Nr. 30

Mitteilungen

Fachbeiträge zum Sedimentmanagementkonzept Elbe

Koblenz, Dezember 2014

Herausgeber:

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
Postfach 20 02 53
56002 Koblenz
Tel.: +49 (0)261 1306-0
Fax: +49 (0)261 1306 5302
E-Mail: posteingang@bafg.de
Internet: http://www.bafg.de

Druck:
Druckerei des BMVI, Bonn

ISSN 1431 – 2409
ISBN 978-3-940247-10-0

DOI: 10.5675/BfG_Mitteilungen_30.2014
URL: http://doi.bafg.de/BfG/2014/BfG_Mitteilungen_30.2014.pdf

Zitiervorschlag:
Autoren. Titel des Beitrages (2014): **Fachbeiträge zum Sedimentmanagementkonzept Elbe.** Koblenz. Bundesanstalt für Gewässerkunde. 164 S., 56 Abb., 23Tabellen. *In: Mitteilungen, Nr. 30*. ISBN 978-3-940247-10-0,
DOI: 10.5675/BfG_Mitteilungen_30.2014,
URL: http://doi.bafg.de/BfG/2014/BfG_Mitteilungen_30.2014.pdf

Fachliche Bearbeitung:

Kapitel 1: Einleitung

Peter Heininger	BfG, Koblenz

Kapitel 2: Die Buhnenfelder der Elbe

Gudrun Hillebrand	BfG, Koblenz
Evelyn Claus	BfG, Koblenz
Daniel Schwandt	BfG, Koblenz
Benjamin Becker	BfG, Koblenz
Christel Möhlenkamp	BfG, Koblenz
Peter Heininger	BfG, Koblenz

Kapitel 3: Die Staustufen der Bundeswasserstraße Saale

Evelyn Claus	BfG, Koblenz
Gudrun Hillebrand	BfG, Koblenz
Benjamin Becker	BfG, Koblenz
Christel Möhlenkamp	BfG, Koblenz
Peter Heininger	BfG, Koblenz

Kapitel 4: Hydromorphologische Indikatoren als Zeiger für den Status des Sedimenthaushaltes der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht

Ina Quick	BfG, Koblenz
Karl-Heinz Jährling	LHW, Magdeburg
Stefan Vollmer	BfG, Koblenz
Christine Anlanger	LHW, Magdeburg
Diethard Fricke	NLWKN, Lüneburg

Kapitel 5: Die hochwasserinduzierte Remobilisierung von Altsedimenten

Daniel Schwandt	BfG, Koblenz
Gerd Hübner	BfG, Koblenz
Evelyn Claus	BfG, Koblenz
Peter Heininger	BfG, Koblenz

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis **4**

Verzeichnis der Abbildungen **8**

Verzeichnis der Tabellen **12**

Vorwort **14**

1 Einleitung **16**

1.1 Sedimentmanagement als aktuelle Herausforderung 16

1.2 Das Sedimentmanagementkonzept Elbe 17

1.3 Die Beiträge in diesem Heft 18

Literaturverzeichnis zu Kapitel 1 20

2 Die Buhnenfelder der Elbe **23**

2.1 Ziel der Untersuchungen 23

2.2 Sedimentdynamik in Buhnenfeldern – Stand des Wissens 24

2.3 Beprobungen 2010/2011 27

2.3.1 Methodik der Erhebung 28

2.3.2 Ergebnisse 29

2.4 Erfassung von Zusatzparametern 30

2.5 Modellbildung 37

2.5.1 Beobachtete Abhängigkeiten (Univariate Betrachtung) 37

2.5.2 Multivariate Analyse 39

2.5.3 Vergleich zwischen Modellergebnissen und Naturbeobachtung ... 41

2.5.4 Extrapolation 42

2.6 Chemische Untersuchungen 43

2.6.1 Auswahl der Buhnenfelder 43

2.6.2 Bewertung der Untersuchungsergebnisse 45

2.6.3 Einfluss des Hochwasserereignisses vom Juni 2013 auf die Sedimentqualität 46

2.6.4 Abschätzung von Frachtpotenzialen 48

2.7 Mobilisierbarkeit der Ablagerungen in den Buhnenfeldern 49

2.8 Betrachtungen fürs Sedimentmanagement 50

2.9 Zusammenfassung 51

Literaturverzeichnis zu Kapitel 2 52

3 Die Staustufen der Bundeswasserstraße Saale 55

3.1 Allgemeines 55

3.2 Ziel der Untersuchungen 56

3.3 Chemische Belastung der Sedimente 57

3.4 Erfassung der Sedimentmengen 62

3.5 Mengenermittlung – Extrapolation der Daten 67

3.6 Baggerungen des WSA Magdeburg 69

3.7 Remobilisierung 70

3.8 Eintrag und Austrag von Sedimenten in angrenzende Flächen 71

3.9 Frachtpotenzial 71

3.10 Zusammenfassung 73

Literaturverzeichnis zu Kapitel 3 74

4 Hydromorphologische Indikatoren als Zeiger für den Status des Sedimenthaushaltes der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht 75

4.1 Anlass und Zielstellung 75

4.2 Auswahl wichtiger Strukturkenngrößen – Bedeutung der Hydromorphologie für den Sedimentstatus und die Habitateigenschaften von Gewässern 79

4.2.1 Anthropogene Eingriffe und Beispiele für die Auswirkung auf die longitudinale Vernetzung 81

4.2.2 Anthropogene Eingriffe und Beispiele für die Auswirkung auf die laterale Vernetzung 82

4.2.3 Anthropogene Eingriffe und Beispiele für die Auswirkung auf die vertikale Vernetzung 83

4.2.4 Repräsentativität hydromorphologischer Indikatoren 84

4.3 Hydromorphologische Indikatoren der deutschen Binnenelbe 86

4.3.1 Indikator Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz (Schlüsselkriterium) 88

4.3.1.1 Ergebnisse Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz 89

4.3.1.2 Methoden und Datengrundlagen. Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz 91

4.3.2 Indikator Sedimentdurchgängigkeit (Schlüsselkriterium) 94

4.3.2.1 Ergebnisse Sedimentdurchgängigkeit 94

4.3.2.2 Methoden und Datengrundlagen Sedimentdurchgängigkeit .. 96

4.3.3 Indikator Breitenvarianz/-variation 101

4.3.4 Indikator Tiefenvarianz/-variation 102

4.3.5 Indikator Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates 103

4.3.6 Indikator Uferstruktur 104

4.3.7 Indikator Verhältnis rezente Aue zu morphologischer Aue (Überflutungsfläche) 105

4.4. Unsicherheiten 106

4.5. Synopse der hydromorphologischen Indikatoren der deutschen Binnenelbe 108

4.5.1 Verteilungen der Zustandsklassen im Längsverlauf 108

4.5.2 Prozentuale Verteilungen der Zustandsklassen 113

4.6 Handlungsempfehlungen basierend auf einer Risikoanalyse Hydromorphologie 115

4.6.1 Risikoanalyse aus hydromorphologischer Sicht 115

4.6.2 Handlungsempfehlungen aus Sicht der Hydromorphologie 117

4.7 Fallbeispiele möglicher Maßnahmen unter dem Aspekt des Sedimenthaushaltes 120

4.7.1 Einführung und grundlegende Aussagen 120

4.7.2 Nebengewässeranschluss Parchau 121

4.7.3 Renaturierung der Alten Elbe Lostau 124

4.7.4 Zusammenfassende Wertung der Maßnahmen 131

4.8 Zusammenfassung 132

Literaturverzeichnis zu Kapitel 4 134

5 Die hochwasserinduzierte Remobilisierung von Altsedimenten 141

5.1 Allgemeines 141

5.2 Motivation, Untersuchungsziele 141

5.3 Abschätzung von Durchfluss-Schwellenwerten für die Sediment-(re)mobilisierung in Elbeabschnitten..... 143

5.4 Systembetrachtung partikulär gebundener Stoffe in Flüssen 144

5.5 Ansätze zur Abschätzung der hochwasserinduzierten Remobilisierung von Altsedimenten 145

5.6 Frachtbestimmende Systemelemente für Schwermetalle und Arsen beim Junihochwasser 2013 im Saalegebiet – ein Bilanzierungsversuch 147

5.7 Zusammenfassung..... 152

Literaturverzeichnis zu Kapitel 5 153

Datenhinweise und Danksagung

Anhang

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1.1 Vorgehen zur Ableitung von Empfehlungen für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet 18

Abbildung 1.2 Stoffströme im Einzugsgebiet am Beispiel Zink..... 19

Abbildung 2.1 Teilabschnitte der Beprobungen 2010/2011..... 28

Abbildung 2.2 Beprobung mit der Peilstange. Beispiel für Stechrohrproben 29

Abbildung 2.3 Übersicht über die aus den Beprobungen 2010/2011 abgeleiteten Schlammmengen im Längsverlauf der Elbe. 30

Abbildung 2.4 Identifikation von Flusskrümmungen. 32

Abbildung 2.5 Niedrigwasserflächen der beprobten Buhnenfelder aufgetragen über beobachteter Schlammmenge..... 37

Abbildung 2.6: Seitenverhältnisse der beprobten Buhnenfelder aufgetragen über beobachteter Schlammmenge..... 38

Abbildung 2.7 Beispiel für Seitenverhältnisse in aufeinander-folgenden Buhnenfeldern im Bereich Elbe-km 562,4 bis 563,1. 38

Abbildung 2.8 Assoziationsplot von Schlammmenge und Auftreten eines Walles oder Sedimentrückens im Buhnenfeld der beprobten Buhnenfelder. 39

Abbildung 2.9 Beispiel für eine Wechsellagerung aus Schlamm/Sand/Schlamm 42

Abbildung 2.10 Clusteranalyse (Cluster für 70 Fälle und alle chemischen Parameter). 46

Abbildung 2.11 Beispiel einer regionalen Häufung von Buhnen-feldern, für die relevante Feinsedimentgehalte modelliert wurden 51

Abbildung 3.1 Die Staustufen der Bundeswasserstraße Saale 56

Abbildung 3.2 Untersuchungsgebiete der Saale 2010 58

Abbildung 3.3 Messkampagnen und Durchfluss der Saale im Untersuchungszeitraum 1.1.2010 bis 31.12.2013 59

Abbildung 3.4 Oberhafen der Schleuse Rischmühle..... 60

Abbildung 3.5 Oberhafen der Schleuse Rothenburg..... 61

Abbildung 3.6 Oberhafen der Schleuse Calbe 62

Abbildung 3.7 Querprofilpeilung (WSV) zur Ermittlung der Sedimentablagerung im Unterhafen der Schleuse Rothenburg 63

Abbildung 3.8 Stechrohrproben – Schichtungen..... 64

Abbildung 3.9 Messpunkte in der Staustufe Rischmühle 65

Abbildung 3.10 Messpunkte in der Staustufe Rothenburg..... 65

Abbildung 3.11 Messpunkte in der Staustufe Calbe 66

Abbildung 4.1 Untersuchungsgebiet deutsche Binnenelbe von der deutsch-tschechischen Grenze bis zum Wehr Geesthacht 77

Abbildung 4.2 Sedimente der Elbe..... 80

Abbildung 4.3 Exemplarische Querbauwerke im Elbeeinzugsgebiet..... 82

Abbildung 4.4 Exemplarische Uferstrukturen 83

Abbildung 4.5 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel 90

Abbildung 4.6 Vergleich der Sohlhöhen- und Wasserspiegel-differenz der Elbe zwischen 1898 und 2004 91

Abbildung 4.7 Digitalisieren der Sohlhöhen und der Mittelwasser-spiegellage innerhalb eines Referenzkoordinaten-systems, Ausschnitt aus dem historischen Längs-schnitt der Elbe (Elbstromwerk, 1898)..... 93

Abbildung 4.8 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit für die deutsche Elbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel..... 95

Abbildung 4.9 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Breitenvarianz/-variation für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel..... 101

Abbildung 4.10 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Tiefenvarianz/-variation für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel 102

Abbildung 4.11 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel 103

Abbildung 4.12 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Uferstruktur für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel 104

Abbildung 4.13 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Verhältnis rezente Aue zur morphologischen Aue (Überflutungsfläche) für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel… 105

Abbildung 4.14 Sohlabsturz an der Mündung der Sülze oberhalb Magdeburg, Stadtwehr Dessau an der Mulde und Wehr Geesthacht als exemplarische Querbauwerke im Elbeeinzugsgebiet. 109

Abbildung 4.15 Übersicht der Bewertungsergebnisse der hydromorphologischen Indikatoren der Binnenelbe – Verteilungen der Zustandsklassen im Längsverlauf der Elbe. 111

Abbildung 4.16 Uferverbauungen an der Elbe. 112

Abbildung 4.17 Übersicht der prozentualen Verteilungen der Zustandsklassen der hydromorphologischen Indikatoren der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und dem Wehr Geesthacht.. 113

Abbildung 4.18 Gesamtbewertung der hydromorphologischen Verhältnisse der deutschen Binnenelbe – Zusammenfassung sämtlicher hydromorphologischer Indikatoren 114

Abbildung 4.19 Sedimente der Elbe – Risikoanalyse aus hydromorphologischer Sicht im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes der FGG Elbe. 116

Abbildung 4.20 Vorgehensweise bei der Bearbeitung der hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagementkonzeptes für die deutsche Binnenelbe. 117

Abbildung 4.21 Erosionsufer mit Kolk, unterhalb Rogätz, Elbe und Geschiebezugabe 119

Abbildung 4.22 Überblick über den Nebengewässeranschluss Parchau mit den Kernmaßnahmen. 123

Abbildung 4.23 Überblick Nebengewässeranschluss Parchau mit den wichtigsten Kernstrukturen..... 124

Abbildung 4.24 Alte Elbe Lostau und Alte Elbe Gerwisch in einem bereits von der Elbe abgetrenntem Zustand mit dem noch ursprünglichen Verlauf der Ehle. 126

Abbildung 4.25 Grafischer Überblick über die Kernmaßnahmen des Projektes „Renaturierung Alte Elbe Lostau“ ... 128

Abbildung 4.26 Der aktuelle Mündungsverlauf der Ehle im Ehlekanal im Vergleich zur strukturell heterogenen Ehle oberhalb der Alten Elbe Gerwisch. 129

Abbildung 4.27 Aufrahmende Blaualgen in der hypertrophen Alten Elbe Lostau im Vergleich zur mesotrophen und makrophytenreichen, permanent durchströmten Alten Elbe Gerwisch. 130

Abbildung 4.28 Gefluteter Zulauf zum Altwasser und Totholzeinbau zur Sedimentdynamisierung 130

Abbildung 4.29 Ehle unterhalb der Alten Elbe vor Einmündung in die Elbe, Februar 2014 – Lateralerosionen mit Umkehrströmung und kiesiger Transportkörper. ... 131

Abbildung 5.1 Cadmium in frischem schwebstoffbürtigen Sediment aus dem Schwebstoffsammelbecken (Monatsmischproben) der Messstation Seemannshöft (Hamburg). Vergleich mittlerer Gehalte von Hochwasserzeiträumen (HW) mit dem Durchschnittsgehalt des jeweiligen Jahres/der jeweiligen Jahre (JD)..... 142

Abbildung 5.2 Schwebstoffkonzentration bei Wittenberg (Elbe-km 216,3) und Durchfluss am Pegel Wittenberg jeweils Januar bis Mai für die Jahre 2005 und 2006. 143

Abbildung 5.3 Schematische Darstellung eines Fließgewässers mit Einträgen, Austrägen und Sediment-Zwischenspeicher... 144

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1 Beschreibung der Buhnenfelder 36

Tabelle 2.2 Proben für chemische Untersuchungen in Buhnenfeldern der Binnenelbe 44

Tabelle 2.3 Ausgewählte organische Schadstoffe an ausgewählten Standorten der Elbe..... 47

Tabelle 2.4 Ausgewählte Metalle und Arsen an ausgewählten Standorten der Elbe 48

Tabelle 2.5 Frachtpotenziale ausgewählter Schadstoffe in einem ausgewählten Buhnenfeld..... 49

Tabelle 3.1 Chemische Belastung der Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe (2010 bis 2013) 59

Tabelle 3.2 Mittlere Sedimentmächtigkeiten 66

Tabelle 3.3 Geschätzte Sedimentmengen in den Staustufen..... 67

Tabelle 3.4 Mengen feinkörniger Sedimente in den Staustufen der Bundeswasserstraße Saale..... 68

Tabelle 3.5 Schlammbaggerung des WSA Magdeburg in Saaleschleusen 69

Tabelle 3.6 Ablagerung frischer Sedimente seit der letzten Baggerung (Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe). 70

Tabelle 3.7 Frachtpotenziale für organische Schadstoffe und Schwermetalle in den Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe..... 72

Tabelle 4.1 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, 1. Schritt – Querbauwerksart und Absturzhöhen. 98

Tabelle 4.2 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, 2. Schritt – Malussystem Hauptgewässerbett und als relevant ausgewiesene Nebengewässer..... 99

Tabelle 4.3 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, 3. Schritt – Malussystem einmündende kleinere Nebengewässer 100

Tabelle 5.1 Vergleich des Frachtpotenzials von Schadstoffen in Altsedimenten im Saalegebiet..... 147

Tabelle 5.2 Tagesfrachten am Schlüsselstollen-Mundloch, hochgerechnet auf einen Zeitraum von 18 Tagen im Vergleich zur Hochwasserfracht an der Messstelle Rosenburg 148

Tabelle 5.3 18-Tages-Fracht der Einträge aus Betrieben im PRTR-Kataster im Saalegebiet, berechnet aus der Jahresfracht 2012 im Vergleich zur Hochwasserfracht an der Messstelle Rosenburg 149

Tabelle 5.4 Fläche der rezenten Aue der Saale und ihrer Hauptnebenflüsse 149

Tabelle 5.5 Berechnete „partikulär gebundene“ Hochwasserfracht beim Junihochwasser 2013 an der Messstelle Rosenburg; berechneter Austrag in die Aue (Saale + Weiße Elster + Pleiße) 150

Tabelle 5.6 18-Tages-Fracht an der Messstelle Rosenburg, berechnet aus der Jahresfracht 2012 im Vergleich zur Hochwasserfracht an der Messstelle Rosenburg)... 151

Tabelle 5.7 Bilanz der Einträge und der entzogenen Frachten beim Hochwasserereignis 3.-20.6.2013 im Saalegebiet.. 152

Tabelle A.1 Chemische Untersuchungen in Buhnenfeldern: Oberflächen- und Tiefensedimente 157

Vorwort

Sedimente erfüllen grundlegende natürliche Funktionen als Gewässerbett, aquatischer Lebensraum und in Stoffkreisläufen der Gewässer. Sie haben durch ihre Menge und Qualität eine Schlüsselfunktion für unverzichtbare Leistungen aquatischer Ökosysteme und bilden die Grundlage von 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 Bewirtschaftungsplans für das Flussgebiet Elbe gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie und der Umsetzung der EG-Meeresstrategierahmenrichtlinie wurde deutlich, dass Defizite sowohl im Sedimenthaushalt als auch in der Sedimentqualität bedeutsame Hindernisse hin zum guten Gewässerzustand sind. Vor diesem Hintergrund hat eine deutsch-tschechische Expertengruppe der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) auf Beschluss der Delegationen (22. Tagung 2009) das Sedimentmanagementkonzept für die internationale Flussgebietseinheit Elbe ausgearbeitet. Die „Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele“ wurden durch die Delegationen im Mai 2014 beschlossen und im Rahmen des Magdeburger Gewässerschutzseminars 2014 veröffentlicht. Die Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) hat zur Befassung mit dem Thema Sediment im deutschen Teil des Elbegebietes und zur Unterstützung der Arbeit in der IKSE auf Beschluss des Elbe-Rates (2009, 2011) die Ad-hoc-Arbeitsgruppe „Schadstoffe/Sedimentmanagement“ eingerichtet. Das durch sie erarbeitete Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe wurde im November 2013 beschlossen und im Januar 2014 veröffentlicht.

Mit den national und international vorgelegten Konzepten wurden Zielstellungen des ersten Bewirtschaftungsplans für die Flussgebietseinheit Elbe (2009) erfüllt. Sie bilden die Voraussetzung dafür, 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 und werden im Zuge der Ausarbeitung des zweiten Bewirtschaftungsplans gemäß EG-WRRL für den Zeitraum 2016-2021 verwendet.

Mit dem Sedimentmanagementkonzept Elbe wird national und international ein fachlicher Meilenstein gesetzt. Erstmalig wird das Thema Sediment für ein großes internationales, intensiv bewirtschaftetes Flussgebiet unter der Maßgabe behandelt, Handlungsempfehlungen für die Zustandsverbesserung abzuleiten. 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. Es werden Handlungsempfehlungen zur Verbesserung des Zustandes der Elbe aus den Perspektiven Gewässerqualität, Feststoffhaushalt und Gewässerstruktur sowie Schifffahrt ausgesprochen. Die Expertengruppen der IKSE und der FGG Elbe konnten sich in ihrer Arbeit auf nationale und europäische Vorleistungen stützen. Darüber hinaus war es zwischen 2010 und 2013 erforderlich, wesentliche Teile der Konzepte wissenschaftlich, methodisch und faktisch zu untermauern. Dies geschah in enger Zusammenarbeit zwischen Experten der BfG, der Länder, der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) sowie von Universitäten, anderen Forschungseinrichtungen und Ingenieurbüros.

Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler der BfG waren unter jedem der drei Hauptaspekte – Quantität, Qualität, Hydromorphologie – maßgeblich am Gesamtergebnis beteiligt. Mit den in diesem Heft versammelten Beiträgen wird dies eindrucksvoll unter Beweis gestellt.

Dr. Peter Heininger
Leiter der Abteilung „Qualitative Gewässerkunde“
Bundesanstalt für Gewässerkunde

1 Einleitung

Peter Heininger

1.1 Sedimentmanagement als aktuelle Herausforderung

Sedimentmanagement wird dann unausweichlich, wenn anthropogene Eingriffe in den Sedimenthaushalt oder die Sedimentqualität die Widerstandsfähigkeit des Ökosystems überfordern und damit die Erreichung von Umweltzielen gefährden bzw. wenn Sedimentdynamik und/oder Sedimentqualität Ökosystemleistungen wie Schifffahrt oder landwirtschaftliche Nutzung der Auen behindern. Dies ist weltweit in vielen Flussgebieten der Fall.

Sedimentmanagement hat einen quantitativen Ursprung. Sedimente werden seit Jahrhunderten gebaggert, um Schifffahrtswege frei zu halten, Abfluss zu ermöglichen oder Material zu gewinnen. Hinzugekommen sind in den letzten Jahrzehnten schrittweise Anforderungen, die sich aus der vielerorts unzureichenden Sedimentqualität sowie aus der Bedeutung des Sediments für Hydromorphologie und Ökologie ergeben. Diese Komplexität und die Wechselwirkung zwischen den Aspekten Quantität, Qualität und Hydromorphologie ist in Europa spätestens mit den grundlegenden Richtlinien der Wasserpolitik – der EG-Wasserrahmenrichtlinie und der EG-Meeresstrategierahmenrichtlinie (EG 2000, 2008) – in einen konkreten Auftrag gemündet. Gefordert ist nun ein flussgebietsbezogener Ansatz auch im Sedimentmanagement, dem (1) ein tiefgreifendes, systembezogenes Verständnis der quantitativen und qualitativen Zusammenhänge zugrunde liegt, der (2) eine integrale Sicht auf die Kompartimente Boden, Wasser und Sediment beinhaltet, der (3) die Oberlieger-Unterlieger-Beziehungen berücksichtigt und somit (4) überregionale und grenzüberschreitende Zusammenarbeit voraussetzt sowie (5) ein adaptives Management, das den bestehenden Unsicherheiten gerecht wird und (6) umfassende öffentliche Beteiligung aller betroffenen und interessierten Seiten einschließt (vgl. HEISE 2007, OWENS 2008).

In bestehenden Sedimentmanagementkonzepten werden bisher in der Regel nur Teilaspekte oder Teile eines Einzugsgebietes behandelt (APITZ et al. 2007, APITZ & WHITE 2003, APITZ 2012, HEISE & FÖRSTNER 2007, OWENS 2005, SedNet 2003, SedNet 2007). Für Rhein und Donau gibt es Studien unter den Aspekten Quantität und Hydromorphologie (BMV 1997, HABERSACK et al. 2010). Die Internationale Kommission zum Schutz der Save hat einen prakti-

schen Leitfaden für die Abschätzung des Sedimenthaushalts veröffentlicht (ISRBC 2013). Ein Konzept zum Management kontaminierter Sedimente im Flussgebiet Maas stammt von HAKSTEGE et al. (1998). In zwei Studien, beauftragt durch die Häfen von Rotterdam und Hamburg, wurden für den Rhein und die Elbe flussgebietsbezogene Konzepte zur Risikobewertung kontaminierter Sedimente aufgestellt (HEISE et al. 2004, HEISE et al. 2005, HEISE et al. 2008). Auf dieser Grundlage beschloss die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins einen Plan, der die Risikobewertung und das Management überregional bedeutsamer Altsedimentdepots zum Gegenstand hat (IKSR 2009). Für die Elbe existierte bisher kein umfassendes Sedimentmanagementkonzept. Maßgeblich veranlasst durch den Zwang eines effizienteren Umgangs mit den großen und wachsenden Baggergutmengen in der Tideelbe wurden für diesen Teil des Einzugsgebiets in drei grundlegenden Studien Überlegungen für ein nachhaltiges Sedimentmanagement angestellt und auch Anforderungen in Richtung des gesamten Einzugsgebietes formuliert (HPA & WSV 2008; BfG 2008, 2014).

Mit dem Sedimentmanagementkonzept Elbe (IKSE 2014, FGG 2013) wurde erstmalig in Europa für ein gesamtes, intensiv bewirtschaftetes internationales Flussgebiet ein wissenschaftlich begründetes, integrales Konzept vorgelegt. Es weist einen klaren Bezug zur wasserwirtschaftlichen Planung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie und EG-Meeresstrategierahmenrichtlinie auf.

1.2 Das Sedimentmanagementkonzept Elbe

Abbildung 1.1 veranschaulicht das prinzipielle Vorgehen zur Aufstellung des Sedimentmanagementkonzepts Elbe (IKSE 2014). Das Konzept wurde für die Flussgebietseinheit aufgestellt und analysiert unter dem Aspekt Sediment deshalb Ursache-Wirkungsbeziehungen von überregionaler Bedeutung. Es ist integral, indem räumliche, funktionale (Quantität, Qualität, Hydromorphologie) sowie Umwelt- und Nutzungsaspekte in einem einheitlichen Konzept behandelt werden, und es ist risikobasiert. Ausgehend von den Bewirtschaftungszielen wurden die Indikatoren festgelegt, mit denen der Sedimentstatus des Systems Elbe unter den Aspekten (1) Quantität, (2) Hydromorphologie und (3) Qualität ausreichend beschrieben und im Zuge der Risikoanalyse mit den Zielvorstellungen abgeglichen werden kann. Die aus der Divergenz von Status und Ziel abgeleiteten Risiken wurden anhand definierter Kriterien zunächst aspektspezifisch und in einem weiteren Schritt auch aspektübergreifend gewichtet. Abschließend wurden Handlungsempfehlungen ausgesprochen, die in die Bewirtschaftungsplanung für die Zyklen 2 und 3 (2016-2021 bzw. 2022-2027) gemäß EG-WRRL einfließen.

Die Schifffahrt stellt eine Form der Gewässernutzung dar, die – auch an der Elbe – einen besonderen Bezug zum Thema Sediment hat. Eine der Besonderheiten des Elbekonzepts besteht darin, dass die Schifffahrt von vornherein in die Risikobetrachtung einbezogen wurde und eigene Handlungsempfehlungen einbringt, die wechselseitig mit den Aspekten Hydromorphologie und Qualität bewertet werden.

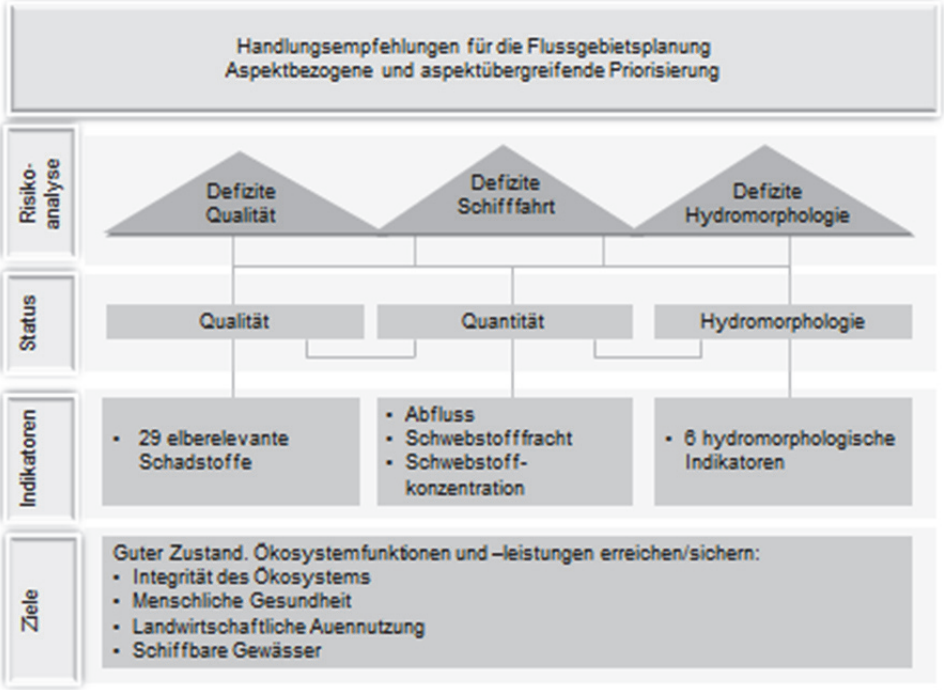


Abbildung 1.1 Vorgehen zur Ableitung von Empfehlungen für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet

1.3 Die Beiträge in diesem Heft

Die Elbe ist ein großes mitteleuropäisches Flussgebiet mit komplexen Nutzungsanforderungen. Sie ist geprägt durch gravierende historische Belastungen bei gleichzeitiger hoher ökologischer Bedeutung weiter Teile. Voraussetzungen 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 Expertengruppen von IKSE und FGG Elbe konnten 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. 2005; HPA & WSV 2008; BfG 2008; WSD Ost 2009). Darüber hinaus wurden zwischen 2010 und 2013 wesentliche Grundlagen erarbeitet. Die Beiträge in diesem Heft zählen dazu.

Unter dem Aspekt Qualität wurden 29 Schadstoffe oder Schadstoffgruppen als relevant für das Sedimentmanagement und damit als Indikatoren für den qualitativen Sedimentstatus identifiziert (IKSE 2014). Die Risikoanalyse erfolgte in zwei Schritten. Schritt 1 bestand in der Ermittlung der relevanten Schadstoffströme im Einzugsgebiet und führte zu einer Einstufung der Teileinzugsgebiete im Hinblick auf die dort vorherrschende Sedimentqualität und ihre Bedeutung als Herkunftsbereich kontaminierter Sedimente für stromab gelegene Teile des Einzugsgebietes. Abbildung 1.2 veranschaulicht das am Beispiel von Zink, einem der qualitativen Indikatoren. Mulde und Saale leisten in diesem Beispiel Hauptbeiträge zur Gesamtbilanz.

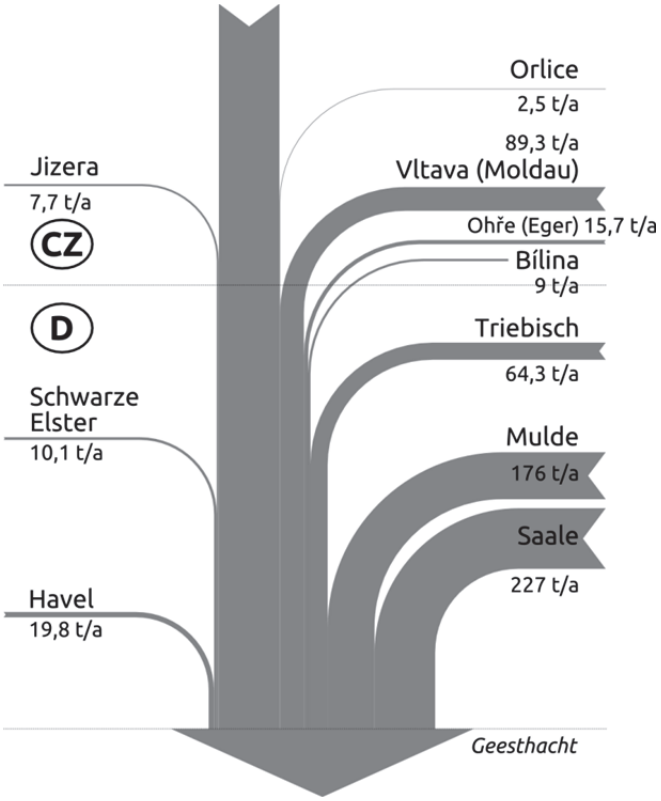


Abbildung 1.2 Partikuläre Stoffströme im Flussgebiet Elbe am Beispiel Zink

In Schritt 2 wurde eine quellenbezogene Risikoanalyse vorgenommen. Es gehört zu den Besonderheiten des Sedimentmanagements, dass in vielen Fällen die ursprünglichen Quellen einer Sedimentkontamination nicht mehr bestehen. Sie wurden stillgelegt oder saniert. Eine weitere Besonderheit besteht darin, dass kontaminierte Sedimente, anders als Abwasser, nicht kontinuierlich sondern episodisch, häufig im Zuge von Extremereignissen, verfrachtet werden. Als Folge können Altsedimentdepots in ausgeprägter zeitlicher und/oder räumlicher Entkopplung von der ursprünglichen Quelle zum Ausgangspunkt der Kontamination stromab gelegener Teile des Einzugsgebiets werden, wie Altsedimentdepots der tschechischen Elbe, der Mulde oder Saale für die Tideelbe und damit die Nordsee oder für die Auen der Mittelelbe. Im Zuge der quellenbezogenen Risikoanalyse waren für den Quellentyp „Altsediment“ grundlegende Abschätzungen in Teileinzugsgebieten vorzunehmen und methodische Fragen zu lösen, die z. B. die Abschätzung von Frachtpotenzialen (Gesamtmengen) und deren mobilisierbarer Anteile betrafen.
Drei Beiträge in diesem Heft sind dem Themenkomplex „Risikoanalyse unter dem Aspekt Qualität“ gewidmet. HILLEBRAND et al. stellen im **Kapitel 2** Untersuchungen zu den mehr als 6 000 Buhnenfeldern der deutschen Binnenelbe vor. CLAUS et al. befassen sich im **Kapitel 3** mit der Rolle der Saalestaustufen für die partikuläre Schadstoffbilanz der Elbe. Im **Kapitel 5** diskutieren SCHWANDT et al. den Zusammenhang von Hochwasserereignissen und Schadstofffracht.

Die hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagements wurden für das Sedimentmanagementkonzept abschnittsweise (1) im tschechischen Teil in ausgewählten Pilotstrecken, (2) für den gesamten deutschen Binnenelbebereich und die Mündungsbereiche der wichtigsten deutschen Zuflüsse sowie (3) für die Tideelbe bearbeitet. Auch hierbei waren grundlegende methodische Fragen zu beantworten. Für alle drei Bereiche kamen sechs Indikatoren zur Anwendung, um den Status zu erfassen (vgl. Abb. 1.1). Die konkrete Ausprägung und Anwendung der Indikatoren variiert je nach betrachtetem Bereich. Der Beitrag von QUICK et al. beschreibt im **Kapitel 4** für die deutsche Binnenelbe das Vorgehen zur Auswahl und abgestuften Anwendung der Indikatoren im Zuge der hydromorphologischen Risikoanalyse.

Literaturverzeichnis zu Kapitel 1

APITZ, S.E. (2012): Conceptualizing the role of sediment in sustaining ecosystem services: Sediment-ecosystem regional assessment (secora). Science Total Environ. 415: 9-30

APITZ, S.E., CARLTON, C., OEN, A.M. & WHITE, S. (2007): Strategic framework for managing sediment risk at the basin and site-specific scale. In: Heise S (Ed.) Sustainable management of sediment ressources. Sediment risk management and communication. (vol. 3) Elsevier Amsterdam Boston Heidelberg, p 77-106

APITZ, S.E. & WHITE, S. (2003): A conceptual framework for river-basin-scale sediment management. J Soils Sediments 3(3): 132-138

BfG (2008): WSV-Sedimentmanagement Tideelbe - Strategien und Potenziale - eine Systemstudie. Ökologische Auswirkungen der Umlagerung von Wedeler Baggergut. Koblenz

BfG (2014): Sedimentmanagement Tideelbe – Strategien und Potenziale – Systemstudie II. Ökologische Auswirkungen der Unterbringung von Feinmaterial. Band 1 (2), Endbericht. Im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, BfG-1763. DOI: 10.5675/BfG-1763

BMV (1997): Sohlengleichgewicht am Rhein. Bestandsaufnahmen und Maßnahmenprogramm. Textband Rheinsohlenerosion Münster/Mainz. Bundesministerium für Verkehr, Bonn

EG (2000): 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 vom 22.12.2000, S. 1)

EG (2008): 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)

FGG (2013): Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.) Magdeburg, 85 S.

HABERSACK, H., JÄGER, E., HAUER, C., SCHWARZ, U., ZINKE, A., VOGEL, B. & SIMONER, M. (2010): Integrative study on hydromorphological alterations on the Danube. Report for EU PLATINA Project swp 5.3 ICPDR

HAKSTEGE, A..L, HEYNEN, J.J.M., EENHOORN, J.K. & VERSTEEG, H.P. (1998): Strategies for management of contaminated sediments within the Meuse river-system. Wat. Sci. Tech., 37(6-7): 419-424

HEISE, S. (Ed) (2007): Sustainable management of sediment resources. Vol 3. Sediment risk management and communication. Elsevier Amsterdam Boston

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. Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement Hamburg, 170 S.

HEISE, S. & FÖRSTNER, U. (2007): Risk assessment of contaminated sediments in river basins - theoretical considerations and pragmatic approach J. Environ. Monitoring, 9: 943-952

HEISE, S., KRÜGER, F., BABOROWSKI, M., STACHEL, B., GÖTZ, R. UND FÖRSTNER, U. (2008): Bewertung der Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement Hamburg, 349 S.

HEISE, S., FÖRSTNER, U., WESTRICH, B., SALOMONS, W. & SCHÖNBERGER, H. (2004): Inventory of historical contaminated sediment in Rhine basin and its tributaries. Final report. Report for Technical University Hamburg in cooperation with the University Stuttgart. Hamburg, 217 p.

HPA und WSV (2008): Strombau- und Sedimentmanagementkonzept Tideelbe. Hamburg Port Authority und Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (Hrsg). Hamburg, 39 S.

IKSR (2009): Sedimentmanagementplan Rhein. (http://www.iksr.org/uploads/media/Bericht_Nr_175d_01.pdf)

IKSE (2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Hrsg.). Magdeburg, 200 S.

ISRBC (2013): Towards Practical Guidance for Sustainable Sediment Management using the Sava River Basin as a Showcase - Estimation of Sediment Balance for the Sava River. Report for International Sava River Basin Commission (http://www.savacommission.org/)

OWENS, P.N. (2005) Conceptual models and budgets for sediment management at the river basin scale. J Soils Sediments 5(4): 201-212

OWENS, P.N. (Ed) (2008): Sustainable management of sediment resources. Vol 3. Sediment management at the river basin scale. Elsevier Amsterdam, Boston

OWENS, P.N., BATALLA, R.J., COLLINS, A.J., GOMEZ, B., HICK, D.M., HOROWITZ, A.J., KONDOLF, G.M., MARDEN, M., PAGE, M.J., PEACOCK, D.H., PETTICREW, E.L., SALOMONS, W. & TRUSTRUM, N.A. (2005):

Fine-grained sediment in a river system: Environmental significance and management issues. River Res. Applic. 21: 693-717

SedNet (2003): The SedNet Strategy Paper. Brils J (Ed), TNO-MEP, The Netherlands, 22 p.

SedNet (2004): Contaminated Sediments in European River Basins. Abschlussbericht des European Sediment Research Network. Editors: Salomons W., Brils J. 47 S.

SedNet (2006): Sediment Management – an essential element of river basin management plans. Report of the SedNet Round Table Discussion. Venice, 22-23 November

SedNet (2007): Sediment management - an essential element of river basin management plans report on the SedNet round table discussion. Venice 22-23 November (www.sednet.org)

SedNet (2010): Integration of Sediment in River Basin Management. Report on the 2nd SedNet Round Table Discussion, Hamburg, 6-7 October 2009. 44 S.; Utrecht, NL.

WSD Ost (2009): Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost, Wasser und Schifffahrtsamt Dresden, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bundesanstalt für Wasserbau (2009): Sohlstabilisierungskonzept für die Elbe von Mühlberg bis zur Saalemündung. Magdeburg, Dresden, Koblenz, Karlsruhe (http://www.wsdost.wsv.de/betrieb_unterhaltung/pdf/Sohlstabilisierung_textteil_.pdf)

2 Die Buhnenfelder der Elbe

Gudrun Hillebrand, Evelyn Claus, Daniel Schwandt,

Benjamin Becker, Christel Möhlenkamp, Peter Heininger

2.1 Ziel der Untersuchungen

Aus zahlreichen Untersuchungen im Rahmen des regelmäßigen Monitorings der BfG (HEININGER et al. 2003), durchgeführt seit 1991, und Studien zur Belastungssituation der Elbesedimente (HEISE et al. 2005; HEISE et al. 2008) ist bekannt, dass in den Buhnenfeldern der Elbe Feinsedimente mit teils hoher Schadstoffbelastung vorhanden sind. Die Belastung durch organische Schadstoffe und Schwermetalle sowie Arsen resultiert aus unterschiedlichen Quellen. Die deutsche Binnenelbe ist im Oberlauf geprägt durch Einträge aus der Tschechischen Republik und aus kleineren Nebenflüssen, die auch zur Entwässerung des Altbergbaus genutzt werden. Im weiteren Verlauf bestimmen Mulde und Saale das Schadstoffmuster wesentlich mit. Seit dem industriellen Zusammenbruch und dem Ausbau der Kläranlagen mit Beginn der 1990er-Jahre ist die Belastung für die meisten Schadstoffe rückläufig. Die Buhnenfelder erweisen sich dennoch als großes Reservoir für Sedimentablagerungen mit zum Teil erheblichen chemischen Belastungen, die unter bestimmten hydrologischen Bedingungen transportiert werden und so zu einer hohen Variabilität im gesamten Elbegebiet führen. Allerdings gibt es bisher nur sehr grobe Abschätzungen über die absoluten Mengen belasteter Feinsedimente in den Buhnenfeldern der Binnenelbe. Unklar ist außerdem die Zwischenspeicher- bzw. Senkenfunktion der Buhnenfelder und deren Beeinflussung durch hydrologische Randbedingungen.
Zielsetzung der Untersuchungen war eine fundierte Abschätzung der in den Buhnenfeldern der Binnenelbe enthaltenen und potenziell remobilisierbaren, schadstoffbelasteten Feinsedimentmengen. Auf Basis dieser Erkenntnisse sollten im Rahmen des Sedimentmanagementkonzepts der FGG Elbe/IKSE Managementoptionen diskutiert werden (FGG Elbe 2013, IKSE 2014).
Im Rahmen einer Literaturrecherche wurden zunächst potenzielle Einflussfaktoren auf die Sedimentdynamik in Buhnenfeldern zusammengetragen und bewertet. Im Rahmen mehrerer Messkampagnen wurden Feinsedimentmengen von etwa 270 Buhnenfeldern abgeschätzt. Anschließend wurden Zusammenhänge der ermittelten Feinsedimentmengen und charakteristischer Eigenschaften der Buhnenfelder analysiert, um die Erkenntnisse auf die gesamte deutsche Binnenelbe zu extrapolieren. Anhand der Schadstoffbelastungsmuster und ausgewähl-

ter Erosionsmessungen wurden die Mobilisierbarkeit der Ablagerungen und damit Gesamtmengen an potenziell mobilisierbaren Feinsedimentablagerungen in den Buhnenfeldern der Binnenelbe abgeschätzt.

2.2 Sedimentdynamik in Buhnenfeldern – Stand des Wissens

Im Rahmen einer Literaturrecherche wurden Einflussfaktoren auf die Sedimentdynamik in Buhnenfeldern zusammengetragen. Der Fokus lag dabei auf dem Einfluss auf in Buhnenfeldern zurückgehaltener bzw. zwischengespeicherter Feinsedimentmengen. Die in der Literatur gefundenen Einflussfaktoren reichten von Parametern zur Beschreibung von Geometrie und Lage eines Buhnenfelds über weitere spezifische Eigenschaften eines Buhnenfelds (z. B. Anbindung an Seitenstrukturen, Unterhaltungsmaßnahmen an Buhnen) zu Charakteristika des Flussabschnittes (z. B. Sohlsubstrat des Hauptstroms, Schiffsverkehr). Die Einflussfaktoren lassen sich wie folgt zusammenfassen, sind jedoch nicht als abschließende Sammlung zu betrachten:

> Geometrie des Buhnenfelds bzw. der Buhnen
  - Buhnenfeldlänge
  - Buhnenfeldfläche bei verschiedenen Wasserständen
  - Seitenverhältnis des Buhnenfelds
  - Buhnenform (inklinant, deklinant, Hakenbuhne, Absenkbuhne etc.)

> Lage des Buhnenfeldes
  - Lage im Bezug zur Laufform (Prallhang, Gleithang, gerade Fließstrecke)
  - Lage der Fahrrinne
  - Abstand zum Deich

> weitere spezifische Eigenschaften des Buhnenfeldes
  - Anbindung an Seitenstrukturen
  - durchgeführte Bau-/Unterhaltungsmaßnahmen
  - Bewuchs im Buhnenfeld
  - Verlandungsgrad des Buhnenfelds
  - Ausbildung von Sedimentrücken im Buhnenfeld

> Charakteristika des Flussabschnittes
  - oberstromige Zuflüsse
  - Beschaffenheit des Umlands (urban, landwirtschaftlich geprägt etc.)
  - Nutzungsfrequenz (Schifffahrt)
  - Breite des Abflussquerschnittes bei verschiedenen Wasserständen
  - Gerinneneigung
  - Sohlsubstrat des Hauptgerinnes
  - Vorkommen von Transportkörpern im Hauptgerinne

Der größte Teil dieser Parameter umfasst Faktoren, die die Strömungsverhältnisse im Buhnenfeld bzw. im Nahbereich des Buhnenfeldes beeinflussen. Beispielsweise hat die **Geometrie eines Buhnenfelds** und der Buhnen Auswirkungen auf die Strömungsverhältnisse im Buhnenfeld. In den Buhnenfeldern bilden sich aufgrund der Um- bzw. Überströmung der Buhnen Sekundärströmungen aus. Die strömungsberuhigten Zonen in der Mitte der Sekundärwalzen oder im Bereich der Buhnenwurzeln sind aufgrund der niedrigen Fließgeschwindigkeiten Zonen mit einer erhöhten Wahrscheinlichkeit von Feinsedimentablagerungen (WIRTZ 2004). Das **Seitenverhältnis des Buhnenfeldes** beeinflusst Form, Anzahl und Größe der Sekundärwalzen. Bei Seitenverhältnissen von Breite zu Länge im Bereich von etwa $0{,}5 < B/L < 1{,}5$ bildet sich ein einzelner Wirbel mit einer zentralen Totzone aus (WEITBRECHT 2004). Für Buhnenfelder mit $B/L \approx 1$ beschreibt ROMMEL (2010) eine Tendenz zu ausgeprägten Feinsedimentablagerungen mit einem zentralen Verlandungskörper. Bei größeren Seitenverhältnissen, wie sie beispielsweise bei Häfen auftreten, bilden sich zwei Wirbel aus, wobei der neben dem Hauptgerinne liegende Wirbel nach SUKHODOLOV et al. (2002) als Filter fungiert und den eigentlichen Ort der Sedimentdeposition darstellt.
Die Strömungsverhältnisse werden außerdem von der **Form der Buhnen** beeinflusst. Gewollte oder ungewollte (z. B. durch Schäden entstandene) Absenkungen im Buhnenkörper führen beispielsweise zu einer erhöhten Durchströmung des Buhnenfeldes und damit zu einer Vergröberung des abgelagerten Materials (WIRTZ 2004).
Die **Ausrichtung der Buhnen** beeinflusst außerdem die Verlandungsneigung des Buhnenfelds. Deklinante Buhnen beispielsweise fördern die Verlandung des Buhnenfelds, Aussagen zu einzelnen Kornfraktionen (z. B. Ablagerung von Feinsedimenten) finden sich in der Literatur allerdings nicht. HACKL (2008) stellte in Laboruntersuchungen bei deklinanten Buhnen eine erhöhte Gefahr von Uferabbrüchen fest, die zur lokalen Akkumulation von Feinsedimenten im Buhnenfeld führen können (ROMMEL 2010).

Verlandungstendenzen sind am **Gleithang** generell höher als am **Prallhang**. Für die Elbe wurde dies beispielsweise von FREY (2005) bestätigt. WIRTZ (2004) beschreibt, dass am Gleithang gelegene Buhnenfelder im Schnitt einen höheren Anteil an Feinsedimenten im Vergleich zu Prallhangbuhnenfeldern aufweisen.
Das Strömungsfeld kann auch durch die **Lage zur Fahrrinne** oder bei Hochwasserereignissen durch den Abstand des Buhnenfeldes zum Deich bzw. durch die **Hinterlandbreite** beeinflusst werden, was sich wiederum in der Zusammensetzung und Menge abgelagerter Sedimente in den Buhnenfeldern niederschlagen kann. In Ufernähe lagert sich wegen der geringeren Fließgeschwindigkeiten tendenziell feineres Sediment ab, in der Nähe des Hauptstroms findet sich vorwiegend eingetragenes gröberes Material (FREY 2005, WIRTZ 2004).

Als weiterer Einflussfaktor wurde in der Untersuchung eine eventuelle **Anbindung an Seitenstrukturen** betrachtet. Ob die Anbindung an eine Seitenstruktur

zu einem verstärkten oder verringerten Rückhalt von Feinsedimenten führt, hängt dabei von der Form und Anbindung der Struktur ab. Eine regelmäßige Durchströmung von Altarmen beispielsweise führt immer wieder zu einem Austrag von Feinsedimenten und reduziert dadurch die langfristige Senkenfunktion des Buhnenfelds.
Außerdem wurde berücksichtigt, ob im Bereich der Buhnenfelder in jüngerer Vergangenheit **Bau- oder Unterhaltungsmaßnahmen** durchgeführt wurden. Bei einer Ertüchtigung von Buhnen beispielsweise werden zur besseren Zugänglichkeit des Buhnenkörpers in verlandeten Buhnenfeldern Rinnen parallel zur Buhne gebaggert. Diese Baggermaßnahme und der Schiffsbetrieb während der Bau- oder Unterhaltungsmaßnahmen selbst beeinflussen das Sedimentinventar des betreffenden Buhnenfeldes. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass Buhnenfelder gelegentlich für die Verklappung von Baggermaterial aus dem Hauptstrom verwendet werden.
Zum Einfluss von **Vegetation** finden sich in der Literatur Beschreibungen verschiedener Wirkmechanismen. Subaquatischer Bewuchs oder Bewuchs auf durch Sedimentation gebildeten Sedimentrücken oder Inseln im Buhnenfeld verursacht durch die damit verbundene Strömungsreduzierung eine Sedimentation mit hohen Anteilen an Feinsedimenten im Strömungsschatten (WIRTZ 2004). ROMMEL (2010) beschreibt, dass eine Beschattung durch Weiden mittleren Alters die Entwicklung einer Krautschicht und bodennaher Belaubung unterdrückt und dadurch die Sedimentation im Vergleich zu anderem Bewuchs eher verringert.
Es existieren in der Literatur viele Untersuchungen zu Auswirkungen von Buhnenfeldcharakteristika auf die generelle Verlandungstendenz der Buhnenfelder. Wie sich jedoch der **Verlandungsgrad** auf die weitere Ablagerung von Sedimenten und insbesondere auf die Ablagerung von Feinsedimenten auswirkt, ist weniger gut dokumentiert. WIRTZ (2004) beschreibt, dass aufgrund der nicht mehr vorhandenen hydraulischen Funktionen der Buhnen in weitgehend verlandeten Buhnenfeldern kaum strömungsberuhigte Bereiche vorhanden sind und damit wenig Potenzial für Feinsedimentablagerungen.
Durch Sedimentation entstehende Uferwälle oder **Sedimentrücken** innerhalb eines Buhnenfelds können einen Teil des Buhnenfelds vom Mittelwasserbett des Flusses abtrennen. Häufig sind solche passiven Buhnenfelder oder Buhnenfeldteile außerdem vegetationsbestanden. In diesen Bereichen beschreibt ROMMEL (2010) einen erhöhten Rückhalt feinkörnigen Materials. In den im vorliegenden Beitrag beschriebenen Untersuchungen (vgl. Kap. 2.3 ff.) wurde nicht unterschieden, ob es sich bei einer Wallbildung im Buhnenfeld um natürliche Prozesse (durch Ablagerung entstandener Sedimentrücken) oder anthropogene Eingriffe (z. B. Hakenbuhnen) handelt, da der Wirkmechanismus der verringerten Fließgeschwindigkeit durch die Abtrennung vom Fluss derselbe ist.

Auch Charakteristika des Flussabschnittes und nicht des eigentlichen Buhnenfeldes selbst können die Neigung eines Buhnenfelds zum Rückhalt von Feinsedimenten beeinflussen. Die **Umlandbeschaffenheit** wirkt sich dabei auf die Sedimenteinträge und damit mittelbar auf die lokal zum Rückhalt zur Verfü-

gung stehende Menge an Feinsedimenten aus, statt unmittelbar auf die Strömungsverhältnisse im Buhnenfeld. Aus numerischen Modellbetrachtungen leitet PROHASKA (2009) beispielsweise die Aussage ab, dass unterstrom von seitlichen **Zuflüssen** in den Buhnenfeldern auf der Seite des Zuflusses nach bzw. bei Hochwasserereignissen im Nebenfluss mit verstärkter Ablagerung von Feinsedimenten zu rechnen ist. Ähnlich können Buhnenfelder im städtischen Bereich höhere Feinsedimentablagerungen aufweisen (FREY 2005). Ackerflächen in Flussnähe können ebenso zu höheren Sedimenteinträgen führen und damit verstärkte Ablagerungen in umliegenden Buhnenfeldern fördern.
Die Nutzungsfrequenz des Flussabschnittes hat darüber hinaus das Potenzial über Schwall und Sunk durch den **Schiffsverkehr** den Sedimentrückhalt bzw. die Remobilisierung in Buhnenfeldern zu beeinflussen. An der Waal in den Niederlanden mit hohem Schiffsaufkommen wurde beispielsweise beobachtet, dass bei niedrigen bis mittleren Abflüssen verstärkt Erosion in den Buhnenfeldern aufgrund von Schwall und Sunk durch den Schiffsverkehr auftritt (TEN BRINKE et al. 2009).
Die Breite des **Abflussquerschnittes** und die **Gerinneneigung** beeinflussen die Sohlschubspannungen im Hauptgerinne und können sich im gesamten Flussabschnitt erosionsfördernd bzw. sedimentationsmindernd auswirken. Die Sohlschubspannungen im Hauptgerinne schlagen sich auch im **Sohlsubstrat** nieder. Die Zusammensetzung des Sohlsubstrats im Hauptgerinne bildet sich qualitativ auch in den Buhnenfeldern ab (RIEHL 1993, WIRTZ 2004). Material von Transportkörpern im Hauptgerinne kann in die Buhnenfelder eingetragen werden und beispielsweise bei erhöhten Abflüssen zu Übersandungen der Buhnen führen (ROMMEL 2010).

2.3 Beprobungen 2010/2011

Der mit Buhnen ausgebaute Abschnitt der deutschen Binnenelbe reicht von km 121 bis km 585,5 kurz vor dem Wehr Geesthacht. In zwei Kampagnen wurde das Sedimentinventar von ca. 270 Buhnenfeldern und buhnenfeldähnlichen Strukturen beprobt. Dies entspricht ungefähr 4 % aller Buhnenfelder der deutschen Binnenelbe. Im Jahr 2010 wurden etwa 20 Buhnenfelder im Bereich von Elbe-km 216 bis km 327 beprobt. Im Jahr 2011 wurden etwa 250 Buhnenfelder in vier Teilabschnitten im übrigen Streckenbereich von km 127 bis km 216 und km 327 bis km 585 beprobt. Die ungefähre Lage der Teilabschnitte ist in Abbildung 2.1 dargestellt.

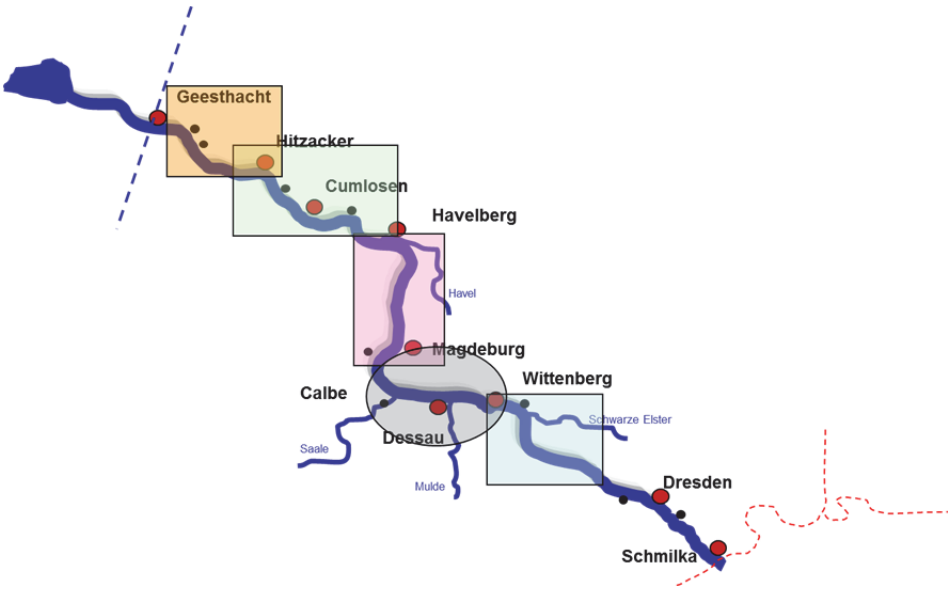


Abbildung 2.1 Teilabschnitte der Beprobungen 2010/2011

Die Abflussverhältnisse zum Zeitraum der Beprobungskampagnen lagen im Bereich des Mittelwasserabflusses oder darunter. Lediglich im Streckenabschnitt km 423 bis km 525 lagen zum Zeitpunkt der Beprobung Abflüsse etwas über dem mittleren Abfluss MQ vor. Wegen der damit erhöhten Wasserstände konnte deshalb in manchen Buhnenfeldern die Sohle nicht beprobt werden.

2.3.1 Methodik der Erhebung

In den Beprobungskampagnen wurden anhand der vorangegangenen Literaturrecherche folgende Parameter direkt im Feld erhoben:

> Gesamteindruck des Buhnenfeldes: kiesig/sandig/schlammig
> Schlammmenge im Buhnenfeld: viel/wenig/kein
> Absenkung/Durchriss in einer Buhne vorhanden: ja/nein
> Anbindung an eine Seitenstruktur vorhanden: ja/ja – durchströmte Seitenstruktur/ja – nicht durchströmte Seitenstruktur/nein
> Wallbildung im Buhnenfeld vorhanden: ja/nein
> Unterhaltungsmaßnahmen kürzlich durchgeführt worden: ja/nein/unbekannt

Die Kampagnen wurden mit Unterstützung der jeweiligen Wasser- und Schifffahrtsämter durchgeführt. Vom Schiff aus wurde das vorhandene Sediment mit der Peilstange und bei Feinsedimenten auch mit dem Stechrohr beprobt. Bei Feinsedimenten wurden eventuell vorhandene Schichtungen im durchsichtigen Stechrohr visuell geprüft und die Mächtigkeit der Feinsedimentschicht mit der Peilstange erfasst. Abbildung 2.2 zeigt zwei Beispiele von Stechrohrbeprobungen. Im mittleren Bild erkennt man eine durchgehende dunkle Sedimentlage mit älteren, d. h. vor längerer Zeit abgelagerten Feinsedimenten mit einer dünnen

Auflage frischen Feinsediments. Im rechten Bild ist das Feinsediment von einer etwa 20 cm mächtigen Sandschicht überlagert. Auch hier ist auf der Sandschicht eine dünne Auflage frischen Feinsediments zu erkennen.

Abbildung 2.2 Beprobung mit der Peilstange (links). Beispiel für Stechrohrproben (Mitte und rechts).

