedel: ca. 0,8 km, Wedel bis Lühesand: 1,8 km bis 2 km
Länge der Uferstrecke	ca. 71 km, darunter: <ul style="list-style-type: none"> • unverbaut: ca. 29,4 km • nur mit Buhnen: ca. 2,9 km • Vorspülung: ca. 1,3 km • mit Deckwerk, mit Deckwerk + Buhnen: ca. 37,4 km
Verteilung der Landschaftszonen	<ul style="list-style-type: none"> • Eingedeichte Gebiete: 1.618 ha (31,1 %) • Vorland: 554 ha (10,6 %) • Watten (MTnw bis MThw): 1.026 ha (19,7 %) Flachwasserzonen von 2 m unter MTnw bis MTnw: 465 ha (8,9 %) • Wasserzonen von 10 m bis 2 m unter MTnw: 764 ha (14,7 %) • Wasserzonen tiefer als 10 m unter MTnw: 780 ha (15,0 %)
Tidehub	3,43 m bei Cranz, 3,09 m bei Schulau (Wedel), 3,09 m bei Hetlingen
Chloridgehalt	in der Regel unter 0,5 ‰ (= Süßwasser) stromab von Wedel vereinzelt darüber (= zeitweise sehr schwach brackig)
WRRL	Koordinierungsraum Tideelbe: Wasserkörper Elbe-West Typ 22.3 Wasserkörper als erheblich verändert (HMWB) eingestuft

Funktionsraum 4

Der Funktionsraum 4 (vgl. Abb. B-A2-5-5) erstreckt sich über eine ca. 32 km lange Stromstrecke von der Nordspitze Lühesands (ca. Elbe-km 650) bis zur Linie Kernkraftwerk Brokdorf – Freiburg (Elbe-km 682). Er umfasst Flächen der Landkreise Stade (Niedersachsen), Pinneberg (Schleswig-Holstein) und Steinburg (Schleswig-Holstein). Der Stromverlauf zeichnet sich durch lang gestreckte Kurven mit weiten Radien aus. Naturnähere und stärker durch Siedlungen geprägte Abschnitte wechseln sich räumlich versetzt entlang beider Ufer ab. Der Süden des Funktionsraums wird vom Kontrast zwischen den Hafen- und Industrieanlagen bei Stade-Bützfleth auf dem linken Ufer und den naturnahen Gebieten des Haseldorfer Vorlands und der Insel Pagensand auf dem rechten Ufer geprägt.

Weiter stromabwärts befinden sich die naturnäheren Bereiche in erster Linie auf niedersächsischer Seite. Vom Asselersand bis zum Allwörder Außendeich erstrecken sich ausgedehnte Grünlandgebiete, die zum großen Teil unter Tideeinfluss stehen. Mit der Insel Schwarztonnensand, der Schwarztonnensander Nebenelbe und der

Brammer Bank ist auch im aquatischen Bereich eine hohe Strukturdiversität ausgebildet. Auf dem gegenüberliegenden schleswig-holsteinischen Ufer herrschen hingegen zwischen Kollmar und Bielenberg Deiche in Scharlage sowie bei Glückstadt hoch gelegene Spülfelder und Hafenanlagen vor. Auf der aufgespülten Leitinsel Rhinplate haben sich Röhrichte und Auengebüsche angesiedelt. An der Glückstädter Nebenelbe und beiderseits der Stör-Mündung sind breite Watten ausgebildet. Der Funktionsraum 4 ist nicht nur der längste und größte Funktionsraum, er zeichnet sich auch durch eine besonders hohe Strukturvielfalt aus. Folgende Landschaftselemente lassen sich unterscheiden:

- Hauptstrom mit Fahrwasser und Fahrrinne

Die natürliche Tendenz des Stroms zur Mäanderbildung und Laufverlagerungen wurde durch Eindeichungen und durch die Aufspülung von Leitinseln zunehmend unterbunden. Die Fahrrinne wird entsprechend den Bedürfnissen der Seeschifffahrt unterhalten. Der Anteil der Watten und der Tiefwasserflächen hat zugenommen, während die für die aquatische Lebensgemeinschaft be-

sonders wertvollen Flachwasserbereiche stark zurückgegangen sind. Wichtige Flachwasserzonen liegen im Umfeld der Brammer Bank und der Mündungen der Stör und der Wischhafener Süderelbe.

■ Inseln und Nebeneiben

Haseldorfer Binnenelbe, Pagensander Nebeneibe, Schwarztonnensander Nebeneibe, Glückstädter Nebeneibe, nicht landwirtschaftlich genutzte Inseln: Drommel, Auberg, Bishorster Sand, Pagensand, Schwarztonnensand, Rhinplate. Die meisten Inseln gehen auf die Aufspülung von Sand auf natürliche Sandbänke, auf Watten und Kleimarschen zurück. Sie sind die Voraussetzung für das Bestehen der Nebeneiben. Diese Nebenarme bieten aquatische Habitate unterschiedlicher Tiefe, Strömung und Sedimentbeschaffenheit.

Sie erfüllen für die Lebensgemeinschaft des Ästuars unverzichtbare Funktionen. Die Nebeneiben werden durch die Freizeit und Sportschifffahrt genutzt. Während die tiefer liegenden Teile der Inseln mit naturnahen Röhrichten und Tideauenwäldern bewachsen sind, herrschen auf den höher gelegenen Sandflächen Aufforstungen, trockene Gras- und Staudenfluren sowie Magerrasen vor, die zwar für sich betrachtet einen Naturschutzwert besitzen, jedoch in diesem Umfang und in dieser Ausprägung für die Ästuarlandschaft untypisch sind.

■ Vorländer mit Röhrichten und Auenwäldern

Pastorenberg, Eschschallen, Teile des Vorlands von Krautsand, Bielenberger Wäldchen, Vorland südlich von



Abb. B-A2-5-5: Darstellung des Funktionsraumes 4 (Quelle: IBP 2012, S. 149)

Glückstadt, Röhrichte an der Mündung der Stör. Die größten nicht genutzten Vorländer befinden sich im Hasedorfer und Seestermüher Vorland. Nach der Aufgabe der Nutzungen haben sich Landröhrichte ausgebreitet, in denen sich allmählich Auengebüsche ansiedeln.

■ Grünlandgebiete unter Tideeinfluss

Vorland: Twielenflether Sand, Asselersand, Allwörder Außendeich, tidebeeinflusste, eingedeichte Gebiete: Asselersand, Gauensiekersand, Teile des Krautsands, Mündungstrichter der Nebenflüsse Pinnau, Krückau und Stör. Die landseitig der Deiche liegenden Grünlandgebiete stehen außerhalb der Schließzeiten der Sturmflutsperrwerke unter Tideeinfluss. Über die verzweigten Prielssysteme der Wischhafener Süderelbe, des Ruthenstroms und der Marschen der Stör-, Krückau- und Pinnau-Mündung greift der Tideeinfluss weit landeinwärts hinein. Die eingedeichten Mündungsgebiete von Pinnau, Krückau

und Stör werden überwiegend als Grünland genutzt. Während z. B. auf dem Twielenflether Sand und in Teilen des Asselersands die Bewirtschaftung im Einklang mit den Zielen des Naturschutzes steht, herrscht vielerorts wie z. B. im Allwörder Außendeich eine hohe Nutzungsintensität vor. An der Krückau kommen auch einige Ackerflächen vor.

■ Gebiete außerhalb des Tideeinflusses

Teile des Krautsands sind vollständig vom Tideeinfluss abgekoppelt worden. Industriegebiete und dazugehörige Elbhäfen befinden sich in Stade-Bützfleth und in Glückstadt. Sie grenzen unmittelbar an die Natura 2000-Gebiete an. Das ebenfalls angrenzende Glückstadt sowie die Ortschaften Krautsand und Kollmar stellen Schwerpunkte der Freizeitnutzung dar.

Die Tabelle T-A2-5-4 beschreibt ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 4.

Tab. T-A2-5-4: Ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 4 (Quelle: IBP 2012, S. 152)

Länge	Elbe-km 650 (Nordspitze von Lühesand) bis Elbe-km 682 (Linie Kernkraftwerk Brokdorf - Freiburger Hafenriel)
Gesamtfläche	14.048 ha
Strombreite	Querschnitt Julsand /Twielenfleth: 1,3 km; Querschnitt bei Pagensand einschl. der aufgespülten Insel: 3,3 km; Querschnitt Blomesche Wildnis / Brammer Bank: 3,7 km; Querschnitt KKW Brokdorf / Freiburger Hafenriel: 2,3 km
Länge der Uferstrecke	ca. 101,6 km, darunter: <ul style="list-style-type: none"> • unverbaut: ca. 67,3 km • nur mit Buhnen: ca. 7,2 km • Vorspülung: ca. 0,7 km • mit Deckwerk, mit Deckwerk + Buhnen: ca. 26,4 km
Verteilung der Landschaftszonen	<ul style="list-style-type: none"> • Eingedeichte Gebiete: 2.825 ha (18,5 %) • Vorland: 3.302,3 ha (21,6 %) • Watten (MTnw bis MThw): 2.189,8 ha (14,4 %) • Flachwasserzonen von 2 m unter MTnw bis MTnw: 977,2 ha (6,4 %) • Wasserzonen von 10 m bis 2 m unter MTnw: 2.964,4 ha (19,4 %) • Wasserzonen tiefer als 10 m unter MTnw: 2.997,7 ha (19,7 %)
Tidehub	3,05 m (Pegel Stadersand), 2,81m (Pegel Glücksstadt), 2,74 m beim Störsperwerk (außen)
Chloridgehalt	0,5 ‰ bis 5 ‰ (oligohalin) Die Grenze zur mesohalinen Zone (Salzgehalte über 5 ‰) verlagert sich zeitweilig stromaufwärts etwa bis zur Linie Krautsand - Bielenberg
WRRL	Koordinierungsraum Tideelbe: FR 4-Abschnitt Elbe-km 650,0 bis Elbe-km 654,9 = Wasserkörper Elbe-West FR 4-Abschnitt Elbe-km 654,9 bis Elbe-km 682 = Übergangsgewässer Elbe beide Wasserkörper als erheblich verändert (HMWB) eingestuft

Funktionsraum 5

Der Funktionsraum 5 (vgl. Abb. B-A2-5-6) erstreckt sich über eine Stromstrecke von ca. 18 km (Nordufer) bzw. ca. 21 km (Südufer) von der Linie Kernkraftwerk Brokdorf – Freiburg (Elbe-km 682) bis zur Linie Zweidorf (Elbe-km 700) – Oste-Sperwerk (Elbe-km 703). Er umfasst Flächen der Landkreise Stade (Niedersachsen), Steinburg und Dithmarschen (Schleswig-Holstein). Der Funktionsraum 5 entspricht dem mesohalinen Abschnitt des Ästuars. Naturgemäß weist die Salzkonzentration des Wassers in der mesohalinen Zone des Ästuars die stärksten Schwankungen und Gradienten auf kurzer

Strecke auf. Hier befindet sich der Kernbereich der natürlichen Trübungszone des Elbeästuars, die je nach Oberwasserabfluss und Tidestärke zwischen Brunsbüttel und der Störmündung pendelt. Im langjährigen Mittel liegt der Abschnitt mit der stärksten Trübung zwischen Freiburg und St. Margarethen (Elbe-km 680 – 690). Den starken Schwankungen der hydrologischen Parameter sind nur wenige Organismen gewachsen, was sich in der relativen Artenarmut von Benthos und Plankton widerspiegelt. Die regelmäßige Zufuhr von Meerwasser sorgt dafür, dass keine Sauerstoffengpässe auftreten. Die Sauerstoffkon-

zentration liegt in der Regel ganzjährig zwischen 7 und 13 mg O₂/l. Seit 1970 ist der Tidehub im Funktionsraum 5 um 10 cm bis 15 cm angestiegen.

Eine ähnlich starke Zunahme des Tidehubs wie im Inneren des Ästuars hat hier nicht stattgefunden. Der Stromverlauf entspricht einer lang gezogenen Kurve. Die Verteilung der Landschaftsstrukturen wird durch den Kontrast zwischen Prall- und Gleitufer geprägt. Das schleswig-holsteinische Ufer befindet sich am Prallufer. Mit Ausnahme des Vorlands von St. Margarethen liegt der Landes-schutzdeich dort meistens schar bzw. wird nur durch einen sehr schmalen Landstreifen von der Hochwasserlinie getrennt. Die insgesamt 18 km lange Uferlinie ist nahezu vollständig mit Buhnen und Deckwerken befestigt. Das Nordufer unterliegt in diesem Abschnitt von je her einer starken Erosionstendenz. Auf gesamter Länge lag die spätmittelalterliche Deichlinie weiter elbeinwärts als die heutige Deichlinie. Watten und Flachwasserzonen fehlen weitgehend. Das Vorland von St. Margarethen wird von Wiesen, Weiden und Röhrichten geprägt.

Der Tideeinfluss greift über ein verzweigtes Prielsystem weit in das Vorland hinein. Am gegenüberliegenden Gleitufer kehren sich die Verhältnisse um. Auf niedersächsischem Gebiet sind sehr breite Wattflächen und Flachwasserbereiche ausgebildet. Von der 22 km langen Uferlinie sind nur ca. 5 % befestigt. Die jüngste Geschichte wird durch die Eindeichungen geprägt, die vom Ende

der 1960er bis Anfang der 1980er Jahre durchgeführt wurden. Dabei gingen knapp 4.500 ha Überflutungsraum verloren. Breitere Vorländer kommen nur noch im Hullen an der Mündung der Oste vor. Die übrigen verbleibenden Vorländer sind 200 bis 500 m breit. Die Vorlandflächen befinden sich etwa zur Hälfte in Grünlandnutzung und bestehen zur anderen Hälfte aus Röhrichten. Das Hinterland ist fast ausschließlich landwirtschaftlich genutzt. Während im Norden des ehemaligen Außendeichs bei einem hohen Anteil landeseigener Naturschutzflächen die Grünlandnutzung vorherrscht, dominiert im südlichen Teil inzwischen die Ackernutzung. Mit Ausnahme von Sielen und Wegen sind die ehemaligen Außendeichgebiete bis zur zweiten Deichlinie weitestgehend frei von baulichen Anlagen. Eine Erholungsnutzung findet vor allem in Form von Radwandern und Naturtourismus statt.

In Brunsbüttel befinden sich das wichtigste Industriegebiet und der Schwerpunkt der Energieerzeugung im schleswig-holsteinischen Teil des Elbeästuars (außerhalb des Planungsraums). Wie in den übrigen Funktionsräumen westlich von Hamburg ist die Unterelbe für die Bedürfnisse der Seeschifffahrt ausgebaut worden. Die Zufahrt zum Nord-Ostsee-Kanal erfolgt über die Brunsbütteler Schleusen, die für die Schifffahrt eine besonders hohe Bedeutung besitzen. Die Schleusenanlagen stellen zugleich einen wichtigen Publikumsmagnet dar und werden jährlich von ca. 80.000 Personen besichtigt. In Brokdorf wird ein Sandstreifen am Deichfuß als Strand



Abb. B-A2-5-6: Darstellung des Funktionsraumes 5 (Quelle: IBP 2012, S. 181)

genutzt. Große Parkplätze und eine Wohnmobilstation führen zu einer Konzentration des motorisierten Tourismus in diesem Bereich.

Die **Tabelle T-A2-5-5** beschreibt ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 5.

Tab. T-A2-5-5: Ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 5 (Quelle: IBP 2012, S. 183)

Länge	Elbe-km 682 (Linie Kernkraftwerk Brokdorf – Freiburger Hafendriel) bis Elbe-km 700 (Fähranleger Zweidorf westlich von Brunsbüttel) bzw. Elbe-km 703 (Oste-Mündung)
Gesamtfläche	11.357 ha
Strombreite	Querschnitt Brokdorf / Freiburger Hafendriel: 2,3 km Querschnitt Scheelenkuhlen / Schönepfort-Außendeich (Elbe-km 687): 1,9 km Fähranleger Zweidorf / Baljer Außendeich (Elbe-km 699): 2,8 km
Länge der Uferstrecke	ca. 40 km, darunter: • unverbaut: ca. 21,2 km • mit Deckwerk + Buhnen: ca. 18,8 km
Verteilung der Landschaftszonen	• Eingedeichte Gebiete: 5.432 ha (47,8 %) • Vorland: 937 ha (8,2 %) • Watten (MTnw bis MThw): 1.318 ha (11,6 %) • Flachwasserzonen von 2 m unter MTnw bis MTnw: 327 ha (2,9 %) • Wasserzonen von 10 m bis 2 m unter MTnw: 1.301 ha (11,5 %) • Wasserzonen tiefer als 10 m unter MTnw: 2.042 ha (18,0 %)
Tidehub	3,00 m in Brokdorf, 2,79 m in Brunsbüttel
Chloridgehalt	5 ‰ bis 18 ‰ (mesohalin)
WRRL	Koordinierungsraum Tideelbe, Übergangsgewässer Elbe Wasserkörper als erheblich verändert (HMWB) eingestuft

Funktionsraum 6

Der Funktionsraum 6 (*vgl. Abb. B-A2-5-7*) erstreckt sich in Schleswig-Holstein über eine Stromlänge von ca. 27 km ab Zweidorf (Elbe-km 700) bis zur Linie Friedrichskoogspitze – Kugelbake in Cuxhaven (Elbe-km 727). In Niedersachsen wird eine 24 km lange Stromstrecke von der Ostemündung (Elbe-km 703) bis Cuxhaven (Elbe-km 727) dem Funktionsraum 6 zugeordnet. Der Norden des Funktionsraumes gehört bereits zum Nationalpark Schleswig-holsteinisches Wattenmeer. Die Natura 2000-Gebiete umfassen Flächen der Landkreise Cuxhaven (Niedersachsen) und Dithmarschen (Schleswig-Holstein) sowie gemeindefreie Gebiete unterhalb der mittleren Tidehochwasserlinie.

Seit dem Ende der Eiszeit steigen Meeresspiegel und Tidehub in der Deutschen Bucht an. Die damit verbundene Erhöhung des Energieeintrags in die Elbmündung führt zu einer anhaltenden Aufweitung des Mündungstrichters. Im vergangenen Jahrhundert hat sich der Querschnitt der Elbmündung in einigen Bereichen etwa verdoppelt. Die großen Sande und Rinnen der Elbmündung unterliegen einer intensiven Dynamik und verlagern sich natürlicherweise nach Zyklen von 100 bis mehreren 100 Jahren. Das ursprüngliche Drei-Rinnen-System der Elbmündung wurde zur Sicherung des Schifffahrtsweges durch den Bau des Leitdammes Kugelbake auf zwei Rinnen zusammengeführt. Das Fahrwasser nutzt die stabilisierte, südliche Haupttrinne, die dicht vor dem niedersächsischen Ufer verläuft.

Nördlich der Haupttrinne schließt der nach dem niedersächsischen Zufluss Medem benannte Medemgrund an. Nördlich dieser großen Wattfläche verläuft die Medemrinne, die zweite verbliebene Rinne der Elbmündung. Die Nordgrenze des Funktionsraums verläuft am Nordrand der Medemrinne. Der nördlich angrenzende Medemsand gehört zum Nationalpark „Schleswig-holsteinisches Wattenmeer“. An der Südflanke des Neufelder Sands wird die Verlagerung von Rinnen und Watten durch einen Leitdamm eingeschränkt. Trotz wasserbaulicher Eingriffe stellt der Westabschnitt des Funktionsraums 6 in morphodynamischer Hinsicht den naturächsten Teil des Elbeästuars dar.

Der Funktionsraum 6 befindet sich am Übergang zwischen dem mesohalinen und dem polyhalinen Abschnitt des Ästuars. Das gesamte schleswig-holsteinische Vorland liegt mit Chloridgehalten unter 18 ‰ noch im mesohalinen Bereich, während die Vorländer auf niedersächsischer Seite unter polyhalinen Verhältnissen (18 ‰ bis 28 ‰) stehen. Der östliche, mesohaline Abschnitt des Funktionsraums umfasst das Neufelder Vorland und die vorgelagerten Wattflächen.

Das Vorland ist heute 500 m bis max. 900 m breit. Die Salzwiesen gehen in die sandigen bis schlickigen Flächen des Neufelder Watts über. Das Neufelder Vorland wird durch einen Priel zweigeteilt, der als Zufahrt zum Hafen und als Vorfluter für die Binnenentwässerung

der landseitig gelegenen Köge dient. Westlich des Hafenspriels wird das Vorland intensiv entwässert und mit Schafen beweidet. Östlich des Priels haben sich nach Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung auf Teilflächen Schilfröhrichte entwickelt. Im Osten des Vorlands wird vor dem schar liegenden Deich die Bildung von Vorland durch Lahnungsbau unterstützt.

Nördlich des Fahrwassers umfasst der westliche, polyhaline Abschnitt des Funktionsraums den Neufelder Sand, den Medemgrund und die Medemrinne. Der Medemgrund liegt als große Wattfläche zwischen den beiden verbliebenen Hauptrinnen der Elbmündung. Am Südufer erstrecken sich Watten und Vorländer, die von der Mündung der Oste bis zum Glameyer Stack (200 m langes Querbauwerk bei Elbe-km 716) zunehmend schmaler werden. Im Belumer Außendeich ist das Vorland 1.500 m breit, im westlich angrenzenden Hadelner Außendeich nur noch 500 m, beim Glameyer Stack liegt der Hauptdeich schar. Seit dem Bau eines Sommerdeiches im Jahr 1955 steht der größte Teil des Belumer Außendeichs nur

noch unter stark eingeschränktem Tideeinfluss. Die Flächen des Belumer und des Hadelner Außendeichs werden als Grünland genutzt. Bis zur Mündung der Medem bei Otterndorf ist der Übergang zwischen Vorland und Watt durchgehend naturnah.

Von der Medem bis Cuxhaven ist das Ufer durch Steinerschüttungen gesichert. An diesem Pralluferabschnitt (Altenbrucher Bogen) herrschen von jeher Erosionsvorgänge vor. Das Glameyer Stack wurde bereits 1802 errichtet, um die Strömung vom Ufer abzulenken. Elbabwärts von Altenbruch verläuft die landseitige Grenze des FFH-Gebiets „Untere Elbe“ im Strom in einem Abstand von 200 m bis 500 m vom Ufer. Das Ufer und die angrenzenden Gebiete in Otterndorf, Altenbruch und Cuxhaven stellen Schwerpunkte einer intensiven Erholungsnutzung dar. Im Abschnitt zwischen Altenbruch und Cuxhaven herrschen Industriegebiete und Hafenanlagen vor.

Die **Tabelle T-A2-5-6** beschreibt ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 6.

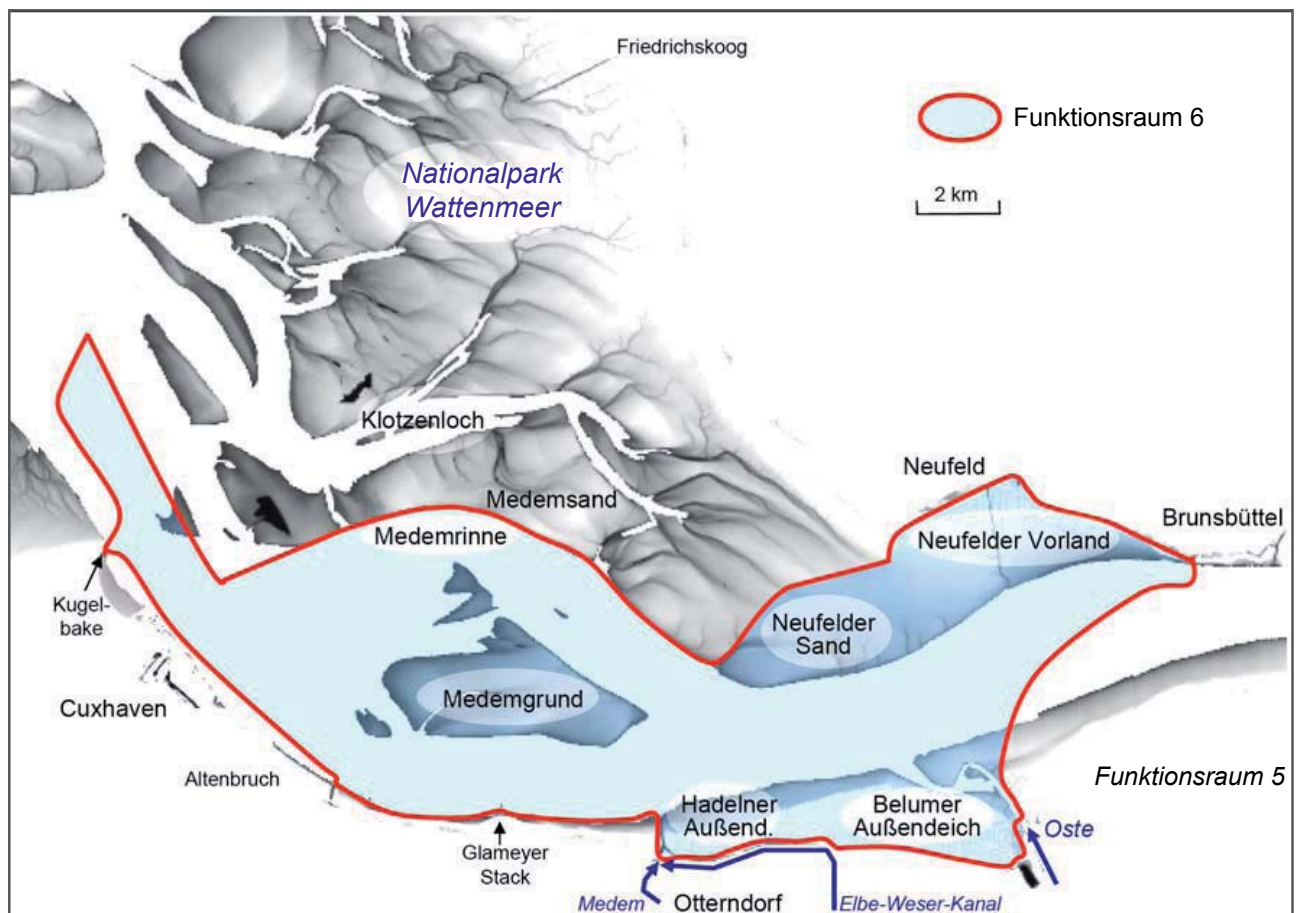


Abb. B-A2-5-7: Darstellung des Funktionsraumes 6 (Quelle: IBP 2012, S. 209)

Tab. T-A2-5-6: Ausgewählte abiotische Kenngrößen des Funktionsraums 6 (Quelle: IBP 2012, S. 211)

Länge	Elbe-km 700 (Fähranleger Zweidorf westlich von Brunsbüttel) bzw. Elbe-km 703 (Oste-Mündung) bis ca. Elbe-km 727 (Linie Friedrichskoogspitze – Kugelbake in Cuxhaven)
Gesamtfläche	13.564 ha
Strombreite	Querschnitt Fähranleger Zweidorf / Baljer Außendeich (Elbe-km 699): 2,8 km Querschnitt Oste-Mündung – Spitze Neufelderkoog (Elbe-km 707): 5,8 km Querschnitt Friedrichskoogspitze – Kugelbake in Cuxhaven (Elbe-km 727): 16,5 km
Länge der Uferstrecke	ca. 34 km, darunter: <ul style="list-style-type: none"> • unverbaut: ca. 8 km • mit Deckwerk: 1 km • mit Deckwerk + Buhnen: ca. 11 km • mit Deckwerk + Vorspülung: ca. 6 km • mit Lahnungen: 8 km
Verteilung der Landschaftszonen	<ul style="list-style-type: none"> • Eingedeichte Gebiete: keine • Vorland: 1.208 ha (8,9 %) • Watten (MTnw bis MThw): 3.803 ha (28 %) • Flachwasserzonen von 2 m unter MTnw bis MTnw: 1.398 ha (10,4 %) • Wasserzonen von 10 m bis 2 m unter MTnw: 4.901 ha (36,1 %) • Wasserzonen tiefer als 10 m unter MTnw: 2.254 ha (16,6 %)
Tidehub	2,8 m bei Brunsbüttel, 2,7 m bei Cuxhaven
Chloridgehalt	Zweidorf bis Spitze Neufelderkoog: 5 ‰ bis 18 ‰ (mesohalin) Spitze Neufelderkoog bis Ästuargrenze: 18 ‰ bis 28 ‰ (polyhalin)
WRRL	Koordinierungsraum Tideelbe, Übergangsgewässer Elbe Wasserkörper als erheblich verändert (HMWB) eingestuft

A2-6 RISIKOANALYSE AUS QUALITATIVER SICHT

Grundsätze

Gegenstand der Risikoanalyse aus qualitativer Sicht sind die im Kontext Sedimentmanagement identifizierten relevanten Schutzgüter.

Die Analyse erfolgt schadstoffbezogen, d. h. für jeden der 29 im Kontext Sedimentmanagement relevanten Schadstoffe (**Tab. 3-1**).

Die Risikoanalyse wird in zwei Stufen durchgeführt, **Abbildung B-A2-6-1** zeigt das Vorgehen im Überblick:

1. Evaluierung auf Flussgebietsebene zur Identifizierung der Herkunftsbereiche partikulär gebundener Schadstoffe – Priorisierung der Schadstoffströme nach Teileinzugsgebieten
2. Quellenbezogene Analyse innerhalb der in Stufe 1 identifizierten Herkunftsbereiche.

Stufe 1: Priorisierung der Schadstoffströme nach Teileinzugsgebieten

Stufe 1 wird in drei Teilschritten absolviert und beginnt mit der Klassifizierung (**Anl. A2-3**) der schwebstoffbürigen Sedimente an den Bezugsmessstellen der Elbe und der Nebenflüsse der Kategorie 1. Im Ergebnis liegt für jeden Schadstoff eine großräumige Übersicht vor, die auch Rückschlüsse auf die Entwicklung im betrachteten Zeitraum zulässt.

Teilschritt 2 besteht in der Abschätzung der Frachtantei-

le (% F) eines Schadstoffes an der Fracht der relevanten Bezugsmessstelle (Anl. A2-1). Relevante Bezugsmessstelle für die internationale FGE Elbe ist Schnackenburg. Sie wird zur Beurteilung der Frachten der Nebenflüsse der Kategorie 1 und 2a (F_{NF1}/F_{NF2a}) und des tschechischen Teileinzugsgebietes (F_{CZ}) herangezogen. Dort wird die Fracht F_{FGE} gemessen. Die Relevanz von Nebenflüssen der Kategorie 2b (F_{NF2b}) wird durch Vergleich mit F_{NF1} ermittelt. Ein Teileinzugsgebiet (TEG) ist im Hinblick auf den jeweiligen Schadstoff überregional bedeutsam, wenn % F_{TEG} im betrachteten Zeitraum, der ein breites Spektrum unterschiedlicher Abflussbedingungen abdecken muss, 10 % mindestens einmal überschreitet. Die Frachten werden auf der jeweils besten verfügbaren Datengrundlage nach einer in der IKSE abgestimmten Methodik ermittelt (**Anl. A2-11**).

Teilschritt 3 besteht in der überregionalen, immissionsbezogenen Frachtbilanzierung (**Anl. A2-12**). Die Frachtbilanz besteht in der Differenz zwischen einer im Flussverlauf oberen (F_O) und einer unteren (F_U) Bilanzmessstelle. Bilanzmessstellen hierfür sind – jeweils in Verbindung mit den dazugehörigen Bezugsmessstellen Quantität (**Anl. A2-1**) – die Bezugsmessstellen Obříství (F_O für den tschechischen Elbeabschnitt), Hřensko/Schmilka (F_U für den tschechischen und F_O für den deutschen Elbeabschnitt) und Schnackenburg (F_O für den deutschen Elbeabschnitt und für die internationale FGE). Die Frachtbilanzierung dient insbesondere der Plausibilisierung der abgeschätz-

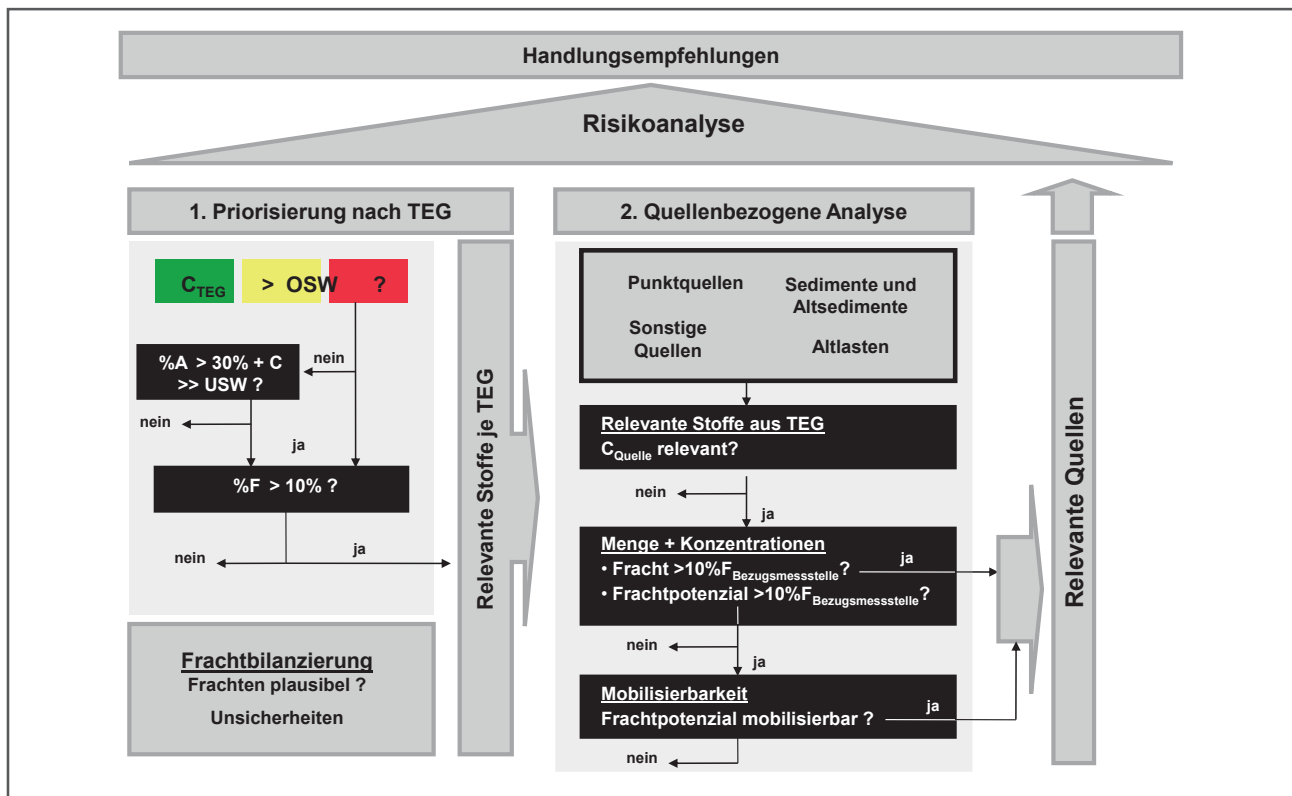


Abb. B-A2-6-1: Risikoanalyse aus qualitativer Sicht

ten Frachtanteile sowie der Abschätzung ihrer Unsicherheiten sowie der Ableitung eines aussagekräftigen Ansatzes der Erfolgskontrolle ergriffener Maßnahmen.

Für die Tideelbe ist eine frachtbezogene Abschätzung Richtung Nordsee aus methodischen Gründen noch nicht möglich (Kappenberg und Fanger 2007; Heiningen et al. 2002). Die Bezugsmessstelle Seemannshöft stellt durch Konvention (IKSE; FGG Elbe) und auch im Hinblick auf die Oberflächenwasserkörpereinteilung der EG-WRRL das Bilanzprofil der limnischen Elbe zum Übergangsgewässer bzw. der Nordsee dar. Die Priorisierung der Schadstoffströme in der Tideelbe erfolgt deshalb qualitativ (Klassifizierung) sowie anhand des binnenseitigen Eintrages im Vergleich zu Emissionsabschätzungen und unter Berücksichtigung tatsächlich auftretender Nutzungseinschränkungen, z. B. im Baggergutmanagement.

Im Ergebnis von Stufe 1 liegt je TEG eine spezifische Auswahl relevanter Schadstoffe vor, für die in Stufe 2 eine quellenbezogene Risikoanalyse vorzunehmen ist.

Stufe 2: Quellenbezogene Analyse in den Teileinzugsgebieten

Betrachtet werden im Kontext dieses Sedimentmanagementkonzepts folgende Quellentypen:

- Punktquellen (Abwasser und punktförmige Einträge des Altbergbaus). Die Methodik zur Abschätzung der

Relevanz von Punktquellen findet sich in **Anlage A2-9**.

- Sedimente/Altsedimente. Sedimente sind keine Quelle für Schadstoffe im herkömmlichen Sinn. Sie haben jedoch das Potenzial Stoffe zu speichern, je nach Gewässersituation und hydrologischem Verlauf dauerhaft oder intermediär. Hier wird die durch hydrologische Ereignisse ausgelöste Quellenfunktion der Sedimente für stromab gelegene Flussabschnitte betrachtet.
- Altlasten und Altlastenverdachtsflächen am Gewässer (nachfolgend einheitlich Altlasten am Gewässer). Die Methodik zur Abschätzung der Relevanz von Altlasten am Gewässer ist in **Anlage A2-10** beschrieben.
- Sonstige Quellen (z. B. urbane Systeme). Hier wird in erster Linie auf die Auswertungen im Auftrag des Umweltbundesamtes (MoRE 2013; Fuchs et al. 2010) zurückgegriffen.

Es werden drei Kriterien zur Abschätzung der Relevanz einer Quelle herangezogen von denen jedes erfüllt sein muss:

1. Mindestkonzentration. Die Konzentration mindestens eines relevanten Schadstoffs überschreitet eine im Kontext des jeweiligen Quellentyps definierte Schwellenkonzentration. Im Falle der Sedimente muss der Jahresdurchschnitt der Konzentration eines relevanten Schadstoffs in mindestens einem Jahr des Zeitraums 2003 – 2008 den oberen Schwellenwert überschreiten.

2. Mindestmenge. Die Relevanzprüfung erfolgt als ja/nein-Entscheidung im Zuge einer Experteneinschätzung.
3. Mobilisierbarkeit. Die Relevanzprüfung erfolgt als ja/nein-Entscheidung im Zuge einer Experteneinschätzung.

Im Hinblick auf die **Mindestmenge** gilt das Prüfkriterium Fracht/Frachtpotenzial $> 10 \% F_{\text{Bezugsmessstelle}}$. Zur Prüfung wird entweder eine Emissionsfracht (Punktquellen) oder ein Frachtpotenzial (Sedimente/Altsedimente; sonstige Quellen) ermittelt. Als Frachtpotenzial wird die Gesamtmenge eines Schadstoffs (in kg oder t) pro Quelle bezeichnet. Im Falle der Sedimente/Altsedimente kann es sinnvoll sein, zur Ermittlung des Frachtpotenzials räumliche Einheiten zu bilden, z. B. Bühnenfelder oder Gruppen von Seitenstrukturen in definierten Streckenabschnitten. Auf die Mengenermittlung für den Quellentyp Sedimente/

Altsedimente wird in **Anlage A2-7** eingegangen.

Die **Mobilisierbarkeit** wird auf der Grundlage von Pilotmessungen der Erosionsschubspannung und weiterer, die Kohäsivität bestimmender Parameter im Freiland und Labor sowie der Abschätzung der hochwasserinduzierten Remobilisierung anhand von Monitoringdaten (Sedimente/Altsedimente) oder anhand von Mobilisierungsszenarien und Dokumentationen (Altlasten) beurteilt. Methoden zur Abschätzung der Mobilisierbarkeit von Sedimenten/Altsedimenten werden in **Anlage A2-8** behandelt.

Für den Quellentyp „Altlasten am Gewässer“ gilt eine Reihe Besonderheiten. Altlasten unterliegen in Tschechien und Deutschland einer eingeführten, gesetzlich geregelten Beurteilung und Bewertung, die zu befolgen sind bzw. an die anzuknüpfen ist. Das genaue Vorgehen ist in **Anlage A2-10** beschrieben.

A2-7 ABSCHÄTZUNG DER MENGEN AN SEDIMENTEN UND ALTSEDIMENTEN IN STRÖMUNGSBERUHIGTEN ZONEN UND ABSCHÄTZUNG DES FRACHTPOTENZIALS

Sedimente und Altsedimente stellen im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts einen relevanten Quellentyp dar, der im Zuge der quellenbezogenen Risikoanalyse zu betrachten ist (**Anl. A2-6**). Die Abschätzung des Frachtpotenzials im Rahmen der Stufe 2 dieser Analyse (**vgl. Abb. B-A2-6-1 in Anl. A2-6**) ist dabei ein entscheidender Schritt, für den eine Ermittlung der Sedimentmenge in einem zu betrachtenden Depot vorgenommen werden muss. Deshalb wurden im Rahmen dieses Konzepts Methoden zur Abschätzung der Sedimentmengen entwickelt und situationsbezogen angewendet. Das Vorgehen wird am Beispiel von sechs Projekten im tschechischen und deutschen Teileinzugsgebiet erläutert, die zugleich eine repräsentative Auswahl typischer Gewässersituationen im gesamten Einzugsgebiet darstellen:

- Teilprojekt 1: Bühnenfelder Elbe
- Teilprojekt 2: Seitenstrukturen Elbe
- Teilprojekt 3: Staustufen Saale
- Teilprojekt 4: Seitenstrukturen Saale
- Teilprojekt 5: Bühnenfelder und Seitenstrukturen der tschechischen frei fließenden Elbe
- Teilprojekt 6: Altsedimente in der Elbe und ihren Seitenstrukturen im Abschnitt von Pardubice bis zur Moldaumündung

Teilprojekt 1: Bühnenfelder der Elbe

Dieses Projekt wurde durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde bearbeitet (Hillebrand et al. 2013). Die Bühnenfelder der frei fließenden deutschen Binnenelbe stellen neben Häfen, verschiedensten Seitenstrukturen

(z. B. Altarmen) und Auen große Sedimentationsräume, aber auch mögliche Sedimentquellen dar (Schwartz 2003, 2006). Die Bühnenfelder der Elbe sind ausgesprochen vielfältig in Größe, Form und baulichem Zustand. In Abhängigkeit der Bühnenfeldcharakteristik sind auch die Qualität und Quantität der darin lagernden Sedimente sehr unterschiedlich (Hackl 2008). Zwischen Hřensko/Schmilka und Geesthacht existieren 6651 Bühnenfelder, beginnend bei ca. km 120. Eine Mengenermittlung der Sedimente in allen Bühnenfeldern vor Ort ist nicht leistbar. Daher ist die Klassifikation, d. h. die Zusammenfassung einzelner Bühnenfelder zu Gruppen mit gleicher Charakteristik, eine erste wichtige Voraussetzung für die Ermittlung von Sedimentmengen über den Gesamtverlauf der Binnenelbe. Die Mengenermittlung erfolgte unter Berücksichtigung folgender Aspekte (Hillebrand et al. in BfG 2013b):

1. Aus einer umfangreichen Literaturrecherche wurden typische Klassifikationsmerkmale für Bühnenfelder ermittelt (Frey 2005; Wirtz 2004; Rommel 2010; Prohaska 2009) und frühere Untersuchungen in Bühnenfeldern der Elbe ausgewertet. Aus der Vielzahl der möglichen Klassifikationsmerkmale wurden zunächst die folgenden Kriterien betrachtet (BfG 2012): Seitenverhältnis (Länge/Breite), Lage (Elbe-km, links/rechts) und Laufform (Prallhang/Gleithang). Der 2. Teil der Erhebung der Klassifikationsmerkmale erfolgte im Rahmen des ELSA-Projektes „Auswertung von Luftbilddaufnahmen der Elbe zur Ermittlung von Bühnenfeldparametern“ (BfG 2013d). Hier wurden Verlandungsgrad (benetzte Fläche bei verschiedenen Wasserständen, Wallbil-

dung), die Anbindung an eine im Hinterland befindliche Seitenstruktur und die Existenz eines Durchrisses zur stromaufwärts gelegenen Buhne ausgewertet. Die Klassifikationsmerkmale wurden z. T. vor Ort erfasst bzw. durch Auswertung von Satellitenbildern unter Verwendung der Niedrigwasserlinie ermittelt. Von den 6651 Buhnenfeldern konnten 6260 klassifiziert werden.