Die Beprobung wurde insgesamt in fünf Teilabschnitten (vgl. Abb. 2.1) teilweise von unterschiedlichen Bearbeitern durchgeführt. Um den Einfluss subjektiv unterschiedlicher Erfassung zu minimieren, wurden einheitliche Erfassungsprotokolle erstellt und nach der ersten Kampagne im Jahr 2010 die Erfassungsmethodik mit allen Bearbeitern diskutiert und abgestimmt.

Weitere Parameter der beprobten Buhnenfelder wurden im Nachgang anhand von Luftbildern etc. erhoben. Die Methodik dieser Erhebung aus geografischen Informationssystemen und weiteren Datensätzen ist in Kapitel 2.4 erläutert.

2.3.2 Ergebnisse

In den Beprobungskampagnen wurden ca. 270 Buhnenfelder und buhnenfeldähnliche Strukturen untersucht. In der subjektiven Einschätzung des Gesamteindruckes wurden 12 % der beprobten Buhnenfelder als kiesig eingestuft, 48 % als sandig und 34 % als schlammig. Darüber hinaus wurden 4 % vor Ort als Wechsellagerung mit Schlamm klassifiziert, 2 % der Buhnenfelder konnten nicht eingeordnet werden.
Neben dem Gesamteindruck des Sedimentinventars wurde auch der Eindruck von der im Buhnenfeld vorhandenen Feinsedimentmenge („Schlammmenge“) erhoben. Dieser Parameter wurde später zur Extrapolation der Schlammmengen auf die gesamte deutsche Binnenelbe verwendet. Abbildung 2.3 zeigt einen

grafischen Überblick über die abgeschätzten Schlammmengen. In 24 % der Buhnenfelder wurde eine hohe Schlammmenge abgeschätzt („viel Schlamm“, in Abb. 2.3 rot), wenig Schlamm (gelb) fand sich in 22 % der Buhnenfelder. 46 % der Buhnenfelder wurden als frei von Schlamm (grün) klassifiziert. Bei 8 % der Buhnenfelder konnte keine Einschätzung getroffen werden (transparent). Dies war beispielsweise der Fall, wenn die Wassertiefen im Buhnenfeld zu groß waren, um die Sohle mit der Peilstange vom Schiff aus zu beproben.

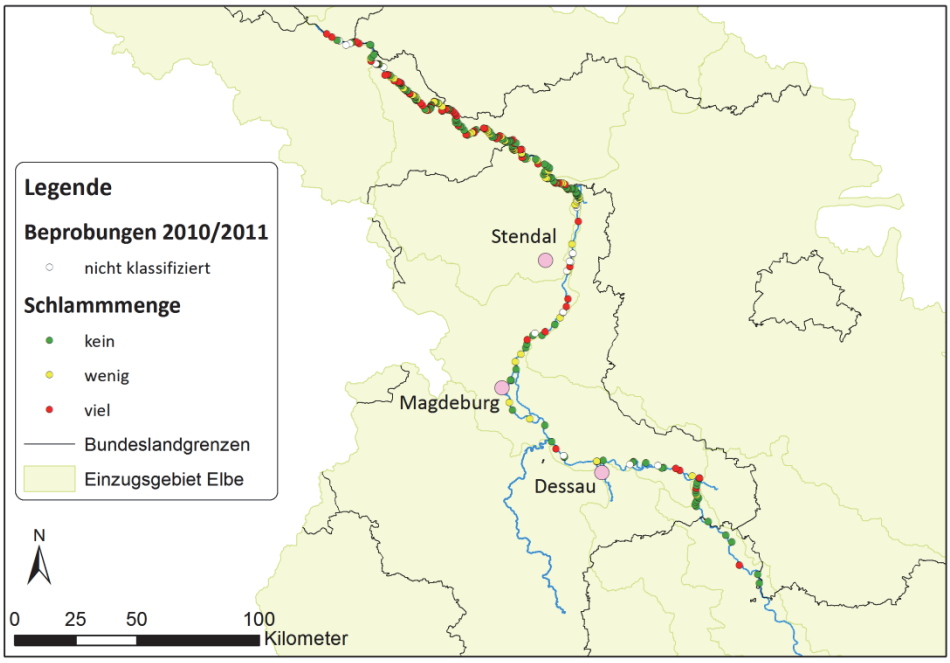


Abbildung 2.3 Übersicht über die aus den Beprobungen 2010/2011 abgeleiteten Schlammmengen im Längsverlauf der Elbe

Es steht zu erwarten, dass in der Beprobung überproportional viele Buhnenfelder mit Feinsedimentablagerungen beprobt wurden, da gezielt solche Buhnenfelder angefahren wurden, in denen aus der Vergangenheit Feinsedimentablagerungen bekannt oder vermutet waren. Es wurde dennoch darauf geachtet, auch gezielt Buhnenfelder zu beproben, in denen keine Feinsedimente vermutet wurden, um für beide Fälle eine ausreichend hohe Stichprobenzahl zu erhalten, um bei den Auswertungen im Anschluss etwaige vorhandene Abhängigkeiten mit hohem Signifikanzniveau bestimmen zu können.

2.4 Erfassung von Zusatzparametern

Um Korrelationen von beobachteten Feinsedimentablagerungen mit potenziellen Einflussfaktoren (vgl. Kapitel 2.2) zu prüfen und letztlich von den Beobachtungen aus den ca. 270 beprobten Buhnenfeldern auf die Gesamtstrecke zu extrapolieren, wurden im Nachgang der Beprobungen für die beprobten und alle weiteren Buhnenfelder folgende Parameter bestimmt:

> Elbekilometer

> Lage des Buhnenfeldes
  - links/rechts
  - Prallhang/Gleithang/Gerade
  - Kilometrierung und Koordinaten der Buhnenköpfe und Buhnenfüße
> Länge der Buhnen
> Breite des Buhnenfeldes
> Seitenverhältnis des Buhnenfeldes
> Buhnenfeldfläche bei verschiedenen Wasserständen
> mittlerer Korndurchmesser im Hauptgerinne
> Durchriss oder Absenkung der stromauf gelegenen Buhne
> Wallbildung im Buhnenfeld
> Anbindung an eine Seitenstruktur

Datentechnische Grundlage für die weitere Erfassung von Buhnenfeldparametern war das Buhnenkataster der WSV. Zurückgegriffen wurde auf eine aktuelle, durch Arbeiten der BfG erstellte Version. Die BfG war hierzu federführend mit der Auswertung digitaler Fernerkundungsaufnahmen des Elbe-Wasserlaufes von der tschechisch-deutschen Grenze (Elbe-km 0,0) bis Geesthacht (Elbe-km 585,9), Amtsbereiche der WSÄ Dresden, Magdeburg und Lauenburg, durch die WSD Ost beauftragt (BfG 2008). Die Daten befinden sich in der Projektion: ETRS 89, GRS 80 – Ellipsoid, UTM Zone 33 (7-stellig).

Zunächst wurde das **Buhnenkataster der WSV** nach links- und rechtsseitigen Buhnen und anschließend nach der Kilometrierung sortiert. Die Tabellen der verschiedenen Abschnitte wurden dann zusammengefasst und doppelt vorkommende Buhnen durch Überschneidungen der drei Abschnitte wurden entfernt. Aus den Tabellen der Buhnen wurden nun für links und rechts **aus den benachbarten Buhnen Buhnenfelder gebildet**. Diesen Buhnenfeldern wurden die Informationen aus dem Buhnenkataster zu den Koordinaten der Buhnenwurzel oberstrom und unterstrom sowie die Buhnenlängen beigefügt.

Aus den vorhandenen Informationen wurde anschließend die Feldbreite der Buhnenfelder ermittelt. Die **Feldbreite** wurde mit zwei verschiedenen Methoden bestimmt: 1. aus der Differenz der Kilometrierung der Buhnen und 2. aus dem Abstand der Buhnenköpfe mit Hilfe der Koordinaten der Buhnenköpfe aus dem Buhnenkataster. Bei der Nachkontrolle dieser automatisiert durchgeführten Berechnung wurden Felder mit einer Feldbreite von weniger als 200 m ohne weitere Kontrolle als Buhnenfeld angesehen. Felder mit einer Feldbreite von über 500 m wurden generell nicht als Buhnenfeld eingestuft. Felder mit Feldbreiten zwischen 200 und 500 m wurden einzeln anhand von Luftbildern und Kartendarstellungen überprüft. Als Buhnenfeld wurden hierbei Felder definiert, die von zwei Buhnen begrenzt sind. Alle Buhnenfeld-ähnlichen Felder (eine Buhne als Begrenzung) wurden für dieses Projekt nicht berücksichtigt.

Die **maximale Fläche** der Buhnenfelder wurde als Trapez aus der Feldbreite der Buhnenfelder und der Länge der begrenzenden Buhnen bestimmt. Mit den

beiden unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung der Feldbreite (s. o.) ergeben sich so zwei unterschiedliche Flächen als erste Annäherung der maximalen Buhnenfeldfläche. In der Tabelle 2.1 werden die ermittelten Flächen als „Fläche max. Kilometrierung“ und „Fläche max. Buhnenköpfe“ bezeichnet.

Zusätzlich wurde das **Seitenverhältnis** der Buhnenfelder (Länge/Breite) berechnet. Hierbei wurde als Länge der Mittelwert beider begrenzenden Buhnen genutzt und als Feldbreite die Entfernung zwischen den Buhnenköpfen.

Als weitere Information wurde der **mittlere Korndurchmesser** der Elbe eingefügt. Hierbei wurden aus Messdaten abgeleitete mittlere Korndurchmesser der Sohle an ca. 100 Stellen im Längsprofil der Elbe linear interpoliert.

Als weiterer Parameter sollte die **Lage der Buhnenfelder** (Gleithang, Prallhang oder Gerade) bestimmt werden. Hierbei war zuerst zu klären, ab wann die Krümmung des Flusses stark genug ist, damit die Anströmung für die Buhnenfelder die für Gleit- bzw. Prallhang typischen Auswirkungen hat. Es musste also ein Krümmungsmaß definiert werden, ab wann eine relevante Kurve im Flussverlauf vorliegt. Die Krümmung im Flussverlauf wurde mittels Winkelbestimmung zwischen Kilometrierungspunkten der Elbe durchgeführt (siehe Abbildung 2.4).
Es wurden jeweils Verbindungslinien zwischen Hektometerpunkten auf der Flussachse mit einer Entfernung von 1 km mit Hilfe ihrer Koordinaten gebildet. Dann wurde der in Abbildung 2.4 außen gekennzeichnete Winkel zwischen den Liniensegmenten bestimmt. Ab einer Überschreitung des Winkels von 25° wurde die Lage als Kurve eingeordnet und das Buhnenfeld Gleit- bzw. Prallhang zugeordnet. Bei einem Winkel von weniger als 25° wurde es als in einer geraden Strecke befindlich definiert. Der Winkel wurde gleitend alle 100 m (moving window) bestimmt. Ob sich in einem Abschnitt die Innen- bzw. Außenkurve links oder rechts befindet, wurde per visueller Kontrolle bestimmt.

Abbildung 2.4 Identifikation von Flusskrümmungen

Außerdem sollten die Flächen der Buhnenfelder, die bei bestimmten gegebenen Abflüssen unter Wasser stehen, ermittelt werden. Zunächst wurden die **Flächen bei Niedrigwasser** bestimmt. Dazu wurde eine bestehende Niedrigwasserlinie (Wasser-Land-Grenze bei Niedrigwasser aus dem Jahr 2003) verwendet. Aus den im Buhnenkataster vorhandenen Buhnenköpfen wurde jeweils eine Polylinie durch die Buhnenköpfe links bzw. Buhnenköpfe rechts konstruiert und wo notwendig manuell nachbearbeitet. Diese Linien wurden als Begrenzung der Buhnenfelder genutzt. Als zweite begrenzende Linie wurde die Wasser-Land-Grenze (im ersten Fall also die Niedrigwasserlinie) genutzt. Anschließend wurden automatisiert die eingeschlossenen Flächen bestimmt und über eine Nachbarschaftsanalyse mit den Buhnenköpfen den zugehörigen begrenzenden Buhnen zugeordnet.

Eine Nachbearbeitung war erforderlich, beispielsweise im Falle auch bei Niedrigwasser überfluteter Buhnen, die zu großen Polygonen führen, die nicht einem einzelnen Buhnenfeld zuzuordnen waren. Im Rahmen der Nachbearbeitung wurden zunächst Flächen unter 10 m² und über 10 000 m² aussortiert, um den Datensatz zu reduzieren und die Folgearbeit zu erleichtern. Die Zuordnung zu einem Buhnenfeld erfolgte über eine Kontrolle für solche Flächen, die gleichzeitig der oberstrom und der unterstrom begrenzenden Buhne eines Buhnenfeldes zugeordnet waren.

Neben den Niedrigwasserflächen wurden analog **Flächen für die 1-m-Tiefenlinie bei mittlerem Abfluss MQ** ermittelt.

Für Buhnenfelder, bei denen durch die automatisierte Flächenermittlung aus oben genannten Gründen keine Flächen zugeordnet wurden, wurden die entsprechenden Flächen bei Niedrigwasser bzw. für die 1-m-Tiefenlinie bei MQ manuell ermittelt und nachgetragen.
Drei weitere wesentliche Parameter wurden manuell anhand von Luftbildern bestimmt (BECKER 2013):

> Durchriss/Absenkung von Buhnen
> Wallbildung im Buhnenfeld
> Anbindung an Seitenstrukturen

Diese Kriterien wurden mittels „ja/nein“-Entscheidungen beurteilt und nicht genauer qualifiziert. Zur Beurteilung wurden Satellitenaufnahmen sowie die Niedrigwasserlinie aus dem Jahr 2003 mit den zugehörigen Luftbildern der WSV verwendet. Es wurden folgende Festlegungen zur Auswertung der Luftbildaufnahmen getroffen:

1. Aufgrund häufig auftretender starker Verlandung der Buhnenfelder mit teils dauerhafter Vegetation wurde nur das aktive Buhnenfeld bewertet. Als aktives Buhnenfeld wurde hierbei das Feld bis zur Grenze der dauerhaften Vegetation definiert.

2. Für die Bewertung der Buhnenfeldparameter wurde vorrangig die Niedrigwasserlinie genutzt, jedoch wurden Satellitenbilder für eine zusätzliche Bewertung herangezogen. Dies geschah zum einen zur Beurteilung der Wahrscheinlichkeit, ob sich für Buhnenfelder unter höheren Abflüssen eine Anbindung an

Seitenstrukturen ergeben könnte und zum anderen zur genaueren Abschätzung von Wallbildungen. Diese Betrachtung über die Niedrigwasserlinie hinaus wurde vorgenommen, da ansonsten wichtige Wasserkörper und Sedimentationsverhältnisse unberücksichtigt geblieben wären. Diese Herangehensweise führte zu einer besseren Bewertung der aktuellen Situation der Buhnenfeldparameter und bildet die möglichen Bereiche der verstärkten Sedimentation besser ab.

Bei jedem Buhnenfeld wurde für die stromaufwärts liegende Buhne beurteilt, ob ein **Durchriss der Buhne** vorliegt. Hierbei erfolgte die Beurteilung hauptsächlich durch Auswertung der Niedrigwasserlinie. Bei einem erkennbaren Durchriss wurde dieses Kriterium mit „ja“ beurteilt. Wenn hier kein Durchriss erkennbar war, wurden zusätzlich die Satellitenbilder betrachtet. Bei diesen wurde ein Durchriss mit „ja“ bewertet, wenn dieser deutlich zu erkennen und auch deutliche Auswirkungen auf die Strömungsverhältnisse zu erkennen waren. Somit wurde vermieden, dass teilweise Überschwemmungen von Buhnen durch höhere Wasserstände fälschlich als Durchriss bewertet wurden. Es wurde nicht unterschieden, ob ein Durchriss beispielsweise aufgrund einer Beschädigung der Buhne bei Hochwasser oder durch gezielte bauliche Eingriff als Absenkung der Buhne entstanden ist.

Zur Erkennung einer **Wallbildung innerhalb eines Buhnenfeldes** wurden drei Kriterien zugrunde gelegt. Wie oben beschrieben wurde dafür nur das aktive Buhnenfeld betrachtet. Die Lage und Dimension eines Walls (Sedimentablagerung, Hakenbuhne, vgl. Kap. 2.2) muss zu einer signifikanten Beeinflussung der Funktion des Buhnenfeldes führen, um für die vorliegende Untersuchung relevant zu sein. Eine solche Beeinflussung und damit eine Wallbildung im Buhnenfeld wurde mit „ja“ beurteilt, wenn mindestens einer der folgenden Punkte zutraf:

1. Der Wall besitzt eine Breite von mindestens 40 % der Buhnenfeldbreite.
2. Eine signifikante Wasserfläche liegt hinter dem Wall.
3. Der Wall bewirkt durch seine Lage im Buhnenfeld eine wesentliche Beeinflussung der Strömung innerhalb des Feldes, die potenziell zu einer Änderung des Sedimentationsverhaltens führt.

Für die Beurteilung einer **Anbindung an eine Seitenstruktur** wurde ebenfalls das aktive Buhnenfeld bewertet. Eine Anbindung im Sinne der vorliegenden Untersuchung liegt vor, sobald eine Verbindung des aktiven Buhnenfeldes mit einem weiteren Wasserkörper entsteht. Hierbei wurden nur Anbindungen ab einer Fläche von ca. 200 m² berücksichtigt, um für weitere Bewertungen und statistische Erhebungen nichtsignifikante Anbindungen auszuschließen. Auch dieses Kriterium wurde mit „ja/nein“ beurteilt. Während der Beprobung (Kapitel 2.3) wurde vor Ort für angeschlossene Seitenstrukturen auch beurteilt, ob die Seitenstruktur durchströmt war (d. h. signifikante Strömungsgeschwindigkeiten erkennbar waren) oder nicht. Für die im Nachgang ausgewerteten Buhnenfelder wurde diese Unterscheidung nicht getroffen, da aus den Luftbildern keine klare Ableitung möglich war.

Alle vor Ort erhobenen Einschätzungen sowie alle nachträglich erhobenen Eigenschaften der Buhnenfelder wurden in einer gemeinsamen Tabelle zusammengefasst. Tabelle 2.1 zeigt exemplarisch Form und Umfang für die Gesamtheit aller erhobenen Daten. Die Gesamttabelle mit Erläuterungen zur Datenerhebung und urheberrechtliche Hinweise zur Verwendung der Daten sind im Internet unter DOI: 10.5675/G3_Buhnenfeldkataster zu finden (URL:http://doi.bafg.de/BfG/2014/G_Buhnenfeldkataster.pdf).

Im Vergleich der vor Ort erhobenen Parameter zeigten sich nur in wenigen Fällen Abweichungen zur Beurteilung mittels Luftbildern und Niedrigwasserlinie. In diesen Fällen wurden die Bewertungen der BfG vor Ort übernommen.

Ab Elbe-km 570 sind einige Buhnenfelder aufgrund des Rückstaus vom Wehr Geesthacht bereits bei Niedrigwasser komplett überflutet. Somit konnten auch viele Buhnenfeldparameter dieser Felder nicht ermittelt werden. In diesen Fällen ist dies in einer zusätzlichen Spalte der Tabelle vermerkt.

In der Tabelle sind insgesamt 6 450 Buhnenfelder enthalten. Die Buhnenfelder liegen etwa zu gleichen Teilen am linken bzw. rechten Elbeufer. Die Buhnenlänge liegt im Mittel bei etwa 80 m und nimmt nach unterstrom zu. Es finden sich kurze Buhnen mit Längen unter 10 m und einzelne sehr lange Buhnen von bis zu 470 m, die deutlich ins Hinterland reichen.
Das Seitenverhältnis der Buhnenfelder liegt im Mittel bei 0,79 und nimmt ebenfalls im Längsverlauf der Elbe zu. Minimalwerte liegen nahe Null, Maximalwerte liegen bei über 3,0.

Auch für die Buhnenfeldflächen ist eine Zunahme mit der Fließrichtung zu verzeichnen. Die maximalen Buhnenflächen berechnet aus den Koordinaten der Buhnenköpfe (s. o.) liegen im Mittel etwa bei 10 000 m², mit kleinen Buhnenfeldern im Bereich von 140 m² und sehr großen Buhnenfeldern mit Flächen von ca. 60 000 m². Die bei Niedrigwasser überfluteten Flächen in den Buhnenfeldern reichen von Werten gleich oder nahe Null bei vollständig verlandeten Buhnenfeldern bis zu Flächen im Bereich von 20 000 m². Im Mittel liegen die Niedrigwasserflächen bei ca. 2 000 m². Die Flächen der 1-m-Tiefenlinie bei Mittelwasser liegen im Mittel bei ca. 3 400 m².

Weniger als 2 % aller Buhnenfelder besitzen einen Durchriss der stromaufwärts gelegenen Buhne. In etwa 9 % aller Buhnenfelder wurde eine Wallbildung festgestellt, und ca. 6 % der Buhnenfelder sind an eine Seitenstruktur angeschlossen. Nur im Fall von sechs Buhnenfeldern war bekannt, dass in jüngerer Zeit Bau- oder Unterhaltungsmaßnahmen durchgeführt worden waren.

Tabelle 2.1 Beschreibung der Buhnenfelder (Auszug)

Elbe-km	l/r	Lfd. Nr.	Station Wurzel		Feldbreite		Lage	Buhnenlänge		Fläche max.	
			oberstrom	unterstrom	Buhnenköpfe	Kilometrierung		oberstrom	unterstrom	Buhnenköpfe	Kilometrierung
[km]	[-]	[-]	[km]	[km]	[m]	[m]	[-]	[m]	[m]	[m²]	[m²]
133.590	rechts	87	133.544	133.635	90	91	Gerade	17.9	9.1	1214	1229
146.177	rechts	115	146.118	146.236	91	118	Gleithang	54.0	73.7	5811	7535
370.030	rechts	1451	369.988	370.071	97	83	Prallhang	156.2	153.4	15062	12850
521.810	rechts	2658	521.740	521.879	122	139	Gerade	119.4	104.7	13676	15574
526.615	links	2781	526.543	526.686	144	143	Gleithang	110.0	92.7	14555	14490
528.907	links	2800	528.836	528.977	140	141	Gerade	129.5	121.2	17502	17675

Elbe-km	l/r	Lfd. Nr.	Seiten-verhältnis	mittlerer Korndurch-messer Hauptgerinne	Niedrigwasser-fläche	Fläche_MQ_1m	Sedimentinventar			
							Gesamt-eindruck	Auflage		Abschätzung der Schlammmenge
								vorhanden	Ausbildung	
[km]	[-]	[-]	[-]	[mm]	[m²]	[m²]				
133.590	rechts	87	0.15	30.7	238	617	kiesig	ja, frisch	Schlamm auf Kies	kein
146.177	rechts	115	0.70	18.8	2219	3854	schlammig	ja, frisch	Schlamm auf Schlamm	viel
370.030	rechts	1451	1.59	2.2	2061	3844	schlammig	ja, frisch	Kies auf Schlamm	wenig
521.810	rechts	2658	0.92	1.3	3044	5944	schlammig			viel
526.615	links	2781	0.71	1.9	1931	7518	sandig	nein		kein
528.907	links	2800	0.90	2.2	6320	8682	schlammig	nein		viel

Elbe-km	l/r	Lfd. Nr.	Durchriss/Absenkung der stromauf gelegenen Buhne	Wallbildung im Buhnenfeld/ Buhnenfeldrücken	Bau- /Unterhaltungs-maßnahmen	Anbindung an Seitenstruktur	Bemerkungen
[km]	[-]	[-]					
133.590	rechts	87	nein	nein	nein	nein	einzelne Schlammlinse
146.177	rechts	115	nein	nein	unbekannt	ja, nicht durchströmte Struktur	
370.030	rechts	1451	nein	nein	unbekannt	ja	vom Wasser aus ist die Anbindung an Seitenstruktur oft nicht sichtbar
521.810	rechts	2658	nein	ja	unbekannt	ja	> 1 m Schlamm, nach 20 cm feste Schicht
526.615	links	2781	nein	nein	unbekannt	nein	ca. 30 cm Schwemmsand auf Sand
528.907	links	2800	nein	nein	unbekannt	nein	ca. 100 cm Mudde, große Fläche

2.5 Modellbildung

2.5.1 Beobachtete Abhängigkeiten (Univariate Betrachtung)

In der Auswertung der Beprobungsergebnisse wurden Abhängigkeiten der beobachteten Schlammmengen von verschiedenen Eigenschaften der Buhnenfelder festgestellt. Für die metrischen Variablen erfolgte eine univariate Betrachtung in Form einer einfaktoriellen Varianzanalyse.
Einen statistisch signifikanten Einfluss (Signifikanzniveau $p < 0{,}05$) auf die Schlammmengen (Gruppen „kein“, „wenig“, „viel“ Schlamm) konnte für folgende Parameter beobachtet werden:

> Elbe-km
> Länge der oberstromigen Buhne
> Seitenverhältnis des Buhnenfelds
> Niedrigwasserfläche
> Flächen der 1-m-Tiefenlinie bei Mittelwasser

Für die kategorialen Variablen wurde ein statistischer Zusammenhang zwischen Schlammmenge und der Ausprägung der Variablen über den χ^2-Test geprüft. Statistisch signifikante Abhängigkeiten (Signifikanzniveau $p < 0{,}05$) wurden für folgende Parameter beobachtet:

> Absenkung/Durchriss in der oberstromigen Buhne
> Anbindung an eine Seitenstruktur
> Wallbildung im Buhnenfeld
> Lage (Prallhang, Gleithang, gerade Fließstrecke) ($p = 0{,}051$)

Exemplarisch sind im Folgenden Korrelationen zwischen Schlammmenge und Niedrigwasserfläche bzw. Seitenverhältnis illustriert:

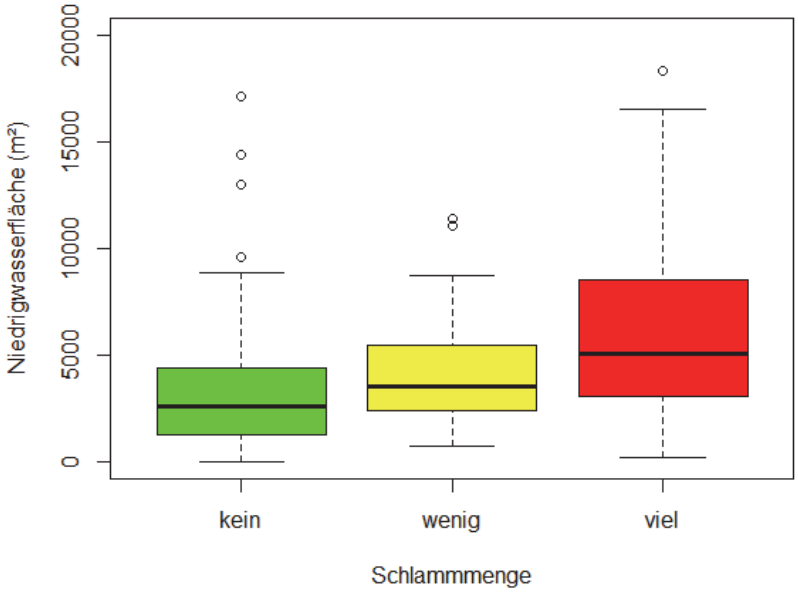


Abbildung 2.5 Niedrigwasserflächen der beprobten Buhnenfelder aufgetragen über beobachteter Schlammmenge

Abbildung 2.5 zeigt eine Tendenz zu höheren beobachteten Schlammmengen in Buhnenfeldern mit größerer Niedrigwasserfläche. Die Größe der Niedrigwasserfläche hängt dabei zum einen von der Gesamtfläche des Buhnenfeldes ab, vor allem aber vom Verlandungsgrad.

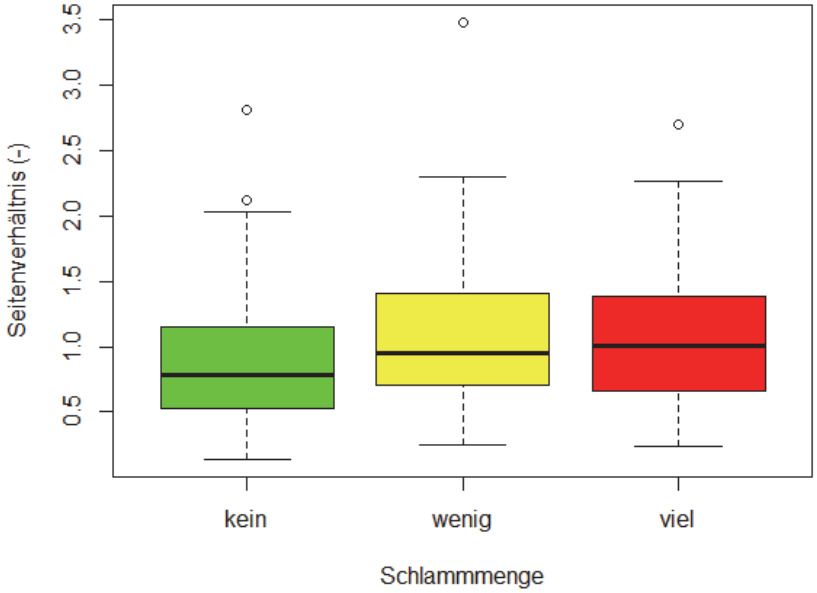


Abbildung 2.6 Seitenverhältnisse der beprobten Buhnenfelder aufgetragen über beobachteter Schlammmenge

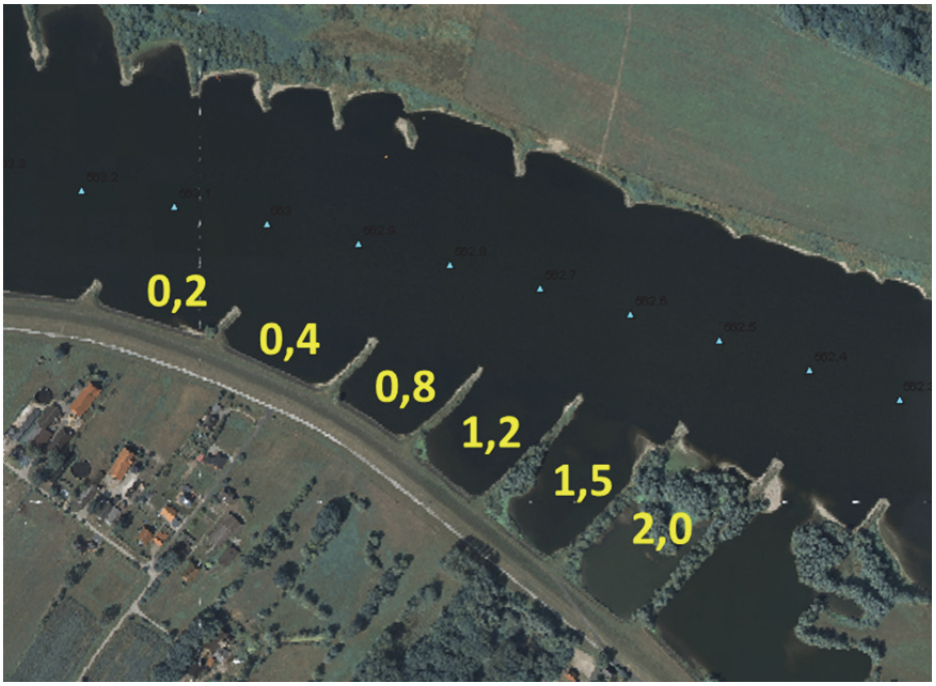


Abbildung 2.7 Beispiel für Seitenverhältnisse in aufeinanderfolgenden Buhnenfeldern im Bereich Elbe-km 562,4 bis 563,1

In Abbildung 2.6 lässt sich erkennen, dass in Buhnenfeldern mit kleinem Seitenverhältnis überdurchschnittlich oft keine Feinsedimentablagerungen beobachtet wurden. Abbildung 2.7 illustriert verschiedene Seitenverhältnisse am Beispiel aufeinanderfolgender Buhnenfelder im Bereich km 526,4 bis 563,1.

Als Beispiel für die Abhängigkeit von einer kategorialen Variablen sind in Abbildung 2.8 Schlammmenge und Auftreten eines Walles oder Sedimentrückens im Buhnenfeld als Assoziationsplot dargestellt. Die Flächen sind entsprechend der Residuen eingefärbt. Betragsmäßig hohe Residuen bedeuten dabei eine hohe Abweichung zwischen der beobachteten und einer erwarteten Häufigkeit bei zufälliger Verteilung. Abbildung 2.8 verdeutlicht entsprechend, dass nicht zufällig in Buhnenfeldern mit einer Wallbildung viel Schlamm gefunden wurde bzw. dass in diesen Buhnenfeldern nicht zufällig selten kein Schlamm gefunden wurde.

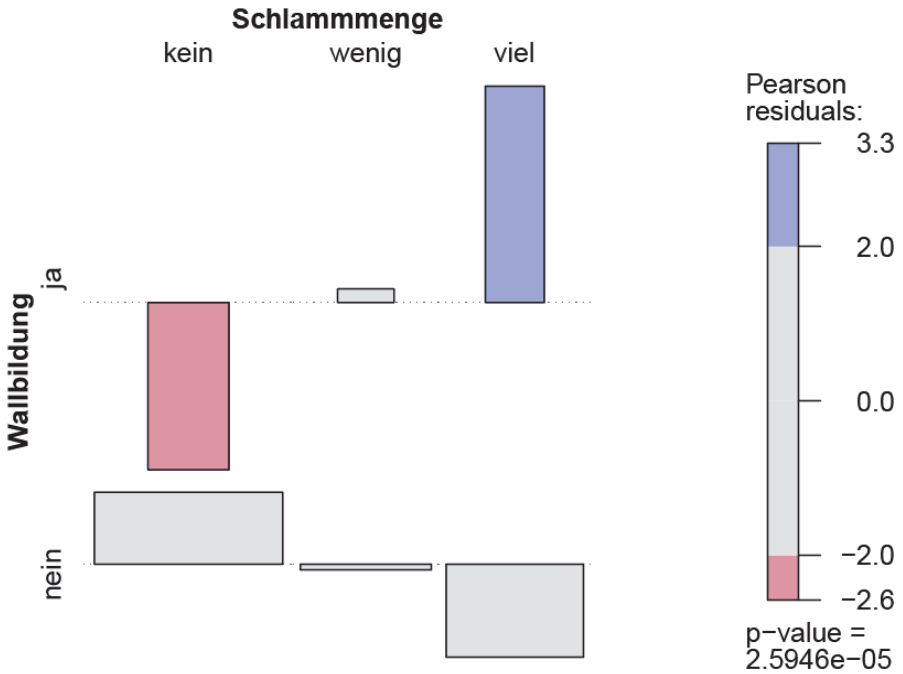


Abbildung 2.8 Assoziationsplot von Schlammmenge und Auftreten eines Walles oder Sedimentrückens im Buhnenfeld der beprobten Buhnenfelder

2.5.2 Multivariate Analyse

In der univariaten Betrachtung hat sich gezeigt, dass verschiedene Eigenschaften der Buhnenfelder den Rückhalt von Feinsedimenten im Buhnenfeld beeinflussen. Um eine Extrapolation der beobachteten Abhängigkeiten auf die übrigen Buhnenfelder der Elbe zu ermöglichen, wurde eine multivariate Analyse zur Beschreibung der Abhängigkeiten verwendet, die sowohl die metrischen als auch die kategorialen Variablen berücksichtigt.

Die beste gefundene Reproduktion der beobachteten Schlammmengen (Klassifikation „viel“, „wenig“, „kein“ Schlamm) wurde mit einem **multinomialen logistischen Regressionsmodell** erzielt, das folgenden Parametersatz verwendete:

> Elbe-km
> Niedrigwasserfläche
> Seitenverhältnis des Buhnenfelds
> Lage (Prallhang/Gleithang)
> Durchriss
> Anbindung an Seitenstruktur
> Wallbildung im Buhnenfeld

Bei der multinomialen logistischen Regression kann die abhängige Variable (Schlammmenge) als kategoriale, nominalskalierte Variable mehr als zwei Ausprägungen aufweisen („viel“, „wenig“, „kein“ Schlamm). Als unabhängige Variablen (Parametersatz s.o.) können sowohl kategoriale als auch metrische Variablen berücksichtigt werden. Denkbar wäre auch eine Einstufung der Schlammmenge als ordinalskalierte Variable mit einer Reihung der Schlammmengen. Damit wurde allerdings keine Verbesserung der Reproduzierbarkeit der beobachteten Einstufungen erreicht.

Mit zunehmender Fließstrecke wurde eine erhöhte Wahrscheinlichkeit für Feinsedimentablagerungen in den Buhnenfeldern beobachtet. Der Elbekilometer als Einflussfaktor ist zwar kein physikalisch aussagekräftiger Parameter, fasst jedoch verschiedene Effekte wie die Sohlneigung oder den Einfluss von Nebenflüssen zusammen. Die Niedrigwasserfläche ist ein Maß für den Verlandungsgrad, wobei in stark verlandeten Buhnenfeldern kaum Feinsediment, sondern eher Kies/Sand zu finden ist (vgl. WIRTZ 2004). Das Seitenverhältnis beeinflusst wesentlich das Strömungsbild im Buhnenfeld. Ein betragsmäßig großes Verhältnis von Länge der Buhnen zu Abstand der Buhnen fördert den Sedimentrückhalt im Buhnenfeld durch Ausbildung von Sekundärwirbeln (vgl. SUKHODOLOV et al. 2002). Im Gegensatz zu Literaturangaben (WIRTZ 2004) wurden in den beiden durchgeführten Kampagnen in Buhnenfeldern am Gleithang eher weniger Feinsedimentanlandungen gefunden, da der Verlandungsgrad dieser Buhnenfelder tendenziell höher ist. Durchrisse in Buhnen führen zu einer stärkeren Durchströmung der Buhnenfelder auch während niedriger Durchflüsse und verringern damit die Tendenz zum Rückhalt von Feinsedimenten. Buhnenfelder mit einer Verbindung zu einer Gewässerfläche im Hinterland (z. B. Altarme), die nicht oder erst bei sehr hohen Durchflüssen durchströmt ist, wiesen in der Beprobung durchweg im Übergangsbereich zur Seitenstruktur hohe Schlammmengen auf. Eine Wallbildung im Buhnenfeld, z. B. Sandbänke oder auch künstliche Barrieren parallel zum Hauptgerinne in Form von Hakenbuhnen, führen zur Verstärkung von Totzonen der Strömung und erhöhen in diesem Bereich die Sedimentation. Das multinomiale logistische Regressionsmodell bildet diese genannten Abhängigkeiten stufenlos und unter Berücksichtigung von Wechselwirkungen der Parameter ab.

2.5.3 Vergleich zwischen Modellergebnissen und Naturbeobachtung

Für 250 der beprobten Buhnenfelder und buhnenfeldähnlichen Strukturen liegen Beobachtungen zum subjektiv klassifizierten Schlammgehalt vor. Diese Beobachtungen wurden als Grundlage für die multinomiale logistische Regressionsberechnung verwendet. Das Regressionsmodell liefert als Ergebnis für jedes Buhnenfeld eine Wahrscheinlichkeit für die Zugehörigkeit zu einer Gruppe, in diesem Fall zu einer Schlammmengen-Kategorie („viel“, „wenig“, „kein“). Für den Vergleich mit den Beobachtungen wurde jedes Buhnenfeld in der Rückrechnung der Kategorie zugeordnet, für die die höchste Wahrscheinlichkeit berechnet wurde. Die höchste Wahrscheinlichkeit für die Zuordnung eines Buhnenfeldes zu einer bestimmten Kategorie lag bei 1,0, die niedrigste bei 0,355.

Mit dem oben beschriebenen Parametersatz wurde eine korrekte Einstufung in die drei Kategorien für rund 2 von 3 Buhnenfeldern (63,2 %) erzielt. Bei den unabhängigen Variablen wurde dabei eine Interaktion zwischen den verschiedenen geometrischen bzw. Lagecharakteristika (Seitenverhältnis, Niedrigwasserfläche, Lage (Prallhang/Gleithang/Gerade) sowie zwischen den Parametern Durchriss, Seitenstruktur und Wallbildung berücksichtigt.

Besonders hoch war der Anteil korrekt vorhergesagter Buhnenfelder bei denjenigen Buhnenfeldern, die mit hoher Wahrscheinlichkeit einer bestimmten Kategorie zugeordnet wurden. Buhnenfelder beispielsweise, deren Wahrscheinlichkeit zur Einordnung laut Regressionsmodell bei mindestens 80 % lag, wurden zu 85,7 % korrekt eingestuft. Bei Buhnenfeldern mit einer höchsten Klassifikationswahrscheinlichkeit von unter 50 % wurde nur etwa 1 von 3 Buhnenfeldern (32 %) richtig eingeordnet, also im Bereich einer zufälligen Einordnung. Solch niedrige Wahrscheinlichkeiten traten in 20 % aller Fälle auf.

Tendenziell wurde bei den vom Modell falsch eingestuften Buhnenfeldern häufiger „kein“ anstelle von „viel“ oder „wenig“ Schlamm prognostiziert als umgekehrt (in 2 von 3 Fällen). Als besonders fehleranfällig zeigten sich Buhnenfelder, die im Feld vom Gesamteindruck als „Wechsellagerung“ klassifiziert wurden und die aus wechselnden Schichten mit Schlamm und Sand oder Kies beschrieben wurden. Hier wurde vom Modell nur 1 von 12 Buhnenfeldern korrekt eingestuft. Ähnlich problematisch erwiesen sich Buhnenfelder in der unteren Mittelelbe, die als „schlammig“ „mit alter Auflage, Sand auf Schlamm“ beschrieben wurden. Von den sechs so charakterisierten Buhnenfeldern wurde keines vom Modell entsprechend der Beobachtung klassifiziert. Ansonsten wurde keine Systematik festgestellt, was die Unterschiede zwischen Modell und Beobachtung angeht.

Die Abweichungen bei den Wechsellagerungen oder beobachteten Sedimentauflagen können in den hohen Unsicherheiten bei der Beschreibung bzw. Klassifizierung dieser Buhnenfelder durch die Bearbeiter vor Ort begründet sein. Abbildung 2.9 zeigt links ein Beispiel für eine Wechsellagerung aus Schlamm und Sand. Für dieses Buhnenfeld wurde im Feld ein hoher Schlammgehalt festgehalten, das Regressionsmodell liefert jedoch eine hohe Wahrscheinlichkeit für

ein schlammfreies Buhnenfeld. In der Abbildung rechts ist ein Beispiel für eine deutliche Sandauflage auf einer schlammigen Unterschicht dargestellt. Dieses Buhnenfeld wurde vor Ort als „wenig Schlamm“ eingestuft, das Regressionsmodell prognostiziert „viel Schlamm“. Es ist zu beachten, dass die Klassifikation der Schlammmenge vor Ort nicht allein auf Grundlage einer einzelnen Stechrohrbeprobung, sondern aus dem Gesamteindruck verschiedener Stechrohrbeprobungen und Peilstangensondierungen je Buhnenfeld erfolgte. Dennoch illustrieren die Beispiele die Schwierigkeit bei der Einordnung von Buhnenfeldern mit wechselnden Lagen von Kies/Sand/Feinsedimenten mit jeweils relevanten Mächtigkeiten.

Abbildung 2.9
Beispiel für eine Wechsellagerung aus Schlamm/Sand/Schlamm (links) und eine deutliche, vor Ort als alt eingestufte Sandauflage auf einer schlammigen Unterschicht (rechts)

2.5.4 Extrapolation

Für die Extrapolation der Klassifikation („viel“, „wenig“, „kein“ Schlamm) wurde das in den Kapiteln 2.5.2 bzw. 2.5.3 beschriebene statistische Regressionsmodell verwendet. Von den ca. 6 300 klassifizierbaren Buhnenfeldern wurde für 626 Buhnenfelder „viel Schlamm“ und für 246 Buhnenfelder „wenig Schlamm“ projiziert. Alle übrigen Buhnenfelder wurden vom Modell als frei von Schlammablagerungen klassifiziert.

Die tatsächlich vorhandenen Schlammmengen wurden während der Messkampagnen 2010/2011 nicht bestimmt. Die gepeilten Mächtigkeiten der Feinsedimentablagerungen lagen im Bereich von ca. 50 cm (min: 5 cm, max: > 300 cm). Die durchschnittlichen beobachteten Mächtigkeiten in sechs Buhnenfeldern zwischen km 432 und 510, die im Rahmen einer Messkampagne zur Bestimmung der Erosionsstabilität der Feinsedimente in diesen Buhnenfeldern erhoben wurden (vgl. Kap. 2.7), lagen im Bereich von ca. 60 cm (min: 20 cm, max: > 90 cm). Als sinnvolle Annahme über die Mächtigkeit der Feinsedimentablagerungen wird deshalb eine mittlere Mächtigkeit von 50 cm angenommen.

Bezüglich der Buhnenfeldfläche wurden verschiedene Werte erhoben. Die maximale Fläche eines Buhnenfelds wird aus der durch die Buhnen (jeweils Buhnenkopf bis -wurzel) eingeschlossenen Fläche beschrieben. Da Buhnenfelder in der Regel zumindest im hinteren Bereich teilweise verlandet sind, ist davon auszugehen, dass diese Fläche die Fläche der Feinsedimentablagerung deutlich überschätzt. Auch zum Hauptgerinne hin, im Bereich höherer Fließgeschwindigkeiten, ist davon auszugehen, dass Feinsedimentablagerungen nicht bis zur Gesamtfläche des Buhnenfeldes reichen. Als geringeres Flächenmaß wurde die Niedrigwasserfläche erhoben, die einerseits zum Ufer hin die Fläche der Feinsedimentablagerung unterschätzen mag, aber andererseits ähnlich wie die Gesamtfläche zum Hauptgerinne hin die Fläche der Feinsedimentablagerung vermutlich überschätzt. In Ermangelung genauerer Informationen wird angenommen, dass ein Drittel der Niedrigwasserfläche zum Hauptgerinne hin frei von Feinsedimentablagerungen ist. Als repräsentativ zur Abschätzung der Gesamtschlammmengen wird also eine Fläche von zwei Dritteln der Niedrigwasserfläche angenommen.

Mit den genannten Annahmen sowohl für die als „viel Schlamm“ wie auch die als „wenig Schlamm“ klassifizierten Buhnenfelder und einer mittleren Niedrigwasserfläche dieser Buhnenfelder von ca. 3 400 m² ergibt sich ein Gesamtvolumen der Feinsedimentablagerungen in den Buhnenfeldern der deutschen Binnenelbe von ca. 1,0 Mio. m³ bzw. 1,3 Mio. t (Bodenfeuchtdichte 1,3 t/m³). In Ermangelung genauerer Informationen wurden die als „viel Schlamm“ und „wenig Schlamm“ klassifizierten Buhnenfelder für diese Mengenbetrachtung gleich behandelt.

2.6 Chemische Untersuchungen

2.6.1 Auswahl der Buhnenfelder

Aus dem langjährigen Monitoring der BfG ist bekannt, dass die feinkörnigen Ablagerungen in Buhnenfeldern und Binnenhäfen der Elbe durchgängig schadstoffbelastet sind (HEININGER et al. 2003). Die größten Belastungen treten im Bereich unterhalb der wesentlichen Schadstoff liefernden Zuflüsse auf, d. h. in Summe unterhalb des Saalezuflusses (vgl. Kap. 2.6). Im selben Bereich liegt auch das Gros (etwa 90 %) der mithilfe des Regressionsmodells bestimmten schlammhaltigen Buhnenfelder (87 % unterhalb von Elbe-km 350). Aus dem unteren Bereich der Mittelelbe wurden deshalb sechs Buhnenfelder exemplarisch ausgewählt, für die sowohl die Schadstoffbelastung als auch die Mobilisierbarkeit der Feinsedimentablagerung untersucht wurden. In Tabelle 2.2 sind diese Buhnenfelder und die zugehörigen Proben aufgelistet.

Tabelle 2.2 Proben für chemische Untersuchungen in Buhnenfeldern der Binnenelbe

Ort Proben-kürzel	Elbe-km	Lage im Gewäs-ser	Anzahl der Tiefen-profile	Anzahl der Proben	Anteil sandiger Proben mit Fein-kornanteil < 20%	Beschreibung des Buhnen-feldes
Quitzöbel R1	432,2	rechts	5	21	4	Anbindung an Seitenstruktur
Abbendorf R2	434,6	rechts	5	14	8	Seitenverhält-nis = 1,2 [1)]
Neukir-chen L3	436,2	links	5	16	7	Wallbildung im BF
Dömitz R4	504,8	rechts	2	6	4	Hakenbuhne, Seitenverhält-nis = 0,3
Rüterberg R5	507,3	rechts	3	8	1	keine Beson-derheiten
Damnatz L6	509,4	links	2	6	0	Hakenbuhne

[1)] *Seitenverhältnis Buhnenfeld = mittlerer Abstand der Buhnen zu mittlerer Buhnenlänge des Buhnenfeldes*

In diesen ausgewählten Buhnenfeldern wurden umfangreiche Untersuchungen zur chemischen Belastung von Oberflächen- und Tiefensedimenten durchgeführt. Im Buhnenfeld Quitzöbel, Elbe-km 432,2, rechts (R1) wurden fünf Profile mit 20 Proben unterschiedlicher Schichtungen bis zu einer Tiefe von 63 cm untersucht, im Buhnenfeld Abbendorf, Elbe-km 434,6, rechts (R2) fünf Profile mit 14 Proben bis zu einer Tiefe von 64 cm; im Buhnenfeld Neukirchen, Elbe-km 436,2, links (L3) fünf Profile mit 16 Proben bis zu einer Tiefe von 63 cm; im Buhnenfeld Dömitz, Elbe-km 504,8, rechts (R4) zwei Profile mit sechs Proben bis zu einer Tiefe von 65 cm; im Buhnenfeld Rüterberg, Elbe-km 507,3, rechts (R5) drei Profile mit acht Proben bis zu einer Tiefe von 70 cm und im Buhnenfeld Damnatz, Elbe-km 509,4, links (L6) zwei Profile mit sechs Proben bis zu einer Tiefe von 70 cm (Tabelle 2.2).

Die Untersuchungen erfolgten sowohl in Hinblick auf strukturelle Eigenschaften der Sedimente (Korngrößenanalyse, TOC) als auch auf die Belastung mit organischen Schadstoffen sowie Schwermetallen und Arsen. Alle Parameter wurden in der Gesamtprobe < 2 mm (ohne Abtrennung von Korngrößenfraktionen) untersucht. Die Tiefenprofile wurden entsprechend ihrer natürlichen Schichtung untersucht. Es liegen vorrangig feinkörnige Sedimentschichten vor. Ungefähr ein Drittel der Proben besitzt jedoch erhöhte bzw. hohe Anteile von gröberen Kornfraktionen (v. a. Sand). Insgesamt wurden 70 Einzelschichtungen bis zu einer Entnahmetiefe von 70 cm untersucht.

Die Klassifizierung der chemischen Belastung erfolgte gemäß Sedimentmanagementkonzept der IKSE.

2.6.2 Bewertung der Untersuchungsergebnisse

Alle Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle A.1 im Anhang enthalten. Die Kürzel „R“ bzw. „L“ vor der Probe bezeichnen die Lage im Gewässer (rechts oder links). Die darauffolgende Ziffer steht für den Untersuchungsort, die zweite Ziffer steht für die Nummerierung der Stechrohrprobe innerhalb eines Buhnenfeldes und die dritte Ziffer für die Nummerierung der Schichtung innerhalb einer Profilprobe. So bedeutet z. B. R184: Es handelt sich um eine Probe vom rechten Ufer des Untersuchungsgebietes 1 (Quitzöbel) aus dem Stechrohr Nr. 8 in der Schicht 4 (Tiefe 28-46 cm).
Alle untersuchten Buhnenfelder des Elbebereiches zwischen km 432,2 und 509,4 (Tabelle 2.2) weisen hohe Schadstoffbelastungen auf. Sowohl Feinkornanteil als auch TOC-Gehalt beeinflussen in starkem Maße die Höhe der Schadstoffkonzentrationen. Es sind sowohl die Oberflächensedimente als auch die Sedimente aus tieferen Schichten hoch belastet. Unbelastete Proben sind nur im Zusammenhang mit kiesigem/sandigem Probenmaterial vorhanden. Es existiert eine hohe Variabilität der Belastung nicht nur für den untersuchten Elbebereich, sondern schon innerhalb eines einzelnen Buhnenfeldes.

Aufgrund der Vielzahl der Untersuchungsergebnisse wurde versucht, mithilfe einer Clusteranalyse (Abbildung 2.10) Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen der einzelnen Schadstoffe, der Sedimentstruktur und deren Zuordnung im untersuchten Gewässerabschnitt herzustellen. Die Bezeichnung der Proben im Baumdiagramm entspricht denen der Tabelle A.1. Als wesentliche Ergebnisse der Clusteranalyse lassen sich festhalten:

> Die Proben der linken und rechten Elbseite lassen sich qualitativ nicht unterscheiden. Sie sind in verschiedenen Clustern enthalten.
> Die homogenste Verteilung innerhalb eines Buhnenfeldes weisen die Standorte R4 (Dömitz) und L6 (Damnatz) auf. Lediglich jeweils die tiefste Sedimentschicht einer Profilprobe (R413 und L613) weicht vom Cluster ab.
> Die Proben aus den Buhnenfeldern R1, R2, L3 und R5 sind in Abhängigkeit vom Entnahmepunkt der Stechrohrproben bzw. von der Schichttiefe auf verschiedene Cluster verteilt.
> Proben mit hoher Belastung und entsprechend hohem Feinkornanteil bzw. mit niedrigerer Belastung und geringem Feinkornanteil bilden eher einen Cluster als die Proben eines Buhnenfeldes.

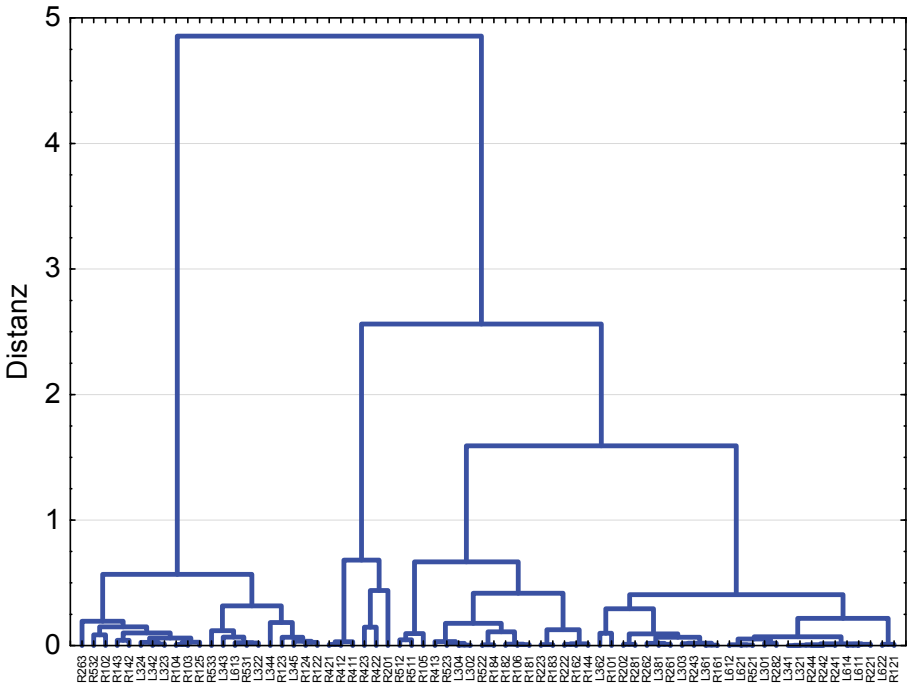


Abbildung 2.10 Clusteranalyse (Cluster für 70 Fälle und alle chemischen Parameter, Fusionsregel: Ward, Distanzmaß: Pearsons r)

2.6.3 Einfluss des Hochwasserereignisses vom Juni 2013 auf die Sedimentqualität

Ein Vergleich der Schadstoffbelastung von frisch abgelagerten Sedimenten vor und nach dem Hochwasser vom Juni 2013 wird anhand der Monitoringdaten der BfG geführt.

Das Sedimentmonitoring wird seit 1991 mindestens einmal jährlich an ca. 20 Entnahmestellen zwischen Schmilka und Geesthacht durchgeführt.

Ein Rückgang der Schadstoffgehalte im Zeitraum 1991 bis 2013 ist eindeutig zu verzeichnen (CLAUS et al. 2010), allerdings werden immer wieder Altsedimente durch hydrologische Ereignisse (Hochwasser) remobilisiert, transportiert und damit umgelagert. So führen diese mechanischen Prozesse z. T. zu hohen Belastungen in den oberen Sedimentschichten.

Nicht alle Schadstoffgruppen sind in ihren Gehalten in gleichem Maße rückläufig. Genannt seien hier beispielhaft die diffus auftretenden Einträge der PAK und das punktuelle Auftreten einzelner Metalle, die größtenteils mit der Remobilisierung von Bergbaualtlasten im Zusammenhang stehen.

Im Vergleich der Untersuchungsergebnisse von 2012 und 2013 (nach dem Hochwasser) zeigen die Grundparameter organischer Kohlenstoff (TOC), Gesamtschwefel- (S) und Gesamtstickstoffgehalt, sowie die Korngrößenanalyse normale Schwankungen der Gehalte. Eine einheitliche Tendenz einer Veränderung nach dem Hochwasser ist nicht erkennbar.

Die meisten Schadstoffgehalte der Sedimente variieren grundsätzlich im Zusammenhang mit dem Feinkornanteil und/oder den Gehalten an organischem Kohlenstoff (TOC). Eine Schwankung dieser Parameter ist auch unabhängig vom extremen Abflussgeschehen zu verzeichnen.

Die Belastungssituation für ausgewählte organische Schadstoffe sowie Metalle und Arsen nach dem Hochwasser (normiert auf die Feinkornfraktionen < 63 µm bzw. < 20 µm) wird in den folgenden Tabellen 2.3 und 2.4 für einzelne Standorte in der Tendenz bewertet. Die Bewertung erfolgt anhand einer 5-stufigen Skala (s. Tabellenlegende unten). Die Veränderungen reichen von < 50 % bis > 500 % im Jahresvergleich 2013/2012, d. h. die Konzentrationen reichen von mehr als 50 % niedrigeren Werten bis hin zu mehr als 5-fach höheren Werten (> 500 %).

Tabelle 2.3 Ausgewählte organische Schadstoffe an ausgewählten Standorten der Elbe (relative Gehalte 2013/2012, normiert auf den Feinkornanteil < 63 µm)*; *n.a. nicht analysiert*

Ort	MKW	7 PCB	HCB	p,p`-DDT	16 PAK nach EPA	Tetra-butylzinn
	mg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg Sn
Schmilka	=	+	=	++	=	-
Dresden	+	++	+++	+++	=	++
Wittenberg	=	-	--	--	=	n.a.
Dessau	=	=	-	++	-	=
Magdeburg	++	=	-	--	=	+++
Werben	+++	++	=	+++	++	+++
Wittenberge	=	++	=	=	=	-
Boizenburg	-	+	+	+	+	+++
Geesthacht	=	=	--	-	--	+++

--	< 50
-	50 bis 80
=	80 bis 120
+	120 bis 150
++	> 150
+++	> 500

**Relative Abweichung 2013/2012 in %*

Tabelle 2.4 Ausgewählte Metalle und Arsen an ausgewählten Standorten der Elbe (relative Gehalte 2013/2012, gemessen im Feinkornanteil < 20 µm)*

Ort	As	Pb	Hg	Cd	Zn	Cu	Ni	Cr
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Schmilka	=	=	--	+	+	++	++	+
Dresden	=	=	=	+	=	+	++	+
Wittenberg	++	=	+	++	=	+	+	=
Dessau	=	+	++	++	+	++	++	++
Magdeburg	=	+	++	+	=	++	=	+
Werben	++	++	+++	++	++	++	++	++
Wittenberge	-	+	+	++	+	++	++	+
Boizenburg	++	++	+++	++	+	++	+	++
Geesthacht	++	+	+	+	+	=	=	+

Für die ausgewählten organischen Schadstoffe lässt sich kaum ein Trend erkennen (s. Tabelle 2.3). Die Variation reicht von starker Abnahme bis zu extrem hoher Zunahme der Konzentrationen nach dem Hochwasser. Augenfällig ist der Eintrag von p,p`-DDT, HCB und PCB aus der Tschechischen Republik.

Die Schwermetalle zeigen an nahezu allen Standorten eine Zunahme der Gehalte nach dem Hochwasser, in besonders starkem Maße erkennbar an den Probenahmeorten unterhalb der Einmündung von Mulde und Saale.

2.6.4 Abschätzung von Frachtpotenzialen

Für das Buhnenfeld bei Quitzöbel, Elbe-km 432,2, wurden beispielhaft mögliche Frachtpotenziale für organische Schadstoffe und Schwermetalle berechnet. Die Fläche des Buhnenfeldes bei Niedrigwasser beträgt ca. 21 160 m². Es zählt damit zu den größeren Buhnenfeldern der Elbe (vgl. Kap. 2.4 mittlere Niedrigwasserfläche aller Buhnenfelder ca. 2 000 m²). Das Buhnenfeld ist an eine Seitenstruktur angeschlossen. Die Fläche der Seitenstruktur wurde bei den folgenden Berechnungen nicht berücksichtigt. Es ist aber davon auszugehen, dass in dieser Seitenstruktur ebenfalls hoch belastete Sedimente vorhanden sind.
Bei einer gepeilten Sedimentmächtigkeit von im Durchschnitt 0,5 m in den Buhnenfeldern der Binnenelbe und der Annahme, dass zwei Drittel des Buhnenfeldes feinkörniges Material enthalten (vgl. Kap. 2.5.4), ergibt sich ein Volumen von ca. 7 000 m³ bzw. ca. 9 000 t frischem, potenziell remobilisierbarem Sediment (bei einer Bodenfeuchtdichte von ca. 1,3 t/m³). Zur Ermittlung des Frachtpotenzials wurde über den gemittelten Trockenrückstand von 49 Gew.-% aller Proben des Buhnenfeldes auf Trockensubstanz umgerechnet, da alle Ergebnisse der chemischen Analysen in dieser Matrix vorliegen. Ca. 4 500 t auf Trockenmasse bezogenes Sediment liegen in dem Buhnenfeld bei Quitzöbel.

Nun wurden die Mittelwerte der einzelnen Schadstoffe für die 20 untersuchten Proben aus dem Buhnenfeld errechnet. Dabei wurden alle Sedimentschichten berücksichtigt. Durch die Clusteranalyse konnte die hohe Variabilität innerhalb eines Buhnenfeldes belegt werden. Tabelle 2.5 enthält die Ergebnisse zu den Frachtpotenzialen für eine Vielzahl von Schadstoffen. So wurden z. B. für Quecksilber 67 kg, für Cadmium 53 kg und für Zink ca. 6 000 kg berechnet. Für organische Schadstoffe wie z. B. HCB, TBT, p,p'-DDT und β-HCH wurden Frachtpotenziale von 380 g, 1 200 g, 310 g bzw. 250 g berechnet.

Tabelle 2.5 Frachtpotenziale ausgewählter Schadstoffe (Buhnenfeld Quitzöbel, Elbe km 432,2)

Schadstoff	Frachtpotenzial in kg	Schadstoff	Frachtpotenzial in kg
Quecksilber	67	PCB 28	0,07
Cadmium	53	PCB 52	0,09
Blei	900	PCB 101	0,10
Zink	6075	PCB 118	0,07
Kupfer	1240	PCB 138	0,12
Nickel	300	PCB 153	0,14
Arsen	540	PCB 180	0,08
Chrom	920	Pentachlorbenzol	0,09
α-HCH	0,18	Hexachlorbenzol	0,38
β-HCH	0,26	Benzo(a)pyren	4,11
γ-HCH	0,04	Anthracen	7,22
p,p'-DDT	0,31	Fluoranthen	25,8
p,p'-DDE	0,36	Summe 5 PAK	17,6
p,p'-DDD	1,45	Tributylzinn	1,21

2.7 Mobilisierbarkeit der Ablagerungen in den Buhnenfeldern

Für dieselben Buhnenfelder, in denen die Schadstoffbelastung detailliert untersucht wurde, wurde durch Feld- und Laborversuche die Mobilisierbarkeit der Sedimentablagerungen abgeschätzt (vgl. Tab. 2.2). Die Untersuchungen wurden vom Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart durchgeführt. Vor Ort wurde die Erosionsstabilität der Sedimentoberfläche ermittelt. Zusätzlich wurden Kerne gezogen, für die später im Labor tiefenabhängig die Erosionsstabilität sowie weitere Parameter wie die Korngrößenverteilung, die Lagerungsdichte oder der Gehalt an organischer Substanz (TOC) analysiert wurden (HARTMANN & WIEPRECHT 2013).

Bezüglich der Mobilisierbarkeit wurde eine starke Heterogenität auch innerhalb der einzelnen Buhnenfelder und im Tiefenprofil festgestellt. Teilweise konnten erosionsstabile Lagen beobachtet werden, die mobilere Sedimentschichten überdeckten oder auch selbst von mobileren Sedimentschichten überdeckt wurden. Als wesentliche Größe zur Unterscheidung von mobilen und eher erosionsstabilen Schichten wurde in den Untersuchungen der Tongehalt identifiziert, der bei einem Überschreiten von etwa 10 % der Gesamtmasse maßgeblich zu einer

Erhöhung der Erosionsstabilität führte. Solch hohe Tongehalte wurden vor allem im Buhnenfeld „Quitzöbel“, aber auch in den hinteren Bereichen der Buhnenfelder „Abbendorf“ und „Neukirchen“ festgestellt. Das Buhnenfeld „Dömitz“ wies in der Untersuchung vorwiegend sandige Anteile auf, obwohl im Jahr zuvor Schlammmächtigkeiten von 30 bis 50 cm beobachtet wurden. Die übrigen beprobten Bereiche besaßen zwar hohe Feinkornanteile (< 63 µm), jedoch geringe Tonanteile und erwiesen sich als entsprechend leicht mobilisierbar.

Die ausgewählte Stichprobe ist vom Umfang zu gering, um auf die Mobilisierbarkeit sämtlicher Buhnenfelder rückzuschließen. Verschiedene Gesichtspunkte deuten darauf hin, dass die Feinsedimentablagerungen in den Elbe-Buhnenfeldern zu großen Teilen mobilisiert werden können. Zum einen wurden in den exemplarischen Erosionsmessungen viele mobilisierbare Bereiche beobachtet. Auch wurde in den ausgewählten Buhnenfeldern kaum eine Konsolidierung des Materials beobachtet. Zum anderen wurde während vergangener Hochwasserereignisse eine Mobilisierung von Feinsedimenten in anderen Buhnenfeldern beobachtet (BABOROWSKI et al. 2012, SCHWARTZ 2006).

Die aus den Beobachtungen extrapolierten Schlammmengen werden also, um im Hinblick auf das Mobilisierungsrisiko der Feinsedimente und anhaftender Schadstoffe auf der sicheren Seite zu liegen, durchgängig als potenziell remobilisierbar eingestuft.

2.8 Betrachtungen für das Sedimentmanagement

Die meisten der mithilfe des Regressionsmodells bestimmten schlammhaltigen Buhnenfelder liegen im Bereich unterstrom der Saalemündung, wo auch im Mittel die höchsten Schadstoffbelastungen beobachtet werden. Für eine potenzielle Sanierung in Form einer Baggerung und Entsorgung der belasteten Feinsedimente aus den Elbe-Buhnenfeldern wurde versucht, Gruppen von Buhnenfeldern in räumlicher Nähe zueinander zu identifizieren. Je nach angelegten Kriterien (maximale Abstände von zu räumenden Buhnenfeldern, minimale Anzahl von so zusammengefassten Buhnenfeldern) können sich unterschiedliche Gruppen ergeben. Bei einer Zahl von etwa 20 Buhnenfeldern, die gemeinsam beräumt würden, und einem Maximalabstand zwischen den Buhnenfeldern von 0,5 km wurden 10 Gruppen identifiziert, die alle im Bereich zwischen ca. km 360 bis km 560 liegen. Abbildung 2.11 zeigt ein Beispiel einer solchen Gruppe von Buhnenfeldern in räumlicher Nähe. Das in Kapitel 2.6 exemplarisch betrachtete Buhnenfeld Quitzöbel bei km 432,2 rechts mit einem abgeschätzten Volumen von ca. 7 000 m³ an belasteten Feinsedimenten liegt im Bereich dieser in der Abbildung dargestellten Gruppe.

Das abgeschätzte Schlammvolumen der 10 Gruppen von benachbarten Buhnenfeldern liegt bei etwa 0,3 Mio. m³ und damit bei etwa 30 % der gesamten in den Buhnenfeldern vermuteten Schlammmenge.

Abbildung 2.11 Beispiel einer regionalen Häufung von Buhnenfeldern, für die relevante Feinsedimentgehalte modelliert wurden (rote Punkte)

2.9 Zusammenfassung

Für die deutsche Binnenelbe wurden potenziell mobilisierbare, schadstoffbelastete Feinsedimentablagerungen in Buhnenfeldern abgeschätzt. Dazu wurden im Rahmen einer Literaturrecherche Faktoren ermittelt, die die in Buhnenfeldern zwischengespeicherten Mengen an Feinsedimenten beeinflussen. Auf dieser Grundlage wurde eine Beprobung von ca. 270 Buhnenfeldern und buhnenfeldähnlichen Strukturen durchgeführt. Im Feld wurden subjektiv für diese Buhnenfelder die Feinsedimentmengen in Kategorien von „viel“, „wenig“ bzw. „kein“ Feinsediment eingeschätzt. Im Anschluss wurden Korrelationen zwischen dieser Einordnung und verschiedenen Eigenschaften der Buhnenfelder (Geometrie, Lage, Charakteristika des Flussabschnittes etc.) geprüft. Ein multinomiales logistisches Regressionsmodell wurde verwendet, um die gefundenen Abhängigkeiten zu beschreiben und ausgehend von den beprobten auf sämtliche Buhnenfelder der deutschen Binnenelbe zu extrapolieren.

Eine erhöhte Tendenz zum Vorhandensein von Feinsedimentablagerungen wurde zum Unterlauf der Mittelelbe hin beobachtet. Dies ging einher mit längeren Buhnen, größeren Buhnenfeldflächen und größeren Seitenverhältnissen (Buhnenlänge zu Feldbreite). Außerdem wurde beobachtet, dass bei Absenkungen der oberstromigen Buhne weniger Feinsedimentablagerungen auftraten, genau wie bei einer Anbindung an durchströmte Seitenstrukturen (z. B. Altarme). Eine Anbindung an nichtdurchströmte Seitenstrukturen hingegen war eher ein Indiz für höhere Feinsedimentablagerungen, ebenso eine Insel- oder Wallbildung im Buhnenfeld.

Insgesamt wurden vom Regressionsmodell für 872 Buhnenfelder, d. h. etwa 14 % aller Buhnenfelder der deutschen Binnenelbe, Feinsedimentablagerungen projiziert. Das Gesamtvolumen an mobilisierbaren Feinsedimentablagerungen

in diesen Buhnenfeldern wurde auf ca. 1 Mio. m³ geschätzt. Die meisten (87 %) der mithilfe des Regressionsmodells bestimmten schlammhaltigen Buhnenfelder liegen im Bereich unterhalb von Elbe-km 350.

Für eine potenzielle Sanierung in Form einer Baggerung und Entsorgung der belasteten Feinsedimente aus den Elbe-Buhnenfeldern wurde versucht, Gruppen von Buhnenfeldern in räumlicher Nähe zueinander zu identifizieren. Es ergab sich für 10 exemplarisch betrachtete Gruppen ein abgeschätztes Schlammvolumen von etwa 0,3 Mio. m³. Dies sind etwa 30 % der gesamten in den Buhnenfeldern vermuteten Schlammmenge.

Gleichzeitig werden im Bereich unterhalb des Saalezuflusses die höchsten Schadstoffbelastungen beobachtet. Aus diesem Grund wurden im Bereich zwischen km 430 und km 510 sechs Buhnenfelder ausgewählt, für die exemplarisch Schadstoffgehalte und Mobilisierbarkeit der Feinsedimente detaillierter untersucht wurden. Für die Schadstoffgehalte wurden Abhängigkeiten von der Korngrößenzusammensetzung und dem Gehalt an organischer Substanz festgestellt, jedoch keine Trends über die Tiefe oder generelle Unterschiede zwischen den einzelnen Buhnenfeldern beispielsweise über den Längsverlauf. Für die Mobilisierbarkeit wurde eine Abhängigkeit vom Ton- bzw. vom Sandgehalt beobachtet. Wie bei den Schadstoffgehalten wurde jedoch keine Abhängigkeit von der Tiefe, beispielsweise aufgrund einer Konsolidierung, festgestellt.

Aufgrund der Schadstoffbelastungsmuster (starke Durchmischung), der fehlenden Konsolidierung und eines meist geringen beobachteten Erosionswiderstands wurden die beprobten Feinsedimente generell als leicht mobilisierbar eingestuft. Die Stichprobe dieser Untersuchungen ist zu gering, um auf die übrigen Feinsedimentablagerungen in den Buhnenfeldern der Elbe rückzuschließen. Im Sinne einer Abschätzung „auf der sicheren Seite“ sollten zumindest die oberflächennahen Feinsedimentablagerungen (in der Untersuchung wurden 50 cm betrachtet) als mobilisierbar und damit als am Transport partikelgebundener Schadstoffe beteiligt angesehen werden.

Literaturverzeichnis zu Kapitel 2

BABOROWSKI, M., BÜTTNER, O., MORGENSTERN, P., JANCKE, T.& WESTRICH, B. (2012): Spatial variability of metal pollution in groyne fields of the Middle Elbe – Implications for sediment monitoring. Environmental Pollution 167, 115-123.

BECKER, B. (2013): Bewertung von Buhnenfeldern der Binnenelbe. Kurzbericht, i.R. "Schadstoffsanierung Elbesedimente - ELSA", Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg, 4 Seiten und Datentabellen.

BfG (2008): Auswertung digitaler Fernerkundungsaufnahmen des Elbe-Wasserlaufes (FE-Datenauswertung Elbe). BfG-Bericht 1580. Leitung H. Brockmann. Auftraggeber: Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost

CLAUS, E., PELZER, J., & HEININGER, P. (2010): Trendmonitoring von Schadstoffen in Sedimenten und Schwebstoffen der Binnenelbe. Mitt.Umweltchem. Ökotox., 16(4), 100-102.

FGG Elbe (2013): Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Flussgebietsgemeinschaft Elbe.

FREY, M. (2005): Analyse der potenziellen faunistischen Habitate in Buhnenfeldern der Elbe in Abhängigkeit von deren Gestalt, Lage und Verlandungsgrad. Unveröffentlicht, Diplomarbeit, Fachhochschule Bingen, Bingen.

HACKL, R. (2008): Glasgerinne – Grundlagenversuche über die Funktionsweise von Buhnen. Technische Universität Graz, Graz.

HARTMANN, S., & WIEPRECHT, S. (2013): Erosionsmessung Elbe-Buhnenfelder (Technischer Bericht 05/2013). Stuttgart: Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft, Universität Stuttgart.

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.

HEISE, S., CLAUS, E., HEININGER, P., KRÄMER, T., KRÜGER, F. & SCHWARTZ, R. (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. (2008): Bewertung der Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Im Auftrag der FGG Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sediment-management (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg. Hamburg.

IKSE (2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Magdeburg: Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE).

PROHASKA, S. (2009): Development and Application of a 1D Multi-Strip Fine Sediment Transport Model for Regulated Rivers (Dissertation). Stuttgart: Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.

RIEHL, K. (1993): Untersuchungen zur Kornzusammensetzung der Elbesedimente an Sand- und Kiesbänken sowie Buhnenfeldern zwischen Strom-Kilometere 8,2 und 449,5 (BfG-Bericht 0736). Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde.

ROMMEL, J. (2010): Aspekte der Ufer- und Vorlandhöhenänderung entlang der freifließenden deutschen Elbe (Bericht zur Untersuchung im Auftrag der Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe).

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.

SUKHODOLOV, A., UIJTTEWAAL, W. S. J., & CHRISTOF, E. (2002): On the correspondence between morphological and hydrodynamical patterns of groyne fields. Earth Surface Processes and Landforms, 27(3), 289-305.

TEN BRINKE, W. B. M., KRUYT, N. M., KROON, A., & VAN DEN BERG, J. H. (2009): Erosion of Sediments between Groynes in the River Waal as a Result of Navigation Traffic Fluvial Sedimentology VI (pp. 147-160): Blackwell Publishing Ltd.

WEITBRECHT, V. (2004): Influence of Dead-water Zones on the Dispersive Mass Transport in Rivers (Dissertation). Karlsruhe: Universität Karlsruhe (TH).

WIRTZ, C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Buhnenfeldern der unteren Mittelelbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung (Dissertation). Berlin: Freie Universität Berlin.

3 Die Staustufen der Bundeswasserstraße Saale

Evelyn Claus, Gudrun Hillebrand, Benjamin Becker,

Christel Möhlenkamp, Peter Heininger

3.1 Allgemeines

Die Bestandsanalyse in der Bundeswasserstraße Saale beruht auf folgenden Untersuchungen, Berichten und Messkampagnen:

I. Chemische Beurteilung der Sedimente

- umfangreiche chemische Untersuchungen der Sedimente durch die BfG an der Bundeswasserstraße Saale und in den Mündungsbereichen einzelner Nebenflüsse der Saale in den Jahren 2000, 2006 und 2010
- Dioxinuntersuchungen des LHW 2005-2010 (LHW 2012)
- chemische und hydrologische Untersuchungen der Gesamtsaale gemeinsam mit dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) und dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), 2010
- chemische Untersuchungen der Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe 2011-2013 im Zuge der Ausarbeitung der Sedimentmanagementkonzepte von FGG Elbe und IKSE (FGG Elbe, 2013; IKSE 2014)
- Monitoringprogramm der BfG für Sedimente im Elbeeinzugsgebiet
- Untersuchung des Einflusses von Extremereignissen auf die Sedimentqualität

II. Erfassung von Sedimentmengen und -schichtungen

- sedimentologische Untersuchungen der Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe in den Jahren 2012 und 2013 im Zuge der Ausarbeitung der Sedimentmanagementkonzepte von FGG Elbe und IKSE (FGG Elbe 2013; IKSE 2014)
- Peilungen der Fahrrinne (3D-Archiv der WSV)
- Peilungen der Staustufen über die Fahrrinne hinaus (Profilpeilungen der WSV, 2011)
- Baggergutmengen des WSA Magdeburg von 1994-2012 (WEISE 2011)
- Untersuchung des Einflusses von Extremereignissen auf Sedimentumlagerungen

Von km 124,16 bei Bad Dürrenberg bis zur Mündung bei km 0 in die Elbe (bei Elbe-km 290,78) ist die insgesamt 413 Kilometer lange Saale eine Bundeswasserstraße, für die das Wasser- und Schifffahrtsamt Magdeburg zuständig ist. Die Bundeswasserstraße ist geprägt durch ihre zwölf Staustufen (Abbildung 3.1), in deren Ober- und Unterhäfen der Schleusen große Mengen an potenziell remobilisierbaren Sedimenten lagern.

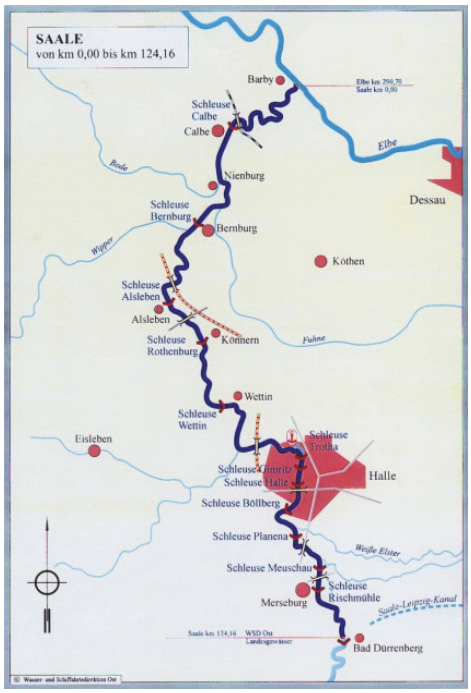


Abbildung 3.1
Die Staustufen der Bundeswasserstraße Saale (Quelle: WSV)

Die Bundeswasserstraße Saale ist durch zahlreiche Schadstoffe industrieller, kommunaler und bergbaulicher Herkunft belastet. Einen wesentlichen Beitrag zu deren Belastung leisten die zahlreichen Nebenflüsse.

Die Saale trägt mit Anteilen von ca. 20 %, bezogen auf das Bilanzprofil Schnackenburg (km 474,5), wesentlich zum Feststofftransport der Elbe bei. Die Grundlage für diese Aussage bildet die Datenreihe der Jahre 1992-2011. Die Daten für die Messstellen Calbe (Saale-km 20,0) und Hitzacker (Elbe-km 522,6) stammen aus dem WSV-Schwebstoffdauermessnetz.

3.2 Ziel der Untersuchungen

Das Untersuchungs- und Bestandsanalyseprogramm in der Bundeswasserstraße Saale war darauf ausgerichtet, zuverlässige Daten über die Ablagerung von Sedimenten sowohl in qualitativer als auch quantitativer Hinsicht zu erhalten. Die Ergebnisse aus vorliegenden Berichten, Messkampagnen und Untersuchungen wurden zu einer belastbaren Gesamtaussage zusammengetragen.

Das „Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Belastungsschwerpunkt Schadstoffe“ behandelt aus überregionaler Sicht verschiedene Aspekte zu dem Untersuchungsgebiet Saale (FGG Elbe 2009).

Durch eigene chemische und sedimentologische Untersuchungen sowie Auswertungen zahlreicher Peilfahrten der WSV wurde das vorhandene Frachtpotenzial für relevante Schadstoffe abgeschätzt.

Es wurde eine schwellenwertbezogene Analyse der Qualität der untersuchten Staustufen vorgenommen.

Zentrale Aussagen der umfangreichen Untersuchungen sind in das Sedimentmanagementkonzept der Elbe eingeflossen (FGG Elbe 2013, IKSE 2014).

3.3 Chemische Belastung der Sedimente

Die Schadstoffbelastung der Saale hat sich in den letzten 25 Jahren sowohl für organische Stoffe als auch Schwermetalle und weitere Elemente wesentlich verbessert, ist aber für einzelne Parameter weit entfernt von der Einhaltung geforderter Umweltqualitätsnormen. So zeigt z. B. ein Vergleich der Untersuchungsergebnisse von 1950 und 1996 beeindruckend den Rückgang der Konzentrationen einzelner, partikulär gebundener Schwermetalle für den Oberlauf der Saale (PROFT & SCHRÖN 2007). Vergleichende Untersuchungen für Schwermetalle aus den Jahren 1991, 1993-95 und 2000 liegen auch von ZERLING et al. (2003) vor. In der Saale sind Remobilisierung, Transport und Neuablagerung von Altsedimenten nach dem Hochwasser 1994 deutlich erkennbar. In der Weißen Elster ist es im Zeitraum von 1991 bis 2000 für die meisten Metalle zu einer deutlichen Abnahme der mittleren Gehalte gekommen (ZERLING et al. 2006). Dioxinuntersuchungen verschiedener Autoren zeigen deren Eintrag in die Elbe, u. a. auch aus der Saale. Betroffen von der Belastung durch Dioxine sind neben Flusssedimenten auch überflutete Flächen der Auen der Elbe (UMLAUF et al. 2005), (STACHEL et al. 2006).

Ein langjähriges Monitoringprogramm erfasst die Gehalte an Dibenzodioxinen und -furanen sowie dl-PCB auch in Weißfischen und Aalen (STACHEL et al. 2007).

Umfangreiche Ergebnisse zur Belastung von Fischen mit Arzneimitteln und Körperpflegeprodukten gibt es von der Umweltprobenbank des Bundes. Auch die Saale (Wettin) zeigt eine hohe Anreicherung der genannten Stoffgruppen (SUBEDI et al. 2012).

Aktuelle Ergebnisse (2005-2010) zur Dioxinbelastung von Schwebstoffen der Saale wurden durch den LHW erhoben (LHW 2012).

Auch Stoffgruppen wie z. B. Nonylphenole spielen eine große Rolle bei der Belastung und ökotoxikologischen Wirkung von Saalesedimenten (BUCHINGER et al. 2013).

Die Sedimentproben im Untersuchungsprogramm der BfG wurden in den Staustufen mit van Veen Greifern und Stechrohren entnommen. Chemisch untersucht wurden ausschließlich die oberen, potenziell remobilisierbaren Sedimentschichten (ca. 0-20 cm). Alle organischen Schadstoffe sind in der Gesamtprobe < 2 mm untersucht worden, die Schwermetalle in der Fraktion < 20 µm.

Die Bewertung der chemischen Belastung der Sedimente in der Bundeswasserstraße Saale und in den Mündungen zahlreicher Nebenflüsse erfolgte anhand zahlreicher Untersuchungen der BfG aus den Jahren 2000, 2006 und 2009 bis 2013.

Im Jahr 2010 fand eine umfangreiche Messkampagne gemeinsam mit dem LHW und dem UFZ (Abbildung 3.2) statt, in der neben partikulär gebundenen Schadstoffen in Sedimenten auch die Belastung der Oberflächenwässer ermittelt wurde. Die hohe Metallbelastung des Oberflächenwassers der Saale und deren Mischungsverhalten im Fluss und bei Einmischung in die Elbe ist bekannt (WEIGOLD & BABOROWSKI 2009), aber nicht Themenschwerpunkt dieser Untersuchungen.

Durch das LHW erfolgte außerdem eine Messung der Durchflüsse in den Nebenflüssen.

Auch während der jährlich stattfindenden Probennahmen im Längsprofil der Elbe (Monitoringprogramm der BfG seit 1991) werden die saaletypischen Schadstoffe in Sedimenten bestimmt (HEININGER et al. 2003; HEININGER et al. 1998).

Abbildung 3.2 Untersuchungsgebiete der Saale 2010 (BfG, LHW, UFZ)

Die Probennahmen fanden grundsätzlich unter Niedrig- bis Mittelwasserdurchflüssen statt. Zu Beginn des Jahres 2011 und zwischen den Probenahmen von April und September 2013 traten Hochwasserereignisse auf (Abbildung 3.3). Bei der Diskussion zur chemischen Belastung der Sedimente werden die Ergebnisse der Untersuchungen von Juli 2010 als Ausgangswerte herangezogen.

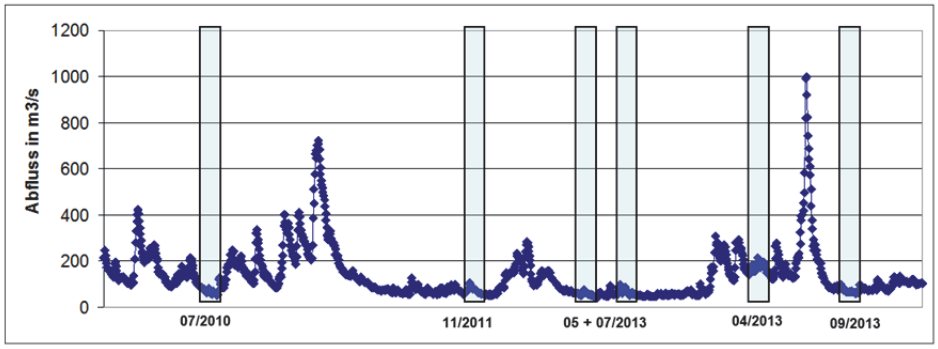


Abbildung 3.3 Messkampagnen (Säulen) und Durchfluss (Linie) der Saale im Untersuchungszeitraum 1.1.2010 bis 31.12.2013 (Pegel Calbe-Grizehne)

In den Jahren 2012 und 2013 wurden exemplarisch die Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe in drei Messkampagnen betrachtet. Deren grundsätzliche Untersuchungsergebnisse und Aussagen, insbesondere zum Ablagerungsverhalten von Sedimenten, wurden auf die anderen Staustufen übertragen. Neben den Ergebnissen der Probenahme 2010 werden teilweise Daten aus dem Jahr 2011 herangezogen (Calbe).

Alle vor 2010 erhobenen Daten dienen ausschließlich der Plausibilisierung und sind in der Datentabelle (Tabelle 3.1) nicht enthalten. Für die Bewertung der Qualität der Sedimente wurde die dreistufige Klassifizierung (Schwellenwerte) gemäß Sedimentmanagementkonzept der IKSE (2014) verwendet.

Tabelle 3.1 Chemische Belastung der Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe (2010 bis 2013)

ProbenNr.		100394	120173	130612	100412	120179	130187	130624	100422	110721	130193	130630
Kompartiment		Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd	Sd
Profil		0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-20	0-10	0-20	0-20
Ort		Rischmühle, ob. Schleusen-graben	Rischmühle, ob. Schleusen-graben	Rischmühle, ob. Schleusen-graben	Rothenburg, ob. Schleusen-graben	Rothenburg, oberhalb Schleuse	Rothenburg, oberhalb Schleuse	Rothenburg, oberhalb Schleuse	Calbe, ob. Schleusen-graben	Calbe, Schleuse, oberhalb	Calbe, Schleuse, oberhalb,	Calbe, Schleuse, oberhalb,
Gewässer		Saale	Saale	Saale	Saale	Saale	Saale	Saale	Saale	Saale	Saale	Saale
Datum von		26.07.2010	14.05.2012	03.09.2013	28.07.2010	15.05.2012	03.04.2013	04.09.2013	29.07.2010	23.11.2011	04.04.2013	05.09.2013
	Einheit											
TOC	g/kg	56,7	58	29	66	56	67	50	57	55	47	45
TR	%	34	30	54	34	25	29	28	42	24	35	38,4
Bodenfeuchtedichte	g/cm³	1,28	1,23	1,48	1,28	1,18	1,23	1,23	1,33	1,18	1,28	1,33
Feinkornanteil < 63 µm	%	86,7	90,2	38,7	66,5	83,2	90,5	80,4	80,4	77,6	74,6	76,2
Feinkornanteil < 20 µm	%	65,5	65,3	26,7	58,3	73,7	70,6	73,0	63,3	62,8	49,3	50,8
Hg	(<20 µm) mg/kg	0,32	0,4	2,3	40	12	36	29	45	34	4,6	6,6
Cd	(<20 µm) mg/kg	1,20	1,3	1,6	9,9	7,1	13	9	11	9,9	9,8	8,47
Pb	(<20 µm) mg/kg	60	68	87	221	232	285	222	261	295	226	241
Zn	(<20 µm) mg/kg	362	378	500	2050	2090	3340	2410	2350	2290	2170	1850
Cu	(<20 µm) mg/kg	66	62	82	296	120	298	107	365	303	151	183
Ni	(<20 µm) mg/kg	47	54	62	113	70	114	81	103	86	78	67
As	(<20 µm) mg/kg	10	10,8	13,0	22,4	13,9	22,8	17,5	22,0	28	18,6	16,6
Cr	(<20 µm) mg/kg	59	65	65	197	97	173	107	212	165	80	76
a-HCH	µg/kg TS	0,06	7,35	4,20	0,062	0,86	0,7	0,5	0,062	0,90	1,0	0,7
b-HCH	µg/kg TS	0,07	2,38	1	0,11	0,40	2,0	0,7	0,05	0,51	0,9	0,8
g-HCH	µg/kg TS	0,10	0,61	0,50	0,035	2,3	2,2	1,0	0,035	2,0	1,0	0,7
p,p'-DDT	µg/kg TS	5,9	58	6	2,6	11	5,6	7,2	0,56	5,9	25	7,5
p,p'-DDE	µg/kg TS	12	9	6	1,9	20	36	25	32	35	14	14,2
p,p'-DDD	µg/kg TS	9,9	12	9	20	21	23	25	29	45	15	16,7
PCB 28	µg/kg TS	0,37	0,4	0,2	3	0,9	2,1	1,3	4	3,5	0,9	1,6
PCB 52	µg/kg TS	0,43	0,6	0,5	3	1,8	0,9	1,4	4,8	3,2	1,8	2,3
PCB 101	µg/kg TS	1,1	0,9	1,3	7,2	4,0	6,2	4,5	8,4	13	3,0	2,8
PCB 118	µg/kg TS	1,1	0,7	0,6	5,8	2,9	3,5	2,1	5,6	7,7	1,7	1,6
PCB 138	µg/kg TS	1,7	1,2	2,0	9,4	3,5	8,5	7,0	11	14	4,0	3,0
PCB 153	µg/kg TS	2,0	2,6	2,2	12	8,2	11	7	13	15	4,8	3,7
PCB 180	µg/kg TS	1,1	0,8	1,4	6,9	6,2	5,7	3,9	5,8	5,8	2,4	2,0
PeCB	µg/kg TS	0,31	0,5	0,4	8,4	3,1	7,8	3,8	16	18	2,9	5,5
HCB	µg/kg TS	2,8	1,8	1,2	38	12	28	12	34	20	12	12,8
Benzo(a)pyren	mg/kG TS	0,28	0,08	0,22	0,21	0,26	0,18	0,26	1,3	0,8	0,18	0,3
Anthracen	mg/kG TS	0,07	0,016	0,10	0,61	0,21	0,39	0,35	0,66	0,66	0,13	0,24
Fluoranthen	mg/kG TS	0,62	0,15	0,55	2,1	1,2	1,6	1,0	4,9	3,6	0,69	0,84
Summe 5 PAK **	mg/kG TS	3,5	0,3	0,9	0,9	1,3	1,2	1,1	5,1	3,5	1,1	1,18
TBT	µg/kg TS	1,3	10	5,5	440	71	780	150	620	460	25	15
Dioxine und Furane TE (ITE)	ng I-TEQ/kg TS	4,5			15,5*				79			

* *Daten Wettin (LHW)*
*** Summe 5 PAK: Benz[a]pyren, Benzo[b]fluoranthen, Benzo[k]fluoranthen, Benzo[ghi]perylen, Indeno[123]pyren*

Durch die Untersuchungsergebnisse der Staustufe Rischmühle (km 115,2) wird der qualitative Zustand der Saale (Bundeswasserstraße ab km 124,16) in ihrem Oberlauf beschrieben. Die Staustufe Rothenburg (km 58,7) repräsentiert den darauffolgenden Gewässerabschnitt, der zusätzlich zum Oberlauf wesentlich durch die Einträge aus den Nebenflüssen Weiße Elster, Salza und Schlenze beeinflusst wird. Die Bundeswasserstraße Saale ist auf dem Abschnitt von Rothenburg bis zur Staustufe Calbe, 20 km vor Mündung in die Elbe, geprägt durch die stromaufwärts gelegenen Gewässerabschnitte und zusätzlich durch die Einträge aus den Nebenflüssen Fuhne, Wipper und Bode.

Die Bundeswasserstraße Saale erweist sich nach Klassifizierung (untere und obere Schwellenwerte) gemäß Sedimentmanagementkonzept der IKSE für nahezu alle Schadstoffe als durchgängig belastetes Gewässer. Lediglich die Schadstoffkonzentrationen im Oberlauf der Saale (Staustufe Rischmühle) zeigen geringere Werte. Messwerte unterhalb des unteren Schwellenwertes sind im Zeitraum von 2010 bis 2013 durchgängig lediglich für β-HCH bestimmt worden. Einzelne PAK, p,p'- DDT, Pentachlorbenzol sowie α-HCH und γ-HCH liegen in einzelnen Proben unter diesem Schwellenwert.

Die Staustufe Rischmühle

Abbildung 3.4 Oberhafen der Schleuse Rischmühle

Bei den Proben aus der Staustufe Rischmühle (Abb. 3.4) handelt es sich um feinkörnige Sedimente mit einem TOC-Gehalt von 2,9 bis 5,8 %. Die Anteile der Fraktionen < 20 µm bzw. < 63 µm liegen im Mittel bei 65 bzw. 90 % (Ausnahme: Probe von 09/2013).

Für Blei, Nickel, p,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE und TBT wird in den drei betrachteten Jahren der obere Schwellenwert durchgängig überschritten. Insgesamt sind die Überschreitungen dieses Schwellenwertes sehr moderat. Die Schwermetallgehalte sind insgesamt auf verhältnismäßig niedrigem Konzentrationsniveau nahezu konstant. Die Untersuchungen nach dem Hochwasser 2013 zeigen lediglich einen auffälligen Anstieg der Hg-Konzentration.

Der Vergleich der Untersuchungsjahre 2010 und 2012 zeigt für die p,p'-DDX und die HCH-Isomere sowie TBT einen Anstieg. Die Konzentrationen der PAK verringerten sich. Aus den Untersuchungen 2010 ist bekannt, dass die DDT-

Metabolite in diesem Gewässerabschnitt aus der Rippach in die Saale eingetragen werden.

Die Staustufe Rothenburg

Die feinkörnigen Sedimente aus der Staustufe Rothenburg (Abb. 3.5) besitzen einen TOC-Gehalt zwischen 5,0 und 6,7 %. Die Anteile der < 20 µm- bzw. < 63 µm- Fraktion liegen durchschnittlich bei 70 bzw. 80 %.

Abbildung 3.5 Oberhafen der Schleuse Rothenburg

Die Untersuchungsergebnisse zeigen für die meisten Parameter deutlich höhere Konzentrationen gegenüber den Proben der Staustufe Rischmühle. Das gilt insbesondere für die meisten Schwermetalle, die PCB, HCB und für TBT. Die TBT-Gehalte sind in besonders starkem Maße, um den Faktor 80, erhöht. Diese hohen Gehalte lassen sich größtenteils durch die Einträge aus der Weißen Elster erklären. Die hohen Konzentrationen der Schwermetalle Blei, Zink, Cadmium und Kupfer sind auf die Einträge aus der Schlenze (Schlüsselstollen) zurückzuführen. Cadmium und Quecksilber zeigen gegenüber dem Oberlauf der Bundeswasserstraße Saale deutlich höhere Gehalte. Hier spielen die Einflüsse der Laucha, Luppe und Weißen Elster im Bereich des Industriestandortes Schkopau eine bedeutende Rolle.

Von den drei betrachteten Proben aus den Jahren 2010, 2012 und April 2013 zeigt die Probe von 2012 die geringsten Gehalte. Dies könnten die Auswirkungen des Januarhochwassers 2011 sein. Die Ergebnisse der Proben von 2010 und April 2013 sind sehr gut vergleichbar. Auch das nächste Hochwasserereignis vom Sommer 2013 ist deutlich an den Messwerten erkennbar. Die Untersuchungsergebnisse vom September 2013 zeigen wiederum niedrigere Gehalte als vor dem Hochwasser vom April 2013.

Die Staustufe Calbe

Bei den Proben aus der Staustufe Calbe (Abb. 3.6) handelt es sich um feinkörnige Sedimente mit einem durchschnittlichen TOC-Gehalt von 5,1 %. Die Anteile der < 20 µm- bzw. < 63 µm-Fraktion liegen im Mittel bei 57 bzw. 77 %.

Abbildung 3.6 Oberhafen der Schleuse Calbe

Die zur Validierung herangezogenen Ergebnisse der Untersuchungsjahre 2010 und 2011 unterscheiden sich sehr deutlich von denen des Jahres 2013. 2010 und 2011 sind in der Staustufe Calbe ähnliche Konzentrationsniveaus wie in der Staustufe Rothenburg gemessen worden. Für nahezu alle Parameter sind in den beiden Proben des Jahres 2013 um ein Vielfaches geringere Konzentration ermittelt worden. Im Durchschnitt handelt es sich um eine Verringerung der Gehalte um das 1,1- bis 6,2-fache. Besonders auffällig ist die Abnahme der TBT-Gehalte um den Faktor 18 und die des Quecksilbers um den Faktor 10. Das Hochwasser 2013 hat keine wesentliche Veränderung der Belastungssituation verursacht.

Im Vergleich zur Staustufe Rothenburg ist in Calbe ein auffälliger Anstieg der Konzentrationen für die Dioxine zu verzeichnen. Hierfür sind u. a. die Einträge aus der Bode verantwortlich (LHW 2012).

Untersuchungen der Elbe nach dem Hochwasser 2002 zeigten den Eintrag von Dioxinen u. a. auch aus der Saale (UMLAUF et al. 2005).

3.4 Erfassung der Sedimentmengen

Die Altsedimente der Saale stellen ein hohes Risiko für das Elbeeinzugsgebiet dar. Die Sedimente sind zumindest teilweise remobilisierbar, treten in hohen Mengen auf und besitzen, resultierend aus verschiedenen regionalen Einzugsgebieten und Nebenflüssen, ein hohes Schadstoffpotenzial. Eine praktikable Methode zur Abschätzung der Altsedimentmengen ist daher zwangsläufig erforderlich.

Bei der Ermittlung der Menge an Altsedimenten der Saale handelt es sich um ein Teilprojekt im Rahmen der Erhebung im Einzugsgebiet der Binnenelbe (FGG Elbe 2013).

Das Flussbett der frei fließenden Saale ist durch kiesige Sedimente gekennzeichnet. Die Staustufen der Bundeswasserstraße, insbesondere ihre Vorhäfen, hingegen sind 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 Grundlage aller Untersuchungen bildete ein gemeinsames Konzept von BfG und WSA Magdeburg. Aus den regelmäßigen Peilungen der WSV konnten zunächst Anhaltspunkte über Sedimentationsschwerpunkte ermittelt werden.

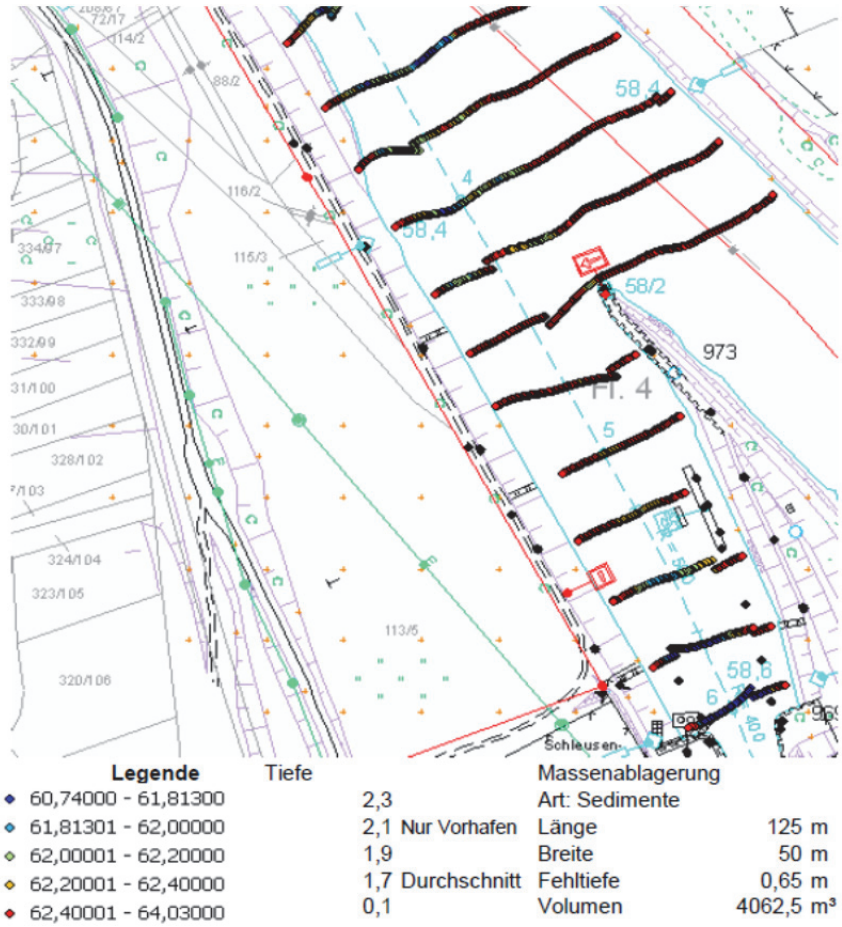


Abbildung 3.7 Querprofilpeilung (WSV) zur Ermittlung der Sedimentablagerung im Unterhafen der Schleuse Rothenburg (Ausschnitt)

Im Jahr 2011 fanden zusätzlich Querprofilpeilungen des WSA Magdeburg mit dem Boot „Profil“ (Echolot) in den Vorhäfen der Saale und den Wehrsaalen statt. Ermittelt wurden die Gesamtmengen an Ablagerungen bis zur Sollsohle (Abbildung 3.7, Beispiel Unterhafen der Schleuse Rothenburg). Diese Peilungen gingen über die Fahrrinne hinaus und zeigten Sedimentationsräume in den Randgebieten der Staustufen. Die Daten der Profilpeilungen dienten letztendlich zur Validierung der durch die BfG erhobenen Daten.

Detaillierte Untersuchungen der BfG zur Erfassung der Sedimentmächtigkeiten erfolgten im Mai/Juli 2012 sowie im April und im September 2013. Dazu wurden die Staustufen Rischmühle (km 115,2), Rothenburg (km 58,7) und Calbe (km 20,0) beispielhaft unter den zwölf Staustufen der Bundeswasserstraße Saale ausgewählt. Diese Staustufen unterscheiden sich in ihrer Größe und geografischen Lage im Flussverlauf und sollen damit die Gesamtsituation an der Bundeswasserstraße Saale so repräsentativ wie möglich wiedergeben.
Zwischen den Probenahmen im April und im September 2013 ist im Juni 2013 ein extremes Hochwasserereignis eingetreten.
In den Staustufen (Ober- und Unterhäfen, Schleusenkammern, Wehrsaalen) Calbe, Rothenburg und Rischmühle wurden an 50, 22 bzw. 21 Messpunkten Peilungen mit einer Peilstange zur Ermittlung der Sedimentmächtigkeiten durchgeführt. Parallel dazu wurde die Qualität der Sedimente bzgl. ihres Alters (frische oder alte Ablagerungen) durch Beprobung mit durchsichtigen Stechrohren erfasst (Abbildung 3.8).

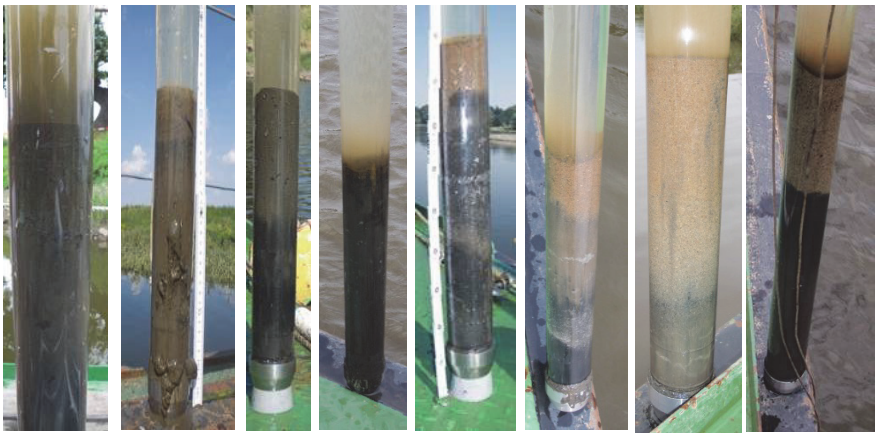


Abbildung 3.8 Stechrohrproben – Schichtungen

Die Untersuchungen wurden mit Hilfe von Schiffen des WSA Magdeburg durchgeführt.
Die Wehrsaalen enthielten keine bzw. vernachlässigbar geringe Mengen an feinkörnigem Material. Sie werden daher für die weitere Mengenermittlung der Sedimente nicht weiter berücksichtigt. Alle Daten wurden in Tabellen zusammengefasst. Einzelne Proben wurden für chemische Untersuchungen (organische Schadstoffe, Schwermetalle und Arsen) und zur Ermittlung von Strukturparametern (Korngrößenanalyse, TOC) verwendet.

Staustufe Rischmühle

In den Ober- und Unterhäfen der Schleuse Rischmühle lagern 2012 (zum Zeitpunkt der Probenahme) zwischen 20 bis > 170 cm Feinsediment, durchschnittlich ca. 94 cm. Die Auflage an frisch abgelagerten Sedimenten beträgt ca. 20 cm (Schätzung). In den Schleusenkammern liegen ca. 20 cm Feinsediment. Die Wehr- und Stromsaale enthält keine feinkörnigen Sedimente. Die Untersuchungen wurden an 21 Messpunkten durchgeführt (Abbildung 3.9).

Abbildung 3.9 Messpunkte in der Staustufe Rischmühle (Quelle der Hintergrundkarte: Bundesamt für Kartographie und Geodäsie)

Staustufe Rothenburg

In den Ober- bzw. Unterhäfen der Schleuse Rothenburg lagern 2012 und 2013 zwischen 40 bis 150 cm Feinsediment, durchschnittlich 60 bis 70 cm. Die Auflage an frisch abgelagerten Sedimenten beträgt ca. 15 bis 100 cm, durchschnittlich 40 cm. Die Schleusenkammern sowie die Wehr- und Stromsaale enthalten keine feinkörnigen Sedimente. Die Peilungen fanden an 22 Messpunkten statt (Abbildung 3.10).

Abbildung 3.10 Messpunkte in der Staustufe Rothenburg (Quelle der Hintergrundkarte: Bundesamt für Kartographie und Geodäsie)

Staustufe Calbe

In den Ober- bzw. Unterhäfen der Schleuse Calbe lagern 2012 und 2013 (zum Zeitpunkt der Probenahme) zwischen 10 bis > 170 cm Feinsediment, durchschnittlich 70 bis 80 cm. Die Auflage an frisch abgelagerten Sedimenten beträgt ca. 10 bis 30 cm. Die Schleusenkammern sowie die Wehr- und Stromsaale enthalten keine feinkörnigen Sedimente. Insgesamt wurde an 50 Messpunkten untersucht (Abbildung 3.11).

Abbildung 3.11 Messpunkte in der Staustufe Calbe (Quelle der Hintergrundkarte: Bundesamt für Kartographie und Geodäsie)

Die genannten Durchschnittswerte für die feinkörnigen frischen Sedimentauflagen in den drei Staustufen wurden jeweils durch Interpolation der gepeilten Einzelwerte auf die Fläche der Staustufe (Ober- und Unterhäfen gemeinsam) ermittelt, errechnet als arithmetischer Mittelwert des interpolierten Rasters (Tabelle 3.2).

Tabelle 3.2 Mittlere Sedimentmächtigkeiten (BfG-Peilungen)

Stauhaltung	2012 Gesamt cm	2012 Frisch cm	2013 Gesamt cm	2013 Frisch cm
Rischmühle	94	n.g.*	n.g.*	n.g.*
Rothenburg	61	37	68	40
Calbe	70	11	82	26

** n.g. nicht gemessen*

3.5 Mengenermittlung – Extrapolation der Daten

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 drei Staustufen zunächst im Vergleich mit den Ergebnissen der Profilpeilungen der WSV validiert. Berechnet wurden „von Hand“ zum einen die Volumina der Gesamtschlammmengen durch lineare Interpolation zwischen den Messpunkten (Methode 1) und zum anderen sowohl die Gesamtschlammmengen (Methode 2a) als auch die frischen Schlammmengen (Methode 2b) unter Verwendung einer GIS-Methode: Inverse Distance Weighting zwischen den Messpunkten (Tabelle 3.3).

Tabelle 3.3 Geschätzte Sedimentmengen in den Staustufen

Saaleabschnitt	erfasste/abgeschätzte Mengen WSA	erfasste/abgeschätzte Mengen BfG (m³)		Mengen nur frisch BfG (m³)
	m³	Methode 1	Methode 2a	Methode 2b
Alsleben Unterhafen	7475	*)	*)	
Alsleben Wehrsaale	1920			
Böllberg Oberhafen	60			
Böllberg Unterhafen	150			
Calbe Oberhafen	*)	33750	63070	10300
Calbe Unterhafen		28020		
Calbe Wehrsaale	4290			
Gimritz Wehrsaale	0			
Meuschau Oberhafen	220			
Meuschau Unterhafen	1920			
Meuschau Wehrsaale	0			
Planena Oberhafen	120			
Planena Unterhafen	1344			
Planena Wehrsaale	0			
Pulverweiden Wehrsaale	0			
Rischmühle Oberhafen	300	650	5270	
Rischmühle Unterhafen	2880	6250		
Rischmühle Wehrsaale	0			
Rothenburg Oberhafen		23080		
Rothenburg Schleuse		2440	39600	24220
Rothenburg Unterhafen	4062,5	11030		
Rothenburg Wehrsaale oben	1600			
Rothenburg Wehrsaale unten	64560			
Trotha Unterhafen	2887,5			
Wettin Kraftwerk	0			
Wettin Wehrsaale	0			

**) Keine Werte in der Tabelle bedeutet:Es wurden keine Werte erhoben. Beprobte Flächen, an denen keine Ablagerungen gefunden wurden, sind dem gegenüber mit "0 m³" gekennzeichnet*

Eine Extrapolation der Daten auf alle anderen Staustufen der Saale fand anschließend ausschließlich für die frisch abgelagerten, potenziell remobilisierbaren Sedimente statt.
Die Ergebnisse der Untersuchungen von 2012 in den Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe lassen die Annahme zu, dass eine momentane, durchschnittliche Ablagerung von 40 cm an frischen Feinsedimenten eine belastbare

Schätzung (eher eine leichte Überschätzung) darstellt. Die Wiederholungsuntersuchungen im April 2013 in den Staustufen Rothenburg und Calbe zeigen eine durchschnittliche Zunahme der frischen Sedimentablagerungen von ca. 10 cm in den Oberhäfen. Die Tabelle 3.4 enthält die Berechnung (für den Zeitpunkt der Probenahmen 2012 und April 2013) der Gesamtmenge an frischen Sedimenten für alle Staustufen (berechnet mit und ohne Flächen der Schleusenkammern).

Im Untersuchungszeitraum von April bis September 2013 gibt es *im Mittel* keine wesentlichen Veränderungen der Sedimentmengen. Selbst wenn es Umlagerungen der Sedimente gegeben hat, und davon ist bei dem Junihochwasser an der Saale auszugehen, sieht man über die gesamte Stauhaltung weder in den gepeilten Gesamtmengen noch in den gepeilten "Frischmengen" gemittelt signifikante Unterschiede (hier nicht dargestellt).

Während in Rothenburg und Calbe nach 2012 insgesamt Zunahmen in der Größenordnung von 10 cm zu verzeichnen waren, ist in Rischmühle eher eine Abnahme der Gesamtmächtigkeiten um knapp 20 cm ermittelt worden.

Tabelle 3.4 Mengen feinkörniger Sedimente in den Staustufen der Bundeswasserstraße Saale

Staustufe	Wasserfläche = Fläche potenzieller Ablagerungen m²	Gesamtfläche Staustufe m²	Ablagerung 2012 m³	Ablagerung 2013 m³
Alsleben Oberhafen	15500		6200	7750
Alsleben Schleuse	2870	32110	1148	1148
Alsleben Unterhafen	13740		5496	5496
Bernburg Schleuse + Vorhäfen	4200	4200	1680	1680
Böllberg Oberhafen	720		288	360
Böllberg Schleuse	380	1830	152	152
Böllberg Unterhafen	730		292	292
Calbe Oberhafen	32100		12840	16050
Calbe Schleuse	2720	61520	1088	1088
Calbe Unterhafen	26700		10680	10680
Gimritz Oberhafen	780		312	390
Gimritz Schleuse	540	8320	216	216
Gimritz Unterhafen	7000		2800	2800
Meuschau Oberhafen	1000		400	500
Meuschau Schleuse	420	5620	168	168
Meuschau Unterhafen	4200		1680	1680
Planena Oberhafen	1000		400	500
Planena Schleuse	380	5680	152	152
Planena Unterhafen	4300		1720	1720
Rischmühle Oberhafen	810		324	405
Rischmühle Schleuse	360	6400	144	144
Rischmühle Unterhafen	5230		2092	2092
Rothenburg Oberhafen	37800		15120	18900
Rothenburg Schleuse	2600	50400	1040	1040
Rothenburg Unterhafen	10000		4000	4000
Stadtschleuse Halle Oberhafen	300		120	150
Stadtschleuse Halle Schleuse	420	1520	168	168
Stadtschleuse Halle Unterhafen	800		320	320
Trotha Oberhafen	5600		2240	2800
Trotha Schleuse	450	16150	180	180
Trotha Unterhafen	10100		4040	4040
Wettin Oberhafen	25200		10080	12600
Wettin Schleuse	2740	46840	1096	1096
Wettin Unterhafen	18900		7560	7560
Summe:	**240590**	**240590**	**96236**	**108317**

2012 lagern in den Ober- und Unterhäfen (Schleusen) der zwölf Staustufen der Bundeswasserstraße schätzungsweise 96 000 m³ (91 000 m³, ohne Schleusenkammer) frisches Sediment, 2013 sind es 108 000 m³ bzw. 103 000 m³. Das entspricht einer Zunahme von 12 000 m³ zwischen den beiden Untersuchungsterminen (innerhalb von 10 Monaten), pro Jahr damit ca. 14 400 m³ oder 18 700 t (durchschnittliche Bodenfeuchtdichte von 1,3 g/cm³).

3.6 Baggerungen des WSA Magdeburg

Tabelle 3.5 gibt eine Übersicht der Schlammbaggerungen des WSA Magdeburg in den Staustufen der Bundeswasserstraße Saale von 1994 bis 2012 (WEISE 2011). Insgesamt wurden in dem genannten Zeitraum ca. 194 000 m³ (252 000 t) Schlamm entnommen. Dies entspricht in 18 Jahren einem durchschnittlichen Sedimenteintrag von ca. 11 000 m³. Die durch die BfG erhobene Menge von 14 400 m³ im Untersuchungszeitraum 2012/2013 erscheint daher plausibel, zumal Schwankungen durch unterschiedliche hydrologische Bedingungen in den einzelnen Jahre sehr wahrscheinlich sind.

Tabelle 3.5 Schlammbaggerung des WSA Magdeburg in Saaleschleusen (Angaben in Tm^3, Stand 01.01.2013)

	1994 1995	1996 1997	1998 1999	1999 2000	2001 2002	2003 2004	2005 2006	2009 2010	Summe
Calbe	11,2	30,1							41,3
Bernburg									
Alsleben	4,8	11,3	9,6						25,7
Rothenburg	5,7	5	24,9			9,3			44,9
Wettin	10,1	8,9	18,7			9,3			47,0
Trotha				4,6	2,4		0,7	1,75	9,45
Gimritz				5,2	1,4		0,1	0,58	7,28
Halle/St.				0,3	0,4			0,14	0,84
Böllberg				0,6	0,5			0,05	1,15
Planena				1,9	0,5		0,78	0,39	3,57
Meuschau			1,3				3,79	1,74	6,83
Rischmühle				2,6	1,8		1,40	0,46	6,26
Summe	31,8	20	54,5	15,2	7,0	18,6	6,77	5,11	194,3

Unter der Annahme, dass mit den Schlammbaggerungen alle frischen Sedimente entnommen worden sind, ergeben sich für die drei untersuchten Staustufen die in Tabelle 3.6 aufgeführten „Neuablagerungen“ (Vergleich April 2013 mit dem Zeitpunkt der letzten Schlammbaggerung).

Tabelle 3.6 Ablagerung frischer Sedimente seit der letzten Baggerung (Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe)

Staustufe	Saale-km	Jahr der letzten Bagge-rung	Bagger-menge (Schlamm) m³	Ablage-rung 2013 cm	Fläche Staustufe m²	Ablage-rung absolut m³	„Neu-ablage-rung“ m³/a
Risch-mühle	115,2	2009	640	20 *	6 400	1280	430
Rothen-burg	58,7	2003/4	9 300	40	50 400	20 200	2 200
Calbe	20,0	1997	27 600	26	61 520	16 000	1 000

** Daten 2012 (visuelle Schätzung aus Stechrohruntersuchungen)*

Bei den Berechnungen der „Neuablagerungen“ pro Jahr wurden keine hydrologischen Einflüsse (Hochwässer) berücksichtigt, Schwankungen der Neuauflagen pro Jahr in Abhängigkeit vom Durchfluss sind aber zu erwarten. Ebenso konnte nicht berücksichtigt werden, wie sich die zeitliche Ablagerungsrate bzw. das Korngrößenspektrum der jeweiligen Sedimentauflage im Jahresverlauf ändert.

3.7 Remobilisierung

Messungen zur Remobilisierung/Remobilisierbarkeit von Sedimenten in der Bundeswasserstraße Saale wurden im Rahmen der hier beschriebenen Untersuchungen nicht durchgeführt. Eine Einschätzung der remobilisierbaren Anteile der Sedimente erfolgte ausschließlich auf Grundlage einer visuellen Betrachtung (frisch abgelagerte oder alte, verfestigte Sedimente). Die in den Landesgewässern Sachsen-Anhalts und in den Elbe-Buhnenfeldern durchgeführten exemplarischen Messungen der Erosionsstabilität zeigten, dass der Tongehalt (Fraktion < 2 µm) einer Probe maßgeblich deren Erosionsstabilität bestimmt. Die Korrelation von Erosionsstabilität und anderen Korngrößenfraktionen ist noch zu prüfen.

Durch das Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung der Universität Stuttgart wurden im Staubereich Calbe (im Auftrag des UFZ) und in den Seitenstrukturen der Saale (im Auftrag des LHW) Proben für Remobilisierungsuntersuchungen entnommen. Die vorliegenden Daten liefern erste Anhaltspunkte für das Remobilisierungsverhalten von Sedimenten in staugeregelten Flüssen. Eine abschließende Bewertung kann noch nicht vorgenommen werden.