2. Auf der Grundlage der Daten des Buhnenkatasters der WSV wurde die Größe aller Buhnenfeldflächen errechnet. Dazu wurden die vorliegenden Koordinaten zu Buhnenfuß, -kopf und -wurzel verwendet. Die Berechnung der Buhnenfeldflächen erfolgte für Niedrig- und Mittelwasserabflüsse. Unter Niedrigwasserbedingungen wurden dazu abgeleitete GIS-Daten einer Befliegung von 2003 verwendet, bei mittleren Abflüssen erfolgte eine Berechnung mit Hilfe der in der BfG entwickelten Software FLYS und einer Verschneidung mit einem digitalen Geländemodell (BfG 2012).
3. Eine Auswahl von Buhnenfeldern wurde in den Jahren 2010 und 2011 in Zusammenarbeit mit den WSÄ Dresden, Magdeburg und Lauenburg untersucht. In fünf Kampagnen (je 1 Woche) wurden jeweils ca. 80 bis 100 km Fließstrecke der Elbe betrachtet. Ca. 270 der 6651 Buhnenfelder der Binnenelbe wurden vor Ort besichtigt, beprobt und charakterisiert. Aus der Literatur bekannte Buhnenfelder („Pflichtbuhnenfelder“) wurden auf jeden Fall untersucht. Die Untersuchungen zur Ermittlung der Sedimentmächtigkeit erfolgten mit Peilstangen (**Abb. B-A2-7-1**), die zur Ermittlung der Qualität der Sedimente bzgl. ihres Alters (frische oder alte Ablagerungen) mit durchsichtigen Stechrohren (**Abb. B-A2-7-2**).

Der Gesamteindruck zur Beschaffenheit der Sedimente wurde zunächst mit „schlammig“, „kiesig“ und „sandig“ charakterisiert. Die Schlammmenge wurde



Abb. B-A2-7-1: Peilungsuntersuchungen (Fotos: BfG)

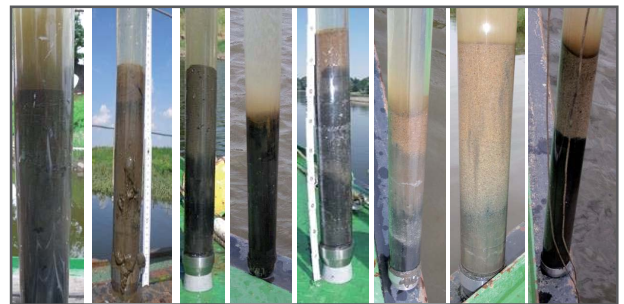


Abb. B-A2-7-2: Stechrohrproben – Schichtungen (Foto: BfG)

anschließend mit „viel“, „wenig“ oder „kein“ Schlamm beschrieben. Erfasst wurden auch Schichtungen und Auflagen.

Während der Untersuchungen vor Ort wurden teilweise auch deren Klassifikationsmerkmale erfasst. Die **Tabelle T-A2-7-1** zeigt exemplarisch Form und Umfang für die Gesamtheit aller erhobenen Daten.

4. Buhnenfelder, die Schlamm enthalten, weisen bestimmte Klassifikationsmerkmale auf. So korreliert die Schlammmenge u. a. auch mit dem Seitenverhältnis eines Buhnenfeldes (**Abb. B-A2-7-3**). Zunächst wurden unter Verwendung univariater und multivariater

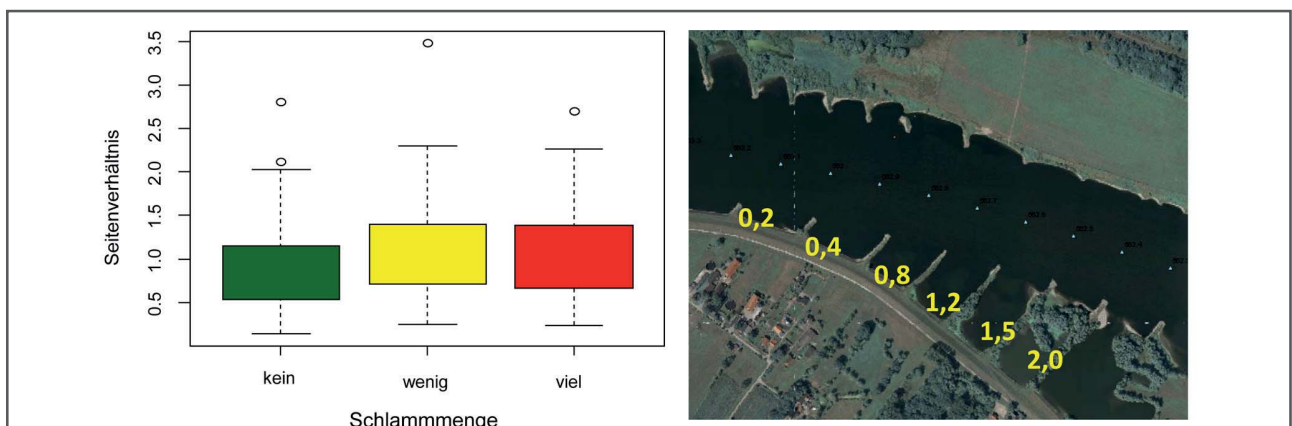


Abb. B-A2-7-3: Korrelation der Schlammmenge mit dem Seitenverhältnis eines Buhnenfeldes (Hillebrandt et al. 2013)

Tab. T-A2-7-1: Beschreibung der Bühnenfelder (Beispiel, vgl. Hillebrand, 2013)

Elbe-km	Lage	Lfd. Nr. des Bühnenfeldes lt. Bühnenkataster der WSV	Station		Feldbreite Bühnenköpfe [m]	Feldbreite Kilometerierung	Lage Auswahl: Gerade; Gleithang; Prallhang	Fläche max. Bühnenköpfe [m ²]	Fläche max. Kilometerierung [m ²]	Seltenverhältnis	Fläche NW [m ²]	Fläche MQ_1m [m ²]	Protokoll		Fotos	
			Wurzel Oberstrom [km]	Wurzel Unterstrom [km]									vorhanden	Protokoll Nr.	vorhanden	Foto-Nummer(n)
133.590	rechts	87	133.544	133.635	89,90	91,00	Gerade	1214	1229	0,150	238	617	ja	1/2	ja	IMGP2230
146.177	rechts	115	146.118	146.236	91,00	118,00	Gleithang	5811	7535	0,702	2219	3854	ja	1/3	ja	IMGP2234
370.030	rechts	1451	369.988	370.071	97,29	83,00	Prallhang	15062	12850	1,591	2061	3844	ja	III/15	ja	P8100186-190
521.810	rechts	2658	521.74	521.879	122,06	139,00	Gerade	13676	15574	0,918	3044	5944	ja	D81	ja	P8040037/98
526.615	links	2781	526.543	526.686	143,64	143,00	Gleithang	14555	14490	0,705	1931	7518	ja	6	ja	DSCN1550
528.907	links	2800	528.836	528.977	139,60	141,00	Gerade	17502	17675	0,898	6320	8682	ja	13	nein	-

- statistischer Methoden die ca. 270 untersuchten Bühnenfelder in die Korrelationsrechnungen einbezogen. In einem nächsten Schritt erfolgte die Übertragung der ermittelten Zusammenhänge auf alle 6260 betrachteten Bühnenfelder.
5. Nachdem über die Klassifikationsmerkmale die Bühnenfelder mit Schlamm über den Gesamtverlauf der Binnenelbe identifiziert und die Bühnenfeldflächen bekannt waren, konnte eine Abschätzung der Gesamtmenge an Schlamm vorgenommen werden.

Elbe-km	Lage	Lfd. Nr. des Bühnenfeldes lt. Bühnenkataster der WSV	Sedimentinventar			Durchschnitt oder Absenkung der Stromaufgelegenen Bühne	Walbildung im Bühnenfeld/Bühnenfeldrücken	Bau/Unterhaltungsmaßnahmen	Anbindung an Seitenstruktur	Bemerkungen z. B. Bewuchs der verlandeten Bereiche, Informationen zu Beggermaßnahmen etc.
			Gesamteindruck	vorhanden	Aufgabe					
133.590	rechts	87	kiesig	ja, frisch	Schlamm auf Kies	kein	nein	nein	nein	einzelne Schlammlinse
146.177	rechts	115	schlammig	ja, frisch	Kies auf Schlamm	viel	nein	unbekannt	ja	vom Wasser aus ist die Anbindung an Seitenstruktur oft nicht sichtbar
370.030	rechts	1451	schlammig	ja, frisch	Kies auf Schlamm	wenig	nein	unbekannt	ja	>1 m Schlamm, nach 20 cm feste Schicht
521.810	rechts	2658	schlammig			viel	nein	unbekannt	ja	ca. 30 cm Schwemmsand auf Sand
526.615	links	2781	sandig	nein		kein	nein	unbekannt	nein	ca. 100 cm Mudde, große Fläche
528.907	links	2800	schlammig	nein		viel	nein	unbekannt	nein	

Teilprojekt 2: Seitenstrukturen der Elbe

Das Projekt wurde durch die Hochschule für Angewandte Wissenschaften (HAW; Heise 2013) bearbeitet. Als Seitenstrukturen werden in diesem Teilprojekt alle Gewässer bezeichnet, die in der Talaue liegen und entweder gar keine oder eine gering ausgeprägte Verbindung zur Elbe haben, jedoch bei bestimmten Hochwassersituationen (2MQ, 3MQ, MHQ, HQ₅) überflutet werden können. Dabei können Sedimente nach einem Hochwasser abgelagert oder aber mit der Elbe ausgetauscht werden. Bei Seitenstrukturen handelt es sich um Vorlandseen, die durch Deichbrüche entstanden sind, um Altwässer oder Altarme der Elbe. Zwischen Schmilka und Geesthacht liegen ca. 1000 Seitenstrukturen, von denen ein Drittel eine Länge von mehr als 500 m aufweist. Allein diese Seitenstrukturen von bedeutender Größe ergeben eine Fläche von 31 km². Zur Abschätzung der in den Seitenstrukturen lagernden Sedimentmengen wurde wie folgt vorgegangen (Heise 2013):

1. Mit Hilfe der hydrologischen Software der BfG „FLYS“ wurde eine Datenbank erstellt, in der für alle Seitenstrukturen die jeweilige Lage in der Talaue festgehalten wurde (Fluss-Kilometer, Flussseite, Hochwassersituation, bei der ein Anschluss bzw. eine Überschwemmung erfolgt). Für die ca. 300 Seitenstrukturen mit mehr als 500 m Länge wurden außerdem folgende Informationen ermittelt: Fläche, Entfernung zum Fluss, Lage zum Fluss, Anschlussart (Anschluss über eine weitere Seitenstruktur bzw. über bewachsene Gebiete).
2. Auf der Grundlage dieser Datenbank wurden 15 Seitenstrukturen ausgewählt, die sich an unterschiedlichen Flussabschnitten befinden (zwischen Fluss-km 340 und 569) und sich in ihrer Lage und Entfernung zum Fluss und in ihrer Anschlusssituation unterscheiden (1 Bucht, 4 Altarme mit Anschluss bei MQ, 8 Alt-

wässer mit Anschluss bei 2 MQ, 2 Altwässer mit Anschluss bei 3 MQ), siehe **Tabelle T-A2-7-2**.

3. Über die Länge der Seitenstrukturen wurden je nach Größe und Beschaffenheit an einer bis drei Stellen Sedimentkerne zur Ermittlung der Sedimenteigenschaften (Korngröße, TOC, Wassergehalt), der Erosionsstabilität und des Schadstoffgehalts genommen. An den Positionen, an denen die Sedimentkerne genommen wurden, wurde jeweils ein Querschnittsprofil der Sedimenttiefe mit einer Peilstange, wie im Teilprojekt 1 beschrieben, erhoben. Dabei wurden je nach Breite der Seitenstruktur 3 bis 5 Sondierungen durchgeführt, wie beispielhaft in **Abbildung B-A2-7-4** gezeigt.



Abb. B-A2-7-4: Aufnahme der Sedimentauflagen in Querschnitten in den Seitenstrukturen bei Losenrade (Heise 2013)

4. Die Sedimenttiefen, Schadstoffgehalte und Erodierbarkeiten wurden in Beziehung zu den Seitenstrukturcharakteristika gesetzt und auf dieser Basis eine Abschätzung der Sedimentvolumina vorgenommen.

Tab. T-A2-7-2: Beschreibung der für die Untersuchung selektierten Seitenstrukturen

Datum	Ort	Anzahl Seitenstrukturen	Zuordnung Seitenstruktur	Angeschlossen bei	Überströmt bei
11.04.13	Bleckede	1	Altwasser	3MQ	3MQ
02.05.13	Sassendorf	2	Bucht	MQ	2MQ
			Altwasser	2MQ	2MQ
16.05.13	Grippel	2	Altarm	MQ	3MQ
			Altwasser	2MQ	3MQ
23.05.13	Brandleben (gegenüber Dömitz)	2	Altarm	MQ	2MQ
			Altwasser	2MQ	2MQ
24.05.13	Damnatz	3	Bucht/Altarm	MQ	2MQ
			Altwasser	2MQ	2MQ
			Altwasser	3MQ	3MQ
28.05.13	Losenrade (gegenüber Wittenberge)	2	Altarm	MQ	2MQ
			Altwasser	2MQ	2MQ
29.05.13	Gegenüber Tangermünde	2	Altwasser	2MQ	3MQ
			Altwasser	2MQ	3MQ
30.05.13	bei Gerwisch	1	Altwasser	2MQ	HQ ₅

Teilprojekt 3: Staustufen der Saale

Das Projekt wurde durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde bearbeitet (BfG; Claus et al. 2013). Das Flussbett der frei fließenden Saale ist durch kieshaltige Sedimente gekennzeichnet. Die Staustufen der Bundeswasserstraße, insbesondere ihre Vorhäfen, sind hingegen strömungsberuhigte Sedimentationsräume für große Mengen an feinkörnigen, sowohl frischen als auch alten Sedimenten. Aus diesem Grund fand eine Mengenermittlung ausschließlich in den Staustufen der Saale statt. Die Untersuchungen (Claus et al. in BfG 2013b) zur Ermittlung der Mengen an Altsedimenten in der Bundeswasserstraße Saale wurden gemeinsam mit dem WSA Magdeburg durchgeführt.

Die Grundlage für die Mengenermittlung bilden verschiedene Arten und Zeiträume von Peilungsuntersuchungen. Es wurden sowohl aktuelle Daten erhoben als auch auf Daten aus früheren Sohlhöhenpeilungen (Peilungen der Fahrrinne im 3D-Archiv der WSV) zurückgegriffen. Aktuelle Peilungen der Staustufen (über die Fahrrinne hinaus) wurden 2011 in Absprache mit der BfG vom WSA Magdeburg durchgeführt. Für die Peilungen der Sedimentmächtigkeiten durch die BfG zur Mengenermittlung wurden beispielhaft die Staustufen Calbe, Rothenburg und Rischmühle (WSA Magdeburg, ABZ Bernburg und Merseburg) ausgewählt. Diese Untersuchungen fanden im Mai/Juli 2012 und im April 2013, als Wiederholungsuntersuchung zur Absicherung der 2012 erhobenen Daten, statt. Bekannt sind darüber hinaus die Baggergutmengen der Jahre 1994 bis 2012 (Weise 2011).

Querprofilpeilungen der WSV

2011 fanden Querprofilpeilungen des WSA Magdeburg

mit dem Boot „Profil“ (Echolot) in den Vorhäfen der Saale und ihren Wehrsaalen statt. Aus den Sohlhöhenpeilungen wurden die Gesamtmengen an Ablagerungen bis zur Solltiefe ermittelt (**Abb. B-A2-7-5, Beispiel Unterhafen Rothenburg**). Diese Daten wurden später zur Validierung der durch die BfG erhobenen Daten verwendet.

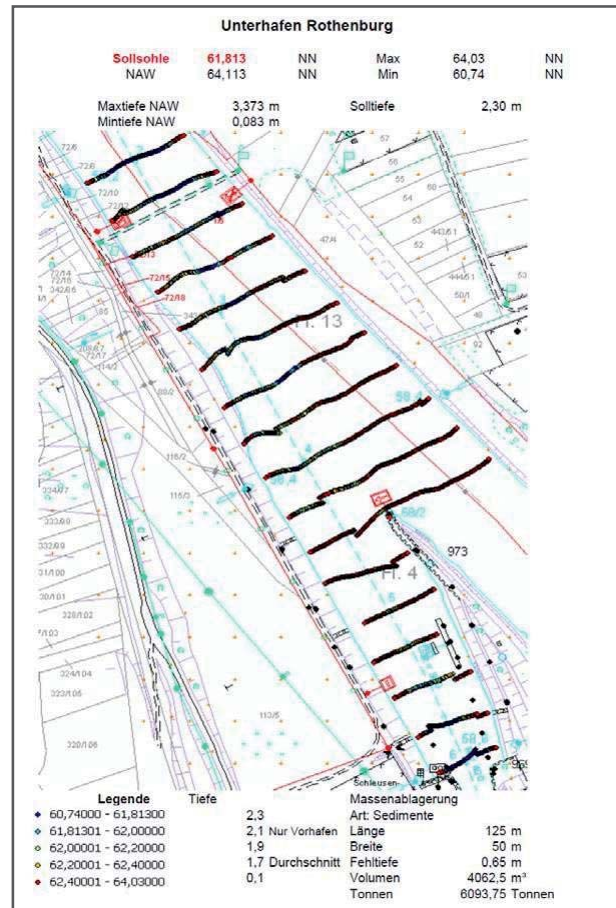


Abb. B-A2-7-5: Querprofilpeilung (WSV) zur Ermittlung der Sedimentablagerung im Unterhafen Rothenburg (Claus et al. 2013)

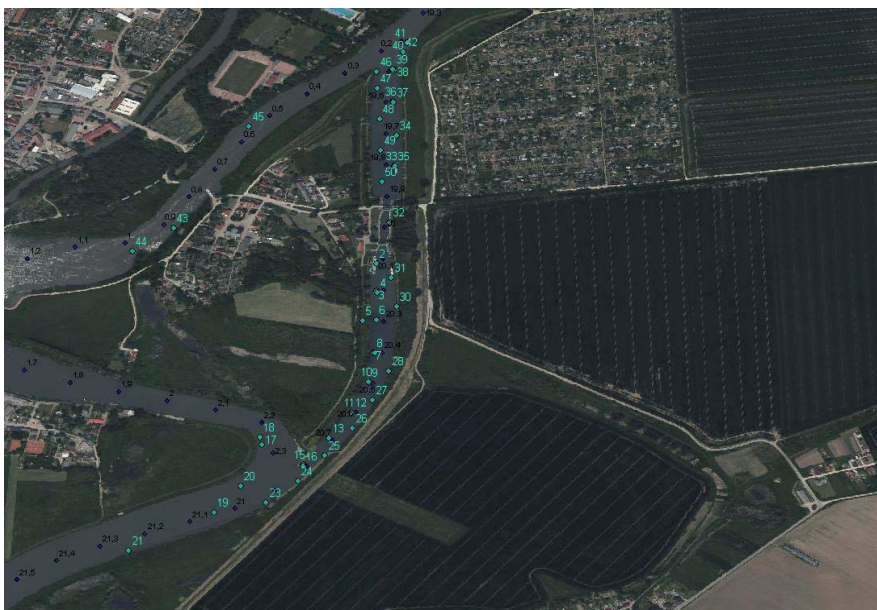


Abb. B-A2-7-6: Messpunkte in der Staustufe Calbe 2012 (Claus et al. 2013)

Peilungsuntersuchungen der BfG – Beispielhafte Untersuchungen

In den Staustufen (Ober- und Unterhäfen, Schleusenammern, Wehrsaalen) Calbe (**Abb. B-A2-7-6**), Rothenburg und Rischmühle wurden an 50, 22 bzw. 21 Messpunkten Peilungen mit einer Peilstange zur Ermittlung der Sedimentmächtigkeiten durchgeführt (**Abb. B-A2-7-1**).

Parallel dazu wurde die Qualität der Sedimente bzgl. ihres Alters (frische oder alte Ablagerungen) durch Beprobung vom Schiff aus (WSA Magdeburg) mit durchsichtigen Stechrohren erfasst (**Abb. B-A2-7-2**). Die Wehrsaalen enthielten keine bzw.

vernachlässigbar geringe Mengen an Feinsediment. Sie werden daher für die weitere Mengenermittlung nicht berücksichtigt. Alle Daten wurden in Tabellen zusammengefasst. Einzelne Proben wurden für chemische Untersuchungen und zur Ermittlung von Strukturparametern (Korngrößenanalyse, TOC) verwendet.

Berechnung der Sedimentmengen

Aus der flächenmäßigen Größe der Staustufen (aus Orthofotos abgeschätzte Wasserflächen) und der Kenntnis der Sedimentmengen aus den modellhaften Peilungsuntersuchungen in den Staustufen Calbe, Rothenburg und Rischmühle konnten Sedimentvolumina berechnet werden. Dazu wurden die Daten zum Ablagerungsverhalten dieser 3 Staustufen zunächst im Vergleich mit den Ergebnissen der Profilpeilungen der WSV validiert. Berechnet wurden sowohl die Volumina der Gesamtschlammengen als auch ausschließlich deren frisch abgelagerter Anteil (Frachtpotenzial) sowohl per Hand als auch unter Verwendung einer GIS-Methode. Eine Extrapolation der Daten auf alle anderen Staustufen der Saale fand anschließend ausschließlich für die frisch abgelagerten, potenziell remobilisierbaren Sedimente statt.

BfG-Methode 1: Gesamtschlammmenge (frisch + alt), lineare Interpolation zwischen den Messpunkten, Volumenberechnung „von Hand“

BfG-Methode 2a: Gesamtschlammmenge (frisch + alt), Inverse Distance Weighting zwischen den Messpunkten, Volumenberechnung GIS

BfG-Methode 2b: Schlammmenge frisch, Inverse Distance Weighting zwischen den Messpunkten, Volumenberechnung GIS

Teilprojekt 4: Seitenstrukturen der Saale

Das Projekt wurde unter Federführung des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) bearbeitet. Schadstoffbelastete Sedimentablagerungen in Nebengewässern und Seitenstrukturen stellen eine latente Schadstoffquelle für das betrachtete Fließgewässer dar. Zur Charakterisierung der Frachtpotenziale wurde eine Bestandsanalyse bzgl. der Altsedimente mit Aussagen zur Lage schadstoffbelasteter Sedimente in den Gewässern, zu den Sedimentvolumen (ortskonkret), zur Höhe der Schadstoffbelastung und zur Remobilisierbarkeit und der daraus resultierenden Schadstofffrachten für die Saale (nicht schiffbarer Bereich) einschließlich relevanter Nebengewässer und Seitenstrukturen ausgeführt. Hierfür war es notwendig, technische Untersuchungen zur Erkundung der Sedimentverteilung/Sedimentmenge und der Schadstoffbelastung vorzunehmen und zu bewerten. Die Abschätzung der Mengen an Altsedimenten und die Bestimmung des

darin enthaltenen Schadstoffpotenzials erfolgten in fünf Bearbeitungsschritten.

Recherchen, Befragungen und Gewässerbegehungen zur Erfassung und Erstbewertung von Sedimentablagerungen

Zur Ermittlung des aktuellen Bestandes an Altsedimentablagerungen wurden im Rahmen des Projektes „Bestandsaufnahme von belasteten Altsedimenten in den Gewässern von Sachsen-Anhalt“ umfangreiche Aktenrecherchen ausgeführt und Befragungen bei den zuständigen Flussbereichen vorgenommen. Die recherchierten und ausgewerteten Unterlagen sind in G.E.O.S. (2013) aufgeführt. Parallel dazu erfolgten Befahrungen an den recherchierten Gewässerabschnitten einschließlich einer Abschätzung der im Gewässerabschnitt ausgebildeten Sedimentmächtigkeiten (**Abb. B-A2-7-7**). Insgesamt wurden 83 Anfahrten an den Gewässern Saale, Bode, Schlenze und Weiße Elster vorgenommen und in Form von Protokollen zur Vorort-Begehung dokumentiert. Eine Vorauswahl von relevanten Sedimentablagerungen für weitere Untersuchungen erfolgte auf der Grundlage der abgeschätzten Sedimentmächtigkeiten und der Lage im Gewässer.



Abb. B-A2-7-7: Begehung/Abschätzung Sedimentvolumen (Foto: LHW)

Peilstangensondierungen an ausgewählten Sedimentablagerungen zur Abschätzung der Sedimentvolumina

Zur konkreten Bestimmung der Mächtigkeitsverteilung im Ablagerungsbereich und zur Abschätzung der Ausdehnung sowie der Konsistenzen bzw. Lagerungsdichten wurden Peilstangensondierungen im Bereich der ausgewählten Sedimentablagerungen ausgeführt. Die entsprechenden Untersuchungen erfolgten in 2 Arbeitsschritten:

- Die Schlammoberkante bzw. die Wassertiefe wurde mit einer Konstruktion ähnlich einer Secchischeibe bestimmt (**Abb. B-A2-7-8**). Die Hilfskonstruktion bestand aus einem leichten Rammgestänge, an dem zwischen der unteren Rammspitze und dem metrigen Gestänge eine 30 cm große Plastikscheibe zwischen gesetzt wurde. Zur besseren Sichtbarkeit in tieferen oder trüberen Gewässern wurde diese Plastikscheibe in einem leuchtgelben Farbton gewählt.



Abb. B-A2-7-8: Bestimmung der Sedimentmächtigkeit (Foto: LHW)

- Im direkten Anschluss erfolgte die Schlamm dickemessung mit einer metrischen 22 mm Schlitzsonde an einem leichten Rammgestänge mit Dezimetereinteilung als Peilstange. Die Schlitzsonde wurde bis zum Erreichen der Gewässersohle (hoher Eindringwiderstand) in die Sedimentablagerung gedrückt und der Abstand bis zur Wasseroberfläche ermittelt. Der Einsatz der Schlitzsonde als Sondierspitze diente dem Zweck einer ersten Sedimentansprache.

Aus der Differenz zwischen der Lage der Sedimentoberkante und der Lage der Gewässersohle bezogen auf den Wasserspiegel des Gewässers wurde die Mächtigkeit der Sedimentablagerung standortkonkret ermittelt. Pro Sedimentablagerung wurden in der Regel an 10 Einzelstandorten die beschriebenen Messungen ausgeführt und dokumentiert.

Bestimmung/Abschätzung von Sedimentvolumina und Sedimenttrockenmasse

Für eine differenzierte Bewertung von Sedimentablagerungen und des fixierten Schadstoffpotenzials ist eine teufenorientierte Mengenabschätzung in Volumina und Trockenmasse (Tab. T-A2-7-3) notwendig.

Hierfür wurden die im Rahmen der Untersuchungen der Sedimentablagerungen erhobenen und gewonnenen Ergebnisse Abschätzung des Sedimentvolumens und der Sedimenttrockenmasse wie folgt verwendet:

- Sedimentablagerung nach Länge, Breite und Teufe

- bestimmen (messen, mitteln, extrapolieren).
- Durch Multiplikation Länge x Breite x gemittelte Endteufen das Gesamtvolumen berechnen.
- Durch Multiplikation Länge x Breite x Teufenbereiche das teufenorientierte Volumen berechnen.
- Bestimmung des Trockenvolumens durch Multiplikation des Volumens mit dem Trockenrückstand TR.
- Bestimmung des Trockenvolumens <63 µm durch Multiplikation des Trockenvolumens mit den Prozentanteilen der Sedimentfraktion <63 µm.
- Bestimmung der Trockenmasse durch Multiplikation des Trockenvolumens mit der Dichte der entsprechenden Teufenlage (Tab. T-A2-7-4).

Falls keine Messwerte für den Trockenrückstand, die Sedimentanteile <63 µm und die Dichte vorliegen, sind Literaturangaben bzw. Erfahrungswerte zu verwenden und in der Dokumentation zu vermerken.

Abschätzung des Schadstoffpotenzials (gesamt und teufenorientiert)

Zur Abschätzung des Frachtpotenzials wurde wie folgt vorgegangen:

- Multiplikation der teufenorientierten Sedimenttrockenmasse mit der analysierten teufenorientierten Schadstoffkonzentrationen (bestimmt in der Trockensubstanz der Probe),
- Addition der teufenorientierten Schadstoffpotenziale zum Gesamtschadstoffpotenzial für die standortkonkret untersuchte Sedimentablagerung (Tab. T-A2-7-5, Beispiel Zink).

Extrapolation der standortkonkret ermittelten sedimentgebundenen Schadstoffpotenziale

Die Abschätzung und Zuordnung von sedimentgebundenen Schadstoffpotenzialen für chemisch nicht untersuchte Sedimentablagerungen erfolgt durch Extrapolation von standortkonkret ermittelten sedimentgebundenen Schadstoffpotenzialen. Hierzu werden die für die Sedimenttrockenmasse bestimmten standortkonkreten Schadstoffpotenziale den entsprechenden Sedimentvolumina zugeordnet. Unter der Annahme, dass in den

Tab. T-A2-7-3: Teufenorientiertes Sedimentvolumen Altarm Calbe/Tippelskirchen

Gewässer	Bezeichnung			Sedimentvolumen						
				gemessen	gemittelt	extrapoliert	gesamt	Teufe cm	teufenor. m³	
Länge m	Breite m	Tiefe m	[m³]							
Saale	Saale Nebenstrukturen	2a-b	Sa02	Calbe/Tippelskirchen, Altarm	300	50	2,80	41.975	0-10, frisch	1.500
									10 - 50, alt	6.000
									> 50, alt	34.500
									gesamt	42.000

Tab. T-A2-7-4: Teufenorientierte Sedimenttrockenmassen Altarm Calbe/Tippelskirchen

Volumen teufenor. m ³	trock. Volumen		Volumen < 63 µm Anteil		TR- Masse < 63µm	
	TR %	m ³	< 63 µm %	m ³	Dichte t/m ³	t
1.500	34,2	513	75	386	1,4	540
6.000	37	2.220	78	1.740	1,4	2.437
34.500	42,7	14.732	80	11.844	1,4	16.582
42.000		17.465		13.970		19.559

Tab. T-A2-7-5: Zinkpotenzial Altarm Calbe/Tippelskirchen

TR- Masse < 63µm	Zn	
	t	Analysenwert mg/kg
540	1.500	810
2.437	1.500	3.655
16.582	1.200	19.898
19.559		24.363

nicht chemisch untersuchten Sedimentablagerungen vergleichbare Verhältnisse bzgl. Schadstoffixierung, Feinkornanteile und Lagerungsdichten vorliegen, werden die sedimentvolumenbezogenen Schadstoffpotenziale der untersuchten Standorte auf die nicht untersuchten Standorte extrapoliert.

Teilprojekt 5: Bühnenfelder und Seitenstrukturen der tschechischen frei fließenden Elbe

Hauptbearbeiter dieses Projektes war der staatliche Wasserwirtschaftsbetrieb für die Elbe (Povodí Labe, státní podnik). Im Rahmen des Projektes „Bedeutung der Bílina als historische und rezente Belastungsquelle für das Sedimentmanagement im Einzugsgebiet der Elbe“ (Sed-BiLa) wurde das Augenmerk auf Standorte gelegt, an denen sich alte schadstoffbelastete Sedimente, die ein potenzielles Risiko für die Qualität der Sedimente weiter stromab darstellen, befinden und ansammeln können. Es handelte sich um Räume hinter Bühnenfeldern, kleinen Leitwerken, in Schutzhäfen und in Seitenstrukturen am tschechischen Elbeabschnitt zwischen Ústí nad Labem und der Staatsgrenze sowie im unteren Teil des Einzugsgebietes der Bílina, wo die Qualität der Sedimente direkt durch Schadstoffquellen beeinflusst wird. Insgesamt wurden 18 Standorte an der Elbe einschließlich zweier Hintergrundstandorte und 9 Standorte an der Bílina untersucht.

Zur Abschätzung der Sedimentmenge wurde eine ganze Reihe von Ansätzen genutzt, die durch die Größe des Gewässers, ggf. die Größe des Standortes und seinen Charakter bedingt waren. Neben Flächendaten (Breite und Länge des Untersuchungsabschnittes, ggf. Flächenausdehnung des Standortes) war es notwendig, die Mächtigkeit der Sedimente an den einzelnen Standorten ab-

zuschätzen. Untersuchungen im Gelände (Vermessung der Standorte, Untersuchungs sonden – Stechproben mit einer Eisenstange u. Ä.) wurden mit dem Studium verfügbarer Unterlagen (Kartengrundlagen, Archivadokumente des Gewässerbewirtschafters, Betriebsdokumentationen der Gewässerunterhaltung, Studien der Überschwemmungsgebiete u. Ä.) kombiniert. Diese Abschätzungen sind wegen der Heterogenität der Sedimentablagerungen mit einer gewissen Unsicherheit behaftet, ähnlich wie durch den Einfluss der Heterogenität der Sedimente die Angaben zur Sedimentqualität und zum Gehalt an einzelnen Schadstoffen mit einer Unsicherheit belastet sind. Dennoch ermöglichen sie es, die Orte mit den Sedimentablagerungen zu finden, die durch ihr Volumen und das Maß der Schadstoffbelastung in Verbindung mit der Abschätzung des möglichen Risikos der Remobilisierung dieser Sedimente ein potenzielles Risiko für andere Bereiche im Einzugsgebiet der Elbe darstellen.

Teilprojekt 6: Altsedimente in der Elbe und ihren Seitenstrukturen im Abschnitt von Pardubice bis zur Moldaumündung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Projektes SedLa durch die Karlsuniversität Prag durchgeführt. Das Augenmerk lag auf den am stärksten belasteten Gebieten in der Mitte der Region Polabí, wo anhand von Recherchen bedeutende schadstoffbelastete Altsedimente ermittelt wurden. Die Forschungsarbeiten zielten vor allem auf die Seitenstrukturen der Elbe – auf alte Mäander, sowohl natürlich als auch künstlich abgetrennte – und die Elbaue. Diese Zonen unterliegen nicht dem systematischen Monitoring der Elbesedimente, obwohl sie für das aquatische Ökosystem ein beträchtliches Risiko darstellen können. Altarme werden bei höheren Wasserständen – wenn sich nach dem Abfallen der Hochwasserwelle

und beim Rückgang der Strömungsgeschwindigkeit die gerade eine Vielzahl von Schadstoffen tragende feine Suspension ablagert – wieder mit der Elbe verbunden. Einen Bestandteil der Forschungsarbeiten bildete auch die Beprobung der Sedimente aus Wasserläufen, die Niederschlags- und teilweise auch Abwasser aus ausgewählten Industriebetrieben ableiten.

Im Rahmen dieser Kriterien wurde als am besten geeignetes Gebiet die Region Pardubice ausgewählt, in der sich der Chemiebetrieb Synthesia, a. s. und die Raffinerie PARAMO befinden, sowie die Region Neratovice, in der die Chemiefabrik Spolana, a. s. liegt, die vor allem in der Vergangenheit zu den größten Schadstoffeinleitern der Elbe gehörten.

Das Monitoring zu Ermittlungszwecken wurde in der Region Pardubice im Altarm Rosické rameno, im Winterhafen Parama vorgenommen und als Vergleichsstandort wurde der See Jarkovské jezero betrachtet. Anhand dieser Ergebnisse wurden anschließend subaquatische Sedimente an den am stärksten belasteten Orten in der maximal möglichen Tiefe entnommen. Es handelte sich um zwei Standorte im Rosické rameno, einen Standort im Winterhafen Parama und drei in diesem Gebiet in der Elbaue vorgenommene Bohrungen.



Abb. B-A2-7-9: Detail des subaquatischen Sediments vom Standort Libišská tůň (Foto: D. Chalupová)



Abb. B-A2-7-10: Untersuchung der Alten Elbe bei Obříství und anschließende Entnahme subaquatischer Sedimente (Foto: D. Chalupová, B. Janský)

In der Region Neratovice erfolgte die Beprobung zu Forschungszwecken aus dem Kleingewässer Libišská tůň, dem Graben Libišská strouha (mündet aus dem Gelände der Firma Spolana, a. s.) und der Alten Elbe bei Obříství. Die Ergebnisse bestätigten auch in diesen Altsedimenten eine starke Belastung, deshalb erfolgte am Standort Obříství und an zwei Standorten im Libišská tůň eine Tiefenentnahme subaquatischer Sedimente. Gleichzeitig wurden in diesem Gebiet in der Elbaue an 5 Probenahmestellen Bohrungen und eine Tiefenentnahme von Sediment aus dem Libišská strouha durchgeführt.

Zur Abschätzung der Sedimentmenge wurden die geomorphologischen Merkmale des Geländes einschließlich Geländemessungen genutzt. Berücksichtigt wurden Parameter der Altarme, des Gewässers sowie der Charakter der Gewässeraue. Im Falle des Libišská tůň und der Alten Elbe bei Obříství standen bathymetrische Karten zur Verfügung, von den Kartengrundlagen wurden ferner historische Karten der Untersuchungsgebiete, Karten mit den Überschwemmungsgebieten und Strömungsgeschwindigkeiten genutzt. Unter dem Aspekt des Sedimentationsmaßes wurden auch detaillierte Parameter von Dammbauwerken, ggf. der Verbindung der Altarme mit dem Hauptstrom der Elbe ermittelt.

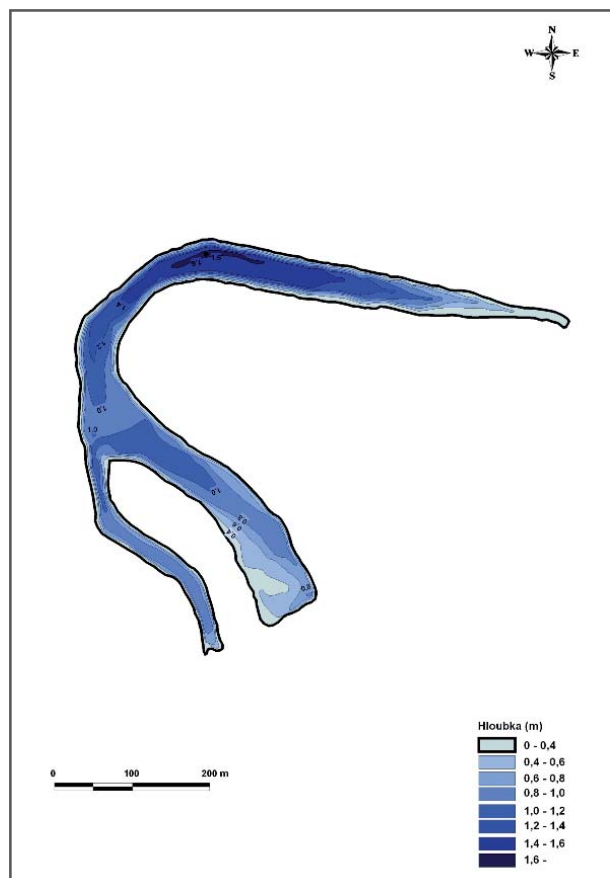


Abb. B-A2-7-11: Bathymetrische Karte Alte Elbe bei Obříství (Quelle: B. Janský, M. Šobr et al. 2003)

Die Mächtigkeit der Sedimente wurde ebenfalls anhand von Geländeuntersuchungen (Stechproben mit einer Eisenstange), von Ergebnissen der Entnahmen subaquatischer Sedimente und in der Aue durchgeführten Bohrungen abgeschätzt.

Obwohl die oben genannten Methoden keine allzu genauen Informationen liefern, lassen sich auch so Risiken identifizieren, die sich aus dem Charakter der Lagerung und dem Maß der Schadstoffbelastung des Sediments ergeben.

Unsicherheiten

In allen sechs Teilprojekten resultierten die größten Unsicherheiten in der Bestimmung der Sedimentgesamtmengen aus der Extrapolation der Daten von ausgewählten, untersuchten Standorten auf das gesamte Untersuchungsgebiet. Mit verschiedenen Hilfsmitteln, wie z. B. der vorherigen Klassifikation von Bühnenfeldern, wurde versucht, diese Unsicherheiten so gering wie möglich zu halten.

Die Teiluntersuchungsgebiete (1) Bühnenfelder der Elbe, (2) Staustufen der Saale sowie (3) Seitenstrukturen von Elbe und (4) Saale umfassen jeweils sehr große Flächen. Diese Flächen sind mit Hilfe von Luftbildaufnahmen oder GIS gut bestimmbar.

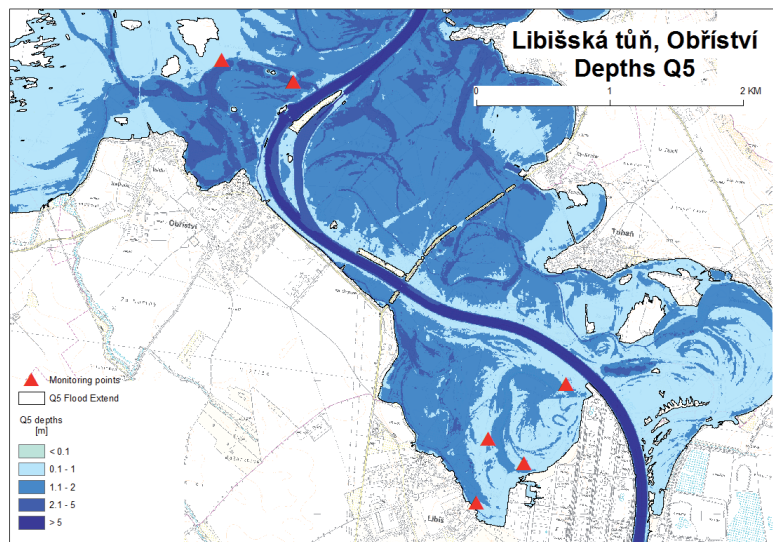


Abb. B-A2-7-12: Tiefen in der Region Neratovice bei HQ₅ (Quelle: DHI, a. s.)

Die hohe Heterogenität der Verteilung von Sedimenten und der Sedimentschichtungen in der Fläche macht die Ermittlung von Sedimentmächtigkeiten durch Peilung schwierig. Die Berechnung des Gesamtsedimentvolumens kann daher nur eine vertrauenswürdige Schätzung sein.

Die Annahme einer einheitlichen Dichte zur Berechnung der Sedimentmenge aus den ermittelten Volumina ist ebenfalls eine starke Vereinfachung.

A2-8 REMOBILISIERBARKEIT VON SEDIMENTEN

Sedimente und Altsedimente stellen im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts einen relevanten Quellentyp dar, der im Zuge der quellenbezogenen Risikoanalyse zu betrachten ist (Anl. A2-6). Die Abschätzung der Remobilisierbarkeit im Rahmen der Stufe 2 dieser Analyse (vgl. **Abb. B-A2-6-1** in Anl. A2-6) ist dabei ein entscheidender Schritt. Deshalb wurden im Rahmen dieses Konzepts Methoden zur Abschätzung der Remobilisierbarkeit entwickelt und situationsbezogen angewendet.