3.8 Eintrag und Austrag von Sedimenten in angrenzende Flächen

Eine Aussage zu Ein- und Austrägen von Sedimenten und Schwebstoffen in Bezug auf die angrenzenden Flächen kann für den Bereich der Bundeswasserstraße derzeit durch die BfG nur ansatzweise getroffen werden. Eine Abschätzung des großräumigen Sediment- und Schadstoffrückhalts wäre ein zusätzlicher, wichtiger Teil des Sedimentmanagementkonzeptes und könnte einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung von Frachtabschätzungen liefern.

Einige Untersuchungen zu Verlagerung, Verdünnung und Austrag von schwermetallbelasteten Flusssedimenten im Einzugsgebiet der Saale liegen aus den Jahren 1999-2003 vor (ZERLING et al. 2006).

Einzelne Aussagen zu Klimaprojektionen für den Sedimenthaushalt und Risiken durch kohäsive Sedimente wurden im Rahmen des KLIWAS-Projektes getroffen (HILLEBRAND et al. 2014).

Der Versuch einer Abschätzung von Sedimenteinträgen und -austrägen beim Hochwasserereignis 2013 an der Saale wird in Kapitel 5.7 vorgenommen.

3.9 Frachtpotenzial

Die Berechnung des Frachtpotenzials für die Schadstoffe in der Bundeswasserstraße Saale erfolgte ausgehend von der Menge an frischen Sedimentablagerungen. Da die Untersuchungsergebnisse in Bezug zum Trockengewicht ermittelt wurden, erfolgt zunächst eine Berechnung der „trockenen Sedimentmenge“. Die Frachtpotenziale für die organischen Schadstoffe und für die Schwermetalle wurden mit der Gesamtmenge an Sedimentablagerung berechnet. Die Analysenergebnisse der BfG liegen in der Gesamtfraktion < 2mm (organische Schadstoffe) und in der Fraktion < 20 µm (Schwermetalle) vor. Frachtpotenziale wurden für die Staustufen Rischmühle (2012), Rothenburg (2013) und Calbe (2011 und 2013) ermittelt. Da in der Staustufe Calbe im April 2013 für die meisten der untersuchten Schadstoffe ein völlig anderes Konzentrationsniveau als in den Jahren zuvor ermittelt wurde, ist auch das Jahr 2011 betrachtet worden (Tabelle 3.7).

Tabelle 3.7 Frachtpotenziale für organische Schadstoffe und Schwermetalle in den Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe

Kompartiment		Sd		Sd		Sd		Sd	
Profil		0-20		0-20		0-10		0-20	
Ort		Rischmühle, Schleuse oberhalb		Rothenburg, Schleuse oberhalb		Calbe, Schleuse oberhalb		Calbe, Schleuse oberhalb	
Gewässer		Saale		Saale		Saale		Saale	
Datum von		14.05.2012		03.04.2013		23.11.2011		04.04.2013	
	Einheit								
TOC	g/kg	58		67		55		47	
TR	%	30		29		24		35	
Bodenfeutedichte	g/cm³	1,23		1,23		1,18		1,28	
Feinkornanteil < 63 µm	%	90,2		90,5		77,6		74,6	
Feinkornanteil < 20 µm	%	65,3		70,6		62,8		49,3	
Menge Sediment in den Staustufen (frisch)	t		3150		29500		32700		35500
Menge Sediment in den Staustufen (gefriergetrocknet)	t		950		8600		13800		12400
						Zahlen 2012			
			Frachtpotenzial kg		Frachtpotenzial kg		Frachtpotenzial kg		Frachtpotenzial kg
Hg	(<20 µm) mg/kg	0,4	0,34	36	310	34	469	4,6	57
Cd	(<20 µm) mg/kg	1,3	1,24	13	112	9,9	137	9,8	122
Pb	(<20 µm) mg/kg	67,6	64	285	2451	295	4071	226	2802
Zn	(<20 µm) mg/kg	378	359	3344	28754	2289	31592	2168	26889
Cu	(<20 µm) mg/kg	62	59	298	2559	303	4188	151	1867
Ni	(<20 µm) mg/kg	54	51	114	981	86	1181	78	971
As	(<20 µm) mg/kg	10,8	10	22,8	196	28	382	18,6	231
Cr	(<20 µm) mg/kg	65	62	173	1488	165	2277	80	993
a-HCH	µg/kg TS	7,35	0,0070	0,7	0,0058	0,90	0,0124	1,0	0,0130
b-HCH	µg/kg TS	2,38	0,0023	2,0	0,0175	0,51	0,0070	0,9	0,0110
g-HCH	µg/kg TS	0,61	0,0006	2,2	0,0190	2,0	0,0270	1,0	0,0125
p,p'-DDT	µg/kg TS	58	0,0550	5,6	0,0480	5,9	0,0811	25	0,3094
p,p'-DDE	µg/kg TS	9	0,0090	36	0,3126	35	0,4830	14	0,1792
p,p'-DDD	µg/kg TS	12	0,0111	23	0,2004	45	0,6155	15	0,1810
PCB 28	µg/kg TS	0,4	0,0004	2,1	0,0178	3,5	0,0483	0,9	0,0114
PCB 52	µg/kg TS	0,6	0,0005	0,9	0,0074	3,2	0,0447	1,8	0,0218
PCB 101	µg/kg TS	0,9	0,0008	6,2	0,0537	13	0,1739	3,0	0,0376
PCB 118	µg/kg TS	0,7	0,0007	3,5	0,0301	7,7	0,1064	1,7	0,0211
PCB 138	µg/kg TS	1,2	0,0011	8,5	0,0731	14	0,1932	4,0	0,0496
PCB 153	µg/kg TS	2,6	0,0025	11	0,0937	15	0,2001	4,8	0,0596
PCB 180	µg/kg TS	0,8	0,0007	5,7	0,0494	5,8	0,0805	2,4	0,0300
PeCB	µg/kg TS	0,5	0,0005	7,8	0,0670	18	0,2484	2,9	0,0359
HCB	µg/kg TS	1,8	0,0017	28	0,2382	20	0,2760	12	0,1531
Benzo(a)pyren	mg/kG TS	0,08	0,0770	0,18	1,5308	0,8	10,63	0,18	2,29
Anthracen	mg/kG TS	0,016	0,0152	0,39	3,36	0,66	9,11	0,13	1,57
Fluoranthen	mg/kG TS	0,15	0,1425	1,6	13,43	3,6	49,68	0,69	8,50
Summe 5 PAK	mg/kG TS	0,3	0,2404	1,2	10,39	3,5	48,44	1,1	13,98
TBT	µg/kg TS	10	0,0095	780	6,7080	460	6,3480	25	0,3100
Dioxine und Furane (ITE), Daten 2010	ng I-TEQ/kg TS	4,5	0,000004	15,5	0,000133	79	0,001090	79	0,000979

Dioxindaten Rothenburg = Wettin (LHW)

Die Frachtpotenziale der Staustufe Rischmühle sind in Analogie zu den Konzentrationen einzelner Schadstoffe, im Vergleich zur Saale im Unterlauf, wesentlich geringer (s. auch Tabelle 3.1). Auffällig sind lediglich die höheren Gehalte an DDT-Metaboliten sowie α- und β-HCH. Die Staustufen Rothenburg und Calbe sind in ihren Frachtpotenzialen vergleichbar, allerdings zeigt Calbe 2013 einen starken Rückgang der Frachtpotenziale für die meisten Schadstoffe. Lediglich Cadmium, Blei und Zink sowie α-HCH und die Dioxine bleiben auf hohem Niveau relativ konstant.

3.10 Zusammenfassung

Qualität
Die Bundeswasserstraße Saale erweist sich nach Klassifizierung gemäß Sedimentmanagementkonzept der IKSE 2014 (untere und obere Schwellenwerte) als nahezu durchgängig belastetes Gewässer. Durch die Ergebnisse der drei Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe können der Gesamtzustand der Bundeswasserstraße Saale und der Einfluss der Nebenflüsse gut beschrieben werden.
Hochwässer haben einen wesentlichen Einfluss auf die standortbezogene Güte von Oberflächensedimenten.

Quantität
Die mittleren Schwebstoffjahresfrachten der Saale in die Elbe für den Zeitraum 2003-2008 betragen ca. 128 000 t (Min. 83 000 t, Max. 228 000 t). Die Verfrachtung erfolgt größtenteils über die Wehrsaalen.
In den Staustufen der Bundeswasserstraße lagern im Jahr 2013 ca. 140 000 t feinkörniges, potenziell remobilisierbares Sediment mit einer durchschnittlichen Schichtdicke von 40 cm. Im Jahreszeitraum Mai 2012 bis Mai 2013 betrug der Zuwachs an Ablagerungen ca. 18 700 t.
Altsedimente sind mit Tiefen, teilweise > 1,70 m, vorhanden (*Mit den verwendeten Stechrohren waren größere Sedimenttiefen nicht erfassbar).*
Im Untersuchungszeitraum von April bis September 2013 gibt es *im Mittel* keine wesentlichen Veränderungen der Sedimentmengen. Selbst wenn es Umlagerungen der Sedimente gegeben hat, und davon ist bei dem Junihochwasser an der Saale auszugehen, sieht man über die gesamte Stauhaltung weder in den gepeilten Gesamtmengen noch in den gepeilten "Frischmengen" gemittelt signifikante Unterschiede
In der frei fließenden Saale und in den Wehrsaalen lagern keine bzw. vernachlässigbar geringe Mengen an feinkörnigen Sedimenten.

Baggerungen
Im Zeitraum von 1994 bis Jahresbeginn 2013 wurden der Bundeswasserstraße Saale ca. 194 000m³ Schlamm, dies entspricht ca. 252 000 t, entnommen.

Unsicherheiten/Defizite
Die Untersuchungen fanden in drei der zwölf Staustufen der Bundeswasserstraße Saale statt. Die Ergebnisse der Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe wurden auf alle Staustufen übertragen.
Zur Erosionsstabilität der Saalesedimente fanden keine eigenen Untersuchungen statt. Eine mögliche Übertragung der Erkenntnisse aus den Untersuchungen der Seitenstrukturen in der Saale und der Buhnenfelder der Elbe steht noch aus.
In die Sedimentmengenbilanz gingen keine Ein- und Austräge aus der Fläche ein.
Die Schwellenwerte der IKSE zur Beurteilung der Gewässerqualität lassen keine wesentliche Differenzierung im Bereich der Saale als Bundeswasserstraße zu.

Literaturverzeichnis zu Kapitel 3

BUCHINGER, S., HEININGER, P., SCHLUESENER, M., REIFFERSCHEID, G. & CLAUS, E. (2013): Estrogenic effects along the river Saale. Environmental Toxicology and Chemistry 32(3), 526-534.

FGG Elbe (2013): Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.). Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im deutschen Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Bearbeitung: Ad hoc-Arbeitsgruppe Schadstoffe / Sedimentmanagement der FGG Elbe (Leitung: P. Heininger).

FGG Elbe (2009): Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Belastungsschwerpunkt Schadstoffe.

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., PELZER, J., CLAUS, E. & TIPPMANN, P. (1998): Contamination and toxicity trends for Sediments - Case of the Elbe River. Wat. Sci. Tech. 37(6-7), 95-107.

HILLEBRAND, G., POHLERT, T. & BREITUNG, V. (2014): Klimaprojektionen für den Sedimenthaushalt und Risiken durch kohäsive Sedimente – Schlussbericht KLIWAS-Projekt 5.01. KLIWAS-48/2014, Koblenz. DOI: 10.5675/Kliwas_48/2014_5.01

IKSE (2014): IKSE (Hrsg.). Sedimentmanagementkonzept der IKSE. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Ad hoc-Expertengruppe Sedimentmanagement der IKSE (Leitung: P. Heininger).

LHW (2012): Untersuchung der Elbe und ihrer Zuflüsse auf Dioxine in Schwebstoffen in den Jahren 2005-2010. Gewässerkundlicher Landesdienst, 5, 2011, überarbeitet 2012.

PROFT, G. & SCHRÖN, W. (2007): Spurenelementgehalte der Saale - ein Vergleich der Analysenergebnisse aus dem Jahr 1950 und 1996. Chemie der Erde 68, 221-233.

STACHEL, B., CHRISTOPH, E.H., GOTZ, R., HERRMANN, T., KRUGER, F., KUHN, T., LAY, J., LOFFLER, J., PAPKE, O., REINCKE, H., SCHROTER-KERMANI, C., SCHWARTZ, R., STEEG, E., STEHR, D., UHLIG, S. & UMLAUF, G. (2007): Dioxins and dioxin-like PCBs in different fish from the river Elbe and its tributaries, Germany. J. Hazard. Mater. 148 (1-2), 199-209.

STACHEL, B., CHRISTOPH, E.H., HERRMANN, T., KRÜGER, F., KÜHN, T., LAY, J., LÖFFLER, J., PÄPKE, O., REINCKE, H., SCHRÖTER-KERMANI, C., SCHWARTZ, R., STEEG, E., STEHR, D., UHLIG, S. & UMLAUF, G. (2006): Contamination of the alluvial plain, feeding-stuff and foodstuffs with polychlorinated dibenzo-p-dioxin, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs), dioxin-like polychlorinated biphenyls (dl-PCBs and mercury from River Elbe in the light of the flood event in August 2002. Science of the Total Environment 364, 96-112.

SUBEDI, B., DU, B., CHAMBLISS, C.K., KOSCHORREK, J., RÜDEL, H., QUACK, M., BROOKS, B.W. & USENKO, S. (2012): Occurence of pharmaceuticals and personal care products in German fish tissue: a national Study. Environ. Sci. Technol. 46, 9047-9054.

UMLAUF, G., BIDOGLIO, G., CHRISTOPH, E.H., KAMPHEUS, J., KRUGER, F., LANDMANN, D., SCHULZ, A.J., SCHWARTZ, R., SEVERIN, K., STACHEL, B. & STEHR, D. (2005): The situation of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs after the flooding of river Elbe and Mulde in 2002. Acta hydrochim. hydrobiol. 33(5), 543-554.

WEIGOLD, F. & BABOROWSKI, M. (2009): Consequences of delayed mixing for quality assessment of river water: Example Mulde - Saale - Elbe. Journal of Hydrology, 1-9.Weise, J. (2011): Baggergutverbringung Elbe – Saale. Informationsveranstaltung im MLU Sachsen-Anhalt, Magdeburg 05.05.2011. http://www.lhw.sachsenanhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/Landesbetriebe/LHW/neu_PDF/5.1/Dokumente_GLD / Sedimentmanagement/Infoveranst_Vortr_7_Baggergut.pdf

ZERLING, L., HANISCH, C., JUNGE, F.W. & MÜLLER, A. (2003): Heavy metals in Saale sediments - Changes in the contamination since 1991. Acta hydrochim. hydrobiol. 31(4-5), 368-377.

ZERLING, L., HANISCH, C. & JUNGE, F.W. (2006): Heavy metal inflow into the floodplains at the mouth of the river Weiße Elster (Central Germany). Acta hydrochim. hydrobiol. 34, 234-244.

4 Hydromorphologische Indikatoren als Zeiger für den Status des Sedimenthaushaltes der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht

Ina Quick, Karl-Heinz Jährling, Stefan Vollmer,

Christine Anlanger, Diethard Fricke

4.1 Anlass und Zielstellung

Im Zuge der Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe untersuchte die Expertengruppe Hydromorphologie der Ad-hoc-AG Schadstoffe/ Sedimentmanagement (SSeM) der AG OW[1] der FGG Elbe[2] als nationale Spiegelgruppe der IKSE[3] -Expertengruppe Sedimentmanagement die hydromorphologischen Verhältnisse der deutschen Binnenelbe. Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich von der deutsch-tschechischen Grenze (Elbe-km 0) bis zum Wehr Geesthacht (Elbe-km 586) (Abbildung 4.1), die Elbe ist hier als natürliches Gewässer ausgewiesen.
Das Sedimentmanagementkonzept beinhaltete neben den qualitativen und quantitativen Aspekten die hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagements und damit neben Fragen zum Sedimentfluss (Menge) auch Fragestellungen zur Ausprägung und Güte der Gewässerstruktur (HEININGER 2012, KLIMENT 2012, FGG Elbe 2013, IKSE 2014). Der Auftrag an die Expertengruppe Hydromorphologie lautete gemäß der Mandate, die Erfassung und Bewertung des Sedimenthaushaltes als Teil des hydromorphologischen Zustandes der Elbe und der Unterläufe ihrer als relevant ausgewiesenen Nebengewässer (vgl. Fußnote 12) Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel durchzuführen (Mandatspunkt 4) und Handlungsempfehlungen zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustandes auszuarbeiten und vorzulegen (Mandatspunkt 5) (FGG Elbe 2013, IKSE 2014). Neben den Mandaten adressierte auch

[1] AG OW = Arbeitsgruppe Oberflächengewässer
[2] FGG Elbe = Flussgebietsgemeinschaft Elbe
[3] IKSE = Internationale Kommission zum Schutz der Elbe

der erste Internationale Bewirtschaftungsplan (IKSE 2009) die Forderungen nach zu erarbeitenden „… Maßnahmenvorschlägen (…) zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustands des Elbestroms auf der Grundlage eines ausgeglichenen Sedimenthaushalts“ (IKSE 2009, 58).

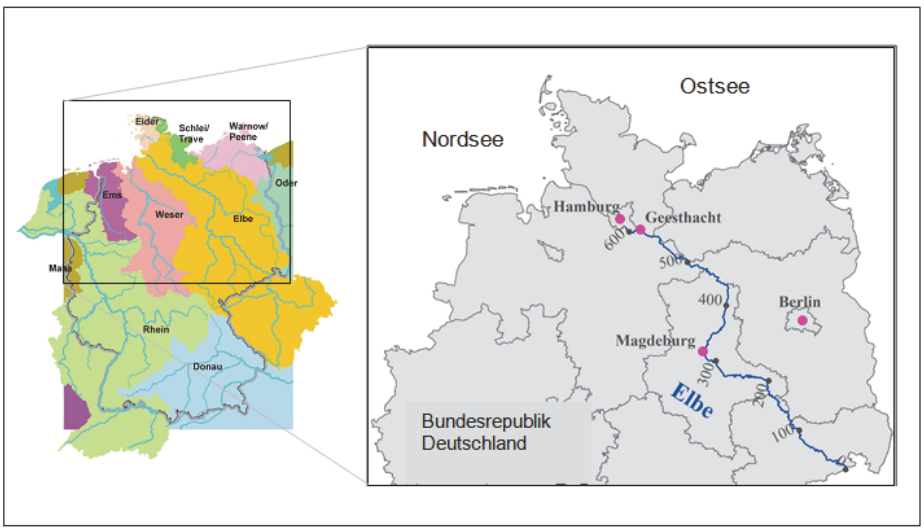


Abbildung 4.1 Untersuchungsgebiet deutsche Binnenelbe von der deutsch-tschechischen Grenze bis zum Wehr Geesthacht

(Quelle: CRON et al. 2014); WasserBLIcK; ©GeoBasis-DE/BKG (2014); verändert)

Zur Erreichung dieser Ziele wurden folgende relevante hydromorphologische Zeigerparameter, sog. Indikatoren, untersucht und evaluiert:

> Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz
> Sedimentdurchgängigkeit
> Breitenvarianz/-variation
> Tiefenvarianz/-variation
> Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates
> Uferstruktur
> Aue (Verhältnis rezenter Aue zu morphologischer Aue)

Die Indikatoren wurden repräsentativ ausgewählt, um entsprechend geforderte hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen bzw. Handlungsempfehlungen auf fachwissenschaftlicher Basis ableiten zu können. Der Fokus lag gemäß den Vorgaben der Mandate auf den morphologischen und sedimentologischen Gesichtspunkten.

Die deutsche Binnenelbe weist einen defizitären Sedimenthaushalt auf, der in den letzten ca. 100 Jahren zu Eintiefungen der Gewässersohle um stellenweise bis zu 2 m geführt hat (QUICK et al. 2012; KÖNIG et al. 2012; VOLLMER et al. 2013). Als Ursachen des modifizierten Sedimenthaushaltes und der häufig vorherrschenden Strukturverarmung sind eine fehlende Sedimentdurchgängigkeit,

Laufbegradigungen, Uferverbauungen, Strombau, Eindeichungen, Flächenversiegelungen etc. anzuführen. Mit dem Prozess der Eintiefung der Gewässersohle geht in der Folge eine Entkopplung des Flusses von seinen Auen einher: Durch die Sohleintiefung kommt es z. B. zu einem Absinken der Grundwasserstände, reduzierten Überflutungsdauern, -höhen und -häufigkeiten und einem Funktionsverlust der Auenhabitate.

Sämtliche der festgelegten Indikatoren gelten als „Zeiger" (Indikatoren) für die vorherrschenden Sedimentverhältnisse und beeinflussen zugleich die Ausprägung des Sedimenthaushaltes (ROSENZWEIG et al. 2012). Je naturnäher der Sedimenthaushalt ausgeprägt ist, desto naturnäher kann sich i. d. R. auch der gewässerstrukturelle gewässertypspezifische Formenschatz eines Gewässers ausbilden. Schlechter ausgeprägte hydromorphologische Eigenschaften können daher als Zeiger eines gestörten Sedimenthaushaltes fungieren (QUICK et al. 2013). Die ausgewählten Indikatoren wurden vor verschiedenen Fachgremien vorgestellt und in verschiedenen Elbe-Gremien abgestimmt und beschlossen (FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

Auch für den zweiten Bewirtschaftungszyklus werden die „Gewässerstruktur" sowie die „Durchgängigkeit" als wichtige Wasserbewirtschaftungsfragen im Elbeeinzugsgebiet ausgewiesen (IKSE 2013). Die quantitativen und hydromorphologischen Ergebnisse des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe bilden daher auch vor diesem Hintergrund wichtige Grundlagen: Sie sind ein wichtiger Bestandteil des Sedimentmanagementkonzeptes (FGG Elbe 2013; IKSE 2014), das als Hintergrunddokument für den zweiten nationalen wie auch zweiten internationalen Bewirtschaftungsplan für die Elbe fungiert. Darüber hinaus stellen die „Verbesserung des hydromorphologischen Zustands von Gewässern" sowie die „Verbesserung der linearen Durchgängigkeit" zwei der insgesamt sechs für Deutschland seitens der LAWA[4] ausgewählten Schlüsselmaßnahmen dar, die für die meisten der zehn deutschen Flussgebietseinheiten aktuell von Relevanz sind (UBA 2013; BUSSKAMP et al. 2013). Dies unterstreicht die zukünftig weiterhin zu erwartende Relevanz hydromorphologischer Indikatoren, die den Zusammenhang und die wechselseitige Beeinflussung zwischen Sedimenthaushalt und Gewässerstrukturgüte repräsentieren.

Im Folgenden werden zunächst die näheren Hintergründe zur Bedeutung der Hydromorphologie für den Sedimentstatus und die Habitateigenschaften von Gewässern und für die Auswahl der Indikatoren kurz vorgestellt (Kap. 4.2). In Kap. 4.3 werden die hydromorphologischen Indikatoren als Zeiger für den Status des Sedimenthaushaltes mittels der angewendeten Methoden und erzielten Ergebnisse näher erläutert – insbesondere am Beispiel der beiden im Rahmen der Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes identifizierten Schlüsselkriterien Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz und Sedimentdurchgängigkeit. Kap. 4.4 widmet sich Unsicherheiten und verfolgten Grundsätzen zur Reduktion von Fehlerquellen. In Kap. 4.5 findet sich eine Synopse der erzielten hydromorphologischen Ergebnisse inklusive Verteilungen der Zustandsklassen

[4] LAWA = Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

im Längsverlauf der Elbe (Kap. 4.5.1) und Aussagen zu den prozentualen Verteilungen der Zustandsklassen (Kap. 4.5.2). Abschließend werden in Kap. 4.6 Handlungsempfehlungen zur Verbesserung der hydromorphologischen Situation der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht vorgestellt. Fallbeispiele möglicher Maßnahmen im Kontext dieser Handlungsempfehlungen unter dem Aspekt des Sedimenthaushaltes werden in Kap. 4.7 präsentiert. Dies erfolgt am Beispiel des Nebengewässeranschlusses Parchau (Kap. 4.7.2) und der Renaturierung der Alten Elbe Lostau (Kap. 4.7.3). Abschließend erfolgt in Kap. 4.8 eine Zusammenfassung.

4.2 Auswahl wichtiger Strukturkenngrößen – Bedeutung der Hydromorpholgie für den Sedimentstatus und die Habitateigenschaften von Gewässern

Die Hydromorphologie beschreibt die abiotischen Gegebenheiten eines Gewässers bezüglich der gewässertypspezifischen Ausprägung der hydrologischen/ hydrodynamischen und strukturellen Charakteristik, deren Wirkungszusammenhänge im und am Gewässer sowie deren räumliche und zeitliche Variabilität und Anordnung. Die wechselseitige Beeinflussung zwischen den Gewässerstrukturen mittels der Parameter Substrat, Sohlenstrukturen, Uferausprägung, Auen und Aspekten wie der ökologischen Durchgängigkeit für Sedimente etc. auf der einen Seite und dem Wasserhaushalt bzw. Tidenregime mittels der Parameter Abfluss, Abflussdynamik, Strömungsgeschwindigkeiten etc. auf der anderen Seite wird durch die Hydromorphologie betrachtet (QUICK et al. 2013; ROSENZWEIG et al. 2012).

Der Sedimenthaushalt und der hydromorphologische Zustand eines Gewässers stehen in enger Wechselbeziehung zueinander. Das Dargebot an Sedimenten sowie Erosions-, Transport- und Sedimentationsprozesse bestimmen neben weiteren wichtigen Randbedingungen die Ausprägung der hydromorphologischen Eigenschaften entscheidend mit. Umgekehrt hat auch die Hydromorphologie einen Einfluss auf das Sedimentdargebot und die Ausprägung der genannten Prozesse aufgrund der hydromorphologischen Ausprägungen des Gewässers (z. B. Gewässerstrukturen wie Inseln/Bänke, Abflussverhältnisse, Uferstrukturen usw.) (QUICK et al. 2013). Die durch Erosion aktivierten, vom Wasser transportierten und in den Oberflächengewässern temporär oder dauerhaft ortsfest abgelagerten Sedimente stellen einen natürlichen Bestandteil des Gewässerbettes dar, der als Lebensraum für Organismen fungiert (Abbildung 4.2).

Abbildung 4.2 Sedimente der Elbe. Links: Sohlprobe von Elbe-km 250, rechts: Sedimentakkumulationen in der Alten Elbe bei Magdeburg

Foto: Schriever, BfG (2006); Quick, BfG (2012).

Neben den Sedimenten, d. h. Geschiebe und Schwebstoffe, sind für den gesamten Feststoffhaushalt eines Fließgewässers und letztendlich auch für die Habitatvielfalt sowie für die ökologischen Funktionszusammenhänge auch Schwimmstoffe wie Totholz und Eis von entscheidender Bedeutung. Diese Bestandteile wurden im Zuge der Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe (FGG Elbe 2013; IKSE 2014) nicht näher betrachtet (Kap. 4.1).

Die Hydromorphologie bestimmt mit ihren Einzelparametern maßgeblich das Vorkommen und die Ausprägung benthischer Lebensräume (z. B. JÄHRLING 2012a; HAUER et al. 2013; NOACK et al. 2012, QUICK et al. 2012; VOLLMER, QUICK & MOSER 2012). So ist z. B. die Substratzusammensetzung direkt von der Hydromorphologie bestimmt und ist ein wichtiger Faktor für das Vorkommen von Fischen und benthische Wirbellose. Andererseits wirken hydromorphologische Parameter indirekt über die Beeinflussung physiko-chemischer Parameter auf die Artengemeinschaften, z. B. über die Veränderung von Sauerstoff- oder Lichtverhältnissen.

Das Flusssystem ist ein Kontinuum, das sich in longitudinaler, lateraler und vertikaler Richtung erstreckt und dabei von der Vernetzung im dreidimensionalen Raum abhängig ist. Die longitudinale Vernetzung (s. auch River Continuum Concept: VANNOTE 1980, Serial Discontinuity Concept: WARD & STANFORD 1983) bezeichnet den Austausch zwischen den Lebensräumen flussaufwärts und flussabwärts innerhalb desselben Einzugsgebietes sowie zwischen Hauptfluss und Zuflüssen. Im Längsverlauf ist zwischen einem vorrangig sedimentbereithaltenden Oberlauf bis zum Mittellauf mit seinem bereits geringerem Gefälle und vorherrschendem Sedimenttransport und weiter zum akkumulierenden System im Tieflandbereich zu unterscheiden. Die laterale Vernetzung ist die seitliche Anbindung eines Fließgewässers an Uferzonen, Auenhabitate und andere terrestrische Lebensräume, die z. B. speziell im Hochwasserfall ihre Wichtigkeit verdeutlicht (s. auch Flood Pulse Concept FPC: JUNK et al. 1989; und Weiterführung des FPC: TOCKNER et al. 2000). Die vertikale Vernetzung (s. auch Hyporheic Corridor Concept: STANFORD & WARD 1993) beschreibt die Wechselwirkungen zwischen dem Oberflächen- und Grundwasser mit dazwischen-

liegenden hyporheischen Interstitial als eines der wertvollsten Lebensräume für die aquatische Fauna und Flora (SCHWOERBEL 1964; BRUNKE & GONSER 1997).

Der Grad der Vernetzung in die drei Richtungen des Raumes definiert die Komplexität der Strukturvielfalt, der Lebensgemeinschaften und damit die ökologische Funktionsfähigkeit einer Flusslandschaft. Ergänzend kann als vierte Dimension die Zeit genannt werden. Gesteuert werden die Prozesse vor allem von der zeitlichen Variabilität des Strömungsregimes, die auch die schlussendliche strukturelle Erscheinung des Flusses insbesondere bestimmt. Bedeutende morphologische Veränderungen sind an der deutschen Binnenelbe das Resultat aus dem bettbildenden Abflussbereich, der ca. zwischen den Werten von MNQ und 2 MQ liegt (s. BfG & BAW 2014). Ein natürliches Fließgewässer strebt ein dynamisches Gleichgewicht an. Sedimente werden von stromauf gelegenen Ufern und dem gesamten Einzugsgebiet eingetragen und im Gewässer transportiert. Dadurch entsteht ein Kreislauf von Erosion, Akkumulation, Resuspension und Transport an der Gewässersohle. Diese Balance ist essenziell und verdeutlicht z. B. auch die räumlich-zeitliche Dynamik der morphologischen Habitatstruktur eines Flussökosystems.

Durch die über Jahrzehnte andauernden anthropogenen Eingriffe in Flusslandschaften wurde das dynamische Gleichgewicht durch die Unterbrechung der Vernetzungen gestört. Insbesondere Parameter der Hydromorphologie reagieren überaus sensitiv auf diese Veränderungen und zeigen sich in modifizierten hydrologischen/hydrodynamischen und veränderten gewässerstrukturellen Ausprägungen. Das Ziel eines zeitgemäßen Flussmanagements muss daher ein umfassendes Verständnis der Auswirkungen von Eingriffen auf die Vernetzungen von Flusslandschaften sein.

4.2.1 Anthropogene Eingriffe und Beispiele für die Auswirkung auf die longitudinale Vernetzung

Fragmentierungen des longitudinalen Kontinuums, z. B. durch künstliche Barrieren wie Talsperren, Wehre oder Sohlabstürze, wirken sich stark auf den Sedimenthaushalt aus. Die Sedimentdurchgängigkeit wird eingeschränkt, häufig sogar komplett unterbunden und somit die Zufuhr natürlicher Sedimentfracht von oberstrom (inklusive Zubringer) entlang des longitudinalen Fließgewässergradienten verhindert. Stromab von Barrieren tritt meist ein Sedimentdefizit auf. Dies führt zu Sohlhöhenänderungen (Tiefenerosion), je nach baulicher Art der Barriere zu modifizierter Sohlsubstratzusammensetzung und zum Verlust dynamischer Gewässerstrukturen. Stromauf verursachen künstliche Barrieren Rückstau und somit eine Verringerung des Fließgeschwindigkeit in Verbindung mit Sedimentakkumulationen, Verbreiterungen des Fließquerschnittes und somit wiederum zur Veränderung der natürlichen Strukturverhältnisse (Abbildung 4.3).

Abbildung 4.3 Exemplarische Querbauwerke im Elbeeinzugsgebiet. Links: Wehr Gnevsdorf, Havel; rechts: Wehr Geesthacht mit Rückstaubereich, Elbe

Foto: Jährling, LHW (2008); Cron, BfG (2012)

Dieses fehlende Sedimentkontinuum ist als wesentliche Verschlechterung des gewässerökologischen Zustandes eines Fließgewässers einzuordnen. Informationen zur Sedimentdurchgängigkeit, zu Korngrößenverteilungen, Fließquerschnittsbreiten (Breitenvarianz/-variation) sowie zu längerfristigen mittleren Sohlhöhenänderungen dienen vor diesem Hintergrund als Zeiger für den Grad der longitudinalen Vernetzung. Insgesamt gilt die Sohlhöhenänderung, insbesondere die Tiefenerosion, u. a. induziert durch fehlende Sedimentdurchgängigkeit als einer der wichtigsten Summenparameter und Zeiger von anthropogen bedingten Prozessen (FGG Elbe 2013; QUICK et al. 2013; IKSE 2014; UBA 2014). Die Sedimentdurchgängigkeit als Auslöser morphologisch-sedimentologischer Prozesse ist entscheidend für die Ausprägung der Hydromorphologie und somit der strukturellen Begebenheiten (KAMPA et al. 2013).

4.2.2 Anthropogene Eingriffe und Beispiele für die Auswirkung auf die laterale Vernetzung

Die laterale Vernetzung zwischen Fluss und Aue gewinnt im Längsverlauf eines Flusses zunehmend an Bedeutung, insbesondere im Bereich mäandrierender Gewässerabschnitte, die nicht durch topografische Verhältnisse in ihrer seitlichen Ausdehnung eingeschränkt sind. In Seitenstrukturen wie Altarmen oder Flutrinnen können auch Sedimente transportiert, erodiert oder akkumuliert werden – sind Flussbett und Seitenstrukturen miteinander verbunden, kann durch diese laterale Konnektivität auch eine Durchgängigkeit für Sedimente gewährleistet sein. Beispielsweise durch Hochwasser wird Sediment in den Auen abgelagert, an anderer Stelle oder zu anderer Zeit wieder dem Fluss zugeführt, wodurch die Gewässer und ihre Auen strukturell geformt werden. Eine wichtige Rolle spielt dabei die Uferzone und ihre Vegetation, die die Sedimentinteraktionen bei Hochwasser wesentlich beeinflusst (Abbildung 4.4).

Abbildung 4.4 Exemplarische Uferstrukturen. Links: Erosionsufer Durchstich Parchau, Elbe; rechts: Uferverbau Nebengewässermündungsbereich, Mulde

Foto: Jährling, LHW (2013); Quick, BfG (2013)

Unter anderem aufgrund der Unterbrechung der Sedimentdynamik, z. B. durch Querbauwerke mit anschließender Tiefenerosion der Flusssohle, oder laterale Barrieren wie Deiche kommt es zu einer morphologischen Entkoppelung von Fluss und Aue und zu einer Isolation der Aue. Flussbegradigungen und Uferverbau begünstigen durch die Erhöhung der Fließgeschwindigkeit zudem die Sohlerosionsprozesse. Unter natürlichen Verhältnissen ist Seitenerosion und damit dynamische Seitenentwicklung des Flusses bzw. einzelner Flussarme in breiten Alluvialzonen längerfristig jene Kraft, die z. B. Feststoffeinträge induziert, Sedimentation und damit eine Auflandung der Aue kompensiert und damit der Entkoppelung der Niveaus von Fluss und Aue entgegenwirkt.

Naturbelassene oder naturnahe Ufer können u. a. als Quelle und/oder Senke für den Sedimenthaushalt fungieren (CRON et al. 2014). Sind die Ufer befestigt, entfällt diese Sedimentquelle bzw. -senke. Zudem führt die Befestigung von Ufern durch das Unterbinden einer natürlichen, dynamischen Eigengestaltung des Flussbettes zu einer Homogenisierung der Sohltopografie, die sich z. B. in kleineren Tiefen- und Breitenvarianzen niederschlägt. Durch ihre Eignung als indirekter Indikator für die Habitatvielfalt sowie des potenziellen Artenspektrums von Fauna und Flora kann beispielsweise der Tiefenvarianz eine besondere Bedeutung beigemessen werden (QUICK et al. 2012; ROSENZWEIG et al. 2012).

4.2.3 Anthropogene Eingriffe und Beispiele für die Auswirkung auf die vertikale Vernetzung

Unter der vertikalen Vernetzung eines Flusses sind die Interaktionen zwischen dem Oberflächenwasser und dem Grundwasserkörper zu verstehen über das Hyporheos, die Zone von gesättigten Sedimenten im Sohl- und Uferbereich von Fließgewässern, in denen sich Grund- und Oberflächenwasser mischen. Die vertikale Vernetzung bestimmt die In- und Exfiltration des Grundwassers und beeinflusst zudem die Entwicklung von im Interstitial lebender Fauna. Die hyporheische Zone stellt einen wesentlichen Raum für die natürliche Stickstoff-

retention durch biologische Prozesse dar. Die Interaktionen sind u. a. von der Permeabilität der Flusssohle abhängig und werden durch die Korngrößenverteilung definiert. Zudem werden die Interaktionen durch den hydraulischen Gradienten gesteuert, der wiederum von der Variabilität der Flusssohle abhängt. Durch ein Überangebot an feinen Korngrößen, die sich z. B. durch den künstlichen Rückhalt von Sedimenten in Stauräumen von Querbauwerken akkumulieren können, kann es zu Kolmationsprozessen des Lückensystems im Interstitial kommen. Dadurch werden vertikale Austauschprozesse unterbunden. Dies wirkt sich negativ auf Habitateigenschaften dieses Lebensraumes z. B. sowohl in sedimentologisch-morphologischer Hinsicht als auch in deren hydrochemischer Beschaffenheit aus. Auf diese Weise wird das kleinräumige Mosaik unterschiedlicher Substrate und die daraus resultierende Vielgestaltigkeit der Mikro- und Mesohabitate an der Gewässersohle uniformiert und teilweise auch ungeeignet als Besiedlungssubstrat, insofern sich z. B. anaerobe Verhältnisse ausprägen.

Auch die eingeschränkte Variabilität der Flusssohle, wie fehlende Breiten- und Tiefenvarianz, als Resultat von Flussbegradigungen, Uferverbauungen etc. kann den hydraulischen Gradienten, der die Interaktionen bestimmt, minimieren. Weiterhin kann durch die Eintiefung des Flussbettes der Grundwasserspiegel abgesenkt und somit ebenfalls die Interaktion eingeschränkt werden. Nicht zuletzt kann eine harte Sohlenbefestigung die Interaktionen direkt unterbinden. Durch Flächenversiegelung der Aue durch infrastrukturelle Maßnahmen wird der Austausch zwischen Oberflächen- und Grundwasser während Hochwasserereignissen, die die Aue überstauen, unterbunden (WROBLICKY et al. 1998; BRUNKE & GONSER 1997; WOESSNER 2000).

4.2.4 Repräsentativität hydromorphologischer Indikatoren

Zusammenfassend ist festzustellen, dass durch die Erhebung der typischen hydromorphologischen Strukturkenngrößen (wie Sedimentdurchgängigkeit, Mittlere Sohlhöhenänderung, Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates, Breiten- und Tiefenvariation, Uferstruktur etc.) der Grad der Beeinträchtigung eines Flusssystems zu beschreiben und zu bewerten ist. Diese ausgewählten Strukturkenngrößen können somit als Indikatoren des hydromorphologischen Zustands fungieren.

Dies wurde z. B. im EU-Projekt „REstoring rivers FOR effective catchment Management (REFORM)“ bestätigt, im Rahmen dessen um die 100 nationale und internationale Projekte bezüglich natürlicher hydromorphologischer Prozesse, hydromorphologischer Degradation und hydromorphologischer Renaturierung und Auswirkungen auf die Biota beleuchtet wurden. Aus dem Projekt wurde deutlich, dass zur Zustandsbewertung eine umfangreichere hydromorphologische Bewertung – über die von der EG-WRRL (2000) berücksichtigten Parameter hinaus – notwendig ist. Die im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe (FGG Elbe 2013; IKSE 2014) ausgewählten und bearbeiteten Indikatoren decken sich teilweise mit den in der EG-WRRL geforderten

hydromorphologischen Qualitätskomponenten. Darüber hinaus wurden auch weitere Indikatoren bearbeitet, um den Ansprüchen des Mandats für die Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe gerecht zu werden. Ferner ist eine Reduktion auf die ausschließlich in der EG-WRRL genannten hydromorphologischen Parameter auch in nationalen Expertenkreisen (LAWA 2001, 2002, 2012, 2014; LANUV NRW 2012; LUBW 2008 etc.) oder international nicht erfolgt (vgl. z. B. DIN EN 14614, 2005; DIN EN 15843, 2010; DIN EN 16039, 2011 und DIN EN 16503, 2012).

Die Auswahl von Indikatoren muss ebenso wie die Wahl der adäquaten räumlichen und zeitlichen Bezüge (je nach Anforderungen eines Indikators und auf Grundlage vorhandener Daten) an die Frage- und Zielstellungen angepasst werden (BUIJSE et al. 2013). Im Rahmen der Arbeiten der Expertengruppe Hydromorphologie wurde im Besonderen ein Augenmerk auf Methoden zur Charakterisierung von Sedimenten, des fluvialen Sedimentkontinuums sowie der gewässerstrukturellen Ausprägung gelegt. Dieses Wissen bietet eine wesentliche Grundlage zur Verbesserung des Zustandes von fluvialen Ökosystemen und ist eine Schlüsselfrage im Hinblick auf hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen wie auch zur Zielerreichung der EG-WRRL (z. B. KAMPA et al. 2013; UBA 2014).

Ein weiterer Beitrag im REFORM-Projekt unterstreicht, dass durch gewisse Indikatoren (z. B. Korngrößenparameter, Auenbreiten, Sedimenthaushalt, Ausdehnung und Struktur der Uferzone, Veränderungen der longitudinalen Durchgängigkeit für Sedimente, Gewässerbettbreite, Veränderungen des Zustandes des Gewässerbettes wie Sohlpanzerung, Kolmation, Eintiefung etc.) managementrelevante Informationen abgeleitet werden können (GURNELL et al. 2014). Zu solchen Informationen zählen beispielsweise

> die gegenwärtige Bewertung eines Gewässerabschnittes und der Veränderungsgrad, die Veränderungsart und die Ausdehnung der Veränderung
> die Bewertung des Zustandspotenzials von Gewässerabschnitten im Rahmen des Flussabschnittes und des Einzugsgebietes im Gegensatz zu dem natürlich ausgeprägten Gewässertyp
> die Verteilung von Gewässerabschnitten verschiedener Ausprägungen zur Beurteilung des Vorkommens und der räumlichen Trennung von besser und schlechter ausgeprägten Gewässerabschnitten

Diese Informationen können zu Identifikationen der besten Gewässerabschnitte genutzt werden, so dass diese geschützt werden können, oder zu Auswahlmöglichkeiten der am meist effektivsten Lokalisationen z. B. für Verbesserungsmaßnahmen bis hin zu Renaturierungen führen. In diesem Kontext standen auch die Arbeiten und Vorgehensweisen zur Erstellung des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe (FGG Elbe 2013; IKSE 2014 etc.).

Auch Ergebnisse der Analysen im Rahmen eines Projektes des Umweltbundesamtes (UBA) "Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungs-

maßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle" zeigten, dass in den meisten Fällen strukturelle Kenngrößen – trotz vereinzelt starker Effekte insbesondere der Landnutzung – eine Trennung ökologisch besserer und schlechterer Probestellen ermöglichen. Ebenso erwiesen sich neben der Gesamtstrukturbewertung eine Auswahl von Einzelstrukturparametern als besonders relevant hinsichtlich Struktureffekten auf den ökologischen Zustand, der im Rahmen dieses Projektes adressiert war. Bei den Parametern, die auf Basis des aktuellen Kenntnisstandes (erheblichen) Einfluss auf die Besiedlung der Fließgewässer ausüben können und die zur Beschreibung der Mindestanforderungen notwendig sind, handelt es sich zusammengefasst um Parameter, die detaillierte Angaben zur Beschaffenheit der Sohlsubstrate, zu Überschwemmungsgebieten, zur Intensität dynamischer Prozesse im Gewässer oder z. B. zur ökologischen Durchgängigkeit liefern. Beispielsweise werden hier die Sohlenerosion, die longitudinale und laterale Durchgängigkeit sowie der Geschiebehaushalt angeführt (UBA 2014). Auch die aktuellen Ergebnisse dieses Projektes unterstreichen die gewählte Vorgehensweise inklusive abgeleiteter Indikatoren im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe (QUICK 2010, 2012; KÖNIG et al. 2012; QUICK et al. 2012; VOLLMER et al. 2013; FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

4.3 Hydromorphologische Indikatoren der deutschen Binnenelbe

Die Erfassung und Bewertung der hydromorphologischen Indikatoren (s. Kap. 4.1, Kap. 4.2 und Kap. 4.3.1-4.3.7) erfolgte mit Hilfe der abgestimmten Methoden des INFORM-Moduls Valmorph[5] (ROSENZWEIG et al. 2012). Dieses für die Bearbeitung und Beurteilung von Veränderungen hydromorphologischer Indikatoren verwendete Modul wurde im Rahmen des Integrierten Flussauenmodells INFORM[6] im Auftrag des BMVI[7] entwickelt. Es dient generell als Erfassungs- und Bewertungsverfahren zur Aufgabenunterstützung an Bundeswasserstraßen (BfG 2011b; QUICK 2010, 2011; ROSENZWEIG et al. 2012). Valmorph wurde mit dem Ziel der quantitativen Dokumentation und Evaluierung der gewässermorphologischen Entwicklung durch den Abgleich mit einem Referenz-Zustand (s. u.) und somit des hydromorphologischen Zustandes entwickelt. Ebenso dient es für Fragestellungen der Sedimentbewirtschaftung sowie für integrale Betrachtungen im Zusammenhang z. B. mit der Ökologie. Ferner kann es auch sedimentologische und hydromorphologische Ergebnisse für Planung, Durchführung und Erfolgskontrolle von Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen bereitstellen (ROSENZWEIG et al. 2012).

Mit Hilfe des Moduls können klar definierte Indikatoren bearbeitet und mit quantitativ beleg- und bewertbaren Referenz- und Schwellenwerten unterlegt werden. Die Bewertung erfolgt anhand der hinterlegten parameterspezifischen

[5] Valmorph = eVALuation of MORPHology
[6] INFORM = INtegrated FlOodplain Response Model
[7] BMVI = Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (zuvor BMVBS)

Methoden und anhand von Berechungsformeln je Parameter aus dem Modul Valmorph (ROSENZWEIG et al. 2012). Für die Klassifizierung wurden quantitative Bewertungsklassenspannweiten und je Indikator quantitative Schwellenwerte als Klassengrenzen gebildet. Hierzu wurden umfangreiche Auswertungen der vorliegenden Daten zur Hydromorphologie der Binnenelbe und der als relevant ausgewiesenen Nebengewässer vorgenommen (FGG Elbe 2013; ROSENZWEIG et al. 2012; BCE 2012; vgl. Fußnote 12). Mit dieser quantitativen Vorgehensweise (Morphometrie) steht Valmorph im Gegensatz zu den bisherigen, eher verbal-argumentativen und qualitativen Verfahren (Morphographie) in der Gewässermorphologie. Die Bearbeitung wird parameterspezifisch und standardmäßig im GIS durchgeführt. Um entlang langer untersuchter Fließstrecken geeignete Vergleiche untereinander zu ermöglichen sowie Trends erkennen zu können, wird an Flüssen und Strömen eine Bildung äquidistanter Abschnitte von z. B. 5 km Länge und z. B. für Indikatoren wie der mittleren Sohlhöhenänderung die Bildung eines gleitenden Mittels empfohlen (ROSENZWEIG et al. 2012).

Die Zuordnung zu den Bewertungsklassen erfolgt in einem 5-stufigen Evaluierungssystem, angelehnt an die Bewertungsstufen nach EG-WRRL (2000), OGewV (2011), DIN EN 14614 (2005), DIN EN 15843 (2010), DIN EN 16039 (2011) etc. (QUICK et al. 2012; BRUNOTTE et al. 2009; s. ROSENZWEIG et al. 2012). Die Bewertung erfolgt an natürlichen Gewässern wie der deutschen Binnenelbe angelehnt an typspezifische Referenzbedingungen (EG-WRRL 2000; OGewV 2011; DIN EN 15843 2010; s. Kap. 4.2.4). Ein solcher Referenz-Zustand kann unterschiedlich definiert werden, z. B. orientiert an einem historisch natürlichen oder naturnäheren Gewässerzustand oder dem heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustand[8]. Im Rahmen der Arbeiten mit dem Modul Valmorph wird der Begriff „Referenz-Zustand“ im Sinne eines historisch naturnäheren Gewässerzustandes verwendet. Dieser wird u. a. mit Hilfe historischer Daten rekonstruiert (vgl. EG-WRRL 2000). An Bundeswasserstraßen liegen i. d. R. umfangreiche Daten vor, die für eine Ableitung eines historisch naturnahen oder naturnäheren, gewässertypspezifischen hydromorphologischen Gewässerzustandes geeignet sind. Zwar wurden quantitative morphologische Aufnahmen der Bundeswasserstraßen im Zuge von größeren wasserbaulichen Maßnahmen vorangetrieben, jedoch können diese Aufnahmen einen morphologischen Zustand beschreiben, der im Vergleich zum Ist-Zustand als deutlich weniger verändert zu charakterisieren ist. Dies liegt u. a. daran, dass die vollständige Wirkung von wasserbaulichen Maßnahmen oft erst Jahre oder sogar Jahrzehnte nach der Baumaßnahme mit Vollendung des sog. morphologischen Nachlaufs erzielt wird. Die historischen Daten stellen nicht den ursprünglichen, natürlichen Zustand dar, beschreiben jedoch basierend auf der bestmöglichen verfügbaren Datengrundlage einen Zustand, der wesentlich naturnäher ausgebildet war als der gegenwärtige Zustand (KÖNIG et al. 2012; QUICK et al. 2012; ROSENZWEIG et al. 2012; VOLLMER et al. 2013).

8 hpnG = heutiger potenziell natürlicher Gewässerzustand – Zustand, der sich nach Einstellung vorhandener Nutzungen im und am Gewässer und seiner Aue sowie nach Entnahme aller Verbauungen einstellen würde (z. B. LAWA 1999 ff.; QUICK 2004).

Klasse 1 entspricht bei natürlichen Gewässern den Verhältnissen im Referenz-Zustand, die Ableitung der weiteren Bewertungsstufen orientiert sich an diesem Bewertungsmaßstab als Bezugsgröße und klassifiziert anthropogen bedingte Abweichungen von dieser Referenz anhand struktureller Merkmale. Die Merkmalsausprägungen sind jeweils innerhalb gewisser Spannweiten variabel und mit adäquaten quantitativen Werten je nach betrachtetem Indikator unterlegt (s. Kap. 4.3.1 bis 4.3.7). Um zu einer Evaluierung zu gelangen, wird der Referenz-Zustand in Bezug zu dem Ist-Zustand gesetzt. Es können konkrete Beurteilungen durch Gegenüberstellung der Wertstufen anhand quantitativer Werte zur Abbildung des Grades der Veränderung vorgenommen werden. Durch den Vergleich von Ist- und Soll-Zustand im Sinne eines Entwicklungszieles wird das Handlungserfordernis bezogen auf die Ableitung, Aufstellung und Auswahl geeigneter Maßnahmenempfehlungen sichtbar (s. Kap. 4.2.4; z. B. QUICK 2012; KÖNIG et al. 2012; ROSENZWEIG et al. 2012). Die Vorgehensweise steht im Kontext der aktuellen nationalen und internationalen rechtlichen und fachwissenschaftlichen Vorgaben (EG-WRRL 2000; OGewV 2011; WHG 2010; DIN EN 14614 2005; DIN EN 15843 2010; DIN EN 16503 2012; CIS-Ecostat 2012; BfG 2001, 2011; LAWA 1999 ff. usw.).

Im Zuge der Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe und der Erlangung der Ergebnisse zu den hydromorphologischen Indikatoren zeigten sich die beiden Indikatoren Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz und Sedimentdurchgängigkeit als besonders bedeutend: Beide besitzen für den Sedimenthaushalt eine besondere Zeiger- und damit Schlüsselfunktion, denn durch die fehlende Sedimentdurchgängigkeit und das vorherrschende Sedimentdefizit werden auch die weiteren untersuchten und beurteilten hydromorphologischen Indikatoren negativ mit beeinflusst (s. Kap. 4.5; FGG Elbe 2013; IKSE 2014). Im Folgenden wird daher im Detail auf diese beiden Schlüsselkriterien hinsichtlich der Methoden und Ergebnisse eingegangen (s. Kap. 4.3.1 und 4.3.2), bevor sich die weiteren untersuchten hydromorphologischen Indikatoren als kurze Übersicht anschließen (Kap. 4.3.3 bis 4.3.7) inklusive Verweisen, wo detailliertere Aussagen zu den Methoden und Ergebnissen je Indikator publiziert wurden.

4.3.1 Indikator Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz (Schlüsselkriterium)

Die Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz ist ein Maß für mögliche Sedimentations- bzw. Erosionsprozesse in einem definierten, ausreichend langem Zeitraum und wird als Änderungsrate, d. h. Höhenänderung über die Zeit, ausgedrückt und ermittelt. Die Höhendifferenz kann entweder als Absolutwert in m über den betrachteten Zeitraum oder als Durchschnittswert in cm/Jahr angegeben werden. Dabei werden langfristige und räumlich ausgedehnte Sohlhöhenänderungen betrachtet und keine im Rahmen der natürlichen Morphodynamik stattfindenden lokalen und temporären oder nur kurze Zeiträume umfassenden Sohlhöhenänderungen.

Der hydromorphologische Indikator kennzeichnet anhand der Entwicklung des Sedimenthaushalts über die Zeit ein Gewässersystem als defizitär, überschüssig oder ausgeglichen. 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 (QUICK et al. 2012; ROSENZWEIG et al. 2012; s. auch Kap. 4.2.1 und 4.2.3). Diese Entkopplung (Wirkmechanismus über mittleren Wasserspiegelverfall, Grundwasserabsunk, geringere Überflutungshäufigkeiten, -dauern und -höhen) soll mit Hilfe des hydromorphologischen Indikators klassifiziert werden, da große Fließgewässer im Binnenland aufgrund ihrer Lauffestlegung, der Flächenversiegelungen im gesamten Einzugsgebiet, der Uferverbauungen, Eindeichungen etc. und infolgedessen eines Sedimentdefizits häufig zu Tiefenerosionen des Gewässerbettes und einer defizitären Sedimentbilanz neigen können. Dies geht häufig auch mit einem Rückgang an auentypischen Lebensräumen, Tier- und Pflanzenarten einher (u. a. HÜGIN 1962; DISTER 1983; GALLUSSER & SCHENKER 1992; TITTIZER & KREBS 1996; VOLLMER et al. 2013; vgl. Kap. 4.2). Der morphologische Prozess der Eintiefung ist sehr bedeutend für die Mittlere Elbe (FGG Elbe 2013; IKSE 2014). Der Indikator Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz weist Erosions- und Akkumulationstendenzen eines Gewässers aus und kann somit z. B. auch wichtige Aussagen zu Schadstoffquellen und -senken mitsichbringen (Gewässergüte). Ergänzend werden ebenfalls wesentliche Erkenntnisse hinsichtlich des Sedimenthaushaltes (Bsp. Geschiebezugaben) erlangt (QUICK et al. 2012; FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

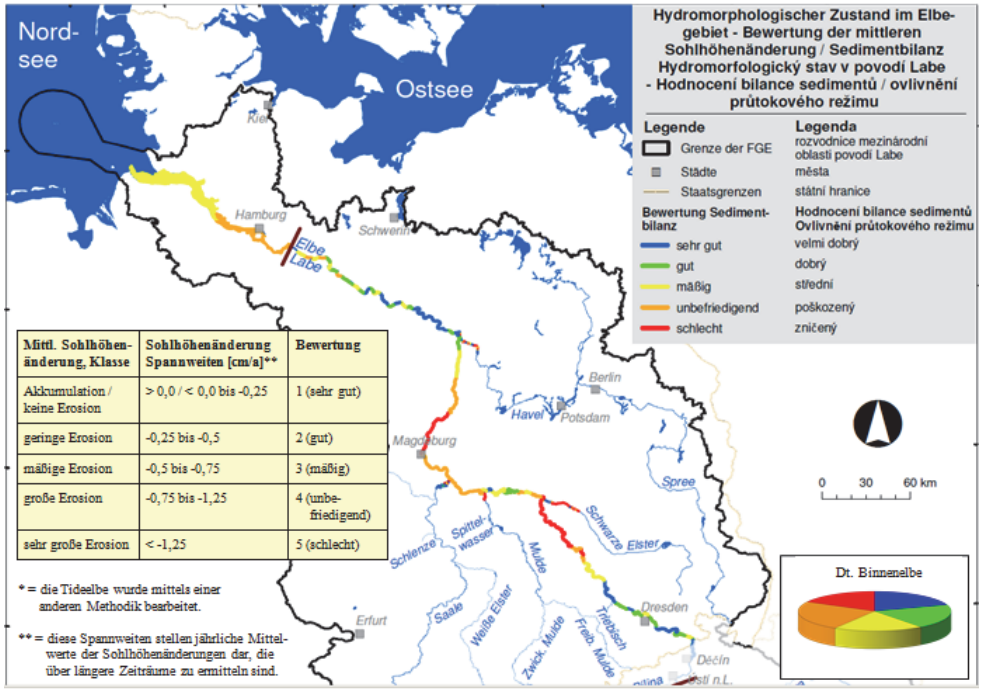
4.3.1.1 Ergebnisse Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz

Die Sohlhöhenentwicklung der gesamten deutschen Binnenelbe (Elbe-km 0 bis 586) wurde über einen Zeitraum von 106 Jahren analysiert und daraus folgend eine Bewertung für den hydromorphologischen Indikator Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz abgeleitet (FGG Elbe 2013). Die Bewertung hat zum Ziel, die Entkopplung von Flussbett und Aue und damit insbesondere die Tiefenerosion (s. Kap. 4.3.1) zu klassifizieren. Abbildung 4.5 zeigt die Ergebnisse der Mittleren Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz an der Binnenelbe.

Insgesamt konnte für 19,8 % des Indikators die Klasse 1 „sehr gut“ festgestellt werden. Die Klasse 2 „gut“ macht mit ebenfalls 19,8 % einen gleich großen Anteil der Bewertungshäufigkeit entlang der Binnenelbe aus. Mit 19,0 % ist die Klasse 3 „mäßig“ vertreten. Den größten Anteil weist Klasse 4 „unbefriedigend“ mit 24,1 % der Bewertungshäufigkeit auf. Das prozentuale Vorkommen der Klasse 5 „schlecht“ liegt bei 17,2 %.

Die Sohlhöhendifferenzen zeigen, dass sich die Sohlhöhe entlang der Elbe zwischen 1898 und 2004 (106 Jahre) in regional unterschiedlicher Ausprägung um bis zu ca. 2 cm/a im Mittel (beispielsweise bei Torgau, Elbe-km 155) eingetieft hat (s. Abbildungen 4.5 und 4.6). Die Sohlhöhendifferenzen verdeutlichen das an der deutschen Binnenelbe in den überwiegenden Abschnitten vorherrschende

Sedimentdefizit, welches sich erheblich auf die hydromorphologische Entwicklung und weitere Parameter auswirkt (QUICK et al. 2012; KÖNIG et al. 2012; VOLLMER et al. 2013; s. FGG Elbe 2013; vgl. Kap. 4.2 und Kap. 4.5).



Mittl. Sohlhöhenänderung, Klasse	Sohlhöhenänderung Spannweiten [cm/a]**	Bewertung
Akkumulation / keine Erosion	> 0,0 / < 0,0 bis -0,25	1 (sehr gut)
geringe Erosion	-0,25 bis -0,5	2 (gut)
mäßige Erosion	-0,5 bis -0,75	3 (mäßig)
große Erosion	-0,75 bis -1,25	4 (unbefriedigend)
sehr große Erosion	< -1,25	5 (schlecht)

*= die Tideelbe wurde mittels einer anderen Methodik bearbeitet.

**= diese Spannweiten stellen jährliche Mittelwerte der Sohlhöhenänderungen dar, die über längere Zeiträume zu ermitteln sind.