Vorgehen im tschechischen Teileinzugsgebiet

Zur Beurteilung der Remobilisierbarkeit der Sedimente wurden im Rahmen des Projektes SedBiLa mathematische Modelle genutzt, die auf der Kenntnis von Korngrößendaten basieren. Da sich Größe und Charakter der Břilina und der Elbe voneinander unterscheiden, wurden unterschiedliche Typen von hydrodynamischen Modellen genutzt.

Zur Simulation der Sedimentbewegung an ausgewählten

Standorten des Elbeabschnittes zwischen Ústí nad Labem und der Staatsgrenze wurde ein hydrodynamisches Modul und für die Berechnung der Gewässermorphologie des zweidimensionalen Modells MIKE 21 (DHI, a. s.) ein Sedimenttransportmodul eingesetzt. Nach der Bearbeitung der Eingangsdaten und der Zusammenstellung der Schichten für die Simulation wurde das Modell mithilfe verfügbarer bekannter Daten sowie anhand des Verlaufs der Hochwasserwellen in den Jahren 2006 und 2011 kalibriert. Ergebnis der Simulationen sind Karten mit den Veränderungen der Sohle und der Konzentrationen. Sie zeigen für die einzelnen Standorte den Beginn der Sedimentbewegung in Bezug auf den Durchflusswert, bezogen auf den Pegel Ústí nad Labem an der Elbe.

Zur Simulation der Sedimentbewegung an ausgewählten Standorten des Unterlaufes der Břilina wurde ein eindimensionales hydrodynamisches Modell (DHI, a. s.) genutzt, das anhand von hydrologischen Ereignissen in den Jahren 2009 und 2011 kalibriert wurde. Zur Definition

der Randbedingungen wurden für ausgewählte Standorte theoretische Durchflussganglinien erstellt. Durch anschließende Berechnungen wurden die Durchflussschwellen für die Remobilisierung feinkörniger Sedimente festgelegt, d. h. der Beginn der Sedimentbewegung in Bezug auf einen Durchflusswert, bezogen auf den Pegel Trmice an der Bílina.

Die Ergebnisse der Simulationen wurden als Tabellen und Karten aufbereitet, aus denen das abgestufte, durchflussabhängige Risiko der Remobilisierung der Sedimente für die untersuchten Standorte an der Bílina und am Elbeabschnitt von Ústí nad Labem bis zur Staatsgrenze ersichtlich ist. Eine Anschauung dafür liefert **Abbildung B-A2-8-1**.

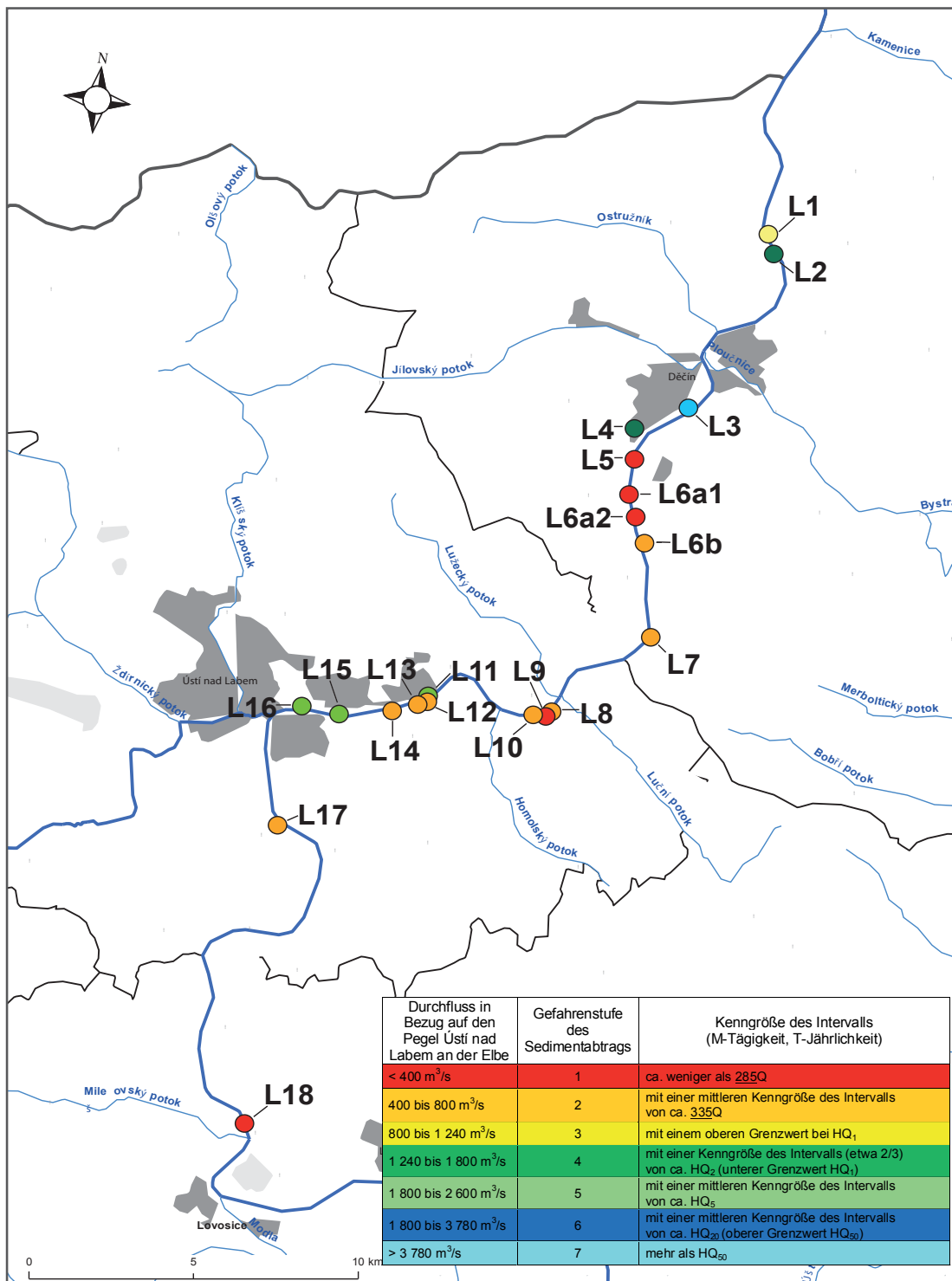


Abb. B-A2-8-1: Risiko des Sedimentabtrags an gegebenen Standorten in Abhängigkeit vom Durchfluss (Quelle: Povodí Labe, státní podnik)

Vorgehen im deutschen Teileinzugsgebiet

Die Remobilisierbarkeit von Sedimenten kann durch gezieltes künstliches Herbeiführen einer Mobilisierung unter kontrollierten Bedingungen (Faktor Substrat) oder durch Beobachtung einer natürlich aufgetretenen Mobilisierung beispielweise bei Hochwasser (Faktor Standort) untersucht werden. Vorteil der erstgenannten Herangehensweise ist die Möglichkeit der messtechnischen Erfassung von Schwellenwerten für die Mobilisierung unter kontrollierten Randbedingungen weitgehend unabhängig von der hydrologischen Situation. Allerdings ist die gezielte Beprobung einer Ablagerung aufgrund des hohen messtechnischen Aufwands auf einzelne Standorte beschränkt, so dass sich wegen der bekannten hohen Variabilität der Erosionsstabilität nur kleinräumig Aussagen ableiten lassen. Eine Mobilisierung bei Hochwasser zu beobachten setzt hingegen das Auftreten eines entsprechenden Ereignisses bei gleichzeitig hohem Messeinsatz unter meist widrigen Bedingungen voraus. Die beiden Methodiken sind sinnvoll komplementär einzusetzen. Die gewählten Beispiele sind für das gesamte Elbegebiet repräsentativ.

1. Faktor Substrat

Der Bearbeitungsschwerpunkt zur Mobilisierbarkeit Faktor Substrat umfasst:

- die Benennung von geeigneten Parametern zur substratgebundenen Abschätzung von mobilisierbaren Sedimentanteilen,
- die Darstellung und Bewertung von ausgeführten und vorliegenden Untersuchungen,
- die Ableitung einer Methodik zur Abschätzung der Erosionsstabilität kohäsiver Sedimente.

Parameter und Bestimmungsstrategien

Die Erosionsstabilität von Sohlsedimenten bzw. Ablagerungen wird in der Regel über einen Schwellenwert definiert. Als Schwellenwert dient üblicherweise eine kritische Sohlschubspannung für Erosion, d. h. ein Wert einer Sohlschubspannung, bei dessen Überschreitung Sohlsedimente remobilisiert werden. Bei grobkörnigen Sohlsedimenten ist vor allem die Korngrößenverteilung entscheidend für den Wert dieser kritischen Erosionsschubspannung. Bei kohäsiven Ablagerungen spielen darüber hinaus weitere Faktoren wie die Lagerungsdichte der Sedimente, die Ablagerungshistorie oder biogene Stabilisierungseffekte eine Rolle (z. B. Aberle et al. 2004, Bale et al. 2007, Gerbersdorf et al. 2005, Krone 1999, Lau und Droppo 2000, Mostafa 2008, Widdows et al. 2006). Aus diesem Grund stehen keine allgemein gültigen Berechnungsansätze zur Bestimmung der Erosionsstabilität von Feinsedimentablagerungen zur Verfügung. Vorhandene Naturmessungen zur Erosionsstabilität sind

außerdem nicht ohne weiteres von einem Gebiet auf ein anderes übertragbar. Eine messtechnische Erfassung des Erosionsbeginns ist also eine Voraussetzung für die Abschätzung der Erosionsstabilität bzw. Mobilisierbarkeit.

Die Erfassung der kritischen Erosionsschubspannung kann grundsätzlich direkt vor Ort an der ungestörten Sedimentablagerung („in-situ“) oder an im Feld entnommenen Proben vor Ort direkt nach der Entnahme („ex situ, on site“) oder später im Labor („ex situ, off site“) durchgeführt werden. In der Literatur sind diverse unterschiedliche Bauformen von Erosionsmessgeräten dokumentiert (z. B. Längsgerinne, Erosionskammern und Wasserstrahlapplikatoren). Die einzelnen Gerätebauarten unterschieden sich sehr stark in der Art und Weise, wie Erosion provoziert wird. Scherströmungen, Unter- oder Überdruck oder Turbulenz sind dabei in unterschiedlichem Maße die hauptverantwortlichen Antriebskräfte für die Erosion. Das Maß an ungewollter Beeinflussung der zu untersuchenden Probe nimmt dabei mit der Entnahme und durch Transport und Verzögerung bis zur Messung zu. Um die Beeinflussung möglichst gering zu halten, sind deshalb „in-situ“-Methoden oder zumindest Methoden, bei denen die Messung vor Ort und direkt nach der Entnahme erfolgt, zu bevorzugen. Ihre Einsatzbereiche sind abhängig vom Ziel der Studie, der Art der zu messenden Sedimente sowie von der Machbarkeit des Einsatzes vor Ort (Anzahl der Operateure, Mobilität des Systems, Erreichbarkeit der Probennahmestellen) (Aberle 2008). Vergleiche der unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der kritischen Erosionsschubspannung deuten darauf hin, dass grundsätzlich kein Gerät gegenüber den anderen dominiert (Wiberg et al. 2013). Um Daten verschiedener Instrumente miteinander zu vergleichen, können volumen- und flächennormierte Konzentrationen von resuspendiertem Material herangezogen werden (Tolhurst et al. 2000).

Wichtig für die Qualität der Daten ist neben der Einhaltung etablierter Protokolle eine geringstmögliche Störung der Sedimente vor der Messung.

Zur Bestimmung der Erosionsschubspannungen wurden im Elbeinzugsgebiet zwei Messmethoden angewendet: Ein Längsgerinne zur In-situ-Messung in Bühnenfeldern der Elbe und den Seitenstrukturen im Bereich Sachsen-Anhalt sowie ein mobiles Erosionskammersystem zur vor-Ort-Messung an verschiedenen Seitenstrukturen der Elbe ohne oder mit eingeschränkter Verbindung zum Fluss.

Da der Erosionswiderstand einer Ablagerung bekannter-

maßen stark variiert und mit der genannten Methodik außerdem ausschließlich die obere Sedimentschicht beprobt wird, ist es empfehlenswert, neben der direkten Bestimmung der kritischen Sohlschubspannungen für Erosion an ausgewählten Standorten, Korrelationen mit bestimmten Eigenschaften der Sedimentablagerungen zu prüfen, die eine Abschätzung der Erosionsstabilität weiterer Sedimentdepots im selben Gebiet erlauben. Relevante Parameter sind dabei beispielsweise die Korngrößenverteilung, der Tongehalt (Anteil Kornfraktion $<2\ \mu\text{m}$), die Lagerungsdichte oder der Gehalt an organischer Substanz.

Messungen mit dem Erosionslängsgerinne (Elbe-Buhnenfelder und Nebengewässer in Sachsen-Anhalt)

In der Natur herrschen meist gerichtete Scherströmungen vor, die am ehesten von Erosionsmessgeräten mit Längsgerinnen nachgebildet werden. Das Prinzip der Erosionslängsgerinne ist es, eine definierte Scherströmung auf einen zu beprobenden Sohlabschnitt aufzubringen. Dazu wird ein kastenartiges abgeschlossenes Gerinne plan auf die Sohle aufgesetzt. Eine rechteckige Aussparung in einem Teil des Gerinnebodens definiert das Messfeld. Das Umgebungswasser wird durch eine regelbare Pumpe am Auslauf des Kanals am Messfeld vorbei durch das Gerät hindurch abgesaugt. Die Pumpe wird dabei so geregelt, dass über dem Messbereich vorab bestimmte, definierte Scherströmungen generiert werden. Im Auslaufbereich des Gerätes wird die Trübung kontinuierlich überwacht, so dass von einem detektierten, signifikanten Trübungsanstieg auf einen Erosionsbeginn und damit auf die Erosionsstabilität der Sedimente im Bereich des Messfeldes geschlossen werden kann.

Abbildung B-A2-8-2 zeigt eine schematische Darstellung eines Erosionslängsgerinnes. Die Erosionsuntersuchungen werden so ausgeführt, dass die aufgebrachten Sohlschubspannungen stufenweise erhöht werden. Die Schwebstoffkonzentration im abgesaugten Wasser wird dabei kontinuierlich überwacht. Es wird dokumentiert, ob und bei welcher Sohlschubspannung eine Flockenerosion und wann eine Massenerosion auftritt. Eine Flockenerosion äußert sich in einem eher kurzzeitigen, nicht allzu großen Anstieg der Schwebstoffkonzentration, der recht

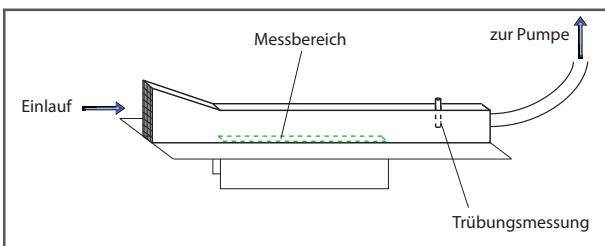


Abb. B-A2-8-2: Schemaskizze eines Längsgerinnes zur In-situ-Erfassung der kritischen Sohlschubspannung für Erosion (Quelle: Hillebrandt 2013)

schnell wieder abklingt. Auch Randeffekte können solche Konzentrationsverläufe verursachen. Bei der Massenerosion hingegen steigt die Schwebstoffkonzentration stark an und fällt nur langsam wieder ab. Für die Beurteilung des Remobilisierungsrisikos schadstoffbelasteter Sedimente ist dieser letztere Mechanismus der maßgebende, da nur hier signifikante Mengen mobilisiert werden.

Im Elbegebiet wurden an ausgewählten Standorten entsprechende Untersuchungen durchgeführt. Im Rahmen des Projektes „Remobilisierungspotenzial von belasteten Altsedimenten in Gewässern Sachsen-Anhalts“ (G.E.O.S. 2013) wurden Untersuchungen an 15 ausgewählten Standorten in den Gewässern Saale (nicht schiffbar), Bode, Schwarze und Weiße Elster sowie der Schlenze ausgeführt. Zur Charakterisierung von häufig anzutreffenden Gewässerabschnitten wurden die Untersuchungen zur Bestimmung des Remobilisierungspotenzials an den nachfolgend aufgeführten gewässertypischen Standorten ausgeführt:

- Staubereiche mit durchströmten Anlagenteilen (Staßfurt, Wehr Oebnitz, Bad Dürrenberg)
- Stillwasserzonen (Altarme Calbe und Plötzkau)
- Fließbereiche der Bode (Hohenerxleben, Staßfurt) sowie Schlenze (Friedeburg)
- Fließbereiche der Weißen Elster (Osendorf, Hubschütz Döllnitz)
- durchströmte Saale-Nebenstrukturen (Steinmühle, Schwanenbrücke, Rabeninsel, Wettin).

Analoge Untersuchungen wurden in 6 ausgewählten Buhnenfeldern der Elbe zwischen km 430 und km 510 beauftragt.

Die Untersuchungen wurden jeweils durch das Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung (IWS) am Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft der Universität Stuttgart umgesetzt. **Abbildung B-A2-8-3** zeigt das eingesetzte In-situ-Messgerät.



Abb. B-A2-8-3: Längsgerinne der Universität Stuttgart zur In-situ-Erfassung der kritischen Sohlschubspannung für Erosion (Quelle: IWS 2013a)

Neben den In-situ-Messungen am Gewässer selbst wurden Sedimentkerne entnommen, an denen weitere Untersuchungen im Wasserbaulabor des IWS vorgenommen wurden. **Abbildung B-A2-8-4** illustriert die Kernentnahme und zeigt beispielhaft einen Sedimentkern aus einem Bühnenfeld der Elbe. Es wurden Tiefenprofile des Erosionswiderstands und der Erosionsrate sowie Tiefenprofile von Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte und weiteren sedimentologischen und chemischen Parametern ermittelt. Die untersuchten Parameter und die gewonnenen Ergebnisse sind in den entsprechenden Fachberichten dokumentiert (IWS 2013a, IWS 2013b).

Generell ist festzuhalten, dass die Werte der Erosionsstabilität stark streuten. Es konnten jedoch verschiedene grundsätzliche Abhängigkeiten beobachtet werden. Proben mit einem hohen Sandanteil im Bereich von ≥ 60 Massen-% wiesen meist eine hohe Feuchtdichte um 2 t/m^3 und gleichzeitig eine niedrige kritische Sohlschubspannung für Erosion im Bereich $< 1 \text{ N/m}^2$ auf. Ablagerungen hingegen mit einem signifikanten Anteil an kohäsivem Sediment (maßgebend hier Tongehalte im Bereich $\geq 10 \%$) wiesen geringere Dichten auf ($1,2$ bis $1,6 \text{ t/m}^3$), besaßen aber gleichzeitig meist einen deutlich höheren Erosionswiderstand, allerdings mit großen Schwankungen im Wertebereich (1 bis 10 N/m^2). Der Einfluss von Dichteänderungen bei gleichzeitig konstanter Korngrößenverteilung spielte bei den beprobten Ablagerungen eine im Vergleich eher untergeordnete Rolle. Die Zunahme der Erosionsstabilität mit der Tiefe aufgrund von Konsolidierungseffekten lag im Bereich von $0,5$ bis 1 N/m^2 . Signifikante Abhängigkeiten vom Gehalt an organischer Substanz konnten nicht festgestellt werden. Als pragmatischer Ansatz auf Grundlage der bisherigen eingeschränkten Erfahrungen im Elbegebiet bietet sich deshalb die Einordnung der Ablagerungen nach ihrer Korngrößenverteilung an.

Messung über das mobile Erosionskammersystem (Elbe-Seitenstrukturen)

Für die Messung vor Ort wurde die runde Erosionsapparatur „Mikrokosmos“ genutzt, bei der aus zwei sich überlagernden Strömungsregimes eine räumlich homogene Schubspannungsgeschwindigkeit über der Sedimentoberfläche erzielt wird. Hierzu wird eine Apparatur in definiertem Abstand über der Oberfläche eines Sedimentkerns (Durchmesser 10 cm) positioniert. Sie besteht u. a. aus einer rotierenden Scheibe, die eine von außen nach innen abnehmende Strömungsgeschwindigkeit über der Sedimentoberfläche hervorruft. In der Mitte der Apparatur wird während der Messung in definierter Weise Flüssigkeitsvolumen abgepumpt und am Rand des Sedimentkerns wieder zugegeben. Durch die somit zentripetale Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit wird der durch die rotierende Strömung induzierte Geschwindigkeitsgradient ausgeglichen. Eine schrittweise Erhöhung der Erosionsschubspannung erfolgt durch eine gleichzeitige Änderung von Durchfluss und Scheibenrotation in definierten Schritten, für die der Mikrokosmos „ab Werk“ kalibriert wurde. Die Dauer der einzelnen Schritte wurde auf 5 Minuten festgelegt. Die Resuspendierung der Sedimentoberfläche wurde über einen optischen Backscatter verfolgt, dessen Trübungsangaben über Einzelproben kalibriert wurden. Der Mikrokosmos ist besonders für feine Sedimente einsetzbar, da sandiges Material, das rasch wieder sedimentiert, nicht am Trübungssensor vorbeigeführt und damit nicht detektiert wird. Eine Unterscheidung der Sedimente erfolgte nach visueller Inspektion der Resuspendierungsprofile und der Identifizierung von Erosionsschwellen.

Methodik zur Abschätzung des Erosionsrisikos

Die Erosionswahrscheinlichkeit eines Sedimentkörpers setzt sich zusammen aus der kritischen Sohlschubspannung für Erosion und der Überschreitungswahrscheinlichkeit dieses kritischen Wertes durch den tatsächlichen



Abb. B-A2-8-4: Entnahme von Sedimentkernen für die Ermittlung der Erosionsstabilität im Tiefenprofil sowie für die Ermittlung von Zusatzparametern wie Korngrößenverteilung und Lagerungsdichte im Tiefenprofil (Quelle: IWS 2013a)

Strömungsangriff. Die kritische Sohlschubspannung für Erosion ist wie oben beschrieben im Wesentlichen eine Eigenschaft der Sedimentablagerung, nämlich der Wert einer Sohlschubspannung, bei dessen Überschreitung eine Mobilisierung von Sedimenten auftritt. Der tatsächliche Strömungsangriff in Form einer Sohlschubspannung ist hingegen eine Eigenschaft der Strömung. Beide Parameter, die kritische Sohlschubspannung für Erosion sowie ihre Überschreitungswahrscheinlichkeit, sind schwierig und nur lokal mit einiger Verlässlichkeit zu bestimmen. Solange verlässliche Informationen zur Überschreitungswahrscheinlichkeit eines kritischen Strömungsangriffs fehlen, sollte nach dem Vorsorgeprinzip davon ausgegangen werden, dass bei erhöhten Abflüssen und entsprechender Überströmung der Ablagerungen ein kritischer Wert überschritten werden kann. Als letztendliches Unterscheidungsmerkmal einer Sedimentablagerung in tendenziell eher erosionsstabil oder erosionsgefährdet bleibt dann noch der Betrag der kritischen Sohlschubspannung. Wie oben beschrieben konnte in den beprobten Ablagerungen in den Bühnenfeldern der Elbe und den sachsen-anhaltischen Nebengewässern der höchste Erklärungswert der kritischen Sohlschubspannung der Korngrößenverteilung bzw. dem Sand-, Schluff- und Tongehalt der Ablagerung zugeschrieben werden. Die Ergebnisse sind konsistent und widerspruchsfrei zu Literaturangaben (vgl. z. B. Amos und Mosher 1985, Kamphuis und Hall 1983, Lick et al. 2007, van Ledden et al. 2004, Whitehouse et al. 2000). Auf Basis der bisherigen eingeschränkten Erkenntnisse sind Sedimente im Elbegebiet mit einem Tongehalt $\geq 10\%$ aufgrund ihrer signifikanten kohäsiven Eigenschaften als eher erosionsstabil einzustufen. Andere feinkörnige Ablagerungen werden als eher leicht erodierbar eingestuft. Bei den Untersuchungen im Längsgerinne zeigten sich besonders Ablagerungen mit hohem Sandanteil als leicht mobilisierbar. Andererseits ist wegen ihres eher geringen Schadstoffgehaltes durch die höheren Korndurchmesser das Risiko, das durch ihre Mobilisierung ausgeht, im Vergleich zu feineren, aber ebenfalls weniger kohäsiven Ablagerungen als geringer einzustufen.

Die hier getroffene Einteilung von Ablagerungen feinkörniger Sedimente in zwei Gruppen (leicht bzw. schwer erodierbar) stellt eine starke Vereinfachung der tatsächlichen Situation dar, die jedoch notwendig ist, um auf Flussgebietsskala Abschätzungen zu treffen und Maßnahmen zu priorisieren. Detailliertere Einteilungen und Abschätzungen zur Mobilisierbarkeit sind grundsätzlich anzustreben, derzeit aufgrund des aktuellen Kenntnisstands und der begrenzten Datenlage allerdings nur lokal möglich.

Unsicherheiten

Um eine Übertragbarkeit der ermittelten Ergebnisse von den wenigen ausgewählten Standorten auf andere Stand-

orte zu ermöglichen, wurde die Korrelation der ermittelten Erosionsstabilität mit diversen weiteren, leichter zu erhebenden Parametern analysiert. Als relevanter Parameter wurde vor allem die Kohäsivität der Sedimentablagerung, hier ausgedrückt durch den Anteil an Partikeln der Tonfraktion $\leq 2\ \mu\text{m}$, identifiziert. Allerdings ist die Datenlage bezüglich des Tongehalts für die Gesamtheit der schadstoffbelasteten Ablagerungen sehr schwach, was eine flächendeckende Übertragung derzeit nicht erlaubt. Hinzu kommt die Unsicherheit in der Bestimmung des Anteils kohäsiver Fraktionen, der je nach Messmethodik und Probenaufbereitung starken Schwankungen unterliegen kann. Im Einzelfall ist zu prüfen, welche Kornfraktionen bzw. welche Schwellenwerte von Anteilen bestimmter Fraktionen als die maßgebenden für die Erosionsstabilität anzusehen sind.

Aus praktischen Gesichtspunkten heraus wurden zwei verschiedene Methodiken zur Messung der Erosionsstabilität angewandt (Längsgerinne, Erosionskammersystem). Qualitativ zeigen beide Methoden vergleichbare Ergebnisse, bezüglich der absoluten Zahlenwerte bestehen jedoch Unsicherheiten, da bisher keine direkten Vergleichsmessungen durchgeführt wurden.

In den durchgeführten Untersuchungen mit dem Längsgerinne wurde die Bestimmung des Erosionsbeginns durch eine Kameraüberwachung des Messfeldes von einem Bearbeiter visuell bestimmt. Eine gewisse Subjektivität führt hier zu Unsicherheiten, im Hinblick auf die natürliche Streubreite der Werte wird dieser Effekt jedoch als von eher untergeordneter Bedeutung betrachtet.

Bei hoher Heterogenität der Sedimentablagerung sind lokal erfasste Werte unter Umständen nicht repräsentativ für größere Flächen.

Daneben bleibt die bereits thematisierte Unsicherheit der Bestimmung, ob bzw. wann bei einem bestimmten hydrologischen Ereignis ermittelte kritische Sohlschubspannungen überschritten werden. Je nach Topographie im Nahfeld der Sedimentablagerung kann die Überschreitungswahrscheinlichkeit lokal sehr unterschiedlich ausgeprägt sein. Aufgrund der Schwierigkeit, diese Überschreitungswahrscheinlichkeit einigermaßen verlässlich zu bestimmen, wird hier nach dem Vorsorgeprinzip davon ausgegangen, dass bei erhöhten Abflüssen und entsprechender Überströmung der Ablagerungen ein kritischer Wert auch überschritten werden kann. Zur Bestimmung des Remobilisierungsrisikos wird deshalb nur die Erosionsstabilität herangezogen.

2. Faktor Standort – Methodik zur Abschätzung der hochwasserinduzierten Remobilisierung von Altsedimenten

Hochwasserereignisse haben, bezogen auf ihre zeitliche Dauer, einen überproportional hohen Anteil am Stofftransport (Schwebstofffracht und Schadstofffracht). Auf der Erosionsstabilität von Sedimenten beruhende Schätzungen zur Remobilisierung von Altsedimenten in Teilabschnitten des Flusssystemes können durch Beobachtungen abgelaufener Hochwasserereignisse einer Realitätsprüfung unterzogen werden. Bei der Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzepts wurden folgende Grundlagen verwendet:

- Zusammenstellung exemplarischer Hochwassersituationen der Elbe bezogen auf den Pegel Wittenberge bei $Q > 1080 \text{ m}^3/\text{s}$ (Zeitraum 1994 – 2011). Enthalten sind u. a. Zeitpunkt des Scheitels in Wittenberge, Abstand zum Vorereignis, die Ereignisdauer, der Beitrag der großen Nebenflüsse sowie der Entstehungs- und der Regionaltyp.
- Ergebnisse aus dem regulären Elbemessprogramm für die exemplarischen Hochwasserzeiträume
- Ergebnisse der Sondermessprogramme und des regulären Messprogramms beim Frühjahrshochwasser 2006
- Schwebstoffkonzentrationen (2003 – 2008) an den Messstellen Torgau, Wittenberg, Aken, Barby, Tangermünde, Wittenberge (WSV-Schwebstoffmessnetz)
- Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe, Juni 2013.

Ergebnisse

Eine durch Hochwasserereignisse bewirkte Sedimentremobilisierung kann auf direktem oder indirektem Wege nachgewiesen werden. Indirekte Methoden nutzen die Schwebstoffkonzentration, die Belastung der Schwebstoffe oder die Belastung der Gesamt-Wasserprobe, um eine Beziehung zwischen dem transportierten Schwebstoff und oberhalb einer Messstelle befindlichen Sedimentablagerungen herzustellen. Während der Nachweis, ob eine Sedimentremobilisierung erfolgt oder nicht erfolgt, vergleichsweise einfach zu erbringen ist, erfordert die Quantifizierung der Menge des remobilisierten Sediments umfangreiche Feldmessungen und ist mit sehr großen Unsicherheiten verbunden. Aus dem direkten Vergleich des Volumens der z. B. in einem Bühnenfeld abgelagerten Feinsedimente vor und nach einem Hochwasserereignis (Schwartz 2006) kann das Volumen remobilisierter Sedimente abgeschätzt werden. Bei Vorliegen entsprechender Analysedaten lassen sich auch remobilisierte Schadstoffmengen ermitteln. Eine räumliche Übertragbarkeit der Ergebnisse ist nur unter der Annahme ähnlicher Verhältnisse in benachbarten (typgleichen) Bühnenfeldern möglich.

Die Schwebstoffkonzentration an einer Messstelle spiegelt neben der oberstromigen Bilanz von Sedimentremobilisierung und Sedimentablagerung auch die Bilanz von Feststoffeintrag und -austrag und die Planktonproduktion vor dem Hintergrund einer variablen Wasserführung mit verdünnenden und aufkonzentrierenden Effekten wider. Im Anstieg einer Hochwasserwelle sind die Prozesse Sedimentremobilisierung und Feststoffeintrag dominierend. Eine grobe Abschätzung der relativen Bedeutung des Feststoffeintrags kann über die Betrachtung der hydrometeorologischen Hochwassergenese (z. B. Starkniederschlag, Schneeschmelze) und der jahreszeitlichen Vegetationsbedeckung erfolgen. Die um den Anteil des Feststoffeintrags bereinigte Schwebstoffkonzentration bzw. -fracht entspricht dann dem Anteil der remobilisierten Sedimente [im Anstieg einer Hochwasserwelle].

Die Schwebstoff-/Wasserbeschaffenheit an einer Messstelle ergibt sich aus der Summe der oberhalb wirkenden Einflussfaktoren. Bei Hochwasserereignissen weisen die meisten gemessenen Schadstoffkonzentrationen im Schwebstoff bzw. in der Gesamt-Wasserprobe eine ausgeprägte Dynamik auf. Je nach zeitlicher Auflösung der Untersuchungen (Tageswerte, Monatsmischproben) können Laufzeiten (und vorrangige Ursprungsgebiete einzelner Schadstoffe) oder aber hochwasserbedingte Konzentrationserhöhungen abgeschätzt werden, die u. a. auf die Remobilisierung entsprechend belasteter Altsedimente zurückgeführt werden können. Sofern die transportierte Fracht für das Hochwasserereignis, die Belastung der Sedimente im Einzugsgebiet und weitere Ein- und Austräge bekannt sind, kann eine Abschätzung der Menge der remobilisierten Altsedimente erfolgen. Diese Abschätzung erfordert zur Minimierung der Unsicherheiten ein angepasstes Messprogramm mit hoher zeitlicher Auflösung. Das Messprogramm Extremereignisse (FGG Elbe 2012) wurde dafür konzipiert, die Daten des Junihochwassers 2013 sollten einen wesentlichen Erkenntnisfortschritt bringen.

Ein prägendes Element der Mittleren und Unteren Elbe sind Bühnenfelder, in denen teils erhebliche Sedimentmengen liegen. Sofern bei steigender Wasserführung die Bühnenköpfe überspült werden, beginnt die Erosion nichtkonsolidierter Sedimente in den Bühnenfeldern und die Schwebstoffkonzentration steigt sprunghaft an (Baborowski et al., 2004). Für Magdeburg wird für diesen Vorgang ein Schwellenwert von $800 \text{ m}^3/\text{s}$ angegeben (Spott & Guhr 1996 [zit. in Baborowski et al. 2004]), für Wittenberge ein Schwellenwert von $1080 \text{ m}^3/\text{s}$ (Baborowski et al., 2007). Aus den Schwebstoffkonzentrationen (2003 – 2008) des WSV-Schwebstoffmessnetzes und den Durchflüssen an den Bezugspegeln wurden pegelspezifische

Durchflussschwellenwerte für Torgau (500 m³/s), Wittenberg (500 m³/s) und Aken (700 m³/s) abgeschätzt. Wie **Abbildung B-A2-8-5** zeigt, ist jedoch auch unterhalb dieses Schwellenwertes z. B. bei den kleineren Wellen im Februar und März 2006 die Schwebstoffführung sprunghaft höher.

Für den Zeitraum 1994 bis 2011 wurden exemplarische Hochwasserereignisse der Elbe bezogen auf einen Durchfluss > 1080 m³/s am Pegel Wittenberge zusammengestellt. Extremhochwasser wurden nach der Methode von Schwandt & Hübner (2009) ausgewählt und gesondert hervorgehoben. Für die Hochwasserzeiträume wurde eine Recherche nach Ergebnissen von Schwebstoffproben (Sammelbecken oder Zentrifuge) und Wasserproben durchgeführt.

Zeitintegrierte Proben wie die Monatsmischproben aus den Schwebstoffsammelbecken können bei guter zeitlicher Überschneidung von Hochwasserereignis und Probenahmezeitraum eine Gesamtbetrachtung des Ereignisses insbesondere im Vergleich zu mittleren Verhältnissen unterstützen. Die für die Messstation Seemannshöft in **Abbildung B-A2-8-6** dargestellte überwiegend höhere Cadmiumkonzentration der Hochwasserzeit-

räume im Vergleich zu den Jahresmittelwerten kann als Nachweis der Remobilisierung cadmiumbelasteter Altseimente interpretiert werden.

Unsicherheiten

Hochwassersituationen werden in ihrer Dynamik durch das reguläre Messprogramm nicht gut erfasst. Bei Extremhochwasser kommt es zudem zum Ausfall von Messstationen und Probenahmen müssen entfallen. Das Frühjahrshochwasser 2006 wurde durch Sondermessprogramme von Landesbehörden und Forschungsinstitutionen begleitet. Oberflächenwasser wurde bei diesen Sondermessprogrammen weitaus intensiver beprobt als Schwebstoffe/schwebstoffbürtige frische Sedimente. Für das Hochwasser 2013 liegen erste, nicht abschließend geprüfte Ergebnisse des Messprogramms Extremereignisse vor. Sowohl Oberflächenwasser als auch Schwebstoffe wurden in einer hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung untersucht.

Zur Ermittlung der Schwebstoffkonzentration erfolgt gewöhnlich eine Beprobung an einem Punkt unter der Annahme einer repräsentativen Probenahme. Dafür müsste eine vollständige Durchmischung im Wasserkörper ohne Konzentrationsunterschiede im Fließquerschnitt vorlie-

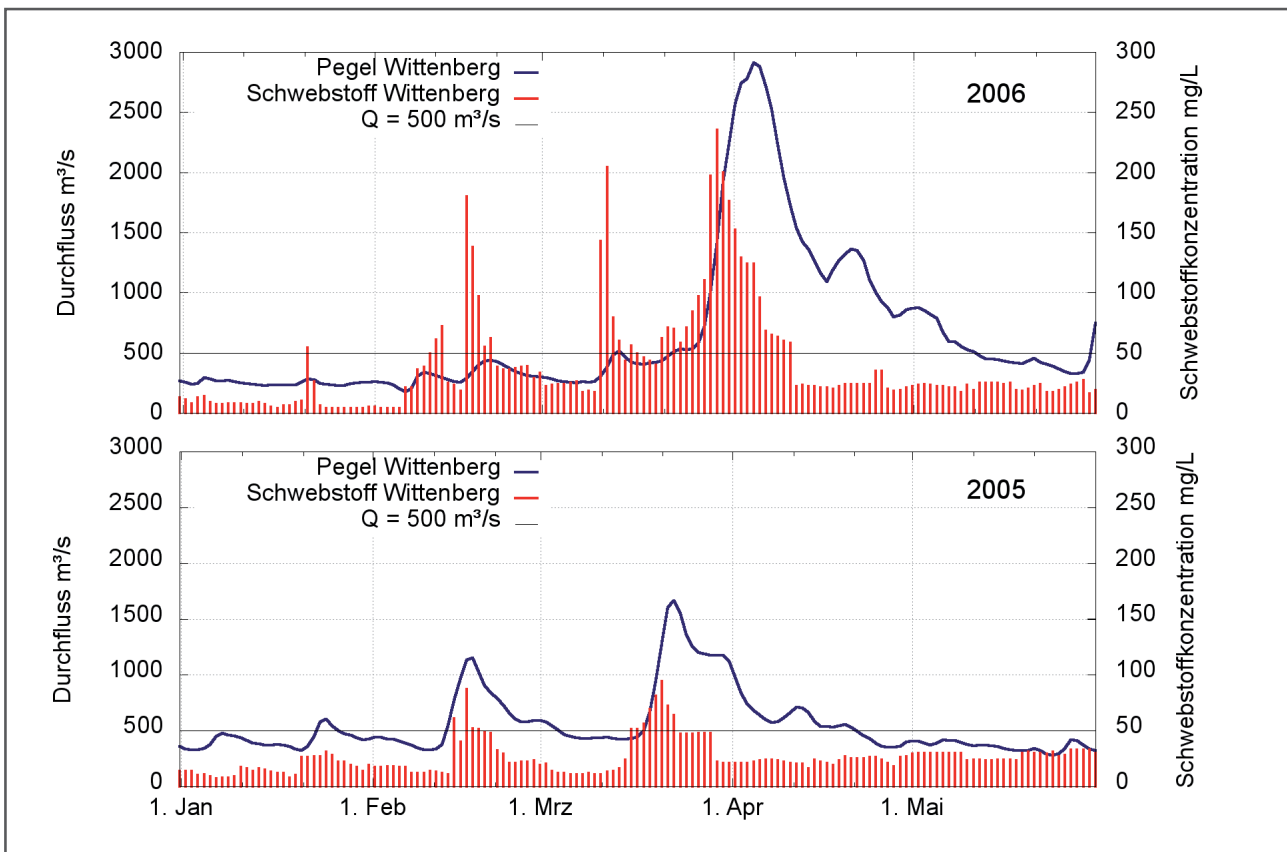


Abb. B-A2-8-5: Schwebstoffkonzentration an der Schwebstoffmessstelle Wittenberg (Elbe-km 216,3) und Durchfluss am Pegel Wittenberg jeweils Januar bis Mai für die Jahre 2005 und 2006

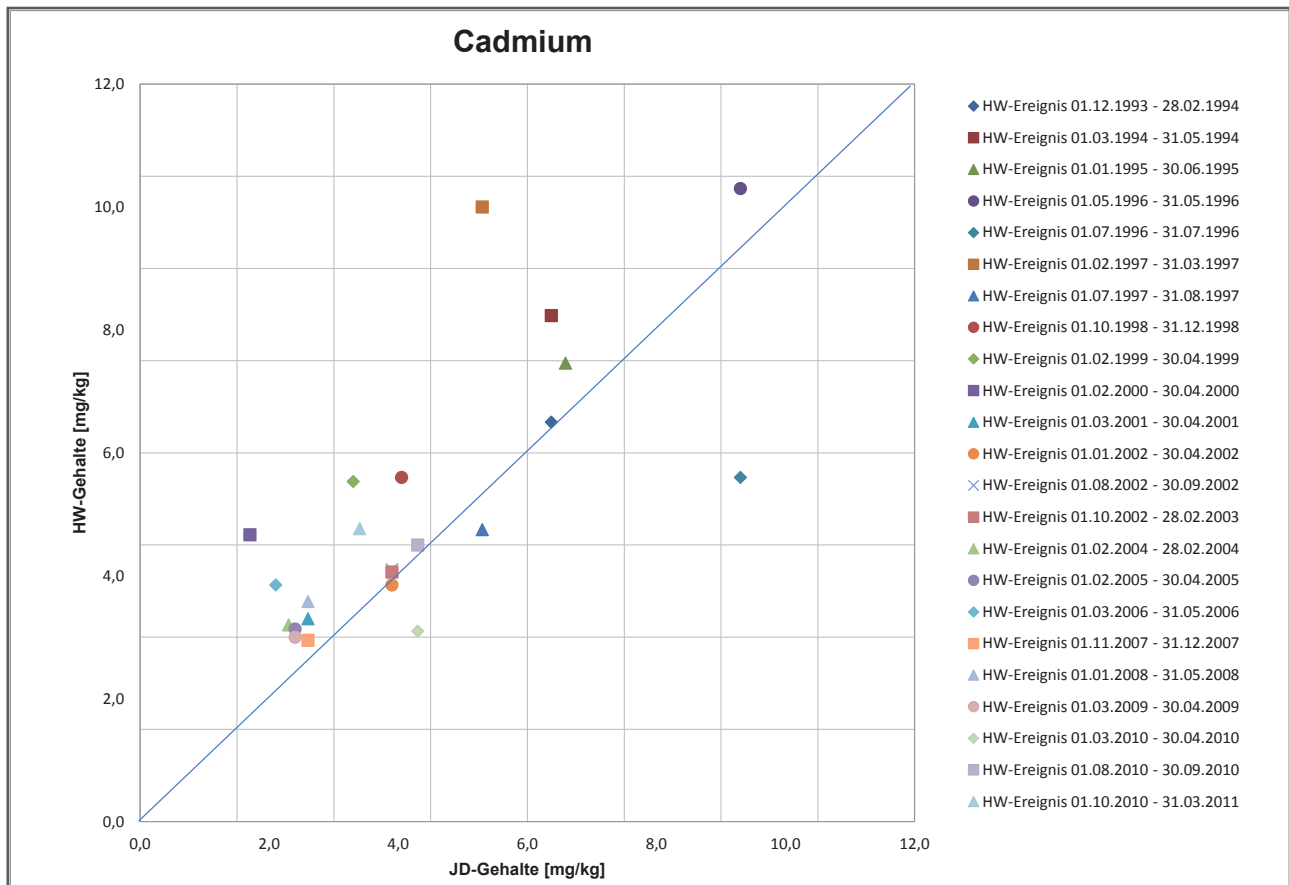


Abb. B-A2-8-6: Cadmium in frischem schwebstoffbürtigem Sediment aus dem Schwebstoffsammelbecken (Monatsmischproben) der Messstation Seemannshöft (Hamburg). Vergleich mittlerer Gehalte exemplarischer Hochwasserzeiträume mit entsprechenden Jahresmittelwerten

gen. Diese Annahme wird durch Vielpunktmessungen der Schwebstoffkonzentration über das gesamte Querprofil (Naumann et al. 2003, S. 41) nicht bestätigt.

Bei der Verwendung von Ergebnissen der regulären Elbemessprogramme und der Sondermessprogramme muss man sich der Unsicherheiten bei der Laboranalyse bewusst sein, z. B. unterschiedliche Verfahren/Bestimmungsgrenzen im Laufe der Zeit und zwischen verschiedenen Laboren.

Die Abschätzung der durch einen Flussquerschnitt transportierten Fracht ist mit großen Unsicherheiten verbunden. Im Hochwasserfall kommen zusätzliche, die Bestimmung des Durchflusses betreffende Unsicherheiten hinzu, wie Hystereseeffekte, Ausuferungen über den bekannten Querschnitt hinaus, Schwächen der Abflusstafel bei extremen Durchflüssen (wenig Belegmessungen, Wertebereich der Abflusstafel wird überschritten).

A2-9 ABSCHÄTZUNG VON EINTRÄGEN AUS PUNKTQUELLEN

Im Rahmen des Sedimentmanagementkonzepts wurden kommunale und industriell-gewerbliche Abwasser-einleitungen und punktförmige Einträge des Altbergbaus (Stollenwassereinleitungen) in die Elbe und in die relevanten Nebenflüsse (vgl. Anl. A2-1) betrachtet.

Vorgehen im tschechischen Teileinzugsgebiet

In Tschechien werden nicht alle für das Sedimentmanagement im Einzugsgebiet der Elbe relevanten Stoffe untersucht. Angaben für einige im Kontext des Sedimentmanagements relevanten Schadstoffe kann man

aus dem Integrierten Schadstoffregister (IRZ) erhalten, einem öffentlich zugänglichen Informationssystem zur Freisetzung und Verbringung ausgewählter Schadstoffe. Das Pendant zum IRZ ist im europaweiten Kontext das E-PRTR-Register⁵.

In Tschechien regeln gesonderte Rechtsvorschriften – das Gesetz 25/2008 Sb. über das IRZ und das integrierte System zur Erfüllung der Meldepflichten im Bereich

5 E-PRTR: European Pollutant and Transfer Register

Umwelt und über die Änderung einiger Gesetze (Gesetz 77/2011 Sb. zur Änderung des Gesetzes 25/2008 Sb.) und die Durchführungsverordnung der Regierung 145/2008 Sb. zur Festlegung des Verzeichnisses der Schadstoffe und Schwellenwerte sowie der für Meldungen in das integrierte Register der Umweltverschmutzungen geforderten Angaben (Regierungsverordnung 450/2011 Sb. zur Änderung der Regierungsverordnung 145/2008 Sb.) – die Funktionen des IRZ (in Verbindung mit der Verordnung (EG) Nr. 166/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Schaffung eines Europäischen Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregisters und zur Änderung der Richtlinien 91/689/EWG und 96/61/EG des Rates).

Die Entstehung der Meldepflicht ist in Bezug auf das IRZ an folgende Voraussetzungen gebunden: Vorhandensein einer Betriebsstätte, Vorhandensein von Freisetzungen oder Verbringungen, Überschreitung der festgelegten Meldeschwelle für das jeweilige Meldejahr – falls die Schadstoffmenge in den Freisetzungen (in die Atmosphäre, das Wasser und den Boden) oder in den Verbringungen (im Abwasser, im Abfall) höher als die festgelegte Meldeschwelle ist, ggf. falls die Menge an produziertem Abfall überschritten ist (festgelegt ist für gefährlichen Abfall eine Meldegrenze von 2 t/a und für sonstigen Abfall von 2.000 t/a).

Vorgehen im deutschen Teileinzugsgebiet

Für die Ermittlung der relevanten Abwassereinleitungen wurde für das Bezugsjahr 2008 eine Zusammenstellung der Frachtangaben aus dem PRTR-Register⁵ vorgenom-

men. Berücksichtigt werden darin Kläranlagen mit mehr als 10.000 Einwohnerwerten (ab Größenklasse 4) und große industriell-gewerbliche Direkteinleitungen mit elberelevanten Stoffen, sofern sie direkt in die Elbe und die im Kontext Sedimentmanagement als relevant eingestuftes Gewässer (**Anl. A2-1**) einleiten. Darüber hinaus wurden weitere bedeutende Frachteinleitungen in diese Gewässer nach Facheinschätzung der Länder berücksichtigt. Abwasserfrachten wurden, sofern keine Frachtangaben vorlagen, aus der Jahresschmutzwassermenge und dem Jahresmittelwert der Konzentration abgeschätzt. Konzentrationsangaben stammten aus der Eigenkontrolle oder der behördlichen Überwachung. Die Bescheidwerte der Abwassereinleitungen können für Frachtbetrachtungen nicht genutzt werden, da sie in der Regel einen Sicherheitszuschlag enthalten und damit zu hohe Frachten ermittelt würden.

Für die Berechnung der Frachten der punktuellen Einträge aus dem Altbergbau wurden vorliegende Konzentrations- und Abflussmengenmessungen aus den Ermittlungsprogrammen der Länder genutzt.

Zur Prüfung der Relevanz erfolgte für ausgewählte Schadstoffe der Vergleich der abgeschätzten Emissionsfrachten mit den Gewässerfrachten. Die Gewässerfrachten wurden nach Methode 1.1a (**Anl. A2-11**) ermittelt. Zur Quantifizierung des Beitrages der Punktquellen an der Gewässerbelastung wurde der prozentuale Anteil der Emissionsfrachten an der Fracht der jeweiligen Bezugsmessstelle errechnet. Die Ergebnisse sind bei den jeweiligen datenführenden Stellen (**Anl. A2-1**) dokumentiert.




1. Hintergrund

Die Ufer der Elbe und ihrer Nebenflüsse werden seit langem als Standorte für Industrie- und Gewerbebetriebe intensiv genutzt. Die Gewässer dienten dabei häufig der Gewinnung der Brauchwässer und zur Entsorgung der Abwässer. Vielfach wurden zudem die anfallenden Abfälle an oder in den Gewässern entsorgt. Ein erheblicher Teil der Schadstoffe, die teilweise bis in die Gegenwart im Wasser und den Sedimenten des Elbesystems angetroffen werden, wurde auf diesen Flächen freigesetzt. Nicht selten wechselten im Laufe der Zeit die Nutzungsarten, viele Standorte wurden vor allem nach 1990 dauerhaft stillgelegt. In Abhängigkeit von der vormaligen Nutzung blieben auf diesen Flächen, die heute als Alt-

standorte (AS), Altablagerungen/Altdeponien (AA) oder Altbergbau (Bergbau) bezeichnet werden, kontaminierte Böden und Abfallablagerungen zurück. Diese Altlasten- bzw. Altlastenverdachtsflächen werden im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts nachfolgend einheitlich als Altlasten am Gewässer bezeichnet. In Abhängigkeit ihrer Schadstoffbelastung können diese Flächen insbesondere dann, wenn sie sich im Nahbereich der Fließgewässer befinden, ein möglicher Quellort für sedimentrelevante Schadstoffe im Elbesystem sein. **Tabelle T-A2-10-1** zeigt, für welche der im Kontext Sedimentmanagement elberelevanten Schadstoffe einzelne Branchen potenzielle Verursacher sein können.




Tab. T-A2-10-1: Branchen und Schadstoffmatrix

Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Stoff	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	As	Cr	α -HCH	β -HCH	γ -HCH	pp'DDT	pp'DDE	pp'DDD	PCB-28	PCB-52
Maßeinheit	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	μ g/kg	μ g/kg	μ g/kg	μ g/kg	μ g/kg	μ g/kg	μ g/kg	μ g/kg
Unterer Schwellenwert	0,15	0,22	25	200	14	-	7,9	26	0,5	-	0,5	1	0,31	0,06	0,04	0,1
Oberer Schwellenwert	0,47	2,3	53	800	160	3	40	640	1,5	5	1,5	3	6,8	3,2	20	20
Chemieindustrie																
Herstellung von Farben und Lacken																
Erzbergbaubetriebe																
Metallhütten, Gießereibetriebe																
Galvanikbetriebe																
Maschinenbau																
Schiffbau																
Energieerzeugung																
Gaswerke/Kokereien																
Tanklager																
Holzimprägnierwerkstätten																
Ledererzeugung, Gerberei																
Abfallverwertung (Schrottplätze, -aufbereitung)																
Rüstungsalflasten																
Textilverarbeitung																
Papier- und Zellstoffherstellung																
Bauschuttdeponien																
Siedlungsabfalldeponien																
Schadstoffdeponien, Rückstandshalden																

 typischer Schadstoff, Hauptkontaminant
 typischer Schadstoff, nicht überall anzutreffen
 typischer Schadstoff, in der Regel von nachrangiger Relevanz

Tab. T-A2-10-1: Branchen und Schadstoffmatrix (Fortsetzung)

Nr.	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	
Stoff	PCB-101	PCB-118	PCB-138	PCB-153	PCB-180	PeCB	HCB	BaP	Anthracen	Fluor-anthen	Σ 5 PAK	TBT	Dioxine/ Furane	Andere branchentypische Schadstoffe (Auswahl)
Maßeinheit	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/kg	ng TEQ/kg	
Unterer Schwellenwert	0,54	0,43	1	1,5	0,44	1	0,0004	0,01	0,03	-	0,6	-	5	
Oberer Schwellenwert	20	20	20	20	20	400	17	0,6	0,31	0,18	2,5	0,02	20	
Chemieindustrie														
Herstellung von Farben und Lacken														LHKW, BTEX, Phenole
Erzbergbaubetriebe														
Metallhütten, Gießereibetriebe														
Galvanikbetriebe														Cyanide, LHKW
Maschinenbau														LHKW, BTEX, MKW
Schiffbau														
Energieerzeugung														
Gaswerke/Kokereien														BTEX, PAK, Phenole, Cyanide, Sulfide
Tanklager														BTEX, MKW, MTBE
Holzimprägnierwerkstätten														Phenole, F
Ledererzeugung, Gerberei														LHKW, Phenole
Abfallverwertung (Schrottplätze, -aufbereitung)														MKW, BTEX
Rüstungsaltslasten														
Textilverarbeitung														
Papier- und Zellstoffherstellung														
Bauschuttdeponien														
Siedlungsabfalldeponien														
Schadstoffdeponien, Rückstandshalden														

 typischer Schadstoff, Hauptkontaminant
 typischer Schadstoff, nicht überall anzutreffen
 typischer Schadstoff, in der Regel von nachrangiger Relevanz

2. Vorgehen im tschechischen Teileinzugsgebiet

In Tschechien werden alle kontaminierten Standorte einschließlich der Altlastenstandorte in einem einheitlichen System erfasst, auf Basis einer Risikoanalyse verschiedenen Kategorien zugeordnet und in einer integrierten Datenbank strukturiert und systematisch dokumentiert. Diese vom Ministerium für Umwelt der Tschechischen Republik eingerichtete, den Behörden, der Fachwelt und der interessierten Öffentlichkeit über das Internet unter www.sekm.cz zugängliche Datenbank SEKM (SEKM = Systém evidence kontaminovaných míst – System zur Erfassung kontaminierter Standorte) ist auch die wichtigste Informationsquelle über Altlasten am Gewässer. Unterschieden werden im Zuge der systematischen Erfassung und Bewertung drei grundlegende Kategorien – kontaminierte (A), potenziell kontaminierte (P) oder nicht kontaminierte (N) Standorte. Jede dieser drei grundlegenden Kategorien ist noch weiter unterteilt. Jede Kategorie wird durch das Ausmaß und die Folgen der Kontamination sowie ggf. die Unzulänglichkeit der Informationen für eine solche Bewertung charakterisiert. Aus dieser Aussage ergeben sich dann für jede Kategorie der Charakter der weiteren Maßnahmen und die zeitliche Dringlichkeit der Lösung. Ergebnis der Bewertung der Priorität ist die Kategorisierung des Standortes. Jeder Kategorie entspricht nur eine der allgemein definierten Möglichkeiten für das weitere Vorgehen. Ausschlaggebend für die Zuordnung ist das weitere Vorgehen in Abhängigkeit von der angenommenen oder überprüften Kontamination, deren Höhe und von den Folgen oder möglichen Folgen dieser Kontamination für die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Ein grundlegender Vorzug dieses Systems besteht darin, dass es das Herangehen an kontaminierte Standorte jeglicher Art vereint. Altdeponien und Standorte vom Typ „brownfield“ sind nur Teilmengen aller kontaminierten Orte. Das Erfassungssystem ermöglicht, auch unzureichend untersuchte oder überhaupt nicht untersuchte Standorte einzugliedern, bei denen bisher nur ein Verdacht auf eine Kontamination besteht. Damit wurden die Voraussetzungen geschaffen, um kontaminierte Standorte jeglicher Art in einer integrierten Datenbank mit einheitlich strukturierten Einträgen konzentrieren zu können. Dies ist für einen wirklich systematischen Ansatz bei der Behandlung der kontaminierten Orte einschließlich der Altlasten sehr wichtig.

Als Altlast wird im Rahmen des einheitlichen Erfassungssystems eine schwerwiegende Kontamination des Bodens, des Grundwassers oder der Oberflächengewässer betrachtet, zu der es durch den nicht sachgerechten Umgang mit gefährlichen Stoffen in der Vergangenheit gekommen ist (insbesondere handelt es sich z. B. um Erdölprodukte, Pflanzenschutzmittel, PCB, chlorierte und

aromatische Kohlenwasserstoffe, Schwermetalle usw.). Die festgestellte Kontamination kann nur dann als Altlast betrachtet werden, wenn es keinen Verursacher der Kontamination gibt oder er nicht bekannt ist. Die kontaminierten Orte können vielfältiger Art sein – es kann sich um Abfalldeponien, Industriegelände und landwirtschaftliche Flächen, kleine Betriebsstätten, ungesicherte Lager gefährlicher Stoffe, ehemalige Militärbasen, vom Bergbau zur Mineralgewinnung betroffene Gebiete oder um aufgegebenen und geschlossene Halden mit Abfall aus der Mineralgewinnung handeln. Das Register risikobehafteter Ablagerungsstätten mit Abfall aus der Mineralgewinnung ist unter der Internetadresse www.geology.cz/extranet/sgs/ulozna-mista-tezebniho-odpadu/registr-rizikovych-uloznych-mist zu finden. Die methodischen Grundlagen und das detaillierte Vorgehen für die Behandlung von Altlasten/kontaminierten Orten sind in öffentlich zugänglichen Materialien und Informationsquellen dargelegt (http://mzp.cz/cz/metodiky_ekologicke_zateze):

1. Methodische Leitfäden

1. Methodischer Leitfaden des Umweltministeriums: Belastungsindikatoren (Metodický pokyn MŽP Indikátory znečištění)
2. Methodischer Leitfaden des Umweltministeriums: Risikoanalyse kontaminierter Gebiete, Mitteilungsblatt des Umweltministeriums Nr. 3, März 2011 (Metodický pokyn MŽP Analýza rizik kontaminovaného území, Věstník MŽP č. 3, březen 2011)
3. Methodischer Leitfaden des Umweltministeriums zur Untersuchung kontaminierter Gebiete, Mitteilungsblatt des Umweltministeriums Nr. 9, September 2005 (Metodický pokyn MŽP pro průzkum kontaminovaného území, Věstník MŽP č. 9, září 2005)
4. Methodischer Leitfaden des Umweltministeriums: Probenahmen in der Sanierungsgeologie, Mitteilungsblatt des Umweltministeriums Nr. 2, Anlage 2, Februar 2007 (Metodický pokyn MŽP Vzorkování v sanační geologii, Věstník MŽP č. 2, Příloha 2, únor 2007)
5. Methodischer Leitfaden des Umweltministeriums: Grundsätze für die Erarbeitung einer Machbarkeitsstudie für Maßnahmen zur Verbesserung des gefährlichen Zustandes von kontaminierten Standorten, Juni 2007 (Metodický pokyn MŽP Zásady zpracování studie proveditelnosti opatření pro nápravu závadného stavu kontaminovaných lokalit, červen 2007)
6. Methodischer Leitfaden des Umweltministeriums zur Festlegung eines Indikators für eine mögliche Belastung mit Erdölprodukten bei der Sanierung von kontaminierten Orten, Mitteilungsblatt des Umweltministeriums Nr. 3, März 2008 (Metodický pokyn MŽP k řešení problematiky stanovení indikátoru možného

znečištění ropnými látkami při sanacích kontaminovaných míst, Věstník MŽP č. 3, březen 2008)

7. Methodischer Leitfaden des Umweltministeriums zum Füllen der Datenbank SEKM einschließlich Bewertung der Prioritäten, Mitteilungsblatt des Umweltministeriums Nr. 3, März 2011 (Metodický pokyn MŽP k plnění databáze SEKM včetně hodnocení priorit, Věstník MŽP č. 3, březen 2011)

II. Methodische Handbücher

1. Methodisches Handbuch zur Bewertung von Untersuchungen und Sanierungen (Metodická příručka hodnocení průzkumu a sanací)
2. Methodisches Handbuch ISCO (Metodická příručka ISCO) – Aktualisierung 2010
3. Methodisches Handbuch des Umweltministeriums – Anwendung geophysikalischer Methoden beim Schutz des Wasserdargebots, 2010 (Metodická příručka MŽP – Aplikace geofyzikálních metod při ochraně vodních zdrojů, 2010)
4. Methodisches Handbuch des Umweltministeriums – Grundlegende Prinzipien der Hydrogeologie, 2010 (Metodická příručka MŽP – Základní principy hydrogeologie, 2010)
5. Methodisches Handbuch des Umweltministeriums – Möglichkeiten geophysikalischer Methoden, 2009 (Metodická příručka MŽP – Možnosti geofyzikálních metod, 2009)
6. Methodisches Handbuch des Umweltministeriums für den Einsatz reduktiver In-situ-Technologien bei der Sanierung kontaminierter Orte, 2007 (Metodická příručka MŽP pro použití reduktivních technologií in situ při sanaci kontaminovaných míst, 2007)

III. Sonstige

1. Erlass des Fonds für das nationale Vermögen der Tschechischen Republik und des Umweltministeriums Nr. 3/2004 (Směrnice FNM ČR a MŽP č. 3/2004)
2. Gültigkeit und Anwendbarkeit des methodischen Leitfadens des Umweltministeriums aus dem Jahr 1996, und zwar des Teils „Kriterien“ (Platnost a využitelnost metodického pokynu MŽP z roku 1996 a to části „Kriteria“)

3. Vorgehen im deutschen Teileinzugsgebiet (FGG Elbe 2014)

Die in Frage kommenden Standorte sind elbweit in den Altlastenkatastern der Länder erfasst. Seit 1990 wurden erhebliche Anstrengungen unternommen, die ökologischen Altlasten zu beseitigen. Schutzgut- und nutzungsorientiert konzentrierten sich die Maßnahmen schwerpunktmäßig auf die Beseitigung von Bodenkontaminationen und den Schutz des Grundwassers. Bund und Länder stellten in

großem Umfang Mittel für die Erkundung und Beseitigung der ökologischen Altlasten zur Verfügung. Beispielhaft ist hier die Altlastenfreistellung nach Artikel 1 § 4 Abs. 3 UmwRG (Umweltraumengesetz)⁶ zu nennen. Mit diesem Finanzierungsinstrument zur Altlastenbeseitigung wurde die wirtschaftliche Entwicklung zahlreicher Altstandorte wesentlich unterstützt. Standorte von herausragender ökologischer und wirtschaftlicher Bedeutung wurden dabei als sogenannte Großprojekte besonders gefördert und entwickelt. Darüber hinaus finanzierten die Bundesländer aus eigenen Fördertöpfen zahlreiche weitere Projekte der Altlastenbearbeitung.

Die altlastenbedingten Schadstoffbelastungen der in den Oberflächengewässern befindlichen Sedimente wurden im Rahmen der bisherigen Altlastenbearbeitung nicht oder nur teilweise betrachtet. Mit der Bestandsaufnahme der für die Sedimentbeschaffenheit relevanten Altlasten am Gewässer soll nun für die Elbe und ihre relevanten Nebengewässer eine Übersicht über die vorhandenen Altlasten am Gewässer und das von diesen für die Gewässer (noch) ausgehende Gefährdungspotenzial gewonnen werden. Es sollen bestehende Handlungserfordernisse identifiziert werden.

Das **methodische Vorgehen** wird bestimmt durch die große Anzahl an Verdachtsflächen sowie die fachliche Komplexität des Themas. Deshalb erfolgt die Bearbeitung in einem formalisierten Verfahren auf Basis von Expertenwissen. Anzuwendende Rechtsvorschriften sind das Bundesbodenschutzgesetz⁷ und die Bundesbodenschutzverordnung⁸ sowie die Bodenschutzgesetze der Bundesländer. Als Datengrundlagen werden genutzt:

- Altlasteninformationssysteme der Länder
- Bodeninformationssysteme der Länder
- Archive der Landesbergämter.

Rahmenanforderungen für die Prüfung der Relevanz von Altlasten am Gewässer für das Sedimentmanagement in der FGG Elbe

Altlastenflächen bzw. Altlastenverdachtsflächen sind im Kontext des Sedimentmanagements der IKSE und gemäß Mandat der Ad-hoc-AG SSedM der FGG Elbe für das Sedimentmanagement im deutschen Teileinzugsgebiet relevant, wenn:

- auf dieser Fläche mindestens ein sedimentrelevanter Schadstoff in einer elberelevanten Menge vorliegt und
- von dieser Schadstoffbelastung eine direkte oder mit-

6 Umweltraumengesetz vom 29. Juni 1990 (GBl. DDR 1990 I S. 649), geändert durch Artikel 12 des Gesetzes vom 22. März 1991 (BGBl. I S. 766, 1928)

7 Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) vom 17.03.1998

8 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999

telbare Gefährdung von Oberflächengewässern ausgehen kann, z. B. durch

- o direkten Eintrag von eluierbaren Schadstoffen mit Niederschlagswässern,
- o Schadstoffverlagerung über den Grundwasserpfad und
- o Abschwemmung erodierbarer kontaminierter Materialien, insbesondere bei Hochwasserereignissen

oder

- von dieser Fläche ausgehende Schadstoffemissionen zur Entstehung kontaminierter Sedimentdepots im Gewässer geführt haben, die ihrerseits aktuell als potenzielle Schadstoffquellen für das Elbesystem wirken können.

Prüfschritte

Die Auswahl der für das Sedimentmanagement in der FGG Elbe relevanten Altlasten- und Altlastenverdachtsflächen erfolgt in einem 3-stufigen Prüf- und Bewertungsverfahren.

1. Identifizierung der für das Sedimentmanagement in der FGG Elbe relevanten Verdachtsflächen anhand festgelegter Auswahlkriterien (Prüfschritt 1)
2. Feststellung des aktuellen Zustands der relevanten Verdachtsflächen sowie des Kenntnisstandes zur Altlastensituation (Prüfschritt 2)
3. Erarbeitung von Vorschlägen für notwendige Untersuchungsmaßnahmen zur Bestimmung des tatsächlichen Gefährdungspotenzials oder von Maßnahmerempfehlungen zu deren Beseitigung (Prüfschritt 3)

Prüfschritt 1: Auswahl der sedimentrelevanten Altlasten am Gewässer

Die Relevanzprüfung (Prüfschritt 1) erfolgt mittels Expertenwissen. Altablagerungen bzw. Altdeponien (Verdachtsflächentyp „AA“) sind zu berücksichtigen, wenn sie im Altlastenkataster des jeweiligen Bundeslandes geführt werden. Auf Grund der zu erwartenden großen Anzahl sind Altstandorte „AS“ nur einzubeziehen, wenn diese, oder Teilflächen davon, im Altlastenkataster als aktiv registriert sind. Nicht als Altlastenflächen registrierte Betriebsstandorte sollen zunächst unberücksichtigt bleiben. Verdachtsflächen des Typs „Bergbau“ sind bei erwartbarer Relevanz unabhängig vom derzeitigen Zustand/Nutzung (stillgelegt oder in Betrieb) zu berücksichtigen.

Kriterien zur Identifizierung der sedimentrelevanten Altlasten am Gewässer:

- a) Betroffenheit eines relevanten Gewässers
 - b) Vorhandensein sedimentrelevanter Schadstoffe
 - c) Vorliegen einer elberelevanten Schadstoffmenge
 - d) Mobilisierbarkeit der Schadstoffe
Möglichkeiten des Schadstofftransports zum Gewässer
- d1) Migration in das Gewässer unter dem Einfluss der

- Schwerkraft oder mit Sickerwasser/Grundwasser
- d2) Materialerosion bei Extremereignissen
- d3) Standortbürtige Schadstoffdepots in den Gewässersedimenten

Zu a) Betroffenheit eines relevanten Gewässers (Hauptkriterium)

- Betrachtet werden nur die relevanten Gewässer (Elbehauptstrom sowie die Nebenflüsse Kat. 1, 2a, 2b)
- Prüfkriterium ist die Entfernung der Altlastenfläche zum Gewässer
- Festlegung von Korridoren (3 Varianten)

Variante 1: Fläche liegt im Überschwemmungsgebiet (Vorzugsvariante)

Variante 2: Fläche liegt innerhalb eines definierten Entfernungskorridors⁹ zwischen Gewässerufer (Mittelwasserlinie) + (100/200/300) m

Variante 3: Fläche befindet sich in einem Korridor entsprechend Isohypse (Grundlage topografische Karte 1:10.000, Bereich vom Gewässerufer (Mittelwasserlinie = Höhenstufe n) bis Höhenlinie n + 5 m)

Ergebnis von Prüfschritt 1a:

Kartendarstellungen aller im Wechselwirkungsbereich der relevanten Gewässer befindlichen Altlastenflächen.

Zu b) Vorhandensein sedimentrelevanter Schadstoffe
Für alle in Schritt 1a) ermittelten Flächen ist zu prüfen, ob sedimentrelevante Schadstoffe vorhanden sein können.

Zur Vereinheitlichung der Bewertung und Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus den Ländern erfolgt die Recherche nach einer harmonisierten Branchen- und Schadstoffmatrix gemäß **Tabelle T-A2-10-1**. Die Prüfung der stofflichen Relevanz von **Alttablagerungen** unterscheidet zwei Fälle:

- a) Schadstoffdeponien sind per se zu berücksichtigen.
- b) Siedlungsabfalldeponien mit heterogenem, in der Regel nach Art und Menge nicht vollständig beschreibbarem Ablagerungsinventar werden ab einem Ablagerungsvolumen >100.000 m³ betrachtet.

Die Schadstoffpalette von Altstandorten wird gemäß der genannten Branchen- und Schadstoffmatrix bewertet.

Ergebnis von Prüfschritt 1b:

Bewertungsergebnisse werden nicht explizit dargestellt, sondern fließen in Prüfschritt 1d ein.

Zu c) Vorliegen einer elberelevanten Schadstoffmenge

Konvention zur Mengenrelevanz: Eine Quelle ist re-

⁹ Der relevante Korridor ist von den Ländern individuell anhand der spezifischen Gegebenheiten (z. B. Porengrundwasserleiter, Tideeinfluss...) zu bestimmen und anzugeben.

levant, wenn das vorhandene Schadstofffrachtpotenzial mindestens 10 % (3% am Elbehauptstrom) der 2005 an der zugehörigen Bezugsmessstelle gemessenen Schadstoffjahresfracht beträgt.

- o Ablagerungen
 - Boden-/Bauschuttdeponien werden im Regelfall als nicht relevant betrachtet.
 - Siedlungsabfalldeponien sind bei einem Ablagevolumen $\geq 100.000 \text{ m}^3$ relevant.
 - Schadstoffdeponien/Rückstandshalden sind immer (Einzelfall) zu betrachten.
- o Bergbauhalden

Volumina von Bergbauhalden sind meist bekannt oder abschätzbar. Als relevante Schadstoffe sollten im Elbegebiet nur die Schwermetalle infrage kommen. Informationen über typische Schwermetallkonzentrationen in den Haldenkörpern sollten bei den Bergbehörden, Bergbauunternehmen oder den Sanierungsgesellschaften einzuholen sein.
- o Altstandorte
 - Ohne Bedeutung sind in der Regel Standorte, auf denen erkennbar nur in sehr geringem Umfang mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen worden ist (z. B. Tischlerei, Druckerei, Kfz-Werkstatt).
 - Bedeutende Schadstoffmengen sind bspw. zu erwarten bei ehemaligen Tanklagern, Chemiebetrieben, Gaswerken/Kokereien, Erzbergbaubetrieben, Metallhütten, Galvanikbetrieben, Holzimprägnierwerken.
 - Nutzung von Ergebnissen aus Sanierungs- oder Detailuntersuchungen zur Berechnung vorhandener Frachtpotenziale.
 - Analogiebetrachtungen auf Basis von an anderen Standorten gewonnenen Erkenntnissen für die Abschätzung von Schadstoffmengen (z. B. für Gaswerke).

Ergebnis von Prüfschritt 1c:

Bewertungsergebnisse werden nicht explizit dargestellt, sondern fließen in Prüfschritt 1d ein.

Zu d) Mobilisierbarkeit der Schadstoffe

Es werden drei Szenarien betrachtet:

- d1) **Elution** (Schadstofffreisetzung und -transport z. B. durch Sickerwässer oder Grundwasser)
 - i. Die Schadstoffe selbst oder die Schadstoff tragenden Materialien sind ungesichert Niederschlagsereignissen ausgesetzt.
 - ii. Die Kontamination betrifft die gesättigte Bodenzone.
- d2) **Erosion** (Materialabtrag durch Hochwasserereignisse)

- i. Areal wird bei Hochwasserereignissen überströmt.
- ii. Fehlende Standsicherheit von Böschungen.

d3) **Altsedimente im Fließgewässer**

Infolge von früheren Schadstoffemissionen (z. B. Abwassereinleitungen während der Betriebszeit) können kontaminierte Flusssedimente im Unterstrom der Altlast vorliegen und mobilisiert werden.

Ergebnis von Prüfschritt 1d:

Kartendarstellung der an den relevanten Gewässern befindlichen Altlastenflächen, auf denen wahrscheinlich mobilisierbare sedimentrelevante Schadstoffe in relevanter Menge vorhanden sind.

Arbeitsergebnisse von Prüfschritt 1:

Darstellung der potenziell sedimentrelevanten Altlastenflächen möglichst mit Aussagen zu folgenden Aspekten:

- Aktuelle Situation
Wo sind mobilisierbare Schadstoffe (Elution/Erosion) in elberelevanter Menge vorhanden?
- Historische Situation
Können während der Betriebszeit eines Altstandortes mit dem Abwasser, durch unsachgemäße Abfallbeseitigung oder bei Havarien Schadstoffe in das Gewässer gelangt sein und dort bis heute an Sedimente gebunden im Gewässerbett, den Uferbereichen oder in den Auen lagern?
Welche Erkenntnisse liegen dazu vor?

Arbeitsprodukte:

- Kartendarstellungen zu Prüfschritt 1a und Prüfschritt 1d
- Tabellarische Beschreibung von vormaliger Nutzung, Schadstoffbelastung (Stoffe und Mengen), durchgeführten Sicherungs-/Sanierungsmaßnahmen und aktuellem Zustand für ausgewählte Objekte mit herausgehobener Relevanz für das Sedimentmanagement gemäß **Tabelle T-A2-10-2**.
- Auswertung der Rechercheergebnisse mit:
 - o Erläuterung der Bedeutung der „Altlasten am Gewässer“ für das Sedimentmanagement als Schadstoffquelle
 - o Beschreibung des Ist-Standes
 - o Einschätzung des Handlungsbedarfs
 - o Erarbeitung von Handlungsempfehlungen
 - o Einschätzung der Unsicherheiten

Im Rahmen des Sedimentmanagementkonzepts der FGG Elbe (2014) wurde für bedeutende Altlastenfälle mit potenzieller Relevanz für das Sedimentmanagement ein standardisierter Fragebogen („Steckbrief“) erarbeitet und auf Standorte mit herausgehobener Bedeutung, in der Regel Ökologische Großprojekte, angewendet.

Tab. T-A2-10-2: Ergebnisübersicht zu Prüfschritt 1

Kennziffer	Gewässer	Land	Ort/Gemeinde	Name der Verdachtsfläche	Nutzung	Typ	Hochwert (Mittelpunkt)	Rechtswert (Mittelpunkt)	Koordinatensystem
	#####	#####	#####	#####	Ablagerung von Braunkohlenaschen durch einen Chemiebetrieb und von kleineren Mengen anderer betrieblicher Abfälle	AA	56xxxx	45xxxx	Gauß-Krüger (Bessel)
	#####	#####	#####	#####	Siedlungsabfalldeponie, Abfallablagerungen durch umliegende Industriebetriebe kann nicht ausgeschlossen werden	AA	56xxxx	45xxxx	Gauß-Krüger (Bessel)

Lage zum Gewässer	Altlastenbearbeitung Stand	Sedimentrelevante Stoffe	Schadstoffmengen	Kenntnisstand Aspekte des Sedimentmanagements			
				Untersuchungsergebnisse			
				Wasserphase	Sediment	Schwebstoffe	Grund-/Sickerwasser
Überschwemmungsgebiet ist nicht ausgewiesen, Ablagerung ist durch einen Bahndamm vor Hochwasser geschützt (>HQ ₁₀₀)	Historische und Orientierende Erkundung, bisher keine Sicherungs-/ Sanierungsmaßnahmen	Schwermetalle und TBT im Sickerwasser nachgewiesen	Schadstoffmenge derzeit nicht quantifizierbar, vermutlich jedoch nicht elberlevant	liegen vor	liegen vor	liegen vor	liegen vor
Überschwemmungsgebiet ist nicht ausgewiesen, Ablagerung ist durch einen Bahndamm vor Hochwasser geschützt (>HQ ₁₀₀)	Historische Erkundung, bisher keine Sicherungs-/ Sanierungsmaßnahmen	Schwermetalle, PAK wahrscheinlich, TBT und weitere sedimentrelevante Stoffe möglich	Ablagerungsvolumen ca. 300.000 m ³ , Schwermetall- und PAK-Frachtpotenziale deshalb elberlevant, Frachtpotenziale anderer Schadstoffe nicht quantifizierbar	liegen vor	liegen vor	liegen vor	keine Daten

Tab. T-A2-10-2: Ergebnisübersicht zu Prüfschritt 1 (Fortsetzung)

Mobilisierbarkeit/Emissionspfade		Altsedimente	Prüfergebnis	Erfordernisse
Erosion	Elution			
Erosionsgefährdung kann ausgeschlossen werden. Die Ablagerung ist nicht überschwemmungs- und nicht standsicherheitsgefährdet.	Schadstoffelution durch Sickerwässer findet statt. Grundwasseruntersuchungen zeigen nur moderate Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser an. Eluierbare Schadstoffmengen können bisher nicht abgeschätzt werden. Möglicherweise ist der Grundwasserabsatz mit den bisherigen Untersuchungen noch nicht vollständig festzuwerfen.	TBT- und schwermetallbelastete Altsedimente wurden unterstrom im Uferbereich nachgewiesen. Diese stammen jedoch vorrangig sehr wahrscheinlich aus anderen Eintragsquellen.	Sedimentrelevanz für das Elbesystem Wahrscheinlich nicht gegeben. Abschließend erst nach Untersuchung des Grundwasser-Hauptstroms bewertbar.	Grundwasseruntersuchung im Abstrombereich
Erosionsgefährdung kann ausgeschlossen werden. Die Deponie ist nicht überschwemmungsgefährdet. Standsicherheit ist nicht beurteilbar, eine daraus resultierende Gefährdung des Gewässers ist nicht erkennbar.	Schadstoffelution durch Sickerwässer kann nicht ausgeschlossen werden. Zuordenbare Ergebnisse von Sickerwasser-/Grundwasseruntersuchungen stehen nicht zur Verfügung. Eluierbare Schadstoffmengen können derzeit nicht abgeschätzt werden.	TBT- und schwermetallbelastete Altsedimente wurden unterstrom im Uferbereich nachgewiesen. Diese stammen jedoch vorrangig sehr wahrscheinlich aus anderen Eintragsquellen.	Wahrscheinlich nicht gegeben. Abschließend erst nach Untersuchung des Grundwasser-Hauptstroms bewertbar.	Grundwasseruntersuchung im Abstrombereich

Prüfschritt 2: Ermittlung des aktuellen Zustands der relevanten Verdachtsflächen

Prüfschritt 2 erfolgt mittels Expertenwissen durch bzw. unter Mitwirkung der zuständigen Bodenschutzbehörde/ Wasserbehörde.

Maßnahmen in Prüfschritt 2¹⁰

- Feststellung des Bearbeitungs- und behördlichen Kenntnisstandes zur Altlast am Gewässer.
- Einschätzung des tatsächlichen Gefährdungspotenzials für das Sediment auf Basis der Aktenlage.
- Darstellung von Kenntnisdefiziten und Handlungserfordernisse.
- Vorschlag für priorisierte Maßnahmeempfehlungen.

Ergebnis von Prüfschritt 2:

Liste der sedimentrelevanten Verdachtsflächen

Prüfschritt 3: Weiterführende Altlastenbearbeitung

- Einzelfallbezogene Durchführung notwendiger Untersuchungen und gegebenenfalls Konzipierung und Veranlassung von Gefahrenabwehrmaßnahmen
- Veranlassung z. B. durch die zuständige Bodenschutz- und/oder Wasserbehörde.

¹⁰ Können im Einzelfall schon im Prüfschritt 1 notwendig und zweckmäßig sein. Ein gesonderter Prüfschritt 2 wäre dann ggf. entbehrlich.

Messstellen

Zur Darstellung der Frachten im Elbelängsschnitt werden die in der **Anlage A2-1** aufgeführten Bezugsmessstellen verwendet.

Datengrundlage/Berechnungsmethodik/Berechnungsprogramm

- Datengrundlage bilden die berechneten Schadstofffrachten für die Wasserphase gesamt (Schwermetalle und Arsen) und für partikulär gebundene organische Schadstoffe gemäß **Tabelle T-A4-2 in Anlage A4**.
- Die Frachten im Elbelängsschnitt werden für alle im Kontext des Sedimentmanagementkonzepts relevanten Schadstoffe unter Nutzung der jeweils besten verfügbaren Datengrundlage des Zeitraums 2003 – 2011 dargestellt.
- Für die Schwermetalle und Arsen werden die Frachten in der Wasserphase gesamt zur Darstellung von Elbelängsschnitten verwendet. Die Berechnung erfolgte nach der **Methode 1.1a**.
- Die Elbelängsschnitte bzgl. der organischen Schadstoffe basieren auf den berechneten Frachten der entsprechenden partikulär gebundenen Schadstoffe nach der **Methode 2.1.1b**.
- In der Übersicht „**Methodik der Berechnung von Schadstoff-Jahresfrachten an den Bezugsmessstellen im Rahmen des Sedimentmanagements**“ sind alle Berechnungsmethoden einschließlich der angewandten Methoden nach Schlüsselnummern aufgelistet und beschrieben.
- Die Frachtberechnungen erfolgen mit einem Berechnungsprogramm auf Excelbasis. Das Berechnungsprogramm wurde durch die BfG in Abstimmung mit dem LHW entwickelt und fortgeschrieben. Die Berechnungen wurden mit der Programmversion 16 ausgeführt. Das Programm liegt bei den nationalen Datenzentren (FGG Elbe; ČHMÚ) vor.

Ergebnisdarstellung

- Die Darstellung der frachtbezogenen Elbelängsschnitte in der internationalen FGE erfolgt in Form von Säulendiagrammen. Auf der x-Achse sind die Bezugsmessstellen der Elbe und der Nebenflüsse der Kategorie 1 beginnend im tschechischen Teil des Einzugsgebietes in Richtung Elbemündung aufgetragen. Die Abstände zwischen den Bezugsmessstellen entsprechen der Flusskilometrierung. Die Hauptabschnitte (1) staugeregelte Elbe, (2) frei fließende Elbe und (3) Tideelbe sind gekennzeichnet. Über den Messstellenpositionen sind die Frachten des mittleren Ab-

flussjahres 2005 als Säulen abgebildet. Frachten aus Nebenflüssen werden farblich abgegrenzt. Zu jedem Balken wird die Spannweite der Fracht im Zeitraum 2003 – 2011 angegeben.

- Bei einzelnen Messstellen liegen nicht für alle betrachteten Schadstoffe Untersuchungsergebnisse vor bzw. sie sind kleiner als die entsprechenden frachtbezogenen Bestimmungsgrenzen. In diesen Fällen fehlen die entsprechenden Säulendarstellungen in den Grafiken zu den Elbelängsschnitten.

Methodik der Berechnung von Schadstoff-Jahresfrachten an den Bezugsmessstellen im Rahmen des Sedimentmanagements

1. Für **alle** Bezugsmessstellen auf der Grundlage der Gesamtgehalte in der Wasserphase

1.1a) Schadstoff-Jahresfracht (gesamt) für Plausibilisierung/Auswahl Nebenflüsse

$$F = \frac{MQ_{Jahr} \sum_{i=1}^n (C_i \cdot Q_i)}{\sum_{i=1}^n (Q_i)} \cdot 0,0864 \cdot 365,25$$

1.1a)_EP bei Verwendung von Einzelproben

1.1a)_WMP bei Verwendung von Wochenmischproben –

1.1b) Schadstoff-Jahresfracht (gesamt) für Tendenzen/ Bewertung Wirksamkeit von Maßnahmen (normiert)

$$F t = \frac{MQ \sum_{i=1}^n (C_i \cdot Q_i)}{\sum_{i=1}^n (Q_i)} \cdot 0,0864 \cdot 365,25$$

1.1b)_EP Bei Verwendung von Einzelproben

1.1b)_WMP Bei Verwendung von Wochenmischproben –

1.2 Für die Bilanzmessstellen der Elbe (Hřensko/ Schmilka, Schnackenburg, Seemannshöft) und die Mündungsmessstellen der Hauptzuflüsse (Mulde/ Dessau, Saale/Rosenburg) wird zur Plausibilisierung der Berechnungen entsprechend Ziffer 1.1. zusätzlich die Summe von gelöster und partikulär gebundener Stofffracht ermittelt:

1.2a) Schadstoff-Jahresfracht (gelöst) für Plausibilisierung/Auswahl Nebenflüsse

$$F = \frac{MQ_{\text{Jahr}} \sum_{i=1}^n (C_{i(g)} \cdot Q_i)}{\sum_{i=1}^n (Q_i)} \cdot 0,0864 \cdot 365,25$$

- 1.2b)** Schadstoff-Jahresfracht (gelöst) für Tendenz/Bewertung Wirksamkeit von Maßnahmen (normiert)

$$F_t = \frac{MQ \sum_{i=1}^n (C_{i(g)} \cdot Q_i)}{\sum_{i=1}^n (Q_i)} \cdot 0,0864 \cdot 365,25$$

- 1.2c)** Schadstoff-Jahresfracht (partikulär) für Plausibilisierung/Auswahl Nebenflüsse, siehe 2.1.1a) bzw. 2.1.1b)

- 1.2d)** Schadstoff-Jahresfracht (partikulär) für Tendenz/Bewertung Wirksamkeit von Maßnahmen (normiert), siehe 2.2.2a) bzw. 2.2.2b)

- 1.2e)** Schadstoff-Jahresfrachten (Summe von gelöster und partikulär gebundener Stofffracht) für Plausibilisierung/Auswahl Nebenflüsse

- 1.2.1e)** Summe Frachten nach 1.2a) und 2.1.1.a)
gelöst + partikulär (Schwebstoffsammler, mit abfilt. Stoffen)

- 1.2.2e)** Summe Frachten nach 1.2a) und 2.1.2.a)
gelöst + partikulär (Schwebstoffsammler, mit SBZR)

- 1.2.3e)** Summe Frachten nach 1.2a) und 2.1.1.b)
gelöst + partikulär (Zentrifuge, mit abfilt. Stoffen)

- 1.2.4e)** Summe Frachten nach 1.2a) und 2.1.2.b)
gelöst + partikulär (Zentrifuge, mit SBZR)

- 1.2f)** Tendenz/Bewertung Wirksamkeit von Maßnahmen (normiert), (Summe von gelöster und partikulär gebundener Stofffracht)

- 1.2.1f)** Summe Frachten nach 1.2b) und 2.2.2a)
gelöst (Trend) + partikulär (Trend/Schwebstoffsammler)

- 1.2.2f)** Summe Frachten nach 1.2b) und 2.2.2b)
gelöst (Trend) + partikulär (Trend/Zentrifuge)

- 2.** Für **alle** Bezugsmessstellen auf der Grundlage der **Schwebstoff-/Sedimentgehalte**

- 2.1** Schadstoff-Jahresfracht (partikulär) für Plausibilisierung/Auswahl Nebenflüsse

- 2.1.1** Probennahme mit Schwebstoffbecken/Sedimentkästen über Monatszeitraum gesammelt

- 2.1.1a)** Für die Ermittlung der Schwebstofffracht liegt nur ein Wert pro Monat für die abfiltrierbaren Stoffe aus der Einzelprobe Wasser vor

$$F = \frac{MQ_{\text{Jahr}} \sum_{i=1}^n (C_{i(S)} \cdot S_i \cdot t_{\text{Monat}_i})}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (MQ_{\text{Monat}_i})}$$

mit S_i = Schwebstofffracht pro Tag

(Produkt aus der Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe am Tag der Probenahme für die Einzelprobe Wasser und dem mittleren Monatsabfluss, multipliziert mit der Anzahl der Sekunden pro Tag)

$$S_i = MQ_{\text{Monat}} \cdot C_{i(\text{afS})} \cdot 0,08640$$

Liegen keine Werte für alle Monate vor, so sollte aus den zur Verfügung stehenden Monatszeiträumen, für die Frachten berechnet wurden, der Mittelwert gebildet werden, der dann mit dem Faktor 12 multipliziert die abgeschätzte Schadstoff-Jahresfracht ergibt.