Abbildung 4.5 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel*

Quelle:IKSE (2014); FGG Elbe (2013); ROSENZWEIG et al. (2012); QUICK et al. (2012); KÖNIG et al. (2012); BCE (2012); VOLLMER et al. (2013); verändert

In der Strecke zwischen Elbe-km 75 (Radebeul/Meißen) und Elbe-km 370 (Parey/Bittkau) überwiegt die Eintiefung der Sohle deutlich, die übrige Strecke weist dagegen wechselnde Vorzeichen der Sohlhöhenänderung auf und erscheint eher ausgeglichen (s. Bild 3.1 und 3.2; VOLLMER et al. 2013). Gut erkennbar sind die Erosionsstrecken von Elbe-km 130 bis 220 sowie im Bereich von Magdeburg (Elbe-km 326) und der verschärft regulierten Strecke von Elbe-km 333 bis 344. Gemittelt für den rund 300 km langen Streckenbereich der Binnenelbe zwischen Elbe-km 75 und 370 ergibt sich eine mittlere Erosionsrate von ca. -1,0 bis -1,25 cm/a für den 106 Jahre langen Zeitraum. Insgesamt variiert die Bewertung über das gesamte Benotungsspektrum mit den Klassen „Akkumulation/keine Erosion“ bis „sehr große Erosion“ (Abbildungen 4.5 und 4.6; s. auch Kap. 4.5).

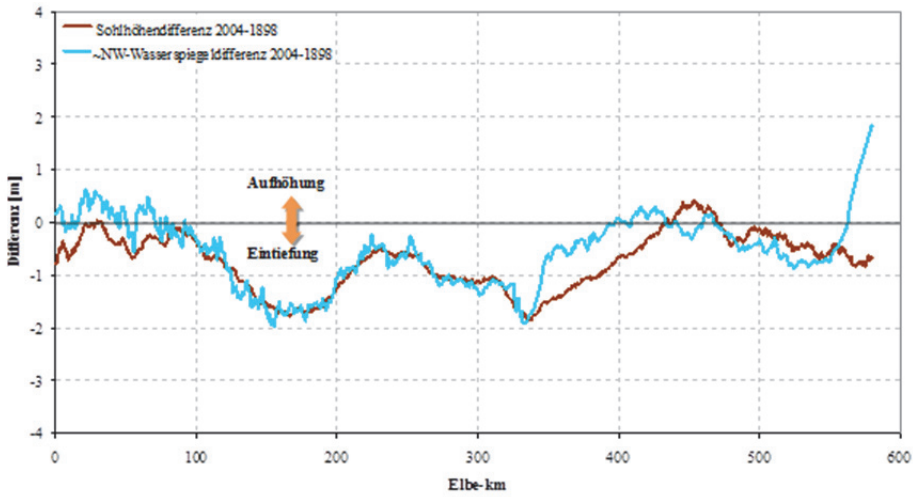


Abbildung 4.6 Vergleich der Sohlhöhen- und Wasserspiegeldifferenz der Elbe zwischen 1898 und 2004

Quelle: QUICK et al. (2012); KÖNIG et al. (2012); VOLLMER et al. (2013)

Die Wasserspiegellagenentwicklungen zeigen ein ähnliches Muster. Eine Auswertung der Abflüsse an den Pegeln Dresden und Neu Darchau ergab über den Zeitraum ab 1898 bis heute einen leichten Anstieg der Niedrigwasserabflüsse (hier sind jedoch u. U. auch die anthropogenen Einflüsse über Talsperrenbewirtschaftung etc. als Ursachen anzuführen). Hinsichtlich der Mittelwasserabflüsse zeigten sich nahezu keine bis sehr leichte Zunahmen in den letzten 113 Jahren (QUICK et al. 2012; ROSENZWEIG et al. 2012). Eine Verringerung der Abflüsse kann daher nicht ursächlich sein für die Entwicklung der Wasserspiegellagen; hier folgen die Wasserspiegellagen weitgehend den Sohlhöhenentwicklungen in der Elbe, wenn die Sohlhöhenänderung die dominierende Systemveränderung ist bzw. wenn sich nicht weitere relevante Randbedingungen ändern (VOLLMER et al. 2013). Unterstrom der Havelmündung ca. bei Elbe-km 428 ist zunächst eine Akkumulation und anschließend eine nur geringe Erosion zu detektieren. Die unterschiedlich morphologisch aktiven und beeinflussten Abschnitte werden auch durch die entsprechenden Bewertungen nachgezeichnet, wie z. B. an den Erosionsstrecken deutlich wird (s. Abb. 4.5; s. Kap.4.5.1).

Aus der Mittleren Sohlhöhenänderung kann eine Sedimentbilanz ermittelt werden (ROSENZWEIG et al. 2012; s. BfG 2014): Das Sedimentdefizit für die gesamte deutsche Binnenelbe liegt in der Größenordnung von 450 000 t/a (FGG Elbe 2013, IKSE 2014; BfG 2014).

4.3.1.2 Methoden und Datengrundlagen Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz

Zur Festlegung des Referenz-Zustandes für die Ermittlung der langfristigen Mittleren Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz der Elbe wurde das Elbstromwerk (1898) „Der Elbstrom. Sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse“ als einzige binnenelbeweit vorliegende, historische Datengrundlage mit

ausreichender Anzahl und Genauigkeit an Informationen aus dem Zeitraum kurz vor 1898 verwendet. Ein Vergleich mit einem noch älteren Referenz-Zustand als dem des Elbstromwerkes, der einen noch weniger beeinflussten Zustand darstellt, konnte aufgrund fehlender Daten früherer Sohlhöhenlagen für die gesamte deutsche Binnenelbe in ausreichender Detailgenauigkeit nicht durchgeführt werden (QUICK et al. 2012; VOLLMER et al. 2013). Nach der Anpassung von Referenzkoordinatensystemen auf die in den historischen Längsschnitten gegebenen Koordinatensysteme wurden aus dem im Kartenband illustrierten Längsschnitt der Elbe die Sohlhöhen und zur Validierung die Wasserspiegellagen digitalisiert (s. Abb. 4.7; QUICK et al. 2012; ROSENZWEIG et al. 2012).

Zur Ermittlung des Ist-Zustandes wurden Sohlpeilungen bzw. die daraus generierten Digitalen Geländemodelle (DGM) als Datengrundlage verwendet. Flächenpeilungen der WSÄ Dresden, Magdeburg und Lauenburg aus dem Jahr 2004 bilden die Datengrundlage für die Ermittlung des Ist-Zustandes der Sohlhöhe. Entlang der Fahrrinnenmitte (definiert in den Bestandsdaten der WSÄ), die in etwa dem heutigen Stromstrich bzw. dem Talweg entspricht, sind die Sohlhöhen entnommen worden (ROSENZWEIG et al. 2012). Die mittlere Auflösung der Peildaten betrug ca. 1 m. Mit Ausnahme des DGM 2004 liegt keine durchgängige Sohlerfassung für den gesamten Binnenelbebereich von Elbe-km 0 bis 586 vor, daher wurde das DGM 2004 als geeignetste Datengrundlage erachtet (IKSE 2014; FGG Elbe 2013; vgl. auch Kap. 4.4). An den Fluss-Kilometern, an denen historische Peildaten vorlagen, wurden aus dem DGM 2004 die Sohlhöhen punktuell an den gleichen Stellen abgegriffen (ROSENZWEIG et al. 2012; KÖNIG et al. 2012; QUICK et al. 2012; VOLLMER et al. 2013).

Zur Beurteilung der Mittleren Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz wurde die Differenz aus Sohlhöhen des 106 Jahre langen Zeitraumes (historische Sohlhöhen, Elbstromwerk) und den Flächenpeilungen des Ist-Zustandes (aktuelle Sohlhöhen, DGM 2004) ermittelt und anschließend mit Hilfe der Bewertungsmatrix klassifiziert (vgl. Abb. 4.5).

Bereits vor dem Zeitraum von 1898 erfolgte Eintiefungen des Gewässerbettes sind nicht mitbetrachtet worden. In Sachsen erfolgte der Mittelwasserausbau mittels Längsbauwerken vor 1898 (ROMMEL 2000; FAULHABER 2013; s. Kap. 4.3.2.2). Die vor 1898 erfolgte Tiefenerosion ist folglich nicht in die 106-jährige Betrachtung des oberstromigen Bereiches eingeflossen. Gekoppelt mit einer gröberen Gewässersohle dort sind die Verhältnisse seit 1898 weitgehend stabil und zeichnen sich daher durch häufiger sehr gute und gute Bewertungen aus (Abb. 4.5 und 4.6; vgl. auch Kap. 4.5.1 und 4.5.2). Während also 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 (FGG Elbe 2013). Daher ist das Ergreifen von geeigneten Maßnahmen v. a. in diesem Bereich von großer Bedeutung (vgl. Kap. 4.6).

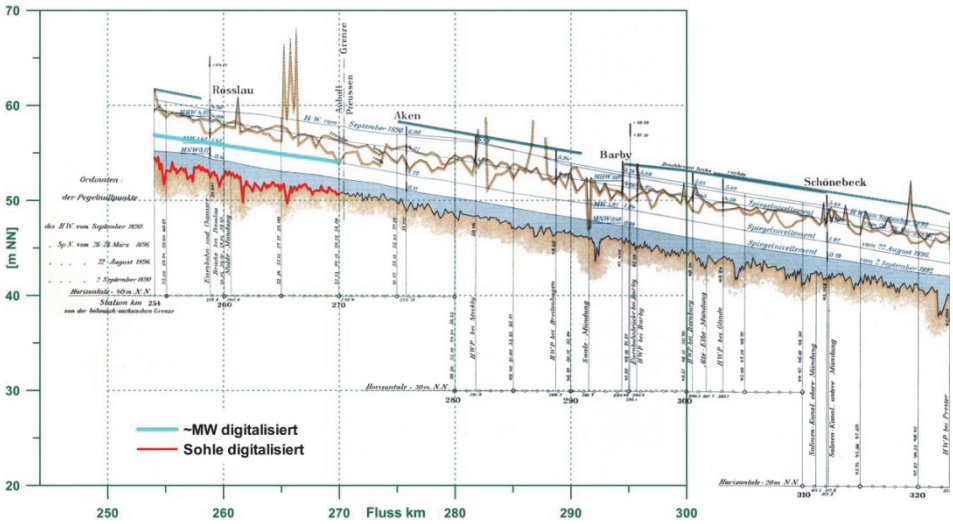


Abbildung 4.7 Digitalisieren der Sohlhöhen und der Mittelwasserspiegellage innerhalb eines Referenzkoordinatensystems, Ausschnitt aus dem historischen Längsschnitt der Elbe (Elbstromwerk, 1898)

Quelle: QUICK et al. (2012)

Als Referenz-Zustand und somit als Bewertungsmaßstab wurde eine Eintiefung des Gewässers gegenüber der Aue (s. o.) von < 0 bis zu -0,25 cm/a als gemittelter Wert eines längeren Betrachtungszeitraumes und somit als zu tolerierende Abweichung (Spannweite) definiert, um auch im ursprünglichen natürlichen Zustand einer ökologischen Einheit von Fluss und Aue vorkommende natürliche und lokale Schwankungen eines morphodynamisch aktiven Gewässers berücksichtigen zu können. Die Klasse 1 (< 0,0 bis -0,25 cm/a) und ebenso die Klasse 2 (> -0,25 bis -0,5 cm/a) entsprechen jedoch nicht natürlichen Eintiefungsraten. Natürliche Eintiefungsraten der Gewässersohle sind bislang für die Elbe nicht bekannt. Für den Rhein sind holozäne Eintiefungstendenzen (ca. 11 000 Jahre) von GÖLZ (1993) untersucht worden; sie liegen bei 0,1 mm/a. Auf die Elbe sind diese Werte jedoch nicht uneingeschränkt übertragbar, da sie u. a. abhängig sind von geologischen Randbedingungen sowie von im Verlauf des Holozäns zeitlich variableren Faktoren wie Gefälleverhältnissen, klimatischen Verhältnissen, Abflussmengen, Gerinnegrundrissen etc.

Vor den regulären Ausbauten (z. B. NESTMANN & BÜCHELE 2002) konnten sich Flussbett und Aue der Elbe gemeinsam miteinander in ihrer Höhenlage entwickeln. Daher ist die Annahme eines Wertes von 0 bzw. knapp < 0 cm/a bis zu -0,25 cm/a als an natürliche Verhältnisse angelehnter Wert bzw. Klasse 1 des hydromorphologischen Indikators plausibel (FGG Elbe 2013; IKSE 2014). Akkumulationen im Gewässerbett werden darüber hinaus ebenfalls mit einer 1 bewertet (> 0,0 cm/a), da sie keine Grundwasserabsenkungen oder verringerte Überflutungshäufigkeiten etc. nachsichziehen und der Fokus bei diesem Indikator auf der Klassifizierung der Tiefenerosion respektive der Entkopplung von Flussbett und Aue liegt. Die schlechteste Bewertung ab einer Erosionsrate von

-1,25 cm/a korrespondiert mit einer erheblichen Entkopplung von Flussbett und Aue und entspricht den sehr großen Erosionsraten, die an Rhein und Elbe beobachtet werden (z. B. KHR 1993; QUICK et al. 2012; FGG Elbe 2013; IKSE 2014; s. Abb. 4.5 und 4.6).

4.3.2 Indikator Sedimentdurchgängigkeit (Schlüsselkriterium)

Der Indikator steht in enger Beziehung zu den vorhandenen Querbauwerken, die die Sedimentdurchgängigkeit als entscheidenden Faktor für die Ausprägung des Sedimenthaushaltes und der Hydromorphologie eines Gewässers beeinflussen (s. Kap. 4.2). Unter Querbauwerken werden Bauwerke verstanden, die eine Barrierewirkung im Gewässer besitzen und quer zur Fließrichtung angeordnet sind wie z. B. Wehre oder Staustufen (nach DIN 4047-5, 1989 und DIN 19661-2, 2000).

Querbauwerke verursachen häufig einen Rückstau mit gewässeruntypischen Strukturverhältnissen bei modifizierten, reduzierten Strömungsverhältnissen. Oftmals wird die Sedimentdurchgängigkeit durch die Barrierewirkung reduziert bis hin zur vollständigen Unterbindung. Die reduzierten Strömungsgeschwindigkeiten und der Rückstau führen dazu, dass die Querbauwerke wie eine Art Geschiebefalle fungieren. Neben der Unterbindung des Geschiebetransportes kommt es gleichfalls zu einer Verringerung bis hin zu einer Unterbindung des Schwebstofftransportes. Lokal begrenzt spielen z. B. auch Geschiebestöße bei geöffneten Anlagen im Hochwasserabflussfall eine Rolle. Aufgrund der häufig fehlenden, da zurückgehaltenen Sedimente oberhalb eines Querbauwerkes kommt es oftmals stromabwärts der Querbauwerke zu Tiefenerosionen der Gewässersohle. Diese Prozesse gehen mit veränderten hydromorphologischen Verhältnissen einher, wie z. B. sowohl ober- als auch unterhalb eines Querbauwerkes modifizierten Zusammensetzungen der Sohlsubstrate. Dies wiederum beeinflusst die Habitateignung und -qualität für Arten erheblich (s. auch Kap. 4.2.1 und 4.2.3).

Die Sedimentdurchgängigkeit ist in der EG-WRRL (2000) einer der relevanten hydromorphologischen Parameter für die Flüsse im Binnenbereich. Standardisierte Erfassungs- und Bewertungsmethoden existieren hierzu jedoch bislang nicht (vgl. z. B. VOLLMER, QUICK & MOSER 2012; QUICK et al. 2013; ROSENZWEIG et al. 2012; s. Kap. 4.3.2.2).

4.3.2.1 Ergebnisse Sedimentdurchgängigkeit

Die Sedimentdurchgängigkeit wurde für die gesamte deutsche Binnenelbe analysiert und daraus folgend eine Bewertung für den hydromorphologischen Indikator-Parameter abgeleitet (FGG Elbe 2013). Die Bewertung hat zum Ziel, die Durchgängigkeit für Sedimente in der Elbe und ihren als relevant ausgewiesenen Nebengewässerunterläufen zu klassifizieren. Abbildung 4.8 zeigt die Ergebnisse zur Sedimentdurchgängigkeit.

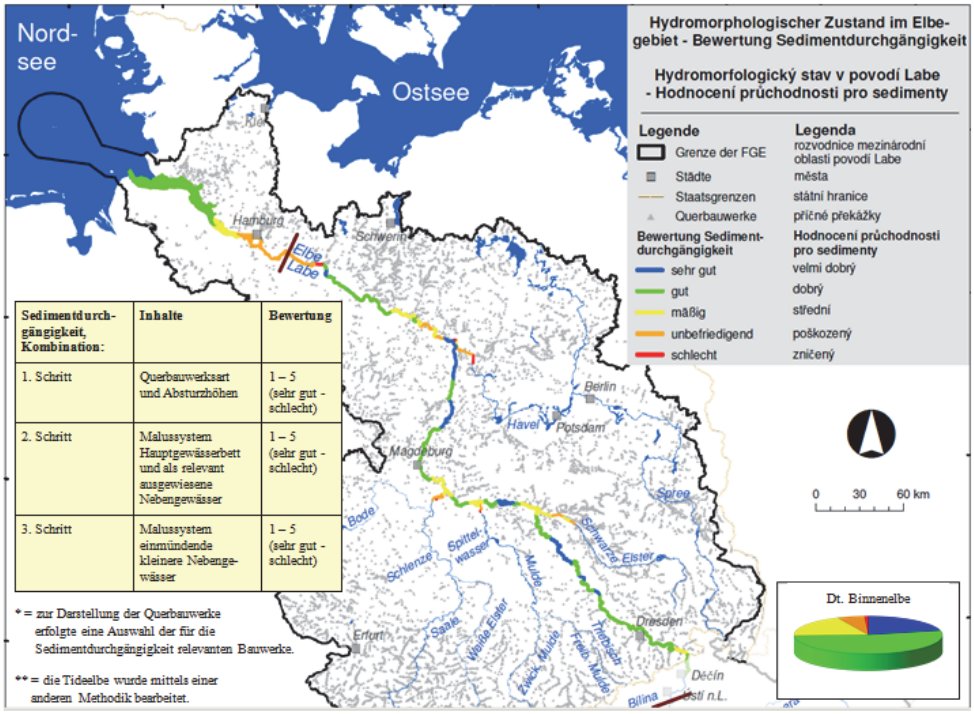


Abbildung 4.8 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit* für die deutsche Elbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel**

Quelle: IKSE (2014); FGG Elbe (2013); ROSENZWEIG et al. (2012); BCE (2012); verändert.

Klasse 1 „sehr gut“ wurde in 21,4 % der Streckenlänge erreicht. Den prozentual größten Anteil macht die Klasse 2 „gut“ mit 53,0 % aus. Die Bewertungshäufigkeit der Klasse 3 „mäßig“ ist mit 18,8 % zu verzeichnen. 6,0 % der Sedimentdurchgängigkeit wurden mit Klasse 4 „unbefriedigend“ und 0,9 % mit Klasse 5 „schlecht“ klassifiziert. Abbildung 4.8 zeigt die lokalen und regionalen Zuordnungen der Beurteilungsklassen auf.

Die Parametrisierung der Sedimentdurchgängigkeit weist insbesondere die Auswirkung des Sedimentrückhaltes im Einzugsgebiet auf die Binnenelbe aus (vgl. Kap. 4.2 und Kap. 4.5), aber auch Querbauwerke in der Elbe selbst beeinflussen die ökologische Durchgängigkeit für Sedimente und werden adressiert.

Der Sedimentrückhalt in den Einzugsgebieten wird vor allem durch die schlechteren Evaluierungen der Mündungsbereiche der Nebengewässer deutlich. Diese überprägen streckenweise auch die Elbe. Dieses Bild ist nicht zuletzt eine Konsequenz der großen Zahl an Querbauwerken im Einzugsgebiet (z. B. 171 Talsperren und Speicher; IKSE 2005), die zur Veranschaulichung als Übersicht der sedimentrelevanten Querbauwerke in die Kartendarstellung aufgenommen wurden, s. Abbildung 4.8 (FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

Der Sedimentfluss aus der tschechischen Elbe, den relevanten Nebenflüssen sowie den vielen kleineren Zuflüssen ist durch Querbauwerke im Unterschied zur frei fließenden Binnenelbe stark bis vollständig unterbunden (Kap. 4.2.1;

Abbildung 4.3). Sedimente werden in erheblichem Maße zurückgehalten und können nicht in die Elbe gelangen. Die resultierenden Defizite in den unterstrom der tschechischen Elbe und der Nebenflussmündungen liegenden Streckenbereichen des Elbestroms sind gut in Abbildung 4.8 erkennbar: Die Rot- und Orangefärbungen in den Unterläufen der Nebenflüsse und in Tschechien (s. IKSE 2014; vgl. auch Kap. 4.5 und Abb. 4.15) zeigen die Ursachen in den querbauwerksbeeinflussten Gewässerbereichen auf, auch der Rückstau des Wehres Geesthacht ist ersichtlich (ROSENZWEIG et al. 2012, FGG Elbe 2013). Insgesamt variiert die Bewertung der deutschen Binnenelbe über sämtliche Bewertungsklassen, wobei die „sehr guten“ bis „guten“ Evaluierungen überwiegen (s. Kap. 4.5).

4.3.2.2 Methoden und Datengrundlagen Sedimentdurchgängigkeit

Für natürliche Gewässer ist eine Ermittlung des Referenz-Zustandes nicht erforderlich, da ein ungehinderter Sedimenttransport und eine Durchgängigkeit für Sedimente aufgrund fehlender Querbauwerke gewährleistet ist (ROSENZWEIG et al. 2012; vgl. auch EG-WRRL 2000; s. Kap. 4.2).

ROHDE (1971) gibt an, dass ein einheitliches Ausbauziel für das Elbefahrwasser von Hamburg bis Děcín erstmalig am 13. April 1844 in der Elbe-Schifffahrt-Additional-Akte festgelegt wurde. Bis 1858 wurden laut einer Statistik der Strombaukommission 27,8 km Parallelwerke, 113,4 km Deckwerke und 4 298 Buhnen erstellt. Dennoch wurde nach Abschluss der Arbeiten festgestellt, dass sich die Fahrwasserverhältnisse überwiegend nicht verbessert hatten.

Ein Regelungsplan wurde 1877 für die Elbe von der deutschen Grenze bis zur Seevemündung (bei Hamburg-Harburg) aufgestellt, nach dessen Vorgaben von 1880 bis 1888 der sog. Mittelwasserausbau erfolgte. Im Jahr 1893 wurde ein erweiterter Regelungsentwurf aufgestellt – nachdem die trockenen Sommer 1892 und 1893 zeigten, dass die geplanten Wassertiefen noch nicht überall erreicht wurden –, der im Zeitraum von 1894 bis 1910 umgesetzt wurde. Erste Planungen und Umsetzungen an Versuchsstrecken erfolgten bereits ab 1911 im Rahmen der Niedrigwasserregulierung. Während des Krieges kam es zu einer Unterbrechung der Baumaßnahmen. Eine Fortführung der Baumaßnahmen erfolgte ab 1931 (QUICK et al. 2012).

Auch wenn bereits früh mit anthropogenen Veränderungen der Elbe begonnen wurde, so sind die morphologisch relevantesten Eingriffe auf das 19. Jahrhundert zurückzuführen. NESTMANN & BÜCHELE (2002) weisen darauf hin, dass von einer relativ naturbelassenen Elbe bis in die Mitte bzw. bis an das Ende des 18. Jahrhunderts gesprochen werden kann.

Obwohl bereits Eingriffe in Form der Anlage von Mühlen, Deichen und Durchstichen von Mäanderschlingen durchgeführt wurden, blieben die Einflüsse dieser Maßnahmen eher punktuell beschränkt und wirkten sich nicht großräumig auf den Flusslauf aus oder reduzierten die ökologische Durchgängigkeit für

Sedimente nicht wesentlich. Querbauwerke größerer Art wurden erst in jüngerer Vergangenheit errichtet (z. B. Staustufe Usti nad Labem 1923-1936, Wehr Geesthacht 1957-1960).

Zur Ermittlung des Ist-Zustandes können die aktuellen Querbauwerke mittels verschiedener Quellen wie Luftbilder, topografischer Kartenwerke oder digitaler Daten (z. B. DBWK2[9]) erhoben werden. Bei den Bundesländern liegen häufig Querbauwerkskataster vor. Um eine aktuelle Datengrundlage für die Ermittlung dieses hydromorphologischen Indikators zu erhalten, erfolgte im Jahr 2011 eine Abfrage in den Bundesländern zu den vorhandenen Querbauwerken innerhalb des Einzugsgebietes der Elbe, mit deren Hilfe eine aktualisierte Übersicht über die selektierten sedimentrelevanten Querbauwerke im Elbeeinzugsgebiet (s. Abbildung 4.8) erstellt werden konnte (vgl. UBA 2005).

Die Erfassung des Ist-Zustandes erfolgte in drei Schritten: In einem *ersten Schritt* wurden alle Querbauwerke inklusive ihrer Bauwerksart (Staustufe, Talsperre etc.) und Absturzhöhe im Hauptgewässerbett erfasst (s. Tabelle 4.1). Die Bewertung erfolgte abschnittsbezogen je 5-km-Abschnitt. Mit der Höhe des Bauwerkes und der Wasserspiegel- bzw. Sohlhöhendifferenz von Ober- und Unterwasser[10] nimmt i. d. R. die Barrierewirkung zu, bis hin zur vollständig unterbundenen Sedimentdurchgängigkeit (ROSENZWEIG et al. 2012).

In der deutschen Binnenelbe selbst ist nur das Wehr Geesthacht (Elbe-km 586) vorhanden. Demzufolge erzielte der Großteil der Fließstrecke der Elbe anhand des ersten Bewertungsschrittes eine Evaluierung mit der Klasse 1 (sedimentdurchgängig).

Innerhalb des letzten zu bewertenden km-Abschnittes am Übergang zur Tideelbe handelt es sich bei dem Wehr Geesthacht um die Kategorie „Staustufe, Wehr, Wasserkraftanlage – mit Fischtreppe/-pass/-schleuse und Umgehungsgerinne“ (s. Tabelle 4.1). Die Absturzhöhe des Wehres Geesthacht beträgt 4,5 m (Vattenfall Europe AG 2012).

Dementsprechend wurde der Abschnitt mit dem Wehr mit der Klasse 4 bewertet. Aufgrund der Rückstauwirkung des Querbauwerkes bei Mittelwasser bis in eine Entfernung von 21,9 km oberstrom Geesthacht (IKSE 2005) wurden auch die Laufkilometer oberhalb des Wehres als Kategorie „kein Querbauwerk, aber im Rückstaubereich eines Querbauwerkes gelegen“ (s. Tabelle 4.1) mit der Bewertungsklasse 4 klassifiziert (s. Abb. 4.8 und 4.15; s. Kap. 4.5.1; ROSENZWEIG et al. 2012).

[9] DBWK2 = Digitale Bundeswasserstraßenkarte im Maßstab 1: 2.000

[10] Als Absturzhöhe gilt i. d. R. die Wasserspiegel- oder Sohlhöhendifferenz von Ober- und Unterwasser des Querbauwerkes bei Mittelwasserverhältnissen (vgl. z. B. LAWA 2001, 2011; LUA NRW 2001; LANUV NRW 2012).

Tabelle 4.1 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, **1. Schritt** - Querbauwerksart und Absturzhöhen

Querbauwerk (inkl. Sohlenbauwerke)	Absturzhöhe < 0,3 m	Absturzhöhe 0,3 – 1,0 m	Absturzhöhe > 1,0 m
Raue Rampe, raue Gleite	2	3	3
Teilrampe	2	2	2
Absturz, Glatte Gleite / glatte Rampe - ohne Wanderhilfe	3	5	5
Absturz, Glatte Gleite / glatte Rampe - mit Umgehungsgerinne	2	3	4
Absturz, Glatte Gleite / glatte Rampe - mit technischem Pass	2	4	4
Verfallenes Querbauwerk	2	2	2
Kein Querbauwerk, aber im Rückstau-Bereich eines Querbauwerkes gelegen	4	4	4
Staustufe, Wehr, Wasserkraftanlage - ohne Wanderhilfe	5	5	5
Staustufe, Wehr, Wasserkraftanlage - mit Fischtreppe / -pass / -schleuse / -aufzug	3	4	4
Staustufe, Wehr, Wasserkraftanlage - mit Fischtreppe / -pass / -schleuse / -aufzug und Umgehungsgerinne	3	3	4
Staustufe, Wehr, Wasserkraftanlage - mit Umgehungsgerinne	3	3	4
Talsperre	5	5	5
Steuerbares Querbauwerk *(Bsp: Emssperrwerk)*	2	2	2
Kein Querbauwerk	1	1	1

Quelle: FGG Elbe (2013); IKSE (2014); ROSENZWEIG et al. (2012); QUICK (2011) in Anlehnung an BfG 2001, LUA NRW 2001 und LAWA 2002; verändert.

Im *zweiten Schritt* wurde die Bewertung des ersten Schrittes mit der Entfernung stromaufwärts vorhandener Querbauwerke im betrachteten Hauptgewässerbett mit einem Malussystem kombiniert. Dies ist relevant, da oberstrom gelegene Querverbauungen im Hauptgewässerbett erheblichen Einfluss auf den Geschiebe- und Schwebstofftransport des betrachteten Gewässerabschnittes ausüben können, auch wenn in dem betrachteten Gewässerabschnitt selbst (5-km-Abschnitt) kein Querbauwerk vorhanden ist.

Dabei wurde folgendes Malussystem[11] für das Hauptgewässerbett und die als relevant[12] ausgewiesenen Nebengewässer angewendet (ROSENZWEIG et al. 2012):

Tabelle 4.2 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, **2. Schritt** – Malussystem Hauptgewässerbett und als relevant ausgewiesene Nebengewässer

Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit,
2. Schritt – Malussystem Hauptgewässerbett und als relevant ausgewiesene Nebengewässer.

a) Malussystem Entfernung stromaufwärts vorhandener Querbauwerke im betrachteten Hauptgewässerbett der Elbe

- Entfernung eines Querbauwerkes im Hauptgewässerbett bis 5 km Entfernung = Malus -3
- Entfernung eines Querbauwerkes im Hauptgewässerbett in 5 bis 20 km Entfernung = Malus -2
- Entfernung eines Querbauwerkes im Hauptgewässerbett in 20 bis 50 km Entfernung = Malus -1

b) Malussystem Entfernung stromaufwärts vorhandener Querbauwerke in den als relevant ausgewiesenen Nebengewässerunterläufen der Elbe (Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel)

- Entfernung eines Querbauwerkes im als relevant ausgewiesenen Nebengewässer bis 50 km Entfernung zur Mündung in die Elbe = Malus -1

Quelle: FGG Elbe (2013); IKSE (2014); ROSENZWEIG et al. (2012)

Relevant für die Bewertung der deutschen Binnenelbe war die Staustufe in der tschechischen Elbe bei Strekov/Usti nad Labem in einer Distanz zur deutschen Grenze von ca. 35 km. Für die ersten 15 Laufkilometer der binnendeutschen Elbe ergab sich infolgedessen für die ersten drei 5-km-Abschnitte von Elbe-km 0 bis 15 die Einführung eines Malus von -1 (Entfernung in 20 bis 50 km, Tabelle 4.2) und somit eine Bewertung mit der Note 2 als Reduktion des ersten Bewertungsschrittes von 1 auf Klasse 2. Die überwiegenden Elbeabschnitte (Elbe-km 15-565) erhielten keine Malusvergabe und blieben folglich in der Bewertungsstufe 1 klassifiziert. Auch für die letzten Laufkilometer von Elbe-km 565 bis 586 wurde kein Malus für Querbauwerke im Hauptgewässerbett vergeben, so dass es hier bei der Stufe 4 aus dem ersten Schritt blieb (ROSENZWEIG et al. 2012). Des Weiteren wurden Querbauwerke in den betrachteten, als relevant ausgewiesenen stromaufwärts einmündenen Nebengewässern Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel mittels des Malussystems betrachtet.

[11] Sollte der Malus dazu führen, dass theoretisch eine Bewertung schlechter als mit der Klasse 5 erfolgen müsste, so bleibt es trotz der Berücksichtigung eines Malus bei der Klasse 5 (schlechteste Klassifizierungsstufe).

[12] Nebenflüsse der Elbe wurden als „relevant“ ausgewiesen (Kategorie 1), wenn sie aufgrund ihrer quantitativen Charakteristika einen signifikanten Einfluss auf die Situation im Hauptstrom der Elbe haben. Maßgebend hierfür sind der Flächenanteil am Einzugsgebiet (A), der Durchfluss (Q) und der Schwebstofftransport (Schwebstofffracht Ss). Als wichtigstes Signifikanzkriterium wurde gemäß FGG Elbe (2013) und IKSE (2014) ein mindestens 10%-iger Anteil an der mittleren Schwebstofffracht (Jahre 2003-2008) der jeweiligen Bezugsmessstelle unterhalb der Einmündung in die Elbe angeführt. Relevante Nebenflüsse dieser Kategorie 1 (quantitativ) sind Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel. Die Schwarze Elster erfüllt streng genommen das 10%-Kriterium nicht, mündet als bedeutsamer Nebenfluss der Elbe jedoch in einen der quantitativ am stärksten defizitären Elbabschnitte. Daher wurde die Schwarze Elster trotzdem in diese Kategorie eingereiht. Nebenflüsse der Kategorie 2 wurden ausschließlich unter dem Qualitätsaspekt betrachtet (s. FGG Elbe 2013, IKSE 2014).

Lag das mündungsnächste Querbauwerk weniger als 50 km oberhalb der Mündung in die Elbe, so zog auch dieses Bauwerk noch einen Malus nach sich. Dies war bei allen vier Nebenflüssen der Fall. Die Methodik erfolgte in Absprache mit den Vertretern der Tschechischen Republik (IKSE 2014) und spiegelt den Einfluss von Querverbauungen auf den Sedimentfluss und den Sedimenteintrag in die deutsche Binnenelbe wider.

Im *dritten Schritt* erfolgte eine Bewertung der verschiedenen Querbauwerke und ihrer Absturzhöhen (1. Schritt) sowie der Entfernung vorhandener Querbauwerke stromaufwärts im Hauptgewässerbett bzw. in den als relevant ausgewiesenen Nebengewässerunterläufen der Elbe (2. Schritt) kombiniert mit den vorhandenen Querbauwerken an den stromaufwärts einmündenden kleineren Nebengewässern. Hierzu wurde die Entfernung der Querbauwerke der stromaufwärts in den Untersuchungsabschnitt (5-km-Abschnitt) mündenden Nebengewässer begutachtet. Einmündende kleinere Nebengewässer können durch Querbauwerke ebenfalls bezüglich ihres Sedimenthaushaltes und der Ausprägung ihres hydromorphologischen Zustandes beeinflusst sein (vgl. Kap. 4.7.3). Dadurch üben sie vor allem in ihrer Summe z. B. durch entsprechend reduzierte Sedimenteinträge auch einen nicht unerheblichen Einfluss auf den Sedimenthaushalt und die hydromorphologischen Verhältnisse des Untersuchungsgewässers als Hauptvorfluter aus, s. Tabelle 4.3.

Tabelle 4.3 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, **3. Schritt** – Malussystem einmündende kleinere Nebengewässer

Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, **3. Schritt** – Malussystem einmündende kleinere Nebengewässer.	
- Entfernung stromaufwärts vorhandener Querbauwerke in einmündenden kleineren Nebengewässern bis 10 km Entfernung zur Mündung in die Elbe	= Malus -1

Quelle: FGG Elbe (2013); IKSE (2014); ROSENZWEIG et al. (2012)

Die abschließende Gesamtbewertung gemäß Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe ergibt sich somit insgesamt aus einer Abfolge der drei Bewertungsschritte des Indikators (s. Abbildung 4.8).

Im Folgenden werden die weiteren untersuchten hydromorphologischen Indikatoren kurz anhand Kap. 4.3.3 bis Kap. 4.3.7 vorgestellt. Da es sich nicht um identifizierte Schlüsselkriterien des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe (FGG Elbe 2013; IKSE 2014) handelt, die an dieser Stelle in den Fokus genommen werden sollten, wird in der Folge nur auf weiterführende Literatur verwiesen, in der sich detailliertere Aussagen zu den Definitionen, Methoden und Ergebnissen je Indikator finden. Eine Gesamtschau aller erzielten Ergebnisse sämtlicher hydromorphologischen Indikatoren erfolgt in Kap. 4.5.

4.3.3 Indikator Breitenvarianz/-variation

Die Breitenvarianz/-variation 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. Variierende Gewässerbreiten begünstigen wegen der variierenden Fließgeschwindigkeiten die Substratdiversität (FGG Elbe 2013; s. auch Kap. 4.2.1, 4.2.2 und 4.2.3). Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.9 ersichtlich. Nähere Erläuterungen zu Definition, Methoden (z. B. mittels BfG 2012) und Ergebnissen sind ROSENZWEIG et al. (2012), VOLLMER et al. (2013) und KÖNIG et al. (2014) zu entnehmen. 6,0 % der Ergebnisse zeigen für den Indikator Breitenvarianz/-variation eine Bewertung mit der Klasse 1 „sehr gut“. Die Klasse 2 „gut“ erzielt 8,5 %. Klasse 3 „mäßig“ erreicht eine Bewertungshäufigkeit entlang der deutschen Binnenelbe von 27,4 %, während 35,9 % die Bewertung mit Klasse 4 „unbefriedigend“ aufweisen. Auch Klasse 5 „schlecht“ kommt mit einem prozentualen Vorkommen von 22,2 % häufiger vor.

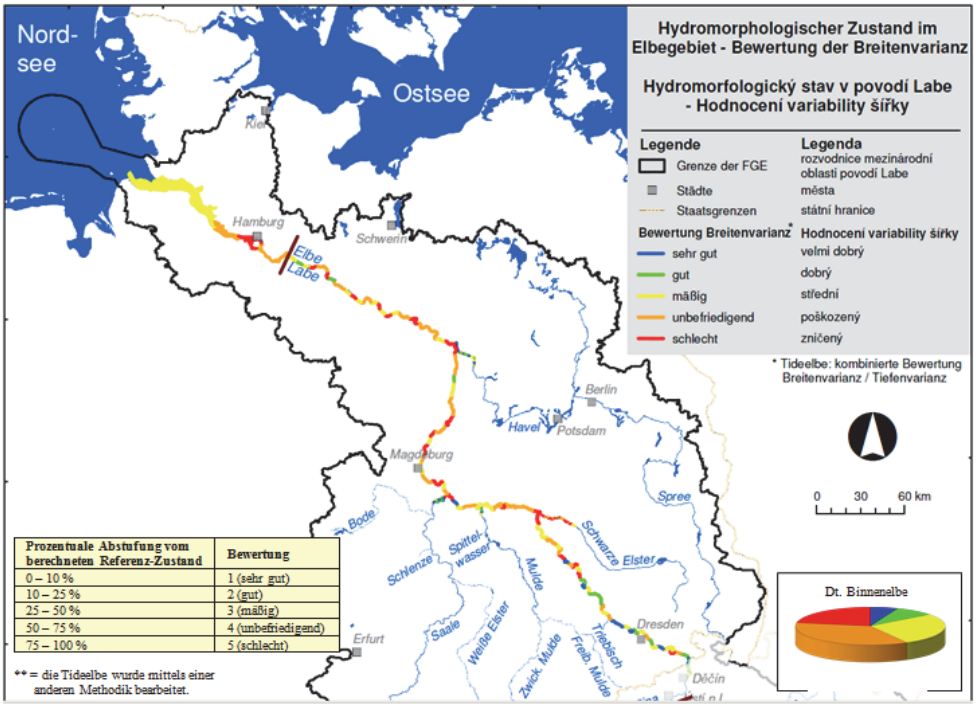


Abbildung 4.9 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Breitenvarianz/-variation für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel**

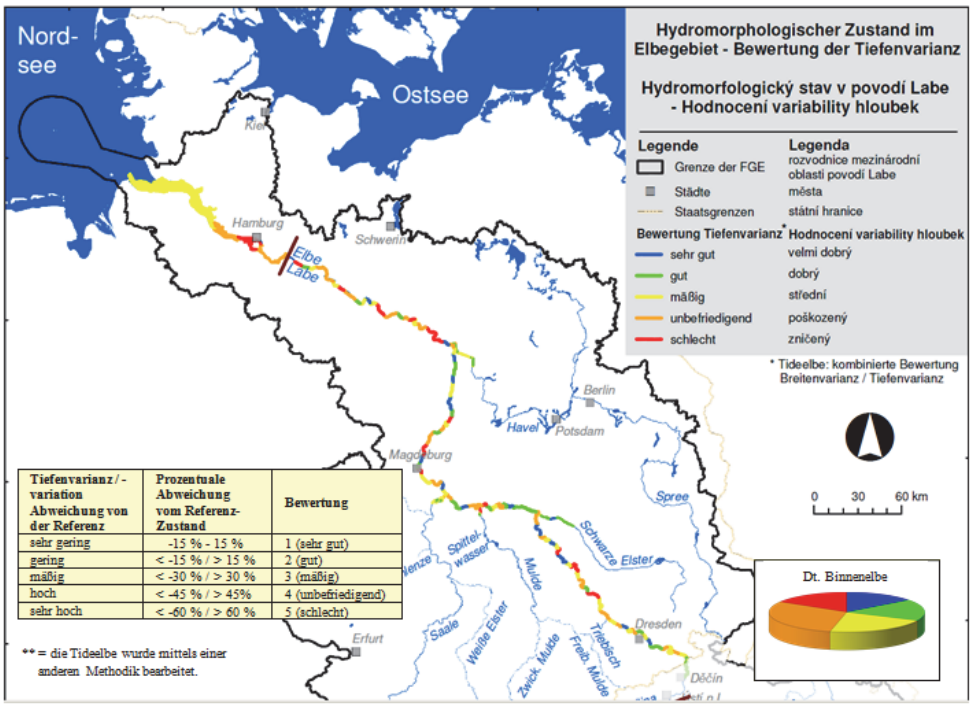
Quelle: IKSE (2014); FGG Elbe (2013); KÖNIG et al. (2014); VOLLMER et al. (2013); BCE (2012); ROSENZWEIG et al. (2012); BfG (2012); verändert

4.3.4 Indikator Tiefenvarianz/-variation

Die Tiefenvarianz/-variation eines Gewässers beschreibt Häufigkeit und Ausmaß des räumlichen Wechsels der Wassertiefen bei mittleren Abflüssen im Längsverlauf eines Flusses. Sie ist Maß für die hydraulisch wie auch sedimentologisch wirksame Differenziertheit eines Wasserkörpers sowie für die Breite des Biotopspektrums und die Anzahl an Mesohabitaten (FGG Elbe 2013; s. auch Kap. 4.2.2 und 4.2.3).

Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.10 ersichtlich. Nähere Erläuterungen zu Definition, Methoden und Ergebnissen sind z. B. ROSENZWEIG et al. (2012), QUICK et al. (2012) und KÖNIG et al. (2012) zu entnehmen.

Der hydromorphologische Indikator weist mit 14,7 % eine Bewertung mit der Klasse 1 „sehr gut“ auf. 17,2 % der deutschen Binnenelbe erreichen die Klasse 30,2 % besitzt Klasse 4 „unbefriedigend“ den größten Anteil. Klasse 5 „schlecht“ kommt mit einem prozentualen Vorkommen von 16,4 % vor.



Tiefenvarianz / -variation Abweichung von der Referenz	Prozentuale Abweichung vom Referenz-Zustand	Bewertung
sehr gering	-15 % - 15 %	1 (sehr gut)
gering	< -15 % / > 15 %	2 (gut)
mäßig	< -30 % / > 30 %	3 (mäßig)
hoch	< -45 % / > 45%	4 (unbefriedigend)
sehr hoch	< -60 % / > 60 %	5 (schlecht)

Abbildung 4.10 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Tiefenvarianz/-variation für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel**

Quelle: IKSE (2014); FGG Elbe (2013); VOLLMER et al. (2013); QUICK et al. (2012); BCE (2012); ROSENZWEIG et al. (2012); verändert

4.3.5 Indikator Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates

Die Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates ist eine grundlegende Kenngröße des anstehenden Sedimentes mit wesentlichem Einfluss auf die Habitateignung für Flora und Fauna (s. auch Kap. 4.2.1 und 4.2.3). Charakteristisch ist der mittlere Korngrößendurchmesser D_m. Bei defizitären Flusssystemen wie der Elbe mit vorherrschender Erosion findet tendenziell eine Vergröberung statt, der D_m nimmt über die Zeit zu (FGG Elbe 2013). Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.11 ersichtlich. Nähere Erläuterungen zu Definition, Methoden und Ergebnissen sind ROSENZWEIG et al. (2012) und KÖNIG et al. (2012) zu entnehmen. Der Indikator wurde insgesamt positiv bewertet: Insgesamt konnte für 42,2 % der Gewässersohle die Korngrößenverteilung mit der Klasse 1 „sehr gut“ festgestellt werden. Auch die Klasse 2 „gut“ macht mit 37,9 % einen großen Anteil der Bewertungshäufigkeit aus. Klasse 3 „mäßig“ bestimmt mit 15,5 % einen geringeren Anteil. Die Klassen 4 „unbefriedigend“ und 5 „schlecht“ weisen mit jeweils 1,7 % einen nur sehr geringen Anteil an der Bewertung auf. 0,9 % konnten aufgrund fehlender Datengrundlagen nicht klassifiziert werden und wurden daher als „unbekannt“ dokumentiert (s. auch Kap. 4.5).

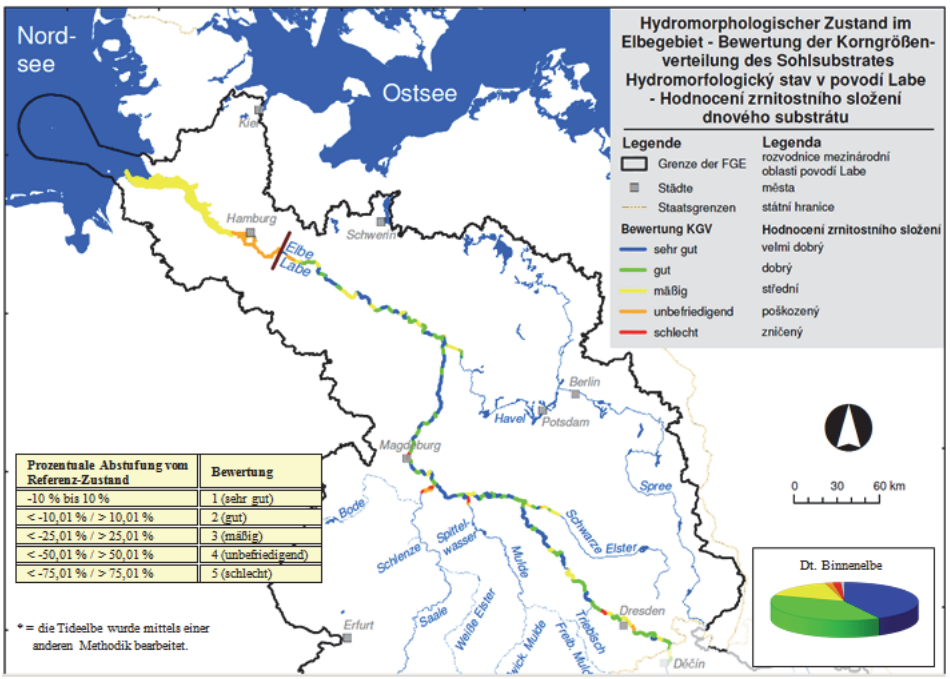


Abbildung 4.11 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel*

Quelle: IKSE (2014); FGG Elbe (2013); KÖNIG et al. (2012); ROSENZWEIG et al. (2012); BCE (2012); verändert

4.3.6 Indikator Uferstruktur

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 (FGG Elbe 2013; s. auch Kap. 4.2.2). Die Ergebnisse werden in Abbildung 4.12 visualisiert. Nähere Erläuterungen zu Definition, Methoden (z. B. DBWK2) und Ergebnissen sind ROSENZWEIG et al. (2012) und CRON et al. (2014) zu entnehmen.

Die Ergebnisse zeigen für den Indikator Uferstruktur eine Bewertung mit den Klassen 1 „sehr gut“ und 2 „gut“ von insgesamt ca. 5 % (Uferstruktur links „sehr gut“ 2,6 %, „gut“ 3,4 %; Uferstruktur rechts „sehr gut“ 0 %, „gut“ 5,1 %). Klasse 3 „mäßig“ erreicht eine Bewertungshäufigkeit von 40,2 % für die linke und 43,6 % für die rechte Uferseite. 51,3 % (links) bzw. 46,2 % (rechts) weisen eine Bewertung mit Klasse 4 „unbefriedigend“ auf. Klasse 5 „schlecht“ kommt mit einem prozentualen Vorkommen von 2,6 % der Uferstruktur links und 5,1 % der Uferstruktur rechts vor (s. Abbildung 4.12).

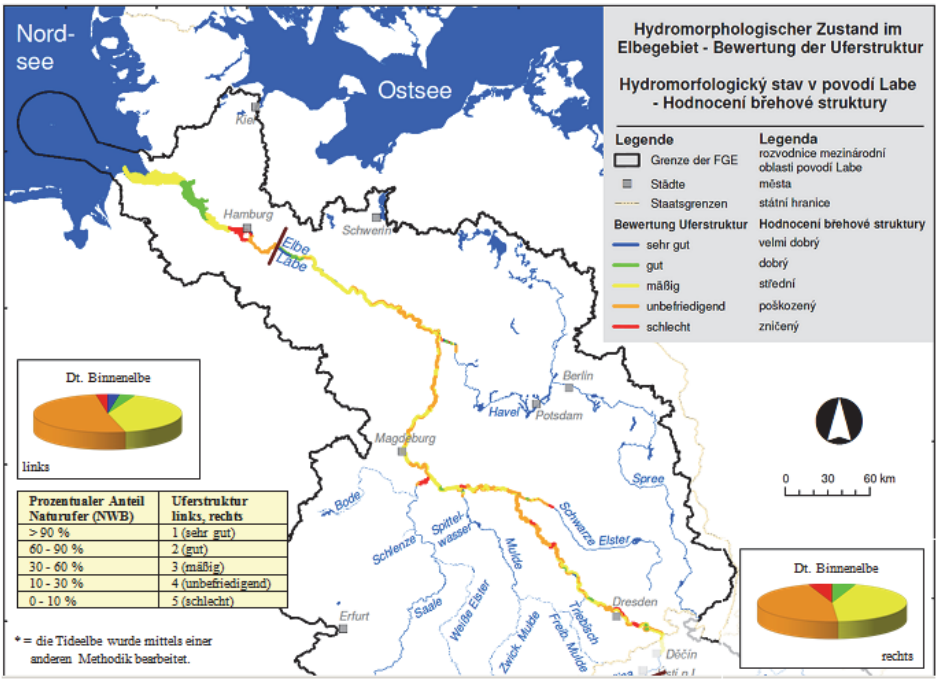


Abbildung 4.12 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Uferstruktur für die deutsche Binnenelbe (linke und rechte Uferseite) und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel*

Quelle: IKSE (2014); FGG Elbe (2013); ROSENZWEIG et al. (2012); CRON et al. (2014); BCE (2012); DBWK2 etc.; verändert.

4.3.7 Indikator Verhältnis rezente Aue zu morphologischer Aue (Überflutungsfläche)

Das Verhältnis der rezenten Aue zur morphologischen Aue beschreibt das Verhältnis der aktuell überschwemmbaren zur ursprünglich überflutbaren Fläche, d. h. dem holozänen Hochflutbett (FGG Elbe 2013; QUICK et al. 2007; BRUNOTTE et al. 2009; s. auch Kap. 4.2.2 und 4.2.3). Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.13 dargestellt. Nähere Erläuterungen zu Definition, Methoden und Ergebnissen wurden in ROSENZWEIG et al. (2012) dokumentiert. Ungefähr 30 % der Ergebnisse erreichen für den Indikator Aue eine Bewertung mit der Klasse 1 „sehr gut"; sowohl die linke Aue als auch die rechte Aue erzielen jeweils entlang 29,1 % der Strecke eine sehr gute Evaluierung. Die Klasse 2 „gut" erzielt 6,8 %, ebenfalls entlang beider Gewässerumfeldseiten. Klasse 3 „mäßig" erreicht eine Bewertungshäufigkeit entlang der deutschen Binnenelbe von 18,8 % für die linke Aue und 12,8 % für die rechte. Dahingegen weisen 29,9 % (links) bzw. 28,2 % (rechts) die Bewertung mit Klasse 4 „unbefriedigend" auf. Eine Klassifizierung mit der Klasse 5 „schlecht" kommt mit einem prozentualen Vorkommen von 15,4 % für das Verhältnis der rezenten Aue zur morphologischen Aue auf der linken Gewässerumfeldseite und 23,1 % auf der rechten Auenseite vor.

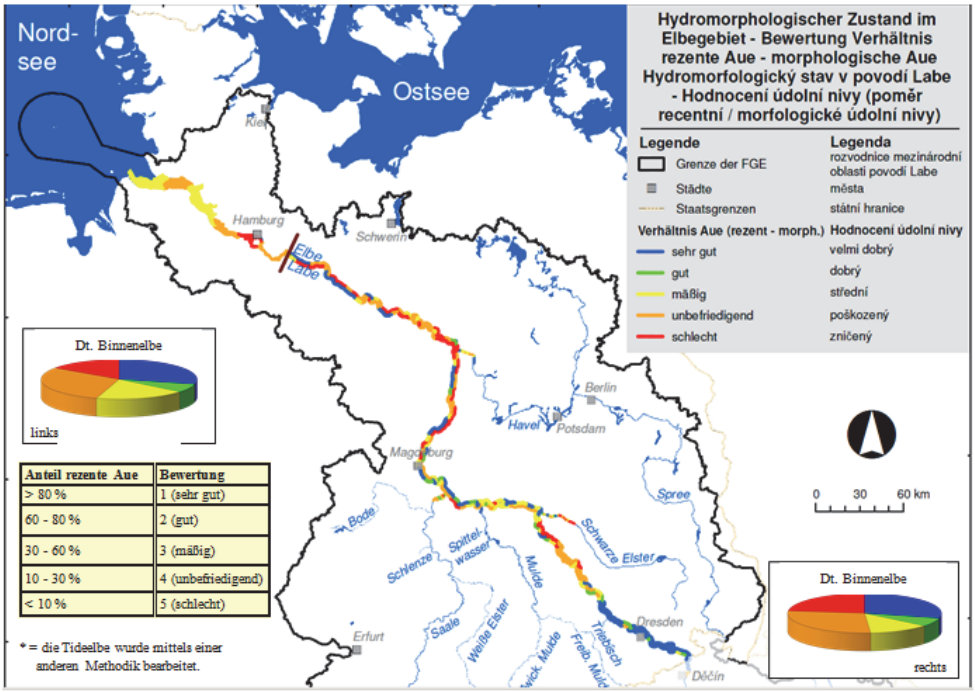


Abbildung 4.13 Bewertung des hydromorphologischen Indikators Verhältnis rezente Aue zur morphologischen Aue (Überflutungsfläche) für die deutsche Binnenelbe (linke und rechte Gewässerumfeldseite) und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel*

Quelle: IKSE (2014); FGG Elbe (2013); ROSENZWEIG et al. (2012); BCE (2012); BfN (2011, 2012); verändert

4.4. Unsicherheiten

Die Erfassung und Bewertung der hydromorphologischen Indikatoren erfolgte jeweils unter Verwendung der besten verfügbaren Datengrundlagen. Daten, Methoden, Bewertungsgrundsätze, Ergebnisse und Unsicherheiten wurden zur Nachvollziehbarkeit ausführlich dokumentiert (z. B. ROSENZWEIG et al. 2012; QUICK et al. 2012; KÖNIG et al. 2012; BCE 2012; FGG Elbe 2013).

Um Fehlerquellen zu reduzieren, wurden verschiedene Grundsätze zur größtmöglichen Absicherung verfolgt:

> Die Zusammenführung von verschiedenen Datenquellen im Längsverlauf eines untersuchten Gewässers birgt i. d. R. einige Unsicherheiten und Fehlerquellen. Daher wurden je hydromorphologischen Indikator nur solche Datengrundlagen verwendet, die einheitlich für die gesamte deutsche Binnenelbe vorlagen (FGG Elbe 2013).

> Darüber hinaus wurden die erzielten Aussagen adäquat je Indikator über möglichst repräsentative und/oder lange Zeiträume ermittelt[13] (ROSENZWEIG et al. 2012; VOLLMER et al. 2013).

> Ergänzend wurden hydromorphologische Indikatoren bei entsprechenden Voraussetzungen noch mit weiteren Daten und Methoden verifiziert[14] (QUICK et al. 2012; KÖNIG et al. 2012; ROSENZWEIG et al. 2012; VOLLMER et al. 2013; BUSCH et al. 2013).

> Schließlich wurden sämtliche Indikatoren noch mittels Expertenwissen und -verifizierungen plausibilisiert (FGG Elbe 2013; IKSE 2014; DIN EN 14614 2005; DIN EN 15843 2010; DIN EN 16503 2012; CIS-Ecostat 2012). Zur Absicherung der herangezogenen Methoden wurden Vorgehen und Ergebnisse auf Fachveranstaltungen (z. B. KÖNIG et al.

[13] Bsp. Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz: Die Repräsentativität der Aussage wird durch einen Vergleich über längere Zeiträume erhöht. Über kürzere Zeiträume stellen sich Differenzkurven generell mit größeren Schwankungen dar. Das Verhältnis der Unsicherheiten bei der Auswertung von Sohlpeilungen in Relation zu der Größe des Messsignals der Sohlhöhenänderung nimmt mit der Länge des Zeitraumes ab, über den verglichen wird (VOLLMER et al. 2013; BUSCH et al. 2013). Es gilt zu beachten, dass die ermittelten Werte in cm/Jahr Durchschnittswerte der Sohlhöhen- und Wasserspiegellagenentwicklungen darstellen, sie lassen keinen Rückschluss auf konkrete Ereignisse (z. B. Hochwasser) oder die zeitliche Entwicklung zu (Kap. 4.3.1).

[14] Bsp. Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz: Zur Validierung der Sohlhöhenänderung wurden Vergleiche mit Auswertungen von Peilungen der Gewässersohle und Geschiebetransportmessungen für die letzten Jahrzehnte, Frachtbilanzierungen (BfG 2014) und Ermittlungen von Wasserspiegellagendifferenzen vorgenommen. Die zur Validierung berechnete mittlere Wasserspiegellagenänderung zeigte einen analogen Verlauf wie die mittlere Sohlhöhenänderung. Abweichungen finden sich lediglich von Elbe-km 0 bis Elbe-km 60 und ab Elbe-km 430 – im oberstromigen Bereich sind diese Abweichungen auf methodische Ungenauigkeiten zurückzuführen: Aufgrund nicht vorhandener Informationen aus Tschechien konnten die Abflüsse zu den im Elbstromwerk angegebenen Wasserspiegellagen nur bis zum Pegel Dresden (Elbe-km 55,6) ermittelt werden. Die Abflüsse bis zur tschechischen Grenze wurden extrapoliert. Darüber hinaus könnten die Abweichungen im oberstromigen Bereich darauf zurückzuführen sein, dass der Mittelwasserausbau in Sachsen zuerst erfolgte und vor Erstellung des Elbstromwerkes (1898) abgeschlossen war (vgl. Kap. 4.3.1.2). Die Variationen ab km 430 sind vermutlich auf die Transportkörperbildung in diesem Bereich zurückzuführen (QUICK et al. 2012; KOENZEN 2005; FAULHABER 1999; WIRTZ 2004; vgl. Kap. 4.5). Unterstrom von Neu Darchau (km 536,4) kam es seit dem Bau der Staustufe Geesthacht 1960 zu einer Wasserspiegelstützung. Insbesondere die Niedrigwasserspiegellagen zeichnen die Gewässersohlenlage sehr gut nach. Auch die langfristige Entwicklung des Wasserstandes (im NW-Bereich) folgt der langfristigen Entwicklung des Flussbettes (vgl. ROSENZWEIG et al. 2012; VOLLMER et al. 2013; BUSCH et al. 2013).

2012; VOLLMER et al. 2013) und vor Expertenkreisen (z. B. LAWA-Expertenkreis Hydromorphologie, IKSE-Expertengruppe Sedimentmanagement) vorgestellt (FGG Elbe 2013).

Als Unsicherheiten hinsichtlich der Datengrundlagen können exemplarisch variable Abflussverhältnisse zum Aufnahmezeitpunkt angeführt werden. Entscheidend sind weiterhin das Alter und die Qualität der Daten. Beispielsweise konnte bei der Mittleren Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz aufgrund des binnenelbeweit 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), so dass eine vor 1898 erfolgte Tiefenerosion folglich nicht in die 106-jährige Sedimentbilanz des oberstromigen Bereiches eingeflossen ist. Gekoppelt mit einer gröberen Gewässersohle dort sind die Verhältnisse seit 1898 weitgehend stabil und zeichnen sich daher durch häufiger sehr gute und gute Bewertungen aus (vgl. Abb. 4.3.1, Kap. 4.2, Kap. 4.3.1 und Kap. 4.5). 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 stromabwärts anschließenden Strecke die Erosion an (FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

Insgesamt bieten sich gerade Bundeswasserstraßen aufgrund der sehr guten Datengrundlagen für eine quantitative Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Indikatoren an, der hydromorphologische Zustand ist gut bestimm- und bewertbar. Empfohlen wird generell die Beibehaltung der einzelnen Evaluierungen der Indikatoren, um eine möglichst detaillierte Aussage zu den Ausprägungen der Hydromorphologie vorliegen zu haben. Mit Hilfe dieser detaillierten Ergebnisse lassen sich als Fazit z. B. konkrete Handlungsempfehlungen ableiten zur Verbesserung des hydromorphologischen und sedimentologischen Zustands (s. Kap. 4.6; s. Kap. 4.2.4).