- 2.1.1b)** Für die Ermittlung der Schwebstofffracht liegen zeitlich hochaufgelöste Messungen der Schwebstoffkonzentration vor (z. B. werktägliche Messungen der WSV/BfG mit Filtration und/oder Trübungsmessungen, in Tschechien tägliche Messungen des ČHMÚ).

Für die Beprobungszeiträume der Gütemessstationen (monatliche Beprobung) sollte die partikuläre Schadstofffracht ermittelt werden nach folgender Berechnung:

$$F = \sum_{i=1}^n C_{i(S)} \cdot SBZR_i$$

- 2.1.2** Probennahme mittels Zentrifuge

- 2.1.2a)** Für die Ermittlung der Schwebstofffracht liegt nur ein Wert pro Monat für die abfiltrierbaren Stoffe aus der Einzelprobe Wasser vor

$$F = \frac{MQ_{\text{Jahr}} \sum_{i=1}^n (C_{i(Z)} \cdot S_i)}{\sum_{i=1}^n (MQ_{\text{Tag}_i})} \cdot 365,25$$

MQ_{Tag} = mittlerer Abfluss am/(an) Beprobungstag/(en)

S_i = Schwebstofffracht pro Tag

(Produkt aus der Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe am Tag der Probenahme für die Einzelprobe Wasser und dem mittleren Abfluss am Beprobungstag, multipliziert mit der Anzahl der Sekunden pro Tag)

$$S_i = MQ_{Tag} * C_{i(a/S)} * 0,08640$$

$C_{i(a/S)}$ = mittlere Schwebstoffkonzentration im Beprobungszeitraum

Liegen keine Werte für jeden Monat vor, so sollte aus den zur Verfügung stehenden Monatszeiträumen, für die Frachten berechnet wurden, der Mittelwert gebildet werden, der dann mit dem Faktor 12 multipliziert die abgeschätzte Schadstoff-Jahresfracht ergibt.

- 2.1.2b)** Für die Ermittlung der Schwebstofffracht liegen zeitlich hochaufgelöste Messungen der Schwebstoffkonzentration vor (z. B. werktägliche Messungen der WSV/BfG mit Filtration und/oder Trübungsmessungen, in Tschechien tägliche Messungen des ČHMÚ).

Für die Beprobungszyklen (in Deutschland etwa monatliche und in Tschechien etwa quartalsweise Beprobung) sollte die partikuläre Schadstofffracht ermittelt werden nach folgender Berechnung:

$$F = \sum_{i=1}^n C_{i(Z)} \cdot SBZR_i$$

$SBZR_i$ = ist die Summe der Schwebstofffrachten über einen Zeitraum, dieser wird konstruiert:

Anfangsdatum: mittleres Datum zwischen Probe davor und eigentlicher Probe

Enddatum: mittleres Datum zwischen eigentlicher Probe und der Probe danach

Ausnahme 1: Kreuzt ein Jahreswechsel diesen Zeitraum, so ist Anfang oder Ende des Beprobungszeitraumes der Jahreswechsel.

Ausnahme 2: Bei der ersten Probe der Kampagne liegt das Anfangsdatum gleich viele Tage zurück wie die Anzahl der Tage zwischen dem eigentlichen Probenahmedatum und dem Enddatum (mittleres Datum zwischen eigentlicher Probe und der Probe danach), bei der letzten Probe der Kampagne wird das Enddatum ähnlich konstruiert, nur mit dem Zeitraum davor.

- 2.2** Schadstoff-Jahresfracht (partikulär) für Tendenz/Bewertung Wirksamkeit von Maßnahmen (normiert)
- 2.2.1** Probennahme mit Schwebstoffbecken/Sedimentkästen über Monatszeitraum gesammelt
- 2.2.1a)** Für die Ermittlung der Schwebstofffracht liegt nur ein Wert pro Monat für die abfiltrierbaren Stoffe aus der Einzelprobe Wasser vor.

$$F = \frac{MQ \sum_{i=1}^n (C_{i(S)} \cdot S_i \cdot t_{Monat_i})}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (MQ_{Monat_i})}$$

- 2.2.1b)** Für die Ermittlung der Schwebstofffracht liegen zeitlich hochaufgelöste Messungen der Schwebstoffkonzentration vor (z. B. werktägliche Messungen der WSV/BfG mit Filtration und/oder Trübungsmessungen, in Tschechien tägliche Messungen des ČHMÚ).

Für die Beprobungszeiträume der Gütemessstationen (monatliche Beprobung) sollte die partikuläre Schadstofffracht ermittelt werden nach folgender Berechnung:

$$F = MQ / MQ_{Jahr} \sum_{i=1}^n C_{i(S)} \cdot SBZR_i$$

- 2.2.2** Probennahme mittels Zentrifuge

- 2.2.2a)** Für die Ermittlung der Schwebstofffracht liegt nur ein Wert pro Monat für die abfiltrierbaren Stoffe aus der Einzelprobe Wasser vor.

$$F t = \frac{MQ * \sum_{i=1}^n (C_{i(Z)} \cdot S_i)}{\sum_{i=1}^n (MQ_{Tag})} \bullet 365,25$$

- 2.2.2b)** Für die Ermittlung der Schwebstofffracht liegen zeitlich hochaufgelöste Messungen der Schwebstoffkonzentration vor (z. B. werktägliche Messungen der WSV/BfG mit Filtration und/oder Trübungsmessungen, in Tschechien tägliche Messungen des ČHMÚ).

Für die Beprobungszeiträume der Gütemessstationen (in Deutschland etwa monatliche und in Tschechien etwa quartalsweise Beprobung) sollte die partikuläre Schadstofffracht ermittelt werden nach folgender Berechnung:

$$F = MQ / MQ_{Jahr} \sum_{i=1}^n C_{i(Z)} \cdot SBZR_i$$

Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze gehen in die Berechnung der Schadstoff-Jahresfracht mit dem halben Wert dieser Bestimmungsgrenze ein. Für die Berechnung der Schadstoff-Jahresfracht (F) wird das Ergebnis mit der Stofffracht an der Bestimmungsgrenze (F_{BG}) verglichen.

$$F_{BG} = BG \cdot MQ_{\text{Jahr}} \cdot 0,0864 \cdot 365,25$$

Wird eine Stofffracht berechnet, die kleiner als die Stofffracht an der Bestimmungsgrenze ist, dann ist es notwendig, anstelle des Wertes der Stofffracht nur eine Kennzeichnung vorzunehmen – kleiner als Stofffracht an der Bestimmungsgrenze. Falls $F < F_{BG}$ gilt, wird das Ergebnis mit „ $< F_{BG}$ “ angegeben.

F_{BG} Formel bezieht sich nur auf Bestimmungsgrenzen, die in mg/l vorliegen, liegen die Konzentrationen in mg/kg bzw. µg/kg vor, muss das mittlere $C_{i(\text{afS})}$ pro Jahr mit in die Berechnung einbezogen werden.

Im Allgemeinen gelten alle Formeln nur für bestimmte Konzentrationsangaben (mg/kg), insofern ist der Faktor 0,0864 auch nur für diese bestimmten Konzentrationen richtig.

F	Schadstoff-Jahresfracht	[t/a]
F _t	Schadstoff-Jahresfracht für die Betrachtung der Tendenz	[t/a]
n	Anzahl der Messungen	
C _i	Schadstoffkonzentration (Gesamtgehalte Wasserphase)	[mg/l]
C _{i(g)}	Schadstoffkonzentration (gelöste Gehalte Wasserphase)	[mg/l]
C _{i(afS)}	Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe	[mg/l]
C _{i(S)}	Schadstoffkonzentration aus den Schwebstoff-/Sedimentkästen (über Monatszeitraum gesammelt)	[mg/kg]
C _{i(Z)}	Schadstoffkonzentration aus der Durchlasszentrifugenbestimmung	[mg/kg]
Q _i	Abfluss (mittlerer Tagesabfluss am Tag der Probenahme oder Mittelwert für die der Probenahme entsprechende Zeit)	[m ³ /s]
Q _M	Summe der Durchflüsse an den Beprobungstagen (Summe des mittlerer Tagesabflusses am Tag der Probenahme oder Mittelwert für die der Probenahme entsprechende Zeit)	[m ³ /s]
MQ _{Jahr}	Mittlerer Jahresabfluss für das Kalenderjahr	[m ³ /s]
MQ _{Monat}	Mittlerer Monatsabfluss	[m ³ /s]
MQ _{Tag}	Mittlerer Jahresabfluss für den Tag, berechnet auf der Grundlage aller Messungen im Laufe des Tages	[m ³ /s]
MQ	langjähriger mittlerer Jahresabfluss	[m ³ /s]
S _i	Schwebstofffracht pro Tag	[t/d]
SBZR _i	Schwebstofffracht pro Beprobungszeitraum (BZR – Anzahl der Tage variiert)	[t/Zeitraum]
t-Monat _i	Tage pro Monat	
F _{BG}	Schadstoff-Jahresfracht an der Bestimmungsgrenze	[t/a]
BG	Bestimmungsgrenze	[mg/l]

A2-12 FRACHTBILANZIERUNG

Die Frachtbilanzierung für die Binnenelbe ist flussgebietsweit und überregional für alle im Kontext des Sedimentmanagements und der Bilanzierung zugänglichen elberelevanten Schadstoffe im Sinne einer Systembeschreibung angelegt. Sie wird auf der Grundlage der gemessenen Frachten an den Bezugsmessstellen sowie der punktförmigen Einträge (Abwasser und Stollenwasser aus dem Altbergbau) mit dem Ziel der Ableitung von Bilanzgrößen für das tschechische und deutsche Teileinzugsgebiet (Verhältnis Sedimentation/Remobilisierung) durchgeführt. Zugleich werden die Bilanzierungsergebnisse genutzt, um die Belastbarkeit von Ergebnissen und Schlussfolgerungen aus den quellenbezogenen Risikoanalysen abzuschätzen, Anforderungen an Überwachungsprogramme für die Erfolgskontrolle zu spezifizieren oder Unsicherheiten abzuschätzen.

Ausgehend vom zunächst festgelegten Bezugsjahr 2005 für die Erstellung der Bilanzierungsergebnisse wurde während der Bearbeitung eine Erweiterung auf den Zeitraum 2003 bis 2008 bzw. ergänzend dazu 2009 bis 2011 zur Erfassung des Schwankungsverhaltens der Frachtprozesse in der Elbe für zwingend erforderlich erachtet. Es stehen somit neun Jahre zur Verfügung, um methodisch robust die Variabilität der Bilanzaussagen beschreiben zu können.

Das Frachtbilanzierungsgebiet umfasst die Binnenelbe vom Zusammenfluss mit der Moldau (Kategorie 1) unter weiterer Einbeziehung der tschechischen Nebenflüsse Eger (Kategorie 1) und Bílina (Kategorie 2a) bis zur Bezugsmessstelle Hřensko/Schmilka als das eine Bilanzeingangprofil (F_{oberhalb} ; entspricht F_{Ende} für CZ) mit 110 km

Fließstrecke und den Nebenflüssen auf deutscher Seite Triebisch (Kategorie 2a), Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel (alle Kategorie 1) bis zur Bezugsmessstelle Schnackenburg als das andere Bilanzeingangprofil ($F_{\text{unterhalb}}$; entspricht F_{Ende} für Deutschland und Elbe gesamt – F_{FGE}) mit 490 km Fließstrecke, also insgesamt 600 km Fließstrecke.

An der Bezugsmessstelle Hřensko/Schmilka (Grenzprofil) hat das tschechische Einzugsgebiet einen Anteil Einzugsgebiet/Niederschlagsgebiet FNCZ = 41 % (d. h. CZ : DE = 2 : 3 !) bezogen auf das Einzugsgebiet an der Bezugsmessstelle Schnackenburg (FN Schnackenburg – immer 100 %), wobei durch das Teileinzugsgebiet der Elbe bis zur Moldau und der Nebenflüsse der Kategorie 1 bereits ein Einzugsgebiet von 37,8 % mit einem zu vernachlässigen Zwischengebietsanteil von 3,2 % abgebildet wird. Diffuse Belastungen in Tschechien aus der Fläche sind damit vernachlässigbar.

Für Deutschland wird unter Berücksichtigung der vier Nebenflüsse der Kategorie 1 für den deutschen Teil der Elbe bis Schnackenburg ein Anteil von 89,6 % mit einem Zwischengebietsanteil von 10,4 % abgebildet. Vom gesamten deutschen Elbegebiet bleiben in dieser Bilanz folglich der Abschnitt Schnackenburg – Geesthacht (Binnenelbe) mit einem Anteil von 7,6 % am gesamten Elbeeinzugsgebiet

und die Tideelbe bis zur Mündung in die Nordsee mit 10,6 % Einzugsgebietsanteil unberücksichtigt. Das entspricht, bezogen auf den bilanzierten Anteil bis Schnackenburg, mehr als einem Viertel und ist bei der quellenbezogenen Risikoanalyse in der Tideelbe zu beachten.

Die Bilanzierungsergebnisse sind jeweils die Differenz aus der Fracht eines Schadstoffs am Ende der Bilanzierungsstrecke (F_{Ende}), und aus der Summe der Einträge bis dahin. Das Ende der Bilanzierungsstrecke liegt für Tschechien in Hřensko/Schmilka und für Deutschland bzw. für die gesamte Binnenelbe ohne den noch folgenden Abschnitt bis Geesthacht in Schnackenburg (F_{FGE}). Dabei wird vorausgesetzt, dass alle relevanten Einträge berücksichtigt sind. Weichen die Ergebnisse um mehr als 10 Prozent von Null ab, so wird dies als überwiegende Sedimentation oder als überwiegende Remobilisierung innerhalb der Bilanzierungsstrecke der Elbe verstanden.

Allgemeine Bilanzgleichungen

$$(1) \Delta F (t/a) = F_{\text{Ende}} - \sum F_{\text{Einträge}}$$

$$(2) \Delta F (\% \text{ FGE}) = (F_{\text{Ende}} - \sum F_{\text{Einträge}}) / F_{\text{Schnackenburg}}$$

Bilanzergebnisse

- $\Delta F < 0$ Sedimentation überwiegt
- $\Delta F = 0$ Indifferenz ($\pm 10 \%$)
- $\Delta F > 0$ Remobilisierung überwiegt

A3 VERZEICHNIS DER FACHBERICHTE



A3-1 Fachbeiträge im Rahmen des Sedimentmanagementkonzepts

- BCE (2012): Ad-hoc-Arbeitsgruppe Schadstoffe/Sedimentmanagement. Nebenflüsse Elbe – Erfassung und Bewertung hydro-morphologischer Parameter von relevanten Nebengewässern der Elbe. Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz [unveröffentlicht]
- BfG (2013): Fachbeiträge zum Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz [in Vorbereitung]
- ČHMÚ (2010): Metodický pokyn NH 14/2010. Pozorování režimu plavenin (Methodischer Leitfaden NH 14/2010: Beobachtung des Schwebstoffregimes). Český hydrometeorologický ústav, 2010. Interní dokument
- ČHMÚ (2012): Metodický pokyn NH 2012/02. Odběr vzorků pevných matric a pasivní vzorkování pro chemické analýzy (Methodischer Leitfaden NH 2012/02: Probenahme fester Matrices und passive Beprobung für chemische Untersuchungen). Český hydrometeorologický ústav, 2012. Interní dokument
- ČHMÚ (2013): Rámcový program monitoringu (Rahmenmonitoringprogramm). Český hydrometeorologický ústav http://www.mzp.cz/cz/ramcovy_program_monitoringu
- G.E.O.S. (2013): Bestandsaufnahme belasteter Altsedimente in relevanten Gewässern Sachsen-Anhalts. Erstellt im Auftrag des LHW Sachsen-Anhalt
- Greif, A. (2013): Studie zur Charakterisierung der Schadstoffeinträge aus den Erzbergbaurevieren der Mulde in die Elbe. TU Bergakademie Freiberg. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg. Downloadbar unter: <http://www.elsa-elbe.de/dokumente.html>
- Halířová, J., Hypr, D. (2013): Hodnocení jakosti plavenin a sedimentů podle norem environmentální kvality (Bewertung der Qualität von Schwebstoffen und Sedimenten nach den Umweltqualitätsnormen). In: Zborník prednášok zo VII. konferencie s medzinárodnou účasťou „Sedimenty vodných tokov a nádrží“. Bratislava, s. 165 – 171
- Halířová, J., Stierand, P. (2013): Hodnocení transportu plavenin v českém úseku Labe v období 2001-2010 (Bewertung des Schwebstofftransportes im tschechischen Elbeabschnitt im Zeitraum 2001-2010). In: Zborník prednášok zo VII. konferencie s medzinárodnou účasťou „Sedimenty vodných tokov a nádrží“. Bratislava, s. 159 – 164
- Heise, S. (2013): Durchführung einer Sondierungsuntersuchung zum Risiko durch eine Schadstoffremobilisierung aus Seitenstrukturen der Elbe. TuTech Innovation GmbH. Hamburg. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg. Downloadbar unter: <http://www.elsa-elbe.de/dokumente.html>
- Hydrologická ročenka České republiky (Hydrologisches Jahrbuch der Tschechischen Republik). Praha, Český hydrometeorologický ústav, Jahrgang 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011
- Hypr, D., Halířová, J.: Stav a vývoj znečištění plavenin a sedimentů v tocích ČR na základě výsledků monitoringu ČHMÚ (Stand und Entwicklung der Schwebstoff- und Sedimentbelastung in den Gewässern der Tschechischen Republik anhand der Monitoringergebnisse des Tschechischen Hydrometeorologischen Instituts). In: Sborník konference „Hydrologické dny 2010“, Hradec Králové, 2010, s. 177 – 1861
- IFUA GmbH (2012): Bestimmung der Sedimentmächtigkeiten in der Mulde. Erstellt im Auftrag des LAF Sachsen-Anhalt
- Junge, F. W. (2013): Zwischenbericht zum Projekt „Schadstoffsene Muldestausee – Aktuelles Potenzial und jüngste Entwicklung seit 2002“. Büro Erdwissen. Taucha. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg. Downloadbar unter: <http://www.elsa-elbe.de/dokumente.html>
- Koželuh, M., Kule, L. (2009): Rozšířené sledování organických látek v pevných matricích (Erweiterte Untersuchung organischer Stoffe in festen Matrices). In: Sborník konference Sedimenty vodných tokov a nádrží, SVS ZSVTS Bratislava
- Krüger, F., Scholz, M., Baborowski, M. (2013): Sedimentrückhalt in den Elbauen. Fa. ELANA. Arendsee. Erstellt im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Umweltschutz, Projekt ELSA der Freien und Hansestadt Hamburg. Downloadbar unter: <http://www.elsa-elbe.de/dokumente.html>

- Kule, L., Koželuh, M. (2011): Monitoring perzistentních organických látek v sedimentech povrchových vod v povodí Vltavy (Monitoring persistenter organischer Stoffe in den Sedimenten von Oberflächengewässern im Einzugsgebiet der Moldau). In: Sborník konference Sedimenty vodných tokov a nádrží, SVS ZSVTS Bratislava
- Langhammer, J. (2013): Hydromorfologické aspekty managementu sedimentů české části Labe (Hydromorphologische Aspekte des Sedimentmanagements im tschechischen Teil der Elbe)
- Langhammer, J. (2013): Hydromorfologický aspekt koncepce MKOL pro nakládání se sedimenty. Závěrečná zpráva (Hydromorphologischer Aspekt des Sedimentmanagementkonzepts der IKSE. Abschlussbericht)
- Langhammer, J. (2013): Mapování a hodnocení hydromorfologického stavu vybraných úseků toku Labe ve vazbě na nakládání se sedimenty, Závěrečná zpráva (Kartierung und Bewertung des hydromorphologischen Zustands ausgewählter Elbeabschnitte in Bezug auf das Sedimentmanagement. Abschlussbericht)
- Langhammer, J. (2013): Metodika hodnocení hydromorfologického stavu toku ve vazbě na nakládání se sedimenty (Methodik der Bewertung des hydromorphologischen Gewässerzustands in Bezug auf das Sedimentmanagement)
- LHW (2013): Synthese für das Teilsystem Mulde. Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Halle
- LHW (2013): Synthese für das Teilsystem Saale. Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Halle
- Medek, J. (2009): Monitoring říčních sedimentů jako součást provozního monitoringu povrchových vod (Monitoring der Gewässersedimente als Bestandteil der operativen Überwachung von Oberflächengewässern). In: Sborník konference „Sedimenty vodných tokov a nádrží“, SVS ZSVTS Bratislava
- PLEJADES (2012): 4011 GVV: Frachtreduzierung Schlüsselstollen, Bericht zum Arbeitspaket A: Ermittlung der Auswirkungen des Schlüsselstollens auf den partikelgebundenen Schadstofftransport in der Saale/Elbe. Magdeburg. Erstellt im Auftrag des LAF Sachsen-Anhalt
- PLEJADES (2013): 4011 GVV: Frachtreduzierung Schlüsselstollen, Bericht zum Arbeitspaket B: Bewertung von technisch realisierbaren und verhältnismäßigen Maßnahmen. Magdeburg. Erstellt im Auftrag des LAF Sachsen-Anhalt
- Rieder, M. et al (2003): Výskyt a pohyb nebezpečných látek v hydrosféře ČR. Závěrečná zpráva projektu VaV 650/3/00 (Vorkommen und Bewegung gefährlicher Stoffe in der Hydrosphäre der Tschechischen Republik. Abschlussbericht des Forschungs- und Entwicklungsprojekts 650/3/00). Český hydrometeorologický ústav, Praha
- Tauw GmbH (2012): Frachtreduktion Spittelwasser – Bewertung der Sedimentmächtigkeitsuntersuchungen September 2012. Erstellt im Auftrag des LAF Sachsen-Anhalt
- Tauw GmbH (2013): Endbericht zum Projekt Frachtreduzierung Spittelwasser. Bisher noch nicht fertiggestellt. Erstellt im Auftrag des LAF Sachsen-Anhalt
- UFZ (2013): Umsetzung Sedimentmanagementkonzept Schwermetalleinträge Schlüsselstollen in die Saale. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung GmbH. Erstellt im Auftrag des LHW Sachsen-Anhalt
- Uni Stuttgart (2013): Remobilisierungspotenzial belasteter Altsedimente in relevanten Gewässern Sachsen-Anhalts. Erstellt im Auftrag des LHW Sachsen-Anhalt
- Vyhláška 98/2011 Sb., o způsobu hodnocení stavu útvarů povrchových vod, způsobu hodnocení ekologického potenciálu silně ovlivněných a umělých útvarů povrchových vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu povrchových vod (Verordnung 98/2011 der Gesetzsammlung über die Art und Weise der Zustandsbewertung von Oberflächenwasserkörpern, die Art und Weise der Bewertung des ökologischen Potenzials von erheblich veränderten und künstlichen Oberflächenwasserkörpern und die Bestimmungen der Programme zur Ermittlung und Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern)

A3-2 Weitere Fachbeiträge mit außerordentlicher Bedeutung für das Sedimentmanagementkonzept

- BfG (2008): WSV-Sedimentmanagement Tideelbe – Strategien und Potenziale – eine Systemstudie. Ökologische Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut. Untersuchungen im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Cuxhaven. BfG-1584. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marrscheider-Weidemann, F., Götz, T. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Texte 45/2010. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau

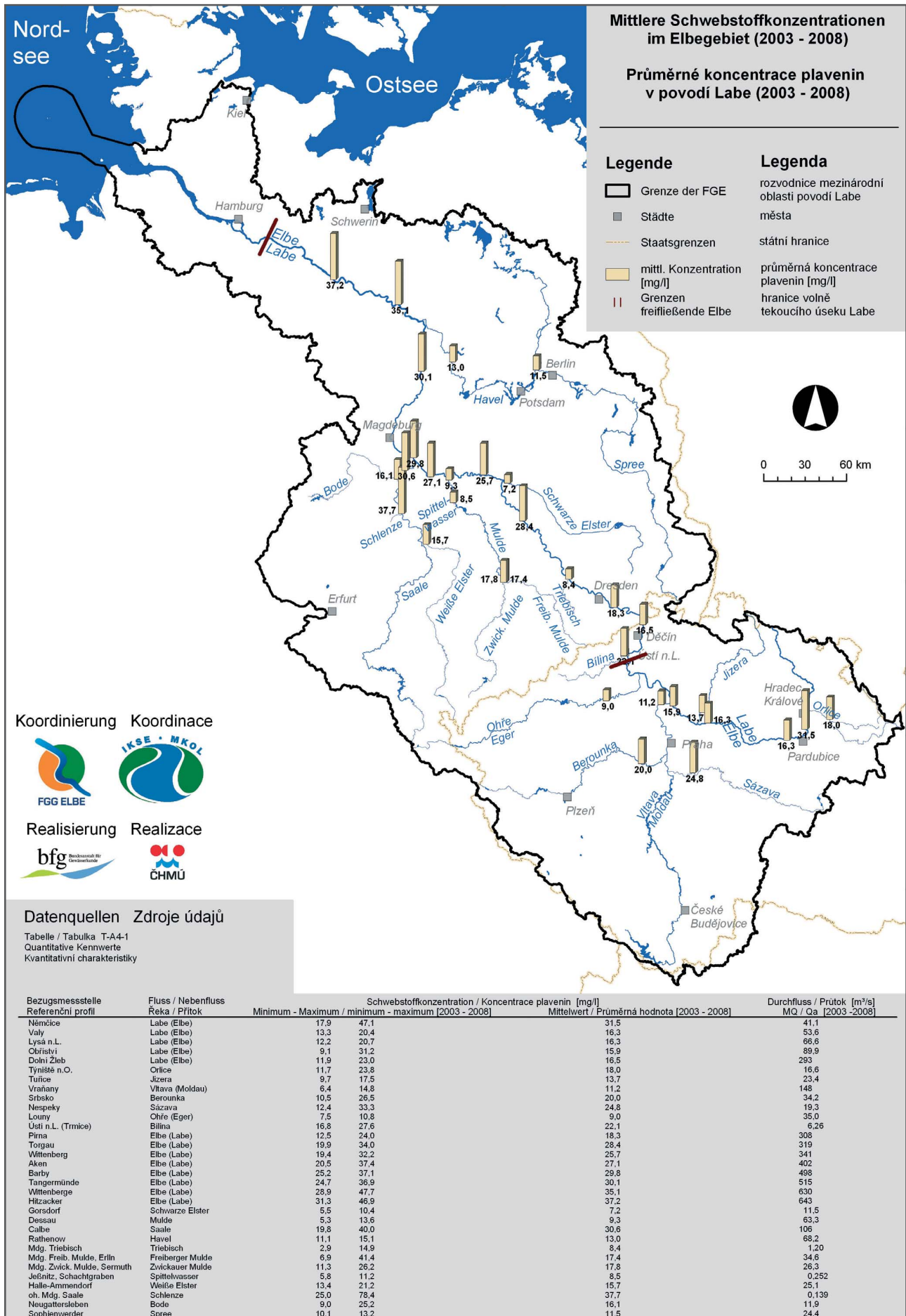
- Gabriel, T., Kühne, E., Faulhaber, P., Promny, M., Horchler, P. (2011): Sohlenstabilisierung und Erosionseindämmung am Beispiel der Elbe. WasserWirtschaft (Heft 6), S. 27 – 32
- Habersack, H., Liedermann, M., Tritthart, M., Hauer, C., Klösch, M., Klasz, G., Hengl, M. (2012): Maßnahmen für einen modernen Flussbau betreffend Sohlstabilisierung und Flussrückbau – Granulometrische Sohlverbesserung, Bühnenoptimierung, Uferrückbau und Gewässervernetzung. Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft (64), Wien, S. 571 – 581
- Heise, S., Claus, E., Heininger, P., Krämer, T., Krüger, F., Schwartz, R., Förstner, U. (2005): Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet – Ursachen und Trends. Im Auftrag der Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg, Hamburg
- Heise, S., Krüger, F., Baborowski, M., Stachel, B., Götz, R., Förstner, U. (2007): Bewertung der Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg, Hamburg
- HPA und WSV (2008): Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe. Hamburg Port Authority und Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, Hamburg
- Naumann, S., Schriever, S., Möhling, M., Hansen, O., Götz, E., Schmidt, A. (2003): Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe. Abschlussbericht, Band 1. BfG-1382. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- Rosenzweig, S., Quick, I., Cron, N., König, F., Schriever, S., Vollmer, S., Svenson, C., Grätz, D. (2012): Hydromorphologische Komponenten im Flussauenmodell INFORM – Entwicklung und Anwendung der morphologischen Systemkomponente MORPHO und des Bewertungsmoduls Valmorph zur quantitativen Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Veränderungen in Fluss und Aue. Bericht BfG-1657. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
- WSD Ost (2009): Sohlstabilisierungskonzept für die Elbe von Mühlberg bis zur Saalemündung. Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost Magdeburg, Wasser und Schifffahrtsamt Dresden, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Bundesanstalt für WasserbauKarlsruhe (http://www.wsd-ost.wsv.de/betrieb_unterhaltung/pdf/Sohlstabilisierung_textteil_.pdf)

A4 KARTEN

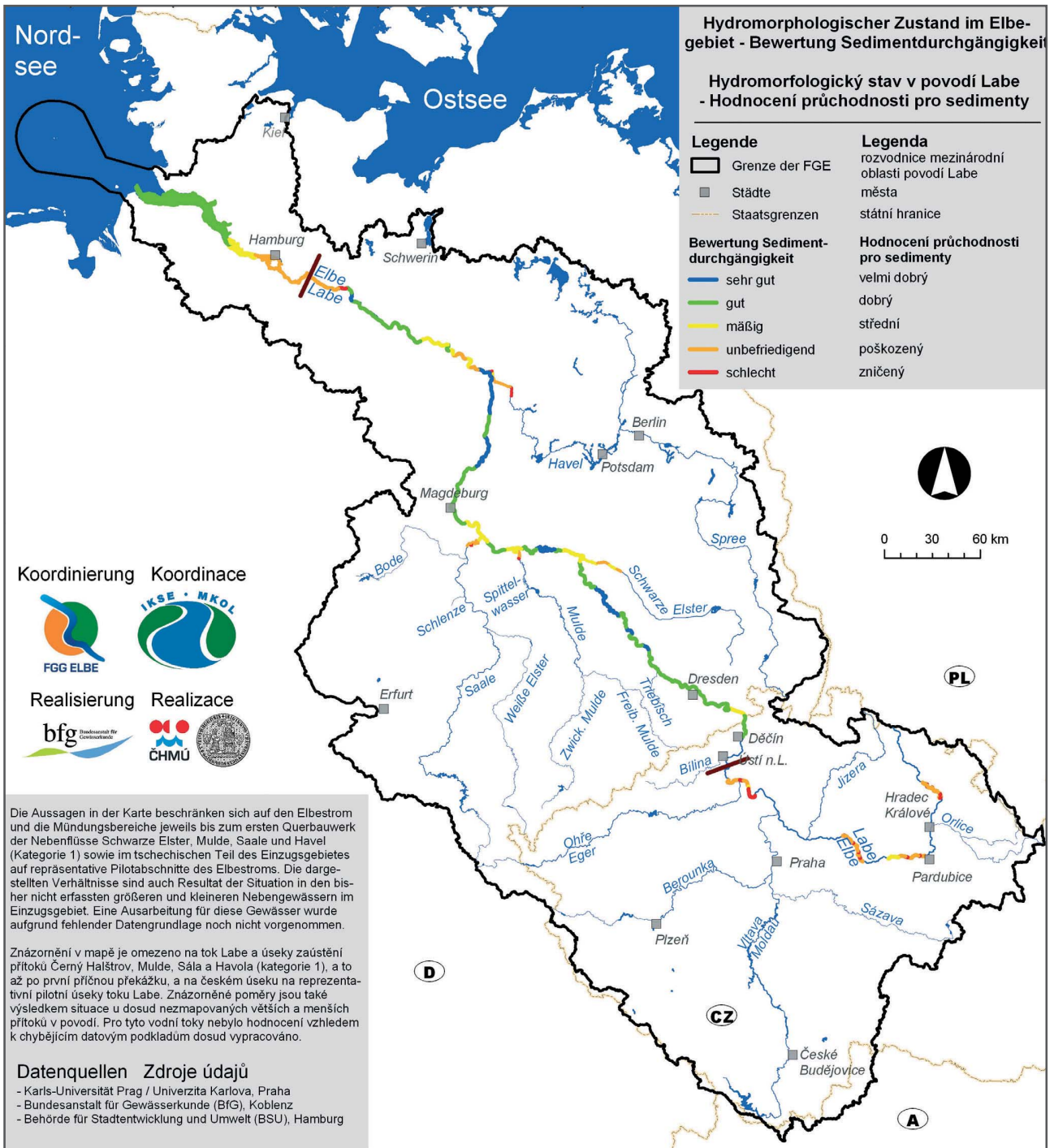


A4 KARTEN

K-A4-1:	Mittlere Schwebstoffkonzentrationen im Elbegebiet (2003 – 2008).....	167
K-A4-2:	Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung Sedimentdurchgängigkeit.....	168
K-A4-3:	Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet Bewertung der mittleren Sohlhöhenänderung/ Sedimentbilanz (D)/Beeinflussung des Abflussregimes (CZ)	169
K-A4-4:	Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Breitenvarianz	170
K-A4-5:	Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Tiefenvarianz.....	171
K-A4-6:	Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Korngrößenverteilung des Sohlsubstrats	172
K-A4-7:	Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Uferstruktur (D)/ der Uferstabilität (CZ)	173
K-A4-8:	Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung des Verhältnisses von rezenter Aue/Marsch zu morphologischer Aue/Marsch	174
K-A4-9.1 bis K-A4-9.29: „Schadstoff“ in Schwebstoffen - Klassifikation der Jahresmittelwerte		
K-A4-9.1	Quecksilber in Schwebstoffen	175
K-A4-9.2	Cadmium in Schwebstoffen	176
K-A4-9.3	Blei in Schwebstoffen	177
K-A4-9.4	Zink in Schwebstoffen.....	178
K-A4-9.5	Kupfer in Schwebstoffen	179
K-A4-9.6	Nickel in Schwebstoffen.....	180
K-A4-9.7	Arsen in Schwebstoffen	181
K-A4-9.8	Chrom in Schwebstoffen.....	182
K-A4-9.9	α -HCH in Schwebstoffen	183
K-A4-9.10	β -HCH in Schwebstoffen (keine Karte erstellt)	
K-A4-9.11	γ -HCH in Schwebstoffen	184
K-A4-9.12	p,p`DDT in Schwebstoffen	185
K-A4-9.13	p,p`DDE in Schwebstoffen.....	186
K-A4-9.14	p,p`DDD in Schwebstoffen	187
K-A4-9.15	PCB-28 in Schwebstoffen	188
K-A4-9.16	PCB-52 in Schwebstoffen.....	189
K-A4-9.17	PCB-101 in Schwebstoffen.....	190
K-A4-9.18	PCB-118 in Schwebstoffen	191
K-A4-9.19	PCB-138 in Schwebstoffen.....	192
K-A4-9.20	PCB-153 in Schwebstoffen.....	192
K-A4-9.21	PCB-180 in Schwebstoffen.....	194
K-A4-9.22	Pentachlorbenzen in Schwebstoffen	195
K-A4-9.23	Hexachlorbenzen (HCB) in Schwebstoffen	196
K-A4-9.24	Benzo(a)pyren in Schwebstoffen.....	197
K-A4-9.25	Anthracen in Schwebstoffen	198
K-A4-9.26	Fluoranthen in Schwebstoffen (keine Karte erstellt)	
K-A4-9.27	Σ 5 PAK in Schwebstoffen	199
K-A4-9.28	Tributylzinn-Kation in Schwebstoffen.....	200
K-A4-9.29	Dioxine/Furane in Schwebstoffen (keine Karte erstellt)	



K-A4-1: Mittlere Schwebstoffkonzentrationen im Elbegebiet (2003 – 2008)

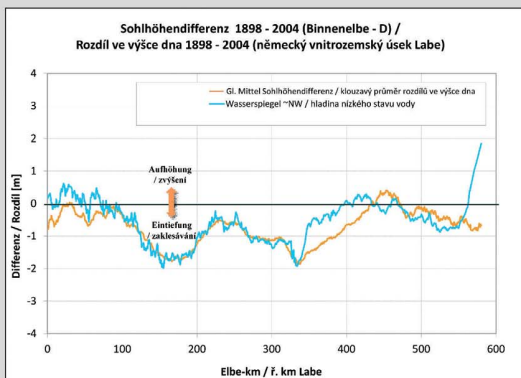
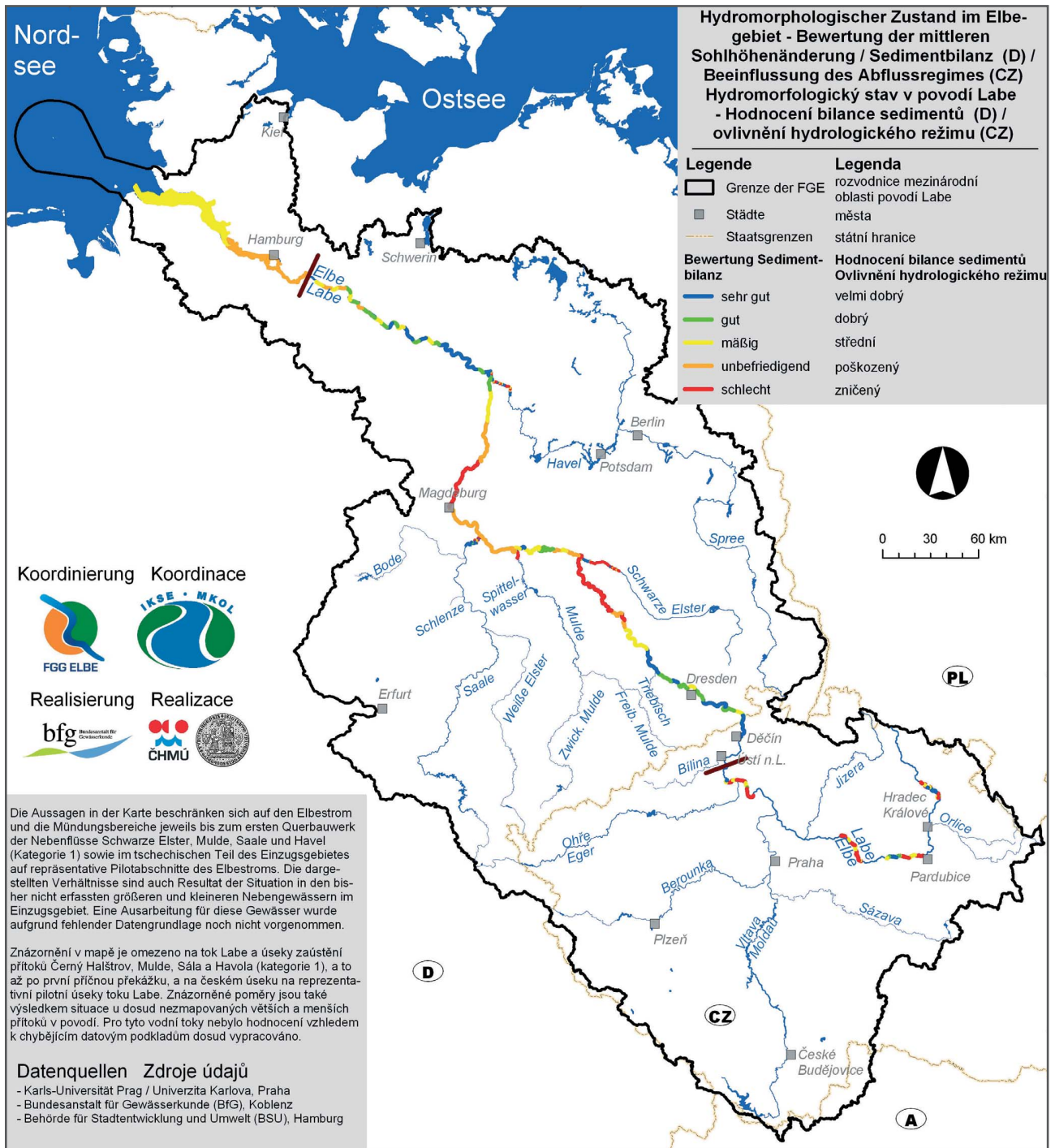


Wehrsystem in Prielouč nad Labem an der tschechischen Elbe - Regulation der natürlichen Dynamik des Sedimenttransports (Foto: Šmidová, 2012).
 Systém jezů na českém úseku Labe výrazně reguluje přirozenou dynamiku transportu sedimentů.
 Jez v Prielouči nad Labem (Foto: Šmidová, 2012).



Stadtwehr Dessau an der Mulde, Juni 2012 (Foto: Jährling, LHW).
 Jez ve městě Dessau na řece Mulde, červen 2012 (Foto: Jährling, LHW).

K-A4-2: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung Sedimentdurchgängigkeit

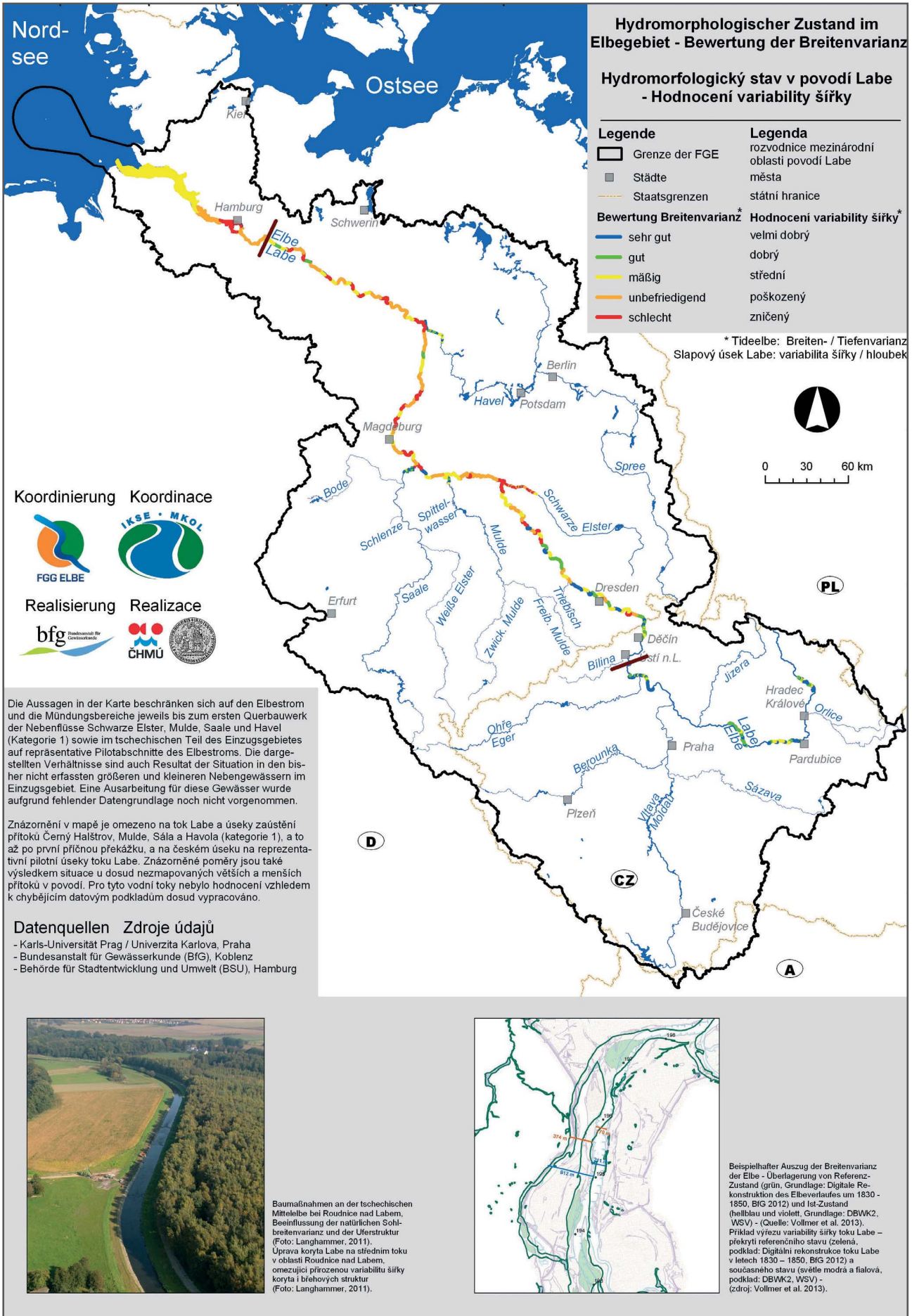


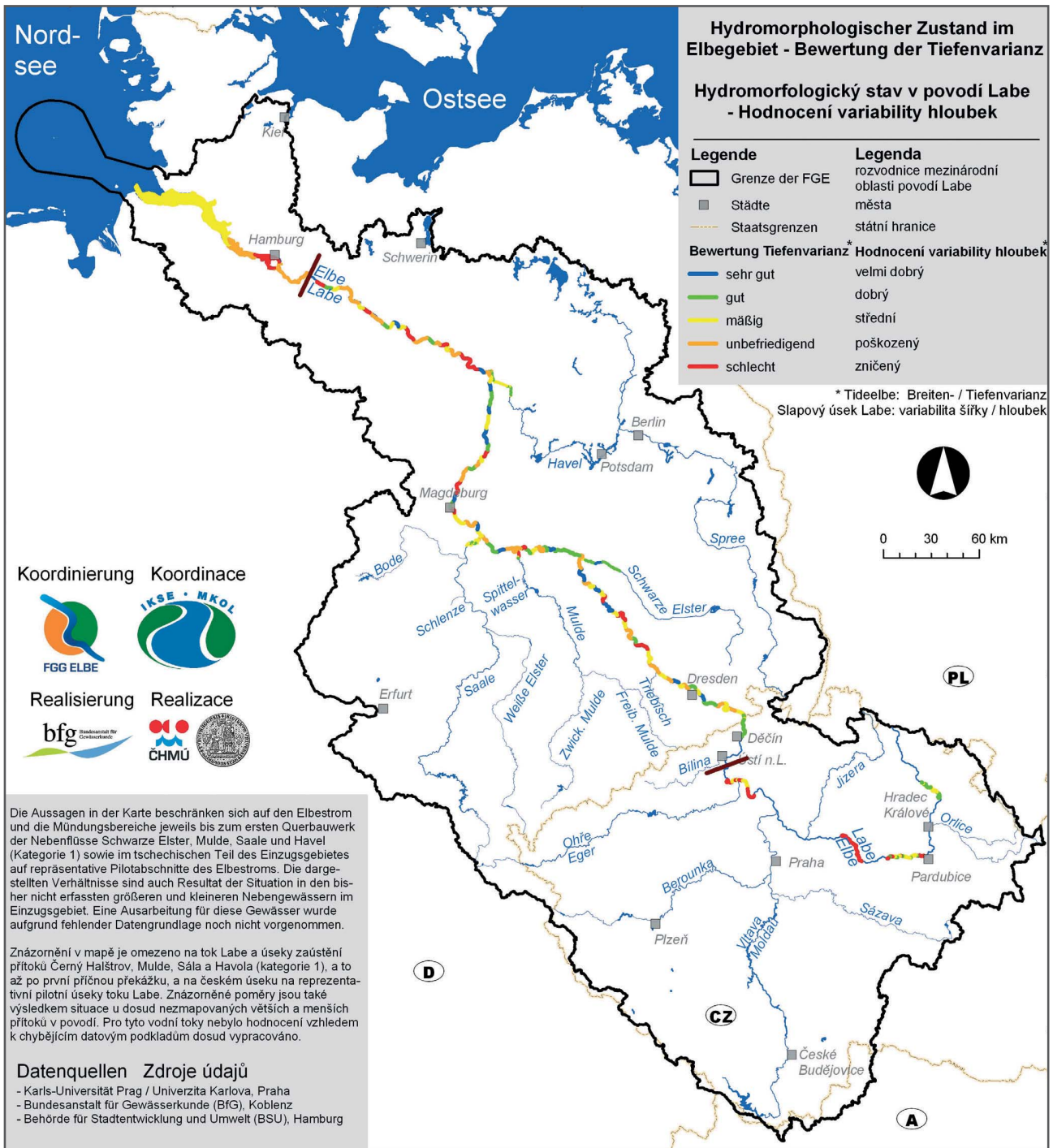
Mittlere Sohlhöhenänderungen und Niedrigwasserspiegellagenentwicklungen der deutschen Binnenelbe zwischen 1898 und 2004 [in m] (Quelle: Quick et al. 2012; Vollmer et al. 2013).
 Průměrné změny v nadmořské výšce dna a vývoj hladiny nízkých vodních stavů na německém vnitrozemském úseku Labe v letech 1898 - 2004 [m] (zdroj: Quick et al. 2012; Vollmer et al. 2013)



Die Talsperre Les Království stellt ein bedeutendes Hindernis in der Kontinuität des Sedimenttransports an der oberen Elbe dar (Foto: Tomíček, 2012).
 Přehrada Les Království představuje významnou překážku v kontinuitě transportu sedimentů na horním toku Labe (Foto: Tomíček, 2012).

K-A4-3: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet Bewertung der mittleren Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz (D)/Beeinflussung des Abflussregimes (CZ)



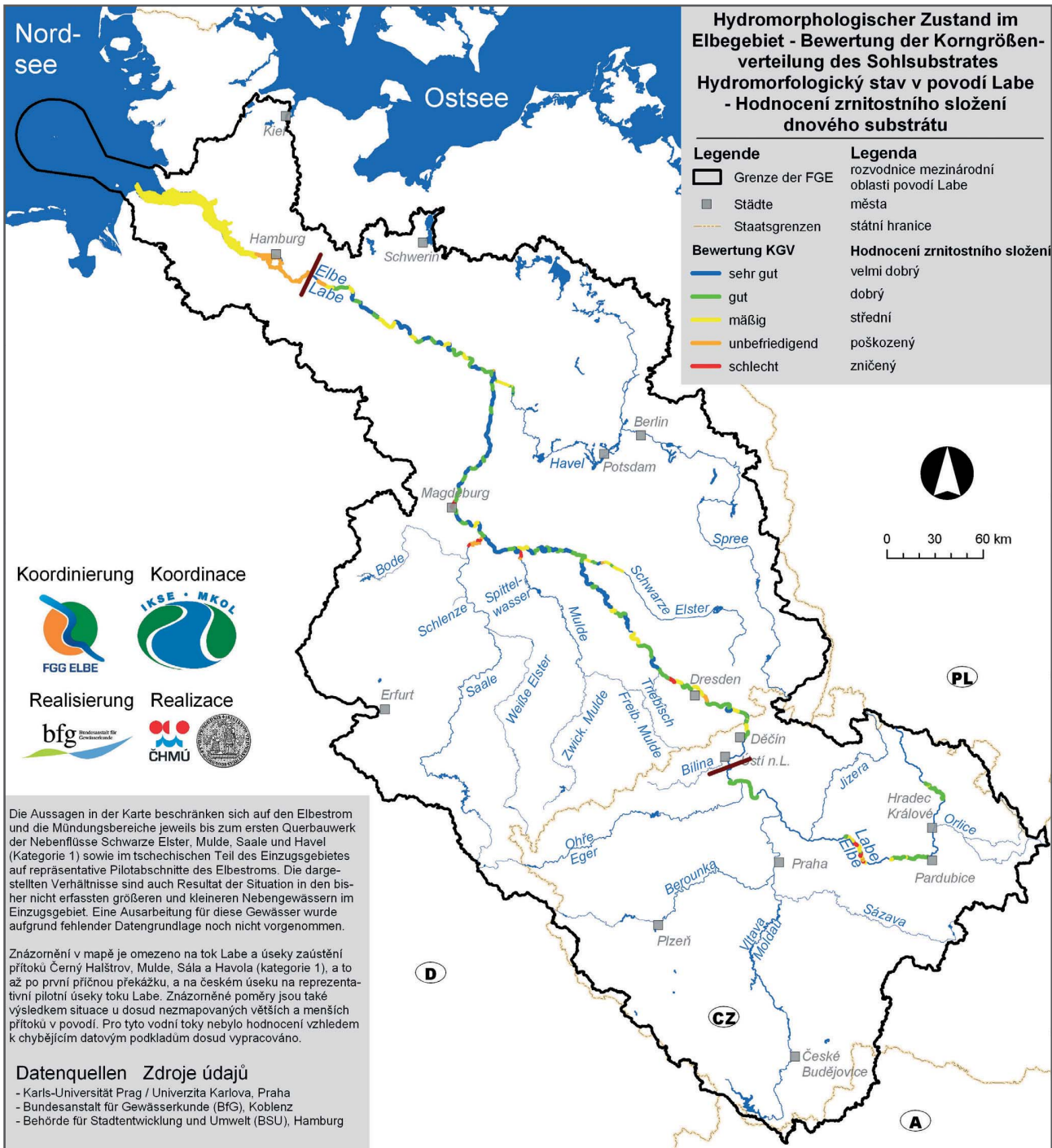


Elbe beim Domfelsen Magdeburg, August 2013 (Foto: Jährling, LHW).
Skalnatý úsek Labe, tzv. Domfelsen, v Magdeburku, srpen 2013 (Foto: Jährling, LHW).



Baggerung und Wasserstraßenunterhaltung sind zusammen mit dem Wehrsystem die bedeutenden Faktoren, die die natürliche Variabilität der Sohlentiefe beeinflussen (Foto: Langhammer, 2012).
Prohrabky koryta a udržování plavební dráhy představují spolu se systémem jezů významné faktory, ovlivňující přirozenou variabilitu hloubek koryta (Foto: Langhammer, 2012).

K-A4-5: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Tiefenvarianz

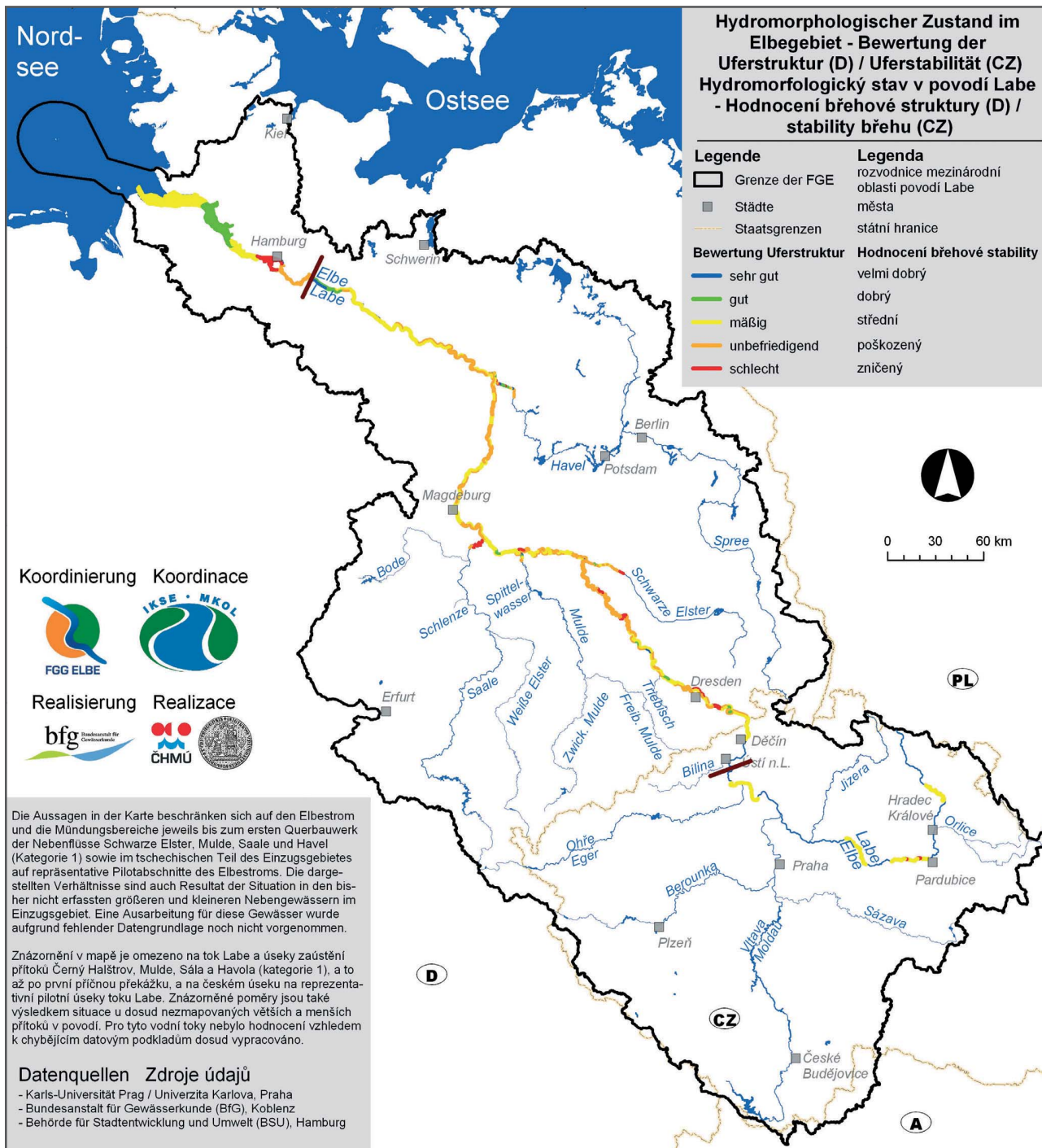


Elbe - Zulauf Kurzer Wurf, Juni 2012 (Foto: Jährling, LHW).
Přítok Labe Kurzer Wurf, červen 2012 (Foto: Jährling, LHW).



Anhäufung des Substrats der Elbe unterhalb von Děčín (Foto: Hasa, 2012).
Akumulace sedimentu v zákrutu Labe pod Děčínem (Foto: Hasa, 2012).

K-A4-6: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates

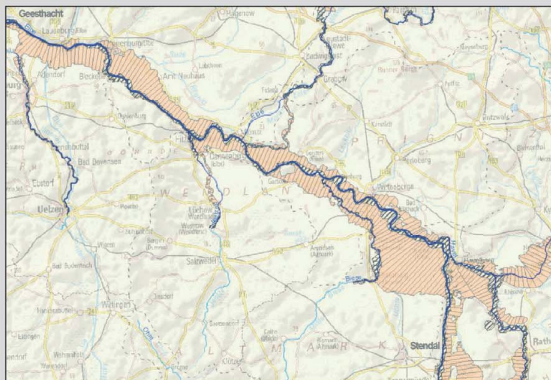
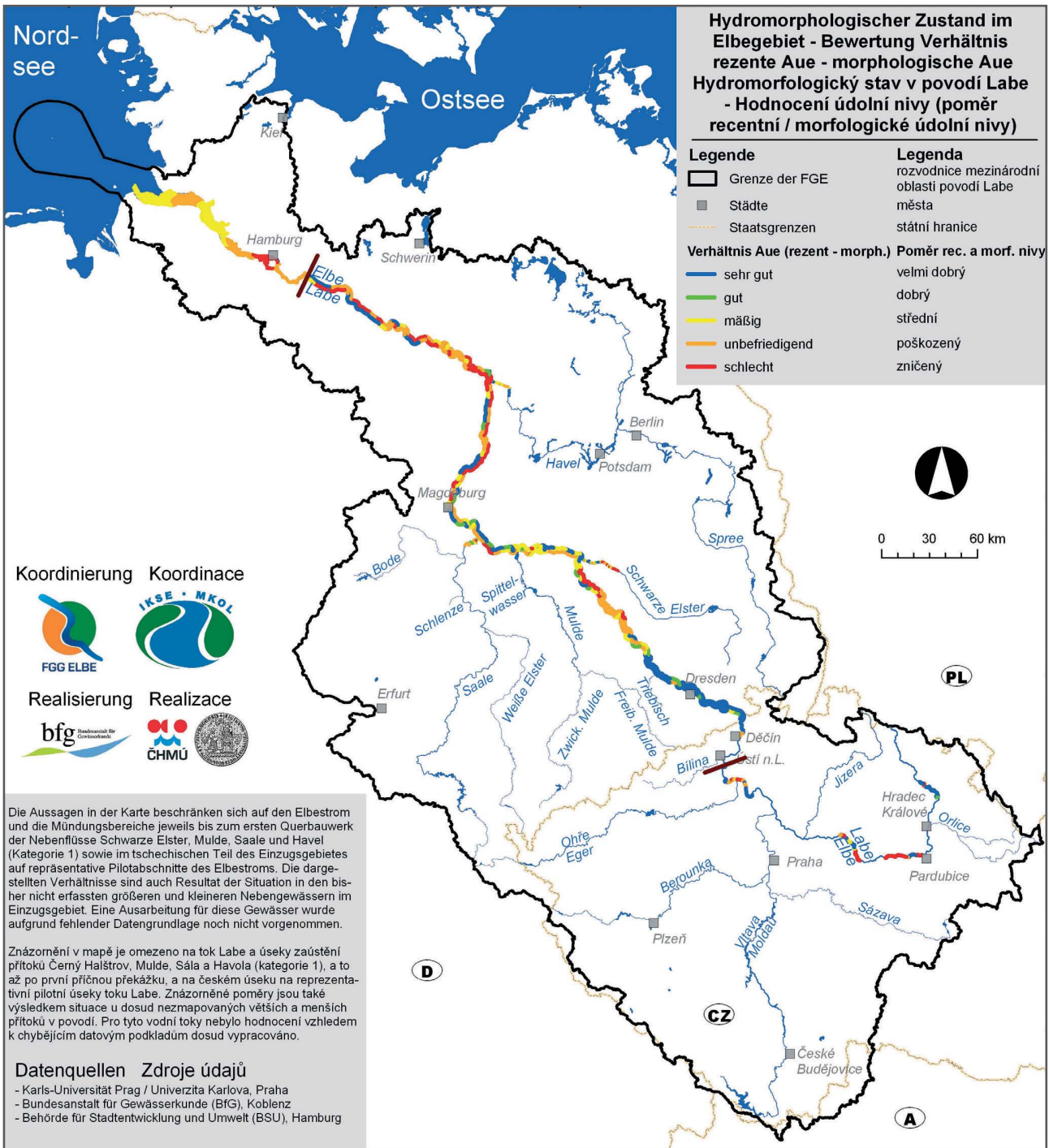


Linkes Elbufer (Einlauf Altvasser bei Elbe-km 374,5 oberhalb Fähre Ferchland) (Foto: Jährling, LHW).
 Levý břeh Labe (vtok starého ramene na ř. km 374,5 nad přívozem Ferchland) (Foto: Jährling, LHW).



Uferverbau an der Elbe, 2014 (Foto: Quick, BfG).
 Opevnění břehu na Labi, 2014 (Foto: Quick, BfG).

K-A4-7: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung der Uferstruktur (D)/der Uferstabilität (CZ)

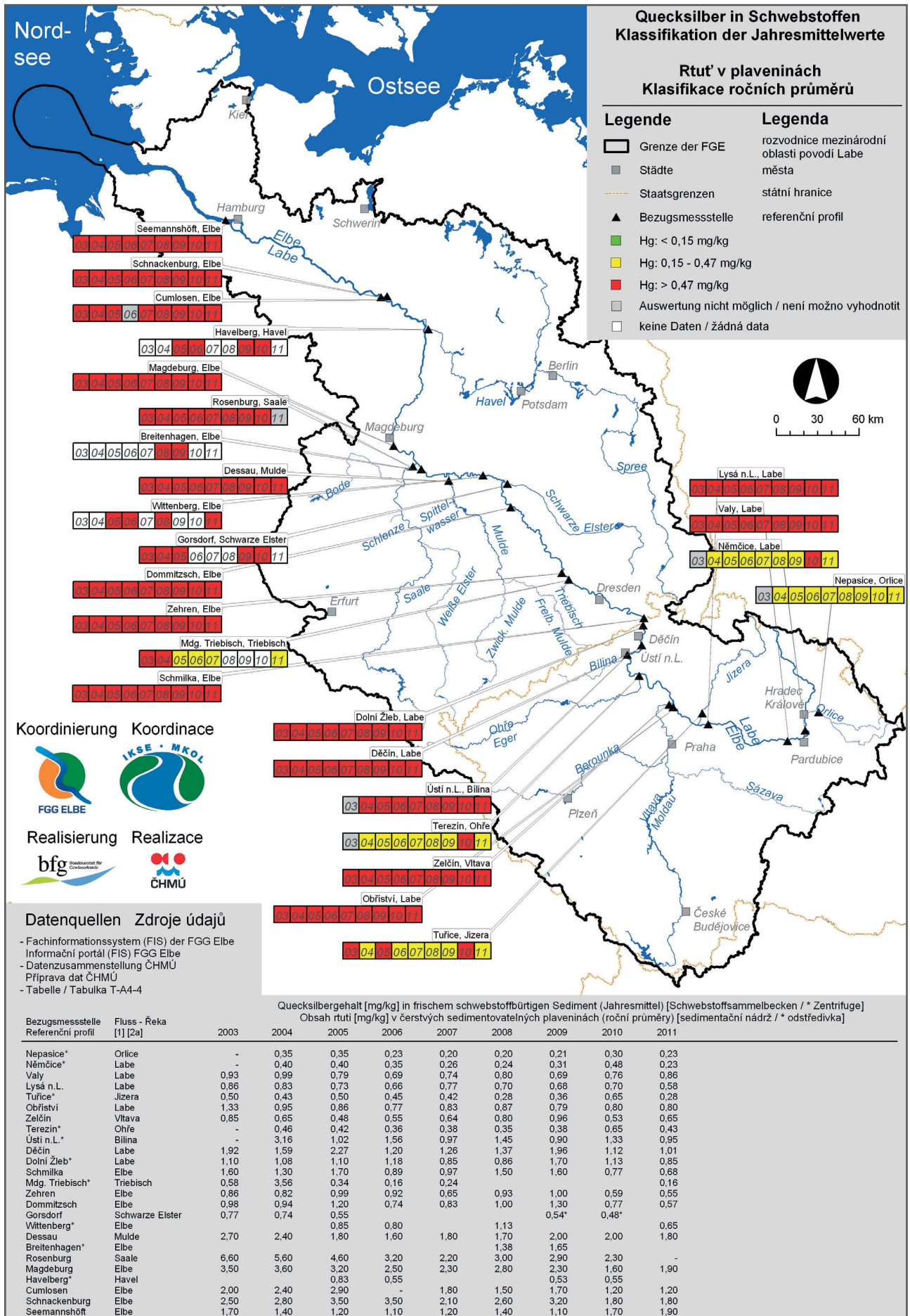


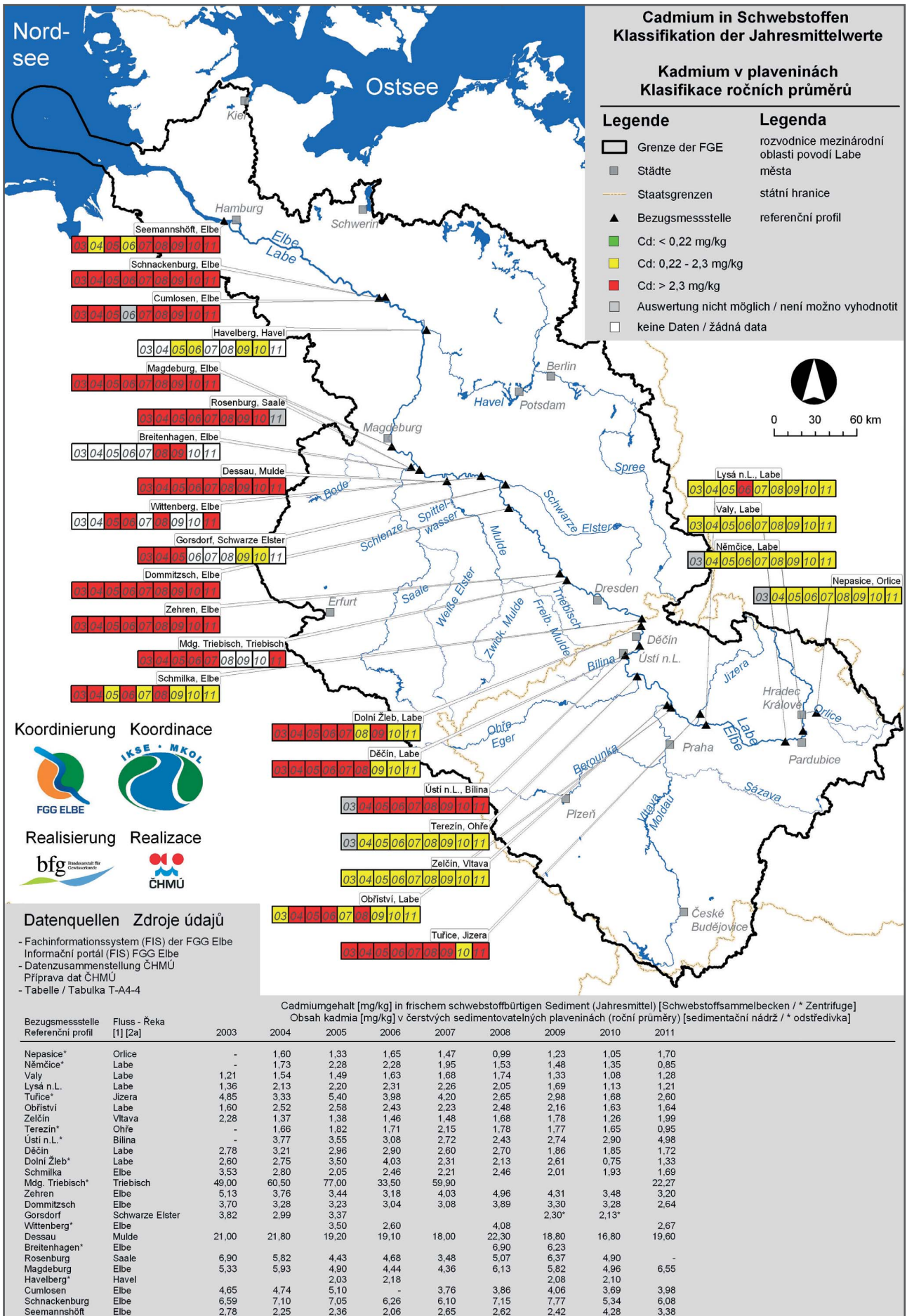
Beispiel der rezenten (heiß gestrichelt) und morphologischen Aue (orange) der Elbe zwischen Tangermünde und Geesthacht mit Nebengewässermündungen (Quelle: BfN 2009, 2014 - www.geodienste.bfn.de/flussauen).
Příklad výřezu recentní (srafované) a morfologické (oranžové) údolní nivy Labe v úseku Tangermünde - Geesthacht, včetně zaústění přítoků (zdroj: BfN 2009, 2014 - www.geodienste.bfn.de/flussauen).

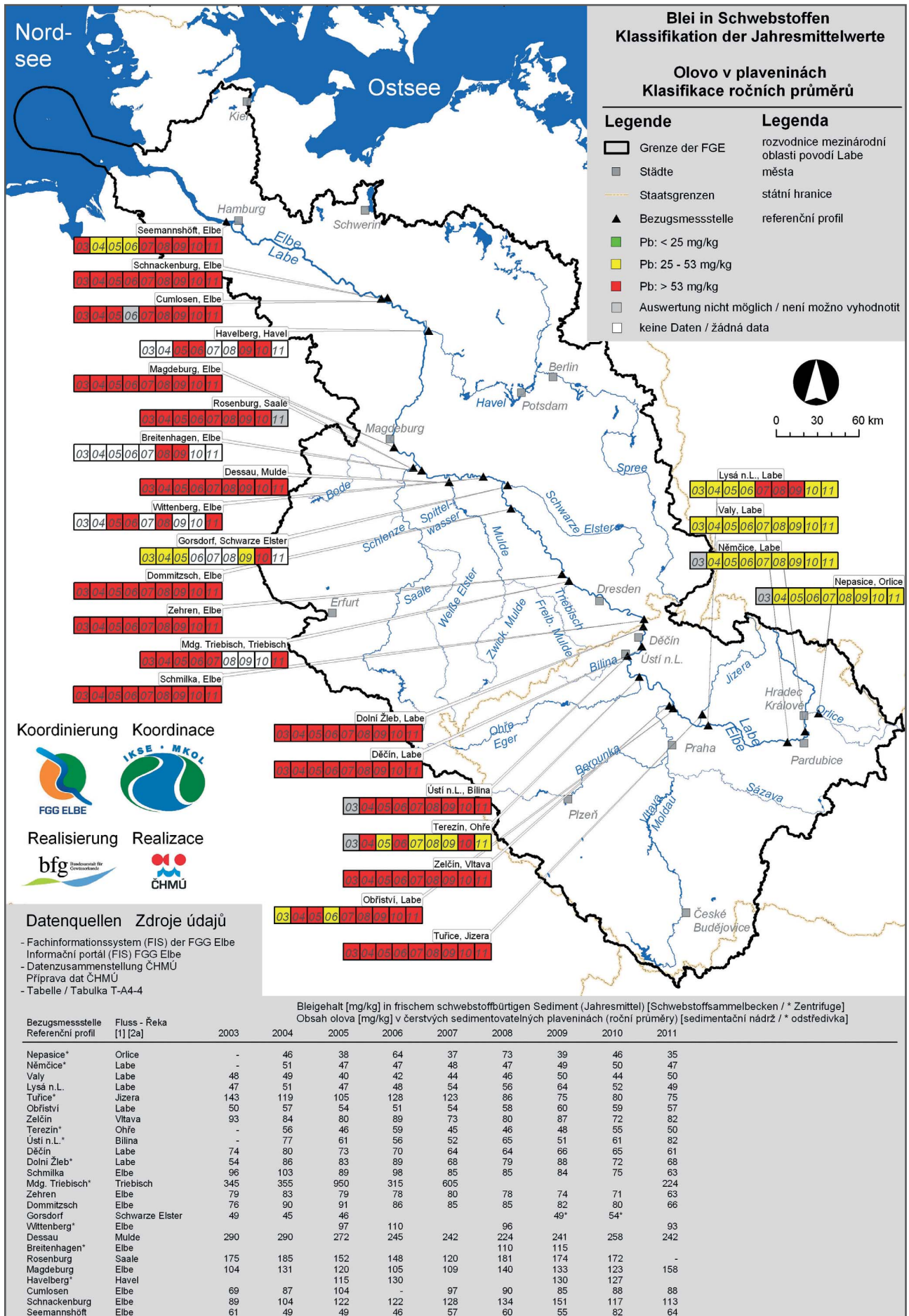


Deich mit Wegbefestigung - Beeinflussung der natürlichen Dynamik von fluvialen Prozessen an der tschechischen Mittelelbe (Foto: Langhammer, 2012).
Hráze a tělesa komunikací podél toku omezující přirozenou dynamiku fluvialních procesů v široké údolní nivě na středním toku Labe (Foto: Langhammer, 2012).

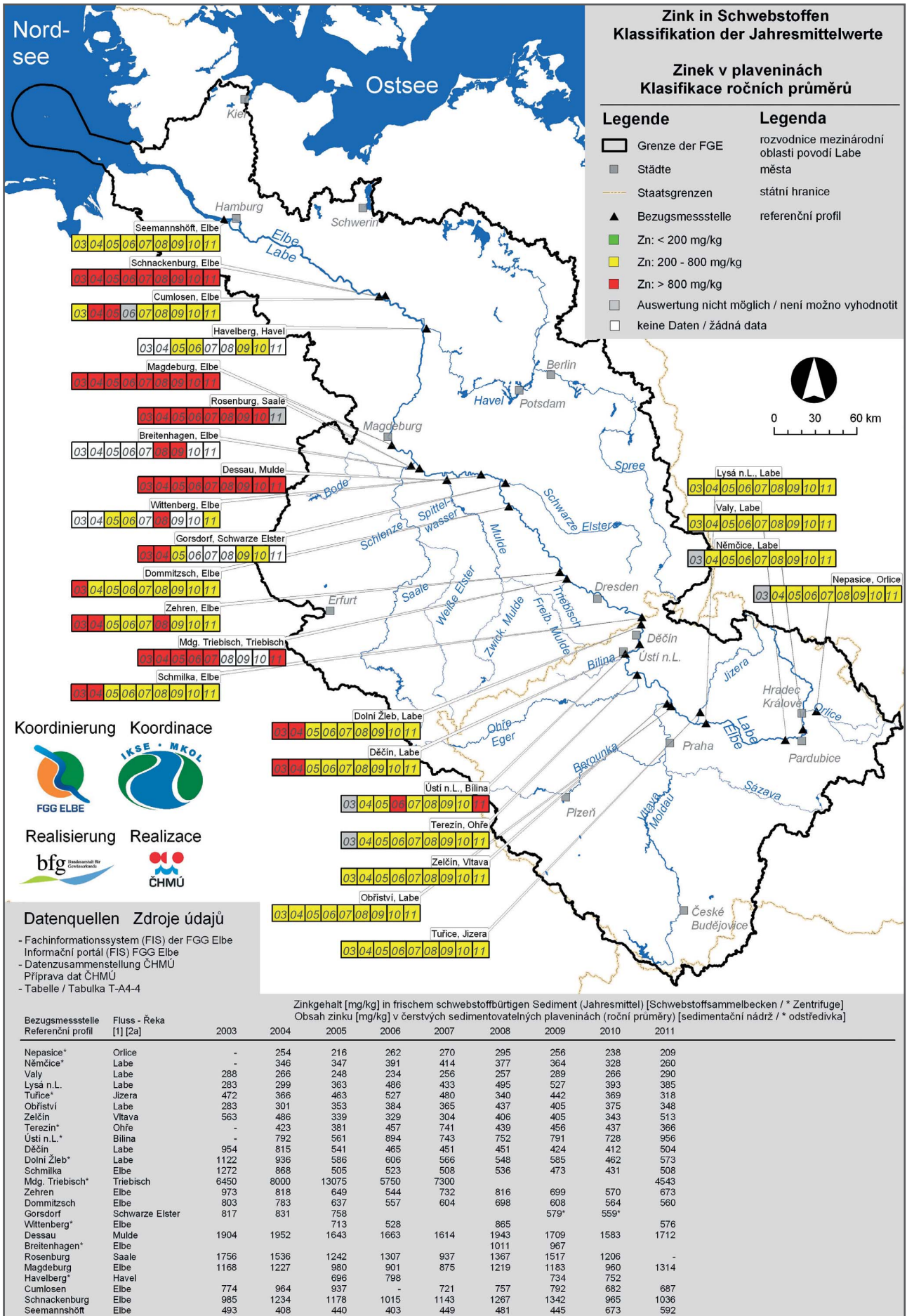
K-A4-8: Hydromorphologischer Zustand im Elbegebiet – Bewertung des Verhältnisses von rezenter Aue/Marsch zu morphologischer Aue/Marsch

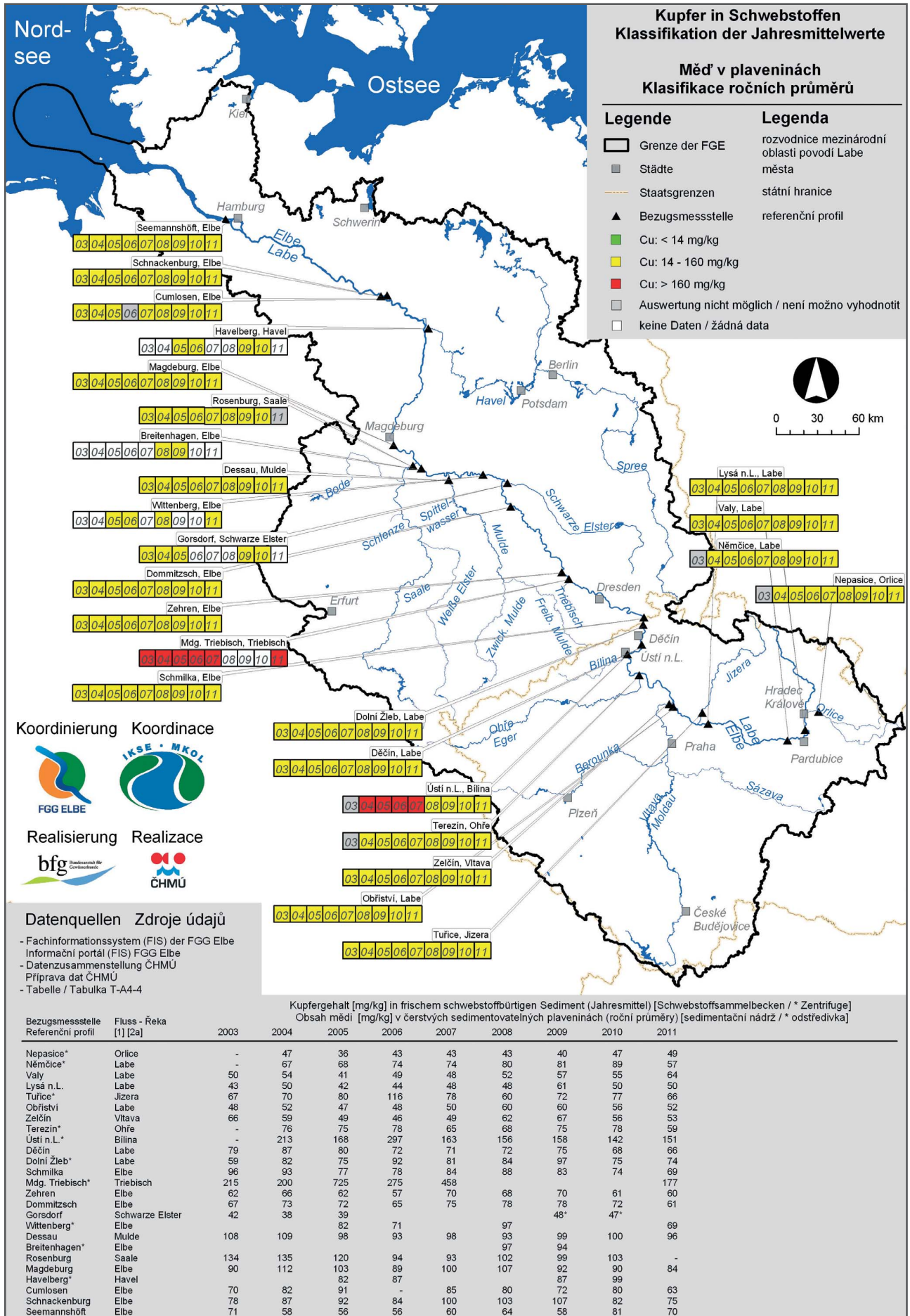


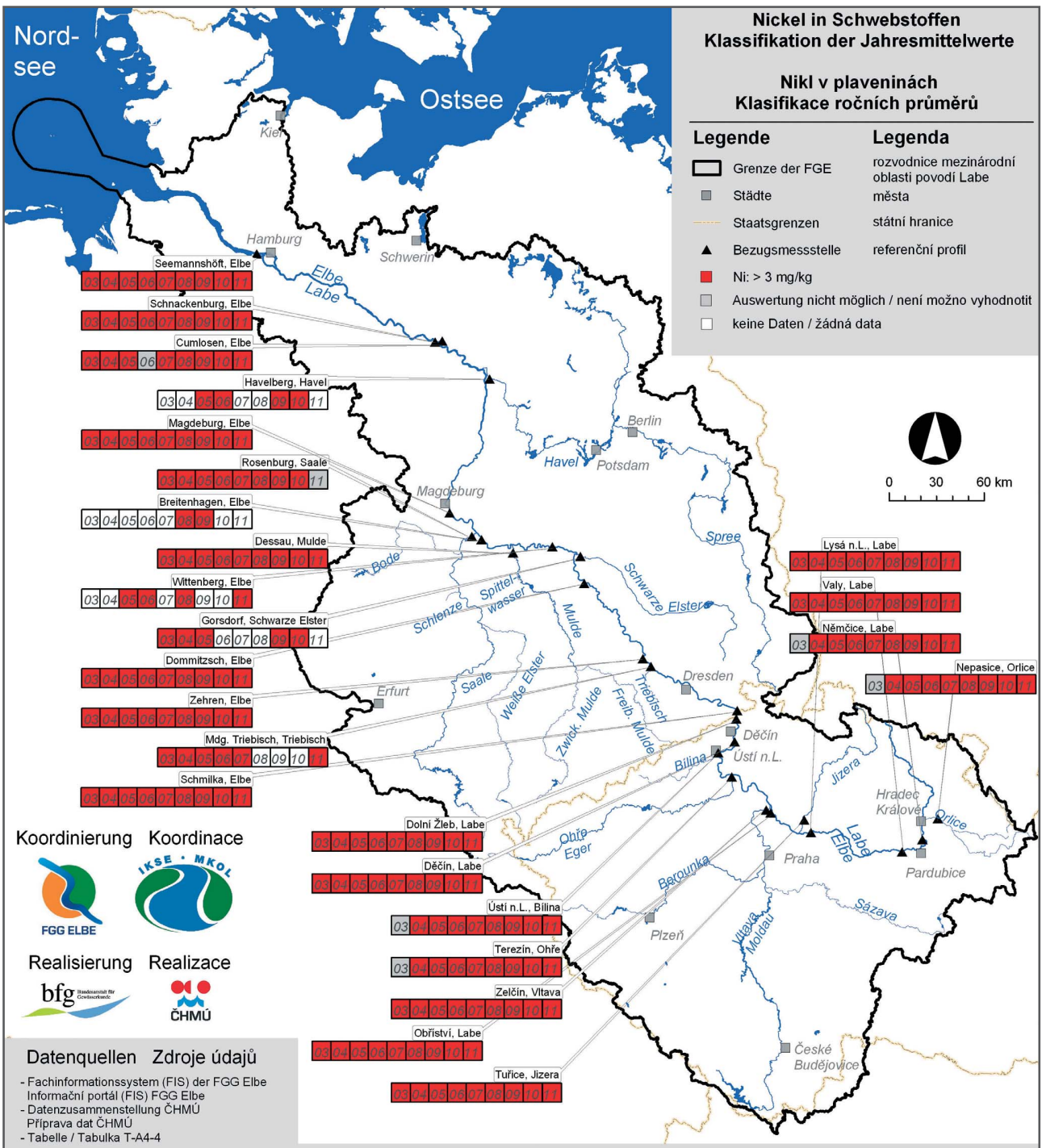




K-A4-9.3



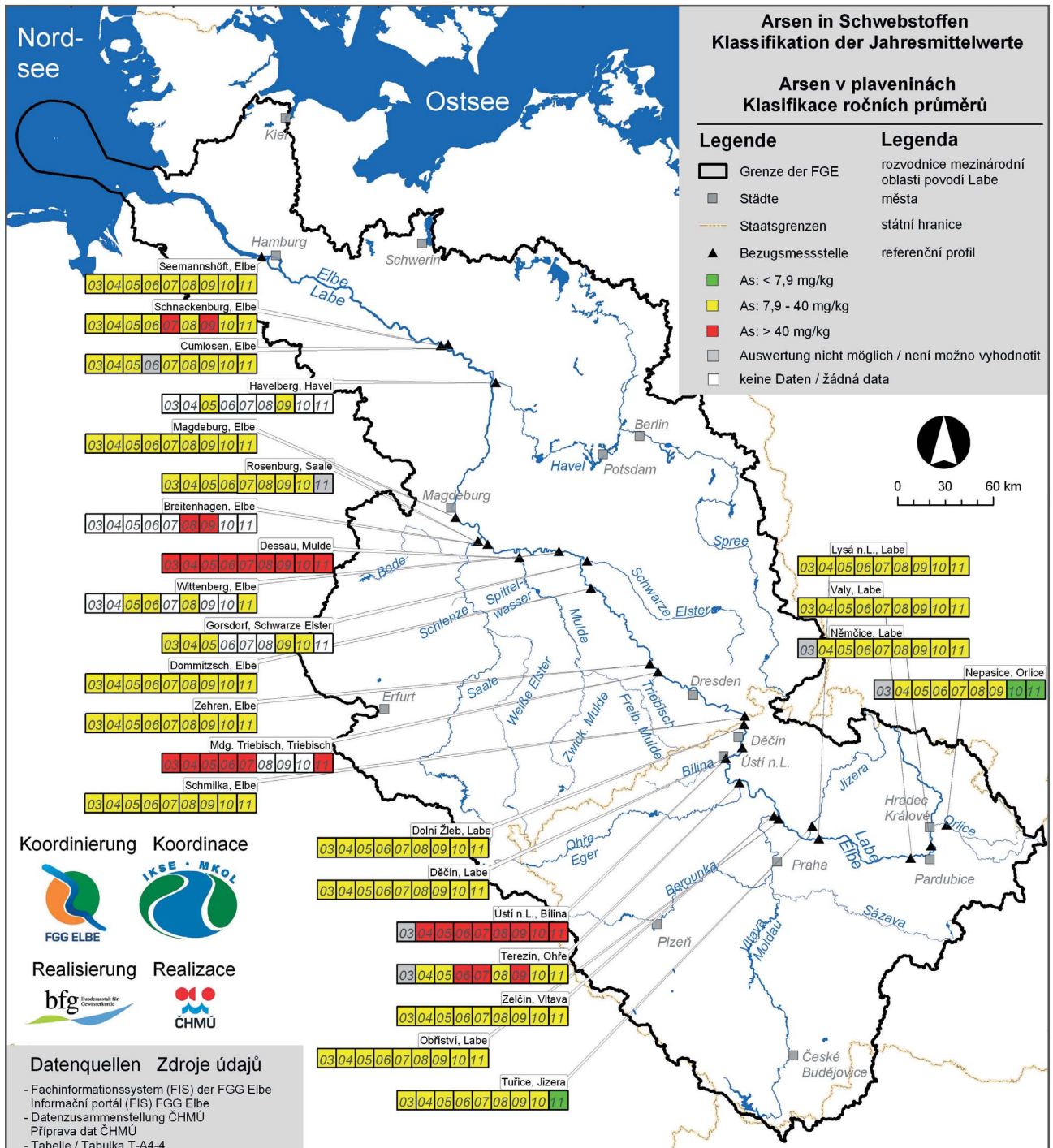




Nickelgehalt [mg/kg] in frischem schwebstoffbürtigen Sediment (Jahresmittel) [Schwebstoffsammelbecken / * Zentrifuge]
Obsah niklu [mg/kg] v čerstvých sedimentovatelných plaveninách (roční průměry) [sedimentační nádrž / * odstředivka]