Vor dem Hintergrund der guten Datengrundlagen zur Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht wurden die Unsicherheiten insgesamt als gering eingestuft (FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

4.5 Synopse der hydromorphologischen Indikatoren der deutschen Binnenelbe

Mit der vorliegenden Bewertung wurde der hydromorphologische Zustand bzw. speziell der Sedimenthaushalt für die deutsche Binnenelbe vom Elbe-km 0 bis Elbe-km 586 am Wehr bei Geesthacht bearbeitet und verschiedene Gewässertypen abgedeckt. Die Elbe in Deutschland wird im oberen Bereich bis km 96 (Schloss Hirschstein in Sachsen) dem Gewässertyp 10 „kiesgeprägte Ströme“ zugeordnet. Der daran anschließende Bereich der Mittleren Elbe sowie ein Teil der Unteren Elbe bis km 634,7 wird dem Gewässertyp 20 „sandgeprägte Ströme“ zugeordnet (LAWA 2003).

Nachfolgend sollen die erzielten Ergebnisse für den Längsverlauf der Elbe (Kap. 4.5.1) und in der prozentualen Verteilung (Kap. 4.5.2) in der Gesamtheit aller erfassten und beurteilten Indikatoren betrachtet werden.

4.5.1 Verteilungen der Zustandsklassen im Längsverlauf

Die detaillierten Evaluierungsergebnisse der einzelnen hydromorphologischen Indikatoren finden sich als Kartendarstellungen mit den lokalen und regionalen Zuordnungen der Bewertungsergebnisse in den Abbildungen 4.5 sowie 4.8 bis 4.13. Eine Gesamtübersicht dieser Art der Bewertungsergebnisse zeigt Abbildung 4.15. Hierin finden sich neben den binnendeutschen Ergebnissen auch die Ergebnisse des tschechischen Bearbeitungsgebietes (IKSE 2014). Es wird deutlich, dass die Mehrzahl der Indikatoren vom Grundmuster ihrer Bewertung her das Sedimentdefizit und die Entkopplung zwischen Fluss und Aue widerspiegelt (FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

Die Parametrisierung der Sedimentdurchgängigkeit weist die Auswirkung des Sedimentrückhaltes im Einzugsgebiet auf die Binnenelbe aus (Abbildungen 4.8, 4.14 und 4.15). Der Sedimentfluss ist sowohl in den relevanten Nebenflüssen und aus der tschechischen Elbe als auch in vielen kleineren Zuflüssen im Unterschied zur frei fließenden deutschen Binnenelbe durch Querbauwerke eingeschränkt bis unterbunden (vgl. Kap. 4.2, 4.3.2 und 4.7.3). Die resultierenden Defizite in den unterstrom der tschechischen Elbe und der Nebenflussmündungen liegenden Streckenbereichen des Elbestroms werden in den Abbildungen 4.8 und 4.15 visualisiert: Die Rot- und Orangefärbungen in der Darstellung zur Sedimentdurchgängigkeit in den Unterläufen der Nebenflüsse und in Tschechien zeigen die Ursachen in den staureguliertem Bereichen auf. Zur Veranschaulichung der Übertragbarkeit dieser Ursache des Sedimentrückhaltes auf das gesamte Einzugsgebiet wurde die Übersicht der Querbauwerke in Abbildung 4.8 aufgenommen (FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

Auf der anderen Seite bietet sich ein differenziertes Bild betreffs der Sedimentdurchgängigkeit (Kap. 4.3.2; Abbildungen 4.8, 4.15) und auch der Korngröße des Sohlsubstrates (Kap. 4.3.5; Abbildungen 4.11, 4.15): Hier überwiegen im

Wesentlichen sehr gute, gute und mäßige Bewertungen der Zustandsklassen 1 bis 3 entlang der frei fließenden deutschen Binnenelbe. Erwartungsgemäß verschiebt sich das insgesamt überwiegend gute Bild bei der Sedimentdurchgängigkeit im Rückstaubereich des Wehres Geesthacht in den unbefriedigenden und schlechten Bereich der Klassen 4 und 5 (s. Abbildungen 4.8 und 4.15; s. Kap. 4.3.2.2). Desgleichen – bis in den unbefriedigenden Bereich der Klasse 4 hinein – trifft für diesen Abschnitt oberhalb des Wehres Geesthacht aufgrund der staubedingten Auswirkungen auch für die Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates zu (s. Abbildung 4.11). Bezüglich der Korngrößen gibt es im Sohlbereich zwei Ausreißer in den schlechten Zustand bis zur Klasse 5, welche auf natürliche Felsstrukturen an der Elbsohle zurückzuführen sind. So wird die Elbe z. B. am Elbe-km 330 unterhalb Magdeburg in der vollen Breite vom sog. Herrenkrugfelsen gequert, wohingegen der oberhalb liegende Domfelsen nicht die gesamte Breite des Gewässerbettes der Elbe einnimmt.

Abbildung 4.14 Sohlabsturz an der Mündung der Sülze oberhalb Magdeburg (links), Stadtwehr Dessau an der Mulde (Mitte) und Wehr Geesthacht (rechts) als exemplarische Querbauwerke im Elbeeinzugsgebiet

Foto: Jährling, LHW (2008, 2012); Cron, BfG (2012)

Am deutlichsten werden die Veränderungen des Sedimenthaushaltes der Elbe anhand des Parameters der Mittleren Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz aufgezeigt (Kap. 4.3.1). Während die Oberelbe – hier vorwiegend aufgrund des anstehenden Hartsubstrates durch natürlicherweise felsige, steinige, kiesige Untergründe – und die untere Mittelelbe ab Elbe-km 420 – hier durch einen natürlicherweise vorhandenen Sohlgefälleknick im Raum ab unterhalb Havelberg mit feineren Substraten und deutlichem Akkumulationstrend – weitgehend unbelastet sind und im Überblick als sehr gut bis gut bewertet werden können, stellt sich das Bild dazwischen völlig anders dar, s. Abbildung 4.15:

Mit einer kleinen Entspannung zwischen den Kilometern 220 bis 260 musste der Zustand der oberen und mittleren Mittelelbe als weitgehend unbefriedigend und schlecht, d. h. mit den Klassen 4 und 5 bewertet werden. Diese Ergebnisse waren – wohl von der grundlegenden Tatsache, jedoch nicht von dieser räumlichen Ausdehnung – weitgehend zu erwarten. Neben der „klassischen“ und lang bekannten Erosionsstrecke der Elbe etwa zwischen Torgau und Saalemündung ist hiervon auch der Bereich unterhalb der Stadt Magdeburg bis zum Gefälleknickpunkt oberhalb Havelberg betroffen (s. auch FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

Neben dem Sedimentrückhalt liegt der zweite ursächliche Wirkmechanismus hinsichtlich des gestörten Sedimenthaushalts der Binnenelbe in der Erhöhung des Sediment-Transportvermögens gegenüber einem ausgeglichen hydromorphologischen (Referenz-)Zustand begründet. Die Ergebnisse des Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz (Abbildungen 4.5, 4.15; Kap. 4.3.1) weisen die Bereiche der Elbe aus, welche insbesondere infolge erhöhten Transportvermögens einer defizitären Sedimentbilanz bzw. Sohlhöhenentwicklung unterliegen. Das Sediment-Transportvermögen des Elbestromes, geprägt durch die Geometrie des Gewässerbettes mit seinen Laufverkürzungen und Bauwerken (Regelungssystem, Deiche usw.) und die entsprechende Strömung, übertrifft die in den Streckenabschnitt eingetragene Sedimentfracht und den Widerstand der Sedimente an der Stromsohle gegen Abtransport. Der Fluss nimmt in diesen Strecken Sediment von der Gewässersohle auf und diese 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 (s. Kap. 4.3.1.1). Er ist prägend für eine Degradation des Gewässers aus hydromorphologischer Sicht mit entsprechender Betroffenheit von Flussbett, Ufer und Aue – dies spiegelt sich in der Übersichtsdarstellung der hydromorphologischen Indikatoren wider, s. Abbildung 4.15. Die Eintiefungsstrecken in der Mittleren Elbe wirken sich insbesondere auf die Gewässerstruktur-Parameter Uferstruktur, Aue, Tiefen- und Breitenvarianz aus (s. hellblaue Wirkkreise, Abbildung 4.15).

Weiterhin wird auch die Auswirkung von Sedimentrückhaltung in den als relevant ausgewiesenen Nebengewässermündungsbereichen sowie durch 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 in Abbildung 4.15 verdeutlicht (FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

Grundsätzlich kann betreffs der Bewertung der Elbeauen festgehalten werden, dass sich alle Zustandsklassen – von einigen Ausnahmebereichen abgesehen – weitgehend gleichmäßig über den Längsverlauf der Elbe verteilen (Abbildungen 4.13 und 4.15). Eine besondere Ausnahme stellt die komplette Oberelbe dar, welche hinsichtlich des Auenzustandes deutlich als überwiegend sehr gut (überwiegend in der Zustandsklasse 1) auf beiden Gewässerumfeldseiten eingestuft wurde.

Diese Bewertung hängt primär mit dem Nichtvorhandensein von Hochwasserschutzdeichen aufgrund der hier vorhandenen geomorphologischen Situation (Lage im Gebirge) und der damit unveränderten Auenbreite gegenüber der natürlichen Referenz zusammen. Auffallend ist weiterhin der überwiegend unbefriedigende oder schlechte Zustand der Klassen 4 und 5 für die Auenbewertung rechts, etwa zwischen den Kilometern 301 und 570. Während schlechte Zustände abhängig vom Urbanisierungs- und Nutzungsgrad immer wieder an beiden

Gewässerumfeldseiten wechselseitig vorkommen, ist dieser Abschnitt auf einer Elbeseite vergleichsweise lang. Dies ist auch u. a. auf die noch vorhandene rezente Auenbreite durch den historisch gewachsenen Deichverlauf im Vergleich zur morphologischen Auenausdehnung zurückzuführen (s. Kap. 4.3.7; vgl. Kap. 4.2; BMU & BfN 2009; BfN 2012; ROSENZWEIG et al. 2012).

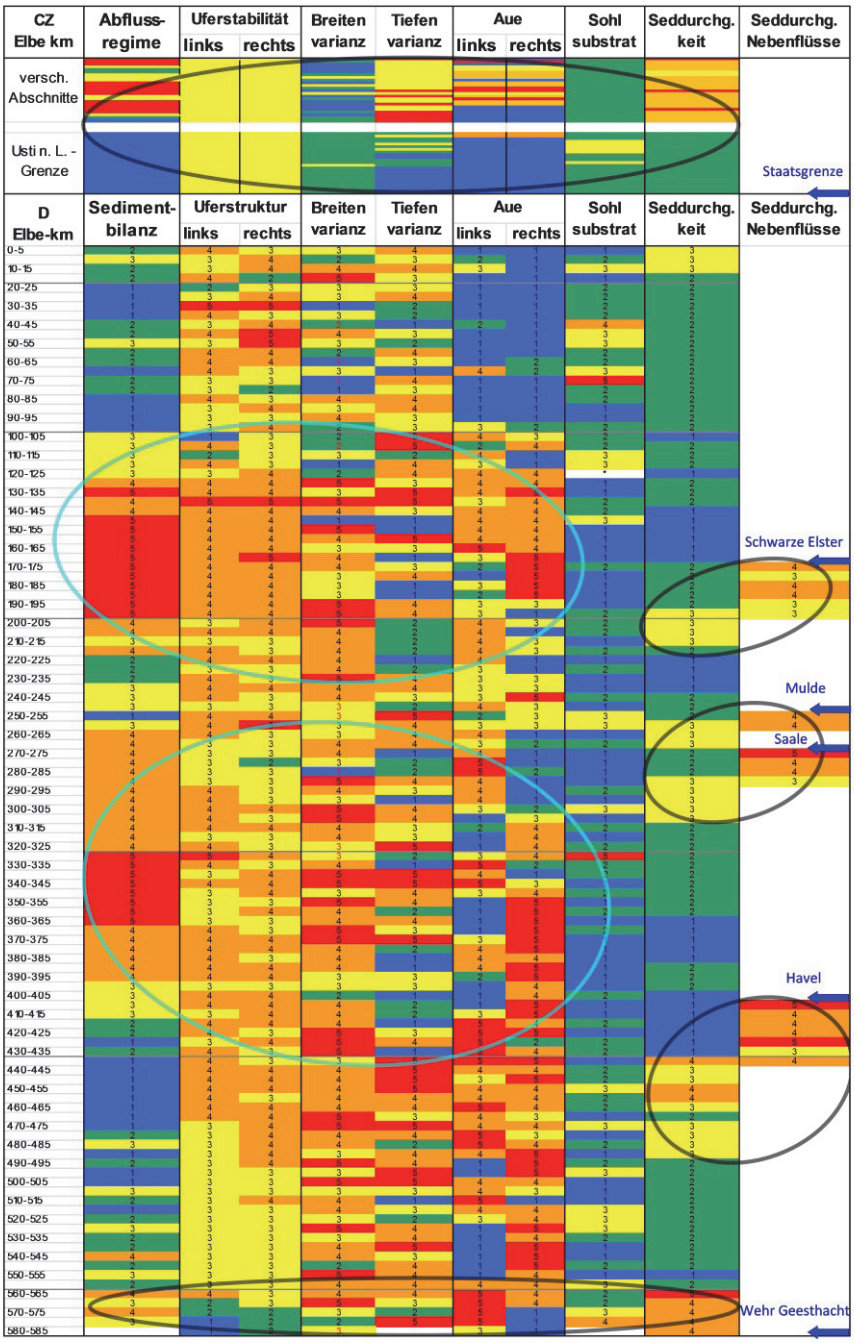


Abbildung 4.15 Übersicht der Bewertungsergebnisse der hydromorphologischen Indikatoren der Binnenelbe – Verteilungen der Zustandsklassen im Längsverlauf der Elbe

Quelle: ROSENZWEIG et al. (2012); IKSE (2014); FGG Elbe (2013); verändert

Mit wenigen Ausreißern in die schlechte bzw. in die gute bis sehr gute Zustandsklasse verteilen sich die Verhältnisse bezüglich der Uferstruktur an beiden Ufern der Elbe weitgehend auf mäßige bis unbefriedigende Zustände der Klassen 3 und 4 (s. Abbildungen 4.12 und 4.15). Hiermit spiegelt sich entsprechend den Methoden zur Uferstrukturbewertung der vorhandene Ausbauzustand der Elbe und die weitgehende Festlegung des Gewässers wider (s. Abbildung 4.16). Etwas entspannt sich die Situation direkt oberhalb bzw. im Einflussbereich des Wehres Geesthacht ca. ab Elbe-km 570. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die eigentlichen und strukturell wirksamen wasserbaulichen Anlagen im Rückstaueinfluss des Wehres nicht sichtbar sind.

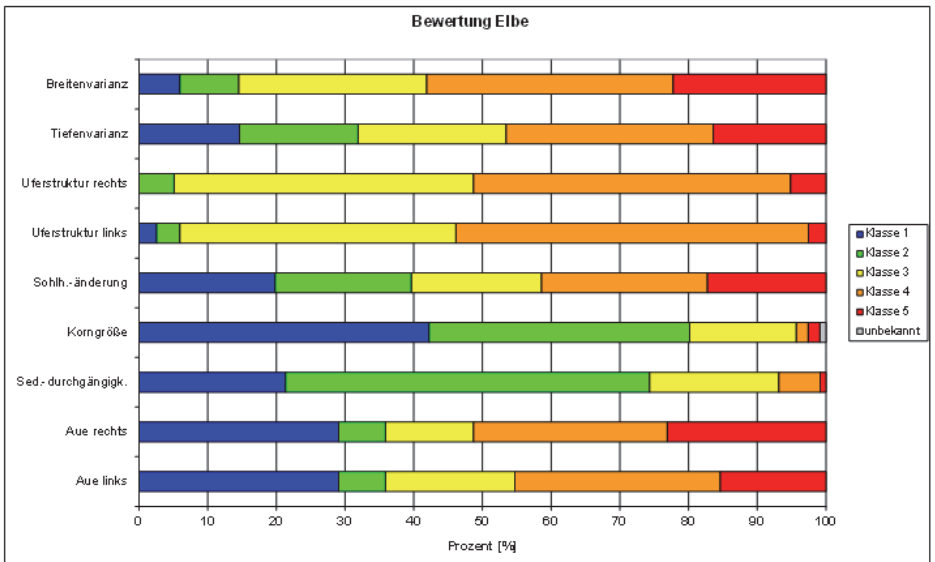
Diese insgesamt überwiegend schlechtere Bewertung zeigt, dass die Ufer somit für einen Sedimentaustausch nur noch deutlich reduziert einen Beitrag leisten können und dass sich lediglich ca. 5 % in einem Zustand „gut und besser“ befinden bezogen auf die sedimentologischen und hydromorphologischen Aspekte durch den Abgleich mit der natürlichen respektive naturnahen Ausprägung (Zustand 1830-1850, s. ROSENZWEIG et al. 2012; CRON et al. 2014).

Abbildung 4.16 Uferverbauungen an der Elbe
Foto: Quick, BfG (2013, 2014)

Sehr heterogen stellt sich dafür wiederum die Tiefen- und Breitenvarianz/-variation dar. Während erstere schnell von Abschnitt zu Abschnitt zwischen den Klassen 1 bis 5 wechselt (s. Abbildungen 4.10 und 4.15; s. Kap. 4.3.4), verschiebt sich die Breitenvarianz – vor allem in den bereits diskutierten Flussabschnitten mit der größten Sohlhöhenänderung – deutlich auf längeren Abschnitten in den unbefriedigenden und schlechten Zustand (s. Abbildungen 4.9 und 4.15; s. Kap. 4.3.3). Damit wird die erwartungsgemäß größere und heterogene Breitenvariation im historischen Zustand im Vergleich zur heutigen Situation ersichtlich (s. ROSENZWEIG et al. 2012; VOLLMER et al. 2013; KÖNIG et al. 2014). Die stark variierende Tiefenvariation zeigt sich stellenweise, z. B. im Bereich von relevanten Nebengewässermündungen, mit besseren Bewertungsklassen.

4.5.2 Prozentuale Verteilungen der Zustandsklassen

Die prozentuale Verteilung der Zustandsklassen je untersuchtem Indikator wird in Abbildung 4.17 als Gesamtschau ersichtlich (vgl. Abbildungen 4.5, 4.8 bis 4.13). Erhebliche Verschiebungen zu den schlechteren Zustandsklassen 3, 4 und 5 (s. Kap. 4.6) sind bei der Bewertung der Breitenvarianz, Tiefenvarianz und der Überflutungsauen links und rechts der Elbe festzustellen. Noch deutlich negativer fallen die Ergebnisse der Uferstrukturbewertung aus. Hier nimmt der absolute Anteil der Klasse 5 zwar etwas ab, dafür überwiegen aber die Klassen 3 und 4. Bewertungen in den Zustandsklassen Klassen 1 und 2 sind unterrepräsentiert bzw. gar nicht vertreten (Abbildung 4.17).



	Aue links	Aue rechts	Sed.-durchgängigk.	Korngröße	Sohlh.-änderung	Uferstruktur links	Uferstruktur rechts	Tiefenvarianz	Breitenvarianz
Klasse 1	29,1	29,1	21,4	42,2	19,8	2,6	0,0	14,7	6,0
Klasse 2	6,8	6,8	53,0	37,9	19,8	3,4	5,1	17,2	8,5
Klasse 3	18,8	12,8	18,8	15,5	19,0	40,2	43,6	21,6	27,4
Klasse 4	29,9	28,2	6,0	1,7	24,1	51,3	46,2	30,2	35,9
Klasse 5	15,4	23,1	0,9	1,7	17,2	2,6	5,1	16,4	22,2
unbekannt				0,9					

Abbildung 4.17 Übersicht der prozentualen Verteilungen der Zustandsklassen der hydromorphologischen Indikatoren der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und dem Wehr Geesthacht

Ein völlig gegensätzliches Bild ergibt sich bei den Indikatoren Korngröße und Sedimentdurchgängigkeit. Hier nehmen die Klassen 1 und 2 etwas mehr als zwei Drittel der gesamten prozentualen Verteilung ein. Während bei der Sedimentdurchgängigkeit in diesem Segment zwischen Klasse 1 und 2 die Klasse 2 überwiegt, verteilt sich dieses bei der Korngröße etwa hälftig auf beide Klassen. Die Anteile der Zustandsklassen 3, 4 und 5 nehmen lediglich ca. ein Drittel bei der Bewertung dieser beiden Parameter ein (Abbildung 4.17). Nur ein geringer Anteil von 0,9 % konnte bei der Korngröße aufgrund fehlender Datengrundlagen nicht bewertet werden. Die Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz verteilt sich ungefähr gleichanteilig auf die fünf Bewertungsklassen (Abbildung 4.17).

In Abbildung 4.18 wird die aggregierte Gesamtbewertung der Elbe dargestellt. Bezüglich der berechneten Gesamtklassen der Bewertungen verteilen sich die Bewertungsklassen 1 bis 5 in der Elbe anteilmäßig weitgehend gleichmäßig. Dieses gemittelte Gesamtergebnis stellt eine hohe Aggregationsstufe dar, bei der sämtliche betrachteten hydromorphologischen Indikatoren zusammengefasst wurden.

Auf Grundlage der aggregierten Gesamtbewertung (Abbildung 4.18) erzielen 35,9 % eine Evaluierung mit „gut“ und besser, für die aus hydromorphologischer Sicht infolgedessen kein Handlungserfordernis besteht (s. Kap. 4.6). Für die Klassen 3, 4 und 5 – die insgesamt 64,1 % der aggregierten Gesamtbewertung erzielen – besteht ein Handlungserfordernis (s. Kap. 4.6) zur Verbesserung der hydromorphologischen Situation (vgl. Kap. 4.1). Bei dieser Form der Darstellung sind jedoch keine lokalen Zuordnungen und parameterspezifischen Aspekte mehr ableitbar. Daher wurden im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe (FGG Elbe 2013; IKSE 2014) die detaillierten hydromorphologischen Ergebnisse für entsprechende Handlungsempfehlungen zur Verbesserung der hydromorphologischen Situation beibehalten und herangezogen (s. Kap. 4.6).

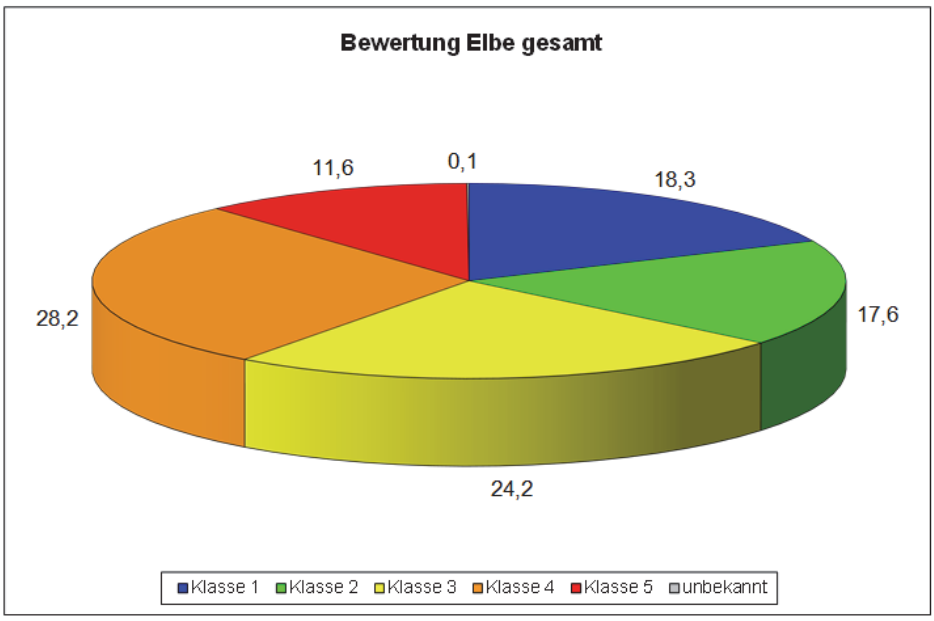


Abbildung 4.18 Gesamtbewertung der hydromorphologischen Verhältnisse der deutschen Binnenelbe – Zusammenfassung sämtlicher hydromorphologischer Indikatoren

Für ggf. noch detaillierter erforderliche Betrachtungen als für die 5-km-Abschnitte (Abbildung 4.15) kann ebenfalls auf die 1-km-Abschnittsbewertungen der hydromorphologischen Indikatoren zurückgegriffen werden. Aggregationen sind weiterhin auf unterschiedlichste Art möglich, z. B. auch auf Wasserkörperebene oder bei der Betrachtung homogener Räume entlang der Elbe.

4.6 Handlungsempfehlungen basierend auf einer Risikoanalyse Hydromorphologie

Unter jedem der drei Hauptaspekte des Sedimentmanagements (Quantität, Hydromorphologie, Qualität) wird aufbauend auf der Systemkenntnis eine Statusbeschreibung und -bewertung, eine Einschätzung des aus Statusdefiziten ableitbaren Risikos für relevante Handlungsziele und eine Analyse der Ursachen (Quellen) des Risikos vorgenommen (FGG Elbe 2013; IKSE 2014). Darauf aufbauend werden Handlungsempfehlungen schlussfolgernd abgeleitet. Dabei wird eine Priorisierung vorgenommen, die sich auf definierte Kriterien wie überregionale Bedeutung, Mehrfachnutzen und Machbarkeit stützt.

4.6.1 Risikoanalyse aus hydromorphologischer Sicht

Im Zuge der hydromorphologischen Risikoanalyse wird die Kopplung zwischen den Zielen Erfassung und Bewertung des Sedimenthaushaltes als Teil des hydromorphologischen Zustandes und der abzuleitenden Handlungsempfehlungen zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustandes und somit zwischen den Mandatspunkten 4 und 5 (vgl. Kap. 4.1) erreicht. Jeder einzelne der Indikator-Parameter wird mittels eines fünfstufigen Klassifizierungssystems evaluiert (s. Kap. 4.3) und fließt jeweils einzeln in die Risikoanalyse ein, es erfolgt keine Aggregation (s. Kap. 4.5).

Die hydromorphologische Risikoanalyse stellt auch den Baustein für die Gesamtrisikoanalyse des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe mit den drei Aspekten Qualität, Quantität und Hydromorphologie zur Verfügung. Nähere Erläuterungen sind FGG Elbe (2013, Anlage A2-4) zu entnehmen.

Die erzielten Bewertungsergebnisse sagen zunächst, ob eine Ableitung von Handlungsempfehlungen erforderlich ist: 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 hydromorphologischen Zustands im Elbestrom oder den relevanten Nebenflüssen infolge schlechterer hydromorphologischer Verhältnisse und gestörten Sedimenthaushaltes richten (vgl. FGG Elbe 2013), s. Abbildung 4.19.

Von besonderer Bedeutung im Kontext Sedimentmanagement sind für die Ableitung von Handlungsempfehlungen die Indikatoren Sedimentdurchgängigkeit und Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz. Beide besitzen für den Sedimenthaushalt eine besondere Zeiger- und damit Schlüsselfunktion (vgl. auch Kap. 4.2, Kap. 4.3 und Kap. 4.5).
Aus diesem Grunde gehen diese beiden zentralen Indikatoren in einem ersten Schritt in die Ableitung von Handlungsempfehlungen ein. In einem zweiten Schritt wird für die weiteren hydromorphologischen Indikator-Parameter über-

prüft, welche Synergien es in Kombination mit Schritt 1 gibt und ob spezifische Empfehlungen ausgesprochen werden müssen. Abbildung 4.19 veranschaulicht die Risikoanalyse.

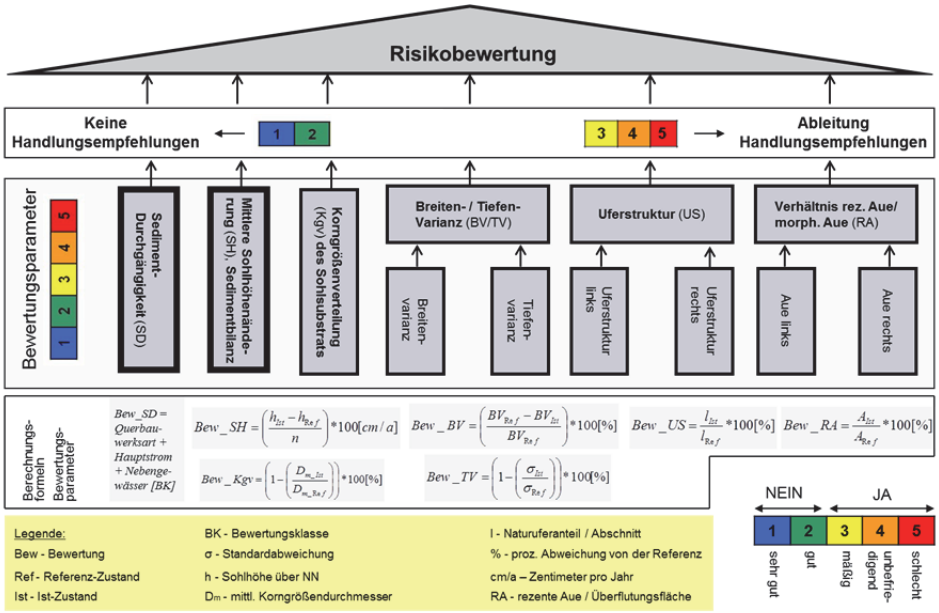


Abbildung 4.19: Risikoanalyse aus hydromorphologischer Sicht im Kontext des Sedimentmanagementkonzeptes der FGG Elbe

Quelle: FGG Elbe (2013); verändert

Für die spätere Ableitung von Handlungsempfehlungen (s. Kap. 4.6.2) wurden Managementoptionen aus hydromorphologischer Sicht aufgestellt (s. FGG Elbe 2013). Hierzu wurde eine Systematik zur Erfassung und Darstellung von Managementoptionen zum Sedimenthaushalt unter dem Aspekt Quantität/Hydromorphologie mit Hauptaugenmerk für nicht-kohäsive Sedimente erarbeitet, d. h. für die Grobsedimente Steine/Schotter, Kies und Sand. Die Systematik schließt Feinsedimente (Ton, Schluff) nicht aus. Insgesamt wurden die Maßnahmenoptionen in fünf Kategorien unterteilt (s. FGG Elbe 2013):

1. Maßnahmen im Gewässer (z. B. Geschiebe-/Sedimentbewirtschaftung)
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)
5. Maßnahmen in/an Nebengewässern (z. B. ökologisch orientierte Gewässerbettaufweitung)

Abbildung 4.20 zeigt das Vorgehen bei der Bearbeitung der hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagementkonzeptes für die deutsche Binnenelbe und die Einbindung der Risikoanalyse (FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

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

Abbildung 4.20 Vorgehensweise bei der Bearbeitung der hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagementkonzeptes für die deutsche Binnenelbe

Quelle: FGG Elbe (2013); verändert

4.6.2 Handlungsempfehlungen aus Sicht der Hydromorphologie

Der Ansatz des integralen Sedimentmanagements setzt an den Ursachen und Quellen der Belastungen an. Analog zur qualitativen Sicht, die den Weg verfolgt, Belastungsquellen auszuschalten, um die fortdauernde teure Bekämpfung von Symptomen zu beenden, zielt auch der Ansatz zur Verbesserung der hydromorphologischen Situation in der Binnenelbe 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 (vgl. auch Kap. 4.2.4 und Kap. 4.3). Im Fokus der Betrachtung stehen nicht symptomatische Folgen (Defizite in Gewässerstruktur, Diversität), sondern der gestörte Sedimenthaushalt der Binnenelbe. Insofern nehmen die beiden Indikator-Parameter Sedimentdurchgängigkeit und Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz eine hervorgehobene Bedeutung ein (vgl. Abbildungen 4.5 und 4.8, Kap. 4.3).

Für die Priorisierung von Handlungsempfehlungen kommen folgende Kriterien zur Anwendung (FGG Elbe 2013):

1. Handlungsempfehlungen, welche beide oder einen der hervorgehobenen Indikatoren (Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz, Sedimentdurchgängigkeit) positiv beeinflussen, zuvorderst.

2. Handlungsempfehlungen, welche darüber hinaus weitere hydromorphologische Indikatoren positiv beeinflussen bzw. für die das erwartbar ist.

3. Handlungsempfehlungen, welche Ansatzmöglichkeiten für lange Flussstrecken haben (überregionale Bedeutung, Flussgebietsskala).

Die Wirkungen von Handlungsempfehlungen sind auf defizitäre Bereiche auszurichten. Aus hydromorphologischer Sicht ergeben sich prägende Ursachen des unbefriedigenden Zustandes aus

(1) der reduzierten Sedimentzufuhr in die Binnenelbe im Ergebnis des Sedimentrückhalts im gesamten Einzugsgebiet infolge Landnutzung, Talsperren, Staustufen, Querverbau und flussbaulicher Befestigung der Ufer und
(2) dem erhöhten Transportvermögen des Elbestroms als Konsequenz der flussbaulichen Einwirkung (Regelungskonzept, Laufverkürzung, Deichbau).

Im Sinne eines ganzheitlichen Ansatzes zum Sediment- und Gewässermanagement im Flussgebiet müssen Handlungsempfehlungen an diesen Ursachen und den sie prägenden Wirkmechanismen ansetzen. Die Fokussierung auf einzelne symptomatische Auswirkungen (z. B. auf Gewässerstruktur und Diversität) und die Umsetzung teurer und ggf. ineffizienter Einzelmaßnahmen kann demgegenüber nicht Gegenstand nachhaltiger Konzeption sein. Beispielsweise ließe eine isoliert betriebene Strukturverbesserung an Ufer, Vorland oder Altarmanbindung streckenübergreifende Wechselwirkungen außer Acht und würde bei Nichtberücksichtigung fortschreitender Eintiefung des Flussbettes nach wenigen Jahren/Jahrzehnten bereits wieder an Wirksamkeit verlieren. In die Priorisierung von Handlungsempfehlungen ist außerdem von vornherein der Aspekt Machbarkeit einzubeziehen. Die Erzielung von Wirksamkeit auf Flussgebietsskala für flächendeckend strukturverbessernde Maßnahmen ist aufgrund Finanzierbarkeit, Raumverfügbarkeit, Umsetzungsdauer etc. nicht vorstellbar. Unter diesen Maßgaben werden untenstehend solche Handlungsempfehlungen genannt und priorisiert, die streckenübergreifende Konzepte und Wirksamkeit beinhalten und 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 Sedimentzufuhr erforderlich, um u. a. die nachteiligen Wirkungen von Sohl- und begleitendem Wasserspiegelverfall abzustellen (vgl. Kap. 4.3.1 und Kap. 4.3.2). 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. Unter dem Aspekt der Hydromorphologie setzen also die Handlungsempfehlungen bei den Ursachen des gestörten Sedimenthaushalts und den prägenden Wirkmechanismen an.

Im Einzelnen werden in dem Sedimentmanagementkonzept (FGG Elbe 2013; IKSE 2014) folgende Handlungsempfehlungen für die deutsche Binnenelbe zur Verbesserung der hydromorphologischen Situation gemäß den Mandaten (vgl. Kap. 4.1) ausgesprochen:

> Verbesserung der Sedimentdurchgängigkeit an Querbauwerken in Tschechien und an Nebengewässern zur Erhöhung der Sedimentzufuhr nach unterstrom
> Erhöhung Sedimentdynamik der Elbe und der Nebengewässer (Reaktivierung der Mündungsunterläufe der Nebengewässer, Entsiegelung von Ufern z. B. durch Entfernen von Ufersicherung, Anbindung von Auenstrukturen, s. z. B. Abbildung 4.21)
> Reduktion des Transportvermögens durch Änderung des Regelungskonzepts (z. B. Längswerke statt Buhnen), durch neue Regelungskonzepte (z. B. dynamisch/flexible Bauwerke)
> Geschiebezugabe (Erhöhung der Sedimentzufuhr durch echte Zugabe Sohlsieblinie) (s. Abbildung 4.21)
> Reduzierung von Sediment-Senken (z. B. Alte Elbe Raum Magdeburg)
> Vergröberung des Sohlsubstrates (Sohlpanzerung, Grobkornanreicherung per Zugabe zur Sohlstabilisierung/Reduzierung Tiefenerosion)
> Behutsame Abgrabung der Vorländer zur Tieferlegung der Auen (Annäherung Fluss-Aue)
> Sohlaufhöhung (Annäherung Fluss-Aue)

Abbildung 4.21 Erosionsufer mit Kolk, unterhalb Rogätz, Elbe (links) und Geschiebezugabe (rechts)

Foto: Jährling, LHW (2013); Vollmer, BfG (2014)

4.7 Fallbeispiele möglicher Maßnahmen unter dem Aspekt des Sedimenthaushaltes

4.7.1 Einführung und grundlegende Aussagen

Der von der Wasserstands- und Abflussdynamik des fließenden Wassers abhängige Feststoffhaushalt der Elbe – d. h. der Eintrag in das Gewässer, die Umlagerung im Gewässer und der Austrag von Schwebstoffen, Geschieben (Sedimenten) und Schwimmstoffen aus dem Flusssystem – unterlag und unterliegt in den vergangenen Jahrhunderten erheblichen anthropogen bedingten Einflüssen und Veränderungen.

So wird mit den zusammenfassenden Bewertungen im Kap. 4.5 explizit für den Sedimenthaushalt der Elbe deutlich, wie sowohl Eingriffe des Hochwasserschutzes und der Landgewinnung als auch ausbau- und unterhaltungsbedingte, verkehrswasserbauliche Veränderungen diesen beeinflusst haben. Dabei ist es wesentlich anzuerkennen, dass diese Veränderungen nicht nur negative ökologische Auswirkungen auf Ökosysteme, Habitate und die im Einzugsgebiet ablaufenden gewässer- und auenökologischen Prozesse haben. Neben der Gewässer- und Auenökologie sind auch die verschiedenen Flächennutzungen sowie permanent oder zeitweise auch die verkehrlichen Nutzungen der Wasserstraße Elbe von diesen veränderten Rahmenbedingungen betroffen.

Trotzdem besteht unter der Berücksichtigung des heutigen Wissens um Quantität und Qualität dieser Veränderungen sowie der wesentlichen Ursachen und innerhalb des Systems ablaufenden Wirkungsprozesse die Möglichkeit, die negativen Auswirkungen für den Menschen und dessen Nutzungen sowie für die natürliche Umwelt zu begrenzen, teilweise rückgängig zu machen oder zumindest zu minimieren.

Vor diesem Hintergrund sollen nachfolgend zwei markante Beispiele am Elbehauptstrom aus dem Bereich der Mittleren Elbe näher erläutert werden. Die Maßnahmen wurden vor dem Hintergrund der Zielstellung ökologischer Verbesserungen umgesetzt, besitzen jedoch gerade aufgrund ihrer Charakteristik eine enge Bindung zur Morphodynamik und zur hydromorphologischen Situation und damit auch zum Sedimenthaushalt. Im Zuge der Erarbeitung von Handlungsempfehlungen (Kap. 4.6) wurde eine Übersicht über relevante Maßnahmenoptionen aus sedimentologischer/hydromorphologischer Sicht erstellt, die noch weitere Verweise auf Fallbeispiele mit Verortungen beinhaltete, wie z. B. Buhnenmodifizierungen, Anlagenrückbau und Unterhaltungsverzicht oder Wiederanbindung von Altgewässern.

4.7.2 Nebengewässeranschluss Parchau

Die Maßnahme „Nebengewässeranschlusses Parchau“ wurde insbesondere deshalb ausgewählt, weil hiermit die Anbindung eines künstlich entstandenen Gewässers in einer ökologisch und zugleich sedimentologisch sehr günstigen Sohlhöhenlage durch die Gewährleistung einer permanenten Durchströmung und damit eines ungestörten Sedimenttransportes ohne zusätzliche Befestigungen vorgenommen wurde. Dies hat entscheidende Auswirkungen sowohl auf eine verkehrlich unschädliche Lateralerosion als auch auf den ungehinderten Weitertransport von Sedimenten durch das Furkationsgerinne ohne negative Auswirkungen auf die Schifffahrt.

Bei dem angeschlossenem Gewässer handelt es sich um ein rechtselbisch gelegenes Abgrabungsgewässer bei Parchau, welches etwa in den 30er-Jahren des vergangenen Jahrhunderts – vermutlich im Bereich eines ehemaligen Elbaltarms oder einer großen Flutrinne – durch Auskiesung entstanden ist. Das Parchauer Baggerloch besitzt im Wesentlichen eine gestreckte Form mit einer großen Aufweitung im Nordteil und eignete sich u. a. aus diesem Grund für den Anschluss an den Fluss mit der entsprechenden Funktionsübernahme als Flussaltwasser bzw. Nebengerinne mit wirksamen Verbesserungen im Bereich des Sedimenthaushaltes, explizit des Geschiebeeintrages in das Elbsystem durch wirksame Lateralerosionen.

Das Gesamtgewässer erstreckt sich am rechten Elbufer zwischen den Elbe-km 358,5 und 359,3. Es bestand bis zur Maßnahmenrealisierung aufgrund der Querung des Gewässers durch zwei ehemalige Panzertrassen aus drei, hydraulisch und ökologisch weitgehend voneinander getrennten Gewässerteilen. Eine bereits vorhandene, oberstromige Anbindung bestand lediglich aus einem etwa 2 m breiten Kanal, welcher etwa ab Mittelwasser angeströmt wurde. Vermutlich wurde über diese Anbindung der Abtransport des Kieses während der Abbauphase sichergestellt. Unterstromig war eine Anbindung erst ab einem etwa 5- bis 10-jährigem Hochwasser flächig über die Aue bzw. über eine teilweise verlandete Flutrinne in ein Flutrinnensystem im Hinterland gegeben.

Die Veranlassung der Maßnahme ergab sich als Teil der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für die Verbreiterung des Elbe-Havel-Kanals im Rahmen des Verkehrsprojektes Deutsche Einheit Nr. 17, speziell für den Planfeststellungsabschnitt 1 der Stadtstrecke Burg. Die Maßnahme wurde am 29.09.2002 planfestgestellt. Neben der Gewässeröffnung selbst wurden weitere flankierende Maßnahmen z. B. in Form der Anbindung unterstromiger Flutrinnenbereiche durch gezielte Beräumungen im Zustrombereich und die Entsiegelung der hier vorhandenen Plattenwege vorgenommen.

Die Zielstellung bestand insbesondere in der Schaffung rheophiler Strukturen, der dauerhaften Freihaltung und grundhaften, natürlichen Räumung des Kiesgewässers bei Wasserständen größer Mittelwasser durch direkte, barrierenfreie

Durchströmung, der Erreichung eines milden Strömungsklimas bei Wasserständen kleiner Mittelwasser und damit einer optimalen Sauerstoffversorgung des Restgewässers. Zu den Zielen gehörte weiterhin eine ungehinderte Fischmigration bei sehr geringen Wasserständen im Niedrigwasserbereich als Wintereinstandsraum mit weitgehend stehendem Wasser und schlammfreier, geräumter Anbindung.

Die Beschreibung dieser Maßnahme wird im Folgenden kurz dargestellt. Für weitergehende Informationen wird auf detaillierte Beschreibungen in JÄHRLING (2009, 2012b) sowie auf die Fallbeispielsammlung der Bundesanstalt für Gewässerkunde unter www.bafg.de/fallbeispiele verwiesen (s. Abbildung 4.22):

1. komplette Beräumung von Querriegeln ehemaliger Panzerdurchfahrten auf einer Breite von mindestens 20 m und in einer Höhenlage bis zur anstehenden Gewässersohle
2. oberstromige Anbindung als Muldenprofil auf einer Mindestbreite von ca. 20 m und einer Höhenlage von 1,0 m unter dem Mittleren Niedrigwasser
3. unterstromige Anbindung in der tiefsten Geländelage auf einer Breite von 10-15 m, hier bei einer Höhenlage von 1,0 m unterhalb des Mittelwasserspiegels

Unmittelbar nach dem Abschluss der Maßnahmen stieg der Wasserstand der Elbe über Wochen derart an, dass das angeschlossene Gewässersystem durch die neu geschaffenen Öffnungen zur Elbe stark durchströmt und damit hydraulisch hoch belastet wurde. Es erfolgte kein weiterer Wasserspiegelanstieg, welcher eine flächige Überströmung der umgebenden Überflutungsaue inklusive einer hydraulischen Entlastung des Gewässersystems herbeigeführt hätte. Dadurch erodierte der Ablauf durch die Auenlehmschicht ungeplant in den darunter liegenden Auenkies und führte so einen hydraulisch bedingten Sohlgefälleausgleich zwischen Zustrom- und Auslaufbereich herbei; es bildete sich zwischen der Elbe und dem Anschlussgewässer eine sehr höhendifferente, etwa 1 000 m lange und durchschnittlich 100 m breite Insel.

Abbildung 4.22 Überblick über den Nebengewässeranschluss Parchau mit den Kernmaßnahmen

Quelle: Jährling, Cardo-GIS des LHW, Abflussbezug siehe links oben

Durch die planmäßig fehlende Befestigung und die anstehende hydraulische Belastung hat sich im Verlauf einiger Jahre ein morphologisches Bild entwickelt, welches in vielen Punkten an die Gewässerstruktur der hier ehemals vorhandenen natürlichen Furkationsgebiete inklusive der hierfür erforderlichen Morphodynamik und eines entsprechenden Sedimenthaushaltes erinnert. Die nachfolgenden Luftbilder der Abbildung 4.23 vom 07.06.2011 (Abflussbezug: 283 m³/s, Bezugspegel Magdeburg-Rothensee, 59 % vom MQ, 17 % vom MHQ), Detailfotos und Beschreibungen geben die Entwicklung des Sedimenthaushaltes und die aktuellen morphodynamischen Zustände gut wieder:

1. Ausbildung gut durchströmter und sich regelmäßig umlagernder, feinsedimentarmer und grob fraktionierter Kiesbänke ohne jeglichen Bewuchs im direkten Zustrombereich zur aktiven Stromverzweigung, welche ab Mittelwasser vollständig überströmt werden
2. Etablierung strömungsruhiger, wasserstandsdifferenter und bis mehrere Meter tiefe Rinnenstrukturen mit Weichsubstratauflagen als Grundlage für artenreiche und dichte Invertebratenbesiedlungen im Mittelbereich der Gewässerverzweigung
3. Erhaltung strömungsdiverser, bis etwa 12 m tiefe Ruhezonen (ehemaliger Abbau) mit vergleichsweise homogenen Strömungsmuster und standgewässerartigen Bedingungen mit der Funktionsübernahme schifffahrtturbulenzfreier, tiefer Flusskolke
4. eigendynamische Entwicklung und Neubildung sich stetig verändernder Gewässerstrukturen im hydrodynamisch aktiven Auslaufbereich wie Steilufer und Totholz als Strukturbildner

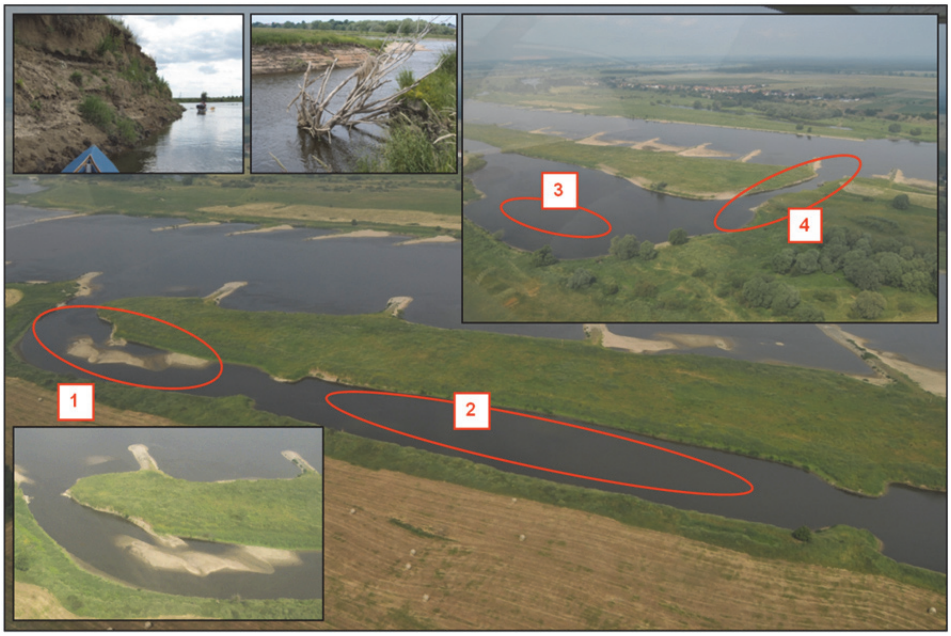


Abbildung 4.23 Überblick Nebengewässeranschluss Parchau mit den wichtigsten Kernstrukturen – Strukturen 1 vergrößert Foto unten links; Strukturen 4 vergrößert Fotos oben links

Quelle: Pottgiesser (2012, Luftbilder); Jährling (2012, Fotos)

Die Entwicklungen nach Umsetzung dieser Maßnahme schlagen sich deutlich in den Indikatoren der hydromorphologischen Zustandsbewertung für die Elbe – wie der Breiten- und Tiefenvarianz, der Korngröße und der Uferstruktur – nieder, auch wenn diese Verbesserungen lediglich von lokaler oder allenfalls regionaler Wirksamkeit sein können. Wichtig war zudem die mündliche Mitteilung des Wasser- und Schifffahrtsamtes Magdeburg, dass keine negativen Auswirkungen auf die Schifffahrt wie Wasserspiegelverfall, Querströmungen oder stationäre Geschiebeverlagerungen in den Hauptstrom feststellbar waren. Somit besitzt dieses Projekt als permanente Furkation einen gewissen Beispielcharakter für weitere Maßnahmen dieser Art und im Kontext der Handlungsempfehlungen des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe.

4.7.3 Renaturierung der Alten Elbe Lostau

Das Beispiel der „Renaturierung der Alten Elbe Lostau“ wurde ausgewählt, da es sich hierbei um eine sedimentologisch wirksame Maßnahme im Auenbereich unter Einbeziehung eines geschiebetransportierenden Nebengewässers handelt – selbst wenn die Ehle nur ein kleiner Zufluss ist, welche in der Bewertung des Sedimenthaushaltes des Elbeeinzugsgebietes aufgrund der Größe und der Datenlage nicht berücksichtigt wurde (vgl. Fußnote 12, Kap. 4.3.2.2).

Die Alte Elbe Lostau wurde in den Jahren 2012 und 2013 mit einem Maßnahmekomplex verschiedener Teilvorhaben renaturiert. Dabei handelt es sich um Maßnahmen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

Die Alte Elbe Lostau befindet sich nordwestlich der Landeshauptstadt Magdeburg und südlich der BAB 2 am rechten Elbufer in der rezenten Überflutungsaue der Elbe zwischen Elbe-km 332 und 339. Das Altwasser war Teil des ehemaligen Elbehauptstroms und entstand mit dem baulichen Durchstich mehrerer Elbemäander nördlich Magdeburgs ab 1740. In dieser Zeit wurde auch die Alte Elbe Gerwisch abgetrennt, welche vor dem Hintergrund der Folgemaßnahmen dieser Abtrennungen vom Hauptstrom und den Zielstellungen der Maßnahmen an der Alten Elbe Lostau, trotz ebenfalls künstlicher Abtrennung als Referenzgewässer für die Alte Elbe Lostau diente (s. Abbildung 4.24).

Später durchgeführte Folgemaßnahmen der Mäanderdurchstiche an der Alten Elbe Lostau waren die Verlegung des in diesen ehemaligen Elbemäander einmündenden, aus dem Fläming kommenden Nebengewässers Ehle direkt in die Elbe mittels eines kanalartigen Mündungsabschnittes, des sog. Ehlekanals (Abbildung 4.25), sowie der Bau einer Betonsohlschwelle am Ablauf der Alten Elbe in den 60er-Jahren des vergangenen Jahrhunderts. Gerade diese Maßnahmen hatten bis in die Gegenwart hinein erhebliche negative Auswirkungen auf den ökologischen und sedimentologischen Zustand der Alten Elbe Lostau und auf die Ehle selbst durch erhebliche Ablagerungen organischer Weichsedimente und des fehlenden Durchtransportes von Geschiebe (JÄHRLING 2009).

Die Zielstellungen der Gesamtmaßnahme bestanden in der ökologischen Reaktivierung des Elbaltwassers durch gezielte Entschlammungsmaßnahmen und Wiederherstellung der hydraulischen, ökologischen und sedimentologischen Durchgängigkeit der Ehle durch die Alte Elbe. Als Ergebnisse wurden deutliche Optimierungen der Gewässerdynamik sowohl in der Ehle als auch im Altwasser, eine erhebliche Verbesserung der Wasserqualität in der Alten Elbe, eine verbesserte ökologische Durchgängigkeit über die Ehle in das Hinterland, Aufwertungen der Fließgewässerhabitate in der Ehle selbst sowie die Wiederherstellung eines naturnahen Sedimenthaushaltes erzielt.

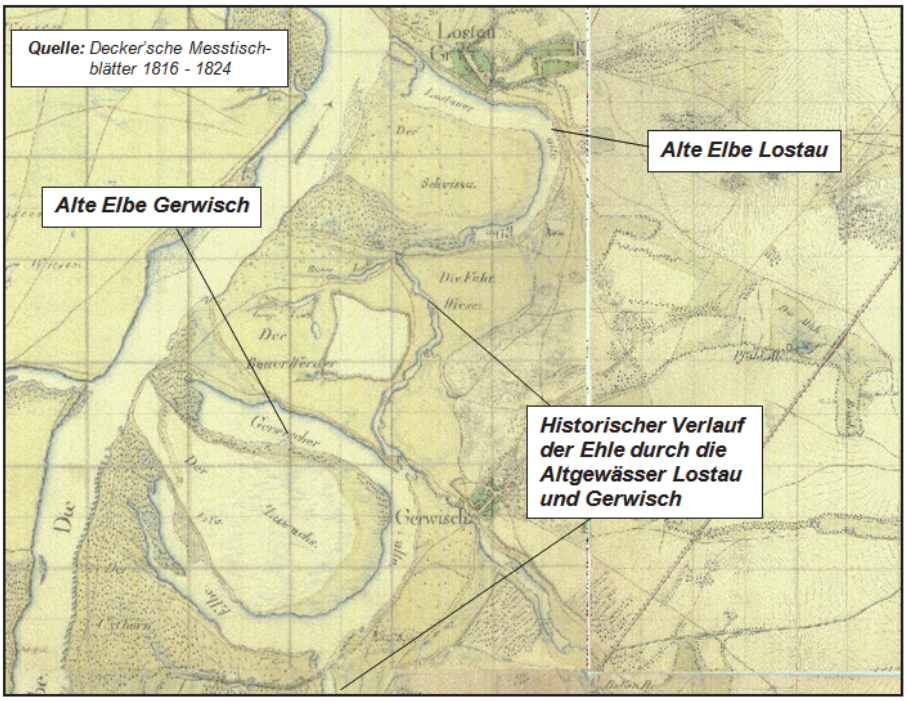


Abbildung 4.24 Alte Elbe Lostau und Alte Elbe Gerwisch in einem bereits von der Elbe abgetrenntem Zustand mit dem noch ursprünglichen Verlauf der Ehle

Quelle: Jährling, Cardo-GIS des LHW, Decker'sche Messtischblätter, 1816-1824

Im Gesamtprojekt zur Renaturierung der Alten Elbe Lostau wurden folgende, inhaltlich zusammengefasste Teilmaßnahmen umgesetzt:

1. Teilentschlammung der Alten Elbe Lostau in einer Größenordnung von 149.000 m³ organischem Weichsediment und die schadlose Verbringung/Entfernung aus der rezenten Überflutungsaue. Auf eine komplette Entschlammung des Altgewässers wurde bereits im Vorplanungsstadium aus verschiedenen Gründen wie wirtschaftliche Erwägungen, morphologische Entwicklungsprognosen und ausreichende Eingriffe für die ökologische und sedimentologische Durchgängigkeit des Fließgewässers verzichtet.
2. Beseitigung einer durch Gewässernutzer in den 1960er-Jahren im Auslaufbereich der Alten Elbe eingebauten, betonierten Sohlschwelle. Diese trug in den vergangenen Jahrzehnten in Form einer Sedimentfalle erheblich zur Verschlammung des Altgewässers bei und hätte künftig zu Problemen bezüglich der ökologischen Durchgängigkeit für Fische und Sedimente der Ehle geführt.
   Das Ablaufprofil der Ehle wurde vom Altgewässer bis zur Mündung in die Elbe auf einer Länge von 600 m zur Wiederherstellung des ehemaligen Ehleverlaufs unterstrom des Altgewässers bei Initiierung von Möglichkeiten eigendynamischer Gewässerentwicklungen und der Bepflanzung mit standortgerechten Bäumen und Sträuchern – orientiert an den ehemaligen Terrassenkanten und Kiesablagerungen im Stromstrich – vormodelliert.

3. Wiederherstellung der ehemaligen Ehlemündung in den Altmäander mit Initiierung von Möglichkeiten einer eigendynamischen Gewässerentwicklung durch Einbau von Totholz sowie Bepflanzung mit standortgerechten Gehölzen auf einer Länge von 850 m.
   Aus fachlicher Sicht ist vor dem Hintergrund der wassergütewirtschaftlichen und ökologischen Entwicklung des Altgewässers sowie der morphologischen Entwicklung bzw. einer hydraulischen, sedimentologischen und biologischen Durchgängigkeit des Fließgewässers die Sicherstellung eines permanenten Abflusses der Ehle über das Altgewässer während aller Abflussszenarien hervorzuheben. Der Abfluss über den Ehlekanal wird lediglich für höhere Abflüsse erhalten (s. Pkt. 5).
4. Neubau eines Brückenbauwerkes als ökologisch passierbares Maulprofil für den parallel zum Ehlekanal verlaufenden Wirtschaftsweg bzw. touristisch genutzten Elberadweg im Kreuzungsbereich der Gewässerumverlegung der Ehle in die Alte Elbe.
5. Bau eines festen Sohlbauwerkes im Zustrombereich der Ehle zum Ehlekanal in einem erforderlichen Höheniveau, um den permanenten Abfluss der Ehle über das Altgewässer in den Zeiten von Niedrig- und Mittelwasserabflüssen sicherzustellen. Dadurch erfolgt ein direkter oberstromiger Abfluss über den Ehlekanal nur während höherer Abflüsse und ablaufender Elbehochwasser aus der Aue in den ohnehin aus der Elbe rückgestauten Ehlekanal. Eigenhochwasser der Ehle fallen im Regelfall mit Elbehochwasser zusammen und werden durch den Rückstau hier hydraulisch nicht wirksam.
6. Selektive Öffnung der Hakenbuhnenfelder im Ausmündungsbereich des Ehlekanals in die Elbe zur Herstellung der Lateralvernetzung im Nebenrinnensystem des Eupotamon durch Redynamisierung bei Verhinderung anaerober Zustände hinter den Leitwerken bei Elbeniedrigwasser. Diese Teilmaßnahme wurde bereits im Vorfeld aller anderen Maßnahmen durch den Außenbezirk Niegripp des Wasser- und Schifffahrtsamtes Magdeburg umgesetzt. Die Arbeiten zur Redynamisierung der hinter dem Leitwerk liegenden Nebengewässer waren nicht Bestandteil der planfeststellungspflichtigen Gesamtmaßnahmen und wurden im Rahmen der Benehmensregelungen zwischen Land und Bund abgestimmt und in Eigenregie der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung realisiert (MÖBIUS 2012).

Neben den Kernmaßnahmen der Altwasserentschlammung und einer Rückverlegung der Ehle in den Altmäander dienen die begleitenden Maßnahmen – die grundsätzliche Erhaltung des Ehlekanals und die hierfür erforderlichen Maßnahmen (Sohlbauwerk und Brücke) – der Schaffung einer erforderlichen Akzeptanz für das Projekt in der Region, so in Bezug auf die Hochwasserabführung nach Extremereignissen bzw. der Erhaltung des parallel zur Ehle verlaufenen, touristisch wertvollen Elberadweges.