Bezugsmessstelle Referenční profil	Fluss - Řeka [1] [2a]	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Nepasice*	Orlice	-	39	33	35	39	40	37	35	29
Némčice*	Labe	-	41	36	39	48	44	46	36	32
Valy	Labe	34	40	32	33	35	32	35	35	34
Lysá n.L.	Labe	33	39	35	38	40	39	41	38	35
Tuřice*	Jizera	44	47	42	38	48	47	43	40	43
Obříství	Labe	31	40	36	38	36	41	39	39	38
Zelčín	Vltava	45	39	36	38	36	39	47	40	41
Terezín*	Ohře	-	49	48	53	62	55	61	50	48
Ústí n.L.*	Bilina	-	63	63	91	86	97	92	88	106
Děčín	Labe	46	52	47	46	47	45	48	50	44
Dolní Žleb*	Labe	34	52	49	52	52	56	59	45	51
Schmilka	Elbe	50	52	49	50	52	52	50	50	53
Mdg. Triebisch*	Triebisch	107	110	96	63	86				52
Zehren	Elbe	42	43	42	37	48	45	45	49	47
Dommitzsch	Elbe	45	49	50	48	51	52	50	52	47
Gorsdorf	Schwarze Elster	103	102	111				68*	66*	
Wittenberg*	Elbe			58	68		67			50
Dessau	Mulde	112	115	112	133	118	141	127	100	106
Breitenhagen*	Elbe							65		
Rosenburg	Saale	47	50	51	44	42	47	47	48	-
Magdeburg	Elbe	42	51	52	49	47	53	54	53	45
Havelberg*	Havel			23	25		23	26		
Cumlosen	Elbe	31	38	47	-	42	37	39	37	31
Schnackenburg	Elbe	40	55	57	63	55	62	65	51	45
Seemannshöft	Elbe	36	30	30	33	36	35	34	37	33

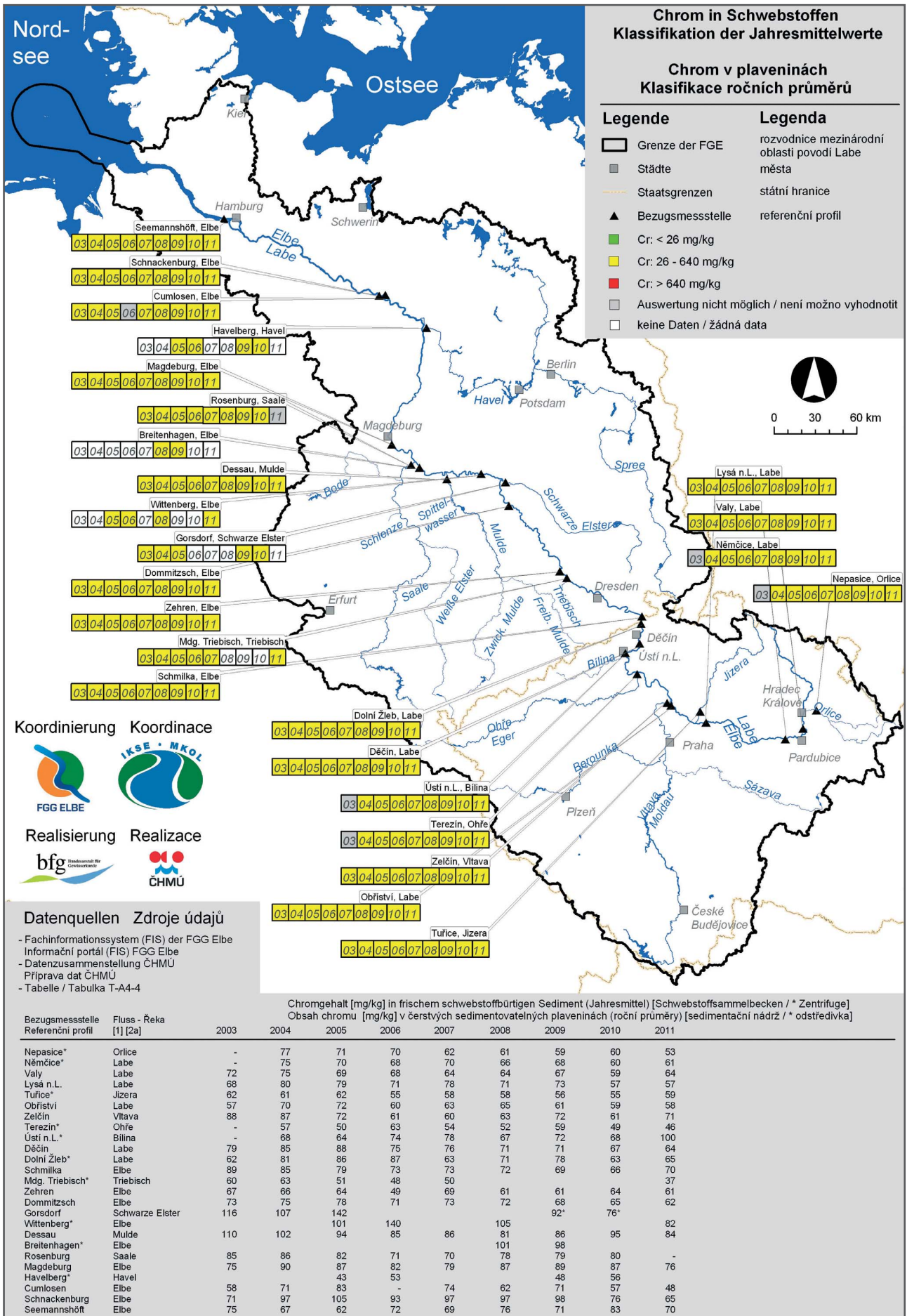
K-A4-9.6

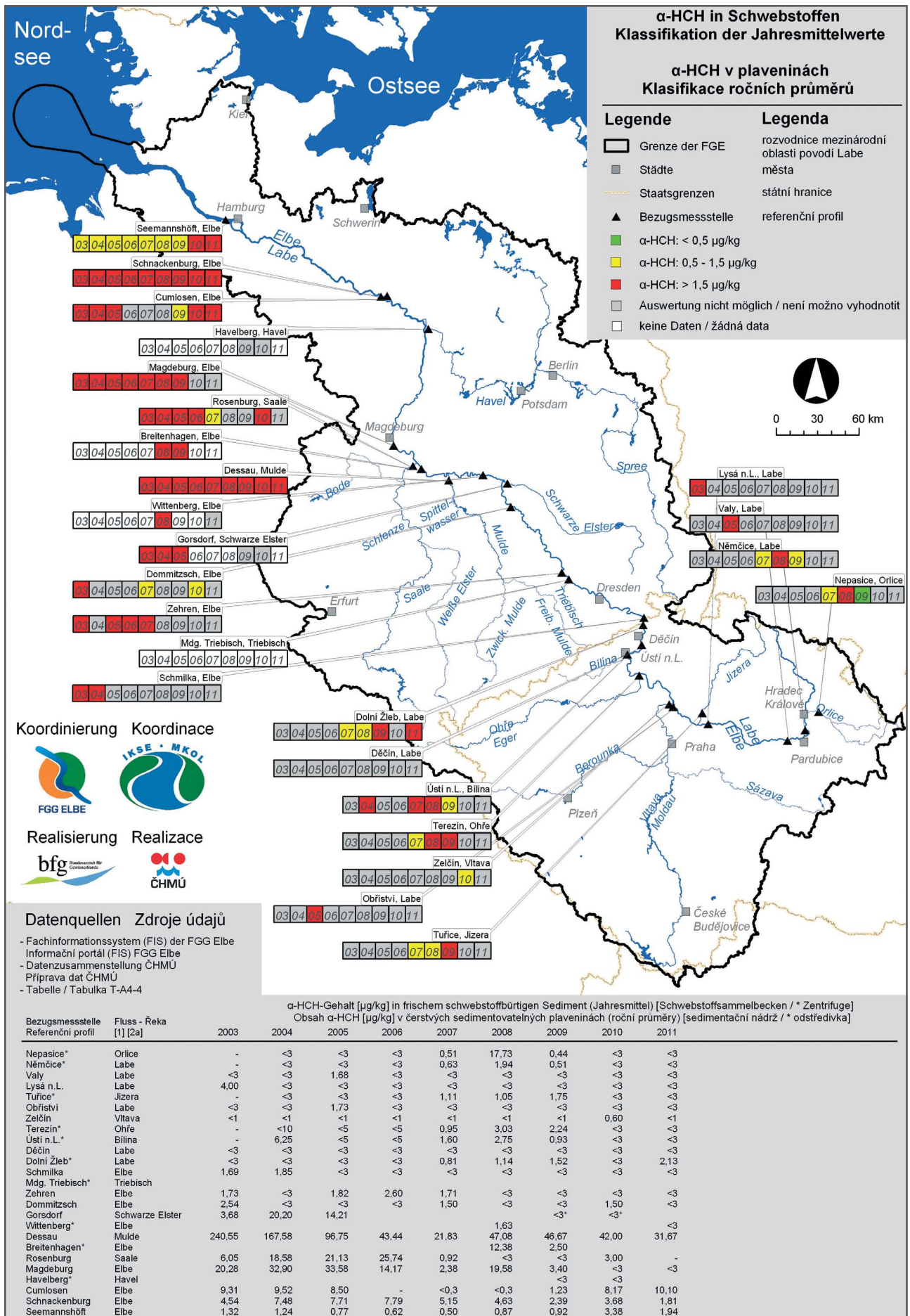


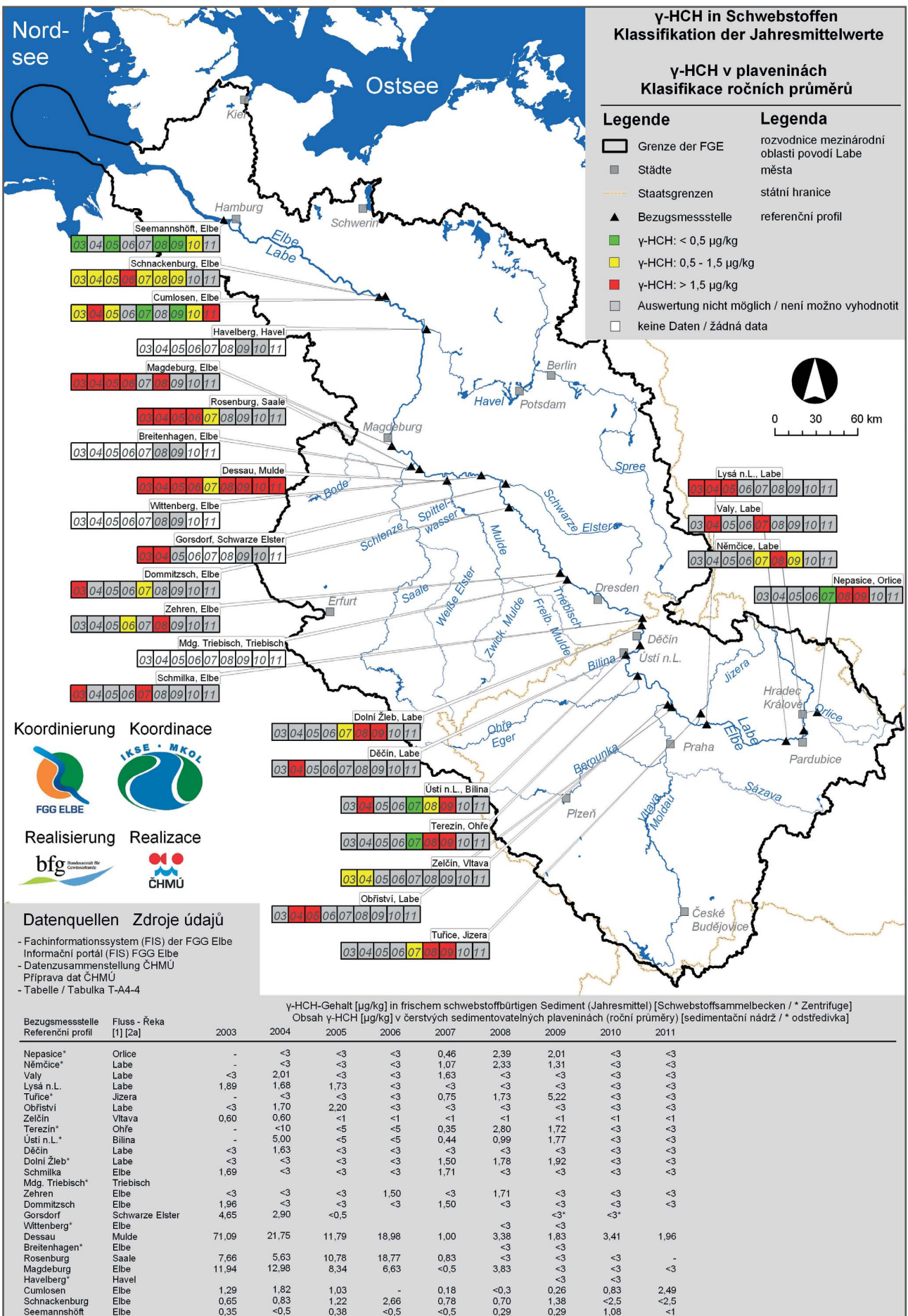
Arsengehalt [mg/kg] in frischem schwebstoffbürtigen Sediment (Jahresmittel) [Schwebstoffsammelbecken / * Zentrifuge]
Obsah arsenu [mg/kg] v čerstvých sedimentovatelných plaveninách (roční průměry) [sedimentační nádrž / * odstředivka]

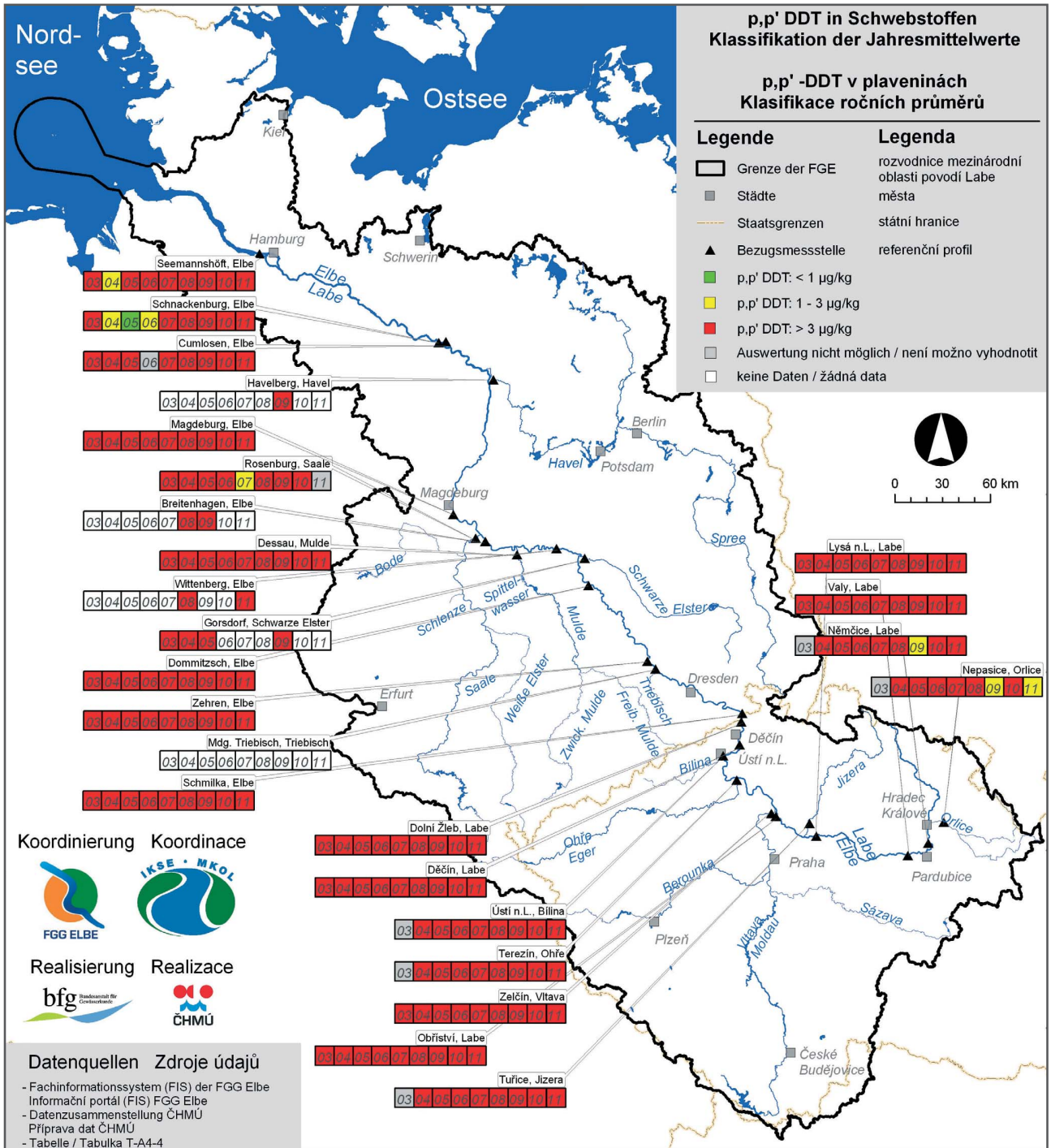
Bezugsmessstelle Referenční profil	Fluss - Řeka [1] [2a]	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Nepasice*	Orlice	-	10,8	18,5	12,8	12,5	16,7	15,5	5,0	5,5
Němčice*	Labe	-	16,8	35,0	21,3	24,7	29,6	28,1	21,3	8,0
Valy	Labe	17,6	11,5	22,8	19,0	24,3	14,2	19,0	13,2	21,3
Lysá n.L.	Labe	22,3	14,3	27,7	25,8	32,8	18,1	29,8	14,3	21,8
Tuřice*	Jizera	17,5	12,0	26,5	15,5	20,3	22,4	19,6	11,3	6,0
Obfiství	Labe	19,0	12,8	22,8	20,6	27,4	16,8	21,3	12,1	20,8
Zelčín	Vltava	20,6	18,2	14,5	21,2	18,4	19,2	24,8	19,4	19,2
Terezín*	Ohře	-	32,5	34,9	45,8	42,9	38,9	46,3	35,3	15,0
Ústí n.L.*	Bílina	-	128,5	84,9	122,4	87,0	121,5	111,2	68,5	40,8
Děčín	Labe	27,5	18,0	33,6	25,4	34,7	18,3	27,1	17,1	24,4
Dolní Zleb*	Labe	36,8	27,4	31,1	36,8	27,4	31,1	37,0	15,0	13,0
Schmilka	Elbe	32,8	32,5	26,8	33,0	30,2	29,3	28,7	30,0	22,3
Mdg. Triebisch*	Triebisch	140,0	150,0	760,0	210,0	425,0				129,5
Zehren	Elbe	29,3	31,4	31,2	26,2	33,3	28,5	29,5	28,7	22,8
Dommitzsch	Elbe	28,9	33,1	34,4	33,8	33,8	32,1	32,3	32,5	23,9
Gorsdorf	Schwarze Elster	36,3	34,1	33,1	35,8	36,5	36,9	35,8*	35,5*	30,0
Wittenberg*	Elbe									
Dessau	Mulde	255,2	208,7	170,3	174,5	146,0	172,5	162,8	169,8	179,9
Breitenhagen*	Elbe						55,0	61,8		
Rosenburg	Saale	12,3	13,1	13,4	11,1	12,0	12,8	11,9	13,7	-
Magdeburg	Elbe	29,0	29,4	30,4	28,8	24,2	28,6	29,2	27,3	28,1
Havelberg*	Havel			10,7			13,8			
Cumlosen	Elbe	26,6	32,8	34,3	-	28,8	24,5	24,8	24,5	21,8
Schnackenburg	Elbe	29,3	36,8	39,5	33,3	41,1	34,8	52,2	35,4	33,1
Seemannshöft	Elbe	27,4	23,9	23,3	22,0	21,5	21,3	20,7	24,6	22,8

K-A4-9.7



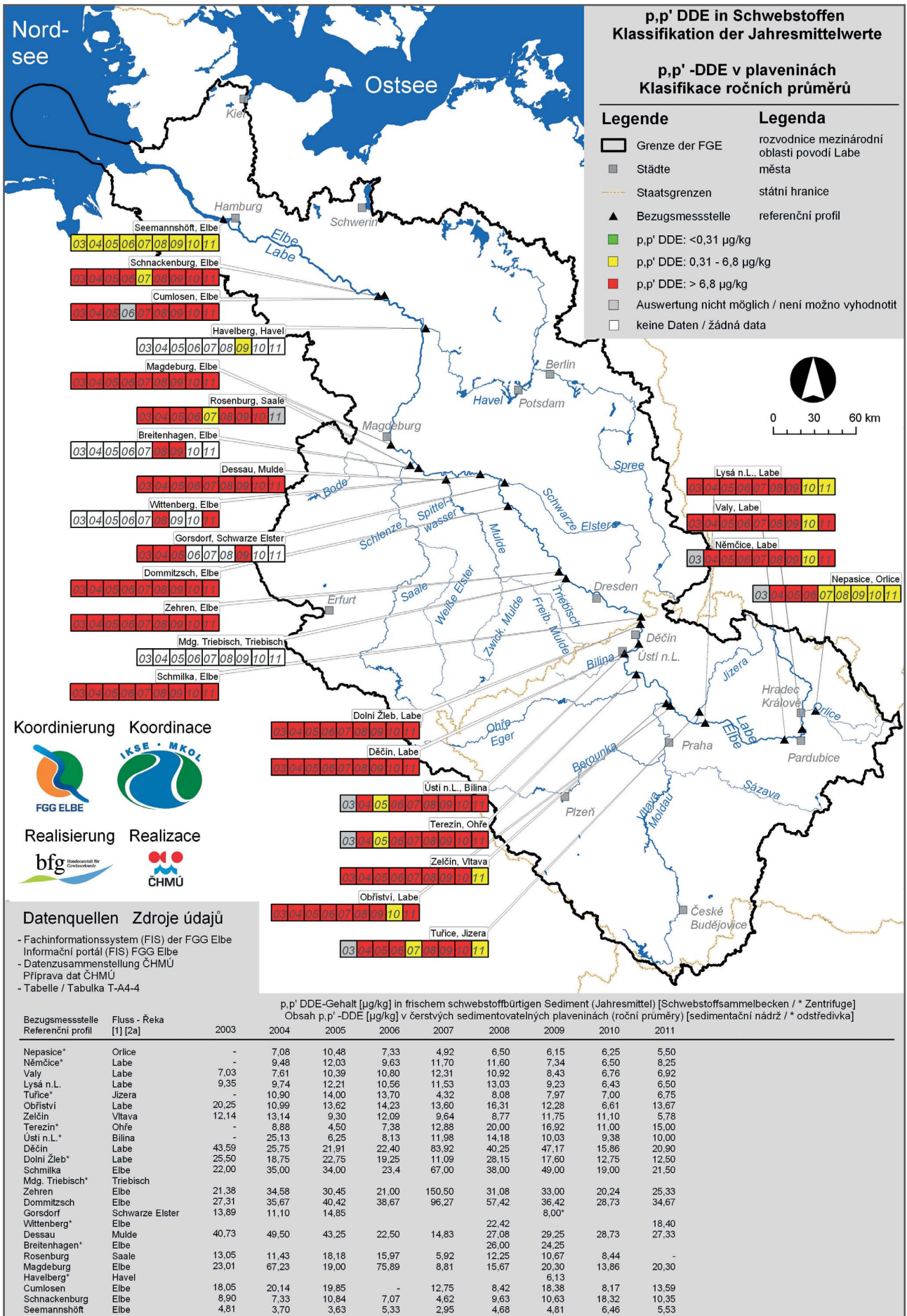






p,p' DDT-Gehalt [µg/kg] in frischem schwebstoffbürtigen Sediment (Jahresmittel) [Schwebstoffsammelbecken / * Zentrifuge]
Obsah p,p' -DDT [µg/kg] v čerstvých sedimentovatelných plaveninách (roční průměry) [sedimentační nádrž / * odstředivka]

Bezugsmessstelle Referenční profil	Fluss - Řeka [1] [2a]	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Nepesice*	Orlice	-	9,0	10,2	8,8	6,3	9,7	1,7	9,8	3,0
Němčice*	Labe	-	14,3	11,0	8,4	13,9	15,6	2,8	5,3	3,6
Valy	Labe	10,9	21,4	16,2	11,7	12,3	16,7	8,7	6,9	15,7
Lysá n.L.	Labe	9,1	15,7	12,8	9,2	11,4	11,7	6,3	7,4	5,6
Tuřice*	Jizera	-	16,2	22,5	21,3	27,7	9,0	4,9	7,8	4,1
Obříství	Labe	29,3	27,4	23,3	19,4	22,6	20,5	13,8	17,9	28,1
Zelčín	Vltava	19,2	25,9	9,9	15,1	10,5	5,6	14,6	11,0	9,2
Terezín*	Ohře	-	9,9	4,6	9,0	15,5	21,6	4,4	8,4	9,5
Ústí n.L.*	Bílina	-	816,5	85,5	32,5	50,8	28,5	4,1	8,8	14,3
Děčín	Labe	1566,9	812,5	242,3	269,0	1366,7	375,0	497,8	108,9	512,7
Dolní Žleb*	Labe	79,3	76,8	27,9	69,8	128,3	111,3	47,9	29,5	35,5
Schmilka	Elbe	130,0	190,0	140,0	89,4	220,0	260,0	390,0	86,0	77,0
Mdg. Triebisch*	Triebisch	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zehren	Elbe	85,8	275,0	116,3	85,8	201,8	186,3	218,1	116,1	132,2
Dommitzsch	Elbe	93,3	326,7	207,9	261,4	186,5	294,3	272,6	165,4	210,4
Gorsdorf	Schwarze Elster	8,4	6,5	10,9	-	-	-	3,8*	-	-
Wittenberg*	Elbe	-	-	-	-	-	144,3	-	-	133,7
Dessau	Mulde	158,0	116,6	115,7	48,9	22,3	99,7	71,0	84,3	62,0
Breitenhagen*	Elbe	-	-	-	-	-	186,7	-	-	-
Rosenburg	Saale	14,9	22,7	8,7	7,5	2,8	27,9	12,8	19,8	-
Magdeburg	Elbe	79,5	217,3	87,9	125,6	113,1	124,1	96,5	86,4	95,5
Havelberg*	Havel	-	-	-	-	-	-	13,1	-	-
Cumlosen	Elbe	56,7	46,6	99,0	-	57,9	59,7	86,2	31,2	126,8
Schnackenburg	Elbe	4,2	2,6	0,9	1,8	3,6	6,9	68,2	53,5	82,4
Seemannshöft	Elbe	6,7	2,8	3,5	3,8	4,7	9,0	7,2	12,6	15,8