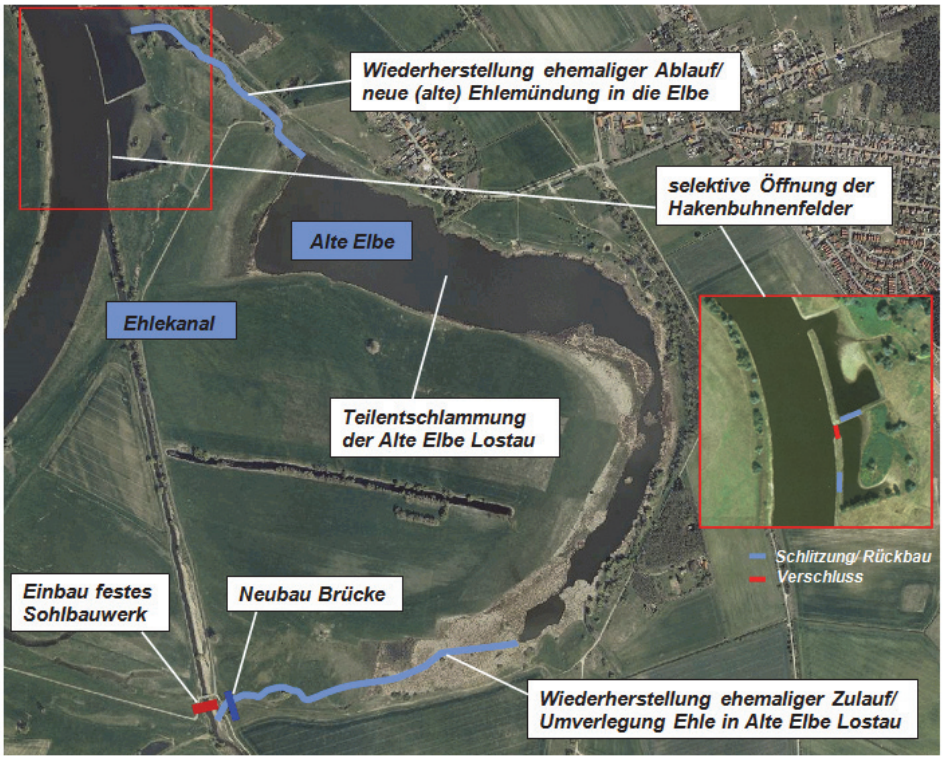


Abbildung 4.25 Grafischer Überblick über die Kernmaßnahmen des Projektes „Renaturierung Alte Elbe Lostau“

Quelle: Jährling, Cardo-GIS des LHW

Die Komplexmaßnahme der Altwasserrenaturierung bei Einbeziehung des Nebengewässers stellt sowohl für die Ehle und deren ökologische Funktionen als Fließgewässer als auch für die langfristige Erhaltung und ökologische Stabilität des Altwassers aus folgenden Gründen eine erfolgsversprechende Lösung dar:

> Die künstlich geschaffene Mündung der Ehle in die Elbe über den Ehlekanal entspricht morphologisch in keinem Merkmal (s. Abbildung 4.26) dem hier ausgewiesen Fließgewässer des LAWA-Fließgewässertyps 19 (kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern) (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004). Aufgrund der Funktionszuweisung einer schnellen Hochwasserabführung ist der bisherige Mündungsverlauf über den Ehlekanal geradlinig, tiefen- und breitenhomogen sowie frühzeitig über längere Zeiträume ohne ökologisch wirksame Fließbewegung durch den Rückstau aus der Elbe. Der Sohl- und Uferbereich ist mit Wasserbausteinen gepflastert; die sich akkumulierenden natürlichen Sedimente und Sohlsubstrate sind untypisch instabil, durch fehlende permanente Durchströmung organisch belastet, häufig anaerob und werden durch Überstau für rheophile Biozönosen ökologisch unwirksam.

> Das Altgewässer war zu Beginn der Maßnahmenumsetzung ökologisch faktisch nicht mehr funktionsfähig und hinsichtlich der wassergütewirtschaftlichen Situation und der anstehenden Sohlsubstrateen bzw. des Nährstoffstatus als poly- bis hypertrophes Standgewässer einzuordnen (s. Abbildung 4.27).

Mit Ausnahme anspruchsloser und artenarmer Großröhrichte (dominiert von *Phragmitis australis*) fehlen alle typischen Pflanzengemeinschaften. Höhere Makrophyten – explizit submerse Arten – fehlen vollständig. Ausgedehnte Gewässerbereiche befanden sich während der warmen Jahreszeit in einem anaeroben Zustand. Die Gewässersohle wurde aus einer mehrere Dezimeter starken Schicht sauerstoffzehrender, organischer Weichsedimente gebildet; große Teile der Alten Elbe waren – und bleiben aufgrund des Verzichts auf eine vollständige Beräumung – vollständig verlandet. Fischsterben aufgrund von Sauerstoffmangel und hohen pH-Werten (biogene Entkalkung nach Phytoplanktonmassenentwicklungen) traten i. d. R. in den Sommermonaten häufig auf.

Abbildung 4.26 Der aktuelle Mündungsverlauf der Ehle im Ehlekanal (links) im Vergleich zur strukturell heterogenen Ehle oberhalb der Alten Elbe Gerwisch (rechts)

Quelle: Jährling, LHW (2010, 2011)

> Demgegenüber stellt sich die ebenfalls von der Elbe künstlich abgeschnittene, jedoch ununterbrochen von der Ehle durchflossene Alte Elbe Gerwisch als mesotrophes Altgewässer im permanenten Klarwasserstadium mit sandig-kiesiger Gewässersohle im Stromstrichbereich von Ehle bzw. Elbehochwasser dar, welche ganzjährig ausreichend mit Sauerstoff versorgt wird (s. Abbildung 4.27).
> Sowohl faunistisch als auch floristisch ist eine vielfältige Lebensgemeinschaft vorhanden: Eine artenreiche Fischfauna mit auentypischen, bestandsbedrohten Kleinfischarten, eine anspruchsvolle Makrozoobenthosbesiedlung, z. B. mit diversen Libellenarten, Großmuscheln und Schwämmen, artenreiche Röhrichte in natürlicher Abstufung mit angrenzenden Schwimmpflanzenbeständen aus Teichrosen, Froschbiss und Wasserfarn sowie diverse submerse Makrophytenarten mit Laichkraut- und Tausendblattgesellschaften.

Zusammenfassend ist bei Beachtung der bisherigen Altgewässertypzuweisung der Alten Elbe Lostau als Typ 20.A2 (potamales Altgewässer der sandgeprägten Ströme mit episodischer Anbindung) (POTTGIESSER & EHLERT 2012) bzw. einer neuen Typneuzuweisung nach Abschluss der Gesamtmaßnahme zum Typ 20.A1 (potamales Altgewässer der sandgeprägten Ströme mit permanenter Anbindung, s. Abbildung 4.28) und den hierfür charakteristischen hydraulisch-

morphologischen Ausprägungen bzw. zu erwartenden Artengemeinschaften davon auszugehen, dass die angestrebten Zielstellungen des Gesamtprojektes erreicht wurden.

Abbildung 4.27 Aufrahmende Blaualgen in der hypertrophen Alten Elbe Lostau (links) im Vergleich zur mesotrophen und makrophytenreichen, permanent durchströmten Alten Elbe Gerwisch (rechts)

Quelle: Jährling, LHW (2011, 2012)

Abbildung 4.28 Gefluteter Zulauf zum Altwasser (links) und Totholzeinbau zur Sedimentdynamisierung (rechts)

Quelle: Jährling, LHW (2013)

Eine wesentliche Wirkung ist von der Rückverlegung der Ehle in den ehemalig vorhandenen Mündungsverlauf durch die Alte Elbe Lostau in Bezug auf die ökologische und sedimentologische Durchgängigkeit sowie die morphodynamische Entwicklung der Umflutehle zu erwarten. Aufgrund der auch in diesem Abschnitt vorhandenen Sohlerosion der Elbe in Größenordnung von etwa 2 m in der Vergangenheit (vgl. Kap. 4.3.1, s. Abbildungen 4.5 und 4.6) war zwar keine völlig barrierefreie Umverlegung bei gleichzeitiger Erhaltung des Altwassers möglich, jedoch wurde das Ablaufbauwerk so realisiert, dass die ganzjährige ökologische Passierbarkeit möglich ist.

Diese Feststellungen dürften bereits zum heutigen Zeitpunkt fachlich haltbar sein, auch wenn keine morphologischen oder biologischen Monitoringergebnisse vorliegen. Diese waren im Projekt nicht vorgesehen gewesen, da sie nicht förderfähig gewesen wären. Desgleichen dürften diese Ergebnisse der Maßnahmen als sehr nachhaltig anzusehen sein. Dies begründet sich explizit mit der Einbeziehung der Ehle in die Komplexrenaturierung in Form der Rückverle-

gung in das Altgewässer gegenüber einer alleinigen Altgewässerentschlammung und den damit verbundenen Prozessen in Bezug auf eine Wiederverschlammung und die zu erwartende Nährstoff- und Besiedlungssituation beider Gewässer.

In Bezug auf die hydromorphologischen Indikatoren im Kontext der Bewertung des Sedimenthaushaltes der Elbe dürften hiermit insbesondere Verbesserungen der Breiten- und Tiefenvarianz und der Uferstruktur, aber auch der Korngröße und Sedimentdurchgängigkeit für die Alte Elbe Lostau und den Unterlauf der Ehle zu verzeichnen sein (s. Abbildung 4.29).

Abbildung 4.29 Ehle unterhalb der Alten Elbe vor Einmündung in die Elbe, Februar 2014 – Lateralerosionen mit Umkehrströmung (links) und kiesiger Transportkörper (rechts)

Quelle: Jährling, LHW (2014)

Für den aktuellen Elbeverlauf selbst dient die Realisierung der Renaturierung der Alten Elbe Lostau als Fallbeispiel für eine Reaktivierung eines Nebengewässerunterlaufes (s. Handlungsempfehlungen, Kap. 4.6), die z. B. zu einem leicht erhöhten Sedimenteintrag in den von Tiefenerosion geprägten Elbeverlauf führen kann und damit dem in der Elbe vorherrschenden Sedimentdefizit entgegenwirkt.

4.7.4 Zusammenfassende Wertung der Maßnahmen

Vorgestellt wurden zwei bereits umgesetzte Maßnahmen an der Mittleren Elbe, wobei sich eine Maßnahme direkt am Hauptstrom (s. Kap. 4.7.2) und eine andere Maßnahme in der rezenten Überflutungsaue bzw. an einem Elbenebengewässer (s. Kap. 4.7.3) befindet. Bei beiden Maßnahmen kann – auch wenn bisher noch kein morphologisches Monitoring realisiert werden konnte – hinsichtlich der Parameter zur Bewertung des Sedimenthaushaltes von deutlichen Verbesserungen der Situation vor Ort ausgegangen werden.
Sicher ist allerdings auch, dass sich die direkten und indirekten Wirkungen bei Betrachtung des Gesamtflussgebietes völlig verlieren, auch wenn die lokalen bzw. regionalen Resultate als richtungsweisend anzusehen sind. Dies ist und war auch nicht anders zu erwarten.

Darüber hinaus ist festzuhalten, dass die Planungen und Realisierungen der jeweiligen Maßnahme durch die gewässerökologischen oder naturschutzfachlichen Zielstellungen der entsprechenden ressorteigenen europäischen Richtlinien (WRRL und FFH-RL der EU) begründet wurden. Die Aspekte des Feststoffhaushaltes und insbesondere des Sedimenthaushaltes stellten nicht die eigentliche fachliche Basis dar, sehr wohl aber eine der wichtigsten argumentativen und umsetzungsrelevantesten Grundlagen, denn ohne die Beachtung des Wasser- und Feststoffhaushaltes, Sedimenttransportes und einer entsprechenden Morphodynamik wäre am fließenden Gewässer keine auch nur ansatzweise gewässer- und auenökologische Zielstellung erreichbar.

4.8 Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag zu den hydromorphologischen Indikatoren als Zeiger für den Status des Sedimenthaushaltes der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht werden die hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagementkonzeptes für Elbe (FGG Elbe 2013; IKSE 2014) näher vorgestellt. Die Inhalte beschäftigen sich mit der Erfassung und Bewertung des Sedimenthaushaltes als Teil des hydromorphologischen Zustandes der Elbe und der Unterläufe ihrer als relevant ausgewiesenen Nebengewässer Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel (Mandatspunkt 4) und der Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustandes (Mandatspunkt 5) (FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

Die deutsche Binnenelbe weist einen defizitären Sedimenthaushalt auf, der in den letzten ca. 100 Jahren zu Eintiefungen der Gewässersohle um stellenweise bis zu 2 m geführt hat (z. B. VOLLMER et al. 2013). Als Ursachen des modifizierten Sedimenthaushaltes und der häufig vorherrschenden Strukturverarmung sind verschiedene Ursachen anzuführen wie z. B. eine fehlende ökologische Durchgängigkeit für Sedimente, Laufbegradigungen, Uferverbauungen, Strombau, Eindeichungen, Flächenversiegelungen etc. (z. B. QUICK et al. 2013). Mit dem Prozess der Tiefenerosion der Gewässersohle geht in der Folge eine Entkopplung des Flusses von seinen Auen einher.

Zur Erreichung des Ziels, Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustands des Elbestroms auf der Grundlage eines ausgeglichenen Sedimenthaushalts zu erarbeiten (IKSE 2009, 2014; FGG Elbe 2013), wurden verschiedene hydromorphologische Zeiger-Parameter, sog. Indikatoren, wie die Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz, Sedimentdurchgängigkeit, Breitenvarianz/-variation, Tiefenvarianz/-variation, Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates, Uferstruktur und das Verhältnis der rezenten zur morphologischen Aue untersucht und evaluiert. Die Indikatoren wurden repräsentativ ausgewählt, um entsprechend geforderte hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen bzw. Handlungsempfehlungen auf fachwissenschaftlicher Basis ableiten zu können. Der Fokus lag gemäß den Vorgaben der Mandate auf den

morphologischen und sedimentologischen Gesichtspunkten. Die Indikatoren gelten als „Zeiger“ (Indikatoren) für die vorherrschenden Sedimentverhältnisse und beeinflussen zugleich die Ausprägung des Sedimenthaushaltes (z. B. ROSENZWEIG et al. 2012) (s. Kap. 4.1).

Im Weiteren werden die näheren Hintergründe zur Bedeutung der Hydromorphologie für den Sedimentstatus und die Habitateigenschaften von Gewässern und für die Auswahl der Indikatoren in Kap. 4.2 vorgestellt. Die Begründungen für die Auswahl der wichtigen Strukturkenngrößen liegen insbesondere in ihrer Sensitivität gegenüber anthropogenen Beeinflussungen des Gewässersystems, die sie direkt in veränderten hydromorphologischen Ausprägungen widerspiegeln (s. Kap. 4.2.1, 4.2.2 und 4.2.3). Kap. 4.2.4 beschäftigt sich abschließend mit der Repräsentativität hydromorphologischer Indikatoren und deren Relevanz für das Management von Gewässern.

In Kap. 4.3 werden die hydromorphologischen Indikatoren als Zeiger für den Status des Sedimenthaushaltes mittels der angewendeten Methoden und erzielten Ergebnisse näher erläutert – insbesondere am Beispiel der beiden im Rahmen der Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes identifizierten Schlüsselkriterien Mittlere Sohlhöhenänderung/Sedimentbilanz (Kap. 4.3.1) und Sedimentdurchgängigkeit (Kap. 4.3.2). Beide Indikatoren besitzen für den Sedimenthaushalt eine besondere Zeiger- und damit Schlüsselfunktion, denn durch die fehlende Sedimentdurchgängigkeit und das vorherrschende Sedimentdefizit werden auch die weiteren analysierten und evaluierten hydromorphologischen Indikatoren – die in den Kap. 4.3.3 bis 4.3.7 in einer kurzen Übersicht dargestellt werden – negativ mit beeinflusst (FGG Elbe 2013; IKSE 2014). Die beiden Schlüsselkriterien spiegeln zusammen das vorherrschende Sedimentdefizit wider. In Kap. 4.3 werden mit Hilfe der Ergebnisdarstellungen (Abbildungen 4.5, 4.8 bis 4.13) die lokalen und regionalen Zuordnungen der Beurteilungsklassen je untersuchtem hydromorphologischen Indikator visualisiert.

In Kap. 4.4 wird auf Unsicherheiten und verfolgte Grundsätze zur Reduktion von Fehlerquellen hingewiesen. Die Erfassung und Bewertung der hydromorphologischen Indikatoren erfolgte jeweils unter Verwendung der besten verfügbaren Datengrundlagen. Um mögliche Fehlerquellen gering zu halten, wurden als Grundsätze zur größtmöglichen Absicherung nur für die gesamte deutsche Binnenelbe vorliegende Datengrundlagen herangezogen, repräsentative und/oder lange Zeiträume indikatorspezifisch ermittelt, bei entsprechenden Voraussetzungen Verifizierungen mit weiteren Daten und Methoden vorgenommen sowie Expertenwissen zur Plausibilisierung eingeholt (Kap. 4.4). Die Unsicherheiten wurden insgesamt als gering eingestuft (FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

Das Kapitel 4.5 widmet sich einer Synopse der erzielten hydromorphologischen Ergebnisse inklusive Verteilungen der Zustandsklassen im Längsverlauf der Elbe (Kap. 4.5.1) und Aussagen zu den prozentualen Verteilungen der Zustands-

klassen (Kap. 4.5.2). Hierin finden sich differenzierte Aussagen zur Beurteilung der hydromorphologischen Indikatoren und Erläuterungen zu den Ursachen der gegenwärtigen Situation.

Anschließend werden in Kap. 4.6 Handlungsempfehlungen zur Verbesserung der hydromorphologischen Situation der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht angeführt, die im Zuge des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe als Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis zur Erreichung überregionaler Handlungsziele abgeleitet wurden.

Kap. 4.7 beinhaltet Fallbeispiele möglicher Maßnahmen unter dem Aspekt des Sedimenthaushaltes. Die beiden Beispiele Nebengewässeranschluss Parchau (Kap. 4.7.2) und Renaturierung der Alten Elbe Lostau (Kap. 4.7.3) besitzen aufgrund ihrer Charakteristika enge Bindungen zur hydromorphologischen Situation und bieten sich als exemplarische Maßnahmenoptionen im Kontext der Handlungsempfehlungen an.

Mit Hilfe der detaillierten gewässertypspezifischen und gewässerlaufabschnittsbezogenen Erfassung und Evaluierung der ausgewählten hydromorphologischen Indikatoren konnten die Defizite lokal verortet aufgezeigt werden. Dies stellt gemeinsam mit den ausgewiesenen Ursachen die fachwissenschaftlich abgeleiteten Handlungsempfehlungen bereit, um den hydromorphologischen Zustand des Elbestroms auf der Grundlage eines ausgeglichenen Sedimenthaushaltes gemäß der Mandatspunkte zur Erarbeitung des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe verbessern zu können (s. FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

Literaturverzeichnis zu Kapitel 4

BCE & ConTerra GmbH (2010): Integriertes Flussauenmodell INFORM (Version 3). Handbuch, Koblenz.

BCE (2012): ad-hoc AG SSeM Nebenflüsse Elbe -Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Parameter von relevanten Nebengewässern der Elbe. Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. [unveröff.]

BfG (2001): Strukturgüte-Kartierverfahren für Wasserstraßen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Januar 2001.

BfG (2011a): Ökologische Modellierungen für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das integrierte Flussauenmodell INFORM in seiner neuesten Fassung (Version 3). BfG-Bericht 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). BfG-Bericht 1559. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BfG (2012): Recherche und Aufbereitung von Inhalten historischer Karten der Elbe zur Nutzung in der Flusshydrologischen Software FLYS. Erstellt im Rahmen des EU-Interreg-Projekts „LABEL – Anpassung an das Hochwasserrisiko im Elbeeinzugsgebiet“. BfG-Bericht 1724. Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

BfG (2014): Sedimenttransport und Flussbettentwicklung der Binnenelbe. KLIWAS Schriftenreihe. KLIWAS-67/2014. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. [in Vorbereitung]

BfG & BAW (2014): Ermittlung der bettbildenden Abflussbereiche in der Binnenelbe. Entwurf. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bundesanstalt für Wasserbau. Koblenz, Karlsruhe. [unveröff.]

BfN (2011): Freundliche zur Verfügungstellung der GIS-Daten durch das BfN im Rahmen der Erarbeitung des Sedimentmanagementplanes für die Elbe.

BfN (2012): Bundesamt für Naturschutz – ArcGIS Daten „Flussauen in Deutschland – Kartendienst“ (geodienste.bfn.de/flussauen).

BMU & BfN (2009): Auenzustandsbericht. Flussauen in Deutschland. Berlin, Bonn.

BRUNKE, M. & GONSER, T. (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and ground-water. Freshwater Biol 37: 1-33.

BRUNOTTE, E.; DISTER, E.; GÜNTHER-DIRINGER, D.; KOENZEN, U.; MEHL, D. (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes; In: Schriftenreihe „Naturschutz und Biologische Vielfalt“ Bd. 87 des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.

BUIJSE, T., COWX, I., FRIBERG, N., GURNELL, A., HERING, D., KAMPA, E., MOSSELMAN, E., RINALDI, M., WOLTER, C. (2013): Deliverable 7.7.: Stakeholder Workshop on River Restoration to Support Effective Catchment Management, Discussion Paper. Projekt: Restoring rivers FOR effective catchment Management (REFORM).

BUSCH, N.; VOLLMER, S.; HATZ, M. (2013): Neue Auswertemethode zum Nachweis von Wasserstandsänderungen im Zusammenhang mit der morphologischen Entwicklung an Bundeswasserstraßen – dargestellt am Beispiel der Mittleren Elbe. HyWa 57. H.1. S. 4-13.

BUSSKAMP, R.; RICHTER, S.; MOHAUPT, V. (2013): Kurzbericht Umsetzung der Maßnahmenprogramme nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland – nationale Festlegungen und ausgewählte Zwischenergebnisse aus den Flussgebieten sowie an den Bundeswasserstraßen. HyWa 57. H. 6. S. 289-292.

CIS-Ecostat (2012): Common Implementation Strategy (CIS) Ecostat Workshop Hydromorphology. 12 to 13 June 2012. Conclusions and recommendations.

DIN 4047-5 (1989): Landwirtschaftlicher Wasserbau; Begriffe. Ausbau und Unterhaltung von Gewässern.

DIN 19661-2 (2000): Richtlinien für Wasserbauwerke – Sohlenbauwerke. Teil 2: Abstürze, Absturztreppen, Sohlenrampen, Sohlengleiten, Stützschwellen, Grundschwellen, Sohlenschwellen.

DIN EN 14614 (2005): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung hydromorphologischer Eigenschaften von Fließgewässern.

DIN EN 15843 (2010): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung von Veränderungen der hydromorphologischen Eigenschaften von Fließgewässern.

DIN EN 16039 (2011): Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Beurteilung hydromorphologischer Eigenschaften von Standgewässern.

DIN EN 16503 (2012): Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Beurteilung der hydromorphologischen Merkmale der Übergangs- und Küstengewässer.

DISTER, E. (1983): Anthropogene Wasserstandsänderungen in Flußauen und ihre ökologischen Folgen. Beispiele vom Oberrhein und Rio Magdalena. In: Verh. Ges. Ökol. 11. S. 89-100.

EG-WRRL (2000) / Europäische Wasserrahmenrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates: Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 23. Oktober 2000. L 327. Luxemburg.

Elbstromwerk (1898): Der Elbstrom, sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse. Königliche Elbstromverwaltung zu Magdeburg. Berlin.

FAULHABER, P. (1999): Untersuchungen der Auswirkung von Maßnahmen im Elbevorland auf die Strömungssituation und die Flussmorphologie am Beispiel der Erosionsstrecke und der Rückdeichungsgebiete zwischen Wittenberge und Lenzen. Tagungsband Statusseminar Elbe-Ökologie. Berlin, S. 32-35.

FAULHABER, P. (2013): Wechselspiel von Geschiebetransport und Regelungssystem an der deutschen Binnenelbe. BfG-Schriftenreihe 3/2013; Gewässermorphologische Kolloquium 2013 der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. S. 88-99.

FGG Elbe (2013): Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe – Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Magdeburg.

GURNELL, A.M.; BELLETTI, B.; BIZZI, S.; BLAMAUER, B.; BRACA, G.; BUIJSE, T.; BUSSETTINI, M.; CAMENEN, B.; COMITI, F.; DEMARCHI, L.; GARCÍA DE JALÓN, D.; GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M.; GRABOWSKI, R.C.; GUNN, I.D.M.; HABERSACK, H.; HENDRIKS, D.; HENSHAW, A.; KLÖSCH, M.; LASTORIA, B.; LATAPIE, A.; MARCINKOWSKI, P.; MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, V.; MOSSELMAN, E.; MOUNTFORD, J.O.; NARDI, L.; OKRUSZKO, T.; O'HARE, M.T.; PALMA, M.; PERCOPO, C.; RINALDI, M.; SURIAN, N.; WEISSTEINER, C.; ZILIANI, L. (2014): A multi-scale framework and indicators of hydromorphological processes and forms. Deliverable 2.1, a report in four parts of REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management), a Collaborative project (large-scale integrating project) funded by the European Commission within the 7th Framework Programme under Grant Agreement 282656.

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. (2012): Sedimentmanagement als Aufgabe der integrierten Flussgebietsbewirtschaftung. In: Die Elbe und ihre Sedimente, Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 78-81.

HÜGIN, G. (1962): Wesen und Wandlung der Landschaft am Oberrhein. Beiträge zur Landespflege. Bd. 1. S. 186-250.

IKSE (2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Ein geografisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Magdeburg.

IKSE (2009): Internationaler Bewirtschaftungsplan für die Flussgebietseinheit Elbe nach Art. 13 WRRL, Magdeburg.

IKSE (2013): Vorläufiger Überblick über die für die internationale Flussgebietseinheit Elbe festgestellten wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen zur Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans für den Zeitraum 2016 – 2021. Anhörungsdokument gemäß Artikel 14 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 (Wasserrahmenrichtlinie). Stand: 04.09.2013. Magdeburg.

IKSE (2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE/FGG - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele der IKSE/der FGG. Magdeburg.

JÄHRLING, K.-H. (2009): Zur Situation auentypischer Gewässer aus historischer Sicht und Erfahrungen bei der Altarmreaktivierung an der Elbe. Naturschutz im Land Sachsens - Anhalt 46, Sonderheft 2009/1, Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelelbe: 17-28.

JÄHRLING, K.-H. (2012a): Die Bedeutung des Feststoffhaushaltes für die Gewässerstruktur und Morphodynamik der Elbe – Grundlagen, Maßnahmen, Kompromisse. In: Die Elbe und ihre Sedimente, Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 41-46.

JÄHRLING, K.-H. (2012b): Die laterale aquatische Vernetzung in Flussauen als Basis für die Zielerreichung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie - Grundlagen und Beispiele an der Elbe, Artenschutzreport Jena, Heft 29/ 2012, Themenschwerpunkt Auenökologie: 39-55.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106: 110-127.

KAMPA, E.; BUIJSE, T.; COWX, I.; FRIBERG, N.; ZEEMAN, W.; HERING, D.; RINALDI, M.; BUSSETTINI, M.; CATALINAS, M.; O'HARE, M.T.; OKRUSZKO, T.; MOSSELMAN, E. (2013): Deliverable 7.3.: Summary report REFORM stakeholder workshop. Projekt: Restoring rivers FOR effective catchment Management (REFORM).

KHR (1993): Der Rhein unter der Einwirkung des Menschen – Ausbau, Schifffahrt, Wasserwirtschaft. KHR-AG Anthropogene Einflüsse auf das Abflußregime. KHR [Hrsg.], Lelystad.

KLIMENT, V. (2012): Sedimentmanagement im Rahmen der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe. In: Die Elbe und ihre Sedimente, Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 82-83.

KÖNIG, F., QUICK, I., VOLLMER S. (2012): Defining quantitative morphological changes in large rivers for a sustainable and effective sediment-management applied to the River Elbe, Germany. Proceedings Tenth International Conference of Hydroscience and Engineering, November 2012, Orlando, USA.

KÖNIG, F., QUICK, I., VOLLMER, S. (2014): Spatial and temporal changes of the width and width variability- A Case Study of the Inland Elbe River (Germany), 10th ISE 2014, Trondheim, Norway.

KOENZEN (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder-. Angewandte Landschaftsökologie Heft 65. Bundesamt für Naturschutz. Bonn – Bad Godesberg.

LAWA (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren. Roth.

LAWA (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Berlin.

LAWA (2002): Empfehlung Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer. o.O.

LAWA (2012): Überarbeitung der Verfahrensbeschreibung der Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine bis mittelgroße Fließgewässer. Endbericht. Düsseldorf, Essen, Velbert.

LAWA (2014): Überarbeitung der Verfahrensbeschreibung der Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer. Endbericht. [in Bearbeitung].

LUA NRW (2001): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer. Merkbl. Nr. 26. Essen.

LUA NRW (2003): Morphologisches Leitbild Niederrhein. Merkbl. Nr. 41. Essen.

LANUV NRW (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. LANUV-Arb.bl. 18. Recklinghausen.

LUBW (2008): Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg. Feinverfahren. Karlsruhe.

MÖBIUS, U. (2012): Unterhaltung von Stromregelungsbauwerken unter Berücksichtigung ökologischer Belange. In: Landeshauptstadt Magdeburg [Hrsg.], Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Lebensraum und Wasserstraß: S. 6-17. Magdeburg.

NESTMANN, F. & BÜCHELE, B. [Hrsg.] (2002): Morphodynamik der Elbe. – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes FK 0339566, Karlsruhe, Januar 2002.

OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juli 2011. Bundesgesetzblatt Nr. 37, S. 1429. Bonn.

POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., W. Calmano, R.-D. Wilken & H. Klapper (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg. Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.

POTTGIESSER, T. & T. EHLERT (2012): Typisierung potamaler Altgewässer in Sachsen Anhalt. Projekt im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt. http://www.sachsen-anhalt.de/index.php?id=54002.

QUICK, I. (2004): Geomorphologisches Leitbild des Niederrheins. Methodik zur Leitbildentwicklung für Ströme in Hinblick auf die Gewässerstrukturgütebewertung. In: Reihe Wissenschaft Bd. 21. 229 S. Bergisch Gladbach.

QUICK, I.; DISTER, E.; DÖPKE, M.; GÜNTHER-DIRINGER, D.; MEHL, D. (2007): Methodik zur bundesweiten Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten großer Flüsse. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Erweiterte Zusammenfassungen 2006 (Dresden): 172-177. Hamburg, Berlin.

QUICK, I. (2010): Entwicklung und Anwendung hydromorphologischer Bewertungsverfahren zur Evaluierung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen am Beispiel des Ästuars der Tide-Ems; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Erweiterte Zusammenfassungen 2009 (Oldenburg), 386-391. Hamburg, Berlin.

QUICK, I. (2011): Ermittlung und Bewertung hydromorphologischer Indikator-Parameter an Bundeswasserstraßen. In: 13. Gewässermorphologisches Kolloquium - Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustandes in Wasserstraßen. S. 27-40. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.

QUICK, I. (2012): Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects. In: Die Elbe und ihre Sedimente, Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 167-168.

QUICK, I., KÖNIG, F., SVENSON, C., CRON, N., SCHRIEVER, S., VOLLMER, S. (2012): Hydromorphologische Bewertung und Praxisprojekte mit Schnittstelle zur Gewässerökologie. In: Hydro-Ökologische Modellierungen und ihre An-wendungen. Ökol. Kolloq.. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz: S. 43-62.

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). 370-375. Hamburg, Berlin.

ROHDE (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtstraße erschienen in Mitteilungen des Franzius-Instiuts für Grund- und Wasserbau der Technischen Universität Hannover, Heft 36.

ROMMEL, J. (2000): Laufentwicklung der deutschen Elbe bis Geesthacht seit ca. 1600. AG: BfG, Koblenz. (http://elise.bafg.de/?3167)

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. BfG-Bericht 1657, Koblenz.

SCHWOERBEL, J. (1964): Die Bedeutung des Hyporheals für die benthische Lebensgemeinschaft der Fließgewässer. Verh. int. Ver. Limnol. 15: 215-226.

STANFORD, J.A. & WARD, J.V. (1993): An Ecosystem Perspective of Alluvial Rivers: Connectivity and the Hyporheic Corridor. Journal of the North American Benthological Society 12(1): 48-60.

TITTIZER, T.; KREBS, F. (1993): Ökosystemforschung. Der Rhein und seine Auen. Eine Bilanz. Koblenz.

TOCKNER, K.; MALARD, F.; WARD, J.V. (2000): An extension of the Flood Pulse Concept. Hydrological Processes 14: 2861-2883.

UBA (2005): Bundesweites Kataster der ökologisch wirksamen, funktional differenzierten Querverbauungen der Fließgewässer. Umweltforschungsplan des BMU. Binnengewässer. FKZ (UFOPLAN) 203 24 289. AG: UBA. Bearb.: Zumbroich, T.; Müller, A. Bonn/Essen.

UBA (2013): Die Wasserrahmenrichtlinie – Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012.

UBA (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Dessau-Roßlau.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.M.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. (1980): The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:130-137.

Vattenfall Europe AG (2012): Elbfische auf dem besten Weg. Infoflyer zur Fischaufstiegsanlage. http://www.vattenfall.de/de/moorburg/file/110811_Infoflyer_Fischaufstieg_WEB.pdf_18506009.pdf_19085661.pdf (abgerufen am 28.11.2012)

VOLLMER, S.; QUICK, I., MOSER, H. (2012): Sedimenthaushalt und Managementaspekte der Binnenwasserstraße Elbe. In: Die Elbe und ihre Sedimente. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband. Hamburg: S. 34-37.

VOLLMER, S.; QUICK, I.; KÖNIG, F. (2013): Hydromorphologische Entwicklung der Binnenelbe. BfG-Schriftenreihe 3/2013; Gewässermorphologische Kolloquium 2013 der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. S. 75-87.

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1983): The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: T. D. Fontaine und S.M. Bartell (Hrsg): Dynamics of lotic ecosystems. Science Publications, Ann Arbor Mich 1983, S. 29-42.

WHG: Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt durch Artikel 2 Absatz 67 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044) geändert.

WIRTZ, C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Buhnenfeldern der unteren Mittelelbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung, Dissertation, Freie Universität Berlin 2004.

WOESSNER, W.W. (2000): Stream and fluvial plain groundwater interactions: rescaling hydrogeologic thought. Ground Water 38 (3): 423–429.

WROBLICKY, G.J.; CAMPANA, M.E.; VALETT, H.M.; DAHM, C.N. (1998): Seasonal variation of surface-subsurface exchange and lateral hyporheic area of two stream-aquifer-systems. Water Ressources Research, Vol. 34, No. 3: S. 317-328.

5 Die hochwasserinduzierte Remobilisierung von Altsedimenten

Daniel Schwandt, Gerd Hübner, Evelyn Claus, Peter Heininger

5.1 Allgemeines

Die Ausführungen zur Remobilisierung von Altsedimenten bei Hochwasserereignissen beruhen auf folgenden Untersuchungen, Berichten und Ergebnissen von Messprogrammen:

> Zusammenstellung exemplarischer Hochwassersituationen der Elbe bezogen auf den Pegel Wittenberge bei Q > 1080 m³/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 (FGG Elbe) 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)
> Ergebnisse des Messprogramms für hydrologische Extremereignisse an der Elbe beim Junihochwasser 2013

Zusätzlich wurden Veröffentlichungen zur Wasser-/ Schwebstoff-/ Sedimentbelastung mit regionalem Schwerpunkt Saale-/ Elbegebiet genutzt.

5.2 Motivation, Untersuchungsziele

Je nach Belastungs- und Eintragssituation im Einzugsgebiet werden bei Hochwasser für einzelne Schadstoffe erhöhte Konzentrationen im Wasser und Schwebstoff gemessen. Zeitintegrierte Proben wie z. B. 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 5.1 dargestellte überwiegend höhere Cadmiumkonzentration der Hochwasserzeiträume im Vergleich zu den Jahresmittelwerten kann als Hinweis der Remobilisierung cadmiumbelasteter Altsedimente interpretiert werden. Aus der Abbildung ist ebenfalls eine deutliche Abnahme der Belastung in den 1990er-Jahren ersichtlich.

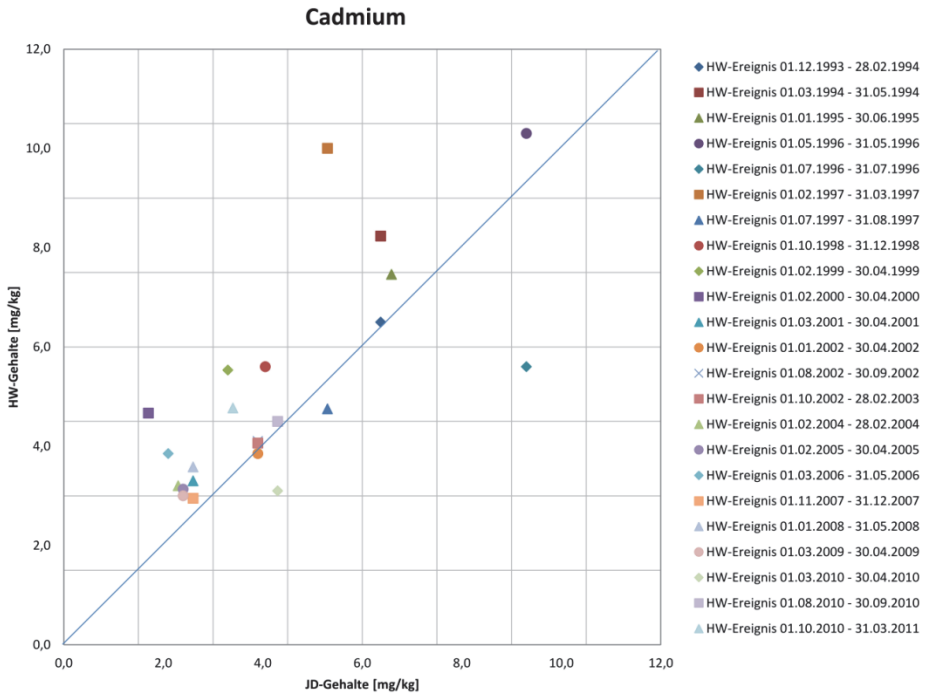


Abbildung 5.1 Cadmium in frischem schwebstoffbürtigen Sediment aus dem Schwebstoffsammelbecken (Monatsmischproben) der Messstation Seemannshöft (Hamburg). Vergleich mittlerer Gehalte von Hochwasserzeiträumen (HW) mit dem Durchschnittsgehalt des jeweiligen Jahres/der jeweiligen Jahre (JD). (FGG Elbe, 2013; IKSE, 2014)

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 Flusssystems können durch Beobachtungen abgelaufener Hochwasserereignisse einer Realitätsprüfung unterzogen werden. Konkrete Untersuchungsziele waren:

> Abschätzung von Durchfluss-Schwellenwerten für die Sediment-(re)mobilisierung in Elbeabschnitten
> Darstellung von Methoden zur Abschätzung einer hochwasserinduzierten Sediment(re)mobilisierung
> Quantifizierung maßgeblicher Einflüsse auf die Hochwasserfracht am Beispiel des Junihochwassers 2013 im Saalegebiet

5.3 Abschätzung von Durchfluss-Schwellenwerten für die Sediment(re)mobilisierung in Elbeabschnitten

Ein prägendes Element der Mittleren und Unteren Elbe sind Buhnenfelder, in denen teils erhebliche Sedimentmengen liegen. Sobald mit steigender Wasserführung die Buhnen überspült werden, beginnt die Erosion nichtkonsolidierter Sedimente in den Buhnenfeldern, und die Schwebstoffkonzentration steigt sprunghaft an (BABOROWSKI et al. 2004). Für Magdeburg wird für diesen Vorgang ein Schwellenwert von 800 m³/s angegeben (SPOTT & GUHR 1996), für Wittenberge ein Schwellenwert von 1 080 m³/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.

Die Schwebstoffkonzentration kann aber auch durch diffuse Feststoffeinträge sowie durch Einträge aus Nebenflüssen steigen. So traten z. B. an der Schwebstoffmessstelle Wittenberg (Abbildung 5.2) bei kleineren Wellen im Februar 2006 unterhalb des Durchflussschwellenwertes sprunghaft höhere Schwebstoffführungen der Elbe auf. Sie resultierten wohl vorrangig aus tauwetterbedingten, mit erheblichen Schwebstoffeinträgen verbundenen Hochwassersituationen der Schwarzen Elster sowie einiger kleiner Nebenflüsse der Oberen Elbe (Lachsbach, Wesenitz, Weißeritz, Jahna, Döllnitz) um den 9.2./18.2.2006.

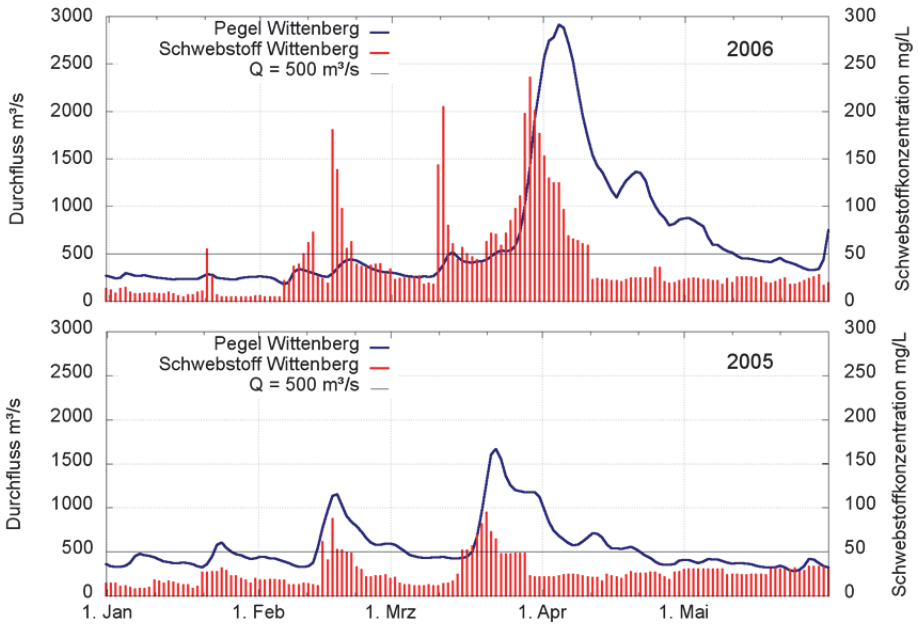


Abbildung 5.2 Schwebstoffkonzentration bei Wittenberg (Elbe-km 216,3) und Durchfluss am Pegel Wittenberg jeweils Januar bis Mai für die Jahre 2005 und 2006 (FGG Elbe, 2013; IKSE, 2014)

Die in der Literatur angegebenen und selbst abgeleiteten Schwellenwerte für die Sedimentremobilisierung sind höher als der mittlere Durchfluss (MQ), aber niedriger als 2 x MQ und liegen damit deutlich unterhalb von Hochwasserzuständen.

5.4 Systembetrachtung partikulär gebundener Stoffe in Flüssen

In Flüssen erfolgt eine ständige Verlagerung von Wasser (und darin enthaltener gelöster/ungelöster Stoffe) in Fließrichtung. Die Stoffe gelangen an bekannten Einleitungspunkten (Punktquellen) oder über die Fließstrecke verteilt (diffuse Quellen) in den Fluss. Die meisten in der Gewässerchemie betrachteten Schadstoffe liegen sowohl in Wasser gelöst als auch partikulär gebunden vor, unterscheiden sich jedoch stark in der Verteilung (z. B. Blei fast vollständig partikulär gebunden, Arsen vorrangig gelöst).

Schwebstoffe (eingetragene/gewässerbürtige) bilden nach Absinken auf der Gewässersohle bzw. in strömungsberuhigten Bereichen Sedimente (Sedimentation). Sedimente können bei entsprechendem Strömungsangriff wieder in Schwebe geraten (Remobilisierung). Das Sediment bildet also einen Zwischenspeicher.

Austräge partikulär gebundener Stoffe erfolgen über Wasserentnahmen (z. B. für landwirtschaftliche Bewässerung) oder Sedimententnahmen (z. B. im Rahmen der Unterhaltung der Wasserstraßen) und insbesondere im Hochwasserfall bei Überflutung der Aue. Abbau/Transformation ist bei organischen Schadstoffen bedeutsam. Schwermetalle als chemische Elemente werden nicht abgebaut, können jedoch ihre Bindungsform und damit ihr Systemverhalten

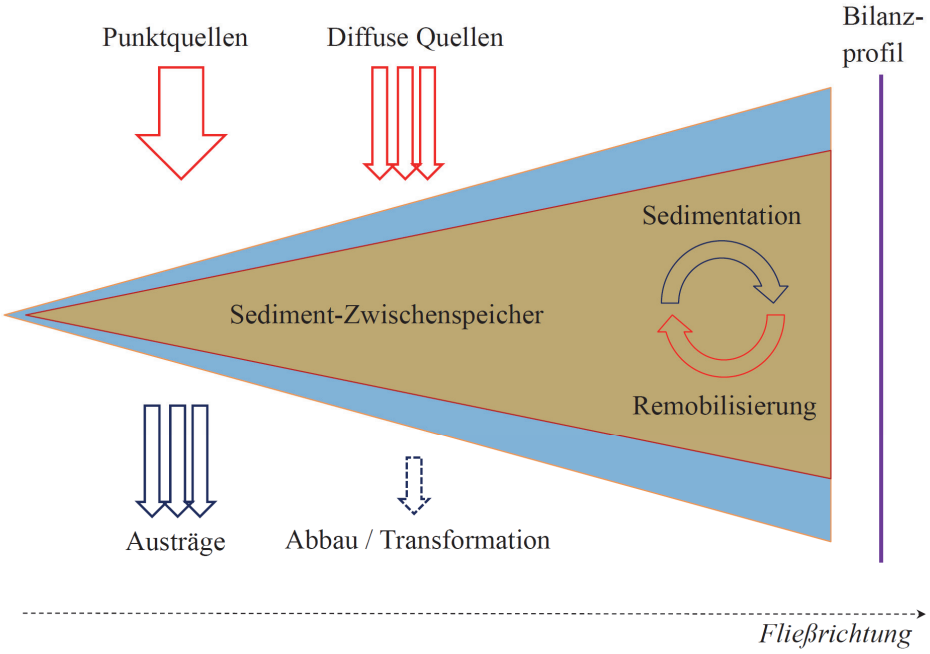


Abbildung 5.3 Schematische Darstellung eines Fließgewässers mit Einträgen (Punktquellen, diffuse Quellen), Austrägen und Sediment-Zwischenspeicher

Die wesentlichen Systemelemente für den Transport im Fließgewässer sind in Abbildung 5.3 dargestellt. Aus dem Stofftransport im gesamten Fließquerschnitt ergibt sich bei der Betrachtung über einen Zeitraum die Fracht.

Der Sediment-Zwischenspeicher wird durch sedimentierende punktuelle und diffuse Einträge sowie abgesetzte gewässerbürtige Schwebstoffe gefüllt. Die kontinuierliche Verlagerung von Schwebstoff und Sediment in Fließrichtung sowie die sporadischen (Hochwasser-) Austräge in die Aue tragen zur Leerung des Zwischenspeichers bei. Bei abnehmenden Schadstoffeinträgen (Situation nach 1990) wird die Belastung der Altsedimente im Sediment-Zwischenspeicher immer bedeutsamer für die Schadstofffracht.

Um die Bedeutung der Remobilisierung aus dem Sediment-Zwischenspeicher abschätzen zu können, wären kontrollierte Experimente (Randbedingungen sind definiert, einzelne Bedingungen werden gezielt verändert) im Flussgebietsmaßstab aufschlussreich. Da auf dieser Ebene keine Experimente möglich sind, können verschiedene Grundzustände der Wasserführung (Niedrigwasser, Mittelwasser, Hochwasser) bzw. spezielle Ausprägungen von Hochwasserereignissen betrachtet werden. Die jeweils vorherrschenden Bedingungen werden klassifiziert und verglichen.

Folgende Hypothesen zu den Eintrags- bzw. Austragsbedingungen dienen der Fokussierung auf den Sediment-Zwischenspeicher:

1) Bei Niedrigwasser wird die Fracht an der Bilanzmessstelle durch die Einträge (reduziert um sedimentierte Einträge) dominiert, Austräge sind vernachlässigbar.
2) Bei Hochwasser gibt es eine massive Überlagerung der Effekte von Einträgen, Austrägen, Remobilisierung und Sedimentation auf die Bilanzmessstelle.
3) Durch eine Welle von „oberstrom“ werden die punktuellen und diffusen Einträge im unterhalb liegenden Gebiet nicht wesentlich beeinflusst.
4) Im Hochwasserfall (außer bei Hypothese 3) weisen die Einträge einen ereignisbürtigen Anteil auf, der quantifiziert werden muss.

5.5 Ansätze zur Abschätzung der hochwasserinduzierten Remobilisierung von Altsedimenten

Eine durch Hochwasserereignisse bewirkte Sedimentremobilisierung kann auf direktem (vorher / nachher - Vergleich von Sedimentablagerungen) oder indirektem (Bilanzierung an einer Messstelle) Wege nachgewiesen werden. Indirekte Methoden nutzen die Schwebstoffkonzentration, die Belastung der Schwebstoffe oder die Belastung der Wasserprobe (unfiltriert/filtriert), um eine Beziehung zwischen dem transportierten Schwebstoff und oberhalb einer Messstelle befindlichen Sedimentablagerungen herzustellen.

Während der Nachweis, ob eine Sedimentremobilisierung erfolgt oder nicht erfolgt ist, vergleichsweise einfach (s. u.) zu erbringen ist, erfordert die Quantifizierung der Menge des remobilisierten Sediments/der remobilisierten Schad-

stoffe entweder umfangreiche Feldmessungen oder ist mit sehr großen Unsicherheiten bei der Separierung der auf eine Bilanzmessstelle wirkenden Einflussfaktoren verbunden.

Vorher/nachher-Vergleich von Sedimentablagerungen
Aus dem direkten Vergleich des Volumens der z. B. in einem Buhnenfeld abgelagerten Sedimente vor und nach einem Hochwasserereignis (WIRTZ 2004; SCHWARTZ 2006) kann das Volumen remobilisierter Sedimente abgeschätzt werden. Dabei ist die Sedimentation „frischer Sedimente" zu beachten und gegebenenfalls in Abzug zu bringen. 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) Buhnenfeldern möglich. Der Aufwand für Feldarbeiten ist relativ hoch.

Bilanzierung an einer Messstelle
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 gemessenen Schadstoffkonzentrationen im Schwebstoff bzw. in der Gesamtwasserprobe meist eine ausgeprägte Dynamik auf. Je nach zeitlicher Auflösung der Untersuchungen (Tageswerte, Monatsmischproben) können Laufzeiten (und vorrangige Ursprungsgebiete einzelner Schadstoffe) oder hochwasserbedingte Konzentrationserhöhungen abgeleitet werden, die u. a. auf die Remobilisierung entsprechend belasteter Altsedimente hindeuten.

Sofern die transportierte Fracht für das Hochwasserereignis, die Belastung der Sedimente im Einzugsgebiet und die Ein- und Austräge bekannt sind, kann prinzipiell eine Abschätzung der remobilisierten Sedimentmenge/der Menge der remobilisierten Schadstoffe erfolgen.

Die Schadstoffbelastung der Sedimente ist allerdings räumlich sehr variabel, so dass für mittlere und große Einzugsgebiete die Ableitung einer mittleren Sedimentbelastung sehr unsicher ist. Diffuse Einträge lassen sich prinzipiell aus der Differenz zwischen benachbarten Messstationen ableiten, im Hochwasserfall überlagern sich auf der Fließstrecke jedoch Einträge, Remobilisierung, Sedimentation und Austräge, so dass die Zuordnung schwierig wird.

Die ausschließlich oberhalb einer Messstelle erfolgte Remobilisierung und (ortsnah) nachfolgende Sedimentation von Altsedimenten kann durch die Bilanzierung an dieser Messstelle nicht erkannt werden.

5.6 Frachtbestimmende Systemelemente für Schwermetalle und Arsen beim Junihochwasser 2013 im Saalegebiet – ein Bilanzierungsversuch

Frachtpotenzial in Altsedimenten

Im Zuge der Erstellung des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe (FGG Elbe 2013, IKSE 2014) wurden aus Untersuchungen von Sedimentablagerungen in drei Stauhaltungen der Bundeswasserstraße Saale (s. Kap. 3.9, Tabelle 3.7), in Saale-Seitenstrukturen sowie Zuflüssen (Weiße Elster [nur Anteil Sachsen-Anhalt und Thüringen], Bode, Schlenze) für verschiedene Schadstoffe Frachtpotenziale in Altsedimenten abgeschätzt (Ad-hoc-AG SSeM 2013). Diese Untersuchungen fanden vor dem Junihochwasser 2013 statt. Da Frachtpotenziale für maßgebliche Bereiche, aber nicht für das ganze Einzugsgebiet der Saale abgeschätzt wurden, wird dieses Frachtpotenzial als minimal vorhandenes Potenzial angenommen.

Mit dem Messprogramm „Extremereignisse“ konnten an der Saale in Rosenburg beim Junihochwasser 2013 unfiltrierte und filtrierte Wasserproben untersucht werden (SCHWANDT & HÜBNER 2014). Ein Vergleich zu den Frachtpotenzialen in Altsedimenten erfolgt mit der „partikulär gebundenen“ Hochwasserfracht (Zeitraum 3.-20.6.2013), die sich als Differenz der Gesamtfracht (Wasser, unfiltriert) und der gelösten Fracht (Wasser, filtriert) errechnet.

Tabelle 5.1 Vergleich des Frachtpotenzials von Schadstoffen in Altsedimenten im Saalegebiet (nicht komplett, s. o.) mit der „partikulär gebundenen“ Hochwasserfracht beim Junihochwasser 2013 an der Messstelle Rosenburg (Werte gerundet); * Werte unter Bestimmungsgrenze (BG) werden mit 0,5 x BG berechnet

	Frachtpotenzial im Sediment [kg]	Hochwasserfracht 3.-20.Juni 2013 [kg]			
		gesamt	gelöst	partikulär -berechnet-	partikulär (Anteil vom Frachtpotenzial in %)
Cd	862	121	37	84	9,7
Hg	1910	103	(5)*	(99)	5,2
Zn	141000	29300	14400	14900	10,5
Pb	25500	3610	(105)*	(3500)	13,7
Cu	26800	4870	2640	2230	8,3
As	3420	2260	1630	631	18,4

Die Hochwasserfracht der Saale in Rosenburg ergibt sich als Differenz der Einträge und Austräge im Einzugsgebiet sowie der Zustandsänderung des Sediment-Zwischenspeichers (Differenz aus Remobilisierung und Sedimentation). Unter der unrealistischen Annahme, dass die „partikulär gebundene“ Hochwasserfracht komplett aus der Remobilisierung von Altsedimenten gespeist wird, wurden im betrachteten Hochwasserzeitraum je nach Stoff 5,2 bis 18,4 % des Frachtpotenzials der Saale-Altsedimente aktiviert (Tabelle 5.1). Diese tragen entsprechend zur Belastung der Elbe bei. Die Schwebstofffracht (abfiltrierbare Stoffe) der Saale in Rosenburg betrug beim Junihochwasser ca. 24 000 t – etwas mehr als die gesamte für das Profil 0-20 cm abgeschätzte Feinsedimentmenge der Staustufen Rischmühle, Rothenburg und Calbe (Kap. 3.9, Tabelle 3.7).

Einträge aus Punktquellen

Für die Einträge aus Punktquellen wird angenommen, dass sie gleichmäßig erfolgen und Eintragsdaten aus Vorjahren auf den Hochwasserzeitraum 2013 übertragbar sind.

Der Schlüsselstollen leitet Wasser aus dem stillgelegten Grubengebäude des Mansfelder Kupferschieferbergbaus in die Schlenze ab. Zur Quantifizierung der Einträge im Saalegebiet wurden Tagesfrachten des Zeitraums 2000-2009 (LAF/PLEJADES 2013) am Schlüsselstollen-Mundloch auf 18 Tage (entspricht dem untersuchten Hochwasserzeitraum im Juni 2013) hochgerechnet (Tabelle 5.2). Für Zink entspricht die 18-Tages-Fracht des Schlüsselstollens etwa einem Viertel und für Cadmium einem Fünftel der Hochwasserfracht im Juni 2013 an der Messstelle Rosenburg.

Tabelle 5.2 Tagesfrachten am Schlüsselstollen-Mundloch, hochgerechnet auf einen Zeitraum von 18 Tagen im Vergleich zur Hochwasserfracht (partikulär + gelöst) an der Messstelle Rosenburg (Werte gerundet)

	Rosenburg, Hochwasserfracht [kg] 3.-20. Juni 2013	Schlüsselstollen		
		Tagesfracht [kg]	18-Tages-Fracht [kg]	Anteil an Hochwasserfracht Rosenburg [%]
Cd	121	1,3	22,7	18,7
Zn	29300	420	7560	25,8
Pb	3610	8,6	155	4,3
Cu	4870	6,5	116	2,4
As	2260	0,07	1,3	0,06

Im Schadstofffreisetzungs- und -verbringungsregister nach dem PRTR-Protokoll (http://www.thru.de) sind 14 Betriebe (darunter 6 kommunale Kläranlagen) im Saalegebiet aufgeführt, die Schwermetalle ins Wasser freisetzen. Aus den Einträgen (Jahresfracht 2012) wurde die Fracht für einen Zeitraum von 18 Ta-

gen abgeleitet und mit der Hochwasserfracht an der Messstelle Rosenburg verglichen (Tabelle 5.3). Für Cadmium beträgt der Anteil an der Hochwasserfracht 2,8 %, für Zink 2,7 %, für Quecksilber 1,1 % und für die restlichen Spurenmetalle weniger als 1 %.

Tabelle 5.3 18-Tages-Fracht der Einträge aus Betrieben im PRTR-Kataster im Saalegebiet, berechnet aus der Jahresfracht 2012 im Vergleich zur Hochwasserfracht an der Messstelle Rosenburg (Werte gerundet)

	Rosenburg, Hochwasserfracht [kg] 3.-20. Juni 2013	Betriebe im PRTR-Kataster		
		Jahresfracht (2012) [kg]	18-Tages-Fracht [kg]	Anteil an Hochwasserfracht Rosenburg [%]
Cd	121	67,9	3,4	2,8
Hg	103	22,8	1,1	1,1
Zn	29300	15964	787	2,7
Pb	3610	444	22	0,6
Cu	4870	924	46	0,9
As	2260	17,4	0,9	0,04

Austräge

In BRUNOTTE et al. (2009) sind für die Saale und die wichtigsten Nebenflüsse die Flächen der rezenten Aue (bei Hochwasser überflutete Bereiche, einschließlich Polder mit ökologischen Flutungen) angegeben (Tabelle 5.4). Die Summe dieser Auenflächen beträgt 290,8 km². Für das gesamte Einzugsgebiet der Saale einschließlich aller Nebenflüsse ist die rezente Auenfläche deutlich größer.

Tabelle 5.4 Fläche der rezenten Aue der Saale und ihrer Hauptnebenflüsse (nach BRUNOTTE et al. 2009)

Fluss	Flusslänge [km]	Rezente Aue [km²]
Saale	357	134,0
Weiße Elster	164	57,9
Pleiße	26	5,2
Unstrut	104	16,5
Bode	83	77,3

Untersuchungen zur Retention von Sediment/Schadstoffen in den Auen des Saalegebiets beim Junihochwasser 2013 sind nicht bekannt. Für die Aue der Weißen Elster kurz oberhalb der Mündung in die Saale bei Halle-Ammendorf liegen Untersuchungen von ZERLING et al. (2006) zu Ablagerungen von drei Hochwasserereignissen des Jahres 2002 vor. Auf einer Fläche von 5 km² wurden 6,0 kg/m² frisches Sediment (= 30 000 t), Zink 8,7 g/m² (= 43,5 t) und Cadmium 39,5 mg/m² (= 197,5 kg) abgelagert. Diese Zahlenwerte sind außer-

gewöhnlich hoch und das Ergebnis mehrerer Hochwasserereignisse bei einem auf historische Einträge in das Flussgebiet zurückzuführenden hohen Belastungsniveau.

An der Pleiße, der Weißen Elster und der Saale wurden beim Junihochwasser 2013 neue Wasserstandshöchstwerte seit Beginn regelmäßiger Pegelaufzeichnungen registriert (BfG 2013), so dass erhebliche Austräge in die Aue erfolgt sein dürften. Eine Abschätzung der Austräge beim Junihochwasser 2013 in die rezente Aue an Saale, Weißer Elster und Pleiße erfolgt unter folgenden stark vereinfachenden Annahmen:

> Die rezente Aue wurde komplett überflutet.
> Der Sedimentrückhalt für das Hochwasserereignis wird mit sehr niedrigen 0,1 kg TS/m² angesetzt (KRÜGER et al. 2014, setzen die Sedimentretention mit 0,16 kg TS/m² für elbferne Auenbereiche und 0,95 kg TS/m² für elbnahe Auenbereiche an).
> Das abgelagerte Sediment stammt von Schwebstoffen, deren Schadstoffbelastung aus der „partikulär gebundenen“ Fracht und der Schwebstofffracht (abfiltrierbare Stoffe = ca. 24 000 t) an der Messstelle Rosenburg berechnet wird (Tabelle 5.5).

Für die Auenfläche von etwa 197 km² (Saale + Weiße Elster + Pleiße) ergibt sich somit ein rechnerischer Austrag von ca. 19 700 t Sediment (entspricht 82,5 % der Schwebstofffracht/„partikulär gebundenen“ Fracht an der Messstelle Rosenburg).

Tabelle 5.5 Berechnete „partikulär gebundene“ Hochwasserfracht (vgl. Tabelle 5.1) beim Junihochwasser 2013 an der Messstelle Rosenburg; berechneter Austrag in die Aue (Saale + Weiße Elster + Pleiße) (Werte gerundet)

	Rosenburg, Saale, Hochwasserfracht 3.-20.Juni 2013 partikulär [kg] -berechnet-	Austrag in die Aue [kg] -berechnet (82,5 %)-
Cd	84	69
Hg	(99)	82
Zn	14900	12300
Pb	(3510)	2890
Cu	2230	1840
As	631	521

Alternative Eintragsbilanzierung: hochwasserunbeeinflusste „Grundfracht“ und ereignisbürtiger Frachtanteil

Über die Ableitung einer 18-Tages-Fracht aus der Jahresfracht 2012 an der Messstelle Rosenburg kann eine hochwasserunbeeinflusste „Grundfracht“ berechnet werden (Tabelle 5.6). Im Jahr 2012 gab es keine extremen Hoch-/Niedrigwasserphasen an der Saale, daher wird es als Bezugsjahr herangezogen. Die-

se hochwasserunbeeinflusste Grundfracht repräsentiert die Summe aller punktuellen und diffusen Einträge, vermindert um gegebenenfalls vorhandene Austräge und zwischengespeicherte Mengen.

Sie liegt je nach Stoff höher, z. T. auch ein Vielfaches höher als die Summe der punktuellen Einträge aus dem Schlüsselstollen (Tabelle 5.2) und den PRTR-Betrieben (Tabelle 5.3), was plausibel ist.

Die Differenz der Hochwasserfracht 2013 in Rosenburg und der hochwasserunbeeinflussten Grundfracht (18-Tages-Fracht) ergibt den ereignisbürtigen Frachtanteil. Der ereignisbürtige Frachtanteil steht für die Summe aller hochwasserbedingten punktuellen (z. B. Mischwasserentlastungen) und diffusen Einträge (z. B. erosive Feststoffeinträge), vermindert um die bis zur Messstelle erfolgten Austräge und zwischengespeicherte Mengen. Er umfasst etwa 60 bis 90 % der Hochwasserfracht in Rosenburg (Ausnahme Zink mit ca. 45 %), dominiert also die Hochwasserfracht der hier betrachteten Schadstoffe. Der ereignisbürtige Frachtanteil enthält auch Beiträge aus dem Sediment-Zwischenspeicher.

Tabelle 5.6 18-Tages-Fracht an der Messstelle Rosenburg (Grundfracht), berechnet aus der Jahresfracht 2012 im Vergleich zur Hochwasserfracht an der Messstelle Rosenburg (Werte gerundet)

	Cd	Hg	Zn	Pb	Cu	As
Hochwasserfracht 2013 (HF 2013) [kg]	121	103	29300	3610	4870	2260
Jahresfracht 2012 [kg]	935	154	319000	16600	16900	3650
18-Tages-Fracht 2012 = Grundfracht (GF) [kg]	46,1	7,6	15700	818	833	180
… in [%] der Hochwasserfracht 2013	38,1	7,4	53,7	22,7	17,1	8
HF 2013 - GF = ereignisbürtige Fracht [kg]	74,9	95,4	13600	2790	4040	2080
… in [%] der Hochwasserfracht 2013	61,9	92,6	46,3	77,3	82,9	92

Rückschlüsse auf die Remobilisierung von Altsedimenten

Die dem Transportgeschehen im Saaleeinzugsgebiet entzogenen Frachten (Fracht an der Messstelle Rosenburg, Austrag in die Aue und Ablagerung frischer Sedimente im Gewässer) resultieren aus punktuellen Einträgen, diffusen Einträgen und der Remobilisierung von Altsedimenten. Sofern die Summe der Einträge größer als die Summe der Fracht in Rosenburg und der Austräge in die Aue ist, verbleibt Material in der Saale, das als frisches Sediment abgelagert wird. Eine Quantifizierung frischer Sedimentablagerungen erfolgte für Staustufen der Saale (Sep. 2013 vs. Apr. 2013, siehe Kap. 3.5), sie ist jedoch nicht auf das gesamte Saalegebiet extrapolierbar.

Sofern die Summe der Einträge kleiner als die Summe der Fracht in Rosenburg und der Austräge in die Aue ist, wurde wenigstens dieser „Fehlbetrag“ durch die Remobilisierung von Altsedimenten bereitgestellt.

Unter der unrealistischen Annahme, dass bis auf die hochwasserunbeeinflussten punktuellen und diffusen Einträge (Grundfracht Rosenburg) alle weiteren Ein-

träge sowie die Ablagerung frischer Sedimente im Gewässer vernachlässigbar klein sind, würde die in Tabelle 5.7 berechnete „Differenz“ dem Maximalbeitrag der Remobilisierung von Altsedimenten entsprechen. Für Quecksilber und Blei wäre die Remobilisierung aus Altsedimenten von größerer Bedeutung als für Zink.

Tabelle 5.7 Bilanz der Einträge (rot) und der entzogenen Frachten (blau) beim Hochwasserereignis 3.-20.6.2013 im Saalegebiet (Werte gerundet)

	Cd	Hg	Zn	Pb	Cu	As
Hochwasserfracht Messstelle Rosenburg [kg]	121	103	29300	3610	4870	2260
Austrag in die Aue [kg]	69	82	12300	2890	1840	521
Ablagerung frischer Sedimente im Gewässer [kg]	?	?	?	?	?	?
Summe entzogener Frachten [kg]	190	185	41600	6500	6710	2780
Summarische punktuelle + diffuse Einträge (Grundfracht Rosenburg [Tab. 5.6]) [kg]	46,1	7,6	15700	818	833	180
Differenz summarische punktuelle + diffuse Einträge – entzogene Frachten [kg]	144	177	25900	5680	5880	2600
… in [%] der Hochwasserfracht	119	172	88	157	121	115

Über eine verbesserte Quantifizierung insbesondere der ereignisbürtigen diffusen Einträge wäre eine weitere Einengung der „Differenz“ (Tabelle 5.7) und somit des Maximalbetrags der Remobilisierung möglich.

Mit der summarischen Betrachtung der hochwasserunbeeinflussten punktuellen und diffusen Einträge (Grundfracht Rosenburg) sind diese Einträge gut abgebildet. Eine Einbeziehung von modellierten Schadstoffeinträgen (z. B. aus dem Modellsystem MoRE [FUCHS et al. 2014]) könnte mehr Details zu Eintragspfaden bringen. Da die MoRE-Ergebnisse jedoch auf der Betrachtung von Einzeljahren bzw. mehreren Jahren beruhen, sind keine weiterführenden Erkenntnisse zu Hochwasserereignissen zu erwarten.

5.7 Zusammenfassung

Es wurde am Beispiel des Saalegebietes versucht, die hochwasserinduzierte Remobilisierung von Altsedimenten näherungsweise zu quantifizieren. Dafür wurden bezogen auf den Hochwasserzeitraum vom 3.-20.6.2013 die Schadstofffracht an der Bilanzierungsmessstelle Rosenburg, punktuelle Einträge, summarische hochwasserunbeeinflusste punktuelle und diffuse Einträge sowie die Austräge in die Aue abgeschätzt.

Die Hochwasserfracht der Saale in Rosenburg ergibt sich als Differenz der Einträge und Austräge im Einzugsgebiet sowie der Zustandsänderung des Sediment-Zwischenspeichers (Differenz aus Remobilisierung und Sedimentation).

Die geschätzten Frachten lassen (unter Verwendung von Annahmen bezüglich der diffusen Einträge und zur Ablagerung frischer Sedimente) grobe Rückschlüsse auf den Maximalbeitrag der Remobilisierung von Altsedimenten zu. Die Relevanz der Altsedimente als Schadstoffquelle wird untermauert.

Literaturverzeichnis zu Kapitel 5

[Ad-hoc-AG SSeM] Ad-hoc-Arbeitsgruppe Schadstoffe/Sedimentmanagement der FGG Elbe (2013): Synthesebericht Saale (Baustein 22), unveröffentlicht

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 suspendend 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

BfG (2013): Länderübergreifende Analyse des Juni-Hochwassers 2013. - Bericht: BfG-1797, Koblenz.

BRUNOTTE, E., DISTER, E., GÜNTHER-DIRINGER, D., KOENZEN, U. & MEHL, D. (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Bundesamt für Naturschutz [Hrsg.], Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 87, Bonn-Bad Godesberg.

FGG Elbe (2013): Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Hrsg.). Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Bearbeitung: Ad hoc-Arbeitsgruppe Schadstoffe/Sedimentmanagement der FGG Elbe (Leitung: P. Heininger). Magdeburg

FUCHS, S., DIMITROVA, S., WANDER, R., WEBER, T., KITTLAUS, S. & KIEMLE, L. (2014): Schadstoffe in Flusssystemen – Modellgestützte Bilanzierung. BfG-Veranstaltungen 3/2014, Koblenz, 12-15

[IKSE] Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Hrsg.)(2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE – Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Magdeburg

KRÜGER, F., SCHOLZ, M., KREIBICH, M. & BABOROWSKI, M. (2014): Sedimentrückhalt in den Elbauen. Studie zur Erarbeitung des Sedimentrückhaltes in den Auen als Teilfunktion des Sedimenttransportgeschehens an der Elbe. Abschlussbericht für „Schadstoffsanierung Elbesedimente – ELSA“, BSU Hamburg.

LAF (Landesanstalt für Altlastenfreistellung, Sachsen-Anhalt) / PLEJADES (2013): Frachtreduzierung Schlüsselstollen – Bericht zum Arbeitspaket A: Ermittlung der Auswirkungen des Schlüsselstollens auf den partikelgebundenen Schadstofftransport in der Saale/Elbe. Magdeburg

SPOTT, D. & H. GUHR (1996): The dynamics of suspended solids in the tidally unaffected area of the river Elbe as a function of flow and shipping. Archive of Hydrobiology, Advances in Limnology, 47, 127-133

SCHWANDT, D. & G. HÜBNER (+ AG OW der FGG Elbe) (2014): Das Messprogramm Extremereignisse beim Junihochwasser der Elbe 2013 – Schadstoffkonzentrationen und -frachten. FGG Elbe (Hrsg.), Magdeburg

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

WIRTZ, C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Buhnenfeldern der unteren Mittelelbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung. Dissertation, FU Berlin.

ZERLING, L., HANISCH, C. & JUNGE, F. (2006): Heavy metal inflow into the floodplains at the mouth of the river Weiße Elster (Central Germany). Acta hydrochim. hydrobiol., 34, 234-244

Datenhinweise und Danksagung

Zunächst gilt unser besonderer Dank den WSÄ Lauenburg, Dresden und Magdeburg für die technische Unterstützung bei den umfangreichen Probenahmen. Dies betrifft sowohl Schiffseinsätze als auch die für die BfG in den Staustufen der Saale durchgeführten Peilungen über die Fahrrinne hinaus. Unser Dank an die genannten WSÄ betrifft in hohem Maße auch die Datenbereitstellung, so etwa aus ihrem Buhnenkataster oder aus Peilungskampagnen. Die datentechnische Grundlage der in **Kapitel 2** erhobenen und in einer Gesamttabelle zusammengestellten Daten zur Buhnenfeldcharakteristik der Binnenelbe bildete das Buhnenkataster der WSV bzw. die Wasserstraßendatenbank WADABA (https://intranet.wsv.bvbs.bund.de/projekte/wadaba/index.html). Die Gesamttabelle steht zur Nutzung bereit, bedarf aber zur Verwendung außerhalb der WSV der Zustimmung der WSÄ und der BfG (DOI: 10.5675/G_Buhnenfeldkataster; URL: http://doi.bafg.de/BfG/2014/G_Buhnenfeldkataster.pdf).

Die zur Erarbeitung der hydromorphologischen Aspekte des Sedimentmanagements der deutschen Binnenelbe gebildete Kleingruppe „Hydromorphologie – Hydromorphologische Aspekte des Sedimentmanagements“ setzte sich, neben der Autoren von **Kapitel 4**, aus folgenden Mitgliedern zusammen: Nathalie Cron, Frauke König, Sönke Schriever und Christian Svenson (alle BfG, Koblenz). Ihnen allen sei herzlich für die Mitarbeit gedankt. Weiterhin bedanken wir uns bei Stephan Rosenzweig und Doreen Grätz (BfG, Koblenz) für die Unterstützung im Rahmen der Arbeiten.

Für die Aktualisierung des Querbauwerkskatasters (UBA 2005) bedanken wir uns bei der Regierung von Oberfranken Bayern, dem NLWKN, dem SMUL, der TLUG, der SENGUV, dem LUNG, der BSU und dem LLUR sowie dem LHW. Ebenso danken wir dem BfN.

Besonderer Dank gilt auch Martin Helms vom Karlsruher Institut für Technologie (KIT, IWG), für das zur Verfügung stellen der Abflüsse zu den angegebenen Tageswerten der Wasserspiegelnivellierungen im Elbstromwerk. Thorsten Hens und Patricia Requena von der Fa. Björnsen Beratende Ingenieure danken wir für die Unterstützung der Bearbeitungen.

Dem LHW danken wir für die zahlreichen Datenhinweise und Anmerkungen. Dies betrifft insbesondere **Kapitel 5.**

Die Untersuchungen in den Buhnenfeldern der Elbe und in den Staustufen der Bundeswasserstraße Saale **(Kapitel 2 und 3)** wurden durch zahlreiche Kolleginnen und Kollegen der BfG, sowohl bei den Probenahmen als auch im Labor, unterstützt. Danken möchten die Autoren Ramona Pfänder, Jürgen Pelzer, Thomas Krämer, Marvin Brinke, Sabine Schäfer, Denise Spira und Franz Leiendecker.

Eine Vielzahl von Daten wurde für uns von den Kollegen der Abteilung M „Quantitative Gewässerkunde“ aufbereitet und zur Verfügung gestellt. Insbesondere danken wir Wilfried Wiechmann, Wolfgang Stürmer und Lars Schumann.

Schließlich gilt unser Dank auch den Ad-hoc-Arbeitsgruppen „Schadstoffe/ Sedimentmanagement“ (SSeM) und „Kohäsive Sedimente“ der AG OW der FGG Elbe, der FGG Elbe selbst sowie der IKSE.

Im Besonderen möchten wir dem Leiter der Ad-hoc-AG SSeM Peter Heininger (BfG, Koblenz) und René Schwartz (BSU Hamburg) herzlich danken.

Anhang

Tabelle A.1: Chemische Untersuchungen in Buhnenfeldern: Oberflächen- und Tiefensedimente

		Quitzöbel 432,2 rechts														
Stechrohre		1							2						3	
BfG-Nummern		120814	120815	120816	120817	120818	120819	120820	120821	120822	120823	120824
Nummern Cluster		R121	R122	R123	R124	R125	R141	R142	R143	R144	R161	R162
Probe (ID#)		Elbe-I-02-a	Elbe-I-02-b	Elbe-I-02-c	Elbe-I-02-d	Elbe-I-02-e	Elbe-I-04-a	Elbe-I-04-b	Elbe-I-04-c	Elbe-I-04-d	Elbe-I-06-a	Elbe-I-06-b
Entnahmedatum von		18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012
Entnahmestelle		Elbe-I-02	Elbe-I-02	Elbe-I-02	Elbe-I-02	Elbe-I-02	Elbe-I-04	Elbe-I-04	Elbe-I-04	Elbe-I-04	Elbe-I-06	Elbe-I-06
Geogr. Breite (ETRS89)		52.88864	52.88864	52.88864	52.88864	52.88864	52.88877	52.88877	52.88877	52.88877	52.88799	52.88799
Geogr. Länge (ETRS89)		11.95131	11.95131	11.95131	11.95131	11.95131	11.95133	11.95133	11.95133	11.95133	11.95242	11.95242
Entnahmetiefe von (cm)		0.00	3.00	8.00	13.00	30.00	0.00	3.00	12.00	39.00	0.00	12.00
Entnahmetiefe bis (cm)		3.00	8.00	13.00	30.00	60.00	3.00	12.00	39.00	60.00	12.00	46.00
Lithologie / Bodenart		Schluff-mudde	Ton, schluffig, sandig	Fein/ Mittelsand	Ton, schluffig, sandig	Ton, schluffig, sandig	Schluff-mudde	Schluff, sandig	Schluff, sandig	Schluff, sandig	Grobsand-/ Feinkies	Ton, schluffig, sandig
TOC	<2000 µm-Fraktion	5.2	6.5	2.3	8.8	11	n.b.	8.1	8.9	8.4	0.3	7.2
Trockenrückstand	Gesamtfraktion	42	44	72	44	38	n.b.	37	39	42	80	57
Fraktion 2-63 mm	Gesamtfraktion	1.7	0.7	0.4	0.1	0.2	n.b.	0.3	0.2	0	8.9	1
Fraktion 0,63-2 mm	Gesamtfraktion	7	2.2	2.1	1.2	1.2	n.b.	0.3	0.6	0	22	1.9
Fraktion 0,2-0,63 mm	Gesamtfraktion	28	19	50	2	3.2	n.b.	0.6	0.3	1.5	62	27
Fraktion 0,063-0,2 mm	Gesamtfraktion	36	15	30	8.3	11	n.b.	1.4	2.2	1	2.3	22
Fraktion 0,02-0,063 mm	Gesamtfraktion	9.5	13	3.4	19	20	n.b.	15	17	14	0.9	11
Fraktion <0,02 mm	Gesamtfraktion	18	51	14	69	64	n.b.	83	80	83	3.9	37
Quecksilber	<2000 µm-Fraktion	3.4	24	4.1	19	19	n.b.	16	20	16	0.3	9.5
Cadmium	<2000 µm-Fraktion	4.7	7.8	2.6	16	18	n.b.	20	19	18	0.3	9.3
Pb	<2000 µm-Fraktion	63	144	57	212	280	n.b.	226	249	303	13	205
Zink	<2000 µm-Fraktion	796	1194	410	1557	1933	n.b.	2069	1981	1700	86	1288
Kupfer	<2000 µm-Fraktion	65	245	75	419	426	n.b.	376	400	465	8	209
Nickel	<2000 µm-Fraktion	31	70	28	101	102	n.b.	96	93	88	6	53
Arsen	<2000 µm-Fraktion	26	29	13	66	154	n.b.	114	142	162	9	155
Chrom	<2000 µm-Fraktion	51	210	66	275	301	n.b.	335	311	267	8	167
a-HCH	<2000 µm-Fraktion	33	7.3	9.4	22	52	n.b.	23	44	40	0.83	93
b-HCH	<2000 µm-Fraktion	37	9.6	11	16	42	n.b.	19	35	24	1.4	100
g-HCH	<2000 µm-Fraktion	5.8	1.7	1.8	5.5	12	n.b.	8	12	10	0.24	18
p,p'-DDT	<2000 µm-Fraktion	300	8	9.8	37	310	n.b.	28	30	160	0.85	110
p,p'-DDE	<2000 µm-Fraktion	23	34	12	54	100	n.b.	150	150	140	1.3	79
p,p'-DDD	<2000 µm-Fraktion	250	77	43	100	590	n.b.	260	390	430	7.[illegible]	430
PCB 28	<2000 µm-Fraktion	5.6	24	6.8	38	36	n.b.	16	21	23	0.28	6.8
PCB 52	<2000 µm-Fraktion	5.8	14	3.9	27	35	n.b.	20	30	53	0.33	32
PCB 101	<2000 µm-Fraktion	8.5	16	4.1	23	34	n.b.	29	41	71	0.42	30
PCB 118	<2000 µm-Fraktion	4.4	8.3	2.3	13	22	n.b.	20	31	61	0.31	18
PCB 138	<2000 µm-Fraktion	14	24	5.6	28	41	n.b.	39	46	77	0.48	24
PCB 153	<2000 µm-Fraktion	17	32	6.6	37	51	n.b.	47	50	74	0.55	26
PCB 180	<2000 µm-Fraktion	13	25	4.8	24	31	n.b.	29	24	29	0.34	12
Pentachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	18	21	8.1	24	32	n.b.	21	19	13	0.72	22
Hexachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	87	140	46	98	100	n.b.	120	98	62	3.7	79
Benzo(a)pyren	<2000 µm-Fraktion	0.56	0.30	0.09	0.40	0.99	n.b.	0.63	0.73	0.47	0.02	0.5
Anthracen	<2000 µm-Fraktion	0.53	0.37	0.16	1.1	2.0	n.b.	1.1	1.5	1.3	0.01	0.97
Fluoranthen	<2000 µm-Fraktion	2.3	1.3	0.75	2.9	5.5	n.b.	4	5.5	4.6	0.07	3.1
Summe 5 PAK	<2000 µm-Fraktion	2.1	1.3	0.4	1.7	4.11	n.b.	2.8	3.3	2.02	0.06	1.93
Tributylzinn	<2000 µm-Fraktion	59	220	35	680	1100	n.b.	340	500	66	<1	52

Tabelle A.1: Chemische Untersuchungen in Buhnenfeldern: Oberflächen- und Tiefensedimente (Forts.)

			Quitzöbel 432,2 rechts									
Stechrohre			4				5					
BfG-Nummern			**120825**	**120826**	**120827**	**120828**	**120829**	**120830**	**120831**	**120832**	**120833**	**120834**
Nummern Cluster			**R181**	**R182**	**R183**	**R184**	**R101**	**R102**	**R103**	**R104**	**R105**	**R106**
Probe (ID#)			Elbe-I-08a	Elbe-I-08b	Elbe-I-08c	Elbe-I-08d	Elbe-I-10-a	Elbe-I-10-b	Elbe-I-10-c	Elbe-I-10-d	Elbe-I-10-e	Elbe-I-10-f
Entnahmedatum von			18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012	18.09.2012
Entnahmestelle			Elbe-I-08	Elbe-I-08	Elbe-I-08	Elbe-I-08	Elbe-I-10	Elbe-I-10	Elbe-I-10	Elbe-I-10	Elbe-I-10	Elbe-I-10
Geogr. Breite (ETRS89)			52.88852	52.88852	52.88852	52.88852	52.88820	52.88820	52.88820	52.88820	52.88820	52.88820
Geogr. Länge (ETRS89)			11.95256	11.95256	11.95256	11.95256	11.95101	11.95101	11.95101	11.95101	11.95101	11.95101
Entnahmetiefe von (cm)			0.00	1.00	13.00	28.00	0.00	5.00	14.00	22.00	30.00	43.00
Entnahmetiefe bis (cm)			1.00	13.00	28.00	46.00	5.00	14.00	22.00	30.00	43.00	63.00
Lithologie / Bodenart			Schluff-mudde	Ton, schluffig, sandig	Ton, schluffig, sandig	Ton, schluffig, sandig	Fein/ Mittelsand	Ton, schluffig, sandig	Fein/ Mittelsand	Ton, schluffig, sandig	Fein/ Mittelsand	Ton, schluffig, sandig
TOC	<2000 µm-Fraktion	Gew.% TS	6.6	9.9	14	13	0.4	7.7	3.9	9.8	2.6	1.2
Trockenrückstand	Gesamtfraktion	Gew.% TS	36	38	31	33	80	46	69	42	75	42
Fraktion 2-63 mm	Gesamtfraktion	%	3.7	0.1	0.2	0.1	1.1	0.5	0.5	0.2	0.9	0.3
Fraktion 0,63-2 mm	Gesamtfraktion	%	5.8	0	0	0	2.7	1.5	4.5	0.6	1.4	3.9
Fraktion 0,2-0,63 mm	Gesamtfraktion	%	17	0.7	0.3	0.6	83	11	32	6.9	41	5.8
Fraktion 0,063-0,2 mm	Gesamtfraktion	%	15	1.2	3	2.4	11	13	29	17	47	5.1
Fraktion 0,02-0,063 mm	Gesamtfraktion	%	11	12	16	14	0.2	19	9.1	24	2.5	28
Fraktion <0,02 mm	Gesamtfraktion	%	48	87	80	83	2	55	24	51	7.6	57
Quecksilber	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	14	31	35	30	0.3	14.9	7	17.9	2.3	22.4
Cadmium	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	9.2	16	19	15	0.6	13.3	7.9	28.4	1.7	12.9
Pb	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	190	411	380	370	13.0	172.0	105	244	61	382
Zink	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	1275	2021	2423	2204	134	1381	703	1994	343	2058
Kupfer	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	182	359	514	455	9.0	329	156	574	46	326
Nickel	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	57	91	111	102	7	84	39	106	17	83
Arsen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	124	274	363	305	6	60	32	100	34	278
Chrom	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	156	270	410	345	10	232	121	322	43	280
a-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	30	30	44	47	2.5	38	33	120	62	80
b-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	74	93	200	220	3.4	26	21	47	76	100
g-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	5.9	5.9	9.3	9.3	0.52	8.8	5.6	22	11	23
p,p'-DDT	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	24	19	43	36	3.6	33	29	51	28	160
p,p'-DDE	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	89	110	210	170	1.7	51	31	82	23	110
p,p'-DDD	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	290	660	890	780	8	100	120	230	290	690
PCB 28	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	8.8	19	8.8	8	0.34	31	18	22	3	14
PCB 52	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	14	35	22	18	0.35	23	15	25	5.5	27
PCB 101	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	16	36	33	27	0.41	23	12	32	5.5	27
PCB 118	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	11	22	18	15	0.21	13	7.8	22	3.2	19
PCB 138	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	17	28	38	30	0.56	34	14	40	4.8	27
PCB 153	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	18	33	46	37	0.54	45	15	46	5	31
PCB 180	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	9.5	13	22	16	0.42	32	9.9	28	2.3	14
Pentachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	15	15	19	20	1.6	29	19	56	11	24
Hexachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	75	84	110	99	97	82	70	140	39	100
Benzo(a)pyren	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.99	2.2	4.4	3.3	0.02	0.44	0.82	0.83	0.11	0.86
Anthracen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	1.3	4.3	7.4	4.4	0.04	0.86	1.4	2	0.32	1.7
Fluoranthen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	4.7	13	31	19	0.13	2.6	4.2	6	1.1	5.2
Summe 5 PAK	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	4.2	10	19	14	0.07	1.81	3.21	3.49	0.42	3.85
Tributylzinn	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	31	2	2	<1	5	910	410	970	12	110

Tabelle A.1: Chemische Untersuchungen in Buhnenfeldern: Oberflächen- und Tiefensedimente (Forts.)

			Abbendorf 434,6 rechts													
Stechrohre			6			7				8			9		10	
BfG-Nummern			**120835**	**120836**	**120837**	**120838**	**120839**	**120840**	**120841**	**120842**	**120843**	**120844**	**120845**	**120846**	**120847**	**120848**
Nummern Cluster			**R221**	**R222**	**R223**	**R241**	**R242**	**R243**	**R244**	**R261**	**R262**	**R263**	**R281**	**R282**	**R2101**	**R2102**
Probe (ID#)			Elbe-II-02-a	Elbe-II-02-b	Elbe-II-02-c	Elbe-II-04-a	Elbe-II-04-b	Elbe-II-04-c	Elbe-II-04-d	Elbe-II-06-a	Elbe-II-06-b	Elbe-II-06-c	Elbe-II-08-a	Elbe-II-08-b	Elbe-II-10-a	Elbe-II-10-b
Entnahmedatum von			19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012
Entnahmestelle			Elbe-II-02	Elbe-II-02	Elbe-II-02	Elbe-II-04	Elbe-II-04	Elbe-II-04	Elbe-II-04	Elbe-II-06	Elbe-II-06	Elbe-II-06	Elbe-II-08	Elbe-II-08	Elbe-II-10	Elbe-II-10
Geogr. Breite (ETRS89)			52.89303	52.89303	52.89303	52.89304	52.89304	52.89304	52.89304	52.89277	52.89277	52.89277	52.89259	52.89259	52.89243	52.89243
Geogr. Länge (ETRS89)			11.91561	11.91561	11.91561	11.91574	11.91574	11.91574	11.91574	11.91578	11.91578	11.91578	11.91513	11.91513	11.91595	11.91595
Entnahmetiefe von (cm)			0.00	16.00	43.00	0.00	8.00	20.00	30.00	0.00	22.00	41.00	0.00	10.00	0.00	2.00
Entnahmetiefe bis (cm)			16.00	43.00	64.00	8.00	20.00	30.00	51.00	22.00	41.00	55.00	10.00	23.00	2.00	25.00
Lithologie / Bodenart			Schluff-mudde	Ton, schluffig, sandig	Ton, schluffig, sandig	Schluff-mudde	Ton, schluffig, sandig	Kies	Ton, schluffig, sandig	Mittel-/ Grobsand	Mittel-/ Grobsand	Sand, schluffig, tonig	Mittel-/ Grobsand	Sand, kiesig	Mittel-/ Grobsand	Kies
TOC	<2000 µm-Fraktion	Gew.% TS	5.2	11	13	5.6	3.9	0.5	3.9	0.3	0.1	6.6	0.7	0.6	1.3	0.5
Trockenrückstand	Gesamtfraktion	Gew.% TS	29	37	35	25	38	82	37	81	82	67	32	79	78	91
Fraktion 2-63 mm	Gesamtfraktion	%	0.7	0.3	0.1	0.2	3	23.6	1.3	5.9	6.7	11	15	16	3.9	68
Fraktion 0,63-2 mm	Gesamtfraktion	%	0.3	0.2	0.6	0.3	16	55	2.4	64	46	16	26	60	24	27
Fraktion 0,2-0,63 mm	Gesamtfraktion	%	4	1.2	6.4	1.6	11	17	2.4	30	42	48	57	20	71.3	5.5
Fraktion 0,063-0,2 mm	Gesamtfraktion	%	10	1	5.9	4.1	3.4	0.1	3.3	0.1	5.4	7.5	1.2	0.7	0.5	0
Fraktion 0,02-0,063 mm	Gesamtfraktion	%	21	14	21	37	23	0.8	33	0	0.1	5.5	0.1	0.8	0	0
Fraktion <0,02 mm	Gesamtfraktion	%	64	84	66	57	45	2.7	58	0.4	0	11.8	0.6	2.7	0.4	0
Quecksilber	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	2.3	19.1	27	2.2	1.3	0.35	1.8	0.14	0.12	3.9	0.22	0.34	0.2	0.13
Cadmium	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	5.2	19.2	14.6	5.4	4.2	0.6	5.5	0.2	0.1	3.8	0.3	0.6	0.3	0.2
Pb	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	78	493	371	84	55	14	71	6	5	57	11	12	10	7
Zink	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	868	2762	2240	904	658	110	869	66	53	464	91	129	87	74
Kupfer	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	66	406	440	143	46	19	58	4	11	74	5	8	5	3
Nickel	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	38	94	98	40	28	6	32	5	5	33	7	9	11	9
Arsen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	26	331	300	28	20	11	23	6	5	45	7	8	11	9
Chrom	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	59	347	350	63	40	8	50	4	4	61	7	9	7	6
a-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	6.8	67	64	5.9	2.3	0.87	4.1	0.84	0.06	71	2.3	2.3	8.8	4.1
b-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	12	68	270	17	8.9	2.3	11	1.5	0.16	68	3.6	3.1	13	6.8
g-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	1.2	17	13	1.1	0.43	0.44	1.1	0.36	<0,05	31	1	0.71	5.7	2.1
p,p'-DDT	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	33	33	110	21	21	3.3	33	0.94	<0,05	60	0.81	33	1.3	0.46
p,p'-DDE	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	11	190	170	12	7.6	1.2	11	0.62	0.09	33	1.2	4.8	2.7	0.52
p,p'-DDD	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	65	600	960	53	33	7.5	62	3.5	0.43	200	6.8	13	16	4.9
PCB 28	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	2.7	12	7.4	2.2	1.2	0.32	1.7	0.11	<0,05	13	0.4	0.42	0.85	0.26
PCB 52	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	2.8	27	17	2.3	1.4	0.27	2.5	0.11	<0,05	11	0.39	0.4	0.77	0.19
PCB 101	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	3.5	35	25	3	1.9	0.35	3.7	0.13	<0,05	14	0.35	0.44	0.58	0.14
PCB 118	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	2.3	26	15	1.8	1.1	0.21	2	0.08	<0,05	6.7	0.21	0.24	0.28	0.07
PCB 138	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	6.3	38	28	5.3	3.2	0.71	6.5	0.16	<0,05	30	0.4	0.79	0.5	0.13
PCB 153	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	7.4	43	35	6.3	3.8	0.81	7.7	0.21	<0,05	39	0.49	0.94	0.57	0.14
PCB 180	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	6.4	24	17	5.1	2.9	0.69	7	0.11	<0,05	34	0.25	0.57	0.29	0.09
Pentachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	5.1	22	19	5.2	4.6	1.2	6	0.79	0.31	33	2.2	1.5	6.6	2.5
Hexachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	39	85	140	44	24	12	39	3.3	0.75	150	12	6.8	24	8
Benzo(a)pyren	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.22	0.73	4.9	0.27	0.17	0.02	0.19	<0,01	<0,01	1.5	0.07	0.03	<0,01	<0,01
Anthracen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.15	1.2	8.6	0.2	0.12	0.02	0.14	<0,01	<0,01	1.7	0.06	0.04	0.04	<0,01
Fluoranthen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.74	4	36	0.92	0.54	0.07	0.73	0.03	<0,01	8.4	0.28	0.16	0.09	0.02
Summe 5 PAK	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.91	3.18	26.4	1.12	0.72	0.08	0.83	<0,05	<0,05	5.93	0.26	0.11	<0,05	<0,05
Tributylzinn	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	15	46	2	11	8	<1	12	<1	1	280	5	6	<1	<1

Tabelle A.1: Chemische Untersuchungen in Buhnenfeldern: Oberflächen- und Tiefensedimente (Forts.)

		Neukirchen 436,2 links														
Stechrohre		11					12						13			
BfG-Nummern		120849	120850	120851	120852	120853	120854	120855	120856	120857	120858	120859				
Nummern Cluster		L321	L322	L323	L324	L341	L342	L343	L344	L345	L361	L362				
Probe (ID#)		Elbe-III-02-a	Elbe-III-02-b	Elbe-III-02-c	Elbe-III-02-d	Elbe-III-04-a	Elbe-III-04-b	Elbe-III-04-c	Elbe-III-04-d	Elbe-III-04-e	Elba-III-06-a	Elbe-III-06-b				
Entnahmedatum von		18.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012				
Entnahmestelle		Elbe-III-02	Elbe-III-02	Elbe-III-02	Elbe-III-02	Elba-III-04	Elbe-III-04	Elbe-III-04	Elbe-III-04	Elbe-III-04	Elbe-III-06	Elbe-III-06				
Geogr. Breite (ETRS89)		52.89310	52.89310	52.89310	52.89310	52.89341	52.89341	52.89341	52.89341	52.89341	52.89347	52.89347				
Geogr. Länge (ETRS89)		11.89063	11.89063	11.89063	11.89063	11.89055	11.89055	11.89055	11.89055	11.89055	11.89150	11.89150				
Entnahmetiefe von (cm)		0.00	8.00	24.00	33.00	0.00	5.30	21.00	31.00	35.00	0.00	24.00				
Entnahmetiefe bis (cm)		8.00	24.00	33.00	63.00	5.00	21.00	31.00	35.00	55.00	24.00	48.00				
Lithologie / Bodenart		Ton-mudde	Ton, schluffig, sandig	Ton, schluffig	Sand, schluffig, tonig	Tonmudde	Ton, schluffig, sandig	Ton, schluffig	Fein/ Mittelsand	Ton, schluffig	Feir/ Mittelsand	Fein/ Mittelsand				
TOC	<2000 µm-Fraktion	Gew.% TS	4.4	5	4.9	2.5	3.1	8.9	8.5	0.3	7	0.3	0.6			
Trockenrückstand	Gesamtfraktion	Gew.% TS	36	54	41	66	52	35	34	82	42	81	77			
Fraktion 2-63 mm	Gesamtfraktion	%	2.2	11	0.6	4.7	18	3.5	0.9	0.5	1.9	6.5	5.7			
Fraktion 0,63-2 mm	Gesamtfraktion	%	4.3	13	5.6	15	16	7.5	3.6	35	3.7	26	27			
Fraktion 0,2-0,63 mm	Gesamtfraktion	%	12.9	41	25	64	23	11	7	63	13	65	58			
Fraktion 0,063-0,2 mm	Gesamtfraktion	%	2.5	2.9	2.1	2.9	3.9	1.5	1.7	0.3	1.7	0.7	1.7			
Fraktion 0,02-0,063 mm	Gesamtfraktion	%	29.6	8.3	12	2.7	18	16	13	0.3	12	0.3	1.1			
Fraktion <0,02 mm	Gesamtfraktion	%	48.5	24	55	11	21	60	74	1.6	63	1	6.1			
Quecksilber	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	2.3	7.9	3	4.2	2.1	15.1	16.5	0.76	32.4	0.26	1			
Cadmium	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	5	6.1	6.1	2.8	3.6	11	12	0.3	10.7	0.3	0.6			
Pb	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	74	101	101	46	58	181	173	15	164	13	38			
Zink	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	844	1020	1034	514	650	1953	1915	81	1631	82	131			
Kupfer	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	66	146	147	73	54	306	255	11	307	7	22			
Nickel	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	35	51	50	26	26	98	92	8	83	7	10			
Arsen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	21	36	37	20	19	60	67	5	59	6	9			
Chrom	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	59	131	131	66	48	304	279	11	270	8	20			
a-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	3	4.3	5.3	4.3	2.4	4.1	3.6	0.77	4.2	0.58	1.3			
b-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	8.5	6.9	7.3	6.3	5.8	5.4	5.3	2	5.0	1.5	3.1			
g-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.95	1.5	1.5	1.5	0.56	1.7	1.6	0.18	1.9	0.19	0.45			
p,p'-DDT	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	19	11	11	2.6	26	10	5.2	0.31	6.2	0.56	1.7			
p,p'-DDE	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	7.8	16	17	7.3	6.9	25	31	1.7	33	0.8	2			
p,p'-DDD	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	32	56	57	25	28	62	87	9.9	60	3.3	15			
PCB 28	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	2.2	6.7	7	2.9	1.8	11	13	0.5	24	0.17	0.36			
PCB 52	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	2	7.7	8.4	2.9	1.7	10	9.8	0.44	13	0.21	0.47			
PCB 101	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	2.8	6.8	6.8	2.8	2.7	10	11	0.5	14	0.22	0.72			
PCB 118	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	1.8	4.3	4.3	1.8	1.9	5.5	6.1	0.32	8.2	0.17	0.5			
PCB 138	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	5.3	10	10	4.7	4.8	17	18	0.76	20	0.39	1.3			
PCB 153	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	6.4	13	13	6	5.6	22	24	0.88	27	0.42	1.4			
PCB 180	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	5.5	9	9.5	3.9	4.5	16	16	0.52	13	0.31	0.9			
Pentachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	4.4	7.8	7.9	3.8	4.4	11	9.8	1.9	12	0.94	6.6			
Hexachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	35	39	41	17	36	69	58	10	73	6.9	37			
Benzo(a)pyren	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.16	0.3	0.3	0.08	0.14	0.3	0.31	0.02	0.25	0.01	0.05			
Anthracen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.09	0.22	0.21	0.1	0.09	0.36	0.31	0.01	0.29	<0.01	0.03			
Fluoranthen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.54	1.2	1.1	0.35	0.42	1.4	1.4	0.07	1.2	0.04	0.12			
Summe 5 PAK	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.67	1.31	1.32	0.37	0.6	1.39	1.45	0.08	1.19	0.03	0.23			
Tributylzinn	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	24	210	330	320	27	1200	540	27	640	<1	5			

Tabelle A.1: Chemische Untersuchungen in Buhnenfeldern: Oberflächen- und Tiefensedimente (Forts.)

			Neukirchen 436,2 links					Dömitz 504,8 rechts					
Stechrohre			14	15				16			17		
BfG-Nummern			**120860**	**120861**	**120862**	**120863**	**120864**	**120865**	**120866**	**120867**	**120868**	**120869**	**120870**
Nummern Cluster			**L381**	**L301**	**L302**	**L303**	**L304**	**R411**	**R412**	**R413**	**R421**	**R422**	**R423**
Probe (ID#)			Elbe-III-08-a	Elbe-III-10-a	Elbe-III-10-b	Elbe-III-10-c	Elbe-III-10-d	Dömitz-Feld1-a	Dömitz-Feld1-b	Dömitz-Feld1-c	Dömitz-Feld2-a	Dömitz-Feld2-b	Dömitz-Feld2-c
Entnahmedatum von			19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	19.09.2012	22.08.2012	22.08.2012	22.08.2012	22.08.2012	22.08.2012	22.08.2012
Entnahmestelle			Elbe-III-08	Elbe-III-10	Elbe-III-10	Elbe-III-10	Elbe-III-10	Döhmitz-Feld1	Döhmitz-Feld1	Döhmitz-Feld1	Döhmitz-Feld2	Döhmitz-Feld2	Döhmitz-Feld2
Geogr. Breite (ETRS89)			52.89394	52.89407	52.89407	52.89407	52.89407	53.14011	53.14011	53.14011	53.14069	53.14069	53.14069
Geogr. Länge (ETRS89)			11.89216	11.89156	11.89156	11.89156	11.89156	11.24195	11.24195	11.24195	11.24049	11.24049	11.24049
Entnahmetiefe von (cm)			0.00	0.00	2.00	37.00	43.00	0.00	8.00	20.00	0.00	15.00	30.00
Entnahmetiefe bis (cm)			26.00	2.00	37.00	43.00	50.00	8.00	20.00	45.00	15.00	30.00	65.00
Lithologie / Bodenart			Fein/ Mittelsand	Sandmudde	Ton, schluffig, sandig	Fein/ Mittelsand	Ton, schluffig, sandig	Sand, kiesig	Mittel-/Grobsand	Schluff	Sand, kiesig	Sand, schluffig	Schluff, sandig
TOC	<2000 µm-Fraktion	Gew.% TS	0.1	2.5	4.4	0.2	2.9	0.4	0.2	7.8	0.3	4.9	4.1
Trockenrückstand	Gesamtfraktion	Gew.% TS	81	54	45	82	55	79	86	41	82	50	60
Fraktion 2-63 mm	Gesamtfraktion	%	0.4	2.1	0.2	0.1	1.6	6.8	6	0.3	8.6	0.7	0.9
Fraktion 0,63-2 mm	Gesamtfraktion	%	8.1	3.3	0.2	2.1	2.8	29	44	0.5	13	2.4	3.7
Fraktion 0,2-0,63 mm	Gesamtfraktion	%	90	61	5.4	87	31	52	45	2.1	67	23	31
Fraktion 0,063-0,2 mm	Gesamtfraktion	%	0.8	15	2.3	8	5.9	10	3.3	1.3	9.5	29	33
Fraktion 0,02-0,063 mm	Gesamtfraktion	%	0.1	7.2	12	0.5	7.1	0.4	0.5	12	0.6	11	6.9
Fraktion <0,02 mm	Gesamtfraktion	%	0.4	12	80	2.1	52	1.6	1.9	84	1.8	34	25
Quecksilber	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.13	1	2	0.09	1.3	0.16	0.11	4.2	0.15	3	8.1
Cadmium	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.20	1.9	8.1	0.4	5.4	0.4	0.20	11.2	0.20	0.6	0.4
Pb	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	7	39	248	17	167	9	7	362	7	100	38
Zink	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	53	398	1128	96	778	82	47	1294	51	202	78
Kupfer	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	3	29	159	7	91	10	6	296	5	149	25
Nickel	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	4	19	48	6	34	4	4	65	4	14	12
Arsen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	3	16	149	7	76	4	4	207	3	16	9
Chrom	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	5	28	125	9	82	6	5	215	5	31	23
a-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.17	7.8	0.3	0.06	0.07	0.27	0.3	0.37	0.33	0.13	0.1
b-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.33	16	0.9	<0,05	0.22	0.42	0.31	0.27	0.43	<0,05	<0,05
g-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.06	2.4	0.06	<0,05	0.06	0.09	0.11	0.27	0.1	0.07	0.06
p,p'-DDT	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	<0,05	61	0.36	0.15	0.07	0.34	<0,05	0.38	0.34	0.22	0.27
p,p'-DDE	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.12	6.8	0.6	<0,05	0.39	0.46	0.33	0.83	0.33	1	0.79
p,p'-DDD	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	1	48	3.4	0.09	0.77	1.8	1.3	0.95	1.3	10	4.2
PCB 28	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.06	1.1	<0,05	<0,05	0.21	0.45	0.48	0.8	0.45	0.47	0.21
PCB 52	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	<0,05	1.3	0.1	<0,05	0.09	0.27	0.36	1.1	0.27	0.43	0.8
PCB 101	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	<0,05	1.6	0.14	<0,05	0.1	0.28	0.39	1.6	0.17	0.89	2
PCB 118	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	<0,05	1	0.09	<0,05	0.06	0.14	0.18	1.2	0.06	0.47	0.91
PCB 138	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.03	2.7	0.23	<0,05	0.11	0.34	0.47	0.48	0.13	1.1	4.1
PCB 153	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.03	3	0.2	<0,05	0.14	0.43	0.63	1.3	0.19	1.3	4.1
PCB 180	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.06	2.3	0.18	<0,05	0.17	0.44	0.44	1	0.16	0.83	3.2
Pentachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.31	8	0.77	0.07	2	38	48	46	38	37	22
Hexachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	1.2	37	2.9	0.31	3	50	58	88	48	47	26
Benzo(a)pyren	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.05	<0,01	0.24	0.27	0.15	0.02	<0,01	0.73	0.04	0.52	0.23
Anthracen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.03	<0,01	0.15	0.12	0.09	<0,01	0.01	0.33	0.01	0.24	0.16
Fluoranthen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.13	0.01	0.74	0.84	0.53	0.06	0.05	2.3	0.16	2	0.91
Summe 5 PAK	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.23	<0,05	0.89	1.31	0.71	0.08	0.03	3.7	0.2	2.25	0.99
Tributylzinn	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	<1	6	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

Tabelle A.1: Chemische Untersuchungen in Buhnenfeldern: Oberflächen- und Tiefensedimente (Forts.)

			Rüterberg 507,3 rechts											
Stechrohre			18			19					20			
BfG-Nummern			120871	120872	120873	120874	120875	120876	120877	120878				
Nummern Cluster			R511	R512	R521	R522	R523	R531	R532	R533				
Probe (ID#)			Rüterberg-Feld1-a	Rüterberg-Feld1-b	Rüterberg-Feld2-a	Rüterberg-Feld2-b	Rüterberg-Feld2-c	Rüterberg-Feld3-a	Rüterberg-Feld3-b	Rüterberg-Feld3-c				
Entnahmedatum von			23.08.2012	23.08.2012	23.08.2012	23.08.2012	23.08.2012	23.08.2012	23.08.2012	23.08.2012				
Entnahmestelle			Rüterberg-Feld1	Rüterberg-Feld1	Rüterberg-Feld2	Rüterberg-Feld2	Rüterberg-Feld2	Rüterberg-Feld3	Rüterberg-Feld3	Rüterberg-Feld3				
Geogr. Breite (ETRS89)			53.14241	53.14241	53.14237	53.14237	53.14237	53.14287	53.14287	53.14287				
Geogr. Länge (ETRS89)			11.20415	11.20415	11.20411	11.20411	11.20411	11.20456	11.20456	11.20456				
Entnahmetiefe von (cm)			0.00	5.00	0.00	5.00	20.00	0.00	5.00	35.00				
Entnahmetiefe bis (cm)			5.00	50.00	5.00	20.00	40.00	5.00	35.00	70.00				
Lithologie / Bodenart			Organcmudde	Schluff, sandig	Organomudde	Sand, schluffig	Schluff, sandig	Schluff, sandig	Schluff, sandig	Schluff, sandig				
TOC	<2000 µm-Fraktion	Gew.% TS	4.3	8.9	3.4	8.3	8.5	3.7	11	9.7				
Trockenrückstand	Gesamtfraktion	Gew.% TS	30	35	35	41	37	48	30	34				
Fraktion 2-63 mm	Gesamtfraktion	%	0.6	1	0.8	2	0.7	3.0	0.0	0.2				
Fraktion 0,63-2 mm	Gesamtfraktion	%	3.3	6.2	8.4	4	2.5	9.3	0.6	0.0				
Fraktion 0,2-0,63 mm	Gesamtfraktion	%	20	13	37	21	7.6	55	1.7	0.3				
Fraktion 0,063-0,2 mm	Gesamtfraktion	%	20	12	13	16	14	11	4.8	1.2				
Fraktion 0,02-0,063 mm	Gesamtfraktion	%	22	17	15	12	14	5.3	24	15				
Fraktion <0,02 mm	Gesamtfraktion	%	35	51	26	45	61	17	69	83				
Quecksilber	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	1.5	14	1.1	16.3	23.8	3.7	17	17.9				
Cadmium	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	3.5	9.4	2.7	7.3	8.3	5.4	22.8	16.7				
Pb	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	54	206	43	198	272	61	230	247				
Zink	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	615	1631	469	1285	1429	631	2486	2318				
Kupfer	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	48	212	38	208	208	87	426	355				
Nickel	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	25	53	19	54	50	26	99	88				
Arsen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	17	153	14	163	166	23	110	137				
Chrom	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	43	242	32	193	139	79	393	534				
a-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	28	46	2.2	34	7.2	11	30	23				
b-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	97	130	5.7	220	20	7.9	26	19				
g-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	6.3	9.7	0.4	8.5	2.1	2.7	12	8				
p,p'-DDT	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	17	22	11	20	6.7	2.1	19	16				
p,p'-DDE	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	100	130	4.9	110	45	15	77	120				
p,p'-DDD	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	400	1400	17	390	140	34	270	260				
PCB 28	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	4.5	8.9	1.1	3.3	2	3.5	16	15				
PCB 52	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	10	16	1	8	5.5	4.1	21	22				
PCB 101	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	14	19	1.4	13	12	6.6	31	32				
PCB 118	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	7.8	11	0.79	6.8	7.8	4.5	26	25				
PCB 138	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	13	18	2.3	14	15	11	35	43				
PCB 153	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	17	22	2.5	17	16	14	39	45				
PCB 180	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	8.3	12	1.6	7.5	8.3	9.9	20	25				
Pentachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	21	14	15	25	31	21	34	17				
Hexachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	71	79	34	93	79	53	160	92				
Benzo(a)pyren	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.53	1.1	0.17	2.1	0.94	0.32	0.75	0.66				
Anthracen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.77	1.4	0.08	1.8	0.9	0.27	0.86	1				
Fluoranthen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	2.9	4.8	0.52	8.2	3.3	1.1	3.5	4				
Summe 5 PAK	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	2.12	5.09	0.72	9.3	4.23	1.28	3.06	2.87				
Tributylzinn	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	14	14	7	<1	<1	140	1300	300				

Tabelle A.1: Chemische Untersuchungen in Buhnenfeldern: Oberflächen- und Tiefensedimente (Forts.)

			Damnatz 509,4 links					
Stechrohre			21				22	
BfG-Nummern			**120879**	**120880**	**120881**	**120882**	**120883**	**120884**
Nummern Cluster			**L611**	**L612**	**L613**	**L614**	**L621**	**L622**
Probe (ID#)			Damnatz-Feld1-a	Damnatz-Feld1-b	Damnatz-Feld1-c	Damnatz-Feld1-d	Damnatz-Feld2-a	Damnatz-Feld2-b
Entnahmedatum von			23.08.2012	23.08.2012	23.08.2012	23.08.2012	23.08.2012	23.08.2012
Entnahmestelle			Damnatz-Feld1	Damnatz-Feld1	Damnatz-Feld1	Damnatz-Feld1	Damnatz-Feld2	Damnatz-Feld2
Geogr. Breite (ETRS89)			53.13863	53.13863	53.13863	53.13863	53.13915	53.13915
Geogr. Länge (ETRS89)			11.17933	11.17933	11.17933	11.17933	11.17948	11.17948
Entnahmetiefe von (cm)			0.00	10.00	35.00	55.00	0.00	10.00
Entnahmetiefe bis (cm)			10.00	35.00	55.00	70.00	10.00	35.00
Lithologie / Bodenart			Schluff, sandig	Schluff, sandig	Fein/Mittelsand	Fein/Mittelsand	Schluff, sandig	Fein/Mittelsand
TOC	<2000 µm-Fraktion	Gew.% TS	5.7	3.4	4.9	2.7	4.6	3.9
Trockenrückstand	Gesamtfraktion	Gew.% TS	29	37	44	49	29	52
Fraktion 2-63 mm	Gesamtfraktion	%	0.4	0.1	0.6	0.4	1.1	7.2
Fraktion 0,63-2 mm	Gesamtfraktion	%	2.6	4.3	9.6	9.2	5	15
Fraktion 0,2-0,63 mm	Gesamtfraktion	%	18	20	22	39	7.6	33
Fraktion 0,063-0,2 mm	Gesamtfraktion	%	9.8	3.8	3.4	2.9	6	8.8
Fraktion 0,02-0,063 mm	Gesamtfraktion	%	24	26	16	15	32	9.9
Fraktion <0,02 mm	Gesamtfraktion	%	46	46	49	33	48	26
Quecksilber	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	2.2	1.6	6.9	1.4	1.6	5.1
Cadmium	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	5.5	4.3	6.6	3	4.9	4.1
Pb	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	86	54	110	45	68	84
Zink	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	931	635	1014	461	810	677
Kupfer	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	76	50	122	42	58	81
Nickel	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	37	27	45	23	32	29
Arsen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	28	21	49	17	21	56
Chrom	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	62	43	105	37	49	68
a-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	3.9	2.1	4.3	3	3.6	10
b-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	13	4.1	6.1	4.4	9.9	39
g-HCH	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	0.93	0.39	1.6	0.51	1.4	2.2
p,p'-DDT	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	25	10	5.1	16	37	210
p,p'-DDE	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	13	6.5	18	5.7	7.4	31
p,p'-DDD	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	46	27	52	27	32	210
PCB 28	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	1.9	1.3	3.9	1	1.3	2.3
PCB 52	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	2.3	1.6	7.5	1.3	1.8	3.7
PCB 101	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	5.3	2.1	7	1.9	2.8	6.5
PCB 118	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	2.4	1.1	3.5	1.2	1.8	3.1
PCB 138	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	12	3.6	10	3.2	4.4	9.9
PCB 153	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	15	4.2	13	3.9	5	11
PCB 180	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	13	3.2	9	2.8	3.3	7.9
Pentachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	21	31	30	7.3	6.3	9
Hexachlorbenzol	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	87	49	58	20	30	42
Benzo(a)pyren	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.27	0.14	0.32	0.13	0.17	0.74
Anthracen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.17	0.09	0.21	0.08	0.11	0.70
Fluoranthen	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	0.87	0.44	0.99	0.4	0.56	3
Summe 5 PAK	<2000 µm-Fraktion	mg/kg TS	1.08	0.57	1.37	0.57	0.73	3.0
Tributylzinn	<2000 µm-Fraktion	µg/kg TS	30	16	180	12	11	12

In der Reihe BfG-Mitteilungen sind bisher erschienen:

Nr. 1: Festschrift zum 60. Geburtstag von Dr. Herbert Knöpp – Mitarbeiter berichten über aktuelle Themen aus ihrem Arbeitsbereich. Koblenz 1988, 138 S.

Nr. 2: Oberharzer Untersuchungsgebiete – Bericht über die Untersuchungen in den Jahren 1981-1985. Koblenz 1988, 156 S.

Nr. 3: Zur Geschichte des Institutes für Wasserwirtschaft Berlin 1952-1990. Koblenz 1991, 45 S.

Nr. 4: Die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse in der ehemaligen DDR unter besonderer Berücksichtigung der Wasserbeschaffenheit. Koblenz 1991, 25 S., Anlg.

Nr. 5: Hydrogeologische Grundlagen für die Bundeswasserstraßen im Bereich der neuen Bundesländer. Koblenz, 1993, 20 S., Anlg.

Nr. 6: Unterbringung von belastetem Baggergut im aquatischen Milieu. Beiträge zum Kolloquium am 8. Oktober 1992 in Berlin. Koblenz 1994, 57 S.

Nr. 7: Wasserstraßen und Umwelt. Beiträge zum HTG-Sprechtag am 15. Juni 1994 in Koblenz. Koblenz 1995, 70 S.

Nr. 8: Wasserbewirtschaftung an Bundeswasserstraßen. Ausgew. Beiträge zum Kolloquium am 2. Februar 1994 in Berlin. Koblenz 1995, 65 S.

Nr. 9: Umweltverträglichkeitsuntersuchungen an Bundeswasserstraßen – Materialien zur Bewertung von Umweltauswirkungen. Koblenz 1996, Teil I-III, 172 S., getr. Zählung

Nr. 10: Das Januarhochwasser 1995 im Rheingebiet. Koblenz 1996, 47 S.

Nr. 11: Baggern und Verklappen im Küstenbereich – Auswirkungen auf das Makrozoobenthos. Beiträge zum Workshop am 15.11.1995 in Hamburg. Koblenz 1996, 111 S.

Nr. 12: Gewässerökosystem Mosel. Beiträge zum Kolloquium am 8. Juni 1995 in Koblenz. Koblenz 1996, 88 S.

Nr. 13: Molekularbiologische Grundlagen und limnologische Bedeutung der Lichthemmung (Photoinhibition) der Photosynthese in Fließgewässern – Literaturstudie. Koblenz 1997, 48 S.

Nr. 14: Festschrift zum 50jährigen Jubiläum. Koblenz, Januar 1998, 72 S.

Nr. 15: Schadstoffbelastung der Sedimente in den Ostseeküstengewässern. Koblenz, Juli 1998, 124 S.

Nr. 16: Zukunft der Hydrologie in Deutschland. Tagung vom 19.-21. Januar 1998 in Koblenz. Koblenz, Oktober 1998, 224 S.

Nr. 17: Der Main – Fluß und Wasserstraße. Vortragsveranstaltung des Wasserstraßenneubauamtes Aschaffenburg am 5. und 6. Mai 1997 in Würzburg. Koblenz, November 1998, 148 S.

Nr. 18: Erfolgskontrollen an Bundeswasserstraßen – Beweissicherung für Eingriffsbeurteilung und Kompensationsmaßnahmen. Beiträge zum Kolloquium am 18.11.1997 in Koblenz. Koblenz, Februar 1999, 52 S.

Nr. 19: Mathematische Modelle in der Gewässerkunde – Stand und Perspektiven. Beiträge zum Kolloquium am 15./16.11.1998 in Koblenz. Koblenz, August 1999, 130 S.

Nr. 20: Umweltverträglichkeitsuntersuchungen an Bundeswasserstraßen – Materialien zur Behandlung von Alternativen und Wechselwirkungen sowie zur Durchführung der Verträglichkeitsprüfung nach FFH-Richtlinie. Koblenz, Februar 2000, 64 S.

Nr. 21 GIS-gestützte hydrologische Kartenwerke in Mitteleuropa. Beiträge zum internationalen Workshop vom 12.–14.10.1999 in Koblenz. Koblenz, Juli 2000, 199 S.

Nr. 22 Sedimentbewertung in europäischen Flussgebieten – Sediment Assessment in European River Basins. Beiträge zum internationalen Symposium vom 12.-14. April 1999 in Berlin. Koblenz, November 2000, 196 S. (deutsch/englisch)

Nr. 23 Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. Koblenz, Februar 2001, 28 S.

Nr. 24 Mathematisch-numerische Modelle in der Wasserwirtschaft. Handlungsempfehlung für Forschungs- und Entwicklungsarbeiten. Koblenz, Mai 2002, 56 S.

Nr. 25 Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung. Das integrierte Flussauenmodell INFORM, Koblenz, Mai 2003, 212 S.

Nr. 26 Methode der Umweltrisikoeinschätzung und FFH-Verträglichkeitseinschätzung für Projekte an Bundeswasserstraßen. – Ein Beitrag zur Bundesverkehrswegeplanung – , Koblenz, Mai 2004, 23 S. + Anlagen

Nr. 27 Niedrigwasserperiode 2003 in Deutschland. Ursachen – Wirkungen – Folgen. Koblenz, Oktober 2006, 212 S. + CD

Nr. 28 Möglichkeiten zur Verbesserung des ökologischen Zustands von Bundeswasserstraßen. Fallbeispielsammlung. Koblenz, März 2009, 36 S.

Nr. 29 Das hydrologische Extremjahr 2011: Dokumentation, Einordnung, Ursachen und Zusammenhänge. Koblenz, Januar 2014, 164 S. + CD