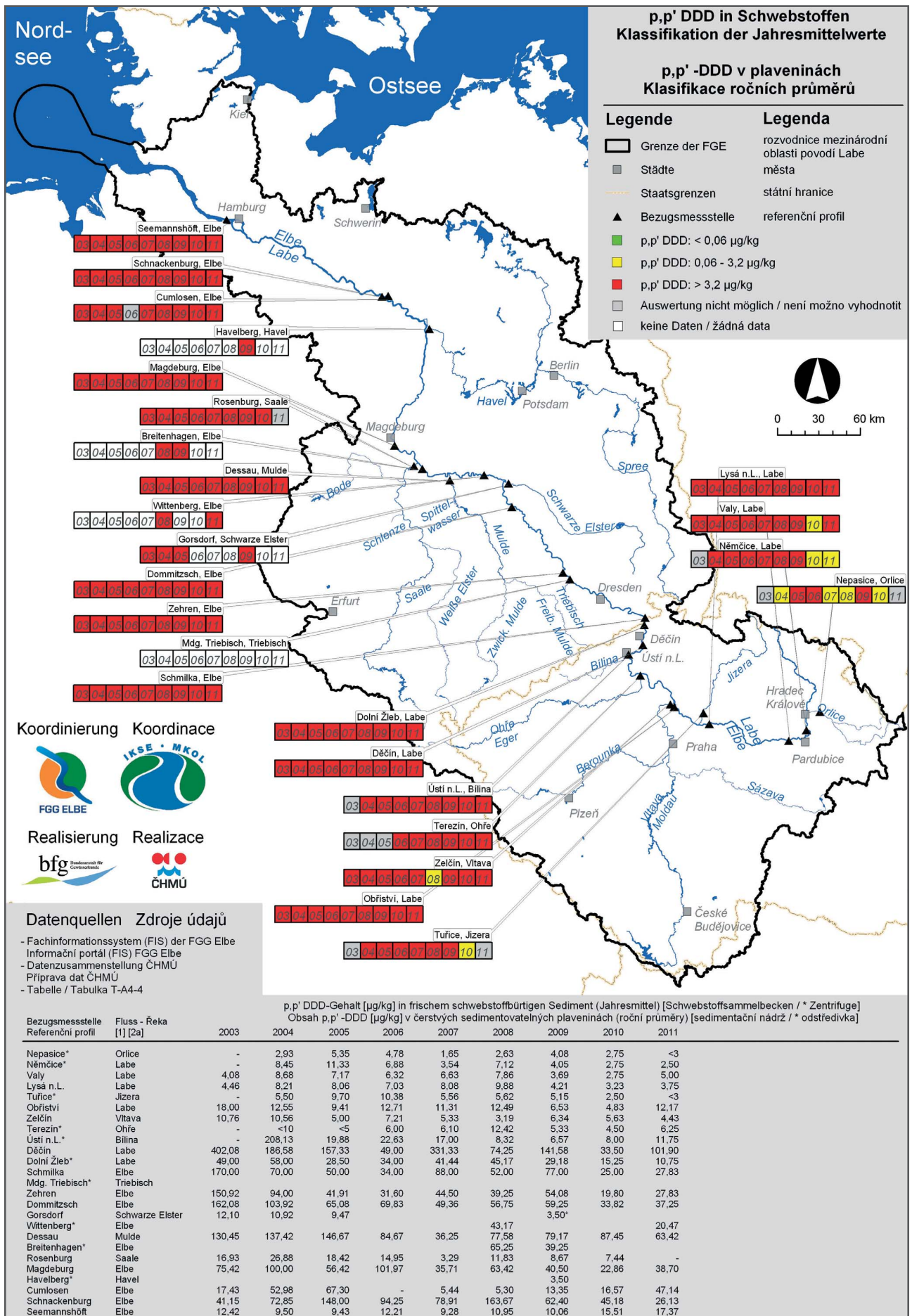


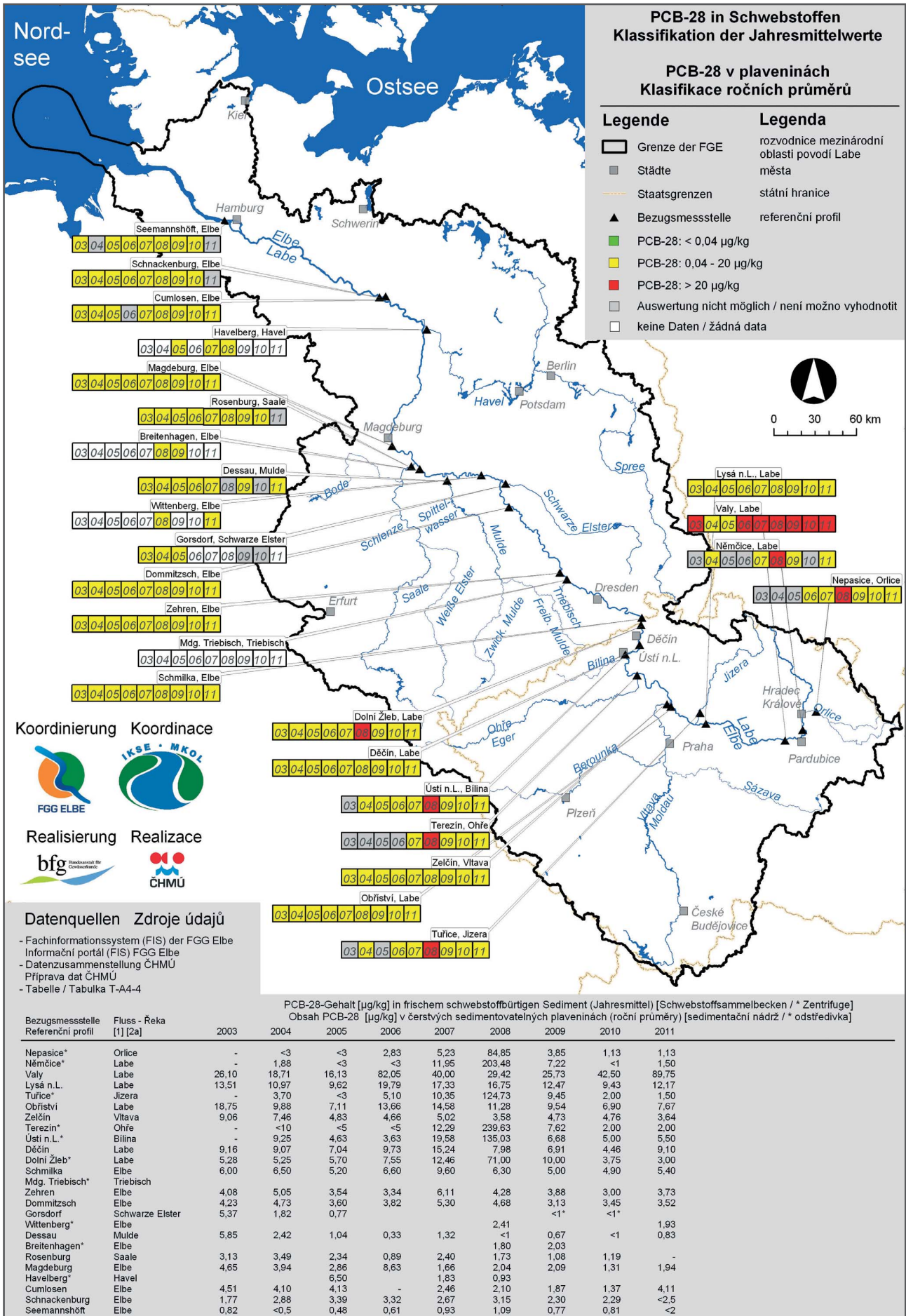
A4 Karten

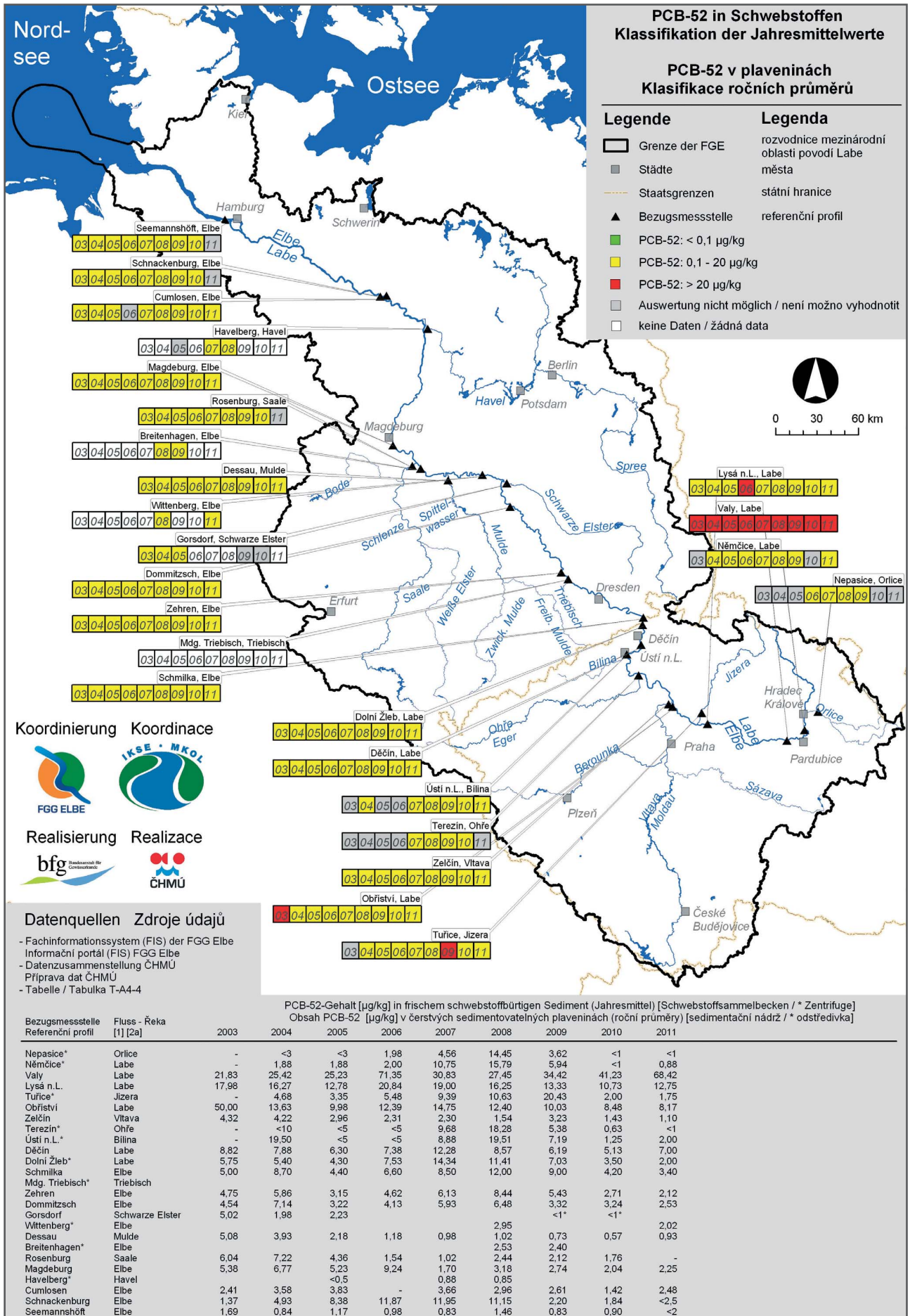
K-A4-9.13

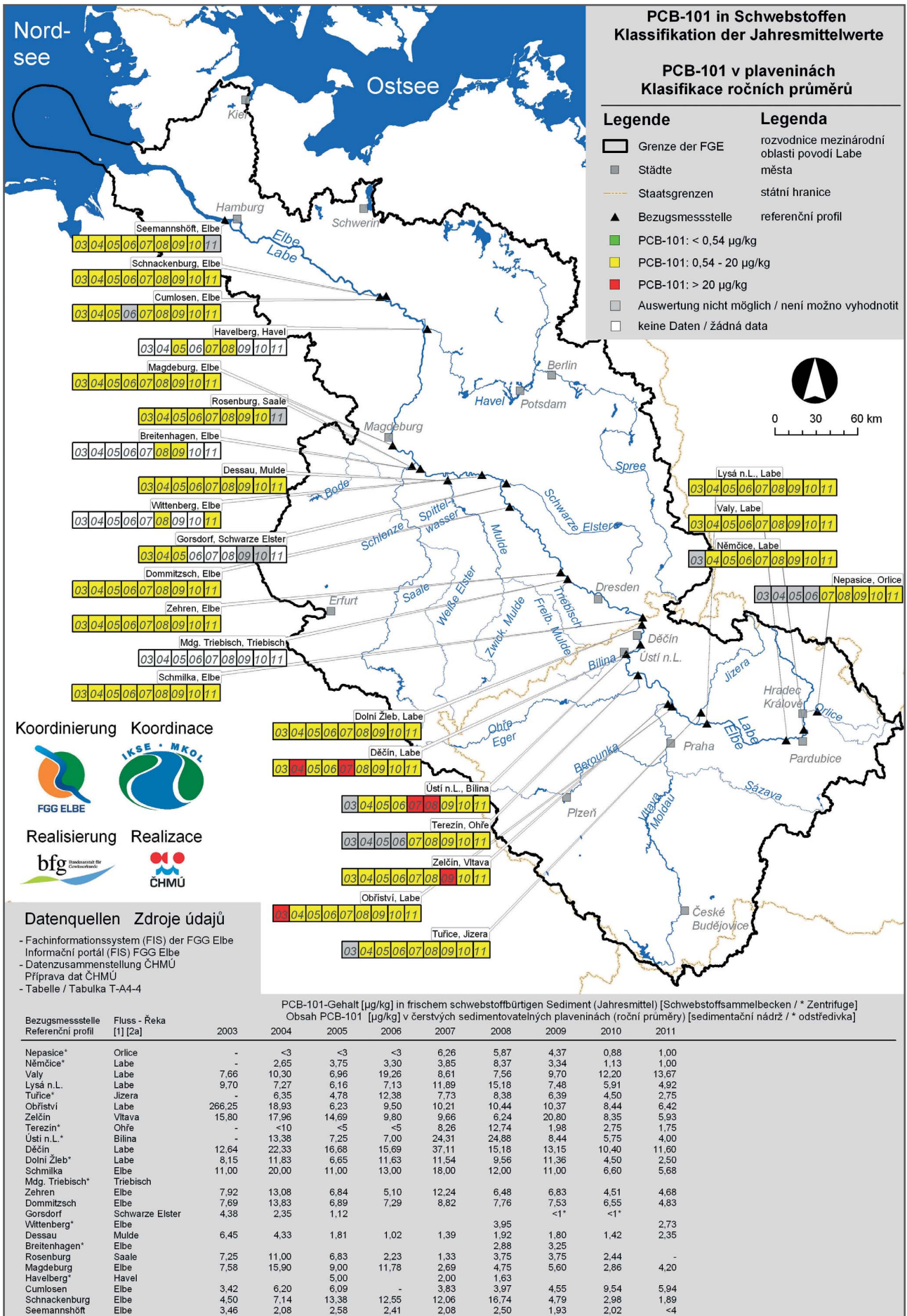
186

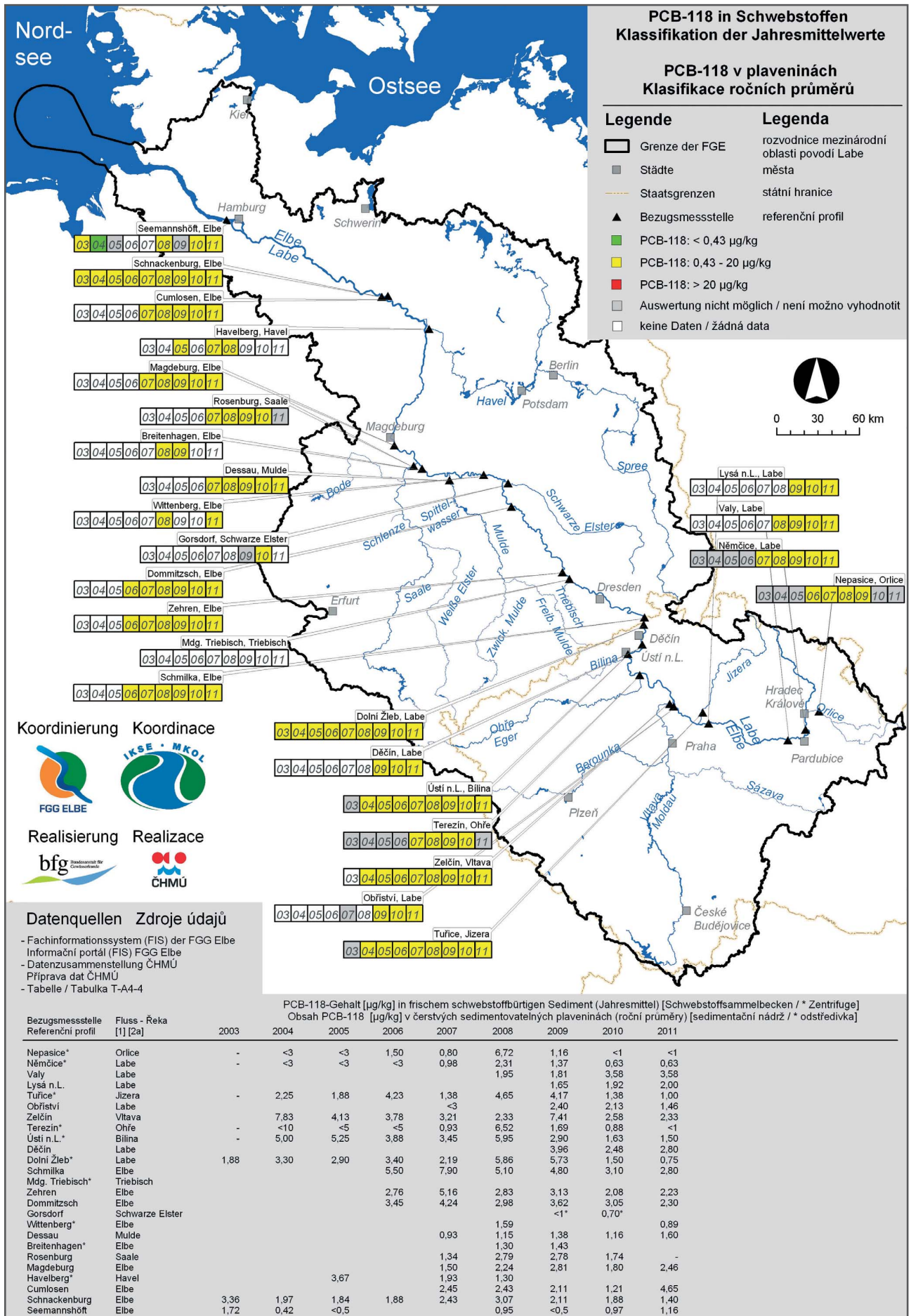
Sedimentmanagementkonzept der IKSE

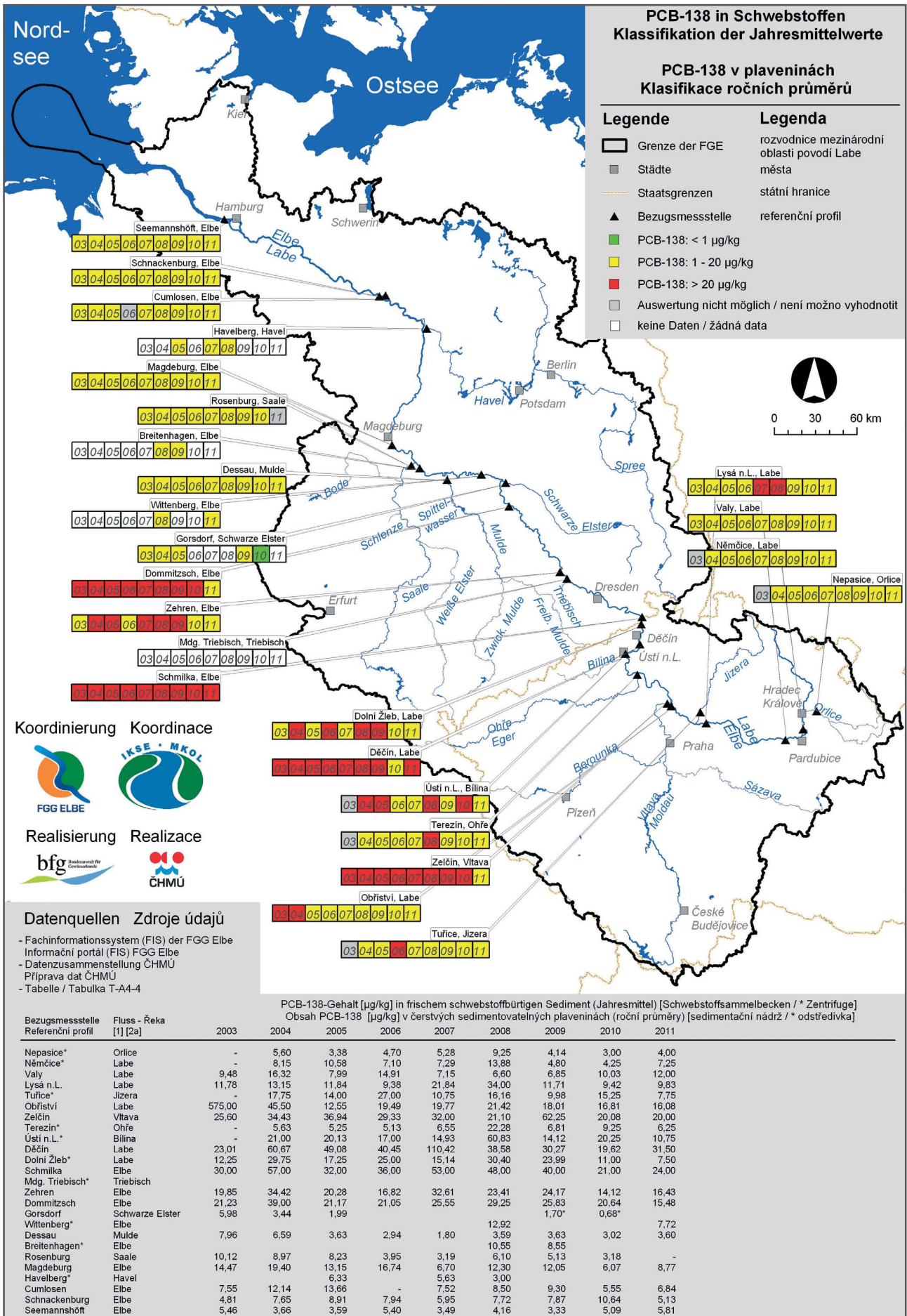


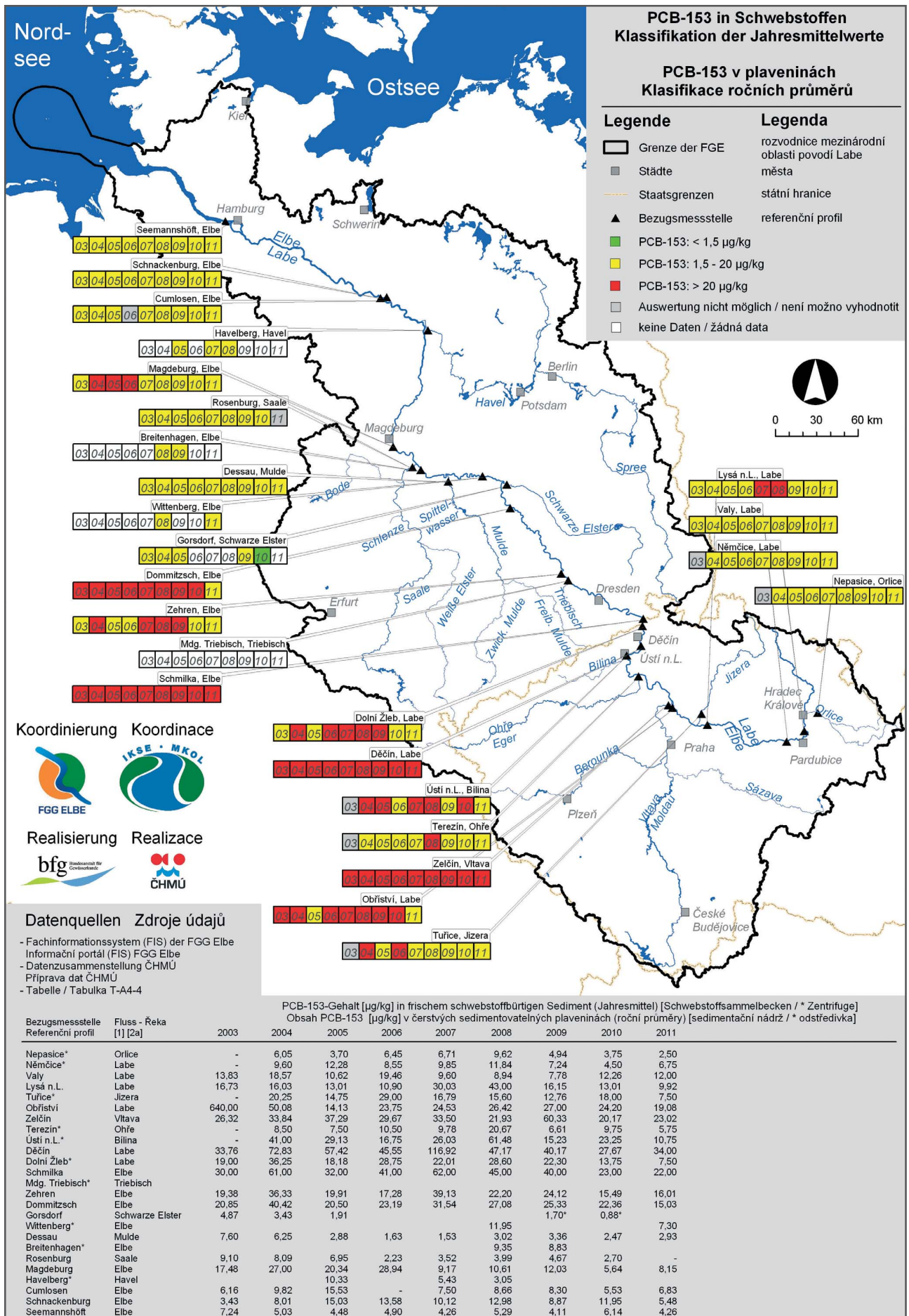


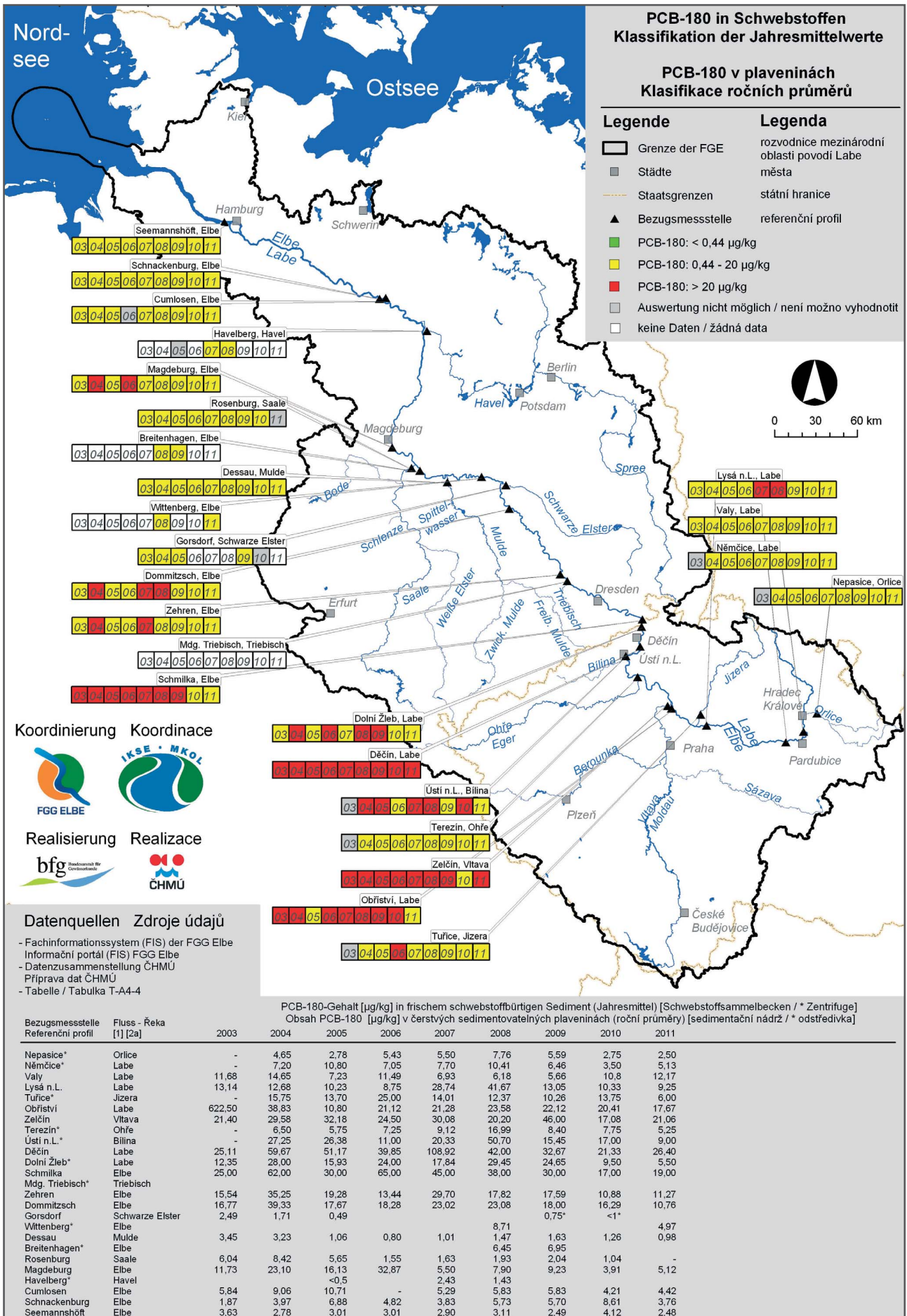


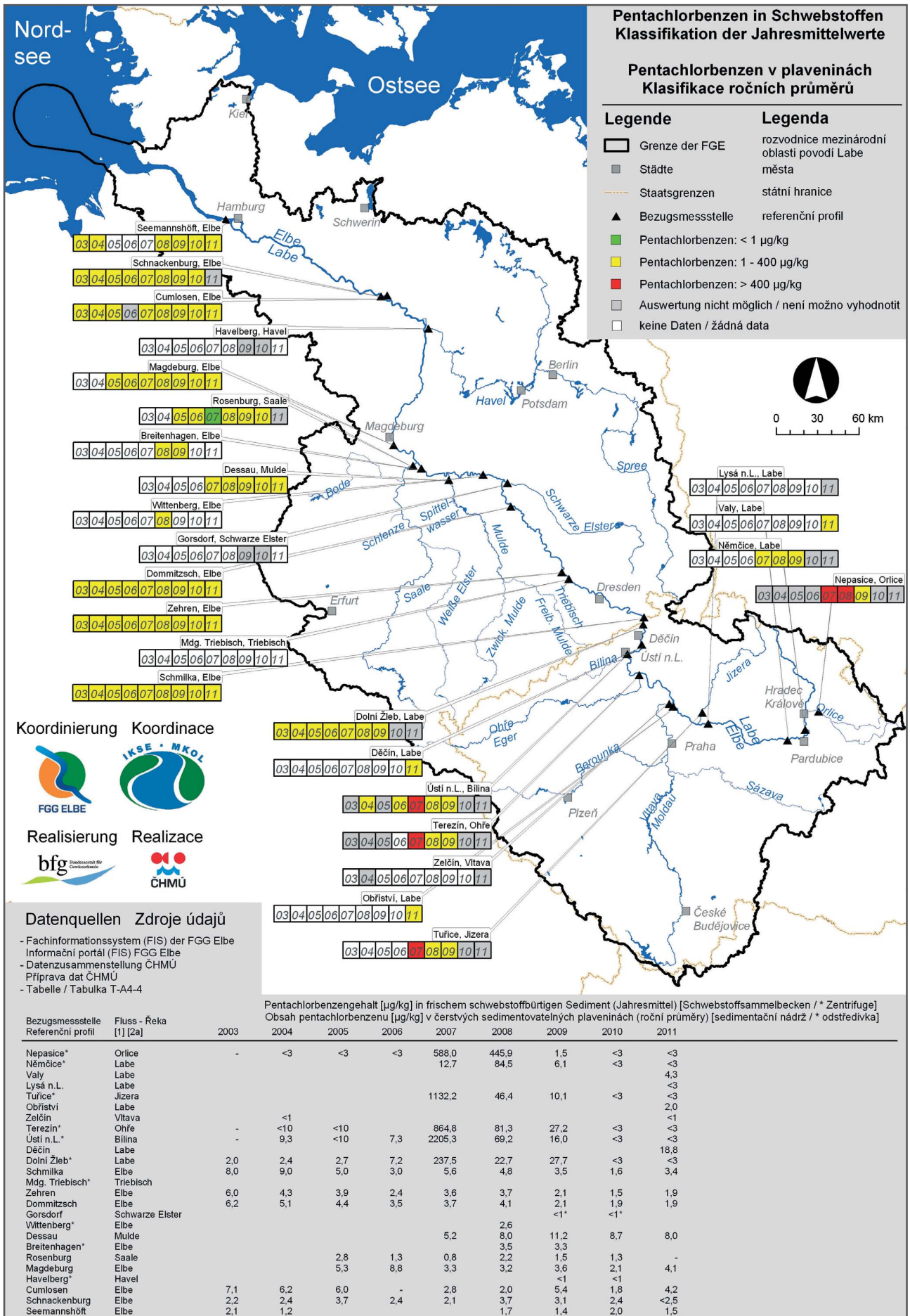


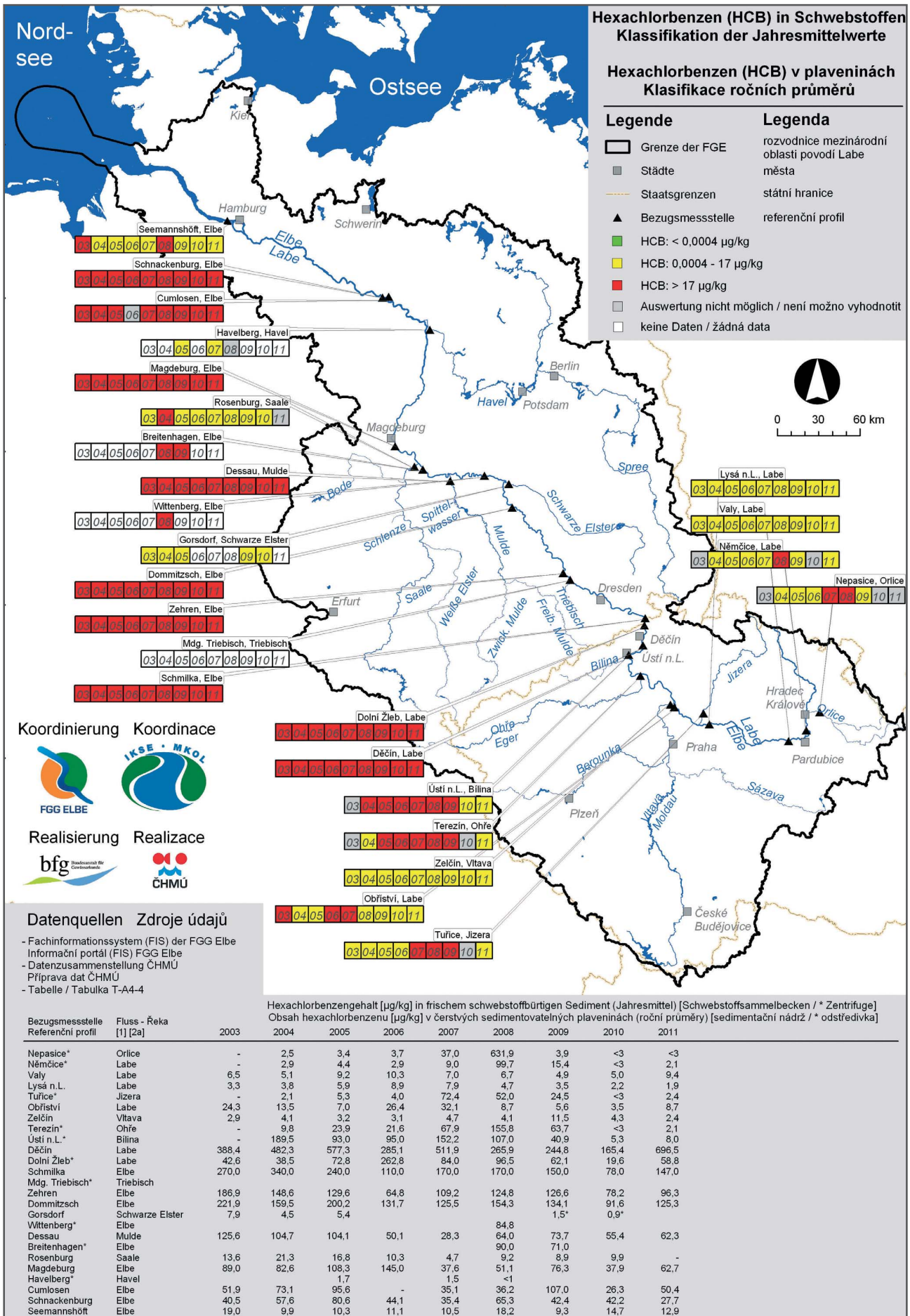


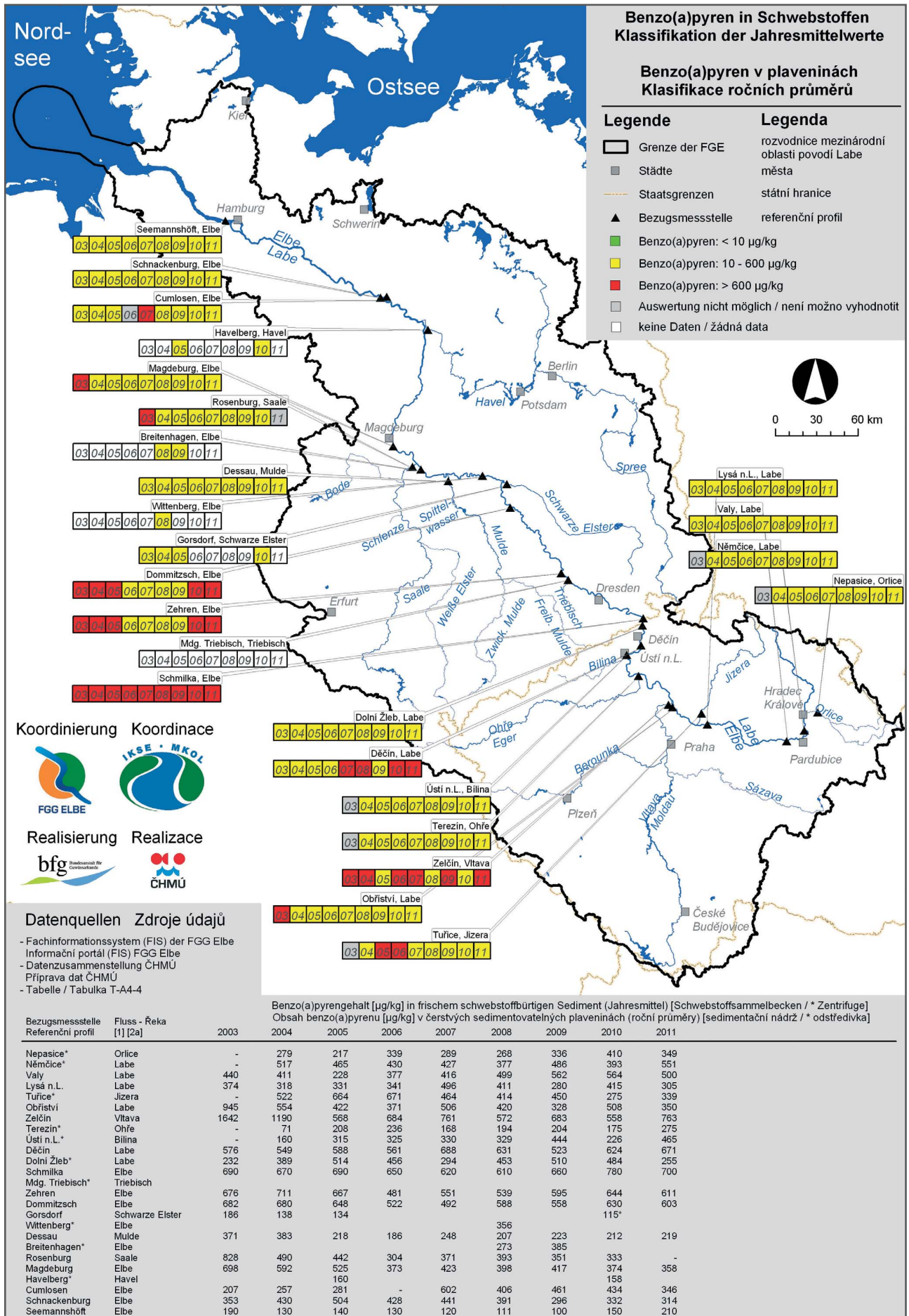


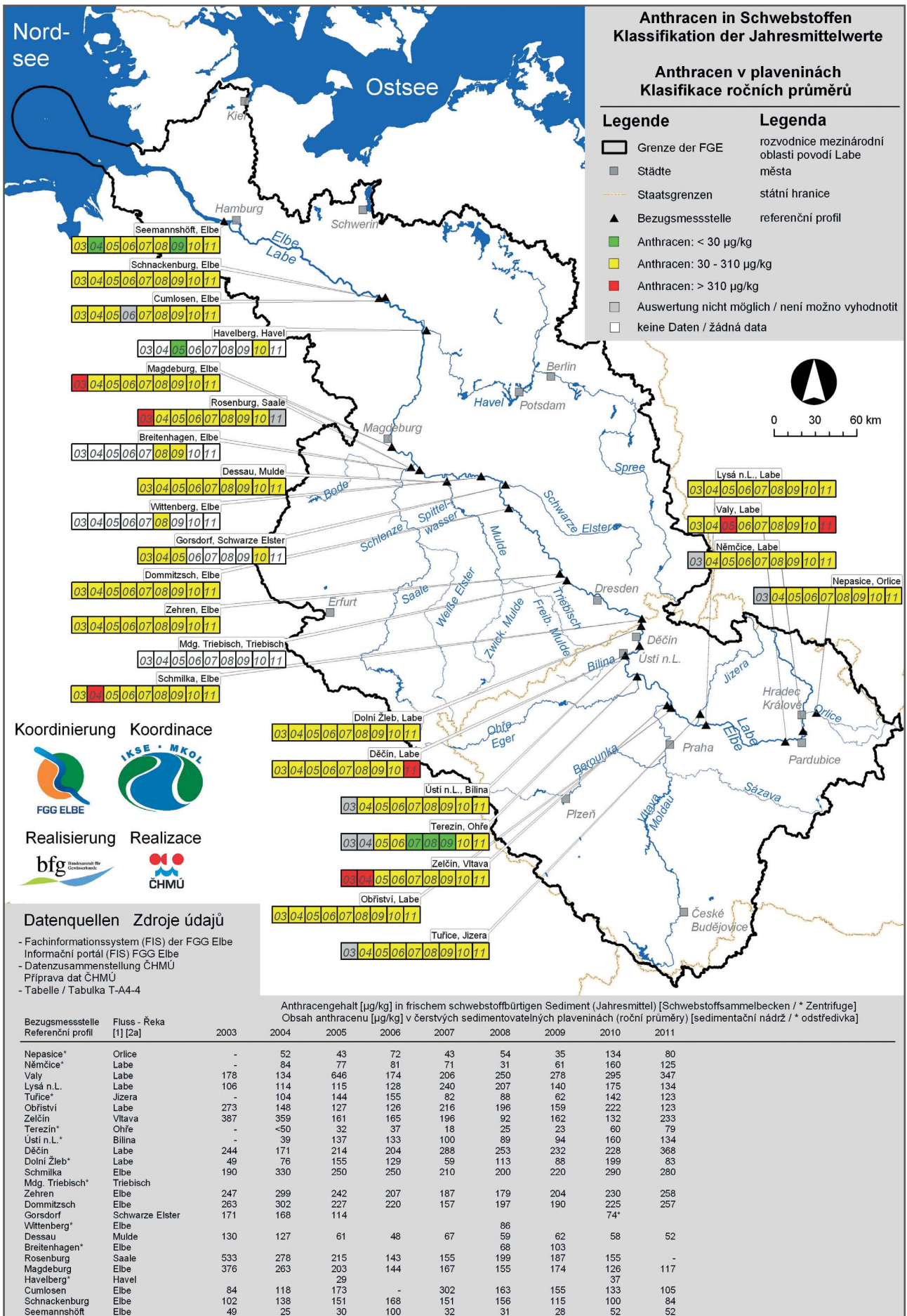


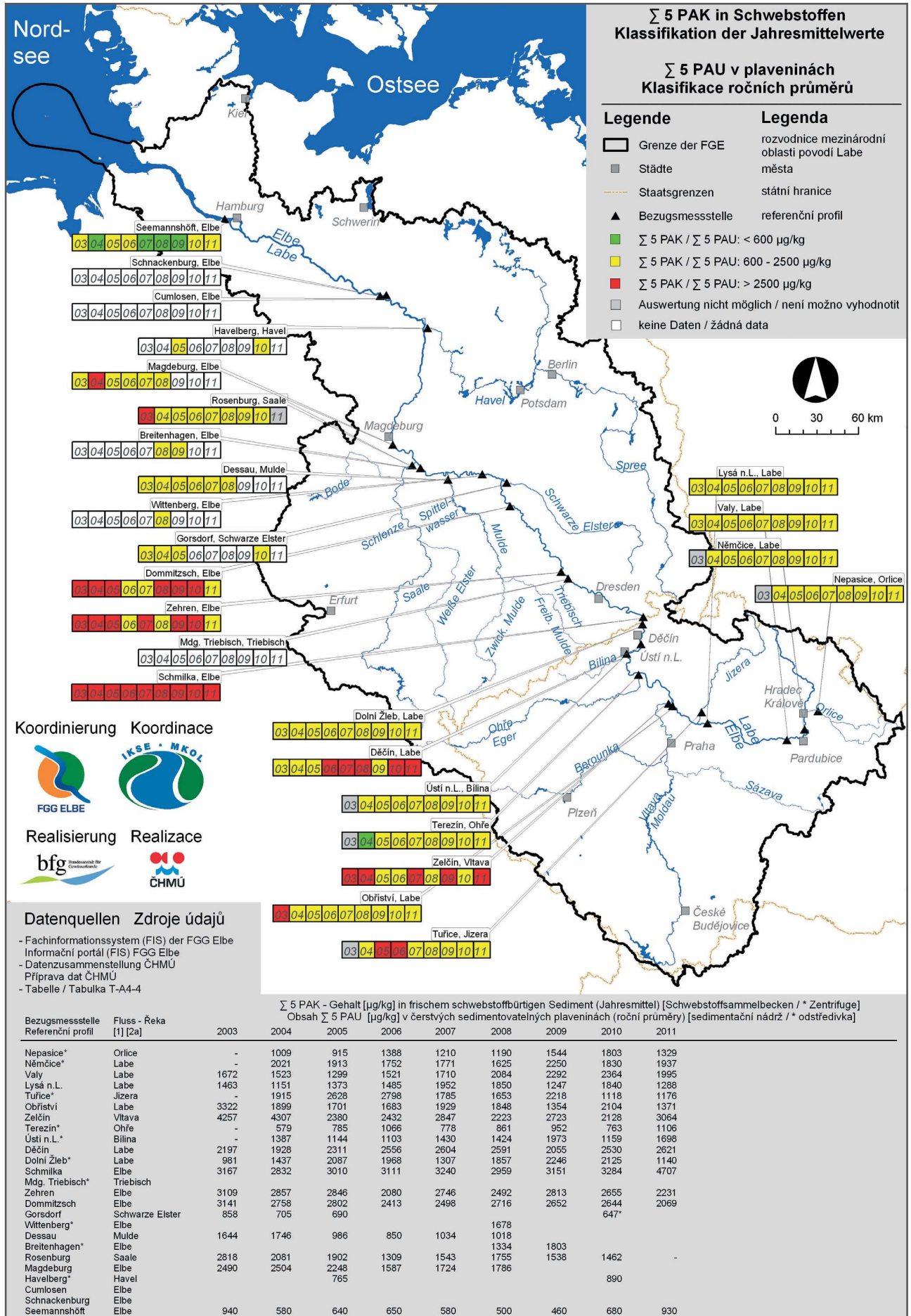


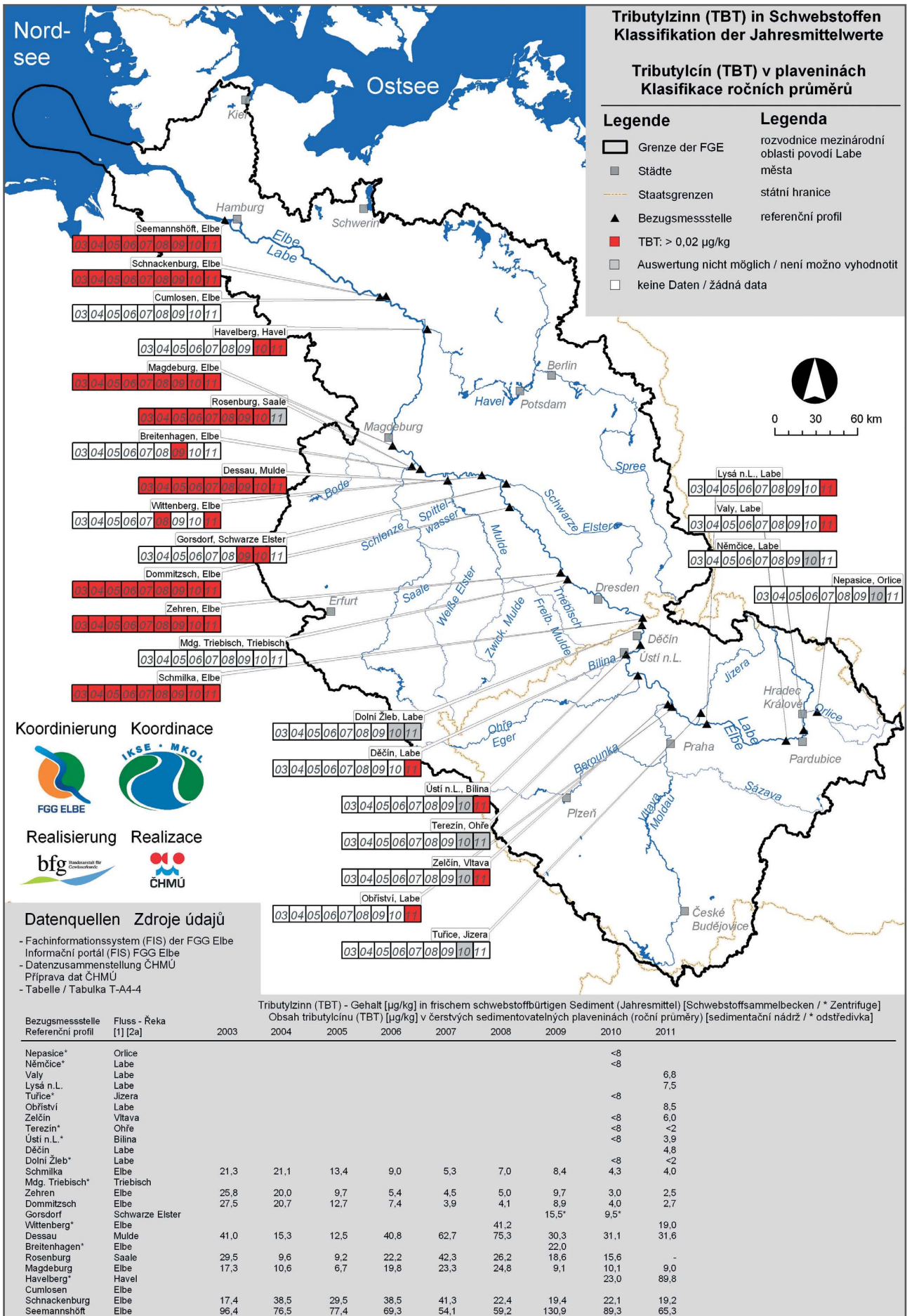








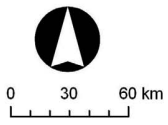




**Tributylzinn (TBT) in Schwebstoffen
Klassifikation der Jahresmittelwerte**

**Tributylcín (TBT) v plaveninách
Klasifikace ročních průměrů**

- Legende**
- ☐ Grenze der FGE
 - Städte
 - Staatsgrenzen
 - ▲ Bezugsmessstelle
 - TBT: > 0,02 µg/kg
 - Auswertung nicht möglich / není možno vyhodnotit
 - keine Daten / žádná data
- Legenda**
- rozdvojnice mezinárodní oblasti povodí Labe města
 - státní hranice
 - referenční profil



Koordinierung Koordinace



Realisierung Realizace



Datenquellen Zdroje údajů

- Fachinformationssystem (FIS) der FGG Elbe
- Informační portál (FIS) FGG Elbe
- Datenzusammenstellung ČHMÚ
- Příprava dat ČHMÚ
- Tabelle / Tabulka T-A4-4

Tributylzinn (TBT) - Gehalt [µg/kg] in frischem schwebstoffbütigen Sediment (Jahresmittel) [Schwebstoffsammelbecken / * Zentrifuge]
Obsah tributylcínu (TBT) [µg/kg] v čerstvých sedimentovatelných plaveninách (roční průměry) [sedimentační nádrž / * odstředivka]

Bezugsmessstelle Referenční profil	Fluss - Řeka [1] [2a]	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Nepesice*	Orlice								<-8	
Němčice*	Labe								<-8	
Valy	Labe								6,8	
Lysá n.L.	Labe								7,5	
Tuřice*	Jizera								<-8	
Obříství	Labe								8,5	
Zelčín	Vltava								6,0	
Terezín*	Ohře								<-8	<-2
Ústí n.L.*	Bílina								<-8	<-2
Děčín	Labe								<-8	3,9
Děčín	Labe								4,8	
Dolní Žleb*	Labe								<-8	<-2
Schmilka	Elbe								21,3	21,1
Mdg. Triebisch*	Triebisch								13,4	9,0
Zehren	Elbe								5,3	7,0
Dommitzsch	Elbe								8,4	4,3
Gorsdorf	Schwarze Elster								21,3	21,1
Wittenberg*	Elbe								25,8	20,0
Dessau	Mulde								27,5	20,7
Breitenhagen*	Elbe								12,7	9,7
Rosenburg	Saale								5,4	4,5
Magdeburg	Elbe								7,4	3,9
Havelberg*	Havel								4,1	5,0
Cumlosen	Elbe								9,7	3,0
Schnackenburg	Elbe								4,0	2,5
Seemannshöft	Elbe								8,9	4,0
									15,5*	9,5*
									41,2	19,0
									75,3	31,1
									30,3	31,6
									22,0	
									22,2	
									18,6	15,6
									24,8	9,0
									9,1	23,0
									23,0	89,8
									17,4	19,2
									38,5	22,1
									29,5	19,2
									38,5	22,4
									41,3	19,4
									22,4	22,1
									130,9	89,3
									59,2	65,3